

XXX CLH

CONGRESO LATINOAMERICANO
DE HIDRAULICA | BRASIL | 2022

ANALES

- VOLÚMEN 6 B -

AGUA, AMBIENTE Y SOCIEDAD DEL CONOCIMIENTO



International Association
for Hydro-Environment
Engineering and Research

Hosted by
Spain Water and IWHR, China

Organizadores

Dr. Cristiano Poletto - UFRGS (Presidente)
Dr. José Gilberto Dalfré Filho - UNICAMP
Dr. André Luís Sotero Salustiano Martim - UNICAMP

**ANALES DEL
XXX CONGRESO LATINOAMERICANO DE
HIDRÁULICA 2022**

- VOLÚMEN 6 B -
AGUA, AMBIENTE Y SOCIEDAD DEL CONOCIMIENTO



Madrid – España
2023

Copyright © 2023, by IAHR Publishing.

Derechos Reservados en 2023 por **IAHR Publishing.**

Montaje: Cristiano Poletto

Organización General de la Obra: Cristiano Poletto; José Gilberto Dalfré Filho;
André Luís Sotero Salustiano Martim

Maquetación: Juliane Fagotti; Cícero Manz Fagotti

Relectura General: Elissandro Voigt Beier

Portada: Juliane Fagotti

Cristiano Poletto; José Gilberto Dalfré Filho; André Luís Sotero Salustiano Martim
(Organizadores)

ANALES del XXX Congreso Latinoamericano de Hidráulica – VOLÚMEN 6 B – AGUA,
AMBIENTE Y SOCIEDAD DEL CONOCIMIENTO/ Organizadores: Cristiano Poletto; José
Gilberto Dalfré Filho; André Luís Sotero Salustiano Martim – MADRI, España: IAHR
Publishing, 2023.

576.: il.;

ISBN • 978-90-832612-7-0

*ES AUTORIZADA la libre reproducción, total o parcial, por cualquier medio, sin
autorización escrita del Editor o de los Organizadores.*

REALIZACIÓN



International Association
for Hydro-Environment
Engineering and Research

Hosted by
Spain Water and IWHR, China

COMITÉ ORGANIZADOR



ORGANIZAÇÃO



PATROCINADORES



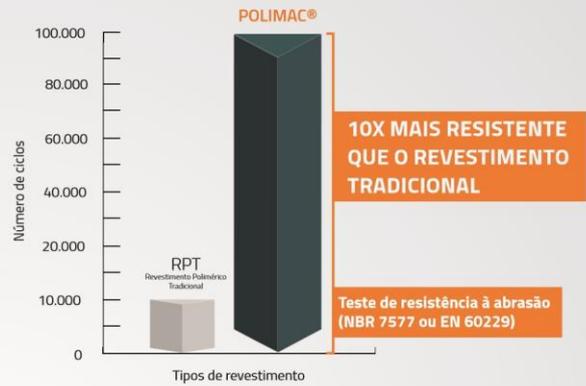
PoliMac®

A nova tecnologia **PoliMac®** para soluções em malha de dupla torção é um composto polimérico inerte que possui alta resistência à abrasão. É capaz de resistir às condições mais severas, como: danos mecânicos e químico altamente agressivos, exposição à radiação ultravioleta e baixas temperaturas.

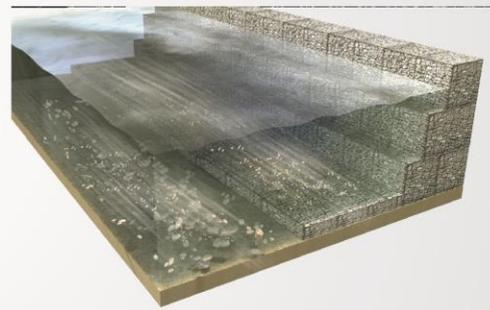


Revestimento **PoliMac®**
(com identificação personalizada)

- 1** Revestimento metálico de longa vida útil GalMac® 4R
- 2** Revestimento intermetálico
- 3** Alma de aço BTC* *Baixo teor de Carbono



Os Gabiões **PoliMac®** foram desenvolvidos para resistir ao desgaste por abrasão. O aumento da precipitação pluviométrica extrema combinadas com erosões, elevam o transporte de sedimentos pelos rios. O efeito do desgaste do material em contato com as partículas em suspensão é uma das principais preocupações em obras hidráulicas.





OVERTECH[®]
Soluções Tecnológicas

**SOLUÇÕES INTEGRADAS POR MEIO DE SERVIÇOS E PRODUTOS
PARA AS ÁREAS DE HIDROMETEOROLOGIA E METEOROLOGIA**

- 01 ANEMÔMETRO, BARÔMETRO, TEMPERATURA E RH
- 02 PIRANÔMETRO
- 03 ANTENA SATELITAL
- 04 PAINEL SOLAR
- 05 GABINETE (DATALOGGER, TRANSMISSOR G0ES, CONTROLADOR DE CARGA, BATERIA, SISTEMA DE PROTEÇÃO)
- 06 PLUVIÔMETRO
- 07 LIMNIMETRO



BATIMETRIA

DEFINIÇÃO DA RELAÇÃO COTA-ÁREA-VOLUME / PROJEÇÃO DE VIDA ÚTIL DO RESERVATÓRIO

HIDROMETRIA

LEVANTAMENTO TOPOBATIMÉTRICO / MEDIÇÃO DE DESCARGA LÍQUIDA / NIVELAMENTO GEOGRÁFICO / DETERMINAÇÃO DA CURVA DE DESCARGA LÍQUIDA / ELABORAÇÃO DE RELATÓRIOS

HIDROMETEOROLOGIA

SENSORES DE NÍVEL E VAZÃO / SENSORES DE NÍVEL SHAFT ENCODER / RÉGUAS LIMNIMÉTRICAS / RN'S (REFERENCIAIS DE NÍVEL) / PROJETOS, LAUDOS TÉCNICOS E RELATÓRIOS DE INSTALAÇÃO DE REDES HIDROMETEOROLÓGICAS

METEOROLOGIA

TERMÔMETROS / PIRANÔMETROS / PLUVIÔMETROS / ANEMÔMETROS / SENSORES DA UMIDADE RELATIVA (RH) E TEMPERATURA DO AR / BARÔMETROS / DEMAIS SENSORES RELACIONADOS

QUALIDADE DA ÁGUA

DETERMINAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS IN SITU / COLETA DE AMOSTRAS PARA ANÁLISE LABORATORIAL / EMISSÃO DE LAUDOS / SONDAS DE QUALIDADE DE ÁGUA

SEDIMENTOMETRIA

COLETA DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO / COLETA DE SEDIMENTOS DE FUNDO / COLETA DE SEDIMENTOS DE ARRASTE / ANÁLISES LABORATORIAIS / DETERMINAÇÃO DA CURVA DE SÓLIDOS TOTAIS

TELEMETRIA

CONSULTORIA E IMPLANTAÇÃO DE REDES TELEMÉTRICAS / INSTALAÇÃO DE ESTAÇÕES HIDROMETEOROLÓGICAS AUTOMÁTICAS / AUDITORIA E INSPEÇÃO DE REDES DE MONITORAMENTO / MANUTENÇÕES CORRETIVAS E PREVENTIVAS / CALIBRAÇÃO E REPARO DE SENSORES

DESENVOLVIMENTO DE SOFTWARES

DESENVOLVIMENTO DE SOFTWARES PERSONALIZADOS / SOFTWARES PARA RECEPÇÃO, TRATAMENTO E DISPONIBILIDADE DE DADOS

REPRESENTANTE EXCLUSIVA

STEVENS
MEASUREMENTS TO MIND

Nesa Srl
Environmental Monitoring Systems

PRODUTOS IDEALIZADOS DE ACORDO COM AS NECESSIDADES DA SUA EMPRESA:

HIDROMETEOROLOGIA



SENSORES DE NÍVEL E VAZÃO / SENSORES DE NÍVEL SHAFT ENCODER
RÉGUAS LIMNIMÉTRICAS / RN'S (REFERENCIAIS DE NÍVEL)
SONDAS DE QUALIDADE DE ÁGUA

METEOROLOGIA



TERMÔMETROS / PIRANÔMETROS / PLUVIÔMETROS / ANEMÔMETROS
SENSORES DE UMIDADE RELATIVA (RH) E TEMPERATURA DO AR / BARÔMETROS
DEMAIS SENSORES RELACIONADOS

DATALOGGERS



DL 3000 / DLIGHT LOGGER / OVERLOGGER

TELEMETRIA



OVERGPRS / SATCOMM (G0ES) / REDE ETHERNET

QUALIDADE DO SOLO



POGO / HYDRA PROBE II / SENSORES DE TEMPERATURA DO SOLO

SISTEMAS DE ALERTAS



ESTAÇÃO DE SIRENES



ProfÁgua

Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

Sobre o ProfÁgua

O ProfÁgua é um curso de mestrado stricto sensu, GRATUITO, na área de ciências ambientais, que proporciona ampla formação aos profissionais, aliando teoria e prática, de modo a aumentar a eficácia de sua atuação na área de recursos hídricos.

Acesse nosso site:



Mais informações

(18) 3743 - 1978 (ramal 1917 ou 1921)
profagua@unesp.br

ÁREAS DE CONCENTRAÇÃO

1. Instrumentos da Política de Recursos Hídricos
2. Regulação e Governança de Recursos Hídricos

Linhas de pesquisa

- 1.1 Ferramentas Aplicadas aos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos
- 1.2 Metodologias para Implementação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos
- 2.1 Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos
- 2.2 Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água



| SUMÁRIO |

APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DO CAMPO - PR	14
EMPLEO DE HERRAMIENTAS HIDROMETEOROLÓGICAS PARA MEJORAR LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA EN CUENCA DE CÓRDOBA	16
PROGRAMA REGIONAL DE DISEÑO Y MONITOREO DE CALIDAD DE AGUA DE USO AGRÍCOLA EN EL ALTO VALLE DE RÍO NEGRO Y NEUQUÉN	28
PROPOSTAS DE MELHORIAS EM SISTEMAS DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL NA COMUNIDADE TAUÁ, LONTRA (MG, BRASIL)	30
EVALUACIÓN Y PREDICCIÓN DE LA TEMPERATURA DEL AGUA DE UN RÍO EN LOS ANDES PERUANOS	41
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E SUA RELAÇÃO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM UMA REGIÃO DO DISTRITO FEDERAL – BRASIL	53
OS IMPACTOS DAS PRECIPITAÇÕES NO ANDAMENTO DE OBRAS ENVOLVENDO MOVIMENTAÇÃO DE TERRA. UM ESTUDO DE CASO DAS OBRAS DE IMPLANTAÇÃO E PAVIMENTAÇÃO DA RUA JOÃO DE SOUZA MACIEL	56
ÁGUA PARA QUE? (QUEM?): ANÁLISE DA GESTÃO DA TARIFA SOCIAL NO MUNICÍPIO DE SÃO LEOPOLDO	63
GESTÃO E USO DOMÉSTICO DA ÁGUA PARA ENFRENTAMENTO DA COVID-19 EM MANAUS.....	70
SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DEL AGUA EN LA ZONA METROPOLITANA DE CUERNAVACA	71
IMPACTOS DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA SOBRE OS CUSTOS DE PRODUÇÃO DE ARROZ NA BACIA DO RIO GRAVATAÍ.....	85
INFLUÊNCIA DO USO DE REGRAS DISCRETIZADAS NA OPERAÇÃO MENSAL DO SISTEMA HÍDRICO CUREMA-MÃE D'ÁGUA	87
ESTUDO COMPARATIVO ENTRE OS ÍNDICES NDVI PARA DETERMINAÇÃO DO USO DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ.....	95
SAZONALIDADE DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA DE MATURAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CAMPINA GRANDE, PB.....	97
ESTUDO DE ROMPIMENTO HIPOTÉTICO DE BARRAGEM – ESTUDO DE CASO: BARRAGENS 1 E 2 – PARAUPEBAS/PA.....	99
EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS: UMA EXPERIÊNCIA DE CIÊNCIA CIDADÃ EM SALA DE AULA	100
DIAGNÓSTICO DO COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO IVAÍ E PARANÁ 1.....	110
A OUTORGA PARA O USO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO ALTO E MÉDIO CURSO PARAÍBA E AS IMPLICAÇÕES QUANDO DO USO NÃO AUTORIZADO	117
TRATAMENTO DE ÁGUA POR PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO	126
ANÁLISE DA EFETIVIDADE DA AGÊNCIA REGULADORA DE SANEAMENTO BÁSICO/ARSAN, LOCALIZADA NA BACIA DO MÉDIO SÃO FRANCISCO/MG	131

PERCEPÇÃO E ANÁLISE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PITIMBU, RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL	133
COMPRIMENTO DE MEIA-VIDA DO PESTICIDA DIURON EM DIFERENTES ESTAÇÕES DO ANO NO RIO PIRAPOZINHO - SP	135
COMPRIMENTO DE MEIA-VIDA DA AMT EM DIFERENTES ESTAÇÕES DO ANO NO RIO SANTO ANASTÁCIO-SP	137
CONCEPÇÃO DE SISTEMA DE REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS PARA O AEROPORTO ORLANDO BEZERRA DE MENEZES EM JUAZEIRO DO NORTE – CE	139
IMPLEMENTAÇÃO DO PLANO DE CAPACITAÇÃO PARA OS MEMBROS DO COMITÊ DE GERENCIAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JACUTINGA E BACIAS CONTÍGUAS	150
A BIBLIOGRAPHIC REVIEW ON GROUNDWATER QUALITY INDICES FOR DRINKING PURPOSE ..	159
CONSIDERAÇÕES SOBRE A EVOLUÇÃO DAS USINAS HIDRELÉTRICAS NO BRASIL E SEUS IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS.....	161
ANÁLISE DO IMPACTO DA ASSIMETRIA DA INFORMAÇÃO NOS PROCESSOS REGULATÓRIOS NA EFICIÊNCIA E QUALIDADE DOS SERVIÇOS DE SANEAMENTO.....	167
CORRELAÇÕES DOS PARÂMETROS DE MONITORAMENTO RELEVANTES ÀS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS NO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, VISANDO AO DESENVOLVIMENTO DE MODELO PREDITIVO POR REDES NEURAIIS	169
AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO BOMBEAMENTO DO RIO PINHEIROS PARA A QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO BILLINGS POR MEIO DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS E MATRIZES DE CORRELAÇÃO.....	181
FORMACIÓN EN EL SECTOR HÍDRICO DURANTE LA PANDEMIA.....	193
FRAGILIDADES AMBIENTAIS E IMPACTOS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS EM UMA COMUNIDADE QUILOMBOLA	203
A GESTÃO PARTICIPATIVA COMO ELEMENTO DE INTEGRAÇÃO ENTRE AS POLÍTICAS AMBIENTAL E DE RECURSOS HÍDRICOS	205
FERRAMENTA INTERATIVA PARA AVALIAÇÃO DA PROPAGAÇÃO DE CHEIAS: UMA ABORDAGEM PEDAGÓGICA A PARTIR DE <i>SERIOUS GAMES</i>	212
CARACTERIZACIÓN DE LA SEQUÍA – REVISIÓN DE LAS METODOLOGÍAS Y ENFOQUES IMPLEMENTADOS EN CASOS DE ESTUDIO EN MÉXICO	214
ODS 6: PANORAMA DE IMPLEMENTAÇÃO PARA O BRASIL	227
POSSÍVEIS IMPACTO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA ADVINDOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DE PEIXE/MG	229
MATURIDADE URBANA FRENTE A EVENTOS EXTREMOS A CIDADES RESILIENTES: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA.....	231
UMA REVISÃO DAS PRÁTICAS E TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS PARA ABASTECIMENTO DE ÁGUA NAS RESIDÊNCIAS	239
TÉCNICAS PARA REDUZIR O DESPERDÍCIO DE ÁGUA NOS ABRIGOS DE MIGRANTES E REFUGIADOS EM RORAIMA.....	251
ASPECTOS SOCIOAMBIENTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SEPOTUBA.....	258

A IMPORTÂNCIA DA IMPLEMENTAÇÃO DO PLANO DIRETOR DE DRENAGEM URBANA PARA A CIDADE DE BOA VISTA - RR.....	260
AVALIAÇÃO DE RISCO NOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA EM COMUNIDADE QUILOMBOLA DO ESTADO DE GOIÁS	266
IMPLICIT STOCHASTIC OPTIMIZATION AND RANDOM FOREST FOR MONTHLY RESERVOIR OPERATION.....	272
ANÁLISE DO MODELO DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA ADOTADO PARA AS ÁGUAS DO RIO SÃO FRANCISCO	281
CALIBRATION OF A PHOSPHORUS PRODUCTION MODEL IN WATERSHEDS BASED ON LAND USE AND OCCUPATION	291
ANÁLISE DA TARIFA SOCIAL ANTE A VULNERABILIDADE DOS CONSUMIDORES DO ABASTECIMENTO PÚBLICO: CONJUNTO ACÁCIO FIGUEIREDO – CAMPINA GRANDE - PB	298
IMPACTO ECONÔMICO DA ESTRUTURA TARIFÁRIA SOBRE OS USUÁRIOS DE BAIXA RENDA NO ESTADO DE PERNAMBUCO	310
ESTUDO DE CASO DA PEGADA HÍDRICA NA ESCOLA ESTADUAL CLEMENTINO PROCÓPIO – CAMPINA GRANDE – PB	320
PERCEPCIÓN DEL RIESGO SOBRE LA CONTAMINACIÓN DEL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA BAJO DIFERENTES DIMENSIONES.....	326
ALOCAÇÃO DE BARRAGENS NA CONTENÇÃO DE ENCHENTES EM CONCÓRDIA/SC.....	335
AVALIAÇÃO HIDROLÓGICA DA CONTRIBUIÇÃO DA ÁREA RURAL NA REDUÇÃO DAS ENCHENTES EM CONCÓRDIA/SC	346
DESARROLLO DE UNA ESTRATEGIA DE ENERGÍA HIDROELÉCTRICA DE PEQUEÑA ESCALA SOCIAL Y AMBIENTALMENTE SUSTENTABLE EN MÉXICO.....	348
CONTRIBUIÇÃO DA EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO PROSA - CAMPO GRANDE/MS	360
ANÁLISE E MÉTODOS DE PRESERVAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DE AMBIENTES CÁRSTICOS NO OESTE BAIANO	369
PRÁTICAS SUSTENTÁVEIS DO DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE POÇOS DE CALDAS	370
DETERMINACIÓN DEL TAMAÑO ÓPTIMO DE TANQUES DE SISTEMAS DE CAPTACIÓN DE AGUA DE LLUVIA EN EDIFICIOS	372
EFECTO DE PRESAS SOBRE EL RÉGIMEN DE FLUJO. CASO DE ESTUDIO	381
METODOLOGÍA PARTICIPATIVA PARA LA REVISIÓN Y VALIDACIÓN DE UNA RED DE MEDICIÓN HIDROMETEOROLÓGICA: CASO DE ESTUDIO CUENCA DEL RÍO LEBRIJA EN SANTANDER – COLOMBIA.....	391
A QUEBRA DA GOVERNANÇA DO SINGREH COM A AUTO PRORROGAÇÃO DE MANDATOS PELO COMITÊ DE BACIA	392
DIAGNÓSTICO HÍDRICO DA CIDADE DE BANANEIRAS-PB.....	403
ANÁLISIS CUALI CUANTITATIVA DE LA POLÍTICA NACIONAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS: UN COMPARATIVO CON EL NUEVO MARCO REGULATORIO DE SANEAMIENTO BÁSICO.....	412

ASSESSMENT OF THE AQUAPONICS IN A TILAPIA FARM: IN SEARCH OF FOOD SUSTAINABILITY FOR AGRICULTURAL AND SOCIAL DEVELOPMENT OF THE REGION.....	414
MANEJO DE IRRIGAÇÃO PARA A CULTURA DE GRAMÍNEAS EM TRECHO DO ALUVIÃO DO RIO SUCURÚ, MUNICÍPIO DE SUMÉ-PB	424
MÉTODO DE MODELAGEM E CALIBRAÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA PARA BACIAS URBANAS COMPLEXAS	431
ANÁLISE DA UTILIZAÇÃO DE NASCENTES DE RIOS DA REGIÃO DE INTEGRAÇÃO DO TAPAJÓS COMO MEIOS DE LAZER E RECREAÇÃO.....	433
GEOTECNOLOGIAS PARA A PARTICIPAÇÃO CIDADÃ EM ATIVIDADES DE FISCALIZAÇÃO DE USOS DE RECURSOS HÍDRICOS	441
ABORDAGEM LIFESIM PARA ESTIMATIVA DE PERDAS DE VIDAS EM INUNDAÇÕES: REVISÃO E DESAFIOS	451
AVALIAÇÃO GEOESPACIAL DA IMPLANTAÇÃO DE INFRAESTRUTURA DE DRENAGEM PLUVIAL E LICENCIAMENTO AMBIENTAL.....	462
GESTÃO HÍDRICA EM MICRO BACIAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE CAXIAS DO SUL / BRASIL	464
UMA REVISÃO SOBRE A IMPORTÂNCIA DO TRATAMENTO PRÉVIO DE EFLUENTES HOSPITALARES	466
PERSPECTIVAS E A EFETIVIDADE ESPERADA COM O NOVO MARCO LEGAL REGULATÓRIO DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL	478
IDENTIFICACIÓN DE ZONAS VULNERABLES Y DE EROSIÓN HÍDRICA MEDIANTE EL MODELAMIENTO GEOESPACIAL, CUENCA DEL RÍO HUARMEY, ANCASH – PERÚ	490
EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA BACIA DO RIO PIRACICABA	502
RECOMENDAÇÕES PARA ÁREA DEGRADADA EM FUNDO DE VALE NA CIDADE DE MARINGÁ, PARANÁ, BRASIL	511
ANÁLISE DE RISCO DO REÚSO DE ÁGUA NA MODALIDADE RECARGA DE AQUIFERO	518
ADSORÇÃO DE CORANTE AZUL DE METILENO ATRAVÉS DE RESÍDUOS DE CITRUS RETICULADA E CITRUS LATIFOLIA.....	527
AVANÇOS NA MODELAGEM E SIMULAÇÃO DE SISTEMAS DE ALERTA E EVACUAÇÃO (SAE) COM FOCO EM INUNDAÇÕES	529
APLICAÇÃO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR) EM RIOS DO DISTRITO FEDERAL, CLASSIFICADOS COMO NATURAIS EM ESTUDOS ANTERIORES	540
ANÁLISE DE CONTEÚDO DO PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE RONDÔNIA COM FOCO NO PANORAMA DOS USOS MÚLTIPLOS.....	552
POTENCIAL POLUIDOR DE ÁGUAS DE LAGOAS DE RECINTO DE ZOOLOGICO.....	554
PRODUÇÃO DE BIOMASSA DA MICROALGA <i>CHLORELLA</i> SP. EM EFLUENTE DE ESGOTO DOMÉSTICO	556
REÚSO DA ÁGUA EM RESIDÊNCIA UNIFAMILIAR	558
SUSTAINABLE INTEGRATION OF SEAWATER INTO REGIONAL PLANNING OF WATER INFRASTRUCTURE	560

MODELAGEM MATEMÁTICA PARA AÇÕES DE RESPOSTA A VAZAMENTO DE ÓLEO EM EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS	562
AMOSTRAGEM ISOCINÉTICA E NÃO ISOCINÉTICA DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO.....	575

APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DO CAMPO - PR

Pauline Gottstein, Maristela Denise Moresmo Mezzomo e Eudes José Arantes

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil
 paulinegottstein@gmail.com; maristelamezzomo@gmail.com; eudesarantes@gmail.com

Introdução

A busca pelo equilíbrio entre o crescimento econômico, a preservação ambiental e a justiça social, tem fortalecido o paradigma do desenvolvimento sustentável. No contexto mais amplo das questões ambientais, o problema da preservação dos recursos hídricos, atualmente, assume um papel relevante, visto que a água é um elemento indispensável para a sobrevivência de todas as espécies e exerce uma influência decisiva na qualidade de vida das populações (COUTO, 2007; WORLD ECONOMIC FORUM, 2018).

Assim, os índices se tornam instrumentos fundamentais de mensuração da sustentabilidade, que contribuem para o planejamento, monitoramento e gerenciamento de bacias hidrográficas, caracterizando-se como uma ferramenta de suporte a decisão no processo de gestão. Além disso, os índices e indicadores têm o papel de transmitir informações à sociedade de forma objetiva, com clareza e confiabilidade (EUSTACHIO et al., 2019; JANOUSKOVÁ; HÁK; MOLDAN, 2018).

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo aplicar um índice de sustentabilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio do Campo - PR, a fim de subsidiar o planejamento e gestão dos recursos hídricos.

Materiais e Métodos

Para aplicar um índice de sustentabilidade ambiental foram analisados estudos anteriores sobre o tema, adaptando índices e indicadores já propostos; tomando como base as recomendações presentes na Agenda 21 das Nações Unidas e os princípios metodológicos propostos pelo modelo Pressão-Estado-ImpactoResposta (PEIR) da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE).

O índice de sustentabilidade determinado neste estudo, utilizou como premissa a proposta de Couto (2007), sendo constituído de três dimensões que caracterizam o uso e ocupação do solo (fator de uso do solo), a condição física da área (fator de fragilidade potencial) e a condição de desenvolvimento humano (fator de desenvolvimento humano). A essas três dimensões atribuiu-se pesos iguais para composição do índice e utilizou-se a bacia hidrográfica do Rio do Campo - PR como unidade básica de análise, sendo o índice de sustentabilidade a média aritmética das três dimensões.

A bacia hidrográfica do rio do Campo ocupa uma área de aproximadamente 383 km², sendo 238 km² no município de Campo Mourão e 145 km² no município de Peabiru, no estado do Paraná.

O índice de sustentabilidade (IS) foi calculado por sub-bacia (Equação 1) e para a bacia como um todo (Equação 2), sendo expresso na forma de um número entre zero e um, onde quanto mais próximo da unidade melhor a condição de sustentabilidade da bacia.

$$IS_{sb} = \frac{FUS + FFP + FDH}{3} \quad [1]$$

em que IS_{sb} é o índice de sustentabilidade das sub-bacias, sendo $0 \leq IS \leq 1$; FUS é o fator de uso do solo; FFP é o fator de fragilidade potencial; FDH é o fator de desenvolvimento humano.

$$IS_b = \frac{\sum_{i=1}^n IS_{sb}}{n}$$

em que IS_b é o índice de sustentabilidade da bacia, sendo $0 \leq IS \leq 1$; IS_{sb} é o índice de sustentabilidade das sub-bacias; n é o número de sub-bacias.

O fator de uso do solo (FUS) foi determinado pelo peso atribuído a classe de cobertura e uso da terra predominante na bacia (Equação 3). O mapeamento e classificação da cobertura e uso da terra forneceu as informações necessárias à composição do FUS (Tabela 1).

$$FUS = S_{sb} \quad [3]$$

em que S_{sb} é o peso atribuído a classe de uso da terra predominante na sub-bacia, sendo $0 \leq S \leq 1$.

Tabela 1.- Peso atribuído por Classe de Uso da Terra

Classes de Cobertura e Uso da terra	Peso
Floresta	1,00
Silvicultura e Cultura Permanente	0,775
Pastagem e Cultura Temporária	0,55
Área Descoberta	0,325
Área Urbana	0,10

A determinação do fator de fragilidade potencial (FFP) se deu em função do cálculo do índice de rugosidade (Equação 4, 5 e 6), ao qual atribuiu-se pesos (Tabela 2).

Tabela 2.- Peso atribuído por Classe de Rugosidade

Classes de Rugosidade	Peso
Muito forte	0,20
Forte	0,40
Média	0,60
Fraca	0,80
Muito fraca	1,00

$$FFP = R_{sb} \quad [4]$$

$$IR = H_{sb} \times Dd \quad [5]$$

$$Dd = \frac{L_t}{A_{sb}} \quad [6]$$

em que R é o peso atribuído ao índice de rugosidade da em que R_{sb} é o peso atribuído ao índice de rugosidade da sub-bacia, sendo $0 < R < 1$; I_r é o índice de rugosidade da sub-bacia; H_{sb} é a amplitude altimétrica da sub-bacia; D_d é a densidade de drenagem na sub-bacia; A_{sb} é a área da sub-bacia; L_t é o comprimento total dos canais por sub-bacia.

O fator de desenvolvimento humano (FDH) foi determinado por meio de uma adaptação do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) e informações do Censo Demográfico do ano 2010 (Equação 7).

$$FDH = \frac{IDHE + IDHS + IDHL + IDHR}{4} \quad [7]$$

em que IDHE é a dimensão educação; IDHS é a dimensão saneamento; IDHL é a dimensão longevidade; IDHR é a dimensão renda.

O FDH possuiu como unidade básica de análise o setor censitário do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística que foi compatibilizado com a unidade sub-bacia para fins de coerência dimensional com os outros dois fatores que compõem o índice. As unidades analisadas foram classificadas de acordo com as cinco faixas de desenvolvimento humano municipal (Tabela 3).

Tabela 3.- Faixas atribuídas por Classe de Desenvolvimento Humano

Classes de Desenvolvimento Humano	Faixa
Muito alto	$\geq 0,800$
Alto	0,700 – 0,799
Médio	0,600 – 0,699
Baixo	0,500 – 0,599
Muito baixo	$\leq 0,499$

Após a obtenção dos valores referentes as três dimensões podese agregar os resultados e identificar os níveis de sustentabilidade e áreas críticas dentro da bacia, com relação à sustentabilidade, dando suporte ao planejamento e gerenciamento da área de estudo.

Resultados e Discussão

O índice de sustentabilidade (IS) foi calculado em nove subbacias e para a bacia do rio do Campo como um todo Assim, a bacia do rio do Campo apresentou, para fator de uso do solo, áreas predominantemente agrícolas, correspondendo a este fator o peso 0,55.

Para o fator de fragilidade potencial, os indicadores aplicados indicaram áreas predominantemente planas, com uma rugosidade média a fraca, resultando em um índice de 0,69.

Já o fator de desenvolvimento humano, que analisou as dimensões educação, longevidade, saneamento e renda, evidenciou os menores valores para a dimensão saneamento e os melhores para a dimensão longevidade, obtendo um índice final de 0,671.

A agregação dos três fatores que compõe o índice de sustentabilidade indicou que a bacia do rio do Campo apresenta um nível médio de sustentabilidade com IS de 0,64 (Tabela 1).

No entanto, destaca-se que a obtenção do IS por sub-bacia permitiu a identificação de diversos níveis de sustentabilidade dentro da mesma bacia, evidenciando que a área mais crítica está compreendida na sub-bacia 3, pertencente ao município de Peabiru, já a melhor condição de sustentabilidade foi encontrada na sub-bacia 6, pertencente ao município de Campo Mourão.

Sub-bacia	FUS	FFP	FDH	IS
1	0,55	0,60	0,507	0,55
2	0,55	0,40	0,726	0,56
3	0,55	0,20	0,668	0,47
4	0,55	1,00	0,689	0,75
5	0,55	0,80	0,610	0,65
6	0,55	1,00	0,826	0,79
7	0,55	0,40	0,786	0,58
8	0,55	1,00	0,622	0,72
9	0,55	0,80	0,602	0,65
Bacia do Rio do Campo	0,55	0,69	0,671	0,64

À medida que se tem mais informações e controle sobre a situação dos recursos hídricos e bacias hidrográficas, a gestão pode ser aperfeiçoada em um processo de melhoria contínua, amparada em uma visão sistêmica, em bases consolidadas e confiáveis.

Conclusão

O objetivo deste estudo foi alcançado, por meio da determinação dos fatores ambientais e socioeconômicos da bacia do rio do Campo - PR, subsidiando o gerenciamento da bacia hidrográfica em estudo, considerando que as sub-bacias analisadas enquadram-se em diferentes níveis de sustentabilidade.

O índice proposto utilizou dados públicos, de fácil aquisição e de baixo custo, permitindo que seus resultados sejam melhorados a medida em que for agregada uma maior quantidade de informações, integração de novos indicadores, entre outros.

Portanto, considera-se que o índice gerado possa ser utilizado para um rápido diagnóstico das condições da bacia, sendo aproveitado pelas comunidades locais, tanto por instituições públicas como entidades de caráter privado, no suporte ao planejamento e gestão de ações socioeconômicas e ambientais voltadas para a sustentabilidade das sub-bacias analisadas.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001; ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015; e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR pelo apoio recebido.

Referências

- Couto, O. F. V. (2007). "Geração de um índice de sustentabilidade ambiental para Bacias Hidrográficas em áreas urbanas através do emprego de técnicas integradas de geoprocessamento". *Dissertação (Mestrado em Geografia)* – UFRS. 172 p.
- Eustachio, J. H. P. P.; Caldana, A. C. F.; Liboni, L. B.; and Martinelli, D. P. (2019). "Systemic indicator of sustainable development: Proposal and application of a framework". *Journal of Cleaner Production*, v. 241, 2019. 10 p.
- Janoušková, S.; Hák, T.; Moldan, B. (2018). "Global SDGs assessments: helping or confusing indicators?". *Sustainability*, v. 10, n. 5, 2018. 14 p.
- World Economic Forum (2018). *The Global Risks Report 2018*. 13. ed. Geneva: WEF, 68 p.

EMPLEO DE HERRAMIENTAS HIDROMETEOROLÓGICAS PARA MEJORAR LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA EN CUENCA DE CÓRDOBA

Juan Pablo Guida^{2,3}, Lucía Paredes^{2,3}, Juan Ezequiel Sánchez^{1,2,3}, Andrés Rodríguez^{1,2,3}, Ricardo Ingaramo^{2,3}

¹Instituto de Estudios Avanzados en Ingeniería y Tecnología, FCEfYn, Av. Vélez Sarsfield 1611, Cba., Argentina.

²Laboratorio de Hidro-Meteorología (LHM), FCEfYn, Av. Vélez Sarsfield 1611, Cba., Argentina.

³Observatorio Hidro-Meteorológico de la Provincia de Córdoba (OHMC), Ituzaingó 1300, Cba., Argentina.

Mail de contacto: juanpabloguida@mi.unc.edu.ar, lparedes@mi.unc.edu.ar, juan.sanchez@mi.unc.edu.ar

RESUMEN:

La cuenca del Río Jesús María está ubicada en el sector centro-norte de la Provincia de Córdoba, Argentina. Tiene una superficie aproximada de 3.000 km² y sus cursos de agua nacen hacia el Oeste en el cordón de las Sierras Chicas, desarrollándose hacia el Este en sentido meridional, finalizando en los bañados de la Laguna Mar Chiquita. La Cuenca media y baja es una zona con gran potencial agroproductivo. El objetivo principal del trabajo es lograr una mejora en la gestión del uso del recurso hídrico a través de prácticas agrícolas más eficientes y sustentables. Para ello es necesario elaborar el balance hídrico de la cuenca, considerando la lluvia, la evapotranspiración, el escurrimiento superficial y subterráneo, la infiltración y la humedad del suelo, como principales factores. El trabajo describe la primera etapa de un proyecto de mayor alcance, en el cual se va a realizar un estudio detallado de la cuenca. En este caso se van a considerar algunos eventos de precipitación ocurridos en la cuenca, los cuales fueron previamente pronosticados mediante modelos numéricos de simulación del tiempo y luego monitoreados por distintas estaciones meteorológicas distribuidas en el área; estos eventos se utilizan como input para la implementación de un modelo hidrológico de transformación lluvia caudal, que va a permitir estimar uno de los factores claves del balance, como es el escurrimiento superficial. Se comparan los caudales simulados por el modelo de transformación lluvia-caudal, considerando como datos de entrada las lluvias pronosticadas por el modelo numérico predictivo y los datos registrados por las estaciones meteorológicas. Finalmente se evalúa el desempeño del modelo hidrológico para el escurrimiento generado por el evento analizado.

ABSTRACT:

The Jesús María River basin is located in the north-central sector of the Province of Córdoba, Argentina. It has an approximate surface area of 3,000 km² and its watercourses originate in the west in the Sierras Chicas range, developing towards the east in a southerly direction, ending in the Mar Chiquita lagoon. The middle and lower basin is an area with great agro-productive potential. The main objective of the work is to achieve an improvement in the management of water resource use through more efficient and sustainable agricultural practices. To this end, it is necessary to elaborate the water balance of the basin, considering rainfall, evapotranspiration, surface and subway runoff, infiltration and soil moisture as the main factors. The work describes the first stage of a larger project, in which a detailed study of the basin will be carried out. In this case, some precipitation events occurring in the basin will be considered, which were previously predicted by numerical weather simulation models and then monitored by different meteorological stations distributed in the area; these events are used as input for the implementation of a hydrological model (rainfall-flow transformation model) which will allow estimating one of the key factors of the balance, surface runoff. The flows simulated by the model are compared, considering as input data the rainfall predicted by the numerical predictive model and the data recorded by the meteorological stations. Finally, the performance of the hydrological model is evaluated for the runoff generated by the analyzed event.

PALABRAS CLAVES: Monitoreo Hidrometeorológico; Balance Hídrico; Modelación Numérica.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del Río Jesús María se encuentra ubicada geográficamente en el sector centro-norte de la Provincia de Córdoba, Argentina. Tiene una superficie aproximada de 3.000 km² y sus cursos de agua nacen en el Oeste en las Sierras Chicas, desarrollándose hacia el Este en sentido meridional, finalizando en los bañados de la Laguna Mar Chiquita (**Figura 1**). Esta cuenca se caracteriza por su gran potencial agro productivo (Budano, 2021), especialmente en la zona media y baja. Se destacan en la misma dos ríos principales, El Pinto (al Norte) y Los Dos Ríos (al Sur). Al tratarse de una cuenca productiva, la disponibilidad del recurso hídrico resulta primordial para la subsistencia del sector agropecuario, ya sea a través de las lluvias o de los escurrimientos superficiales o subterráneos. Comprender el comportamiento del sistema hidrometeorológico es fundamental para brindar respuestas a corto y mediano plazo al sector (Gavilán, 2019).

Existen en la actualidad diversas tecnologías vinculadas al monitoreo regional del recurso hídrico, (pronóstico de lluvia, pluviometría, variación en los niveles de los ríos y del agua subterránea, humedad del suelo, evaporación, etc.) que registran distintas variables hidrometeorológicas que lo condicionan. Como parte inicial de un trabajo de mayor alcance, en este documento se mostrará el rol fundamental que ocupan las herramientas de pronóstico y monitoreo de lluvias, al utilizarse como fuente de datos para alimentar un modelo numérico de transformación lluvia caudal en un sector seleccionado del área de estudio; en este caso sólo se trabajará con dos de las variables involucradas en el balance hídrico de la cuenca, lluvia y escurrimiento. La utilización combinada de herramientas predictivas y de medición, sumado a un estudio integral de la cuenca, hacen posible una gestión localizada de los recursos hídricos que resulta de suma utilidad para el sector productivo (Rodríguez et al., 2018).

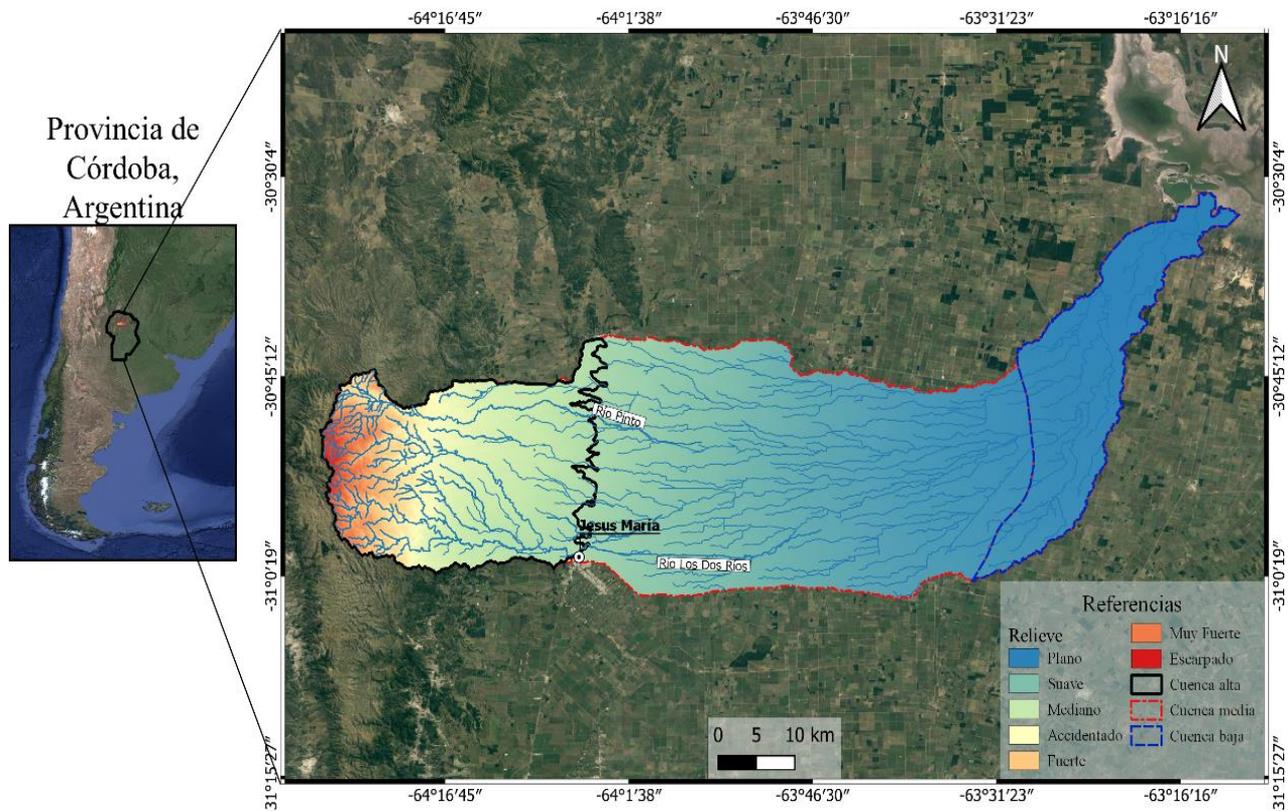


Figura 1.- Cuenca de Río Jesús María, Provincia de Córdoba, Argentina.

OBJETIVOS

El objetivo principal del estudio consiste en utilizar distintas tecnologías de monitoreo y pronóstico hidrometeorológicos, utilizando también modelos hidrológicos, que permitan establecer el balance hídrico en la cuenca. Con este trabajo, se persigue lograr a futuro una mejora en la gestión del uso del recurso hídrico en prácticas agrícolas, de manera más eficiente y sustentable. En una primera etapa de un proyecto de mayor alcance, se implementará sobre la cuenca alta un modelo de transformación lluvia-caudal con el fin de estudiar los escurrimientos generados por un evento particular, el cual fue pronosticado y luego monitoreado, a fin de comparar la respuesta del modelo hidrológico en ambos casos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ante la problemática de la gestión del recurso hídrico en una gran superficie, como lo es una cuenca, resulta necesaria la participación conjunta de distintos organismos públicos y privados de la región involucrados en el tema. Dentro de las entidades que tienen actividad en la zona se pueden mencionar a la Asociación Rural de Jesús María, que se encarga de acompañar al productor atendiendo sus necesidades, la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHi), ente autárquico encargado de administrar los recursos hídricos en la Provincia de Córdoba, el Laboratorio de Hidro-Meteorología (LHM) de la Universidad Nacional de Córdoba y el Observatorio Hidro-Meteorológico de Córdoba (OHMC) que son los organismos de desarrollo e investigación directamente involucrados en dicha área de actuación.

Para abordar esta temática, con el objetivo final de plantear prácticas agrícolas de manera eficiente aprovechando el recurso hídrico de una forma más sustentable, se cuenta con diversas herramientas. En cuanto al monitoreo del recurso existen satélites, radares meteorológicos, Estaciones Meteorológicas Automáticas (EMAs), disdrómetros, entre otros; las EMAs permiten cuantificar la precipitación puntual en superficie mientras que los radares y satélites brindan información pluviométrica considerando su distribución espacial. Por otro lado, los sensores de nivel permiten determinar el caudal de un curso de agua superficial en una sección dada, mientras que los pozos de sondeo cuantifican el agua subterránea mediante el empleo de freáticos. Por su parte los tanques de evaporación (EV), sirven para medir la pérdida de agua en una superficie saturada estándar, permitiendo estimar la evapotranspiración real y potencial de superficies naturales. Finalmente, resulta cada vez más extendido el uso de modelos numéricos del tiempo para la elaboración de pronósticos meteorológicos regionales. Entre las herramientas disponibles para este estudio, se pueden mencionar:

1) Sensores Remotos vinculados al monitoreo de lluvias:

a) EMAs: Actualmente se encuentran operativas en el área de estudio un total de 12 (doce) estaciones pertenecientes a organismos como el APRHi, el Instituto Nacional del Agua a través de su Centro de Investigaciones de la Región Semiárida (INA-Cirsa) y a la Bolsa y Cámara de Cereales de Córdoba (BCCBA).

b) Radar Meteorológico Argentino (RMA1) (Figura 2): primer radar de serie de origen nacional, fabricado por la empresa Invap, instalado en el año 2015 en el predio de Ciudad Universitaria de la UNC. Está equipado con tecnología Doppler, de banda C con doble polarización simultánea y tiene un alcance de 480km en modo vigilancia, 240 km en modo intensidad y 120 km en modo Doppler.

c) **Disdrómetro móvil (Figura 2):** dispositivo láser marca Parsivel2 configurado y preparado para funcionar de manera remota y ubicación aleatoria, según sea conveniente. Permite caracterizar y contabilizar hidrometeoros según tamaño y velocidad de acuerdo a los estándares establecidos por la Organización Meteorológica Mundial (OMM).



Figura 2.- Radar Meteorológico RMA1 (izquierda). Disdrómetro óptico Parsivel2 (derecha).

2) Modelos numéricos de pronóstico meteorológico y de transformación lluvia – caudal:

a) **Weather Research and Forecasting (WRF):** modelo numérico del tiempo de alta resolución, que se corre en el cluster Yaku del Laboratorio de Hidráulica (LH) de la UNC, en el marco del OHMC.

b) **Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System (HEC-HMS):** Para simular el proceso de transformación lluvia-caudal se empleará el modelo concentrado HEC-HMS, desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos en Davis, California.

c) **Weather Research and Forecasting – Hydro (WRF-Hydro):** se está estudiando la aplicación del programa WRF-Hydro, el cual es un modelo hidrológico distribuido que produce pronósticos y análisis para algunos de los componentes del ciclo hidrológico.

3) Otros:

- a) Sensores de nivel
- b) Tanque evaporímetro (EV)
- c) Freatímetros
- d) Sensores de humedad del suelo

Los instrumentos presentados en el inciso 3), se encuentran en etapa de adquisición, instalación y calibración, y serán parte fundamental en la determinación del balance hídrico en la cuenca. En esta primera etapa, este documento describe y presenta resultados preliminares obtenidos utilizando sólo algunos de los instrumentos mencionados.

METODOLOGÍA

La metodología propuesta contempla las siguientes etapas:

1) Sistematización de la información

Se analizaron datos de precipitación desde el año 2019 hasta 2021 provistos por 8 EMAs ubicadas en la cuenca alta de Jesús María y se eligió un evento donde existían datos pronosticados por el modelo WRF y medidos por las distintas EMAs.

Por otro lado, en base a datos de cartas topográficas y modelos digitales de elevación provistos por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) con una resolución espacial de 30 m y vertical de 2 m, se subdividió la cuenca alta en 141 subcuencas, identificando sus principales líneas de escorrentía. Además, se localizaron y representaron 62 micro embalses que condicionan la escorrentía natural.

2) Selección del evento a analizar

Para la posterior modelación, se seleccionó un evento con datos de precipitación horaria y que simultáneamente haya sido pronosticado por el modelo WRF.

3) División de subcuencas y atenuación espacial pronosticado por WRF y monitoreado por EMAs

Para conocer la influencia de los registros del evento en cada subcuenca se representaron las subcuencas y las EMAs en un mismo esquema, aplicando el método de Thiessen. Esto permitió determinar los hietogramas pronosticados y monitoreados a ingresar en el modelo.

4) Generación del modelo

Utilizando los datos precedentes, se identificaron las principales escorrentías y micro embalses. Por medio de herramientas computacionales, se determinaron las áreas de los 62 micro embalses históricos y declarados, identificando sus coordenadas de ubicación y estimando curvas área-elevación en función de los datos topográficos relevados.

Por otro lado, se establecieron los parámetros físicos de las subcuencas, teniendo en cuenta su área, longitud de la mayor escorrentía, pendiente y niveles, proponiendo valores de la Curva Número (CN) según el tipo de suelo considerado mediante visitas a campo y observaciones satelitales. Estos datos se utilizaron para calcular los tiempos de concentración. Las fórmulas utilizadas se resumen en:

- Método Racional Generalizado (MRG): origen EEUU, adoptado ampliamente por la ingeniería vial en la Argentina. Se sugiere adoptar k próximo a la unidad (ASCE, 1992).

$$T_c = \frac{60 \cdot K \cdot L}{H^{0,3}} \quad [1]$$

- Kirpich (K): Desarrollada para cuencas rurales de Australia (Pilgrim & Cordery, 1993).

$$T_c = 0,0195 \cdot \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad [2]$$

- Bransby Williams: Sugerida por The Institution Engineers, Australia en remplazo de la fórmula de Kirpich, al arrojar esta, valores muy bajos (Yen, 1992).

$$T_c = \frac{58L}{A^{0,1} S_c^{0,2}} \quad [3]$$

- SCS (Soil Conservation Service): Método del SCS para el cálculo del tiempo de concentración:

$$t_{lag} = \frac{L^{0,8} (S + 25)^{0,7}}{7069y^{0,5}} \quad [4]$$

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad [5]$$

$$t_c = 1.67t_{lag} \quad [6]$$

RESULTADOS

A continuación, se presentan una serie de tablas, gráficos y resultados como parte de la aplicación de la metodología descrita. Cabe mencionar, que muchas estimaciones se hicieron a partir de trabajos preliminares y estudios en el sitio, haciendo uso de los conocimientos previos que se tienen sobre la cuenca. Primeramente, se pueden observar en la **Tabla 1** la localización de 8 estaciones meteorológicas en la cuenca alta y la precipitación acumulada según los registros de las EMAs y el modelo de pronóstico WRF (estimado 12 horas antes de su inicio) para el evento del 4 y 5/11/2021.

Tabla 1.- EMAs, precipitaciones medias, acumuladas y pronosticadas evento 4 y 5 nov 2021

Administrador	Nombre	Ubicación	P acum EMAs 4 y 5 nov 21 [mm]	P acum WRF 4 y 5 nov 21 [mm]
Alert	La Paz (Ascochinga)	-30.9651,-64.2398	51.00	26.28
Alert	Las Minas	-30.8952,-64.42283	73.00	39.34
APRHi	Ascochinga	-30.9598, -64.2831	35.00	26.28
APRHi	Colonia Hogar (Oeste)	-30.8514, -64.3423	19.00	34.66
APRHi	La Cumbre (Planta agua)	-30.9624, -64.3423	48.20	33.04
APRHi	Pampa del Gato (R. Sta. Catalina)	-30.9401, -64.1798	50.80	37.96
AgriculturaCba	Colonia Caroya	-31.0199, -64.0448	56.60	38.25
AgriculturaCba	Villa del Totoral	-30.7074, -64.0819	19.00	38.92

A modo de ejemplo, se observan en la **Figura 3** las curvas masa de precipitación del evento iniciado el 4/11/2021 en las zonas aledañas a las EMAs Pampa del Gato y Ascochinga, comparando el pronóstico WRF y los datos de monitoreo. Se puede observar que tanto para Ascochinga como en Pampa del Gato, el modelo WRF tiende a subestimar la precipitación. En la **Figura 4** se presentan los hietogramas del evento en las respectivas EMAs.

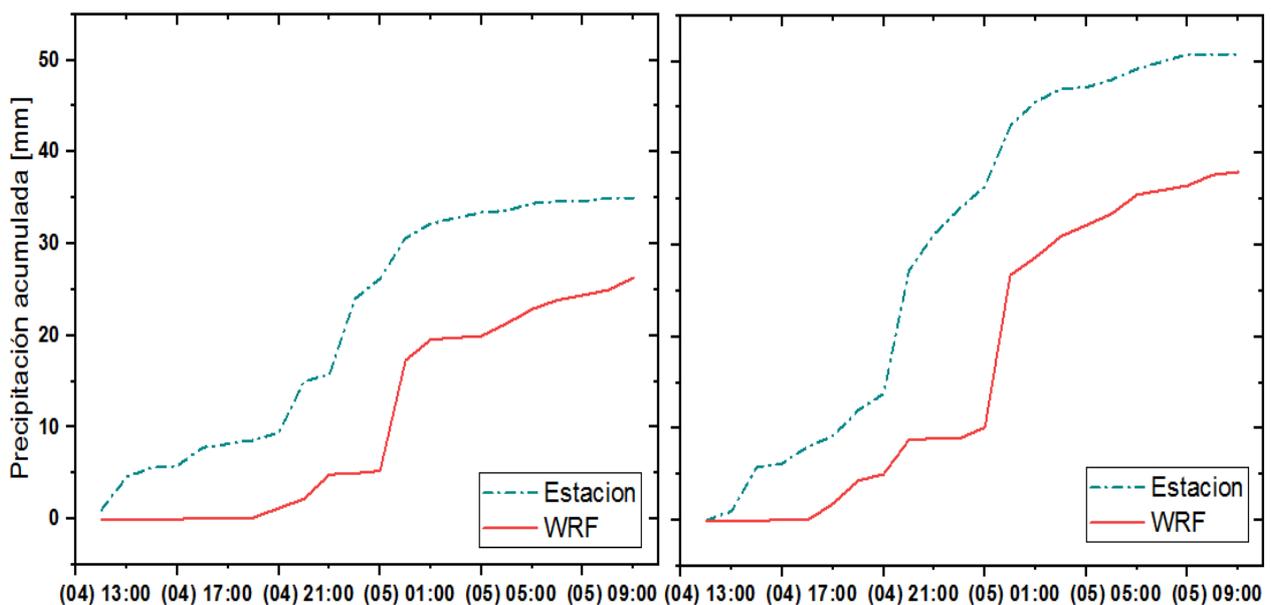


Figura 3.- Precipitación acumulada pronosticada por WRF y medida por estaciones para el evento del 04/11/2021 al 05/11/2021. (Izquierda: Ascochinga, Derecha: Pampa del Gato).

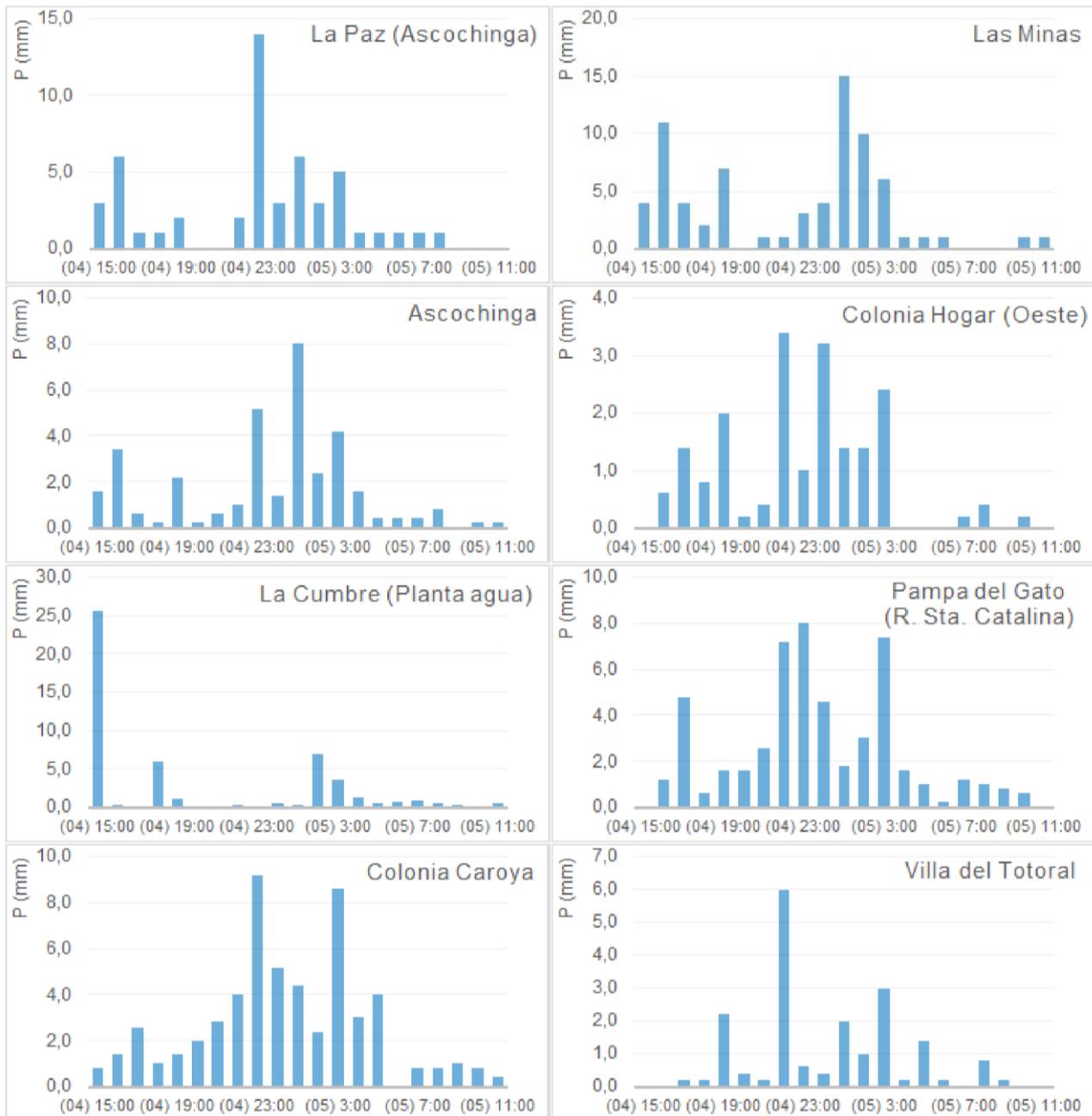


Figura 4.- Hietogramas del evento iniciado el 4/11/2021 registrado por 8 EMAs.

Para identificar a qué estación responde cada subcuena, se muestra a continuación en la **Figura 5** los resultados de la aplicación del método de Thiessen. Por otra parte, en la **Figura 6** se puede ver la localización de los microembalses y las escorrentías que sirven de dato de ingreso al modelo numérico.

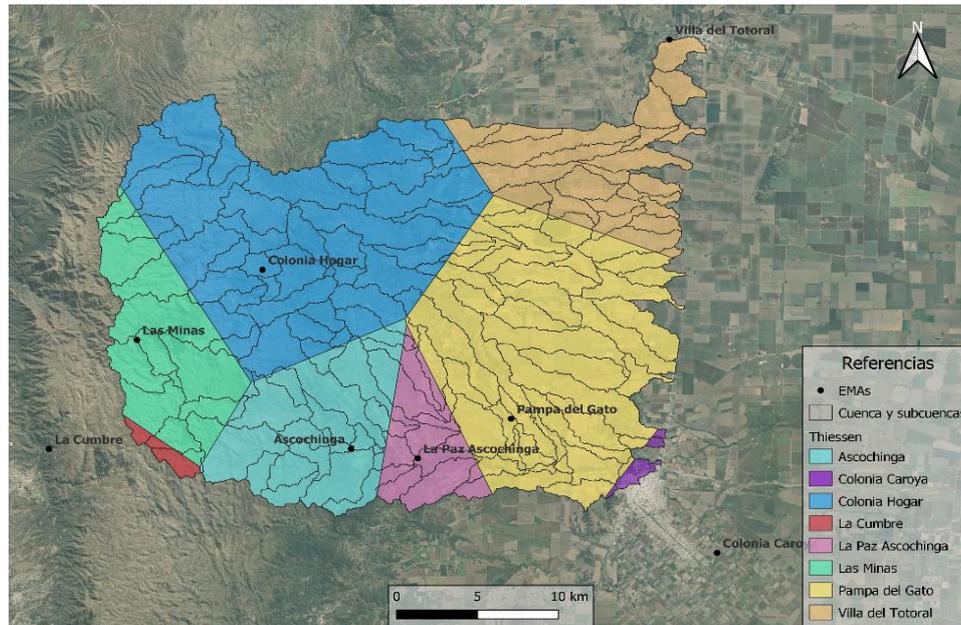


Figura 5.- División en subcuencas de la cuenca alta Jesús María y área de influencia de las EMAs.

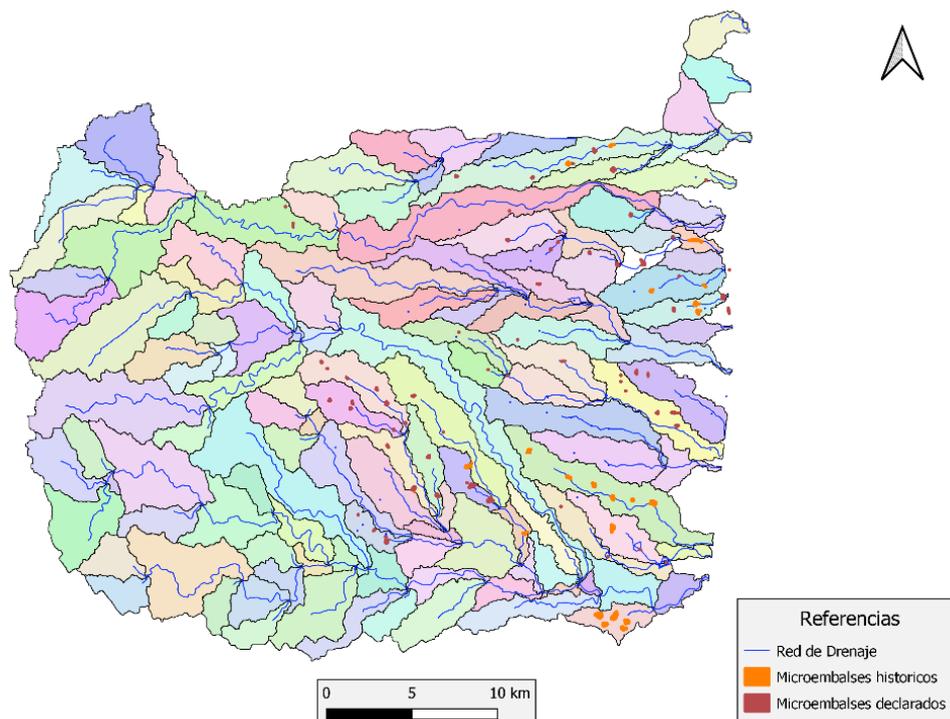


Figura 6.- Identificación de subcuencas, escorrentías y micro embalses.

Posteriormente, se realizó un promedio de los valores obtenidos, estableciendo el tiempo de concentración a utilizar y se determinó el tiempo de retardo como un 60% del tiempo de concentración. Los tiempos obtenidos se resumen en la Erro! Fuente de referência não encontrada..

El análisis de los datos precedentes sirvió como input para el modelo computacional en HEC-HMS el cual se representa esquemáticamente en la Figura 7. De los resultados alcanzados por el modelo, se analizó el existente en la desembocadura denominada “Salida 1” que corresponde a la estación de nivel ubicada en el río “Dos Ríos”.

Tabla 2 – Tiempos de concentración calculados de las subcuencas

Sub cuenca	Tc Ajustado (min)	Tc (hs)	T lag (min)	T lag (hs)	Sub cuenca	Tc Ajustado (min)	Tc (hs)	T lag (min)	T lag (hs)
Sc01	61.1	1.02	36.66	0.61	Sc49	198.41	3.31	119.05	1.98
Sc02	64.03	1.07	38.42	0.64	Sc50	151.31	2.52	90.79	1.51
Sc03	115.1	1.92	69.06	1.15	Sc51	65.18	1.09	39.11	0.65
Sc04	87.32	1.46	52.39	0.87	Sc52	187.66	3.13	112.6	1.88
Sc05	147.08	2.45	88.25	1.47	Sc53	213.99	3.57	128.39	2.14
Sc06	133.27	2.22	79.96	1.33	Sc54	158.94	2.65	95.36	1.59
Sc07	142.73	2.38	85.64	1.43	Sc55	104.08	1.73	62.45	1.04
Sc08	76.47	1.27	45.88	0.76	Sc56	115.15	1.92	69.09	1.15
Sc09	111.56	1.86	66.94	1.12	Sc57	143.79	2.4	86.27	1.44
Sc10	87.81	1.46	52.68	0.88	Sc58	79.68	1.33	47.81	0.8
Sc11	82.92	1.38	49.75	0.83	Sc59	68.72	1.15	41.23	0.69
Sc12	34.9	0.58	20.94	0.35	Sc60	359.09	5.98	215.45	3.59
Sc13	123.73	2.06	74.24	1.24	Sc61	232.18	3.87	139.31	2.32
Sc14	36.58	0.61	21.95	0.37	Sc62	161.8	2.7	97.08	1.62
Sc15	208.41	3.47	125.05	2.08	Sc63	103.87	1.73	62.32	1.04
Sc16	85.4	1.42	51.24	0.85	Sc64	159.14	2.65	95.48	1.59
Sc17	75.97	1.27	45.58	0.76	Sc65	102.8	1.71	61.68	1.03
Sc18	58.06	0.97	34.84	0.58	Sc66	189.19	3.15	113.52	1.89
Sc19	21.81	0.36	13.09	0.22	Sc67	161.89	2.7	97.13	1.62
Sc20	61.71	1.03	37.03	0.62	Sc68	228.46	3.81	137.07	2.28
Sc21	34.62	0.58	20.77	0.35	Sc69	81.46	1.36	48.88	0.81
Sc22	59.26	0.99	35.56	0.59	Sc70	176.99	2.95	106.19	1.77
Sc23	186.58	3.11	111.95	1.87	Sc71	170.55	2.84	102.33	1.71
Sc24	62.4	1.04	37.44	0.62	Sc72	269.74	4.5	161.85	2.7
Sc26	59.97	1	35.98	0.6	Sc73	191.67	3.19	115	1.92
Sc27	131.37	2.19	78.82	1.31	Sc74	252.67	4.21	151.6	2.53
Sc28	22.26	0.37	13.35	0.22	Sc75	36.81	0.61	22.09	0.37
Sc29	72.03	1.2	43.22	0.72	Sc76	140.19	2.34	84.12	1.4
Sc30	133.04	2.22	79.83	1.33	Sc77	199.9	3.33	119.94	2
Sc31	53.87	0.9	32.32	0.54	Sc78	165.51	2.76	99.3	1.66
Sc32	71.78	1.2	43.07	0.72	Sc79	197.09	3.28	118.26	1.97
Sc33	76.18	1.27	45.71	0.76	Sc80	153.31	2.56	91.99	1.53
Sc34	40.3	0.67	24.18	0.4	Sc81	120.83	2.01	72.5	1.21
Sc35	56.75	0.95	34.05	0.57	Sc82	56.37	0.94	33.82	0.56
Sc36	97.97	1.63	58.78	0.98	Sc83	130.47	2.17	78.28	1.3
Sc37	54.56	0.91	32.74	0.55	Sc84	126.22	2.1	75.73	1.26
Sc38	144.82	2.41	86.89	1.45	Sc85	165.79	2.76	99.48	1.66
Sc39	55.99	0.93	33.6	0.56	Sc86	218.04	3.63	130.82	2.18
Sc40	54.72	0.91	32.83	0.55	Sc87	182.24	3.04	109.34	1.82
Sc41	62.63	1.04	37.58	0.63	Sc88	166.68	2.78	100.01	1.67
Sc42	88.96	1.48	53.38	0.89	Sc89	144.07	2.4	86.44	1.44
Sc43	28.15	0.47	16.89	0.28	Sc90	238.81	3.98	143.29	2.39
Sc44	99.33	1.66	59.6	0.99	Sc91	154.64	2.58	92.78	1.55
Sc45	233.66	3.89	140.2	2.34	Sc92	90.5	1.51	54.3	0.91
Sc46	489.6	8.16	293.76	4.9	Sc93	75.72	1.26	45.43	0.76
Sc47	78.02	1.3	46.81	0.78	Sc94	62.89	1.05	37.74	0.63
Sc48	90.04	1.5	54.02	0.9	Sc95	111.01	1.85	66.61	1.11

Sub cuenca	Tc Ajustado (min)	Tc (hs)	T lag (min)	T lag (hs)
Sc96	142.65	2.38	85.59	1.43
Sc97	169.48	2.82	101.69	1.69
Sc98	79.98	1.33	47.99	0.8
Sc99	102.3	1.71	61.38	1.02
Sc100	90.5	1.51	54.3	0.91
Sc101	53.67	0.89	32.2	0.54
Sc102	136.22	2.27	81.73	1.36
Sc103	38.56	0.64	23.13	0.39
Sc104	134.16	2.24	80.5	1.34
Sc105	156.32	2.61	93.79	1.56
Sc106	92.86	1.55	55.71	0.93
Sc107	27.71	0.46	16.63	0.28
Sc108	87.77	1.46	52.66	0.88
Sc109	124.93	2.08	74.96	1.25
Sc110	45	0.75	27	0.45
Sc111	85.03	1.42	51.02	0.85
Sc112	75.6	1.26	45.36	0.76
Sc113	80.01	1.33	48.01	0.8
Sc114	31.71	0.53	19.03	0.32
Sc115	208.28	3.47	124.97	2.08
Sc116	193.53	3.23	116.12	1.94
Sc117	94.08	1.57	56.45	0.94
Sc118	177.47	2.96	106.48	1.77
Sc119	64.04	1.07	38.42	0.64
Sc120	100.03	1.67	60.02	1
Sc121	35.78	0.6	21.47	0.36
Sc122	159.31	2.66	95.59	1.59
Sc123	178.24	2.97	106.94	1.78
Sc124	93.65	1.56	56.19	0.94
Sc125	112.26	1.87	67.36	1.12
Sc126	84.36	1.41	50.61	0.84
Sc127	68.04	1.13	40.82	0.68
Sc128	84.16	1.4	50.5	0.84
Sc129	115.05	1.92	69.03	1.15
Sc130	123.61	2.06	74.16	1.24
Sc131	107	1.78	64.2	1.07
Sc132	102.21	1.7	61.32	1.02
Sc133	95.77	1.6	57.46	0.96
Sc134	241.74	4.03	145.05	2.42
Sc136	162.06	2.7	97.23	1.62
Sc137	71.9	1.2	43.14	0.72
Sc138	97.97	1.63	58.78	0.98
Sc139	55.44	0.92	33.26	0.55
Sc140	75.89	1.26	45.54	0.76
Sc141	55.39	0.92	33.23	0.55
Sc142	90.64	1.51	54.39	0.91
Sc143	53.2	0.89	31.92	0.53
Sc144	116.84	1.95	70.11	1.17

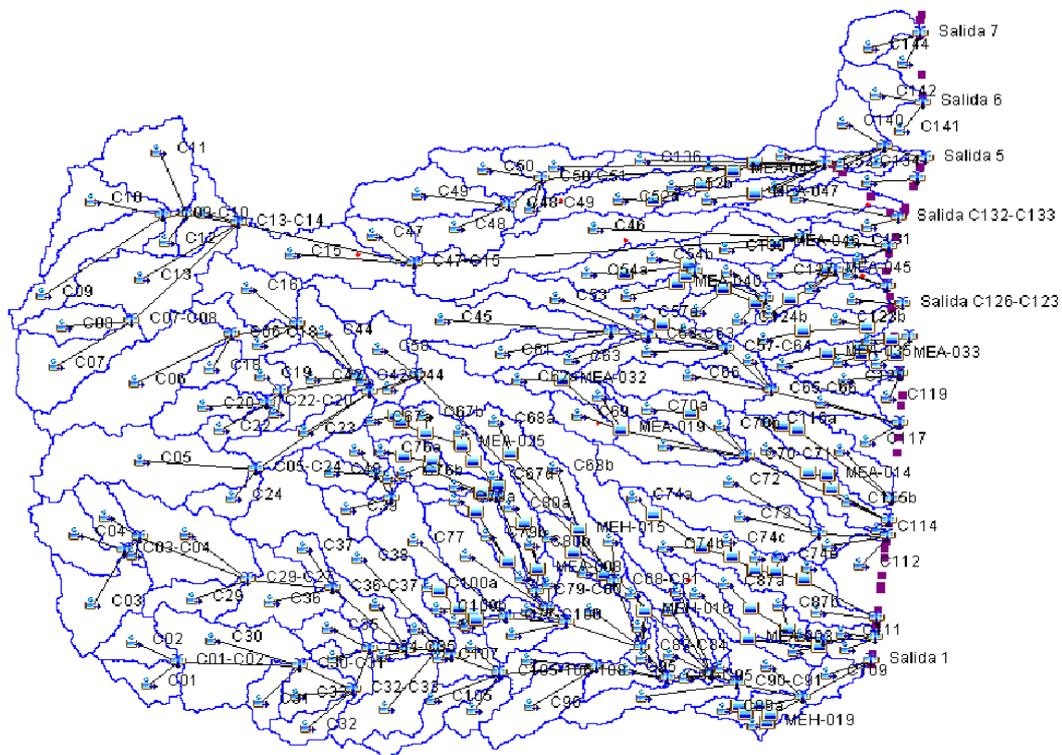


Figura 7.- Representación esquemática del modelo generado en HEC-HMS.

Por otro lado, los caudales obtenidos en la “Salida 1” para lluvias medidas con EMAs y pronosticadas con WRF se representan en las **Figura 8** y **Figura 9**. Como es posible observar en las figuras anteriores, para las mediciones provenientes de EMAs para el evento analizado se obtiene un caudal pico de 174,60 m³/s, mientras que las pronosticadas con WRF generan 47,70 m³/s.

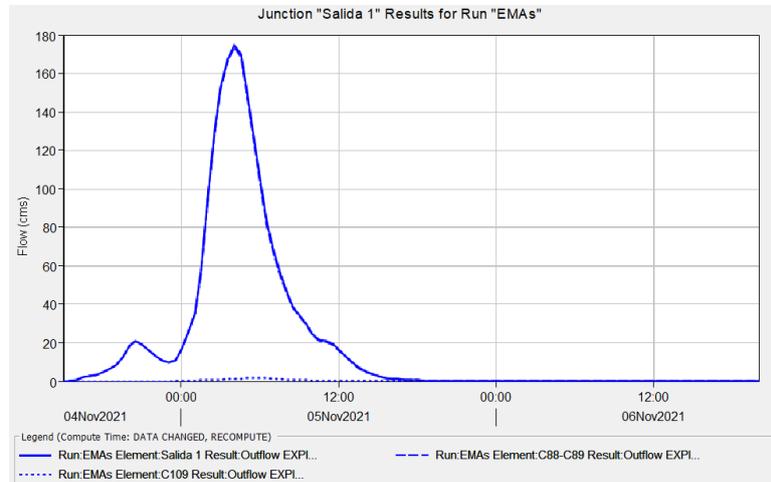


Figura 8.- Caudales simulados en la “Salida 1” con valores de precipitación medidos con EMAs.

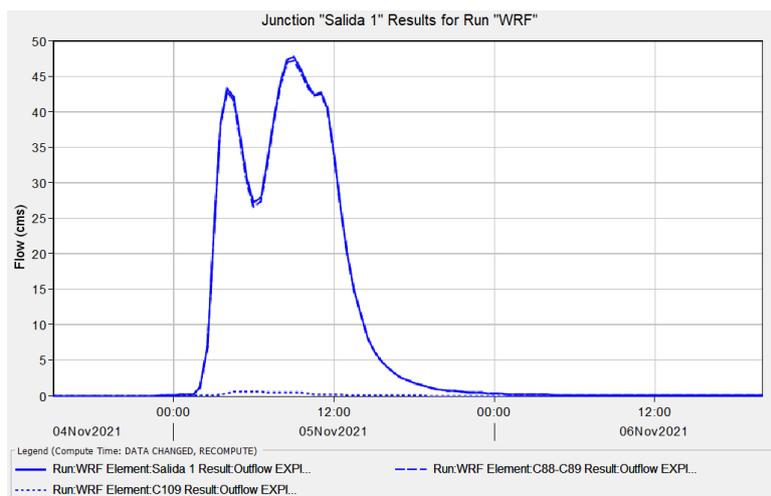


Figura 9.- Caudales simulados en la “Salida 1” con valores de precipitación pronosticados con WRF.

CONCLUSIONES Y TRABAJOS FUTUROS

Al comparar los datos de lluvia estimados por el modelo WRF se puede observar una subestimación respecto a las precipitaciones monitoreadas por las EMAs. Particularmente, si se analizan los resultados del modelo en la Salida 1 presentados en la **Figura 9**, la diferencia de precipitaciones provoca una discrepancia aún mayor en los caudales picos estimados a partir de ambas fuentes de datos de ingreso por el modelo numérico de transformación lluvia – caudal. Es necesario aclarar, que el modelo WRF se encuentra en constante calibración y ajuste de la configuración de parametrizaciones en pos de mejorar su predicción.

Actualmente se cuenta con datos de nivel medidos en punto de control de la Salida 1, pero no así con topo batimetría o una curva H-Q para su transformación a caudales. Por lo tanto, una de las proyecciones inmediatas de este proyecto consiste en la obtención de dicha curva, comenzando por relevar la sección donde se encuentra el sensor de nivel. Por otra parte, se propone ubicar otros

sensores de nivel en distintos puntos de salida de la cuenca alta; todo esto contribuirá a la calibración progresiva del modelo propuesto. A su vez, se podrán modelar otros eventos pronosticados y luego monitoreados, que vayan permitiendo ajustes y correcciones para establecer caudales acordes al objetivo final, que es generar valores confiables de escurrimiento para el balance hídrico de la cuenca.

Actualmente se encuentra en etapa de desarrollo la aplicación del programa WRF-Hydro que es un modelo hidrológico distribuido que produce pronósticos y análisis para los siguientes componentes del ciclo hidrológico: precipitación, escorrentía, humedad del suelo, nieve, inundación y aguas subterráneas. Se encuentra en proceso de aplicación en otra cuenca piloto (Cuenca del Río San Antonio ubicada al sur-oeste de la Ciudad de Córdoba) de manera desacoplada para luego ser implementado de manera acoplada con los datos pronosticados de WRF con la finalidad de ser utilizado como un sistema de alerta temprana y tener un mejor conocimiento de la respuesta de las diversas cuencas de la Provincia frente a eventos meteorológicos significativos. En cuanto al pronóstico de variables hidrometeorológicas, no sólo se estimará el escurrimiento a través de la transformación lluvia-caudal con datos de lluvia pronosticados, sino que también se van a realizar predicciones de variables como la temperatura, humedad, heladas, vientos, y evapotranspiración, las cuales son de suma importancia para el sector agrícola. Además, se van a incorporar dispositivos de monitoreo precisos como el disdrómetro óptico, nuevas EMAs y estaciones de nivel en áreas de vacancia, mejorando la base de datos hidrometeorológicos.

Todos los parámetros monitoreados y pronosticados mencionados anteriormente, permitirán a largo plazo definir y resolver la ecuación de balance de la cuenca. Teniendo en cuenta la problemática a nivel mundial que resulta del cambio climático, que condiciona entre otras cosas la posibilidad del acceso al agua con fines agrícolas, toma gran importancia el manejo y gestión responsable del recurso hídrico. Es por ello que, gracias a la vinculación de entidades como Asociación Rural Jesús María, APRHi, OHMC, LHM, LH, así como consorcios de riego y de caminos entre otros, es posible abordar esta problemática desde diversos frentes, con el fin de obtener una mejora en las prácticas agrícolas actuales. Si bien, como se mencionó anteriormente, este documento es sólo la parte inicial de un proyecto mayor en desarrollo, es el punto de partida para el estudio integral del comportamiento de la cuenca y su respuesta frente a la ocurrencia de eventos meteorológicos. Se recomienda a su vez, continuar con estas investigaciones con la finalidad de alcanzar el objetivo principal y poder brindar una mejora en la gestión integrada del recurso hídrico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Budano M. E., 2021: Ordenación y propuesta de restauración de la Cuenca del Río Jesús María (Córdoba, Arg.). Universidad Politécnica de Valencia.

Gavilán S., 2019: Modelado del Balance Hídrico a partir de datos satelitales y meteorológicos para el análisis de los flujos superficiales del ciclo hidrológico". Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Tesis Doctoral, Universidad Nacional de la Plata (UNLP).

Rodríguez A. et al, 2018: Nuevas capacidades para Monitoreo, Seguimiento, Pronóstico y Análisis de Eventos Hidrometeorológicos en el OMH Córdoba", VI Taller sobre Eventos Hidrometeorológicos Extremos, Mendoza. ISBN 978-987-45194-8-1.

PROGRAMA REGIONAL DE DISEÑO Y MONITOREO DE CALIDAD DE AGUA DE USO AGRÍCOLA EN EL ALTO VALLE DE RÍO NEGRO Y NEUQUÉN

Boltshauser, V.²; Colodner, A.¹; Guiñazu Micames, M.¹; Mañueco, M.L.¹; Montenegro, A.¹; Mrozek, M.²; Romero, M. J.²

¹INTA, Argentina; ²Grupo Técnico Regional Patagonia
manueco.lucia@inta.gov.ar

Introducción

La región árida y semiárida de Argentina cubre 1,85 millones de km², lo que representa el 66 % del territorio continental. La cuenca de los ríos Limay, Neuquén y Negro constituye el sistema hidrológico más importante de todos los que se extienden íntegramente en el territorio argentino. La extensa red de canales y desagües que conforma el Alto Valle de Río Negro y Neuquén, es parte de la cuenca y ha sido un importante motor de transformación del paisaje, convirtiendo una región árida con déficit hídrico permanente en una extensa tierra de regadío (Figura 1). El desarrollo de la agricultura bajo riego en el Alto Valle ha dado lugar a un complejo urbano-rural que se extiende a lo largo de 120 km y en el que se asientan más de 300.000 habitantes.

Son muchos los sistemas, consorcios y comunidades de usuarios que conforman la estructura de riego de los valles de Río Negro y Neuquén. Uno de los más complejo y extenso es el Sistema Integral de Riego del Alto Valle. El Sistema Integral de Riego del Alto Valle constituye la infraestructura de riego más importante de la Patagonia Norte, pues permite el riego de 64.552 hectáreas (Galeazzi et. al., 2018). La principal cadena productiva de la región es la de frutas de pepita y carozo con 38.682 hectáreas implantadas en toda la Norpatagonia (SENASA, 2021).

La mayor parte de la fruta producida en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén está destinada a la exportación. Los mercados de destino, establecen el cumplimiento de diferentes normas y protocolos de calidad e que garanticen la inocuidad de los productos.

En relación al agua de uso agrícola, apuntando a la gestión sostenible y responsable de los recursos hídricos y a la inocuidad de los alimentos, se han incorporado distintos parámetros de cumplimiento orientados principalmente a los riesgos de contaminación microbiológica.

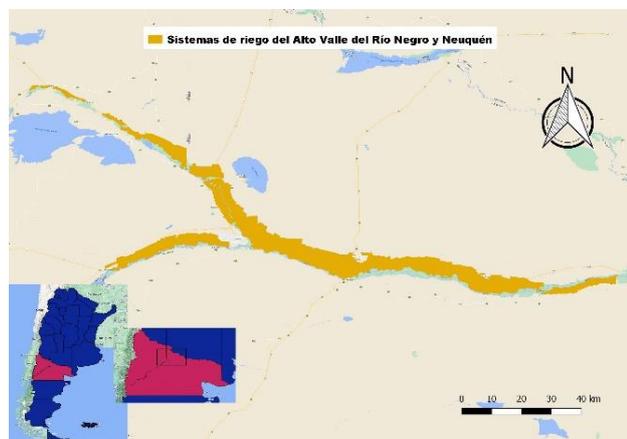


Figura 1. Sistemas de riego del Alto Valle de Río Negro y Neuquén.

La vasta extensión y enorme complejidad que representan los valles irrigados, llevaron al abordaje del muestreo de calidad de agua como una integración regional metodológicamente uniforme y representativa de las características del territorio.

El objetivo de este trabajo es disponer de datos regionalizados de calidad de agua de uso agrícola a fin de facilitar el cumplimiento de los puntos de certificación. A través del Grupo Técnico Regional Patagonia (GTR-Patagonia) formado por empresas productoras y empacadoras de fruta, cámaras de productores, técnicos implementadores y asesores en normativas de calidad, instituciones y organismos estatales, se trabajó en la diagramación de un programa regional para el monitoreo de la calidad de agua para uso agrícola.

Metodología

De acuerdo a la ubicación de los establecimientos productivos a representar y certificar, y los canales de riego que los abastecen se seleccionaron puntos de muestreo de agua de uso agrícola utilizando la base de datos geográfica (BDG) de cada sistema de riego. Esta definición de puntos regionalizada, comenzó a hacerse en la temporada 2017-2018 y se continuó en las sucesivas temporadas, con actualización de los puntos en cada año de acuerdo a la incorporación o salida de establecimientos productivos.

Las normativas utilizadas como referencia fueron GLOBAL G.A.P. (2020) y FSMA (UC-PSA, 2019). Como indicador principal de la calidad microbiológica del agua se definió el número de unidades formadoras de colonias (UFC) de *Escherichia Coli* genérica. Adicionalmente, se realizaron determinaciones de calidad físico-química del agua: pH, CE, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitritos, nitratos, sodio, calcio, magnesio y dureza total.

En relación a la calidad microbiológica se definieron tres muestreos previos a la cosecha en cada punto entre los meses de octubre y diciembre, previos a la cosecha. El análisis de la calidad físico- química se realizó una sola vez por temporada.

De acuerdo a la Norma de Inocuidad de los Productos Agrícolas Frescos de la ley FSMA se comenzó a elaborar el perfil de la calidad microbiológica del agua (PCMA). Para evaluarlo, se usaron los criterios de Media Geométrica (MG) que refleja el promedio de UFC de *Escherichia Coli* genérica y Valor de Umbral Estadístico (VUE) que refleja la variación en los niveles de UFC de *Escherichia Coli* genérica.

En los casos de no cumplimiento de los criterios establecidos por la normativa, se determinó la necesidad de aplicar medidas correctivas utilizando la herramienta en Excel Surface Water MWQP Calculator desarrollada por la UC Davis. Las medidas correctivas consisten en el transcurso de un intervalo de días entre el uso de agua agrícola y la cosecha de la fruta.

Tanto la toma de muestras como el análisis de cada punto se hizo de forma colaborativa. El financiamiento y la logística se repartió entre las distintas empresas que participan del GTR-Patagonia y la elaboración de la BDG e informes de resultados se realizó por parte del grupo técnico.

Resultados

Las muestras de agua analizadas presentan una calidad microbiológica adecuada de acuerdo a los parámetros considerados en las normativas de referencia. Solo algunos casos puntuales merecen atención particular, ya que por dos temporadas consecutivas no cumplieron los criterios de PCMA (Tabla 1).

Tabla 1. Número total de puntos de muestreo, número de puntos de no cumplimiento y porcentaje de cumplimiento.

Temporada	Número de puntos de muestreo	Número de puntos de no cumplimiento	Cumplimiento de criterios de FSMA (%)
2017-2018	27	7	74
2018-2019	36	1	97
2019-2020	44	7	84
2020-2021	41	2	95

Dado que el muestreo es colaborativo, los puntos efectivamente relevados varían de una temporada a la otra. Sin embargo, luego de 4 temporadas de trabajo, se cuenta con un diagrama de puntos fijos para conformar el perfil (Figura 2).



Figura 2. Puntos de muestreo de máxima.

En cuanto a la calidad físico – química, el principal uso agrícola del agua en la región se asocia al riego de frutales, siendo el pH y la conductividad eléctrica los parámetros de calidad más relevantes. Los resultados obtenidos se encontraron dentro de los rangos recomendados en todas las temporadas, con pH entre 6,8 y 9,0 y conductividad eléctrica entre 0,13 y 0,32 dS/m (APCD, 2000; Ayers y Nestcot, 1976).

Conclusiones

En todas las temporadas analizadas, más del 74 % de los puntos muestreados cumplió con los criterios establecidos por la norma, estableciendo un patrón regional. En los casos de no cumplimiento, la medida correctiva aplicar es un intervalo de tiempo entre el último uso del agua y la cosecha, de acuerdo a la herramienta Surface Water MWQP Calculator, que resulta de un (1) día.

Sin embargo, la cantidad de temporadas y repeticiones por temporada no resultan suficientes para dar cumplimiento al criterio de PCMA establecido por FSMA. Se necesitarán más repeticiones por punto para poder completar los perfiles. Resulta fundamental que las empresas continúen participando del programa de muestreo regional ya que el aporte individual resulta en un beneficio colectivo.

Referencias

- Ayers, R.S.; Nestcot, D.W. (1976). *Calidad de Agua para la Agricultura*. Serie FAO Riego y Drenaje N°29, Roma, Italia.
- Galeazzi, J. O.; Mañueco, M. L.; Montenegro, A.; Storti, C.; Sheridan, M. (2018). Gestión Consorciada del Agua de Riego en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén. *I Jornadas Patagónicas de Acceso y Gestión del Agua en la Agricultura Familiar*. Plottier, Neuquén. 309-316.
- GLOBALG.A.P. (2020). Anexo cb.1: guía para la gestión responsable en granja del agua en los cultivos – GLOBALG.A.P. V5.2. 163 p. [https://www.globalgap.org/content/galleries/documents/191203_GG_IFA_CPCC_FV_V5_2_es.pdf]. [Consulta: julio 2020].
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). (2021). Anuario Estadístico 2020 - Centro Regional Patagonia Norte. [en línea]. Argentina. 154 p. [https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/anuario_estadistico2017c.pdf].
- Universidad de Cornell-Produce Safety Alliance (UC-PSA). (2019). Norma de Inocuidad de los productos agrícolas frescos de FSMA – AGUA DE USO AGRÍCOLA – Parte 1: Agua para la producción – Produce Safety Alliance – Versión 1.2 [https://cpb-us-e1.wpmucdn.com/blogs.cornell.edu/dist/9/3801/files/2020/07/Separador-6-Modulo-5-1-V1_2.pdf].

PROPOSTAS DE MELHORIAS EM SISTEMAS DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL NA COMUNIDADE TAUÁ, LONTRA (MG, BRASIL)

Luana Melo Rocha e Daniel Augusto de Miranda

Grupo de Pesquisa em Regeneração Urbano-Ambiental (RUA), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais, IFMG, Santa Luzia, Brasil
meloluana252@gmail.com; d.miranda@ifmg.edu.br

RESUMO:

Este trabalho consiste em avaliar um sistema de captação de água pluvial já existente, implantado no âmbito do Programa Água Para Todos, adaptando-o de modo a torná-lo mais eficiente e, com isso, minimizar a falta de água na comunidade de Tauá, no município de Lontra (MG, Brasil). Para o estudo desse sistema existente, foram escolhidas duas residências como referências, identificadas com os números 24 e a 72. A fim de realizar caracterização socioeconômica e coletar informações sobre os sistemas de abastecimento de água que os moradores da comunidade utilizam, foram aplicados questionários em 33 residências. Para avaliação do dimensionamento dos sistemas, utilizaram-se dados pluviométricos do Serviço Geológico do Brasil (CPRM) referentes ao município de Lontra (MG, Brasil). No dimensionamento dos reservatórios, foi utilizado o Método da Simulação, preconizado pela norma técnica brasileira ABNT NBR 15.527 de 2007. Com as médias pluviométricas mensais anuais da região de estudo e com os dados obtidos, propôs-se a construção de mais um reservatório para a residência 72, obtendo maior tempo de abastecimento e maior volume de água disponível para consumo. Realizou-se o dimensionamento de todos os componentes típicos desse sistema. Foram propostos para as duas residências dispositivos auxiliares com o objetivo de melhorar a qualidade da água captada. Constatou-se que a proposta não foi viável economicamente, mas o trabalho mostra-se aplicável, uma vez que contribui para a diminuição das dificuldades de abastecimento de água encontradas na região. Por fim, apresentou-se um esquema com a implantação dos componentes do sistema de aproveitamento pluvial.

ABSTRACT:

This work consists in evaluating an existing rainwater harvesting system implemented under the Água Para Todos Program, adapting it in order to optimize it and make it more efficient, and thereby minimize the lack of water in the community of Tauá, in the municipality of Lontra (MG, Brazil). For the study of this existing system, two houses were chosen as references, identified with the numbers 24 and 72. In order to carry out socioeconomic characterization and collect information about the water supply systems that the community's residents use, questionnaires were applied to 33 residences. To evaluate the sizing of the systems, rainfall data from the Serviço Geológico do Brasil (CPRM) referring to the municipality of Lontra (MG, Brazil) were used. For the sizing of the reservoirs, the Simulation Method, recommended by the ABNT NBR 15.527:2007 Brazilian technical standard, was used. With the annual monthly pluviometric averages of the study region and the data obtained, it was proposed the construction of one more reservoir for residence 72, obtaining a longer supply time and greater volume of water available for consumption. The sizing for all the typical components of this system was performed. Auxiliary devices were proposed for the two residences with the objective of improving the quality of the captured water. It was found that the proposal was not economically feasible, but the work is applicable, since it contributes to the reduction of water supply difficulties faced in the region. Finally, a scheme with the implementation of the components of the rainwater harvesting system was presented.

PALAVRAS-CHAVE: Semiárido brasileiro. Captação de água de chuva. Método da Simulação.

INTRODUÇÃO

Segundo Tucci (2006), no Brasil, a escassez de água aumenta a cada ano devido ao crescimento da população, da industrialização e da agricultura. A quantidade em volume de água retirada de rios, lagos, córregos, represas e aquíferos, do ano de 1950 ao ano de 2000, aumentou cerca de nove vezes, ao mesmo tempo que o consumo por pessoa dobrou e a população triplicou. O autor ainda cita que, quando comparadas a oferta e a demanda, pode-se concluir que existe água em quantidade suficiente. Entretanto, a água encontra-se mal distribuída no planeta.

Com efeito, segundo Fonseca (2012), as regiões com maior densidade populacional são as que possuem menor oferta hídrica; por outro lado, as regiões com maior disponibilidade hídrica correspondem à menor densidade populacional. A Região Sudeste do Brasil, por exemplo, tem um total de 43% da população e dispõe de apenas 6% dos recursos hídricos presentes no Brasil. Já a Região Norte conta com apenas 8% da população e possui 69% de água disponível no país.

Mota (2015) relata que, em regiões mais afastadas dos centros urbanos, como as comunidades rurais, que geralmente não são supridas por sistemas de abastecimento público de água, a captação de água de chuva destaca-se como uma alternativa para abastecer essa população. O mesmo autor cita que esse problema com escassez de recursos hídricos torna-se mais significativo em regiões de clima semiárido.

O presente trabalho propõe avaliar sistemas de captação e aproveitamento de água pluvial já existentes, relacionados ao Programa "Água Para Todos", instituído pelo Decreto nº 7.535 (Brasil, 2011), em duas residências da comunidade rural de Tauá, localizada no município de Lontra (MG, Brasil). O intuito desta pesquisa consiste em identificar melhorias que possam tornar tais sistemas mais eficientes, em termos de aumento de sua capacidade de captação e armazenamento de água pluvial, tendo em vista o propósito de minimizar a condição de escassez hídrica local.

METODOLOGIA

A proposta do estudo foi elaborada para aplicabilidade na comunidade rural de Tauá, município de Lontra, localizada no norte do estado de Minas Gerais (Brasil). A escolha do local baseou-se no fato de a comunidade já ter passado por situações de escassez de água, já que está localizada em uma zona de clima semiárido.

Com o objetivo de se obter dados de precipitações médias mensais para utilização nos cálculos realizados, consultou-se o portal HidroWeb, a partir do monitoramento hidrométrico oficial da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Para tanto, considerou-se a estação meteorológica Lontra, de código 1544036, operada pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM) e localizada a, aproximadamente, 12 km da comunidade de Tauá. Segundo a série histórica em questão, a precipitação média anual para o município de Lontra é de 896,97 mm.

Para conhecimento sobre as características socioeconômicas e sobre os sistemas de abastecimento de água da comunidade de Tauá, foi aplicado um questionário em 33 residências, de um total de 68 edificações.

Visando estudar se o sistema de captação existente é adequadamente dimensionado para atendimento das demandas por água nas residências, foram mapeadas as áreas de telhado de duas residências contempladas com a instalação do sistema de aproveitamento de água pluvial denominado "Água Para Todos", instituído pelo Decreto nº 7.535 (Brasil, 2011). Essas áreas utilizadas foram avaliadas a partir de acervo fotográfico e identificadas pelo número do cadastro das famílias (residências 24 e 72) fornecido pela Secretaria de Saúde do município de Lontra. Os comprimentos, larguras e alturas das superfícies dos telhados das duas residências foram medidos com uma trena durante uma visita técnica feita à comunidade. A Figura 1 ilustra as dimensões da cobertura da chamada residência 72.

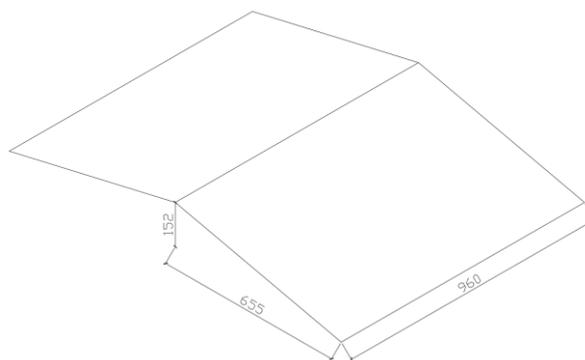


Figura 1.- Dimensões lineares para o cálculo da área de captação da residência 72, dadas em mm.

O cálculo da superfície do telhado com área inclinada de altura (h), comprimento (b) e largura (a), utilizada neste trabalho, foi realizado de acordo com a NBR 10.844 de 1989 (ABNT, 1989) e com a Equação 1:

$$A = \left(a + \frac{h}{2}\right) b \quad [1]$$

A análise do consumo médio mensal de água nas residências escolhidas foi feita utilizando as faturas de água do ano de 2018, fornecidas pela presidente da Associação dos Pequenos Produtores da Comunidade de Tauá e, como critério de dimensionamento, foi utilizado o maior consumo *per capita* calculado, que foi de 144,05 L/dia, tendo sido esse valor da demanda arredondado para 150 L/dia.

Na verificação do dimensionamento dos sistemas, foi utilizada a Equação IDF (Equação 2) do município de Januária para determinar a intensidade pluviométrica da região, tendo como referência o estudo proposto por Furtunato *et al.* (2014), em que:

$$i = \frac{1513,706T^{0,155}}{(t+19,554)^{0,813}} \quad [2]$$

Ainda de acordo com os mesmos autores, a equação deve ser utilizada com o tempo de duração da precipitação variando entre 10 minutos e 24 horas e com um período de retorno (T) igual a 50 anos. Desta forma, adotou-se a intensidade pluviométrica referente ao período de retorno de 50 anos, conforme recomendação dos autores, e a duração de precipitação (t) igual a 10 minutos. Com isso, o resultado encontrado para a intensidade pluviométrica (i) foi de 176,9 mm/h.

Para o cálculo da vazão, foi utilizada a equação apresentada na ABNT NBR 10.844 de 1989, que multiplica intensidade pluviométrica (i), dada em mm/h, pela área de captação (A), dada em m², e divide-se por 60, conforme mostra a Equação 3. O resultado dessa vazão foi encontrado em L/min.

$$Q = \frac{iA}{60} \quad [3]$$

As residências estudadas possuem calhas retangulares com dimensões 8x10 cm. No entanto, para saber se as calhas existentes estão de acordo com o projeto, foi necessário realizar a verificação hidráulica utilizando a fórmula de Manning mostrada na Equação 4.

$$Q = K \frac{S}{n} R_h^{2/3} i^{1/2} \quad [4]$$

A Equação 4 tem como variáveis a vazão de projeto (Q), dada em L/min; a área da seção molhada (s), dada em m^2 ; o coeficiente K igual a 60.000; o coeficiente de rugosidade de Manning (n), dado em $s.m^{-1/3}$; o raio hidráulico (R_h), dado em m; e a declividade longitudinal da calha (i), dada em m/m.

O diâmetro dos condutores verticais e horizontais existentes nas duas residências é igual a 10 cm. Para verificação do dimensionamento desses condutores, foi utilizada a NBR 10.844 de 1989. Seu diâmetro foi determinado através do ábaco do diâmetro interno do condutor vertical, utilizando-se a vazão de projeto com o coeficiente de Manning de $n=0,011 s.m^{-1/3}$ e declividade de 1%. Já o diâmetro dos condutores horizontais foi verificado utilizando-se a tabela com a capacidade de condutores de seção circular apresentada também na referida norma.

Com base no Método da Simulação, preconizado pela norma técnica NBR 15.527 (ABNT, 2007), foram realizados os cálculos para determinar a eficiência dos dois sistemas de captação, o do reservatório atual de água pluvial do Programa Água Para Todos e do projeto proposto com melhorias desse sistema para as duas residências estudadas. Para a residência 24, foi feita uma simulação e, para a 72, foram feitas duas simulações, utilizando a área de captação, a demanda mensal e a precipitação média mensal do local de estudo. Os telhados das duas residências que servem como área de captação são de telhas cerâmicas e, por esta razão, o coeficiente de escoamento superficial utilizado foi de 0,90.

Para a proposta de melhoria do sistema existente, foi previsto o descarte de 2 mm da precipitação inicial, conforme recomenda a NBR 15.527 de 2007.

O orçamento dos insumos a serem gastos no projeto proposto foi obtido por meio de *sites* de Internet e de ligações telefônicas para empresas locais que fornecem componentes de instalações hidráulicas. Utilizou-se a Equação 5 do Valor Presente de Sequências Uniformes para determinar o tempo de retorno do investimento e avaliar sua viabilidade econômica.

$$P = A \left[\frac{(1+i)^n - 1}{i(1+i)^n} \right] \quad [5]$$

Nessa equação, P representa o valor presente dado em reais brasileiros (R\$), A a série de montantes consecutivos, n o número de períodos de juros dado em anos e i a taxa de juros.

Os valores da série de montantes consecutivos foram obtidos através dos gastos com água mostrados na fatura cobrada pela Associação dos Produtores Rurais da Comunidade de Tauá no ano de 2018. Foi utilizada a fatura da residência 72 como referência, a qual indica que eram cobrados R\$2,00 por cada 1000 litros de água gastos e, se esse consumo ultrapassasse o volume de 10.000 litros, aumentava-se R\$1,00 no valor da tarifa por cada 1.000 litros excedentes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados quantitativos encontrados para a caracterização socioeconômica e de abastecimento de água na comunidade de Tauá, obtidos por aplicação de questionário nas residências, são apresentados em forma de gráfico, conforme mostram os exemplos dos resultados de três das questões, relativos ao abastecimento de água na comunidade (Figuras 2, 3 e 4). Verifica-se, neste caso, que mais de 95% da demanda por água das famílias respondentes do questionário é suprida por meio da utilização de poços artesianos (Figura 2).

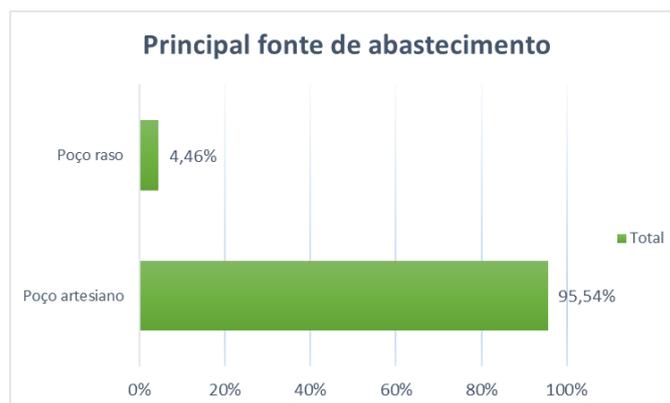


Figura 2.- Compilação das respostas à questão sobre a principal fonte de abastecimento de água nas residências.

As famílias foram questionadas sobre como utilizam a água proveniente da principal fonte de abastecimento. Os resultados dessa questão estão mostrados em forma de gráfico na Figura 3.

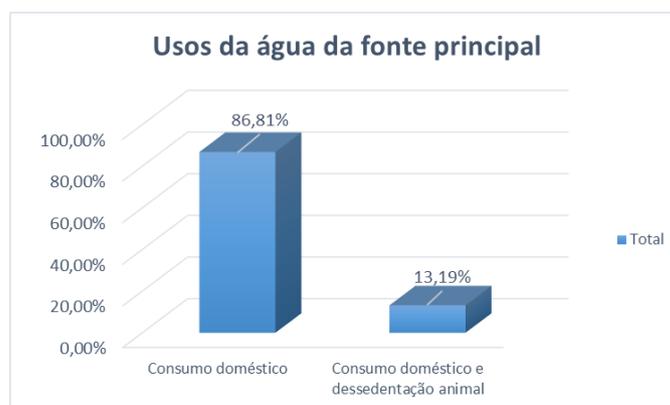


Figura 3.- Compilação das respostas à questão sobre a utilização de água nas residências.

A Figura 3 mostra que 100% das pessoas utilizam a água para consumo doméstico, isto é, para tomar banho, lavar roupas, beber, cozinhar, lavar vasilhas, limpar a casa, escovar os dentes, dentre outros. Do total de entrevistados, 13,19% utilizam a água também para a dessedentação animal.

As famílias pesquisadas também foram perguntadas se elas utilizam alguma forma complementar de abastecimento de água nas residências. Os resultados estão apresentados na Figura 4.

Verifica-se que 65,38% utilizam como complemento somente água da chuva armazenada em cisterna de polietileno do Programa Água Para Todos, 20,63% utilizam água de chuva com o sistema do Programa Água Para Todos e poço raso, 9,58% utilizam como complemento somente a água da chuva armazenada em uma cisterna de concreto construída com recursos da própria família, 2,39% consomem água proveniente da cisterna de concreto de água da chuva e poço raso, 1,47% utiliza apenas o poço raso como complemento e 0,55% utiliza a água do sistema do Programa Água Para Todos e poço artesiano como complemento de água na residência.

Nas residências pesquisadas, 86,56% utilizam o sistema de aproveitamento de água pluvial do Programa Água Para Todos, sistema esse que foi utilizado como base para o dimensionamento do reservatório para atender a demanda das residências 24 e 72, já que também possuem esse sistema.

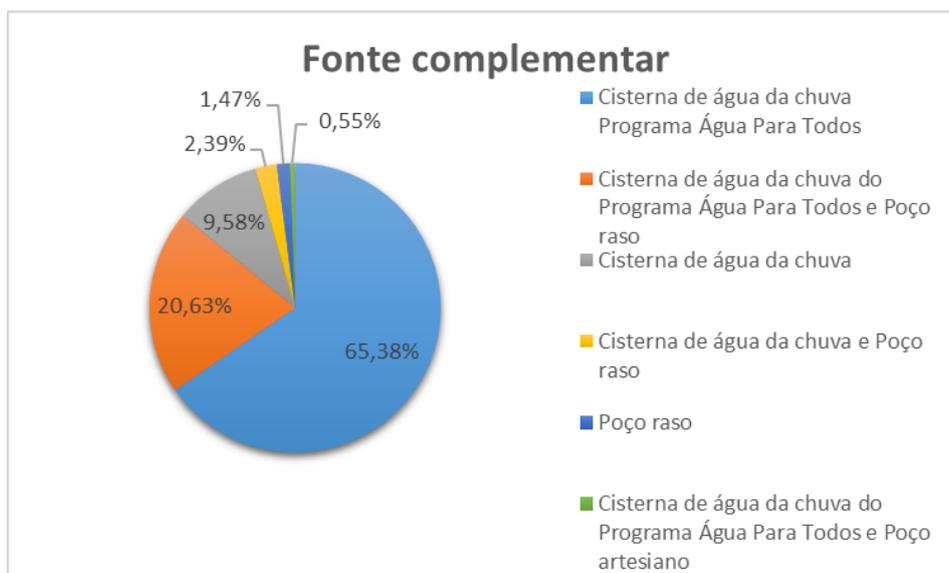


Figura 4.- Compilação das respostas à questão sobre as fontes complementares de água que utilizam nas residências.

Para o cálculo do volume do reservatório com o Método da Simulação, consultaram-se dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), os quais mostraram que, no ano de 2018, o consumo médio de água no Brasil foi de 154,9 L/hab/dia. Baseando-se nesse dado e no maior valor de consumo diário *per capita* calculado através dos dados das contas de água para as duas residências, sendo o maior valor de 144,05 L/hab/dia, foi considerada a demanda de consumo diário *per capita* de água de 150,00 L/hab/dia para usos potáveis e não-potáveis nas duas residências.

A área de captação foi calculada através da Equação 1, conforme a ABNT NBR 10.844 de 1989, utilizando-se as 4 águas dos telhados. Os resultados encontrados foram de 116,06 e 140,36 m² para as residências 24 e 72, respectivamente.

Os resultados do dimensionamento do reservatório do sistema de aproveitamento de água pluvial do Programa Água Para Todos para a residência 72, obtidos a partir da aplicação do Método da Simulação da ABNT NBR 15527 de 2007, estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1.- Dimensionamento do reservatório atual do Programa Água Para Todos para a residência 72 – Método da Simulação

MÉTODO DA SIMULAÇÃO - RESERVATÓRIO									
Coeficiente de runoff (CR)		0,9							
Volume do reservatório (m ³)		16							
Meses	Chuva média mensal (mm)	Demanda mensal (m ³)	Área de captação (m ²)	Volume de chuva mensal (m ³)	Volume do reservatório fixado (m ³)	Volume do reservatório no tempo (t-1) (m ³)	Volume do reservatório no tempo (t) (m ³)	Overflow (m ³)	Suprimento de água externo (m ³)
Janeiro	199,6	9,12	140,4	25	16	0,00	15,88	0	0
Fevereiro	167,2	9,12	140,4	21	16	15,88	16,00	11,76	0
Março	65,1	9,12	140,4	8	16	16,00	14,88	0	0
Abril	13,1	9,12	140,4	2	16	14,88	7,76	0	0
Maiο	1,8	9,12	140,4	0	16	7,76	-1,36	0	1,36
Junho	0,4	9,12	140,4	0	16	0,00	-9,12	0	9,12
Julho	1,1	9,12	140,4	0	16	0,00	-9,12	0	9,12
Agosto	11,4	9,12	140,4	1	16	0,00	-8,12	0	8,12
Setembro	54,3	9,12	140,4	7	16	0,00	-2,12	0	2,12
Outubro	108,1	9,12	140,4	14	16	0,00	4,88	0	0
Novembro	125,7	9,12	140,4	16	16	4,88	11,76	0	0
Dezembro	149,2	9,12	140,4	19	16	11,76	16,00	5,64	0
Total	897,0	109,44		113				17,4	29,84

Na residência 72, a Tabela 1 indica que a água pluvial consegue atender à demanda nos meses de janeiro a abril e de outubro a dezembro e, no restante do ano (maio a setembro), deve haver suprimento externo de água. Para o sistema em questão, nota-se haver um volume excedente (*overflow*) total de 17,40 m³. Por outro lado, seria necessário prover um volume de 29,84 m³ de suprimento por outras formas de abastecimento. Com base no resultado de volume excedente encontrado, foi feito um novo dimensionamento com o intuito de promover o aumento da capacidade do reservatório.

Para esse novo dimensionamento, foi aplicado também o Método da Simulação da ABNT NBR 15.527/2007 com um novo volume do reservatório (28 m³ ou 28.000 litros). Os resultados para o dimensionamento estão mostrados na Tabela 2.

Tabela 2.- Dimensionamento do reservatório com a melhoria do projeto proposto para residência 72

MÉTODO DA SIMULAÇÃO - RESERVATÓRIO									
Coeficiente de runoff (CR)		0,9							
Volume do reservatório (m ³)		28							
Meses	Chuva média mensal (mm)	Demanda mensal (m ³)	Área de captação (m ²)	Volume de chuva mensal (m ³)	Volume do reservatório fixado (m ³)	Volume do reservatório no tempo (t-1) (m ³)	Volume do reservatório no tempo (t) (m ³)	Overflow (m ³)	Suprimento de água externo (m ³)
Janeiro	199,6	9,12	140,36	25	28	0	15,88	0	0
Fevereiro	167,2	9,12	140,36	21	28	15,88	27,76	0	0
Março	65,1	9,12	140,36	8	28	27,76	26,64	0	0
Abril	13,1	9,12	140,36	2	28	26,64	19,52	0	0
Maio	1,8	9,12	140,36	0	28	19,52	10,4	0	0
Junho	0,4	9,12	140,36	0	28	10,4	1,28	0	0
Julho	1,1	9,12	140,36	0	28	1,28	-7,84	0	7,84
Agosto	11,4	9,12	140,36	1	28	0	-8,12	0	8,12
Setembro	54,3	9,12	140,36	7	28	0	-2,12	0	2,12
Outubro	108,1	9,12	140,36	14	28	0	4,88	0	0
Novembro	125,7	9,12	140,36	16	28	4,88	11,76	0	0
Dezembro	149,2	9,12	140,36	19	28	11,76	21,64	0	0
Total	897,0	109,44		113				0	18,08

Os resultados mostram que, fixando-se o volume do reservatório igual a 28 m³, não haveria volume excedente (*overflow*), ou seja, haveria aproveitamento de toda a água pluvial captada por este sistema. Ademais, a necessidade de utilização de suprimento externo para suprir toda a demanda por água reduziria dos atuais 29,84 m³ (Tabela 1) por ano para 18,08 m³ (Tabela 2). Com base nesse resultado, sugere-se a implantação de mais um reservatório com capacidade de 12 m³, complementarmente ao de 16 m³ já existente.

No caso da residência 24, foi feito um cálculo semelhante e não houve volume excedente (*overflow*) em nenhum mês e, por esta razão, não foi dimensionado outro reservatório, mas foram propostas melhorias no sistema existente.

No dimensionamento das calhas e condutores, a vazão foi obtida multiplicando-se a intensidade pluviométrica encontrada através Equação 5 pela área de captação e dividindo-se o resultado por 60. Os resultados da vazão para as residências 24 e 72 estão mostrados nas Tabelas 3 e 4, respectivamente.

Tabela 3.- Cálculo da vazão para a residência 24

Intensidade pluviométrica [mm/h]	Área de contribuição [m ²]	Vazão [L/min]
176,9	116,1	342,3

Tabela 4.- Cálculo da vazão para a residência 72

Intensidade pluviométrica [mm/h]	Área de contribuição [m ²]	Vazão [L/min]
176,9	140,4	413,9

O dimensionamento das calhas retangulares foi feito utilizando-se a fórmula de Manning mostrada na Equação 4. Foram consideradas as dimensões das calhas existentes para encontrar a vazão, sendo elas com mesmas dimensões nas duas residências. Dessa forma, o cálculo para as dimensões das calhas foi feito para verificar se atendem à vazão encontrada, mesmo elas sendo diferentes, em termos geométricos. Os dados estão mostrados na Tabela 5.

Tabela 5.- Cálculo da vazão de projeto

Altura h [m]	Largura b [m]	Inclinação [%]	Coefficiente K [m/s]	Coefficiente de rugosidade [s.m ^{-1/3}]	Vazão Q [L/min]
0,1	0,08	1	60.000	0,011	407,8

A vazão encontrada de 407,8 L/min, quando comparada com a da vazão da residência 24, cujo valor é de 342,3 L/min, mostra que as dimensões (largura e altura) atendem ao projeto existente. Já no caso da residência 72, cuja vazão é de 413,9 L/min, verifica-se que as calhas existentes não suportariam a vazão máxima do sistema. Entretanto, os valores são relativamente próximos, de modo que a calha existente pode ser considerada, em princípio, como aceitável, dadas algumas imprecisões do método racional e a consideração da intensidade pluviométrica máxima como premissa desse método.

O dimensionamento do condutor vertical deu-se de duas maneiras, utilizando-se o ábaco apresentado na NBR 10.844 de 1989. A primeira foi feita relacionando o comprimento do condutor com a vazão de projeto. Para a residência 24, não foi possível cruzar os dados no gráfico, pelo fato de a curva de comprimento do condutor não alcançar a vazão de projeto mostrada na Tabela 5; já para a residência 72, encontrou-se um diâmetro de, aproximadamente, 52 mm. A segunda foi feita relacionando-se a altura da lâmina d'água (metade da altura da calha) com a vazão de projeto, mas não foi possível pelo fato de a linha de altura da lâmina d'água não alcançar o valor das vazões de projeto das duas residências. No entanto, a norma NBR 10.844 de 1989 estabelece o diâmetro mínimo para condutores verticais com um valor igual a 70 mm. Dessa forma, foi possível demonstrar que o condutor vertical existente, igual a 100 mm, é superdimensionado. A Tabela 6 consolida os dados utilizados para encontrar o diâmetro do condutor vertical.

Tabela 6.- Dimensionamento dos condutores verticais

Residência	Vazão de projeto [L/min]	Comprimento do condutor [m]	Lâmina d'água [mm]	Diâmetro existente [mm]	Diâmetro ábaco [mm]	Diâmetro mínimo [mm]	Diâmetro comercial [mm]
24	342,3	3	50	100	-	70	75
72	413,95	3	50	100	52	70	75

O diâmetro dos condutores horizontais foi encontrado utilizando-se a tabela com a capacidade de condutores de seção circular apresentada na NBR 10.844 de 1989, relacionando a declividade com o coeficiente de Manning e as vazões. Os dados concernentes à obtenção do diâmetro horizontal são mostrados na Tabela 7.

Tabela 7.- Dimensionamento dos condutores horizontais

Residência	Vazão de projeto [L/min]	Coefficiente de rugosidade <i>n</i> [s.m ^{-1/3}]	Declividade [%]	Diâmetro existente [mm]	Diâmetro tabela [mm]
24	342,3	0,011	1	100	125
72	413,95	0,011	1	100	125

O diâmetro encontrado para as duas residências, igual a 125 mm, quando comparado com o existente, que é igual a 100 mm, indica não atendimento à norma técnica brasileira. Dessa forma, para melhorias no sistema, sugere-se a substituição dos condutores horizontais existentes por outros com 125 mm.

Ainda com relação à proposta de melhorias no sistema, recomenda-se a implantação de um dispositivo para descarte da primeira água de chuva. Tomaz (2003) menciona que, na falta de dados locais, deve ser feito o descarte de 2 L/m². Com os valores das áreas de telhados calculadas pela Equação 1, de 116,06 m² para a residência 24 e de 140,36 m² para a residência 72, foi calculado o volume de água da primeira chuva que deve ser descartado. Os resultados foram de 232,12 L para a residência 24 e de 280,72 L para a residência 72. Dessa forma, foi incluída no orçamento a implantação de um reservatório para cada residência para o descarte da primeira água da chuva.

Adicionalmente, foram orçados para as duas residências os materiais complementares desse sistema de aproveitamento de água pluvial. Os valores de implantação das propostas de melhoria resultaram em R\$ 2.669,93 (cerca de US\$ 500,00) para a residência 24 e em R\$ 5.932,73 (aproximadamente US\$ 1.100,00) para a residência 72, tendo por referência a cotação do dólar americano ante o real brasileiro em 18 de julho de 2022 (BCB, 2022).

O retorno sobre o investimento relativo a esses insumos foi calculado pela Equação 5. Nas duas residências, foi utilizado para o orçamento total do sistema o valor presente líquido, sendo esse valor igual a R\$ 2.669,93 para a residência 24 e R\$ 5.932,73 para a residência 72. Na série de montantes consecutivos, foi utilizado o valor de economia anual devido ao não uso da água proveniente do sistema coletivo, igual a R\$186,00 para a residência 24, mostrado na Tabela 4, e igual a R\$226,00 para a residência 72. Foi utilizada a média da taxa de juros do IPCA (Índice de Preços ao Consumidor Amplo) dos últimos 10 anos, com valor igual a 5,72 %. Dessa forma, encontrou-se o tempo de retorno igual a 30,94 anos para a residência 24. Esse valor do tempo de retorno, quando comparado com o valor encontrado por Cunha (2019), igual a 10,5 anos, é três vezes maior, e, por isso, não é considerado economicamente viável. Para a residência 72, não haverá tempo de retorno, uma vez que a taxa de juros do gasto inicial é maior que a economia anual. Portanto, não é uma solução economicamente viável, mas sim, socialmente. Vale ressaltar que esses valores podem variar de acordo com o consumo mensal de água, com a variação das taxas de juros e com as precipitações médias mensais.

Os sistemas de aproveitamento de água pluvial com sua revisão de projeto foram apresentados da seguinte forma: a água captada no telhado passará pela tela, cairá na calha, e, depois, será transportada pelo condutor vertical, onde passará pelo filtro. Posteriormente, escoará através do condutor horizontal até o reservatório.

A Figura 5 representa esquematicamente o sistema de aproveitamento de água pluvial para a residência 72, devidamente adaptado com a inclusão das melhorias propostas neste estudo.

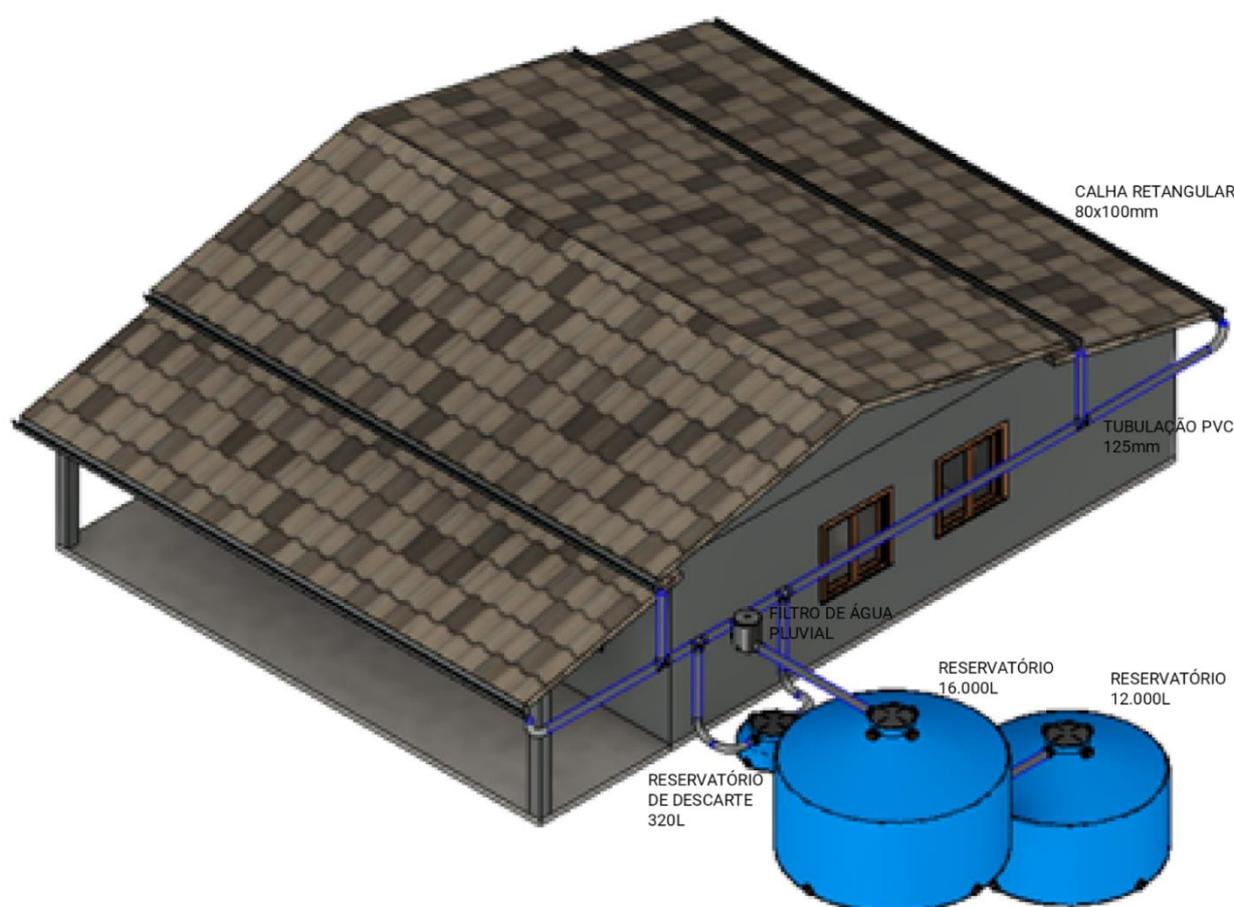


Figura 5.- Projeto proposto para a residência 72.

CONCLUSÃO

Tendo como base a visita realizada em campo e a aplicação dos questionários para 33 famílias da Comunidade de Tauá, no município de Lontra (MG, Brasil), foi possível caracterizá-la quanto a questões socioeconômicas e com relação aos sistemas de abastecimento de água utilizados por seus moradores.

A partir do estudo realizado sobre a proposta de revisão do projeto do programa Água Para Todos para as duas residências de referência, verificou-se que, para a residência 24, o sistema atualmente instalado comportaria toda a água captada e, para a residência 72, não haveria o aproveitamento máximo da oferta hídrica (existência de *overflow*), que poderia ser revertida para o consumo. Dessa forma, foram feitos os orçamentos dos componentes de adaptação dos sistemas já existentes, com destaque para o aumento da capacidade de reserva dos atuais 16 m³ para 28 m³ no que se refere à residência 72, com a introdução de um novo reservatório com capacidade de armazenar até 12 m³.

Contudo, tendo em vista a orçamentação e o estudo de viabilidade econômica realizados, a intervenção proposta não se mostraria viável por este aspecto, mas contribuiria substancialmente para a diminuição das dificuldades de abastecimento de água encontradas na região, caso fosse feita de forma disseminada na comunidade de Tauá. Em outras palavras, embora se trate de um investimento relativamente dispendioso para comunidades de baixa renda, como os R\$ 5.932,73 (aproximadamente US\$ 1.100,00) previstos para a residência 72, o retorno social é expressivo e a proposta realizada no âmbito desse trabalho representa uma importante iniciativa de combate à escassez de água para consumo humano em regiões de clima semiárido, como é o caso.

REFERÊNCIAS

- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico** (2020). *HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas*. Disponível em: <http://atlas.ana.gov.br/atlas/forms/analise/VerCroqui.aspx?arq=2748>. Acesso em: 16 set. 2020.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas**. *NBR 10844* (1989). Instalações prediais de águas pluviais.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas**. *NBR 15527* (2007). "Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos".
- Banco Central do Brasil**. *Conversor de moedas* (2022). Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/conversao>. Acesso em: 19 de jul. 2022.
- Cunha, G. T.** (2019). *Proposta de sistema de aproveitamento de água pluvial para uma creche localizada no município de Belo Horizonte-MG*. Santa Luzia, Brasil.
- Fonseca, J. E.** (2012). *Implantação de cisternas para armazenamento de água de chuva e seus impactos na saúde infantil: um estudo de caso em Berilo e Chapada do Norte, Minas Gerais*. Belo Horizonte, Brasil.
- Fortunato, O. M; Pickbrenner, K; Pinto, E, J, A.** (2014). *Atlas Pluviométrico do Brasil*. Salvador, Brasil.
- Mota, D. M. P.** (2015). *Avaliação das cisternas para armazenagem de água pluvial, construídas de placas cimentícias pré-moldadas, implantadas no interior do estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, Brasil.
- República Federativa do Brasil** (2011). *Decreto nº 7.535 de 26 de jul. 2011. Institui o Programa Nacional de Universalização do Acesso e Uso da Água – “ÁGUA PARA TODOS”*. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento** (2018). *Abastecimento de Água*. Brasil. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-abastecimento-agua>. Acesso em: 12 mai. 2020.
- Tomaz, P.** (2003). *Aproveitamento de água de chuva de telhados em áreas urbanas para fins não potáveis. Diretrizes básicas para um projeto*. Belo Horizonte, Brasil.
- Tucci, C. E. M.** (2006). *Saneamento para todos - Gestão de águas pluviais urbanas*. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, Brasil.

EVALUACIÓN Y PREDICCIÓN DE LA TEMPERATURA DEL AGUA DE UN RÍO EN LOS ANDES PERUANOS

1^{er}. Efrain Noa Yarasca, 2^{do}. Diana Chaca Ayuque, 3^{er}. Hugo A. Galvan Ccora, 4^{to}. Ivan A. Ayala Bizarro y 5^{to} Ada Arancibia

Universidad Estatal de Oregon, Corvallis, OR 97331, EEUU, enoay7@yahoo.com
Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica 09001, Perú, 2016151017@unh.edu.pe
Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica 09001, Perú, 2016151027@unh.edu.pe
Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica 09001, Perú, ivan.ayala@unh.edu.pe
Universidad Nacional de Ingeniería, Lima 15333, Perú, aarancibias@uni.edu.pe

RESUMEN:

La Temperatura de Agua de los Ríos (TAR) es uno de los parámetros más importantes de calidad de agua e indicador de la biodiversidad acuática en una cuenca. El aumento acelerado de la TAR en las últimas décadas, a nivel global, ha dado lugar a trabajos de monitoreo, simulación y predicción, usando diversos modelos. Principalmente desarrollados en otras regiones, los modelos estadísticos de predicción de TAR no han sido validados en ríos andinos. El presente trabajo presenta una evaluación y reajuste de los principales modelos estadísticos de predicción de la TAR, aplicados en la Cuenca Experimental del Río Ichu (CERI). Para este fin, la temperatura del aire se correlacionó con la temperatura del agua del río Ichu, las cuales fueron monitoreadas diariamente durante 16 meses. Se revisaron tres modelos de regresión: el modelo lineal de Stefan & Preud'homme y el modelo logístico (no-lineal) de 3 y 4 parámetros de Mohseni & Stefan. Las simulaciones de la TAR fueron realizadas empleando el modelo hidrometeorológico Soil & Water Assessment Tool (SWAT). Las modificaciones de los modelos fueron configuradas en el código del SWAT y reajustadas empleando la técnica de "Latin Hypercube Sampling". Los modelos estadísticos reajustados mostraron un mejor rendimiento que los predeterminados. Mientras que el modelo lineal predeterminado muestra un Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) de -2.67, los modelos lineales y no-lineal reajustados mostraron valores de NSE por encima a 0.71. Los resultados sugieren que los modelos de predicción de la TAR predeterminados de la literatura deben ser validados en ríos de los andes peruanos.

ABSTRACT:

Stream temperature is one of the most important parameters of water quality and indicator of aquatic biodiversity in the watershed. Worldwide, river temperature increases in recent decades have given rise to monitoring, simulation and prediction work, using various models. Being mainly developed in other regions, statistical models for stream temperature have not been validated in the andean rivers. In this work, we evaluate the main stream temperature statistical models applied in the Ichu River Experimental Watershed (IREW). For this purpose, stream temperature of the Ichu river has been daily monitored for 16 months and correlated with air temperature. Three regression models were reviewed, including the Stefan & Preud'homme linear model and the 3- and 4-parameter Mohseni & Stefan logistic model. Stream temperature simulations were performed employing the hydrological Soil & Water Assessment Tool (SWAT) model. Modifications of the statistical models were conducted into the SWAT code and fitted using the "Latin Hypercube Sampling" approach. The modified statistical models outperformed the default Stefan & Preud'homme model. While the default Stefan & Preud'homme model showed a NSE = -2.67, the improved linear and non-linear models showed NSE values above 0.71. Results suggest that statistical models for stream temperature prediction from the literature should be validated to be used in Andean rivers.

PALABRAS CLAVES: Temperatura del agua, Cuenca río Ichu, andes peruanos, modelo SWAT.

INTRODUCCIÓN

La temperatura del agua de los ríos (TAR) es un parámetro clave de calidad de agua porque es el principal indicador y conductor del ecosistema acuático y además está fuertemente relacionado con los otros parámetros de calidad de agua tales como oxígeno disuelto, salinidad, pH, entre otros (Van Vliet et al., 2013). Cambios significativos de la TAR, fuera de los rangos naturales pueden causar la muerte y/o migración de especies endémicas y el potencial ingreso de especies exóticas que podría conllevar a un desequilibrio ecológico (Wehrly et al., 2009). Incrementos de la TAR en 1 a 2 °C combinados con alteraciones del régimen hidrológico podrían ser letales para el funcionamiento fisiológico de ciertos peces. Además, temperaturas elevadas del agua en los ríos pueden acelerar las reacciones químicas naturales, liberar exceso de nutrientes, incrementar la solubilidad de metales pesados como el cadmio, zinc que son tóxicos para el ecosistema acuático, reducir los niveles de oxígeno disuelto, reducir el pH, incrementar la conductividad, entre otros (Fondriest Environmental Inc., 2014). Una deplorable calidad de agua no solo afecta al ecosistema acuático sino también a la sociedad en salud y economía. En salud ya que al contacto con este tipo de agua pueden adquirir enfermedades dermatológicas. En economía, el tratamiento del agua de mala calidad demandaría mayor costo.

En el contexto del cambio climático, las predicciones estiman que la temperatura del agua de los ríos seguirá en aumento, no solo debido al incremento de la temperatura del aire que tiene efecto directo en la temperatura del agua, sino también debido las actividades humanas como el incremento de efluentes industriales, la instalación de barreras y diques, cambios en el uso del suelo y la sobre explotación del recurso hídrico (Isaak et al., 2018; Samuels et al., 2018). Las proyecciones globales del aumento de la TAR indican incrementos mayores en los EE. UU., Europa, el este de China y algunas regiones de Sud América (Kaushal et al., 2010; Van Vliet et al., 2013). Las proyecciones globales derivadas de diferentes modelos climáticos globales como “Coupled Model Intercomparison Project Phase 3” (CMIP3) y CMIP5 para “Representative Concentration Pathways” (RCPs) de 4.5 y 8.5 indican incrementos de la temperatura de aire en +1.7 ° y +6.7 °C en Sud América (Magrin et al., 2014). Estos incrementos de temperatura del aire, consecuentemente la TAR, podrían agudizar aún más los ya existentes problemas del ecosistema acuático. Por ejemplo, a nivel global, la población de peces de agua dulce ha disminuido en promedio en un 76 % en los últimos 50 años debido a las malas condiciones de los ríos, entre ellos las elevadas temperaturas de agua, barreras de los ríos y la sobreexplotación (Deinet et al., 2020). En América del Sur, esta disminución es aún más preocupante con una reducción del 84 % en la población de peces durante el mismo período (Deinet et al., 2020).

El aumento de la temperatura de los ríos en las últimas décadas ha incrementado el interés de la comunidad científica por establecer modelos predictivos y medidas de mitigación. Estos modelos, principalmente clasificados como mecanísticos y estadísticos, varían de simples a complejos, involucrando muy pocos a numerosas variables, en escalas de tiempo que van de fracciones de horas a escalas anuales, y escalas de espacio local a regional (Isaak et al., 2018). Los modelos mecanísticos son modelos numéricos basados en la física que involucran conceptos de los procesos de balance de agua y energía, mientras que los modelos estadísticos son modelos que establecen relaciones funcionales entre la temperatura del agua y variables meteorológicas y físicas de la cuenca (Boyd & Kasper, 2003; Noa-Yarasca et al., 2021b, 2021a). Los métodos estadísticos se distinguen de los mecanísticos por su simplicidad y menor cantidad de variables predictoras. Dentro de los métodos estadísticos simples de escala diaria tenemos el modelo lineal de Stefan & Preud’homme (Stefan & Preud’homme, 1993), modelo no lineal de 3 y 4 parámetros de Mohseni & Stefan (Mohseni & Stefan, 1999). Otros modelos estadísticos más complejos involucran componentes de autocorrelación, modelos de regresión lineal múltiple, modelos aditivo generalizado, y modelos mixto lineal (Wehrly et al., 2009). Con aceptable precisión, estos modelos fueron principalmente evaluados y verificados en ríos de los Estados Unidos. La TAR de los Andes Sudamericanos ha sido estudiada en mucha menor proporción que los ríos de otras regiones del mundo. Los andes interrumpen significativamente la circulación atmosférica generando condiciones climáticas particulares a lo largo de las laderas

orientales y occidentales y en áreas bajas adyacentes (Garreaud, 2009). En estas condiciones particulares es necesario revisar las ecuaciones de predicción de la temperatura del agua establecidas en la literatura. En el presente trabajo, las principales ecuaciones de predicción de la temperatura del agua de los ríos (ecuaciones de Stefan & Preud'homme Stefan y Mohseni & Stefan) son evaluadas y corregidas para el río Ichu, ubicado en la región de Huancavelica de los Andes Peruanos.

1.1 Objetivos

El presente trabajo presenta una evaluación de los principales modelos estadísticos simples de predicción de la temperatura del agua en los ríos, aplicado al río Ichu dentro de la cuenca experimental del Río Ichu denominado CERI, ubicado en los Andes Peruanos. Después de evaluar, este trabajo también reajustó los coeficientes de los modelos lineales de Stefan & Preud'homme y no lineales de Mohseni & Stefan con los registros monitoreados a escala diaria de la temperatura del agua del río Ichu, a 620 m aguas arriba de la estación hidrométrica de Huancavelica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de Estudio

La CERI, está ubicado en la sierra central del Perú, es parte de la cuenca del río Mantaro, contribuyente del río Amazonas. Esta cuenca, se caracteriza por sus elevadas montañas y valles angostos típicos de los andes sudamericanos. Los picos más altos presentan glaciares permanentes a lo largo del año que mantienen flujos permanentes en las diversas quebradas y ríos tributarios del río Ichu. El área de la cuenca hasta la estación de control Huancavelica (3,675 msnm) es 615.8 km². La CERI se encuentra en la parte central del departamento de Huancavelica y abarca las provincias de Castrovirreyna y Huancavelica (Figura 1). La CERI muestra una cobertura vegetal variada clasificada en diez tipos, de las cuales las más representativas son el pajonal andino y la agricultura costera y andina y menor proporción los bofedales, áreas altoandinas con escasa y sin vegetación, matorrales, lagunas, glaciares, y áreas urbanas (Ayala et al., 2018). La cuenca del río Ichu está principalmente conformada por tres tipos de suelos: suelos aluviales recientes acarreados por los ríos, suelos aluviales antiguos profundos de fertilidad natural baja, y suelos residuales formados por materiales heterogéneos del Terciario y Cuaternario (lutitas, limolitas, areniscas y gravas).

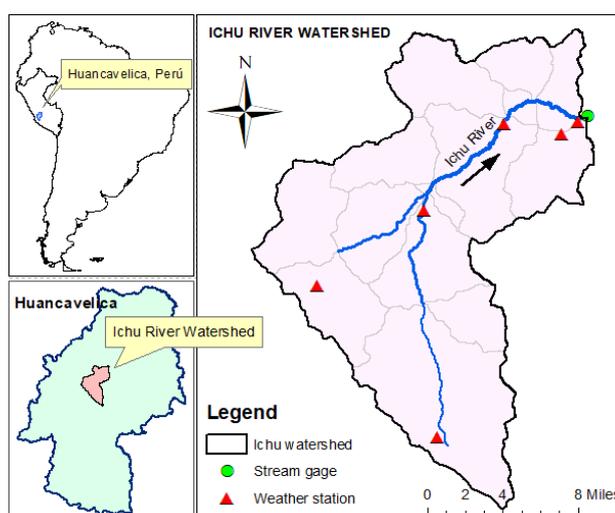


Figura 1.- Izquierda superior, ubicación del departamento de Huancavelica en el Perú. Izquierda inferior, ubicación de la cuenca del río Ichu en el departamento de Huancavelica. A la derecha, ubicación de las estaciones meteorológicas e hidrométricas en la cuenca del río Ichu. Este mapa está también disponible en versión en línea en: https://noayarae.github.io/whis/projects/ichu_map.html

2.2 Colección y procesamiento de datos

2.2.1 Temperatura del agua del Río Ichu

Las temperaturas del agua fueron monitoreadas en dos puntos del río Ichu (en la estación Huancavelica (E1) y a 620 m aguas arriba (E2)) y dos afluentes de agua termal ubicados a 293.5 m y 327.5 m aguas arriba de E1, respectivamente como muestra la Figura 2. Sin embargo, el presente trabajo descartó emplear los registros del punto E1, debido a la influencia de las fuentes de agua termal. Las temperaturas fueron registradas tres veces por día (7-8 am, 12-1 pm y 5-6 pm) por un período de 16 meses entre 01/01/2000 y 04/30/2021. Las tres mediciones diarias fueron ponderadas y asignadas como temperatura media diaria. Las temperaturas diarias muestran una media de 11.27 °C (SD = 1.16°C) en un rango de 7.40 a 14.35 °C. Las temperaturas bajas fueron principalmente observadas en los meses de junio, julio y agosto (estación de invierno), mientras que las temperaturas altas principalmente en los meses de noviembre a marzo (estación de verano).

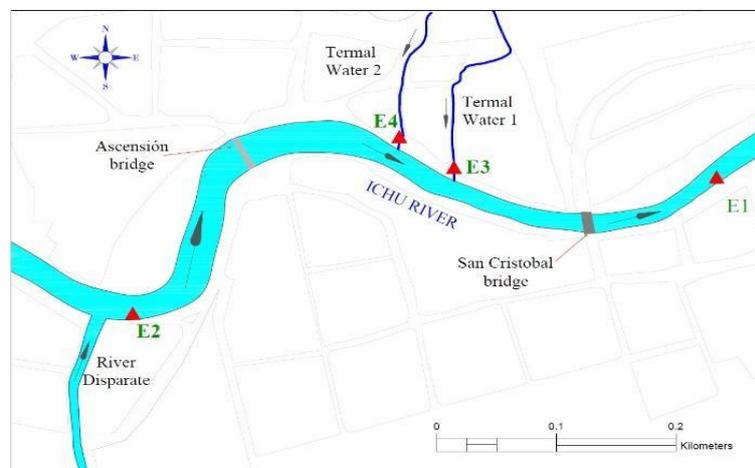


Figura 2.- Puntos de registro y monitoreo de la temperatura del agua en el río Ichu (E1 y E2) y en la desembocadura de dos afluentes de agua termal (E3 y E4)

2.2.2 Precipitación y temperatura del aire

Los registros diarios de precipitación y temperatura del aire estuvieron disponibles en seis estaciones meteorológicas distribuidos en la CERI, desde la fecha 01/01/2016 hasta 31/12/2021, correspondiente a 6 años (Figura 1). Las coordenadas geográficas de las estaciones se muestran en la Tabla S1 del material suplementario (<https://doi.org/10.5281/zenodo.6988146>). Esta información fue ingresada al modelo “Soil & Water Assessment Tool” (SWAT) para la calibración del flujo y posterior simulación de la temperatura del agua. Las mayores precipitaciones fueron registradas en los meses de noviembre a mayo (estación de verano) y menores precipitaciones de junio a octubre (estación de invierno). Con respecto a las temperaturas del aire, las altas temperaturas se observaron en los meses de diciembre a marzo y las bajas temperaturas en los meses de mayo a septiembre.

2.2.3 Topografía, cobertura de suelo y tipo de suelo.

La información topográfica fue obtenida del modelo de elevación digital (DEM) que fue descargada del repositorio Earthdata de la NASA en formato raster de 12.5x12.5 m de tamaño de celda. La información de cobertura vegetal corresponde a la lectura satelital Landsat 4 y Landsat 7 del año 2010, descargado de la base de datos del sitio web Land Cover Map (Globeland 30 -NGCC) de las Naciones Unidas en formato raster de 30x30 m de tamaño de celda. La información de suelos fue obtenida de la base de datos de “Food and Agriculture Organization of the United Nations” (Fischer et al., 2008) en formato raster de 500x500 m de tamaño de celda.

2.2.4 Descargas del río Ichu

El flujo del río Ichu es medido en la estación de control Huancavelica (E1) (Lat.: -12.7893, Long.: -74.9791). Para fines del presente trabajo se dispuso de información de flujo diario en el período de 01/01/2016 a 12/31/2021 (seis años), de los cuales, los dos primeros años fueron empleados en el entrenamiento del modelo y los siguientes cuatro años en la calibración y validación del modelo. Los caudales diarios muestran una media de 3.26 m³/s (SD = 15.69 m³/s). Los mayores caudales fueron registrados en los meses de diciembre a abril (estación de verano) y los menores caudales registrados en los meses de junio a septiembre (estación de invierno).

2.3 Modelado del flujo y temperatura del agua

2.3.1 Modelado del flujo

El modelado del flujo y la temperatura del agua fueron conducidos empleando el Soil & Water Assessment Tool 2012 (SWAT 2012) (Arnold et al., 2012). Para este fin, la CERI fue dividida en catorce sub cuencas, con áreas en el rango de 5.38 km² a 136.20 km². Usando el DEM, la pendiente topográfica fue calculada y clasificada en tres rangos (0 - 5%, 5 - 15%, 15 - 30% y >30%). Ingresando la información de cobertura de suelo y tipo de suelo al modelo SWAT, la CRI fue dividida en 58 unidades de respuesta hidrológica (“Hydrologic Response Units” - HRUs), los cuales son las unidades básicas de análisis del SWAT. Las HRUs son porciones de área que tienen combinación única de pendiente topográfica, cobertura de suelo, y tipo de suelo. Para evitar formar HRUs muy pequeñas, las HRUs con áreas menores al 10% de la sub cuenca fueron agregadas a los HRUs colindantes. Otras consideraciones en el modelo SWAT fueron: el método de número de curva para estimación de la escorrentía, el método de almacenamiento variable para el tránsito del flujo, sin drenaje agrícola. El flujo fue modelado en escala diaria en el periodo de 01/01/2016 a 12/31/2021, de los cuales dos años fueron tomados para entrenamiento del modelo, dos años para la calibración y dos años para la validación del modelo. La calibración del modelo fue efectuada con los registros de la estación de control Huancavelica.

2.3.2 Modelado de la Temperatura del agua

La temperatura del agua del río Ichu fue modelada empleando el sub modelo de temperatura del SWAT que por defecto emplea el modelo lineal de Stefan and Preud’homme (Neitsch et al., 2011; Stefan & Preud’homme, 1993) con la temperatura del aire como único predictor. Los resultados mostraron temperaturas diarias en el mismo período de calibración y validación. Sin embargo, para fines de evaluación se ha considerado el período 01/01/2020 a 04/30/2021 (rango en el que se tienen mediciones de temperatura del agua del río Ichu). La Figura 3 muestra el diagrama de flujo de la simulación de la temperatura empleando el modelo SWAT.

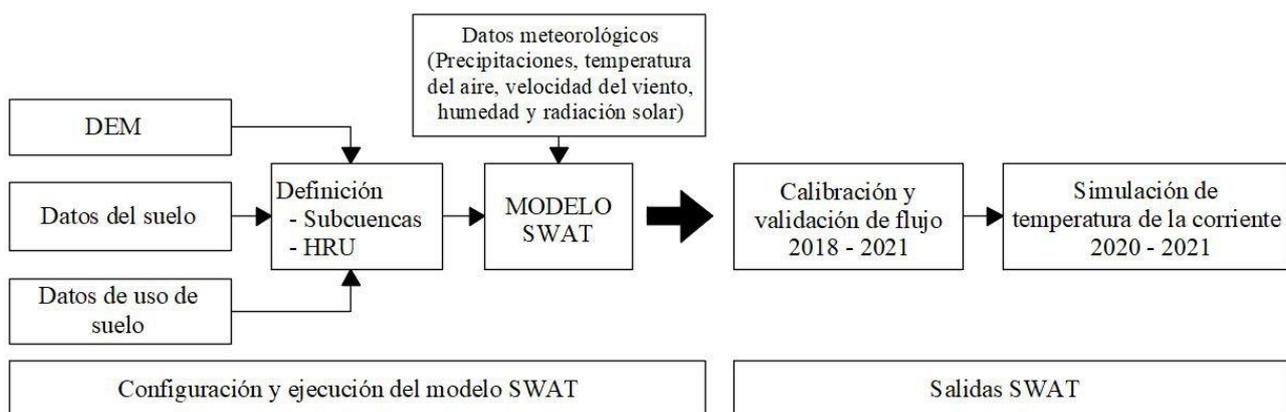


Figura 3.- Diagrama de flujo de la simulación de la temperatura del agua del río Ichu empleando el modelo SWAT.

2.4 Modelos de temperatura del agua

Los modelos de predicción de la temperatura del agua evaluados en el presente trabajo son: el modelo lineal de Stefan & Preud'homme (ecuación 1) (Stefan & Preud'homme, 1993) y el modelo logístico (no-lineal) de tres y cuatro parámetros de Mohseni & Stefan (ecuaciones 2 y 3) (Mohseni & Stefan, 1999). Estos tres modelos se caracterizan por su simplicidad y rápido ajuste.

$$T_w = 5 + 0.75T_{aire} \quad [1]$$

Donde la T_{aire} es la temperatura del aire y T_w la temperatura del agua en °C. Esta ecuación fue calibrada y usada en diversos ríos de la cuenca del río Mississippi con resultados relativamente satisfactorios en rangos moderados de temperatura del aire. Sin embargo, en regiones de temperaturas muy frías y muy cálidas, la relación temperatura del aire – agua no siguen una relación lineal, sino que toman la forma de S (Mohseni & Stefan, 1999).

$$T_w = \frac{\alpha}{1 + e^{\gamma(\beta - T_{aire})}} \quad [2]$$

$$T_w = \mu + \frac{\alpha - \mu}{1 + e^{\gamma(\beta - T_{aire})}} \quad [3]$$

Donde α es el coeficiente que determina el límite superior de la temperatura del agua, β es el coeficiente que determina el límite de inflexión de la función logística, γ es el coeficiente que representa la inclinación de la pendiente de la función, y μ es el coeficiente que representa el límite inferior de la temperatura del agua.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Calibración del modelo de flujo

La calibración del flujo a nivel diario fue efectuada con ayuda del software SWAT-CUP empleando el algoritmo “Sequential Uncertainty Fitting” (SUFI-2). Los parámetros calibrados se muestran en la Tabla S2 del material suplementario (<https://doi.org/10.5281/zenodo.6988146>). El valor de eficiencia de Nash Sutcliffe (NSE) para el modelo de flujo calibrado fue 0.61; y el porcentaje de sesgo (PBIAS) fue 7.4%. El valor de NSE es consistente con calibraciones efectuadas en otras cuencas (Arnold et al., 2012; Moriasi et al., 2007), en los cuales los valores de NSE para calibración de flujo estuvieron en el rango de 0.58 y 0.98 y los PBIAS fueron menores a 10%. La Figura S1 del material suplementario muestra el flujo observado y calibrado en la estación Huancavelica.

3.2 Simulación de la temperatura del agua

La simulación de la temperatura del agua del río Ichu empleando el modelo SWAT mostró valores por encima de las temperaturas de agua observadas. Mientras el promedio de las temperaturas observadas fue 11.27 °C, el promedio de las temperaturas simuladas fue 13.46 °C. La serie de temperaturas simuladas muestra un valor de NSE de -2.67, coeficiente de Pearson de 0.85, RMSE de 2.24, y PBIAS de 18.9. A pesar de un coeficiente de Pearson alto que indica que el modelo tiene relevancia en representar el comportamiento de la temperatura del agua observada, el modelo no es capaz de representar la media de la observada. La figura 4 muestra la simulación de la temperatura del río Ichu empleando el modelo de Stefan & Preud'homme en el modelo SWAT.

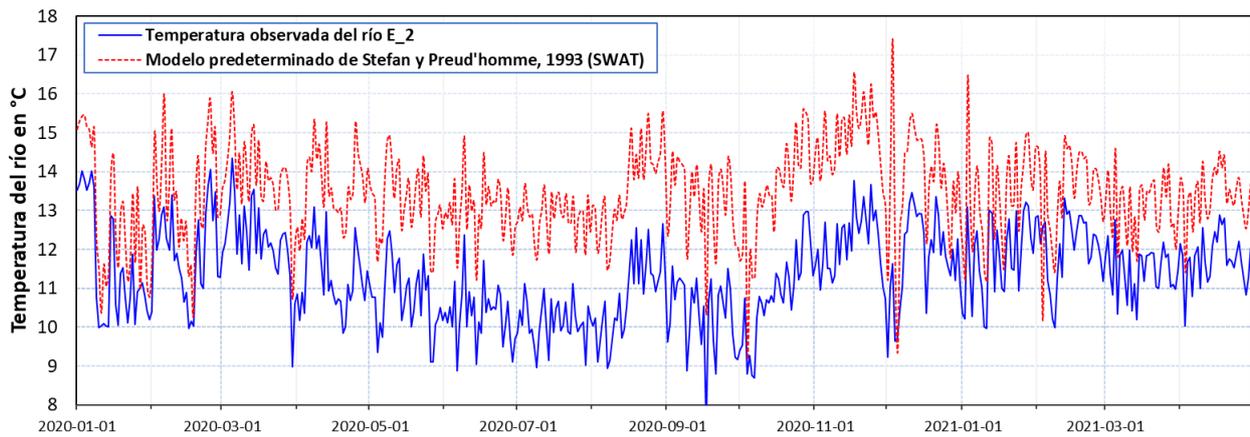


Figura 4.- Desempeño del modelo lineal de Stefan & Preud'homme del SWAT en la simulación de la temperatura del agua del río Ichu.

3.3 Ajuste del modelo de Stefan & Preud'homme para el río Ichu

El código del sub modelo de temperatura del agua del SWAT versión rev.681 (TAMU, 2021) fue modificado reemplazando los dos coeficientes fijos de la ecuación de Stefan & Preud'homme (Stefan & Preud'homme, 1993) por dos variables. Siguiendo el criterio de Latin Hypercube Sampling (Iman, 2008), se han generado 500 muestras de pares de los coeficientes de la ecuación de Stefan & Preud'homme (coeficientes a y b, eq. 4), en la vecindad de los valores predeterminados, para realizar 500 simulaciones. Las simulaciones mostraron convergencia del coeficiente a en 4.18 y del coeficiente b en 0.63. Detalles de la convergencia están disponibles como material suplementario S2 que acompañan al artículo. Con estos coeficientes, los valores de NSE, coeficiente de Pearson, RMSE y PBIAS obtenidos fueron 0.72, 0.85, 0.62 y 0.1%, respectivamente, los cuales son bastante superior a los correspondientes obtenidos empleando la ecuación predeterminada de Stefan & Preud'homme. La figura 5 muestra la temperatura del agua del río Ichu simulada con la ecuación de Stefan & Preud'homme modificada.

$$T_w = a + bT_{aire} \quad [4]$$

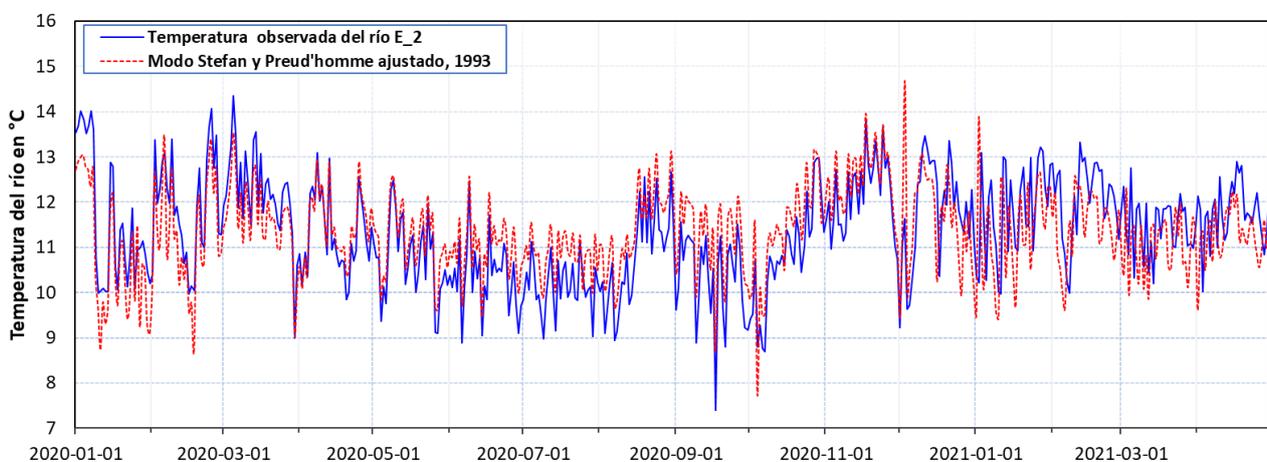


Figura 5.- Desempeño del modelo lineal ajustado de Stefan & Preud'homme en la simulación de la temperatura del agua del río Ichu.

3.4 Ajuste de modelo no lineal para el río Ichu

La simulación de la temperatura del agua del río Ichu mediante modelos no lineales involucran los modelos de Mohseni & Stefan de 3 y 4 parámetros (3P y 4P) (Mohseni & Stefan, 1999). Estos dos modelos fueron también implementados en código del sub modelo de temperatura del agua del SWAT versión rev.681 con 3 y 4 variables, respectivamente. Empleando el criterio de Latin Hypercube Sampling (Iman, 2008), se han generado 800 muestras de tres variables (α , β y γ) y 500 muestras de cuatro variables (α , β , γ y μ) para los modelos de 3P y 4P, respectivamente (coeficientes en las ecuaciones 2 y 3). En el modelo de 3P, los valores α , β y γ evaluados estuvieron en el rango de 26.0 - 35.0, 14.0 - 20.0, y 0.03 - 0.15, respectivamente. Mientras que en el modelo de 4P, los valores de α , β , γ y μ estuvieron en el rango de 26.0 - 35.0, 14.0 - 20.0, 0.03 - 0.15, y -5 - 5, respectivamente.

En el modelo de 3P, los coeficientes α , β y γ convergieron en 28.93, 16.05 y 0.093. Con estos coeficientes, los valores de NSE, coeficiente de Pearson, RMSE y PBIAS fueron 0.715, 0.85, 0.62 y 0.2, respectivamente. De forma similar, en el modelo de 4P, los coeficientes α , β , γ y μ convergieron en 30.04, 17.08, 0.097 y 0.669, respectivamente. Los valores de NSE, coeficiente de Pearson, RMSE y PBIAS obtenidos fueron 0.714 y 0.85, 0.62 y 0.3 respectivamente. Detalles de la convergencia de los parámetros del modelo 3P y 4P están disponibles como material suplementario S2 (<https://doi.org/10.5281/zenodo.6988146>). La figura 6 muestra las temperaturas del agua simuladas empleando las ecuaciones no lineales de Mohseni & Stefan ajustadas para el río Ichu.

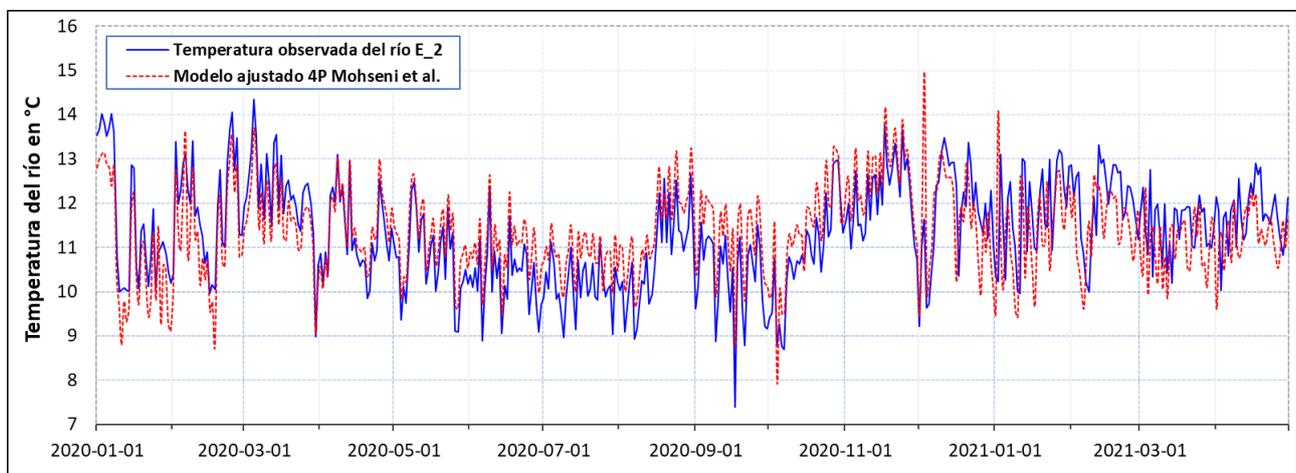
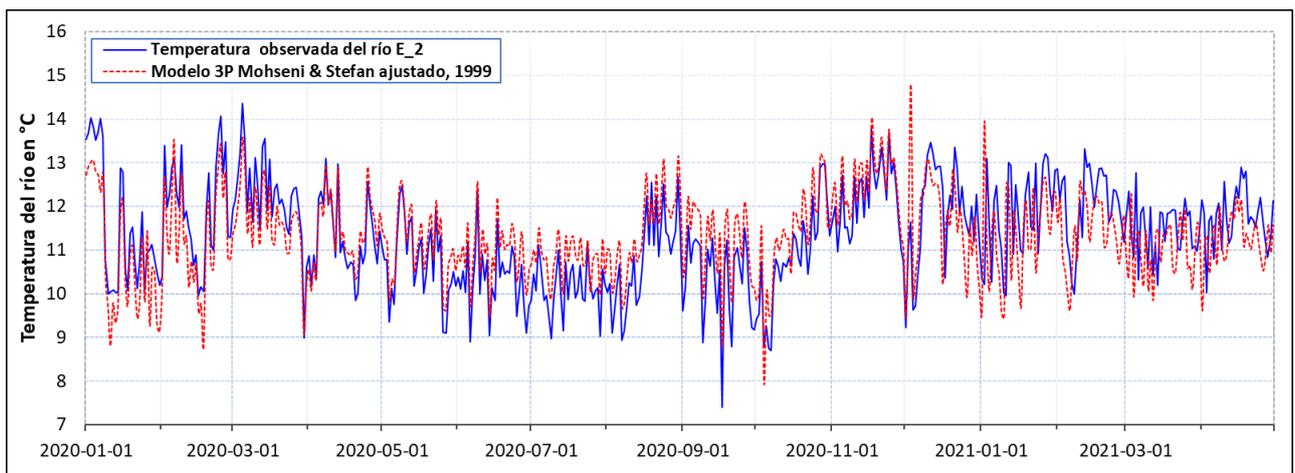


Figure 6.- Desempeño del modelo no-lineal ajustado de 3P (arriba) y 4P (abajo) en la simulación de la temperatura del agua del río Ichu.

3.5 Comparación de resultados de los modelos de temperatura del agua ajustados

La figura 7 muestra el desempeño de predicción del modelo lineal predeterminado de Stefan & Preud'homme, así como de los modelos ajustados de Stefan & Preud'homme y Mohseni & Stefan de 3 y 4 parámetros junto a los datos de temperatura observados. El registro de temperatura observada muestra el efecto de histéresis estacional entre la temperatura del aire y del agua, probablemente debido a la entrada de flujos no controlados como fuentes de agua termal y los deshielos de primavera que hacen que la temperatura del río sea más fría durante este período que a una temperatura del aire similar durante el otoño (Fellman et al., 2014).

El modelo predeterminado de Stefan & Preud'homme muestra una sobrepredicción de la temperatura del agua del río Ichu incluso por encima de la hysteresis. Por otro lado, el modelo ajustado de Stefan & Preud'homme y Mohseni & Stefan de 3 parámetros muestran un mejor desempeño de predicción ubicándose al medio de la histéresis y la nube de datos de temperatura observada. El modelo de Mohseni & Stefan de 4 parámetros muestra una ligera subestimación en la predicción en comparación a los dos anteriores, pero siempre dentro de la nube de los datos observados (Figura S2, material suplementario - <https://doi.org/10.5281/zenodo.6988146>).

En general los modelos reajustados mostraron un buen rendimiento en la predicción de la temperatura del agua del río Ichu. Sin embargo, considerando el criterio de Mallow (ecuación 5) (James et al., 2021), el cual penaliza el número de parámetros, el modelo reajustado de Stefan & Preud'homme mostró ser el modelo más simple por incluir solo dos parámetros en la ecuación de predicción.

$$C_p = \frac{1}{n} (RSS + 2d\sigma^2) \quad [5]$$

Donde RSS es la suma de residuos cuadrados, d es la cantidad de parámetros del modelo, σ^2 es el estimado de la varianza empleando todos los predictores, y n es el número de observaciones. Los coeficientes de Mallow obtenidos para los modelos de Stefan & Preud'homme y Mohseni & Stefan 3P y 4P fueron 0.39, 0.40 y 0.42, respectivamente.

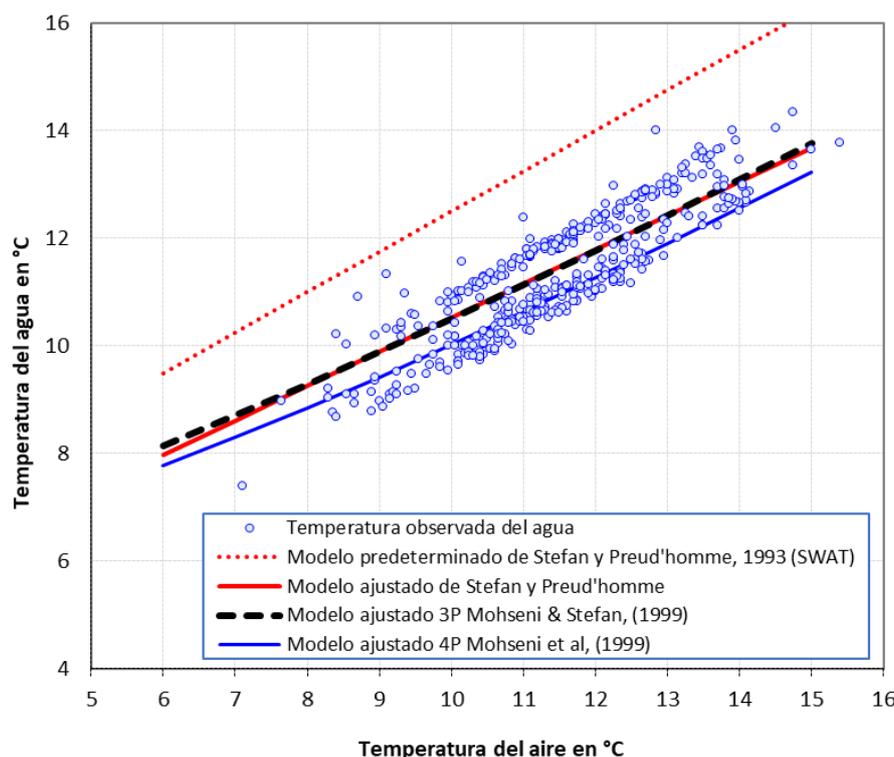


Figura 7.- Predicción de la temperatura del agua del río Ichu empleando el modelo predeterminado y ajustado de Stefan & Preud'homme y el modelo de Mohseni & Stefan de 3p y 4P.

4. CONCLUSIONES

El presente trabajo presenta una evaluación y reajuste de los principales modelos estadísticos de predicción de la temperatura del agua, aplicados en la CERI de los andes peruanos. Se revisaron en modelo lineal de Stefan & Preud'homme que por defecto es empleado en el SWAT y los modelos no-lineales de Mohseni & Stefan de 3 y 4 parámetros. Las modificaciones de los modelos estadísticos fueron configuradas en el código del SWAT y reajustadas empleando la técnica de Latin Hypercube Sampling.

Los hallazgos mostraron que el modelo lineal predeterminado de Stefan & Preud'homme sobreestima la temperatura del río en esta parte de los andes peruanos, a pesar de mostrar una buena representación de la variabilidad. Por tanto, este trabajo sugiere reajustar los parámetros (coeficientes) del modelo lineal al menos para el río Ichu. El modelo reajustado de Stefan & Preud'homme mostró una relevante representación tanto de la media como del comportamiento (variabilidad) de la temperatura del agua del río Ichu. Los modelos no-lineales de Mohseni & Stefan de 3P y 4P ajustados al río Ichu también mostraron una relevante representación de la media y la variabilidad de la temperatura del agua. Los niveles de precisión en la predicción de la temperatura del agua, empleando los tres modelos ajustados para el río Ichu, mostraron ser muy competentes. Sin embargo, el modelo ajustado de Stefan & Preud'homme mostró ser el modelo más simple de predicción debido a la menor cantidad de parámetros.

A pesar de que los modelos estadísticos lineales y no-lineales han sido bien estudiados en diversos ríos del mundo, estos no han sido verificados en los ríos de los andes sudamericanos. En esta línea, este estudio contribuye en la comprensión de la relación de la temperatura del aire y del agua del río Ichu en los andes peruanos. Sin embargo, los hallazgos de este estudio están limitados a los rangos de temperatura del aire y del agua empleados aquí, así como, a las características del río Ichu. Futuras investigaciones deben continuar explorando mayores rangos de temperatura para elaborar un amplio y general entendimiento de la relación temperatura agua-aire en los andes sudamericanos. Dentro de esta región, también se sugiere evaluar otros modelos de predicción de temperatura del agua empleando más variables de predicción a fin de mejorar la precisión. Finalmente, se recomienda también continuar y ampliar el monitoreo de la temperatura del agua en diversos ríos de los andes sudamericanos, los cuales son vulnerables al cambio climático.

AGRADECIMIENTO

Este estudio fue posible gracias a la escuela profesional de Ingeniería Civil de la Universidad Nacional de Huancavelica, Perú y al laboratorio de hidráulica. También queremos agradecer al Dr. Francisco J. Guerrero cuyas recomendaciones ayudaron a mejorar los objetivos del estudio.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

La data, tablas y figuras suplementarias está libremente disponible como: Efrain Noa-Yarasca, & Ivan A. Ayala Bizarro. (2022, August 13). Tablas, figuras y data de Evaluación y Predicción de la Temperatura del Agua en un río en los Andes Peruanos - XXX Congreso Latinoamericano de Hidráulica 2022, Foz de Iguazú. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6988146>.

REFERENCIAS

Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan, N., & Jha, M. K. (2012). "SWAT:

- Model use, calibration, and validation". *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4), 1491–1508.
- Ayala, I., Zubiaur, M., & Mendoza, J.** (2018). "Prediction of drought with artificial neural networks and genetic algorithms using precipitation by remote perception". *Journal of Environmental Science & Engineering*, July 2018.
- Boyd, M., & Kasper, B.** (2003). *Analytical Methods for Dynamic Open Channel Heat and Mass Transfer: Methodology for the Heat Source Model Version 7.0*.
- Deinet, S., Scott-Gatty, K., Rotton, H., Twardek, W. M., Marconi, V., McRae, L., Baumgartner, L. J., Brink, K., Claussen, J. E., Cooke, S. J., Darwall, W., Eriksson, B. K., Garcia de Leaniz, C., Hogan, Z., Royte, J., Silva, L. G. M., Thieme, M. L., & Tickne, O. L. F.** (2020). "The Living Planet Index for Migratory Freshwater Fish - Technical Report". *Science Into Policy*, 131–149.
- Fellman, J. B., Nagorski, S., Pyare, S., Vermilyea, A. W., Scott, D., & Hood, E.** (2014). "Stream temperature response to variable glacier coverage in coastal watersheds of Southeast Alaska". *Hydrological Processes*, 28(4), 2062–2073. <https://doi.org/10.1002/hyp.9742>
- Fischer, G., Nachtergaele, F., Prieler, S., Velthuisen, V. H. T., Verelst, L., & Wiberg, D.** (2008). *Global Agro-ecological Zones Assessment for Agriculture (GAEZ 2008)*.
- Fondriest Environmental Inc.** (2014). "Water Temperature." *Fundamentals of Environmental Measurements*.
- Garreaud, R. D.** (2009). "The Andes climate and weather". *Advances in Geosciences*, 22, 3–11. <https://doi.org/10.5194/adgeo-22-3-2009>
- Iman, R. L.** (2008). "Latin Hypercube Sampling". *Encyclopedia of Quantitative Risk Analysis and Assessment, January 1999*. <https://doi.org/10.1002/9780470061596.risk0299>
- Isaak, D. J., Luce, C. H., Horan, D. L., Chandler, G. L., Wollrab, S. P., & Nagel, D. E.** (2018). "Global Warming of Salmon and Trout Rivers in the Northwestern U.S.: Road to Ruin or Path Through Purgatory". *Transactions of the American Fisheries Society*, 147(3), 566–587.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R.** (2021). *An introduction to statistical learning*. In *Springer (Ed.)*, Springer texts (Second Edi, Vol. 102). Springer Publishing.
- Kaushal, S. S., Likens, G. E., Jaworski, N. A., Pace, M. L., Sides, A. M., Seekell, D., Belt, K. T., Secor, D. H., & Wingate, R. L.** (2010). "Rising stream and river temperatures in the United States". *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(9), 461–466.
- Magrin, G. O., Marengo, J. A., Boulanger, J.-P., Buckeridge, M. S., Castellanos, E., Poveda, G., Scarano, F. R., & Vicuña, S.** (2014). "Central and South America. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability". In *Transcultural Psychiatry*.
- Mohseni, O., Erickson, T. R., & Stefan, H. G.** (1999). Sensitivity of stream temperatures in the "United States to air temperatures projected under a global warming scenario". *Water Resources Research*, 35(12), 3723–3733. <https://doi.org/10.1029/1999WR900193>
- Mohseni, O., & Stefan, H. G.** (1999). "Stream temperature/air temperature relationship: A physical interpretation". *Journal of Hydrology*, 218(3–4), 128–141.
- Moriassi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Binger, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L.** (2007). "Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations". *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885–900.
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., & Williams, J.** (2011). "Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009". *Texas Water Resources Institute*, 1–647.
- Noa-Yarasca, E., Babbar-Sebens, M., & Jordan, C.** (2021a). *A machine learning model of riparian vegetation attenuated stream temperatures*. <https://ir.library.oregonstate.edu/downloads/0r967b65c#page=137>
- Noa-Yarasca, E., Babbar-Sebens, M., & Jordan, C.** (2021b). *Including Riparian Vegetation in hydroclimatological stream temperature model*. <https://ir.library.oregonstate.edu/downloads/0r967b65c#page=137>.
- Samuels, R., Hochman, A., Baharad, A., Givati, A., Levi, Y., Yosef, Y., Saaroni, H., Ziv, B., Harpaz, T., & Alpert, P.** (2018). "Evaluation and projection of extreme precipitation indices in the Eastern Mediterranean based on CMIP5 multi-model ensemble". *International Journal of Climatology*, 38(5), 2280–2297. <https://doi.org/10.1002/joc.5334>
- Stefan, H. G., & Preud'homme, E. B.** (1993). "Stream Temperature Estimation From Air Temperature". *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 29(1), 27–45.

- TAMU.** (2021). *SWAT: Soil & Water Assessment Tool*. Texas A&M University. <https://swat.tamu.edu/>
- Van Vliet, M. T. H., Franssen, W. H. P., Yearsley, J. R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D. P., & Kabat, P.** (2013). "Global river discharge and water temperature under climate change". *Global Environmental Change*, 23(2), 450–464.
- Wehrly, K. E., Brenden, T. O., & Wang, L.** (2009). "A comparison of statistical approaches for predicting stream temperatures across heterogeneous landscapes". *Journal of the American Water Resources Association*, 45(4), 986–997.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E SUA RELAÇÃO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM UMA REGIÃO DO DISTRITO FEDERAL – BRASIL

1º Vinícius Adriano Farias de Medeiros, 2º Lucijane Monteiro de Abreu y
3º Weeberb João Réquia Júnior

Universidade de Brasília - UnB, Brasil, vinicius.medeiros@catolica.edu.br
Universidade de Brasília - UnB, Brasil, lucijane@unb.br
Fundação Getúlio Vargas - FGV, Brasil, weeberb.requia@fgv.br

Introdução

A contaminação de rios, lagos e mananciais pode ocorrer de forma difusa, através da lixiviação de solos agrícolas e urbanos, com o transporte de pesticidas, fertilizantes, partículas sólidas e material orgânico, ou de forma pontual, através do descarte de efluentes domésticos e industriais, em maioria sem tratamento, promovendo o aumento nas concentrações de Nitrogênio e Fósforo (Ahearn, 2005; Júnior et al, 2011), reforçando a hipótese de Von Sperling (2005) e de Haidary (2013) de que as características das águas brutas dependem das condições ambientais naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica.

O crescimento populacional associado à expansão urbana tem gerado uma progressiva degradação da qualidade ambiental na região do Distrito Federal. Os núcleos urbanos da região retratam bem a relação entre a ampliação urbana e a interferência nos recursos hídricos (Moura et al, 2010). Os maiores problemas ocasionados a esse córrego são o assoreamento, a deposição de resíduos sólidos, o despejo ilegal de efluentes, o desmatamento das margens, o fracionamento ilegal de terras e o escoamento inadequado de águas pluviais.

A utilização de índices representa uma importante ferramenta de gestão dos recursos hídricos. Devido à variedade de parâmetros ambientais passíveis de análise, o uso de índices de qualidade de água e de uso do solo tem sido amplamente utilizados, onde variáveis são correlacionadas com as alterações ocorridas na unidade hidrográfica (Toledo, 2002).

Um dos Índices de Qualidade da Água (IQA) mais utilizado no mundo foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos. Esse índice selecionou nove parâmetros fundamentais, atribuindo-lhes pesos conforme a sua importância e influência (Ray et al, 2011).

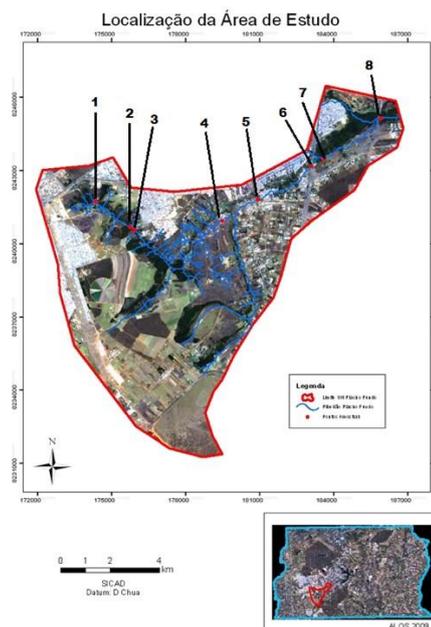
Percebe-se que o planejamento e a gestão de bacias hidrográficas estão cada vez mais orientados pelos resultados de pesquisas científicas que demonstraram a relação entre as ações antrópicas com os recursos hídricos (Rorig, 2005). Assim, este estudo teve o objetivo de analisar de forma espacial e temporal, uso do IQA em conjunto com os Índices de Interferência do Uso do Solo (IUS e IUS_c) a qualidade da água do córrego Riacho Fundo, e sua relação com as alterações e influências resultantes da disposição ambiental da região, nas estações seca e chuvosa.

Material e métodos

A área de estudo compreende a sub-bacia do córrego Riacho Fundo está localizada na região sudoeste da bacia do lago Paranoá, com uma área de 225,48 km², tendo aproximadamente 4,8 km² desta área localizada no Parque Ecológico e Vivencial do Riacho Fundo, que é uma Área de Proteção Ambiental, tendo como curso principal o córrego Riacho Fundo, com extensão de 13 km e vazão média de 4,04 m³/s (Pinheiro, 2007).

Foram avaliados oito pontos da área de estudos e a escolha desses pontos foi baseada nos critérios conservação ambiental da região, atividades agrícolas, atividades industriais e habitacionais. A

Figura 1 exibe a localização do córrego Riacho Fundo, bem como a distribuição espacial dos pontos de coleta.



Para a análise da qualidade da água foi calculado o IQA para todos os pontos distribuídos ao longo da extensão do Córrego Riacho Fundo em quatro coletas, duas no período seco e duas no período chuvoso.

A aplicação do Índice de Interferência de Uso do Solo (IUS), proposto por Medeiros (2011), baseado na fração de área de cada classe de uso do solo para a área de influência do ponto amostral, objetiva demonstrar a relação existente entre o manejo do solo e a qualidade das águas.

Para observar as relações entre o IUS e o escoamento superficial, procedeu-se uma adaptação ao índice, considerando como peso o coeficiente de escoamento superficial para as classes de uso do solo escolhidas, sendo o (IUS_c) calculado conforme a Equação (1).

$$IUS_c = \sum_{i=1}^5 fA_i \times C_i$$

Onde:

fA_i: fração de área para as classes de uso do solo; *C_i*: Coeficiente de escoamento superficial (Pesos de interferência usados no IUS (TUCCI et al, 1995; ASCE, 1969).

Para a avaliação da variabilidade espacial e temporal da qualidade da água foi aplicado o teste de *Kruskal-Wallis* e para a observância das relações existentes com o uso do solo foi aplicado o teste da Correlação de Spearman, (Haidary, 2013). Para identificar os parâmetros de maior contribuição para o IQA foi aplicado um teste de regressão múltipla do tipo *StepWise*.

Resultados e discussões

Os valores apresentados pelo teste de *Kruskal-Wallis* não evidenciaram uma significativa variação temporal ($p=0,7828$), apenas espacial ($p=0,0149$), que está fortemente ligada ao manejo do solo. A Figura 2 apresenta a classificação do uso do solo da região, onde percebe-se presença significativa de área urbana justamente na parte a montante do corpo hídrico. Com isso, viu-se que as áreas de vegetação e as áreas urbanas são as predominantes na bacia. Os 27,89% de ocupação urbana da unidade hidrográfica em estudo já são suficientes para comprometer a qualidade da água

O Índice de Uso do Solo de Comparação (IUS_c), baseado no coeficiente de escoamento superficial, apresentou resultados semelhantes ao IUS, evidenciando a sua aplicabilidade nesse tipo de análise.

De forma geral, o Índice de Qualidade da Água retratou, de fato, a realidade da unidade hidrográfica, o que foi confirmado com a aplicação dos índices de uso do solo. O IUS apresentou as melhores correlações em ambos os períodos, enquanto que o IUS_c não demonstrou uma boa correlação, especialmente no período chuvoso, onde se esperava uma maior sensibilidade na sua indicação, haja vista utilizar o coeficiente de escoamento superficial (C) no seu cálculo

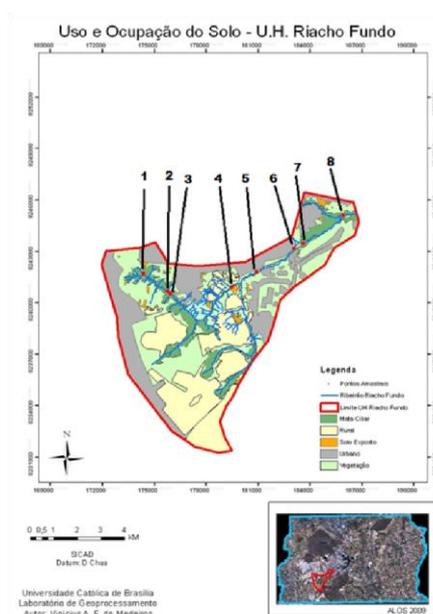


Figura 2: Uso e ocupação do solo para a unidade hidrográfica do córrego Riacho Fundo – DF.

A delimitação da área de influencia para cada ponto avaliado possibilitou identificar os tipos de uso do solo que mais influenciaram na qualidade da água no decorrer dos pontos (Figura 3).

Considerações finais

O IQA mostrou-se eficaz na avaliação da qualidade da água do córrego Riacho Fundo e quando utilizado com ferramentas estatísticas é capaz de fornecer informações importantes na gestão de uma unidade hidrográfica.

A utilização do teste de *Kruskal-Wallis* possibilitou a visualização da variação espacial da qualidade da água, altamente relacionada com o molde de uso e ocupação do solo na área de estudo, sendo confirmada posteriormente com a aplicação dos índices de interferência de uso do solo (IUS e IUS_c).

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) – código de financiamento 001. Os autores agradecem também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Prof.Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

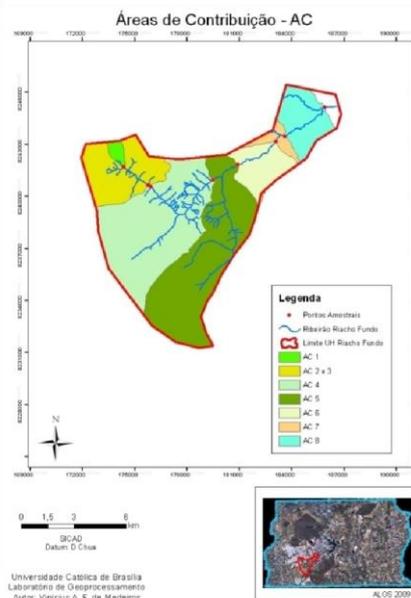


Figura 3: Mapa das áreas de contribuição para cada ponto – unidade hidrográfica do córrego Riacho Fundo – DF.

Referencias Bibliográficas

- Ahearn, D.S.; Sheibley, R.W.; Dahlgren, R.A.; Anderson, M.; Johnson, J.; Tade, K.W. (2005). Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology*, n. 313, p. 234–247.
- Junior, G. J. L. D. A.; Pinto, M. B. P.; Trigo, A. J.; Prado, A.; Teixeira, A. A.; Ferreira, F. V.; Borelli, A. J.; Silva, M. A.; SchererWarren, M.; Godinho, J. M. (2011). Metodologia de delimitação de áreas de drenagem por trecho de curso d'água coincidente com a cartografia em diferentes escalas utilizando modelo digital de elevação. *XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR*, Curitiba, Brasil, INPE, p. 1256 – 1262.
- Von Sperling, M. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª Ed. UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 452 p.
- Haidary, A.; Amiri, B.J.; Adamowsky, J.; Fohrer, N.; Nakane, K. (2013) Assessing the Impacts of Four Land Use Types on the Water Quality of Wetlands in Japan. *Water Resour Manage*, n. 27, p. 2217–2229
- Moura, L. H. A.; Boaventura, G. R.; Pinelli, M. P.; (2010). A qualidade da água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama, Distrito Federal. *Revista Química Nova*, São Paulo, v.33, n.1, p. 97 – 103,
- Toledo, L. G.; Nicolella, G. (2002) Índice de qualidade de água em microbiologia sob uso agrícola e urbano. *Revista Scientia Agricola*, v.59, n. 01, p. 181-186
- Ray, S.; Bari, S. H.; Shuvro, S. D. (2015). Assessment of Water Quality of Goalchara: A Water Quality Index Based Approach. *ARPN Journal of Science and Technology*, n. 7, p. 336-340.
- Rörig, L. R. (2005) Usos múltiplos e qualidade das águas da bacia do baixo Itajaí-Açu – SC: elementos para um gerenciamento integrado. São Carlos, 295 p., *Tese em Ecologia e Recursos Naturais*, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.
- Pinheiro, H. A. (2007) Criação e Aplicação de Protocolo de Avaliação de Impacto Ambiental no Córrego Riacho Fundo – DF. *Brasília*.

Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental, Universidade Católica de Brasília. 110 p

Medeiros, V. A. F. (2011) Avaliação da qualidade da água do córrego Riacho Fundo – DF e sua relação com o uso e ocupação do solo. *Trabalho de Conclusão de Curso de engenharia Ambiental*. Universidade Católica de Brasília, Brasília, 42p

Tucci, C. E.M., Barros, M. T. , Porto, R. L. (org.). (1995) *Drenagem Urbana*. Porto Alegre: Editora Universidade/UFRGS, 414 p.

ASCE. (1969). Design and construction of sanitary and storm sewers. *Manuals and Reports of Engineering Practice*, n.º 37. New York.

OS IMPACTOS DAS PRECIPITAÇÕES NO ANDAMENTO DE OBRAS ENVOLVENDO MOVIMENTAÇÃO DE TERRA. UM ESTUDO DE CASO DAS OBRAS DE IMPLANTAÇÃO E PAVIMENTAÇÃO DA RUA JOÃO DE SOUZA MACIEL

1^{er}. Francisco Igor de Sousa Abreu, 2^{do}. Jefferson Rodrigo de Abreu Coura y
3^{er}. Cicero Joelson Vieira Silva

Graduandos de Engenharia Civil no Instituto Federal da Paraíba – IFPB, Cajazeiras, PB, Brasil. francisco.igor@academico.ifpb.edu.br
jefferson.coura@academico.ifpb.edu.br. Mestre, Professor de Engenharia Civil do Instituto Federal da Paraíba – IFPB, Campus Cajazeiras – PB,
Brasil, E-mail: cicero.vieira@ifpb.edu.br.

RESUMEN:

O presente projeto tem como objetivo dilucidar a necessidade de um adequado planejamento de execução dos serviços de uma obra, em especial as que envolvem movimentação de terra, tendo como enfoque todas as problemáticas que surgem em estações chuvosas e suas consequências, que acarretam grandes prejuízos, desde o cronograma a ser seguido até a estruturação da obra. Neste sentido, o texto trata de uma obra de terraplanagem acompanhada por dois dos autores do texto e que foi profundamente impactada pelas fortes chuvas e falta de planejamento, ocasionando gastos maiores que o previsto, prolongando a sua execução e vindo a prejudicar os envolvidos na obra e seus futuros beneficiários. O presente texto traz, portanto, propostas de como os responsáveis poderiam ter lidado com a situação de forma organizada e bem planejada, para que obtivessem melhores resultados e menos infortúnios.

ABSTRACT:

The present project aims to clarify the need for an adequate planning of the execution of the services of a work, especially those involving soil movements, focusing on all the problems that arise in rainy seasons and their consequences, which cause great losses, from the schedule to be followed to the structuring of the work. In this sense, the text deals with an earthworks accompanied by two of the authors of the text and that was deeply impacted by heavy rains and lack of planning, causing higher than expected expenses, prolonging its execution and harming those involved in the work. and its future beneficiaries. The present text therefore brings proposals on how those responsible could have dealt with the situation in an organized and well-planned way, so that they could obtain better results and less misfortunes.

PALABRAS CLAVES: Precipitação; Planejamento; Terraplanagem.

INTRODUÇÃO

O planejamento da execução dos serviços de uma obra é uma fase importante que exige extrema atenção, pois nela serão considerados os mais diversos problemas, tentando prever e prevenir inconvenientes que podem surgir durante esse processo, para assim elaborar um bom cronograma o qual será seguido desviando e se programando dos possíveis imprevistos analisados. Como afirmam Coelho e Back (2015), visto que a problemática decorrente dos atrasos de obras de engenharia, muitas vezes propiciada pelo grande número de chuvas, é fundamental o estudo do histórico de precipitação da região onde há de se executar determinada obra.

A chuva é um dos principais fatores que irá definir o andamento da obra, impactando diretamente nas escolhas que serão feitas durante a fase de planejamento citada. Ela que causa complicações diversas nos mais variados serviços, principalmente em obras que envolvem movimentação de terra como barragens e pavimentações, causando problemas como inundação de escavações para fins diversos, saturação do material que será utilizado na terraplenagem, dificuldade na mobilidade dos veículos da obra, prejuízo em materiais que se estragam com a umidade e assim por diante. Todos esses problemas atrasam o cronograma e acabam por prejudicar todos os envolvidos com o empreendimento.

Para Ventura (2015) em dias de chuva, as empresas de terraplenagem ficam em desvantagem, pois essa atividade não pode ser desenvolvida, ocasionando diminuição de produtividade, redução de receita, e podendo, ainda, gerar a insatisfação do cliente ocasionado pelo atraso de entrega da obra.

O caso estudado neste trabalho se trata das Obras de Implantação e Pavimentação da Rua João de Souza Maciel, em Cajazeiras/PB de contrato 0039/21. A obra foi acompanhada durante 2 meses, observando os problemas causados pelas precipitações nesse período de chuvas da região. Dias de pouca produtividade na terraplenagem foram comuns com a incidência de precipitações mais intensas, até a paralisação quase completa da obra após o alagamento da escavação a qual foi feita para elaboração de um bueiro celular, uma das 3 passagens molhadas dessa pavimentação.

Além de ser muito perigoso construir em estações chuvosas, é também extremamente difícil, afetando principalmente o cronograma das obras, por isso, é de fundamental importância conhecer esses períodos em sua região. Para (ARAGÃO et al., 2000) “A relação entre intensidade de chuva, duração e frequência (IDF) de um dado local tem grande aplicabilidade na determinação da vazão de projeto de obras hidráulicas. Em muitos casos a falta de dados de chuva não permite que esta relação seja obtida.”

Não apenas isso, quando as áreas urbanas são acometidas com enchentes, tanto as edificações em produção quanto às finalizadas são expostas a perdas. As consequências das inundações são inúmeras, danificam as construções de diversas formas, e os danos causados podem ser classificados em tangíveis e intangíveis, e, em um segundo nível, em diretos e indiretos. Danos tangíveis são aqueles possíveis de mensuração em termos monetários, o que não se aplica para os bens intangíveis. Os danos que resultam do contato físico da água de inundação com bens e pessoas são considerados diretos, e os outros, decorrentes de interrupções e perturbações das atividades sociais e econômicas durante e após as inundações, são classificados como danos indiretos (JONOV et al., 2013).

Estes danos podem ser ainda maiores com a participação das chuvas durante a execução do projeto, fazendo com que o transporte do solo exposto chegue a drenagens naturais e construídas podendo, assim, ocasionar inundações com o entupimento das tubulações, além de não ser favorável esteticamente para o entorno do terreno em que se encontra a obra (VENTURA 2015).

Com um planejamento adequado é possível contornar boa parte dessas situações. Como expõe Galego e Marco (2021), “Antes que o trabalho comece a ser executado no terreno, é necessário um planejamento, tendo em vista que a terra exposta não sofra com a ação do tempo e efeitos da chuva, evitando erosões e contaminações, ou outros efeitos ambientais.”. Já Gomes et al. (2020), que utiliza novas tecnologias em aeronaves remotamente pilotadas para analisar áreas e confeccionar projetos de terraplenagem, também recomenda atenção acerca da velocidade do vento e a ocorrência de chuva

das áreas levantadas, fazendo parte do levantamento do voo da aeronave para que tenhamos um planejamento completo.

Souza (2014) apresenta alguns cuidados a serem tomados durante a execução da terraplenagem, como executar em uma única faixa o lançamento e espalhamento do material, além de selar a última camada em paralisação dos serviços ou iminência de chuvas, pois, mesmo com o fenômeno da precipitação, ainda se tem frente de trabalho no restante da praça compactada e selada.

Sousa (2004) aponta as dificuldades desencadeadas pelas chuvas na execução de um centro de distribuição com o atraso no cronograma e elevação dos custos da execução de serviços projetados causando uma involução do progresso físico da obra, deixando ainda mais claro os prejuízos em meio a esse fenômeno.

A sapiência acerca das precipitações máximas e das chuvas intensas quanto à sua intensidade, duração do evento e a frequência de ocorrência desses eventos, são de suma importância em projetos envolvendo recursos hídricos, tais como: produção de energia, uso da água, produção agrícola e projetos de irrigação, dimensionamento de obras de engenharia, dentre outros, sendo que, eventos de chuvas intensas podem acarretar desastres quando não houver um planejamento dessas obras que considerem os volumes pluviométricos escoados na forma de lâminas de água. Com isso, obras de contenção, como piscinões, vertedouros ou barragens, bem como de canalização dos cursos d'água, bueiros, galerias de escoamento subsuperficial nos ambientes urbanos necessitam dos conhecimentos sobre os volumes pluviométricos, intensidade das precipitações intensas e a frequência com que esses eventos ocorrem. (PETRUCCI; OLIVEIRA, 2019).

Por fim, os profissionais envolvidos devem ter consciência que a chuva pode ter grande variação temporal e espacial, sobretudo o uso de médias, sejam nacionais ou estaduais, podem determinar erros significativos, muitas vezes comprometendo o prazo de uma obra (Coelho e Back, 2015).

Tendo em vista as problemáticas no andamento de obras de movimentação de terra causada pelas chuvas, esse trabalho tem por objetivo entender os problemas mais recorrentes e como eles afetam negativamente a obra, tentando trazer soluções ao lado do planejamento e metodologias de execução que possam contornar essas situações, tudo isso em paralelo com o estudo de caso que passou pela temática trabalhada neste artigo.

DESENVOLVIMENTO

O presente trabalho baseia-se na investigação de referências bibliográficas com auxílio de pesquisa em sites informativos, revista e artigos científicos que conceituam elementos do assunto juntamente a debates com engenheiros atuantes na área, além das observações e da análise documental de projetos, planilhas e memoriais do objeto de estudo trabalhado, a obra da Rua João de Souza Maciel, alvo de grandes precipitações ao longo do seu período de execução, problemática debatida dentro deste artigo, tendo assim, como consequência, atrasos durante seu andamento, perda de material e retrabalho com serviços, levando a um alto prejuízo de prazo e valor para a empresa contratada e para o órgão público financiador.

O valor da obra é de R\$ 3.859.463,03 e seu contrato de número 0039/2021. Possuindo cerca de 1 Km de extensão, a avenida será composta de 575,5 metros de terraplanagem mais pavimentação e de 430,5 metros de ruas calçadas existentes que serão pavimentadas no intuito de prolongar a Rua João de Souza Maciel até a BR-230. Esta ligação beneficiará inúmeras pessoas que vivem no centro da cidade a possuírem fácil acesso à BR, tanto na parte educativa, olhando pelo lado dos discentes e servidores da Escola Cidadã Integral Técnica Estadual de Cajazeiras e da UNISM (Centro Universitário Santa Maria), ambas instituições se localizam na BR e próximas a futura pavimentação, facilitando para aqueles que residem na cidade, quanto na parte comercial, com a melhor mobilidade de mercadorias para dentro e fora do centro comercial, além de todos aqueles que precisam por motivos diversos sair ou entrar da cidade por um local mais conveniente.

O início da execução da obra se deu no dia 18/08/2021 e tinha término previsto para 14/07/2022. Ela está sendo acompanhada por dois dos autores do texto desde janeiro de 2022. Durante o período de observação foi possível visualizar o andamento da obra e como ela foi impactada pelas chuvas. É importante ressaltar que na região do sertão Paraibano o período com maior índice de chuvas é no início do ano, entre Dezembro e Abril, ou seja, a maior parte do acompanhamento da obra foi feita dentro deste período, sendo possível assim presenciar uma maior quantidade de chuvas impactando a fase de terraplanagem da obra.

Até o momento da escrita do artigo a obra continua na fase de terraplenagem da área mais próxima à BR. Essa etapa acaba levando a maior parte do tempo total da obra para ser finalizada devido a todo o trabalho com corte de terreno, visto que a presença de solo de 3^o categorias acabou sendo bem comum durante todo o traçado da avenida, juntamente da importância de uma boa compactação do solo, resultando em uma melhor resistência e evitando patologias futuras.

Tendo em vista o atraso no prazo de finalização da obra, podemos observar durante o período de acompanhamento a dimensão das precipitações que impactaram a região da cidade contemplada com a pavimentação. O início do ano foi marcado por chuvas intensas, algumas delas passando dos 90 mm, como no dia 04/03/2022 (94,3 mm) e no dia 12/04/2022 (124,7 mm). Dentre as precipitações, a do dia 12/03/2022 se destaca, com uma chuva de 135,5 mm, sendo ela a maior de todas durante o tempo de estudo, marcando também a data de início do período de menor produtividade da obra. Ela foi responsável pelo alagamento completo da escavação feita para o recebimento de um bueiro celular triplo, uma das frentes de serviço mais importantes da obra naquele momento. Sendo assim, optou-se por seguir com a obra em um ritmo reduzido até que o período de chuvas cessasse. Todos os dados meteorológicos foram retirados da AESA, órgão gestor dos recursos hídricos paraibanos.]



Figura 1.- Galeria com a chuva de 135,5 mm, 9 de março.



Figura 2.- Galeria após a chuva de 135,5 mm, 12 de março.

As chuvas não apenas aumentam as chances de alagamento desse tipo de escavação, mas também acabam por prejudicar a terraplanagem como um todo. A execução das camadas de material é feita em diversas etapas, uma delas é a de umedecer o solo utilizado no aterro buscando uma umidade ótima, dando sequência a sua compactação. No entanto, caso essa umidade seja ultrapassada, a compactação acaba se tornando inviável, pois ela provoca o chamado “borrachudo”, patologia que causa diversos prejuízos na resistência do solo. Esse excesso de saturação acontece quando o material utilizado é exposto a chuvas, prejudicando diretamente o andamento da obra, visto que não se pode dar continuidade com a execução das próximas camadas da terraplanagem. É necessário aguardar o término da chuva para assim escarificar a camada saturada e espalhar o material para deixá-lo secar, evitando problemas futuros com a qualidade do aterro.

O retorno do ritmo normal da obra se deu no dia 20/05/2022, voltando também com todos os serviços de terraplanagem e continuação da execução do bueiro celular. Neste período a presença de chuvas foi bem menor favorecendo o andamento, entretanto deixando para trás quase 2 meses improdutivos beirando a paralisação total.



Figura 3.- Galeria logo após o retorno do ritmo normal da obra, 25 de maio.



Figura 4.- Situação atual da galeria, 11 de agosto.

CONCLUSÃO

Pode-se observar através das informações apresentadas neste trabalho que as precipitações são um ponto extremamente importante a ser considerado quando se pensa em planejamento de obras que envolvam movimentação de terra. Elas acabam por se tornar um inimigo ao se tratar de execuções em épocas de fortes chuvas, podendo causar inúmeros problemas diferentes e levando a consequências negativas, prejudicando todos os envolvidos com a obra e seus futuros beneficiados.

Como comentado anteriormente, os benefícios da existência dessa pavimentação são inúmeros e afetarão uma grande quantidade de pessoas. Obras desse porte acabam impactando uma cidade inteira, melhorando sua qualidade de vida e economia. Atrasos com o prazo de finalização também empurram para frente a data de início de sua utilização.

Assim visto, colocar em seus planos os momentos em que elas se tornarão um importuno para o andamento dos serviços ou até mesmo a alteração da data do início da obra, acaba se tornando crucial para evitar maiores problemas. Embora ocorram teoricamente de forma aleatória, hoje em dia, com as observações das chuvas feitas durante longos períodos, juntamente das análises estatísticas e meteorológicas em uma determinada região, é possível prever com uma boa exatidão os momentos onde as precipitações serão mais ou menos intensas, de maior ou menor duração.

Em obras desse tipo muitas vezes se torna inevitável sua execução em períodos chuvosos devido seus longos prazos. Tendo isso em mente, é responsabilidade de quem elabora seu levantamento escolher a melhor data para seu início e levar em consideração os retrabalhos com a terraplanagem ao começar os períodos de chuva, deixando isso bem claro no orçamento e no planejamento, evitando problemas para a construtora que executará a obra. O estudo meteorológico da região previamente ao início da obra ajudaria a planejar e adaptar melhor os serviços executados, ou até mesmo considerar o adiantamento de sua data para um período posterior com uma incidência menor de precipitações. Tais ações consideram esse fenômeno inoportuno, evitando o enorme prejuízo com tempo e material.

AGRADECIMIENTOS

Os autores agradecem ao IFPB – Campus Cajazeiras, em especial ao Edital Nº 13/2022, de 13 de Junho de 2022, Programa de Apoio a Estudantes para Apresentação de Trabalhos em Eventos Educacionais, Científicos, Tecnológicos e Culturais pelo apoio financeiro para a apresentação deste trabalho e a dedicação do seu corpo docente por trabalharem em favor da pesquisa e produção científica.

REFERENCIAS

- Aragão, R.; Figueiredo, E. E.; Srinivasan, V S.; Gois, R. S. S.** “Chuvas intensas no Estado da Paraíba.” In: V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2000, Natal. Anais. Natal: ABRH, 2000. p.74-85
- COELHO, Dilson Machado; BACK, Álvaro José.** “Estimativas dos dias parados em obras de engenharia em função da chuva”. UNESC- Universidade do Extremo Sul Catarinense – Fev. 2015.
- GALEGO, O.; DE MARCO, G.** “TERRAPLENAGEM NA CONSTRUÇÃO CIVIL. RECIMA21” - Revista Científica Multidisciplinar - ISSN 2675-6218, [S. l.], v. 1, n. 1, p. e29740, 2021. DOI: 10.47820/recima21.v1i1.740. Disponível em: <https://recima21.com.br/index.php/recima21/article/view/740>. Acesso em: 29 abr. 2022.
- GOMES, Maelckson Bruno Barros; SANTOS, André Luís Silva dos; SILVA, Paulo Afonso Lopes da; ARAÚJO, Maria da Anunciação Rodrigues.** “Análise da aplicação de dados planialtimétricos obtidos com aeronave remotamente pilotada (ARP) para execução de projetos de terraplanagem”. [S.l.], 2020.
- Jonov, Cristiane Machado Parisi, Nascimento, Nilo de Oliveira e Silva, Adriano de Paula.** “Avaliação de danos às edificações causados por inundações e obtenção dos custos de recuperação”. Ambiente Construído [online]. 2013, v. 13, n. 1 [Acessado 29 Abril 2022], pp. 75-94. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1678-86212013000100006>>. Epub 19 Abr 2013. ISSN 1678-8621. <https://doi.org/10.1590/S1678-86212013000100006>.
- PETRUCCI, Eduardo; OLIVEIRA, Luiz Antônio.** “RELAÇÕES ENTRE INTENSIDADE, DURAÇÃO E FREQUÊNCIA DAS PRECIPITAÇÕES MÁXIMAS DE 24 HORAS E EQUAÇÃO DE CHUVAS INTENSAS PARA A CIDADE DE UBERLÂNDIA-MG”. Revista Brasileira de Climatologia, Uberlândia, v. 25, n. 15, p. 337-354, jul. 2019. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/index.php/rbclima>. Acesso em: 30 abr. 2022.
- VENTURA, Shayder, Bertan.** Estudo de caso: empresa prestadora de serviços de terraplanagem em relação ao clima adverso na região de Criciúma/sc. Monografia do Curso de Administração – da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC.
- SOUSA, Cícero Pereira de.** “Construção do centro de distribuição Rio do Peixe. Campina Grande”, 2004.
- Souza, Felipe Bicho Rezende de.** “CONTROLE TECNOLÓGICO APLICADO A OBRAS DE TERRAPLENAGEM”/ Felipe Bicho Rezende de Souza. – Rio de Janeiro: UFRJ/Escola Politécnica, 2014.

ÁGUA PARA QUE? (QUEM?): ANÁLISE DA GESTÃO DA TARIFA SOCIAL NO MUNICÍPIO DE SÃO LEOPOLDO

1^{er}. Juliano Roques, 2^{do}. Ana Luiza Carvalho da Rocha

1^{er}. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rua Brasil 1570 bl. 1546 ap 402, Brasil, 55 (51) 994010606, cde.roques@gmail.com
2^{do}. Universidade Feevale, ERS 290 – Campus II, 2755, Cep 93510250, Brasil, 55 (51) 35868800, nrlk@unifv.com

RESUMO

O acesso à água e ao saneamento básico está no cerne do desenvolvimento com sustentabilidade. O trabalho na política de saneamento básico apresenta inúmeros desafios, como o principal, a garantia de acesso universal à atores sociais que estão à margem de seus direitos. No contexto das políticas públicas, a análise dos projetos desempenha papel essencial na determinação objetivos e das prioridades de gestores, tornando-se fundamental à discussão e a efetivação de ações, a fim de contribuir para a universalização de acesso ao saneamento básico. Portanto, neste artigo, pretende-se investigar se a Tarifa Social, aplicada aos usuários dos serviços de saneamento básico ofertado pelo Serviço Municipal de Água e Esgotos (SEMAE), na cidade de São Leopoldo - RS, é adequada, frente aos limites de comprometimento de renda, segundo as recomendações da ONU e da OMS e comparadas a algumas experiências, tanto nacionais, como internacionais. Foi considerado a renda média per capita dos usuários da Tarifa Social, frente a um salário-mínimo e multiplicado pelo número de habitantes por domicílio. Conclui-se que a capacidade de pagamento dos usuários não está adequada na faixa de beneficiários que tem como renda familiar per capita de até ¼ do salário-mínimo de acordo com as recomendações supracitada e que hoje, representam a maior fatia dos beneficiados. O estudo realizado demonstrou, que os critérios vigentes para concessão do subsídio precisam ser aperfeiçoados, através de uma avaliação mais criteriosa da metodologia aplicada, para garantir sua eficiência e eficácia no acesso.

ABSTRACT

Access to water and sanitation is at the heart of sustainable development. The work on basic sanitation policy presents numerous challenges, the main one being the guarantee of universal access to social actors who are on the margins of their rights. In the context of public policies, the analysis of projects plays an essential role in determining the objectives and priorities of managers, becoming fundamental for the discussion and implementation of actions, in order to contribute to the universalization of access to basic sanitation. Therefore, in this article, we intend to investigate whether the Social Tariff, applied to users of basic sanitation services offered by the Municipal Water and Sewage Service (SEMAE), in the city of São Leopoldo - RS, is adequate, given the limits of commitment income, according to un and who recommendations and compared to some experiences, both national and international. The average per capita income of users of the Social Tariff was considered, compared to a minimum wage and multiplied by the number of inhabitants per household. It is concluded that the payment capacity of users is not adequate in the range of beneficiaries who have a per capita family income of up to ¼ of the minimum wage and who today represent the largest share of beneficiaries, according to the aforementioned recommendations. The study carried out showed that the current criteria for granting the subsidy need to be improved, through a more careful evaluation of the applied methodology, to guarantee its efficiency and effectiveness in the access.

PALAVRAS-CHAVE: SEMAE, São Leopoldo, Tarifa Social de água.

INTRODUÇÃO

O acesso à água e ao saneamento está no cerne do desenvolvimento com sustentabilidade, pois de acordo com a ONU:

“A escassez deste bem universal tende a aumentar até 2050 devido à procura do setor industrial e doméstico das economias emergentes e devido ao aumento da população mundial. Existe, portanto, uma necessidade crescente de equilibrar a demanda dos recursos hídricos com a necessidade das comunidades. A água não pode ser vista isoladamente do saneamento. Juntos, são vitais para reduzir a carga global de doenças e melhorar a saúde, a educação e a produtividade econômica das populações.” (ONU, 2019).

A contaminação hídrica é um dos principais problemas ambientais enfrentados pela população, estando diretamente ligada à perda das condições de saúde dos indivíduos, especialmente os dos grupos mais vulneráveis (PAIVA e SOUZA, 2018 *apud* Moraes, L. 2018). A ONU no ano de 2010 aprovou resoluções de suma importância, a de número 15/9 que reconhece o direito humano à água e a de número 64/292, ratificando o direito ao saneamento, ambas associadas à condição fundamental do direito à saúde e às condições de vida dignas (PICCOLI et al, 2016).

O acesso à água potável e ao saneamento são direitos fundamentais, previstos no Direito e nas convenções internacionais, como as Organizações das Nações Unidas (ONU) e Organização Mundial de Saúde (OMS). Contudo, esse Direito não é contemplado na maior parte do mundo, que, segundo dados publicados pela UNICEF (2019), “cerca de 2,2 bilhões de pessoas em todo o mundo não têm serviços de água tratada, 4,2 bilhões de pessoas não têm serviços de saneamento adequado e 3 bilhões não possuem instalações básicas para a higienização das mãos.”

A deficiência no acesso aos serviços básicos de saneamento também afeta a economia dos países, considerando que está relacionado com a produtividade do trabalhador, ao desempenho escolar de crianças, jovens e adultos, por exemplo. De acordo com Organização das Nações Unidas (ONU), no ano de 2018, a cada 1 dólar investido em saneamento, há um retorno multiplicador de 6 dólares, em média.

O Brasil ainda está distante de alcançar a universalização do saneamento básico. De acordo com os dados coletados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) no ano de 2021, usando como referência o ano de 2020, cerca de 84,1% dos brasileiros possuem atendimento com rede de água e somente 55,0% conta com atendimento de redes de esgotos.

Neste contexto, na década de 70, foi implantada uma política de aplicação de subsídios às contas de água e esgotamento sanitário no Brasil e foi novamente estimulada a partir da edição da Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, marco regulatório do setor de saneamento, que ainda acrescentou o papel das agências reguladoras como responsáveis pelo valor cobrado pelas tarifas aplicadas no setor (COSSENZOC LM, 2013).

A supracitada lei estabelece ainda, diretrizes em seu Art. 2º que um dos princípios fundamentais da prestação de serviços públicos de saneamento básico, é o uso de tecnologias adequadas, levando em consideração a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de planejamentos estratégicos, para tornar essas políticas eficientes e eficazes.

Neste estudo, será considerada a cidade de São Leopoldo, que pertence à região metropolitana de Porto Alegre- RS, localizada no Vale dos Sinos com cerca de 240.378 habitantes, tendo 29,9% do território contando com tratamento de esgoto. Esse último dado, ainda que esteja abaixo da média nacional que é de 55%, conta com um impulso da Tarifa Social, um modelo tarifário diferenciado, ofertado pelo Serviço Municipal de Água e Esgotos (SEMAE) estabelecido no Decreto Municipal nº 8165 de 14 de julho de 2015. Após, foi feito um adendo por meio do Decreto Municipal de 21 de agosto de 2019, que incluiu, na Tarifa Social, famílias inseridas no Processo de Regularização Fundiária, que tem como objetivo principal, identificar os núcleos urbanos informais e formalizá-los, por meio de mecanismos jurídicos, ambientais, e as famílias inseridas nos conjuntos habitacionais do Programa Minha Casa Minha Vida (faixa I), que possuem renda de até R\$ 1.800,00.

Essa tarifa mensal de água do SEMAE é composta pelos seguintes indicadores: serviço de sistema de tratamento e abastecimento de água, drenagem urbana e serviço básico de esgotamento sanitário. O consumo é medido em metros cúbicos, existindo três categorias de consumo baseados na finalidade de uso da água, que se dividem em residencial, comercial e industrial, havendo subcategorias em cada um deles.

A tarifa social é uma subcategoria da residencial, que tem como objetivo principal, auxiliar no acesso aos serviços de saneamento. A regulação do saneamento, que tem como uma de suas discussões centrais, uma política tarifária adequada, torna-se um ponto a ser discutido para ser instrumentalizada como uma forma de inclusão aos atores sociais em situação de vulnerabilidade socioeconômica, através da Tarifa Social.

Incidindo na tarifa padrão, os descontos da Tarifa Social, correspondem a 40% do serviço básico de água, já o valor do desconto aplicado para a drenagem urbana é de 25% e o valor cobrado pela coleta e tratamento do esgoto – em áreas em que há coleta – é 36% menor. O limite de consumo é de até 10 metros cúbicos. Caso o usuário da Tarifa Social exceda esse volume pré-estabelecido, o mesmo pagará o valor adicional, sob a ótica do modelo tarifário padrão. Na comparação entre a tarifa residencial ordinária e a tarifa residencial, contando com o benefício Social, temos os seguintes valores (levando em consideração o volume mensal consumido de até 10 m³ de água):

Tarifa de Serviço básico de água residencial ordinária – **R\$ 43,89.**

Tarifa de Serviço básico de água residencial (**Tarifa Social**) – **R\$ 17,56.**

Tarifa de Serviço básico de esgoto cloacal ordinária – **R\$ 35,11.**

Tarifa de Serviço básico de esgoto cloacal (**Tarifa Social**) – **R\$ 8,78.**

No contexto das políticas públicas, a análise dos projetos desempenha papel essencial na determinação e no alcance dos objetivos e das prioridades do governo e das instituições, tornando-se fundamental a discussão e a efetivação de ações, a fim de contribuir para a garantia da universalização de acesso ao saneamento básico e seu impacto na economia local.

Portanto, neste artigo, pretende-se investigar se a Tarifa Social, aplicada aos usuários dos serviços de saneamento básico ofertado pelo SEMAE, é adequada e inclusiva, frente aos limites de comprometimento de renda, segundo as recomendações da ONU e da OMS e comparadas a algumas experiências, tanto nacionais, como internacionais.

MATERIAL E MÉTODOS

Por meio da observação das metodologias aplicadas por outras agências para a medição da capacidade de pagamento dos usuários e avaliação da modicidade das tarifas aplicadas, é possível identificar um padrão nos indicadores utilizados, os quais tendem a observar a representatividade das despesas com serviços de água e esgotamento na renda média mensal familiar.

Foram analisados artigos e sites nacionais e internacionais, como da Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) em Portugal, onde:

Os encargos médios a considerar, bem como o objetivo da acessibilidade a assegurar pelas tarifas sociais devem, assim, ser definidos por referência aos critérios adotados no âmbito da avaliação da qualidade de serviço realizada pela ERSAR (conforme Guia Técnico 22), isto é, considerando um consumo anual de 120 m³, o respetivo encargo tarifário não deve ultrapassar um peso de 0,5 % nos rendimentos elegíveis.

A Agência Reguladora de Serviços Públicos Delegados do Estado do Ceará (Arce) e do Prêmio Nacional de Qualidade do Saneamento (PNQS), apresentam a mesma lógica de avaliação da capacidade de pagamento descrita, variando, no entanto, nas medidas utilizadas de fatura média para

os usuários (utiliza-se, por exemplo, faturamento da companhia por total de economias), a renda familiar de referência e a adoção de segregação entre serviços.

O modelo à aplicação às tarifas da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) segue a proposta apresentada pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (Ersar) em Portugal, na medida em que é o único capaz de padronizar os efeitos de consumo médio. Assim, é evitada a inclusão de receitas extras advindas de tarifas muito progressivas, pautando-se por um perfil de consumo médio típico, no qual se considera a adoção de medidas de uso consciente.

Inicialmente, para se avaliar a capacidade de pagamento dos usuários, a COPASA realizou-se uma análise a partir de dados obtidos no Censo 2010 do IBGE, referentes a Minas Gerais, especificamente das classes de rendimento mensal domiciliar per capita comparado ao de salário-mínimo. A distribuição dos domicílios permanentes em cada uma das classes em 2010 foi mantida para a análise em 2017, mas o salário-mínimo aplicado levou em consideração os reajustes efetuados até o ano de 2017 (R\$ 937,00), que considera a atualização monetária até o período atual. No que diz respeito ao consumo de água, decidiu-se que seria pertinente analisar o consumo médio de Minas Gerais.

Embora a Arsae tenha realizado um acompanhamento dos indicadores por macrorregiões e entenda sua importância, a existência de uma tarifa única estadual impede uma análise que leva em conta as especificidades das diferentes regiões e realidades socioeconômicas, o que deixa brecha para uma gestão menos eficiente e eficaz.

Para calcular a renda representativa das famílias mineiras que se enquadram nessa categoria, a COPASA optou por calcular a mediana das rendas familiares que recebem até meio salário-mínimo per capita, levando em consideração a distribuição dos domicílios permanentes em cada uma das classes de rendimento no ano de 2010. Aplicando o salário-mínimo vigente em 2017, a renda per capita de R\$314,50.

No cálculo do número de sujeitos por residência, foram utilizados dados do Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome, onde a última atualização, foi no ano de 2016. A COPASA constatou que a média observada foi de 3,5 habitantes por domicílio, em Minas Gerais, levemente superior à média observada do estado como um todo, de 3,2 habitantes por domicílio (Censo, 2010).

Tão importante quanto definir a fórmula de cálculo do indicador é escolher o parâmetro que determina se a capacidade de pagamento dos usuários está sendo respeitada pelas tarifas aplicadas ou não. Foi selecionado pra este estudo, o parâmetro definido pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), órgão da Organização das Nações Unidas (ONU) que objetiva promover o desenvolvimento e eliminar a pobreza no mundo.

De acordo com o Human Development Report (2006), o comprometimento da renda domiciliar familiar não deveria ultrapassar mais do que 3% com serviços de abastecimento de água e tratamento de esgoto. Assim, o Indicador de Capacidade de Pagamento foi avaliado em comparação aos 3%, neste estudo.

Foi considerado a renda média per capita dos usuários da Tarifa social (Figura 1), que consta no Banco de dados do Serviço Social do SEMAE (SEMAE, 2021), frente a um salário-mínimo no valor de R\$1.212,00, vigente de 2021, multiplicado pelo número de habitantes por domicílio.

Atualmente, o SEMAE não fez nenhum estudo sobre o número de pessoas por núcleo familiar, dessa maneira, foram usados os dados publicados pela Secretária de Planejamento do Rio Grande do Sul, do ano de 2017, onde ele afirma que, a média de moradores por residência na região metropolitana de Porto Alegre, na qual a cidade de São Leopoldo está localizada, é de 2,66 pessoas, por domicílio.

Assim, foi calculado o percentual de comprometimento de renda relativo à tarifa básica de água e esgoto e ainda do Serviço Básico de Esgoto, sobre a proporcionalidade do salário supracitado.

RENDA PER CAPITA DOS USUÁRIOS DE TARIFA SOCIAL
RENOVÁVEL

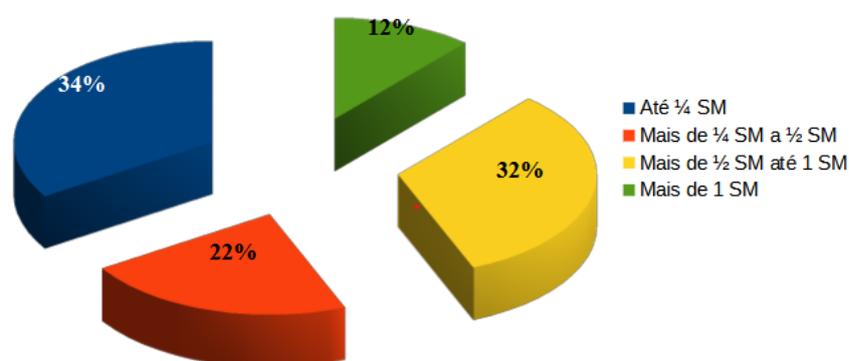


Figura 1 – Banco de dados do Serviço Social do SEMAE – 2021

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O nível de comprometimento de renda, com o pagamento de serviços de saneamento, em São Leopoldo, com famílias que ganham até ¼ do salário-mínimo (R\$303,00) per capita, multiplicado por 2,66, é de 3,26%.

O nível de comprometimento de renda, com o pagamento de serviços de saneamento, em São Leopoldo, com famílias que ganham até 1/2 do salário-mínimo (R\$606) per capita, multiplicado por 2,66, é de 1,67%.

O nível de comprometimento de renda, com o pagamento de serviços de saneamento, em São Leopoldo, com famílias que ganham até 1 salário-mínimo (R\$1.212,00) per capita, multiplicado por 2,66, é de 0,81%. O impacto na renda das famílias que ganham valores acima de 1 salário-mínimo per capita e que são beneficiários da Tarifa Social, foram desprezados no estudo.

Um sistema tributário é considerado regressivo se ele consegue arrecadar mais de quem dispõe de menos recursos, menos renda e patrimônio. Ao contrário, um sistema é considerado progressivo, se ele arrecada proporcionalmente mais de quem possui mais recursos.

Segundo o Guia Econômico do Senado Federal, os sistemas tributários que dão ênfase aos impostos indiretos, como os impostos de consumo (IPI, ICMS etc.), são considerados regressivos. Os que dão maior ênfase aos impostos diretos (IR e ITR) são progressivos. (SENADO FEDERAL, 2012).

Com a análise dos dados obtidos, percebe-se que o sistema tarifário aplicado hoje, na Tarifa Social, se faz regressivo, uma vez que proporcionalmente, onera os núcleos familiares mais vulneráveis.

É importante pautar que as análises de capacidade de pagamento devem ocorrer conjugadas com planejamentos que levem em consideração as custas de produção para atender ao quesito de sustentabilidade, inclusive.

Considerando que, essas variáveis foram levadas em consideração no momento de definição das tarifas aqui apresentadas, conclui-se, que a capacidade de pagamento dos usuários não está sendo respeitada na faixa de beneficiários que tem como renda familiar per capita de até ¼ do salário-mínimo e que hoje é a maior fatia dos beneficiários afetados conforme supracitado, não está sendo respeitada, segundo os padrões definidos pela ONU.

Ressalta-se que esses indicadores deverão ser calculados anualmente (no momento dos Reajustes Tarifários) e que servirão de referência para balizar estudos e adequações do impacto provocado pelo reajuste autorizado a cada ano, que nunca deverá provocar aumentos que superem o

limite de 3% estabelecido para a relação de tarifas residenciais e a respectiva renda pautadas pela ótica de que o abastecimento coletivo deva priorizar o consumo humano, o acesso do cidadão e a saúde pública.

CONCLUSÃO

A busca por um modelo de cobrança socialmente mais justo e que garanta o acesso para todos, sem que comprometa a sustentabilidade financeira do prestador de serviços, é uma meta fundamental a ser atingida, conforme versam as diretrizes de universalização da Lei Nacional de Saneamento Básico, cabendo a alguns atores, sobretudo aos reguladores e prestadores de serviços de saneamento, implantar instrumentos capazes de trazer soluções. Contudo, podemos constatar as dificuldades de implementação de instrumentos de cobranças socialmente mais justos, sobretudo dos atores sociais socioeconomicamente vulneráveis e que precisam, assim como os demais estratos sociais, terem acesso aos serviços de saneamento básico.

A metodologia disposta nesta pesquisa buscou contribuir, observado o comprometimento de renda, com a resolução dos desafios encontrados pelos gestores, para implementação de instrumentos de cobrança pelos serviços de saneamento, de uma forma que seja acessível aos diversos atores e que não comprometa a sustentabilidade financeira do órgão.

O estudo realizado demonstrou, de maneira clara, que o critério atualmente vigente para concessão do subsídio na forma de tarifa social, precisa ser aperfeiçoado, contando com uma avaliação mais criteriosa, através do uso de ferramentas qualitativas inclusive, como formulários para objetivos e software para ajudar na gestão e controle da Tarifa Social.

O estudo realizado nesse trabalho, representa um importante passo para estabelecimento mais eficaz da tarifa social dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, em São Leopoldo. É necessário, ainda, o aprofundamento no assunto, principalmente nos seguintes temas: verificação do número de habitantes por domicílio de cada economia beneficiada, investigação da demanda por água por cada economia, disposição a pagar pelos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, determinação da capacidade de renda que cada beneficiado pode dispender com a cobrança, cálculo do impacto do aumento do subsídio tarifário aos demais usuários dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, para que possamos avaliar a possibilidade de um modelo tarifário, utilizando a ferramenta de subsídio cruzado.

AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA REGULADORA DOS SERVIÇOS PÚBLICOS DELEGADOS DO ESTADO DO CEARÁ. Resolução n° 167, de 05 de abril de 2013. Dispõe sobre os procedimentos de prestação de informações periódicas e eventuais, institui o sistema de avaliação de desempenho dos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário, e dá outras providências.

ALBRECHT, C. A. M.; BORDIN, R.; ROSA, R. S. O conceito de equidade na produção científica em saúde: uma revisão. Revista Saúde e Sociedade, São Paulo, v. 26, p 115-128, 2017. ASSIS, M. M. A.; JESUS, W. L.

- A. Acesso aos serviços de saúde: abordagens, conceitos, políticas e modelo de análise. Revista Ciência e Saúde Coletiva, Bahia, v. 17, p. 2865-2875, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Prêmio Nacional da Qualidade do Saneamento: guia de referência para medição do desempenho. Rio de Janeiro: 2015.
- BAYER, A.; LIELL, C. C. A Pesquisa-ação na formação continuada em Educação Ambiental para professores de matemática. Educ. rev. [online]. 2019, vol.35, n.73, pp.229-250. Disponível em: . Acesso em: 30/03/2020.
- BRASIL. Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007. estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: . Acesso em: 18/02/2020. BRASIL. Lei 12.212, de 20 de janeiro de 2010. Dispões sobre a tarifa social de energia elétrica. Disponível em: . Acesso em: 17/02/2020
- CFESS. Código de ética do/a Assistente Social. 10º ed. Brasília: CFESS, 2019, 110p
- Ministério da Cidadania. Relatório do bolsa família e cadastro único. Disponível em: . Acesso em 28/01/2021.
- COSENZO, Cássio Leandro. Tarifa social dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Distrito Federal. 2013. 105 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2013.
- CRENSHAW, Kimberlé. Documento para o encontro de especialistas em aspectos da discriminação racial relativos ao gênero. Estudos Feministas. Ano 10, p.171 – 188, semestre de 2002.
- CRUZ, L.R da; ROESCH, D.; SANTOS, N. L. dos. Vulnerabilidade e risco social: produção de sentidos no campo socioassistencial. Disponível em: Acesso em: 20/08/2020
- ENTIDADE REGULADORA DOS SERVIÇOS DE ÁGUAS E RESÍDUOS. Relatório anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal: Caracterização do setor de águas e resíduos, vol. 1. Lisboa, 2015
- FERNANDES. Antonio S. A. “Políticas Públicas: Definição evolução e o caso brasileiro na política social”. In: DANTAS, Humberto e JUNIOR, José Paulo M. (orgs). Introdução à política brasileira. São Paulo: Paulus, 2007. MARTINELLI, M. L. Serviço Social: identidade e alienação. 9º ed. São Paulo: Cortez, 2018, 168 p.
- MELAZZO, E.S; NASCIMENTO, P.F. Território: conceito estratégico na assistência social. Serviço Social em Revista. V. 16. n.1. 2013. Disponível em: Acesso em: 03/03/2020.
- MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016. Brasília, fev. 2018
- MORAES, Laís F. “Projetos técnicos sociais: Plano de ação em um sistema de esgotamento sanitário de São Leopoldo-RS. Especialização em elaboração e Gerenciamento de projetos para a Gestão Municipal de Recursos Hídricos. Florianópolis. Ano 2018.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. Direitos humanos devem orientar políticas de água e saneamento, diz relator da ONU. Disponível em <https://dssbr.ensp.fiocruz.br/direitos-humanos-devem-orientar-politicas-de-agua-e-saneamento-diz-relator-da-onu/#:~:text=Os%20direitos%20humanos%20devem%20orientar,rumo%20%C3%A0%20universaliza%C3%A7%C3%A3o%20desse%20direito.:> . Acesso em: julho. 2022.
- SÃO LEOPOLDO. Decreto nº 8165, de 14 de julho de 2015. Estabelece o regulamento dos serviços prestados pelo serviço municipal de água e esgotos – SEMAE. Disponível em: . Acesso em: 17/02/2020. SÃO LEOPOLDO. Decreto nº 9346, de 21 de agosto de 2019. Altera o artigo 8º e acrescenta o artigo 76-B ao Decreto 8165/2015. Disponível em: Acesso em: 21/02/2020.
- SÃO LEOPOLDO. Lei nº 5748, de 1º de novembro de 2005. Autoriza o Serviço Municipal de Águas e Esgotos – SEMAE a criar a categoria social junto aos seus usuários. Disponível em: . Acesso em 17/02/2020.
- SENADO FEDERAL. Guia de Economia - Progressividade/Regressividade. Disponível em [https://www12.senado.leg.br/manualdecomunicacao/guia-de-economia/progressividade-regressividade#:~:text=Ao%20contr%C3%A1rio%20um%20sistema%20%C3%A9,IR%20e%20ITR\)%20s%C3%A3o%20progressivos.](https://www12.senado.leg.br/manualdecomunicacao/guia-de-economia/progressividade-regressividade#:~:text=Ao%20contr%C3%A1rio%20um%20sistema%20%C3%A9,IR%20e%20ITR)%20s%C3%A3o%20progressivos.) Acesso em: Agosto 2022.
- SOUZA, Celina. “Estado da Arte da Pesquisa em Políticas Públicas”. In Hochman, G., Arretche, M. e Marques, E. Políticas Públicas no Brasil. Rio de Janeiro, Fiocruz. 2007
- THIOLLENT, M. Metodologia da pesquisa-Ação. 18. ed. São Paulo: Cortez, 2011.

GESTÃO E USO DOMÉSTICO DA ÁGUA PARA ENFRENTAMENTO DA COVID-19 EM MANAUS

1º Lorena Malaquias Gato, 2º Isaque dos Santos Sousa, 3º Susane Patrícia Melo de Lima

1º Universidade Estadual do Amazonas, Brasil, Núcleo de Pesquisas Urbana e Regional/Npur (92)99971-2511, lmg.geo20@uea.edu.br

2º Universidade do Estado do Amazonas/UEA, Núcleo de Pesquisas Urbana e Regional/Npur, (92) 98127-6552, isousa@uea.edu.br

3º Universidade do Estado do Amazonas/UEA, Núcleo de Pesquisas Urbana e Regional/Npur, (92) 98811-7092, splima@uea.edu.br

Introdução

Com a pandemia, toda a sociedade em nível global fora convocada a mudar e incluir novos hábitos de higiene para que houvesse contenção do avanço do vírus. A água sendo um dos elementos essenciais para a higienização, recebeu uma atenção importante neste momento, em razão de que as cidades, de modo geral, enfrentam questões quanto ao acesso e disponibilidade do recurso para uso doméstico, sobretudo nas grandes cidades e nos bairros periféricos. Assim, a pesquisa buscou analisar como se deu tanto o acesso, quanto à disposição de água quanto ao uso doméstico no contexto da pandemia do COVID-19 em domicílios do bairro São Raimundo, na cidade de Manaus/AM (Figura 01). Importante destacar que Manaus, foi uma das cidades brasileiras que enfrentou a problemática da pandemia de forma impactante, em razão do significativo número de casos de contágio e número de mortes. Por meio de levantamento e revisão bibliográfica, dados primários e secundários, trabalho de campo, elaboração de gráficos para sistematização de dados, foi feita a análise pela metodologia histórico-dialética lefebvriana de espaço vivido, concebido e percebido para interpretar os fenômenos espaciais. Em trabalho de campo e pesquisas de levantamento de dados e informações, foi observado que quanto à questão da disponibilidade de água nos domicílios durante o período pandêmico, não houve grandes problemas na rede de distribuição geral de acordo com o moradores entrevistados no bairro, entretanto, quanto ao uso doméstico houve uma preocupante ausência de mudanças na higienização da população, em que 100% dos entrevistados afirmam que não mudaram seus hábitos de higiene no período pandêmico. A cidade de Manaus obteve um destaque nacional e internacional pelos índices elevados de infecções e mortes causadas pelo vírus da COVID-19 e pelo colapso sofrido na rede de saúde, diante disso as medidas preventivas para a contenção do vírus não foram bem implementadas pela população amazonense, não por falta de conscientização ou de disponibilidade de água nessa área da cidade, mas por ausência de poder aquisitivo para pagar a mais para ter maior acesso ao recurso que foi privatizado na cidade no início dos anos 2000 com o intuito de melhorar a acessibilidade a água potável para justamente impactar positivamente na saúde da população. Apesar da ação do governo de isentar o pagamento obrigatório das contas dentro do mês (deixando ser postergando o pagamento) para tentar amenizar os impactos, essa medida trouxe um grande acúmulo de dívidas que por sua vez impactaram mais uma vez na renda das famílias nesse período de elevados índices de desemprego.

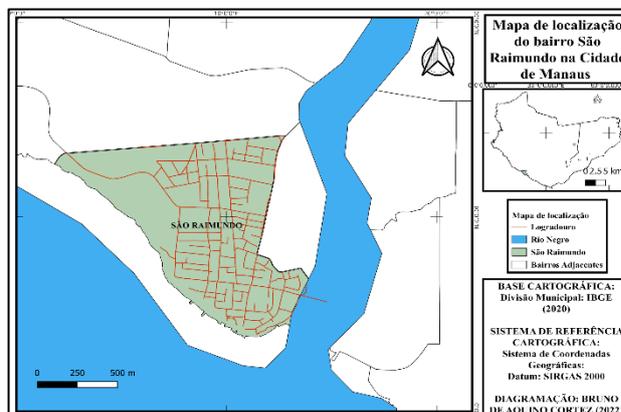


Figura 1 - Localização do bairro São Raimundo



Figura 2 - Rua próxima à rio no bairro São Raimundo

Agradecimentos

Agradeço a Universidade do Estado do Amazonas/UEA pelo apoio a pesquisa através do Programa de Apoio à Iniciação Científica financiado pelo CNPq e realizada no Núcleo de Pesquisas Urbana e Regional/NPUR; ao meu orientador Isaque dos Santos Sousa e minha coorientadora Susane Patrícia Melo de Lima.

Referências

- BRUDEKI, Nelson Martins. **Gestão dos serviços públicos municipais**. Curitiba: Ibpx, 2007.
- LEFEBVRE, Henri. **A produção do espaço**. Trad. Doralice Barros Pereira e Sérgio Martins (do original: La production de l'espace. 4e éd. Paris: Éditions Anthropos, 2000). Primeira versão: 2006.
- RODRIGUES, Arlete Moysés. **Moradia nas cidades brasileiras**. 10. ed. São Paulo: Contexto, 2003.
- SANTOS, Milton. **Técnica, espaço, tempo: Globalização e meio técnico científico informacional**. São Paulo: Hucitec, 1994. 136p.
- SPOSITO, Eliseu Savério. **A vida nas cidades**. 5. ed. São Paulo: Contexto, 2004.
- SPOSITO, Eliseu Savério. A questão do método e a crítica do pensamento geográfico. In **Redescobrimo o Brasil**. 500 anos depois. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil; FAPERJ, 2000. pp. 347-349.
- SPOSITO, Eliseu Savério. **Geografia e Filosofia: Contribuição para o ensino do pensamento geográfico**. São Paulo: UNESP, 2004.

SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DEL AGUA EN LA ZONA METROPOLITANA DE CUERNAVACA

Héctor Sanvicente-Sánchez, Yolanda Solís-Alvarado, Susana Ortega López y Jorge Salgado Rabadán

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

hsanvice@tlaloc.imta.mx; ysolis@tlaloc.imta.mx; susana_ortega@tlaloc.imta.mx; jorge_salgado@tlaloc.imta.mx

RESUMEN:

El Sistema de Información Geográfica para la Zona Metropolitana de Cuernavaca (*SIG ZMC*), se desarrolló como parte del “Programa Sectorial de Infraestructura para la Gestión Integral del Agua en la Zona Metropolitana de Cuernavaca” (Pro-Si-Agua-ZMC) de la Secretaría de Desarrollo Sustentable de Morelos (SDS), como un instrumento de planeación y de apoyo en la toma de decisiones para hacer una gestión integrada del agua en la cuenca, y orientar la instrumentación y seguimiento de acciones de manera interinstitucional y multisectorial a través de los ocho municipios que forman la ZMC, ya que la seguridad hídrica depende en buena medida de su desempeño y de su capital humano. El *SIG ZMC* posee cinco módulos temáticos hacia la gestión del agua (dos principalmente sociales: Módulo Agua potable y Módulo Saneamiento; dos principalmente ambientales: Módulo Agua pluvial y Módulo Calidad ambiental; y uno principalmente económico: Módulo Agua para la agricultura) más un módulo de seguimiento de indicadores de seguridad hídrica (Módulo Indicadores IGSH), complementados con un módulo de contexto y un módulo de caracterización social. Todos los mapas, pueden ser consultados bajo el mismo visor básico el cual incluye seis herramientas: Leyenda, Capas, Galería de mapas base, Medir, Compartir el sitio web e Imprimir mapas. Debido a que está alojado en la nube, puede ser consultado vía internet desde los principales navegadores que utilizan las plataformas actuales, computadoras de escritorio, laptop, tabletas y teléfonos inteligentes.

ABSTRACT:

The Geographic Information System for the Metropolitan Area of Cuernavaca (*SIG ZMC*), was developed as part of the "Infrastructure Sectorial Program for Integrated Water Management in the Metropolitan Area of Cuernavaca" (Pro-Si-Agua-ZMC) of the Secretariat of Sustainable Development of Morelos (SDS), as a planning and decision-making support instrument, to carry out integrated water management in the basin, and guide the implementation and monitoring of actions in an inter-institutional and multisectoral manner through of the eight municipalities which integrate the ZMC, since water security depends mainly on their performance and their human capital. The *SIG ZMC* has five thematic modules on water management (two mainly social: Drinking Water Module and Sanitation Module; two mainly environmental: Rainwater Module and Environmental Quality Module; and one mainly economic: Water for Agriculture Module) plus a module for monitoring water security indicators (IGSH Indicators Module), complemented by a context module and a social characterization module. All maps can be viewed under the same basic viewer which includes six tools: Legend, Layers, Basemap Gallery, Measure, Share Website, and Print Maps. Because it is hosted in the cloud, it can be consulted via the Internet from the main browsers used by current platforms, desktop computers, laptops, tablets and smartphones.

PALABRAS CLAVES: Zona Metropolitana de Cuernavaca; ArcGIS Online; Pro-Si-Agua; *SIG ZMC*; indicadores IGSH.

INTRODUCCIÓN

La zona metropolitana de la ciudad de Cuernavaca, capital del estado de Morelos, México, se localiza dentro de la Subcuenca del Río Apatlaco e intersecta parcialmente ocho municipios, los cuales cubren en un 80% el área de la subcuenca.

En el año 2007, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) elaboró el “Plan estratégico para la recuperación ambiental de la cuenca del río Apatlaco” (IMTA, 2007), documento que integró acciones para el mejoramiento de los servicios hídricos en la cuenca, sin embargo, los problemas principales, en la mayoría de los casos, se han seguido agudizando, sobre todo por: una fuerte contaminación por efecto de la descarga de aguas residuales sin tratamiento, tanto urbanas, industriales como agrícolas, así como de desechos sólidos en cauces y barrancas; el azolvamiento y pérdida de suelo fértil derivado de la deforestación y de malas prácticas agrícolas y ganaderas en la zona alta de la cuenca; un crecimiento urbano desordenado, al igual que en zonas marginadas tanto rurales como periurbanas; y un alto deterioro de la calidad del agua y por tanto de su disponibilidad en la cuenca. Todo lo cual recae en una situación de inseguridad hídrica en la cuenca.

En este contexto en el año 2021, la Secretaría de Desarrollo Sustentable de Morelos (SDS) solicitó los servicios del IMTA para establecer el “Programa Sectorial de Infraestructura para la Gestión Integral del Agua en la Zona Metropolitana de Cuernavaca” (Pro-Si-Agua) a través de un ejercicio de planificación participativa, con un enfoque de integralidad para actualizar los problemas prioritarios y las acciones de solución que deben programarse y ejecutarse, haciendo énfasis en los procedimientos de implementación y seguimiento de las acciones; y de esta manera incidir en una gestión integrada del agua y el territorio en la Subcuenca del Río Apatlaco, que a su vez coadyuve en la prevención y atención de los conflictos por el agua en los ocho municipios de la zona metropolitana de Cuernavaca.

Entre los instrumentos que el Pro-Si-Agua consideró fue el desarrollo de un Sistema de Información Geográfica para la Zona Metropolitana de Cuernavaca (SIG ZMC), que apoye la toma de decisiones de los ocho municipios que la integran.

El presente trabajo reporta el desarrollo de este instrumento, su estructura, la información que lo alimenta, su interfaz de consulta y su administración que le permite ser un instrumento dinámico para el seguimiento de acciones y gestión integral del recurso agua.

ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Morelos posee una superficie de 4,859.4 km² de acuerdo al Marco Geoestadístico del INEGI publicado en 2020 (INEGI, 2020). Se localiza entre las coordenadas 99°29'39.84" y 98°37'58.44" de longitud W, y 18°19'56.64" y 19°07'54.12" de latitud N, dentro de la región Centro de la República Mexicana en la vertiente meridional del Sistema Volcánico Transversal. Está conformado por 36 municipios de los cuales 8 integran la Zona Metropolitana de Cuernavaca (ZMC): Cuernavaca, Jiutepec, Temixco, Emiliano Zapata, Xochitepec, Huitzilac, Tepoztlán y Tlaltizapán de Zapata; donde se concentra la mayor cantidad de población del estado. El área de la ZMC es de aproximadamente 1,189 km² de superficie, ocupando el 24.5% de la superficie del estado de Morelos. La Figura 1, además de establecer la ubicación de la ZMC dentro del estado de Morelos, muestra las manchas de los asentamientos urbanos en los municipios para que se aprecie la integración que ya se tiene.

Cabe señalar que el SIG ZMC tiene un enfoque de manejo de cuenca por lo que para los temas hidrológicos se considera la Subcuenca del Río Apatlaco, además de la ZMC.

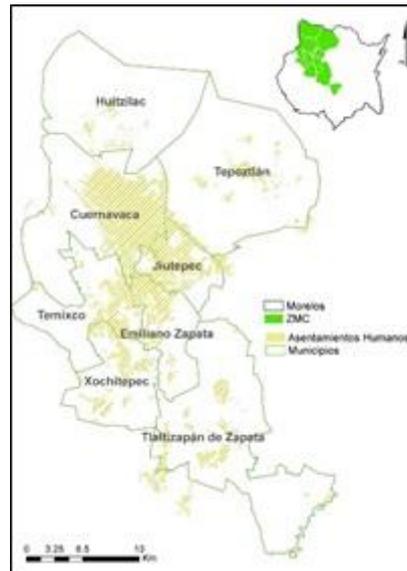


Figura 1.- Zona Metropolitana de Cuernavaca (ZMC)

METODOLOGÍA

El SIG ZMC se desarrolló dentro de la plataforma de ArcGIS Online (Esri, 2021) con uso de servicios de mapas generados para el despliegue de capas de información organizadas por temas, que integran mapas interactivos. Su desarrollo sobre esta plataforma garantiza el acceso libre y gratuito a todo público para la mayoría de los módulos y submódulos.

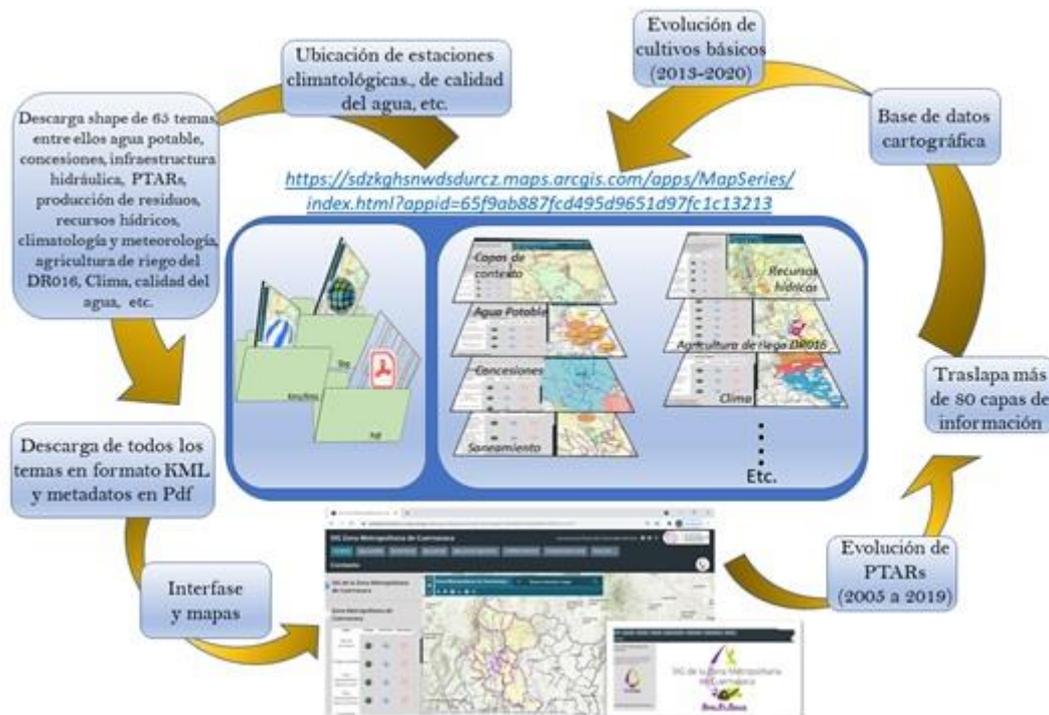


Figura 2.- Esquema general del SIG ZMC v 1.0)

La estructura del SIG ZMC comprende aspectos de manejo de un gran banco de datos cartográficos compuesto por 78 temas en 21 mapas-tableros temáticos organizados en ocho ejes de información técnica; además contiene una serie de aplicaciones sencillas desarrolladas dentro de

ArcGis Online que permiten visualizar y traslapar diferentes capas de información (103 capas) así como comparar algunos temas, sin necesidad de tener instalado un software específico para ver los mapas (ver Figura 2). Los niveles de agregación de información van desde municipal, estatal, regional, cuenca, acuífero, y nivel área geostatística básica (AGEB) en algunos casos. Es un sistema estadístico que presenta datos históricos en mapas, ventanas emergentes y formato tabular.

La base de datos cartográfica de origen se tomó de distintas organizaciones oficiales como son: Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y sus diferentes áreas técnicas y sitios web (Servicio Meteorológico Nacional <SMN>, Distrito de Riego 016 <DR016>, Sistema Nacional de Información del Agua <SINA>, etc.), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Consejo Nacional de Población (CONAPO), Secretaría de Desarrollo Sustentable Morelos (SDS Morelos) e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

El presente SIG de la Zona Metropolitana de Cuernavaca considera como parte de su información requerida: capas de información cartográfica en formato shapefile y kml/kmz descargables desde él mismo; servicios de mapas generados dentro de ArcGIS Online para cada uno de los temas manejados; documentos de metadatos en formato PDF, donde se mencionan las fuentes de información, el año de los datos disponibles, el formato de archivos de descarga, la forma de cálculo del dato, etc; imágenes de logos oficiales; y, la consulta en línea de su manual de usuario.

Se llevó a cabo la colección y estandarización (GCS_ITRF_2008, D_ITRF_2008, MEXICO_ITRF_2008_UTM14N) de la información de las diversas fuentes, se clasificó de acuerdo a los cinco ejes temáticos establecidos en el programa ProSiAgua, más información de contexto, caracterización social e indicadores IGSH. La recolección considera tanto información espacial, como información tabular (incluyendo series de tiempo). La información cartográfica colectada, clasificada e incluida en cada uno de los módulos/ejes temáticos señalados se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1.- Información cartográfica contenida en el SIG ZMC

Módulo/Eje temático	Capa de información	Módulo / Eje temático	Capa de información
Contexto	<ul style="list-style-type: none"> Red de carreteras (SCT-IMT, 2020) Códigos postales (SEPOMEX, 2020) Área Geoestadística Básica (rural); • Área Geoestadística Básica (urbana) (INEGI, 2020) Localidades rurales; • Límites de localidades (urbanas y rurales) (INEGI, 2020) Zona Metropolitana de Cuernavaca (límite de los 8 municipios) Límites municipales todo el estado; • Límite Estatal (INEGI, 2020) Ríos principales; • Cuenca del Río Apatlaco (INEGI, 2020a) Límites del Programa Municipal de Desarrollo Urbano (PMDU) (SDS, 2021) 	Agua potable	<ul style="list-style-type: none"> Plantas potabilizadoras; • Cobertura de agua potable y saneamiento; • Eficiencia de cloración (CONAGUA, 2021); Concesiones de agua Superficial y Subterránea (CONAGUA, 2021a) <ul style="list-style-type: none"> ➢ Concesiones de uso público-urbano ➢ Concesiones de uso doméstico Acuíferos de la ZMC; • Obras de captación de agua subterránea (pozos); • Manantiales; • Acueductos; • Estanques; • Cuerpos de agua (CONAGUA, 2021)
Saneamiento	<ul style="list-style-type: none"> Plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR's), ubicación y características del periodo 2005 al 2019 (CONAGUA, 2021) PTARs ZMC de los años 2019, 2018, 2017, 2016, 2015, 2014, 2013, 2012, 2011, 2010, 2009, 2008, 2007, 2006 y 2005 Descargas de aguas residuales (CONAGUA, 2021a): <ul style="list-style-type: none"> ➢ Descargas de aguas residuales por servicios: público urbano; industriales; y uso doméstico Relleno sanitario de Cuautla; • Infraestructura de depósito y manejo de residuos; • Rutas de recolección; • Producción de residuos por municipio (SDS, 2021a); Tomas de agua, irregulares, en canales de riego; • Descargas de aguas en canales de riego (CONAGUA, 2021b); 	Agua pluvial	<ul style="list-style-type: none"> Presas; • Estaciones hidrométricas (CONAGUA, 2021) Estaciones meteorológicas automatizadas (EMAS); • Estaciones climatológicas convencionales; • Estaciones climatológicas (valores medios anuales) (CONAGUA, 2021c) Red de corrientes (red hidrográfica escala 1:50,000) (INEGI, 2020a) Precipitación [mm] en la ZMC (Isoyetas) Evaporación [mm] en la ZMC (Isolíneas) Temperatura promedio [°C] en la ZMC (Isotermas) Temperatura máxima [°C] en la ZMC (Isotermas) Temperatura mínima [°C] en la ZMC (Isotermas)
	<ul style="list-style-type: none"> Puntos de control; • Distrito de Riego 016 cultivos; • Distrito de Riego 016 límite; • Estructuras; • Red de conducción; • Unidad de riego (CONAGUA, 2021b) 		<ul style="list-style-type: none"> Estaciones de monitoreo de agua superficial; • Estaciones de monitoreo de agua subterránea (CONAGUA, 2021)

Agua para la agricultura	<ul style="list-style-type: none"> Mosaicos de cultivos básicos para los ciclos PV2013 a PV2020 y OI2014-2015 a OI17-2018. PV ZMC 2020 PV ZMC 2019 PV ZMC 2018 PV ZMC 2017 PV ZMC 2016 PV ZMC 2015 PV ZMC 2014 PV ZMC 2013 OI ZMC 2014-2015 OI ZMC 2015-2016 OI ZMC 2016-2017 OI ZMC 2017-2018 (SADER, 2021) 	Calidad ambiental	<ul style="list-style-type: none"> Clasificación de la calidad del agua en los sitios a través del índice de Canadá Comportamiento de los parámetros de monitoreo de la calidad del agua Precipitación [mm] en la ZMC (Isoyetas) Temperatura promedio [°C] en la ZMC (Isotermas) Curvas de nivel (topografía – Elevaciones); • Geología; • Clima; • Edafología; • Topoformas Fisiografía; • Regiones ecológicas; • Áreas naturales protegidas; • Uso de suelo y vegetación 2005, 2003, 1992, 2016, 2013, 2009 (INEGI 2020b).
Caracterización social	<ul style="list-style-type: none"> Población 2020 Vivienda 2020 Vivienda: servicios de agua 2020 Vivienda: servicios de drenaje 2020 Población y vivienda 2010 y 2015 Población y vivienda por AGEB urbana 2020 (INEGI, 2020c) 	Indicadores IGSH	<ul style="list-style-type: none"> Índice Global de Seguridad Hídrica (IGSH) 2021; • Índice de escasez 2021; • Índice de sequía 2021; • Abatimiento de acuíferos 2021; • Acceso al saneamiento 2021; • Acceso al agua potable 2021; • Índice de calidad del agua 2021; • Índice de frecuencia de inundaciones 2021; • Índice de gobernanza

El sistema contiene ocho módulos de información técnica (obtenida de varias fuentes) que son: Contexto, Agua potable, Saneamiento, Agua pluvial, Agua para la agricultura, Calidad ambiental, Caracterización social e Indicadores IGSH (indicadores del Índice Global de Seguridad Hídrica), tal como se observa en la Figura 3.

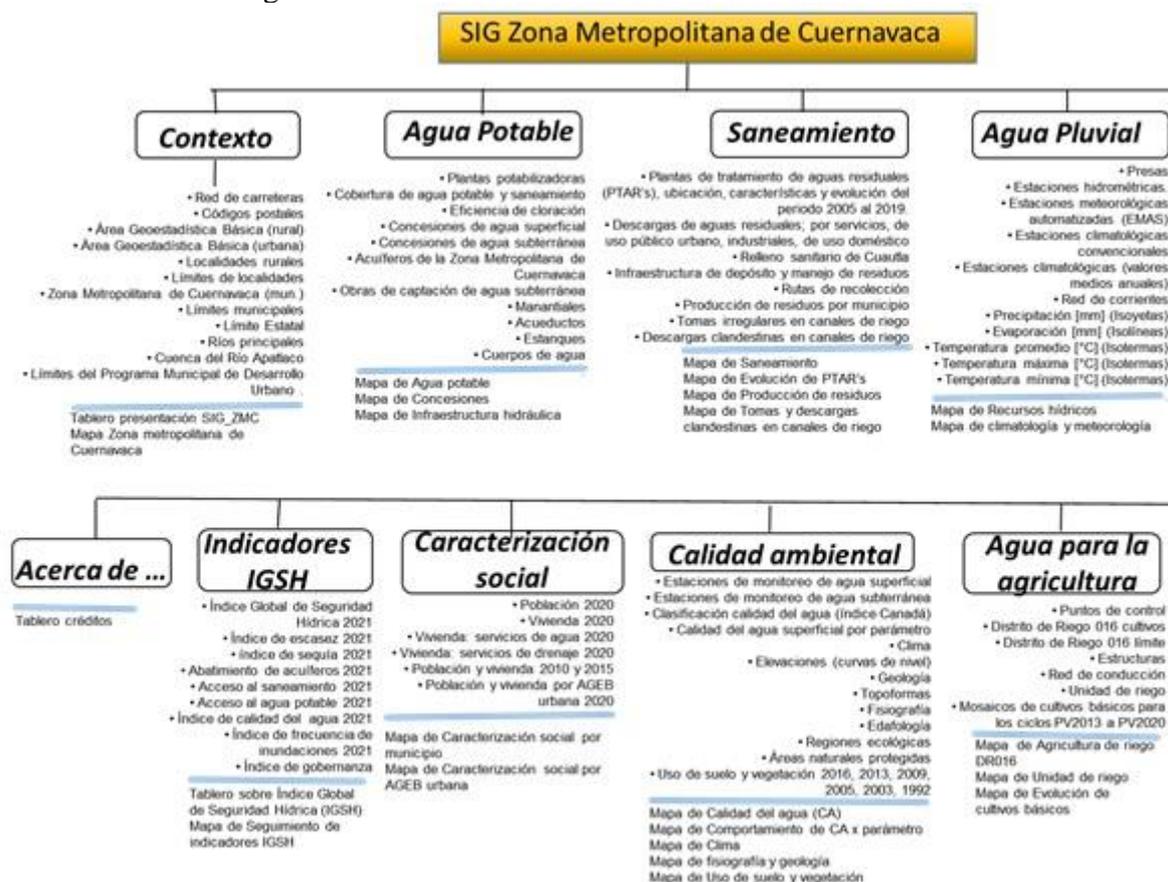


Figura 3.- Modelo conceptual del SIG ZMC v 1.0

Dentro de los indicadores analizados para la elaboración del *SIG ZMC* se encuentra: **1) Índice Global de Seguridad Hídrica (IGSH) 2021** (integrado por la ponderación de ocho indicadores, ver Tabla 2): mide la seguridad hídrica de garantizar el acceso al agua y saneamiento para todos, de acuerdo con el objetivo 6 de los 17 objetivos globales para el desarrollo sostenible establecidos por las Naciones Unidas (Tabla 2). **2) Índice de escasez (WSI)**. Este índice está definido como la relación entre la extracción total de agua y la disponibilidad de agua superficial y subterránea renovables

considerando los requisitos de flujo ambiental (10% de la disponibilidad superficial). Para estimar la disponibilidad superficial se utilizó el método del número de curva del Servicio de Conservación de Suelos de los EUA. **3) Índice de sequía (P).** El índice de sequía se calculó dividiendo la frecuencia de las sequías por la frecuencia promedio durante el período 1960-2010. **4) Abatimiento de acuíferos.** Se calcula como la diferencia entre la recarga de agua subterránea (recarga natural y flujo de retorno del riego como recarga adicional) y la extracción de agua subterránea para evaluar el agotamiento del agua subterránea. Se aplica el método de normalización a los valores de abatimiento, obtenidos del cociente de la extracción y la recarga, definidos como el Mínimo y Máximo para un tiempo determinado. **5 y 6) Acceso al agua potable y saneamiento.** Se determina como el 20 por ciento de la suma de los dos parámetros. **7) Índice de calidad del agua.** Se determina con base en cinco parámetros: Oxígeno disuelto (OD), Conductividad eléctrica (CE), PH, Fósforo total (P) y Nitrógeno total (N). **8) Índice de frecuencia de inundaciones.** Expresa la frecuencia de inundaciones para un periodo dado, para cada uno de los municipios de la ZMC. **9) Índice de gobernanza.** Las seis variables del índice de gobernanza mundial para México, en percentiles que van de 0 a 100, son las siguientes: Voz y responsabilidad 40%; Estabilidad política y ausencia de violencia/terrorismo 20%; Efectividad del gobierno 60%; Calidad regulatoria 65%; Estado de derecho 30%; y Control de corrupción 25%.

Tabla 2.- Índice global de seguridad hídrica (GWSI por sus siglas en inglés)

Criterio	Ponderación (%)	Indicador	Ponderación (%)
Disponibilidad	45	Índice de escasez	70
		Índice de sequía	15
		Abatimiento de acuíferos	15
Accesibilidad a los servicios	20	Acceso al saneamiento	40
		Acceso al agua potable	60
Seguridad y calidad	20	Índice de calidad del agua	50
		Índice de frecuencia de inundaciones	50
Gestión	15	Índice de gobernanza	100

RESULTADOS

El SIG ZMC, por haber sido desarrollado en la plataforma ArcGis Online, se localiza en la nube computacional y funciona únicamente dando la dirección URL en los navegadores comunes como Chrome, Edge, FireFox, aunque se recomienda un mínimo de 2 GB de memoria RAM para un desempeño adecuado. La dirección del sitio web es:

<https://sdzkgshnwdsdurcz.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=65f9ab887fcd495d9651d97fc1c13213>

El SIG ZMC v1.0 mantiene un diálogo con el usuario a través de los ocho módulos que integran el modelo conceptual del sistema (ver Figura 3), los cuales están organizados a través de menús de opciones e íconos o botones asociados a procesos; mantiene una interface similar en todos sus módulos, con base en botones, cajas de diálogo interactivas con el usuario, despliegue de ventanas emergentes para despliegue de atributos de las capas, y encabezados de información en las pantallas

de captura o despliegue para ubicar rápidamente al usuario en la sección y/o tema en el cual está realizando la consulta de información cartográfica. A continuación se describe cada uno de ellos.

El **módulo Contexto** incluye un tablero inicial de presentación del SIG de la Zona Metropolitana de Cuernavaca, en la que se da una introducción breve al Programa Sectorial de Infraestructura para la Gestión Integral del Agua en la ZMC (ProSiAgua), a la interfaz, se establece el contenido y se dan los créditos principales. Un segundo tablero denominado “Zona Metropolitana de Cuernavaca” presenta las capas comunes a todos los módulos del SIG ZMC v 1.0, entre otras están: Localidades urbanas, localidades rurales, red de carreteras, límites municipales, límite estatal, etc.

El **módulo Agua potable** presenta las plantas potabilizadoras ubicadas en la ZMC, la eficiencia de cloración, así como la cobertura de agua potable; las concesiones de agua superficial, de agua subterránea, así como los acuíferos (o la parte del acuífero) presentes en la ZMC; y, los cuerpos de agua, manantiales, estanques y acueductos que se tienen en la ZMC.

El **módulo Saneamiento** presenta el inventario de las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTARs) y sus capacidades de tratamiento, así como las descargas de aguas residuales por tipo de uso (servicios, público urbano, industriales y doméstico); la evolución histórica de las PTARs de los años 2005 a 2019; los tiraderos a cielo abierto, centros de acopio, las plantas de valorización y en general la infraestructura de recolección de residuos sólido; y, para usuarios con credenciales autorizadas, el mapa de tomas de agua clandestinas y descargas no autorizadas a canales de riego en el DR016.

El **módulo Agua pluvial** presenta la información hidrológica de la zona, con la que se establece la disponibilidad natural de agua en la cuenca del Río Apatlaco (presas, estaciones hidrométricas, estaciones meteorológicas, estaciones climatológicas, etc.); así como la información de temperatura, evaporación y precipitación registradas en las estaciones de medición.

El **módulo Agua para la agricultura** presenta el límite, parcelamiento e infraestructura del DR016 Estado de Morelos; la unidad de riego, red de conducción y la red de ríos presentes en la zona metropolitana de Cuernavaca; y, los cultivos básicos del ciclo Primavera - Verano de los años 2013 al 2020, así como los del ciclo Otoño-Invierno de los ciclos 2014-2015, 2015-2016, 2016-2017 y 2017-2018.

El **módulo Calidad ambiental** presenta las estaciones de monitoreo de agua superficial y estaciones de monitoreo de agua subterránea; la calidad del agua en el sitio de las estaciones de acuerdo al índice de Canadá y el comportamiento de los principales contaminantes que se miden a lo largo del río. Además, se muestran, los cinco tipos de clima en la Zona Metropolitana de Cuernavaca, así como las isoyetas y temperatura en la zona; las curvas de nivel, geología, edafología, topoformas y fisiografía presentes en la ZMC; y, las regiones ecológicas, áreas naturales protegidas, así como el uso de suelo y vegetación para los años 1992, 2003, 2005, 2009, 2013 y 2016.

El **módulo Caracterización social** presenta la población por municipio, datos de vivienda, servicios de agua en viviendas y servicios de drenaje en viviendas de acuerdo al censo 2020. Así como información de población y vivienda del censo 2010 y la encuesta intercensal del 2015; y, la población por Área Geoestadística Básica (AGEB) urbana, datos de vivienda, servicios de agua en viviendas y servicios de drenaje en viviendas de acuerdo al censo 2020.

El **módulo Indicadores IGSH** incluye un tablero inicial de nombre “Sobre Índice Global de Seguridad Hídrica (IGSH)” en el que se describe la composición del IGSH en cuatro criterios y ocho indicadores cada uno con su propio peso (índice de escasez, índice de sequía, abatimiento de acuíferos, acceso a saneamiento, acceso al agua potable, índice de calidad del agua, índice de frecuencia de inundaciones e índice de gobernanza. Un segundo tablero denominado “Seguimiento de indicadores – IGSH”, presenta la evaluación del IGSH para los municipios de la Zona Metropolitana de Cuernavaca para el año 2021 dejando la base para que en el futuro se pueda llevar a cabo el seguimiento del indicador IGSH.

Finalmente, se presenta el **módulo Acerca de ...** el cual despliega una breve descripción del sistema, la manera de citarlo, la liga para compartirlo y los principales proveedores de la información.

La interfaz de usuario del SIG ZMC está integrada por tres secciones o áreas dentro del sistema (ver Figura 4). La primera sección se localiza en la parte superior de la pantalla y la componen tres filas. En la primera fila se da el título del sistema, seguido en el mismo renglón del nombre de la Secretaría de Desarrollo Sustentable y de algunas herramientas de compartir. El segundo renglón presenta el listado de los módulos o folders definidos por las pestañas que dan acceso a ellos. Y finalmente el tercer renglón muestra la descripción del módulo activo, así como una liga para descargar el manual del usuario.



Figura 4.- Interfaz de la pantalla inicial de acceso al SIG ZMC.

La segunda área se define en la parte izquierda de la pantalla y está integrada por un listado de títulos que inician con una viñeta triangular, además tienen una línea azul de separador. Los títulos pueden visualizarse como los encabezados de las hojas que se localizan dentro del folder al que se ha accedido en la parte superior. Esto es, el listado de títulos cambia dependiendo del folder seleccionado en la primera sección. Los encabezados o títulos de las hojas en el SIG ZMC son los nombres de los mapas o tableros que posee un módulo del sistema. El listado de hojas puede asociarse al menú emergente o secundario que se despliega en una barra tradicional de menú al dar clic sobre una opción.

Finalmente, la tercera área, que es la más grande, y que en la Figura 4 se le da el nombre de “Área principal de Información e interacción” es donde se despliega un tablero o un mapa. En el caso de la Figura 4 lo que se muestra es el tablero de “Presentación del SIG de la Zona Metropolitana de Cuernavaca”, que inicia mostrando el logotipo del proyecto Pro-Si-Agua y el nombre del SIG, pero si se baja la barra de desplazamiento (scroll) se exhibirá el resto de la información.

El contenido de la tercera área depende entonces de la hoja activa en el área dos. Una hoja se activa al dar clic sobre el nombre de la misma. Cabe mencionar que la hoja activa siempre muestra debajo de su encabezado o título un resumen de su contenido y cuando éste es un mapa además se establece una tabla de descargas para los archivos shapefile, kml y metadatos de las capas que lo integran, así como hipervínculos a editores avanzados de ArcGIS Online (ver Figura 5). Cuando el contenido de la tercera área es un mapa, éste se desplegará a través de un visor de mapa interactivo que contendrá varias herramientas las cuales permiten, entre otras cosas, conocer la información de atributo de los elementos que componen el mapa, hacer mediciones, ubicar un lugar, prender o apagar capas, etc. (ver Figura 5, sección “herramientas del visor”).



Figura 5.- Interfaz de las áreas de interacción del SIG ZMC.

El despliegue de mapas dentro del SIG ZMC se realiza con dos visores básicos (ver Figura 6) cuya variación más visible es una herramienta para comparación de capas del mapa. Existen otras variaciones menores como son la existencia de un encabezado para el título del mapa y la distribución de las herramientas, pero esencialmente los dos visores poseen las mismas herramientas con excepción de la de comparación, las cuales incluyen: **Leyenda** (Despliega la leyenda de las capas visibles en ese momento y símbolos con los cuales se identifican en el mapa), **Capas** (Muestra el listado de todas las capas que integran el mapa y permite activarlas o desactivarlas, así como controlar el nivel de transparencia del símbolo que las representa), **Galería de mapas base** (Abre un mosaico de íconos de mapas base para cambiar la imagen de fondo del mapa como son imágenes de satélite, mapas topográficos, cartografía simplificada, etc.), **Medir** (En la caja de diálogo de las herramientas se da acceso a tres instrumentos de medición, uno para distancias lineales, otro para áreas y el último para ubicar en latitud longitud cualquier sitio señalado por el cursor), **Compartir** (Permite enviar la liga del mapa a las principales redes sociales [Facebook y Twitter] y enviar un correo electrónico con el enlace a éste), **Imprimir** (Establece una comunicación para definir el tamaño de papel en la que se imprimirá el mapa así como indicar si se incluye o no la leyenda y un título del mapa y manda éste a un formato PDF que puede ser impreso desde el navegador de internet), **Búsqueda de lugares** (Permite buscar direcciones y lugares dentro del mapa usando el servicio de geocodificación de lugares de ArcGis), **Control de ampliación** (Son herramientas para ampliar/ reducir el mapa (símbolo de + y símbolo de -, respectivamente), así como para regresar al despliegue inicial (ícono de la casita), **Comparar** (Herramienta del visor geográfico básico 2 (ver Figura 7). Abre una caja de diálogo para establecer la capa con función swipe, y activa una barra que separa el mapa en dos partes. Conforme se desplaza la barra para izquierda o derecha se borra o se repinta la capa definida, de manera que se puedan comparar dos capas sobre el mismo tema pero para diferente fecha).

CONCLUSIONES

El SIG ZMC se desarrolló con un enfoque de gestión integrada del agua y manejo de cuencas, al considerar por un lado los ejes del desarrollo sostenible (social, ambiental y económico) y por otro lado la subcuenca del Río Apatlaco y el recurso hídrico como el bien principal.

El SIG ZMC posee cinco módulos temáticos hacia la gestión del agua (dos principalmente sociales, dos principalmente ambientales y uno principalmente económico) más un módulo de seguimiento de indicadores de seguridad hídrica, complementados con un módulo de contexto y un módulo de caracterización social.

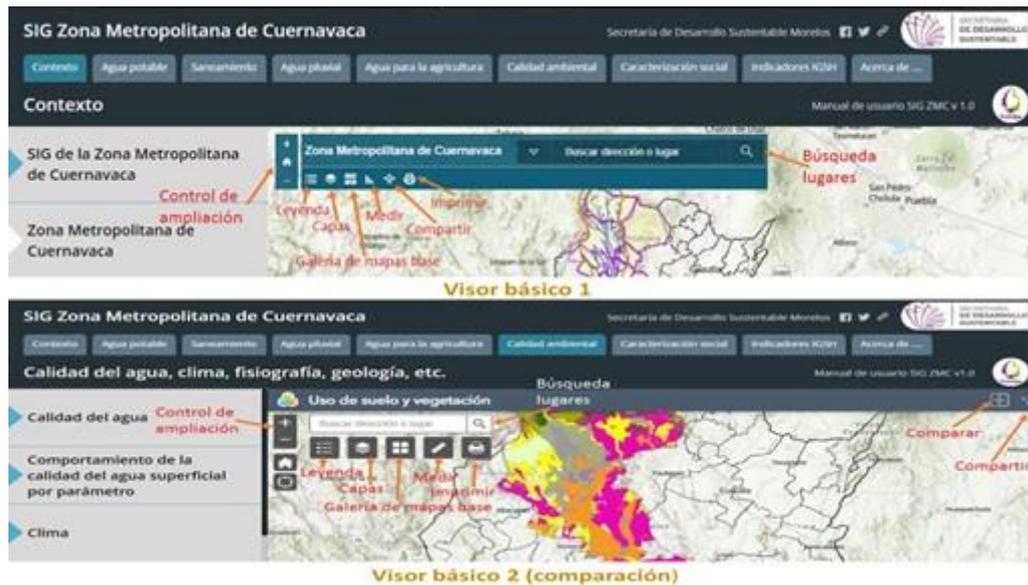


Figura 6.- Herramientas de los dos visores básicos interactivos que posee el *SIG ZMC v1.0*.



Figura 7.- Herramienta de comparar.

Los cinco módulos orientados hacia la gestión del agua son:

- Módulo Agua potable (agua hacia la población y la satisfacción del derecho humano al agua, eje social)
- Saneamiento (limpieza y reúso del recurso, agua para las generaciones futuras y el medio ambiente, eje social)
- Agua pluvial (disponibilidad natural del agua, agua renovable y climatología, eje ambiental)
- Agua para la agricultura (agua para la producción de alimentos y subsistencia de la población, eje económico)
- Calidad ambiental (medio ambiente, eje ambiental)

En el módulo Indicadores IGSH se estima el Índice Global de Seguridad Hídrica, a partir de tres indicadores de disponibilidad del agua, dos de cobertura, uno de calidad, uno de seguridad a fenómenos extremos y uno final de gobernanza.

El SIG ZMC es un sistema alojado en la nube computacional, por lo que puede ser consultado vía internet desde los navegadores principales que utilizan las plataformas actuales, computadoras de escritorio, laptop, tabletas y teléfonos inteligentes, esto le permite ser el soporte de apoyo a la toma de decisiones de las autoridades en cualquier momento.

Aunque se tiene ya un conjunto de mapas temáticos dentro del SIG ZMC éstos siempre podrán ajustarse dependiendo de las necesidades de resaltar una información. Inclusive se podrán diseñar nuevos mapas o algún otro tipo de tableros e incorporarse al sistema. Esto es, el SIG ZMC es un sistema dinámico cuyos mapas e información siempre podrá ser actualizado por el administrador del sistema.

La transferencia del SIG ZMC v1.0 a la Secretaría de Desarrollo Sustentable, incluyó un curso de capacitación a su personal, dicha capacitación permitió tener al menos dos administradores que están en condiciones de dar mantenimiento al 100% de todas las capas de información integradas al sistema, así como programar lo necesario para administrar las descargas de capas geográficas y sus respectivos metadatos, de modo que no dependen del IMTA para dar el mantenimiento requerido.

Para evitar saturar una cuenta con toda la información que posee el SIG ZMC v1.0, se crearon cuatro cuentas en la plataforma de manera que el almacenamiento se distribuyera y así la respuesta del sistema fuera más eficiente.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Secretaría de Desarrollo Sustentable Morelos, la contratación y apoyo para el desarrollo del presente estudio.

REFERENCIAS

- CONAGUA.** (2021). “*Sistema Nacional de Información del Agua (SINA)*”. Comisión Nacional del Agua. <http://sina.conagua.gob.mx/sina/> (Fecha de consulta: febrero - junio de 2021).
- CONAGUA.** (2021a). “*Registro Público de Derechos de Agua (REPDA)*”. Comisión Nacional del Agua. <https://app.conagua.gob.mx/ConsultaRepda.aspx> (Fecha de consulta: abril - julio de 2021).
- CONAGUA.** (2021b). “*Jefatura de Distrito de Riego, DR016. Dirección de Infraestructura Hidroagrícola del Organismo Cuenca Balsas*”. Comisión Nacional del Agua.
- CONAGUA.** (2021c). “*Servicio Meteorológico Nacional*”. Comisión Nacional del Agua. <https://smn.conagua.gob.mx/es/> (Fecha de consulta: abril - mayo de 2021).
- ESRI.** (2021). “*ArcGis Online: Cloud-based software to create and share interactive web maps*”. Environmental Systems Research Institute. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-online/overview> (Fecha de consulta: enero 2021).
- IMTA.** (2007). *Plan estratégico para la recuperación ambiental de la cuenca del río Apatlaco. Informe final*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, diciembre de 2007, Jiutepec, Morelos, México.
- INEGI.** (2020). “*Marco Geoestadístico*”. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/> (Fecha de consulta: febrero 2021)
- INEGI.** (2020a). “*Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas SIATL*”. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/?s=geo&c=1693&e=04 (Fecha de consulta: febrero-mayo de 2021)
- INEGI.** (2020b). “*Datos vectoriales de diferentes temas*”. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/> (Fecha de consulta: febrero-mayo de 2021)
- INEGI.** (2020c). “*Censos de Población y Vivienda*”. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html> (Fecha de consulta: febrero-julio de 2021)
- SADER.** (2021). “*Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP)*”. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. <https://www.gob.mx/siap> (Fecha de consulta: mayo de 2021)
- SCT-IMT.** (2020). “*Datos vectoriales (polilíneas) de la red de caminos y carreteras, terrestres*”. Instituto Mexicano del Transporte de la Secretaría de Comunicaciones (SCT-IMT). <https://www.gob.mx/imt/acciones-y-programas/red-nacional-de-caminos> (Fecha de consulta: febrero-mayo de 2021)
- SDS.** (2021). “*Programas municipales de desarrollo urbano sustentable*”. Secretaría de Desarrollo Sustentable (SDS) del estado de Morelos. <https://sustentable.morelos.gob.mx/p-territorial/pmdu-sustentable> (Fecha de consulta: junio de 2021).

SDS. (2021a). “*Sistema Estatal de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SEIARN)*”. Secretaría de Desarrollo Sustentable (SDS) del estado de Morelos. <https://www.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=467695acd0ea4e16a2d217c2e3787f3d> (Fecha de consulta: febrero - mayo de 2021).

SEPOMEX. (2020). “*Polígonos que delimitan las áreas que cubren los códigos postales del país*”. Servicio Postal Mexicano. https://datos.gob.mx/busca/dataset/informacion-geografica-de-los-codigos-postales-asentamientos-humanos-y-colonias-de-cada-estado-/resource/843d8d19-6d43-40a6-bfaf-0812ec37e0c6?inner_span=True (Fecha de consulta: febrero-mayo de 2021).

CONFLITOS DE USOS DA ÁGUA COMO DESAFIOS PARA A SEGURANÇA HÍDRICA

Clélia Nobre de Oliveira¹, Débora da Costa Carvalho², Wagner Filipe Silva³, Alexandra Nauditt⁴, Maurício Leite⁵, Yvonilde Medeiros⁶

^{1,6}UFBA, Universidade Federal da Bahia, Prof.Água, Brasil; ²UEA-Universidade do Estado do Amazonas, Prof.Água, Brasil; ³UFPE-Universidade Federal de Pernambuco, Prof.Água, Brasil; ⁴ITT, Institute of Technology and Resources Management in the Tropics and Subtropics - TH Köln, Germany; ⁵UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Prof.Água, Brazil.
e-mail: clelianobre@hotmail.com, deborauea@gmail.com, wagner.felipe@ufpe.br, alexandra.nauditt@th-koeln.de, mauricio.leite@unesp.br, yvonild@ufba.br

Introdução

A partir do conceito da WWF (2000) este trabalho traz uma abordagem regional considerando que Segurança Hídrica significa garantir acessibilidade à água potável em quantidade e qualidade para atender um padrão de vida saudável e produtiva, e dessa forma contribuir para minimizar os efeitos de vulnerabilidade na população, que vive em regiões de escassez hídrica e com conflitos de usos dos recursos hídricos.

O objetivo deste estudo foi avaliar as condições de vulnerabilidade hídrica em importante bacia hidrográfica na região semiárida brasileira, no estado da Bahia, e a partir daí buscou-se definir variáveis que caracterizaram a bacia e que se adequaram aos conceitos de indicadores de segurança hídrica.

Material e Métodos

Com uso de pesquisa exploratória e fonte de dados de origem técnica, se buscou identificar as características intrínsecas e principais variáveis de representação das potencialidades, disponibilidades e demandas hídricas na bacia dos rios Verde e Jacaré (V&J), objeto de estudo, mais especificamente nas Unidades de Balanço (UB), oriundas dos estudos de balanço hídrico e que integram as Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRH), dos rios Verde e Jacaré.

No processo de sintetização dos dados, obteve-se uma seleção de variáveis consideradas preponderantes, que foram confrontadas com os critérios de segurança hídrica. A base da análise comparativa trouxe critérios re-avaliados por Rosa (2019), no estudo em outra importante Bacia Hidrográfica brasileira, do rio São Francisco, no qual definiu-se 4 dimensões - humana, econômica, ambiental e riscos, para subsidiar a escolha de indicadores de segurança hídrica. São critérios estabelecidos pelo Plano Nacional de Segurança Hídrica da ANA (ANA, 2019a) e pelo Relatório da ONU (OECD, 2013).

Área de Estudo

A bacia dos rios V&J, situa-se na porção do Médio São Francisco e seus afluentes são importantes contribuintes do Lago do Sobradinho. Além disso, está localizada em uma das áreas com menor índice pluviométrico do Estado da Bahia, no Semiárido Nordeste, mínima de 436 mm/ano e máxima variando de 700 a 841 mm/ano (Purificação, 2018). As chuvas máximas e mínimas se concentram nos meses de dezembro, em torno de 109 mm e agosto, em torno de 2 mm, respectivamente, sendo essa análise correlacionada ao clima predominante, cujas temperaturas mais elevadas variam de 28 a 32°C, no período mais seco (abril a outubro) e com temperaturas mais baixas variando de 17 a 20°C, em todos os períodos (INEMA, 2017; PURIFICAÇÃO, 2018).

A bacia apresenta dois domínios hidrogeológicos: metassedimentar e cárstico. Os metassedimentares estão principalmente nos divisores de água da bacia caracterizado por altitudes elevadas e maiores índices pluviométricos, configurando as zonas de produção hídrica da bacia que é formada pelos aquíferos fissurais (MIRANDA, 2019).

A rede de drenagem é pouco densa, tendo em vista os baixos índices pluviométricos e a infiltração rápida, com predomínio de escoamento subterrâneo.

Resultados e discussões

A disponibilidade hídrica superficial representa somente 16,5% da disponibilidade total na bacia, sendo que as unidades UB14, UB1 e UB3, possuem vazões mais significativas, representando 17%, 35% e 27%, respectivamente, contudo são evidentemente baixas, provavelmente por estarem em áreas de declividade variáveis (de 450 a 700 m), e com existência de zona de produção (UB1) e zona de escoamento efêmero (UB3 e UB14).

Já as disponibilidades hídricas subterrâneas concentram seus volumes nos aquíferos cársticos, e metassedimentar. As UB1, UB3, UB7, alto e baixo do rio Jacaré, e as UB1 e UB2, trechos do alto e médio rio Verde, se caracterizam com baixa vazão subterrânea, demonstrando o quanto influenciam na disponibilidade total nessas Unidades, que se apresentam com as menores vazões, variando de 0,2 m³.s⁻¹ a 0,3 m³.s⁻¹.

A Figura 1, mostra a distribuição das UB por UPGRH, na Bacia do V&J.

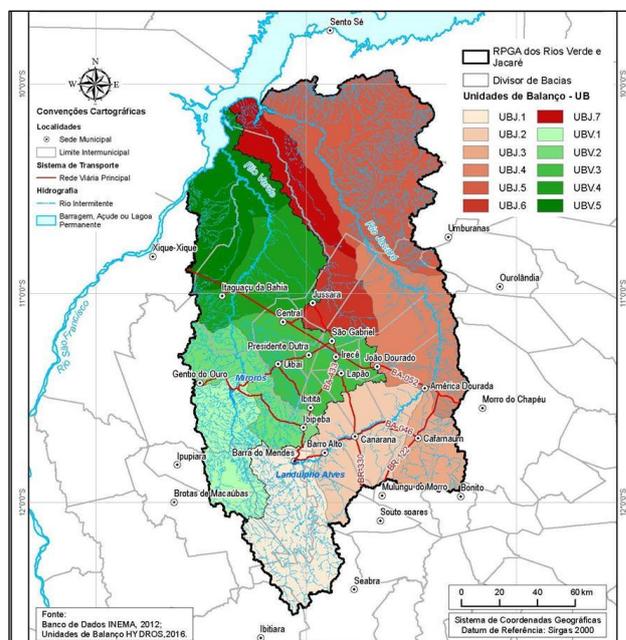


Figura 1 – Área de estudo - Bacia dos Rios Verde e Jacaré (V&J);
Fonte: Inema (2017)

O uso do solo se dá por maior concentração em áreas de cultivos agrícolas e áreas de pastagens, representando 38,09% de ocupação na Bacia, no centro da bacia, se estendendo para o sul, e apresentando cobertura vegetal nativa, do tipo caatinga arbustiva.

Os usos da água para abastecimento humano, dessedentação animal e irrigação são prioritários na Bacia, destacando-se os maiores usos para irrigação nas UBJ2 e UBV3, sendo as áreas com elevada disponibilidade hídrica na bacia e são diretamente abastecidas pela barragem de Mirorós (chamada de adutora de feijão), sendo o principal e maior volume de água acumulada para atender abastecimento humano e agricultura.

O modelo de balanço hídrico simulado por Purificação (2018), com dados de precipitação, evapotranspiração potencial e capacidade máxima de armazenamento no período de 2006 a 2016, evidenciou aumento dos déficits hídricos mensais em todo período simulado. Já considerando a simulação do balanço hídrico das disponibilidades e demandas hídricas totais realizada pelo Inema (2017), se verificou saldo positivo para armazenamento hídrico em quase toda a bacia, com déficits apenas na UBJ3, UBV1 e UBV3, que possuem zonas de maior disponibilidade subterrânea, mas com grandes demandas agrícolas e urbanas.

A UBJ5 e a UBV4, se apresentaram com a situação mais confortável quando ao uso da água. Compreendem a parte baixa das bacias, chegando à confluência com o lago do Sobradinho.

Logo, baseando-se nos critérios ambientais, sociais e econômicos que representam os conflitos de uso da água nas bacias e com as variáveis que representam pontos de comprometimento hídrico, chegou-se ao delineamento de uma Matriz Qualitativa (Figura 2) dos principais indicadores de segurança hídrica (ISH) identificados para a bacia V&J.

Pode-se observar que as 4 dimensões foram denominadas de: ISH Humana, ISH Econômica, ISH Ambiental e ISH de Risco.

UPGRH	VULNERABILIDADE PREPONDERANTE	ISH Humana	VULNERABILIDADE PREPONDERANTE	ISH Econômica	VULNERABILIDADE PREPONDERANTE	ISH Ambiental	VULNERABILIDADE PREPONDERANTE	ISH de Risco	TOTAL DE ISH / UB
UBJ1		expansão da agricultura irrigada	valor de produção agrícola (VAB Agropecuária); balanço hídrico				barramentos irregulares	volume de reservação artificial	3
UBJ2	região produtiva do ponto de vista agropecuário	Balanço Hídrico	região produtiva do ponto de vista agropecuário	% de terra arável; balanço hídrico			forte estagiagem; rio Jacaré, atualmente sem vazão	coeficiente de variabilidade climática	3
UBJ3	região produtiva do ponto de vista agropecuário	Balanço Hídrico	região produtiva do ponto de vista agropecuário	% de terra arável; balanço hídrico			forte estagiagem; rio Jacaré, atualmente sem vazão	coeficiente de variabilidade climática	3
UBJ4	região produtiva do ponto de vista agropecuário	Balanço Hídrico	região produtiva do ponto de vista agropecuário	% de terra arável; balanço hídrico			forte estagiagem; rio Jacaré, atualmente sem vazão	coeficiente de variabilidade climática	3
UBJ5	contaminação da água	Índice de Qualidade da Água (IQA)							1
UBJ6	região produtiva do ponto de vista agropecuário	Balanço Hídrico	região produtiva do ponto de vista agropecuário	% de terra arável; balanço hídrico			forte estagiagem; rio Jacaré, atualmente sem vazão	coeficiente de variabilidade climática	3
UBJ7	contaminação da água	IQA							1
UBV1	contaminação da água	IQA	expansão da agricultura familiar	valor de produção agrícola (VAB Agropecuária)	agressão da mata ciliar e entomo	% ou ha de área com vegetação natural	barramentos irregulares	volume de reservação artificial	4
UBV2	contaminação da água	IQA	expansão da agricultura familiar	valor de produção agrícola (VAB Agropecuária)	agressão da mata ciliar e entomo	% ou ha de área com vegetação natural	barramentos irregulares	volume de reservação artificial	4
UBV3	instalação de infraestrutura de saneamento	Índice de cobertura de rede coletora de esgoto	intensa exploração agrícola	% de terra arável; balanço hídrico	áreas de recarga dos aquíferos	vazão ecológica; OD, DBO ₅ , Nitrito, Coliformos	áreas de recarga dos aquíferos	potencial de armazenamento subterrâneo; balanço hídrico	10
UBV4	demandas elevadas para o abastecimento humano e serviços	Índice de atendimento	predomínio de pastagens	valor de produção pecuária (VAB Agropecuária)			ampliação Projeto de irrigação do Baixo de Itacé	volume de reservação natural; balanço hídrico	3
UBV5			predomínio de pastagens	valor de produção pecuária (VAB Agropecuária)			ampliação Projeto de irrigação do Baixo de Itacé	volume de reservação natural; balanço hídrico	3
TOTAL DE ISH/DIMENSÃO		4 ISH	3 ISH		6 ISH		4 ISH		

Figura 2 - Matriz Qualitativa de Indicadores de Segurança Hídrica (ISH) – Bacia Hidrográfica dos Rios Verde & Jacaré - Bahia, Brasil

As UB que tiveram somente um ISH (Índice de Qualidade da Água-IQA) atribuído são justamente às UB sem risco de comprometimento hídrico (ICH: confortável a excelente), conforme sinalizado por Inema (2017), nesse caso a UBJ5 e UBJ7, que representam os trechos do baixo rio Jacaré, na confluência com o São Francisco. A dimensão humana destaca-se pela vulnerabilidade da disponibilidade da água do manancial quanto à sua qualidade e atendimento ao abastecimento humano.

Observa-se uma maior predominância de indicadores ambientais, explicada pelo atendimento à preservação dos mananciais de abastecimento, já sob forte impacto antrópico.

Conclusões e Recomendações

Pode-se perceber que os 17 indicadores de segurança hídrica sugeridos para as bacias se correlacionam com os conflitos sinalizados, ao contemplarem índices para dar suporte ao monitoramento da potencialidade e disponibilidade de água tanto para atender demandas de abastecimento humano, como para atender os usos voltados para o desenvolvimento econômico na região.

Recomenda-se a definição de variáveis climáticas (precipitação, temperatura e evaporação), para compor um ISH-Coefficiente de variabilidade climática, uma vez que foi sinalizada a grande interferência dessas variáveis nos períodos de estiagem, os quais vêm avançando para períodos recentes, além do próprio processo crescente de efemeridade dos rios na bacia, que tende a crescer.

Ressalta-se que os instrumentos de gestão integrada de recursos hídricos, mencionados na Lei 9.433/1997 (BRASIL, 1997), já estabelecem medidas para reverter todas as situações críticas apontadas nesse estudo e se adotadas aumentam as chances de se chegar à segurança hídrica almejada.

Por fim, cabe mencionar o próprio Plano Nacional de Segurança Hídrica (ANA, 2019b), que já contempla ações de caráter estruturante para pelo menos garantir a oferta de água.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Brasil - Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, pelo suporte técnico.

Referências

ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores. Brasília: ANA, 2019a.

ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). Plano Nacional de Segurança Hídrica. Brasília: ANA, 2019b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, 1997.

INEMA. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos rios Verde e Jacaré - PRHVJ. Salvador, 2017. Disponível em: <http://www.inema.ba.gov.br/>. Acesso em: 14/05/2021.

MIRANDA, N. C. (2019). Gestão e Governança de Recursos Hídricos nas Bacias dos Rios Verde e Jacaré-BA: uma implicação de indicadores como ferramenta de avaliação. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz de Salinas-BA.

OECD. Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Econômico. Water Security for BetterLives, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, 2013.

PURIFICAÇÃO, C. G. C. da (2018). Balanço hídrico climatológico sequencial e análise do comportamento de variáveis climatológicas nas bacias hidrográficas dos rios Verde e Jacaré - Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. TCC. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 118p.

ROSA, L. A. S.(2019). Segurança Hídrica: Um olhar sobre a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.

A WWF. O 2º Fórum Mundial da Água. Declaração Ministerial de Haia sobre segurança hídrica no século XXI. Haia, Países Baixos, 2000. Disponível em: <https://www.worldwatercouncil.org>. Acesso em: fevereiro de 2022.

IMPACTOS DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA SOBRE OS CUSTOS DE PRODUÇÃO DE ARROZ NA BACIA DO RIO GRAVATAÍ

Julianna Schefer Dal'Maso¹, Guilherme Fernandes Marques²

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil

¹juliannadalmaso@gmail.com, ²guilherme.marques@ufrgs.br

Introdução

De acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (2017), a cobrança pelo uso dos recursos hídricos pode ajudar na transição “da gestão da crise da água para a gestão dos riscos associados à água”. A cobrança tem as funções de sinalizar a escassez da água e alavancar recursos necessários ao financiamento de ações de gestão de recursos hídricos. Combinadas, essas funções emprestam à cobrança o potencial de contribuir para o uso mais eficiente da água, adoção de técnicas de manejo e produção, redução na carga de poluentes lançados e sustentabilidade financeira da gestão de recursos hídricos. Entretanto, a cobrança só irá desempenhar essas funções se for concebida com modelos cujos valores cobrados reflitam as demandas, escassez hídrica e benefícios econômicos da água nas bacias. Para isso, é importante avaliar, para os usuários da água, a capacidade de pagamento e a competitividade econômica.

Apesar da previsão do instrumento na lei federal de 1997 e na lei estadual de 1994, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos ainda não foi implementada em nenhuma bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul. A falta da cobrança e das Agências de Bacia Hidrográfica limita severamente não apenas a prestação de apoio técnico-executivo aos comitês de bacia hidrográfica, mas também a disponibilidade de recursos para ações de gestão. O resultado final é um comprometimento da sustentabilidade financeira do sistema e redução na capacidade técnica para tomada de decisão sobre ações, programas e projetos necessários para o uso eficiente da água, manutenção dos serviços ecossistêmicos e garantia de segurança hídrica para a sociedade.

Em maio de 2014 o Ministério Público do Rio Grande do Sul (MPE-RS) instaurou um Inquérito Civil para apuração de dano ambiental decorrente da ausência de Agência de Águas na Bacia Hidrográfica do rio Gravataí e, por conseguinte, da ausência de cobrança pelo uso da água. A partir deste Inquérito Civil, foi sugerido que fosse implementado o Projeto Piloto da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do rio Gravataí.

Segundo ANA (2014), para definição dos valores de cobrança deve-se considerar o impacto dos valores sobre a competitividade econômica dos usuários pagadores, de modo a subsidiar a tomada de decisão nos comitês. Considerando que o principal uso da água na Bacia do Gravataí, em termos quantitativos, é a orizicultura irrigada, o presente estudo visa analisar o impacto da implementação da cobrança sobre os custos de produção deste setor usuário.

O presente trabalho contribui para resolver a lacuna de conhecimento existente acerca do impacto econômico de uma cobrança pelo uso dos recursos hídricos sobre os custos de produção do arroz irrigado na Bacia do rio Gravataí, bem como da capacidade de indução de racionalização do seu uso, especialmente frente à expectativa de um Projeto Piloto da Cobrança na Bacia do Gravataí e diante da metodologia e valores de cobrança aprovados pelo respectivo Comitê no ano de 2012.

Materiais e Métodos

Para analisar o impacto econômico da implementação da cobrança sobre os custos de produção de arroz irrigado da Bacia do rio Gravataí, foi realizada a coleta de informações acerca das outorgas de captação de água para irrigação de lavouras de arroz e dos custos de produção do arroz irrigado no Rio Grande do Sul.

Para tanto, foi realizado um levantamento do volume de água utilizado para irrigação das lavouras de arroz na região de estudo e das áreas irrigadas, por meio da coleta de dados junto ao Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul (Siout RS) referente às outorgas concedidas na área da Bacia do Gravataí.

Os dados obtidos junto ao Siout RS foram consistidos por meio da consulta às Portarias de concessão de outorga, com a obtenção de informações complementares, quando explicitadas nos documentos, da cultura irrigada, da área irrigada e do regime de vazão utilizado.

Posteriormente, foi aplicada a metodologia e os valores de cobrança aprovados pelo Comitê Gravatahy no ano de 2012 (DRH/SEMA, 2012), ainda sem previsão de implementação, em que foi definido o Preço Público Unitário de captação (PPU_{cap}) de R\$ 0,03 /m³ e coeficientes iniciais de variação de preço, conforme apresentado na Equação 2, aplicável ao setor irrigante:

$$\$_{cob} = Q_{cap} \times PPU_{cap} \times K_{cap} \times K_{gest\tilde{a}o} \times K_{irrigantes} \times K_{bp} \quad [2]$$

Onde $\$_{cob}$ é o valor a ser cobrado por safra (em reais); Q_{cap} é o volume captado por safra (em m³); PPU_{cap} é o preço público unitário aprovado (em reais/m³); K_{cap} é o coeficiente de captação relacionado às características do manancial (adimensional, entre 0,7 e 1,5; sendo 1,2 para captação subterrânea, 0,7 para água armazenada, e para água superficial variando conforme as classes de enquadramento: 1,5 para classe especial, 1,1 para classe 1, 1,2 para classe 2, 0,9 para classe 3 e 0,8 para classe 4); $K_{gest\tilde{a}o}$ é o coeficiente relacionado a aplicação dos recursos oriundos da cobrança no ano anterior (adimensional, entre 0 e 1); $K_{irrigantes}$ é o coeficiente aplicado aos irrigantes (igual a 0,1); K_{bp} é o coeficiente relacionado à adoção de boas práticas (adimensional, entre 0,05 e 0,025).

Dado que a cobrança ainda não se encontra instituída, adotou-se $K_{gest\tilde{a}o}$ igual a 1, pois somente seria diferente se houvesse sido realizada a cobrança no ano anterior e os valores não tivessem sido aplicados. No presente estudo o fator K_{bp} foi desconsiderado, pela falta de dados objetivos para ponderação. Dessa forma, a equação utilizada se resume a Equação 3:

$$\$_{cob} = Q_{cap} \times PPU_{cap} \times K_{cap} \times K_{irrigantes} \quad [3]$$

A partir destes dados foi possível calcular o impacto da cobrança pelo uso dos recursos hídricos sobre os custos de produção do arroz irrigado na Bacia Hidrográfica do rio Gravataí. Ressalta-se que a aplicação do K_{bp} reduzirá para 5 a 2,5% os valores a serem cobrados, comprometendo o alcance dos objetivos do instrumento.

Os custos de produção do arroz irrigado no Rio Grande do Sul foram obtidos junto ao Instituto Riograndense do Arroz (IRGA).

Resultados

A partir da consulta às portarias de outorga do Siout RS, foram identificadas 28 portarias de outorga na área da bacia com a finalidade de irrigação de lavouras de arroz, onde constam 36 outorgas para açudes ou barragens de acumulação e 35 outorgas para captação superficial em açudes ou barragens de acumulação.

Ressalta-se que em uma mesma portaria podem constar outorgas para mais de um ponto de reservação e/ou captação. Dessas portarias, 31 apresentavam a área irrigada, de forma que foram selecionadas para o desenvolvimento deste estudo, de onde foram utilizados os dados de vazão outorgada, regime e área irrigada.

A partir das informações constantes nas portarias de outorgas foi possível calcular o volume de água outorgada por hectare por safra, e considerando que todas as outorgas são para as captações em açudes ou barragens de acumulação, aplicou-se a fórmula do cálculo da cobrança utilizando-se os valores de 0,03 R\$/m³ para o PPU_{cap}, 0,7 para o K_{cap} e 0,1 para o K_{irrigantes}. A síntese das informações é apresentada na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1.- Análise estatística dos volumes outorgados por hectare por safra e dos respectivos valores a serem cobrados

Parâmetro estatístico	Volume outorgado por hectare por safra [m ³ /ha/safra]	Custo referente à cobrança pelo uso da água [R\$/ha/safra]
Média	15.625,49	32,81
Desvio padrão	4.763,63	10,00
Mínimo	6.764,80	14,21
1º Quartil	12.026,88	25,26
Mediana	14.845,09	31,17
3º Quartil	19.826,32	41,64
Máximo	31.449,60	66,04

Fonte: adaptado de Siout RS (2022).

Para comparar os custos referentes à cobrança pelo uso da água com os custos de produção do arroz irrigado, foram utilizados os relatórios do IRGA de Custo de Produção Médio Ponderado para o sistema cultivo mínimo no Rio Grande do Sul para as safras 2013/2014 a 2020/2021 atualizados pelo IGP-DI em março de 2022.

Tabela 3.- Custo de produção do arroz irrigado no Rio Grande do Sul - Safras 2013/2014 a 2020/2021, atualizado pelo IGP-DI ref. 03/2022

Safra [anos]	Data base do levantamento de custos [mês/ano]	Custo total de produção [R\$/ha]	Índice de correção monetária no período [%]	Custo total de produção corrigido [R\$/ha]
2013/2014	Out./2013	4.890,74	2,2059	10.788,35
2014/2015	Jan./2015	5.722,19	2,0919	11.970,19
2015/2016	Jan./2016	6.715,33	1,8901	12.692,36
2016/2017	Nov./2016	7.097,59	1,7794	12.629,53
2017/2018	Nov./2017	6.816,69	1,7988	12.261,59
2018/2019	Mai/2019	8.892,62	1,6007	14.234,10
2019/2020	Mai/2020	10.078,00	1,5089	15.207,08
2020/2021	Jun./2021	11.567,74	1,0934	12.647,90

Fonte: adaptado de IRGA (2013; 2014; 2016a; 2016b; 2017; 2019; 2020; 2021); IGP-DI: IBRE/FGV (2022).

Comparando-se a distribuição de valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos com os custos totais de produção foi possível verificar o impacto econômico da cobrança sobre o custo total de produção do arroz irrigado no Rio Grande do Sul, o qual variou de 0,09% até 0,61%, com média de 0,26% e mediana de 0,24%, sendo que para todos os outorgados da Bacia do rio Gravataí os valores a serem pagos a título de cobrança pelo uso da água representam menos de 1% do custo total de produção.

Conclusões

Sobre o uso da água para a irrigação, a Bacia do rio Gravataí — por ser considerada crítica no que concerne à disponibilidade hídrica, especialmente nos meses de verão (período em que ocorre a irrigação por inundação das lavouras de arroz, coincidente com o período de menor volume de chuvas no Estado) — possui uma limitação quanto à quantidade de água a ser utilizada para irrigação das lavouras, conforme disposto no Plano Estadual de Regularização da Atividade Irrigante (PERAI), onde definiu-se o volume máximo de 10.000 m³

de água por hectare por safra. No entanto, verifica-se que apenas duas outorgas permanecem dentro dos limites estabelecidos no PERAI, demonstrando a necessidade de revisão das outorgas por parte do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da Secretaria de Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul (DRHS/SEMA), bem como da implementação do instrumento da cobrança, que tem como objetivo a racionalização do consumo dos recursos hídricos e a demonstração de que a água é um bem dotado de valor econômico.

Apesar de o custo associado à cobrança pelo uso da água representar menos de 1% do custo total de produção do arroz irrigado no Rio Grande do Sul calculado pelo IRGA, o que pode representar um baixo potencial arrecadatório e de financiamento das ações elencadas no Plano de Bacia, a implementação do instrumento da cobrança é uma etapa importante para a estrutura do Sistema Estadual de Recursos Hídricos. Os resultados encontrados indicam ainda a necessidade de revisão da metodologia e valores por parte do Comitê Gravatahy, de modo que a cobrança seja capaz de induzir a racionalização do consumo, conduzindo ao uso de metodologias de produção mais sofisticadas, mais eficientes e menos poluentes.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof.Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N.º 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Agradecemos ao Instituto Riograndense do Arroz (IRGA), em especial ao Eng. Agrônomo Ivo Mello, pelo fornecimento das informações e esclarecimentos referentes a orizicultura no Estado.

Referências Bibliográficas

- Agência Nacional de Águas – ANA (2014). “Cobrança pelo uso de recursos hídricos”. *Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos* – Volume 7. Brasília-DF.
- Departamento de Recursos Hídricos – Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul – DRH/SEMA (2012). “Plano da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí”. Porto Alegre-RS.
- Instituto Brasileiro de Economia, Fundação Getúlio Vargas - IBRE/FGV (2022). “Índice Geral de Preços – Disponibilidade Interna”.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2013). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Estimativa da Safra 2013/14.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2014). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Estimativa da Safra 2014/15.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2016a). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Projeção para Safra 2015/16.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2016b). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Projeção para Safra 2016/17.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2017). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Projeção para Safra 2017/18.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2019). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Safra 2018/19 - Revisão.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2020). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Safra 2019/20.
- Instituto Riograndense do Arroz - IRGA (2021). “Custo de Produção do Arroz Irrigado” – Safra 2020/21.
- Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul – MPE-RS (2014). Rede Ambiental Gravataí. Inquérito Civil n.º 01337.00002/2014, migrado para o Inquérito Civil n.º 01337.000.044/2020.
- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico - OCDE (2017). “Cobranças pelo uso de recursos hídricos no Brasil: Caminhos a seguir”. *Éditions OCDE*, Paris.
- Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul – Siout RS (2022). “Portarias de Outorga”, *Consulta Siout*. DRHS/SEMA/RS.

INFLUÊNCIA DO USO DE REGRAS DISCRETIZADAS NA OPERAÇÃO MENSAL DO SISTEMA HÍDRICO CUREMA-MÃE D'ÁGUA

1º Flavia Nascimento Gomes; 2º Camilo Allyson Simões de Farias e 3º Johnatan Rafael Santana de Brito

^{1, 2, 3} Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

gomflavia@gmail.com, camilo.allyson@professor.ufcg.edu.br, johnatan.brito@professor.ufcg.edu.br

RESUMO:

A otimização da operação de reservatórios é uma prática empregada na gestão dos recursos hídricos que pode promover impactos significativos na dinâmica das bacias hidrográficas. O presente estudo adota regras baseadas em Otimização Estocástica Implícita (OEI) e regressão não-linear para operar o sistema de reservatórios Curema-Mãe D'Água, localizado no semiárido Paraibano. Para tal, a operação do sistema é otimizada com base em séries sintéticas de vazões e os valores ótimos são relacionados por meio de regressão não-linear para determinar regras de proteção. Nesta pesquisa, regras mensais múltiplas (OEI-RM) e uma regra mensal única (OEI-RU) foram calibradas e comparadas com simulações conduzidas por um modelo determinístico (DET) sob previsão perfeita de vazões e pela Política Operacional Padrão (SOP, da abreviatura em inglês). Os resultados indicam que as regras OEI-RM e OEI-RU são eficazes para operação do sistema hídrico, visto que o comportamento das alocações se aproxima das decisões fornecidas pelo modelo DET. Embora a estratégia com OEI-RM tenha apresentado resultados superiores, a regra OEI-RU demonstrou ser mais simples e prática.

ABSTRACT:

Optimizing the operation of reservoirs is a practice used in water resources management that can promote significant impacts on the dynamics of hydrographic basins. The present study employs rules based on Implicit Stochastic Optimization (OEI) and non-linear regression to operate the *Curema-Mãe D'Água* water system, located in the semiarid region of *Paraíba* State, Brazil. For carrying this out, the system's operation is usually optimized based on synthetic inflows. Then, a non-linear regression equation relates optimal values to determine hedging policies. In this research, multiple monthly rules (OEI-RM, from the Portuguese abbreviation) and a single monthly rule (OEI-RU, from the Portuguese abbreviation) were calibrated and compared with simulations conducted by a deterministic model (DET) under perfect inflow prediction and by the Standard Operating Policy (SOP). The results indicate that the OEI-RM and OEI-RU rules effectively operated the water system since the allocation behavior is close to the decisions provided by the DET model. Although the OEI-RM strategy showed superior results, the OEI-RU rule proved more practical.

PALAVRAS-CHAVE: Operação de reservatórios, otimização estocástica implícita, regressão não-linear.

INTRODUÇÃO

O sistema Curema-Mãe D'Água, localizado no semiárido nordestino, é composto por dois reservatórios de significativo papel econômico e social para municípios da Paraíba e do Rio Grande do Norte, contando com demandas de água para múltiplos usos (Moreira, 2018). Embora a sua capacidade volumétrica seja expressiva, o sistema experimenta períodos cíclicos de escassez hídrica, gerando conflitos entre os diversos usuários (ANA, 2009). Desse modo, se faz necessária a implementação de ações de operação do sistema de modo a atender às demandas e a minimizar os impactos ocasionados.

Dentre as técnicas existentes para mitigar os efeitos da escassez hídrica, destaca-se a otimização da operação de reservatórios. Uma opção é o emprego da Otimização Estocástica Implícita (OEI), em que são desenvolvidas regras de operação baseadas em uma situação ótima.

Em Gomes e Farias (2022), uma regra mensal única baseada em OEI (OEI-RU) foi calibrada com sucesso para operar o sistema hídrico Curema-Mãe D'Água. Neste estudo, com o intuito de aprimorar a solução, investigou-se a aplicabilidade de regras múltiplas (OEI-RM), sendo uma para cada mês do ano.

METODOLOGIA

Com o objetivo de obter as regras OEI, utilizou-se o Método dos Fragmentos (MF) (Svanidze, 1980) para geração de vazões sintéticas para M meses. Este método tem sido aplicado com sucesso na região semiárida (Carneiro e Farias, 2013; Gomes e Farias, 2022).

Em seguida, otimizou-se a operação do sistema hídrico por meio de um modelo determinístico (DET). O modelo DET minimizou a vulnerabilidade mensal do sistema (Hashimoto et al. 1982), estando sujeito às restrições de balanço hídrico e aos limites inferiores e superiores para alocação, volume e vertimento. A função objetivo do modelo determinístico pode ser expressa como:

$$\min VUL = \sum_{t=1}^M \left[\frac{R(t) - D(t)}{D(t)} \right]^2 \quad [1]$$

em que M é o horizonte de operação, e $R(t)$ e $D(t)$ são a alocação e a demanda total do reservatório no passo mensal t , respectivamente.

O balanço hídrico mensal da operação do sistema pode ser representado por:

$$V(1) = V(0) + Q(1) - R(1) - S_p(1) - E_v(1) + P(1) \quad [2]$$

$$V(t) = V(t-1) + Q(t) - R(t) - S_p(t) - E_v(t) + P(t); \forall t = 2, \dots, M \quad [3]$$

em que $V(0)$ é volume inicial do reservatório, $Q(t)$ é a vazão afluente no mês t ; $S_p(t)$ é o vertimento que poderá ocorrer; $E_v(t)$ é a evaporação no mês t , e $P(t)$ é a precipitação sobre a superfície líquida do reservatório durante o mês t .

As restrições de alocação, volume e vertimento devem ser observadas conforme a seguir:

$$0 \leq R(t) \leq D(t); \forall t \quad [4]$$

$$V_{morte} \leq V(t) \leq V_{max}; \forall t \quad [5]$$

$$S_p(t) \geq 0; \forall t \quad [6]$$

com V_{morte} e V_{max} sendo os volumes morto e máximo do reservatório, respectivamente.

Com as séries ótimas de alocação e de disponibilidade hídrica para cada mês, obtidas pela aplicação do modelo DET, calibrou-se as regras de proteção (OEI-RU e OEI-RM). Para isso, utilizou-se a técnica de regressão não-linear, usando uma equação adaptada de Porto et al. (2002), conforme Eq. 7.

$$R(t) = \alpha[V(t-1) + Q(t)]^\beta \quad [7]$$

em que α e β são os parâmetros de ajuste, a serem calibrados por meio de regressão não-linear.

Para avaliar os efeitos da discretização, as regras OEI-RU (uma regra mensal única) e OEI-RM (12 regras mensais, uma para cada mês) foram investigadas. Além disso, ambas foram comparadas aos modelos DET e à Política Operacional Padrão (SOP, do inglês *Standard Operating Policy*), que é comumente utilizada para a operação de reservatórios (Loucks e Beek, 2017). Diferentemente das outras regras, o modelo DET, por conhecer todo o horizonte de operação, apresenta os resultados otimizados para as alocações.

APLICAÇÃO

Os reservatórios Curema-Mãe D'Água foram considerados um sistema equivalente (Celeste et al., 2009). Juntos, atendem às demandas de abastecimento humano e industrial, pecuária, irrigação, aquicultura e vazão ecológica, totalizando 7,99 m³/s (ANA, 2004; ANA, 2016). Os dados mensais de vazões afluentes compreendem os postos hidrológicos de Aguiar, Emas e Piancó (2005-2020), tendo sido coletados no sistema HidroWeb (ANA, 2022). As lâminas de evaporação e precipitação foram obtidas em Lima (2004). Os volumes mínimo e máximo do reservatório equivalente foram admitidos como 46,80 hm³ e 1.159,00 hm³, respectivamente (ANA, 2014). O volume inicial considerou a média dos meses de janeiro verificados na série histórica, sendo equivalente a 21,80% da capacidade máxima dos reservatórios.

Com base nos dados históricos de vazões mensais, o MF foi calibrado e forneceu 504 anos de vazões sintéticas. Os dois anos iniciais e os dois finais foram desconsiderados para evitar problemas com condições de contorno. Utilizando as vazões obtidas com o MF e o modelo DET, obteve-se 500 anos ($M = 6.000$ meses) de valores otimizados de alocação e de volume disponível. Por fim, derivou-se as regras OEI-RU e OEI-RM com o uso de regressão não-linear. Como resultado, para definir a alocação, bastava ter conhecimento sobre a disponibilidade de água nos reservatórios.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A série sintética de vazões (500 anos), obtida com a aplicação do MF, foi comparada com a série histórica (2005-2020), indicando que as propriedades estatísticas (média, desvio padrão e distorção) para cada mês do ano foram preservadas. Este resultado também foi observado nos trabalhos de Carneiro e Farias (2013), Farias et al. (2016) e Gomes e Farias (2022). Na Figura 1 está apresentada uma comparação das propriedades estatísticas mensais das séries histórica e sintética.

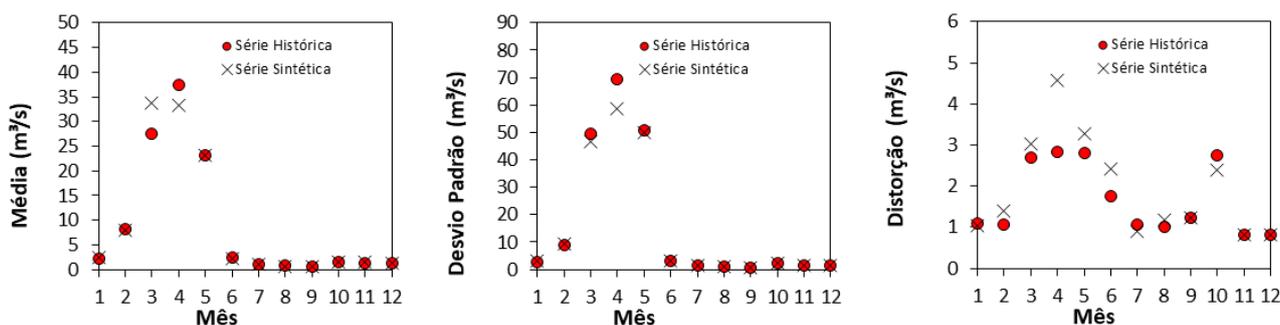


Figura 1.- Comparação das propriedades estatísticas mensais (média, desvio padrão e distorção) entre as séries histórica e sintética de vazões afluentes ao sistema hídrico Curema-Mãe D’Água.

Os parâmetros das regras OEI-RU e OEI-RM foram calibrados após a otimização da operação do reservatório equivalente pelo modelo DET. Os valores obtidos para a regra OEI-RU, representada na Figura 2, foram iguais a $\alpha = 234.311,770$ e $\beta = 0,217$.

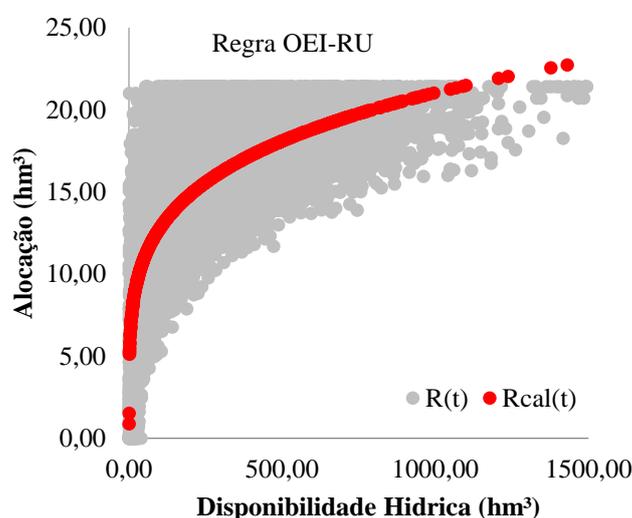


Figura 2.- Ajuste da regra OEI-RU.

Os valores referentes a regra OEI-RM estão dispostos na Tabela 1. Na Figura 3 estão ilustradas as curvas obtidas com a aplicação da regra OEI-RM, uma para cada mês do ano.

Tabela 1.- Parâmetros ajustados por regressão não-linear referentes às regras de operação OEI-RM.

Mês	α	β	Mês	α	β
Jan	298153,971	0,207	Jul	81776,279	0,269
Fev	982996,080	0,140	Ago	89834,847	0,265
Mar	101374,961	0,261	Set	120735,823	0,250
Abr	57752,633	0,287	Out	103299,066	0,259
Mai	60589,001	0,284	Nov	148688,820	0,240
Jun	89067,250	0,263	Dez	162636,684	0,238

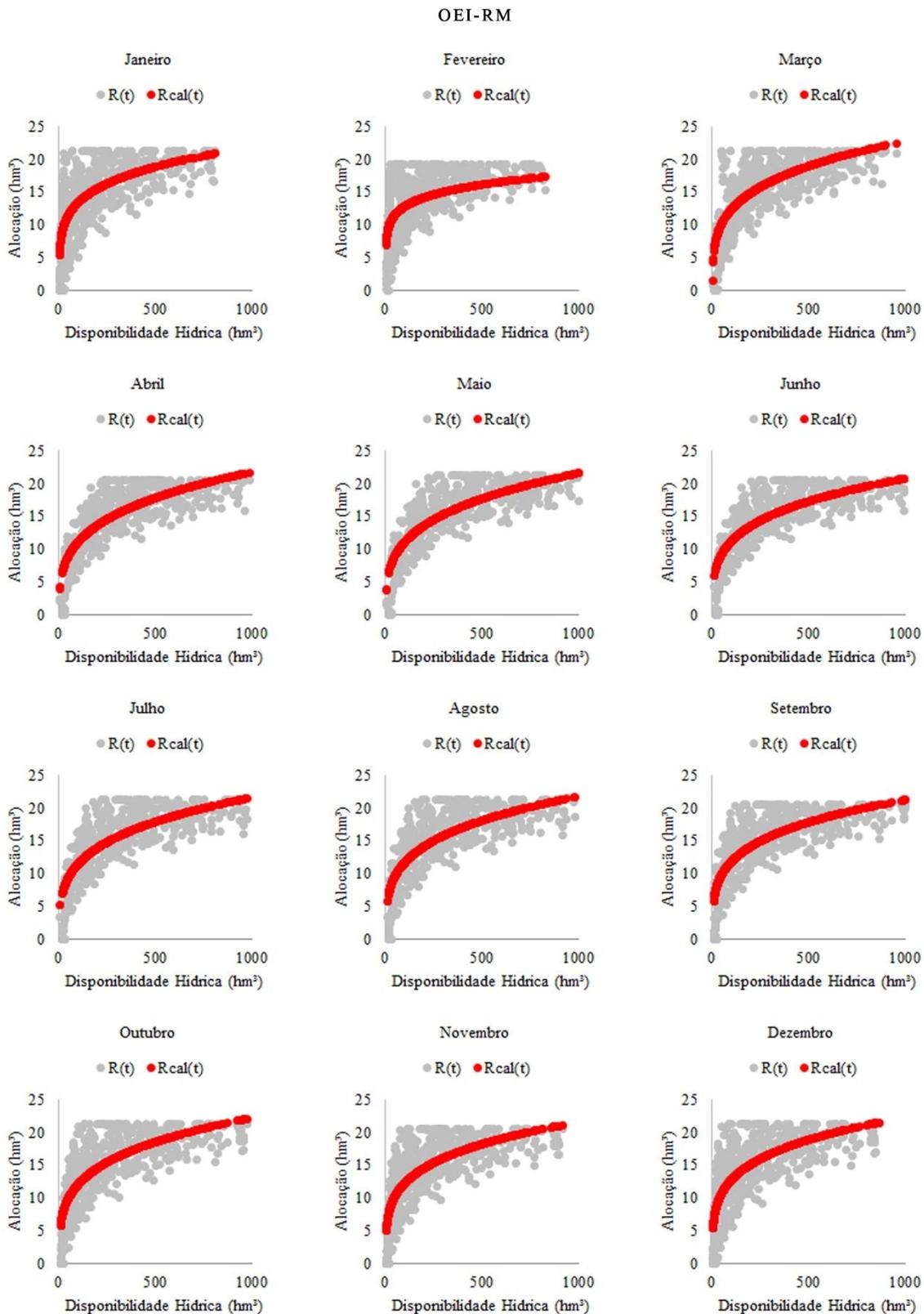


Figura 3.- Ajuste das regras OEI-RM.

Para validar o modelo, 100 novas simulações foram geradas com 20 anos de vazões mensais sintéticas geradas pelo MF. Em cada simulação desconsiderou-se os dois anos iniciais e finais, resultando em 100 séries de 16 anos (mesma extensão dos dados históricos usados neste estudo). Ao

comparar os resultados, verificou-se que as regras OEI, na maioria dos casos, têm vulnerabilidade média mensal similar àquela gerada pelo modelo DET (15,25%) e inferior à obtida com a política SOP (23,04%). Já os valores obtidos de vulnerabilidade média mensal para as regras OEI-RU (17,24%) e OEI-RM (17,17%) foram aproximados, sugerindo que o uso de uma regra única para todos os meses (OEI-RU), por praticidade, seja mais indicado. Na Figura 4 é possível observar a distribuição das vulnerabilidades médias mensais para as 100 simulações considerando os modelos SOP, DET, OEI-RU e OEI-RM.

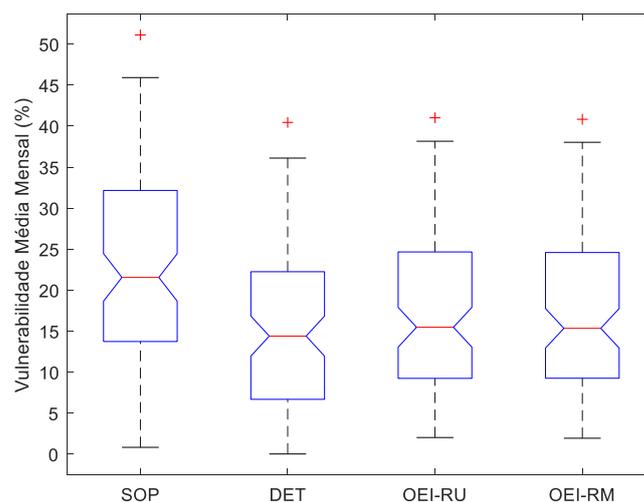


Figura 4.- Distribuição das vulnerabilidades médias mensais para os modelos SOP, DET, OEI-RU e OEI-RM considerando as 100 simulações.

Por apresentar um valor intermediário para o indicador de vulnerabilidade média mensal, a Sim #50 foi escolhida para avaliar o comportamento do volume dos reservatórios e da alocação de água no tempo. Em relação ao comportamento do armazenamento no reservatório, observa-se que o decaimento do volume no modelo SOP ocorre de modo mais rápido, quando comparado aos modelos OEI-RM e OEI-RU. Com a adoção do modelo OEI-RM ou OEI-RU, o volume do reservatório tende a se aproximar do volume obtido com o modelo determinístico. O comportamento dos volumes nas simulações com os modelos DET, SOP, OEI-RU e OEI-RM, considerando a Sim #50, estão apresentados na Figura 5.

Na Figura 6 é possível verificar o resultado das alocações para os modelos DET, SOP, OEI-RU e OEI-RM. Ao analisar a curva referente ao modelo SOP, verifica-se que a demanda é atendida sempre que tem água disponível e, quando o volume é inferior, todo o armazenamento é liberado. Com isto, é possível que falhas severas sejam observadas. As curvas OEI-RU e OEI-RM apresentam comportamento de alocação similar ao verificado no cenário DET, ou seja, a liberação ocorre com o intuito de mitigar as falhas completas (colapso), atendendo parte da demanda requerida.

Ao analisar as Figuras 5 e 6, no que diz respeito à vulnerabilidade média, percebe-se que as regras OEI-RU e OEI-RM apresentam comportamentos correlatos às soluções obtidas pelo modelo DET e superiores às decisões observadas no modelo SOP. Tais resultados assemelham-se aos reportados na literatura por Celeste *et al.* (2005), Farias (2009) e Gomes e Farias (2022), indicando que é possível aplicar tanto a regra OEI-RU como as regras OEI-RM para operação do sistema hídrico Curema-Mãe D'Água.

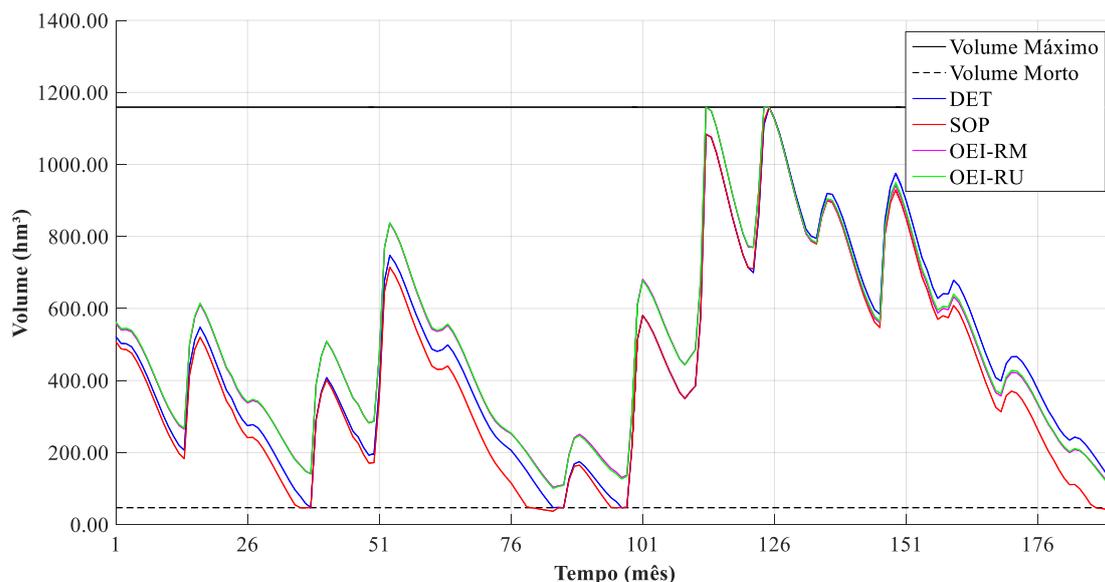


Figura 5.- Comportamento do volume do reservatório equivalente na Sim#50 para os modelos OEI-RU, OEI-RM, DET e SOP.

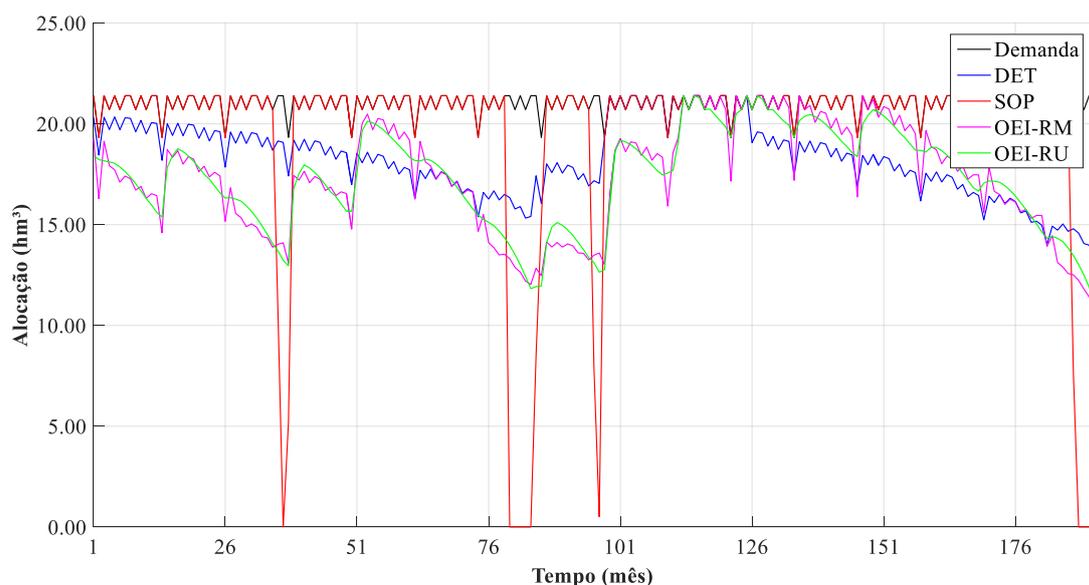


Figura 6.- Comportamento das alocações na Sim#50 para os modelos OEI-RU, OEI-RM, DET e SOP.

CONCLUSÃO

Este estudo investigou a influência da discretização em regras de proteção – obtidas por meio de Otimização Estocástica Implícita e regressão não-linear – para operação de um sistema hídrico localizado no semiárido brasileiro.

Constatou-se que os modelos OEI-RU (regra única) e OEI-RM (regras discretizadas), que dependem apenas da disponibilidade hídrica corrente, geraram vulnerabilidades médias mensais e alocações de água semelhantes às encontradas pela aplicação de um modelo determinístico sob previsão perfeita. Ademais, as regras OEI apresentaram soluções menos vulneráveis do que às obtidas com o uso da política de operação padrão.

Verificou-se, também, que as alocações geradas pelas regras de proteção discretizadas, quando comparadas às soluções obtidas pela regra OEI-RU, não provocaram redução significativa na vulnerabilidade média mensal do sistema. Considerando o desempenho e a simplicidade de lidar com

a regra única, conclui-se que o modelo OEI-RU é uma alternativa prática e sustentável para operação do sistema hídrico Curema-Mãe D'Água.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), por meio do Projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, pelo suporte financeiro e técnico-científico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA (2004). Agência Nacional de Águas (Brasil). *Resolução nº 687/2004: Marco Regulatório para a Gestão dos Sistema Curema-Açu (...)*. Brasília/DF.
- ANA (2014). Agência Nacional de Águas (Brasil). *Nota Técnica Conjunta nº 2/2014/SRE/SUMANA*. Brasília/DF.
- ANA (2016). Agência Nacional de Águas (Brasil). *Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu (Resumo Executivo)*. Brasília/DF.
- ANA (2019). Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Brasil). *Nota Técnica nº 15/2019/COMAR/SER*. Brasília/DF.
- ANA (2022). Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Brasil). *Portal HidroWeb*.
- Carneiro, T. C.; Farias, C. A. S. (2013). “Otimização Estocástica Implícita e Redes Neurais Artificiais para Auxílio na Operação Mensal dos Reservatórios Coremas - Mãe d'Água”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Vol. 18, No. 4, pp. 115-124.
- Celeste, A. B.; Curi, W. F.; Curi, R. C. (2009). “Implicit stochastic optimization for deriving reservoir operating rules in semiarid Brazil”. *Pesquisa Operacional*, Vol. 29, No. 1, pp. 223-234.
- Celeste, A. B.; Suzuki, K.; Kadota, A.; Santos, V. S. (2005). “Derivation of reservoir operating rules by implicit stochastic optimization”. *Annual Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 49, No. 2, pp. 1111-1116.
- Farias, C. A. S. (2009). *Derivation of Hedging Rules and Forecasts by Artificial Neural Networks for Optimal Real-Time Management of an Integrated Water Resources System*. Tese de Doutorado. Ehime University, Matsuyama/Japão. 127 p.
- Farias, C. A. S.; Machado, E. C. M.; Brasiliano, L. N. (2016). “Monthly reservoir operating rules generated by implicit stochastic optimization and self-organizing maps”. *Sustainable Hydraulics in the Era of Global Change: Proc. of the 4th IAHR Europe Congress*. CRC Press, pp. 138-144.
- Gomes, F. N.; Farias, C. A. S. (2022) “Derivação de uma regra de proteção para operação mensal do sistema hídrico Curema-Mãe D'Água”. *XIV Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe*.
- Hashimoto, T.; Stedinger, J.; Loucks, P. (1982). “Reliability, Resiliency, and Vulnerability Criteria for Water Resource System Performance Evaluation”. *Water Resources Research*, Vol. 18, No. 1, pp.14-20.
- Lima, C. A. G. (2004). *Análise e sugestões para diretrizes de uso das disponibilidades hídricas superficiais da bacia hidrográfica do Rio Piancó, situada no Estado da Paraíba*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande/PB, 274 p.
- Loucks, D. P.; Beek, E. V. (2017). *Water Resource Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models, and Applications*.
- Moreira, J. F., Vianna, P. C. G., de Andrade, M. O., and da Silva Filho, V. F. (2018). “Gestão dos recursos hídricos e conflito: estudo de caso da comunidade Mãe D'água, na bacia hidrográfica Piranhas-Açu, Paraíba”. *Gaia Scientia*, Vol. 12, No.3, pp. 1-18.
- Moura, E. D., Righetto, A. M., and Lima, R. R. M. (2011). “Avaliação da Disponibilidade Hídrica e da Demanda Hídrica no Trecho do Rio Piranhas-Açu entre os Açudes Coremas-Mãe D'água e Armando Ribeiro Gonçalves”. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 16 No.4 - Out/Dez 2011, pp. 07-19
- Porto, R. L. L. (org.); Lanna, A. E. L.; Braga Jr., B. P. F.; Cirilo, Zahed Filho, K; j. A.; Azevedo, L. G. T.; Barros, M. T. L.; Barbosa, P. S. F. (2002). *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Porto Alegre/RS: UFRGS, 419 p.
- Svanidze, G. G. (1980). “Mathematical Modeling of Hydrologic Series (for Hydroelectric and Water Resources Computations)”. Fort Collins: *Water Resources Publications*.

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE OS ÍNDICES NDVI PARA DETERMINAÇÃO DO USO DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ

^{1°} Débora de Jesus Siqueira, ^{2°} Luis Fernando Murillo Bermúdez, ^{3°} Filipe Antonio Marques Falcetta
^{4°} José Gilberto Dalfré Filho, ^{5°} André Luís Sotero Salustiano Martim

^{1°2°4° e 5°} Universidade Estadual de Campinas, ^{3°} Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, Brasil
^{1°} d231831@dac.unicamp.br / ^{2°} luismurillo@fec.unicamp.br / ^{3°} falcetta@ipt.br / ^{4°} dalfre@unicamp.br / ^{5°} asmartim@unicamp.br /

Resumo

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é uma importante ferramenta para a avaliação da cobertura vegetal em bacias hidrográficas podendo correlacionar-se com outras características físicas como a disponibilidade hídrica, degradação do solo e processos erosivos em determinados períodos de tempo. Esse artigo faz um estudo comparativo entre as classificações dos NDVI propostos na literatura brasileira, tomando como estudo de caso a bacia do rio Jundiá localizada no estado de São Paulo, região sudeste do Brasil visando estudos posteriores com séries temporais de parâmetros hidrológicos.

Introdução

As bacias hidrográficas têm sido objeto de estudo na perspectiva de compreender padrões de uso e ocupação e organização do espaço geográfico, garantindo a integração e coexistência entre os meios natural e antrópico. Atualmente a viabilidade na execução da classificação da cobertura do solo de forma rápida tornou-se possível devido a utilização das técnicas de geoprocessamento e de sensoriamento remoto.

Os índices de vegetação são importantes métricas de sensoriamento remoto para avaliação de processos de superfície terrestre, entre os quais o NDVI tem sido amplamente utilizado (TENREIRO et al., 2021). Para tanto, esta pesquisa busca fazer um estudo comparativo entre os NDVI da literatura, visando identificar qual melhor representa e discrimina os diferentes usos da terra na bacia do rio Jundiá localizada no estado de São Paulo, região sudeste do Brasil.

Área de Estudo

A bacia do rio Jundiá é uma das componentes da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) n. 5 – Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ), a segunda mais populosa do estado de São Paulo, compreendendo 57 sedes municipais e uma população estimada de aproximadamente 6 milhões de habitantes (IBGE 2020) e está totalmente inserida em área paulista.

Trata-se de uma região com o aporte econômico de 23% desta UGRHI, com população aproximada de 75.000 habitantes, possuindo crescente taxa de urbanização e de antropização, sendo, portanto, foco de estudos de planejamento territorial. Além disso, a montante da região de estudo localiza-se a Serra do Japi, a qual está inserida na Área de Proteção Ambiental – APA Jundiá, tombada pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado de São Paulo (CONDEPHAAT), considerado um dos raros exemplares remanescentes de mata atlântica no estado de São Paulo.

Características da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Jundiá, localiza-se no estado de São Paulo, região sudeste do Brasil. A nascente do rio Jundiá, encontra-se na Serra da Pedra Vermelha (ribeirão Jundiázinho), na cidade de Mairiporã, com altitude aproximada de 1.300

metros, fluindo em direção leste 110 km até sua confluência com o rio Tietê na cidade de Salto, a área total aproximada é 1.200 km² (CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA, 2020).

As características de uso e ocupação do solo são predominantemente campos antrópicos, seguida da classe mata nativa principalmente na região elevada da Serra do Japi, as áreas urbanizadas estão concentradas na porção central da bacia; silvicultura e cultivos temporários completam os usos principais. Os Argissolos Vermelhos-Amarelos estão presentes em quase a totalidade da bacia, estes são caracterizados pela sua relativa baixa taxa de permeabilidade e, com isso, favorecem a ocorrência de erosões, por potencializar o escoamento superficial, apresentando um alto teor de argila no horizonte, devido à mobilização desde a parte mais superficial (CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA, 2020).

Modelos Digitais de Elevação

Os modelos digitais de elevação (MDE), são dados de tipo *raster* (matriciais) que contêm informações de altimetria e possibilitam estudos geomorfológicos os quais permitem identificar as especificidades do terreno a fim de se realizarem estudos geomórficos, climáticos e hidrológicos que ocorrem na área estudada. (OLIVEIRA; AQUINO, 2020)

Existem diversos levantamentos e missões cartográficas que fizeram uso de sensoriamento remoto com a finalidade de se obter os MDE. O levantamento mais conhecido é o resultante da SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), no qual utiliza-se a técnica de interferometria onde a altitude é obtida medindo-se a diferença de fase entre as imagens de radar do mesmo local na Terra (AMANO; IWASAKI, 2020).

Satélite Landsat-8

De acordo com USGS (2022), o Landsat 8 captura dados sobre a superfície terrestre contendo dois sensores embarcados no satélite: o OLI (Operacional Land Imager) e o TIRS (Thermal Infrared Sensor). As bandas espectrais do sensor OLI, apresentam resolução de 30 m. Devido a performance radiométrica, os sensores OLI e TIRS apresentam melhor resolução dos alvos da imagem e efeitos de sombras diminuídos.

Índices de vegetação

O índice de vegetação é considerado um dado importante para monitoramento de sensoriamento remoto. Esse parâmetro realça o comportamento espectral da vegetação na data em que a

imagem foi capturada, sendo possível utilizar o parâmetro para caracterizar a presença de vegetação fotossinteticamente ativa, índice de área foliar na superfície bem como sua distribuição espaço-temporal. Outros aspectos de uso e ocupação do solo também são destacados com a utilização deste índice espectral. (OLIVEIRA; AQUINO, 2020)

NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) Conforme Aires (2018), o NDVI varia de -1 a 1. Quanto mais próximo de 1, a vegetação é caracterizada como densa; por outro lado, áreas compostas por águas superficiais ou áreas com nuvens

possuem maior reflectância na banda do vermelho em relação à banda do infravermelho próximo, portanto o valor atual é próximo de -1; ainda, em solo exposto ou vegetação mais esparsa os valores de NDVI calculados atingem valores compreendidos entre 0,10 e 0,20.

Desta forma, neste trabalho e conforme apontado por Aires (2018), Oliveira e Aquino, (2020) e Tenreiro et al. (2021), é possível utilizar o parâmetro NDVI a fim de elaborar mapas de uso e cobertura do solo, bem como as modificações nos padrões de ocupação do território ao longo do tempo.

Cálculo NDVI

Segundo Huang et al (2021) o NDVI pode ser expresso matematicamente pela seguinte formulação:

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad [1]$$

Onde NIR e RED são as medidas de reflectância registradas com o sensor na região vermelha no espectro visível e na região do infravermelho próximo, respectivamente.

Classificações NDVI

Diferentes classes são atribuídas para os intervalos do NDVI, foram usadas três classificações de autores brasileiros, Santos et al. (2008), Oliveira e Aquino (2020) e finalmente, Aquino et al. (2018) apresentadas na Figura 1.

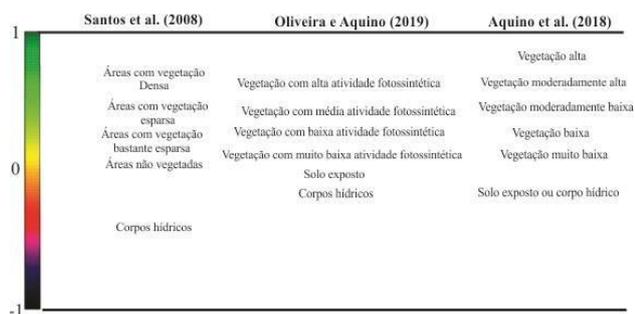


Figura 1. - Classificações NDVI de acordo com os autores citados

Para determinação do NDVI, foi utilizada uma imagem de satélite LANDSAT 8 (OLI) obtida na homepage do Serviço Geológico dos Estados Unidos (disponível no link <https://earthexplorer.usgs.gov/>) da órbita/ponto 219/76 e data 03/06/2021. Foi considerado para a busca das imagens as bandas 4 (RED) e 5 (NIR) utilizando os critérios de menor excesso de brilho, menor quantidade de nuvens e maior normalidade espectral.

Posteriormente, a imagem NDVI será classificada por meio dos valores sugeridos pelos autores conforme figura 1, sendo que tal procedimento será validado por meio de amostragens de fotointerpretações.

Por meio desta amostragem será possível avaliar o grau de assertividade dos usos de solo obtidos por meio da classificação proposta pelos autores, comparando-se com os usos de solo obtidos por fotointerpretação. O resultado com maior grau de assertividade permitirá a adoção da classificação proposta por um dos três autores na composição da tabela de uso e ocupação de solo da bacia do rio Jundiá.

O mapa da bacia hidrográfica com os valores NDVI são apresentados na Figura 2.

Conclusões

Com os resultados obtidos no estudo comparativo entre os índices NDVI, é possível fazer uma contribuição nos estudos

desenvolvidos atualmente na bacia hidrográfica do Rio Jundiá, sendo um dado importante para comitês de bacia, gestão de recursos hídricos, modelagem hidrológica/hidráulica, auxiliando assim, na gestão da disponibilidade hídrica em bacias complexas.

Além disso, a abordagem do presente estudo visa otimizar o tempo despendido nos mapeamentos de uso e cobertura do solo que são dados de entrada imprescindíveis para a modelagem hidrológica de uma bacia hidrográfica.

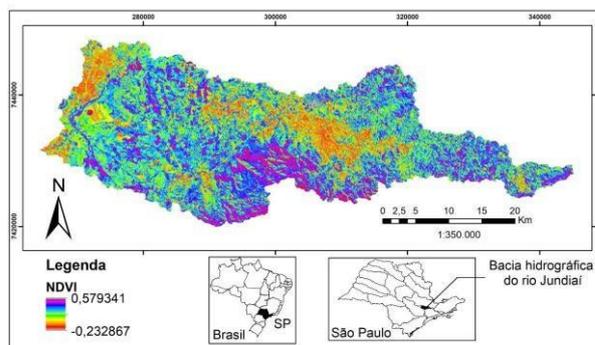


Figura 2. - Detalhes correspondentes do NDVI calculado no Arcgis

Referências Bibliográficas

- Amano, H., Iwasaki, Y.** (2020). "Land Cover Classification by Integrating NDVI Time Series and GIS Data to Evaluate Water Circulation in Aso Caldera, Japan". *International Journal Of Environmental Research And Public Health*, [S.L.], v. 17, n. 18, p. 6605, MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph17186605>.
- Aires, U. R. V.** (2018). *Utilização de NDVI para Análise da Influência da Modificação da Cobertura Vegetal no Regime de Vazões*. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa, Viçosa.
- Aquino, D. N. de et al.** (2018). "Use of remote sensing to identify areas at risk of degradation in the semi-arid region". *Revista Ciência Agrônômica*, v. 49, n. 3, p. 420-429.
- Consórcio Profill-Rhama.** (2020). *Relatório Final do Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, 2020 a 2035*. Piracicaba.
- Ferreira, F. L. V. et al.** (2021) "Influence of changes in land use and land cover and rainfall on the streamflow regime of a watershed located in the transitioning region of the Brazilian Biomes Atlantic Forest and Cerrado". *Environmental Monitoring And Assessment*, [S.L.], v. 193, n. 1, p. 1-17.. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-02008782-5>.
- Huang, S., et al.** (2021). "A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing". *J. For. Res.* 32, 1-6 <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Oliveira, L. N., Aquino, C. M. S.** (2020). "Índice da vegetação da diferença normalizada (NDVI) na sub-bacia hidrográfica do rio Gurguéia, Piauí - Brasil: Análise do efeito da expansão agrícola". *Revista Georaguaia*, Barra do Garças - MT, p. 126143.
- Tenteiro, T. R. et al.** (2021) "Using NDVI for the assessment of canopy cover in agricultural crops within modelling research". *Computers And Electronics In Agriculture*, [S.L.], v. 182, p. 106038. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2021.106038>.
- United States Geological Survey - USGS** (2022). *Landsat Project Description*. Disponível em :<<https://www.usgs.gov/faqs/what-are-band-designationslandsat-satellites>> Acesso em 17 de abril de 2022.

SAZONALIDADE DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA DE MATUREZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE CAMPINA GRANDE, PB

Libiane Marinho Bernardino¹, Renner Luciano de Souza Ferraz², Patrícia da Silva Costa³ y Vera Lúcia Antunes de Lima³

¹Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil. E-mail: libiane@cagepa.pb.gov.br.

²Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Unidade Acadêmica de Tecnologia do Desenvolvimento, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil. E-mail: ferragroestat@gmail.com.

³Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil. E-mail: patriciaagroambiental@gmail.com, antuneslima@gmail.com.

Introdução

A população humana estimada para 2050 é de 9,7 bilhões de habitantes, dos quais 60% vivem em áreas urbanas e geram demanda por água, energia e alimentos, o que aumenta a pressão sobre os recursos hídricos e provoca poluição e escassez de água e tem incentivado o reuso de águas pluviais e de outras fontes de baixa qualidade para atender demandas de diversos segmentos, como agricultura, indústria e lazer (Tundisi et al., 2023). Isso evidencia a necessidade de tratamento de efluentes para redução dos valores de variáveis físico-químicas e microbiológicas (Law et al., 2022). Após o tratamento dos efluentes, a água residuária gerada pode ser reutilizada ou liberada para os corpos hídricos, motivo pelo qual faz-se necessário o monitoramento de indicadores físico-químicos e microbiológicos (Ma et al., 2022). Assim, objetivou-se avaliar as variações sazonais da qualidade da água da lagoa de maturação da Estação de Tratamento de Esgoto da Catingueira em Campina Grande, PB.

Material e Métodos

A pesquisa foi realizada entre os meses de janeiro e dezembro de 2019, na Estação de Tratamento de Esgoto – ETE localizada no bairro da Catingueira em Campina Grande, PB, nas coordenadas 7°16'51.8" de latitude Sul (S) e 35°55'39.7" de longitude Oeste (W).

Entre os dias 16 e 27 de cada mês, foram coletadas amostras de água da lagoa de maturação, as quais foram encaminhadas ao Laboratório de Análise e Monitoramento de Efluentes da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – LAMEC/CAGEPA para determinação de variáveis físico-químicas e bacteriológicas, a saber: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE, em $\mu\text{S cm}^{-1}$), demanda bioquímica de oxigênio (DBO, em mg L^{-1}), demanda química de oxigênio (DQO, em mg L^{-1}), oxigênio dissolvido (OD, em mg L^{-1}), em sólidos totais (ST, em mg L^{-1}), totais fixos (TF, em mg L^{-1}), totais voláteis (TV, em mg L^{-1}) e coliformes termotolerantes (CTT, em NMP de coliformes/ 100 mL).

Concomitante, na estação meteorológica convencional localizada em Campina Grande, PB nas coordenadas 7°13'32.000" S e 35°54'17.000"W, foram coletados dados das variáveis meteorológicas, a saber: evaporação de Piche (EVP, em mm), insolação total (INT, em horas), precipitação total (PRE, em mm), temperatura média do ar (TMA, em °C) e umidade relativa média do ar (URA, em %).

Os dados obtidos foram padronizados para distribuição normal, com média zero e variância unitária, em que $Z \sim N(\mu = 0 \text{ e } s^2 = 1)$. Posteriormente, foi realizada análise de componentes principais (ACP), considerando-se componentes principais (CPs) com autovalores maiores ou iguais a um ($\lambda \geq 1$) relevantes para explicar as variações sazonais da qualidade dos efluentes (Hair Jr. et al., 2009).

Resultados e Discussão

O espaço multidimensional de 12 variáveis originais foi reduzido em quatro componentes principais (CP₁, CP₂, CP₃ e CP₄), os quais explicam 85,40% da variância (s^2) dos indicadores físico-químicos e bacteriológicos das águas influenciadas pelos efluentes tratados. O CP₁ (41,50% da s^2) foi formado pela combinação linear da condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), totais fixos (TF), coliformes termotolerantes (CTT), evaporação de Piche (EVP), insolação total (INT), precipitação total (PRE) e umidade relativa média do ar (URA); o CP₂ (19,00% da s^2) foi a combinação dos indicadores potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e totais voláteis (TV); o CP₃ (15,08% da s^2) combinou os indicadores demanda química de oxigênio (DQO) e temperatura média do ar (TMA); e o CP₄ (9,82% da s^2) formado pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Tabela 1).

Tabela 1.- Correlação entre variáveis originais e componentes principais, autovalores e variância explicada.

Variáveis	Coeficientes de correlação de Pearson (r)			
	CP ₁	CP ₂	CP ₃	CP ₄
pH	0,26	-0,68*	-0,19	-0,58
CE	-0,81*	-0,22	-0,36	0,12
DBO	-0,21	0,17	-0,51	0,76*
DQO	-0,05	-0,35	0,58*	0,52
OD	0,16	-0,63*	-0,42	0,18
ST	-0,77*	0,40	-0,35	-0,20
TF	-0,86*	-0,14	-0,30	-0,22
TV	-0,17	0,90*	-0,21	-0,05
CTT	-0,61*	-0,54	-0,47	0,05
EVP	-0,75*	0,20	0,45	0,01
INT	-0,94*	0,18	0,10	-0,15
PRE	0,83*	0,00	-0,38	0,12
TMA	-0,51	-0,43	0,57*	0,03
URA	0,94*	0,25	-0,05	-0,15
λ	5,81	2,66	2,11	1,37
s^2 (%)	41,50	19,00	15,08	9,82

*: variáveis com coeficiente de correlação $r \geq 0,45$ consideradas para interpretação dos componentes principais; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; ST: sólidos totais; TF: totais fixos; TV: totais voláteis; CTT: coliformes termotolerantes; EVP: evaporação de Piche; INT: insolação total; PRE: precipitação total; TMA: temperatura média do ar; URA: umidade relativa média do ar; λ : autovalores maiores que 1; s^2 : variância amostral explicada (%).

Verificou-se no CP₁ que durante os meses de janeiro, outubro, novembro e dezembro a água da lagoa de maturação teve maiores valores de CE (1385,50 $\mu\text{S cm}^{-1}$), ST (752,70 mg L^{-1}), TF (607,20 mg L^{-1}) e CTT (6300 C/100 mL) associados ao aumento da EVP

(170,29 mm) e INT (209,07 horas) e redução da PRE (53,80 mm) e da URA (81,18%). No CP₂ observa-se que durante os meses de fevereiro, março e dezembro a água teve maiores valores de (pH 7,90) e OD (3,90 mg L⁻¹) e baixo valor de TV (145,50 mg L⁻¹) (Figuras 1A e 1B).

No CP₃ observa-se que durante os meses de janeiro, fevereiro e maio ocorreu maior valor de DQO (54,50 mg L⁻¹) na água da lagoa de maturação associado a TMA (23,72 °C). por fim, no CP₄ observa-se que durante o mês de junho houve maior valor de DBO (44,30 mg L⁻¹) na água (Figura 1C e 1D).

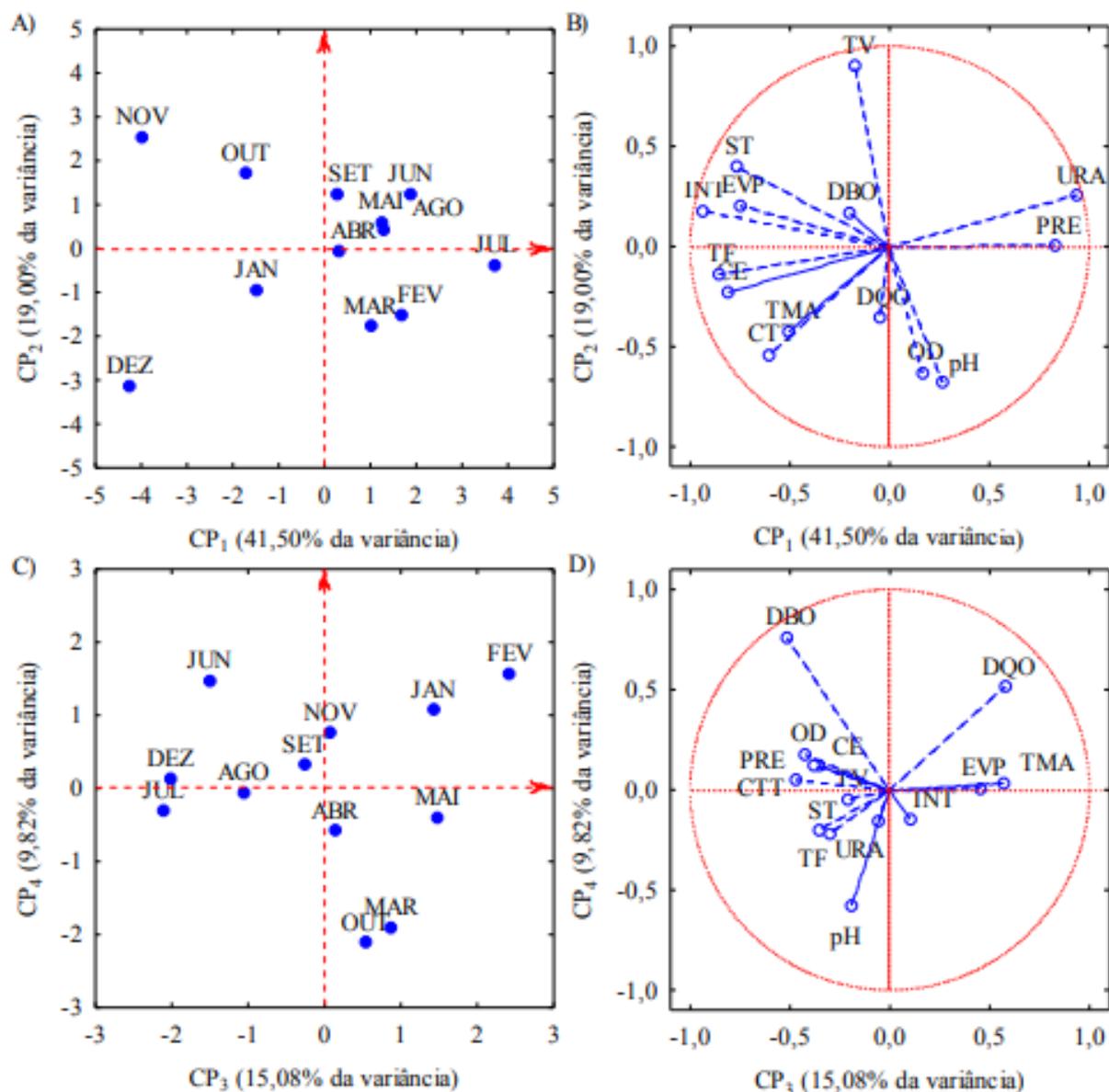


Figura 1.- Projeção bidimensional das coordenadas dos meses (A e C) e coeficientes de correlação (B e D) das variáveis originais nos quatro primeiros componentes principais (CP₁, CP₂, CP₃ e CP₄).

Conclusão

Os indicadores físico-químicos e microbiológicos da água da lagoa de maturação da Estação de Tratamento de Esgoto da Catingueira em Campina Grande, PB, variam sazonalmente ocorrendo aumento durante os meses de janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro e dezembro associado a redução da precipitação e da umidade relativa do ar.

Agradecimentos

Ao apoio para realização deste trabalho por meio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Profágua, em nível de

Mestrado, na Categoria Profissional, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências

- Tundisi, J.G. et al. (2023). "Urban Waters". *Brazilian Journal of Biology*, Vol. 83, pp. e250000.
- Law, X.N. et al. (2022). "Microalgal-based biochar in wastewater remediation: Its synthesis, characterization and applications". *Environmental Research*, Vol. 204.
- Ma, J. et al. (2022). "Fate of PAHs in treated wastewater reused as irrigation water: Environmental risks in water-soil-ryegrass multimedia system". *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 424, pp. e127500.
- Hair Jr. et al. (2009). *Análise multivariada de dados*. 6 ed. Porto Alegre: Bookman, 688p.

ESTUDO DE ROMPIMENTO HIPOTÉTICO DE BARRAGEM – ESTUDO DE CASO: BARRAGENS 1 E 2 – PARAUPEBAS/PA

Francisco Felix Siqueira Tarller

Faculdade Arnaldo, Brasil ffelixsiqueira@yahoo.com

Introdução

Devido ao grande crescimento populacional, cada vez mais necessita-se de espaços para moradias nas cidades, demandando a introdução de novos loteamentos residenciais. Juntamente com a implantação desses loteamentos vem a necessidade da criação de áreas para recreação e lazer. Dentre as possibilidades, os lagos formados por barramentos tem surgido como alternativa para a população no que diz respeito ao lazer.

No município de Parauapebas, sudeste do Estado do Pará, foi implantado o loteamento Nova Carajás, que conta com três lagos separados pelos barramentos 1 e 2, que juntos possuem capacidade para armazenar 345.900 m³ de água, objetivando o uso recreativo.

Diante do cenário nacional, no qual as barragens demandam uma gestão de risco eficiente para mitigar e prevenir desastres, foi aprovada a Lei nº 12.334/2010, que instituiu a Política Nacional de Segurança de Barragens. Em 2020 houve uma revisão desta lei, a Lei nº 14.066/2020, a qual prevê que as barragens com Dano Potencial Alto deverão ter um estudo de rompimento de barragem.

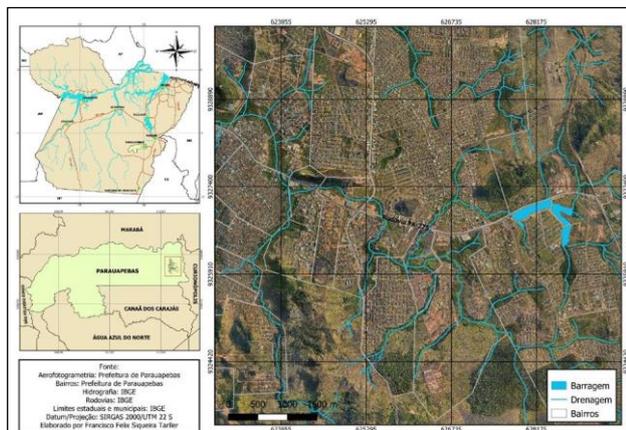


Figura 1.- Localização das barragens.

Objetivos

O estudo tem como objetivo realizar simulação de zona de inundação das barragens de uso para recreação e paisagismo na cidade de Parauapebas-PA. Para isso será feito:

Identificação do cenário de risco;

- Levantamento dos dados da barragem, sua geometria, dados de escoamento e condições de contorno;

- Construção das geometrias da barragem no software Qgis;

- Ajuste dessa geometria no HEC-RAS;

- Realização da simulação e análise dos resultados pelo HEC-RAS;

Criação do mapa de inundação.

Metodologia

Como metodologia lançar-se-á mão das seguintes ações: Pesquisa bibliográfica preliminar: busca, em trabalhos existentes e obras de referência da literatura sobre rompimento de barragem. Aquisição da base cartográfica: Os dados para a realização de uma modelagem de ruptura de barragem e o mapeamento de áreas inundáveis serão divididos em dados topográficos e hidráulicos.

Estudo da bacia à montante e à jusante das barragens: O estudo do canal a montante e a jusante da barragem será feito com uso de software Qgis para o georreferenciamento e configuração da geometria do canal a partir do complemento RiverGIS. Modelagem: Serão usados os softwares Hec-Ras, um programa integrado de análises hidráulicas e o Qgis, empregado para criar e analisar informações geoespaciais.

Confecção do mapa de inundação: A criação da mancha de inundação será feita através de uma ferramenta do HEC-RAS chamada RAS Mapper e exportada para o Qgis, onde será editado e finalizado.

Resultados esperados

O estudo sobre o rompimento hipotético das barragens está em fase de levantamento de dados. Ao final do estudo pretende-se estimar extensão máxima de inundação, elevação mínima e máxima de inundação, tempo para elevação máxima de inundação, o tempo de chegada de onda, profundidade máxima de inundação, vazão de pico do hidrograma, tempo para vazão máxima e velocidade de onda. Informações estas baseadas nas simulações hidráulicas da propagação da onda de ruptura, pelo vale a jusante das barragem 1 e 2 do bairro Nova Carajá, no município de Parauapebas/PA, realizadas a partir do software HEC-RAS. Com estas informações obter um mapa de inundação com a identificação do cenário de risco, a identificação da área de impacto potencial e identificação da população vulnerável.

Conclusão/Comentários finais

Com o mapa de inundação gerado, pretende-se notar as áreas do município de Parauapebas-PA que poderão ser atingidas pela onda de inundação consequente do rompimento hipotético das barragens 1 e 2, localizadas no bairro Nova Carajás, no município de Parauapebas, regiões essas com grande concentração populacional e de edificações.

EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS: UMA EXPERIÊNCIA DE CIÊNCIA CIDADÃ EM SALA DE AULA

Fabricio Alonso Richmond Navarro¹; Marcos Roberto Benso¹; Greicelene J. da Silva¹; Marcus Nóbrega Gomes Júnior¹; Luis Miguel Castílo Rápalo¹; Bruno Ken Marchezepe¹, Felipe A Souza¹; Pedrita Fernanda Silva²; Priscila Rodrigues Rogério Amorim²; Eduardo Mario Mendiondo¹;

¹Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento PPGSHS, Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP). Av. Trabalhador São Carlense, 400, CP 359, São Carlos-SP, CEP 13566-590, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil
fabricionavarro@usp.br; marcosbenso@usp.br; greicelene.silva@usp.br; marcusnobrega@usp.br; luis.castillo@usp.br; bruno.marchezepe@usp.br; felipeaas@usp.br; pedritafermandasilva@hotmail.com; d202010198@uftm.edu.br; emm@sc.usp.br

RESUMEN

A educação ambiental voltada para o recurso hídrico contribui para uma melhor gestão integrada e é eficaz para o controle da demanda e o uso eficiente por parte da população. Nesse contexto, o trabalho visa aperfeiçoar o ensino da educação ambiental e a sensibilização ambiental não-formal em hidrologia e recursos hídricos a estudantes de graduação através da aplicação do formulário SHOWS (Observatório Sócio-Hidrológico para a Segurança Hídrica). Os resultados mostram um alto grau de variabilidade na percepção do uso e disponibilidade do recurso hídrico no futuro, com visões antagônicas. Contudo, o formulário conduz o aluno de ensino superior ao reconhecimento da presença da água virtual e estimula a reflexão sobre a necessidade de investimento em tecnologia e mercado (TT) para assegurar o fornecimento de água e melhorar o comércio da água virtual. Recomenda-se o uso deste formulário para sensibilizar e incentivar comportamentos pró-ambientais de estudantes e qualquer outro segmento da população sobre o uso sustentável do recurso hídrico.

PALABRAS CLAVES: ensino, sócio-hidrologia e segurança-hídrica.

ABSTRACT

Environmental education aimed at water resources contributes to better integrated management. Also it is effective for controlling demand and efficient use of the water by the population. In this context, this work aimed to awaken the non-formal environmental education and environmental awareness in hydrology and water resources to undergraduate students through the application of the SHOWS (Socio-Hydrological Observatory for Water Security) survey. The results show a high degree of variability in the perception of future water resource uses and availability, with opposed views. However, the survey leads the student to recognize the virtual water presence and stimulates reflection on the need for investment in technology and trade (TT) to maintain water supply and improve the virtual water market. The use of this survey is recommended to raise awareness and encourage pro-environmental behavior inside and outside of the academia about the sustainable use of the water resource.

KEYWORD: teach, socio-hydrology and water security.

INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA), disposta pela Lei 9.795/1999 (Brasil, 1999) e respaldada pela Constituição Federal (Brasil, 1988) por meio dos artigos 205 e 225, regulamenta a Educação Ambiental (EA) em todos os níveis e modalidade de ensino, como um componente essencial e permanente da educação nacional, apresentando caráter formal e não-formal. Alguns dos princípios básicos da EA são o enfoque humanista e participativo, estabelecendo relação entre a ética, a educação, o trabalho e as práticas sociais, contextualizados à luz da sustentabilidade. Assim, a EA tem por fundamento sensibilizar e conscientizar a comunidade buscando o desenvolvimento sustentável (Brasil, 2005).

Porém, a EA e o conhecimento ambiental não garantem desenvolvimento de valores ambientais. Liu et al. (2020) entendem que atitudes ambientais e intenções de comportamento ambiental podem mediar (facilitar) a relação do conhecimento ambiental e dos comportamentos pró-ambientais. A percepção e conhecimento da população acerca da disponibilidade hídrica são muito importantes para a gestão adequada dos recursos hídricos. De acordo com Hubbard (2020) a percepção da população sobre o planejamento dos recursos hídricos em um contexto em que a oferta dos recursos hídricos vem sendo afetada pelo crescimento populacional e mudanças climáticas se torna criticamente ligada à educação ambiental. Kobiyama et al. (2019) frisam que a transformação da hidrologia em ciência cidadã melhora a aprendizagem social e aprimora a gestão integrada dos recursos hídricos. Da mesma forma, Grau et al. (2019) sugerem que quanto mais educação voltada para os recursos hídricos e hidrologia, maior a melhoria nos planos de bacias e gerenciamento de infraestruturas hidráulicas.

Hoje em dia, as mudanças climáticas e ambientais causam impacto na segurança hídrica de forma que regiões que antes eram consideradas com abundância de recursos hídricos podem apresentar, com cada vez maior frequência, condições extremas de escassez hídrica (Hubbard, 2020). Desta forma, a educação ambiental voltada para recursos hídricos, além de contribuir para melhor gestão integrada, também é eficaz para controle da demanda e uso eficiente dos recursos hídricos por parte da população, aumentando a adaptação frente a estas mudanças (Amahmid et al., 2018).

Isso posto, é necessário posicionar EA na formação superior, no caminho da formação de profissionais que futuramente entrarão no mercado laboral, envolvendo a maior quantidade de indivíduos, pois o envolvimento da comunidade tem relação com seu grau de sensibilidade e, ou, sua percepção ambiental (Zepato et al., 2016). Assim, o trabalho visa aperfeiçoar o ensino da educação ambiental e a sensibilização ambiental não-formal em hidrologia e recursos hídricos a estudantes de graduação através da aplicação do formulário SHOWS “Observatório Sócio-Hidrológico para a Segurança Hídrica”. Este formulário recolhe informações baseadas em experiências, conhecimentos e padrões individuais em relação aos aspectos necessários à gestão dos recursos hídricos e dos sistemas de saneamento.

METODOLOGIA

O presente trabalho utiliza a aplicação do formulário SHOWS “Observatório Sócio-Hidrológico para a Segurança Hídrica” de Souza (2019). Este é um questionário que levanta informações de voluntários acerca de suas experiências, conhecimentos e padrões individuais referentes a aspectos da gestão de recursos hídricos e sistemas de saneamento. Os dados coletados pela ferramenta sinalizam o pensamento dos indivíduos sobre as condutas coletivas de consumo, sensibilidade ambiental, crenças do desenvolvimento do futuro e outros elementos próprios da pessoa ou cultura.

Com o devido tratamento da informação deste formulário, é possível criar trajetórias de coevolução entre as atividades humanas e os recursos naturais. Desta maneira, é permitido avaliar a segurança hídrica na perspectiva dos entrevistados para cenários de longo prazo.

A pesquisa foi aplicada a duas turmas das disciplinas de recursos hídricos e hidrologia ministradas aos cursos de engenharia ambiental e civil da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). As turmas não serão identificadas em detalhe, unicamente serão referidas como turma 1 e turma 2. Na aplicação do questionário não foi permitido que os alunos consultassem qualquer tipo de informação na internet ou referência bibliográfica, nem realizar qualquer tipo de consulta entre eles mesmos. O questionário foi aplicado de maneira física, sem limite de tempo.

O processamento dos dados e obtenção de resultados foi realizado dentro das atividades do Programa de Aperfeiçoamento de Ensino (PAE), que se destina exclusivamente ao aprimoramento na formação de pós-graduandos para execução de atividades didáticas na graduação. Os resultados foram mostrados para os alunos nas semanas seguintes em uma breve apresentação pelos estagiários do PAE.

A dinâmica do questionário é realizar um mesmo tipo de pergunta em vários horizontes de planejamento: 2030, 2050 e 2100. O trabalho também considera uma data no passado: 2000, aprimorando a proposta de Souza (2019), que unicamente utiliza datas no futuro. As perguntas tratam do consumo de água em volumes reais e virtuais (Ewing, 2011) da população na cidade a partir do conhecimento do voluntário que preenche o formulário. Outras perguntas do questionário são relacionadas com a quantificação do investimento da cidade com vista a manter os suprimentos de água real e virtual. Desta maneira, o formulário conduz o aluno ao reconhecimento da presença da água no processo de fabricação de produtos e alimentos, além dos volumes nos consumos residenciais, que são mais do conhecimento popular. A pesquisa completa pode ser acessada no link:

https://drive.google.com/file/d/1AXreMYKe1ydOpBouSKQ54_wtLd8OT07ro/view?usp=sharing.

As respostas dos entrevistados foram processadas segundo a metodologia detalhada por Souza (2019) para obter as variáveis referência da segurança hídrica propostas por Srinivassan et al. (2017). Estas variáveis são:

- **Intensidade da utilização do recurso hídrico (PW/(P+I)):** esta variável representa a quantidade da água utilizada pela cidade para a produção de bens e serviços (PW) entre a disponibilidade do recurso hídrico proveniente da precipitação (P) e da transposição positiva (I). As duas parcelas são consideradas em percentual, de maneira que fica mais fácil sua identificação pelo voluntário. Esta variável é adimensional. Valores maiores a um (1) nesta variável indicariam cenários de escassez hídrica, pois a demanda supera a disponibilidade por recursos hídricos.
- **Heterogeneidade espacial na produção e consumo de água virtual (PW/CW):** esta variável representa a relação entre a quantidade de água utilizada para a produção de bens e serviços (PW) na cidade e a água embutida em produtos e bens consumidos (CW) na mesma cidade. A variável permite reconhecer cidades exportadoras e importadoras de água virtual. Valores menores um (1) indicam cidades importadoras de água virtual, com padrões de consumo de água virtual maiores que sua produção de bens e serviços. Igual que no caso anterior, os volumes de água virtual envolvida são tratados em percentual.
- **Mercado e tecnologia (TT):** representa o investimento em infraestrutura para assegurar o fornecimento de água e/ou melhorar as condições do mercado para importar água, principalmente de maneira virtual em produtos. Esta variável é quantificada em percentual do total dos recursos financeiros que a cidade possui.

Cada variável é constituída por uma ou mais perguntas. Por exemplo, para calcular a **intensidade da utilização do recurso hídrico (PW/(P+I))** do presente (ano 2022) são utilizadas as respostas das perguntas 8 (P₈) e 9 (P₉) do questionário, como é mostrado na equação 1:

$$\frac{PW}{P+I} = \frac{P_8+P_9}{2} \quad [1]$$

O detalhe de como são calculadas cada uma das variáveis pode ser revisado no APPENDIX A: SUPPLEMENTARY MATERIAL FROM CHAPTER 02 da dissertação de Souza (2019).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados baseiam-se nas respostas acerca das três variáveis-chave da segurança hídrica descritas anteriormente: **PW/(P+I)**, **PW/CW** e **TT** ao longo das 5 datas de análise: 2000, 2022 (data da pesquisa), 2030, 2050 e 2100. Com esta dinâmica é possível criar trajetórias de coevolução entre as atividades humanas e os recursos naturais por 100 anos. A Tabela 1 mostra a média e o desvio padrão das três variáveis em questão.

Tabela 1. Média e desvio padrão das três variáveis chaves da segurança hídrica: intensidade da utilização do recurso hídrico (PW/(P+I)), heterogeneidade espacial na produção e consumo de água virtual (PW/CW) e mercado e tecnologia (TT).

Média ± Desvio Padrão			
Ano de análise	Pw/Cw	Pw/(P+I)	TT (%)
2000	0.216±0.15	0.94±0.36	2.5±1.4
2022 (Presente)	0.169±0.12	1.05±0.32	3.0±1.2
2030	0.184±0.11	0.95±0.33	3.4±1.5
2050	0.193±0.11	0.98±0.35	4.6±2.4
2100	0.206±0.14	0.99±0.40	6.0±4.1

A coevolução entre variáveis pode ser mais facilmente distinguida na Figura 1, na qual mostra-se a média dos valores para cada ano de análise, conjuntamente, são mostradas elipses com os comprimentos dos eixos na horizontal e na vertical igual a duas vezes o desvio padrão da variável em questão (metade do eixo igual a um desvio padrão).

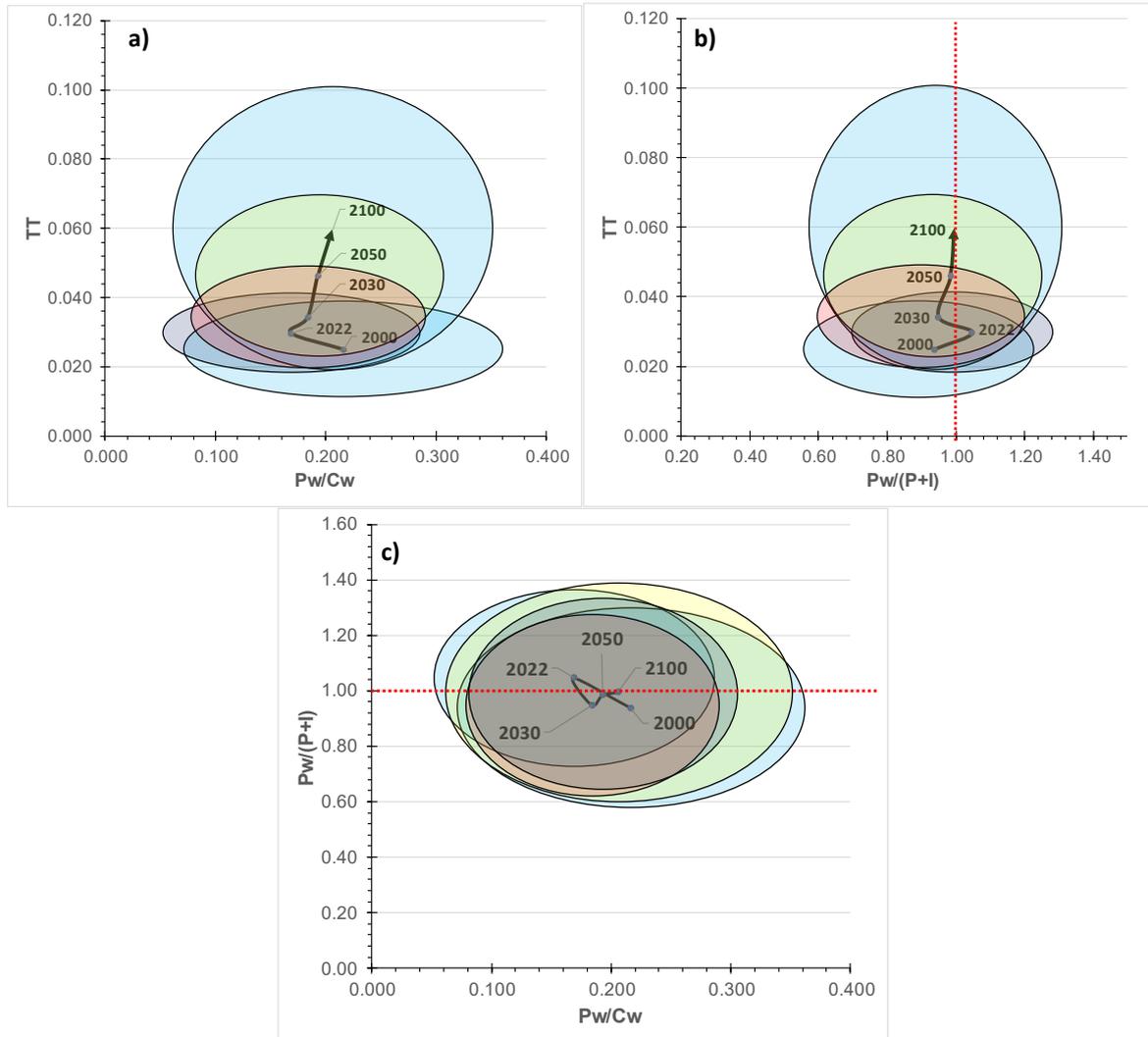


Figura 1- Coevolução entre as variáveis TT e PW/P+I (a); TT e Pw/Cw (b), e PW/P+I e Pw/Cw (c)

As Figuras 1a e 1b mostram que na visão dos voluntários, desde 2000 até 2100, em média, é esperado um aumento em investimentos em tecnologia e mercado (TT) nas suas cidades para melhorar o fornecimento de água real ou virtual. Isto favoreceria a segurança hídrica e alimentar das cidades.

Note-se na Figura 1a que os entrevistados enxergam hoje (2022) uma condição de insegurança hídrica ($Pw/(P+I) > 1$). Em média, os estudantes acreditam que no passado houveram melhores condições a respeito da segurança hídrica de suas cidades, e esperam melhores condições no futuro, com valores desta variável menores a um (1). Mesmo assim, as elipses em todos os anos mostram a grande dispersão nos dados, dessa forma não se pode concluir a respeito de um sentimento único dos entrevistados, esperando, no geral, cenários futuros incertos em um ambiente instável em uma condição limite, com $Pw/(P+I)$ em torno de um (1).

Na Figura 1b mostra-se um consenso sobre a importação e exportação de água de maneira virtual, pois na média a variável Pw/Cw está em torno de 0,20 e, mesmo considerando a variabilidade dos dados, o valor não supera 0,36. Isto indicaria que as cidades, em média, produzem apenas 20% da água virtual que é consumida na cidade, precisando importar a maioria dos produtos e serviços de outras cidades.

A Figura 1c mostra mais claramente as situações antes citadas. São obtidos valores de $Pw/(P+I)$ em torno de um (1), porém com possíveis cenários de insegurança hídrica crítica ($Pw/(P+I) = 1,4$) ou de segurança hídrica consolidada ($Pw/(P+I) = 0,6$). Esta situação acontece em cenários onde

o sistema produtivo local fornece de 5 a 35% da água virtual consumida pela cidade para a produção de bens e serviços.

Esta variabilidade dos dados representa a alta incerteza dos entrevistados sobre o futuro, pode ser vista com maior detalhe nos *boxplots* da Figura 2. A Figura 2a mostra que mesmo com a variabilidade dos resultados, os entrevistados consideram que as cidades possuem um caráter mais importador de água virtual que exportador.

A Figura 2b mostra o sentimento de uma atual insegurança hídrica com esperança de melhores tempos. Porém, quanto maior é o ano em análise, maior é a dispersão dos dados e dos valores extremos obtidos, mostrando assim uma maior incerteza no consenso dos entrevistados com os horizontes mais afastados do presente. Por último, a variável TT exhibe menor dispersão de dados, ainda assim, nos anos 2050 e 2100 há um maior número de valores atípicos (*outlier*), afirmando assim que o futuro distante chega a ser mais difuso a estimativa com base na opinião da população.

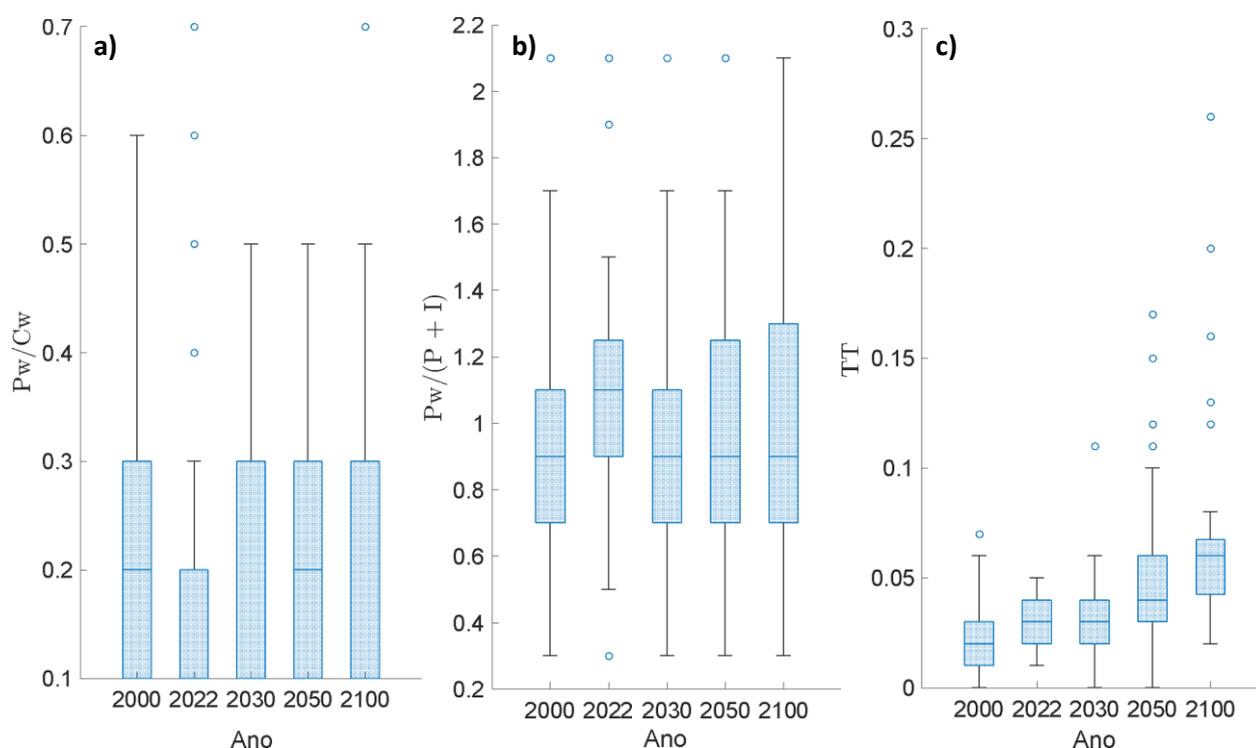


Figura 2- Dispersão das variáveis P_w/C_w (a), $P_w/(P+I)$ (b) e TT (c)

Análise por turma

Na tentativa de observar alguma diferença entre as coevoluções das variáveis segundo as experiências e conhecimentos das turmas foi realizada a divisão dos dados. As turmas foram divididas em turma 1, na cor vermelha, e turma 2, na cor verde. Os resultados são mostrados na Figura 3 (a, b e c).

Os resultados da Figura 3a e 3b mostram que as duas turmas acreditam no aumento do investimento em tecnologia e mercado (TT) nos próximos anos nas suas cidades. Porém, mesmo que esses investimentos sejam para fortalecer a segurança hídrica, a turma 2 (verde) não acredita em média que esta situação seja resolvida com o aumento da tecnologia, passando em todos os horizontes de tempo com valores superiores a um (1). A turma 1 (vermelho), em média, tem uma posição oposta, pois eles consideram que no futuro não terá uma exploração do recurso maior que sua disponibilidade.

A Figura 3b apresenta um comportamento similar entre as turmas, com crescimento na variável TT e com cidades importadoras de água virtual. A turma 2, nesse último aspecto, considera que com o tempo as cidades se tornam menos importadoras, com um incremento no valor P_w/C_w

desde 2030 até 2100. A Figura 3c mostra situações antagônicas já observadas anteriormente, com a turma 1 em cenários mais favorável para a segurança hídrica e com cidades cada vez mais importadoras de água virtual e a turma 2 com cenários mais negativos para com a disponibilidade do recurso hídrico, reduzindo a exportação de água com o tempo.

Mesmo com as coevoluções descritas anteriormente, não pode ser afirmado que cada turma tenha um consenso do futuro, pois as respostas individuais apresentam grande dispersão de dados, segundo pode ser visto nos *boxplots* disponíveis no material suplementar no final do presente artigo.

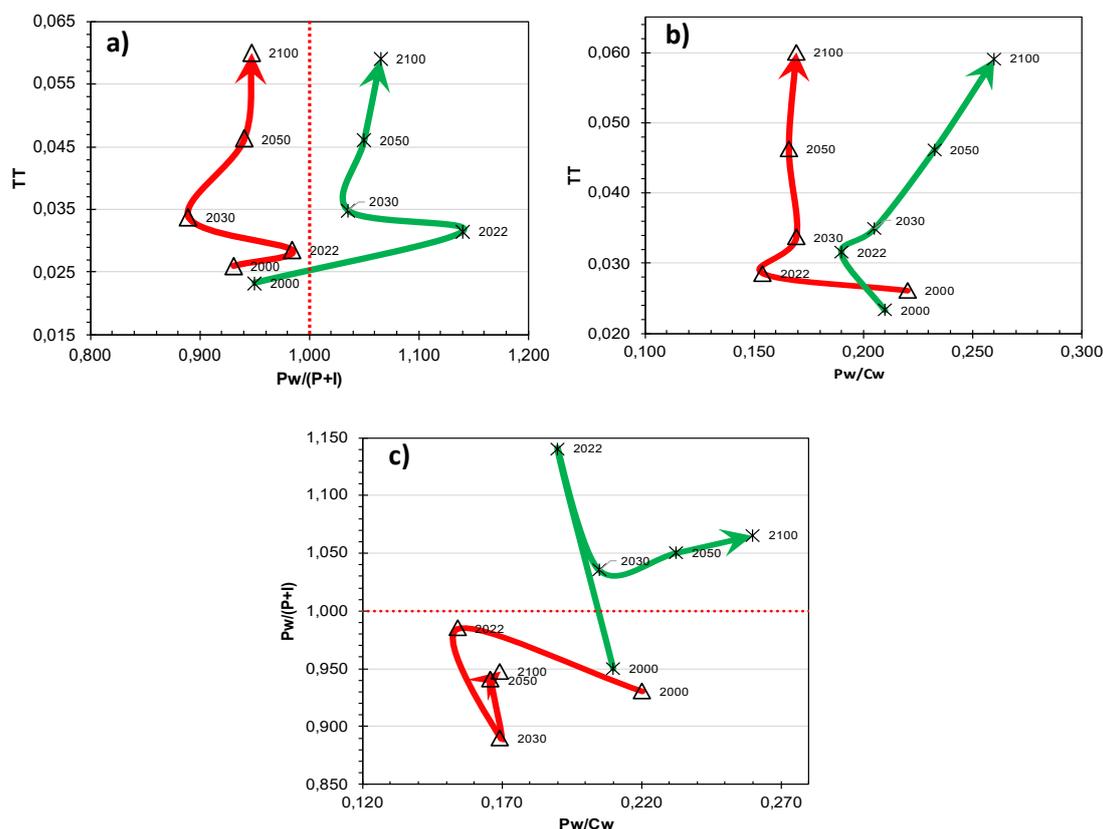


Figura 3- Coevolução entre as variáveis TT e PW/P+I (a); TT e Pw/Cw (b), e PW/P+I e Pw/Cw (c) dividido por turma. A identificação das turmas são: Turma 1 em cor vermelho e turma 2 em cor verde.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O trabalho procurou promover a sensibilização ambiental e o ensino da educação ambiental não-formal pela aplicação de um experimento sócio-hidrológico a estudantes de graduação, pois os autores compreendem que existe uma urgência das Instituições de Ensino Superior (IES) provocarem a ampliação da percepção sobre o meio ambiente, além de estimular intenções e atitudes ambientais nos alunos.

O formulário SHOWS conduz o aluno ao reconhecimento da presença da água no processo de fabricação de produtos e alimentos, além dos volumes nos consumos residenciais. Estimula a reflexão sobre a necessidade de investimento em tecnologia e mercado para a redução da pegada hídrica das atividades humanas e facilitar a importação de água virtual. Parte desta sensibilização foi mostrada nos seminários elaborados pelos alunos como parte das avaliações da disciplina, nos quais foram incorporados elementos de proteção e uso racional da água real e virtual.

Um resultado interessante a destacar é que mesmo realizando a pesquisa com base em respostas de voluntários com características similares, no que concerne à idade e ao nível de

escolaridade, foi apresentada uma alta dispersão dos dados. Isso mostra que não existe um consenso sobre o futuro da disponibilidade e uso do recurso hídrico, situação que pode alertar sobre a falta de uma maior educação ambiental formal e não-formal. Indivíduos mais conscientes sobre o futuro de suas cidades no tema de segurança hídrica poderão tomar melhores decisões com respeito a seu desenvolvimento cotidiano e profissional.

Recomenda-se a utilização do formulário SHOWS em turmas de ensino médio e superior como ferramenta para conscientizar os futuros profissionais do uso e disponibilidade hídrica em suas cidades e no país. Ademais, a nível geral, como ferramenta de avaliação de políticas públicas sobre temas de conscientização ambiental, pois a dispersão dos resultados pode indicar a possível falta de informação da sociedade sobre temas como mudanças climáticas e aumentos dos volumes de consumo na indústria e agricultura. Reconhecer e apontar o risco é uma medida para estruturar a resiliência da população.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Sanitária - PPGSHS (USP-EESC) - pelo apoio científico 88882.328898/2010-01. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de doutorado, CAPES PROEX processo 88887.602988/2021-00.

REFERÊNCIAS

- Amahmid, O. et al.** (2018). “Water education in school curricula: impact on children knowledge, attitudes and behaviours towards water use”. *International Research In Geographical And Environmental Education*, [S.L.], v. 28, n. 3, p. 178-193, 30 set. 2018. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10382046.2018.1513446>.
- Brasil.** (1988). *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988*. Brasília, DF: Presidente da República, [2016]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 27 jun. 2022.
- Brasil.** (1999). *Lei No 9.795, de 27 de abril de 1999*. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. Brasília, DF, [1999]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19795.htm Acesso em: 27 jun. 2022.
- Brasil.** (2005) *Ministério da Educação. Política Nacional de Educação Ambiental*. Brasília, DF. 2005. Disponível em: <http://portal.mec.gov.br/secad/arquivos/pdf/educacaoambiental/pronea3.pdf>. Acesso em: 10 maio. 2022.
- Ewing, J. J.** (2011) “Virtual water: tackling the threat to our planet's most precious resource, by Tony Allen”. *Water International*, London, v. 36, n. 7, p. 948-950. <http://dx.doi.org/10.1080/02508060.2011.628575>
- Grau, J. B. et al.** (2019). “High level education on integrated water resources management for sustainable development”. *Journal Of Technology And Science Education*, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 295, 6 maio 2019. Omnia Publisher SL. <http://dx.doi.org/10.3926/jotse.361>.
- Hubbard, M. L.** (2020) “The role of knowledge in water resource management: an assessment of the Oregon general public”. *The Social Science Journal*, [S.L.], p. 1-18, 14 jul. 2020. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/03623319.2020.1782635>.
- Kobiyama, M. et al.** (2019) “School catchment for hydrology education and water resources management at local community level”. In: *XXIII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, 23.*, 2019, Foz do Iguaçu. *Anais [...]*. [Porto Alegre]: SBRHidro, 2019. p. 1-10.
- Liu, P., Teng, M., Han, C.** “How does environmental knowledge translate into pro-environmental behaviors?: The mediating role of environmental attitudes and behavioral intentions”. *Science of The Total Environment*, v. 728, n. 1, 2020.

Souza, F.A.A. (2019). *Socio Hydrological Observatory for Water Security: conceptualization and study case in São Carlos, Brazil*, EESC USP, Diss. Mestrado, <https://doi.org/10.11606/D.18.2019.tde-22052019-101145>

Srinivasan, V.; Konar, M.; Sivapalan, M. (2017) "A dynamic framework for water security". *Water Security*, v. 19, p. 4225, <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasec.2017.03.001>

Zepato, V., Loizidou, M., Chaloulakou, A., Spyrellis, N. "School Facilities and Sustainability-Related Concepts: A Study of Hellenic Secondary School Principals', Teachers', Pupils' and Parents' Responses". *Sustainability*, v. 8, n. 311, 2016, <https://doi.org/10.3390/su8040311>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Material suplementar com os *boxplot* das variáveis $P_w/(P+I)$, P_w/C_w e TT.

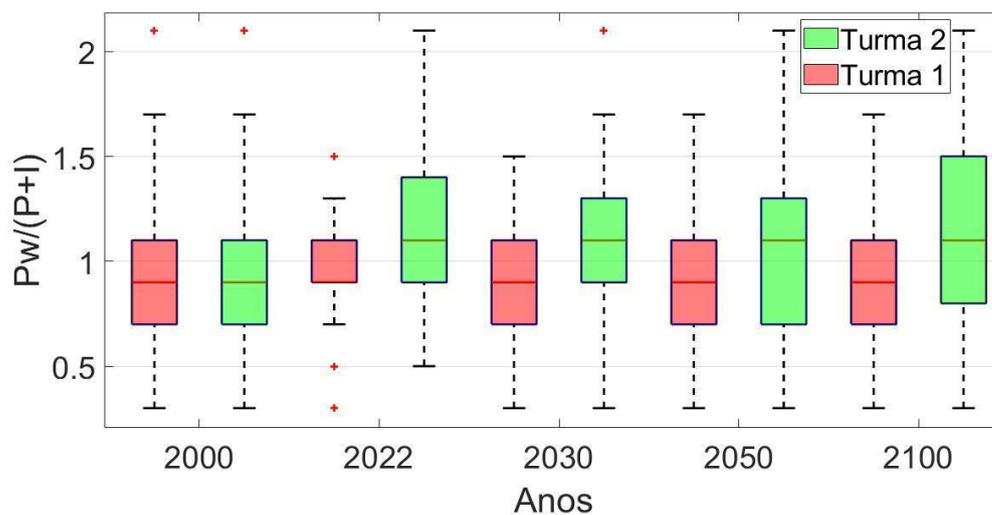


Figura A1. Resultados e incerteza da variável $P_w/(P + I)$.

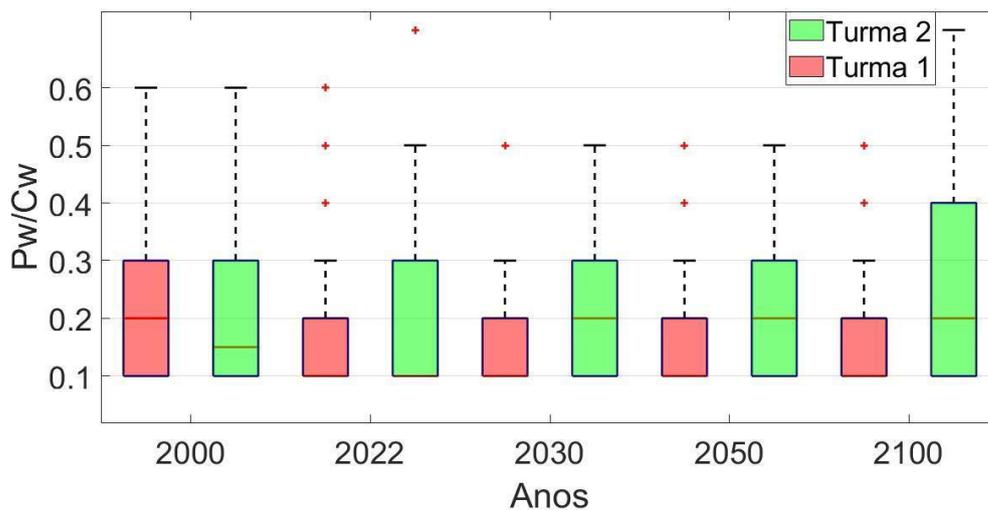


Figura A2. Resultados e incerteza da variável P_w/C_w

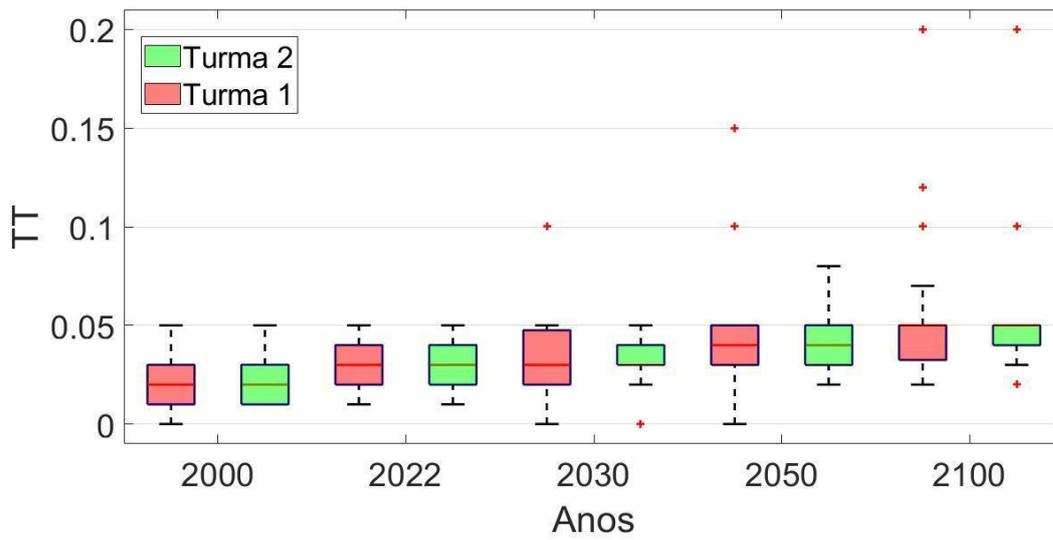


Figura A3. Resultados e incerteza da variável TT

DIAGNÓSTICO DO COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO IVAÍ E PARANÁ 1

Tiago Martins Bacovis¹; Josiane Manchur²; Cristiane Kreutz³

^{1,2} Discente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – Brasil

³ Docente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – Brasil

¹ tiagobacovis@hotmail.com

² josianemanchur@gmail.com

³ ckreutz@utfpr.edu.br

RESUMO

O presente estudo realizou um diagnóstico sobre a governança dos recursos hídricos no âmbito do Comitê das Bacias Hidrográficas do Baixo Ivaí e Paraná 1, localizado no Estado do Paraná, no que se refere a sua estrutura administrativa e aplicação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, conforme a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e a Política Estadual de Recursos Hídricos do Paraná (PERH) no ano de 2021. Foram realizadas análises de dados e informações disponíveis pelo Comitê de Bacia e na proposta do Plano de Bacia Hidrográfica, bem como de outras fontes. Entende-se que para que o processo de gestão de recursos hídricos seja efetivo e apresente resultados positivos sobre a melhoria da qualidade das águas, deve ter seus instrumentos implementados e integrados além de basear-se num conjunto de ações e responsabilidades de todos os atores, ou seja, deve ser descentralizada e participativa. O diagnóstico demonstrou que o nível de governança dos recursos hídricos no âmbito do Comitê das Bacias Hidrográficas do Baixo Ivaí e Paraná 1 é baixo e que seu maior desafio é a atualização e aprovação do Plano de Bacia e do enquadramento dos corpos hídricos.

ABSTRACT:

The present study carried out a diagnosis on the governance of water resources within the scope of the Baixo Ivaí and Paraná 1 Hydrographic Basin Management Committee, located in the State of Paraná, with regard to its administrative structure and application of water resources management instruments, according to the National Water Resources Policy (PNRH) and the Paraná State Water Resources Policy (PERH) in the year 2021. Analyzes of data and information available by the Basin Committee and in the proposal of the Hydrographic Basin Plan, as well as from other sources. It is understood that for the water resources management process to be effective and to present positive results on the improvement of water quality, it must have its instruments implemented and integrated, in addition to being based on a set of actions and responsibilities of all actors, that is, it must be decentralized and participatory. The diagnosis demonstrated that the level of the governance of water resources within the scope of the Baixo Ivaí and Paraná 1 Hydrographics Basins Management Committee is low and that its biggest challenge is updating and approving the Basin Plan and the framework for water bodies.

PALAVRAS - CHAVE: Recursos Hídricos, Instrumentos de Gestão, Governança.

INTRODUÇÃO

Para assegurar à atual e às futuras gerações água em quantidade e qualidade adequada e visando a utilização racional dos recursos hídricos foi aprovada a Lei Federal n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), passando a organizar o sistema de gestão de recursos hídricos e definindo a bacia hidrográfica como unidade territorial para sua implementação. Para articular com a União e tendo em vista o gerenciamento dos recursos hídricos como de interesse comum, foi instituída a Política Estadual de Recursos Hídricos e criado o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Paraná, conforme Lei Estadual nº 12.726, de 29 de novembro de 1999.

De acordo com Porto e Porto (2008), para sua implementação e efetivação foram estabelecidos instrumentos de gestão, possuem objetivos de aplicação distintos e devem ser utilizados para alcançar diferentes fins como instrumentos de disciplinamento (outorga), de incentivo (cobrança) e de apoio (sistemas de informação) para as tomadas de decisão.

Para coordenar a gestão de recursos hídricos o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) foi integrado por entes de órgãos federais, estaduais e colegiados visando uma gestão descentralizada e democrática, dentre eles os Comitês de Bacia Hidrográfica, que são considerados fóruns de discussão dos assuntos e temas relacionados aos recursos hídricos, principalmente dos problemas e conflitos pelo uso da água, de uma determinada bacia hidrográfica (ANA, 2011). A política hídrica institui os comitês de bacia hidrográfica com a intenção de aproximar a tomada de decisão das comunidades locais visando a participação dos setores da sociedade e órgãos como poder público, sociedade civil e dos usuários, sendo esta forma de gestão diferente de outras formas de participação de políticas públicas “ pois têm como atribuição legal deliberar sobre a gestão da água fazendo isso de forma compartilhada com o poder público”, ou seja, o comitê define as regras a serem seguidas com relação ao usos das águas na porção territorial definida pela bacia hidrográfica (ANA, 2011, p. 18).

Neste sentido os comitês são responsáveis por planejar e orientar o uso dos recursos hídricos de sua unidade de gestão, a partir da implementação do Plano de Bacia Hidrográfica, do enquadramento dos corpos d’água e da cobrança pelo uso, além da comunicação com os órgãos públicos (BRASIL, 2000).

Segundo a OCDE (2015) e OCDE (2018), a governança da água é definida como um conjunto de regras políticas, institucionais e administrativas, além de práticas e processos (formais e informais) através dos quais as decisões são tomadas e implementadas, as partes interessadas articulam os seus interesses e têm as suas preocupações consideradas, e os decisores são responsabilizados pelos procedimentos e resultados da gestão da água, baseando-se em 12 princípios agrupados em três dimensões, que se complementam e reforçam mutuamente: eficácia; eficiência; e confiança e compromisso.

Com o intuito de verificar a atual situação da implementação das políticas de recursos hídricos a nível local, este trabalho objetivou realizar um diagnóstico sobre a governança dos recursos hídricos no âmbito do Comitê das Bacias Hidrográficas do Baixo Ivaí e Paraná 1 no ano de 2021, no que se refere a sua estrutura administrativa e aplicação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH).

MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi dividido em duas etapas. Na primeira etapa foi realizado o levantamento de informações sobre a Unidade de Gerenciamento do Baixo Ivaí e Paraná 1, disponibilizadas pelo próprio Comitê na proposta do seu Plano de Bacia Hidrográfica, além de informações levantadas no site

eletrônico do Instituto Água e Terra (IAT) no ano de 2021, órgão executivo gestor de recursos hídricos do estado do Paraná e no site eletrônico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

A segunda etapa foi composta pela análise das informações referentes a estrutura administrativa do respectivo Comitê e dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, para diagnosticar a atual governança das águas nesta unidade de gerenciamento, através da aplicação de um checklist (Figura 1).

		Questões
Estrutura Administrativa		Está instituído através do decreto de criação estadual do CBH?
		O CBH tem regimento interno?
		As atribuições do comitê estão explícitas no regimento interno?
		O CBH possui diretoria estabelecida com no mínimo um presidente e um secretário?
		As reuniões ordinárias ocorrem conforme previsão regimental?
		A composição do CBH segue o estabelecido no Art. 8 da Resolução 5/2000 do CNRH?
		O CBH possui câmara técnica constituída?
		No CBH consta Agência de Água ou entidade delegatária?
		O plano de trabalho foi elaborado e aprovado pelo CBH?
		Há um plano de capacitação dos membros do CBH?
		Há informações sobre composição do Comitê, entidades e membros, mandatos, endereços eletrônicos?
		Há informações sobre atuação do Comitê: atas de reuniões, convocatórias, relatório de atividades?
Instrumentos da PNRH	Plano de BH	O plano de bacia foi aprovado pelo CBH?
		Os principais usuários das águas foram identificados?
		A metodologia para a construção dos cenários foi apresentada no plano?
		Houve a identificação de pontos de conflito instalados ou potenciais?
		O plano apresenta aspectos físicos, geológicos e ambientais relevantes da área de abrangência da BH?
		As metas definidas são mensuráveis, exequíveis, temporais e atingíveis?
		O Plano de BH apresenta as principais ações que deverão ser desenvolvidas pelo arranjo institucional para o alcance de cada uma das metas dos
		Há uma hierarquização dos programas do plano com base na relevância e urgência das metas relacionadas?
		No Plano de BH há critérios de viabilidade técnica, financeira, ambiental ou socioinstitucional definidos das intervenções pretendidas?
		O plano apresenta as demandas hídricas da área de abrangência da BH ?
	O Plano de BH tem uma versão de Relatório Executivo para apresentação ao público de fácil entendimento?	
	Enquadramento	Consta o enquadramento no Plano de Bacia?
		A metodologia aplicada para análise do enquadramento está devidamente apresentada?
		Foi realizado o diagnóstico e prognóstico da bacia?
		Realizou-se a Elaboração das alternativas e programa de efetivação?
		O enquadramento atende as metas propostas no Plano de Bacia?
	Outorga	Foi realizada a Implementação do programa de efetivação?
		Nesta unidade hidrográfica há rios transfronteíricos e fronteíricos?
		Nesta unidade hidrográfica a outorga é de competência do Insituto Água e Terra?
		Foi aprovado critérios e normas para outorga por este Comitê?
		As vazões outorgadas para todas as finalidades são apresentadas pelo Comitê?
	Cobrança	Foram definidos critérios para usos insignificantes ou independentes de outorga?
		Há estudo específico sobre cada finalidade de uso outorgada?
		A cobrança foi aprovada pelo CBH?
		A cobrança foi implementada pelo CBH?
	Sistema de Informac	O CBH tem Termo de Referência?
		Existe um plano anual de aplicação dos recursos arrecadados?
		Existe um sistema de Informações de Recursos Hídricos exclusivo da Bacia interligado aos sistemas estadual e nacional de informações?
		É possível encontrar dados qualitativos e quantitativos acerca da BH (diagnósticos, mapas, tabelas de monitoramento, etc.)?

Figura 1.-Checklist utilizado para o diagnóstico do CBH. Fonte: Plano da Bacia do Baixo Ivai- PR, 2012.Org.:autores

Esse método acresce que as questões elaboradas continham como opção de resposta “sim” e “não” e se dividiam em dois blocos distintos, sendo eles: estrutura administrativa e instrumentos de gestão de recursos hídricos, respectivamente. As questões do primeiro bloco pretendiam investigar a estrutura administrativa e atuação do Comitê e do segundo bloco visavam analisar a gestão da bacia por meio dos instrumentos (enquadramento, outorga, cobrança, sistema de informação e plano de bacia hidrográfica), totalizando 30 questões.

Segundo Porto e Porto (2008) os Planos de Recursos Hídricos e o enquadramento são instrumentos que ampliam as possibilidades do planejamento tradicional, mediante processos participativos de construção de consensos, abrindo espaços para inserção da sociedade civil e de agentes econômicos com interesses particulares (públicos e privados) e que apenas com a plena e concreta aplicação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos é que se pode avaliar se o sistema de gestão está implantado e qual seu grau de eficácia,

Para preencher as questões do *check-list* foram utilizados os dados e informações disponíveis no endereço eletrônico do próprio Comitê e no site eletrônico do Instituto Água e Terra (IAT) no ano de 2021.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área de estudo concentrou-se na Unidade Hidrográfica do Baixo Ivaí e Paraná 1 (Figura 2), que abrange uma área de drenagem de 14.937,82km² localizada no noroeste do Estado do Paraná e contempla o território de 53 municípios e uma população de 1.191.757 habitantes (PARANÁ 2016).



Figura 2.-Localização da Unidade Hidrográfica do Baixo Ivaí e Paraná 1. Fonte: Plano da Bacia do Baixo Ivaí- PR, 2012. (Adaptado).

Os municípios que possuem território na área de drenagem da respectiva Unidade Hidrográfica são: Alto Paraná, Amaporã, Araruna, Campo Mourão, Cianorte, Cidade Gaúcha, Cruzeiro do Oeste, Douradina, Doutor Camargo, Engenheiro Beltrão, Floraí, Floresta, Guairaçá, Guaporema, Icaraíma, Indianópolis, Ivaté, Ivatuba, Japurá, Jussara, Loanda, Mandaguaçu, Marilena, Maria Helena, Maringá, Mirador, Nova Aliança do Ivaí, Nova Esperança, Nova Olímpia, Ourizona, Paçandu, Paraíso do Norte, Paranaíba, Peabiru, Planaltina do Paraná, Porto Rico, Presidente Castelo Branco, Querência do Norte, Rondon, Santa Cruz de Monte Castelo, Santa Isabel do Ivaí, Santa Mônica, São Carlos do Ivaí, São Jorge do Ivaí, São Manoel do Paraná, São Pedro do Paraná, São Tomé, Tamboara, Tapejara, Tapira, Terra Boa, Tuneiras do Oeste e Umuarama.

O Comitê das Bacias Hidrográficas do Baixo Ivaí e Paraná 1, o qual foi instituído pelo Decreto Estadual nº 3.048, de 19 de outubro de 2011 sendo parte integrante do Sistema Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Paraná, conforme previsto na Lei Estadual nº 12.726/1999. Seu regimento interno foi elaborado segundo o Decreto Estadual de criação do Comitê e está dividido em 11 capítulos e no capítulo 10 consta que este deve reunir-se ordinariamente, no mínimo 2 (duas) vezes por ano.

De acordo com os dados levantados em 2021, verificou-se o não cumprimento das reuniões, em termos de frequência e periodicidade, para os anos de 2012, 2013, 2014, 2019, 2020, no qual foram realizadas uma reunião por ano, respectivamente como observar no gráfico 01, a seguir.

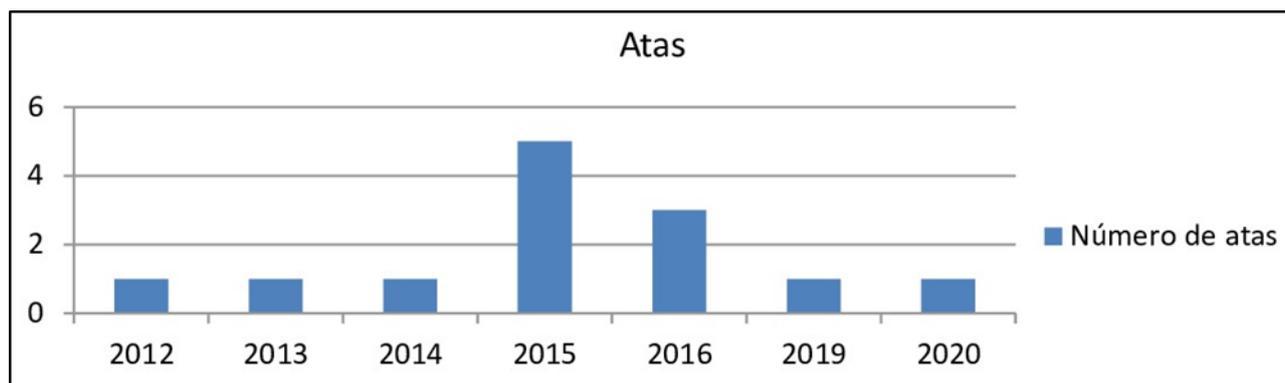


Gráfico. 1- Número reuniões do Comitê das Bacia Hidrográficas do Baixo Ivaí e Paraná 1. Fonte: Plano da Bacia Hidrográfica do Baixo Ivaí e Paraná 1 e dados do Instituto Águas e Terras (PARANÁ, 2021. Org.: autores)

A composição do Comitê do Baixo Ivaí e Paraná 1 está distribuído em três categorias: poder público (41%), setores usuários (34%) e sociedade civil (25%) como podemos analisar no gráfico 02, a seguir.

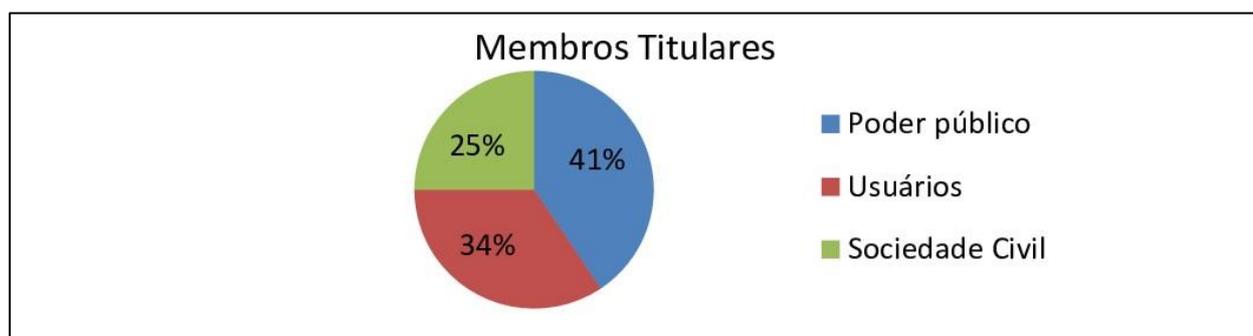


Gráfico. 2- Membros Titulares- Comitê das Bacias Hidrográficas do Baixo Ivaí e Paraná1. Fonte: Plano da Bacia Hidrográfica do Baixo Ivaí e Paraná 1 e dados do Instituto Águas e Terras (PARANÁ, 2021. Org.: autores)

Sua estrutura administrativa é composta 35 membros, formado por uma Diretoria representada pelo Presidente, 34 membros e uma Câmara Técnica de Acompanhamento do Plano de Bacia (CTPLAN). Percebe-se que sua composição não seguiu ao estabelecido no Art. 8 da Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídrico nº 5, de 10 de abril de 2000, a qual estabelece o máximo de 40% para membros do poder público; mínimo de 20% para a sociedade civil e máximo de 40% para os usuários.

Ainda em relação a estrutura administrativa, verificou-se que o Comitê possui Agência de Bacia, representada pela Gerencia de Bacias Hidrográficas do Instituto Água e Terra (IAT) que fornece apoio técnico, administrativo e jurídico.

Em relação aos instrumentos de gestão de recursos hídricos, verificou-se que o Termo de Referência contendo as especificações técnicas para a elaboração do Plano de Bacia e da proposta de enquadramento foi lançado em 2012 e sua elaboração iniciada em 2014 por uma consultoria contratada. O Plano de Bacia foi elaborado em fases e contemplou 07 Relatórios Técnicos Parciais até outubro de 2015, sobre a caracterização geral e regionalização, disponibilidades, demandas e balanço hídrico, uso e ocupação do solo e eventos críticos, cenários alternativos e respectivos balanços hídricos, estudos específicos, programas de efetivação do enquadramento e programa de intervenções na Bacia, considerando como horizontes de planejamento os anos de 2025 e 2030, cujo relatório final do Plano das Bacias do Baixo Ivaí e Paraná 1 foi apresentado para estudo da Câmara Técnica de Acompanhamento do Plano de Bacia (CTPLAN), em setembro de 2016.

O presente diagnóstico identificou que o enquadramento dos corpos d'água, está em estudo da Câmara Técnica de Acompanhamento do Plano de Bacia (CTPLAN) desde maio de 2018. Todosos

cenários do enquadramento foram estabelecidos para a vazão de referência Q95% e considerando os horizontes de planejamento de 2025 e 2030. Este instrumento seria a referência para as ações e tomada de decisão dos órgãos gestores de recursos hídricos e de meio ambiente, nos processos de outorga de direito do uso da água e no licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras até 2030.

Contudo, em reunião da Câmara Técnica de Acompanhamento do Plano de Bacia (CTPLAN) realizada em 2019, verificou-se a necessidade de ajustes e revisões na proposta e estabeleceu novo Termo de Referência para atualização do Plano de Bacia e da proposta de enquadramento.

Todos os corpos da Unidade de Gerenciamento do Baixo Ivaí e Paraná 1, com exceção do rio Paraná, são de domínio estadual e a competência pelo estabelecimento de termos, condições e prazos para o uso da água por meio do instrumento de outorga de direito é do Instituto Água e Terra (IAT). Verificou-se em consulta as resoluções que este Comitê não estabeleceu novos critérios e normas para os procedimentos de outorgas, bem como também não definiu critérios específicos para usos insignificantes ou independentes de outorga, mantendo, portanto, os critérios analisados conforme a legislação estadual.

Sobre a outorga, Silveira, *et.al.* (1998) abordam que é um instrumento que contribui para a gestão e administração da disponibilidade da água. Ainda, na proposta do Plano da Bacia já constam estudos específicos sobre cada finalidade de uso outorgada.

Em relação à cobrança pelo uso da água, verificou-se que o Comitê não implementou este instrumento, sendo um dos seus requisitos, a aprovação do Plano da Bacia Hidrográfica, pois é o norteador para a aplicação dos valores correspondentes à cobrança.

O Comitê das Bacias Hidrográficas do Baixo Ivaí e Paraná 1 não possui sistema de informações de recursos hídricos próprio e exclusivo, que conforme já mencionado, para a elaboração da proposta do Plano da Bacia e do enquadramento foram utilizadas informações e dados do antigo Instituto das Águas do Paraná -AGUASPARANÁ.

Segundo Vera-Aguirre, *et.al.* (2013) existem vários desafios na gestão das águas devido ao recorte geográfico- bacias hidrográficas e limitações relacionadas à integração, comunicação e retorno à sociedade; investimento adequado dos recursos; escassez de recursos financeiros; resolução de conflitos relacionados aos usos múltiplos da água; dentre outros, por isso neste contexto que as discussões sobre a governança e a boa aplicação da política de recursos hídricos é um tema relevante e necessita de participações e diálogos efetivos da sociedade no planejamento eficientes que atendam as demandas atuais e possibilitem um ambiente equilibrado no presente e também para as futuras gerações pois é neste espaço que desenvolvem-se as atividades humanas.

CONCLUSÃO

O Plano de Bacia Hidrográfica do Baixo Ivaí e Paraná 1 apesar de ter sido finalizado em 2016, até o momento não foi aprovado pelo seu respectivo Comitê, assim como a proposta de enquadramento dos corpos hídricos.

Quanto aos critérios para outorga de uso e para usos insignificantes ou independentes de outorga, verificou-se que não houve alteração ou criação de novos critérios e normas para os procedimentos de outorgas.

A cobrança pelo uso da água também não foi efetivada. Os recursos da cobrança poderiam ser aplicados para a recuperação dos corpos hídricos, serviriam de incentivo para investimentos na área de despoluição e para a utilização de novas tecnologias que visam o uso racional dos recursos hídricos.

Portanto verificou-se que o nível de governança dos recursos hídricos no âmbito do Comitê do Baixo Ivaí e Paraná 1 é baixo e que seu maior desafio é a atualização e aprovação do Plano de Bacia e do enquadramento dos corpos hídricos, visando implementação e a integração de todos os

instrumentos de gestão, para garantir água em quantidade e qualidade para as atuais e futuras gerações, em cumprimento com a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH).

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores estendem o agradecimento ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N° 2717/2015 e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Campo Mourão, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA)** (2011). O Comitê de Bacia Hidrográfica: prática e procedimentos. Caderno de Capacitação em Recursos Hídricos. Brasília. Vol. 2, pp.81
- BRASIL.** (2000). Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 5, de 10 abril de 2000. Estabelece as diretrizes para a formação e o funcionamento de Comitês de Bacia Hidrográfica. Brasília, DF. 2000.
- Mesquita, L. F. G.** (2018). “Os Comitês de Bacias Hidrográficas e o Gerenciamento Integrado na Política Nacional de Recursos Hídricos”. Revista Desenvolvimento Meio Ambiente. Vol. 45, Abr/ 2018, pp. 56-80.
- ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OCDE)** (2015). Governança dos Recursos Hídricos no Brasil. Princípios da OCDE para a Governança da Água, 2015.
- ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OCDE)** (2018). Governança dos Recursos Hídricos no Brasil. Quadro de Indicadores da OCDE para a governança da água, 2018.
- PARANÁ** (2016). Relatório Final do Plano das Bacias do Baixo Ivaí e Paraná 1. Curitiba. 2016.
- Porto, F.A M., Porto, R. LA Laina** (2008). “Gestão de bacias hidrográficas”. Revista Estudos Avançados. Vol. 22, No. 63, 2008, pp. 43-60.
- Silveira, G.L., Rabaina, A.D., Giotto, E.** (1998). “Outorga para uso dos recursos hídricos: aspectos práticos e conceituais para o estabelecimento de um sistema informatizado”. RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 3, n.3 Jul/Set 1998, pp. 5-16.
- Vera-Aguirre, S.M., Prado, R.B., Milan, P.M., Ribbe, L.** (2013). Avaliação da Governança da água em Bacias Hidrográficas do Rio de Janeiro como suporte ao Gerenciamento dos Recursos Hídricos. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos: água, desenvolvimento econômico e socioambiental- SBRH. Bento Gonçalves/RS. 2013.

A OUTORGA PARA O USO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO ALTO E MÉDIO CURSO PARAÍBA E AS IMPLICAÇÕES QUANDO DO USO NÃO AUTORIZADO

José Irialdo Alves O. Silva* e Edilaine Araújo de Moraes**

*Universidade Federal de Campina Grande, **Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Campina Grande
*jose.irivaldo@professor.ufcg.edu, ** edilainearaujo.adv@gmail.com

RESUMO:

A outorga, definida pela Política Nacional de Recursos Hídricos como um dos instrumentos para gestão das águas, que atua sob a supervisão das Agências Reguladoras em conjunto com instituições, órgãos do poder público, representantes dos usuários e das comunidades, o que traduz uma gestão participativa, democrática e descentralizada. A presente pesquisa tem por objetivo analisar se os processos para liberação de outorgas vêm sendo cumprido na Bacia do Rio Paraíba, limitando-se aos mananciais de Monteiro até o Açude Epitácio Pessoa. Enquanto os objetivos específicos visam, analisar o cumprimento da lei em relação à concessão de outorgas para uso de água e identificar a potencial relação entre crise hídrica e concessão de outorgas. A metodologia adotada para este estudo foi o método indutivo, onde por meio da observação dos fatos, foram adotados os meios de pesquisa através de consultas bibliográficas, dissertações, teses acadêmicas, artigos científicos, análise de ferramentas disponibilizadas no próprio site da agência reguladora, além da observância às normas jurídicas que regulamentam os recursos hídricos. Contudo, foi possível identificar problemas relacionados à licença de outorga para uso de água. Isto posto, percebeu-se que inúmeras outorgas se encontram vencidas em toda Paraíba, cenário esse preocupante e que acende um alerta quanto ao uso indiscriminado das águas da nossa Bacia do Rio Paraíba.

PALAVRAS-CHAVE: Outorga. Água. Política. Regulação

ABSTRACT:

The grant, defined by the National Water Resources Policy as one of the instruments for water management, which operates under the supervision of Regulatory Agencies together with institutions, public authorities, representatives of users and communities, which translates into participatory management, democratic and decentralized. The present research aims to analyze whether the processes for granting grants have been carried out in the Paraíba River Basin, limited to the springs from Monteiro to the Açude Epitácio Pessoa. While the specific objectives are aimed at analyzing compliance with the law in relation to the granting of concessions for water use and identifying the potential relationship between water crisis and granting of concessions. The methodology adopted for this study was the inductive method, where, through observation of the facts, the means of research were adopted through bibliographic consultations, dissertations, academic theses, scientific articles, analysis of tools available on the regulatory agency's website, in addition to compliance with the legal rules that regulate water resources. However, it was possible to identify problems related to the granting license for water use. That said, it was noticed that numerous grants are expired throughout Paraíba, a worrying scenario that raises an alert regarding the indiscriminate use of the waters of our Paraíba River Basin.

KEYWORDS: Grant. Water. Politics. Regulation.

INTRODUÇÃO

A outorga foi definida pela Política Nacional de Recursos Hídricos como um dos instrumentos para gestão das águas, que está sob a supervisão das Agências Reguladoras em conjunto com instituições, órgãos do poder público, representantes dos usuários e das comunidades, o que traduz uma gestão participativa, democrática e descentralizada.

A presente pesquisa teve por objetivo analisar se os processos para liberação de outorgas vêm sendo cumprido na Bacia do Rio Paraíba, limitando-se aos mananciais de Monteiro até o Açude Epitácio Pessoa, que atente a mais de 1 milhão de pessoas além de essenciais à agricultura da região. Enquanto os objetivos específicos visaram analisar o cumprimento da lei em relação à concessão de outorgas para uso de água e identificar a potencial relação entre crise hídrica e a concessão de outorgas.

A metodologia adotada para este estudo foi o método indutivo, onde por meio da observação dos fatos, foram adotados como meios de pesquisa consultas bibliográficas, dissertações, teses acadêmicas, artigos científicos, análise de ferramentas disponibilizadas no próprio site da agência reguladora, além da observância às normas jurídicas que regulamentam os recursos hídricos.

LOCAL DE ESTUDO

A área de estudo está delimitada à região do Cariri Paraibano que fica localizado no sul do Estado, dividido em Cariri Oriental e Cariri Ocidental e compreende uma área de aproximadamente 11.233 km², dentre elas a cidade de Monteiro, lugar onde nasce a principal Bacia Hidrográfica do Estado da Paraíba (PB) que é a Bacia do Rio Paraíba composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e regiões do Alto, Médio e Baixo Curso do rio Paraíba.

Dentro do Cariri paraibano, o estudo se limita à análise dos mananciais na extensão de área entre Monteiro e o Açude Epitácio Pessoa, conhecido como açude de Boqueirão, localizado na cidade de Boqueirão e responsável pelo abastecimento de Campina Grande e de outras cidades da região; o Açude de Poção que fica localizado no município de Monteiro na Paraíba; o Açude de Camalaú, localizado na cidade de Camalaú na Paraíba; e, o Açude do Congo denominado de Açude de Cordeiro, como indicado na figura 1.

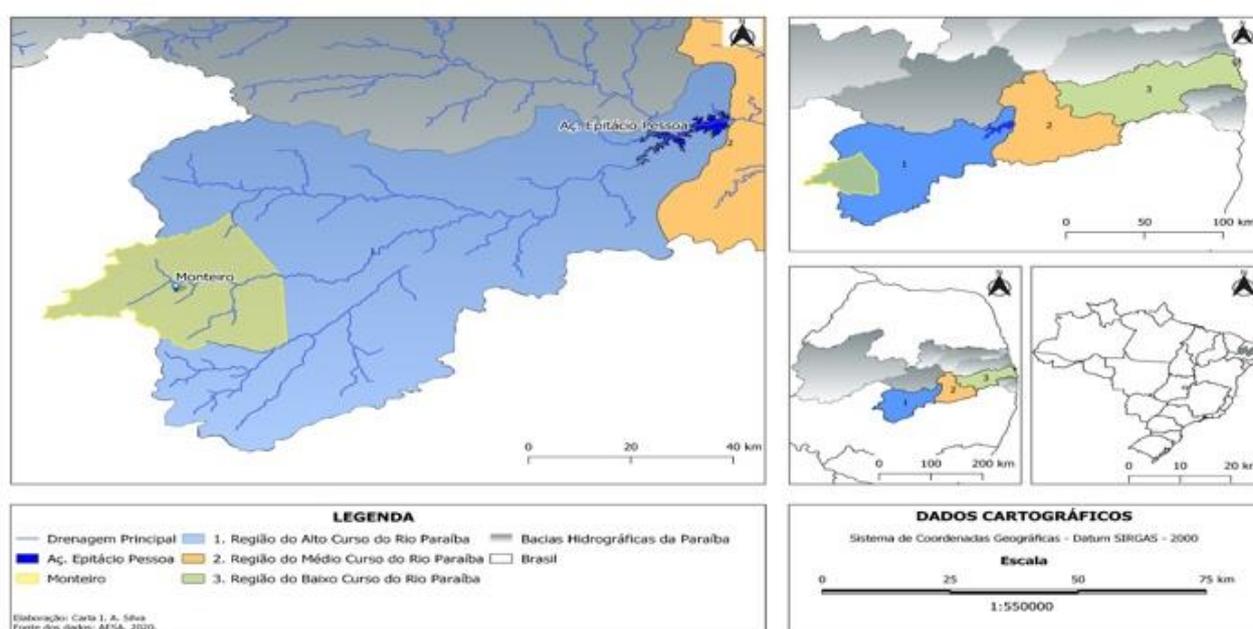


Figura 1.-Nascente do Rio Paraíba. Fonte: AESA, 2020

A área de estudo apesar de compreender a bacia do rio Paraíba, foi delimitada entre a nascente do rio, que tem seu início na Serra do Jabitacá em Monteiro (PB), até o açude Epitácio Pessoa, também conhecido como açude de Boqueirão que abastece a cidade de Campina Grande (PB) e outras cidades da região, possuindo essa uma área de 20.071,83 km², compreendida nas latitudes 6°51'31" e 8°26'21" Sul e nas longitudes 34°48'35"; e 37°2'15" Oeste e, ainda, abrange 38% do território do Estado da Paraíba (Aesa, 2018). Foi identificado dentro dessa delimitação da bacia, o ponto de maior conflito relacionado à emissão de outorgas de uso de água, como será apresentado.

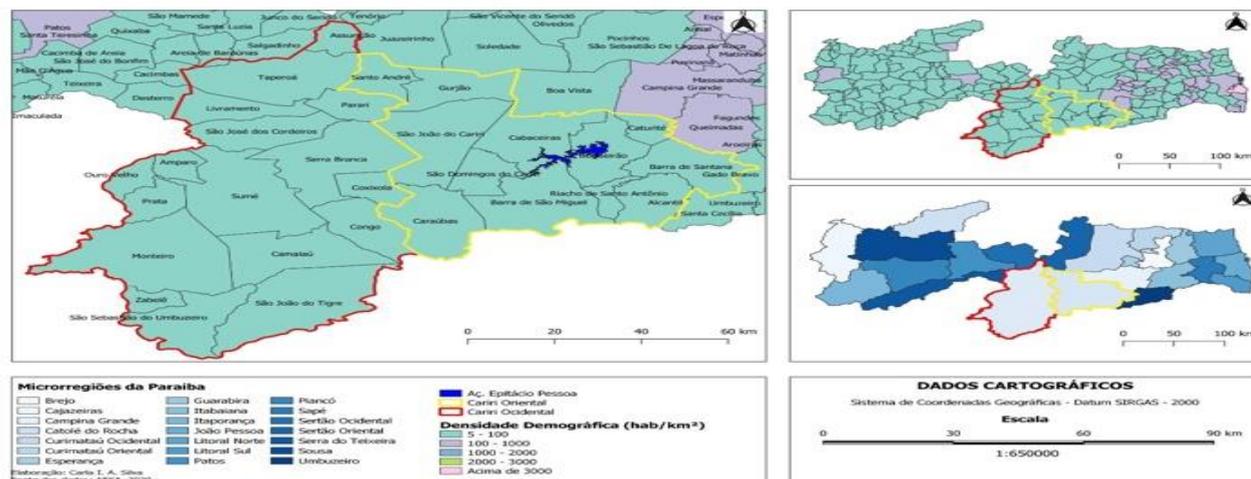


Figura 2. - Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba. Fonte: AESA, 2020

INSTRUMENTOS DA POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS

A primeira norma jurídica criada para regulamentar esse bem comum no Brasil, foi o Código das Águas em 1934 que desde então já sofreu diversas modificações. Posteriormente, a Constituição Federal de 1988 em seu artigo 21, inciso XIX, aduz que deveria ser instituído o “sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso”. Esse inciso foi regulamentado com o advento da Lei 9.433/1997 que delinea os instrumentos de gestão de recursos hídricos e institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), com a finalidade de assegurar água para a atual e futuras gerações prezando pela qualidade para os respectivos usos (Couceiro e Hamada, 2011).

A PNRH tem como característica a descentralização, visando a participação do Estado, usuários de água e da sociedade como um todo na gestão dos recursos hídricos e é constituída dos seguintes instrumentos, conforme delimita o art. 5º da Lei 9.433/1997.

- I - Os Planos de Recursos Hídricos;
- II - O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- III - A outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- IV - A cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- V - A compensação a municípios;
- VI - O Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (BRASIL,1997).

O Plano de Recursos Hídricos é o primeiro instrumento descrito em Lei, que objetiva o gerenciamento dos recursos hídricos, buscando a garantia de água de qualidade. Esse plano deve apresentar a situação atual dos recursos hídricos, além de alternativas relacionadas ao crescimento populacional, análise quanto às atividades produtivas que tendem a modificar o solo; balanço hídrico e futuras demandas identificando conflitos; as medidas para racionalizar a água e prioridades para outorga (Costa *et al.*, 2019).

Quanto ao enquadramento dos corpos d’água em classes, devem ser considerados os níveis relacionados à qualidade da água, levando em consideração o seu uso preponderante, ou seja, a

qualidade deverá estar de acordo com o seu destino. Um outro instrumento é a Outorga de Direito de Uso que tem como intuito assegurar o melhor controle em termos qualitativos e quantitativos de água superficial e subterrânea. Vale salientar que não são em todos os usos que a outorga é exigida. Será exigida apenas para aqueles usuários que estão inseridos no rol de obrigatoriedade para requerer essa autorização junto ao órgão responsável. Esse requerimento de outorga é passível de deferimento ou indeferimento, se deferido caberá ao órgão fiscalizar, inclusive os possíveis impactos gerados com a retirada da água.

A cobrança pelo Uso da água tem como finalidade a racionalização do uso da água, ou seja, atribuir à água um valor econômico, e esse retorno deverá ser destinado a investimentos na própria bacia hidrográfica.

A aplicação de qualquer cobrança pelo uso da água é relacionada à aceitabilidade do instrumento pelos que são impactados por ele. O setor agrícola, por exemplo, é um grande usuário dos recursos hídricos e gerador de poluição difusa e por isso mesmo tem sido o setor mais resistente à implantação da cobrança pelo uso da água. Assim, a cobrança pelo uso da água tem sido vista no país de modo primariamente político e financeiro (Couceiro e Hamada, 2011, p. 7).

Os valores ora arrecadados devem ser aplicados em ações na recuperação da própria bacia arrecadadora, tais como educação ambiental, recomposição de mata ciliar e controle de poluentes (Couceiro e Hamada, 2011).

Mais um instrumento de gestão é o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos que é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre a água. A cada dia que passa as pressões antrópicas são crescentes e incontroversas. Sendo assim, o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos tem também a finalidade de agir como um instrumento de fiscalização, pois monitora a bacia hidrográfica. As informações sobre os sistemas hídricos, o seu detalhamento e a disponibilização dessas informações a todos em geral, converte-se em uma maior possibilidade de prevenção de desastres como secas e enchentes, que matam mais pessoas e implicam custos maiores (Selborn, 2001).

CONCESSÃO DE OUTORGAS NO BRASIL E EM OUTROS PAÍSES

A outorga é um Instrumento da Política de Recursos Hídricos para controle da água, que pode ser útil na mitigação dos efeitos da crise. No Brasil, a Outorga se configura como ato administrativo do poder público que concede ao requerente o direito para uso da água, seja ela superficial ou subterrânea. Vale inicialmente mencionar que a água é um direito de todos, porém, em algumas situações, os direitos sobre a água só poderão ser exercidos mediante concessão de outorga (direito do acesso à água).

Pode ser citado o fato ocorrido em 2017 no município de Correntina na Bahia, que passou por grandes problemas quando teve desvio de água do rio que abastece a cidade (o Rio Arrojado) que é afluente do Rio São Francisco. A agência reguladora da água no Estado da Bahia diz que foram outorgados um determinado volume de água, mas a população informa que essa retirada ultrapassou e muito o número informado. Tal situação tem sido objeto de diversas controvérsias judiciais (Cunha *et al.*, 2018).

Outros países que utilizam do instrumento da outorga para acesso ao uso da água, se adequam às leis que regulamentam o assunto, visto que não existe um padrão universal para concessão de outorga. Analisando experiências internacionais foi possível constatar as diferenças de como lidar com a licença para uso de água em diferentes países.

Em Israel mesmo havendo conflito de água, ainda consegue ser responsável por controlar a maior parte desse recurso, inclusive, a água destinada à Palestina (Cunha *et al.*, 2018). A lei das águas em Israel concede ao governo o controle total para administrar os recursos hídricos, estabelecer tarifas e licenças de exploração e usos da água.

A gestão das águas na França foi iniciada em 1921, através da Lei Rhône, sendo posteriormente substituída pela Lei Grenelle I (2007), mas, o que marcou a gestão hídrica foi a busca pela recuperação do Rio Rhône, mesmo nome atribuído à Lei. Em 1964 foi criada a Lei das Águas, que instituiu as Agências de Águas e Comitês de Bacia. Nas bacias hidrográficas atua um conjunto de atores: Agências de Água, Comitês de Bacia, Comissão do Meio Ambiente, Comitês Técnicos de Água e a comunidade local. Um outro aspecto é que a cobrança pelo uso da água foi adotada inicialmente na França, com a finalidade de aplicar os recursos oriundos desta, em benefício da própria bacia hidrográfica. Essa forma de gestão acabou sendo modelo não só para o Brasil, mas, para vários outros países que buscavam construir seus próprios códigos das águas.

A Europa, desde os anos 70, buscou a conservação dos recursos hídricos e gestão dos resíduos, adotando o Quadro Diretivo da Água em 2000. Por quatro anos os europeus discutiram que a partir do ano 2000, os países passariam a gerenciar a água por meio de suas bacias hidrográficas. Nesse sentido a política de gerenciamento repercutiu de modo satisfatório objetivando obter melhor qualidade de água no período de 15 anos.

Na Alemanha, a outorga é obrigatória, sendo concedida de forma temporária ou permanente. Depois do direito adquirido, esse não pode em regra ser retirado. Os lugares na Alemanha que enfrentam maior dificuldade ficam onde a água subterrânea é explorada em excesso. A retirada de água dos corpos hídricos, é cobrada na maioria das cidades da Alemanha, porém, a taxa diferencia-se com base em cada tipo de uso, ou seja, a retirada de água para uso da indústria tem um determinado percentual a ser cobrado, se a água é para abastecimento público já se aplica outro percentual. Além da atribuição do cálculo para cobrança é necessário a identificação do manancial e a quantidade de água extraída medida em metros cúbicos.

De acordo com Jacobson (2003) a África do Sul realiza cobrança de tarifas de água para a atividade que envolve plantios, visto que essa atividade foi entendida como a que mais consome água. Considerado um dos países com menor disponibilidade de água, em 1998 foi instituída a Lei das Águas da África do Sul, nº 36, incluindo em seu bojo a cobrança pelo uso da água, mas essa cobrança só foi implementada no ano de 2002. As licenças para uso de água na África do Sul são emitidas a longo prazo, a exemplo do que ocorre na silvicultura. Já para outros usuários as licenças variam de três a quatro anos. Em se tratando de florestamento, é estabelecido um comitê para que avalie não só o consumo de água, mas o aspecto ambiental, social e econômico. Jacobson (2003) entende que ao invés de cobrar pelo uso da água, deveria ser cobrado imposto sobre a colheita ou reflorestamento.

Na Bolívia, a Lei das Águas é de 1906, mas teve seus dispositivos modificados e ao que se parece, existem vários conflitos em razão da norma que regulamenta a água, pois as modificações na legislação não deixam claro qual o dispositivo da Lei realmente vigora (Freire, 2002).

Quanto ao Chile, a lei que regulamenta as águas nesse país é de 1951, mas em 1969, por causa do movimento da reforma agrária, as outorgas foram proibidas, voltando no ano de 1981 a ser novamente implantado o sistema de outorgas, mediante a Lei nº 1.122 deste mesmo ano. A limitação imposta por essa lei é que o uso da água fica restrita à sua quantidade, que deve respeitar o direito de uso para o qual recebeu a licença (Silva *et al.*, 2019).

Na Colômbia, embora a lei seja de 1942, esta trouxe em seu bojo a cobrança da água para qualquer tipo de uso, mas os valores cobrados eram considerados como ínfimos. Poucas foram as cobranças implementadas, e os valores eram revertidos para manutenção do sistema de monitoramento (Freire, 2002).

A Lei das Águas na Costa Rica, assim como na Colômbia, foi instituída em 1942 que, embora considere águas de domínio público, faz referência às águas privadas como sendo aquelas armazenadas que chegam através da chuva e as águas subterrâneas como sendo pertencentes ao proprietário do local onde aconteceu a perfuração de poços (Freire, 2002).

Na Costa Rica e na Colômbia só não é necessária outorga para o uso de água potável. Logo, caso queira perfurar poço dentro de propriedade privada, não há necessidade de outorga, porém, deve ser cumprido os requisitos de distanciamento de no mínimo dois metros entre os poços quando

localizados na área urbana e de quinze metros quando localizados na área rural. Se a água desses poços não for para o uso doméstico, e sim para outra finalidade, então, necessita de outorga. A outorga tem validade de até trinta anos, podendo perdê-la se não utilizar a água por três anos consecutivos ou pelo o não cumprimento das obrigações estabelecidas (Freire, 2002).

Nos Estados Unidos, o Governo Federal implementou uma política de cobrança, considerada como bem estruturada, que se dá junto aos que usam da água para atividades rurícolas (Serrano e Carvalho, 2013).

Na Holanda, a concessão para uso de água é chamada de *Groundwater*. Logo, para grandes retiradas, é exigido esse documento, enquanto, que para médias retiradas, é exigido apenas o registro e pequenas retiradas não é necessário nem concessão, tampouco do registro (Loitzenbauer e Mendes, 2013).

Já se tratando da Índia, que enfrenta um verdadeiro caos, diante de problemas que envolvem os recursos hídricos, os donos de poços comercializam suas águas a um preço considerado elevado e mesmo assim existe grande demanda, pois há o entendimento de que a água comprada junto aos proprietários de poços promove maior segurança no quesito qualidade (Freire, 2002).

A aplicação da cobrança já é uma prática antiga no México e resultava em 50% da arrecadação dos que poluísem e em 50% dos que captassem água. Com o passar dos anos esse cenário mudou e hoje 90% do que é arrecadado provém daqueles que poluem, enquanto 10% são arrecadados daqueles que captam água (Freire, 2002).

Embora demonstrado como funciona o contexto de outorga para uso de água em vários países, não poderia deixar de tratar desse tema voltado para área de estudo dessa pesquisa, que se delimita dentro da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, limitando-se da nascente do Rio em Monteiro, até o Açude de Boqueirão em Campina Grande.

Nesse diapasão, com base em informações fornecidas pela AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba), entre Monteiro e Boqueirão, a área que tem maior número de usuários de água é na bacia hidráulica do açude de Boqueirão. Em segundo lugar está o trecho entre Congo e a cidade de Caraúbas, que sempre apresenta conflitos pelo uso de água no período de estiagem. Os usuários que mais requerem outorgas são os irrigantes de hortaliças e demais culturas de ciclo longo como banana, maracujá, mamão entre outros.

Nem todos os que retiram água solicitam a outorga, porém, no trecho que é de atribuição da AESA fiscalizar e emitir licença da outorga, a grande maioria tem interesse na regularização e buscam essa licença com o intuito de participar do projeto denominado de “Tarifa Verde da Energisa”, que pode beneficiá-los. Esse projeto oferece desconto na energia elétrica consumida e um dos requisitos deste benefício é a apresentação da concessão da outorga.

ANÁLISE

A Bacia do Rio Paraíba, inserida em uma região de precipitações mais escassas do país, é composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e regiões do Alto, Médio e Baixo Curso do Rio Paraíba (Aesa, 2018). Mas, para presente pesquisa delimitaram-se alguns mananciais do alto curso Paraíba, como exemplo, o Açude Epitácio Pessoa, construído na década de 50 e que tem um papel muito importante para a cidade de Campina Grande (PB), visto que desde a sua inauguração, tem contribuído para o abastecimento de água potável na cidade.

Outro manancial que faz parte do Alto Curso Paraíba é o Açude de Poção que abastece e fica localizado no município de Monteiro (PB). Não se pode deixar de mencionar também o Açude de Camalaú, localizado na cidade de Camalaú (PB), sendo um dos primeiros reservatórios a receber as águas do Rio São Francisco na Paraíba, assim como, o Açude do Congo, também denominado de Açude de Cordeiro, que é um dos maiores reservatórios da Paraíba responsável pelo abastecimento de diversas cidades da região.

Embora, tenha sido acima delineado os mananciais que compõem a bacia em estudo, não se pode deixar de tratar também acerca das águas advindas do Rio São Francisco, que aportaram ao Estado mediante o Projeto de Transposição. Embora a água seja federal o que de imediato atribui-se à competência para concessão de outorga dessa água à ANA, após adentrar o território paraibano, a responsabilidade pela concessão da outorga passa a ser da AESA, ou seja, a água continua sendo federal, mas a gestão será estadual.

A Bacia do Rio Paraíba é a segunda maior bacia do Estado, pois abrange 38% do seu território e é composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e Regiões do Alto, Médio e Baixo Curso do Rio Paraíba. Possui uma área total de 19.456,73 km² e perímetro de 1.077,98 km. Monteiro (PB) é a cidade com maior extensão territorial (área de 996,88 km e perímetro de 156,58 km) e lá que nasce o Rio Paraíba na Serra do Jabitacá, zona rural desse município.

Os mananciais em estudo, compreendem o Alto Curso do Rio Paraíba, limitando-se ao Cariri Paraibano e o sistema de outorga para captação de água desses mananciais é de responsabilidade da AESA que, conforme dispõe a Lei nº 9.433/1997, torna-se um instrumento de gestão que tem como finalidade o controle quantitativo e qualitativo dos vários usos da água, sejam subterrâneas ou superficiais. Já a concessão da outorga, nada mais é que um ato administrativo do gestor, no caso aqui emitido pela AESA, desde que preenchidos os requisitos legais para tanto, sendo ela válida por tempo determinado conforme dispõe a lei que a regulamenta (Lei nº 9.433/1997).

A solicitação de outorga na Paraíba pode ser realizada no portal da agência citada, sendo de responsabilidade do usuário requerente o preenchimento das informações, seguindo todas as etapas exigidas pelo sistema.

A outorga deve ser emitida para os usos que compreendem extração de água de aquífero para consumo ou para uso em processo produtivo; lançamento em esgotos dos demais resíduos líquidos ou gasosos, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final; utilização com a finalidade de instalação de usinas hidrelétricas; usos que alterem a quantidade ou a qualidade da água que existente em um corpo de água.

A Lei nº 6.308, de 02 de julho de 1996 que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba, dispõe a obrigatoriedade sobre o instrumento da outorga, conforme abaixo:

Artigo 15 – No âmbito da competência do Estado, qualquer intervenção nos cursos de água ou aquífero que implique na utilização dos Recursos Hídricos, a execução de obras ou serviços que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade dos mesmos, depende da autorização do órgão Gestor, do Sistema de Planejamento e Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado Paraíba. Parágrafo Único – Estão isentos da necessidade de autorização, a construção de barreiros ou a execução de pequenos poços, cujas capacidades e vazões serão posteriormente regulamentadas, através de Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Artigo 16 – Depende de cadastramento e da outorga do direito de uso pelo Órgão Gestor, a derivação de água de seu curso ou depósito superficial ou subterrâneo, para fins de utilização no abastecimento urbano, industrial, agrícola e outros, bem como, o lançamento de efluentes nos corpos de água, obedecida a legislação federal e estadual pertinente.

Embora exista previsão legal em lei federal e estadual acerca do instrumento da outorga e sua obrigatoriedade para alguns usos, conforme acima citado, ainda, é possível verificar o desconhecimento por alguns usuários que se arriscam a usar a água de modo não licenciado, comprometendo a própria saúde e a dos outros consumidores, a exemplo de resíduos lançados em corpo hídrico sem a devida licença de outorga e sem acompanhamento por órgão competente. Na figura 3, é possível visualizar as outorgas vencidas no curso do Rio Paraíba.

Figura 3. -Outorgas vencidas na Paraíba. Fonte: AESA, 17/11/2021 (<http://siegrh.aesa.pb.gov.br:8080/aesa-sig/>)

Os pontos em vermelho na figura 3 correspondem à todas as outorgas vencidas na Paraíba. Foram 88 (oitenta e oito) outorgas emitidas na Bacia do Rio Paraíba no período de 2018 até o primeiro triênio de 2022, somente 22 (vinte e duas) estão válidas, ou seja, 25% (vinte e cinco por cento) das licenças emitidas no período mencionado estão vigentes

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo para requerimento de outorga como evidenciado no decorrer da pesquisa, inicia-se no portal da Agência Reguladora (AESAs) e estando em conformidade com as normas, será deferida a sua concessão para uso de água.

Para presente pesquisa conseguiu-se concluir que, hodiernamente, inúmeras outorgas encontram-se vencidas em toda Paraíba. Um cenário preocupante e que acende um alerta quanto ao uso indiscriminado das águas da bacia do Rio Paraíba. Ainda de acordo com informações fornecidas pela AESA, o ponto de maior conflito dentro da limitação da área de estudo dessa pesquisa, está em torno do Açude de Boqueirão, onde há inclusive o maior número de concessão de outorgas.

É evidente a fragilidade quanto à aplicação e cumprimento da Lei da Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos face ao que foi demonstrado na Figura 2, pois resta subentendido que há vulnerabilidade quanto à fiscalização das outorgas concedidas. Isso demonstra a falta de controle sobre o uso dos recursos hídricos e, conseqüentemente, pode comprometer a quantidade e qualidade de água.

O Brasil é rico em recursos hídricos, porém, há um elevado desperdício desses recursos decorrente do alto índice de poluição das águas, da destruição das matas ciliares, do descarte de resíduos e material tóxico, em rios, mares e lagos, provocando danos muitas vezes irreparáveis. Com essas ações o homem tem de forma irresponsável destruído os recursos naturais potencializado pela falta de fiscalização do órgão responsável pela concessão da outorga dentro dos limites legais de vazão de água.

A necessidade de uma reformulação na gestão das águas e sua criteriosa implementação, é cada vez mais evidente, e exige urgência. Embora, o Brasil, seja um dos países que se comprometeu até 2030 promover a igualdade entre os povos e garantir a dignidade da pessoa humana atendendo aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 da ONU, ao se abordar o tema sobre o acesso à água potável, é de se preocupar com a quantidade e qualidade desse bem por causa da má gestão dos recursos hídricos o que por diversas vezes parece não ser uma prioridade para as autoridades públicas.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof.ª Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERENCIAS

Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA (2018). “Meteorologia”. Disponível em: < http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas-grafico/?id_municipio=35&date_chart_init=2012-01-01&date_chart=2018-12-31&period=personalizado >. Acesso em: 12 mai. 2021.

Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA (2018). “Meteorologia”. Geo Portal. Disponível em: <http://geoserver.aesa.pb.gov.br/geoprocessamento/geoportal/shapes.html>

Costa, D. de A. et al. (2019). “Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos – o enquadramento como ferramenta para reabilitação de rios”. *Revista Saúde Debate*. Rio de Janeiro, v. 43, ed. Especial 3, p. 35-50. Disponível em: < <https://www.unisantos.br/observacbhbs/wp->

- Couceiro, S.; Hamada, N.** (2011). “Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região Norte do Brasil”. *Oecologia Australis*, v. 15, p. 762-774. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.02> >. Acesso em: 09 fev. 2022.
- Cunha, B. P. da; Farias, T.; Silva, J. I. A. O.** (2018). “Acesso à água como direito humano: um estudo a partir da arquitetura legal-institucional latino-americana”. In Leite, J. R. M.; Peralta, C. E.; De Carli, A. Alice. *Agua y saneamiento básico en el siglo XXI: Brasil y Costa Rica*. San José, C.R.: Universidad de Costa Rica, Vicerrectoría de Acción Social, Facultad de Derecho.
- Freire, C. C. “Outorga e cobrança: instrumentos de gestão aplicados à água subterrânea”. *Anais do XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*, n. 1, 2002. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22713>. Acesso em: 9 fev. 2022.
- Jacobson, M.G.** (2003) “Wood versus Water: Timber Plantations in Semiarid South Africa”. *Journal of Forestry*, Volume 101, Issue 5, July, Pages 31–35, <https://doi.org/10.1093/jof/101.5.31>.
- Selborn, L.** “A ética do uso da água doce: um levantamento”. *Cadernos Unesco Brasil*, [s. l.], v. 3, 2001. Disponível em: < <http://www.precog.com.br/bc-texto/obras/ue000057.pdf> >. Acesso em: 09 fev. 2022.
- Serrano, L. M.; Carvalho, M. V. de.** (2013) “Cobrança pelo uso de recursos hídricos e tarifas de água e de esgoto: uma proposta de aproximação”. *Revista da Universidade Federal de Minas Gerais*, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 306-333. Disponível em: < <https://doi.org/10.35699/2316-770X.2013.2703> >. Acesso em: 09 fev. 2022.
- Silva, J. I. A. O.; Leite, J. R. M.** (2019). “O instituto jurídico da segurança hídrica e a necessidade de um ajuste normativo e jurisprudencial”. *Revista Novos Estudos Jurídicos - Eletrônica*, [s. l.], n. 24, p. 972 - 1005. Disponível em: < <https://siaiap32.univali.br/seer/index.php/nej/article/view/15510> >. Acesso em: 09 fev. 2022.

TRATAMENTO DE ÁGUA POR PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

Paula Cristina de Souza, Milton Manzoni Junior

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil
paulasouza@utfpr.edu.br; m.manzonijr@gmail.com

RESUMO:

Diante dos métodos de tratamento de água, o presente artigo utiliza a eletrocoagulação com emprego de reator em batelada, com capacidade de 4 litros, eletrodos em alumínio e corrente de 3A para reduzir parâmetros de cor e turbidez de água bruta. Houve variação de tempo de eletrolise e análise das eficiência de remoção de poluentes e quantidade de lodo gerado em função da velocidade de rotação do agitador mecânico. O tratamento atingiu eficiência de remoção próximos a 100% de turbidez e cor e verificou que a velocidade de rotação afeta a quantidade de lodo gerado.

PALAVRAS CHAVES: *água bruta, reator de batelada, eletrodos, lodo.*

ABSTRACT:

In face of the water treatment methods, the present article apply electrocoagulation with the use of a batch reactor with 4 L capacity, aluminium electrodes and 3 A currents to reduce the parameters of color and turbidity of brute water. There was a variation of electrolysis time, pollutant removal efficiency analisis and and amount of sludge generated according to the rotation speed of the mechanical stirrer. The treatment reached color and turbidity removal efficiency near 100%, and we observed that the rotation speed affect the the amount of sludge generated.

KEYWORDS: *Water, reactor, electrodes, sludge*

INTRODUÇÃO

O Brasil detém empresas que, através de concessões, fazem serviços de saneamento básico em muitos municípios. O Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (2018) registrou que cerca de 83,9% da população total era atendida pela rede de distribuição de água.

A eletrocoagulação surge como um processo que utiliza de uma técnica eletroquímica de tratamento de água e de efluentes. É um método que faz uso da oxidação de placas metálicas das quais recebem uma corrente elétrica. Os íons liberados começam a reagir com os poluentes, onde se inicia as reações de coagulação, flotação, sedimentação e formação de gases

O processo de tratamento por eletrocoagulação é, para Nawarkar e Salkar (2019 p. 223), um meio de tratamento mais eficiente, pois coloca que a instalação e o funcionamento se dão por deter equipamento mais simples e de fácil operacionalização. Reitera que o tempo de reação e de sedimentação se dão por um período de tempo curto. Hakizimana et al (2017, p. 17) traz que nesse processo há vantagens em relação aos coagulantes químicos, mas dependendo se seu funcionamento tenha uma baixa de corrente elétrica sendo eles uma desinfecção mais efetiva e ser mais eco-friendly.

Portanto, determinou-se que o trabalho terá como finalidade apresentar qual foi a eficiência que o tratamento por eletrocoagulação terá sobre a água bruta. Finalmente, será averiguado a remoção de cor e de turbidez por meio do uso de placas de íon alumínio.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos deste trabalho foram realizados no Laboratório de Mecânica dos Fluidos e o Laboratório de Saneamento do Núcleo de Pesquisas de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Campo Mourão.

O fluido utilizado para a realização dos experimentos foi a água bruta, provido pela parceria entre a instituição de ensino com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

A coleta da matéria-prima foi feita no dia 12 de fevereiro de 2020, sendo armazenada em embalagens plásticas de 5 litros de capacidade. A obtenção desta água bruta se deu pelos dutos que abastecem o laboratório interno da SANEPAR, onde essa água pode ser captada e, assim, serem feitas as análises da Companhia.

De acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017) é necessário que se faça duplicatas a fim de manter uma maior precisão, assim toda a metodologia seguirá esse padrão. Além disso, reitera o que as amostras de água bruta estejam resguardadas sob ambiente com temperatura em torno de 4°C. Os procedimentos dos ensaios foram utilizando placas de alumínio de 10 cm de altura, 19,5 cm de largura e 0,3 cm de espessura. Essas placas foram fixadas com uma distância de 10 mm entre si, com o auxílio de anéis de borrachas, e as partes sobressalentes das hastes de fixação foram utilizadas para apoiar sobre um reator de acrílico que recebia um volume de 4 litros de água bruta. Como parte das placas ficavam imersas, a outra parte recebia uma corrente contínua de uma fonte de energia fixada em 5 A, conforme apresentado na Figura 1.

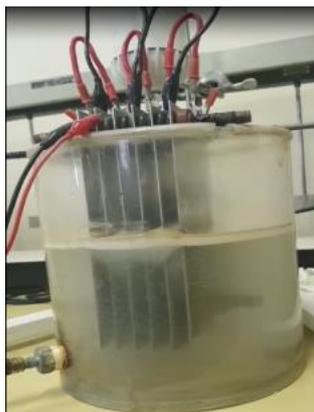


Figura 1 – Processo de eletrocoagulação
Fonte: Autor, 2022

Como há o uso de placas de alumínio, as principais reações que surgirão com o processo são as apresentadas pelas equações químicas (1) e (2).



Para dar início à batelada, realizava-se a adequação do pH com auxílio do ácido sulfúrico (H₂SO₄) e o hidróxido de sódio (NaOH), tornando-o no valor de 6. Aumentou-se a condutividade elétrica com o uso do cloreto de sódio (NaCl), para permitir uma melhor eficiência da eletrocoagulação. Realizada as adequações, ligava-se a fonte e um agitador mecânico da marca FISATON, modelo 711, cod.450-1, 230V.

Os ensaios foram realizados por três tempos distintos sendo eles de 15 min., 30 min. e 45 min. Os dias em que foram realizadas as bateladas, a temperatura permeava em torno de 25°C (±1°C).

Para determinar o percentual de eficiência de remoção (R) para os parâmetros de cor e de turbidez, foi utilizada a equação matemática (3). Em que CB corresponde à concentração da água bruta e CT à água tratada.

$$R(\%) = \frac{(CB-CT)}{CB} \cdot 100 \quad [3]$$

RESULTADOS

Os valores médios obtidos pela verificação de turbidez e cor aparente da água bruta estão inseridos na Tabela 1.

Tabla 1.- Remoções de cor e turbidez da água bruta.

Tempo de ensaio (minutos)	Ensaio	
	Cor (CPU)	Turbidez (NTU)
15	140 +/- 0,00	16,9 +/- 1,30
30	140 +/- 0,00	10,3 +/- 1,35
40	140 +/- 0,00	10,5 +/- 0,24

Pode-se notar que os valores brutos obtidos possuem valores superiores ao qual está determinado, em que a água no sistema de distribuição não ultrapasse 15 PCU e 5 NTU. Com o procedimento experimental foram obtidos valores correspondentes aos presentes na Tabela 2, em que surge também o percentual de remoção.

Pode-se notar que os valores brutos obtidos estão com valores superiores ao qual está determinado na Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, em que a água no sistema de distribuição não ultrapasse 15 PCU e 5 NTU.

Com o procedimento experimental foram obtidos valores correspondentes aos presentes na Tabela 2, em que surge também o percentual de remoção.

Tabla 2.- Porcentagem de remoções de cor e turbidez da água bruta.

Tempo de ensaio (minutos)	Cor	Turbidez
	% de Remoção	% de Remoção
15	96,4+/-0,50	61,54+/- 1,19
30	100+/-0,20	99,03+/- 0,52
40	100+/-0,20	98,85+/- 0,16

Fazendo, primeiramente, um comparativo entre a cor aparente nos três tempos de ensaio, pode-se notar que a remoção foi quase que total no período de 15 min., diferentemente dos outros dois tempos em que obtiveram um resultado total de 100% de remoção da cor aparente.

Analisando os resultados de turbidez, pode-se notar que a contagem de 15 minutos não foi eficiente ao ponto de chegar próximo dos tempos de 30 e 45 minutos, em que a carga removida chegou em 99,03% e 98,85%, respectivamente.

A produção de lodo no tratamento por eletrocoagulação (EF) é proporcional às características do efluente bruto, aos sólidos sedimentáveis presentes, concentração de coagulante gerada e a matéria desestabilizada pela coagulação, a densidade de corrente aplicada e ao tempo de eletrólise (KOBYA et al, 2006).

No Gráfico 1 está representada a quantidade de lodo obtida pelo ensaio do cone Imhoff, nela pode-se verificar que a quantidade do lodo gerado sobre um pequeno acréscimo em relação aos aumentos da velocidade de agitação dentro do reator. A rotação 1 equivale a 170rpm, rotação 2 a 430rpm, rotação 3 a 690 rpm e rotação 4 a 950 rpm. Obsevando que a velocidade de rotação afeta o volumen do lodo gerado.

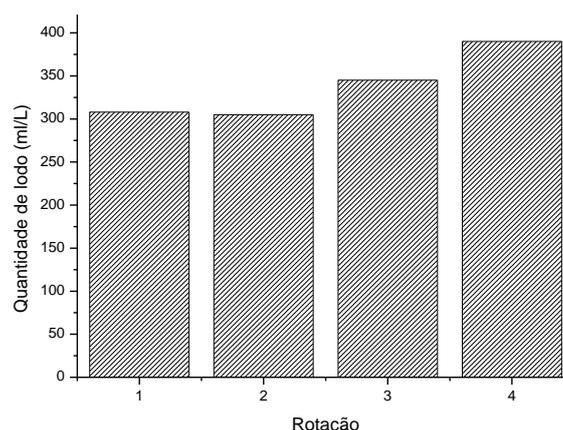


Figura 2.- Quantidade de lodo gerada em diferentes rotações.

CONCLUSÃO

Pelos resultados obtidos pelo processo de eletrocoagulação, pode-se notar que é um meio que traz um resultado muito agradável ao que se espera dos parâmetros de cor aparente e turbidez e do que se aceita pela resolução dada pela Portaria de Consolidação.

Do resultado obtido no tempo de 15 minutos pode-se supor que a falta de sucesso, levando-se em consideração aos outros tempos, foi devido ao pouco período de funcionamento do procedimento.

Essa hipótese pode ser em decorrência da falta de oxidação das placas de alumínio, em que os íons metálicos não foram abundantes para que houvesse a combinação com os poluentes e, assim, formando flotados e sedimentados.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimento à UTFPr-Campus de Campo Mourão-Pr e pelo CNPq pelo financiamento à pesquisa.

REFERENCIAS

- APHA - American Public Health Association. AWWA - American Water Works Association.** (2017) WEF Water Environmental Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23. ed. APHA/AWWA/WEF: Washington.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5 DE 28 DE SETEMBRO DE 2017.** Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.** (2019) Projeções da População: Brasil e Unidades da Federação: Nota metodológica n. 01: Forma de cálculo [...]. Rio de Janeiro,
- HAKIZIMANA, J. N.; GOURICH, B.; CHAFI, M.; STIRIBA, Y.; VIAL, C.; DROGUI, P.; NAJA, J.** (2017). Electrocoagulation Process in Water Treatment: A Review of electrocoagulation modeling approaches. Elsevier, V.404, Desalination, p. 3-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>.
- KOBYA, M; HIZ, H; Senturk, E;** (2006). Aydiner, C; Demirbas, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. Desalination, n. 190, p. 201- 211.
- NAWARKAR, C. J.; SALKAR, V. D.** (2019) Solar Powered Electrocoagulation System for Municipal Wasterwater Treatment. Elsevier, fev. 2019, V.237, Fuel, p. 223. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.09.140>.

ANÁLISE DA EFETIVIDADE DA AGÊNCIA REGULADORA DE SANEAMENTO BÁSICO/ARSAN, LOCALIZADA NA BACIA DO MÉDIO SÃO FRANCISCO/MG

Aléxia Malveira da Silva 1º Autor, Roberto César de Almeida Monte-Mor 2º Autor

Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira – Brasil.
engalexiamalveira@gmail.com; rmontemor@unifei.edu.br
+ 55 (31) 3839-0855

Introdução

As agências reguladoras surgiram no final dos anos 90, em função da redução da participação direta do Estado em alguns setores econômicos. A Regulação visa assegurar o controle ou monitoramento do funcionamento de serviços públicos considerados essenciais ou básicos para a vida econômica e social do País e que requerem algum tipo de intervenção pública na relação entre o produtor e o consumidor (ARAGÃO, 2002 apud Lins, 2007).

Mesquita (2005) destaca que no modelo de intervenção direta, quem fixa a política é o Poder Executivo, por meio de seus ministérios. No modelo regulatório, a política é fixada pelo Congresso Nacional por meio de lei. Lima (2017) observa que a consolidação da atividade regulatória do Estado no Brasil, percorreu o caminho da descentralização, por intermédio da criação de entidades autárquicas, denominadas de Agências Reguladoras.

As Agências Reguladoras são autarquias e têm um papel bastante importante para beneficiar os usuários mediante a fiscalização, inspeção e regulação dos serviços públicos. Tem como função o levantamento de dados sobre o mercado de atuação e a elaboração de normas disciplinadoras para o setor regulado. Cabe ainda a responsabilidade da fiscalização dessas normas, a defesa dos direitos dos consumidores, a gestão de contratos de concessão de serviços públicos delegados e o incentivo à concorrência.

As atribuições e competências das agências reguladoras de saneamento podem contribuir de forma significativa para o cumprimento das metas de universalização do saneamento estabelecidas na política nacional de saneamento básico, podendo exercer vários papéis na busca pela universalização como: regulação, fiscalização e controle do serviço prestado. Portanto, objetiva-se neste estudo, apresentar a prestação dos serviços de regulação na bacia do médio São Francisco, Norte de Minas Gerais, buscando entender a relevância da atuação da agência reguladora e sua efetividade nos processos regulatórios sobre a prestação dos serviços de saneamento básico, especificamente Resíduos Sólidos Urbanos.

Metodologia

Este trabalho será pautado pelo método exploratório, método da pesquisa que envolverá um referencial teórico, coleta de dados secundários, pesquisa documental, levantamento de dados primários obtidos por meio de sites oficiais, planos municipais/intermunicipais de Saneamento Básico e ou planos municipais/intermunicipais de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. Neste caso, será aplicada a comparação universalizadora, que tem como propósito a busca de padrões e regularidades nas causas e explicações dos fenômenos (TILLY, 1984).

Resultados e Discussões

A Agência Reguladora atuando de forma eficaz, constitui-se um instrumento indispensável para atingir o bem-estar da sociedade, contribuindo para que os usuários dos serviços possam obter garantias na qualidade dos serviços que recebem, evitando também qualquer abuso relativo ao poder econômico. Não obstante o novo Marco Legal do Saneamento Básico, além de alterar as atribuições e competências da Agência Nacional das Águas acrescenta a importância da regulação dos serviços de saneamento básico. Vale destacar a redação do dada pela lei 14.026, de 2020, em seu artigo 23 que “a entidade reguladora, observadas as diretrizes determinadas pela ANA, editará normas relativas às dimensões técnica, econômica e social de prestação dos serviços públicos de saneamento básico, que abrangerão, pelo menos, os seguintes aspectos” (Brasil, 2020):

- I. Padrões e indicadores de qualidade da prestação dos serviços;
- II. Requisitos operacionais e de manutenção dos sistemas;
- III. As metas progressivas de expansão e de qualidade dos serviços e os respectivos prazos;
- IV. Regime, estrutura e níveis tarifários, bem como os procedimentos e prazos de sua fixação, reajuste e revisão;
- V. Monitoramento dos custos;
- VI. Avaliação da eficiência e eficácia dos serviços prestados;
- VII. Plano de contas e mecanismos de informação, auditoria e certificação;
- VIII. Subsídios tarifários e não tarifários;
- IX. Padrões de atendimento ao público e mecanismos de participação e informação;
- X. Medidas de segurança, de contingência e de emergência, inclusive quanto a racionamento;
- XI. Procedimentos de fiscalização e de aplicação de sanções previstas nos instrumentos contratuais e na legislação do titular; e
- XII. Diretrizes para a redução progressiva e controle das perdas de água.

De acordo com a nova legislação, percebe-se que um possível caminho para fortalecer o setor de saneamento básico é o nivelamento da regulação em âmbito nacional. Por ser considerado um setor complexo e repleto de diferentes arranjos institucionais para a prestação do serviço, a regulação a nível nacional tem um potencial de fortalecer a regulação em âmbito estadual e municipal segundo (ARAÚJO; BERTUSSI, 2018).

Essas funções são fundamentais para que os serviços públicos sejam prestados aos usuários e consumidores, privando pela eficiência e qualidade, buscando sempre o bem estar coletivo. A fiscalização dessas normas, a defesa dos direitos dos consumidores, a gestão de contratos de concessão de serviços públicos delegados e incentivo à concorrência são o foco das agências, além de minimizar os efeitos dos monopólios naturais e desenvolver os mecanismos de suporte.

Agência Reguladora de Saneamento Básico do Norte de Minas – ARSAN, criada em junho de 2020 por iniciativa do Consórcio Intermunicipal para o Desenvolvimento Ambiental Sustentável do Norte de Minas (CODANORTE). A instituição tem como objetivo regular, acompanhar e fiscalizar os serviços de abastecimento de água, energia, limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos e esgotamento sanitário no âmbito dos municípios consorciados que aderirem. Ela é integrante da Administração Pública, dotada de personalidade jurídica de direito público e submetida ao regime autárquico especial, dotada de poder de polícia e de autonomia administrativa, orçamentária e financeira, observados os princípios da transparência, tecnicidade, celeridade e objetividade das decisões.

A implantação de uma Agência Reguladora de Saneamento Básico no Norte de Minas, visa preencher uma lacuna existente nos serviços prestados por concessionárias e prestadores de serviços públicos de saneamento básico, que de fato submetam-se as normas de regulação, estabelecendo tarifas e preços de tais serviços, onde sua base de cálculo e fator gerador sejam de acordo com as realidades loco-regionais.

O Norte de Minas é composto por **89** municípios, dentre estes, 40, estão conveniados e terão os serviços do Sistema Municipal de Resíduos Sólidos urbano regulados pela ARSAN.

Com esta pesquisa propõe-se verificar os impactos de uma Agência Reguladora de Saneamento Básico e os benefícios proporcionados por uma regulação justa, equânime e comprometida com os critérios técnicos e legais vigentes no contexto de sua inserção.

Por conseguinte, a eficiência da mesma há de proporcionar impactos significativos na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos, uma vez que todo o seu processo de manejo, desde a coleta, transporte e destinação final será regulado por uma Agência Reguladora conhecedora de suas especificidades econômicas, geográficas e sociais de forma transparente e com autonomia administrativa, econômica e política peculiar às Agências Reguladoras.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos Profª Água, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), à Agência Nacional de Águas (ANA) e à Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI) - Campus Itabira. E ao professor Dr Roberto César de Almeida Monte-Mor, pelo apoio e orientação.

Referências Bibliográficas

ARAGÃO, Alexandre Santos de (Org.). O poder normativo das agências reguladoras. Rio de Janeiro: Forense, 2006.

ARAÚJO, F. C.; BERTUSSI, G. L. Saneamento Básico no Brasil: estrutura tarifária e regulação. São Paulo: IPEA, 2018. Planejamento e Políticas Públicas, 51. Disponível em: http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9864/1/ppp_51_saneamento.pdf. Acesso em: 23 mai. 2022.

LEI 14026/2020, disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.026-de-15-de-julhode-2020-267035421>

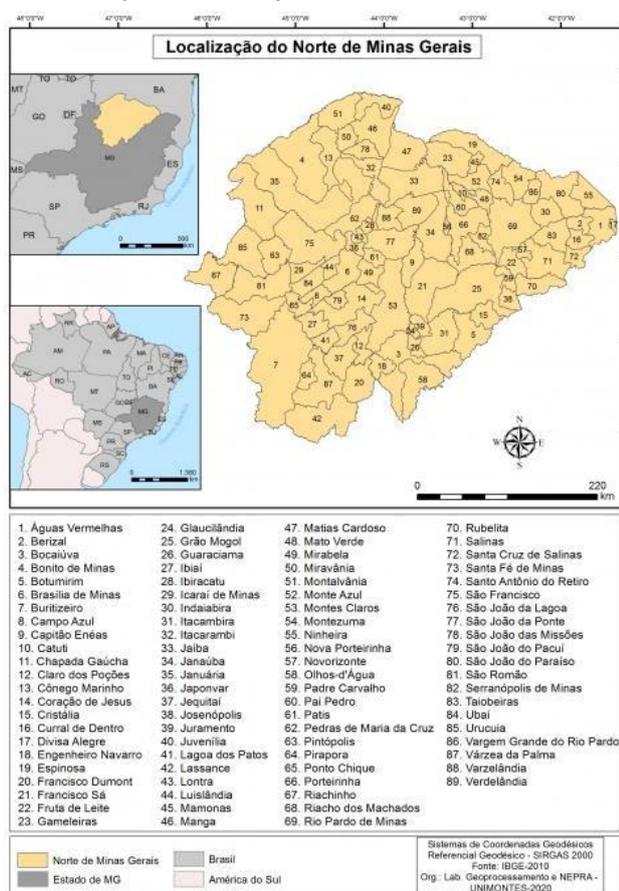
LIMA, Atur Carnauba Guerra Snagreman. Aspectos da Autonomia Reforçada (Independência) das Agências Reguladoras, 2017.

LINS, Antônio de Pádua Gomes D'Almeida. Regulação enquanto ferramenta de controle social no Setor de saneamento. Estudo de caso: arsal, 2007.

MESQUITA, Alvaro Augusto Pereira. O papel e o funcionamento das Agências Reguladoras no contexto do Estado Brasileiro; Problemas e soluções, 2005.

TILLY, C. Big structures, large processes, huge comparisons. New York: Russel Sage Fdtn., 1984. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/343840872/Tilly-Charles-BigStructures-Large-Processes-Huge-Comparisons-pdf>. Acesso em: 23 mai. 2022.

Figura 1 – Localização do Norte de Minas Gerais



Fonte: Elaborado pelos autores a partir de IBGE (2010).

Pressupõe-se que a efetividade dos serviços será exitosa pois no processo regulatório, muitos fatores serão levados em consideração, dentre os quais destaca-se especificidades loco regionais, tais como: condições socioeconômicas, disponibilidade do serviço, tratamento e qualidade dos produtos oferecidos.

PERCEPÇÃO E ANÁLISE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PITIMBU, RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL

1^a. Carmem Sara Pinheiro de Oliveira e 2^o. Jean Leite Tavares

Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil¹; Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, Brasil²
carmemspoliveira@gmail.com¹; jeanl.tavares@gmail.com²

Introdução

Considerado um recurso natural de extrema importância, a água desempenha diversas funções ao longo do seu ciclo hidrológico. Além da demanda biológica para a manutenção dos ecossistemas e dos organismos vivos, a água é utilizada para diversos fins nas atividades humanas.

Visando os múltiplos usos humanos, a água deve estar dentro dos valores máximos permitidos obedecendo critérios de potabilidade que atendem as necessidades dos usuários e não prejudicam os mesmos, esse padrão é mensurado pelos parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e radioativos (BRASIL, 2004).

Sasahara (2009), afirma que os inúmeros conflitos gerados por meio das atividades antrópicas, podem estar contribuindo para o desenvolvimento insustentável de bacias hidrográficas, tendo em vista que as necessidades atuais estão sendo satisfeitas sem o devido comprometimento e cuidado com as gerações futuras. Portanto, a contaminação, especificamente de águas doces que visam o consumo do ser humano, gera forte impacto negativo no planeta.

Essa problemática se adequa com a situação da Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP), tendo em vista que sua superfície vem sendo amplamente ocupada. Para Borges et al. (1999), o rio Pitimbu é um dos principais abastecedores da capital e de municípios da grande capital, e portanto exige uma maior necessidade de proteção ambiental de suas águas e margens através do cumprimento das leis em uso, assim como a criação de novas ações que sejam capazes de promover uma maior proteção de maneira mais sustentável, sem causar desequilíbrio ambiental na bacia.

Diante do exposto, o presente estudo tem como objetivo geral analisar as condições de qualidade das águas e a percepção ambiental de um dos principais mananciais superficiais do Rio Grande do Norte, o rio Pitimbu

Material e Métodos

Durante o ano de 2017, no mês de outubro, foi realizada uma coleta no turno da manhã em cinco trechos diferentes da BHRP (Figura 1) em época de seca: P1 (Jusante Lagoa do Jiqui); P2 (Montante Lagoa do Jiqui); P3 (Ponte BR 304); P4 (Ponte BR 101); P5 (Passagem de Areia). Os pontos escolhidos contemplaram todos os municípios que a Bacia Hidrográfica banha com suas águas, sendo eles: Macaíba, Natal e Parnamirim.

Para o recolhimento da água nos respectivos locais e obtenção dos dados, foram utilizados a cada coleta frascos de polietileno com capacidade para 1L e 500 mL, frascos de oxigênio dissolvido e frascos estéreis para a coleta microbiológica. Os parâmetros de qualidade de água analisados foram: Oxigênio Dissolvido (OD), coliforme total, pH, turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, gradiente de temperatura, transparência, clorofila a, cloro total e metais pesados. Por meio destes parâmetros foi possível também inferir o Índice de Qualidade de Água (IQA) e Índice de Estado Trófico de Carlson (IET).



Figura 1.- Pontos de coleta das amostras na BHRP. Fonte: Autoria própria (2017).

Adicionalmente à coleta de água, foi preenchida uma planilha de observação em campo que continha parâmetros não mensuráveis quali-quantitativamente, mas que discriminam as principais fontes observadas nos trechos de cada ponto, tais como: odores, coloração, material vegetal suspenso, espuma, mortalidade de animais aquáticos, resíduos sólidos, lançamento de efluentes, dentre outros fatores que descaracterizavam o ambiente natural.

Resultados e Discussão

O IQA e o IET de cada ponto pode ser visualizado na Figura 2.

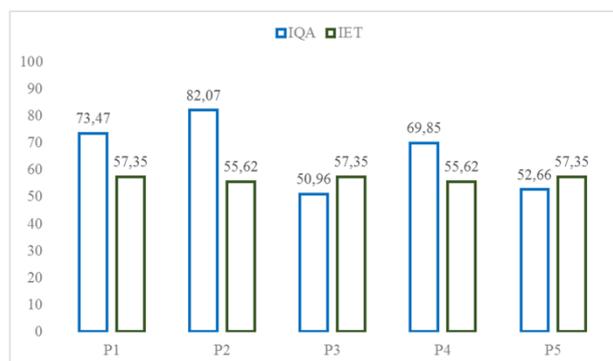


Figura 2.- Valores do Índice de Qualidade de Água e Índice de Estado Trófico nos cinco pontos analisados da BHRP. Fonte: Autoria própria (2018).

O P1 e P2 apresentam IQA Bom, podendo ser relacionado a vegetação e a pouca influência de agentes exógenos, enquanto o P3, P4 e P5 indicam um nível Médio, podendo estar fortemente relacionado as atividades antrópicas, anteriormente citadas, e o período mais seco, no qual também foi observado no estudo de Frinhani e Carvalho (2010).

Todos os pontos apresentaram estado Mesotrófico de eutrofização, sugerindo que os corpos d'água estão com produtividade intermediária, ou seja, apresentam pequenas implicações na qualidade da água, mas isso se dá em níveis aceitáveis, o que pôde ser observado na pesquisa.

A Tabela 1 mostra os valores encontrados para os principais metais pesados presentes na água: Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Manganês, Níquel e Zinco.

Tabela 1.- Resultados encontrados dos metais e valor máximo permitido pelo CONAMA 357/05, de acordo com a Classe 2. Fonte: Autoria própria (2018).

Metais	Pontos					Valor Máximo Permitido VMP
	P1	P2	P3	P4	P5	
Cádmio (mg/L)	0,004	0,003	0,003	0,003	0,004	≤ 0,001
Chumbo (mg/L)	0	0,001	0,01	0,002	0	≤ 0,01
Cobre (mg/L)	0,002	0,002	0,003	0,004	0,001	≤ 0,009
Cromo (mg/L)	0	0	0,001	0,001	0	≤ 0,05
Manganês (mg/L)	0,06	0,001	0,434	0,016	0,08	≤ 0,1
Níquel (mg/L)	0	0	0	0	0	≤ 0,025
Zinco (mg/L)	0,005	0,005	0,004	0,039	0,0005	≤ 0,18

Dentre os metais analisados, apenas o Cádmio se apresentou acima do VMP, onde todos os seus pontos obtiveram níveis acima do desejado. Independentemente dos seus níveis ainda serem considerados baixos, o Cádmio pode causar problemas de caráter fisiológico nos peixes inviabilizando sua sobrevivência no ambiente aquático (Barhoumi et al., 2009). Já o Manganês, apresentou-se mais elevado no P3, a princípio essa alteração pode causar mal cheiro e gosto na água. Portanto, é necessário atentar para possíveis impactos ambientais presentes no rio Pitimbu e fornecer meios de controle para a manutenção do mesmo.

Para análise de estudo dos fatores contribuintes para degradação do ambiente aquático e terrestre, no entorno da BHRP, foi criada uma Tabela (2) com parâmetros a serem analisados em campo de maneira objetiva por meio de observações *in loco*.

Tabela 2.- Percepção do ambiente no entorno do rio Pitimbu. Fonte: Autoria própria (2018).

Parâmetros	Pontos									
	P1		P2		P3		P4		P5	
	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não
Material flutuante não natural (espuma)		X		X		X		X		X
Odor		X		X	X			X	X	
Corantes provenientes de fontes antrópicas		X		X		X		X		X
Presença de óleos e graxas		X		X		X		X		X
Presença de resíduos sólidos objetáveis		X		X	X		X		X	
Ocorrência de mortandade de organismos aquáticos		X		X		X		X		X
Presença de lançamento de efluentes industriais ou domésticos		X		X		X		X		X
Vegetação aquática flutuante		X		X	X		X		X	
Condições de tempo: chuvas, nebulosidades, turvação		X		X		X		X		X
Ocorrência de floração de algas		X		X		X		X		X
Dessedentação de animais		X		X		X		X	X	

Um fator extremamente relevante neste estudo é a interceptação deste rio por rodovias com alta densidade de tráfego de veículos, neste caso sendo observado em dois pontos (BR 101 e BR 304),

o que ajuda a expandir o impacto do meio aquático. É preciso gerar a expansão urbana de maneira adequada, caso contrário implicará em consequências severas para o meio ambiente como um todo.

No P5, observou-se que esse trecho era fortemente utilizado para dessedentação de animais, assim como para despejo de seus dejetos, o que contribuiu para tornar este um dos pontos de menor qualidade de água.

A presença de resíduos sólidos oriundos de ações humanas, se dá em virtude da pouca instrução e entendimento das consequências na maioria das pessoas, sendo necessário meios de levar a educação ambiental ao alcance de todos, principalmente comunidades do entorno do rio tidas como menos favorecidas, visando medidas preventivas.

Conclusão

Os Pontos 1 e 2 apresentaram-se dentro dos limites estabelecidos pela resolução, podendo ser visto também através do valor do IQA apresentando-se como Bom e IET Mesotrófico, apontando apenas o metal cádmio acima do valor máximo permitido.

Os Pontos 3, 4 e 5 apresentaram fatores que levaram a uma maior preocupação, além do cádmio, tendo ainda o P3 apresentado o manganês acima do VMP. É perceptível que determinadas ações como descarte de resíduos sólidos, tráfego de animais, material vegetal flutuante, acabam por reduzir o IQA para Médio, entretanto o IET manteve-se em Mesotrófico, acompanhando os demais pontos.

Em vista disso, é necessário o planejamento e direcionamento de ações que visem a proteção e manutenção de uma área mais extensa do Pitimbu, sendo possível ações de fiscalização *in loco* (para servir de subsídio à intervenções ambientais) constantes e monitoramento contínuo quali-quantitativo das águas e do solo. A inserção de projetos de Educação Ambiental também favorecem a proteção da Bacia e ajudam a comunidade a ficar ciente das necessidades de se preservar.

Agradecimentos

Ao Núcleo de Análise de Água, Alimentos e Efluentes do IFRN (NAAE) pela leitura das amostras.

Referencias

- Barhoumi, S.; Messaoudi, I.; Deli, T.; Said, K. and Kerkeni, A. (2009). "Cadmium bioaccumulation in three benthic fish species, *Salaria basilisca*, *Zosterisessor ophiocephalus* and *Solea vulgaris* collected from the Gulf of Gabes in Tunisia." *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 980-984.
- Borges, A.N.; Barros, M.L.C.M. e Pinheiro, S.B. (1999). "Caracterização física e ambiental da lagoa do Jiqui. 1999." 17 f. Trabalho final da Disciplina Corpos Aquáticos (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Departamento de Engenharia Civil – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 26 de mar. 2004. Seção 1, 266p.
- Frinhani, E.M.D. e Carvalho, E.F. (2010). "Monitoramento da qualidade das águas do Rio do Tigre, Joaçaba, SC." *Unoesc & Ciência - ACET*, v. 1, n. 1, p. 49-58.
- Sasahara, C. (2009). "Sustentabilidade: a perda do caráter de mudança estrutural do conceito." 201 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo. Piracicaba, São Paulo.

COMPRIMENTO DE MEIA-VIDA DO PESTICIDA DIURON EM DIFERENTES ESTAÇÕES DO ANO NO RIO PIRAPOZINHO - SP

1^o. Gabriela de Souza Freitas, 2^o. Natália Garcez Rodrigues e 3^o. Marcela Prado Silva Parizi

Universidade Estadual Paulista - UNESP, Brasil
g.freitas@unesp.br

Introdução

O estado de São Paulo tem sofrido um intenso avanço no cultivo da cana-de-açúcar, utilizada majoritariamente na produção de etanol. Em especial, o Pontal do Paranapanema tem um destaque nessa expansão, apresentando um aumento de cerca de 400% nos últimos anos (Evangelista, 2016). Em conjunto com essa expansão, se intensifica o uso de pesticidas, utilizados para o controle de pragas e aumento da produtividade, sendo o diuron um importante herbicida utilizado.

Sabe-se que os micropoluentes, mais especificamente, os pesticidas, quando atingem corpos hídricos, têm como principais vias de degradação natural as reações fotoquímicas: a fotólise direta e as reações com intermediários reativos produzidos fotoquimicamente (PPRIs) (Latre-Acosta, 2019).

Pertencente ao grupo dos derivados da feniluréia, o diuron, (3(3,4-diclorofenil)-1,1-dimetilureia), é um herbicida aplicado no pré e pós-emergente (Peña-Martinez *et al.*, 2018). Esse composto é aplicado durante o ciclo de germinação da semente, com uma persistência no solo de 3 a 6 meses, tornando a degradação por processos químicos ou biológicos lenta ou inexistente, possibilitando, através da lixiviação, o carregamento desse pesticida para os corpos hídricos superficiais (Mazellier e Sulzberger, 2001).

O conhecimento da persistência de poluentes em ambientes aquáticos é importante para se conhecer seus possíveis impactos ambientais. Neste sentido, a determinação do tempo de meia-vida de compostos em corpos hídricos, ou seja, quanto tempo essas substâncias levam para atingir a metade de sua concentração inicial e o comprimento de meia-vida, equivalente ao comprimento do trecho do rio iluminado pelo necessário para se obter metade da concentração inicial do poluente, são essenciais (Carena, Comis e Vione, 2021).

Dessa forma, dada a escassez de trabalhos que determinem o comprimento de meia-vida de micropoluentes em rios (Vione e Scorazzo, 2019), o presente estudo tem como objetivo a elucidação desse fator no rio Pirapozinho, localizado no oeste do estado de São Paulo e classificado como um dos mais importantes rios da região do Pontal do Paranapanema-SP.

Metodologia

O levantamento bibliográfico foi realizado com diferentes ênfases, dentro delas, uma caracterização do rio Pirapozinho foi necessária para a obtenção dos pontos de coleta de amostras de água, considerando áreas degradadas por ações antrópicas, áreas de preservação permanente e áreas de ocorrência de cultivo de culturas; e também, acerca da velocidade média da vazão do rio.

Ainda, um estudo a respeito da fotodegradação de micropoluentes foi realizado para determinação de parâmetros cinéticos da fotogeração do pesticida DIU, constantes cinéticas de segunda ordem de reação entre o pesticida e as PPRIs e o rendimento quântico da fotólise direta, conforme mostra a Tabela 1 (Fabbri *et al.*, 2015; Zeng e Arnold, 2013).

Tabela 1. Características cinéticas de reatividade do diuron.

$k_{p,H0}$	$k_{p,102}$	$k_{p,3CDOM}^*$	Rendimento quântico
L mol ⁻¹ s ⁻¹	L mol ⁻¹ s ⁻¹	L mol ⁻¹ s ⁻¹	M ⁻¹ s ⁻¹
(7,80±1,70) ×10 ⁹	(2,90±0,60) ×10 ⁵	(7,80±1,60) ×10 ⁸	1,25×10 ⁻²

Após a determinação dos pontos de amostragem, coletas foram realizadas mensalmente durante um ano e parâmetros que influenciam na fotodegradação de compostos foram determinados (pH, concentração de nitrato, nitrito, carbonato, bicarbonato e carbono orgânico total).

A concentração de nitrato foi obtida por meio de espectrofotometria UV-Vis (Agilent Cary 60) com leitura em 525 nm, utilizando o Kit Hanna HI 93707-01; a concentração de nitrito foi medida através do mesmo método de espectrofotometria, com leitura em 466 nm e Kit Hanna HI 93728-01.

Para a determinação do carbono orgânico total o método indireto através de leitura em um Shimadzu TOC-L foi utilizado. O método titulométrico para a determinação da alcalinidade total com ácido sulfúrico e alcalinidade parcial com fenolftaleína foi empregado para obtenção da concentração de carbonato e bicarbonato.

O modelo matemático APEX (*Aqueous Photochemistry of Environmentally-Occurring Xenobiotics*) (Bodrato e Vione, 2014) foi utilizado na obtenção do tempo de meia-vida do diuron no corpo hídrico, utilizando dados a irradiação solar do dia das coletas de amostras e a localização geográfica dos pontos.

O comprimento de meia-vida do composto foi calculado pela equação 1.

$$l_{1/2} = t_{1/2} * v_m \quad [1]$$

A partir do levantamento bibliográfico realizado com foco na obtenção da velocidade de vazão média do rio, Faga, Vieira e Araújo (2013), através do estudo “Autodepuração do rio Pirapozinho/SP”, obtiveram a maior velocidade média de escoamento equivalente a 0,943 m/s.

Resultados e Discussão

Com a caracterização do rio Pirapozinho, três pontos de amostragem foram definidos, dessa forma, são apresentados resultados do comprimento de meia-vida dos três locais. Ressalta-se que todas as amostras foram coletadas nas quatro estações do ano, com o objetivo de caracterizar o corpo hídrico sazonalmente, além disso, diferentes profundidades foram utilizadas, de forma que pudesse se evidenciar a relação da profundidade com a persistência do micropoluente no rio.

Tabela 2. Comprimento de meia-vida do diuron no rio pirapozinho.

		Verão	Outono	Inverno	Primavera
	Profundidade (m)	$I_{1/2}$ (km)	$I_{1/2}$ (km)	$I_{1/2}$ (km)	$I_{1/2}$ (km)
P1	0,5	23,78	25,29	22,98	22,53
	1	46,28	49,12	45,09	44,17
	1,5	69,38	72,51	66,70	65,32
P2	0,5	12,53	14,90	26,07	9,75
	1	24,65	24,65	50,68	19,36
	1,5	36,62	36,62	74,66	28,88
P3	0,5	11,15	11,15	16,85	18,18
	1	21,97	29,23	33,18	35,71
	1,5	32,67	43,37	49,21	52,91

De acordo com a Tabela 2, quanto menor a profundidade, menor o comprimento de meia-vida, fato que era esperado, visto que quanto menor a profundidade, maior a incidência de luz solar e maior a taxa de fotodegradação. Fato que se comprova ainda, segundo Carena, Comis e Vione (2021), em que relacionam o comprimento de meia-vida e a probabilidade do poluente ser fotodegradado.

Percebe-se ainda que o verão apresentou os menores comprimentos de meia-vida e o inverno os maiores. Por outro lado, o Ponto 1 foi o que apresentou os maiores valores na profundidade equivalente a 1,5 metro.

Conclusão

O comportamento fotoquímico do diuron foi descrito através do modelo matemático empregado para a obtenção do tempo de meia-vida do composto no rio Pirapozinho, seguido da geração do comprimento de meia-vida do mesmo. São importantes considerações acerca do tema, visto que são escassos trabalhos na literatura que apresentem a determinação dessa característica, ainda mais quando aplicada a rios brasileiros.

Apesar dos valores serem relativamente baixos, quando pensados em escalas maiores, como o tamanho do rio em questão, é de grande importância a atenção para esses parâmetros, principalmente considerando a destinação do corpo hídrico e contaminação ambiental que pode ser acumulada.

O tempo de meia-vida e o comprimento de meia-vida são variáveis que atuam na identificação da persistência dos compostos no meio, sendo assim, ressalta-se a necessidade de um uso adequado de pesticidas como o diuron, visto que pode permanecer no corpo.

Agradecimientos

Agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), que através dos processos, nº 2019/131192 e nº 2019/00696-1, fez possível a realização do presente estudo.

Referências

Bodrato, M; Vione, D. (2014). "APEX (Aqueous Photochemistry of Environmentally-occurring Xenobiotics): A free software tool to predict the kinetics of photochemical processes in surface waters". *Environmental Science: Processes & Impacts*, vol. 16, pp. 732.

Carena, L.; Comis, S. e Vione, D. (2021). "Geographical and temporal assessment of the photochemical decontamination potential of river waters from agrochemicals: A first application to the Piedmont region (NW Italy)". *Chemosphere*, vol. 263.

Evangelista, C.R.L. (2016). "Indicadores econômicos e sociais na UGRHI-22 no período de 2004 a 2016: os efeitos da expansão da cana-de-açúcar". *Dissertação* (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade do Oeste Paulista. Presidente Prudente - SP.

Fabbri, D. et al (2015). "Photochemical transformation of phenylurea herbicides in surface waters: A model assessment of persistence, and implications for the possible generation of hazardous intermediates". *Chemosphere*, vol. 119, pp. 601-607.

Faga, B.F.; Vieira, M.A.S e Araújo, R.R. (2013). "Autodepuração do rio Pirapozinho/SP". *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*.

Lastre-Acosta, A. M. et al (2019). "Direct and indirect photolysis of the antibiotic enoxacin: kinetics of oxidation by reactive photo-induced species and simulations". *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, pp. 4337-4347.

Mazellier, P. e Sulzberger, B (2001). "Diuron Degradation in Irradiated, Heterogeneous Iron/ Oxalate Systems: The Rate-Determining Step". *Environmental Science & Technology*, vol. 35.

Vione, D. e Scorazzo, A. (2019). "Photochemistry of surface fresh waters in the framework of climate change". *Environmental Science & Technology*, vol. 53, pp. 7945-7963.

Zeng, T e Arnold, W. (2013). "Pesticide Pholysis in Prairie Potholes: Probing Photosensitized Process". *Environmental Science & Technology*, vol. 47, n. 13, pp. 6735-6745.

COMPRIMENTO DE MEIA-VIDA DA AMT EM DIFERENTES ESTAÇÕES DO ANO NO RIO SANTO ANASTÁCIO-SP

¹Natália Garcez Rodrigues, ²Gabriela de Souza Freitas e ³Marcela Prado Silva Parizi

^{1,2,3}Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Brasil

¹natalia.garcez@unesp.br

²g.freitas@unesp.br

³marcela.prado@unesp.br

Introdução

As reações fotoquímicas se caracterizam como uma via muito eficiente na remoção de contaminantes emergentes (CEs) no meio aquoso (Wang *et al.*, 2021). O processo de degradação fotoquímica pode ocorrer de maneira direta, na qual a radiação solar é absorvida diretamente pelo poluente no ambiente aquático ocasionando sua degradação (Carena *et al.*, 2021); ou de maneira indireta, em que a radiação solar é absorvida por espécies químicas naturalmente presentes no corpo d'água (como nitratos, nitritos, carbonatos etc.) dando origem às espécies reativas intermediárias (RIs), como os radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$), o oxigênio singlete ($^1\text{O}_2$) e os tripletes da matéria orgânica cromofórica ($^3\text{CDOM}^*$) (Wang *et al.*, 2021). Conforme essas RIs são geradas, devido à sua reatividade, ao entrarem em contato com os contaminantes ali presentes, são capazes de reagir com os poluentes e ocasionar sua degradação (Wang *et al.*, 2021).

Os pesticidas são compostos químicos pertencentes à categoria de CEs capazes de persistir em ambientes aquáticos, ocasionando sua contaminação e oferecendo risco aos organismos, considerando seu potencial de desencadear danos à saúde de seres vivos (Carena e Vione, 2020; Wang *et al.*, 2021).

Apesar de apresentarem toxicidade, a aplicação de agrotóxicos na agricultura é uma prática muito recorrente em território nacional, como no plantio da cana-de-açúcar, onde é concentrado 10% de todo o volume de pesticidas utilizados no Brasil (Acayaba, 2017; Silva *et al.*, 2017). Na região do Pontal do Paranapanema – SP, localizada no oeste do estado de São Paulo, os cultivos de cana são bem presentes ao longo do território, chegando a ocupar uma área superior a 300 mil hectares (Acayaba, 2017; Silva *et al.*, 2017). Desse modo, surge a necessidade de analisar o destino ambiental fotoquímico desses agroquímicos nos ambientes aquáticos da região do Pontal, como é o caso do rio Santo Anastácio.

A persistência de um contaminante também pode ser lida através do seu comprimento de meia-vida ($c_{1/2}$), que é a dimensão do trecho do rio iluminado pelo sol necessária para reduzir pela metade a concentração do poluente, neste caso devido a processos de degradação fotoquímica; quanto menor o $c_{1/2}$, maior é a probabilidade de um poluente sofrer fotodegradação efetiva na água do corpo hídrico (Carena *et al.*, 2021). O comprimento é dependente do tempo de meia-vida do poluente e da vazão média do rio estudado (Carena *et al.*, 2021).

O estudo desse fator possibilita a determinação do quanto aquele poluente consegue se deslocar ao longo do ambiente aquático e assim prever se é capaz de alcançar zonas de abastecimento, dessedentação animal, uso recreativo da água, possibilitando um melhor dimensionamento desse impacto.

A ametrina (AMT) é um dos herbicidas comumente utilizados no plantio da cana-de-açúcar, mais de 94% de sua utilização no mundo é voltada somente para esse tipo de cultivo e cerca de 60% desse uso é feito na América Latina, especialmente no Brasil (Moura *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2018).

Apesar de ser frequentemente aplicada, pouco se sabe sobre sua destinação ambiental fotoquímica na literatura. Dessa forma, é objetivo do presente estudo avaliar a persistência do herbicida

AMT no rio Santo Anastácio através da determinação do seu comprimento de meia-vida ao longo das quatro estações do ano.

Metodologia

Coletas mensais de amostras de água do rio Santo Anastácio foram coletadas durante um ano para caracterização, os parâmetros analisados foram pH, nitrato, nitrito, carbonato e carbono orgânico dissolvido. Para apontar os valores sazonais, foi calculada a média durante os meses correspondentes à cada estação do ano para todos os parâmetros na caracterização química do corpo hídrico. Por meio do modelo fotoquímico APEX (*Aqueous Photochemistry of Environmentally-Occurring Xenobiotics*), desenvolvido por pesquisadores da Universidade de Torino-Itália (REFERENCIA), foi possível simular a persistência do pesticida AMT no rio Santo Anastácio. Os dados inseridos para as simulações foram, parâmetros analisados nas amostras coletadas; reatividade do pesticida (constantes de segunda ordem de reação com as RIs), incidência solar do Pontal do Paranapanema em diferentes épocas do ano e profundidade do rio.

Resultados e Discussão

A Figura 1 apresenta os comprimentos de meia-vida do herbicida AMT em função da degradação fotoquímica, nos três trechos de amostragem do rio Santo Anastácio – SP (pontos 1, 2 e 3), ao longo das quatro estações do ano, considerando as profundidades de 0,5, 1 e 1,5 metros.

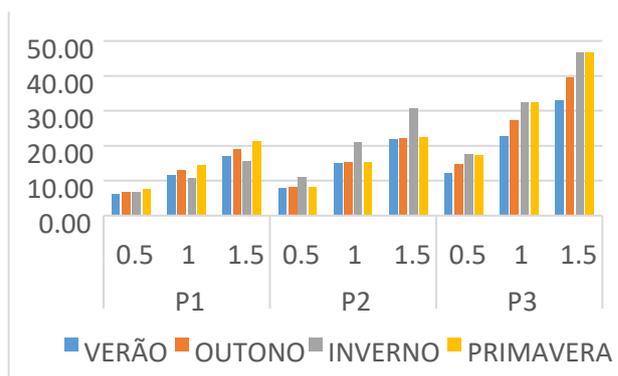


Gráfico 1.- Comprimento de meia-vida da AMT.

Ao se analisar os dados obtidos, nota-se que o ponto 1 apresentou um maior favorecimento para a atenuação fotoquímica da ametrina durante o verão na profundidade 0,5m (comprimento de meia-vida 6,08m). Já no ponto 3, na profundidade 1,5m durante o inverno, foi observado o maior valor de $c_{1/2}$ (46,54m).

Conforme o indicado na literatura, no inverno espera-se que as condições climáticas interferentes nas reações fotoquímicas não favoreçam a atenuação de modo tão eficiente quanto em períodos em que há maior tempo de exposição do ambiente aquático à radiação solar (Carena *et al.*, 2021), apesar de ser preciso

considerar não só as condições externas, mas também as propriedades químicas do ambiente aquático para avaliar a eficácia do processo como um todo (Wang *et al.*, 2021).

Esse fator é salientado ao se observar que os menores valores para o comprimento de meia-vida nos pontos 2 e 3 ocorreram durante o verão, para as três profundidades. Já o inverno foi a

estação menos favorável para a destinação fotoquímica do herbicida, considerando que apresentou os maiores valores para o $c_{1/2}$ nos pontos 2 e 3 considerando todas as profundidades.

No estudo de Carena *et al.* (2021), que analisou o potencial de descontaminação de águas fluviais por agroquímicos na Itália, foi detectado um $c_{1/2}$ mínimo para os poluentes no entorno de 50km. Dessa forma, nota-se um potencial de atenuação muito eficiente no rio Santo Anastácio, favorecido no verão e por ambientes de menor profundidade.

Conclusão

Como foi visto, o rio Santo Anastácio – SP apresentou um notório potencial de atenuação fotoquímico para a ametrina, já que mesmo em condições sazonais e físicas menos favoráveis (maiores profundidades e menor incidência solar), os comprimentos de meia-vida do herbicida se mostraram consideravelmente menores do que os detectados na literatura.

Esses resultados apontam a eficácia das vias de degradação fotoquímica na remoção de contaminantes persistentes em ambientes aquáticos, revelando a necessidade de se conhecer cada vez mais sobre essas reações que possibilitam a adequação de aplicação de agroquímicos em épocas favoráveis a sua degradação natural, podendo eliminar ou mitigar os impactos causados por esses tipos de poluentes no meio aquoso.

Agradecimentos

As autoras gostariam de agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro e institucional que, através do processo nº 2019/13219-7 e processo nº 2019/00696-1, tornou possível a realização do presente estudo.

Referencias

Acayaba, R D (2017). “Ocorrência de agrotóxicos usados na cana-de-açúcar em corpos d’água do Estado de São Paulo”. *Tese (Mestrado em Tecnologia) – Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.*

Carena, L. Comis, S. Vione, D (2021). “Geographical and temporal assessment of the photochemical decontamination potential of river waters from agrochemicals: A first application to the Piedmont region (NW Italy)”. *Chemosphere*, Vol. 263, pp. 1-10.

Carena, L e Vione, D (2020). “Mapping the Photochemistry of European Mid-Latitudes Rivers: An Assessment of Their Ability to Photodegrade Contaminants”. *Molecules*, Vol. 25, No. 424, pp. 1-14.

Moura, M. A. M. Oliveira, R. Jonsson, M. C. Domingues, I. Soares, M. V. M. A. Nogueira, A. J. A (2018). “The sugarcane herbicide ametryn induces oxidative stress and developmental abnormalities in zebrafish embryos”. *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 25, No. 14, pp. 13416–13425.

Santos, C. M. N. Costa, M. A. V. Araújo, V. F. Alencar, B. T. B. Ribeiro, V. H. V. Okumura, F. Simeone, F. L. M. Santos, B. J (2018). “Phytoremediation of Brazilian tree species in soils contaminated by herbicides”. *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 25, No. 28, pp. 27561-27568.

Silva, J. S. V. Neves, S. M. A. S. Basotti, I. S (2017). “Cobertura vegetal e uso da terra na bacia hidrográfica no rio Paraná no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil”. *Embrapa Informática Agropecuária*, pp. 1-14.

Yufei Wang, Y. Fana, L. Jones, O. Roddick, F (2021). “Quantification of seasonal photo-induced formation of reactive intermediates in a municipal sewage lagoon upon sunlight exposure”. *Science of the total environment*, Vol. 765, pp. 1-11.

CONCEPÇÃO DE SISTEMA DE REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS PARA O AEROPORTO ORLANDO BEZERRA DE MENEZES EM JUAZEIRO DO NORTE – CE

Giselly Batista Landim Dantas¹, Dalvana Genai Lopes de Oliveira Souza¹, José Lima de Oliveira Júnior² e Hugo Morais de Alcântara¹

¹Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profágua), Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (CDSA), Rua Luiz Grande, s/nº, Frei Damião, Sumé-PB, CEP 58.540-000, Brasil

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Campus Juazeiro do Norte, Av. Plácido Aderaldo Castelo, nº 1.646, Planalto, Juazeiro do Norte-CE, CEP 63047-040, Brasil

giselly.batista@estudante.ufcg.edu.br; dalvana.genai@estudante.ufcg.edu.br; junior@ifce.edu.br; hugo.morais@professor.ufcg.edu.br

RESUMO:

No Semiárido brasileiro a escassez hídrica tem sido agravada pelo aumento da demanda de água e da frequência de ocorrência de secas, o que eleva o risco de insegurança hídrica para a população residente nesta região. Uma alternativa viável para reduzir a pressão da demanda sobre os sistemas de abastecimento de água urbano e rural é a utilização do tratamento de efluentes para reuso, como forma de economizar água potável e fomentar a sustentabilidade dos sistemas de gestão de recursos hídricos. O objetivo deste trabalho foi elaborar a concepção de um sistema de tratamento para fins de reuso de águas residuárias, geradas por instalações do Aeroporto Regional Orlando Bezerra de Menezes, em Juazeiro do Norte – CE, para aplicação em usos não potáveis. Avaliações qualitativas e quantitativas dos efluentes gerados no sítio aeroportuário foram realizadas por meio da estimativa do balanço hídrico da oferta de efluentes e a demanda das vazões geradas. Foi possível identificar que o sistema de tratamento de esgoto composto por reator UASB, filtro biológico e desinfecção, apresentou uma eficiência de remoção de DBO, em torno de 92%, estando assim, apto para tratar o efluente do aeroporto, que pode ser reutilizado para fins menos restritivos. A implantação do sistema promoverá uma economia de R\$ 398,80 por dia, sendo de R\$ 11.964,00 por mês, com 30 dias e, de R\$ 145.562,00 por ano, haja vista o balanço hídrico diário positivo de 32,96m³, considerando a estrutura tarifária atual, para o padrão comercial do Estado do Ceará, Nordeste do Brasil.

ABSTRACT:

In the Brazilian semi-arid zone, water scarcity has been aggravated by the increase in water demand and the frequency of droughts, which increases the risk of water insecurity for people residing in this region. A viable alternative to reduce pressure of demand on urban and rural water supply systems is the use of effluents treatment for reuse, as a way of saving drinking water and promoting the sustainability of water resources management systems. The objective of this work was to design a treatment system for the reuse of wastewater generated by facilities at the Orlando Bezerra de Menezes Regional Airport, in Juazeiro do Norte – CE, for application in non-potable uses. Qualitative and quantitative assessments of the effluents generated at the airport site were carried out by estimating the water balance of the effluent supply and the demand of the flows generated. It was possible to identify that sewage treatment system composed of UASB reactor, biological filter and disinfection, presented an efficiency of BOD removal, around 92%, thus being able to treat the airport effluent, which can be reused for less restrictive purposes. The implementation of the system will promote savings of R\$ 398.80 per day, being R\$ 11,964.00 per month, with 30 days and R\$ 145,562.00 per year, given the positive daily water balance of 32.96m³, considering the current tariff structure, for the commercial standard at the State of Ceará, Northeast of Brazil.

PALAVRAS CHAVES: Esgoto doméstico. Reúso de águas. Tratamento de esgoto.

INTRODUÇÃO

No Semiárido brasileiro a escassez hídrica tem sido agravada pelo aumento da demanda de água e da frequência de ocorrência de secas, o que eleva o risco de insegurança hídrica para a população residente nesta região (Brito et al., 2022). Uma alternativa viável para reduzir a pressão da demanda sobre os sistemas de abastecimento de água urbano e rural é a utilização do tratamento de efluentes para reuso, de acordo com os usos propostos, como forma de gerar economia de água potável e fomento à sustentabilidade dos sistemas de gestão de recursos hídricos (Mancuso, 2003; Dias et al., 2021).

Os esgotos gerados possuem, em média, 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos, inorgânicos, dissolvidos, suspensos e microrganismos, o que ratifica a necessidade de seu tratamento. Conforme NBR nº 13.639 (ABNT, 1997), quando o esgoto for de origem essencialmente doméstico ou similar, o esgoto tratado deverá ser reutilizado para fins que demandem qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura. As técnicas de tratamento de esgotos possuem vantagens e desvantagens, cabendo identificar a tecnologia adequada, a partir das avaliações das características dos locais onde serão implantados os sistemas e o fim a que se destina (Von Sperling, 2014; Nuvolari, 2011).

O desafio da implementação de técnicas de reuso de águas residuárias é o dimensionamento de um sistema que atenda fins específicos para determinado setor produtivo, de custo acessível e recuperação do investimento em pequeno espaço de tempo. O reuso de água servida no Brasil tem aumentado na irrigação de pastagens, de áreas agrícolas, na manutenção paisagística de lagos e canais, na lavagem de pisos, de veículos, para a descarga em vasos sanitários e no resfriamento de caldeiras, sendo viável como estratégia de conservação da água e na garantia de oferta de água potável para usos mais restritivos (Moura et al., 2020; Sousa et al., 2021). Haja vista que os recursos naturais não são infinitos é importante disseminar os benefícios do uso de práticas de reuso no semiárido (Souza; Pacheco; Santos, 2022).

Neste contexto, este trabalho visa elaborar a concepção de um sistema de tratamento para fins de reuso de águas residuárias geradas por instalações do Aeroporto Regional Orlando Bezerra de Menezes, para aplicação em usos não potáveis.

Entende-se que a implantação garantirá a maximização dos esforços de preservação hídrica do manancial subterrâneo da região do Cariri, beneficiando indiretamente a empresa envolvida na garantia do cumprimento de sua responsabilidade social no quesito desenvolvimento sustentável, com direta e explícita redução do consumo de água de qualidade superior para as diversas atividades resultando ainda em redução na conta do consumidor.

METODOLOGIA

A área de estudo localiza-se no município de Juazeiro do Norte, região metropolitana do Cariri cearense. O município tem área de 258,8 km², clima tropical quente semiárido e tropical quente semiárido brando, pluviosidade média anual de 925,1mm, com chuvas de janeiro a maio, temperatura média de 24° a 26 °C, e está inserido na Bacia Hidrográfica do Salgado (IPECE, 2018).

Na Figura 1, pode-se observar a localização do aeroporto regional Orlando Bezerra de Menezes, Juazeiro do Norte - CE.

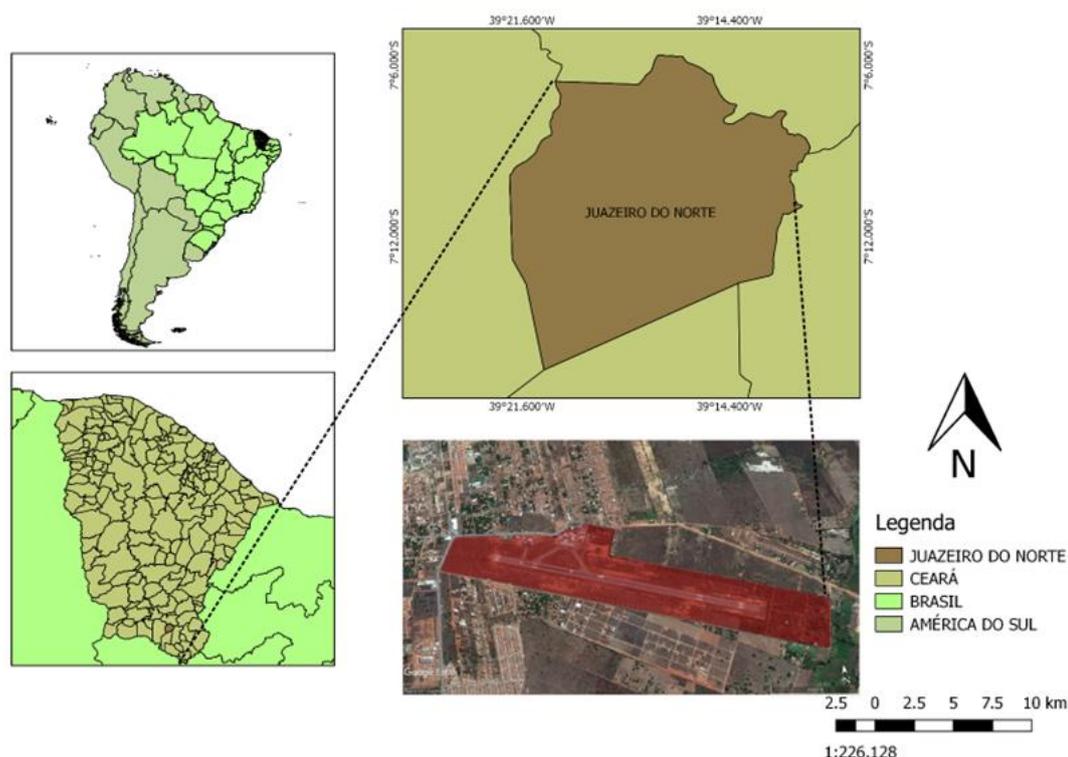


Figura 1. - Localização do aeroporto de Juazeiro do Norte, CE Fonte: Adaptado Autora (2018) – Fonte: IBGE, 2010 – Elaboração: Software Qgis

O aeroporto regional Orlando Bezerra de Menezes localiza-se na avenida Virgílio Távora, nº 4000, bairro Aeroporto, tem área total de 1.284×10^6 m², com área bruta locável de 225,18 m². Possui média anual de 527.064 passageiros, ou seja, média de 1444 passageiros por dia, com 24 estabelecimentos, sendo 7 para varejo, 12 para serviços e 5 para alimentação, uma pista de pouso e decolagem, 3 estacionamentos para aeronaves e um estacionamento para veículos (Aena Brasil, 2019).

Tabela 1. – Dimensões dos estabelecimentos Fonte: Aena (2019)

Locais	Área (m ²)
7 para varejo	84,31 m ²
12 para serviços	61,78 m ²
5 para Alimentação	79,09 m ²

Conforme as informações recebidas, durante as visitas técnicas realizadas *in loco*, o tipo de fonte de abastecimento de água no aeroporto provém da concessionária local de abastecimento de água, a CAGECE, localizada no bairro aeroporto.

O consumo de água em estabelecimentos pode ser estimado a partir de informações disponíveis na literatura. Na Tabela 2 pode-se observar os valores típicos de consumos de água em função da tipologia predial.

Tabela 2. – Consumo de água nas instalações Fonte: Tomaz, Plínio (2000); Von Sperling (2014)

Prédio	Consumo Diário	Referências
Aeroporto	15 L por passageiro	Von Sperling (2014)
Jardins	1,5 L por m ²	Tomaz, Plínio, 2000
Restaurantes	25 L por refeição	Tomaz, Plínio, 2000
Vaso sanitário	480 L/ dia por bacia	Tomaz, Plínio, 2000

Conforme a ABNT (1997), NBR 13969, quando o esgoto for de origem essencialmente doméstico ou com características similares, após tratado deverá ser reutilizado para fins que demandem qualidade de água não potável, mas sanitariamente seguro, à exemplo: irrigação dos jardins, lavagem dos pisos e veículos automotivos, na descarga dos vasos sanitários, na manutenção paisagística dos lagos e canais com água, na irrigação dos campos agrícolas e pastagens etc.

Os parâmetros usados foram escolhidos com base na literatura, uma vez que não foi autorizado o acesso ao sítio aeroportuário para coleta e análise do efluente em estudo e posterior caracterização. Para caracterização do efluente de forma qualitativa, de acordo Von Sperling (2014), os seguintes parâmetros são necessários: Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Sólidos Totais e Suspensos, Sólidos Sedimentáveis, Nitrogênio Total, pH, Cloretos, Coliformes Totais, Ovos de Helmintos e Coliformes Termotolerantes, são suficientes para qualificá-lo como efluente doméstico.

De acordo com as estimativas realizadas para o volume de água servida gerado pelos estabelecimentos, a oferta é de 44,51m³ e a demanda de 11,55 m³, com 32,96 m³ sendo destinado para o sumidouro, cujas áreas a irrigar totalizam 4.500m². Essa quantidade de água é mais do que suficiente para os usos pretendidos. No tocante ao parâmetro microbiológico referente à irrigação paisagística, o valor recomendado pela Resolução nº 2 do COEMA é de até 1000 CT/100 mL (Ceará, 2017).

O sistema de tratamento será composto por um reator anaeróbico de fluxo ascendente (UASB), filtro biológico, desinfecção e armazenamento em reservatório de água para reuso que antecede um barrilete hidráulico para distribuição de água para irrigação ou descarga de vasos sanitários, conforme mostra a Figura 2.

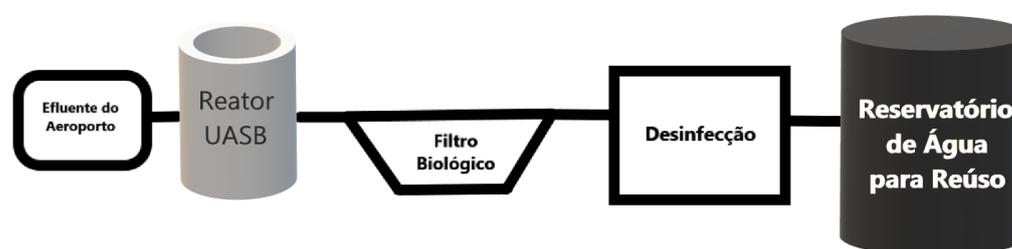


Figura 2. – Fluxograma ETE Fonte: A autora (2018)

O reator UASB, apresenta satisfatória remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), requer pequena área para implantação, baixos custos para operação, reduzido consumo de energia e baixa produção de lodo. O filtro biológico oferece uma grande área superficial para crescimento de microrganismos e possui uma tecnologia simples, com processo de desinfecção que irá minimizar os organismos patogênicos ainda presentes no efluente. A desinfecção será realizada por clorador em pastilhas, agindo sobre organismos patogênicos e minimizando eventuais emissões odorantes.

No sistema próprio de reúso, haverá um poço de sucção, que receberá todo o efluente tratado, porém no reservatório entrará somente o valor necessário para irrigação dos jardins e descarga, o restante irá para sumidouro, conforme Figura 3. Em seguida foi elaborado o traçado das redes hidráulicas e demais unidades do sistema de irrigação no âmbito da planta do aeroporto para elaboração do projeto técnico para construção do sistema de reúso.

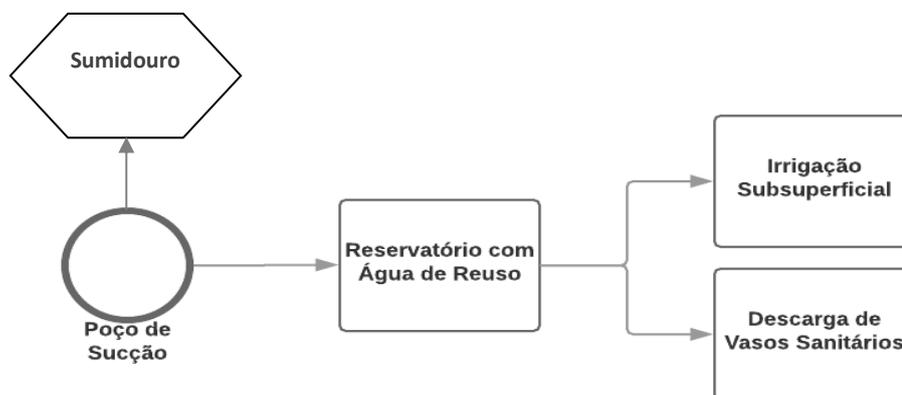


Figura 3. – Fluxograma das unidades do sistema de reúso Fonte: A autora (2018)

A modalidade de irrigação empregada escolhida foi do tipo subsuperficial, cuja tubulação ficará localizada imersa logo abaixo da superfície, na zona das raízes, em baixa profundidade, imersa em leito protetor e dispersor de brita ou cascalho, objetivando evitar o contato direto do efluente com os usuários e trabalhadores do sítio aeroportuário, diminuindo assim os riscos por contaminação

Conforme Frizzone (2017), haverá uma promoção de tratamento complementar pelo consórcio aeróbio, facultativo e anaeróbio disponível na matriz do solo em suas primeiras camadas e mitigação de impacto da disposição do efluente no solo, quando da aplicação da lâmina do esgoto na irrigação dos jardins.

A estrutura tarifária utilizada foi a da Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará, na categoria comercial II, cuja demanda mínima de água é de 10m³ e de esgoto de 8m³ (Cagece, 2022).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os cálculos de vazões, foram realizados através da Equação 1 juntamente com os dados da Tabela 1.

$$Qd_{méd} = \frac{(Pd \cdot QPC \cdot 1m^3)}{1000 L} = \frac{m^3}{dia} \quad [1]$$

Em que:

$Qd_{méd}$: vazão média (m³/dia)

Pd : população diária (habitantes)

QPC : consumo per capita (L/dia)

Aeroporto:

$$Qd_{méd} = \frac{(Pd \cdot QPC \cdot 1m^3)}{1000 Litros} \quad [2]$$

$$Qd_{méd} = \frac{1444 \text{ passageiros} \cdot \frac{15L}{\text{passageiro}} \cdot 1m^3}{1000 \text{ Litros}} = 21,66 \frac{m^3}{\text{dia}} \quad [3]$$

Vaso sanitário:

$$Qd_{méd} = \frac{0,48 m^3}{\text{dia}} \text{ por bacia} \cdot 10 \text{ bacias sanitarias} = 4,8 \frac{m^3}{\text{dia}} \quad [4]$$

Restaurante:

Foi adotado metade da população diária, uma vez que nem todos os passageiros fazem refeições no aeroporto.

$$Qd_{méd} = \frac{722 \text{ passageiros} \cdot \frac{25L}{\text{refeição}} \cdot 1m^3}{1000 \text{ Litros}} = 18,05 \frac{m^3}{\text{dia}} \quad [5]$$

Através dos cálculos de vazões ofertadas, obteve-se a oferta do efluente que poderá ser tratado, totalizando 44,51 m³ (Tabela 3).

Tabela 3. – Vazão média de esgoto ofertada Fonte: A autora (2018)

Prédio	Vazão Média Ofertada (m³/dia)
Aeroporto	21,66
Restaurantes	18,05
Vaso sanitário	4,8
Total	44,51

O reúso se dará apenas para irrigação dos jardins e descarga de vasos sanitários.

Jardins:

As áreas de jardinagem equivalem a 4500 m².

$$Qd_{méd} = 1,5 \frac{L}{m^2} \cdot 4500 m^2 = 6750 L \cdot \frac{1 m^3}{1000 L} = 6,75 m^3 \quad [6]$$

Vaso sanitário:

$$Qd_{med} = \frac{0,48 m^3}{\text{dia} \cdot \text{bacia}} \cdot 10 \text{ bacias sanitarias} = 4,8 \frac{m^3}{\text{dia}} \quad [7]$$

A demanda será apenas para irrigação dos jardins e descarga de vasos sanitários, correspondendo um valor 11,55 m³, como está apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. – Vazões de demanda Fonte: A autora (2018)

Reúso	Vazão Média Demandada
Descarga de Vasos Sanitários	$\frac{4,8 \text{ m}^3}{\text{dia}}$
Irrigação de Jardins	$\frac{6,75 \text{ m}^3}{\text{dia}}$
Total	$\frac{11,55 \text{ m}^3}{\text{dia}}$

Por fim, temos que há um balanço hídrico no aeroporto positivo, uma vez que a oferta é de 44,51m³ e a demanda de 11,55m³, ou seja, temos um total de 32,96m³ indo para o sumidouro, e quantidade de água mais do que suficiente para os usos pretendidos.

Segundo CEARÁ (2017) o reúso externo de efluentes sanitários para fins urbanos deve obedecer aos seguintes parâmetros específicos:

- I. Coliformes termotolerantes: até 5000 CT/100 mL.
- II. Ovos geohelminhos: até 1ovo/L de amostra;
- III. Condutividade elétrica: até 3000 µS/cm;
- IV. pH entre 6,0 e 8,5;

No tocante ao parâmetro microbiológico relativamente à irrigação paisagística, o valor recomendado pelo CEARÁ (2017), deve ser até 1000 CT/100 mL, sendo este, o valor que será trabalhado.

Uma vez realizada a avaliação quali-quantitativa do efluente procedeu-se à seleção da melhor alternativa de tratamento que garanta a qualidade do efluente adequada aos usos pretendidos no sistema de reúso proposto, tais como: jardinagem e descarga de vasos sanitários.

Diante das inúmeras formas para tratamento de efluentes, foi escolhida a tecnologia do reator UASB, seguido de filtro biológico e desinfecção. Pois é um sistema que apesar de requerer um pós-tratamento, apresenta satisfatória remoção de DBO, requer pequena área para implantação, baixos custos para operação, reduzido consumo de energia e baixa produção de lodo.

Para entrada de DBO no sistema de tratamento de efluente, começando pelo UASB, temos 350mg/L de DBO. A eficiência será dada pela fórmula de eficiência em UASB:

$$EDBO = 100 (1 - 0,70 \theta h^{-0,50}) \quad [8]$$

Em que:

EDBO: eficiência de remoção de DBO no UASB (%)

Θh: tempo de detenção hidráulica (horas), será de 6 horas.

Então:

$$EDBO = 100 (1 - 0,70 \cdot (6h)^{-0,50}) = 71,4\% \quad [9]$$

Logo a DBO removida do UASB será de:

$$EDBO = 350 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \cdot 0,714 = 249,9 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \quad [10]$$

Então a DBO de saída do UASB será:

$$DBO\ saída = DBOe - DBO_r \quad [11]$$

Em que:

DBO saída: DBO que irá sair do UASB (mg/L)

DBO_e: DBO de entrada no UASB (mg/L)

DBO_r: DBO removida no UASB (mg/L)

Então:

$$DBO\ saída = 350 \frac{mg}{L} - 249,9 \frac{mg}{L} = 100,1 \frac{mg}{L} \quad [12]$$

A DBO de saída do UASB será a DBO que irá entrar no filtro biológico. Para calcular a eficiência no filtro biológico usa-se a fórmula:

$$EDBO = 100 (1 - (0,87 \theta h^{-0,50})) \quad [13]$$

Em que:

EDBO: eficiência de remoção de DBO no Filtro Biológico (%)

θh: tempo de detenção hidráulica (horas)

$$EDBO = 100 (1 - (0,87 (12)^{-0,50})) = 74,8\% \quad [14]$$

Como temos um vazão de entrada equivalente a 45m³/dia ou 45000 L/dia se enquadra na faixa de vazão acima de 9000 L/dia, conforme 4, a temperatura média da região no mês mais frio é maior do que 25°C, então o TDH será de 0,50 dias ou 12 horas.

Vazão L/dia	Temperatura média do mês mais frio		
	Abaixo de 15°C	Entre 15 °C e 25°C	Maior que 25°C
Até 1 500	1,17	1,0	0,92
De 1 501 a 3 000	1,08	0,92	0,83
De 3 001 a 4 500	1,00	0,83	0,75
De 4 501 a 6 000	0,92	0,75	0,67
De 6 001 a 7 500	0,83	0,67	0,58
De 7 501 a 9 000	0,75	0,58	0,50
Acima de 9 000	0,75	0,50	0,50

Figura 4. - Tempo de detenção hidráulica de esgotos, por faixa de vazão e temperatura do esgoto (em dias)
Fonte: NBR 13969/97

Logo a DBO removida no Filtro Biológico será de:

$$EDBO = 100,1 \frac{mg}{L} \cdot 0,748 = 74,8 \frac{mg}{L} \quad [15]$$

A DBO de saída do Filtro Biológico será:

$$DBO \text{ saída} = DBOe - DBO_r \quad [16]$$

Em que:

DBO saída: DBO que irá sair do Filtro Biológico (mg/L)

DBO_e: DBO de entrada no Filtro Biológico (mg/L)

DBO_r: DBO removida no Filtro Biológico (mg/L)

Então:

$$DBO \text{ saída} = 100,1 \frac{mg}{L} - 74,8 \frac{mg}{L} = 25,3 \frac{mg}{L} \quad [17]$$

Logo, temos uma DBO de saída do sistema equivalente a 25,3 mg/L.

A DBO afluente no UASB é 350mg/L e é removido 249,9mg/L, entrando assim no Filtro Biológico o valor 100,1mg/L, e removendo 74,8mg/L.

E a eficiência do sistema completo se dará, pela seguinte fórmula:

$$E = \frac{S_o - S}{S} \cdot 100 \quad [18]$$

Em que:

E: eficiência de remoção de DBO no Sistema (%)

S_o: concentração de DBO afluente (mg/L)

S: concentração de DBO efluente (mg/L)

$$E = \frac{350 - 25,3}{350} \cdot 100 = 92,7\% \quad [19]$$

O sistema de reúso de águas residuárias do aeroporto terá uma eficiência de 92,7% na remoção de DBO. Considerada uma excelente eficiência.

A remoção de Sólidos Suspensos Totais do efluente é dada pela fórmula:

$$SS = \frac{250}{\theta} + 100 \quad [20]$$

Em que:

SS: concentração final de sólidos suspensos totais no UASB (mg/L)

θ: tempo de detenção hidráulico (horas)

Temos:

$$SS = \frac{250}{6} + 100 = 141,6 \text{ mg/L} \quad [21]$$

Então a concentração de SST removida foi 958,4 mg/L, já que entrou 1100 mg/L, e a eficiência de remoção de STT equivale a 87%. A remoção de Sólidos Suspensos Totais do filtro biológico ficará em torno de 70%, conforme literatura.

A tecnologia proposta mostra-se suficiente no tratamento do efluente doméstico do aeroporto em questão para posterior reúso em fins menos nobres. Apresentando ainda boa eficiência no tratamento do efluente.

Após isso, o efluente passará por um processo de desinfecção, por método químico, através da cloração, que tem por finalidade inativar organismos patogênicos presentes no esgoto tratado. E por fim, o efluente tratado será destinado ao reservatório de água para reúso em que se fará a distribuição para irrigação dos jardins e descarga de vasos sanitários.

A irrigação selecionada será do tipo subsuperficial ou subterrânea, pois é uma técnica utilizada em condições especiais, em que o terreno deve ser plano e disponibilizar de uma vazão suficiente para irrigação. Além de garantir que os usuários do aeroporto não tenham acesso a água de reúso e não haja emissão de odor. Entre as linhas de irrigação, o barrilete hidráulico de distribuição do efluente nas áreas de irrigação de jardins gramados, deve haver o espaçamento de 0,5m. Para cada tubulação do sistema de irrigação, haverá um ponto de manutenção, para que não seja necessário parar todo o sistema de irrigação, quando necessário manutenção em alguns dos pontos.

CONCLUSÕES

O balanço hídrico no aeroporto é positivo, uma vez que a oferta de efluentes gerados nas instalações aeroportuárias é da ordem 44,51 m³, enquanto a demanda requerida é apenas 11,55 m³, representando um percentual de 25,9% do volume total disponível. A quantidade de efluente gerado mostrou-se mais do que suficiente para os usos múltiplos pretendidos, quais sejam a irrigação de jardins e descarga de vasos sanitários com quantidades respectivas de 6,75 e 4,8 m³/dia.

A seleção da alternativa de tratamento do efluente, composto por reator UASB, com eficiência 71,4% na remoção de DBO, filtro biológico, com a eficiência de 74,8%, e desinfecção, respectivamente, mostra-se eficaz e suficiente, em adequar o efluente à qualidade pretendida do efluente tratado para reúso.

O sistema apresenta uma eficiência global de remoção de matéria orgânica em termos de DBO da ordem de 92,7 %, de SST em torno de 70 %, para coliformes termotolerantes será aplicado uma dosagem de cloro que o enquadre no padrão requerido, pela resolução nº 2 do COEMA, na faixa de até 1000 CT/100 mL e ovos de helmintos menor do que 1 ovo viável por litro.

A concepção proposta para intervenção em reúso de águas residuárias apresenta informações preliminares suficientes para parametrização das ações de dimensionamento e projeto das unidades do sistema de tratamento, condicionamento sanitário, armazenamento, transporte hidráulico e destinação final, do efluente em estudo.

A implantação do sistema promoverá uma economia de R\$ 398,80 por dia, sendo de R\$ 11.964,00 por mês, com 30 dias e, de R\$ 145.562,00 por ano, haja vista o balanço hídrico diário positivo de 32,96m³, considerando a estrutura tarifária atual, para o padrão comercial, no estado do Ceará, Nordeste do Brasil.

AGRADECIMENTOS

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento”.

REFERÊNCIAS

- Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 13969** (1997). *Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60 p.
- Aena Brasil - Juazeiro do Norte** (2019). *Características*. Disponível em: <https://www.aenabrasil.com.br/pt/aeroportos/aeroporto-de-juazeiro-do-norte-orlando-bezerra-de-menezes/Caracteristicas.html>. Acesso em: 06 maio 2022.
- Cagece** (2022). *Estrutura Tarifária*. Disponível em: <https://www.cagece.com.br/produtos-e-servicos/precos-e-prazos/estrutura-tarifaria/>. Acesso em: 27 de maio de 2022.
- Brito, H. C. et al.** (2022). “O índice de segurança hídrica do Brasil e o semiárido brasileiro: desafios e riscos futuros”. *Revista Brasileira de Cartografia*, Vol. 74, No. 1., 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/rbcv74n1-60928>.
- Ceará** (2017). *Resolução COEMA Nº 2, de 02 de fevereiro de 2017. Padrões para condições de lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras*. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wpcontent/uploads/sites/46/2019/09/COEMA-02-2017.pdf>. Acesso em: 06 maio 2022.
- Díaz, M. A. et al.** (2021). “Metodología para la reutilización de águas grises en viviendas ubicadas en áreas de estrés hídrico y estrés hídrico extremo - Caracterización, calidad y opciones de tratamiento para su reuso en Chile”. *Informes de La Construcción*, [S.L.], Vol. 73, No. 563, p. 408, Editorial CSIC. <http://dx.doi.org/10.3989/ic.80823>.
- Frizzone, J. A.** (2017). *Os Métodos de Irrigação*. Disponível em: http://www.esalq.usp.br/departamentos/leb/disciplinas/Frizzone/LEB_1571/TEXTO_COMPLEMENTAR_1_-_METODOS_DE_IRRIGACAO.pdf. Acesso em: 06 maio 2022.
- Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. IPECE** (2018). *Perfil Municipal*. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>. Acesso em: 06 maio 2022.
- Mancuso, P. C. S. e Santos, H. F.** (2003). *Reuso de Água*. Ed. Manole, São Paulo, Brasil.
- Moura, P. G. et al.** (2020). *Água de reuso: uma alternativa sustentável para o Brasil*. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/7888VSVHBqZK7Bnz85X5Z8x/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 06 maio 2022.
- Nuvolari, A. et al. (Org.)** (2011). *Esgoto Sanitário - Coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola*. 2. ed. São Paulo: Editora Blucher, 562 p.
- Souza, B. R. de; Pacheco, C. S. G. R.; Santos, R. P. dos** (2022). “Reuso de Águas Residuárias: uma breve revisão de literatura”. *Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente: avanços, retrocessos e novas perspectivas*, Vol. 2, [S.L.], v. 2, p. 510-524, 25 fev. 2022. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/220107207>. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.org/articles/220107207.pdf>. Acesso em: 06 maio 2022.
- Sousa, C. M. de et al.** (2021). “Reuso de Água de Drenagem Subterrânea em Canteiro de Obras e para Irrigação de Jardins: Um Estudo de Caso em Fortaleza - CE”. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, Vol. 36, No. 3, p. 625-635, set. 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbmet/a/8qdLcgmrBdBMLqXwyH8H6GR/?lang=pt>. Acesso em: 06 maio 2022.
- VON SPERLING, M.** (2014). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG. 452 p.

IMPLEMENTAÇÃO DO PLANO DE CAPACITAÇÃO PARA OS MEMBROS DO COMITÊ DE GERENCIAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JACUTINGA E BACIAS CONTÍGUAS

Rafael Leão¹, Cristhiane Michiko Passos Okawa², André Leão¹, Vilmar Comassetto³

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ²Universidade Estadual de Maringá, Brasil
eng.rafaelleao@gmail.com, cmpokawa@uem.br, engenheiro.andreleao@gmail.com, vcomassetto@yahoo.com.br

RESUMO:

A Lei Federal nº 9.433/97 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) no qual os Comitês de Bacias Hidrográficas se integram. No artigo 37, dentre as competências estabelecidas aos Comitês, enfatiza que deverão ser promovidos debates relacionados aos recursos hídricos e articulação das entidades intervenientes. Assim, o objetivo deste trabalho é investigar as etapas de elaboração, aprovação e implementação do plano de capacitação, do ano de 2019 a 2021, do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga e Bacias Contíguas. Este trabalho adotou o método de pesquisa documental com dados e informações em documentos disponíveis no Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos. Já a pesquisa no acervo documental restrito ao Comitê, foi disponibilizado pela entidade executiva (EE) Ecopef. Observou-se grande aumento de participações nas capacitações no formato virtual, fato atribuído a praticidade no acesso além de temáticas de interesse das organizações-membro. A presente pesquisa investigou detalhadamente as etapas de elaboração, aprovação e implementação do plano de capacitação do Comitê Jacutinga, proporcionado pelo arranjo institucional da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável com a EE. Por fim identificou que a metodologia adotada em cada etapa do trabalho realizado implementou um fluxo decisório, democrático e participativo junto ao Comitê Jacutinga.

ABSTRACT:

The Federal Law nº. 9.433/97 instituted the National Water Resources Policy and created the National Water Resources Management System (SINGREH) in which the Hydrographic Basin Committees are integrated. In article 37, among the competences established for the Committees, it emphasizes that debates related to water resources and articulation of the intervening entities must be promoted. Thus, the objective of this work is to investigate the stages of elaboration, approval and implementation of the training plan, from the year 2019 to 2021, of the Management Committee of the Watershed of the Jacutinga River and Contiguous Basins. This work adopted the method of documental research with data and information in documents available in the State System of Information on Water Resources. The research in the documentary collection restricted to the Committee was made available by the executive entity (EE) Ecopef. There was a large increase in participation in training in the virtual format, a fact attributed to the practicality of access in addition to topics of interest to member organizations. The present research investigated in detail the stages of elaboration, approval and implementation of the capacity building plan of the Jacutinga Committee, provided by the institutional arrangement of the State Secretariat for Sustainable Economic Development with the EE. Finally, it was identified that the methodology adopted in each stage of the work carried out implemented a decision-making, democratic and participatory flow with the Jacutinga Committee.

PALAVRAS CLAVES: Entidades Executivas; Fortalecimento SINGREH; Gestão Descentralizada e Participativa.

INTRODUÇÃO

A Lei Federal nº 9.433 de 1997 (BRASIL, 1997) instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), conhecida como “Lei das Águas” e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Em seus fundamentos cita que a água é um bem de domínio público, de gestão descentralizada e participativa, prevendo a participação do poder público, da sociedade da bacia e dos usuários, por meio da concepção dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH).

O artigo 33 da “Lei das Águas” cita que os Comitês de Bacia Hidrográficas integram o SINGREH. Já o artigo 37, dentre as competências estabelecidas dos Comitês de Bacias Hidrográficas, enfatiza que deverão ser promovidos debates de questões relacionadas a recursos hídricos e articulação das entidades intervenientes (BRASIL, 1997).

Para os CBH atuarem na gestão dos recursos hídricos é fundamental que estejam mobilizados e, sobretudo, as organizações-membro capacitadas, aptas a tomar as decisões necessárias no território.

Nos últimos anos a alternativa encontrada pelo Estado de Santa Catarina para contribuir com os trabalhos dos Comitês e tornar a gestão efetiva foi selecionar Entidades Executivas, por meio de chamamentos públicos, as quais atuaram no assessoramento técnico e administrativo dos Comitês, no período de 2019 a 2021.

Dentre as atribuições das Entidades Executivas, apresentava-se como um dos eixos centrais do trabalho, a elaboração, aprovação e implementação do plano de capacitação em recursos hídricos, aplicando no mínimo 5 capacitações ao ano, tendo como público alvo os membros dos Comitês.

Em Santa Catarina estão instituídos 16 Comitês de Bacia, e a região Oeste do Estado, formada pelos Comitês Antas e Afluentes do Peperi-guaçu, Chapecó e Irani, Jacutinga e Peixe foi assessorada pela entidade executiva Ecopef – Gestão e Conservação Ambiental.

Perante o exposto, o objetivo deste trabalho é investigar as etapas de elaboração, aprovação e implementação do plano de capacitação, do ano de 2019 a 2021, do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga e Bacias Contíguas.

MATERIAL E MÉTODOS

No decorrer deste tópico será apresentada a caracterização da área de estudo, detalhamento sobre o assessoramento da entidade executiva junto ao Comitê Jacutinga e os métodos para coleta e análises dos dados.

Caracterização da área de estudo

O Estado de Santa Catarina (SC) é dividido em 10 Regiões Hidrográficas (RH), como pode ser observado na Figura 1. A área objeto da pesquisa é apresentada hachurada e está inserida na RH3 – Vale do rio do Peixe, que é composta pelos Comitês Peixe e Jacutinga, sendo esta última a área de estudo.

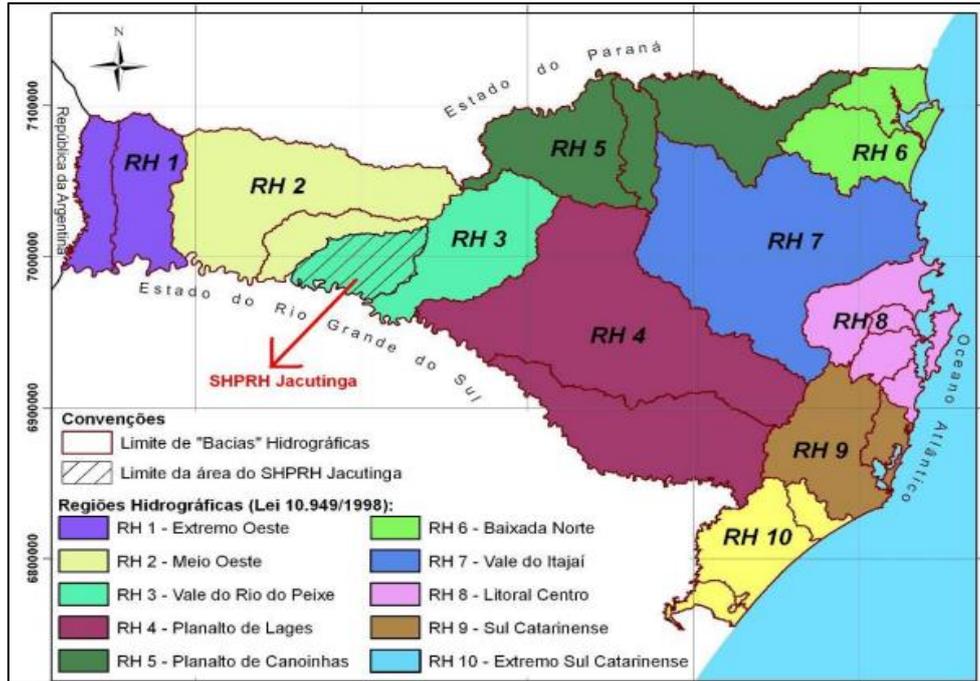


Figura 1. – Divisão das RH com destaque para a Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga. Fonte: Santa Catarina (2018).

A Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga e Bacias Contíguas é composta por oito sub bacias conforme a Figura 2, contemplando o Rio Rancho Grande (Sub1) Rio Suruvi (Sub2), Rio dos Queimados (Sub3), Rio Jacutinga (Sub4), Rio do Engano (Sub5), Rio Ariranhazinho (Sub6), Rio Ariranha (sub7) e Contribuições independentes do Rio Uruguai (Sub8), com área total de aproximadamente 2.485 km² (CERTI, 2018).

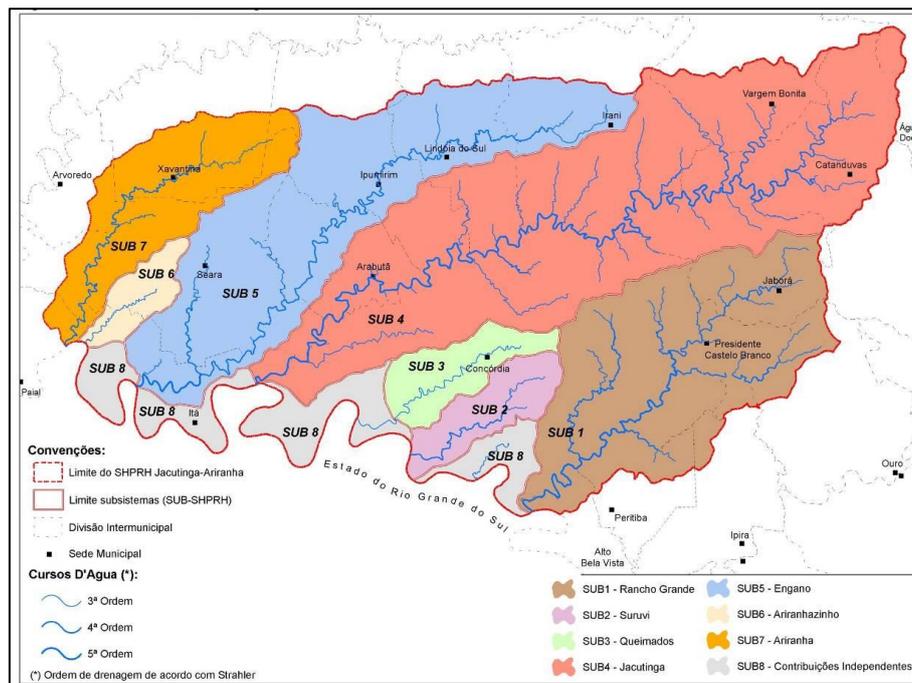


Figura 2. – Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga. Fonte: Santa Catarina (2018).

Assessoramento ao Comitê Jacutinga pela entidade executiva

No ano de 2017 foi lançado o edital do chamamento público nº 0005/2017 para firmamento de parceria entre a Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável – SDE e entidade executiva visando o assessoramento técnico aos Comitês de Bacia da região oeste de Santa Catarina, a qual compreende os Comitês de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Rio das Antas e Afluentes do Peperí-Guaçu, Chapecó e Irani, Jacutinga e Peixe, onde inserem-se 234 municípios catarinenses.

A Ecopef – Gestão e Conservação Ambiental sagrou-se vencedora do certame, assinando junto a SDE o Termo de Colaboração nº 005/2018. Assim, de janeiro de 2019 a novembro de 2021 ocorreram as atividades e implementação do modelo intitulado de Entidade Executiva, para assessorar os Comitês do Oeste de Santa Catarina, incluindo o Comitê Jacutinga, objeto desta pesquisa.

Para Seibt, Zanatta e Constante (2018), o modelo das entidades executivas é inédito no Brasil e tem como base legal para funcionamento a Lei Federal nº 13.019/2014 (BRASIL, 2014), tendo como objetivo o firmamento de parceria por tempo determinado entre o órgão gestor estadual de recursos hídricos e uma Organização da Sociedade Civil (OSC) sem fins lucrativos.

Neste modelo, o órgão gestor (SDE) foi responsável pelo aporte de recursos financeiros e a entidade executiva pela aplicação dos recursos nas bacias hidrográficas assessoradas, mediante o plano de trabalho aprovado no ato do chamamento público.

A Ecopef teve como principais funções, pré-determinadas no edital: i) organização interna; ii) planejamento das atividades a partir das pautas e decisões do CBH; iii) comunicação, articulação e mobilização social; iv) assessoria jurídica; v) capacitações e; vi) organização de eventos.

Este modelo, intitulado entidade executiva, foi uma alternativa encontrada pela SDE para promover a solução paliativa e avanços na gestão de recursos hídricos em âmbito de Bacias Hidrográficas. O órgão gestor estadual instituiu a figura das entidades executivas (EE) respaldado na Resolução nº 20, de 23 de abril de 2018, do CERH-SC (CERH-SC, 2018).

No Art. 2º da Resolução nº 20/2018 cita que as EE são órgãos setoriais de apoio e execução, cujas competências são relativas à assessoria técnica, administrativa, logística e operacional de um ou mais CBH.

A implementação do modelo de entidade executiva pode ser considerada como paliativa devido até então a não implementação do Instrumento de Cobrança no Estado de Santa Catarina, a qual poderá viabilizar o modelo de agência de bacia, conforme prevê a Lei 9.433/1997 “Lei das Águas”.

Etapa de coleta e análise dos dados

Este trabalho adotou o método de pesquisa documental para investigar as informações sobre o planejamento, elaboração, aprovação e implementação do plano de capacitação no Comitê Jacutinga.

A pesquisa documental é descrita por Oliveira (2007) pela busca de informações em documentos que não receberam nenhum tratamento científico, como relatórios, reportagens de jornais, fotografias e matérias de divulgação, entre outras fontes similares, ou seja, fontes primárias.

Para realização da pesquisa, coletaram-se dados e informações em documentos publicados e disponibilizados no Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina (SIRHESC), mais especificamente na página destinada ao Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga e Bacias Contíguas. Esta fonte está disponível em um portal de internet, de acesso a todos interessados, a qual foi atualizada pela entidade executiva Ecopef – Gestão e Conservação Ambiental, durante o período de 2019 a 2021. Os documentos disponibilizados nesta fonte são editais de convocações e atas de assembleias, matérias sobre as capacitações assim como resoluções e os planos de capacitação dos membros do Comitê Jacutinga.

Já a pesquisa no acervo documental restrito ao Comitê Jacutinga e não publicados no portal SIRHESC, a exemplo de relatórios das capacitações realizadas, foi disponibilizado pela entidade executiva Ecopef.

Por conseguinte, os materiais coletados passaram por uma triagem, para tanto foi utilizada a metodologia de análise do conteúdo, a qual pode ser definida como uma técnica caracterizada por procedimentos sistemáticos e objetivos de descrição dos conteúdos, que visa obter indicadores que permitam o alcance de conclusões sobre os temas investigados (GERHARDT; SILVEIRA, 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No ano de 1993, o Estado de Santa Catarina instituiu o primeiro Comitê de Bacia: o Comitê do Rio Cubatão, Rio da Madre e Bacias Contíguas. Dez anos após, na microrregião de Concórdia, no oeste de Santa Catarina foi criado através do Decreto Estadual nº 652 de 3 de setembro de 2003 o Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga e suas Bacias Hidrográficas Contíguas, posteriormente alterado sua nomenclatura para Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga e Bacias Contíguas (Decreto nº 671 de 17 de junho de 2020). Atualmente o Comitê Jacutinga conta com 30 organizações membros que compõem a plenária, legalmente empossadas nas assembleias setoriais públicas, realizadas em 2020.

A composição da plenária do Comitê Jacutinga é formada por 6 entidades representantes dos órgãos da administração federal e estadual, 12 entidades de usuários da água e 12 entidades que representam a sociedade da bacia.

A área de abrangência do Comitê Jacutinga compreende total ou parcialmente o território de 18 municípios, sendo que 5 estão inseridos totalmente na bacia, incluindo o município Concórdia-SC, mais populoso, com aproximadamente 75.000 habitantes e segundo os dados do censo demográfico estes municípios somados resultam em aproximadamente 150.000 habitantes.

Dos anos 2003 a 2018, o Comitê Jacutinga contou com o apoio e teve sua sede junto ao Consórcio Intermunicipal de Gestão Ambiental Participativo do Alto Uruguai Catarinense – Consórcio Lambari, em Concórdia-SC. A partir do chamamento público nº 0005/2017 e assinatura do Termo de Colaboração nº 005/2018 entre a Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável e a Ecopef – Gestão e Conservação Ambiental, iniciou-se a implementação do modelo intitulado de Entidade Executiva, para assessorar os Comitês do Oeste de SC, incluindo o Comitê Jacutinga.

Com base nas atribuições assumidas pela entidade executiva junto ao Comitê Jacutinga, iniciaram-se as atividades de assessoramento em janeiro de 2019, incluindo a responsabilidade de elaborar, aprovar e implementar o plano de capacitação.

Inicialmente, houveram reuniões entre a entidade executiva Ecopef e o Comitê Jacutinga tendo como pauta o plano de capacitação, objetivando propor e ouvir sugestões de temas, metodologia de abordagem e duração das capacitações. Posteriormente e em assembleia geral ordinária do Comitê, realizada em 26 de março de 2019, colocou-se em votação uma listagem com 08 temas para capacitação, sendo que os 5 mais votados pelos membros do Comitê foram implementados no ano, além da definição das datas de realização.

Nesta mesma assembleia o plano de capacitação contendo objetivos, público alvo, metas, recursos disponíveis e necessários, datas e temas das capacitações escolhidas na pauta anterior, foi posto à votação e aprovado pelas organizações-membro do Comitê Jacutinga, passando a vigorar pela Resolução nº 01/2019.

Este mesmo rito com exceção da 1ª etapa, aconteceu nos anos subsequentes, ou seja, em 2020 e 2021, conforme ilustrado na Figura 3.



Figura 3. – Fluxo do Plano de Capacitação. Fonte: Autores, 2022.

Com os planos de capacitação a cada ano aprovados, deram-se início as implementações relativas a cada período. Assim, no Quadro 1 é apresentado o quantitativo das capacitações, contemplando o ano da realização, número de capacitações desenvolvidas, formato (presencial ou online) e número de participantes envolvidos.

Quadro 1. – Quantitativo das Capacitações no Comitê Jacutinga

Ano	Nº Capacitações	Formato	Nº Participantes
2019	6	Presencial	136
2020	4	Virtual	588
2021	5	Virtual	438
Total	15	---	1.162

Conforme apresentado na Tabela 1 percebe-se que as capacitações foram realizadas de forma presencial ou virtual. Embora inicialmente acordado entre as partes a realização presencial, com o advento da pandemia da COVID19, as capacitações passaram a ser desenvolvidas de forma remota, ou virtual. Neste mesmo sentido no ano de 2020 houve uma capacitação a menos do previsto no plano, justificado e concordado entre as partes pelo período de adequações para o modelo virtual.

Embora no ano de 2020 foram realizadas somente 4 capacitações, em 2019 houveram 6 encontros, já em 2021 realizou-se as 5 previstas no plano. Assim, no somatório do período fica evidente o cumprimento do quantitativo previsto no plano de capacitação do Comitê Jacutinga.

Em 2019 a média de participantes por capacitação resultou em pouco mais de 22 presentes, já em 2020 a média chegou a 147, e em 2021 cerca de 87 participantes. Logo, percebe-se que houve um grande aumento de participações no formato virtual, fator que pode ser atribuído principalmente a praticidade no acesso às capacitações ofertadas. Na Figura 4 é ilustrada uma das capacitações realizadas presencialmente, em 2019.



Figura 4. – Capacitação. Fonte: Comitê Jacutinga, 2019.

Com relação às temáticas abordadas, destacam-se aquelas relacionadas à gestão de recursos hídricos e aos instrumentos de gerenciamento previstos na Lei Federal nº 9433/97, conforme apresentado no Quadro 2

Quadro 2. – Detalhamento das Capacitações do Comitê Jacutinga

Ano	Nº	Data	Formato	Temática	Nº Participantes
2019	1	13/06/2019	Presencial	Comitê de Bacia, o que é e o que faz	27
	2	11/07/2019	Presencial	Lei das Águas	26
	3	15/08/2019	Presencial	Gestão Integrada de Recursos Hídricos	25
	4	17/09/2019	Presencial	Água e os Instrumentos de Gestão	32
	5	17/10/2019	Presencial	Revisão e Atualização do Regimento Interno à Luz da Res CERH 19/2017	16
	6	12/12/2019	Presencial	Saída a Campo - Visita Técnica	10
2020	1	16/06/2020	Virtual	Outorga de Direito de Uso da Água	79
	2	02/07/2020	Virtual	Pagamento por Serviços Ambientais em Bacias Hidrográficas	147
	3	14/07/2020	Virtual	Sistemas de Aproveitamento de água de Chuva - Cisternas	246
	4	17/12/2020	Virtual	Cadastro de Usuários e Outorga de Uso da Água	116
2021	1	08/03/2021	Virtual	Governança, Comunicação e Participação das Mulheres na Gestão de Recursos Hídricos em SC	91
	2	16/04/2021	Virtual	Comitê de Bacia, o que é e o que faz	35
	3	06/05/2021	Virtual	O novo marco do Saneamento Básico: Perspectivas e Desafios	120
	4	26/05/2021	Virtual	Gestão Ambiental em Bacias Hidrográficas	139
	5	26/10/2021	Virtual	Cadastro de Usuários e o Sistema SIOUT	53
Total	15				1.162

Dentre as áreas de interesses das capacitações ofertadas para as organizações-membro do Comitê Jacutinga, destacam-se aquelas relacionadas aos instrumentos de gerenciamento de recursos hídricos, previstos na “Lei das Águas”, além de temas correlacionados e diretamente ligados aos procedimentos operacionais do Comitê e de ações na área dos recursos hídricos no território, conforme mostrado na Figura 5.

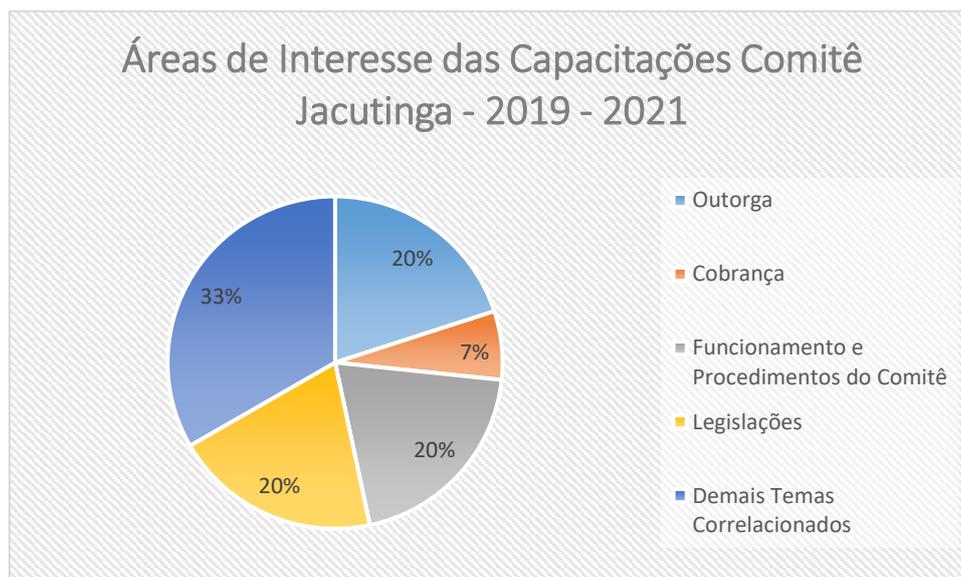


Figura 5. – Áreas de Interesse das Capacitações. Fonte: Autores, 2022.

CONCLUSÃO

A presente pesquisa cumpriu com os objetivos propostos, investigando detalhadamente as etapas de elaboração, aprovação e implementação do plano de capacitação do Comitê Jacutinga, proporcionado pelo arranjo institucional da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDE) com a Entidade Executiva (EE) Ecopef.

A metodologia de pesquisa adotada elucidou os principais aspectos do plano de capacitação de um comitê de bacia hidrográfica. Foram investigadas detalhadamente as etapas de elaboração, aprovação e implementação do plano, referentes aos anos de 2019, 2020 e 2021. Entende-se assim que esta metodologia pode ser replicada em outros projetos de pesquisas de objetivos similares.

A investigação desta pesquisa limitou-se a entender as etapas adotadas pela entidade executiva até a fase de implementação do plano de capacitação, não verificando os resultados que estas oficinas proporcionaram para a qualificação das discussões e tomada de decisões do Comitê de Bacia.

Destaque deste trabalho e consequentemente contribuição para novas pesquisas se deve quanto a estratificação da análise em diferentes etapas da elaboração e implementação do plano de capacitação do Comitê. Resultou na identificação de que a metodologia adotada em cada etapa do trabalho realizado pela entidade executiva Ecopef, em parceria com a SDE, implementou um fluxo decisório, democrático e participativo junto ao Comitê Jacutinga, evidenciado pelo resultado da grande quantidade de organizações-membro participantes nas capacitações, registradas em cada encontro e ao final dos três anos.

Por fim, sugere-se para que, em trabalhos futuros, seja realizado um acompanhamento contínuo sobre os resultados das capacitações na tentativa de medir se estes treinamentos estão surtindo efeito durante as discussões nas plenárias, por exemplo, gerando subsídios quali-quantitativo quanto a importância da implementação do plano de capacitação junto ao Comitê de Bacia Hidrográfica.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem também ao

Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- BRASIL.** (1997). Lei Federal n° 9.433, de 08 de Janeiro de 1997. *Política Nacional de Recursos Hídricos*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>. Acesso em: 23/06/2022.
- BRASIL.** (2014). Lei Federal n° 13.019 de 31 de Julho de 2014. *Marco Regulatório das Organizações da Sociedade Civil*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2014/lei/113019.htm>. Acesso em: 24/06/2022.
- CERTI.** Caracterização Geral das Regiões Hidrográficas de Santa Catarina. Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC. 2017. Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_a/PERH_SC_RH1_CERTI-CEV_2017_final.pdf>. Acesso em: 23/06/2022.
- CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CERH.** Resolução n° 20, de 23 abril de 2018. *Funcionamento das Entidades Executivas em Santa Catarina*. Disponível em: <http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/mvs/conselho/resolucao/Resolucao_CERH_n_020_entidades_executivas.pdf>. Acesso em: 23/06/2022.
- GERHARDT, T.E; SILVEIRA, D.T.** Métodos de Pesquisa. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2009.
- OLIVEIRA, M. M.** Como fazer pesquisa qualitativa. Petrópolis, Vozes, 2007
- SANTA CATARINA** (Estado). Lei n° 9.748, de 30 de novembro de 1994. Dispõe sobre A Política Estadual de Recursos Hídricos e Dá Outras Providências. Santa Catarina, SC, Disponível em: http://www.sirhesc.sds.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=29&idMenu=238&idMenuPai=235. Acesso em: 16/06/2022.
- SEIBT, C. R.; ZANATTA, T.; CONSTANTE, V. T.** A Sustentabilidade dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina: construindo um modelo de Secretarias Executivas. XXII SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos: Florianópolis, 2017.
- SISTEMA DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SANTA CATARINA - SIRHESC.** Disponível: <<https://www.aguas.sc.gov.br/segrhsc/agencias-de-bacias>>. Acesso em: 24/06/2022.

A BIBLIOGRAPHIC REVIEW ON GROUNDWATER QUALITY INDICES FOR DRINKING PURPOSE

Greicelene J. da Silva¹; Fabricio Alonso Richmond Navarro¹; Marcos Roberto Benso¹; Eduardo Mario

¹ Postgraduate Program in Hydraulic and Sanitation Engineering PPGSHS, São Carlos Engineering School (EESC), University of São Paulo (USP). Trabalhador São Carlense Avenue, 400, CP 359, São Carlos-SP, Postal Code 13566-590, Brazil. * Correspondence: Carlos-SP, Postal Code 13566-590, Brazil. * Correspondence: greicelene.silva@usp.br

Introduction

The availability and quality of groundwater have been severely affected globally due to anthropogenic activities. Thus, it is imperative to regularly monitor the quality to avoid contamination. Although, the water quality monitoring of superficial and groundwater resources generates large amounts of data of difficult integration and interpretation. The water quality index models are tools to extract information from a group of water quality parameters to express the overall water quality of a certain location in time. They are based on an aggregation function that permits spatial and temporal analysis to indicate a water body's quality using a single value (Abbasi and Abbasi, 2012). Therefore, their attractiveness to water-related agencies resides in their easy-to-use and understandable characteristics, besides facilitating the comparison of the water quality level in space and time.

To build a quality index, in addition to considering an intended use, it is necessary to consider which body of water to monitor, as certain problems may be more common in certain water environments than in others. Corrosion, basicity, scaling or salinity problems may be more recurrent when dealing with groundwater than in surface water, due to contact with the lithology of the site. This causes the need to incorporate other indicator parameters – which, in other environments, could be neglected to reduce the cost of monitoring – or even other weight distributions or maximum permitted limits. Thus, the quality index used for groundwater must often have a different composition from those normally used for surface water.

A variety of studies proposed groundwater quality indices (GWQI) concerning different uses such as irrigation, industrial, and drinking water. On the other hand, other studies adapted indices originally developed for surface water. However, the current literature reviews focus on studies of WQI that is most commonly applied to surface waters. Therefore, given different concerns involving groundwater and superficial monitoring, better segregation of these subjects is relevant and a review study focusing only on groundwater quality indexation is needed. To foster a deeper understanding of the methodology of various models of groundwater quality indices, the objective of this work was to carry out an analysis of drinking groundwater quality indices, detailing the diversity of models and methodologies used.

Methodology

A bibliographic review was performed utilizing the Scopus database. Technical reports, proceeding papers, book chapters, thesis, or any other gray literature were excluded from the analysis. The following boolean research terms were defined based on the research questions and the delimited limits: (TITLE-ABS-KEY("quality" AND "index") AND TITLE-ABS-KEY("groundwater")). The study was completed on November, 18th of 2021, and returned 3019 documents. After the removal of duplicated papers, by the analysis of titles, abstracts, and keywords, only articles that referred to the groundwater quality evaluation utilizing quality indices were maintained, remaining

an amount of 1585 articles. Among them, we ranked the most cited papers employing or proposing drinking water quality indices, considering at least a total of 100 citations. The indices used in the most cited articles selected in the database were analyzed to carry out a literature review and critical assessment of groundwater quality indices for drinking purposes. We analyzed 22 studies (Table S1, in supplementary material) to evaluate the methodology for obtaining the indices and indicating opportunities for improvement.

Results

The groundwater quality indices were analyzed focusing on the methodology applied to the conception. Their conception was generally divided into 4 steps: parameter selection, sub-indices generation, assignment of weights to the parameters, and index aggregation.

Parameters Selection: The selection of parameters is the first step in designing a water quality index. From the analysis carried out, the most common parameters in the composition of the indices to characterize groundwater were, in decreasing order of occurrence: chloride, sulfate, total dissolved solids (TDS), pH, nitrate, calcium, fluoride, sodium, manganese, total hardness, bicarbonate, potassium, nitrate, and ammoniacal nitrogen. The choice of parameters was variable and based on the importance given to them in terms of adverse health effects, aesthetic aspects of human consumption, or corrosion problems. Other authors did not present a clear selection criterion (7 papers). In general, the choice of parameters was made by the judgment of the authors of the papers or by a literature review.

Sub-indices Generation: At this stage, the water quality parameters are transformed into a common scale since the sampled values have different scales. In the vast majority of groundwater quality indices, it was necessary to standardize the parameters to a common scale (20 papers). Except for some papers, standardization by a common scale usually is performed by Equation 1, which is based on the ratio between the sampled value and the value according to water quality standards for human consumption, commonly, national standards or those of the World Health Organization. Where q_i is the quality rating or score; C_i is the measured concentration; S_i is the drinking water standard.

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \times 100 \right) \quad (\text{Equation 1})$$

Weights Assignments to the Parameters: The weights of each parameter are assigned according to their importance, exercising their influence on the final value of the index so that more important parameters receive greater weight. From the present bibliographic analysis, it was found that weights were assigned by most papers (20 papers). According to Uddin et al. (2021), the assignment of weights reduces uncertainty and increases the integrity of WQI models, since appropriate weights are assigned to the most important parameters for a given water resource application. Regarding the technique used in the adoption of weights, three general types were identified: adoption of weights based on the authors' knowledge, without any clear establishment of criteria, weighting based on a literature review; and adoption

of weights using the entropy weight method. The entropy weight is an objective method of assigning weights. The greater the degree of dispersion of the measured value, the better the degree of differentiation of the index and the more information can be derived (Zhu et al. 2020).

Index Aggregation: In this last stage of index design, the parameters sub-indices are aggregated to obtain the value of the water quality index. In the analyzed papers, mainly additive functions were adopted for the aggregation of the indices, except for the WQI from CCME. The most common method of aggregation is expressed in Equation 2, others are found in Table S3. Where, $S_i = W_i \times q_i$; s_i is the sub-index value for parameter i , w_i (which ranges from 0 to 1) is the corresponding parameter weight value and n is the total number of parameters.

$$WQI = \sum_{i=1}^n s_i \quad (\text{Equation 2})$$

Discussion and final considerations

Analyzing the papers (Table S2), it was possible to perceive that the composition of the indices for drinking water regarding the choice of parameters was variable. According to Štambuk-Giljanović (1999), the lack of consensus on which variable to select is probably the biggest obstacle in more globally comprehensive applications of a groundwater quality index, in contrast to what occurs to surface waters, in which indices such as the WQI conceived by the NSF are used globally. Without a global index to characterize groundwater, the possibility of spatial comparison, one of the advantages of using quality indices, is lost. However, a critical obstacle to a creation of a global groundwater quality index is the different lithological composition structures, which force the indices to be composed of different parameters and weights. Therefore, differently to the WQI process of creation for surface monitoring, where the parameter and weights are chosen given the importance of the parameter to health and aesthetic concerns, the choice of an index composition for groundwater monitoring must also be supported by previous on-site sampling, to characterize risks of presence of pollutants in the source material.

To overcome the difficulty in spatial comparison of the groundwater quality due to its composition variability, we recommend studies that propose indices by which the composition of the parameter is decided taking into consideration the characteristics of the same aquifer, in this way the index proposed is valid within the aquifer boundaries. Regarding the need for a variety of constitutions of an index to characterize groundwater, flexible methodologies in the composition of parameters, weights, and thresholds, like the method employed by the WQI by the CCME are appropriate. In addition, by the work of Mohebbi et al (2013), we could infer that, during the proposition of indices, adaptations in the attribution of weights are an important step when utilizing the WQI-CCME methodology.

Beyond the on-site monitoring, in a second step, systematic criteria aiming at evaluating the parameters and weights choice should be held. In the choice of parameters and attribution of weights, for most of the papers analyzed, no systematic technique of choice was used such as Delphi and AHP techniques, which allows selection based on the opinion of experts through surveys (Sutadian et al. 2016), or the use of multivariate statistics, which allows the reduction of data dimensionality without significant loss of information, thus facilitating the monitoring of water quality. According to Abbasi and Abbasi (2012), subjective assessment methods are tedious and time-consuming. However, among the subjective evaluations, despite their limitations, the Delphi and AHP methods are much superior to the analyzes attributed to authors without systematization of concepts or solely bibliographic reviews, techniques that were frequently

adopted in the proposition of quality indices of the groundwater, as discussed above.

An analysis of index uncertainty aims to assess how the variation of the parameter threshold can affect the respective sub-index and final index values. The uncertainty sources of the model come from the selection of parameters, sub-index techniques, and the aggregation function (Sutadian et al 2016). In the drinking groundwater index proposition, we perceived a recurrent methodology in most of the papers, which consist of a subjective selection of parameters without a clear criterion or by bibliometric review, attribution to quality scores based on Equation 1, selection of weights, and adoption of an additive function as the aggregation method. The subjective selection of parameters and weights without any clear criteria or solely bibliometric support, without previous on-site sampling, may increase the uncertainty in drinking groundwater models.

According to Uddin et al (2021), the major source of uncertainty in quality indices models resides in the aggregation function choice as it makes way for eclipsing problems, which consists of how the final model output hides the true nature of the water quality. The additive function, frequently utilized in the models studied by this review, although easy to understand and calculate, lacks sensibility in registering the effect a single bad parameter sample would have on the final index score (Lumb et al, 2011). All these prerogatives make space for the necessity of studies of uncertainty and sensibility between proposed groundwater quality models. This is a relevant gap in the literature, as, according to Alexakis et al (2020), the comparative studies on indices concentrate on the analysis in WQI models applied to superficial water.

Acknowledgments

The authors would like to thank the financial support from the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES Finance Code 001).

Data Availability Statement

The supplementary material is available in Silva, Greicelene (2022), "Supp material A BIBLIOGRAPHIC REVIEW ON GROUNDWATER QUALITY INDICES FOR DRINKING PURPOSE", Mendeley Data, V1, doi: 10.17632/r8b9xt4n49.1. Available at: <https://data.mendeley.com/datasets/r8b9xt4n49/1>

Bibliographic References

- Abbasi T., Abbasi S.A.** (2012) Water quality indices. Elsevier, Amsterdam
- Alexakis D.E.** (2020) Meta-Evaluation of water quality indices. Application into groundwater resources. Water (Switzerland) Vol. 12, n. 1890.
- Lumb A., Sharma T.C., Bibault J.F.** (2011) A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. Water Qual Expo Heal Vol. 3, p.11–24.
- Mohebbi M.R., Saeedi R., Montazeri A., et al** (2013). Assessment of water quality in groundwater resources of Iran using a modified drinking water quality index (DWQI). Ecol Indic, Vol. 30. p.28–34.
- Štambuk-Giljanović N.** (1999) Water quality evaluation by index in Dalmatia. Water Res Vol. 33, p. 3423–3440.
- Sutadian A.D., Muttill N., Yilmaz A.G., Perera B.J.C.** (2016) Development of river water quality indices—a review. Environ Monit Assess Vol. 188, p.1–29.
- Uddin M.G., Nash S, Olbert A.I.** (2021) A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. Ecol Indic Vol. 122, p.107218.
- Zhu Y., Tian D., Yan F.** (2020) Effectiveness of Entropy Weight Method in Decision-Making. Math Probl Eng Vol. 2020, p. 1–5.

CONSIDERAÇÕES SOBRE A EVOLUÇÃO DAS USINAS HIDRELÉTRICAS NO BRASIL E SEUS IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS

Lemos, R. M. T.¹, Santos, M. F.², Miranda, R. B.¹, Figueiredo, D.M.²

1 - Universidade de São Paulo; 2- Universidade Federal do Mato Grosso.

rosemarylemos@yahoo.com.br; mfsantos1013@gmail.com; eng.renato.miranda@gmail.com; dani_figueiredo@uol.com.br

RESUMO:

O crescimento da população mundial, juntamente com o modelo de desenvolvimento, demanda grandes quantidades de energia, tanto no meio urbano quanto rural. Isso implica em contínuos investimentos para suprir essas necessidades. O presente artigo baseou-se em pesquisa e revisão bibliográfica, sobre as abordagens dos temas: setor energético do Brasil, participação das centrais hidrelétricas na matriz energética nacional, vantagens, desvantagens e os impactos socioambientais. Apesar da evolução quanto à utilização de fontes renováveis de energia, o carvão mineral e o gás natural ainda representam uma parcela muito significativa da matriz elétrica mundial. No Brasil, entretanto, uma das alternativas mais utilizadas para a geração de energia elétrica é a energia hidráulica. Devido a disponibilidade de recursos hídricos no país, a criação de usinas hidrelétricas vem gerando impactos tanto ambientais quanto sociais. A produção, transmissão e distribuição de energia no Brasil integram um sistema de grande porte, composto predominantemente pelas matrizes: hídrica, eólica, térmica e fotovoltaica. Embora ocorra o ganho com a geração de energia, a sociedade sofre toda as consequências dos impactos acarretados pelo empreendimento, desde a sua construção até o desenvolvimento. Ainda que existam processos de Licenciamento Ambiental para a construção de grandes empreendimentos ou projetos de grande impacto, o atual modelo brasileiro ainda é impactante, contraditório e motivo de críticas.

Palavras-chave: avaliação de impacto ambiental, meio ambiente, sociedade.

ABSTRACT:

The growth of the world population together with the development model suggest a global demand for a large amount of energy, both in urban and rural areas. This implies continuous investments to supply these needs. The present article was based on research and bibliographic review, on the approaches of the energy sector in Brazil, the participation of national hydroelectric plants, the advantages of electrical issues, the electrical matrix, and the socioeconomic impacts. However, the evolution of renewable energy sources, the use of the mineral matrix and natural gas still represent a very significant portion of the world's electricity. In Brazil, one of the most used alternatives for the generation of electric energy is hydraulic energy. Due to the availability of water resources in the country, the creation of hydroelectric plants has generated both environmental and social impacts. The production, transmission, and distribution of energy in Brazil are part of a large system, predominantly composed of hydro, wind, thermal and photovoltaic matrices. There are gains with the generation of energy, but the society suffers all the consequences of the impacts caused by the enterprise from its construction to its development. Although there are Environmental Licensing processes for the construction of large projects with great impact, the current Brazilian model is still much criticized and discussed.

Keywords: environmental impact assessment, environment, society.

INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial, juntamente com o modelo de desenvolvimento, demanda grandes quantidades de energia, tanto no meio urbano quanto rural nos mais variados fins. Isso implica em contínuos investimentos para suprir essas necessidades. Apesar da evolução quanto à utilização de fontes renováveis de energia, o carvão mineral e o gás natural ainda representam uma parcela muito significativa da matriz elétrica mundial. Com o aumento relevante na demanda de energia elétrica pela sociedade, para os mais variados fins, se faz imprescindível novos investimentos para suprir estas necessidades e novas tecnologias de baixo impacto ambiental (Figura 1).

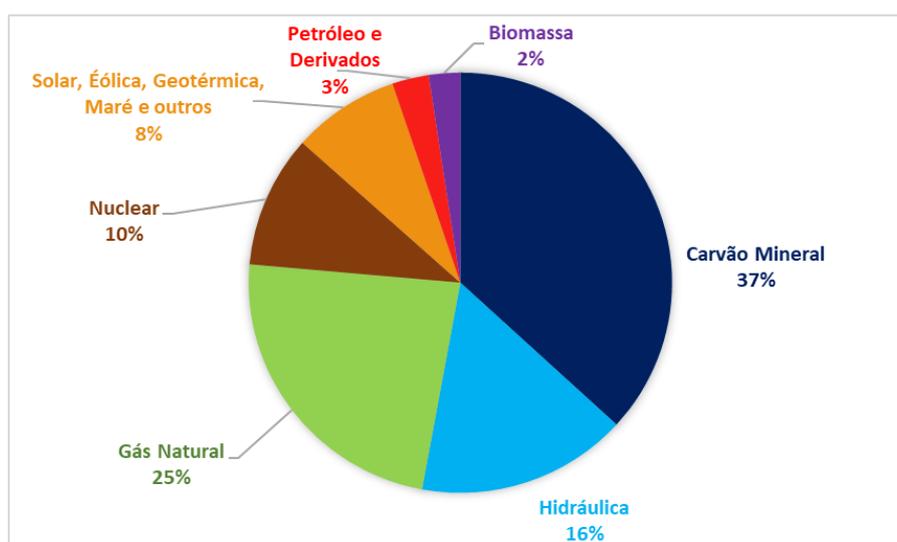


Figura 1.- Matriz Elétrica Mundial 2019

Fonte: Elaborado pelos autores com base em EPE (2022).

No Brasil, uma das alternativas mais utilizadas para a geração de energia elétrica é a energia hidráulica, que representa atualmente cerca de 65% do total de energia produzida no país (Figura 2). As características físicas, geográficas e a disponibilidade de recursos hídricos no Brasil, são determinantes para que o país seja hoje o terceiro maior potencial hidráulico do mundo. Apesar da disponibilidade de recursos hídricos no país, a construção de usinas hidrelétricas vem gerando impactos tanto ambientais quanto sociais.

O desenvolvimento socioeconômico de um país baseia-se não só na geração como também da transmissão e distribuição de energia elétrica, porém como o passar das décadas aumentou a necessidade e a cautela em relação a esses projetos, visto que os seus efeitos podem superar os benefícios e causar impactos socioambientais irreversíveis. A fase de construção de hidrelétricas é a mais impactante, pois envolve a realocação das populações locais, a supressão da vegetação, a abertura de estradas, o desvio do canal do rio, o alagamento da terra para a formação do reservatório, entre outros.

A partir deste contexto, o presente estudo tem como objetivo principal discutir os principais impactos socioambientais ocasionados pela geração de energia elétrica no Brasil.

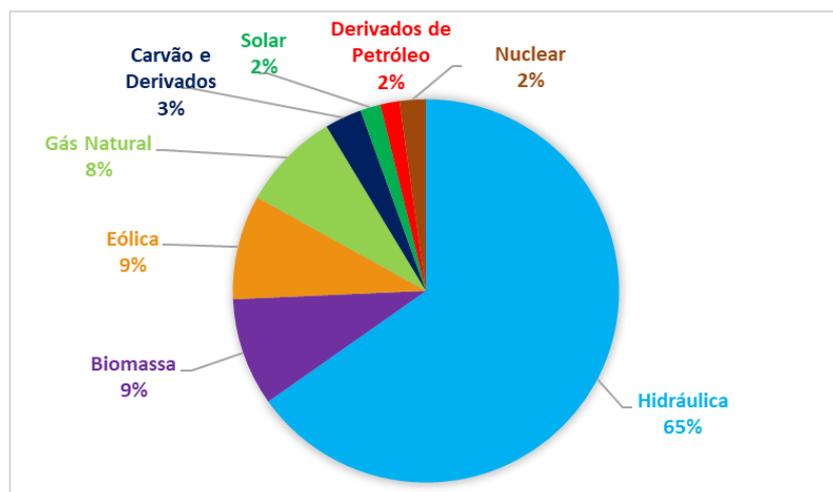


Figura 2.- Matriz Elétrica Brasileira 2020

Fonte: Elaborado pelos autores com base em EPE (2022)

METODOLOGIA

O presente artigo baseou-se em pesquisa e revisão bibliográfica, nos registros sobre as abordagens dos temas: setor energético do Brasil, participação das centrais hidrelétricas na matriz energética nacional, vantagens, desvantagens e os impactos socioambientais. O levantamento foi baseado em páginas oficiais de instituições públicas, Agência Nacional de Águas e Saneamento Ambiental (ANA), Banco de Informações de Geração (BIG) da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), além de consultas em artigos, dissertações e teses.

HISTÓRICO DO SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO E A PARTICIPAÇÃO DAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS

Mendes (2005) menciona que no Brasil, desde o final do século XIX, já ocorria os primeiros sinais para a exploração da energia hidráulica, predominantemente nos estados de Minas Gerais e São Paulo. Logo depois, algumas tentativas foram feitas no sentido de investimentos na geração de energia hidroelétrica e, já na primeira década do século XX, esse tipo de energia superou a produção das usinas termelétricas e tornou-se a principal matriz energética do país.

O predomínio das empresas multinacionais começou a ser alterado com o mandato do presidente Getúlio Vargas, que teve início em 1930. Num cenário de crise do modelo agroexportador, o governo Vargas desejava diversificar a estrutura produtiva e incentivar a indústria nacional. Assim, o intervencionismo na economia se fez notar também no setor elétrico: foram suspensas autorizações de novos aproveitamentos hidráulicos e extinta a cláusula-ouro, que garantia às empresas o reajuste das tarifas pela cotação do ouro (Gonçalves Júnior, 2007).

A partir da metade do século XX, o projeto de crescimento, expansão e desenvolvimento brasileiro foi condicionado à expansão da matriz energética, a solução encontrada pelo poder público, veio na forma de construção de barragens hidrelétricas gigantes, e com grandes impactos socioambientais.

Nas décadas de 70 e 80, em função do acelerado crescimento econômico e populacional do país, houve a necessidade de expandir a produção de energia elétrica. Como o país possui um vasto território e uma densa rede de rios em bacias hidrográficas, uma das formas mais plausíveis na época, pensado tanto pelo governo como também pelo setor privado, foi intensificar a obtenção da energia elétrica a partir dos recursos hídricos. Em função disso, a Eletrobras iniciou estudos e pesquisas com

o objetivo de definir os melhores trechos de rios com potencial para a construção das usinas hidrelétricas. Muitas usinas foram construídas nessa época, destacando-se: Tucuruí (Pará), início de operação em 1984; Itaipu Binacional (integra Brasil e o Paraguai) - 1984; e, as hidrelétricas de Sobradinho (nordeste do Brasil) - 1982 e Ilha Solteira (estado do Mato Grosso do Sul e São Paulo) – 1973, entre outras.

De acordo com ANEEL, a produção, transmissão e distribuição de energia no Brasil integram um sistema de grande porte, com múltiplos proprietários, composto predominantemente pelas matrizes hídrica, eólica, térmica e fotovoltaica, representados pela: Central Geradora Hidrelétrica (CGH), Central Geradora Undi-elétrica (CGU), Central Geradora Eólica (EOL), Pequena Central Hidrelétrica (PCH), Central Geradora Solar Fotovoltaica (UFV), Usina Hidrelétrica (UHE) e Usina TermoNuclear (UTN) (Tabela 1). O sistema é interligado e constituído por quatro subsistemas: Sul, Sudeste/Centro-Oeste, Nordeste e a maior parte da região Norte (com a exceção de algumas localidades isoladas nos estados de Rondônia, Acre, Amazonas, Roraima, Amapá e Pará). Esta conexão dos sistemas elétricos dá origem ao Sistema Interligado Nacional (SIN), propiciando a transmissão de energia entre os subsistemas e a exploração da diversidade das matrizes elétricas regionais.

A maioria das PCHs localiza-se nas regiões sul e sudeste do Brasil, próximas a grandes centros consumidores de energia elétrica. O aumento de empreendimentos, como PCHs e CGHs, devido aos incentivos fiscais e a simplificação dos licenciamentos, tem causado impactos econômicos, sociais e ambientais negativos que precisam ser mais bem avaliados para se evitar danos irreversíveis aos rios e às comunidades onde são construídos.

Apesar dos discursos e propagação que as PCHs e CGHs são “fontes limpas” e dos incentivos concedidos, diferentes pesquisas científicas têm demonstrado que essas centrais, mesmo com seu menor porte, necessitam de uma atenção maior da sociedade pois alteram as características hidrológicas dos ecossistemas aquáticos e causam impactos à biota em níveis individual, populacional e de comunidades, em particular se construídas em sequência num mesmo rio.

Segundo a ANEEL, atualmente o Brasil possui 541 PCHs e 735 CGHs, totalizando 1276 usinas em operação (Tabela 1), além de 31 PCHs e 4 CGHs em construção e com perspectiva de nos próximos anos de construção de mais 111 PCHs e 5 CGHs (Tabela 2). Dessa forma estão saturando e fragmentando os cursos dos rios, comprometendo a sua conectividade. O agravante é que as consequências negativas dessas obras ainda não foram devidamente avaliadas.

Tabela 1.- Usinas em operação no Brasil

Fonte	Potência Outorgada (kW)	Potência Fiscalizada (kW)	Quantidade	% (Pot. Fiscalizada)
CGH	856.486,92	842.527,92	735	0,46
CGU	50,00	50,00	1	0
EOL	35.557.268,86	21.796.178,86	1197	11,9
PCH	7.245.669,32	5.607.600,57	541	3,06
UFV	44.399.452,31	5.022.930,61	9571	2,74
UHE	103.454.926,00	103.008.362,00	223	56,25
UTE	54.134.957,81	44.860.612,71	3224	24,5
UTN	3.340.000,00	1.990.000,00	3	1,09
Total	248.988.811,22	183.128.262,67	15495	100

Fonte: Elaboração autores, com base em ANEEL (2022)

Tabela 2.- Usinas em construção e com construção não iniciada no Brasil

Fonte	Em construção		Com construção não iniciada	
	Potência Outorgada (kW)	Quantidade	Potência Outorgada (kW)	Quantidade
CGH	7.700,00	4	2.000,00	1
EOL	5.818.250,00	156	7.913.510,00	220
PCH	408.003,10	31	1.186.706,65	80
UFV	4.026.977,60	106	35.182.780,00	872
UHE	141.900,00	1	311.998,00	4
UTE	4.255.393,50	56	3.392.811,00	60
UTN	1.350.000,00	1	0,00	0
Total	16.008.224,20	355	47.989.805,65	1237

Fonte: Elaboração autores, com base em ANEEL (2022)

IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS

Apesar de toda as vantagens obtidas a partir da construção das barragens de energia hídrica, as quais são concretizadas pelo aumento da oferta de empregos e aumento da demanda por bens e serviços impulsiona a economia local, seus impactos socioambientais não podem ser ignorados. Importante frisar que esses benefícios são bem observados durante a fase inicial na construção, porém, deve-se analisar as consequências e os custos nas fases posteriores, principalmente na fase de operação dos empreendimentos.

Os rios formam as bacias hidrográficas, unidades que funcionam como ecossistemas e devem, portanto, ser considerados de maneira integrada e sinérgica. Desde a metade da década de 70 a construção de usinas hidrelétricas é precedida de estudos de impactos, seja por exigência do Banco Mundial ou pelo extinto Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE) que é hoje comandado pela ANEEL.

Uma ação decorrente desses estudos socioambientais é a tentativa de salvamento da flora e fauna da área que será inundada para a formação do reservatório, a construção de escadas para peixes, que sabidamente não funciona adequadamente, mantendo os impactos das barragens sobre a pesca, e outras ações mitigadoras e/ou compensatórias. Porém, existem os impactos sociais. Rosa (1989) já alertava para o problema da inserção regional de usinas hídricas face às comunidades ribeirinhas afetadas pela desapropriação de vastas áreas para construção dos reservatórios, reconhecendo assim o agravamento da reação dessas comunidades, principalmente quando há a presença das comunidades indígenas, admitindo ser esse um assunto delicado e de maior complexidade. O deslocamento de pessoas de suas residências em razão de estarem em um local que será direta ou indiretamente afetado com a referida obra é um impacto social importante (Sánchez, 2008). Porém, a instabilidade e a incerteza do planejamento prévio são marcas presentes no processo de identificação dos atingidos, que necessitam de reassentamento, configurando-se em lógica de produção de políticas compensatórias que desconsidera/desconhece a própria dinâmica de produção das demandas e dos conflitos em cenários de grandes projetos, nas quais as medidas de inclusão revestem-se, institucionalmente, em mecanismos de classificação arbitrária dos não incluídos, que são excluídos do reconhecimento como sujeitos do direito a compensações e/ou mitigações (Oliveira *et al.*, 2014).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No Brasil, cerca de 200 usinas hidrelétricas devem ser construídas nos próximos 30 anos e estima-se que, em 150 países, cerca de 82.891 PCHs estão funcionando ou estão sendo construídas, sendo que muitas são PCHs, que serão instaladas principalmente na Rússia, China, Índia, Brasil e EUA.

Ao apresentar uma visão macro da situação, observa-se que na sociedade os projetos hidrelétricos têm o ganho de desenvolvimento econômico, propiciado pela geração de energia, ao passo que em uma visão regional a sociedade sofre toda as consequências dos impactos acarretados pelo empreendimento, desde o reservatório até a bacia hidrográfica como um todo.

Neste sentido, merece atenção o processo de Licenciamento Ambiental para a construção de grandes empreendimentos ou projetos de grande impacto, tais como os hidroelétricos. Nas últimas décadas ocorreu um significativo avanço institucional e normativo, como a obrigatoriedade da realização do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), bem como de Avaliações Ambientais Estratégicas (AAE) em grandes bacias hidrográficas, onde várias usinas estão ou serão instaladas. Apesar da existência desses mecanismos, o atual modelo de avaliação de impactos ambientais brasileiro ainda é bastante contraditório, criticado e discutido. Entre as principais deficiências está a baixa efetividade de implementação das ações propostas no EIA e integração com AAE e reduzida visão sinérgica e integrada dos impactos, tanto por parte dos empreendedores quanto por parte dos gestores públicos. Soma-se a isso a análise limitada de alternativas de geração de energia hidrelétrica, a baixa participação popular nos processos de tomada de decisão, a baixa qualidade dos estudos de impactos ambientais, a ausência de parâmetros objetivos para a definição da viabilidade ambiental, a análise limitada dos impactos cumulativos e sinérgicos, a dificuldade de integração da AAE com a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) e com os demais instrumentos ambientais e juntamente com sua morosidade (Banco Mundial, 2008).

Isto indica a necessidade de melhorias contínuas em todo o processo de licenciamento ambiental, bem como nas tecnologias de geração de energias alternativas com baixo impacto socioambiental. Porém, na atualidade, os avanços nos processos de licenciamento ambiental alcançados nas últimas décadas estão em risco, tanto no governo federal quanto nos Estados, através do enfraquecimento dos órgãos gestores, redução de receita e pessoal, aprovação de projetos de lei e normas infra legais contrárias aos avanços necessários e tratados internacionais, entre outros aspectos que visam enfraquecer o controle, a fiscalização e o licenciamento ambiental no Brasil.

REFERÊNCIAS

- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica (2022). Sistema de Informações de Geração da ANEEL SIGA.
- BANCO MUNDIAL (2008). Licenciamento Ambiental de Empreendimentos hidrelétricos no Brasil. Uma Contribuição para o Debate. Relatório Principal.
- ELETROBRÁS – Centrais Elétricas Brasileira S/A (2022). História da Empresa Eletrobrás.
- EPE - Empresa de Pesquisa Energética. Plano Decenal de Expansão de Energia 2030. Ministério de Minas e Energia. Brasília: MME/EPE.
- Gonçalves Junior, D. (2007). Reformas na Indústria Elétrica Brasileira: A Disputa pelas ‘Fontes’ e o Controle dos Excedentes. Tese Doutorado. Escola Politécnica. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Mendes, N.A.S. Impactos socioambientais de usinas hidrelétricas: o caso Reassentamento Rosana - Euclides da Cunha Paulista. SP - Brasil. In: *Encontro Internacional de Geógrafos da América Latina*, 2005, São Paulo - SP. Por uma Geografia Latino Americana: Do labirinto da solidão ao espaço da solidariedade. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2005. v. 1.
- Oliveira, A.C.; Conceição, R.S.; Horizonte, J.S. (2014). Impactos de grandes obras na dinâmica urbana de crianças e adolescentes: a implantação da Usina de Belo Monte. *Ponto e Vírgula*, v. 1, n. 16, p. 185-205.
- Rosa, L. P. (1989). Hidrelétricas e meio ambiente na Amazônia Análise crítica do Plano 2010, *Revista Brasileira de Energia*, vol.1, nº1.
- Sánchez, L. E. 2008. Avaliação de Impacto ambiental: conceitos e métodos. Oficina de Textos.

ANÁLISE DO IMPACTO DA ASSIMETRIA DA INFORMAÇÃO NOS PROCESSOS REGULATÓRIOS NA EFICIÊNCIA E QUALIDADE DOS SERVIÇOS DE SANEAMENTO

Dinilton Pereira da Costa 1º – Autor, Dr. Fernando Neves Lima 2º – Autor

Universidade Federal de Itajubá – Campus Itabira – Brasil. dinilton.adv@gmail.com
lima.fernando@unifei.edu.br

Introdução

De acordo com a Política Nacional de Saneamento Básico, os serviços públicos, as atividades de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos devem seguir os princípios da universalização do acesso, da integralidade e disponibilidade, da continuidade e da qualidade, além da eficiência e da sustentabilidade econômica (BRASIL, 2007).

Afim de que sejam cumpridas estas metas, uma das propostas desta política nacional extraída da lei 11.445/07 é que as agências reguladoras – sejam entidades dotadas de autonomia e independência para regulamentar e fiscalizar a prestação de serviços do setor que tais agências atuem de forma a equilibrar os interesses dos usuários, dos prestadores e dos municípios (BRASIL, 2007).

Passados mais de uma década da promulgação desta lei, foi necessário sua atualização por meio de um novo instituto legal, a Lei complementar 14.026/2020, denominada de Marco Legal (ou Regulatório) do Saneamento, cujo objetivo principal é o de atualizar as regras e normas afim de que esta política pública seja universalizada com metas e cronogramas estabelecidos.

Fazer uma análise dos impactos das atividades de regulação sobre a eficiência e efetividade dos serviços de saneamento básico é a proposta deste estudo.

Metodologia

O estudo proposto partirá da hipótese de que deve existir uma relação positiva entre a atuação dos órgãos de regulação e o desempenho dos concessionários de serviços de saneamento básico nos municípios da bacia do médio São Francisco, especificamente na unidade de planejamento e gestão de recursos hídricos dos rios Jequitá e Pacuí - SF6.

Desta forma, será realizada uma investigação, para a atividade de Gestão do Sistema de Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos regulados, sobre suas ações e impactos nas prestadoras dos serviços e impactos na sociedade delimitada.

Há de ser verificado se os mecanismos utilizados na regulação e prestação dos serviços, contemplam os aspectos social, econômico e ambiental, e se estão de alguma forma contribuindo para o cumprimento das metas estabelecidas na Lei Nacional de Saneamento, lei 11.445/2007, atualizada pelo Lei 14.026, Resoluções e Normas Técnicas da Agência Nacional das águas e Saneamento Básico – ANA. (BRASIL, 2007/2020).

De acordo com CORDEIRO et al., 2007, metodologicamente, a investigação será conduzida por uma revisão bibliográfica de modalidade narrativa, que se caracterizará por uma temática mais aberta (em relação à revisão sistemática) e seleção arbitrária de fontes.

Resultados e Discussões

O termo “saneamento básico” é conceituado pela Lei Federal 11.445, de 05 de janeiro de 2007: saneamento básico é o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de (i) abastecimento de água potável; (ii) esgotamento sanitário; (iii)

limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; e (iv) drenagem e manejo de águas pluviais urbanas (artigo 3º, inciso I)

Não obstante, a legislação do saneamento, trouxe em seu texto a formulação de um ente regulatório específico ao controle, ao acompanhamento e à fiscalização dos serviços públicos de saneamento básico, notoriamente os serviços de abastecimento de água, tratamento de esgoto, drenagem urbana e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, serviços esses prestados tanto por organizações privadas, quanto públicas (BRASIL, 2007).

Regulação como Proposta de Medidas que Estabeleçam a Eficiência e Qualidade na Prestação dos Serviços de Saneamento

A regulação dos resíduos que é um dos pilares do saneamento básico, conforme a legislação pátria, surge como proposta de corrigir a “falhas de mercado”, tendo em vista que num mercado de concorrência perfeita, tal regulação não seria necessária, pois segundo Adam Smith, existiria a possibilidade do próprio mercado se autorregular.

Infelizmente ainda existem bens e serviços que, de acordo com sua natureza, só funcionam em regime de oligopólio ou monopólio.

Antes do advento da lei 14.026/20, para o mercado dos resíduos, a regulação existia como uma possível resposta para um setor de monopólio natural, muitas vezes local, caracterizado pela falta de incentivos à entrada de concorrentes, daí a necessidade de uma regulação eficiente, transparente e autônoma.

Pereira, 2009, destaca que esta regulação deveria servir como inibição a situações comuns de mercados monopolistas ineficientes em que, por falta de concorrência, o operador é levado a praticar preços muito acima dos custos de produção, refletindo-se, por norma, em perdas de bem-estar para os consumidores e contribuintes.

A ineficiência e a falta de qualidade dos serviços do sistema de manejo de resíduos dentro de saneamento básico pode ser consequência da famigerada falha de mercado, por descumprimento das obrigações legais associadas à própria prestação ineficaz do serviço.

Por se tratar de um serviço público e desse modo ter que apresentar um acesso universal e ao mesmo tempo, manter um preço acessível, independentemente do aumento dos fatores produtivos, tal condição pode dificultar a sustentabilidade econômica das entidades gestoras.

Deste processo mal logrado surge a assimetria de informação tornando a regulação do setor cada vez mais complicado em sua efetividade.

Conforme entendimento de Pinto Jr. e Pires (2000), os problemas de assimetria de informação na atuação das agências reguladoras podem gerar falhas no mercado, ao abordarem sobre o estudo da informação assimétrica, dentro da teoria da regulação econômica, tem trazido novos insights de como as chamadas falhas de mercado podem ser enfrentadas através de mecanismos externos ao mercado, visando o aumento de bem estar da coletividade.

Segundo esta percepção, as Agências Reguladoras precisariam dispor de instrumentos de mensuração do desempenho e esforço dos prestadores (regulados), devem ainda tais órgãos serem bem aparelhados e desta forma diminuir as assimetrias de informações quanto às questões técnicas, econômicas e financeiras dos prestadores e ou concessionários de serviços.

No Brasil, os serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos são caracterizados como de interesse local e, portanto, de acordo com o artigo 30 inciso V da Constituição Federal de 1988, são de competência municipal (BRASIL, 1988), entretanto a Lei nº 11.445/2007 permite que os titulares deleguem a organização, a regulação, e fiscalização e inclusive a prestação dos serviços (BRASIL, 2007).

O sistema municipal de manejo de resíduos sólidos pode ser executado através de diversos arranjos institucionais, dentre as quais destacam-se as entidades da administração pública direta, autarquias, consórcios públicos, empresas públicas, associações, fundações e empresas privadas (SAIANI; DOURADO; JUNIOR, 2014)

Não obstante o arranjo institucional da prestação dos serviços, a regulação é um requisito imprescindível em quaisquer modalidade, porque existe a necessidade de se desenvolver normativos, para que essas atividades ocorram segundo determinados padrões de qualidade, incentivos à universalização do atendimento, à redução da geração, à implantação de sistemas de coleta seletiva, à busca de soluções para tratamento e disposição final ambientalmente adequada, entre outros (FERNANDEZ, 2002).

Neste cenário que a regulação adequada constitui uma ferramenta preponderante para o avanço da qualidade desses serviços. Porém, a regulação deve ser acompanhada de medidas de fortalecimento dos aspectos de planejamento, gestão, operação e financeiro dos serviços, assim como estratégias de participação, sensibilização e educação da população (FERNANDEZ, 2002).

Para SANTOS (2013), a atividade regulatória tem como foco, simular condições de concorrência e assim diminuir os custos para os usuários, além de atuar para promover a universalização dos serviços; redução das assimetrias de informação; combater as externalidades negativas e proteger os interesses dos consumidores.

PINTO JR. E PIRES (2000) apontam que informações assimétricas não são aquelas relativas às características desconhecidas dos agentes, mas as oriundas de um comportamento oportunista, camuflado e não conhecido pela outra parte do contrato no momento de sua elaboração.

A análise do impacto da assimetria da informação nos processos regulatórios na eficiência e qualidade dos serviços de saneamento localizada na unidade de planejamento e gestão de recursos hídricos dos rios jequitá e pacuí - SF6, fará uma análise dos diversos problemas que uma Agência Reguladora nesta microrregião possa enfrentar, tais como o déficit demográfico, o problema do comprometimento, a discricionariedade e principalmente a Assimetria da Informação.

Nesta pesquisa destaca-se -á a problemática da Assimetria de Informação.

Considerações Finais

Esta problemática da assimetria pode estar presente tanto nas informações internas, quanto nas externas. As informações internas à organização são as de planejamento, movimentação financeira, atuação dos dirigentes. As externas de forma exemplificativa, fatores geográficos dentre outros.

Todas estas informações se não forem devidamente tratadas de forma transparente para toda a sociedade, certamente vão

contribuir de forma negativa comprometendo a eficiência e qualidade dos serviços do sistema de manejo de resíduos sólidos prestados.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos ProfÁgua, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), à Agência Nacional de Águas (ANA) e à Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI) - Campus Itabira. E ao professor Dr Fernando Neves Lima.

Referências Bibliográficas

- BRITES Inês de Sousa: Análise Comparativa de Modelos de Gestão em Baixa de Resíduos Sólidos Urbanos: Caso da Cascais Ambiente – 2019;
- FERNÁNDEZ, D. Guía para la regulación de los servicios de limpieza urbana: con metodologías para la determinación de tarifas. Lima, 2002;
- LEI nº 11.445, de 05 janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, DF. 2007; PEREIRA, P., AFONSO, A., et. al. (2009). Economia e Finanças Públicas. Escolar Editora. Lisboa;
- LEI 14026/2020, disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.026-de-15-de-julhode-2020-267035421>;
- LEI nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. 2010b.;
- PINTO JÚNIOR, H. Q.; PIRES, M. C . P. Assimetria de informações e problemas regulatórios. Nota Técnica, n. 9, fev. 2000;
- SAIANI, C. DOURADO, S. J. JÚNIOR, R. T. Resíduos Sólidos no Brasil - Oportunidades e Desafios da Lei Federal Nº 12.305/2010. Barueri, SP. 2014;
- SANTOS, C. DE S. G. Agências Reguladoras de Saneamento Básico: uma análise à luz dos princípios regulatórios da Lei 11.445/2007. 2013;
- SMITH, A. (1976). An Inquiry into the Nature and Causes of Wealth Of Nations. Indianapolis: Liberty Fund.;

CORRELAÇÕES DOS PARÂMETROS DE MONITORAMENTO RELEVANTES ÀS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS NO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, VISANDO AO DESENVOLVIMENTO DE MODELO PREDITIVO POR REDES NEURAIAS

Antonio Francisco da Silva Junior, Gustavo Prestes Amadeu, Werner Siegfried Hanisch e Katia Ribeiro

Universidade Federal de São Paulo, Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Brasil
antonio.francisco@unifesp.br, gustavo.prestes@unifesp.br, werner.hanisch@unifesp.br, katia.ribeiro@unifesp.br

RESUMO:

A manutenção da qualidade das águas é fundamental para garantir a saúde pública, pois muitas doenças e infecções são transmitidas por águas contaminadas. As cianobactérias são microrganismos autótrofos que em condições favoráveis, normalmente em ecossistemas eutrofizados (elevadas concentrações de fosfatos e nitrogênio, pH neutroalcalino e temperaturas elevadas) se multiplicam em demasia (florações ou *blooms*), causando desequilíbrio no ambiente aquático. e produzem metabólitos (cianotoxinas) que contaminam o reservatório e prejudicam a saúde humana (efeitos citotóxicos, hepatóxicos e neurotóxicos), além das geosminas que trazem sabor e odor a água. O presente trabalho tem por objetivo utilizar os dados disponíveis no site da SABESP construindo via softwares *Excel* e *Acess*, uma base de dados que possa ser analisada estatisticamente (via software *Statistica*) com o intuito de desenvolver um modelo preditivo em redes neurais que auxilie na gestão do reservatório comunicando de forma ativa e antecipada os gestores deste recurso hídrico sobre possíveis florações destes microrganismos. As análises em matriz de correlação e componentes principais mostraram forte correlação da presença das florações de cianobactérias com altas concentrações de fosfato e nitrogênio, além de trazer fortes evidências sobre quais medidas o comitê gestor do complexo Guarapiranga tomou para combater estes microrganismos devido à elevada correlação dos *blooms* de cianobactérias com elementos como antimônio, arsênio e selênio, muito comum em algicidas e também muito presentes em atividades agrícolas.

ABSTRACT:

Maintaining water quality is essential to ensure public health, as many diseases and infections are transmitted by contaminated water. Cyanobacteria are autotrophic microorganisms that under favorable conditions, normally in eutrophic ecosystems (high concentrations of phosphates and nitrogen, neutral alkaline pH and high temperatures) multiply excessively (flowers or blooms), causing an imbalance in the aquatic environment. and produce metabolites (cyanotoxins) that contaminate the reservoir and harm human health (cytotoxic, hepatotoxic and neurotoxic effects), in addition to geosmins that bring flavor and odor to the water. The present work aims to use the data available on the SABESP website building, via Excel and Access software, a database that can be statistically analyzed (Statistica software) in order to develop a predictive model in neural networks that helps in the management of the reservoir, actively and in advance communicating the managers of this water resource about possible blooms of these microorganisms. The correlation matrix and principal component analysis showed a strong correlation between the presence of cyanobacterial blooms with high concentrations of phosphate and nitrogen, in addition to providing strong evidence on what measures the managing committee of the Guarapiranga complex took to combat these microorganisms due to the high correlation of the cyanobacterial blooms with elements such as antimony, arsenic and selenium, very common in algicides and also very present in agricultural activities.

PALAVRAS CHAVES: Cianobactérias, Matriz de Correlação, Análise por componentes principais, Contaminação, Reservatório Guarapiranga.

INTRODUÇÃO

Os reservatórios urbanos são fundamentais para o abastecimento e manutenção da saúde pública das populações às quais eles fornecem água (Gomes *et al.*, 2021). Devido à proximidade dos centros urbanos, os reservatórios estão sujeitos a uma miríade de contaminantes, desde esgotos domésticos, efluentes industriais e dejetos associados as atividades agrícolas ricas em fósforo, nitrogênio e potássio (Esteves, 2012).

A alta concentração de matéria orgânica oriunda da contaminação dos reservatórios (principalmente nitrogênio, fósforo e potássio), associada a uma média de temperatura elevada (15 a 30° C) e um pH neutro a alcalino (faixa de 6 a 9), criam condições favoráveis ao processo de eutrofização do corpo de água (Paerl e Paul, 2012). Uma vez eutrofizado o corpo de água está sujeito às florações de cianobactérias (Santos, 2016). Os microrganismos presentes nestas florações, podem, por sua vez produzir metabólitos (cianotoxinas) que são altamente prejudiciais à saúde humana possuindo efeitos citotóxicos, hepatotóxicos e neurotóxicos (Uriza, 2017). As cianotoxinas podem permanecer no corpo de água por um longo período. Há registros de microcistinas (principal metabólito produzido pelas cianobactérias) que permaneceram em corpos de água por até 6 meses (Uriza, 2017). Além das cianotoxinas, alguns organismos produzem compostos orgânicos, difíceis de serem retirados em tratamento convencional, que causam gosto de terra e odor de mofo à água. Estes compostos não são tóxicos, porém causam desconforto aos consumidores (Mustapha *et al.*, 2021).

Os processos de tratamento de água realizados nas Estações de Tratamento de Água (ETA) não são capazes de remover com eficiência as cianotoxinas, nem os compostos causadores de gosto e odor, presentes em um corpo de água eutrofizado e com floração de cianobactérias por causa da alta complexidade destas moléculas (Henrique *et al.*, 2021). Desta forma, para a remoção destas substâncias e das células de cianobactérias presentes no corpo de água, seriam necessários técnicas complexas (ultrafiltração, processos oxidativos e adsorção por carvão ativado com atividade biológica) que encareceriam os processos de tratamento de água realizados na ETA e exigiriam uma reformulação no processo de tratamento água. Assim sendo, o desenvolvimento de um monitoramento dos recursos hídricos de forma ativa que auxilie na tomada de decisão por parte dos gestores se faz essencial para a manutenção da qualidade das águas nos reservatórios.

O Complexo Guarapiranga, conjunto hídrico objeto deste estudo, é um dos principais fornecedores de água da região metropolitana de São Paulo, abastecendo os municípios de Cotia, Embu, Embu Guaçu, Itapevicirica da Serra, Juquitiba, São Lourenço da Serra e parte da região sul do município de São Paulo. Referente ao município de São Paulo o reservatório Guarapiranga abastece cerca de 4,9 milhões habitantes (SABESP, 2022). Estudos realizados entre 2011 e 2015 mostraram que as concentrações de cianobactérias no reservatório Guarapiranga foram superiores à 50000 células/mL neste período, sendo este o limite estabelecido pela CONAMA n° 357/2005 para reservatórios de Classe II (BRASIL, 2005). Estes resultados expõem que o reservatório tem problemas constantes e recorrentes de florações de cianobactérias (Sonobe *et al.*, 2019).

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) disponibiliza em seu site dados de monitoramento do reservatório Guarapiranga de 2010 até os dias atuais, contendo em seus relatórios dados físicos, químicos, microbiológicos, volumétricos e pluviométricos (SABESP, 2022). Por meio destes dados buscou-se determinar quais parâmetros de qualidade das águas estão associados ao florescimento das cianobactérias.

A maioria dos trabalhos desenvolvidos com parâmetros ambientais e de qualidade das águas no reservatório Guarapiranga foram realizados com coletas *in situ* e com intervalos tempo que raramente superaram um ano. O presente projeto de pesquisa tem como intuito compreender como funciona as dinâmicas de floração de cianobactérias em escala de tempo ampla (superior a 10 anos), buscando obter as condições que favorecem as florações para que se possa mitigá-las, evitando novas florações, ou se estas florações já estiverem estabelecidas, que os gestores deste recurso hídrico tomem as providências cabíveis para preservar a saúde pública.

Para determinar as correlações dos parâmetros de qualidade de água com as florações de cianobactérias foram utilizadas duas análises estatísticas comumente utilizadas em projetos e trabalhos de pesquisa na área ambiental, sendo elas a matriz de correlação de Pearson e a análise de componentes principais (Kothari *et al.*, 2021; Pastro, 2020; Zeinalzadeh e Rezaei, 2017). Os dados utilizados são oriundos dos pontos de monitoramentos GU-101, GU-104 e GU-107, gerenciados pela SABESP, com localizações disposta na Figura 1.

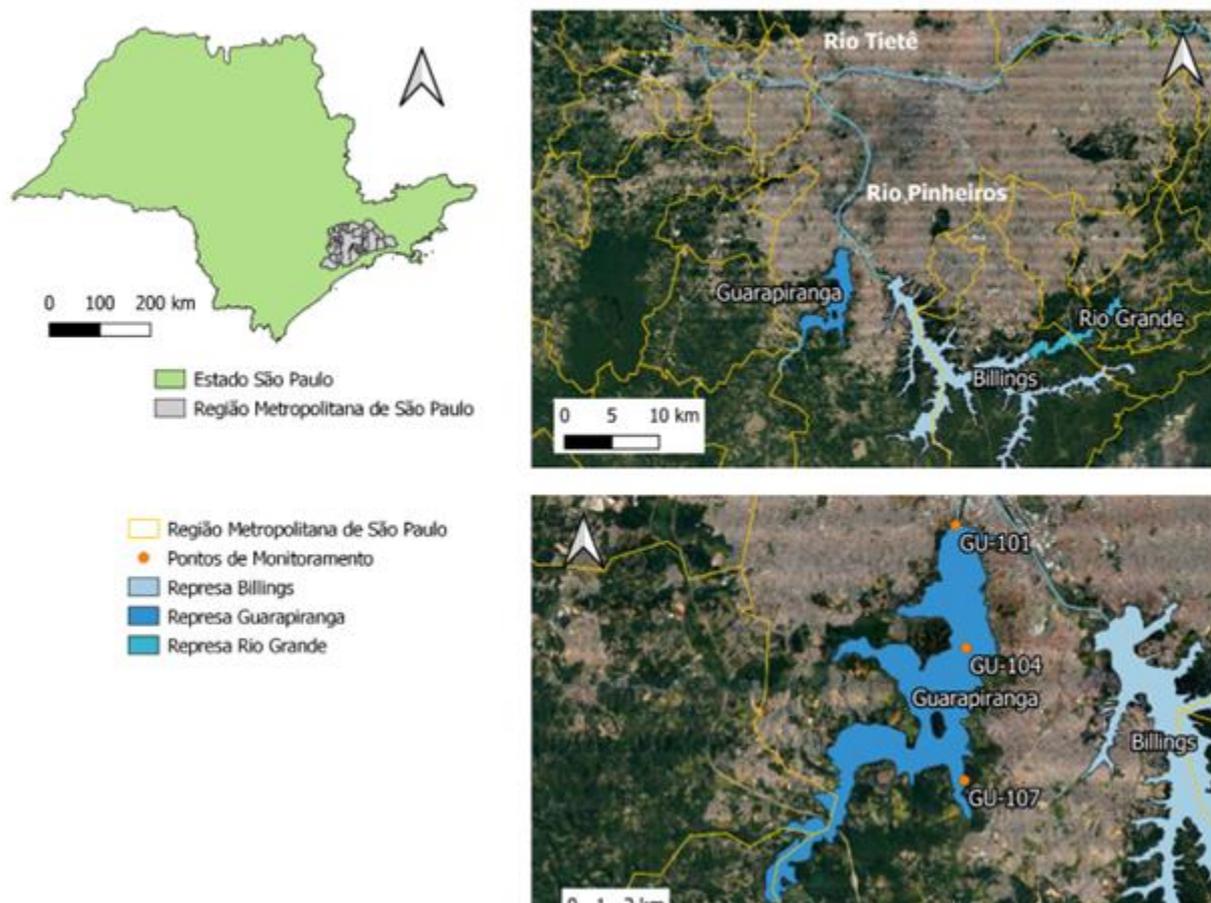


Figura 1. – Mapa dos pontos de coleta de água estudados.

Os dados coletados nos pontos de monitoramento disponíveis no site da SABESP permitem ter uma visão geral do reservatório por estarem bem espaçados entre eles. Os pontos de coleta estão dispostos no reservatório Guarapiranga da seguinte maneira: GU-101 (próximo à barragem Guarapiranga); GU-104 (meio do corpo de água, próximo ao desemboque do Rio Bonito); GU-107 (meio do braço do Rio Parelheiros) (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2006).

Posterior à análise estatística desenvolvida no presente projeto e determinadas as correlações das cianobactérias com os parâmetros de qualidade das águas e ambientais, desenvolver-se-á um modelo preditivo em redes neurais com a finalidade de monitorar o reservatório Guarapiranga de forma preventiva e proativa, informando os gestores deste recurso hídrico quando houver condições favoráveis às florações de cianobactérias com intuito de tomar medidas para impedir que estes microrganismos se proliferem e possam tornar as águas deste reservatório impróprias para o abastecimento e lazer.

MATERIAIS E MÉTODOS

Construção da Base de Dados

Os dados obtidos mediante os relatórios de mananciais disponíveis no site da Companhia de Saneamento Básico de São Paulo (Sabesp, 2022) foram organizados em planilhas no software Excel em escala temporal de 2010 a 2022. Os seguintes parâmetros foram levados em consideração para a análise: físicos (condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), vazão de reversão do braço Taquacetuba (m^3/s), turbidez (UNT)); químicos (alcalinidade (mg/L), cianeto (mg/L), cloreto (mg/L), DBO (mgO_2/L), fenóis totais (mg/L), fósforo (mg/L), nitrogênio albuminoide (mg/L), nitrogênio amoniacal (mg/L), nitrato (mg/L), nitrito (mg/L), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, sólidos dissolvidos totais (mg/L), sólidos dissolvidos (mg/L), sulfeto (mg/L), metais dissolvidos (mg/L)); microbiológicos (*Escherichia coli* (NMP/ 100 mL), cianobactérias (células/ mL), microcistinas ($\mu\text{g}/\text{L}$)).

Já os parâmetros de nível (m), pluviosidade (mm), vazões afluentes e efluentes do reservatório Guarapiranga (m^3/s) e volume (hm^3) foram obtidos do site da Agência Nacional das Águas (ANA, 2021). Os dados meteorológicos de média da insolação diário (h), média de temperatura compensada ($^{\circ}\text{C}$), média da velocidade do vento diária (m/s) foram obtidos pelo instituto meteorológico (INMET, 2021). De forma análoga, os dados foram organizados em software Excel em escala temporal de 2010 a 2022.

Para analisar os dados no software *Statistica versão 13.5* unificou-se os parâmetros físicos, microbiológicos, meteorológicos, químicos e volumétricos utilizando o software *Access* da Microsoft para construir a base de dados unificada para o desenvolvimento da análise.

Análise em matriz de correlação

A análise em matriz de correlação foi selecionada por ser amplamente utilizada na literatura científica para compreensão de parâmetros de qualidade das águas e identificação das correlações entre esses parâmetros (Alam *et al.*, 2015; Khatoon, 2013; Wang *et al.*, 2017). A determinação das correlações entre as cianobactérias e os parâmetros de qualidades das águas, meteorológicos e volumétricos foram estudados mediante o coeficiente de correlação de Pearson com significância $p < 0,05$. Este coeficiente varia entre -1 a 1. As correlações positivas de 0 a 1 indicam que os parâmetros estão em consoante, ou seja, quando há o crescimento de um parâmetro os demais também crescem, já valores de 0 a -1 demonstram que o crescimento de um parâmetro implica na diminuição de outro (Kothari, 2021). As análises em matriz em correlação foram feitas como um direcionador para análise em componentes principais.

Análise em componentes principais

De posse dos resultados das matrizes de correlação realizou-se a análise em componentes principais (ACP) que permite correlacionar parâmetros de diferentes dimensões normalizando-os e expondo de forma gráfica e concisa as correlações entre os dados analisados, transformando os conjuntos de dados em funções lineares para que estes possam ser expostos de forma bidimensional em um diagrama de dois fatores principais (Mostafaei, 2014). Esta análise, além de permitir visualizar as correlações com as cianobactérias, permite verificar as correlações entre os demais parâmetros de qualidade das águas, trazendo uma compreensão melhor de como este ecossistema aquático se comporta.

Resultados e Discussões

Análise em matriz de correlação

As análises em matriz de correlação para cianobactérias nos pontos GU-101, GU-104 e GU-107 obtiveram os resultados apresentados na Tabela 1. Os valores nesta tabela destacados em negrito foram os que apresentaram correlações significativas.

Tabela 1. Correlações relevantes obtidas por meio da análise em matriz de correlação, com significância $p < 0,05$. Para as contagens médias de cianobactérias para os pontos de coleta GU-101, GU-104 e GU107.

Parâmetros Correlacionados com a Média de Cianobactérias (cél/L)	Coeficientes de Correlação		
	GU-101	GU-104	GU-107
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	-	0,936	-
Antimônio (mg/L)	0,317	0,440	0,201
Arsênio (mg/L)	0,210	0,293	0,227
Bário total (mg/L)	-0,242	-0,209	-
Cádmio total (mg/L)	-0,205	-	-0,217
Bromo (mg/L)	-	-	0,769
Chumbo total (mg/L)	-0,247	-	-
Cianeto livre (mg/L)	-0,379	-0,426	-0,455
Cloreto (mg/L)	0,499	0,420	-
DBO (mgO ₂ /L)	-	-	0,461
Fósforos totais (mg/L)	0,426	0,184	0,276
Manganês Dissolvido (mg/L)	0,190	-0,210	-
Média de Saxitoxinas (µg/L)	-	-	0,306
Média de Coliformes totais (NMP/100 mL)	-	-	0,434
Vazão Reversão Capivari (m ³ /s)	-	-	0,249
Mercurio total (mg/L)	0,314	-	-0,287
Níquel total (mg/L)	-0,205	-	-
Nitrato (mg/L)	-0,249	-	-
Nitrito (mg/L)	0,201	-	0,211
pH	-	-	-0,355
Prata (mg/L)	-	0,214	0,200
Selênio total (mg/L)	0,255	0,446	0,379
Sólidos totais	0,313	0,391	-
Turbidez (UNT)	0,505	0,646	-
Zinco total (mg/L)	-0,187	-0,226	-

As correlações positivas com antimônio, arsênio, selênio são fortes indicativos de contaminação das águas do reservatório por atividades agrícolas próximas às margens da represa, pois estes compostos são muito comuns em pesticidas e herbicidas (Souza *et al*, 2022). As correlações negativas com os íons metálicos (exceção ao mercúrio) vão de encontro à literatura, pois estes compostos apresentam efeito citotóxico e dificultariam as florações de cianobactérias (Esteves, 2012). Estes dados, por sua vez, se apresentam próximos aos limites de detecção dos métodos utilizados pela SABESP podendo ter influenciado as correlações. O mercúrio, além de ser extremamente tóxico, apresenta comportamento bioacumulativo. Quando em ambientes ricos em matéria orgânica forma complexos por meio de metilações deste metal com a matéria orgânica presente no meio aquático. Em ambientes com florações de cianobactérias (eutrofizados e ricos em matéria orgânica) é esperada a complexação deste metal e a bioacumulação em níveis tróficos (Lacerda e Malm, 2008). A correlação positiva para o ânion cloreto pode ser um indicativo de uso de algicidas em conjunto com

peróxidos, composições muito utilizadas para combater as florações de cianobactérias e ricas em íons cloreto (Ferreira, 2018).

As correlações positivas com fosfatos e nitritos (composto intermediário formado na metabolização da matriz de nitrogênio em nitrato) estão relacionadas ao processo de eutrofização do corpo de água que tornam propícias as florações de cianobactérias que se alimentam destes nutrientes e se multiplicam demasiadamente, gerando desequilíbrio no epilímnio do reservatório e contaminando-o com as cianotoxinas. A correlação positiva com a turbidez está de encontro com o que acontece em reservatórios eutrofizados com florações de cianobactérias, a alta concentração destes microrganismos turva a água e impede que luminosidade chegue aos níveis inferiores do reservatório. Os sólidos totais apresentam correlação positiva em consequência da enorme quantidade de matéria orgânica suspensa no reservatório e células mortas de cianobactérias.

Para o ponto GU-104 é evidenciado a alcalinidade e correlações positivas com antimônio e arsênio, reforçando uma possível contaminação por efluentes agrícolas que, além destes compostos presentes nos pesticidas e herbicidas, trazem também uma carga orgânica rica em nitratos e fosfato. De forma análoga, há uma correlação positiva com o cloreto, podendo indicar a utilização de compostos algicidas para combater as florações. Destaca-se neste ponto uma fraca correlação positiva com a taxa de insolação diária, reforçando o descrito na literatura por esses microrganismos serem fotossintéticos.

No ponto de coleta GU-107 a correlação positiva com as saxitoxinas é um forte indicativo da presença de florações de cianobactérias pois estes metabólitos são produzidos por florações de cianobactérias (De Julio *et al.*, 2010) e tem ação neurotóxica (Uriza *et al.*, 2017). A correlação positiva com coliformes totais indica alto nível de poluição e a correlação positiva com fosfatos e nitritos corrobora para o indicativo do meio eutrofizado com concentrações significativas de cianobactérias.

A forte correlação com bromo pode estar relacionada com a formação de trihalometanos que ocorre quando existe na água uma elevada quantidade de matéria orgânica. Este fenômeno acontece normalmente quando se está tratando o reservatório com misturas de algicidas com compostos que possuem elevada presença de cloro. Isto corrobora com a elevada presença de cloretos na água (Franco *et al.*, 2020).

Análise por componentes principais

Posterior a análise em matriz de correlação, a implementação do método de componentes principais permitiu avaliar a covariância e o comportamento dos parâmetros físicos, químicos relevantes da qualidade das águas em relação à contagem média mensal de cianobactérias. As correlações para os dois fatores são expostas na Tabela 2 para os dados de coleta dos pontos GU-101, GU-104 e GU-107.

Tabela 2. Análise de componentes principais para os dados dos pontos de coleta GU-101, GU-104 e GU-107.

Pontos de coleta	GU-101		GU-104		GU-107	
	Fator 1	Fator 2	Fator 1	Fator 2	Fator 1	Fator 2
Contagem média de Cianobactérias	-0,5501	-0,0501	-0,5190	-0,1386	0,3737	-0,5862
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	-0,0139	0,0156	-0,0048	-0,0286	0,0966	0,1127
Antimônio (mg/L)	-0,7650	0,3772	-0,8470	-0,3207	0,6460	0,1506
Arsênio (mg/L)	-0,6330	0,3692	-0,6873	-0,2668	0,5156	0,0186
Bário total (mg/L)	0,6303	-0,1565	0,6221	-0,1231	-0,6666	-0,3299
Bromo (mg/L)	-	-	-	-	0,1149	-0,5092
Cádmio total (mg/L)	0,4840	-0,0222	-0,1375	-0,1953	-0,5818	0,0564
Chumbo total (mg/L)	0,6879	-0,0539	0,5011	-0,3606	-0,6502	-0,0567
Cianeto livre (mg/L)	0,5628	-0,1153	0,5649	-0,5895	-0,6589	0,1318
Cloreto (mg/L)	-0,1617	0,1773	-0,1831	0,0488	0,1431	0,0378
Condutividade (µS/cm)	-0,1017	-0,0480	-0,1320	0,3576	0,1450	-0,4814
DBO (mgO ₂ /L)	-0,0672	-0,2266	-0,0400	0,4163	0,1924	-0,4115
Fósforos Totais (mg/L)	-0,6414	-0,4851	-0,2896	0,2876	0,2108	-0,3680
Manganês Dissolvido (mg/L)	-0,4128	-0,7656	0,4574	-0,0077	0,0420	-0,2298
Média de Microcistinas (µg/L)	0,0933	-0,0247	-	-	-0,1043	-0,0208
Média de Saxitoxinas (µg/L)	-	-	-	-	0,0436	-0,0804
Média de Coliformes Fecais (NMP/mL)	-	-	-	-	-0,2421	-0,5185
Mercurio Total (mg/L)	-0,5704	-0,6980	0,2993	-0,5758	-0,3651	0,1675
Níquel Total (mg/L)	0,5238	0,2614	0,3414	-0,1142	-0,4919	0,0528
Nitrato (mg/L)	0,3270	0,5971	-0,1625	0,1564	0,0994	0,0191
Nitrito (mg/L)	0,0475	-0,0055	0,1550	-0,1036	-0,4327	-0,5537
OD (mg/L)	-0,0487	0,2537	0,1237	-0,1335	-	-
pH	0,0756	0,1900	0,3166	0,1907	-0,3343	0,6128
Prata total (mg/L)	-0,2090	0,3077	-0,3712	0,7013	0,5549	0,0526
Selênio Total (mg/L)	-0,6502	0,4362	-0,7780	-0,4425	0,2603	-0,6519
Sólidos totais (mg/L)	-0,2088	0,3646	-0,3479	-0,4510	0,0512	0,2154
Turbidez (UNT)	-0,6389	0,1672	-0,6451	-0,3715	-0,3098	-0,1000
Zinco Total (mg/L)	0,5327	-0,2090	0,5885	-0,1284	-0,6388	-0,4355

As covariâncias relevantes para a média de cianobactérias estão em destaque na Tabela 2 e a partir dos resultados obtidos construiu-se os diagramas de análises em componentes principais. Na Figura 2 tem-se a análise de componentes principais para o ponto GU-101.

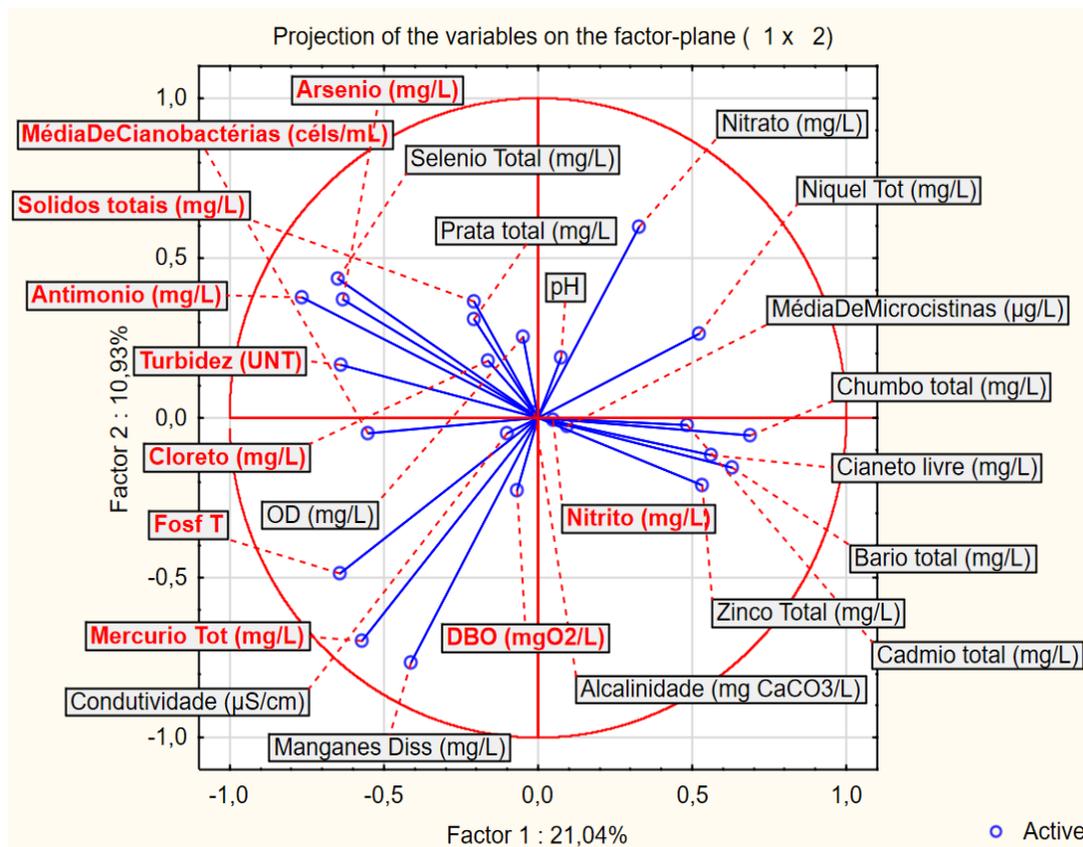


Figura 2. Análise em componentes principais para os dados coletados no ponto GU-101.

Os resultados da análise em componentes principais corroboram com os resultados de matriz de correlação, as covariâncias da presença de cianobactérias antimônio, arsênio se encontram em uma mesma direção com ângulos inferiores a 90 graus o que reforça a possibilidade de utilização de algicidas e tratamentos a base cloro (covariância com o cloreto), as demais covariâncias com fosfatos (fósforo totais) vão de encontro com literatura para ambientes eutrofizados e ricos em cianobactérias.

A presença de mercúrio próximo a média de cianobactérias com linha radial extensa mostra que este composto esteve presente quando a média de cianobactérias era elevada estando em conforme com a literatura, pois apesar da elevada toxicidade este metal complexa-se com a matéria orgânica presente em alta quantidade no meio aquático eutrofizado por meio do fenômeno de bioacumulação.

Pelo diagrama é possível que a turbidez e os sólidos totais estão em consonância com o aumento de cianobactérias fato esse relacionado a baixa incidência luminosa em camadas inferiores do reservatório devido ao aumento de cianobactérias e ao acúmulo de matéria orgânica no meio lacustre.

A Figura 3 apresenta o diagrama de componentes principais para o ponto GU-104.

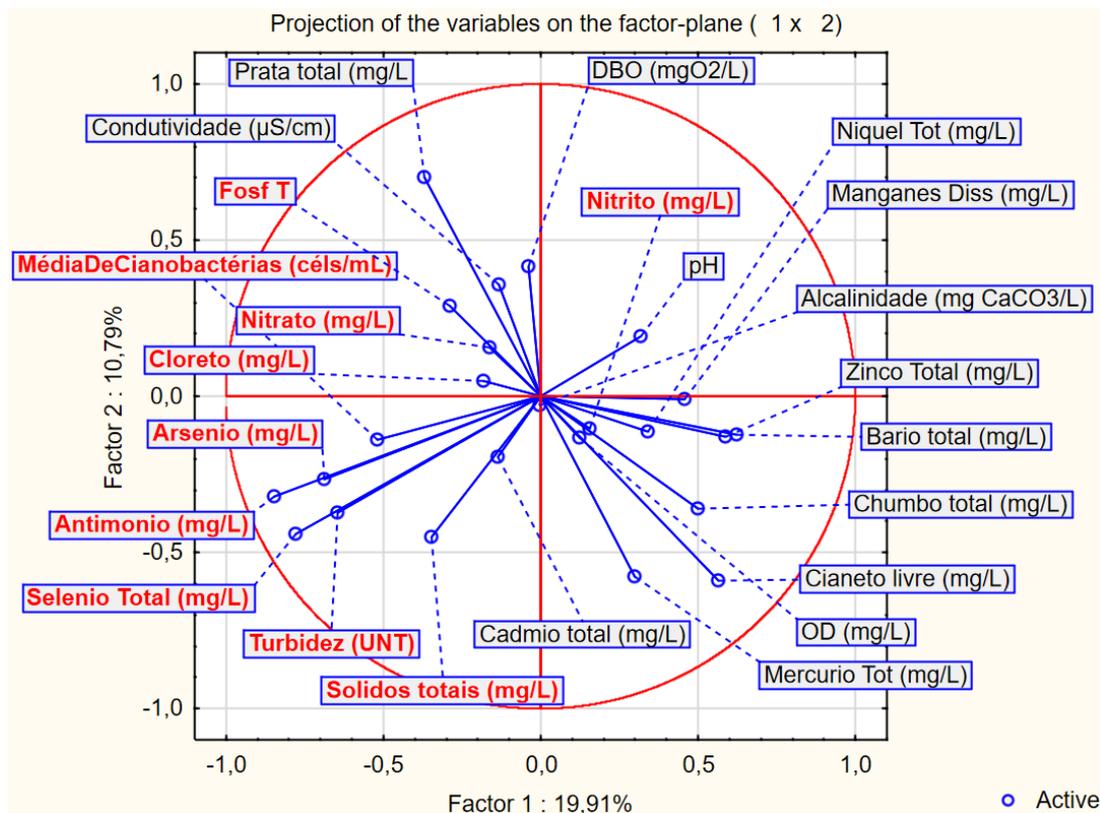


Figura 3. Análise em componentes principais para dados do reservatório GU-104.

Os resultados obtidos a partir dos dados do GU-104 se assemelha aos resultados do GU-101, evidenciando as relações da média de cianobactérias com fosfatos e nitratos, compostos intimamente ligados às condições favoráveis para as florações destes microrganismos. Assim como no ponto de monitoramento anterior, as altas concentrações de cianobactérias estão associadas às altas concentrações de arsênio, antimônio e cloreto. Isto reforça a possibilidade aplicação de algicidas, com compostos organoclorados para controlar as populações deles.

A Figura 4 retrata os resultados das análises obtidas pelo ponto de monitoramento GU-107.

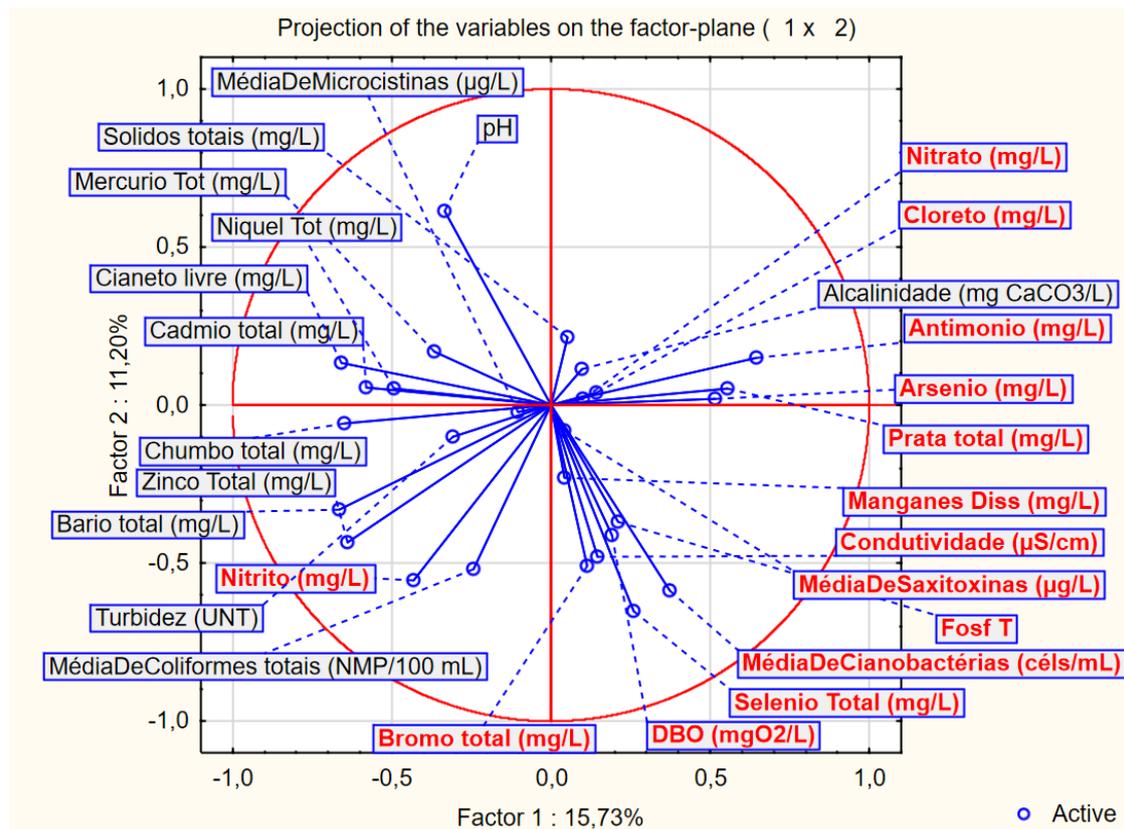


Figura 4. Análise em componentes principais para os dados do ponto de monitoramento GU-107.

Os resultados do ponto de monitoramento GU-107 reverberam os resultados das análises dos demais pontos, apresentando covariância da média de cianobactérias em consonância com arsênio, antimônio e selênio, associados a presença de cloreto. Mais uma vez, isto pode indicar a utilização de algicidas e compostos utilizados no combate a florações de cianobactérias com o acréscimo da presença do bromo que pode estar associado ao fenômeno de metalogenação. Ele ocorre quando um corpo de água altamente poluído (rico em matéria orgânica) é tratado com compostos clorados ou composto altamente oxidantes (Franco *et al.*, 2020).

CONCLUSÕES

Os resultados das análises evidenciaram que os parâmetros de fosfatos, nitritos e turbidez relacionados as qualidades das águas são cruciais para o florescimento de cianobactérias em concordância com o descrito na literatura, além de trazer possíveis evidências de providências (utilização de algicidas e compostos a base de cloro) que os gestores destes recursos estão tomando mediante a presença destas florações.

O pioneirismo deste trabalho em utilizar um banco de dados de amplo espectro temporal trouxe um entendimento sobre o comportamento do complexo Guarapiranga e permitiu que estes dados de monitoramento possam ser utilizados como tecnologia científica para preservar os recursos hídricos e como consequência a saúde das populações que são abastecidas por estes reservatórios.

Um aprimoramento estatístico será realizado levando em consideração o comportamento climático da região em que se encontra o reservatório Guarapiranga, separando estes dados mediante dois comportamentos climáticos predominantes, o período seco e período chuvoso.

Para resultados mais precisos, uma análise em série temporal será realizada para seccionar em intervalos menores de tempo a base de dados e poder compreender o comportamento deste

reservatório ao longo do período de 10 anos, objetivando cobrir todo e qualquer parâmetros que tenha favorecido pontualmente as florações de cianobactérias.

Desenvolvida as análises estatísticas deste projeto de pesquisa, o próximo passo é alimentar o sistema em redes neurais para capacitar e desenvolver um modelo preditivo, que por meio dos dados de monitoramento do reservatório possa identificar as condições propícias às florações de cianobactérias e comunicar os gestores deste recurso hídrico, para que atuem de forma preventiva e evitando esses *blooms*. Assim, haverá economia de recursos para o tratamento de água e melhorando a qualidade de água entregue à população.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA. (2021). Dados de operação dos reservatórios SIN. 2021. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sar0/MedicaoSin?>. Acesso em: 26 nov. 2021.
- Alam, M., Hussain, A., Sultana, S., Hasan, T., Haque, Z., Kumar Das, S. e Mazumder, S. K. (2015). *Water quality parameters and their correlation matrix: a case study in two important wetland beels of bangladesh*. Obtido de <http://www.researchgate.net/publication/274137585>
- Gomes, A. D., Gomes, F. R., Gücker, B., Tolussi, C. E., Figueredo, C. C., Boëchat, I. G., Maruyama, L. S., Oliveira, L. C., Muñoz-Peñuela, M., Pompêo, M. L. M., de Lima Cardoso, R., Marques, V. H., e Moreira, R. G. (2021). Eutrophication effects on fatty acid profiles of seston and omnivorous fish in tropical reservoirs. *Science of the Total Environment*, 781. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146649
- De Julio, M., Fioravante, D. A., Filho, S., Oroski, F. I., e Graham, N. J. D. (2010). Remoção de cianobactérias e saxitoxinas de água de manancial brasileiro eutrofizado. *Ingeniería del agua*, 17 (2), 137 – 153.
- Lacerda L. D., Malm O., (2008). Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*, 22 (63), 173 -190. doi.org/10.1590/S0103-40142008000200011.
- Esteves, F. (2012). *Fundamentos de Limnologia* (3 ed. Vol 1) Rio de Janeiro: Interciência.
- Ferreira, A. (2018). Associação do penoxsulam e compostos algicidas no controle de algas e macrófitas aquáticas e o efeito sobre os organismos não alvos e na qualidade da água. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- Henrique, E., Rodrigues, C., Paes De-Carli, B., Martins Vicentin, A., Luiz, M., Pompêo, M., e Carlos, V. M. (2021). Cianobactérias e cianotoxinas em ambientes aquáticos: uma breve revisão sobre os principais métodos de detecção, remoção e seus impactos sobre a saúde humana. *Boletim do laboratório de hidrobiologia*, 31(1), 1–18.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. (2021). Banco de Dados Meteorológicos. 2021. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/#>. Acesso em: 27 nov. 2021.
- Khatoon, N. (2013). Correlation Study For the Assessment of Water Quality and Its Parameters of Ganga River, Kanpur, Uttar Pradesh, India. *IOSR Journal of Applied Chemistr*, 5(3), 80–90. doi:10.9790/5736-0538090
- Kothari, V., Vij, S., Sharma, S. K., e Gupta, N. (2021). Correlation of various water quality parameters and water quality index of districts of Uttarakhand. *Environmental and Sustainability Indicators*, 9. doi:10.1016/j.indic.2020.100093
- Machado, L.S. (2016). Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. *Ambiente & Água- An interdisciplinary journal of Applied Science*.
- Mostafaei, A. (2014). Application of multivariate statistical methods and water-quality index to evaluation of water quality in the Kashkan River. *Environmental Management*, 53(4), 865–881. doi:10.1007/s00267-014-0238-6

- Mustapha, S., Tijani, J. O., Ndamitso, M., Abdulkareem, A. S., Shuaib, D. T., e Mohammed, A. K.** (2021). A critical review on geosmin and 2-methylisoborneol in water: sources, effects, detection, and removal techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. doi:10.1007/s10661-021-08980-9
- Paerl, H. W., and Paul, V. J.** (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5), 1349–1363. doi:10.1016/j.watres.2011.08.002
- Pastro, M. S., Cecílio, R. A., Zanetti, S. S., Oliveira, F. R. de, e Ferraz, F. T.** (2020). Estatística multivariada aplicada à análise de qualidade da água em diferentes ambientes de microbacias hidrográficas. *Nativa*, 8(2), 185. doi:10.31413/nativa.v8i2.8047
- SABESP.** Dados dos Sistemas Produtores. 2021. Disponível em: <https://mananciais.sabesp.com.br/HistoricoSistemas?SistemaId=2> Acesso em: 25 nov. 2021.
- SABESP.** Monitoramento dos mananciais. 2022. Disponível em: <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=43>. Acesso em: 6 jan. 2022.
- Franco, E. S., Camargo, J. A., Aguilar, N. A., Ferreira, A. F. A., Pádua, V. L., Rodrigues, J. L., Libânio, M., e Giani, A.** (2020). Avaliação da demanda de cloro na oxidação de cianobactérias e relação com a formação de trihalometanos. *Revista DAE*, 68(226), 147–159. doi:10.36659/dae.2020.072
- Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.** (2006). Atualização do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga. São Paulo.
- Sonobe, H. G., Lamparelli, M. C., e Cunha, D. G. F.** (2019). Spatial and temporal assessment of sanitary aspects of public water supply reservoirs in SP, Brazil, with emphasis on cyanobacteria and cyanotoxins. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(5), 909–918. doi:10.1590/s1413-41522019193351
- Souza, I. E. M. de, Santana, G. S., Munis, D. P., Carneiro, G. A., e Gonçalves, J. A. C.** (2022). A contaminação por arsênio nos solos e nas águas subterrâneas no Estado de Minas Gerais, Brasil: fontes, riscos à saúde, estratégias de mitigação. *Research, Society and Development*, 11(5), e0111526960. doi:10.33448/rsd-v11i5.26960
- Uriza, E. A. C., Martínez, A. D. A., e Sanjurjo, M. A.** (2017). Cyanotoxins: Environmental and health effects. Prevention measures. *Hidrobiologica*, 27(2), 241–251. doi:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n2/Cantoral
- Wang, J., Liu, G., Liu, H., e Lam, P. K. S.** (2017). Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. *Science of the Total Environment*, 583, 421–431. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.088
- Zeinalzadeh, K., e Rezaei, E.** (2017). Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 13, 1–10. doi:10.1016/j.ejrh.2017.07.002

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO BOMBEAMENTO DO RIO PINHEIROS PARA A QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO BILLINGS POR MEIO DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS E MATRIZES DE CORRELAÇÃO

Gustavo Prestes Amadeu, Antonio Francisco da Silva Junior, Werner Siegfried Hanisch e Katia Ribeiro

Universidade Federal de São Paulo, Brasil

gustavo.prestes@unifesp.br, antonio.francisco@unifesp.br, werner.hanisch@unifesp.br, katia.ribeiro@unifesp.br

RESUMO:

Entre as maiores preocupações da humanidade na idade contemporânea estão a preservação do meio ambiente e dos recursos hídricos e o acesso à água potável e de qualidade. Fontes de poluição de origem natural e antrópica prejudicam a qualidade da água, aumentam os custos com o tratamento e ampliam os problemas relacionados com a escassez. Este trabalho realizou Análise de Componentes Principais (ACP) considerando amostras de três pontos do Reservatório Billings, localizado no Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. Os dados utilizados constam nos Relatórios de Monitoramento dos Mananciais, SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) entre os anos de 2010 e 2021. Foram empregados os testes de Shapiro-Wilk e Kolgorov-Smirnov para aferição de normalidade das amostras e realizados testes de correlação entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos do reservatório com a vazão da estação elevatória de Pedreira e variáveis ambientais, como a pluviosidade mensal, a temperatura ambiente e o nível do reservatório. Resultados indicam que um aporte de nutrientes possivelmente esteja favorecendo as florações de cianobactérias nos pontos BL103 e BL105, especialmente nos meses de maior temperatura e pluviosidade mais elevada. Porém outros estudos devem ser realizados, tendo em vista que estes pontos integram o braço Taquacetuba, região que apresenta histórico de recebimento de efluentes domésticos provenientes de moradias próximas ao reservatório, que apresentam saneamento básico deficitário. Foram identificados evidentes sinais de eutrofização e elevadas correlações entre o bombeamento e a pluviosidade mensal em todos os pontos.

ABSTRACT:

Among the greatest concerns of humanity in the contemporary age are the preservation of the environment and water resources and access to drinking and quality water. Sources of pollution of natural and anthropogenic origin impair water quality, increase treatment costs and amplify problems related to scarcity. This work carried out Principal Component Analysis (PCA) considering samples from three points of the Billings Reservoir, located in the Southeast of the State of São Paulo, Brazil. The data used are in the Source Monitoring Reports, SABESP (São Paulo State Basic Sanitation Company) between the years 2010 and 2021. The Shapiro-Wilk and Kolgorov-Smirnov tests were used to measure the normality of the samples and correlation tests were carried out between the physical-chemical and microbiological parameters of the reservoir with the flow of the Pedreira pumping station and environmental variables, such as monthly rainfall, ambient temperature and reservoir level. Results indicate that a supply of nutrients is possibly favoring cyanobacterial blooms at points BL103 and BL105, especially in the months of higher temperature and higher rainfall. However, other studies must be carried out, considering that these points are part of the Taquacetuba branch, a region that has a history of receiving domestic effluents from homes close to the reservoir, which have poor sanitation. Evident signs of eutrophication and high correlations between pumping and monthly rainfall were identified at all points.

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade da água, Análise de Componentes Principais, Matriz de correlação, Normalidade, Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov

INTRODUÇÃO

O Reservatório Billings apresenta uma área de 127 km² e profundidade máxima de 19 m, sendo um dos maiores reservatórios da região metropolitana de São Paulo. Com formato irregular, a represa se divide em 8 unidades, conhecidas como braços, representativos das sub-regiões da sua bacia hidrográfica, sendo eles: Taquacetuba, Rio Pequeno, Rio Grande, Capivari, Pedra Branca, Cocaia e Alvarenga (Cardoso-Silva *et al.*, 2014).

A represa foi construída em 1925, com a finalidade fornecer energia elétrica para a região metropolitana de São Paulo por meio da usina Henry Borden. Devido ao crescimento populacional e consequente aumento da demanda energética, foi realizado em 1940 o desvio dos rios Tietê e Pinheiros, com o objetivo de ampliar a produção de energia na usina Henry Borden. O reservatório passou a ser utilizado para o abastecimento público no ano de 1958, levando água para a região do ABC (cidades de Santo André, São Bernardo do Campo e São Caetano do Sul). Em 1981, foram constatados sérios problemas relacionados com a floração de cianobactérias, levando ao isolamento do braço Rio Grande com a finalidade de preservar a qualidade da água para o abastecimento público (Barrozo *et al.*, 2017).

A legislação atualmente em vigor que trata da reversão do Rio Pinheiros é a resolução SMA/SEE-002 de 19 de Fevereiro de 2010 (Governo do Estado de São Paulo, 2010), que atesta a obrigatoriedade do bombeamento em situações de sobrelevação de no mínimo 30 cm dos níveis dos rios Tietê e Pinheiros e estabelece que os secretários de Estado do Meio Ambiente e Saneamento e Energia podem determinar a retomada do bombeamento em três condições: “Queda na cota da usina Henry Borden a níveis insuficientes para assegurar o fornecimento de energia”; “Formação de espumas surfactantes no Rio Tietê” e “Formação de *bloom* de algas nos corpos hídricos da Região Metropolitana de São Paulo e Médio Tietê”.

Segundo Whately e Capobianco (2002), em 1996 a Bacia Hidrográfica da Billings era ocupada por 121.147 habitantes que moravam em favelas, correspondendo a 16,92% da população total dos municípios que a compõem: Diadema, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo. Dados da pesquisa de aglomerados sub-normais (IBGE, 2017) mais recente realizada no país, mostram que 13,25% da população destes municípios ainda vivia em aglomerados urbanos sub-normais, indicando que houve pouco progresso com relação a este critério nas últimas décadas.

A precariedade das habitações se relaciona com a falta de saneamento, principalmente o esgotamento sanitário, trazendo consequências para a água do reservatório. Nos estudos de Marcondes *et al.* (2016), foram coletadas amostras de água de 164 pontos do Reservatório Billings, incluindo todas as cidades da bacia hidrográfica e realizadas análises microbiológicas quantitativas com isolamento de microrganismos nos meios de cultura: Caldo *Escherichia coli* e Caldo Verde Brilhante. Todos os pontos apresentaram contaminação por *Escherichia coli* em níveis acima dos permitidos para águas de classe 2, pela resolução CONAMA 357 (CONAMA, 2005), classificação na qual deveriam se enquadrar as águas do Reservatório Billings. Em alguns pontos também foram constatados os grupos de bactérias *Salmonella spp*, *Shigella spp* e *Klebsiella spp*, presentes principalmente nos municípios de São Paulo e Diadema e considerados nocivos para a saúde humana.

Oliveira (2012) estudou amostras de águas do Reservatório Billings por espectrometria de massas de alta resolução. Nos pontos de coleta presentes nas regiões de Alvarenga, Pedreira, Barragem, Taquacetuba, Margem do Bororé, Casa Caída e Ilha do Biguá, foram constatados teores de Cd, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn acima dos limites permitidos pela resolução CONAMA 357 (CONAMA, 2005), além de constatar concentrações de Fe, Cu e Ni acima dos limites desta resolução em pontos de amostragem localizados nos Braços Capivari, Rio Pequeno e em outros trechos dos Braços Taquacetuba e Bororé, além dos pontos anteriormente citados.

Barroso *et al.* (2017) realizaram teste estatístico ANOVA em amostras de água coletadas no corpo central da represa e nos braços Taquacetuba e Rio Grande e em um ponto próximo à Barragem Reguladora Billings-Pedra (*Summit-Control*). Os resultados demonstraram diferenças significativas entre as amostras dos pontos estudados com relação aos parâmetros alumínio, ferro total e condutividade. Valores mais altos de condutividade foram constatados no corpo central da represa, próximos ao canal receptor das águas do Rio Pinheiros.

Segundo Pearl e Paul (2012), a ocorrência de cianobactérias está associada a águas de pH neutro-alcálico (entre 6,0 e 9,0) e altas taxas de nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo. Machado *et al.* (2016) estudaram a ocorrência de cianobactérias no Reservatório Guarapiranga, receptor das águas da Billings do Braço Taquacetuba. Foi observado que o desenvolvimento de cianobactérias de espécies potencialmente tóxicas estaria relacionado com a captação de águas eutrofizadas do Reservatório Billings. Nos resultados deste estudo é possível observar uma correlação entre a ocorrência de diversas espécies como *Aphanizomenon gracile*, *Limnothrix sp* e *Dolichospermum planctonicum* com a presença de teores mais elevados de nitratos e de espécies como *Planktolyngbya limnetica* e *Dolichospermum sp* com teores mais elevados de amônio. As variáveis que favorecem o desenvolvimento destas espécies compõem características de ambientes fortemente eutrofizados.

Pires *et al.* (2015) estudaram a qualidade da água em quatro represas da região metropolitana de São Paulo: Billings, Guarapiranga, Jundiá e Paiva Castro. Foram constatados valores de condutividade, alcalinidade e turbidez mais elevados nos reservatórios Billings e Guarapiranga do que nas represas Jundiá e Paiva Castro. As amostras de água coletadas nos reservatórios Billings e Guarapiranga também apresentaram correlação mais forte com os valores de nitrogênio (em suas formas nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio kjeldahl) e fósforo total.

Cardoso-Silva *et al.* (2014) realizaram análise de componentes principais em diversos pontos da Billings e constataram uma forte compartimentalização das águas do reservatório. Regiões próximas à estação de Pedreira apresentaram menores teores de oxigênio dissolvido e alta correlação com nitrogênio total e nitrito. As águas nas regiões do Corpo Central, Bororé e Braço Taquacetuba apresentaram correlação com maiores valores de condutividade e sólidos totais. Um ponto localizado no Braço Capivari e outros localizados em Riacho Grande, *Summit Control* e um ponto no Braço Taquacetuba, apresentaram correlação com maiores concentrações de amônio. Os maiores teores de amônio, assim como maiores valores de condutividade e sólidos totais são possíveis indicadores do despejo de efluentes provenientes das ocupações humanas próximas às regiões das sub-bacias formadoras do reservatório. Os braços Capivari e Rio Pequeno apresentam menores teores de nutrientes e maior área de cobertura vegetal. O braço Rio Grande recebe esgotos dos municípios de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires e é frequentemente submetido à aplicação de peróxido de hidrogênio e sulfato de cobre em regiões próximas à estação de tratamento de água para reduzir a proliferação de algas e manter os requisitos mínimos de potabilidade (Cardoso-Silva *et al.*, 2014).

Segundo Tajmunnaher (2017), os problemas com a deteriorização da água ampliam os efeitos da sua escassez e os estudos da qualidade da água são de fundamental importância para se evitar maiores perdas de qualidade.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar pelos métodos de análise de componentes principais (ACP) e matrizes de correlação os possíveis impactos do bombeamento do Rio Pinheiros para o reservatório Billings sobre a qualidade da água, relacionado os parâmetros mais identificados com esse fator.

Conjuntos de dados utilizados nesta pesquisa podem futuramente ser empregados em modelos preditivos tais como a Regressão Generalizada e Redes Neurais. Modelo utilizado por Shao *et al.* (2018) aplicou as variáveis condutividade, clorofila, oxigênio dissolvido, matéria orgânica dissolvida, pH, índice de permanganato, turbidez, nitrogênio total e temperatura da água em uma matriz de

correlação com parâmetros ambientais e realizou previsões para as condições da água na rota média do Projeto de Desvio da Água Sul-Norte da China.

Materiais e Métodos

Obtenção de dados

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos aplicados neste estudo foram dados mensais públicos obtidos do site da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP, 2022) do período de 2010 a 2021. Os parâmetros físicos e químicos estudados foram pH, oxigênio dissolvido, DBO, ferro total, sólidos dissolvidos, condutividade, cloretos, fenóis totais, fósforo total, níquel total, nitratos, nitritos, nitrogênio albuminóide e nitrogênio amoniacal. Os parâmetros microbiológicos estudados foram: cianobactérias, *Escherichia coli* e microcistinas.

Foram utilizados dados provenientes dos relatórios de monitoramento dos mananciais referentes ao reservatório Billings, considerando os pontos de monitoramento BL102, BL103 e BL105. Os pontos citados são apresentados na Figura 1 em mapa confeccionado no software QGIS, versão 3.8, em coordenadas aproximadas obtidas pelo Google Earth de acordo com Castro (2010).

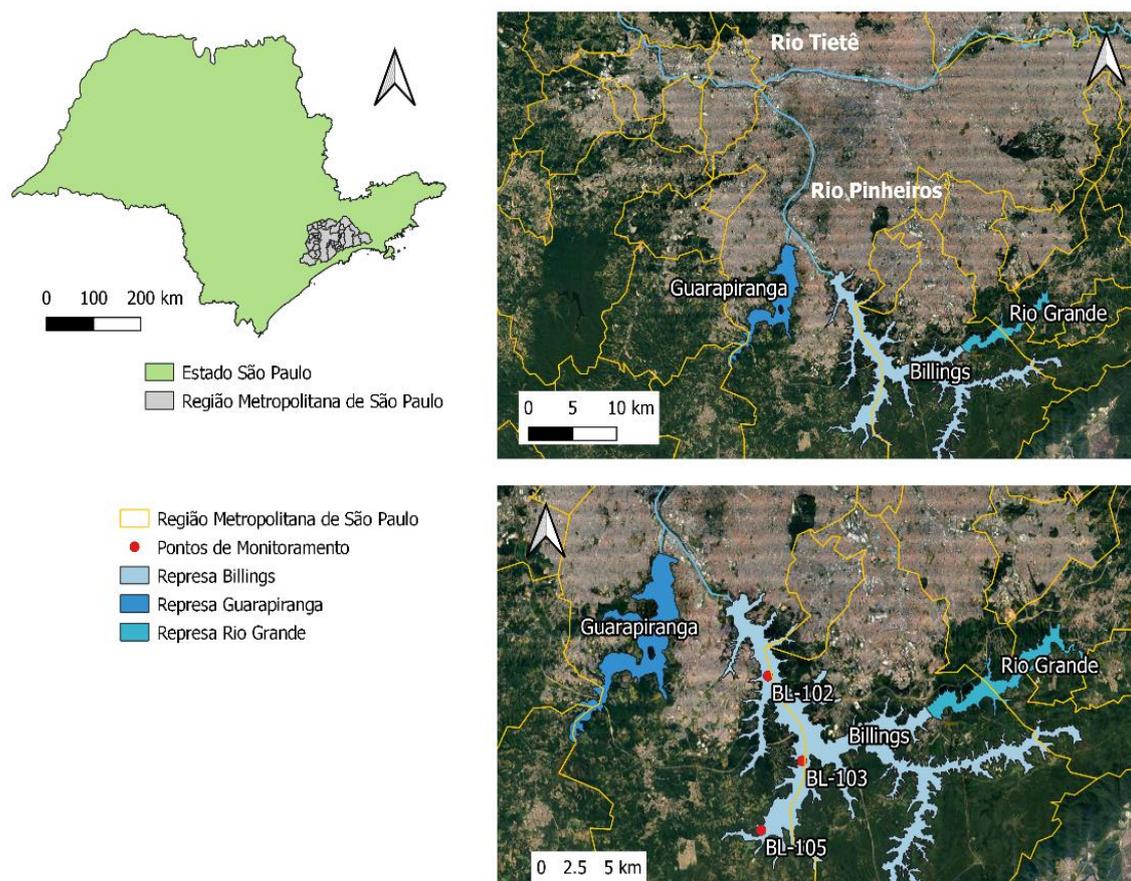


Figura 1. – Mapa dos pontos de coleta de água estudados.

Foram utilizados dados relativos ao nível do reservatório Billings provenientes da Agência Nacional de Águas, ANA (2021), além de valores relativos às vazões bombeadas para o reservatório Billings pela estação elevatória de Pedreira solicitados ao EMAE (Empresa Metropolitana de Águas e Energia), dados de Temperatura Média Compensada provenientes do mirante de Santana obtidos

do Instituto Nacional de Meteorologia, INMET (2021), e dados de precipitação diária registrada no reservatório obtidos de SABESP (2021). O período dos dados utilizados neste trabalho foi de janeiro de 2010 até novembro de 2021.

As bases de dados utilizadas para o estudo: ANA (2021), SABESP (2021), SABESP (2022), e INMET (2021) foram abertas em planilhas do *Microsoft Excel* para formatação e organização dos dados. As bases de dados foram então exportadas para o *Microsoft Access* no qual foi organizado uma consulta e os dados microbiológicos foram agrupados pela média mensal, tendo em vista que até 2017 os parâmetros eram analisados mais de uma vez por mês, segundo consta nos relatórios SABESP (2022). Na consulta, os dados foram organizados por datas, tendo como referência a data de obtenção dos parâmetros físico-químicos. Nas bases de dados constam dados diários relativos à temperatura e à vazão bombeada de Pedreira e às chuvas no reservatório. Estes parâmetros foram agrupados em valores mensais, sendo a temperatura agrupada em média, e vazão e pluviosidade agrupadas em somas.

As consultas elaboradas no *Microsoft Access* foram convertidas em planilhas *Excel* e importados para o Software *Statistica* versão 13.5 licenciado pela Unifesp, no qual foram realizadas as análises estatísticas. Foram aplicados os testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnov, conforme utilizado por Wang *et al.* (2017), para variáveis com 50 amostras ou mais e o teste de Shapiro-Wilk, conforme utilizado por Zeinalzadeh e Rezaei (2017), para variáveis com menos de 50 amostras. Amostras que não apresentaram distribuição normal passaram por transformação logarítmica, pois segundo Curran-Everett (2018), este método permite atender melhor às necessidades de algumas análises estatísticas, por promover uma homogeneização na variabilidade dos dados. O método de transformação logarítmica também foi utilizado por Zeinalzadeh e Rezaei (2017) nas análises de componentes principais aplicadas no Rio Shahr Chai, no Irã. Apenas as variáveis com $p > 0,05$ foram utilizadas na composição da ACP. No ponto BL 105 o número de variáveis com distribuição normal não foi satisfatório para a compreensão dos fenômenos que afetam a qualidade da água. Por este motivo foi escolhido um período de janeiro de 2017 a setembro de 2021, selecionado por análise de série temporal para se realizar a ACP neste ponto.

Matrizes de Correlação

As análises por matrizes de correlação seguem o modelo de Tajmunnaher e Chowdhury (2017) no qual o coeficiente de correlação linear de Pearson (r) é utilizado para indicar o grau de associação entre duas variáveis. Valores de “ r ” podem variar de 1 a -1, sendo que valores mais próximos de zero indicam correlações mais fracas e valores mais próximos dos extremos indicam correlações mais fortes e valores negativos indicam correlações inversas. Nas correlações inversas os acréscimos de uma variável estão associados com as reduções de outra e nas correlações diretas (indicadas por valores positivos) os acréscimos de uma variável estão associados com os acréscimos de outra (Kottari *et al.*, 2020). Por meio dos resultados buscou-se verificar a correlação de diversos parâmetros de qualidade da água entre si e a correlação entre eles e as vazões bombeadas da estação automática de Pedreira. Parâmetros ambientais, como a pluviosidade mensal, o nível do reservatório e a temperatura ambiente também foram incluídos nas análises.

Os resultados das matrizes de correlação são utilizados como dados complementares para auxiliar na interpretação dos resultados das análises de componentes principais. Os estudos sobre qualidade da água por matrizes de correlação são amplamente referenciados na literatura internacional e pesquisadores como Alam e Haque (2015), Kathoon *et al.* (2013) e Wang *et al.* (2017) ressaltam a importância deste método. Para este trabalho correlações foram tratadas com significativas para valores de $p < 0,05$.

Análise de Componentes Principais.

Neste trabalho, as consultas elaboradas no Microsoft Access foram convertidas em planilhas Excel e importados para o Software Statistica licenciado pela Unifesp, no qual foi realizada a ACP. Segundo Mostafaei *et al.* (2014), o método de ACP é utilizado para resolução problemas envolvendo um conjunto de “n” variáveis de dimensões diferentes, substituindo-as por um conjunto de outras variáveis não correlacionadas que correspondem a funções lineares das variáveis originais. Com este método é elaborado um gráfico de dois eixos que conservam grande parte das informações originais e permitem uma visão conjunta de vetores que representam variáveis com unidades diferentes. Os componentes principais são ortogonais entre si, e a soma de suas variâncias é igual ao valor das variâncias originais. Nos gráficos “*bi-plot*” são utilizados os dois componentes principais com a maior variância, pois eles permitem explicar a maior parte da variabilidade dos dados. Segundo Olsen *et al.* (2012), os componentes principais são obtidos pelas equações 1 e 2.

$$PC_1 = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \dots + a_{1p}x_p = \sum_{j=1}^p a_{1j}x_j \quad [1]$$

$$PC_2 = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \dots + a_{2p}x_p = \sum_{j=1}^p a_{2j}x_j \quad [2]$$

Em que: x_1, x_2, \dots, x_p são os valores medidos de cada variável, das amostras em um sistema padronizado com média 1 e desvio padrão igual a 0. A variância dos componentes principais corresponde aos autovalores e os coeficientes a_{ij} , correspondem aos autovetores extraídos da matriz de covariância.

Foram realizadas análises de componentes principais para os mesmos parâmetros das matrizes de correlação durante o período do estudo. As variáveis foram legendadas da seguinte forma: E. c.: *Escherichia coli* (NMP/100 mL), Ci: cianobactérias (cél/mL), Mi: microcistinas ($\mu\text{g/L}$), Cond: condutividade, DBO demanda bioquímica de oxigênio ($\text{mg O}_2/\text{L}$), Ni: níquel total (mg/L), NO^{3-} : nitratos (mg/L), O.D.: oxigênio dissolvido (mg/L), pH: potencial hidrogeniônico, S.T.D.: sólidos dissolvidos totais (mg/L), Tu: turbidez (UNT), T: temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$), Nível: cota do reservatório em metros, QM: vazão mensal da Estação Elevatória de Pedreira ($\text{m}^3/\text{mês}$), CM: chuva mensal aferida no reservatório (mm).

Resultados e Discussão

As Tabelas 1, 2 e 3 correspondem às matrizes de correlação dos parâmetros de qualidade da água que apresentaram distribuição normal respectivamente nos pontos BL102, BL103 e BL105 e suas correlações com os parâmetros ambientais. Valores marcados em negrito indicam correlação significativa ($p < 0,05$). As Figuras 2, 3 e 4 indicam as análises de componentes principais realizadas com os mesmos parâmetros das matrizes de correlação para os pontos BL102, BL103 e BL105, respectivamente.

No ponto BL102 foram encontradas correlações significativas entre a contagem de cianobactérias e oxigênio dissolvido ($r = 0,796$), DBO ($r = 0,835$), microcistinas ($r = 0,926$) e Turbidez ($r = 0,896$). Segundo Pearl e Paul (2012), a floração de cianobactérias nocivas (cianoHABS) pode levar ao aumento da turbidez do ambiente e, portanto, reduz a infiltração de luz no ecossistema, suprimindo o crescimento de macrófitas aquáticas e microalgas bentônicas. A correlação significativa entre chuva mensal e nitrato indica que esteja havendo arraste de nutrientes das margens nos períodos de chuva, possivelmente contribuindo com o processo de eutrofização do meio ou ainda do aporte das águas poluídas do rio Pinheiros no período chuvoso. Também ocorreu a correlação significativa

entre microcistinas (toxinas produzidas pelas cianobactérias) com turbidez ($r = 0,887$) e DBO ($r = 0,853$).

Tabela 1. – Matriz de Correlação dos parâmetros no ponto BL 102

	E. c.	Ci	Mi	Cd	DBO	Ni	NO ³⁻	O.D.	pH	S.T.D	Tu	T	Nível	QM	CM
E. c.	1,000														
Ci	-0,597	1,000													
Mi	-0,335	0,926	1,000												
Cond	0,294	-0,340	-0,111	1,000											
DBO	-0,140	0,835	0,853	-0,233	1,000										
Ni	-0,264	-0,361	-0,554	0,166	-0,466	1,000									
NO ³⁻	-0,096	-0,094	-0,059	-0,065	-0,251	-0,537	1,000								
O.D.	-0,639	0,796	0,609	-0,769	0,601	-0,270	0,092	1,000							
pH	-0,685	0,172	-0,165	-0,674	-0,091	0,441	0,027	0,629	1,000						
S.T.D.	0,312	-0,358	-0,147	0,993	-0,234	0,192	-0,098	-0,801	-0,683	1,000					
Tu	-0,308	0,896	0,887	-0,347	0,923	-0,335	-0,342	0,738	0,092	-0,377	1,000				
T	-0,129	-0,008	-0,080	-0,683	-0,286	-0,320	0,463	0,376	0,343	-0,708	-0,117	1,000			
Nível	0,026	0,013	-0,019	0,345	0,250	-0,053	0,187	-0,167	-0,152	0,399	-0,083	-0,650	1,000		
QM	-0,031	0,427	0,511	-0,481	0,313	-0,880	0,595	0,520	-0,077	-0,521	0,332	0,691	-0,282	1,000	
CM	0,143	0,037	0,276	0,204	-0,079	-0,745	0,761	-0,050	-0,453	0,141	-0,102	0,382	-0,123	0,720	1,000

O volume mensal bombeado na Estação Elevatória de Pedreira apresentou correlação inversa com o níquel ($r = -0,880$), podendo indicar arraste ou diluição deste metal, que por sua vez não apresentou interação significativa com as variáveis mais relevantes na qualidade da água como oxigênio, pH, condutividade e turbidez. Na ACP da Figura 2 é possível observar QM na mesma direção da temperatura, indicando uma forte correlação entre as variáveis. Na Figura 2 também se observou uma forte relação entre turbidez com oxigênio dissolvido e com DBO. Segundo Conserva *et al.* (2020), estas correlações indicam altas taxas de decomposição de matéria orgânica no ambiente. O aumento da DBO indica que altas taxas de O₂ são consumidas, ocasionando aumento na emissão de CO₂, que por sua vez pode levar a um aumento na acidez da água. Porém esta correlação com o aumento da acidez não foi constatada neste ponto.

Foi observada correlação significativa e inversa entre oxigênio dissolvido e sólidos dissolvidos totais ($r = -0,801$) e de oxigênio dissolvido com condutividade ($r = -0,769$), indicando que uma maior presença de íons estaria relacionada com a redução do oxigênio dissolvido no meio. Esta observação corrobora com a literatura, pois segundo Machado *et al.* (2016), os íons de nutrientes como nitrogênio e fósforos são fatores relacionados com maior incidência de cianobactérias.

Na Figura 2 também foi observado que *Escherichia coli* e pH se encontram em direções opostas indicando que possivelmente o aumento da presença deste microrganismo estaria levando à elevação da acidez da água, porém esta correlação não foi considerada significativa neste ponto.

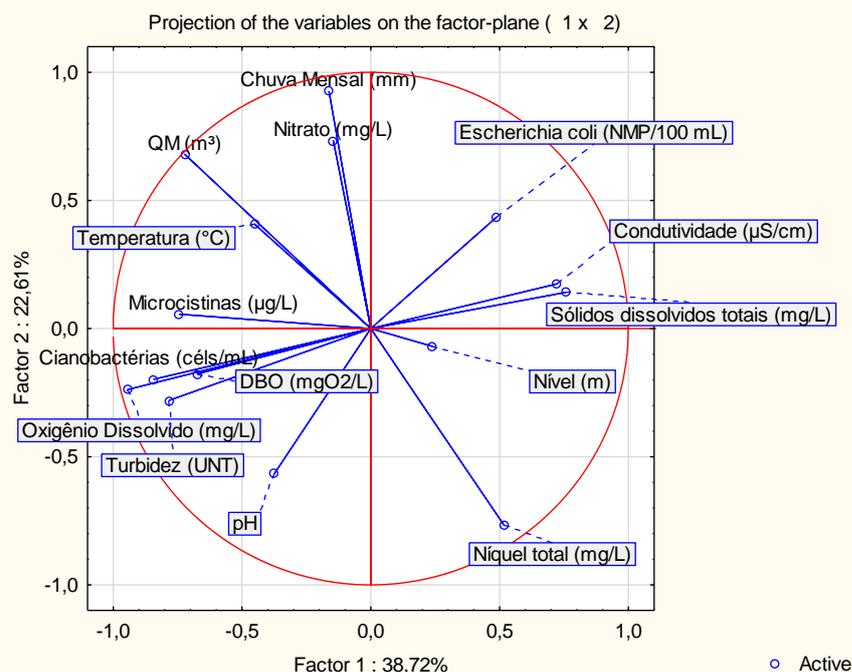


Figura 2. – Análise de Componentes Principais no Ponto BL102

Com relação ao ponto BL103, a presença de cianobactérias se mostrou um fator altamente influente na qualidade da água neste ponto apresentando correlação significativa com nitrogênio albuminoide ($r = 0,389$), microcistinas ($r = 0,383$), oxigênio dissolvido ($r = 0,661$), pH ($r = 0,592$) e turbidez ($r = 0,439$) em situação semelhante à do ponto BL102, porém em um grau de trofia aparentemente mais elevado, tendo em vista que neste ponto a presença de cianobactérias pode estar promovendo alterações no pH da água. Foi encontrada correlação significativa de microcistinas com nitrogênio albuminoide ($r = 0,417$), pH ($r = 0,478$), turbidez ($r = 0,399$) e nível ($r = -0,394$).

Tabela 2. – Matriz de Correlação dos parâmetros no ponto BL 103

	Ci	Mi	Con d	Mn	N. alb.	NO3 -	O.D.	pH	S.T. D.	Tur	T	Níve l	QM	CM
Ci	1,000													
Mi	0,383	1,000												
Cond	-0,079	0,082	1,000											
Mn	0,199	0,191	0,419	1,000										
N. alb.	0,389	0,417	0,268	-0,198	1,000									
NO3-	-0,335	0,167	0,139	-0,064	0,063	1,000								
O.D.	0,661	0,264	-0,158	0,056	0,302	-0,262	1,000							
pH	0,592	0,478	-0,207	0,345	0,138	-0,337	0,788	1,000						
S.T.D.	-0,100	0,174	0,715	-0,311	0,284	0,250	-0,163	-0,153	1,000					
Tur	0,439	0,399	0,375	-0,345	0,575	0,009	0,291	0,068	0,280	1,000				
T	0,157	0,052	-0,004	-0,214	0,081	-0,533	0,080	0,185	0,095	0,020	1,000			
Nível	-0,225	-0,394	0,012	-0,132	-0,056	0,009	-0,154	-0,384	-0,274	-0,291	-0,365	1,000		
QM	0,271	-0,048	0,179	0,002	0,064	-0,432	0,139	0,072	-0,164	0,124	0,427	0,040	1,000	
CM	-0,033	0,011	0,061	-0,051	0,066	-0,385	-0,118	0,046	-0,090	-0,145	0,605	-0,010	0,655	1,000

A concentração de manganês dissolvido apresentou correlação significativa com condutividade ($r = -0,419$), pH ($r = 0,345$) e turbidez ($r = -0,345$). As correlações encontradas para o manganês estão de acordo com o esperado pela literatura, pois segundo Caruso *et al.* (2012), o manganês pode estar presente na água sob a forma de íons (altamente solúveis) ou de óxidos (tendendo à formação de colóides) e as condições de equilíbrio favorecem a formação de íons em pH ácido e com luminosidade elevada e de óxidos em pH básico e com baixa luminosidade.

Nitrato apresentou correlação inversa com temperatura ($r = -0,533$), vazão mensal ($r = -0,432$) da Estação de Pedreira e chuva mensal ($r = -0,385$), conforme pode ser observado na Figura 3. Estes resultados indicam a diluição do nitrato nos meses de maior temperatura e pluviosidade. A vazão mensal da estação de Pedreira também apresentou correlação com a temperatura ($r = 0,427$). Condutividade apresentou correlação significativa com sólidos dissolvidos totais ($r = 0,715$) e turbidez ($r = 0,375$). Foi observada correlação significativa entre oxigênio dissolvido e pH ($r = 0,788$).

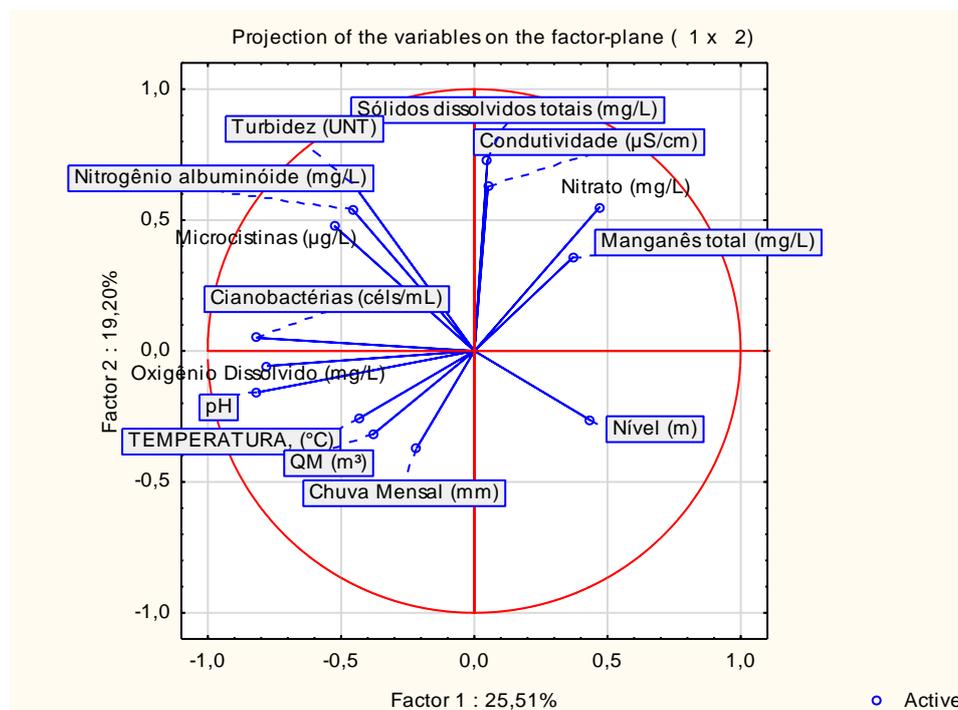


Figura 3. – Análise de Componentes Principais no Ponto BL103

No ponto BL105 foram encontradas diversas correlações significativas semelhantes às do ponto BL103. As correlações significativas encontradas foram Cianobactérias com O.D. ($r = 0,469$) e pH ($r = 0,403$); QM com chuva mensal ($r = 0,654$), temperatura ($r = 0,402$), nitrato ($r = -0,382$) e cianobactérias ($r = 0,519$); nitrogênio albuminoide com turbidez ($r = 0,575$), O.D. ($r = 0,499$) e Microcistinas ($r = 0,366$); nitrato com turbidez ($r = 0,400$), temperatura ($r = -0,370$) e chuva mensal ($r = -0,461$); oxigênio dissolvido com pH ($r = 0,742$), turbidez ($r = 0,561$) e microcistinas ($r = 0,396$); pH com microcistinas ($r = 0,425$) e nível ($r = -0,521$) e temperatura com chuva ($r = 0,591$) e nível ($r = -0,386$).

Tabela 3. – Matriz de Correlação dos parâmetros no ponto BL 105

	Ci	N. alb.	NO3-	OD	pH	Tur	T	Nível	CM	QM	Mi
Ci	1,000										
N. alb.	0,125	1,000									
NO3-	-0,328	0,311	1,000								
OD	0,469	0,499	0,103	1,000							
pH	0,403	0,292	-0,206	0,742	1,000						
Tur	0,161	0,575	0,400	0,561	0,091	1,000					
T	0,279	-0,017	-0,370	-0,043	0,287	-0,268	1,000				
Nível	-0,238	-0,213	-0,019	-0,314	-0,521	-0,059	-0,386	1,000			
CM	0,189	-0,171	-0,461	-0,105	0,183	-0,300	0,591	-0,005	1,000		
QM	0,519	-0,126	-0,382	0,159	0,112	0,054	0,402	0,052	0,654	1,000	
Mi	0,104	0,366	0,106	0,396	0,425	0,223	0,049	-0,239	0,059	-0,019	1,000

É importante ressaltar que os pontos BL103 e BL105 estão contidos no braço Taquacetuba, o qual apresenta histórico de recebimento de efluentes irregulares das ocupações no entorno

(CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014). Estes autores relatam acúmulo de amônia nas proximidades da região. As correlações inversas entre nível e pH indicam uma piora na qualidade da água durante os períodos de seca devido ao efeito de diluição. Efeito semelhante pode ocorrer ao se observar QM em direção oposta ao nitrato na Figura 4, porém apesar do efeito de diluição a contaminação das águas provenientes da estação elevatória de Pedreira é documentada por trabalhos como Whately e Capobianco (2002) e Gargiulio *et al.* (2022). A correlação entre QM e as cianobactérias indicam que a proliferação destes microrganismos seja favorecida pelo aporte de nutrientes provenientes do rio Pinheiros especialmente durante os meses de maior pluviosidade, que também são os meses de temperaturas mais elevadas. A correlação entre QM e a chuva mensal pode ser tratada como um indício de que pode haver excessos no cumprimento da resolução SMA/SEE-002, pois considerando que os bombeamentos deveriam ocorrer com a principal finalidade de se evitar enchentes, não era esperada uma correlação tão elevada com a chuva. Porém estas avaliações com relação à legislação são apenas especulativas, já que seria necessário consultar um histórico de nível do Rio Pinheiros para verificar sua validade. A correlação entre os fatores de oxigênio dissolvido e nitrogênio albuminoide com a turbidez é um indício de altos teores de degradação da matéria orgânica de maneira semelhante ao ponto BL102.

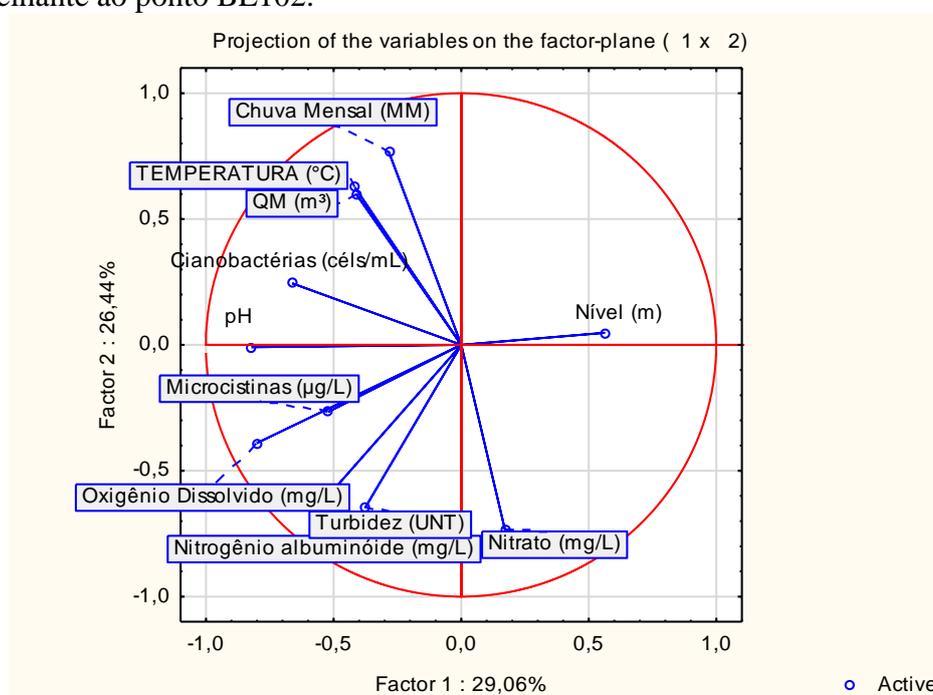


Figura 4. – Análise de Componentes Principais no Ponto BL105

CONCLUSÕES

As análises de componentes principais se mostraram uma forma eficiente de aferir a qualidade da água e a relação entre os parâmetros, explicando 61,32%; 44,71% e 55,50% da variabilidade dos dados, respectivamente nos pontos BL102, BL103 e BL105.

Os resultados obtidos pelas análises estatísticas estão em conformidade com os estudos encontrados na literatura, confirmando o estado de degradação da qualidade das águas do reservatório principalmente no braço Taquacetuba, no qual se indica fortemente o investimento em saneamento básico e políticas de habitação.

A influência da vazão da estação elevatória de Pedreira pode ser percebida principalmente no ponto BL102 no qual se apresenta na ACP em direção próxima à do nitrato, porém nos outros dois pontos já existe um acúmulo deste componente e o efeito provocado é de diluição. Resultados também

indicam aumento de cianobactérias no ponto BL105 durante os períodos de bombeamento mais intenso. Diversos parâmetros de qualidade não alcançaram uma distribuição normal principalmente no ponto BL105. Estes resultados são esperados pois a série temporal de dados utilizados para as análises é considerada longa (abrangendo um período de mais de dez anos), possibilitando que mudanças relevantes na qualidade da água tenham ocorrido neste período. Autores como Cardozo-Silva *et al.* (2014) e Pires *et al.* (2015) se utilizaram de um maior número de pontos, porém com um menor intervalo de tempo.

Recomenda-se a realização de outras análises estatísticas e de testes não paramétricos para o estudo dos parâmetros microbiológicos nos pontos BL103 e BL105. As correlações entre QM e CM se mostraram elevadas em todos os pontos ($r > 0,650$ nos três pontos) e significativas ($p < 0,05$) em dois deles (BL103 e BL105), justificando que sejam avaliados estudos sobre o nível do Rio Pinheiros para verificar o cumprimento da resolução SMA/SSE-002 de 19 de fevereiro de 2010.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

- ANA. (2021). Dados de operação dos reservatórios SIN. 2021. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sar0/MedicaoSin?>. Acesso em: 26 nov. 2021.
- Alam T., Hussain, A., Sultana, S., Hasan, T., Haque, Z., Kumar Das, S., Mazumder, S. K. (2015). “Water quality parameters and their correlation matrix: a case study in two important wetland beels of Bangladesh”. *Ciência e Técnica*, Bangi, v. 20, No. 20, jul. 2015, pp. 1-27.
- Barroso, F., Coutinho, S. N., Quinágua, G. A. (2017). “Avaliação da presença de metais em amostras de sedimentos e água do reservatório Billings”, *Centro de Pós-Graduação Oswaldo Cruz*. São Paulo, Brasil. S. L: Centro de Pós-Graduação Oswaldo Cruz, 2017. 14 f.
- Castro, M. M. (2010). “Modelação matemática de lagos e reservatórios: caso do reservatório Billings”. *Escola Politécnica da Universidade de São Paulo*. 2010. 226 f. Dissertação (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- Capobianco, J. P. R., e Whately, M. (2002) “Billings 2000 - Ameaças e perspectivas para o maior reservatório de águas da região metropolitana de São Paulo”. 2021. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/acervo/publicacoes-isa/billings-2000-ameacas-e-perspectivas-para-o-maior-reservatorio-de-agua-da>. Acesso em 2 fev. de 2022
- Cardoso-Silva, S., Nishimura, P. Y., Padial, P. R., Mariani, C. F., Moschini-Carlos, V., e Pompêo, M. L. M. (2014) “Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings”. *Bioikos*, No.28(1), pp. 31–43.
- Caruso, B. S., Mirtskhulava, M., Wireman, M., Schroeder, W., Kornilovich, B., e Griffin, S. (2012) “Effects of Manganese Mining on Water Quality in the Caucasus Mountains, Republic of Georgia”. *Mine Water and the Environment*, No. 31(1), pp. 16–28. doi:10.1007/s10230-011-0163-3
- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N° 357, de 17 de Março de 2005. (2005). Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.
- Conserva, R. O., Arruda, R. de O. M., Dall, F., Azevedo, A., Saad, A. R., e Rosini, E. F. (2020) “The effect of water transposition on the quality of water in a tropical reservoir, São Paulo-Brazil”. *Principia*, No. 50, pp. 146–154.
- Curran-Everett, D. (2018) “Explorations in statistics: the log transformation”. *Advances in Physiology Education*, No. 42, pp. 343–347. doi:10.1152/advan.00018.2018

- Gargiulo, J. R. B. C., Pompêo, M. L. M., Cardoso-Silva, S., Petesse, M. L., e Menezes, L. C. B. de.** (2022) “Taquacetuba Compartment of Billings Reservoir (SP, Brazil): differential influence of the main water body and tributaries in the water quality”. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.34. doi:10.1590/s2179-975x1221
- Governo do Estado de São Paulo.** Resolução Conjunta SMA/SSE-002 de 19 de Fevereiro de 2010. (2010). Secretaria do Meio Ambiente e Secretaria de Saneamento e Energia.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia.** (2021). Banco de Dados Meteorológicos. 2021. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/#>. Acesso em: 27 nov. 2021.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** (2020) Aglomerados Subnormais. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/tipologias-do-territorio/15788-aglomerados-subnormais.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em: 21 abril 2022
- Khatoon, N., Khan, A. H., Rehman, M., e Pathak, V.** (2013) “Correlation Study For the Assessment of Water Quality and Its Parameters of Ganga River, Kanpur, Uttar Pradesh, India”. *IOSR Journal of Applied Chemistr*, No. 5(3), Sep.–Oct. 2013, pp.80–90. <https://doi.org/10.9790/5736-0538090>
- Kothari, V., Vij, S., Sharma, S. K., e Gupta, N.** (2021) “Correlation of various water quality parameters and water quality index of districts of Uttarakhand”. *Environmental and Sustainability Indicators*, Dehradun, v. 9, n. 1, pp. 1-8, fev. 2021. Elsevier BV.
- Machado, L. D. S., Santos, L. G., Lopez Doval, J. C., Martins Pompêo, M. L., e Moschini-Carlos, V.** (2016) “Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil”. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 11(4), pp. 810–818. doi:10.4136/ambi-agua.1941
- Marcondes, M. A., Quaglio, M. F., Radis, R., Lopes, F. A., Dias, D. R., e Ponce, N. C.** (2016) “Reservatório Billings: Caracterização de coliformes totais e termotolerantes em suas águas e o risco à saúde pública”. *Ciência e Tecnologia: FATEC-JB, Jaboticabal (SP)*, v. 8, Número Especial, pp. 1–14.
- Milz, B., Aquino, P. O. de, Ortega, J. C. G., Bitencourt, A. L. V., e Nordi, C. S. F.** (2022) “Spatio-temporal variability of water quality in Billings Reservoir Central Body - São Paulo, Brazil”. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 17(3), pp. 1–16. doi:10.4136/ambi-agua.2823
- Mostafaei, A.** “Application of Multivariate Statistical Methods and Water-Quality Index to Evaluation of Water Quality in the Kashkan River”. (2014). *Environmental Management*, [S.L.], v. 53, n. 4, p. 865-881, 8 fev. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-014-0238-6>.
- Oliveira, T. A. de.** (2012) *Metais presentes nas águas e em tecidos de peixes da Represa Billings: uma avaliação temporal* (Dissertação). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.
- Olsen, R. L., Chappell, R. W., e Loftis, J. C.** (2012) “Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis - literature review and Illinois River watershed case study”. *Water Research*, v. 46(9), 3110–3122. doi:10.1016/j.watres.2012.03.028
- Pires, D. A., Tucci, A., Carvalho, M. do C., e Lamparelli, M. C.** (2015) “Qualidade das águas de quatro reservatórios da região metropolitana de São Paulo, Brazil”. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 27(4), 370–380. doi:10.1590/S2179-975X4914
- Mostafaei, A.** “Application of Multivariate Statistical Methods and Water-Quality Index to Evaluation of Water Quality in the Kashkan River”. (2014). *Environmental Management*, [S.L.], v. 53, n. 4, p. 865-881, 8 fev. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-014-0238-6>.
- SABESP.** Dados dos Sistemas Produtores. 2021. Disponível em: <https://mananciais.sabesp.com.br/HistoricoSistemas?SistemaId=2> Acesso em: 25 nov. 2021.
- SABESP.** Monitoramento dos mananciais. 2022. Disponível em: <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=43>. Acesso em: 6 jan. 2022.
- Shao, D., Nong, X., Tan, X., Chen, S., Xu, B., e Hu, N.** (2018) “Daily water quality forecast of the South-To-North Water Diversion Project of China based on the Cuckoo Search-back propagation neural network”. *Water (Switzerland)*, v. 10(1471), pp. 1–28. doi:10.3390/w10101471
- Tajmunnaher, e Chowdhury, M. A. I.** (2017) “Correlation Study for Assessment of Water Quality and its Parameters of Kushiya River, Sylhet, Bangladesh”. *International Journal of New Technology and Research*, v. 3(12), pp. 01–06.
- Wang, J., Liu, G., Liu, H., e Lam, P. K. S.** (2017) “Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China”. *Science of the Total Environment*, No. 583, Jan 2017, pp. 421–431. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.088
- Zeinalzadeh, K.; Rezaei, E.** (2017). “Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis”. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 13, p. 1–10, 1 out. 2017.

FORMACIÓN EN EL SECTOR HÍDRICO DURANTE LA PANDEMIA

Alfonso Arrieta Pastrana, Dalia Moreno Egel

Universidad de Cartagena, Instituto de Hidráulica y Saneamiento, Cartagena de Indias, Colombia.
aarrietap2@unicartagena.edu.co; dmorenod@unicraatagena.edu.co

RESUMEN:

En este trabajo se muestra la experiencia e iniciativa desarrollada durante la pandemia del COVID 19, en los dos periodos académicos del año 2020, en la Universidad de Cartagena, Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Civil, en la asignatura de Mecánica de Fluidos, donde por las limitaciones impuestas por la pandemia, fue imposible desarrollar experiencias presenciales de laboratorio. Se presentan dos ensayos típicos de vaciado de un tanque a superficie libre y del vaciado y llenado simultáneo de dos tanques a descarga libre, gravados y enviados a los estudiantes para sensibilizarlos sobre el comportamiento de los fluidos, y estimular su reproducción y creatividad como estrategia significativa de aprendizaje.

ABSTRACT:

This work shows the experience and initiative developed during the COVID 19 pandemic, in the two academic periods of the year 2020, at the University of Cartagena, Faculty of Engineering, Civil Engineering Program, in the subject of Fluid Mechanics, where Due to the limitations imposed by the pandemic, it was impossible to develop face-to-face laboratory experiences. Two typical tests of emptying a tank to free surface and simultaneous emptying and filling of two tanks to free discharge are presented, recorded and sent to students to make them aware of the behavior of fluids, and stimulate their reproduction and creativity as a significant strategy. Learning.his document serves as a sample for a full paper using Microsoft Word to help you format your text. Please, refer to additional full paper submission guide to:

PALABRAS CLAVES: Vaciado de tanques, vaciado y llenado simultaneo de tanques, laboratorios de Mecánica de Fluidos.

INTRODUCCIÓN

La pandemia de COVID-19 produjo el cierre total o parcial de la mayoría de las instituciones educativas en todo el mundo reduciendo o eliminando los cursos presenciales, obligando a los estudiantes y docentes a un cambio abrupto en las metodologías de enseñanza-aprendizaje, debiendo acudir a las tecnologías digitales y otras herramientas para facilitar el estudio y las interacciones estudiante-profesor de forma masiva y con grandes limitaciones pedagógicas (García Aretio, 2021; Johnson, Veletsianos, Seaman, 2020). A la fecha no se conoce totalmente el impacto de la pandemia de la COVID-19 sobre la educación superior en América Latina, (IESALC-UNESCO, 2020).

Aunque el impacto ha sido grande entre estudiantes y docentes, ha dejado algo positivo en cuanto a nuevas estrategias y mejores prácticas de los maestros, como los modelos de aprendizaje combinado (Tucker, 2020).

Uno de los aspectos que se vio más limitado fueron las prácticas en campo y en laboratorios, obligando a los docentes a pensar en nuevas formas de enseñar.

En aplicaciones de ingeniería es importante describir el movimiento de los fluidos con cierto grado de precisión, para formular un problema sin perder la precisión que se requiere en cada caso (Pottter y Wiggert, 2007).

Entre las simplificaciones que se hacen se considera el fluido ideal, con flujo constante, irrotacional, incompresible y no viscoso. También se puede considerar la descripción del movimiento del fluido con el enfoque Lagrangiano o Euleriano, según las partículas en movimiento sean observadas como función del tiempo o donde las propiedades del flujo sean funciones del espacio y del tiempo, respectivamente. (Pottter y Wiggert, 2007)

De forma simplificada para estudiar el flujo de fluidos incompresibles se aplican la ecuación de continuidad que nace del principio de conservación de la masa, la ecuación de energía que se origina en el principio de conservación de la energía y la ecuación de *momentum* lineal que se origina de aplicar la segunda ley del movimiento de Newton. La ecuación de Benoulli se deduce del teorema de trabajo y energía y relaciona la presión, la rapidez de flujo y la altura para un fluido ideal incompresible. Es una ecuación de mucha aplicación en la ingeniería especialmente en el estudio del flujo en tuberías y canales (Sears, Zemansky, Young, & Freedman, 2013).

METODOLOGIA

La metodología consistió en medir el tiempo de vaciado de un recipiente o de nivelación de dos recipientes conectados por un orificio o una tubería de diferente longitud, utilizando botellas de plástico reciclables a las cuales se les abría un orificio en la tapa o en el lado, luego se llenaban de agua y posteriormente se dejaban vaciar libremente, midiendo el tiempo de vaciado. Con ese tiempo y las características físicas de los recipientes se calculaban los parámetros empíricos que caracterizan el movimiento del fluido. El ensayo se realiza en el escritorio, frente al computador utilizando el cronometro del computador para visibilizar el tiempo de vaciado y se graba el ensayo con la cámara de un celular. La grabación se realiza sin voz del autor, solo con el sonido del ensayo, de tal forma que al enviársela al estudiante, la pueda reproducir, analizar y realizar sus propios cálculos y pueda tomar el tiempo inicial y final de inicio de la experiencia en el vídeo.

Como ejemplo se presenta el caso del vaciado de un tanque cilíndrico con un orificio de pared delgada con tubo corto y un orificio de pared gruesa con tubo largo (Figura 1, izquierda).

Un segundo ejemplo es el vaciado y llenado simultáneo de un tanque (figura 1, derecha). Este ensayo consiste en conectar dos tanques cilíndricos de diámetros D_1 , y D_2 , mediante una tubería de diámetro d , de tal forma que inicialmente uno de los tanques se encuentra lleno y el segundo tanque se encuentra vacío. Al transcurrir un tiempo T , los dos tanque adquieren el mismo nivel. Midiendo las características físicas de los dos tanques, el diámetro y longitud de la tubería de conexión, la altura

de llenado inicial y el tiempo en el cual se alcanza el equilibrio, se analiza el comportamiento teórico del sistema y se compara con el tiempo medido.

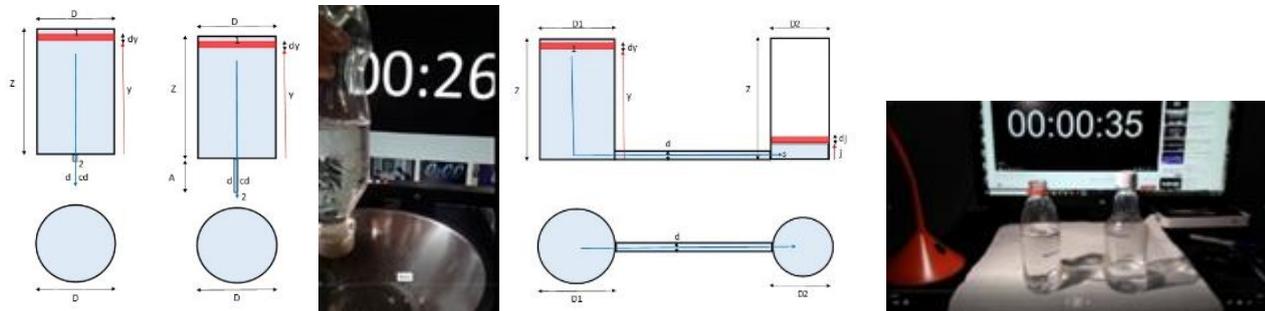


Figura 1.- Esquema en planta y perfil del vaciado de un tanque a través de un orificio(izquierda). y llenado simultáneo de un tanque a través de una tubería(derecha).

PLANTEAMIENTO TEORICO

Vaciado de un tanque.

Es una experiencia sencilla que cualquier estudiante puede replicar en su casa. Y consiste en dejar vaciar un depósito por un orificio de fondo y medir el tiempo que demora el tanque en vaciarse y luego contrastar el valor medido con el valor calculado teóricamente.

Se plantean dos alternativas de análisis, cuando el orificio se encuentra en el fondo del tanque y cuando se encuentra a una altura A, por debajo del fondo del tanque. A continuación se presenta el análisis del tiempo de vaciado de un tanque circular de diámetro D y altura Z, a través de un orificio de fondo de diámetro d, y coeficiente de descarga cd, con salida a una profundidad A, por debajo del fondo.(Figura 2)

$$\frac{v_1^2}{2g} + \frac{p_1}{\gamma} + z_1 = \frac{v_2^2}{2g} + \frac{p_2}{\gamma} + z_2 \quad [1]$$

$p_1 = p_2 = p_b = 0$ En la escala relativa

$v_1 \rightarrow 0$

cv = Coeficiente de velocidad

Cc = Coeficiente de contracción

cd = Coeficiente de descarga

Q=Caudal

$$Q = A_2 v_{2m} = Cc \pi \frac{d^2}{4} cv \sqrt{2g(y + A)} \quad [3]$$

Figura 2. Esquema de vaciado de tanque por el fondo.

$$Q = -\pi \frac{D^2}{4} \frac{dy}{dt} [5]$$

$$-\pi \frac{D^2}{4} \frac{dy}{dt} = cd \pi \frac{d^2}{4} \sqrt{2g(y+A)} [6]$$

$$dt = -\frac{1}{cd} \left(\frac{D}{d}\right)^2 \frac{1}{\sqrt{2g}} \frac{1}{\sqrt{y+A}} dy [7]$$

$$k = \frac{1}{cd} \left(\frac{D}{d}\right)^2 \frac{1}{\sqrt{2g}} [8]$$

$$\int_0^T dt = -\int_{Z+A}^A k(y+A)^{-\frac{1}{2}} dy \rightarrow T_0^T = -k \left[2(y+A)^{\frac{1}{2}} \right]_{Z+A}^A [10]$$

$$T = 2K \left[-(2A)^{\frac{1}{2}} + (Z+2A)^{\frac{1}{2}} \right] [11]$$

Vaciado y llenado de un tanque simultáneamente con tubería con fricción.

Este ensayo consiste en conectar dos tanques de diámetros D1, y D2, mediante una tubería de diámetro d, y longitud L, de tal forma que inicialmente uno de los tanques se encuentra lleno y el segundo tanque se encuentra vacío. Al transcurrir un tiempo T, los dos tanques adquieren el mismo nivel (figura 3). Midiendo las características físicas de los dos tanques, el diámetro y longitud de la tubería de conexión, la altura de llenado inicial y el tiempo en el cual se alcanza el equilibrio, se analiza el comportamiento teórico del sistema y se compara con el tiempo medido.

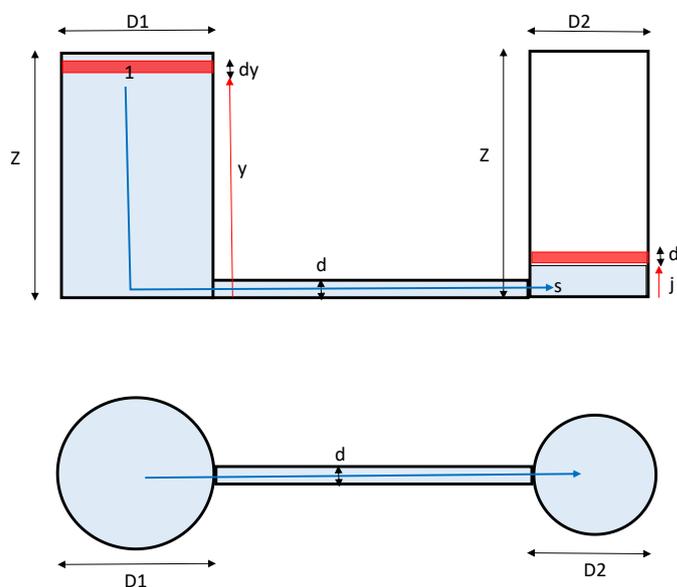


Figura 3. Esquema de Vaciado y llenado simultaneo de un tanque

$$\frac{v_1^2}{2g} + \frac{p_1}{\gamma} + z_1 - \frac{fL}{d} \frac{v_s^2}{2g} = \frac{v_s^2}{2g} + \frac{p_s}{\gamma} + z_s [12]$$

$$\frac{v_1^2}{2g} + 0 + y - \frac{fL}{d} \frac{v_s^2}{2g} = \frac{v_s^2}{2g} + \frac{p_s}{\gamma} + 0 [13]$$

$$p_s = \gamma j [14]$$

$$v_1 A_1 = v_s A_s [15]$$

$$\frac{cd^2 \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 v_s^2}{2g} + y - \frac{fL}{d} \frac{v_s^2}{2g} = \frac{v_s^2}{2g} + J [16]$$

$$v_s = \sqrt{\frac{2g(y-j)}{\left[1 - cd^2 \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 + \frac{fL}{d}\right]}} [17]$$

$$Q = Cc \cdot \pi \frac{d^2}{4} \sqrt{\frac{2g(y-j)}{\left[1 - cd^2 \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 + \frac{fL}{d}\right]}} [18]$$

$$Q = -\pi \frac{D_1^2}{4} \frac{dy}{dt} [19]$$

$$dj = -\left(\frac{D_1}{D_2}\right)^2 dy [20]$$

Sea $u = y - j$, el sentido de y es contrario al de j , dy es negativo y dj es positivo

$$du = dy - dj [21]$$

$$dy = \frac{du}{\left[1 + \left(\frac{D_1}{D_2}\right)^2\right]} [22]$$

$$-\pi \frac{D_1^2}{4} \frac{dy}{dt} = Cc \cdot \pi \frac{d^2}{4} \sqrt{\frac{2g(y-j)}{\left[1 - \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 + \frac{fL}{d}\right]}} [23]$$

$$dt = -\left(\frac{D_1}{d}\right)^2 \sqrt{\left[1 - \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 + \frac{fL}{d}\right]} \frac{dy}{Cc \sqrt{2g(y-j)}} [24]$$

$$\text{Sea } k = \left(\frac{D_1}{d}\right)^2 \sqrt{\left[1 - \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 + \frac{fL}{d}\right]} \frac{1}{Cc \sqrt{2g}} [25]$$

Sea $u = y - j$, el sentido de y es contrario al de j

$$du = dy - dj \quad [26]$$

$$dt = -k \frac{dy}{\sqrt{u}} = \frac{-k}{\left[1 + \left(\frac{D_1}{D_2}\right)^2\right]} \frac{du}{\sqrt{u}} \quad [27]$$

$$\int_0^T dt = \frac{-k}{\left[1 + \left(\frac{D_1}{D_2}\right)^2\right]} \int_z^0 u^{-\frac{1}{2}} du \quad [28]$$

$$T = \frac{2k}{\left[1 + \left(\frac{D_1}{D_2}\right)^2\right]} Z^{\frac{1}{2}} \quad [29]$$

Conocido T , se calcula k , y con K se calcula f .

$$k = \left(\frac{D_1}{d}\right)^2 \sqrt{\left[1 - \left(\frac{d}{D_1}\right)^4\right] + \frac{fL}{d} \frac{1}{Cc\sqrt{2g}}} \quad [30]$$

$$f = \left[\left(k \cdot Cc \cdot \sqrt{2g} \left(\frac{d}{D_1}\right)^2 \right)^2 - \left[1 - \left(\frac{d}{D_1}\right)^4\right] \right] \frac{d}{L} \quad [31]$$

$$f = \left[2g \cdot Cc^2 \cdot k^2 \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 - 1 + \left(\frac{d}{D_1}\right)^4 \right] \frac{d}{L} \quad [32]$$

RESULTADOS

Ensayo en casa 1.

Con el fin de contribuir al medio ambiente, se decidió utilizar un recipiente de plástico desechable de uso común en cualquier vivienda, que tenga una porción cilíndrica, para utilizarla como volumen de vaciado. Se le realiza un pequeño orificio en la tapa y otro pequeño orificio en el fondo de recipiente. El orificio del fondo del recipiente debe ser de diámetro mayor que el orificio de la tapa, para que no limite la entrada de aire al recipiente durante el vaciado y no subpresione al recipiente, luego se invierte con sentido de la tapa hacia abajo, se destapa el orificio de fondo y se inicia el vaciado del recipiente. En la figura 4, (izquierda), se muestra la posición inicial de vaciado con tiempo inicial en el cronómetro de 26 segundos. El volumen de referencia está marcado con dos líneas azules. En la figura 4(derecha), se muestra el vaciado del volumen de referencia con un tiempo final en el cronómetro de 39 segundo. Este ensayo se realizó varias veces obteniéndose un promedio del tiempo de vaciado 14,25 segundos. Con este valor se obtuvo un coeficiente de descarga de 0.68(tabla1).

Tabla 1. Cálculo del coeficiente de descarga Cd.

Perimetro	DIAMETRO(D)	Z	A	Diametro (d)	T	(D/d)^2	K	Cd
cm	cm	cm	cm	mm	S		s/m [^] ,5	
17,00	5,41	3,50	6,50	2,50	14,25	468,51	156,09	0,68

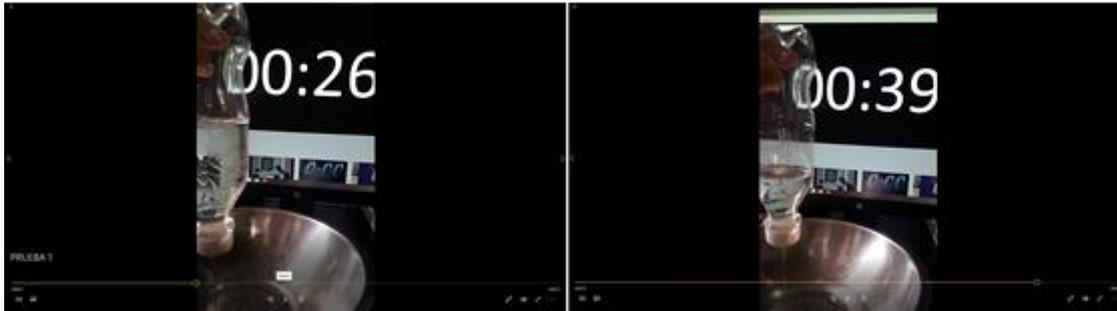


Figura 4. Vaciado de un tanque cilíndrico, tiempo inicial(izquierda), tiempo final(derecha).

Ensayo en casa 2.

Se realizó un ensayo para el vaciado de un tanque en otro tanque hasta llegar a tener el mismo nivel, se realizó el vaciado del tanque de mayor diámetro al de menor diámetro y del de menor diámetro al de mayor diámetro, los resultados teóricos como experimentales deben ser iguales. Se realizaron varios ensayos obteniéndose un tiempo promedio de nivelación de los dos tanques de 14.5 segundos.

En la figura 5, se muestran dos instantes del ensayo, al inicio y al final del vaciado, en la figura 5, se muestra el tiempo inicial de 35 segundos, izquierda, donde el tanque de la izquierda se encuentra lleno y el de la derecha con un nivel inferior, las líneas azules marcan el volumen a vaciar. En la figura 5, derecha se muestra el final del experimento cuando los dos tanques adquieren el mismo nivel, para este caso el tiempo final es de 49 segundos, mostrando un tiempo de vaciado de 14 segundos. Se realizaron varios ensayos y se obtuvo un tiempo promedio de vaciado de 14,5 segundos. Con esta información se calculó el coeficiente de descarga(tabla 2), obteniéndose un valor de 0.99. Estos resultados demuestran que la descarga sumergida produce una contracción del flujo despreciable.

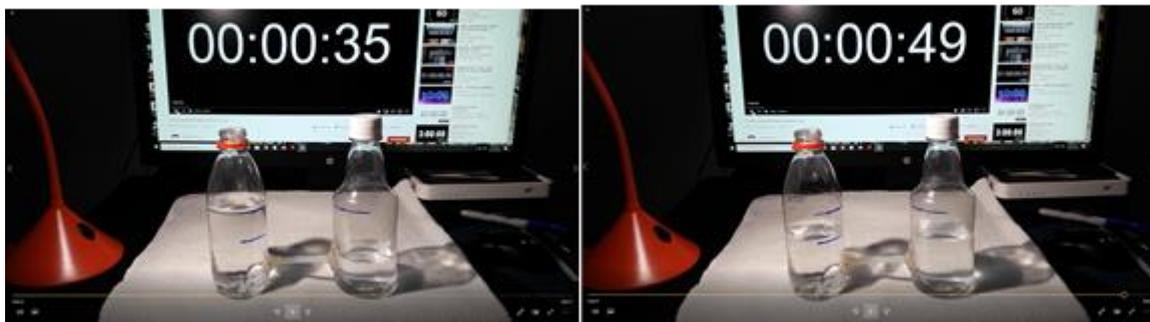


Figura 5. Vaciado del tanque de tapa roja al tanque de tapa blanca, tiempo inicial y final

Tabla 2. Estimación del coeficiente de descarga

Perimetro 1	Perimetro 2	Diametro tubo	Diametro 1	Diametro 2	Altura Z	Longitud tubo	T	K	cd
cm	cm	mm	cm	cm	cm	cm	s	s/m ^{^(1/2)}	
21,00	18,80	4,00	6,68	5,98	6,50	7,60	14,50	51,23	0,99

Ensayo en casa 3.

El próximo grupo de ensayos consistió en disminuir el diámetro de la tubería (3mm). Se realizó un primer ensayo con los dos depósitos conectados con un tubo de 3 mm de diámetro y 2 cm de longitud. En este ensayo se conectaron dos depósitos de 5.5 cm de diámetro, cada uno, con una altura de vaciado de 3.5 cm, En la figura 6 se registran los tiempos iniciales y finales de vaciado del tanque. Para esta condición se registra un tiempo de vaciado de 20 segundos.

El siguiente ensayo consistió en adicionar un tramo de tubería de mayor longitud, colocado en un círculo amplio (figura 7), el tiempo de vaciado registrado fue de 99 segundos. Con el fin de evaluar las pérdidas locales por cambio de dirección se le hicieron varios círculos a la tubería (figura 8). En la figura 9, se presenta el tiempo de vaciado con un valor de 110 segundos.

Los resultados de la tabla 4, presentan un resultado de 0.71, para el coeficiente de contracción, y un coeficiente f de Darcy Weisbach, de 0.126, para la tubería extendida y de 0.157 para la tubería en forma de círculos. El efecto de los círculos sobre el coeficiente de fricción es de 24.5%.

Tabla 4. Estimación del coeficiente de fricción y contracción, tubería de 3 mm

Prueba	Perimetro 1 cm	Perimetro 2 cm	Diámetro1 cm	Diámetro2 cm	Z cm	d mm	Longitud cm	Tiempo s	k s/m ^{1/2}	cc Adimensional	f Adimensional
Tubo corto	17,3	17,3	5,5	5,5	3,5	3	2	20,0	107	0,712	0,00000065
Tubo largo	17,3	17,3	5,5	5,5	3,5	3	56	99	529	0,712	0,12590571
Circuitos	17,3	17,3	5,5	5,5	3,5	3	56	110	588	0,712	0,15669575

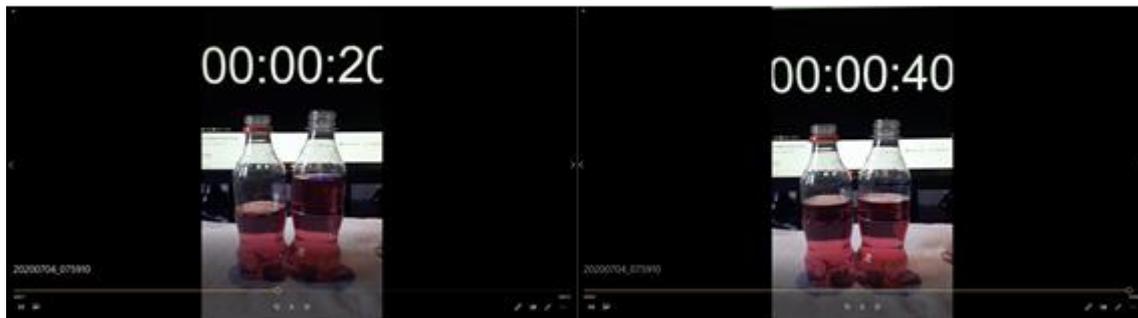


Figura 6. Lectura del tiempo inicial(izquierda) y final (derecha) para el vaciado del tanque derecho hacia el izquierdo, conexión corta.



Figura 7. Depósitos conectados con una manguera de circulo amplio.



Figura 8. Depósitos conectados con una manguera con tres círculos , diámetro 3mm.

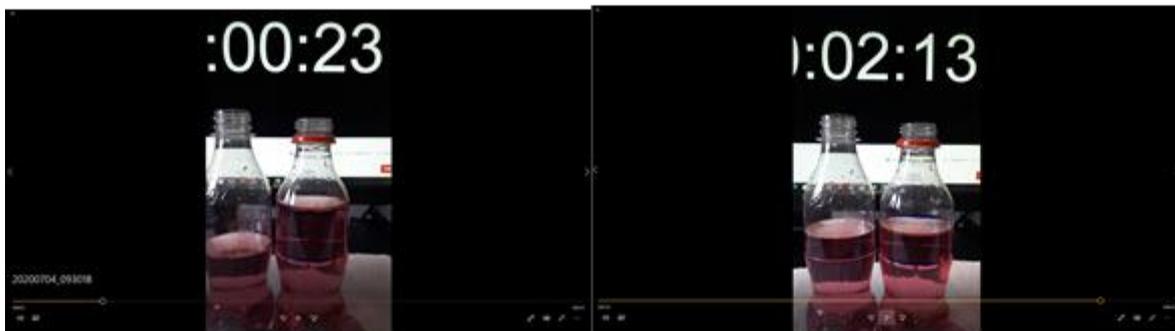


Figura 9. Lectura del tiempo inicial para el vaciado del tanque derecho hacia el izquierdo, Lectura del tiempo final para el vaciado del tanque derecho hacia el izquierdo, conexión con manguera de varios círculos.

CONCLUSIONES

Se pueden realizar ensayos de laboratorios con materiales de uso cotidiano que cualquier estudiante puede reproducir como estrategia significativa de sensibilización y aprendizaje sobre el comportamiento de los fluidos.

Los ensayos de vaciado de tanques producen una experiencia a velocidad y caudal variable que generan la obtención de coeficientes empíricos promedios.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos a la Universidad de Cartagena, por el apoyo brindado al proceso docente durante la pandemia y que permitió el desarrollo permanente de la actividad educativa.

REFERENCIAS

- García Aretio, L. (2021).** “COVID-19 y educación a distancia digital: preconfinamiento, confinamiento y posconfinamiento”. *RIED-Revista Iberoamericana De Educación a Distancia*, 24(1), 09–32. <https://doi.org/10.5944/ried.24.1.28080>
- IESALC-UNESCO. (2020).** COVID-19 y educación superior: De los efectos inmediatos al día después. <https://www.iesalc.unesco.org/wp-content/uploads/2020/05/COVID-19-ES-130520.pdf>
- Ministerio de Educación Nacional. (2020)** Directiva No. 04, marzo 22 https://www.mineduacion.gov.co/1780/articles-394296_recurso_1.pdf
- Johnson, N., Veletsianos, G., Seaman, J. (2020).** “U.S. Faculty and Administrators’ Experiences and Approaches in the Early Weeks of the COVID-19 Pandemic”. *Online Learning*, 24(2), 6-21. <https://doi.org/10.24059/olj.v24i2.2285>
- Potter, M. C., & Wiggert, D. C. (2007).** *Mecánica de fluidos, 3ra Edición*, Thomson Learning, México.
- Sears, F.W., Zemansky, M.W., Young, H.D., Freedman, R.A. (2013).** *Física Universitaria. Volumen I. Décimo tercera edición*. México: Pearson Education.
- Tucker, C. (2020).** *The Concurrent Classroom: Using Blended Learning Models to Teach Students In-person and Online Simultaneously*. <https://catlintucker.com/2020/09/concurrent-classroom-blended-learning-models/>

FRAGILIDADES AMBIENTAIS E IMPACTOS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS EM UMA COMUNIDADE QUILOMBOLA

Diego Carlos Ferreira Rosa Vitorino, Anderson de Assis Morais

Mestrado Profissional Profágua – Universidade Federal de Itajubá, Brasil
E-mail: diegocarlosrosa@yahoo.com.br, andersondeassis@unifei.edu.br

Resumo

A água é um recurso natural essencial para a vida no planeta, desta maneira sua gestão é essencial para seu uso adequado e preservação. Neste conceito, esta pesquisa teve como objetivo avaliar as fragilidades ambientais e a interferência do uso e ocupação do solo sobre os recursos hídricos na comunidade quilombola do Barro Preto, no município de Santa Maria de Itabira, Minas Gerais. Através de visitas a campo, comparou-se os dados levantados com a pesquisa de Vitorino *et al.* (2018) e o Plano Municipal de Saneamento Básico do município (PMSB, 2020). Não há tratamento da água utilizada para abastecimento público na comunidade. Foi identificado também que mais de 50% da área da sub-bacia de estudo está ocupada com pastagem. Observa-se que ainda está ocorrendo contaminação por esgotamento doméstico despejado diretamente no corpo hídrico, além da criação do gado em contato diretamente com o corpo hídrico, podendo ocasionar impactos à qualidade da água além doenças de veiculação hídrica.

Introdução

A água é um recurso hídrico de extrema importância para a vida no planeta. Recurso este essencial para o equilíbrio ecológico e existência dos seres vivos. Além disso, este recurso é necessário para atividades econômicas como, indústrias, agricultura e mineração.

Portanto, para uma gestão adequada dos recursos hídricos devem ser implantadas medidas de gestão estratégicas com o objetivo de amenizar conflitos e impactos ambientais provenientes do uso inconsciente dos recursos hídricos.

Este trabalho possui como objetivo avaliar as fragilidades ambientais e os possíveis impactos ambientais sobre os recursos hídricos da comunidade quilombola do Barro Preto, inclusive com a utilização de técnicas de geoprocessamento.

Metodologia

O município de Santa Maria de Itabira localiza-se na região central de Minas Gerais, a cerca de 138 km da capital Belo Horizonte. Possui uma população estimada para o ano de 2021 de 10.867 habitantes (IBGE, 2022). A comunidade quilombola denominada de Barro Preto, localizada nas coordenadas 19,45° Sul e 43,08° Oeste, possui aproximadamente 700 habitantes (PMSB, 2020) cujas principais fontes de renda são pequenas plantações, comércio e silvicultura. Esta localidade possui infraestrutura com calçamentos de blocos de concreto e iluminação pública. Porém a via de acesso a esta comunidade é de terra sem pavimentação, dificultando o acesso.

O abastecimento de água e esgotamento sanitário no Barro Preto é de responsabilidade da prefeitura municipal. O atendimento de água é feito a partir de três poços profundos, sendo que a água não recebe tratamento antes de ser fornecida aos moradores, possuindo infraestrutura inadequada para um abastecimento de qualidade e quantidade suficiente para a população. Há 120 ligações de esgotamento, onde o descarte é feito diretamente nos corpos hídricos, sem tratamento (PMSB, 2020).

O mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia da área de estudo foi criado por meio da ferramenta QGIS versão 3.12.3 (QGIS,

2022). Feita a identificação da sub-bacia e o recorte da mesma pela plataforma de Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA, 2021), e definição do uso e ocupação do solo pela extração do raster do MapBiomas (PROJETO MAPBIOMAS, s.d.) via Google Earth Engine. Foi descrita a possível influência do uso e ocupação do solo sobre a qualidade do recurso hídrico local, além de vistoria em campo e comparação com estudos prévios no local para verificação se ainda ocorrem despejo de esgotamento doméstico e algum outro foco de poluição sobre o corpo hídrico na área de estudo.

Resultados

Para a identificação da área de estudo foi gerado o mapa identificando os usos do solo e o corpo hídrico local, conforme a Figura 1 a seguir.

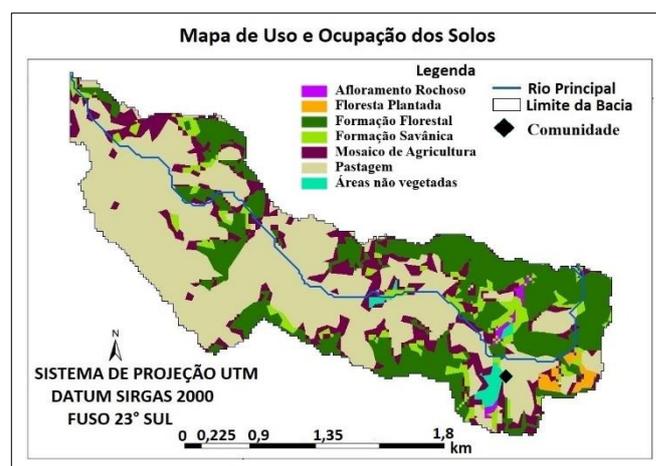


Figura 1: Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo. Fonte: Autoria Própria.

Com os dados da Figura anterior, foi identificado que a área de estudo possui aproximadamente 10,286 km², sendo que 5,307 km² é utilizada para pastagem. A formação de florestas representa o total de 2,696 km² da área da bacia. Além disso, o mosaico de área de agricultura e pastagem ocupa uma área de 1,411 km². A formação savânica ocupa uma área de apenas 16,5 há, floresta plantada ocupa uma área de 18 há. Já áreas urbanas ou não vegetadas ocupam uma área também de 18 há, e o afloramento rochoso ocupa uma área de 14 há.

O corpo hídrico principal da comunidade percorre praticamente por todo centro urbano, sofrendo impactos de contaminação devido ao esgotamento doméstico sem tratamento, que é despejado diretamente neste. Vitorino *et al.* (2018) analisaram a qualidade da água na nascente do curso hídrico que percorre a comunidade, tanto a montante quanto a jusante da área urbana. Nos resultados das análises realizadas na pesquisa se destaca a presença de coliformes termotolerantes em todos os pontos de análise do manancial da comunidade, situação que parece não ter mudado, tendo em vista a continuidade do despejo de esgoto *in natura* no corpo hídrico (Figura 2).



Figura 2: Esgotamento doméstico despejado diretamente no curso hídrico local, em maio de 2022. Fonte: Autoria Própria.

Além do despejo diretamente do esgoto sanitário no corpo hídrico local, se destaca a grande faixa de uso do solo voltada para a pastagem nesta sub-bacia de estudo, totalizando 51,59% do total de toda a sua extensão territorial. Ainda na visita *in loco* realizada no mês de maio de 2022, foi identificado o pisoteio do gado diretamente no curso hídrico e a inexistência das matas ciliares em diversas margens deste curso hídrico conforme Figura 3 a seguir.



Figura 3: Criação de gado às margens do corpo hídrico e ausência de mata ciliar, em maio de 2022. Fonte: Autoria Própria.

Portanto, a comunidade não apresentou evolução em seu saneamento básico durante este período. Além disso, devido à baixa vazão deste manancial pode estar havendo também impactos sobre a vida aquática e processo de eutrofização devido à carga orgânica presente no esgotamento, além de doenças de veiculação hídrica nas pessoas que possam ter contato primário ou secundário com este manancial. Já com relação ao abastecimento público, a Figura 4 mostra um dos poços de abastecimento utilizados. Destaca-se que ainda não há o tratamento da água para ser distribuída.

Conclusões e recomendações

Com os resultados obtidos de uso e ocupação do solo juntamente com a investigação *in loco* e os dados obtidos por Vitorino *et al.* (2018) e do Plano Municipal de Saneamento Básico do município (PMSB, 2020) foi possível identificar a ocorrência de poluição hídrica da comunidade quilombola do Barro Preto localizado no município de Santa Maria de Itabira, MG.

Alguns tipos de uso e ocupação do solo contribuem para a contaminação do corpo hídrico local, como a área urbana que ainda se encontra sem tratamento de esgoto sanitário despejando todos os resíduos domésticos no manancial, além das atividades

de pecuária que podem estar contaminando o corpo hídrico e causando a perda da qualidade da água.

Por fim, sugere-se que para um melhor diagnóstico sejam realizadas análises da qualidade atual dos recursos hídricos.



Figura 4: Tubulação de um poço profundo utilizado para abastecimento público, em maio de 2022. Fonte: Autoria Própria.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015 e à Universidade Federal de Itajubá.

Referências

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cidades e Estados. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/santa-maria-de-itabira.html>. Acesso em 27 de mai. 2022.

PMSB. PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO. Santa Maria de Itabira. Disponível em https://santamariadeitabiratp.portalfacil.com.br/abrir_arquivo.aspx/Revisao_do_Plano_Municipal_de_Saneamento_Basico_PMSB_Agua_e_Esgoto?cdLocal=2&arquivo={DD4CAA47-CD4B-5CA2-7D33-4B1C8BCDEBDB}.pdf#search=barro%20preto. Acesso em 26 mai. 2022.

PROJETO MAPBIOMAS – Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil Disponível em: <https://mapbiomas.org/produtos>. Acesso em 22 mai. 2022

QGIS Development Team, <2022>. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

SISEMA. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte: IDE-Sisema, 2021. Disponível em: idesisema.meioambiente.mg.gov.br. Acesso em: 22 mar. 2022.

VITORINO, D. C. F. R.; ALMEIDA, V. G.; GUIMARÃES, J. C. S.; SILVA, A. C.; MORAES, L. A. R.; SOUZA, G. K. dos S. Management and characterization of water resources in the community of Barro Preto in the municipality of Santa Maria de Itabira MG. Research, Society and Development, [S. l.], v. 8, n. 9, p. e06891249, 2019. DOI: 10.33448/rsd-v8i9.1249. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/1249>. Acesso em: 26 may. 2022.

A GESTÃO PARTICIPATIVA COMO ELEMENTO DE INTEGRAÇÃO ENTRE AS POLÍTICAS AMBIENTAL E DE RECURSOS HÍDRICOS

Léia Lobo de Souza Carvalho¹, Hugo Morais de Alcântara² e Mirella Leôncio Motta e Costa³

¹ICMBIO Sudoeste Baiano, Rua João Pessoa, nº 311, Andar Térreo, Bairro Centro, Vitória da Conquista-BA, CEP 45.000-610, Brasil

²Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profáguia), Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (CDSA), Rua Luiz Grande, s/nº, Frei Damião, Sumé-PB, CEP 58.540-000, Brasil

³Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba (IFPB), Campus João Pessoa, Av. Primeiro de Maio, nº 720, Jaguaribe, João Pessoa-PB, CEP 58.015-435, Brasil. leia.souza@icmbio.gov.br; hugo.morais@professor.ufcg.edu.br; mirella.costa@ifpb.edu.br

RESUMO:

A degradação ambiental causada pela poluição, ausência de saneamento básico e desmatamento potencializa o risco da escassez hídrica e sinaliza para a necessidade de uma gestão integrada e participativa dos recursos naturais. Este trabalho teve como objetivo contribuir com o fortalecimento das políticas ambiental e de recursos hídricos, por meio da governança para a consolidação da gestão participativa nos comitês de bacias hidrográficas e conselhos gestores de unidades de conservação (UCs) no Estado da Paraíba. Foi realizada uma pesquisa aplicada, descritiva, qualitativa, com análise de estudo de caso da participação dos membros do comitê das bacias hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN) e dos conselhos gestores da Área de Proteção Ambiental (APA) e da Área de Relevante Interesse Ecológico (AIRIE) da foz do rio Mamanguape, no período de 2015 a 2018. Ao analisar a composição das instâncias participativas CBH-LN e conselhos gestores das UCs, foi possível identificar que apenas 5 atores com assentos titulares eram comuns aos dois órgãos colegiados, incluindo a representação do ICMBio no CBH-LN e vice-versa, o que favoreceu a integração dos atores sociais envolvidos com a gestão de recursos hídricos e ambiental, bem como o fortalecimento da implementação das políticas ambiental e de recursos hídricos na Paraíba. Entre as dimensões da governança observadas que favoreceram a integração da gestão ambiental e de recursos hídricos, se destacaram as Legal/Institucional, Relações Intergovernamentais, Interação Estado-Sociedade e dos Instrumentos de Gestão. Foram apontadas diretrizes de governança que contribuem para ampliação da integração no âmbito da gestão ambiental e de recursos hídricos.

ABSTRACT:

The environmental degradation caused by factors such as pollution, lack of basic sanitation and deforestation increases the risk of water scarcity and signals the need to promote integrated and participatory management of natural resources. This work aimed to contribute to the strengthening of environmental and water resources policies, through aspects of governance for the consolidation of participatory management in river basin committees and management councils of conservation units (UCs) in the Paraíba State. An applied, descriptive, qualitative research was carried out, with a case study analysis of the participation of the members of the North Coast watershed committee (CBH-LN) and the management councils of the environmental protection area and relevant area ecological interest at the mouth of the Mamanguape river, from 2015 to 2018. When analyzing the composition of the CBH-LN participatory instances and management councils of the UCs, it was possible to identify that only 5 actors with titular seats were common to the two collegiate bodies, including the representation of ICMBio in the CBH-LN and vice-versa, which favored the integration of social actors involved with the management of water and environmental resources, as well as strengthening of the implementation of environmental and water resources policies at the Paraíba State. Among governance dimensions observed that favored the integration of environmental and water resources management, the Legal-Institutional, Intergovernmental relations, State Society interaction and Management Instruments dimensions stood out. Governance guidelines were pointed out that contribute to the expansion of integration in the scope of environmental and water resources management.

PALAVRAS CHAVE: gestão das águas; gestão integrada; comitês de bacias hidrográficas.

INTRODUÇÃO

A degradação ambiental causada por fatores como poluição, ausência de saneamento básico e desmatamento, evidenciados em escala global, aumenta o risco da escassez hídrica e sinaliza para a necessidade de promover o desenvolvimento sustentável aliado a uma gestão integrada e participativa dos recursos naturais (Silva *et al.*, 2017). A Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) é definida como um processo que promove o desenvolvimento coordenado de gestão da água, solo e recursos relacionados, a fim de maximizar o bem-estar econômico e social de forma equitativa, sem comprometer a sustentabilidade ambiental e econômica (GWP, 2000).

A integração da gestão de recursos hídricos (GRH) com a gestão ambiental (GA) está prevista no art. 3º, da Lei Federal nº 9.433/1997, como uma diretriz da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), no entanto, a Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OCDE) considera que esse dispositivo legal não deixou evidente a interface com as questões ambientais e de uso do solo (Brasil, 1997; OCDE, 2015).

A Lei Federal nº 9.985/2000, instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), regulamentou o art. 225 da Constituição Federal do Brasil (CF) e previu a criação de espaços territoriais de especial proteção, as chamadas Unidades de Conservação (UCs) em todos os estados da Federação. A participação da sociedade na gestão das UCs se dá por meio de conselhos gestores, onde na sua composição deve se buscar a paridade entre os entes do poder público e da sociedade civil (Brasil, 2002).

A unidade de implantação da PNRH é a bacia hidrográfica e seu espaço territorial é definido por divisores de águas que não são limitados às fronteiras administrativas e políticas, o que também ocorre com as áreas das UCs, cujas localização e dimensão dependem de elaboração de estudo técnico (ANA, 2013a; Moraes; Fadul; Cerqueira, 2018).

Na região do Litoral Norte do Estado da Paraíba, há necessidade de maior interação entre a gestão participativa praticada nos CBHs e nas UCs, para favorecer a troca de experiências e fortalecer aspectos da governança ambiental e de recursos hídricos. Diante desse contexto, de recortes territoriais sobrepostos e que são alvo de políticas que precisam convergir entre si, entende-se ser relevante a iniciativa de compreensão dos aspectos da governança envolvidos nas instâncias participativas, para contribuir com a integração das políticas ambiental e de recursos hídricos, por meio da gestão participativa.

Este trabalho tem como objetivo contribuir com o fortalecimento das políticas ambiental e de recursos hídricos por meio de aspectos da governança para a consolidação da gestão participativa nos comitês de bacias hidrográficas e conselhos gestores de UCs no Estado da Paraíba.

METODOLOGIA

Quanto aos aspectos metodológicos, trata-se de uma pesquisa aplicada, descritiva, qualitativa, com análise de estudo de caso da participação dos membros do comitê das bacias hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN) e dos conselhos gestores da Área de Proteção Ambiental (APA) e da Área de Relevante Interesse Ecológico Manguezais (AIRIE) da foz do rio Mamanguape, no período de 2015 a 2018. O levantamento de dados foi realizado por meio de pesquisa bibliográfica, obtenção de informações junto aos órgãos gestores de recursos hídricos e das UCs.

A área de estudo compreende as bacias hidrográficas dos rios Mamanguape, Camaratuba e Miriri que possuem área de atuação do CBH-LN no Estado da Paraíba. Possuem 4.597,1 km² de área territorial e distribuem-se, totalmente ou em parte, em 51 dos 223 municípios paraibanos. Nos municípios de Lucena, Marcação, Baía da Traição e Rio Tinto estão inseridas as UCs federais, que abrigam a foz dos rios Mamanguape e Miriri.

Na Figura 1 é possível observar as áreas das bacias que compõem o CBH-LN e das UCs situadas, em parte, nas bacias dos rios Miriri e Mamanguape.

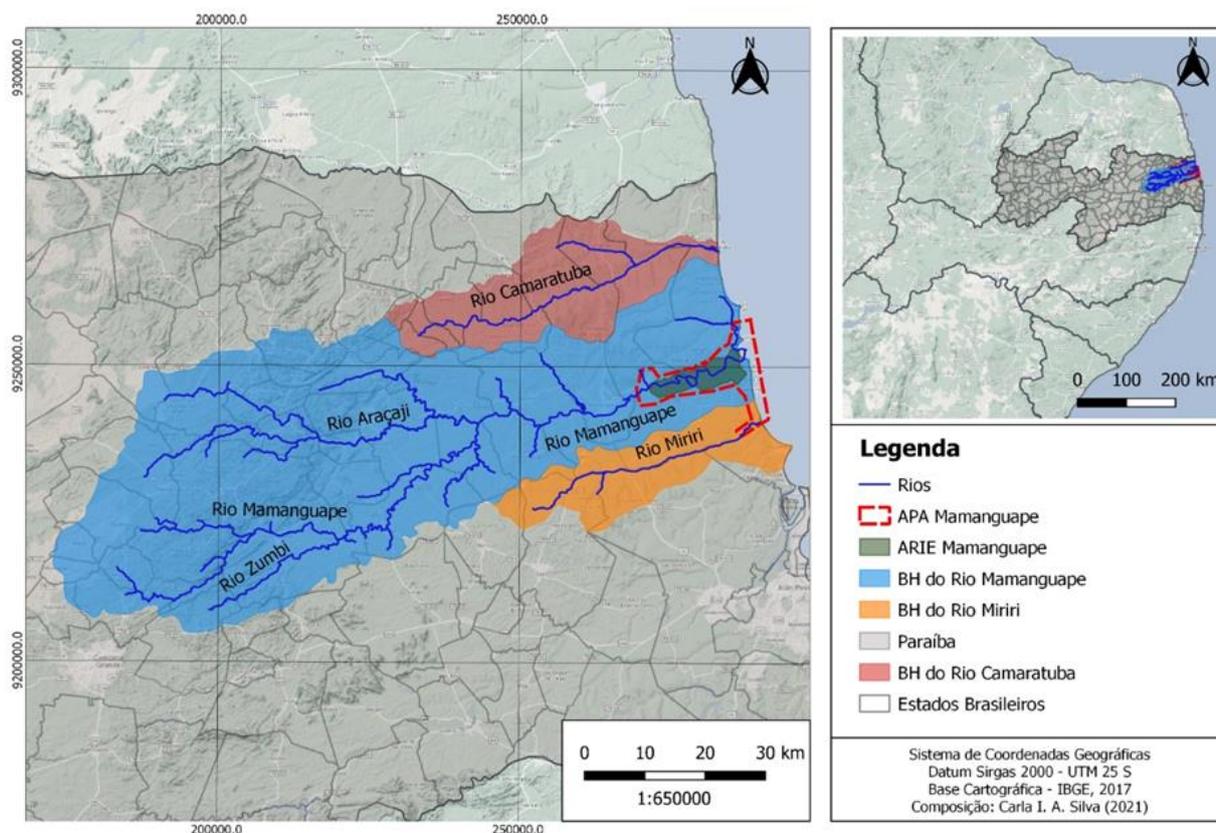


Figura 1.- Bacias hidrográficas da região do Litoral Norte da Paraíba, APA e ARIE do rio Mamanguape

O período avaliado foi de 2015 a 2018, referente a 3ª gestão do CBH-LN, cujo mandato dos representantes tem duração de 3 anos, permitida uma reeleição. O levantamento quanto as instituições dos poderes públicos federal e estadual com interesse na gestão das águas e atuação nas bacias hidrográficas do Litoral Norte, para a indicação dos seus representantes no CBH-LN é realizado por comissão eleitoral. Neste período, o CBH-LN possuía assento no conselho gestor das UCs e o ICMBio, órgão gestor das UCs, através da presidência dos conselhos gestores, que ocupou vaga no CBH-LN.

Entre as finalidades e competências atribuídas ao CBH-LN, pelo seu regimento interno, destacam-se algumas consideradas fundamentais para a atuação do comitê em favor da descentralização e integração de políticas públicas, como promover o gerenciamento descentralizado, participativo e integrado dos recursos hídricos, estimular e propor a proteção dos recursos hídricos e do meio ambiente, recomendar a celebração de convênios de entidades integrantes das bacias hidrográficas do Litoral Norte com entidades públicas e privadas. O CBH-LN é composto por 26 membros titulares e seus suplentes, sendo 10 usuários de água, 8 membros de organizações civis e 8 membros do poder público.

Os conselhos consultivos da APA e AIRE do rio Mamanguape foram oficializados por meio das Portarias ICMBio nº 181/2013 e nº 185/2013, respectivamente. O plano de manejo, instrumento de gestão das UCs, aprovado pela Portaria nº 57/2014, previu a necessidade de integrar a gestão dos recursos hídricos com as UCs para aumentar o grau de proteção da biodiversidade e das áreas úmidas, determinando o envolvimento do conselho gestor e a criação de câmaras técnicas (ICMBio, 2014b).

Em novembro de 2014, o Projeto Manguezais do Brasil, no âmbito do Programa das Nações Unidas (PNUD), por meio do ICMBio, lançou o edital nº 005/2014, para contratação de consultor técnico para a área piloto da APA do Rio Mamanguape, com objetivo de apoiar a gestão dos recursos hídricos e a qualidade da água. Entre as atividades a serem desenvolvidas estavam o apoio para a implementação de Câmara Técnica de Recursos Hídricos (CTRH) no Conselho desta UC,

estruturação de coleta e monitoramento da qualidade da água, elaboração de relatórios para fornecer suporte ao funcionamento da CTRH.

No ano de 2015 foi iniciada a implementação da CTRH no Conselho Gestor da APA e ARIE do Rio Mamanguape, aprofundando a discussão sobre recursos hídricos nesse fórum. É composta por 14 representantes, sendo 2 do poder público federal, 2 do poder público estadual, 1 do poder público municipal, 1 de organização não governamental (ONG), 2 de instituições de ensino e pesquisa, 5 usuários do território (agricultores, pescadores, carcinicultores e comunidade tradicional) e 1 membro do CBH-LN.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao analisar a composição das instâncias participativas CBH-LN e conselhos gestores das UCs, no período de 2015 a 2018, foi possível identificar que apenas 5 atores com assentos titulares eram comuns aos dois órgãos colegiados, incluindo a representação do ICMBio no CBH-LN e do CBH-LN no conselho gestor das UCs.

Uma vez que foram discutidas pautas relacionadas a recursos hídricos, os outros 22 atores sociais que não faziam parte do CBH-LN, participaram de discussões quanto ao monitoramento da qualidade da água na área das UCs, sendo 20 membros do conselho gestor e 2 atores sociais externos, membros da CTRH. Entre os 22 atores inseridos na discussão sobre recursos hídricos, havia 4 representantes do Poder Público Municipal, 2 do Poder Público Federal, 2 representantes do Poder Público Estadual, 3 representantes de instituições de ensino e pesquisa e 11 atores da sociedade civil, representantes de associações, ONGs e sindicatos.

A participação dos diversos atores nos colegiados é essencial para a sua existência e a capacitação para qualificação de seus membros, deve ser considerada fundamental para uma boa atuação durante seus mandatos. Em 2016, o CBH-LN aprovou planejamento estratégico de ações com a previsão da criação de uma câmara técnica para fomentar a capacitação dos seus membros. No período entre 2015 e 2018, foi possível identificar por meio das atas, a realização de uma capacitação.

Em 2017, o CBH-LN juntamente com o CBH Litoral Sul e CBH Paraíba, aderiram ao Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas (PROCOMITÊS) da ANA, que visa o fortalecimento da gestão participativa e a efetividade dos comitês, de forma que o cumprimento das metas pactuadas resulta em premiação financeira que deve ser utilizado para beneficiar o aprimoramento dos CBHs em um período de 5 anos.

Como resultado da análise técnica dos produtos entregues pela consultoria PNUD, entre 2015 e 2016, a CTRH propôs a elaboração e implementação de programa de monitoramento da qualidade de água do estuário, das nascentes da APA e ARIE do rio Mamanguape e em seu entorno, além da elaboração de plano de contingência/emergência, para identificação das fontes de poluição, bem como de possíveis parceiros.

Em novembro de 2017, foi anunciada, durante a 4ª Reunião Ordinária do CBH-LN, a realização da primeira coleta de água para análises, dentro do Projeto de Monitoramento da Qualidade da Água do Estuário do rio Mamanguape, desenvolvido em parceria interinstitucional entre CBH-LN, IFPB, ICMBio e apoio da Fundação Mamíferos Aquáticos (FMA), através do aditivo do Termo de Reciprocidade nº. 18/2012, publicado no Diário Oficial da União nº 92, em 16 de maio de 2017, com duração de 2 anos.

Para dar continuidade aos trabalhos de cooperação, foi firmado o Acordo de Cooperação Técnica nº 02/2018, com duração de 5 anos, firmado entre o IFPB e o ICMBio, publicado no DOU nº 5, de 8 de janeiro de 2019, que contemplou outros projetos de pesquisa e incluiu a continuidade dos trabalhos no estuário do rio Mamanguape, o que evidenciou o envolvimento de diversos atores sociais na gestão participativa no CBH-LN e nas UCs.

Os comitês das bacias hidrográficas existentes e em funcionamento, no Estado da Paraíba, foram classificados como Nível 5, pelo PROCOMITÊS, pois estão em nível mais avançado de gestão uma vez que possuem cobrança pelo uso da água, aprovada e implementada. Por meio da Resolução nº 23/2019, o CERH-PB, comprovou o cumprimento das metas estabelecidas no contrato nº 67/2017/ANAPROCOMITÊS, no primeiro ano de certificação, que ocorreu apenas em 2019.

A participação no colegiado dos Comitês é realizada por meio de eleições e são convocadas por edital, sendo acessível pelos endereços da AESA e do Portal dos Comitês de Bacias Hidrográficas da Paraíba. A plenária do comitê vota em sua diretoria, escolhendo entre os seus membros, aqueles que ocuparão os respectivos cargos. A decisão quanto à representação do CBH-LN em outros fóruns e atividades foram resolvidas através de decisão da plenária, evidenciadas em pelo menos duas situações, registradas em ata, uma para participação no Encontro Nacional de Comitê de Bacias (ENCOB) e outra para eleger o representante para atuar no Conselho Gestor da APA e da ARIE do rio Mamanguape.

Dessa forma, o CBH-LN fez cumprir seu direito legal de participar do Conselho Gestor das UCs federais localizadas em sua área de atuação. Pode-se então, considerar a existência de um formato democrático de eleição no âmbito do Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte.

A participação de atores locais é fundamental na discussão e na construção de projetos de temas tão importantes, como a gestão e conservação de recursos naturais, e no caso estudado, a inclusão desses atores no CG foi fundamental para agregar informações fruto de suas vivências.

Na Tabela 1 pode-se observar os indicadores de governança identificados nos Conselhos Gestores no período de 2015 a 2018.

Tabela 1. - Dimensões e indicadores da governança no âmbito dos conselhos gestores entre 2015 a 2018

Dimensões da Governança	Indicadores levantados
1. Ambiente Legal/Institucional	a) Conselhos Gestores legalmente criados
	b) Conselhos em funcionamento
	c) Presença de regimento interno
	d) Colegiado com representantes de diferentes segmentos
2. Capacidades Estatais	a) Presença de entidade gestora ICMBio
	b) Funcionários na atuação da gestão ambiental em número insuficiente
	c) Fonte financeira sob demanda
3. Instrumentos de Gestão	a) Plano de Manejo publicado
	b) Ausência de Plano de ação dos conselhos
	c) Sistema com parte das informações divulgadas amplamente
4. Relações intergovernamentais	a) Presença de órgãos públicos setoriais da Gestão Ambiental e de Recursos Hídricos
	b) Presença de municípios da área de abrangência das UCs
	c) Participação de entes do SISNAMA
5. Interação Estado Sociedade	a) Projetos e ações de outros setores voltados para gestão ambiental (ONGs, IES e usuários)
	b) Ausência de método de mapeamento de projetos e ações implementados por outros setores (ONGs, IES, usuários) pelo CG
	c) Capacitação insuficiente
	d) Formato limitado para eleição de representantes nos colegiados

Cabe ressaltar que para garantir a participação dos diversos atores e com isso uma constante evolução na implementação da política de recursos hídricos com uma visão devidamente orientada para um desenvolvimento sustentável, é necessário todo um arcabouço envolvendo normativas legais.

Além da existência de aparato legal/normativo que favorece a governança e garante a participação pública nos fóruns do CBH-LN e dos conselhos gestores das unidades de conservação, ficou evidente a necessidade de ser realizado esforço pelo órgão gestor das UCs e pela Agência Executiva das Águas do Estado da Paraíba (AESAPB), no cumprimento de suas atribuições, que dão suporte ao funcionamento dos espaços de participação e na gestão das políticas de recursos hídricos.

Há necessidade de incremento no quantitativo de recursos humanos, a melhoria quanto a publicização das informações, em especial quanto as atividades dos Conselhos Gestores das UCs e na transparência quanto aos recursos financeiros investidos na gestão participativa nos fóruns e colegiados.

A integração de representantes do conselho gestor das UCs e do CBH-LN foi efetiva, com incremento do número de atores sociais envolvidos nas discussões da gestão ambiental e de recursos hídricos.

CONCLUSÕES

A garantia de participação de representantes dos conselhos gestores das UCs nos colegiados do CBH-LH e de representantes do CBH-LN nos conselhos gestores das UCs favoreceu a integração dos atores sociais envolvidos com a gestão de recursos hídricos e ambiental, bem como o fortalecimento da implementação das políticas ambiental e de recursos hídricos no Estado da Paraíba.

Entre as dimensões da governança observadas nesse caso de estudo, que favoreceram a integração da gestão ambiental e de recursos hídricos, se destacaram as Legal/Institucional, Relações Intergovernamentais, Interação Estado-Sociedade e a dos Instrumentos de Gestão.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- Brasil** (1997). Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 5 out. 2020.
- Brasil** (2002). Decreto Federal nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta a Lei nº 9.985/2000 que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm. Acesso em: 17 out. 2020.
- Brasil** (2013). Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Cadernos de capacitação em recursos hídricos: alternativas organizacionais para gestão de recursos hídricos. Disponível em: <https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/handle/ana/59>, Brasília, DF: ANA, 2013. Acesso em: 28 ago. 2020.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio** (2014). Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Barra do rio Mamanguape da ARIE dos Manguezais da Foz do rio Mamanguape. Brasília, DF: ICMBio, 2014. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/arie-manguezais-da-foz-do-rio-Mamanguape>. Acesso em: 10 ago. 2020.
- Morais, J. L. M.; Fadul, E.; Cerqueira, L. S.** (2018). “Limites e desafios na gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas: um estudo nos estados do Nordeste do Brasil”. *REAd, Rev. eletrôn. adm.*, Porto Alegre, Vol. 24, No. 1, abril 2018, pp. 238-264. <https://doi.org/10.1590/1413-2311.187.67528>.

Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, OCDE (2015). *Princípios da OCDE para a Governança da Água.* Disponível em: <https://search.oecd.org/cfe/regionaldevelopment/OECD-Principles-Water-portuguese.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

Global Water Partnership, GWP (2020). *The need for an integrated for approach.* Disponível em: <https://www.gwp.org/en/About/why/the-need-for-an-integrated-approach/>. Acesso em: 10 out. 2020.

Silva, M. B.; Herreros, M. M. A. G. e Borges, F. Q. (2017). “Gestão Integrada dos Recursos Hídricos como Política de Gerenciamento de Águas no Brasil”. *Rev. Adm. UFSM*, Vol. 10, No. 1, pp. 101-115. DOI: 105902/19834659 13358.

FERRAMENTA INTERATIVA PARA AVALIAÇÃO DA PROPAGAÇÃO DE CHEIAS: UMA ABORDAGEM PEDAGÓGICA A PARTIR DE *SERIOUS GAMES*

Clécio A. Melo Júnior¹, Cleyse K. B. Nunes¹, Emanuel J. S. Soares¹, Ianca P. Miranda¹, José G. S. M. Uchôa¹, Lucas L. Ladeira¹, Letícia B. Lima¹, Matheus S. Santos¹, Yohana A. F. Bezerra¹ e Eduardo M. Menciondo¹

¹Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, Av. Trabalhador São Carlense, 400. São Carlos (SP), Brasil
 clecio.albuquerque@usp.br, cleyse.kelly@usp.br, emanueljr@usp.br, iancapmiranda@usp.br, gescilam@usp.br, ladeira@usp.br, leticia.b.lima@usp.br, matheusschroeder@usp.br, yohannaafbezerra@usp.br, emm@sc.usp.br

Introdução

Um dos principais problemas ocasionados pela urbanização em países em desenvolvimento são as inundações (Tucci, 2005). Esses eventos estão relacionados com a diminuição da cobertura vegetal e impermeabilização do solo, fatores que causam um aumento do escoamento superficial (Kadaverugu *et al.*, 2020; Villarreal-Rosas *et al.*, 2022). Do total de desastres naturais registrados pela *Emergency Event Database* (EM-DAT) no ano de 2021, 51,62% foram por inundações (CRED, 2022). No Brasil, esse fenômeno gera uma média de danos e prejuízos de 1,3 bilhão de reais por ano (CEPED/UFSC, 2020), sendo de extrema importância ações para sua previsão e prevenção.

O problema das inundações pode ser minimizado mediante ações de planejamento e gestão urbana. Segundo Souza (2009), essas são ferramentas fundamentais para orientar o uso e ocupação do solo, feito com base em parâmetros urbanos (*e.g.*, taxa de permeabilidade, afastamentos, coeficiente de aproveitamento etc.), agregados ao zoneamento urbano. Uma dessas ações é a drenagem urbana sustentável, que busca a implantação ou melhoria de sistemas para a recuperação, prevenção, controle ou minimização dos impactos causados por enchentes urbanas e ribeirinhas nas bacias hidrográficas (Ramos *et al.*, 2018; Brasil, 2020).

Plataformas interativas, jogos de simulação e jogos aplicados, também denominados de *serious games*, vêm sendo cada vez mais utilizados como um recurso auxiliar à tomada de decisão frente ao planejamento e melhoria dos sistemas de gestão de recursos hídricos em meios urbanos (Mittal; Scholten; Kapelan, 2022; Medema *et al.*, 2019). Nessa perspectiva, o presente trabalho aborda a utilização de uma plataforma interativa para o delineamento e amortecimento de cheias em canais simulados para a cidade de São Carlos - SP.

Metodologia

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito da disciplina Recursos Hídricos: Aspectos Quantitativos do Programa de PósGraduação de Engenharia Hidráulica e Saneamento da EESC/USP (Menciondo, 2022). Tendo em vista o viés pedagógico deste trabalho, os dados de entrada utilizados para a construção dos cenários 1 e 2, pré-urbanização e pósurbanização, nessa ordem, foram estimados para uma bacia hidrográfica fictícia do município de São Carlos/SP. Na Tabela 1 são apresentados estes valores.

Para a construção de uma ferramenta interativa criou-se uma base de dados na qual podem ser selecionadas distintas condições de uso, ocupação e tipo de solo (diferentes CNs), bem como diferentes métodos de cálculo para o tempo de concentração. Conforme apontam Fernandes *et al.*, (2017), dois parâmetros que têm forte influência no método SCS-CN são o próprio CN e o tempo de concentração.

Tal ferramenta permitirá ao usuário um maior entendimento de como tais fatores influenciam para propagação de enchentes e de

como medidas de regulação no uso e ocupação do solo impactam na prevenção delas.

Para obtenção dos hidrogramas dos cenários 1 e 2 utilizou-se o método do Número da Curva de Escoamento do *SCS* (*Soil Conservation Service*).

$$P_e = \frac{(P-I_a)^2}{(P-I_a)+S}, \text{ se } P > 0,2 * S \quad (1)$$

$$I_a = 0,2 * S \quad (2)$$

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (3)$$

Onde P_e é a precipitação efetiva ou escoamento superficial (mm), P é a precipitação acumulada (mm), S é a retenção potencial no solo (mm), CN é o número da curva, e I_a é a abstração inicial.

Tabela 1: Dados de entrada estimados para construção dos cenários

Parâmetro	Valor adotado
Área da Bacia Hidrográfica	1.555 ha
Comprimento do talvegue	3.500 m
Declividade média da bacia hidrográfica	0,030 m/m
Coefficiente de Manning	0,015
Tempo de Retorno	20 anos
Comprimento do Rio/Canal	100.000 m
Largura do Rio/Canal	9 m
Declividade do Rio/canal	0,019 m/m

Já para a obtenção da precipitação máxima utilizou-se a curva ID-F do município de São Carlos-SP:

$$i_{\max} = \frac{a * T_r^b}{(c + D)^d} \quad (4)$$

Onde i_{\max} é a precipitação máxima (mm/h), T_r é o tempo de retorno (anos), D a duração (minutos) e os coeficientes $a = 1.519$, $b = 0,236$, $c = 16$ e $d = 0,935$.

Os dados obtidos a partir das equações supracitadas foram utilizados como dados de entrada para aplicação do método Muskingum-Cunge linear para avaliar a propagação de cheia. O modelo é amplamente difundido em modelagens de vazão (Pontes, 2011). As equações e os parâmetros utilizados no método são:

$$Q_{t+1} = C_1 * I_{t+1} + C_2 * I_t + C_3 * Q_t \quad (5)$$

Sendo, I e Q as vazões (m^3/s) de entrada e saída nos passos de tempos t e $t+1$, inicial e final, respectivamente. Os parâmetros C_1 , C_2 e C_3 são calculados segundo as seguintes equações:

$$C_1 = \frac{2KX + \Delta t}{2K(1-X) + \Delta t} \quad (6)$$

$$C_2 = \frac{2KX - \Delta t}{2K(1-X) + \Delta t} \quad (7)$$

$$C_3 = \frac{2K(1-X) - \Delta t}{2K(1-X) + \Delta t} \quad (8)$$

Onde K e X são parâmetros de tempo e espaço. A equação 5 simula a propagação de cheias.

Resultados e Discussão

Para embasar a discussão, foram propostos dois cenários de uso de ocupação do solo (CN = 51,10 e CN = 58,39), a partir disso foram gerados os hidrogramas de projeto, expostos na Figura 1.

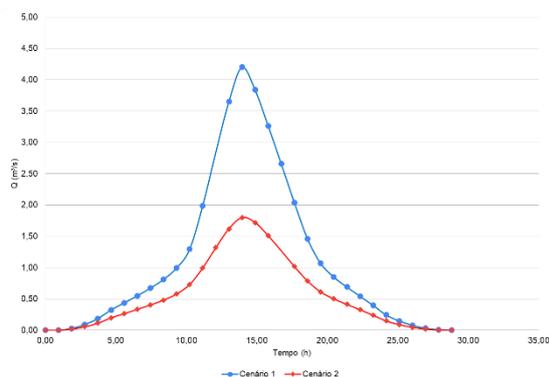


Figura 1: Hidrograma de projeto pré e pós urbanização

Comparando os resultados dos cenários 1 e 2, é possível observar que em situação de maior impermeabilização do solo (maior CN) tem-se elevado volume de escoamento superficial. Esse resultado suscita discussões sobre medidas estruturais para conter excessos de vazão nas bacias e os danos que poderiam ser causados.

Já na Figura 2 é possível visualizar que no Cenário 1 a propagação de cheia é mais uniforme, com as vazões de pico à montante e jusante semelhantes (Tabela 2). Já para o Cenário 2, o aumento das vazões é mais significativo e se relaciona diretamente com as mudanças do uso e ocupação do solo, principalmente pelo crescimento urbano e, conseqüentemente, o impacto sobre a capacidade de infiltração da água no solo (Justino, et al., 2012). Além disso, nota-se maior variação entre as vazões de pico de montante e jusante quando comparados com o Cenário 1 (Tabela 2).

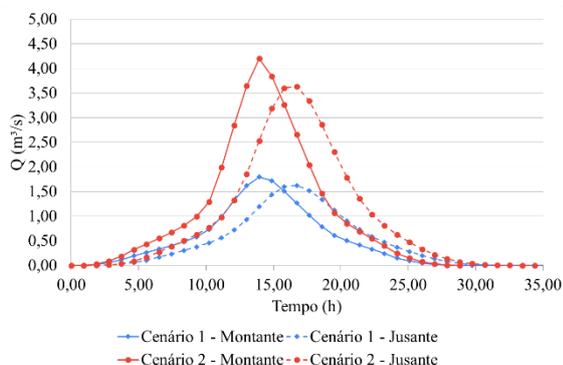


Figura 2: Propagação de vazões nos cenários avaliados

Tabela 2: Comparação entre os cenários pré e pós urbanização

Cenário	$\Delta Q_{\text{específico}}$	Atenuação
Pré-urbanização	0,01 $1\text{m}^3/\text{s.km}^2$	9,7%
Pós-urbanização	0,037 $\text{m}^3/\text{s.km}^2$	13,5%

Com isso, é possível observar o efeito de translação e atenuação nos dois cenários, sendo ambos mais expressivo no período pósurbanização, além da diferença entre os picos de vazão máxima a montante e a jusante também ser superior.

Considerações finais

O trabalho avaliou dois cenários de urbanização em uma bacia fictícia no município de São Carlos – SP. Os resultados confirmam a necessidade de planejamento urbano a fim de

mitigar os impactos da urbanização não planejada.

Além disso, o *serious games* apresentado se mostrou uma ferramenta pedagógica para auxiliar à tomada de decisão frente as políticas públicas e a gestão de recursos hídricos em meios urbanos.

Em perspectiva, planeja-se expandir o trabalho através de uma planilha interativa automatizada de modo a possibilitar aos usuários a visualização dos impactos mediante a alterações do uso e ocupação do solo e estimar a propagação de cheias em uma bacia hidrográfica. A planilha vai estar sob a licença *Creative Commons* permitindo os usuários alterarem de acordo com suas necessidades pedagógicas. Também se propõe a realização de uma análise de sensibilidade de variação de ΔQ específico para diferentes Tempos de retorno.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas

- Brasil. Ministério do desenvolvimento regional (2020). *Manual para apresentação de propostas para sistemas de drenagem urbana sustentável e de manejo das águas pluviais*. SNS, Brasília.
- Centre for research on the epidemiology of disasters (CRED) (2021). *Disasters in numbers*. CRED, Brussels.
- Centro de estudos e pesquisas em engenharia e defesa civil (CEPED). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) (2020). *Relatório de danos materiais e prejuízos decorrentes de desastres naturais no Brasil: 1995-2019*. FAPEU, Florianópolis.
- Fernandes, R. O., C. T. F. Costa e T. M. C. Studart (2017). “Análise de sensibilidade em hidrogramas de cheias máximas obtidos pelo método do SCS em uma bacia urbana”. *Águas Subterrâneas*, Vol. 31, No. 3, pp. 243.
- Justino, E. A., H. M. Paula e E. C. R. Paiva (2012). “Análise do efeito da impermeabilização dos solos urbanos na drenagem de água pluvial do município de Uberlândia-MG”. *Espaço em Revista, Goiânia*, Vol. 13, No. 2.
- Kadaverugu, A., N. Rao, e G.K. Viswanadh (2020). “Quantification of flood mitigation services by urban green spaces using INVEST model: a case study of Hyderabad city, India”, *Modeling Earth Systems and Environment*, Vol. 7, No. 1, pp. 589-602.
- Medema, W., I. Mayer, J. Adamowski, A. E. J. Wals e C. Chew (2019). “The Potential of Serious Games to Solve Water Problems: editorial to the special issue on game-based approaches to sustainable water governance”, *Water*, Vol. 11, No. 12, pp. 2562.
- Mittal, A., L. Scholten e Z. Kapelan (2022). “A review of serious games for urban water management decisions: current gaps and future research directions”, *Water Research*, Vol. 215.
- Pontes, P.R.M. (2011). *Comparação de modelos hidrodinâmicos simplificados de propagação de vazão em rios e canais*, Dissertação (Mestrado), Curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Ramos, R. e C. Pedrozo (2018). “Drenagem urbana sustentável (SUDS) para prevenção de enchentes”, *UniBrasil*, Vol. 4, No. 2, pp. 175-190.
- Souza, M.L. (2009). *Mudar a cidade: uma introdução crítica ao planejamento e à gestão urbana*, Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.
- Tucci, C.E.M. (2005). *Gestão de Águas Pluviais Urbanas*, Ministério das Cidades, Brasília.
- Villarreal-Rosas, J., J. Wells, L. Sonter, H. Possingham, e J. Rhodes (2022). “The impacts of land use change on flood protection services among multiple beneficiaries”, *Science of The Total Environment*, Vol. 806, pp. 150577.

CARACTERIZACIÓN DE LA SEQUÍA – REVISIÓN DE LAS METODOLOGÍAS Y ENFOQUES IMPLEMENTADOS EN CASOS DE ESTUDIO EN MÉXICO

Giovanni Carlo Flores Fernández ^[1], Sonia Tatiana Sánchez Quispe ^[1], Abel Solera Solera ^[2]

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Gral. Francisco J. Múgica 172B, Felicitas del Río, 58040, Morelia, Michoacán, México [1];

Universitat Politècnica de València, Edificio 4E, Depto. Ing. Hidráulica y Medio Ambiente

Camino de Vera, s/n 46022 Valencia, España [2].

giovanni.flores@umich.mx, quispe@umich.mx, asolera@upvnet.upv.es

RESUMEN:

La ubicación geográfica de México lo sitúa en principio en una región con elevados valores de temperatura, los cuales junto a la variabilidad espacial y temporal de la precipitación llega a comprometer a los diferentes sistemas dependientes de ellos. La sequía como una anomalía climática que afecta la disponibilidad hídrica de una región, representa una contingencia para la mayoría de los gobiernos del país, en los que se procura implementar programas de alerta temprana o mitigación con acciones claras para aminorar sus efectos en la disponibilidad hídrica. Los indicadores de caracterización de sequía son una herramienta habitualmente usada para la evaluación de su severidad, intensidad y duración, estos consideran diversas variables, siendo preferibles aquellos de fácil interpretación ya sea numérica o espacial; se recopila en este trabajo la aplicación de poco más de 18 índices de sequía utilizados en diversos análisis de este fenómeno en diferentes estados de la república y algunos a escala nacional a partir del siglo 21, reportándose los resultados más destacados en dichos estudios, destacándose que existen algunos índices que proporcionan resultados más afines o consistentes respecto a otros bajo determinadas condiciones, por lo que se recomienda una aplicación conjunta de múltiples índices, puesto que sus resultados se complementan y/o ratifican.

ABSTRACT:

Mexico geographical location places it in a region with high temperature values in principle which together with precipitation spatial and temporal variability come to compromise the different systems dependent on them. Drought as a climatic anomaly that affects a region water availability, represents a contingency for most of the country's governments in which efforts are made to implement early warning or mitigation programs with clear actions to lessen its effects on water availability. Drought characterization indicators are a commonly used tool for its severity, intensity and duration evaluation, they consider various variables, being preferable those that are easy to interpret whether numerical or spatial. This paper compiles the application of just over 18 drought indices used in various analyzes of this phenomenon in different states of the republic and some on a national scale from 21st century, the most outstanding results in said studies are reported, highlighting that some indices provide more similar or consistent results with respect to others under certain conditions so a joint application of multiple indices is recommended since their results complement each other and/or ratify.

PALABRAS CLAVES: Índice, Sequía, Caracterización

INTRODUCCIÓN

El agua es esencial para el desarrollo humano, por lo cual su disponibilidad y permanencia es fundamental, pero su distribución espacial y temporal constituye una serie de problemas socioeconómicos, generados tanto por la escasez o exceso del recurso hídrico, el caso particular de la escasez se ve gobernado por un lado por las condiciones climáticas y en segunda instancia por las actividades antropogénicas (Serrano, L. et al. 2016), esta falta de recurso está ligada a su vez por fenómenos perjudiciales como la sequía.

La reducción de la precipitación por debajo de la media o en casos extremos la nulidad de este fenómeno por un periodo prolongado es a lo que se le denomina sequía, cuya intensidad, severidad y duración se ven afectadas a consecuencia de fenómenos globales como el cambio climático (Campos, D.F. 2015), las características de avance gradual y duración prolongada lo convierten en uno de los fenómenos más devastadores, ya que tiene consecuencias agrícolas, ganaderas y ambientales (Castillo, M. et al., 2017).

En México el evento más severo de sequía de acuerdo al registro climático se dio durante años consecutivos de la época de 1950, el cual fue igualado en algunos aspectos con las sequías que se presentaron a finales del siglo 20 y principios del 21, siendo clasificadas en la categoría de sequía histórica, donde la media de la temperatura máxima fue excedida en la mayor parte del país, teniéndose una serie de impactos socioeconómicos, que si bien no fueron tan serios como los que se presentaron en los 50's siguen siendo un factor que atañe al desarrollo del recurso hídrico y su demanda en los diferentes sectores productivos. Siendo crucial el analizar estos fenómenos para responder oportunamente a sus inclemencias (Stale, D.W. et al., 2009).

La caracterización de la sequía consiste en la descripción del comportamiento del fenómeno a partir de indicadores, parámetros vinculados a los procesos meteorológicos e hidrológicos que permitan evaluar el efecto del fenómeno, los cuales son integrados en los denominados índices de sequía, otras metodologías proponen el análisis estadístico de las tendencias hidro climáticas, de temperatura y eventos extremos, el uso de imágenes satelitales, la revisión del déficit hídrico y la vulnerabilidad, así como propuesta de índices mixtos o integrados, como el Monitor de Sequía en México (MSM) del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) (Lobato, R. 2016).

Este trabajo se enfoca en hacer una revisión de los procedimientos y metodologías implementados en México para llevar a cabo dicha caracterización y sus correspondientes resultados en las últimas décadas.

MÉTODOS DE CARACTERIZACIÓN

La necesidad de la caracterización de la sequía en México se presenta en regiones principalmente del norte (Stahle, D. et al. 2016), que, de acuerdo a sus condiciones climáticas, disponibilidad hídrica e infraestructura de aprovechamiento limitada, afecta la disponibilidad hídrica sobre todo en zonas con alta actividad agrícola, algunos ejemplos de esto son los estados de Zacatecas, Chihuahua, Durango, Sonora, Baja California, Veracruz y Sinaloa.

La mayoría de los trabajos analizados llevan a cabo su caracterización a nivel cuenca, el resto toma una perspectiva mucho más general, haciendo revisiones a nivel estado o de forma nacional. Entre los métodos abordados de principios de siglo 21 a la fecha para la caracterización de la sequía, se encuentran los índices basados en indicadores climáticos, hidrológicos, humedad del suelo y de

vegetación, así como índices de vulnerabilidad, por otro lado, se encuentra el uso de imágenes satelitales y representación espacial.

Se listan a continuación los índices identificados, la mayoría junto a sus siglas en inglés, con el fin de facilitar su identificación:

Índice Estandarizado de Precipitación (SPI).

Propuesto por McKee & Kleist en 1993, es el índice empleado para detectar y dar seguimiento a las sequías meteorológicas, considerado como el más universal debido a su facilidad de cálculo, sólo requiere información de precipitación mensual, no es afectado por diferencias geográfica o topográficas, espacialmente invariante en la interpretación de la sequía con un enfoque probabilístico y un excelente predictor de la humedad del suelo que permite la predicción de la producción del cultivo a partir de las condiciones predominantes.

El procedimiento de cálculo consiste en realizar el ajuste de la función de densidad de probabilidad gamma del registro de precipitación para cada estación meteorológica. Posteriormente, los valores ajustados se transforman a la función de probabilidad normal con media cero y varianza uno (normal estándar), que representa el valor del índice. Permite determinar la sequía o eventos húmedos anómalos a diferentes escalas temporales, cuya clasificación abarca desde “extremadamente seco” a “extremadamente húmedo” para valores del índice desde -2.00 a 2.00 respectivamente.

Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI)

Está basado en datos de precipitación y temperatura, propuesto por Vicente, S. S. et al (2010), tiene la ventaja de combinar el carácter multiescalar, con la capacidad de incluir los efectos de variabilidad de la temperatura en la evaluación de sequías, su estimación es similar al SPI, pero utiliza los valores de la diferencia mensual entre la precipitación y evapotranspiración como dato de entrada, lo cual se interpreta como un balance hídrico climático simple, estos valores son ajustados a una función de distribución log logística, que es posteriormente transformada a una distribución normal estándar.

Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI)

Se basa en el concepto de demanda-suministro de agua y toma en cuenta el déficit entre la precipitación real y la precipitación necesaria para mantener las condiciones de humedad climática o normal dentro de una ecuación de balance hídrico (Palmer, W.C., 1965). El procedimiento de cálculo requiere como datos de entrada la precipitación mensual y las temperaturas, así como información de la capacidad de retención del suelo, pero su uso en el país se ve limitado debido a que todas las variables requeridas no siempre están disponibles.

Índice de Sequía Estandarizado de Palmer (SPDI).

En este se engloba la parte teórica rescatable del anterior índice de Palmer, la eficiencia computacional del SPI y reproduce la sensibilidad del SPEI para estudiar los cambios climáticos probables usando información de temperatura y precipitación para estimar la sequía relativa, utiliza un balance hídrico edafológico, con evapotranspiración potencial estimada y un enfoque probabilístico para procesar las desviaciones de humedad en diferentes duraciones de sequía (Ma, M. et al. 2014).

Índice de Sequía Hidrológica de Palmer (PHDI)

Forma parte de los índices generados por Palmer en los 60's, (Palmer, W.C., 1965) basado en el PDSI original, se modifica para tener en cuenta la sequía a largo plazo que afectará el almacenamiento hídrico, los caudales fluviales y el agua subterránea, tiene la habilidad de calcular cuando la sequía terminara basada en la precipitación necesaria, utilizando una relación de la humedad recibida respecto a la humedad requerida para terminar la sequía, teniéndose cuatro categorías de sequía de acuerdo al porcentaje de ocurrencia: cercana a normal (28 – 50%), media a moderada (11-27%), severa (5-10%) y extrema (4%).

Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

Se basa en las propiedades de reflexión diferencial (radiancia diaria) de la vegetación en las porciones visible e infrarroja del espectro, constituyendo un sistema de monitoreo remoto de la vegetación de forma temporal y espacial (Tucker, 1979; Kogan, 1995), generalmente utiliza los datos mundiales del índice de vegetación, que se generan cartografiando una radiancia diaria de 4 km. Mide el verdor y el vigor de la vegetación durante un período de siete días para reducir la alteración de los resultados por la nubosidad, y puede detectar el estrés en la vegetación relacionado con la sequía.

Índice de Severidad de Sequía (DSI)

Es un índice compuesto que asimila variables de vegetación y evapotranspiración, fue introducida por Mu et al (2013) a través del uso del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) por satélite mediante el Espectroradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS por sus siglas en inglés) y productos de evapotranspiración, es categorizado principalmente por medir sequías meteorológicas, así como para observar sequía agrícola.

Índice Estandarizado de Caudal (SSI)

Es utilizado frecuentemente para la identificación de sequía hidrológica basada en escurrimientos (Nalbantis y Tsakiris, 2009), permite una comparación precisa de las condiciones hidrológicas de una corriente, tiene una base teórica similar a otros índices estandarizados, por lo que su cálculo es el mismo proceso que el SPI, siendo la única diferencia que usa datos de escurrimiento superficial en lugar de precipitación, también se ajusta adecuadamente a una distribución gamma, por lo que los valores de flujo acumulativo son estimados individualmente por cada mes y posteriormente se procesa el cálculo.

Índice Estandarizado de Humedad del Suelo (SSMI)

Se trata de un índice que describe la desviación estandarizada asociada con la humedad del suelo en la zona radicular, debido a la desviación estándar de las series de datos, se basa en la distribución normal estándar (Carrão, H. et al. 2016) este índice puede ser calculada para diferentes escalas temporales de manera similar al SPI o SPEI, pero a diferencia de estos no se cuenta con una recomendación de ajuste de distribución.

Índice de Condición de Vegetación (VCI)

Fue desarrollado por Kogan (1990), usado para estimar el impacto del clima en la vegetación, es usado en la detección de sequía y medición del tiempo en su ocurrencia, intensidad, duración especialmente en las zonas en que los episodios de sequía se localizan y no se distinguen claramente. Se utiliza junto con el NDVI para analizar la vegetación en situaciones de sequía que afectan a la agricultura.

Índice de Condición de Temperatura (TCI)

Creado a partir del trabajo de Kogan (1995), en el que las bandas térmicas de las imágenes satelitales del Radiómetro Avanzado de Muy Alta Resolución (AVHRR, por sus siglas en inglés) se utiliza para determinar el estrés en la vegetación causado por las temperaturas y la humedad excesiva, la estimación se realiza en relación con las temperaturas máximas y mínimas, las cuales se modifican para representar las distintas respuestas de la vegetación a la temperatura.

Índice de Salud Vegetal (VHI)

Está compuesto por el VCI y TCI, donde a partir de un coeficiente se determina la contribución de cada uno de éstos y se utiliza para el monitoreo de sequías, así como determinar las condiciones de los cultivos en el corto plazo, dicha información se obtiene de los sensores AVHRR en los canales visible, infrarrojo cercano e infrarrojo (Kogan, 1997), es una de las primeras tentativas de vigilar y detectar los efectos de la agricultura relacionados con la sequía mediante datos obtenidos por teledetección

Índice de Reconocimiento de Sequía (RDI).

De creación relativamente reciente donde sus antecedentes y descripción de cálculo se dan por parte de Tsakiris y Vangelis, 2005 basada en los datos de precipitación y la evapotranspiración potencial de forma mensual, el índice intenta tomar en cuenta que durante los episodios de sequía ocurren temperaturas más altas, lo cual conduce a mayor demanda de evaporación y por lo tanto puede ser más sensitivo a aquellos basados únicamente en la precipitación, se puede calcular para diferentes escalas temporales, teniendo una presentación normalizada y otra estandarizada, donde los valores del índice pueden clasificarse de manera similar al SPI.

Déficit Probabilístico de Precipitación (DPP).

Surgió a mediados de los noventa en Inglaterra (Mawdsley, J., G, 1994) es un procesamiento probabilístico de las sumas anuales integradas en exclusivo por las diferencias negativas entre la precipitación mensual y la media respectiva, tomando en cuenta la duración y época en meses de la sequía analizada, las predicciones obtenidas pueden clasificarse de ligera a extrema de acuerdo al periodo de retorno considerado y a la probabilidad de no excedencia.

Índice de Área de Sequía (DAI)

Desarrollado por Bhalme y Mooley (1980) como un método para mejorar la comprensión de la precipitación de monzón en India, determinando tanto episodios de sequía como de inundación usando precipitación mensual, al comparar estos valores durante el periodo crítico de monzón, se obtienen las intensidades de los periodos secos y húmedos, así como la significación tomando como referencia la contribución de precipitación de cada mes al total de la estación del monzón.

Índice de Aridez (AI)

Se define como el cociente entre la precipitación y la evapotranspiración potencial en escala anual, propuesto por el United Nations Environment Programme originalmente como cociente de sequía anual para caracterización de zonas desérticas (De Martonne, E., 1925); contemplando la dependencia de la precipitación con la latitud, época del año, geografía, proximidad oceánica, circulación atmosférica y condiciones de la superficie mientras que para la evapotranspiración se

considera la radiación solar neta, el déficit de presión de vapor, la rugosidad superficial, definiendo los climas áridos entre 0.05 y 0.2 y los hiperáridos menores a 0.05.

Índice de Disponibilidad Hidro ambiental (IDHA)

Surge ante la necesidad de contar con un índice que muestre un valor con mayor sensibilidad para la interpretación, se utiliza una función polinomial ajustada a través del método de mínimos cuadrados a un modelo numérico altamente correlacionado con el déficit hídrico, considerando los valores media mensual de la temperatura y mensual de la precipitación, su escala está limitada de 0 a 10 unidades y es aplicable a condiciones de precipitación menor a 100 mm mensuales, característico de las zonas áridas (Mercado Mancera et al. 2010).

Índice de Sequía Hidro ambiental (ISHA)

También conocido como índice de déficit hidro ambiental, es un valor que representa la relación del IDHA respecto al valor máximo de la escala del índice, necesario para la estimación de la brecha hídrica estandarizada (BHE), a través de una modificación numérica escalar del índice de Martonne' (IM).

Las anteriores herramientas fueron utilizadas en algunos casos para la descripción de la sequía en cuanto a intensidad, severidad y duración, en otros con el fin de establecer una comparativa entre métodos y cuál de ellos tenía la mejor representatividad de la zona de estudio, así como aquellos que los utilizaban en conjunto con imágenes satelitales para generar resultados o índices compuestos, con un panorama más amplio y/o complementario.

APLICACIONES EN MÉXICO

Uno de los trabajos a principios del siglo 21 que buscaba determinar las acciones a establecer en planes de mitigación a la sequía es el estudio del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), sobre la caracterización de la sequía para las cuencas Conchos y Pecos que representan afluentes del río Bravo/ Grande, con el fin de establecer las asignaciones mutuas asociadas al tratado México – Estados Unidos de 1944, por lo cual se examinó la aplicación del SPI y PDSI bajo escalas temporales comparables, mostrando resultados similares sobre todo en el comportamiento de recurrencia y persistencia del fenómeno, en donde en algunas porciones del río Conchos se llegó a sequía extrema, advirtiendo que en el caso del uso del PDSI se debía proceder con cuidado ya que ante la falta de datos que requiere el método tuvieron que hacerse suposiciones, de manera particular sobre el valor del parámetro de capacidad de campo global que puede generar resultados imprecisos (Velasco, I. et al. 2004).

El SPI fue también utilizado para analizar las principales características de los eventos de sequía de las regiones más representativas del Estado de Chihuahua para escalas de tiempo de tres, seis y doce meses para el periodo de 1970 a 2004, donde se obtuvo que las condiciones de sequía predominaron entre el 23 y 31% del tiempo, donde la gran frecuencia y corta duración fue característica de la escala de tres meses, mientras que para seis y doce meses fue menos frecuente pero más prolongado, identificándose las sequías más severas a mediados de la década de 1990, afectando la actividad agrícola, los almacenamientos en embalse e incidencia de incendios forestales (Nuñez, D. et al. 2007).

Con respecto al Estado de Durango Del Río, R. et al. (2007) reportan 38 eventos de sequía del periodo de 1919 a 1977 de las cuales entre 7 a 12 corresponden de 1955 a 1977, generando impacto en las cosechas y afectación en la disponibilidad hídrica, por lo cual fue necesario evaluar la consistencia de diagnóstico de los índices SPI y PDSI, para lo cual se analizaron también las variables climáticas mensuales de precipitación, temperatura y evapotranspiración potencial, encontrando que el PDSI define la sequía con mejor consistencia y claridad, ajustándose mejor para el diseño de planes de prevención y contingencia a corto plazo.

La detección de la sequía y su propagación fue uno de los enfoques de Oertel, M. (2018) al aplicar el SPEI, el SSI y el SSMI en la cuenca del río Sonora, trabajando con 20 años de datos mensuales a partir de 1992, donde se encontró que existe una respuesta rápida de la cuenca a los procesos meteorológicos y sequías, que conectan la precipitación, humedad del suelo y el escurrimiento simultáneamente, siendo el SPEI y el SSI los que resaltan una persistencia de mayor duración de la sequía hidrológica, también se identificó que podrían existir otras variables que registran de manera diferente los patrones de comportamiento de la sequía para cada índice, como los patrones de irrigación y extracción de agua.

Otra cuenca predominantemente sobre el estado de Sonora y parte en Chihuahua es la del Río Yaqui, para la cual se analizó la variabilidad de precipitación y sequía meteorológica escalas de tiempo estacional a decenal a través de base de datos personalizadas; un índice “fusionado” de precipitación de escala mensual de 1900 – 2004 y una variedad de índices climáticos de gran escala derivados de registros en rejilla de la Temperatura de Superficie Oceánica (SST, por sus siglas en inglés), encontrándose que las lluvias de verano parecen estar no relacionadas con patrones de variabilidad, generando una mayor entrada en el embalse, mientras que la de invierno tiene una fuerte relación con el fenómeno de El Niño – Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), identificando que sequías tan severas como la del periodo 1994-2002 ocurren 2 veces por siglo, las cuales se asocian con anomalías durante el invierno (Nicholas, R. E. y Battisti, D. S. 2008).

Un análisis de sensibilidad fue realizado sobre los índices SPI, su variante agrícola aSPI, el RDI junto con su clasificación efectiva eRDI, bajo cinco estaciones climáticas en Sinaloa para el periodo 1982 – 2013 (Llanes, O, et al., 2022), encontrándose que el aSPI y eRDI fueron los más sensitivos para las escalas temporales de uno, dos y tres meses, con correlaciones entre 0.423 y 0.706 respecto a los rendimientos observados y los modelos predictivos del rendimiento de maíz de secano.

Para el caso de la Cuenca del Pacífico Norte dentro del mismo estado, el objetivo se centró en el análisis de la variabilidad espacio-temporal de la sequía entre 1961 y 2010, bajo los índices SPI y SPEI, utilizando datos de 48 estaciones meteorológicas, comprobándose que el fenómeno es frecuente en la región, con numerosos episodios de gran intensidad asociados a las anomalías de precipitación en largos periodos, identificándose los de mayor relevancia en la década de 1980 y 2000 (Serrano, L. et al. 2016); un segundo trabajo por parte de Ravelo, A. C. et al. (2014) enfocado en el periodo de 1978 a 2012 utilizando los datos de 54 estaciones meteorológicas incorporando imágenes satelitales MODIS para la estimación de los índices SPI, PDSI, NVDI, encontró dos periodos de condiciones hídricas extremas; 2004-2005 que fue de exceso hídrico y 2011 – 2012 de sequías severas, afectando la disponibilidad hídrica en reservas, ríos, zonas urbanas y agrícolas.

A partir del cálculo del SPI y SPEI se realizó un análisis temporal y espacial de la sequía para la Cuenca del Río Fuerte (en parte de los estados de Sonora, Chihuahua y Sinaloa) para el periodo de 1961 a 2012, utilizando 14 estaciones y en escalas de 3, 6, 12 y 24 meses, encontrándose que el patrón de ocurrencia del fenómeno se ha alterado y se presenta con mayor frecuencia, intensidad y duración en las últimas décadas, identificándose dos periodos extremos de 1999 a 2004 y de 2011 en adelante,

donde se reporta que el SPEI define mejor los periodos secos y presenta un comportamiento más estable que el SPI (Castillo, M. et al., 2017).

La caracterización de la sequía meteorológica a través de la generación curvas de severidad-área-frecuencia (SAF) en la región del valle de la ciudad de San Luis Potosí, fue una de las propuestas para el estudio de la sequía de acuerdo a su duración, severidad, extensión espacial y probabilidad de ocurrencia, permitiendo realizar una comparativa entre regiones para la interpretación de los años de sequía histórica (Campos, D. F. 2013). Así mismo un contraste del valor del SPDI con respecto al SPI y SPEI se llevó a cabo en esta región, utilizando los datos mensuales de tres estaciones meteorológicas con más de 50 años de registro, donde los resultados mantienen valores similares en magnitud, pero difieren en la duración de los eventos, sobre todo en las severas o extremas, por otro lado los gráficos de evolución del SPDI permitió observar claramente el inicio y terminación de los periodos de sequía, así como los eventos máximos (Campos, D.F. 2018).

Ante la prevalencia de climas muy secos – semicálidos y cálidos, bajo la tendencia extrema de la temperatura y sequedad ambiental en Baja California Sur se llevó a cabo un análisis de la sequía y desertificación bajo diferentes escenarios de cambio climático para cuatro estaciones, calculando el IDHA e ISHA para la determinación de la tendencia y consecuencia del déficit hídrico, encontrándose una prevalencia de la sequía de febrero a junio en todo el estado, concluyendo que estas herramientas son confiables para la construcción de escenarios y tendencias bajo cambio climático (Trovo, E. et al. 2013).

También en la parte meridional de esta península se realizó un análisis por parte de Salinas, C. A. et al. (2017) del comportamiento promedio y tendencia del NDVI durante el periodo 2001-2015, en el que el 67.04 % de los pixeles analizados mostraron valores entre 0.1 y 0.3, los cuales son consistentes para zonas áridas, pero en algunos lugares se identificaron valores mayores a 0.5 correspondientes con las porciones de mayor cobertura vegetal, existe una tendencia negativa de los valores, indicando pérdida de vegetación con alta correspondencia en las zonas de mayor densidad poblacional y desarrollo turístico, infiriéndose una fuerte presión que ha generado cambios en el sistema.

La amenaza del sector agrícola por la disminución del agua subterránea por los recurrentes años secos en la región noroeste de Baja California también fomentó un estudio de observación a largo plazo (1979-2016) de las tendencias hidro climáticas y de temperatura, eventos extremos y periodos de sequía sobre el Valle de Guadalupe (Del Toro, F, J. y Kretzschmar, T. 2019), revelándose una reducción de la tasa de lluvia de -110mm a -172 mm y un aumento de la temperatura de 0.76 a 1.82 °C, junto con una serie de cambios adversos a partir de 1998, relacionándose a los años con las precipitaciones anuales más bajas.

La seguridad agraria y alimentaria son dos de los enfoques que impulsaron la caracterización de la sequía y su evolución en el estado de Veracruz, por un lado se realizó una revisión de la frecuencia de sequía severa y extrema en cada uno de los municipios a partir de los datos del MSM del SMN para el periodo 2007-2018 analizando su impacto en la Seguridad Alimentaria y Nutricional, identificándose para las regiones entre 16 y 19 periodos de sequía, con una disminución de producción de dos granos básicos en los municipios con mayor frecuencia de sequía (Guerra, A. et al., 2020); por otro lado se analizó la evolución de la sequía a través del SPI y las máximas temperaturas de la zona central del estado para el periodo 1980-2018 para describir su relación con el rendimiento del grano de maíz y el ganado, encontrándose que la sequía se ha intensificado durante el periodo, con una presencia del 50% en el área, con aumentos de temperaturas máximas de 6°C con reducciones del grano de 48% y entre 42 y 32% respecto al ganado (Salas, F. 2021).

La clasificación de la sequía de acuerdo a su severidad fue considerada para los estudios llevados a cabo en Zacatecas, considerando el DPP, SPI y RDI para la estación homónima en la capital del estado, con un registro de 83 años (1930-2012), encontrándose concordancia en los años detectados con sequía, así como su severidad, recomendándose la aplicación conjunta de los mismos (Campos, D.F. 2015); en un análisis similar bajo el SPI y RDI a partir de los registros de 111 estaciones y un periodo de 33 años se encontró una anomalía en la tendencia de la precipitación, donde la severidad de la sequía se ajusta con las pérdidas agrícolas para 2005 y 2011, teniéndose valores de los índices menores a -1.25 en todo el territorio (Bautista, C. et al. 2016); otra caracterización de la sequía utilizando el SPI, SPEI y RDI se llevó a cabo para el periodo 1961-2012 en escalas de 3, 6 y 12 meses, comparándolos a través de coeficientes de correlación, identificando periodos secos de 1982-1983, 1998-2012, encontrando también la mayor correlación entre el SPI – RDI y la más baja SPI – SPEI, siendo las regiones más afectadas la noroeste, centro y sur (Ortiz, R. et al. 2018).

En la misma región, otro estudio enfocado en el AI sobre 16 estaciones con un registro de 65 años (1950-2014) tuvo como objetivo definir la clasificación de las sequías leves, moderadas, severas y extremas, integrándolas en tres zonas para análisis de ocurrencia, detectando varios años en los cuales la mayoría de las estaciones fueron afectadas, con una recurrencia del orden de los 10 años (Campos, D.F. 2016). El riesgo agrícola ante la sequía también fue analizado a partir de la determinación de una serie de índices de peligro, exposición y vulnerabilidad en este estado, en base a indicadores socioeconómicos y ambientales, obteniéndose que el 32 % de las municipalidades ubicadas en el centro y norte del estado, se encuentran en alto y muy alto riesgo de sequía agrícola, teniendo un acuerdo general con otros estudios de análisis de sequía y se ajustan a los datos oficiales de las superficies afectadas (Ortega, D. et al. 2021).

En la zona Central de México se analizó la sequía agrícola en escala regional en la subcuenca Tortugas -Tepezata en el estado de Hidalgo, a través del uso de datos de Cobertura y Uso del Suelo (LULC, por sus siglas en inglés), el SPI, VCI y NDVI en un año normal y dos años secos (2000, 2005 y 2011), detectándose la severidad del impacto de la sequía en diferentes clasificaciones de vegetación debido a los patrones del clima en 2005, directamente en la falla de cultivo y desarrollo en ambos tipos de años (Sierra, A. et al. 2016).

Entre otros estudios de caracterización de la sequía a escala nacional se encuentran aquellos que han hecho descripciones de la sequía a lo largo de diferentes eras, partiendo de un análisis de cronología de tres-años de los bosques más antiguos, con el fin de representar los patrones espaciales y de intensidad de regímenes de humedad pasados, generándose un Atlas de la Sequía Mexicana (MXDA, por sus siglas en inglés) conformado por la información de 252 cronologías, que se extiendan de 1400 CE -2012, encontrándose que el ENSO es la fuerza océano-atmosférica más importante de la variabilidad de humedad, siendo el índice multivariado ENSO altamente correlacionado con el auto-calibrado PDSI en la sección norte, esta conexión ha sido bastante fuerte en los últimos 150 años pero resulta débil y no estacionaria en la parte centro y sur del país donde la temperatura superficial del Océano Pacífico es más importante, teniéndose que el MXDA indica que las sequías intensas en todo México han sido raras en los últimos 600 años y su frecuencia no parece aumentar en décadas recientes (Stahle, D. et al. 2016).

El monitoreo de la sequía nacional también se examinó a partir del uso del producto satelital 3B42 de la Misión de Medición de Precipitación Tropical (TRMM, por sus siglas en inglés), para evaluar el SPI durante el periodo 1998-2013, encontrándose que México ha experimentado condiciones secas durante el periodo de gran sequía entre 2011 y 2012, con variabilidad temporal a lo largo de diferentes regiones climáticas, la comparativa con el MSM indica una correlación de baja a mediana

respecto a las series temporales, aunque en ambos se logró captar las sequías más relevantes a escala nacional, concluyendo que esta herramienta puede monitorear adecuadamente la sequía meteorológica a pesar del corto periodo de información (De Jesús, A. et al., 2016).

La implementación de otras herramientas de percepción remota para la descripción de la sequía es revisada a través del cálculo del DSI en escala global en una resolución espacial de 500 m, complementado con el mapeado y monitoreo de 2001 a 2019 del Google Earth Engine (GEE), donde la media estadística es computada entre -1 a +1, siendo los valores negativos corresponden a la ocurrencia de sequía o regiones secas y los positivos se asocian a zonas húmedas, declarándose que para la región de Norte América los eventos de sequía son los segundos más extremos y frecuentes (Khan, R. y Gilani, H. 2021).

La respuesta a los diversos efectos de la sequía en los sistemas ambientales y antropogénicos es un enfoque en la determinación de obtener índices de vulnerabilidad ante este fenómeno llevado a cabo por Ortega, D. et al. (2018), basados en una serie de indicadores como la vulnerabilidad social, económica, ambiental y general, siguiendo el modelo propuesto por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) que explica la vulnerabilidad como una función de tres componentes: exposición, sensibilidad y capacidad adaptativa; los resultados obtenidos indican que el 38.9% del total de la población Mexicana habita en municipios con grados altos y muy altos de vulnerabilidad general a la sequía, mostrando la necesidad de continuar implementando acciones para la prevención así como estrategias de mitigación con el fin de reducir el impacto.

Con el fin de vigilar la evolución de la sequía en el país se adaptó la herramienta de monitoreo de la sequía Norteamericana, producida por el grupo de climatólogos de México, Canadá y Estados Unidos, generándose el MSM, el cual integra los índices SPI, PDSI, PHDI, VHI, NDVI a través de un sistema de información geográfica, permitiendo una consulta de información histórica, con calidad y oportunidad de seguimiento objetivo y periódico de la sequía con respecto a la que se presente en el momento actual, advirtiéndose que es requerida una sistematización del monitor así como una evaluación objetiva y con retroalimentación, permitiendo a través de la detección de los fenómenos que conducen a la persistencia tener un indicativo de la evolución futura y rango previsible del fenómeno, permitiendo detallar y mejorar la gestión hídrica (Lobato, R. 2016).

CONCLUSIONES

La sequía como fenómeno climático de recurrencia inevitable e impredecible, constituye uno de los aspectos más importantes de análisis, con el fin de evitar todos los tipos de afectaciones ligadas al mismo. La relevancia de analizar las sequías históricas se encuentra en la generación de información relacionada a los déficits hídricos respecto a las demandas de agua durante los periodos de sequía (Ortiz, R. et al. 2018).

El proceso de caracterización de la sequía busca entre otras instancias generar la mayor cantidad de conocimiento posible sobre el fenómeno, principalmente su duración, intensidad, distribución, recurrencia y sensibilidad ante otros fenómenos climáticos (Campos, D.F. 2018), esto con el propósito de permitir diseñar o adaptar las acciones o políticas que afronten y o mitiguen los impactos que muy probablemente ocurran en caso de sequías futuras, tanto en el ámbito social, económico y ambiental (Ortega, D. et al. 2018).

Existen diversos métodos e índices para caracterizar la sequía, aun así, ninguno es superior a los demás para todas las aplicaciones (Velasco, I. et al. 2004), se puede destacar que existen algunos

índices que proporcionan resultados más afines o consistentes respecto a otros bajo determinadas condiciones de estudio como la escala temporal, o que llegan a mostrar similitud o sensibilidad paramétrica en otros casos (Ortega, D. et al. 2021), también se debe tener en cuenta la flexibilidad de aplicación del método ya que algunos de ellos requieren parámetros que en ocasiones no se encuentran disponibles (Velasco, I. et al. 2004), por otro lado cabe destacar que el proceso de mapeado de los índices complementado con la percepción remota para representar la sequía proporciona un amplio espectro de análisis tanto espacial como temporal (Ravelo, A. C. et al. 2014; De Jesús, A. et al., 2016; Khan, R. y Gilani, H. 2021) , teniendo en cuenta lo anterior, se recomienda una aplicación conjunta de múltiples índices, puesto que sus resultados se complementan y/o ratifican.

REFERENCIAS

- Bautista, C., Carrillo, B., Picazo, G. y Júnez, H.** (2016). “Drought Assessment in Zacatecas, Mexico”. *Water*, MDPI, Vol. 416, No. 8, Septiembre 2016, pp.1-15.
- Bhalme, H.N. y Mooley, D.A.** (1980) “Large-scale droughts/floods and monsoon circulation”. *Monthly Weather Review*, 108:1197–1211.
- Campos, D. F.** (2013). “Caracterización de sequías meteorológicas mediante curvas de severidad-área-frecuencia, en el valle de San Luis Potosí, México”. *Tecnología y Ciencias del Agua*. IMTA, Vol. 4, No. 3, julio-agosto 2013, pp. 165-186.
- Campos, D.F.** (2015). “Contraste de los índices DPP, SPI y RDI para clasificación de sequías en la estación climatológica Zacatecas, México”. *Tecnología y Ciencias del Agua*, IMTA, Vol. VI, No. 1, enero-febrero de 2015, pp. 183-193.
- Campos, D.F.** (2016). “Estudio de sequías meteorológicas anuales por medio del índice de aridez, en el estado de Zacatecas, México”. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, Vol. XVII, No. 3, julio-septiembre 2016, pp. 405-417.
- Campos, D.F.** (2018). “Contrastes del Índice de Sequías de Palmer Estandarizado (SPDI) en tres ubicaciones climáticas de San Luis Potosí, México”. *Tecnología y Ciencias del Agua*. IMTA, Vol. 9, No. 5, mayo 2018, pp. 246-279.
- Carrão, H.; Russo, S., Sepulcre-Canto, G. y Barbosa, P.** (2016) “An empirical standardized soil moisture index for agricultural drought assessment from remotely sensed data”. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 48.
- Castillo, M., Ibañez, L. A., Valdés, J. B., Arteaga, R. y Vázquez, M. A.** (2017). “Análisis de sequías meteorológicas en la cuenta del río Fuerte, México”. *Tecnología y Ciencias del Agua*. IMTA, Vol. 8, No. 1, enero-febrero de 2017, pp. 35-52.
- De Jesús, A., Breña-Naranjo, J. A, Pedrozo-Acuña, A. y Alcocer, V. H.** (2016). “The Use of TRMM 3B42 Product for Drought Monitoring in Mexico”. *Water*. MDPI. Vol. 8, No. 325, pp. 1-18.
- De Martonne, E.**, (1925) “Traité de Géographie Physique”. 11. París, Colin.
- Del Toro, F. J. y Kretzschmar, T.** (2019). “Precipitation-temperature variability and drought episodes in northwest Baja California, México”. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. ELSEVIER, Vol. 27, Diciembre 2019, pp. 1-14.
- Guerra, A., López, L., Álvarez, M. M. y Antonio, D.G.** (2020). “Caracterización de la sequía en el Estado de Veracruz (2007-2018) y su efecto en la Seguridad Alimentaria”. *Revista Electrónica de la Coordinación Universitaria de Observatorios de la Universidad Veracruzana*. Universidad Veracruzana. No. 10, octubre 2020, pp. 272-284.
- Khan, R. y Gilani, H.** (2021). “Global drought monitoring with drought severity index (DSI) using Google Earth Engine”. *Theoretical and Applied Climatology*. Springer. Vol 146, Agosto 2021, pp. 411-427.
- Kogan, F.N.** (1990) “Remote sensing of weather impacts on vegetation in non-homogeneous areas”. *International Journal of Remote Sensing*, 11:1405–1419.
- Kogan, F.N.** (1995) “Droughts of the late 1980s in the United States as derived from NOAA polarorbiting satellite data”. *Bulletin of the American Meteorology Society*, 76(5):655–668.
- Kogan, F.N.** (1997) “Global drought watch from space”. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78:621–636.
- Llanes-Cárdenas, O., Norzagaray-Campos, M., Gaxiola, A., Pérez-González, E., Montiel-Montoya, J. y Troyo-Diéguéz, E.** (2022). “Sensitivity of Four Indices of Meteorological Drought for Rainfed Maize Yield Prediction in the State of Sinaloa, Mexico”. *Agriculture*. MDPI, Vol. 12, No. 525, abril 2022, pp. 1-14.

- Lobato, R.** (2016). "El monitor de la sequía en México". *Tecnología y Ciencias del Agua*. IMTA, Vol. 7, No. 5, septiembre-octubre 2016, pp. 197-211.
- Ma, M., Ren, L., Yuan, F., Jiang, S., Liu, Y., Kong, H., y Gong, L.** (2014). "A new standardized Palmer drought index for hydro-meteorological use". *Hydrological Processes*, 28(23), 5645-5661.
- Mawdsley, J., G. Petts, y S. Walker.** (1994). "Assessment of drought severity". *Occasional Paper No. 3. British Hydrological Society*. London, England. 41 p.
- Mercado Mancera, G., E. Troyo Diéguez, A. Aguirre Gómez, B. Murillo Amador, L. F. Beltrán Morales y J. L. García Hernández** (2010), "Calibración y aplicación del Índice de Aridez de De Martonne para el análisis del déficit hídrico como estimador de la aridez y desertificación en zonas áridas", *Universidad y Ciencia*, vol. 26, núm. 1, pp. 51-64.
- Nalbantis, I., y Tsakiris, G.** (2009) "Assessment of hydrological drought revisited", *Water Resource Management*, 23, 881-897, doi:10.1007/s11269-0089305-1.
- Nicholas, R. E. y Battisti, D. S.** (2008). "Drought Recurrence and Seasonal Rainfall Predictions in the Río Yaqui Basin, Mexico". *Journal of Applied Meteorology and Climatology*. Department of Atmospheric Sciences, University of Washington, Seattle, Washington, Vol. 47, abril 2008, pp. 991-1005.
- Nuñez-López, D., Muñoz-Robles, C. A., Reyes-Gómez, V. M., Velasco-Velasco, I. y Gadsden-Esparza, H.** (2007). "Caracterización de la Sequía a Diversas Escalas de Tiempo en Chihuahua, México". *Agrociencia*. Vol. 41. No. 3, abril-mayo 2007. pp. 253-262.
- Oertel, M.** (2018). "Drought Propagation in Semi-Arid River Basins in Latin America: Lessons from Mexico to the Southern Cone". *Water*. MDPI, Vol. 10, No. 1564, noviembre 2018, pp. 1-21.
- Ortega-Gaucin, D., De la Cruz, J. y Castellano, H.V.** (2018). "Drought Vulnerability Indices in Mexico". *Water*. MDPI. Vol. 10, No. 1671, noviembre 2018, pp. 1-32.
- Ortega-Gaucin, D., Ceballos-Tavares, J. A., Ordoñez, A. y Castlleno-Bahena, H. V.** (2021). "Agricultural Drought Risk Assessment: A Spatial Analysis of Hazard, Exposure, and Vulnerability in Zacatecas", Mexico. *Water*. MDPI, Vol. 13, No. 1431, noviembre 2018, pp. 1-35.
- Ortiz-Gómez, R., Cardona-Díaz, J. C., Ortiz-Robles, F. A. y Alvarado-Medellin, P.** (2018). "Caracterización de las sequías mediante la comparación de tres índices multiescalares Zacatecas, México", *Tecnología y Ciencias del Agua*, IMTA, Vol. 9, No. 3, mayo-junio 2018, pp. 47-91.
- Palmer, W.C.** (1965) "Meteorological Drought. Research Paper No. 45", *US Weather Bureau*
- Ravelo, A. C., Sanz, R. y Douriet, J. C.** (2014). "Detección, evaluación y pronóstico de las sequías en la región del Organismo de Cuenca Pacífico Norte, México." *AGRISCIENTIA*, Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Vol. 31, No. 1, junio 2014, pp. 11-24.
- Del Río, R., Pichardo, G., Arteaga, R. y Quevedo, A.** (2007). "COMPORTAMIENTO ESPACIO TEMPORAL DE LA SEQUÍA EN EL ESTADO DE DRANGO MÉXICO". *Terra Latinoamericana*, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A. C., Vol. 25, No. 4, junio 2007, pp. 383-392.
- Salas, F.** (2021). "Analysis of the Evolutions of Drought through SPI and Its Relationship with the Agricultural Sector in the Central Zone of the State of Veracruz, Mexico. (2021). *Agronomy*. Vol. 11, No. 2099, Octubre 2021, pp. 1-18.
- Salinas-Zavala, C. A., Martínez-Rincón, R. O. y Morales-Zárate, M. V.** (2017). "Tendencia en el siglo XXI del índice de Diferencias Normalizadas de Vegetación (NDVI) en la parte sur de la península de Baja California". *Investigaciones Geográficas*. Instituto de Geografía UNAM, No. 94
- Serrano-Barríos, L., Vicente-Serrano, S.M., Flores-Magdaleno, H., Tijerina-Chávez, L. y Vázquez-Soto, D.** (2016). "VARIABILIDAD ESPACIO TEMPORAL DE LAS SEQUÍAS EN LA CUENCA PACÍFICO NORTE DE MÉXICO (1961-2010)". *Cuadernos de Investigación Geográfica*. Universidad de La Rioja, Vol. 42, No.1, 2016, pp. 185-204.
- Sierra-Soler, A., Adamowski, J., Malard, J., Qi, Z., Saadat, H. y Pingale, S.** (2016). "Assessing agricultural drought at a regional scale using LULC classification, SPI, and vegetation indices: case study in a rainfed agroecosystem in Central Mexico", *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, Vol. 7, No. 4, 2016.
- Stahle, D.W., Cook, E. R., Villanueva, J., Fye, F., Burnette, D., Griffin, R., Acuña, R., Seager, R. y Heim, R. R.** (2009). "Early 21st Century Drought in Mexico". *EOS TRANSACTIONS AMERICAN GEOPHYSICAL UNION*. John Wiley & Sons, Vol. 90, No. 11, Marzo 2009, pp. 89-100.
- Stahle, D.W., Cook, E. R., Burnette, D. J., Villanueva, J., Cerano, J., Burns, J. N., Griffin, D., Cook, B. I., Acuña, R., Toberanson, M. C., Szejner, P. y Howard, I. M.** (2016). "The Mexican Drought Atlas: Tree-ring reconstructions of the soil moisture balance during the late pre-Hispanic, colonial, and modern eras". *Quaternary Science Reviews*. Vol. 149, Julio 2016, pp. 34-60.

Troyo, E., Mercado, G., Cruz, A., Nieto, A., Valdez, R. D., García, J. L. y Murillo, B. (2013). “Análisis de la sequía y desertificación mediante índices de aridez y estimación de la brecha hídrica en Baja California Sur, noroeste de México”. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, No. 85, octubre 2013, pp. 66-81.

Tucker, C. J. (1979). “Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation”, *Remote Sensing Environment*, 8, 127-150.

Velasco, I., Aparicio, J., Valdés, J. B., Velázquez, J. y Kim, T. (2004). “Evaluación de índices de sequía en las cuencas de afluentes del río Bravo/Grande”. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. 9, No. 3, julio-septiembre 2004, pp. 37-43.

Vicente, S. S., Beguería, S., & López, M. J. (2010). “A multiscale drought index sensitive to global warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index”. *Journal of Climate*, 23, 1696-1718.

ODS 6: PANORAMA DE IMPLEMENTAÇÃO PARA O BRASIL

João Paulo Moraes Rabelo¹; Marta Pagán Martínez²; Carmino Hayashi³

¹ Doutorando no Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Alfenas – Campus Avançado Poços de Caldas – MG, joaopaulomoraesrabelo@gmail.com; ² Professora Colaboradora no Programa de Pós-Graduação em Ciência da Informação e Programa de Pós-graduação em Ciência, Tecnologia e Sociedade da Universidade Federal de São Carlos – São Carlos – SP, pagan.marta@gmail.com; ³ Professor Permanente no Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Alfenas – Campus Avançado Poços de Caldas – MG, hayashi@terra.com.br;

Introdução

Globalmente, as atividades antrópicas têm causado significativas alterações no ambiente natural, seja quando nos referimos aos aspectos biológicos, físicos ou químicos. Neste cenário, se faz necessário agir de forma coerente frente as mudanças ambientais que vem ocorrendo no mundo. A proposta dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) é justamente repensar as ações humanas e adapta-las a um novo padrão, em conformidade com as questões sociais, econômicas e ambientais.

Os 17 objetivos propostos pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015 com suas respectivas metas que buscam a promoção do bem estar mundial (UNDP, 2022). Dentre estes objetivos, destacamos o ODS6, objeto de estudo deste trabalho, que dispõe de questões relacionadas à Água e Saneamento.

Para países com dimensões continentais como o Brasil o acompanhamento da implementação do ODS6 é fundamental, uma vez que é possível identificar diferentes contextos econômicos, sociais, culturais e ambientais entre as suas regiões geográficas. Este acompanhamento é realizado a partir de dados disponíveis em órgãos federais, como a Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), o Ministério da Saúde, o Ministério do Desenvolvimento Regional e o Serviço Geológico do Brasil (ANA, 2022).

Tendo isto, o presente resumo tem como objetivo principal avaliar a implantação do ODS6 a partir de suas metas estabelecidas para o Brasil em nível regional. Paralelamente, o trabalho também discute questões de saneamento básico, e identifica as possíveis variáveis que influenciam no ODS6 no Brasil.

Metodologia

Para contemplar os objetivos propostos neste estudo adotou-se uma análise qualitativa de dados como método principal. Foram analisados dados e relatórios disponíveis no site da ANA sobre a implementação do ODS6 no Brasil. As análises foram realizadas em nível regional, por região hidrográfica e em nível nacional. Os dados analisados variaram de 2006 a 2019. Embora os dados abordados no trabalho se refiram ao período de 2006 a 2019, a publicação e adesão do país aos ODS ocorreram apenas em 2015.

Resultados e discussões

As metas propostas pela ONU foram adaptadas pelos países que aderiram aos ODS as suas realidades. Desta forma, para o Brasil foram traçadas oito metas que são estabelecidas a partir da combinação de seus indicadores. De uma forma geral, estas metas objetivam conservar em quantidade e qualidade satisfatória os recursos hídricos para o atendimento de todas as demandas da sociedade.

A meta 6.1 discorre sobre a parcela da população que utiliza o tratamento de água gerido de forma segura. O indicador desta

meta demonstra que o Brasil apresentou um avanço, partindo de 89,5 (2006) para 97,4% (2019) de implementação (ANA, 2019). Embora exista o avanço, não é possível identificar uma significativa variância nos dados. Quando trazemos essa abordagem para o nível regional, algumas regiões apresentam taxas ainda menores mostrando a necessidade de reavaliação dos investimentos em saneamento básico.

Regiões como Sudeste e Sul apresentaram 100% de implementação, desde o primeiro dado publicado em 2006. As outras regiões brasileiras, como Centro-oeste, Norte e Nordeste, não apresentaram índices satisfatórios, contudo demonstram uma evolução desde o primeiro dado disponível.

A meta 6.2 traz a questão do saneamento básico e também da higiene pessoal, ela é calculada a partir dos resultados de dois indicadores principais o 6.2.1.a e o 6.2.1.b. No indicador 6.2.1.a é possível identificar uma significativa variação em todas regiões brasileiras, contudo é fato que existem regiões onde uma revisão no sistema de saneamento básico é fundamental, neste contexto destacamos as regiões Norte, Nordeste e Centro-oeste. Nas regiões Sudeste e o Sul é possível identificar uma situação um pouco melhor, contudo também preocupante. Em um panorama geral, nenhuma das regiões brasileiras atingiram 90% de implementação (ANA, 2019).

Para o indicador 6.2.1.b em nível nacional, os dados são superiores a 95%, tal fato não é diferente nas regiões (ANA, 2019). É válido ressaltar que para esta meta os períodos dos dados são diferentes, se tornando assim complexo estabelecer um panorama coeso de implementação para o país.

A meta 6.3 é também resultado da combinação de dois indicadores, o 6.3.1 e o 6.3.2, que abordam sobre a qualidade ambiental dos corpos hídricos e o tratamento das águas domésticas, respectivamente. No indicador 6.3.1, é perceptível uma evolução em todas as regiões, contudo, em um contexto geral, os dados disponíveis, não são satisfatórios. Em 2019, nenhuma das regiões brasileiras atingiram 70% de execução. Destacamos neste indicador a região Centro-oeste, que partiu de 40,4% (2009) para 66,1% (2019), se tornando a região com maior índice e evolução, superando a média nacional (58,3%) (ANA, 2019).

O indicador 6.3.2 sobre a qualidade ambiental dos corpos hídricos foi estabelecido por região hidrográfica. Os dados disponíveis são do período de 2010 a 2018, e são alarmantes. A média de qualidade dos corpos hídricos nacionais é de 77,4%, a região hidrográfica que possui corpos hídricos com melhor qualidade é a Região Hidrográfica do Uruguai (96,8%) e a que detém a menor qualidade ambiental é a Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental (52,46%) (ANA, 2019). É válido ressaltar que a qualidade ambiental dos corpos hídricos não sofre influência direta da concentração populacional existente no país, uma vez as regiões hidrográficas com as maiores concentrações populacionais apresentam índices melhores de qualidade ambiental quando comparadas as outras.

A meta 6.4 discute sobre a eficiência da utilização dos recursos hídricos. Para o cálculo foram considerados setores econômicos do país como a agricultura, a pecuária, a indústria e os serviços. O indicador 6.4.1 discorre sobre a alteração da eficiência no uso

da água ao longo do tempo nos estados. Em suma, esse indicador apontou que o nível de eficiência de utilização da água variou negativamente no período de 2010 a 2018, tendo sofrido um pequeno aumento apenas nos últimos anos (ANA, 2019). A ANA aponta que a redução na eficiência de utilização dos recursos hídricos no país pode estar relacionada com o encolhimento que a economia brasileira vem sofrendo (ANA, 2022).

O indicador 6.4.2, discorre sobre o nível de estresse hídrico, a disponibilidade e os impactos da utilização para o setor. Houve uma evolução no estresse hídrico no país, partindo de 1,33% (2006) para 1,72% (2019) (ANA, 2019). Quando nos referimos às regiões hidrográficas, notamos que o cenário é um pouco mais positivo, contudo não menos preocupante.

A meta 6.5 aborda sobre a gestão integrada dos recursos hídricos no Brasil. O indicador 6.5.1 é dado a partir de uma pontuação estabelecida para medir a efetividade da gestão integrada no Brasil, os dados disponíveis variam de 2010 a 2019. É possível identificar uma variação satisfatória embora ainda exista muito a se trabalhar. O segundo indicador (6.5.2) traz para discussão a questão dos tratados sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos transfronteiriços. É notório que, embora existam avanços, ainda existe uma lacuna a ser preenchida para este indicador, uma vez que aproximadamente 40% dos recursos transfronteiriços não possuem um acordo internacional de gestão (ANA, 2019).

A democratização do acesso aos ambientes de discussão sobre os recursos hídricos são alguns dos principais desafios a serem vencidos no país. Ainda paira sobre estes ambientes uma perspectiva tecnicista. Com uma gestão integrada eficiente é possível articular mais de um setor na gestão dos recursos hídricos, colocando em prática o conceito de governança hídrica.

A meta 6.6 trata sobre a proteção integral dos corpos hídricos e dada também a partir de dois indicadores. O indicador 6.6.1 que monitora a questão da alteração na extensão dos corpos hídricos de água doce, com exceção dos mangues. Neste sentido, a região Nordeste foi a que mais perdeu, em extensão, rios e lagos (ANA, 2019).

Em um contexto nacional, 21% das bacias hidrográficas brasileiras sofreram algum tipo de alteração no período avaliado, a principal alteração avaliada é a questão da extensão dos corpos hídricos que variaram consideravelmente (ANA, 2019). O que nos mostra uma alteração nos ciclos naturais de sazonalidade destes corpos hídricos e dos ambientes em que eles se encontram inseridos.

A meta 6.a juntamente com seu indicador 6.a.1 é uma das mais complexas de se quantificar, uma vez que no país não existem dados sistematizados que registrem o quanto de recursos financeiro foi destinado e como foi utilizado. É fato que o montante destinado para a questão do saneamento e para a questão do abastecimento de água no país vem diminuindo significativamente, enquanto em outros países esse montante tem aumentado no decorrer dos anos (ANA, 2019). Este indicador demonstra que de uma forma geral o investimento no setor de água brasileiro é relativamente baixo. E em determinados sub-setores esse investimento caiu significativamente ou nem existiu (ANA, 2019).

Por último, a meta 6.b juntamente com o indicador 6.b.1 que objetiva apoiar e fortalecer a participação popular na gestão dos recursos hídricos e nas questões relacionadas ao saneamento com objetivo de otimizar um novo valor para o setor a partir da participação da sociedade (ANA, 2019).

No Brasil, esta meta é promovida por meio dos Comitês de Bacias Hidrográficas, contudo eles ainda não estão instalados em todo território nacional, regiões como o Centro-oeste e o Norte ainda carecem de uma sistematização no setor. Para o Brasil, esta é uma meta de suma relevância, tendo em vista que ela incentiva o modelo de gestão hídrica nacional, onde é dada a população

uma grande autonomia na gestão das águas. Embora teoricamente exista um aparato legislativo para a participação da população nas tomadas de decisões relativas aos recursos hídricos, não existe efetiva participação da sociedade.

É notório que um dos maiores desafios para implementação total do ODS6 no país é equalizar os investimentos em saneamento em todas as regiões brasileiras para que seja possível garantir água de qualidade para todos os cidadãos. Neste viés, uma pesquisa realizada por Castelão et al. (2020) revela que existem instrumentos suficientes para a aquisição de fundos para o financiamento das metas de todos os ODS, contudo, é necessário uma sistematização e modernização no processo de aquisição destes fundos.

Por último, outro desafio de suma relevância, é a integração das metas do ODS6 com as políticas públicas do setor, uma vez que elas estão trabalhando com objetivos similares, contudo ainda não se encontram articuladas.

Considerações finais

Embora existam inúmeras questões a se trabalhar com relação à implantação do ODS6 no Brasil, alguns resultados positivos foram encontrados neste período. Ainda é necessário um significativo investimento em saneamento básico no país.

Considerando que o país antes da adesão das metodologias propostas nos ODS6 já estava inserido na promoção de algumas de suas metas, em um contexto geral, não houve significativa variação entre as taxas de implementação do ODS6 no período de 2015 a 2019.

Por último, o melhoramento na divulgação dos alcances de todos os ODS no Brasil auxilia na conscientização da sociedade com relação ao cumprimento das ações da Agenda 2030. Desta forma, a promoção de relatórios e materiais de fácil acesso da população é fundamental.

Agradecimentos

A Universidade Federal de Alfenas – Minas Gerais. Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão da bolsa de estudos.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. ODS 6 no Brasil : visão da ANA sobre os indicadores. 2. ed. – Brasília : ANA, 2022.
- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. 6 Água Limpa e Saneamento. 2019. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiazJlZjQwN2YtMGYwOS00YTUwLTK5YzgtMDZlOTUzYTBiZmQxIiwidCI6ImUwYmI0MDEyLTKxMGItNDY5S04YjRkLTUyN2ZjZDFiYWY4OCJ9&pageName=ReportSection1335d68c10d40cb1af26>. Acesso em 21/05/2022.
- CASTELAO, R. A. et al. Instrumentos de Financiamento dos ODS no Brasil. *Encontro Internacional de Gestão, Desenvolvimento e Inovação (EIGEDIN)*, v. 4, n. 1, 2020.
- UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME – UNDP. Sustainable Development Goals: The SDGS in Action. Disponível em: <https://www.undp.org/sustainable-development-goals>. Acesso em 18/05/2022.

POSSÍVEIS IMPACTO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA ADVINDOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DE PEIXE/MG

Diego Carlos Ferreira Rosa Vitorino, Anderson de Assis Morais

Mestrado Profissional Profágua – Universidade Federal de Itajubá, Brasil
E-mail: diegocarlosrosa@yahoo.com.br, andersondeassis@unifei.edu.br

Resumo

O geoprocessamento nos dias atuais é indispensável para análise de territórios, sendo este utilizado com bastante frequência para análises de territórios de bacias hidrográficas. Possibilitando em análises temporais e na aquisição de resultados sobre o tipo de uso e ocupação do solo. Portanto, este trabalho visou em analisar a sub-bacia hidrográfica do Rio de Peixe/MG, realizando análises sobre os possíveis impactos provenientes do uso e ocupação do solo sobre os recursos hídricos desta bacia. Por meio da ferramenta Qgis 3.12.3, foi possível identificar que a bacia possui em sua totalidade área 41,69% de área de formação florestal, 24,20% de pastagem, 8,29% de agricultura e pastagem, 6,37 % de floresta plantada, 6,29% de mineração, 5,93% de infraestrutura urbana, 5,44 % de formação savânica e 1,30% de corpos d'água. Com esses dados a bacia pode está sofrendo contaminação de seus corpos hídricos por meio de esgotamento sanitário e mineração. Sendo necessário assim realizar análises de laboratórios para dados de qualidade da água local e uma correta gestão consciente desta unidade de estudo.

Introdução

O geoprocessamento aplicado ao meio ambiente se tornou bastante relevante para análises ambientais e fiscalizações, sendo permitido realizar comparativos temporais de determinadas áreas de estudo.

Atualmente o geoprocessamento para análises ambientais vem sendo usado por órgãos públicos, empresas privadas e pessoas físicas, possibilitando na entrega de dados para projetos ambientais, além de possibilitar ao pesquisador entender os fenômenos ambientais que possam ocorrer.

Estudo de análises espaciais de bacias hidrográficas, vem sendo realizadas constantemente para fins de fiscalização de comitês de bacias hidrográficas, fiscalizações e prevenção de catástrofes como a inundação em períodos chuvosos. Permitindo assim aos órgãos fiscalizadores determinarem áreas críticas da bacia hidrográfica, prevendo assim possíveis catástrofes, além de realizarem trabalhos de recuperação de áreas degradadas em matas ciliares da bacia.

Objetivos

Este trabalho possui como objetivo em analisar por meio de ferramentas de geotecnologias o uso e ocupação do solo na sub-bacia hidrográfica do Rio de Peixe.

Metodologia

A área de pesquisa deste estudo se compreende pela sub-bacia hidrográfica do Rio de Peixe no Estado de Minas Gerais, conforme a imagem 1

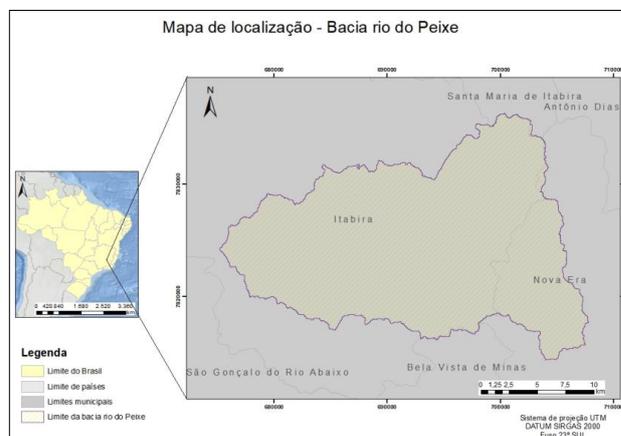


Imagem 1: Mapa de localização do Rio de Peixe/MG. Fonte: Autoria Própria.

A bacia hidrográfica do rio de Peixe, possui uma área de 409 quilômetros quadrados. O rio principal dessa bacia possui a sua nascente na Serra Conceição no município de Itabira/MG, e a sua foz no rio Piracicaba no município de Nova Era/MG, totalizando em 56,86 quilômetros de extensão o rio exultório da bacia.

Destaca, que esta bacia sofre com diversos impactos antrópicos como, mineração, atividades agosilvio- pastoris e áreas urbanas com precário tratamento de esgoto.

Para aquisição dos resultados foi utilizado o software Qgis 3.12.3 para a confecção do mapa, e tratamento dos dados. Junto a extração da paleta de cores do MapBiomas do Brasil via Google Earth Engine. Após esta etapa foi feito por meio portal IDESISSEMA o recorte da bacia para chegar no mapa final da área de estudo.

Resultados

Com os dados da bacia adquiridos da plataforma IDESISSEMA foi processado no QGIS 3.12.3, a delimitação da bacia hidrográfica do Rio de Peixe. Após esta etapa foi baixado o raster do MapBiomas com o polígono da área estudada utilizando GoogleEarth Engine, com a imagem em tiff foi importado para o QGIS e recortando a imagem em relação aos limites da bacia adquiridas, conforme a imagem 2.

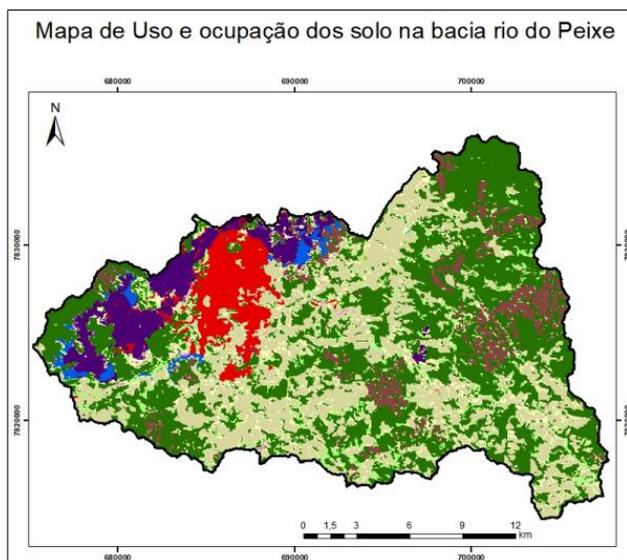


Imagem 2: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do Rio de Peixe/MG. Fonte: Autoria Própria.

Com base na quantificação de cores adquiridas do mapa biomas foi feita o cálculo de porcentagem de cada tipo de uso e ocupação do solo conforme a imagem 3 abaixo.

Classe de uso do solo	Área (km ²)	Representatividade (%)
Formação florestal	170,381	41,69
Pastagem	98,895	24,20
Mosaico de agricultura e pastagem	33,881	8,29
Floresta plantada	26,022	6,37
Mineração	25,723	6,29
Infraestrutura urbana	24,227	5,93
Formação savânica	22,251	5,44
Corpo d'água	5,326	1,30
Outras áreas não vegetadas	1,608	0,39
Afloramento rochoso	0,219	0,05
Lavouras temporárias	0,169	0,04
Formação campestre	0,017	0,00
Soma		100,00
Área total da bacia rio do Tanque	408,719 km²	

Imagem 3: Dados quantificados do uso e ocupação do solo da bacia do Rio de Peixe/MG. Fonte: Autoria Própria.

Portanto, conforme a imagem acima a bacia possui de toda a sua área 41,69% de área de formação florestal, 24,20% de pastagem, 8,29% de agricultura e pastagem, 6,37 % de floresta plantada, 6,29% de mineração, 5,93% de infraestrutura urbana, 5,44 % de formação savânica e 1,30% de corpos d'água.

Destaca que a bacia hidrográfica em estudo possui o uso e ocupação do solo bastante alterado devido as ações antrópicas. Os corpos hídricos desta bacia podem sofrer contaminação por meio de esgotamento sanitário que pode ser jogado diretamente nos corpos hídricos, ou por baixa qualidade no tratamento do esgoto. Os coliformes estão presentes no corpo hídricos devido à falta de tratamento de esgoto, causando doenças e contaminação d'água.

Além disso, a bacia sofre impactos com a mineração, que pode alterar os padrões de qualidade da água como a turbidez. Sendo que a turbidez dos corpos hídricos pode sofrer mudanças devido a processos de movimentação de solo como a mineração e erosão hídrica principalmente em períodos chuvosos.

Conclusão

Por meio das análises de geoprocessamento voltados a relações do meio ambiente, é possível identificar problemáticas ambientais e adquirir diversos dados para análises de determinada área de estudo

Este trabalho visa em contribuir com os dados de usos e ocupação do solo na bacia do rio de Peixe. Especificando os usos e ocupação do solo e possíveis impactos sobre os recursos hídricos. Porém, para melhor resultados dos impactos seriam necessários análises de qualidade da água dos rios da bacia para melhor correlacionamento sobre os possíveis impactos que podem ser provenientes de uso e ocupação do solo em específico. Esta pesquisa visa em contribuir, gerando dados de análises espaciais sobre a bacia do rio de Peixe. Podendo assim contribuir para os comitês de bacia hidrográficas e órgãos de fiscalização locais da área de estudo.

Agradecimientos

Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015 e à Universidade Federal de Itajubá.

Referencias

- CBH-PIRACICBA** – Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba. Disponível em: <http://comites.igam.mg.gov.br/comites-estaduais-mg/do2-cbh-piracicaba>. Acessado em: 27 de maio de 2021.
- GIL**, A. C. Métodos e técnicas de pesquisa social. 6 ed. São Paulo: Atlas 2008.
- IBGE**, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acessado em 19 de maio de 2021.
- LONGLEY**, P. A.; **GOODCHILD**, M. F.; **MA-GUIRE**, D. J.; **RHIND**, D.W. Sistemas e Ciência da Informação Geográfica. Porto Alegre, Buokman, 2013.
- QGIS Development Team**, <2022>. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Piveli**, P. R. Características Físicas das Águas: Cor: Turbidez, Sólidos, Temperatura, Sabor e Odor. Disponível em: <http://www.leb.esalq.usp.br/leb/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%205%20-%20Caracteristicas%20Fisicas%20das%20Aguas.pdf>, Acessado em: 05/07/2021.
- PRODANOV**, C. C., & de Freitas, E. C. (2013). Metodologia do trabalho científico: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico-2ª Edição. Editora Feevale.
- PROJETO MAPBIOMAS** – Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 22 mai. 2022 através do link: <https://mapbiomas.org/produtos>.
- SISEMA**. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte: IDE-Sisema, 2021. Disponível em: idesisema.meioambiente.mg.gov.br. Acesso em: 22 mar. 2022.
- SOUZA** R.B. Sensoriamento Remoto dos Oceanos. Espaço & Geografia, Vol.6, No 1 (2003).

MATURIDADE URBANA FRENTE A EVENTOS EXTREMOS A CIDADES RESILIENTES: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

1^{er}. Ana Lúcia da Silva Cascales Corrêa, 2^{do}. Daiane Maria de Genaro Chiroli,
3^{er}. Ana Carolina da Silva Cascales Corrêa, 4^{to}. Diogo Danilo de Almeida Pereira

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Estadual de Maringá, Brasil pg403261@uem.br,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Estadual de Maringá, Coordenação do Curso Superior de Engenharia Têxtil –
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Apucarana, Brasil, daianechiroli@utfpr.edu.br,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Estadual de Maringá, Brasil pg403914@uem.br,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Estadual de Maringá, Brasil pg403266@uem.br,

ABSTRACT

The concept of community resilience receives a lot of attention in studies and applications because of its ability to provide preparedness for dangers, protect our lives from hazards, and restore stable living conditions. Studies based on this proposal arise in order to better face the shocks arising from climate change and accelerated population growth, mainly, in addition to observation of places that deal with such types of extreme events. Given this scenario of changes and intensification of water scarcity records taking into account climate change, this study involved a literature review on the strategies already used in some countries classified as mature from the point of view of several sustainable indicators and resilient cities, that can be contributed and applied in the countries that will face such situations. And, it was motivated by two questions: i) what methodologies are used to face the risk of water scarcity? And ii) what are the applications for countries that are still immature to face such a risk of extreme events based on the strategies already committed? Thus, the objective of this research was to identify the methodologies used to describe and prepare for the occurrence of the risk of extreme events and to assess which strategies are in place for countries that are still immature in terms of the risk of catastrophes and disasters associated with extreme water events, whether of shortages or floods. The results point to sustainable modalities and reuse of available resources, as well as the association of existing technologies that help in the management of mature cities regarding the exposure of these extreme events.

Keywords: Resilient city, Extreme event, Disasters, Catastrophes, Methodologies for resilient cities.

RESUMO

O conceito de resiliência comunitária recebe muita atenção em estudos e aplicações devido à sua capacidade de fornecer preparação contra perigos, proteger nossa vida contra riscos e recuperar condições de vida estáveis. Estudos embasados nesta proposta surgem a fim de melhor enfrentar os choques oriundos de mudanças climáticas e crescimento acelerado da população, principalmente, além de observação de locais que lidam com tais tipos de eventos extremos. Diante desse cenário de mudanças e intensificação dos registros de escassez hídrica levando em consideração as mudanças climáticas, este estudo envolveu uma revisão de literatura sobre as estratégias já utilizadas em alguns países classificados como maduros do ponto de vista de vários indicadores sustentáveis e de cidades resilientes, que possam ser aportadas e aplicadas nos países que enfrentarão tais situações. E, foi motivado por duas questões: i) quais metodologias são utilizadas para enfrentar o risco de escassez hídrica? E ii) quais as aplicações cabem aos países ainda imaturos para que enfrentem tal risco de eventos extremos embasados nas estratégias já empenhadas? Assim, o objetivo desta pesquisa foi identificar as metodologias utilizadas para descrever e se preparar para a ocorrência de risco de eventos extremos e avaliar quais estratégias cabem aos países ainda imaturos no que trata o risco de catástrofes e desastres associados a eventos hídricos extremos, sejam de escassez ou inundações. Os resultados apontam para modalidades sustentáveis e reutilização de recursos disponíveis, bem como associação de tecnologias existentes que auxiliem na gestão de cidades maduras quanto a exposição destes eventos extremos.

Palavras-chave: cidade resiliente, evento extremo, desastres, catástrofes, metodologias para cidades resilientes.

INTRODUÇÃO

Diante de problemas oriundos da acelerada urbanização, do crescimento populacional e do atual padrão de consumo, que ocasiona o esgotamento de recursos, mudança climática, e impactos sociais, econômicos e ambientais, surgem pressões para que sejam criadas estratégias para minimizá-los ou mitigá-los. Diante disto, o desenvolvimento sustentável e seus mecanismos passam a ser amplamente abordados. A ação em vigência para promoção da sustentabilidade são os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) que propõem meios para sua implementação (CORSI, 2020).

A preparação de uma cidade pode ser caracterizada desenvolvendo uma compreensão detalhada dos riscos para a cidade, tomando medidas para reduzir a vulnerabilidade e exposição e aprimorando a conscientização e a participação de indivíduos, famílias e empresas (ABNT ISO 37123:2021). As cidades precisam de indicadores para estabelecerem sua base de referência, medirem e avaliarem os próprios desempenhos. Uma série de indicadores podem ser utilizados para o planejamento resiliente e avaliação de uma cidade, e a associação desses indicadores podem auxiliar autoridades públicas no desenvolvimento de medidas e ações que garantam qualidade de vida, e respostas imediatas com soluções para possíveis riscos de catástrofes e desastres, além de retorno da normalidade com rapidez.

Em países com desenvolvimento avançado no uso de tecnologias, vê-se a presença de aplicações de metodologias e estratégias bem elaboradas quando se trata no preparo e necessidade de enfrentamento frente as catástrofes. Sejam esses eventos, incêndios florestais, furacões, terremotos, erupções vulcânicas, pandemias, derramamentos, explosões de produtos químicos, terrorismo, quedas de energia, crises financeiras e enchentes, as cidades devem estar preparadas para lidar com tais choques e ainda lidar com eventos extremos naturais associados.

Relacionados a isso, e levando em conta que previsões da Organização das Nações Unidas (ONU) tem indicado que até o ano de 2050 o planeta Terra terá uma população estimada em 9,7 bilhões de pessoas, e, segundo o Jornal The Guardian, mais de 5 bilhões de pessoas podem sofrer com a escassez hídrica até 2050, sendo uma necessidade o preparo dos países a fim de mitigar tal situação, que conforme apresentado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), órgão criado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela Organização Meteorológica Mundial (OMM) para estudar o problema das mudanças climáticas, alertou, recentemente, que a seca e a crise hídrica de vários países seriam influenciadas pelas mudanças climáticas.

Segundo dados da Agência Nacional de Águas (ANA), em 2010, a proporção da vazão retirada no Brasil se deu da seguinte forma: 54% irrigação; 22% abastecimento humano urbano; 17% industrial; 6% consumo animal e 1% abastecimento humano rural. Para a vazão consumida, observou-se a seguinte distribuição: 72% irrigação; 11% consumo animal; 9% abastecimento humano urbano; 7% industrial e 1% abastecimento humano rural (CERQUEIRA, 2015).

Por isso, a demanda de estudos relacionados aos reusos de águas, tem sido cada vez mais relevante e crucial para a manutenção da produção agrícola, das indústrias, da geração de energia e garantia da vida humana.

Segundo a Agência de Proteção Ambiental americana, no ranking dos países com maior capacidade projetada de reuso figuram Estados Unidos, Israel, China, Arábia Saudita e Austrália, entre outros. Os Estados Unidos possuem uma capacidade de reuso de 10,7 milhões de metros cúbicos por dia, praticamente o dobro da capacidade chinesa, que é de 5,9 milhões de metros cúbicos por dia (WATER FOOTPRINT NETWORK, 2021).

A Política Nacional de Mudanças Climáticas, instituída pela Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, trata de forma indireta os recursos hídricos ao determinar como objetivos a preservação, conservação recuperação dos recursos naturais e, como diretriz, medidas de adaptação para reduzir os efeitos adversos da mudança do clima e a vulnerabilidade dos sistemas ambiental, social e econômico.

Algumas alternativas para a diminuição de perdas de água são propostas por diversos meios, como por exemplo a redução de perdas nos sistemas de abastecimento de água, aproveitamento de água de chuva, utilização de água de reuso, busca por novas fontes de abastecimento de água (superficiais ou subterrâneas, dentro ou fora da bacia hidrográfica), integração de bacias hidrográficas e despoluição de corpos hídricos. E, estratégias para redução de gastos na demanda hídrica, estão relacionados a redução de consumo através de conscientização, sobre tarifação dos aumentos de consumo, elevação do preço da tarifa de água, rodízio, campanhas educativas para o uso racional, substituição de eletrodomésticos e dispositivos hidráulicos por outros com menor consumo de água, são alternativas passíveis de implementação a curto prazo, e podem ser associadas as estratégias de reusos de água, ou auxiliarem, até que medidas de longo prazo, como por exemplo sistemas mais complexos de reusos sejam implementados.

O reuso de água consiste em utilizar novamente a água que já foi aproveitada, uma ou mais vezes, por alguma atividade humana. Segundo a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos nº 54, de 28 de novembro de 2005, a água de reuso é a água residuária que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas. A água residuária, por sua vez, é esgoto, água descartada, e efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não na forma de água de reuso. Para se tornar água de reuso, a água residuária, em regra, passa por algum sistema de tratamento.

Os tipos de reuso são divididos em: reuso direto que consiste no uso planejado conduzida ao local de utilização; o reuso indireto ocorre quando as águas já usadas são lançadas em águas superficiais ou subterrâneas e utilizadas novamente a jusante, de forma diluída; o reuso potável como o próprio nome sugere, são para fins potáveis e devem atender os padrões de potabilidade da Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011; o reuso não potável por sua vez, são destinados a usos não potáveis, e devem atender a Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos prevê usos não potáveis para fins urbanos; agrícolas e florestais; ambientais; industriais e aquícolas.

A Organização Mundial da Saúde, alega que o reuso de água é recomendado para a água cinza e não recomendado para a água negra, que deve ser direcionada ao sistema convencional de tratamento de efluentes. Os efluentes são classificados em água cinza, que é proveniente de pia de cozinha, máquina de lavar louça, chuveiro, pia de banheiro, lavadora de roupa e outras fontes que não contenham concentrações significativas de excretas; e água negra quando é proveniente da drenagem de vasos sanitários e mictórios, com altas concentrações de bactérias, contaminantes orgânicos, microrganismos causadores de doenças e produtos químicos nocivos (CERQUEIRA, 2015).

Diante desse cenário de mudanças e intensificação dos registros de escassez hídrica levando em consideração as mudanças climáticas, este estudo envolveu uma revisão de literatura sobre as estratégias já utilizadas em alguns países classificados como maduros do ponto de vista de vários indicadores sustentáveis e de cidades resilientes, que possam ser aportadas e aplicadas nos países que enfrentarão tais situações. E, foi motivado por duas questões: i) quais metodologias são utilizadas para enfrentar o risco de escassez hídrica? E ii) quais as aplicações cabem aos países ainda imaturos para que enfrentem tal risco de escassez hídrica embasados nas estratégias já empenhadas? Assim, o objetivo desta pesquisa foi identificar as metodologias utilizadas para descrever e se preparar para a ocorrência de escassez hídrica.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo compreendeu uma pesquisa qualitativa com coleta de dados secundários, analisados segundo a contribuição metodológica da revisão sistemática da literatura. O levantamento bibliográfico foi realizado nas bases de dados científicas do Capes acesso cafe: Scopus, Web of Science; Water Research; Science Direct. Os artigos foram pesquisados até o dia 31 de maio de 2022,

sendo utilizados os descritores “maturity”, “resilient city”, “extreme event”, “technology in water reuse”, “Sustainable city strategies for extreme events” “city maturity indicators”, “mature city” e suas variantes em português, aplicando-se o uso do operador lógico “AND”.

O recorte temporal abrangeu artigos publicados nos últimos cinco anos (2017-2022) e disponibilizados integralmente em meio eletrônico, além de suporte da plataforma Sucupira para delimitar apenas os artigos classificados de A1 a B2 das bases de pesquisa, captando assim o que há de mais recente na literatura sobre o assunto, seja internacional ou nacionalmente, respectivamente.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Ao total, foram dados como resultados da busca, novecentos e vinte e quatro artigos, inicialmente. Após aplicação dos filtros e realizando buscas por artigos revisados em pares, este número reduz para seiscentos e trinta e dois artigos que possuem ao menos uma das palavras chave utilizadas. Ao realizar-se a leitura do título do trabalho, palavras chave e resumo, o montante de artigos que de fato estão em concomitância com o tema a ser tratado, caem para trinta e sete artigos, considerando que a primeira vez que o termo foi usado, em 1984, e com espaço temporal de nova citação para 2006, e posterior crescimento de publicações de artigos nesta área de pesquisa envolvendo mais quantidades de artigos a partir dos anos de 2017.

Dos trabalhos, um framework geral aborda os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, que buscam a garantia de qualidade de vida aos residentes das cidades, e claro, estratégias de uso de tecnologias para abarcarem metodologias de uso de águas, armazenamento e reuso. Nos trabalhos citados, os eventos extremos mais observados são de escassez hídrica e inundações e fenômenos da natureza como tufões, furacões, nevascas. A fim de preocupação do retorno da normalidade e melhor gestão do enfrentamento aos eventos extremos, pode-se elencar algumas das pesquisas que tratam de estratégias que garantem a segurança e gestão das operações para retorno, considerando inclusive, as normativas que sustentam tais aplicações, ABNT NBR ISO 37123:2021.

Neste tópico apresenta-se os resultados obtidos na revisão de literatura sobre o reaproveitamento de águas de chuva no Brasil, citando também outros países em desenvolvimento.

A Tabela 1, abaixo, apresenta o processo de filtragem dos artigos encontrados, ao aplicar critérios de inclusão referentes ao ano de publicação, presença das palavras-chave e adequação aos objetivos ou temáticas da presente pesquisa:

Tabela 1. - Artigos coletados nas bases de dados sobre a maturidade das cidades resilientes quanto ao reuso urbano de águas.

Ano de publicação	Título	Autores
2017	Resiliência urbana: planejando as cidades para conviver com fenômenos climáticos extremos	Claudia Siebert
2017	Uma avaliação comparativa do ciclo de vida social de alternativas urbanas de reutilização de água doméstica	Tamar Opher, Aviad Shapira, e Eran Friedle
2018	Dimensões políticas de desenvolvimento e financiamento da infraestrutura hídrica: os casos da China e da Índia	Cecilia Tortajada

2018	O reuso da água gerada por climatizadores para resolução de problemas a partir de pesquisa-ação em instituição pública de ensino	Valter Antônio Senger, Raquel Fernanda Ghellar Canova, Leandro Dorneles, Dorneles dos Santos, Jovani Patias
2018	Projeto de flood sistema de alerta baseado em IoT e características da água	Yuliandoko Et Al.
2018	O contexto institucional favorável para a gestão integrada da água: lições de Melbourne	Briony C. Ferguson, Rebekah R. Brown, Niki Frantzeskaki D, Fjalar J. De Haan, Ana Deletic
2018	Avaliação de um equipamento protótipo para tratamento de águas cinzas com fins não potáveis	Lueny Santos Da Costa; Luísa Rodrigues De Oliveira1; Rodrigo Martinez Castro; Martha Nascimento Castro; Luiz Felipe Ordones Almeida; Erick William Viais Carvalho
2019	Avanços e limitações no tratamento de água residual do estado de Zacateques	Patricia Rivera, Refugio Chávez, Fabiola Rivera Salinas
2020	Proposta de um modelo teórico de transferência de tecnologia para o desenvolvimento sustentável de smart cities	Alana Corsi
2020	Uma análise da escassez de água em uma cidade sujeita a secas: o caso da cidade de enseada, Baja Califórnia, México	Lázaro S. Elizondo
2020	Transferência de tecnologia para o desenvolvimento sustentável: impactos sociais descritos e Algumas outras respostas a algumas perguntas	Alana Corsi, Regina Negri Pagani, João Luiz Kovaleski, Vander Luiz Da Silva
2020	Modelando, medindo e visualizando a resiliência da comunidade: Uma revisão sistemática	Hoang Long Nguyen E Rajendra Akerkar
2021	Internet das coisas na gestão de desastres: Tecnologias e usos	Rosangela De França Bail, João Luiz Kovaleski, Vander Luiz Da Silva, Regina Negri Pagani e Daiane Maria De Genaro Chioli
2021	Infraestrutura verde: alternativa para a criação de cidades resilientes e sustentáveis	Maria Lucia Solera, Aline Ribeiro Machado, Caroline Almeida Souza, Giulianadel Nerovelasco, Mariana Hortelani Carneseca Longo, Priscila Ikematsu, Raquel Dias Deaguiarmora e Samaral

Fonte: Os Autores, 2021.

A Tabela 1, traz um recorte das aplicações para cidades resilientes quando observa-se a estrutura para possibilitar uma cidade de se tornar resiliente. O estudo, o projeto e a ferramenta a serem utilizadas são uma associação de todos os recursos disponíveis, para que sejam possíveis a participação de toda a população, seja na conscientização, ou aplicação das estratégias definidas.

Na literatura, as tecnologias aplicadas dentro da estação de tratamento de águas cinzas, podem ser os mesmos, sejam, métodos convencionais de tratamento, métodos químicos de tratamento, métodos físicos de tratamento, métodos biológicos de tratamento, ou ainda associação de método eletroquímico, eletrocoagulação, eletroflotulação, eletro oxidação, e ainda associação de diversos outros métodos que podem ser utilizados na estação de tratamento. Porém, o objetivo deste trabalho, trata dos métodos aplicáveis através das buscas relacionadas a maturidade quanto ao enfrentamento da crise hídrica, e são dispostos alguns destes resultados dos trabalhos, a seguir.

Para complementar ao que é descrito e proposto como recursos para as cidades resilientes, pode-se fazer uma comparação dos resultados dos trabalhos de Solera et.al (2021), Nguyen e Akerkar (2020), Bail et. al (2021), Elizondo (2020), demonstram para analisar a similaridade possível na aplicação de soluções com propostas já utilizadas em outros setores. No caso dos trabalhos que abordam sobre as cidades resilientes frente aos desastres Siebert (2017) e Corsi (2020), delimitam propostas de estudos, projetos e ferramentas já utilizadas por algumas cidades ao redor do mundo, sejam locais em que a falta de água é um problema antigo, como o caso de Israel, ou que enfrenta inundações, secas prolongadas e cada vez mais frequentes e menos espaçadas de tempo, além de utilização de tecnologias para o tratamento de águas residuárias, todos os trabalhos apresentam como ponto de partida o uso de tecnologias para facilitar o reuso urbano de águas, considerando a abordagem de tratar as quantidades já usadas, ou águas residuárias que possam vir a ter destinação de forma legal, regulamentado por legislações e normativas que parametrizam os usos.

No trabalho de Senger et. al (2017), o objetivo de promover ações sustentáveis de cuidado e reutilização da água e reflexão sobre políticas ambientais para contribuir na formação de profissionais na área de edificações, que estejam preocupadas com o futuro do planeta, foi apresentado de forma a revisar a literatura disposta quanto a promoção de ações sustentáveis.

Para o trabalho de Bail et. al (2018), tem-se um projeto de tecnologia IoT para monitorar e controlar um sistema para a detecção de desastres abundantes. Um microcontrolador foi usado e conectado a sensores para análise de nível de água e a velocidade. Esses sensores foram usados em barragens de rio, simulando casos possíveis de flooding. Cada disposto IoT conectado à rede se comunica com outros via internet 4G e interface na web. Na operação, os dispositivos IoT detectam variáveis atmosféricas, gases e poluentes do meio ambiente. Os dados são coletados e processados usando algoritmos, e os resultados do trabalho mostram uma aplicação tecnológica para o controle desses dados armazenados, e, se levados em consideração a relação a outros trabalhos, pode-se aferir possíveis contribuições para aplicação futura.

Corsi (2020), traz a utilização de um Projeto Smart (Bristol Is Open) de monitoramento da qualidade da água e disponibilização dos dados em tempo real, demonstrando a viabilidade de sistemas de monitoramento ambiental. Com o monitoramento da qualidade da água e sua melhor gestão haverá melhora deste recurso, e conseqüentemente melhora na saúde e qualidade de vida da população, propostas observadas em consonância com a ABNT ISO NBR 37123:2021, ainda apresentam vantagens econômicas, como a possibilidade de melhorar o desempenho das estações de tratamento de águas residuais, ao mesmo tempo em que economiza custos operacionais para o tratamento, e vantagem ambiental na identificação e análise de possíveis fontes de poluição no sistema urbano dos rios, a partir da utilização de uma rede de sensores, podendo melhorar o desempenho das estações de tratamento de águas residuais, ao mesmo tempo em que economiza custos operacionais e melhora a qualidade da água dos rios.

Segundo os autores, as mudanças climáticas tem efeito generalizado na escassez hídrica, mas alegam que se observados os índices de sustentabilidade e aplicações de tecnologias já disponíveis, são possíveis utilização da água bem como seu reuso urbano a fim de suprir em alguns casos, até

mesmo o consumo nobre, que não é descartado. Nesse sentido Corsi (2020) e Siebert (2017), destacam a importância de ajustes dos índices às condições climáticas, além de associar todas as possibilidades de utilização de tecnologias recolhendo a maior e mais completa base de dados, para então aplicação de melhor proposta do reuso urbano de águas, a fim de mitigar resultados equivocados, bem como a necessidade de cálculos e manutenção de registros para controle de ocorrências de risco de escassez hídrica. E, não descartam a aplicação de planos a baixo prazo para auxiliarem na implantação de soluções embasadas nos ODS, para a Agenda 2030.

CONCLUSÕES

Ao longo deste trabalho pode-se compreender e reconhecer a importância da resiliência da comunidade, pesquisadores e profissionais realizaram tentativas significativas não apenas em estudos, mas também em questões práticas. Em particular, o objetivo deste trabalho foi fornecer uma investigação e uma imagem mais abrangente do estado da arte, trabalhos acessíveis e emergentes que são submetidos a um processo sequencial e que consideram as aplicações práticas visando sustentabilidade, nos pilares econômico, social e ambiental, para construir resiliência da comunidade.

Com base nesse esqueleto, as comunidades devem considerar a seguir os três pilares da sustentabilidade a fim de garantir e promover de forma abrangente as estratégias dispostas nos artigos citados, com intuito de alcançar maturidade das cidades resilientes, com aporte de índices de desempenho que envolvam as mudanças climáticas, ou seja, observar que a comunidade é dinâmica e holística.

Respondendo ao que se propõe inicialmente, i) quais metodologias são utilizadas para enfrentar o risco de escassez hídrica? E ii) quais as aplicações cabem aos países ainda imaturos para que enfrentem tal risco de eventos extremos embasados nas estratégias já empenhadas? Pode ser observado que há sim, planos de ações, estratégias, praticas em que a gestão das cidades consegue estar madura no que diz respeito ao preparo desses municípios frente a determinados eventos extremos, porém, quando observados caso a caso, vale notar se existe a possibilidade de aplicação aos países ainda não preparados ou melhor, imaturos do ponto de vista do enfrentamento dos riscos à exposição aos eventos extremos, o que torna de suma importância que pesquisadores e estudiosos dispendam devidos esforços a fim de auxiliar os países em desenvolvimento a se tornarem preparados à exposição de riscos, e lidar de forma resiliente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT NBR ISO 37.123:2021.** *Cidades e comunidades sustentáveis - Indicadores para cidades resilientes.* Sustainable cities and communities - Indicators for resilient cities. 2021. (acesso em 07 de Mai de 2021)
- Alcoforado, m.j.** (coord.); ANDRADE, H.; Oliveira, S.; FESTAS, M.J.; ROSA, F. *Alterações climáticas e desenvolvimento urbano.* Série Política de Cidades, 4. Lisboa: DGOTDU, 2009.
- American membrane technology association (amta).** “*Membrane Desalination Power Usage Put in Perspective*”. [ontent/uploads/7_MembraneDesalinationPowerUsagePutInPerspective.pdf](http://content/uploads/7_MembraneDesalinationPowerUsagePutInPerspective.pdf) (acesso em 24 de junho de 2021).
- ANA - Agência nacional de águas.** *Indicadores de qualidade – Índice de qualidade das águas (IQA).* Portal da qualidade das águas. 2016. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 16 mai. 2021.
- BAIL et.al.** Rosângela de França Bail, João Luiz Kovaleski, Vander Luiz da Silva, Regina
- Negri Pagani e Daiane Maria de Genaro Chiroli (2021):** *Internet das coisas na gestão de desastres: tecnologias e usos, Riscos ambientais*, DOI: 10.1080 / 17477891.2020.1867493.
- BRASIL.** Ministério da Relações Exteriores. *Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável.* Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/politica-externa/desenvolvimento-sustentavel-e-meio-ambiente/135-agenda-de-desenvolvimento-2015>. Acesso em: 09 mai. 2021.

- CERQUEIRA, G. A. ET AL.** *A Crise Hídrica e suas Consequências*. Brasília: Núcleo de Estudos e Pesquisas/CONLEG/Senado, abril/2015 (Boletim Legislativo nº 27, de 2015). Disponível em: www.senado.leg.br/estudos . Acesso em 16 de May de 2021.
- CORSI, A.** *Proposta de um modelo teórico de transferência de tecnologia para o desenvolvimento sustentável de Smart Cities*. / Alana Corsi, 2020. 169 f.; il. 30 cm.
- DASHTPOUR, R., E AL-ZUBAIDY, S. N.** "Energy Efficient Reverse Osmosis Desalination Process", *International Journal of Environmental Science and Development*, Vol. 3, No. 4, Agosto de 2012. <http://www.ijesd.org/papers/243-B20001.pdf> (acesso em 24 de junho de 2021).
- DASHTPOUR, R., e Al-Zubaidy, S. N.** Op. Cit.. 2021.
- DOUKAS, H., KARAKOSTA, C., PSARRAS, J., 2009.** *Transferência de tecnologia RES dentro do novo regime climático: a " helicóptero " vista sob o MDL*. Renovar. Sustentar. Energia Rev. 13 (5), 1138 e 1143. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.05.002> .
- ESTRATÉGIA INTERNACIONAL DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A REDUÇÃO DE DESASTRES (UN / ISDR)**. *Indicadores de progresso. Orientação sobre a medição da redução de riscos de desastres e a implementação da Estrutura de Ação de Hyogo; Estratégia Internacional das Nações Unidas para a Redução de Desastres*: Genebra, Suíça, 2008.
- HOANG LONG, N.; JUNG, J.J.** *Privacy-Aware Framework for Matching Online Social Identities in Multiple Social Networking Services*. *Cybern. Syst.* 2015, 46, 69–83.
- M. ELIMELECH.** "SEAWATER DESALINATION". 2012 *NWRI Clarke Prize Conference, Newport Beach, California, 2 de novembro de 2012*. http://www.nwri-usa.org/documents/Elimelech_000.pdf (acesso em 24 de junho de 2021).
- RIVERA, P., CHÁVEZ, R., & RIVERA-SALINAS, F.** (enero-febrero, 2018). *Avances y limitantes en el tratamiento del agua residual del estado de Zacatecas*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(1), 113-123, DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-08. Acesso em 07 de May de 2021.
- SENGE et. al.** *O reúso da água gerada por climatizadores para resolução de problemas a partir de pesquisa-ação em instituição pública de ensino*. DOI: <https://doi.org/10.5585/geas.v7i2.724>. E-ISSN: 2316-9834. Acesso em 16 de junho de 2021.
- SIEBERT, Claudia.** *A evolução urbana de Blumenau-SC: o (des)controle urbanístico e a exclusão sócio-espacial*. Florianópolis, 1999. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina.
- THE RESILIENCE INDEX.** *The Modelling Tool to Measure and Improve Community Resilience to Natural Hazards*. Available online: <https://theresilienceindex.weebly.com> (accessed on 29 Jun 2021).
- UN (United Nations).** *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*, 2014. Disponível em: <https://www.un.org/en/development/desa/publications/2014-revision-world-urbanization-prospects.html>. Acesso em: 29 Jun 2021.
- UNITED NATIONS OFFICE FOR DISASTER RISK REDUCTION (UNDRR).** *Disaster Resilience Scorecard for Cities*. Available online: <https://www.unisdr.org/campaign/resilientcities/toolkit/article/>(accessed on 20 Jul 2021).
- UDDIN, N.; BLOMMERDE, M.; TAPLIN, R.; LAURANCE, D.** *Sustainable development outcomes of coal mine methane clean development mechanism Projects in China*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 45, p. 1–9, 2015.
- VALENTINA, R.S.D.** *Gerenciamento da Qualidade e da Quantidade de Água Cinza em Uma Edificação Residencial de Alto Padrão com Vistas ao Seu Reúso Não Potável*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2009.
- WATER: A FINITE RESOURCE".** *Food and Agriculture Organization of the UN (FAO)*. <http://www.fao.org/docrep/u8480e/U8480E0E.HTM> (acesso em 24 de May de 2021).

UMA REVISÃO DAS PRÁTICAS E TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS PARA ABASTECIMENTO DE ÁGUA NAS RESIDÊNCIAS

1^{er}. Diogo Danilo de Almeida Pereira, 2^{do}. Daiane Maria de Genaro Chiroli, 3^{er}. Cláudia Telles Benatti

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Estadual de Maringá, Brasil pg403266@uem.br,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Estadual de Maringá, Coordenação do Curso Superior de Engenharia Têxtil –
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Apucarana, Brasil, daianexhiroli@utfpr.edu.br,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – Universidade Estadual de Maringá, Brasil ctbenatti@uem.br,

ABSTRACT

Water is an indispensable natural resource, and although the planet has 71% of its surface covered by water, only 1% is suitable for consumption, and the water crisis threatens the sustainability of life. Science studies alternative ways to supply drinking water, such as the possibility of using rainwater after proper treatment. This article aims to review the state of the art about existing technologies for treating rainwater for drinking water supply, aiming to analyze the historical evolution of this treatment and what are the trends for Brazil and other developing countries, such as those that comprise the BRICS (Brazil, Russia, India, China and South Africa). The results found were divided into three parts: the first topic addresses the origin and historical development of technologies for reusing rainwater, aiming to present an overview of these innovations over time and what are their main advantages and disadvantages. The second topic specifically addresses the existing technologies for reusing rainwater today and how water is treated. Finally, it discusses the situation of developing countries, especially those that make up the BRICS. In conclusion, the lack of public policies in most of these countries is addressed. In addition to its use for non-potable activities, but with ample potential for inclusion in agriculture and livestock.

KEYWORDS: Water crisis, stormwater, BRICS.

RESUMO

A água é um recurso natural indispensável, e embora o planeta possua 71% de sua superfície coberta por água, apenas 1% é adequada para o consumo, e a crise hídrica ameaça a sustentabilidade da vida. A ciência estuda formas alternativas para abastecimento de água potável, como a possibilidade de utilizar da água da chuva após tratamento adequado. Este artigo tem como objetivo uma revisão do estado da arte acerca das tecnologias existentes para tratamento de água pluvial para abastecimento da água potável, visando analisar a evolução histórica desse tratamento e quais as tendências para o Brasil e outros países em desenvolvimento, como os que compõem o BRICS (Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul). Os resultados encontrados foram divididos em três partes: no primeiro tópico aborda-se a origem e o desenvolvimento histórico a respeito das tecnologias para reaproveitamento das águas pluviais, visando apresentar um panorama dessas inovações ao longo do tempo e quais as suas principais vantagens e desvantagens. No segundo tópico aborda-se especificamente as tecnologias existentes para reaproveitamento de águas pluviais na atualidade e de que forma é feito o tratamento da água. Por fim, discorre-se sobre a situação dos países em desenvolvimento, sobretudo àqueles que compõem o BRICS. Na conclusão, aborda-se a falta de políticas públicas na maioria desses países além do uso para atividades não potáveis, mas com amplo potencial para inclusão na agricultura e pecuária.

PALAVRAS-CHAVE: Crise hídrica, água pluvial, BRICS.

INTRODUÇÃO

Os seres vivos têm ampla dependência de água, o recurso natural que recobre cerca de 71% da superfície do planeta e que também está presente na composição de todos os seres – por exemplo, nos seres humanos, que igualmente possuem cerca de 70% do seu corpo composto por água. Sendo um elemento vital à biosfera, o uso de água é um dos principais problemas modernos, pois a sociedade e a ciência buscam formas de amenizar os impactos do uso e de preservar esse recurso, especialmente porque, mesmo com um volume de 1386 milhões de quilômetros cúbicos, há limitações nas condições naturais do planeta, devido às águas marinhas impróprias para o consumo, geleiras e águas inacessíveis; sendo que apenas 0,3% desse volume total está disponível para o consumo humano e animal (Brasil, 2019).

Desde a década de 1980, o consumo de água tem aumentado significativamente devido tanto ao aumento populacional quanto às mudanças nos padrões de consumo, o que compromete ainda mais a disponibilidade desse recurso (Unicef, 2019). Soma-se a isso as questões de poluição e a má qualidade dessa água. Rodrigues e Araújo (2020) explicam que, associado ao aumento populacional, tem-se uma sobrecarga no uso de recursos naturais, contaminação dos corpos hídricos devido à efluentes industriais e domésticos, além dos impactos no uso do solo e no ciclo hidrológico.

Os problemas citados comprometem a qualidade da água e também a eficiência do seu abastecimento (Rodrigues e Araújo, 2020). De acordo com a Unicef (2019), aproximadamente 29% da população mundial não possui acesso adequado à água, o que inclui quantidade e qualidade inferiores ao necessário. Segundo a Portaria n. 888 (Brasil, 2021), para que a água seja considerada potável ou “própria para consumo humano”, deve possuir valores específicos na composição física, química e biológica; sendo que cada país tem liberdade para estabelecer os próprios parâmetros, desde que responda à qualidade mínima exigida pelos órgãos de controle nacionais no que se refere à turbidez (propriedade de absorção e reflexão da luz), partículas em suspensão, cor aparente (incolor a olho nu), presença de microorganismos controlados, ausência de bactérias ou patógenos, cloro livre (para desinfecção), e potencial hidrogeniônico (pH neutro ou concentração específica de íons H⁺).

Conforme Tasca et al. (2017) e Sewnet (2020), houve ainda um aumento de superfícies impermeáveis nos centros urbanos, que geram alterações na impermeabilização do solo, assoreamento, transbordamento, elevação ou baixo escoamento no curso dos rios. Logo, a demanda por água é crescente, porém sua qualidade e disponibilidade foi reduzida, o que leva os pesquisadores a buscar formas alternativas de abastecimento, especialmente para os setores industriais e agrícolas (Castro, 2020). De acordo com a Agência Nacional das Águas, estes setores hoje são responsáveis por mais de 92% do consumo de água no planeta, sendo 22% usado pelas indústrias e 70% para irrigação e cultivo de animais (CEBDS, 2021).

Diante desse cenário de diminuição da disponibilidade de água, e considerando que esta é um bem não renovável, a ciência tem buscado formas alternativas de consumo, em especial por meio da transformação de águas até então pouco ou nada utilizadas, como as águas marinhas e até mesmo as águas pluviais, que tem se mostrado viáveis com a aplicação de tecnologias adequadas (Dalsenter, 2016).

De acordo com Wang e Zimmerman (2015), as águas pluviais podem ser drenadas ou captadas por fontes públicas ou ainda por mecanismos particulares instalados nas edificações, de forma que basta o tratamento adequado para que estejam apropriadas para o uso, o que geralmente significa a instalação de um filtro e desinfecção, levando em consideração a análise das características da precipitação para indicação do tratamento necessário. Os benefícios dessa utilização incluem a diminuição do consumo de fontes de água natural, conservação de rios, lagos e lençóis freáticos, redução dos gastos de tratamento e distribuição, diminuição do uso da rede pública, redução do desperdício com transporte, e ampliação do fornecimento.

Além disso, o tratamento e a drenagem das águas pluviais podem contribuir para a redução de inundações e alagamentos, pois promove alívio na erosão do solo que é causada pelo escoamento

superficial ou pela inexistência de solos permeáveis (Sewnet, 2020). Tasca et al. (2017) explicam que as águas pluviais geram efeitos sobre os sistemas de drenagem e podem causar desastres naturais que prejudicam a vida humana, gerando perdas humanas, ambientais e econômicas.

Nos grandes centros urbanos, a utilização de água pluvial aparece como alternativa de abastecimento para usos não potáveis, como na descarga dos vasos sanitários e higienização ou lavagem de carros, calçadas e roupas, além da captação para irrigação de jardins. Já nas áreas mais afastadas das centrais de distribuição, a coleta de água pluvial pode garantir abastecimento sobretudo nos períodos de escassez e seca (Dalsenter, 2016).

Tendo isso em vista, é urgente a necessidade de realizar pesquisas a respeito do tema do tratamento de águas pluviais que podem ser utilizadas como fonte de abastecimento da água potável. Desta forma, o presente artigo propõe uma revisão do estado da arte acerca das tecnologias existentes para tratamento de água de chuva para abastecimento da água potável, visando analisar a evolução histórica desse tratamento e quais as tendências para o Brasil e outros países em desenvolvimento, como os que compõem o BRICS – Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul.

No Brasil, no Catálogo de Teses e Dissertações da CAPES, são encontradas milhares de pesquisas que tratam sobre o tema, sendo este de grande interesse para os pesquisadores, sobretudo nas áreas das Engenharias, Biotecnologias, Ciência de alimentos e biológicas, Ecologia e Meio Ambiente. De forma geral, os autores preocupam-se com a crise hídrica e com a escassez de recursos naturais, bem como com o aumento populacional e da demanda por esses recursos. Portanto, esse trabalho se justifica pela necessidade de avaliar e implementar estratégias para redução do consumo de água, diminuição da poluição e do uso indevido, e implementação de sistemas de reaproveitamento e padrão para uso. A pesquisa pode contribuir ao trazer um levantamento histórico e contextual sobre alternativas para uso de água de chuva, inserindo-se nos estudos sobre desenvolvimento sustentável.

MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa foi realizada por meio de uma revisão de literatura, na qual busca-se mapear os estudos já realizados sobre o tema, a saber, as tecnologias existentes para utilização da água da chuva como fonte alternativa para sistemas de abastecimento de água potável. Por isso foi inicialmente abordado o estado da arte deste tema, quais os principais dados, resultados, potencialidades e dificuldades encontrados pelos pesquisadores da área, visando identificar e sintetizar os conhecimentos difundidos em artigos científicos.

A coleta de dados foi realizada nas bases de dados do Google Scholar, da Scientific Electronic Library Online (SciELO) e do Portal de Periódicos da CAPES, onde deu-se ênfase aos estudos publicados posteriormente a 2015 e adequados aos descritores: stormwater use, water crisis, technologies for stormwater use, innovation for stormwater, stormwater use in BRICS. Essas bases de dados foram escolhidas devido à sua acessibilidade e à possibilidade de encontrar periódicos de maior relevância científica e de disseminação mundial.

As publicações escolhidas para análise advêm de trabalhos nacionais e internacionais, e em um primeiro momento foram filtradas a partir de suas contribuições para a temática, familiaridade e aproximação com os objetivos desse artigo. Busca-se fazer uma análise quantitativa dos dados, com abordagem exploratória, portanto os artigos foram lidos, revisados, e os principais resultados expostos em uma tabela, a partir da qual foram discutidos, buscando criar correlações e análises.

Os resultados encontrados foram divididos em três partes, visando agrupar informações a partir do seu conteúdo central e facilitar o entendimento. Também foram trazidos dados encontrados via Google Scholar com vistas a desenvolver a argumentação e acrescentar informações pertinentes aos temas debatidos em cada tópico. No primeiro tópico aborda-se a origem e o desenvolvimento histórico a respeito das tecnologias para reaproveitamento das águas pluviais, visando apresentar um panorama dessas inovações ao longo do tempo. No segundo tópico, apresentam-se especificamente

as tecnologias existentes para reaproveitamento de águas pluviais na atualidade, como forma de mapear as tecnologias já utilizadas e quais as suas principais vantagens e desvantagens. Por fim, discorre-se brevemente sobre a situação dos países em desenvolvimento, sobretudo àqueles que compõem o BRICS (Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul) quando comparados à países desenvolvidos como EUA e Japão, que já utilizam águas das chuvas há mais tempo.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste tópico apresenta-se os resultados obtidos na revisão de literatura sobre o reaproveitamento de águas de chuva no Brasil, citando também outros países em desenvolvimento.

A Tabela 1, abaixo, apresenta o processo de filtragem dos artigos encontrados, ao aplicar critérios de inclusão referentes ao ano de publicação, presença das palavras-chave e adequação aos objetivos ou temáticas da presente pesquisa:

Tabela 1. - Critérios de inclusão dos artigos encontrados

Base de dados	Busca inicial	Ano de publicação posterior a 2015	Palavras-chave no título ou resumo	Adequação do tema	Escolhidos para este estudo
Google Scholar	6.730	2.860	400	320	16
SciELO	21	17	15	8	8
Periódicos CAPES	13.060	5.575	3.560	60	8

Fonte: dados da pesquisa, 2021.

Origem e desenvolvimento histórico das tecnologias para reaproveitamento de águas pluviais

Como citado na introdução desse trabalho, a água é um bem natural não renovável, porém Jesus et al. (2019) explicam que ela pode ser renovada por meio dos ciclos hídricos, o que implica naturalmente na existência da chuva. Entretanto, com o aumento do consumo há dificuldade de renovação natural e necessidade de repensar o consumo e as fontes de uso. Há ainda a expectativa para crescimento do consumo em até 30% nas próximas três décadas, intensificação dos períodos de seca e escassez em períodos sazonais.

O aproveitamento das águas pluviais é uma medida utilizada sobretudo nos locais com pouco acesso à lagos e rios, e surgiu como medida para resolver dois graves problemas da vida urbana: a escassez de águas e a drenagem urbana (Oliveira, 2016). Especificamente quanto à drenagem, Tasca et al. (2017) explicam que ela gera custos devido à necessidade constante de melhorias na infraestrutura das cidades.

Sobre o surgimento e o desenvolvimento histórico das tecnologias, trata-se de informações já consolidadas na literatura científica, que apontam para as antigas civilizações. Especialmente entre as populações que viviam em regiões áridas e semiáridas, que cobrem cerca de 44% da superfície terrestre, a captação da água da chuva para reutilização, especialmente na agricultura, data de mais de 2000 anos (Gnadlinger, 2015).

Christofidis et al. (2019) explicam que essa primeira fase da drenagem urbana, conhecida como tradicional, tinha como objetivo controlar o impacto das cheias e também possibilitar o redirecionamento das águas. Em seguida, adicionou-se a indução de infiltração e retenção dessas águas, mas foi apenas após 1990 que surgiu uma transição do modelo tradicional para o ambientalista, que culminou no manejo quanti-qualitativo e de regularização da oferta hídrica. Não se tratava apenas de coletar e conduzir as águas das chuvas para longe dos centros urbanos, mas de reduzir impactos ambientais e aplicar soluções locais e pontuais para favorecer o balanço hidrológico.

No geral, os artigos e pesquisas encontrados contemplam uma discussão teórica a respeito do reaproveitamento de água de chuva e do tratamento da água disponível para consumo humano e animal, devido ao aumento da demanda (Dalsenter, 2016). Quanto ao uso pluvial, Steffen et al. (2013) falam que é uma prática comum na África, Ásia e Índia, onde há menor disponibilidade de água fluvial, com economia de mais de 17,7% no potencial de uso doméstico e industrial.

A captação e utilização da água da chuva aparece como alternativa de abastecimento sustentável, pois permite conservar ou preservar ecossistemas aquáticos, reduzir o consumo de água potável, reduzir o número de pessoas sem acesso à água e promover acesso à água para fins variados. Esses objetivos compõem o plano definido na Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável Rio+10, realizada em Joanesburgo (África do Sul) em 2002, pela Organização das Nações Unidas. A conferência buscava reafirmar os compromissos já existentes sobre a Agenda 21, além de promover metas para execução concreta dos compromissos sustentáveis assumidos pelos países participantes, especialmente no que se refere à diminuição da pobreza e da desigualdade social e nas formas alternativas de utilização dos recursos naturais (ONU, 2002).

Atualmente, 64% dos países já estão desenvolvendo práticas de manejo integrado dos recursos hídricos (ou IWRM: *Integrated Water Resources Management*), conforme orientação do Plano de Implementação de Joanesburgo. Entretanto, nos países considerados subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, sobretudo naqueles que apresentam IDH (Índice de Desenvolvimento Humano) médio ou baixo, o ritmo do progresso é lento e tem diminuído, em especial porque não se enxerga o potencial de ganhos a longo prazo e porque não há políticas públicas de incentivo (ONU, 2012).

Por outro lado, Steffen et al. (2013) cita que o período de retorno para os investimentos a serem realizados para captação de água de chuva é inferior a cinco anos. Os autores apresentam ainda que o foco inicial de gastos é no cálculo e na implementação de reservatórios para a água. Neste sentido, o dimensionamento correto do reservatório (que é composto por uma área de captação e outra de armazenamento da água da chuva) potencializa a razão custo-benefício, pois calcula-se o custo da implantação e a quantidade de aproveitamento em determinado período de retorno.

O sistema de reaproveitamento das águas pluviais é composto por quatro subsistemas, de acordo com Oliveira (2016):

1) de coleta e transporte, que diz respeito à área de captação (geralmente, a área de cobertura de uma edificação) e as tubulações ou acessórios que irão levar a água coletada para seus pontos de utilização;

2) de reserva, que consiste em um espaço projetado para receber a demanda de precipitação e protegê-la da luz solar e do calor, além de ser devidamente coberto e vedado para evitar a entrada de animais;

3) de tratamento, que consiste no descarte dos primeiros 2mm da precipitação inicial para “lavar” o telhado, com posterior remoção dos poluentes para a água que ficará armazenada. Para tratamento das águas pluviais, há a avaliação da turbidez, remoção das bactérias e remoção da matéria orgânica. Primeiro, há um gradeamento para retenção de partículas sólidas, um sistema de desinfecção e então o reservatório. A água precipitada possui poucas impurezas desde a sua origem, por isso está praticamente limpa, sendo que a contaminação existente pode ser derivada do contato com a superfície da cobertura da edificação ou ainda devido à própria atmosfera poluída.

4) de distribuição, que consiste na tubulação. Cabe lembrar ainda que, no sistema de reserva e transporte e principalmente para a distribuição, não pode haver interação entre a água da chuva e a água potável.

Entre os principais benefícios para implementar tecnologias de reaproveitamento de águas de chuva, os autores Lima et al. (2011) destacam:

- preservação do meio ambiente à curto prazo, com possibilidade de manutenção ou recarga nos níveis dos lençóis freáticos/subterrâneos e baixo impacto ambiental de longo prazo;
- diminuição na necessidade de tratamento da água, o que aumenta a facilidade de obter água potável ou adequada para fins diversos;

- aumento da segurança hídrica, pois permite acompanhar de maneira eficiente o crescimento populacional bem como atender áreas até então deficientes de abastecimento, atender com mais eficácia os horários de picos e o aumento da demanda diária nas áreas de grande concentração urbana;
- redução da necessidade de captação de águas em mananciais, poços e lençóis subterrâneos, bem como de seu tratamento e dos custos energéticos com transporte, abastecimento e reservatório;
- melhor distribuição nos sistemas de drenagem, com redução dos impactos das cargas, com melhoria na segurança contra desastres naturais como enchentes, erosão dos leitos dos rios, assoreamento, inundações e alagamentos.

Conforme Oliveira (2016), o principal uso da água da chuva, no contexto mundial, ainda se dá no consumo “não potável”, para fins considerados menos nobres, como na limpeza e redes de saneamento, e também na agricultura, que possuem critérios mais baixos para a qualidade e tratamento:

Tabela 2. - Parâmetros da qualidade da água para fins não potáveis no Brasil

Parâmetros	Análise	Valor
Coliformes totais	Semestral	ausência em 100ml
Coliformes termotolerantes	Semestral	ausência em 100ml
Cloro residual livre	Mensal	0,5 a 3,0mg/l
Turbidez	Mensal	<2,0 uT ² , para usos menos restritivos <5,0 uT
Cor aparente	Mensal	<15 uH ³
Ajuste de pH	Mensal	Em caso de tubulação de aço carbono ou galvanizado, o pH deve estar entre 6,0 e 8,0

Fonte: adaptado de Oliveira, 2016, p. 24-25.

Como já citado, cada país pode formular suas próprias normativas para utilização e qualidade da água. Cabe dizer que a tabela refere-se aos usos não potáveis no caso específico do Brasil, sendo que outros processos para desinfecção podem ser utilizados para além do cloro, por exemplo, a aplicação de raios ultravioletas ou de ozônio. Mensalmente também deve ocorrer a manutenção dos componentes do sistema de coleta, a saber: dispositivos de descarte dos detritos, do escoamento inicial e da desinfecção; calhas, condutores verticais e horizontais; bombas e reservatório (Oliveira, 2016).

Tecnologias existentes para reaproveitamento das águas da chuva na atualidade

As principais pesquisas a respeito do reaproveitamento de águas de chuva na atualidade concentram-se nas regiões da Europa, como Alemanha e Itália, devido à ampla precipitação de chuvas e à necessidade de abrandar enchentes e inundações e contribuir para a drenagem urbana e manutenção dos níveis de água.

Na Alemanha, os estudos destacam a utilização residencial, sobretudo em habitações unifamiliares, e em edificações industriais, nas quais observa-se que a utilização de água de chuva responde a cerca de 30 a 60% da demanda total de água da edificação. Porém, essa utilização se dá sobretudo para descarga sanitária e lavagem de roupas (Domenech e Saurí, 2011).

O mesmo acontece na Espanha, onde um reservatório de apenas 17m³ de água pluvial pode abastecer 60% da demanda de uma família média (4 pessoas), sendo que tal capacidade corresponde a 100% da demanda de água para lavanderia e banheiro (Domenech e Saurí, 2011). Há ainda a possibilidade de incluir os chamados microreservatórios, que podem ser implantados em residências, pequenos comércios e clínicas, e que apresentam potencial de 73% de economia de água (Drumond, Moura e Coelho, 2018).

Em pesquisa no sistema de buscas do Google, são encontradas alternativas domésticas encontradas em lojas chamadas populares, que podem ser adquiridas pelas pessoas e implementadas nas residências, como a cisterna vertical e cisterna estrutural de tamanhos variados, e diferentes modelos de reservatório de água.

Lima et al. (2011) explicam que 25 a 45% do custo total do tratamento da água se dá pelas operações dos sistemas de abastecimento, logo, concordam com Delsenter (2016) sobre a possibilidade de implementar sistemas de coleta diretamente nas edificações, diminuindo custos de armazenamento e transporte.

Na tabela 3, abaixo, há uma síntese sobre o tratamento disponível a partir do uso requerido:

Tabela 3. Tratamento necessário para a água da chuva a partir do uso potencial

Uso da água	Tratamento necessário
Irrigação de jardins	Nenhum
Prevenção de incêndios	Nenhum
Condicionamento de ar	Estocagem e distribuição adequadas
Descargas de banheiro	Tratamento higiênico
Lavagem de roupa e carros	Tratamento higiênico
Fontes, lagoas e aquários	Tratamento higiênico
Banho e piscina	Desinfecção
Preparo de alimentos	Desinfecção e retirada de elementos

Fonte: Kobiyama, Checchia e Silva, 2015, p. 43

Mesmo em fins menos nobres do que o potável, deve haver algum tipo de tratamento na água de chuva captada, pois devem ser retiradas impurezas e o excesso de sais e minerais que podem ser prejudiciais para o consumo e também para as estruturas e instalações. A dessalinização, que é a técnica de retirada de sais e minerais presentes especialmente na água marinha, surgiu no Caribe, em 1928, mas apenas no início da década de 1950 começou a ser utilizada por navios que permaneciam em alto mar. Porém, seu uso apresenta dificuldade no descarte dos resíduos, que podem contaminar outras correntes de água, além do amplo gasto com os materiais, que precisam ser constantemente higienizados para evitar ferrugem (Jesus et al., 2019).

A dessalinização permite que a água seja classificada como doce, e embora o uso na água marinha tenha limitações, a técnica pode ser aplicada, quando necessário, à água da chuva (Jesus et al., 2019). Kobiyama, Checchia e Silva (2015) citam que a dessalinização será a técnica do futuro, devido ao fato de que mais de 97% da água disponível no planeta é salgada ou salobra.

As águas de chuva precisam ser tratadas mesmo que não sejam reutilizadas nas residências, conforme consta na pesquisa de Pereira et al. (2021). Os autores explicam que a expansão urbana e a poluição, que também são abordadas no estudo de Costa et al. (2020) impactam ou desequilibram o ciclo hidrológico e alteram o sistema de drenagem natural, de forma a diminuir os espaços naturais de infiltração e aumentar a necessidade de escoamento superficial direto. Diversos constituintes são transportados pela água, como nutrientes, sólidos minerais e matéria orgânica como nitrogênio e fósforo, o que pode chegar aos rios e córregos.

Na Europa, América do Norte e Oceania, os países têm dotado sistemas de escoamento superficial com biorretenção como forma de tratar a água das chuvas já no momento da drenagem. Pereira et al. (2021) definem biorretenção como uma “técnica compensatória” ou alternativa de drenagem sustentável, na qual tem-se a “ação biológica proporcionada pela associação de solo e vegetação para a remoção de poluentes do escoamento superficial” (p. 578). Entre as alternativas de biorretenção, os autores citam os jardins de chuva e os canteiros pluviais, que são incluídos no paisagismo dos espaços e são incluídos em locais nos quais o espaço verde é limitado, e as biovaletas, que são rebaixamentos compostos por vegetação nas vias.

Explica-se que outra tecnologia de utilização da água da chuva é por meio da reutilização ou substituição de uma fonte de água potável por uma fonte de água de “qualidade inferior”, que seria a água da chuva. Isso significa instalar cisternas e reservatórios para irrigação, reserva de inocência, sistemas aquáticos decorativos, torres de resfriamento ou caldeiras, construção civil, controle de poeira, entre outros (Kobiyama, Checchia e Silva, 2015).

Especificamente para o contexto residencial, Tassi et al. (2014) citam os telhados verdes como alternativa para gestão das águas de chuva, pois eles controlam a velocidade de escoamento da água e ainda permitem a filtragem de alguns elementos contidos na água. Trata-se de uma técnica que Costa et al. (2020) consideram compensatória e que pode auxiliar quando o pavimento utilizado para drenagem tem capacidade reduzida ou insuficiente para realizar a drenagem necessária.

Embora esta pesquisa aborde o reaproveitamento de águas de chuva no contexto da economia de água e da sustentabilidade, também ganha destaque a questão do investimento em drenagem urbana como alternativa para mitigar desastres naturais, especialmente aqueles em decorrência das enchentes e enxurradas, que estão diretamente ligadas às chuvas. Esses desastres têm alta incidência nos países europeus, devido à proximidade com rios e mares, e também nos países subdesenvolvidos devido à infraestrutura irregular (Christofidis, 2019).

Fileni, Costa e Alves (2019) também abordam os sistemas de drenagem como alternativa para mitigar desastres naturais e inundações. Para os autores, deve haver mudanças estruturais e redimensionamento dos sistemas de drenagem, o que significa incluir pavimentos permeáveis não apenas nas áreas públicas, mas incentivar o uso no âmbito privado e doméstico, o que possibilitaria reduzir pelo menos 46% das áreas sujeitas à inundação.

Os sistemas de drenagem e captação de água de chuva podem ser: barragens subterrâneas, pequenos barramentos, poços ou cacimbas, cisternas, caldeirão e caxio (Kobiyama, Checchia e Silva, 2015). São inseridos condutos verticais que levam a água da chuva do telhado para a cisterna, e há um filtro para remoção de materiais mais grosseiros e folhas. Esse filme pode inclusive ser feito por vegetação específica (Tassi et al., 2014).

Os autores especificam ainda que o tratamento requerido para utilização da água da chuva é mínimo, porque por si só ela é praticamente desprovida de impurezas, entretanto, ela é considerada insípida devido à ausência de sais dissolvidos. Porém, nos primeiros minutos da precipitação pode haver impurezas, de forma que esta água que chega inicialmente à coleta deve ser descartada. A água coletada em estradas, biovaletas ou espaços públicos necessita de tratamento mesmo para fins não potáveis, tal como a água das áreas de estacionamento, terraços e áreas impermeabilizadas; porém, a água coletada em telhados ou locais que não são frequentados por pessoas ou animais, precisam ser apenas filtradas (Kobiyama, Checchia e Silva, 2015).

Situação dos países em desenvolvimento para implementação de sistemas de reaproveitamento de águas pluviais

Quatro países dos BRICS, com exceção da África do Sul, estão entre os cinco maiores consumidores de água no planeta, atrás apenas dos Estados Unidos da América, especialmente para uso industrial e agrícola (Jesus et al., 2019). A Organização das Nações Unidas (ONU, 2012) explica que a agricultura é responsável por 74% da exploração da água nesse conjunto de países, e que estes países são extremamente dependentes da agricultura irrigada, o que dificulta a diminuição.

Com a crescente demanda por alimentos e energias, aumenta a preocupação com a segurança alimentar e, conseqüentemente, com o uso racional dos recursos hídricos. Porém, a ONU (2012, p. 2) apresenta o seguinte cenário:

Globalmente, a produtividade das lavouras irrigadas é 2,7 vezes maior do que a da produção abastecida somente pela água das chuvas e, por isso, a irrigação continuará desempenhando um importante papel na produção de alimentos. A área equipada para a irrigação aumentou de 170 milhões de hectares, em 1970, para 304 milhões de hectares, em 2008. Ainda existe um potencial de expansão, em particular na África Subsaariana e na América do Sul, em lugares onde existe água suficiente disponível.

Apesar de ainda existir um potencial para o aumento nas áreas de lavouras, entre cinco milhões e sete milhões de hectares (0,6%) de terras agrícolas se perdem anualmente por causa da aceleração da degradação da terra, bem como da urbanização, provocando assim a redução

no número de fazendas à medida que cada vez mais pessoas migram para as cidades. O aumento da população significa que a quantidade de terra cultivada por pessoa também está diminuindo severamente: de 0,4 hectare, em 1961, para 0,2 hectare, em 2005.

Logo, a agricultura tem sido responsável pelo abastecimento da alimentação, mas também pelo consumo de água e degradação do solo, levando à um ciclo de incertezas e devastação e dúvidas quanto à sua sustentabilidade. Por outro lado, o desenvolvimento tecnológico está associado à diminuição do consumo de água, por encontrar formas mais eficientes de utilizá-la.

No Brasil, Brito (2019) analisou especificamente a implementação de cisternas para abastecimento na zona rural do Piauí, sendo estas construídas de tijolos ou placas pelos próprios agricultores, porém, com apoio governamental. Tais cisternas são usadas para dessedentação animal e uso doméstico e sem tratamento.

Já Lima et al. (2011) fazem sua análise nos municípios da Amazônia, onde a densidade de chuvas é maior e as cidades possuem potencial de 76% de abastecimento do consumo de água por água pluvial, sendo que nos telhados das casas seriam implementados pontos de coleta. Os autores concluem que essa é a região com maior potencial para uso de água pluvial em todo o país, devido à alta precipitação de chuvas, sendo que 95% das cidades da Região Norte tem potencial para economia de água potável pública superior a 50%, e no Sudeste apenas 15,6% dos municípios possuem esse potencial.

Na Rússia, as pesquisas contemplam a reutilização de água pluvial como forma de controle das mudanças climáticas, sendo que existem certificações para as construções verdes. Em comparação com a Finlândia, o pesquisador Zorin (2021) apresenta que a população russa tem baixa capacidade de compra e que as tecnologias sustentáveis são vistas como inacessíveis, o que, somado com a ausência de políticas públicas e programas governamentais russos para construção e reforma das moradias, inibe sua existência. Além disso, 65% da tubulação russa está desgastada, com vazamento e perda de mais de 3,2 bilhões de toneladas de água.

Devido à falta de financiamento e de preocupação ambiental, o governo da Rússia abandonou a maioria dos seus projetos de irrigação com águas pluviais. Por outro lado, Proskutyakova et al. (2018) falam que a própria localização do país dificulta o desenvolvimento sustentável, na medida em que apenas três rios fornecem abastecimento para a população, enquanto que os demais encontram-se em regiões inadequadas para habitação e agricultura.

Por outro lado, apesar do cenário pouco estimulante, entidades civis e de controle internacional tem pressionado por mudanças, proibindo o descarte incorreto de resíduos, aplicando multas, e propondo a troca de produtos no tratamento da água potável, de cloro para luz ultravioleta, o que facilita também o tratamento da água pluvial para consumo e agricultura (Proskutyakova et al., 2018; Zorin, 2021).

Na Índia, a agricultura também figura como principal atividade a ser beneficiada pelo uso das águas pluviais. Nesse sentido, Panda (2018) fala sobre os reservatórios de fazenda (OFR), que preservariam a água obtida pelas chuvas no período das precipitações, sendo estas utilizadas no período das secas. O que o autor propõe é uma utilização sazonal que beneficie o cultivo integrado, manejando o duplo cultivo e assim realizando a irrigação suplementar das plantações. Além disso, recomenda-se que 15% da área da fazenda seja utilizada para captação da água pluvial, com inclinação lateral e aumento do declive, de forma que em 5 anos há o retorno completo do investimento.

Já para o uso da população, Raut e Kashyap (2021) fazem uma análise na cidade de Mumbai, a qual sofre com grande pressão estrutural e demanda por água portátil. Nesse local, existem pontos para coleta e tratamento de águas residuais que são reenviadas para os setores industriais e agrícolas ao redor da cidade. Foram encontradas inúmeras irregularidades, sobretudo porque não são utilizados materiais de tratamento, mas a água é apenas “separada” para reutilização em fins não-potáveis.

A China parece concentrar a maioria das pesquisas sobre reutilização e tratamento da água pluvial, sendo milhares de publicações nos últimos anos e muitas delas contemporâneas ou publicadas

nos últimos meses de 2020 e início de 2021, o que demonstra a importância desse tema para os pesquisadores chineses (Kumar et al., 2021). Os autores Mao et al. (2021) defendem que a água da chuva pode ser usada para fins domésticos potáveis, para consumo direto da população, desde que passe pelo tratamento de turbidez e adição de cloro. É necessário acompanhar as condições meteorológicas e também o material de cobertura dos telhados, sendo que a telha de cerâmica é a mais indicada e que alcança maior qualidade da água pluvial reciclada. Já o asfalto e o concreto, sobretudo somados às altas temperaturas, geram grande interação com a qualidade de água, baixando seu padrão de qualidade e aumentando a necessidade de tratamento ou uso apenas nos banheiros.

Além do material da construção do reservatório para captação da água da chuva e da observação das condições meteorológicas, Ahmed et al. (2020) apontam para o fato de que a própria água da chuva pode vir contaminada por poluição da atmosfera, que também é decorrente da vida humana em grandes centros. Os autores propõem que a água seja armazenada em espaços para escoamento vertical, de forma que a chuva seja armazenada no momento em que flui do telhado, para posteriormente ser processada em pântanos construídos com espécies de *calamus* e cebolinhas e adição de ACF, que removem naturalmente os poluentes como nitrogênio, fósforo e amônia.

Por fim, na África do Sul concentra-se o menor número de pesquisas, sendo que as de maior relevância concentram-se em anos anteriores, como 2017 e 2018, de acordo com a revisão realizada nas bases de dados da SciELO e Google Scholar. Nel et al. (2017) justificam que o consumo domiciliar é baixo e que as grandes cidades sul-africanas proibem o uso de água ao ar livre, sobretudo devido à baixa disponibilidade de água no local. Por outro lado, devido ao abastecimento intermitente de água, as fontes domésticas se tornaram cada vez mais comuns, especialmente para o consumo residencial de banheiros, lavanderias e jardins.

Porém, o que se chama de coleta de água de chuva não são sistemas de captação e armazenamento para posterior distribuição, mas sim a aplicação indireta, intencional ou não, da água da chuva, sobretudo por desvios e canaletas colocados no telhado. Não há uma substituição no uso da água canalizada, mas apenas a manutenção de outros sistemas para facilitar ou complementar a distribuição, até então muito escassa. Kobiyama, Checchia e Silva, (2015) explicam que isso se deve ao custo alto para instalação de uma unidade de captação de água da chuva nos telhados, e que estas unidades são ocasionalmente roubadas.

Entende-se, a partir da leitura de Du Plessis e Jacobs (2018) e de Fisher-Jeffes et al. (2017), que o que tem inviabilizado a implantação do sistema de reaproveitamento da água pluvial atualmente é a busca por economia a curto prazo, ou seja, a negação em se fazer maiores investimentos iniciais em prol de uma economia no futuro. Também há uma demanda cada vez maior por água encanada e pronta para o consumo, em parte devido ao encarecimento das tecnologias além do barateamento do próprio recurso (água potável). Por outro lado, Du Plessis e Jacobs (2018) apontam que, na África do Sul, houve um aumento de condomínios fechados que, desde o projeto das residências, já inclui sistemas de coleta e armazenamento de água da chuva, de forma que as casas já são adquiridas contendo essas tecnologias, o que facilita a disseminação do uso.

Quanto às legislações ou políticas públicas de incentivo à utilização da água pluvial, cita-se que no Brasil, existe a Lei n. 9.433, Lei das Águas ou Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997), que expressa que a água é de domínio público, mas um bem limitado que deve proporcionar múltiplas formas de uso. Essa Lei, que surgiu em 1934, estabelece que as águas são recursos públicos, de uso comum, e fala sobre o aproveitamento e potencial hidráulico do país. Na sequência, há NBRs e legislações estaduais e locais que versam sobre a propriedade particular sobre as nascentes de água, do aproveitamento e derivação das águas e da fiscalização que incide no âmbito estadual e municipal. Nos textos lidos e utilizados nesta pesquisa, não foram encontradas menções às legislações de outros países, com exceção das convenções da ONU, Unicef ou outros órgãos de abrangência trans-nacional. Cabe reiterar que cada país possui autonomia jurídica para lidar com este recurso, e que o Brasil tem destaque no cenário mundial porque detém 12% dos reservatórios de água doce e potável de todo o mundo (Brasil, 2021).

CONCLUSÕES

No geral, a utilização de água pluvial para abastecimento urbano tem se dado nos serviços e atividades que não dependem da água potável, como no caso do saneamento, descargas, lavagem de espaços e bens duráveis, além da irrigação, o que está relacionado ao próprio sistema tradicional de drenagem. Quanto ao tratamento da água pluvial para consumo como água potável, este ainda é um campo que carece de estudos sistematizados aplicados às realidades locais, e pode ser implementado por meio de tecnologias de coleta, reservatório e tratamento, o que pode ser feito por técnicas de dessalinização, filtração, retirada de elementos.

Há amplo potencial para uso na agricultura e pecuária, e a necessidade de mínimo tratamento para uso na indústria, sendo que os autores recomendam a implementação de suprimentos de coleta nas próprias edificações, pois não há necessidade de transporte e há grande economia no uso de água potável de distribuição pública. Os autores citam ainda os sistemas de drenagem por meio de estruturas permeáveis, pavimento nos telhados das casas, jardins e telhados verdes.

Foi possível também observar que há políticas públicas que incentivam o reaproveitamento de água pluvial no Brasil e que estas respondem a uma demanda internacional pela preservação da água enquanto recurso natural fundamental à vida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHMED, S. M. et al. Developing a composite vertical flow constructed wetlands for Rainwater treatment. **Membrane and Water Treatment**, v. 11, n. 2, p. 87-95, 2020.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Água**. Brasília: MMA, 2021.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Brasília, 2021.
- BRASIL, Ministério da Saúde. **Manual de Saneamento**. 5. ed. Brasília: FUNASA (Fundação Nacional da Saúde), 2019.
- BRASIL. Lei n. 9.433 de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH**. Cria o Sistema Nacional de gerenciamento dos recursos hídricos. Brasília, 1997.
- BRITO, R. G. da S. **Cisternas: mecanismo de convivência com a seca e abastecimento hídrico no município do Piauí**. 26 f. Gestão de Recursos Ambientais do Semiárido. Instituto Federal da Paraíba, Piauí, 2019.
- BRINK, I. C.; KAMISH, W. Stormwater pond metals and solids removal efficiency determination with the effluent probability method: a novel classification system. **Journal of the South African Institution of Civil Engineering**, v. 58, n. 2, p. 49-55, jun. 2016.
- CASTRO, K. Q. Análise química de água subterrânea para consumo humano. **Revista Caribeña de Ciencias Sociales**, [S. l.], p. 1–9, 2020.
- CEBDS, Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável. **Agência Nacional de águas**. Rio de Janeiro: CEBDS, 2021. Disponível em: <<https://bit.ly/3AqHQgN>>. Acesso em 20.09.2021.
- CHRISTOFIDIS, D.; ASSUMPÇÃO, R. dos S. F. V.; KLIGERMAN, D. C. A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. **Saúde em Debate**, v. 43. n. 3, p. 94-108, dez. 2019.
- COSTA, I. R. de A. et al. Sensitivity of hydrodynamic parameters in the simulation of water transfer processes in a permeable pavement. **RBRH**, v. 25, n. 47, 2020.
- DALSENTER, M. E. V. **Estudo de potencial de economia de água potável por meio de reaproveitamento de água pluvial em um condomínio residencial multifamiliar localizado em Florianópolis-SC**. 73 f. 2016. Monografia (Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.
- DOMÉNECH, A.; SAURÍ, D. A comparative appraisal of the use of rainwater harvesting in single and multi-family buildings of the Metropolitan Area of Barelona (Spain): social experience, drinking water savings and economic costs. **Journal of Cleaner Production**, v. 598-608, 2011.
- DRUMOND, P. de P.; MOURA, P. M.; COELHO, M. M. L. P. Comparison the monitoring data of na on-site stormwater detention (OSD) and the results in the use of theoretical methods for its design. **RBRH**, v. 23, n. 19, 2018.

- DU PLESSIS, J. J. L.; JACOBS, H. E. Analysis of water use by gated communities in South Africa. **Water SA**, v. 44, n. 1, p. 130-135, 2018.
- FILENI, F. de M.; COSTA, M. E. L.; ALVES, C. de M. A. The application of LIDs in Savanna region for mitigation of flooded areas. **RBRH**, v. 24, n. 40, 2019.
- FISHER-JEFFES, L. et al. Stormwater harvesting: improving water security in South Africa's urban areas. **South African Journal of Science**, v. 113, n. 1-2, p. 1-4, fev. 2017.
- GNADLINGER, J. **Água de chuva no manejo integrado dos recursos hídricos em localidades semiáridas: aspectos históricos, biofísicos, técnicos, econômicos e sociopolíticos**. Campina Grande-PB: INSA (Instituto Nacional do Seminário), 2015.
- JESUS, R. dos S. de. et al. Dessalinização da água: solução no processo de escassez de um bem valioso. **Rev. Augustus**, v. 24, n. 49, 2019.
- KOBIYAMA, M.; CHECCHIA, T., SILVA, R. V. da. **Tecnologias alternativas para aproveitamento de águas**. Florianópolis: UFSC/NEA, 2015.
- KUMAR, N. et al. A systematic review comparing urban flood management practices in India to China's sponge city program. **Sustainability**, v. 13, n. 11, p. 6346, 2021.
- MAO, J. et al. Effect of roof materials and weather patterns on the quality of harvested Rainwater in Shanghai, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123419, 2021.
- NEL, N. et al. Supplementary household water sources to augment potable municipal supply in South Africa. **Water S.A.**, v. 43, n. 4, 2017.
- OLIVEIRA, G. S. de. **Viabilidade técnica e econômica de reservatórios e sistemas de tratamento de água pluvial para um edifício residencial**. 60 f. 2016. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016.
- ONU, Organização das Nações Unidas. **O manejo dos recursos hídricos em condições de incerteza e risco**. Relatório Mundial da ONU sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos. Brasília: Onu/Word Water, 2012.
- ONU, Organização das Nações Unidas. Plano de Implementação. In: **Declaração de Joanesburgo Rio+10**. Joanesburgo: ONU, 2002.
- PANDA, S. N. Rainwater Conservation and Reuse for increasing agricultural sustainability of rain-fed upland Ecosystem in Eastern India. **Purdue**, p. 61-66, 2018.
- PEREIRA, M. C. S. et al. Melhoria da qualidade da água de rios urbanos: novos paradigmas a explorar – Bacia hidrográfica do rio Pinheiros em São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 3, p. 577-590, jun. 2021.
- PROSKURYAKOVA, L. N. et al. Global water trends and future scenarios for sustainable development: the case of Russia. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 867-879, jan. 2018.
- RAUT, N.; KASHYAP, S. R. Assessment of water reuse potential of wastewater treatment systems used in Mumbai, India. **International Research Journal on Advanced Science Hub**, v. 3, Issue Special, p. 12-19, 2021.
- RODRIGUES, L. S. S. da; ARAÚJO, G. M. Sistema simplificado de remoção de ferro em água subterrânea. **30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S. l.], p. 1-8, 2019.
- SEWNET, M. T. A review of recente studies on urban stormwater drainage system for urban flood management. **Preprints**, v. 2, n. 295, p. 2-16, 2020.
- STEFFEN, J. et al. Water supply and stormwater management benefits of residential Rainwater harvesting in U.S. cities. **Journal of The American Water Resources Association**, p. 810-824, 2013.
- TASCA, F. A. et al. The role of urban drainage in Hydrological disasters prevention in the Watershed Itajaí Açu river. **Rev. Bras. Cartografia**, n. 69/1, ed. esp. Geotecnologias e Desastres Naturais, p. 129-142, 2017.
- TASSI, R. et al. Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 14, n. 1, p. 139-154, jan./mar. 2014.
- UNICEF, United Nations Children's Fund. **The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving no one behind**. New York: UNICEF, 2019.
- WANG, R.; ZIMMERMAN, J. B. Economic and Environmental Assessment of Office Building Rainwater Harvesting Systems in Various U.S. Cities. **Environmental Science & Technology**, p. 1768-1778, 2015.
- ZORIN, Anatoliy. **Future of sustainability in construction setor in Russia and Finland**. 40 f. 2021. Tese (Engenharia de Construção). Hämeenlinna University Centre, Spring, 2021.

TÉCNICAS PARA REDUZIR O DESPÉRDIO DE ÁGUA NOS ABRIGOS DE MIGRANTES E REFUGIADOS EM RORAIMA

Airlene de Medeiros Carvalho¹ Giovana Adélia Ausier Oliveira Bezerra¹ Pedro Alves da Silva Filho^{1,2}

¹Programa de Pós-graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Roraima, Brasil

²Depto. de Engenharia Civil, Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Roraima, Brasil
Av. Cap. Ene Garcez, 2413- Bairro Aeroporto. E-mail: medeirosairlene@gmail.com | giovanaausier@gmail.com | pedro.filho@ufr.br.

RESUMO:

Na Venezuela, o cenário da crise econômica e social fez milhares de venezuelanos migrarem para o Brasil. Segundo a Polícia Federal, entre 2017 e 2021, foram registradas cerca de 260 mil solicitações de refúgio e de residência temporária. Esta chegada em massa causou um grande impacto no Estado de Roraima, que faz fronteira com o país vizinho. Na capital Boa Vista chegaram a ser instalados onze abrigos para acolher esses cidadãos e reduzir o número de venezuelanos nas ruas. Hoje são sete, porém alguns tem maior espaço. São moradias temporárias administradas pelo Exército Brasileiro e pelo Alto Comissariado das Nações Unidas para os Refugiados. Mais de 7 mil pessoas vivem nesses locais com necessidades urgentes de assistência humanitária. Entre as medidas adotadas foi levar água potável da Companhia de Águas e Esgotos de Roraima (CAER). Mas a demanda por este recurso hídrico aumentou de forma significativa e, conseqüentemente, criou um peso adicional na rede de abastecimento de água da CAER. Para conter o desperdício ou mal-uso da água tratada, como também a quebra de tubulações nos abrigos, os venezuelanos receberam cursos sobre sustentabilidade da água e oficinas de manutenção hidráulica. O trabalho foi desenvolvido pelas equipes do Núcleo de Meio Ambiente e da Divisão de Rede de Água da CAER, em parceria com a Operação Acolhida.

PALAVRAS-CHAVE: Água. Sustentabilidade. Ensino. Hidráulica.

ABSTRACT:

In Venezuela, the scenario of the economic and social crisis made thousands of Venezuelans migrate to Brazil. According to the Federal Police, between 2017 and 2021, around 260,000 requests for refuge and temporary residence were registered. This mass arrival had a major impact on the state of Roraima, which borders the neighboring country. In the capital Boa Vista, eleven shelters were installed to welcome these citizens and reduce the number of Venezuelans on the streets. Today there are seven, but some have more space. They are temporary housing managed by the Brazilian Army and the United Nations High Commissioner for Refugees. More than 7,000 people live in these areas in urgent need of humanitarian assistance. Among the measures adopted was to take drinking water from the Companhia de Águas e Esgotos de Roraima (CAER). But the demand for this water resource has increased significantly and, as a result, has created an additional burden on Caer's water supply network. To contain the waste or misuse of treated water, as well as the breakage of pipes in the shelters, Venezuelans received courses on water sustainability and hydraulic maintenance workshops. The work was carried out by teams from the Environment Center and the Water Network Division of CAER, in partnership with Operação Acolhida.

KEYWORDS: Water. Sustainability. Teaching. Hydraulics.

INTRODUÇÃO

Ao longo da história, os povos sempre migraram de um lugar para outro por diversos motivos, seja por fatores climáticos, guerra e conflitos políticos. No decorrer dos anos um dos principais fluxos migratórios de milhares de pessoas com destino ao Brasil ocorreu na segunda década do século XXI, proveniente da Venezuela, como consta no *Migrações, Refúgio e Apatridia — Guia para Comunicadores* (2019), obra elaborada pelo Instituto Migrações e Direitos Humanos, Migra Mundos e Ficas.

Para fugir da crise e buscar melhores condições de vida, milhares de venezuelanos entram no Brasil pelo município de Pacaraima, que faz fronteira com o país vizinho. De acordo com a Polícia Federal, somente em 2017, mais de 30 mil venezuelanos se deslocaram para a cidade de Boa Vista (capital de Roraima). Esta chegada em massa causou um grande impacto local. O governo brasileiro, em parceria com o Exército, criou onze abrigos temporários na capital para reduzir o número de venezuelanos nas ruas. Mais de 6 mil pessoas, das quais 2,5 mil são crianças e adolescentes, vivem nesses abrigos, segundo o Fundo das Nações Unidas para a Infância – UNICEF (2019).

Na Venezuela, a população de baixa renda, não pagava pela água consumida. Este produto era oferecido pelo governo e, por isso, muitos desses migrantes não têm a preocupação em usar a água de forma racional. Este fato é notado nos abrigos, pois a demanda por água potável aumentou de forma significativa e, conseqüentemente, criou um peso adicional para rede de abastecimento de água da Companhia de Águas e Esgotos de Roraima – Caer, a qual também enfrenta dificuldades de captação de água no período de verão, quando o nível do rio Branco começa a baixar.

Com a realidade diferente no Brasil, os migrantes e refugiados precisaram zelar pelo local que os acolheu. Os impactos negativos aos recursos hídricos, com o desperdício de água, não eram percebidos pela maioria da população migrante, seja por não perceberem a extensão dessas ações danosas ou por não se sentirem responsáveis pelo lugar em que vivem. Só podemos encontrar soluções para os nossos problemas quando tomamos consciência de que eles existem e que afetam a nossa vida.

Este artigo tem a finalidade de apresentar a iniciativa do Núcleo de Meio Ambiente – NMA da Caer, com o objetivo de formar agentes multiplicadores para minimizar as dificuldades que são enfrentadas nesse cenário de crise migratória na capital de Roraima. A estratégia do NMA consiste na Educação Ambiental não formal, por meio da Oficina de Manutenção Hidráulica, com aulas teóricas e práticas. As atividades realizadas em março e abril de 2022, contribuíram para a construção do conhecimento de abrigados e na formação de agentes ambientais responsáveis e comprometidos em manter o abrigo sempre limpo para evitar doenças, usar a água de forma sustentável e zelar pela manutenção da rede hidráulica interna para não desperdiçar água potável.

RECURSOS HÍDRICOS

A água é um recurso fundamental para a vida do ser humano. Ainda que 70% do planeta Terra seja coberto por água, apenas menos de 1% da água doce está disponível para o consumo. Dessa pequena parte hídrica, 12% fica no Brasil, e a maior concentração de água doce está na Bacia Amazônica. O restante está distribuído de forma desigual em todo o mundo e, além disso, as reservas são constantemente ameaçadas de escassez e contaminação. Tudo isso faz com que seja muito importante praticar o consumo consciente. Mas o mal uso da água e as possíveis conseqüências do manejo incorreto deram início as discussões referentes ao consumo sustentável no Brasil. Em 8 de janeiro de 1997, foi criada a Lei nº 9.433, conhecida como “Lei das águas do Brasil”, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, em decorrência se originou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH. Conforme artigo 1º da PNRH, a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários

e das comunidades. Além de estabelecer regras para a conservação dos mananciais, a “Lei das águas do Brasil” também trata do uso racional da água. Com base na legislação vigente, o NMA elaborou oficinas de manutenção hidráulica, aliada à Educação Ambiental, como ferramentas de conhecimento para despertar nos atores envolvidos a consciência crítica sobre a forma de uso da água. A ideia é mostrar que é possível, com informações e boas práticas, formar pessoas mais responsáveis e comprometidas com o ambiente onde vivem.

DIAGNÓSTICO DE CONSUMO NOS ABRIGOS

Nesta etapa calculou-se o indicador de consumo com base no histórico do consumo fornecido pela Caer e a quantidade da população consumidora nos dois abrigos de migrantes e refugiados: “Pricumã” e “Jardim Floresta”, fornecida pela Acnur. O diagnóstico consistiu basicamente na elaboração de planilhas de estimativa de consumo e visita nos refúgios para conhecer e anotar os tipos de usos da água, como nos chuveiros, pias, vasos sanitários e nos tanques de lavagem de roupas **Figura 1**. Verificou-se vários pontos de vazamento, principalmente nos banheiros coletivos. Com esta análise, foi proposta a oficina de manutenção de pequenos reparos como solução para reduzir o desperdício de água.



Figura 10. - Desperdício de água nos tanques do abrigo Jardim Floresta. Foto: NMA/Caer

MÉTODO APLICADO NA OFICINA HIDRÁULICA

A Oficina de Manutenção Hidráulica foi realizada na sede da Companhia de Saneamento de Roraima e foi dividida em três etapas: a primeira compreende o conhecimento teórico, **Figura 2**, por meio de slide nos idiomas português e espanhol, sobre o uso adequado da água, as consequências do desperdício e os nomes das ferramentas utilizadas para reparos hidráulicos. O método aplicado facilita a compreensão dos participantes estrangeiros para manter e prolongar a vida dos equipamentos hidráulicos a mínimo custo dentro dos abrigos.



Figura 2. - Aula teórica de manutenção hidráulica. Foto: NMA/Caer

A segunda etapa consistiu na aula prática, conforme **Figura 3**, na qual os participantes aprenderam a consertar pequenos vazamentos em torneiras e tubulações. As mulheres participaram de forma ativa mostrando interesse e compreensão dos ensinamentos. O instrutor da Caer mostrou as ferramentas utilizadas para cada tipo de tubulação e como manuseá-las corretamente em cada situação.

A manutenção é um dos pilares essenciais do sistema hidráulico, influenciando diretamente na duração de interrupções causadas por falhas e, conseqüentemente, no desperdício de água. São pontos importantes: a aplicação correta de válvulas para fechamento de partes do sistema, permitindo a substituição de equipamentos; facilidade de inspeção das tubulações; e a existência de espaço adequado para serviços de reparos e troca de componentes (acessórios, válvulas, aparelhos sanitários e equipamentos).



Figura 3. - Aula prática de manutenção hidráulica. Foto: NMA/Caer

A parte final foi a visita guiada na Estação de Tratamento de Água conduzida pela técnica do Núcleo de Meio Ambiente da Caer, **Figura 4**. Os venezuelanos conheceram o processo, desde a captação, o tratamento e a distribuição de água para a população da cidade. Essa etapa foi importante para todos terem conhecimento sobre o uso do material químico no processo de coagulação, floculação, decantação, filtração e a desinfecção da água. Eles também tiveram a oportunidade de conhecer os laboratórios de análises físico-químicas da água, os quais fazem parte do controle de qualidade da água distribuída para toda população de Boa Vista. Atividades práticas devem ser desenvolvidas, de forma que os participantes consigam conciliar teoria e prática. Um bom exemplo são as palestras de Educação Ambiental, onde as explicações, juntamente com o contato com o rio Branco, são de extrema importância no processo de conscientização ambiental para o uso da água.



Figura 4. -Visita guiada à Estação de Tratamento de Água. Foto: NMA/Caer

RESULTADOS

A manutenção preventiva é fundamental para garantir a durabilidade das instalações hidráulicas, evitando desgastes naturais das estruturas. Além disso, o conhecimento adquirido ajuda a reduzir riscos e prejuízos com reparos e, principalmente, a economizar água, evitando perdas para o sistema de abastecimento que trazem impactos negativos para toda a sociedade. Tomando como base dois abrigos, Pricumã e Jardim Floresta, houve um resultado positivo nos meses seguintes à oficina de capacitação (março e abril de 2022). Vale observar que, de acordo com o Manual Esfera: *Carta Humanitaria y normas mínimas para la respuesta humanitaria* (Sphere Association, 2018), o volume aproximado de água para cada habitante, em situação de emergência, usar para o consumo próprio, nas atividades domésticas e na higiene pessoal, é de 15 litros/dia. No período de março e abril, conforme **Tabela 1**, havia uma população média de 860 pessoas no abrigo Pricumã (Acnur, 2022), e um consumo médio mensal de 393 m³ (metros cúbicos) de água, o que equivale a 14,90 litros de água/dia, em média, para cada beneficiário (CARVALHO, 2022).

Tabela 1. - Consumo de água no abrigo Pricumã. Fonte: CARVALHO, Caer adaptado, 2022

 COMPANHIA DE ÁGUAS E ESGOTOS DE RORAIMA DIRETORIA DE ENGENHARIA E GESTÃO AMBIENTAL - DEA NÚCLEO DE MEIO AMBIENTE - NMA HISTÓRICO DE MEDIÇÃO E CONSUMO DE ÁGUA MENSAL – 2022					
ABRIGO PRICUMÃ MATRÍCULA: 1417100		Fonte Pagadora: Exército ENDEREÇO: AV. BRASIL, Nº 551/1 – Bairro 13 DE SETEMBRO			
MÊS/ANO	DATA DA LEITURA INFORMADA	QTD. DE PESSOAS	CONSUMO DE ÁGUA (m ³)	CONSUMO DE ÁGUA POR HABITANTE (litros/mês)	CONSUMO DE ÁGUA POR HABITANTE (litros/dia)
01/2022	04/01/2022	997	658	660 litros/mês	22 litros/dia
02/2022	02/02/2022	974	325	333 litros/mês	11 litros/dia
03/2022	03/03/2022	880	405	460 litros/mês	15,34 litros/dia
04/2022	01/04/2022	842	382	434litros/mês	14,47 litros/dia

Já no abrigo Jardim Floresta, **Tabela 2**, onde são abrigados os indígenas venezuelanos, o consumo médio, entre março e abril de 2022, foi de 22,35 litros por pessoa. A quantidade de água consumida foi um pouco maior do que o registrado no abrigo não indígena Pricumã. Isto se deve a dois principais fatores: o aumento no número de habitantes no mês de abril e os hábitos diferenciados dos indígenas, pois eles utilizavam fogão à lenha para cozinhar o próprio alimento e isso demandava maior volume de água para lavar os alimentos e panelas. Mesmo assim, o consumo médio está de acordo com as normas do Manual Esfera utilizadas pela ONU (Sphere Association, 2018).

Tabela 2. - Consumo de água no abrigo Jardim Floresta. Fonte: CARVALHO, Caer adaptado, 2022

MÊS/ANO	DATA DA LEITURA INFORMADA	QTD. DE PESSOAS	CONSUMO DE ÁGUA (m ³) _{Caer}	CONSUMO DE ÁGUA POR HABITANTE (Litros/Mês)	CONSUMO DE ÁGUA POR HABITANTE (Litros/Dia)
02/2022	01/02/2022	455	221	485,7 litros/mês	16,19 litros/dia
03/2022	03/03/2022	416	254	610 litros/mês	20,35 litros/dia
04/2022	01/04/2022	451	304	730 litros/mês	24,35 litros/dia

CONCLUSÃO

Os números revelam que o método aplicado pela equipe técnica da Caer gera ações práticas sustentáveis dentro dos abrigos. A sensibilização e mobilização de migrantes e refugiados, por meio das capacitações, são processos longos e que devem ser permanentes, em função da rotatividade de pessoas nos abrigos. Um migrante capacitado se torna, imediatamente, um replicador do conteúdo aprendido, incentivando a racionalização do uso da água, que é uma das premissas da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Em um cenário de refúgio temporário, ações educativas e práticas são um dos melhores investimentos para gerar oportunidades para uma população carente de educação para o manejo sustentável da água. São ações como essas que contribuem para formar multiplicadores com atitudes colaboradoras que geram bene.

O conhecimento técnico oferece também aos venezuelanos um novo aprendizado para zelar pela manutenção da rede hidráulica dos abrigos, para reduzir o desperdício de água potável e inclusive contribuir para o processo de geração de renda, bem como de promoção do desenvolvimento econômico local. Esta ação educativa é de baixo custo para as instituições parceiras e essencial para as famílias abrigadas.

AGRADECIMENTOS

O apoio do Fundo das Nações Unidas para a Infância – UNICEF e dos monitores da Agência Adventista de Desenvolvimento e Recursos Assistenciais – ADRA, foi essencial para que as Oficinas de Manutenção Hidráulica, oferecidas pela Companhia de Águas e Esgotos de Roraima -CAER, fossem bem aproveitadas pelos beneficiários. A divulgação do curso e a mobilização dos migrantes, com o auxílio dos parceiros, foram os primeiros passos para formar as turmas de multiplicadores.

O presente trabalho foi realizado também com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANAAUXPE N°. 2717/2015.

REFERÊNCIAS

- CARVALHO, A. M. **Consumo de água dos abrigos Caer dados internos adaptados**. 2022. Tabela. CASA CIVIL. **Ordenamento da Fronteira**. Disponível em: <https://www.gov.br/casacivil/pt-br/acolhida/sobre-a-operacao-acolhida-2>. Acesso em: 29 mai. 2022.
- BRASIL. Lei nº 9.433, 08 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 29 mai. 2022.

ACNUR, Agência da ONU para Refugiados. **Perfil dos abrigos em Roraima**. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiZTRhOWVlOTgtYTlk2MS00YmY3LWVlY2YtMGY1Y2MzOEFjMmVjIiwidCI6ImU1YzM3OTgxLTY2NjQtNDEzNC04YTBJLTY1NDNkMmFmODBiZSIsImMiOiJh9>. Acesso em: 29 mai. 2022.

MIGRAÇÕES, REFÚGIO E APATRIDIA — Guia para Comunicadores (2019). Disponível em: <https://ficas.org.br/wp-content/uploads/2020/12/migracoes.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2022.

SPHERE ASSOCIATION. **The Sphere Handbook**: Humanitarian Charter and Minimum Standards in Humanitarian Response. 4ª. ed. Geneva: Practical Action Publishing, 2018. 458 p.

ASPECTOS SOCIOAMBIENTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SEPOTUBA

Iara Oliveira Garcia, Patrícia Guraliski Damasceno, e Amintas Nazareth Rossete

- 1º Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos pela Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil.
Tel:(65) 9902 5053, E-mail: iara.oliveira@unemat.br
- 2º Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos pela Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil.,
Tel:(66) 98462 8441, E-mail: patricia.guraliski@unemat.br
- 3º Professor adjunto da Universidade do Estado de Mato Grosso e credenciado no Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Brasil., Tel: (66) 9249 0178, E-mail: amintas@unemat.br

1. Introdução

Na hidrologia, o termo bacia hidrográfica é muito comum, pois se refere a uma região geográfica que abrange uma rede de drenagem – rio principal e seus afluentes – e converge toda a água precipitada para uma única saída, conhecida como exutório (SOUZA, 2013). No Brasil, existem 12 (doze) bacias hidrográficas (ANA, 2019). Em relação às bacias hidrográficas de Mato Grosso, estão presentes a bacia Amazônica, possuindo mais de 50% de extensão no estado (PROGESTÃO, 2017).

A Bacia Hidrográfica do Rio Sepotuba (BHRS), está localizada no interior da bacia do Alto Paraguai (BAP), cujas nascentes de seus rios estão localizadas nas proximidades da Serra dos Parecis em Nova Marilândia, sudoeste de Mato Grosso. O destino das águas do rio Sepotuba é o rio Paraguai, mais precisamente na região de Cáceres, que fica no centro-sul de Mato Grosso, no qual contribui e influencia diretamente nos mananciais presentes no Pantanal (MOURA; PERET, 2014).

Esta pesquisa teve como objetivo realizar um levantamento dos principais aspectos da Bacia Hidrográfica do Rio Sepotuba (BHRS) através de suas características como área, clima, vegetação, morfometria, hidrologia, uso e ocupação do solo, políticas públicas e disponibilidade hídrica na região.

2. Materiais e Métodos

Para a materialização do trabalho, utilizou-se a pesquisa exploratória e qualitativa do conteúdo extraído das plataformas, Google Acadêmico, Periódicos do CAPES, Biblioteca virtual da UNEMAT e Repositórios das Instituições UFMT e IFMT. O descritor usado foi Bacia do Rio Sepotuba e como critérios de seleção foram incluídos todos os livros, reportagens, artigos, dissertações e teses publicadas em língua portuguesa, indexados no período entre 2000 e 2021.

3. Caracterização Temática Da Bacia Hidrográfica

3.1 Área, Clima E Vegetação

A BHRS possui uma área de aproximadamente 9.840 km² e está localizada no interior da bacia do Alto Paraguai (BAP), cujas nascentes de seus rios estão localizadas nas proximidades da Serra dos Parecis em Nova Marilândia, sudoeste de Mato Grosso (MOURA; PERET, 2014).

Em termos de clima, Serigatto (2006) identificou que a região possui um clima tropical chuvoso, tendo assim poucos períodos de seca e chuvas de moderada intensidade ao longo do ano. Contudo, estudos mais recentes, como o de Camargo (2011), mostram que o clima na região já não é tão chuvoso, possuindo ao longo do ano um extenso período de seca, que pode afetar diretamente a demanda hídrica na bacia.

Serigatto (2006) também descreve as vegetações presentes na BHRS como sendo Floresta Estacional, categoria pertencente à floresta nativa; Savana Florestada, Savana Arborizada, Savana Arborizada com Mata de Galeria, Savana Parque e Savana Parque com Floresta de Galeria, sendo formações de cerrado; e

pastagens, plantios e demais atividades agrícolas, denominadas de agropastoril. Essa gama de diversidade deve-se à extensa abrangência da BHRS.

3.2 Parâmetros Morfométricos

Analisar os parâmetros morfométricos como área da bacia, padrão de drenagem, fator de forma entre outros, de uma bacia é essencial para o planejamento ambiental e também para levantar discussões sobre os projetos desenvolvidos nos recursos presentes na região (CARDOSO et al., 2006).

A Tabela 1 apresenta os dados da pesquisa de Leandro (2020) que determinou as áreas de drenagem das sub-bacias presentes na BHRS, bem como suas extensões ao longo do trecho. A partir dela podemos notar que das Sub-bacias apresentadas, a do Rio Juba possui a maior área em quilômetros quadrados e o Rio do Sapo com menor área. Já em relação a Extensão do canal principal que corresponde da nascente até a foz, às Nascentes, Médio, Baixo do Sepotuba apresentaram maiores escalas, e com menores números o Rio Tarumã.

Tabela 1.- Distribuição das áreas de drenagem na BHRS e os principais afluentes da bacia

Sub-bacia hidrográfica	Área (km ²)	Extensão do canal principal (km)
Nascentes do Sepotuba*	1.229,64	405,44
Rio Sepotubinha	793,59	56,11
Médio Sepotuba*	1.588,62	405,44
Rio do Sapo	547,39	51,93
Rio Formoso	711,47	53,51
Rio Juba	2.278,64	128,78
Rio Tarumã	847,32	36,76
Baixo Sepotuba*	1.910,54	405,44

*Corresponde a extensão da nascente até a foz. Fonte: Adaptado de Leandro (2020, p. 75).

3.3 Regime Hidrológico

De acordo com Souza Filho (2013), a BAP, cuja BHRS está presente, possui um período de seca bem definido durante o ano – meses que englobam as estações de inverno e primavera – e um período de chuvas intensas – início e começo do ano. Contudo, a distribuição de chuvas não é homogênea na bacia, tendo uma média anual de 1600 a 1800 mm/ano em locais mais ao norte e leste, enquanto na região sul e oeste os valores são próximos a 600 mm/ano (ANA, 2010).

Ao consultar o portal HidroWeb, foi possível obter as estações pluviométricas que captam a quantidade de chuvas ao longo dos rios que formam a BHRS.

3.4 Disponibilidade Hídrica

O conceito de disponibilidade hídrica está atrelado ao balanço hídrico realizado em uma região, sendo este uma espécie de contabilidade da água, que regula a sua entrada e saída, relacionando isso a ofertas pluviométricas, fluxos de água, tempo de retenção, como também ao estado que a água se encontra em termos de qualidade (NOVAES, 2015). Em relação à disponibilidade hídrica, a BHRS sofreu grandes mudanças ao longo dos anos, especialmente em 2017, quando ocorreram mudanças no sistema rio-planície de inundação da região, acarretando reduções na extensão (de 4,60 para 4,58 km) no rio Sepotuba, assim como diminuição de sinuosidade (de 1,51 para 1,50). Em termos de volume de água, a região apresenta progressiva diminuição ao longo dos anos, especialmente na largura de seus canais (LEANDRO, 2020).

4 Políticas Públicas

Atualmente, a gestão ligada aos recursos hídricos possui um sistema integrado e poderes descentralizados em sua composição, promovendo a interação entre diferentes agentes públicos e usuários (JACOBI; BARBI, 2007). A partir da Lei nº 6.945 de 1997, Mato Grosso instituiu os Comitês Estaduais de Bacia Hidrográficas como unidades de gerenciamento de rios que estão sob seu domínio.

Atualmente, Mato Grosso conta com 10 Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs) em funcionamento em rios sob o seu domínio: CBHs Sepotuba, São Lourenço, Cuiabá ME, Cabaçal e Jauru, inseridos na região hidrográfica Paraguai; os CBHs do Baixo Teles Pires ME, Alto Teles Pires MD e Médio Teles Pires na região hidrográfica Amazônica; e os CBHs do Covapé e Alto Araguaia na região hidrográfica Tocantins-Araguaia (SALESSE, 2021).

No CBH do Rio Sepotuba estão participando 8 dos 10 municípios presentes na bacia – as cidades de Campo Novo do Parecis e Diamantino não compõem o comitê – que atuam sobre o território da bacia desde 2010. Cerca de metade dos participantes são ligados ao poder público, restando assim 50% de participação da sociedade civil no comitê (REBOB, 2016).

5 ATIVIDADES ECONÔMICAS

De acordo com Sieber (2010), dentre as atividades econômicas ativas na região da BHRS, estão a construção de estradas, pecuária, lavouras e empreendimentos de geração de energia. Estes investimentos trazem grandes prejuízos, pois poluem, contaminam, assoreiam, causam erosões em toda a bacia hidrográfica.

Ademais, a produção agrícola em Mato Grosso teve um crescimento acentuado no período compreendido entre os anos de 1979 e 2008. Nesse mesmo período, observou-se o surgimento de processos de degradação de recursos hídricos do Estado. Na BHRS ainda não foram registrados conflitos aparentes pelo uso da água, no entanto, representantes do CBH do Rio Sepotuba, revelam que já existem corpos d'água contaminados e vários processos erosivos e rios assoreados, decorrente da construção e presença de infraestruturas (BARBANT; TORRES, 2010).

6. Agradecimentos

Nossa gratidão a Universidade do Estado de Mato Grosso e ao Programa De Pós- Graduação Em Gestão E Regulação De Recursos Hídricos - Prof-Água/Profagua - Cuiabá.

7. Considerações Finais

O trabalho traz à luz as características que valorizam e destacam a importância dessa Bacia para o Estado, pois ela abrange vários municípios, possuindo uma grande diversidade de cultura regional e diferentes atividades que dependem da sua disponibilidade hídrica. Contudo, vários atores influenciam diretamente nos aspectos que permeiam a BHRS, destacando as atividades agrícolas e empreendimentos hidrelétricos que são comuns na região.

Perante todos esses fatos, é possível observar o peso da responsabilidade do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Sepotuba, pois estes precisam estar sempre vigilantes e atuantes com programas e projetos, para que aconteça a proteção dos rios que constituem a bacia. Essas ações devem envolver as comunidades próximas, populações que margeiam os cursos d'água e as universidades.

Referências Bibliográficas

Agência Nacional De Águas – ANA. Divisões hidrográficas do Brasil. 2019. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/aguas-no-brasil/panorama-das-aguas/copy_of_divisoes-hidrograficas>. Acesso em: 28 jun. 2021.

Barbant, M.; Torres, D. Comitê da Bacia do Rio Sepotuba é implantado em Tangará da Serra. 2010. Disponível em: <http://www.jornaloeste.com.br/noticias/exibir.asp?id=12676¬icia=comite_da_bacia_do_rio_sepotuba_e_implantado_em_tangara_da_serra>. Acesso em 31 mai. 2021.

_____. **Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas - PROGESTÃO.** 2017. Disponível em: < <http://http://progestao.ana.gov.br/> >. Acesso em: 28 jun. 2018.

Souza Filho, Edvard Elias. As barragens na bacia do rio Paraguai e a possível influência sobre a descarga fluvial e o transporte de sedimentos. Bol. geogr., Maringá, v. 31, n. 1, p. 117-133, 2013.

Moura, N.A.e Peret, A.C. Morfometria de lagoas no sistema rio Paraguai/baixas marginais na bacia do Alto Paraguai, Cáceres – MT. Revista Mirante, Anápolis, vol. 7, n. 1, p. 16-39, jun. 2014.

Leandro, G. R. S. e Rocha, P.C.; Souza, C.A.; Aspectos físicos-ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Sepotuba, Alto Paraguai, Estado do Mato Grosso. Revista Equador, Piauí, vol. 8, n. 3, p. 59-80, 2019.

Serigatto, E. M. Delimitação automática das áreas de preservação permanente e identificação dos conflitos de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Sepotuba – MT. 2006. 203 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

Camargo, L. Atlas de Mato Grosso: abordagem socioeconômico-ecológica. Cuiabá: Entrelinhas, 2011. 96 p.

Cardoso, C. A.; Dias, H. C. T.; Soares, C. P. B.; Martins, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. Revista Árvore, Viçosa, MG, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.

Leandro. G. R. S. Interações hidro-morfodinâmicas na Bacia Hidrográfica do rio Sepotuba – Alto Paraguai, Mato Grosso – Brasil. 2020. 287 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2020.

NOVAES, L.F. Modelo para a quantificação da disponibilidade hídrica na bacia do Paracatu 2005. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

Jacobi, Pedro Roberto; Barbi, Fabiana. Democracia e participação na gestão dos recursos hídricos no Brasil. Revista Katál. Florianópolis. v. 10, n. 2, p. 237-244, 2007.

Salesse, Marcos. Comitês de Bacias Hidrográficas/Sema-MT. Governo de Mato Grosso. 2021. Disponível em:< <http://www.mt.gov.br/-/16284598-comites-de-bacias-hidrograficas-de-mt-definem-datas-das-reunioes-de-2021>>. Acesso em: 01/07/2021.

Rede brasil de organismos de bacias hidrográficas – rebob. águas do brasil. revista rebob. 2016. 14 ed. Disponível em: <<https://aguasdobrasil.org/downloads/pdf/Revista-Aguas-do-Brasil-14.pdf>>. Acesso em: 25 jun. 2021.

A IMPORTÂNCIA DA IMPLEMENTAÇÃO DO PLANO DIRETOR DE DRENAGEM URBANA PARA A CIDADE DE BOA VISTA - RR

Ketlen Cristiany Brito de Souza¹, Raíssa Fim Almeida¹, Pedro Henrique Farias Vianna¹, Graciete Guerra da Costa², Pedro Alves da Silva Filho¹

¹ Programa de Pós-graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Roraima, Brasil

² Departamento de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Roraima, Brasil

ketyane@gmail.com | rayfim07@gmail.com | pedrofanna@gmail.com | graciete.costa@ufr.br | pedro.filho@ufr.br

RESUMO:

A cidade de Boa Vista, no estado de Roraima, sofreu um intenso processo de urbanização e, assim como na maioria das cidades brasileiras, não houve planejamento para a ocupação do solo, pois não havia uma preocupação de planejar a cidade com o intuito de preservar o meio ambiente ou regradar a ocupação de áreas de risco. Como um dos resultados desse processo de urbanização, ocorreu a impermeabilização do solo através de telhados, ruas, calçadas, pátios, dentre outros. Portanto, um maior volume de água da chuva é escoado superficialmente, o que facilita para que o sistema de drenagem urbana seja insuficiente às demandas e, conseqüentemente, ocorram alagamentos, enchentes e inundações recorrentes. Visando compensar os estragos causados pela falta de planejamento na urbanização e os problemas relacionados a drenagem urbana, têm se buscado por soluções no âmbito dos Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável, uma vez que visam a recuperação, a prevenção e o controle desses impactos causados por enchentes, minimizando os riscos desses eventos. O presente artigo apresenta uma revisão bibliográfica sobre plano diretor de drenagem urbana, visando reforçar a importância de sua elaboração e implementação na cidade de Boa Vista, além de abordar sobre as técnicas sustentáveis atualmente utilizadas para a gestão de drenagem urbana, que proporcionam soluções amigáveis ao ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: Urbanização. Plano diretor de drenagem urbana. Drenagem sustentável. Bacia hidrográfica.

ABSTRACT:

The city of Boa Vista, in the state of Roraima, underwent an intense process of urbanization and, as in most Brazilian cities, there was no planning for land occupation, as there was no concern to plan the city in order to preserve the environment or regulate the occupation of risk areas. As one of the results of this urbanization process, the soil was waterproofed through roofs, streets, sidewalks, patios, among others. Therefore, a greater volume of rainwater is drained superficially, which makes it easier for the urban drainage system to be insufficient to meet the demands and, consequently, for flooding, flooding and recurrent flooding to occur. In order to compensate for the damage caused by the lack of planning in urbanization and the problems related to urban drainage, solutions have been sought within the scope of Sustainable Urban Drainage Systems, since they aim to recover, prevent and control these impacts caused by floods, minimizing the risks of these events. This article presents a bibliographic review on the urban drainage master plan, aiming to reinforce the importance of its elaboration and implementation in the city of Boa Vista, in addition to addressing the sustainable techniques currently used for urban drainage management, which provide friendly solutions to the environment.

KEYWORDS: Urbanization. Urban drainage master plan. Sustainable drainage. Hydrographic basin

INTRODUÇÃO

O município de Boa Vista, no estado de Roraima, sofreu um intenso processo de urbanização e, assim como na maioria das cidades brasileiras, não houve planejamento para a ocupação do solo e nem avaliações para definir quais áreas deveriam ser protegidas ou conservadas, pois não havia uma preocupação de planejar a cidade com o intuito de preservar o meio ambiente ou regrar a ocupação de áreas de risco. Neste sentido, Tucci e Orsini (2005) relatam que o desenvolvimento urbano se agravou a partir da segunda metade do século XX, impactando o ecossistema terrestre e aquático e a própria população através das inundações, doenças e perda de qualidade de vida. Este processo ocorreu devido à falta de controle e planejamento da ocupação do espaço urbano que está intimamente ligada à infraestrutura.

O homem tem influenciado, direta ou indiretamente, mudanças no meio ambiente, a partir da ocupação do espaço geográfico. Atualmente, as cidades são uma das formas mais agressivas de alteração do ambiente natural e, tem como consequência diferentes impactos ambientais, que trazem problemas para a população. Dentre essas alterações no ambiente, destacam-se as mudanças no ciclo hidrológico e nas características naturais da drenagem, que podem vir a causar problemas como inundações, assoreamento e erosão (Tucci, 2002).

A impermeabilização do solo ocasionada pela urbanização sem planejamento, tem resultado numa diminuição do volume de água infiltrado no solo, aumentando o escoamento superficial, causando desta forma enchentes, o aumento da temperatura e a escassez de água em várias cidades brasileiras (Vieira; Silva Júnior; Ribeiro, 2015). Neste sentido, a cidade está cada vez mais impermeabilizada, e com isso um maior volume de água da chuva é escoado superficialmente, o que facilita para que o sistema de drenagem urbana seja insuficiente às demandas e, conseqüentemente, ocorram alagamentos, enchentes e inundações recorrentes.

No intuito de se evitar e minimizar as consequências da urbanização sobre o ciclo hidrológico, cresce a necessidade de se projetar e implementar sistemas mais eficientes de drenagem. A gestão da água deverá ser feita de maneira regional, a fim de se obter a correta execução e operação de sistemas de drenagem urbana e manutenção dos demais serviços públicos da cidade (Bastos, 2009).

Segundo Villanueva et al. (2011) essa gestão das águas pluviais na área urbana é fundamental, sendo que o planejamento estratégico dessa gestão deve ser desenvolvido pelo governo local e organismos regionais, em cooperação com os outros atores envolvidos, ocorrendo dentro de um sistema de gerenciamento integrado da bacia hidrográfica, sendo integrado também com o planejamento do uso de solo e infraestrutura urbana. Desta forma, segundo os autores, surgem os Planos Diretores de Drenagem Urbana, sendo o elemento central na gestão da drenagem urbana.

Este estudo visa mostrar a importância da implementação do futuro plano de drenagem urbana sustentável para o município de Boa Vista, que como tal, é uma peça técnica que tem como escopo orientar as ações e processos decisórios quanto às questões de inundação de uma bacia, como alternativa para reduzir picos de inundações urbanas.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo compreende a cidade de Boa Vista, capital do estado de Roraima, situado na região Norte do Brasil, na porção centro oriental do estado, cujas coordenadas geográficas são: Latitude 02° 49' 12" N, Longitude 60° 40' 23" W, com altitude 85 m e área de 5711,9 Km², correspondendo a 2,54% da área do estado, conforme Figura 1.

Conforme Brasil (2005), a região está inserida na unidade morfoestrutural do Pediplano Rio Branco – Rio Negro, e corresponde a um modelado de acumulação (agradação), distribuindo-se no setor central de Roraima, caracterizada por ser uma extensa região plana com altitude média variando entre 80 e 110 metros. Neste sentido, Carvalho e Araújo (2007) relatam que a cidade de Boa Vista é

formada por um relevo aplainado e que possui diversas formações lagunares localizadas em depressões no terreno ao longo do sítio urbano. Desta forma é importante salientar que essa baixa altitude da área em estudo é um fator que vem favorecer os fenômenos de retenção e estagnação das águas ocasionadas pelas cheias das planícies, contribuindo desta forma com os eventos de inundação.

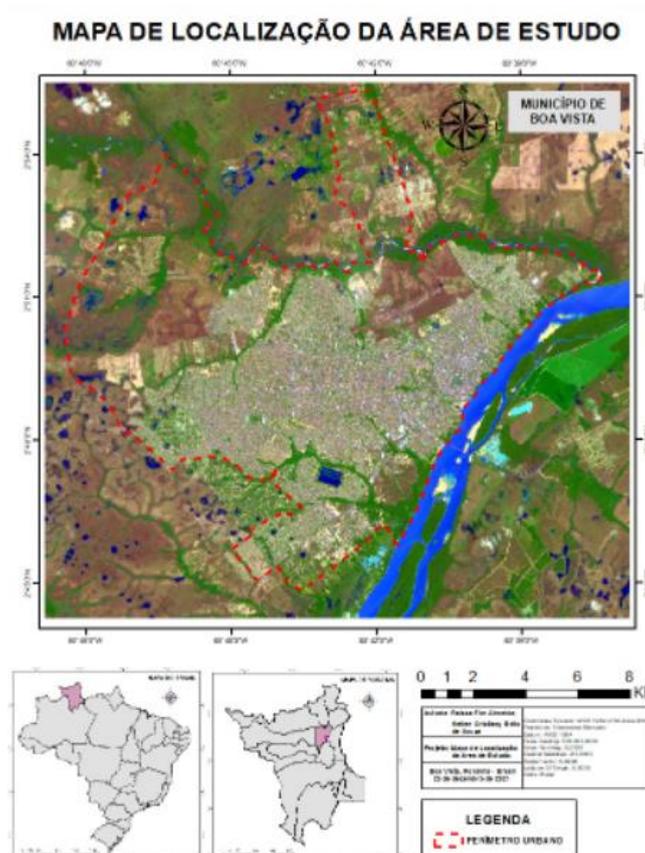


Figura 11. – Mapa de localização da área de estudo.

Carvalho e Araújo (2007) afirmam que os processos de urbanização e o avanço populacional, que passaram a acontecer sobre as nascentes e áreas de mananciais na cidade de Boa Vista nos últimos anos, foram fatores que acabaram degradando e contaminando as águas, além de estarem tornado a cidade mais vulnerável às inundações.

Desse modo, visando compensar os estragos causados pela falta de planejamento na urbanização e os problemas relacionados a drenagem urbana, têm se buscado por soluções no âmbito dos Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável, uma vez que visam a recuperação, a prevenção e o controle desses impactos causados por enchentes, minimizando os riscos desses eventos.

Dentro das técnicas existentes e em uso para a gestão de drenagem urbana, temos diferentes termos utilizados para definir esses conceitos, que são similares (Fletcher et al., 2015; Zhou, 2014). O conceito designado por Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável, do inglês Sustainable Urban Drainage System (SUDS), utilizado na Europa, mas teve origem no Reino Unido (UK). Outro muito difundido são os sistemas de desenvolvimento de baixo impacto, do inglês Low Impact Development (LID), em uso nos Estados Unidos da América (EUA) e no Canadá. Temos também o Water Sensitive Urban Design (WSUD), aplicado na Austrália. E os BMPs, do inglês Stormwater Best Management Practices, que são técnicas de gestão das águas pluviais que simulam processos hidrológicos naturais, sendo empregados para coletar, armazenar e tratar as águas pluviais no término das áreas de drenagem (Liu, Ahiablame, Bralts, & Engel, 2015).

O presente artigo apresenta uma revisão bibliográfica sobre plano diretor de drenagem urbana, visando reforçar a importância de sua elaboração e implementação no município de Boa Vista – RR,

além de abordar sobre as técnicas sustentáveis atualmente utilizadas para a gestão de drenagem urbana, que proporcionam soluções amigáveis ao ambiente.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Boa Vista, assim como outras cidades que estão em pleno desenvolvimento, tem sofrido sérios prejuízos ao meio ambiente, principalmente, seus rios, igarapés e lagos (Pinheiro; Falcão; Oliveira, 2008). A cidade, que foi planejada em forma de leque na década de 80 pelo engenheiro Darcy Aleixo Derenusson, teve esse traçado respeitado até o final da década de 70. Porém a expansão acelerada que ocorreu na área urbana encaminhou o perímetro urbano em direção aos mananciais de água doce, e o crescimento urbano da cidade seguiu sem um planejamento eficaz, favorecendo a uma série de implicações ambientais e socioeconômicas.

A partir da década de 1980, o crescimento urbano na cidade dirigiu-se vertiginosamente para o setor sudoeste e oeste, desempenhado principalmente pelas classes menos favorecidas economicamente, sendo que, ao longo desse processo, as invasões eram as práticas mais comuns de ocupação do solo (Falcão; Burg; Costa, 2015). Os autores ressaltam que práticas de interesses políticos favoreceram a criação de conjuntos habitacionais e doações de lotes urbanos, inclusive em áreas de preservação permanente (APP's).

Silva (2010) relata que a expansão urbana em Boa Vista se estendeu em todas as direções, ocupando áreas próximas aos corpos hídricos, sem um planejamento ambiental, fator esse que resultou na diminuição das áreas ocupadas por savanas e por parte dos corpos hídricos, principalmente decorrente da extinção de alguns lagos soterrados. Ainda neste sentido, a autora relata que esse processo aconteceu de forma mais intensa no período compreendido entre anos de 1995 para 2000, o qual não seguiu os requisitos mínimos de preservação ambiental, alterando desta forma a paisagem natural, levando em consideração a importância dos recursos hídricos.

A acelerada expansão urbana que aconteceu em Boa Vista não teve as devidas políticas públicas que pudessem oferecer boas condições de vida à população, o que ocasionou pequenas áreas de elevada pobreza estabelecidas às margens de rios e igarapés degradando as áreas de preservação permanente, os quais construíram ali barracos ou precárias casas sem a menor condição de salubridade que seria necessária à sobrevivência de uma família (Costa; Costa; Reis Neto, 2004).

Segundo Dutra, Vieira (2020), os seguintes aspectos são os principais causadores de inundações que impactam o meio socioeconômico e ambiental: a redução da superfície de infiltração e do tempo de concentração das águas pluviais, além da falta de educação ambiental no incentivo da participação da sociedade. Segundo as autoras, a falta de um sistema de drenagem reflete em condições desastrosas no meio urbano.

Costa, Costa e Reis Neto (2004) relatam que a principal consequência dos inúmeros impactos ambientais advindos da expansão urbana em questão é a perda da qualidade da água dos mananciais, tanto da região urbana como da área de entorno do município. Segundo os autores, um outro fator agravante é que essas drenagens em alguns casos são utilizadas como área de lazer, principalmente pelos próprios habitantes dos bairros emergentes, fator este que tem contribuído para o aumento de problemas de saúde desses habitantes.

Para Braga (2001), o Plano diretor de Drenagem Urbana consiste em um instrumento definidor das diretrizes de planejamento e gestão territorial urbana, isto é, do controle do uso, ocupação, parcelamento e expansão do solo urbano, sendo também frequente a inclusão de diretrizes sobre habitação, saneamento, sistema viário e transportes urbanos. Portanto, o mesmo também é considerado um instrumento de gestão ambiental urbana que, integrado ao Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano, o qual o município já dispõe, juntamente com os interesses da sociedade, visa planejar a distribuição da água no tempo e no espaço, com base na tendência de ocupação urbana, para assim evitar prejuízos econômicos e ambientais, contribuindo desta forma com o bem-estar

social e a preservação ambiental. Neste sentido, ao planejar de forma correta e controlar as ocupações urbanas, essas ações podem contribuir significativamente para a melhoria do ambiente urbano.

CONCLUSÃO

A cidade de Boa Vista encontra-se em uma região extremamente plana, incorporando áreas abaciadas, lagos e igarapés e suas respectivas APP's, e muitas dessas áreas foram afetadas ou desapareceram com o crescimento da urbanização na área urbana. Esse processo acelerado de expansão urbana promoveu ações degradantes ao meio ambiente devido à substituição da cobertura natural.

Por isso a importância da elaboração de um Plano Diretor de Drenagem Urbana para o município de Boa Vista se faz necessária, visando gerenciar as águas pluviais no espaço urbano de modo preventivo, principalmente as áreas de risco de inundação, além de buscar o planejamento de intervenções na drenagem urbana sob a ótica de bacia hidrográfica. Onde, normalmente, os planos fazem um diagnóstico do sistema de drenagem existente no município e propõem medidas de controle para os problemas detectados.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho está sendo realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANAAUXPE N°. 271/2015.

REFERÊNCIAS

- Bastos, P. C.** (2009). *Efeitos da urbanização sobre vazões de pico de enchente*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, ES.
- Braga, R.** (2001). *Política urbana e gestão ambiental: considerações sobre o plano diretor e o zoneamento urbano*. Perspectivas de gestão ambiental em cidades médias. Rio Claro: LPM-UNESP, v. 15, n. 0, p. 17-33.
- Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.** (2005). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Mapa geomorfológico do estado de Roraima*. Rio de Janeiro, Digeo.
- Carvalho, J. Q. G.; Araújo, R. N.** (2007). *Algumas Considerações sobre os impactos na nascente do Igarapé Caranã, Boa Vista –RR*. Revista Acta Geográfica, v. 1, n. 1, p. 95-103.
- Costa, J. A. V.; Costa, N. S. R.; Reis Neto, R. A.** (2004). *Indícios de drenagem urbana rumo à extinção: o caso dos igarapés da grande Boa Vista*. Revista de Filosofia e Ciências Sociais da UFRR: Textos & Debates Boa Vista, v.1, p.64-70, nov.
- Dutra, M. C. S.; Vieira, C. L.** (2020). *Percepção da comunidade quanto à necessidade de implantação de medidas de drenagem urbana com controle na fonte: um estudo de caso em uma sub-bacia de Feira de Santana-BA*. Anais do 13º Encontro Nacional de Águas Urbanas.
- Falcão, M. T.; Burg, I. P.; Costa, J. A. V.** (2015). *Expansão urbana de Boa Vista/Roraima através do uso de SIG e os reflexos sobre os recursos hídricos*. Revista Equador, v. 4, n. 02, p. 98-113.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Viklander, M.** (2015). *SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage*. Urban Water Journal, 12(7), 525–542.
- Liu, Y., Ahiablame, L. M., Bralts, V. F., & Engel, B. A.** (2015). *Enhancing a rainfall-runoff model to assess the impacts of BMPs and LID practices on storm runoff*. Journal of Environmental Management, 147, 12–23.

Pinheiro, M. N. M.; Falcão, M. T.; Oliveira, S. K. S. (2008). *Processos de urbanização e mudanças na paisagem da cidade de Boa Vista-RR*. In: Silva, P. R. F.; Oliveira, S. O (Org.). Roraima 20 Anos: As geografias de um novo estado. Boa Vista: UFRR, p.195- 223.

Silva, C. L. R. et al. (2010). *Variação espaço-temporal da expansão urbana e da rede de drenagem da Bacia do Igarapé Grande na cidade de Boa Vista, Roraima*.

Tucci, C.E.M. (2002). *Gerenciamento da Drenagem Urbana*. In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. V.7 n.1. Jan/Mar. 5-27.

Tucci, C.E.M.; Orsini, L. F. (2005). *Águas urbanas no Brasil: cenário atual e desenvolvimento sustentável*. In: *Cidades*, Ministério Das (Ed.). *Gestão dos territórios e manejo integrado das águas urbanas*. Brasília: Ministério das Cidades. p.243-268.

Vieira, Z. C.; Silva Junior, C. G.; Ribeiro, S. N. (2015). *Uso de telhados verdes em edificações de Aracaju para redução do escoamento superficial*.

Villanueva, A. O. et al. (2011). *Gestão da drenagem urbana, da formulação à implementação*. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 8, n. 1, p. 5-18.

Zhou, Q. (2014). *A Review of sustainable urban drainage systems considering the climate change and urbanization impacts*. *Water*, 6(4), 976–992.

AVALIAÇÃO DE RISCO NOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA EM COMUNIDADE QUILOMBOLA DO ESTADO DE GOIÁS

1^{er}. Ysabella de Paula dos Reis, 2^{do}. Thaynara Lorryne de Oliveira, 3^{er}. Nolan Ribeiro Bezerra,
4^{to}. Paulo Sérgio Scalize

Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Brasil, ysabella.eng@gmail.com
Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Brasil, oliveira.thaynaralorryne@gmail.com
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Brasil, nolan.bezerra@ifg.edu.br
Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Brasil, pscalize.ufg@gmail.com

RESUMO:

O consumo de água não potável favorece doenças infecciosas e parasitárias de veiculação hídrica, o que altera as condições de vida e saúde das populações. Uma das situações mais preocupantes em relação a esse cenário, encontra-se nas áreas rurais. Portanto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a vulnerabilidade e os riscos dos três Sistemas de Abastecimento de Água (SAAs) na comunidade remanescente quilombola dos Almeidas, que se encontra no Município de Silvânia-GO, com aproximadamente 38 famílias. Para isso, foram utilizados a matriz de risco para avaliação dos SAAs e o método de GOD para avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos existentes. De acordo com os dados levantados em campo, verificou-se a probabilidade de contaminação da água do aquífero, pelo método de GOD, de 9,6% (0,096) para os três poços, sendo considerada insignificante. Em relação aos fatores de riscos relacionados as captações, verificaram-se a existência de contaminação difusas e pontuais, resultando em riscos não toleráveis. A partir das condições inadequadas no tratamento, a qualidade da água distribuída a população foi classificada como muito ruim, o que pode ocasionar risco à saúde dos consumidores. Fica evidenciado que as estruturas de abastecimento necessitam de medidas corretivas urgentes, pois a água disponibilizada para a comunidade se encontra fora dos padrões de potabilidade.

ABSTRACT:

The consumption of non-potable water favors infectious and parasitic diseases transmitted by water, which alters the living and health conditions of populations. One of the most worrying situations in relation to this scenario is found in rural areas. Therefore, the objective of this research was to evaluate the vulnerability and risks of the three Water Supply Systems (SAAs) in the remaining quilombola community of Almeidas, which is located in the Municipality of Silvânia-GO, with approximately 38 families. For this, the risk matrix was used to assess the SAAs and the GOD method to assess the vulnerability of existing aquifers. According to the data collected in the field, the probability of contamination of the aquifer water, by the GOD method, was 9.6% (0.096) for the three wells, being considered insignificant. Regarding the risk factors related to abstraction, the existence of diffuse and punctual contamination was verified, resulting in non-tolerable risks. From the inadequate conditions in the treatment, the quality of the water distributed to the population was classified as very bad, which can cause a risk to the health of consumers. It is evident that the supply structures need urgent corrective measures, as the water made available to the community it is outside potability standards.

PALABRAS CLAVES: *Matriz de risco; sistemas de abastecimento de água; vulnerabilidade*

INTRODUÇÃO

A fim de garantir o abastecimento da água livre de contaminações biológicas, físicas ou químicas e a partir das instruções da OMS e no contexto da gestão de risco (ABNT, 2012); os Planos de Segurança da Água (PSA) são capazes de reduzir os riscos de doenças infecciosas e parasitárias de veiculação hídrica, tais como cólera, disenteria, hepatite, entre outras em sistemas de abastecimento de água, garantindo uma segurança sustentável.

Dentre as estruturas desenvolvidas para a avaliação de risco, a NBR ISO 31:010 (ABNT, 2019) integra a comunicação e consulta, estabelecimento do contexto, processo de avaliação de risco, tratamento de riscos e monitoramento e análise crítica. Assim, avaliação de risco é uma importante ferramenta para subsidiar a implementação de políticas públicas, investimento e projetos, garantindo o conforto, segurança ambiental e saúde a essas populações, além de uma técnica eficaz e estruturada que analisa os riscos em termos de consequências e suas probabilidades antes de indicar um tratamento (ABNT, 2012).

Assegurar boas condições na qualidade da água durante as etapas de abastecimento de água faz parte da estrutura do PSA, assim Lane et al. (2022), desenvolveram um aplicativo baseado na avaliação de risco para melhor gerenciamento do PSA em pequenas comunidades, com base nas respostas de probabilidade e consequência codificadas no *software*, conseguiram compreender os riscos e criar medidas para o controle e resoluções dos problemas.

Howard (2003) e Stavroula e Tsoukalas (2019), observaram os riscos associados às fontes de água e a necessidade de fornecê-las de forma segura para os moradores rurais, assim o uso da análise de perigos e pontos críticos de controle (APPCC) foi considerada uma ferramenta eficiente, permitindo compreender as causas das contaminações e criar ações para melhorar o fornecimento da água, visto que, garantir o acesso a água de forma segura e acessível, é colocado como um dos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) das Nações Unidas (ONU, 2016) “assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento”. Apesar disso, 2,2 bilhões de pessoas não têm serviços de abastecimento de água adequados, sendo prevalentes em zonas rurais (WHO, 2017). Por esse motivo, as doenças de veiculação hídrica prevalecem em áreas rurais, justamente pela dificuldade ao acesso à água potável (Ko; Sakai, 2022).

Dessa forma, a implantação de infraestruturas adequadas, bem como o monitoramento e manutenção, são atividades imprescindíveis para o fornecimento da água potável. A partir disso, o objetivo do trabalho foi avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos e os riscos nos Sistema de Abastecimento de Água (SAA) em uma comunidade remanescente quilombola do estado de Goiás.

MATERIAL E MÉTODOS

A avaliação de risco ocorreu na Comunidade Remanescente Quilombola dos Almeidas, localizada a 60 km a noroeste da área urbana do município de Silvânia-GO, possuindo 42 domicílios com média de 2,88 habitantes/domicílio. Além disso, a comunidade possui três infraestruturas de abastecimentos simplificados com captação subterrânea e sem desinfecção, sendo, aproximadamente, 38 famílias usuárias dos sistemas. Destaca-se a existência de outras famílias que utilizam de fontes alternativas individuais as quais não foram analisadas neste artigo.

Para avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos existentes foi utilizado o método GOD (G - *groundwater hydraulic confinement*; O - *overlying strata*; D - *depth to groundwater table*). Esse método consiste em uma análise do grau de confinamento do lençol freático, a litologia da zona vadosa e camadas confinantes e profundidade do lençol freático, com resultados que variam de 0 a 1, representando o grau de vulnerabilidade (Kemerich et al., 2011; Maia; Cruz, 2011). Para o cálculo foram utilizados dados levantados em campo, tais como a profundidade e o grau de confinamento do aquífero e dados disponibilizados por Ferreira (2020), para estabelecer a litologia da área estudada.

A avaliação de risco das condições das infraestruturas dos Sistemas de Abastecimentos de Água (SAAs) foi realizada por meio da utilização da matriz de probabilidade/consequência abordada pela ISO NBR 31010 e adaptada por Bezerra, Scalize e Baracho (2022) para cálculo dos riscos à saúde em áreas rurais. Segundo esses autores essa matriz consiste em mapear e classificar as frequências e severidades em níveis de prioridade de risco.

Neste estudo a avaliação de risco dos SAAs iniciou-se com a identificação dos fatores de risco, perigos, rota de contaminação, eventos perigosos e por fim, a priorização dos riscos para cada etapa, ou seja, desde o ponto de captação até a rede de distribuição, cada qual passando pelo seu reservatório coletivo. Os dados foram levantados em campo por meio da utilização de instrumentos de coletas, como proposto por Bezerra, Scalize e Baracho (2022).

As informações utilizadas seguiram os critérios metodológicos publicados no âmbito do Projeto Saneamento e Saúde Ambiental em Comunidades Rurais e Tradicionais de Goiás (Projeto SanRural), o qual adotou uma abordagem qualitativa e quantitativa por meio de pesquisa descritiva, inferencial e censitária (Scalize et al., 2020).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os dados levantados em campo, verificou-se que os poços artesianos dos sistemas de abastecimentos de água (SAA1, SAA2) possuem 110 metros de profundidade, enquanto o poço do SSA3 possui 117 metros (Scalize et al., 2020). Os poços encontram-se em uma área de litologia metamórfica, com textura franco-arenosa ou mais argilosa, com relevo, em sua maioria, suave ondulado (Ferreira, 2020). Levando isso em consideração, a probabilidade de contaminação da água do aquífero, pelo método de GOD foi de 9,6% (0,096) para os poços dos três sistemas, sendo considerada insignificante pela classificação do método.

Em relação aos fatores de riscos relacionados as captações, verificaram-se a existência de contaminação difusa, devido a plantações de monocultura de soja, e pontuais, tais como: fossas rudimentares, excretas de animais e resíduos, mostrando a importância de gerenciar de forma segura os resíduos líquidos e sólidos gerados (Karande et al., 2021). Esses fatores permitiram calcular a probabilidade de degradação da qualidade da água devido à infraestrutura inadequada dos pontos de captações dos três sistemas resultando em riscos não toleráveis. Pundir et al. (2021), relataram que a água utilizada para consumo não foi considerada adequada, devido aos despejos de resíduos sólidos, defensivos agrícolas e esgoto doméstico próximo a fonte, levando a exposição dos indivíduos à contaminações microbianas. Portanto, a segurança da água potável é de suma importância para garantir a saúde dos consumidores e o bom funcionamento do ecossistema.

O risco no SAA1 ocorreu devido a inexistência de dispositivos de proteções no ponto de captação, pois permite o livre acesso de pessoas e animais, podendo ocasionar danos estruturais pelo manuseio de forma inadequada e contaminação microbiológica, física ou química (Scalize et al., 2020), uma vez que, excretas próximas as fontes de captação, podem contaminar as águas subterrâneas, além de liberar nitrato no solo e na água, oferecendo efeitos nocivos para os indivíduos locais. Foi observado um cavalete de madeira e uma chapa metálica dobrada (Foto 1), para a proteção do conjunto motobomba em relação a águas pluviais, entretanto, este mecanismo, não o protege adequadamente, ficando suscetível às intempéries, o que pode levar, inclusive, a interrupção do abastecimento.



Figura 1. – Situação do ponto de captação do SAA1 que contribuiu para classificação do risco

Nos poços tubulares profundos do SAA2 e SAA3, foram observadas condições estruturais aparentemente inadequadas, podendo deixar o sistema vulnerável e exposto a diversos agentes microbiológicos responsáveis pelas doenças relacionadas ao saneamento. Aliás, os SAA's não possuíam um profissional habilitado e capacitado para a gestão e operação dos sistemas, ficando evidente a necessidade do monitoramento e manutenção nas fontes de abastecimento, a fim de reduzir os problemas de saúde pública (Hynds et al. 2014).

Os SAA's avaliados possuíam sistemas de dosagem de cloro, entretanto, no momento da visita, os mesmos não estavam em funcionamento; a falta de monitoramento para o controle da qualidade da água do sistema de abastecimento foi observada na comunidade quilombola, logo o tratamento da água está em desacordo com Portaria GM/MS n. 888 (Brasil, 2021). Como a desinfecção é uma etapa importante para inativação de microorganismos patogênicos, esse cenário contribui para a inadequabilidade dos sistemas.

Em relação aos reservatórios dos SAAs, foi obtido, que todos eram do tipo taça constituído de chapa metálica (Scalize et al., 2020). As condições inadequadas dos reservatórios estimaram-se um risco moderado para todos os SAA's (Figura 2), pois os reservatórios encontravam-se em estado deterioração, não possuíam, aparentemente, manutenções preventivas e limpeza, o que pode impactar diretamente na qualidade da água, à qual a população de comunidades quilombolas tem acesso.



Figura 2. – Situações dos reservatórios coletivos provenientes dos SAAs que contribuíram para classificação dos riscos

A partir das condições inadequadas no tratamento, a qualidade da água distribuída a população foi classificada como muito ruim, influenciada pela quantidade de amostras com a presença de *Escherichia coli*, utilizada como indicador de contaminação fecal. Este cenário pode propiciar risco à saúde dos consumidores, sendo necessária a proposição de medidas de controle e melhorias em todos os sistemas de abastecimento de água. Portanto, o nível de risco em decorrência da distribuição de água fora dos padrões de potabilidade devido à ausência de tratamento foi considerado não tolerável. Uma medida mitigadora, seria, além da limpeza dos reservatórios coletivos, a realização da desinfecção, a qual poderia inativar a *Escherichia coli*, bem como possíveis organismos patogênicos presentes na água.

Assim, ações de rotina para operacionalização do sistema coletivo são necessárias. Para isso, deve-se elaborar um conjunto de ações entre os setores de vigilância e prestadores de serviços da prefeitura, sendo elaborados documentos intitulados de Procedimentos Operacionais Padrão (POPs). Este deve incluir também a comunicação entre setores e a comunidade. O fluxo de comunicação e os meios a serem utilizados entre os gestores, moradores e os técnicos da Vigilância da qualidade da água (Vigiagua) deverão ser definidos em reuniões pelos técnicos da prefeitura.

CONCLUSÕES

O aquífero utilizado como fonte de captação apresentava vulnerabilidade insignificante o que permite dizer que a fonte de captação pode ser considerada segura. Fica evidenciado que as estruturas de abastecimento necessitam de medidas corretivas urgentes, pois a água disponibilizada para a comunidade está fora dos padrões de potabilidade. Esse cenário sinaliza a existência de risco à saúde dos moradores da comunidade dos Almeidas que utilizam água proveniente dos SAA's.

Para isso, os gestores municipais devem disponibilizar um profissional legalmente habilitado para gestão e operação dos sistemas existentes na comunidade, implantando registro em banco de dados de controle operacionais. Em casos de problemas operacionais no sistema ou a alteração na qualidade da água, cabe ao prestador do serviço disponibilizar um meio para comunicação com a população e autoridades de saúde pública, a fim de evitar potenciais riscos aos moradores.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) pelo suporte financeiro, por meio do projeto intitulado Saneamento e Saúde Ambiental em Comunidades Rurais e Tradicionais de Goiás (SanRural) – TED 05.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - Associação Brasileira De Normas Técnicas.** ABNT/NBR/ISO; IEC:31010, *Gestão de riscos – Técnicas para o processo de avaliação de riscos*. 1. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2012. 96p.
- Bezerra, N. R. Scalize, P. S. Baracho, R. O.** *Metodologia para elaboração do Plano de Segurança do Saneamento Rural (PSSR)*: 2022. Cegraf UFG. E-book. 145p., 2022.
- Brasil.** Portaria GM/MS n. 888, de 04 de maio de 2021. *Altera o anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS n. 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 159, n. 85, p. 126 - 137, 07 mai. 2021.
- Ferreira, N. C.** *Aspectos geográficos e ambientais*. In: Scalize, P. S. (org). *Diagnóstico técnico participativo da Comunidade dos Almeidas: Silvânia – Goiás*: 2018. Goiânia: Cegraf UFG. E-book (220 p.). Coleção DTP Projeto SanRural, v. 48, cap. 3, p. 51 – 64, 2020.

- Howard, G. (2003).** “Water safety plans for small systems: a model for applying HACCP concepts for cost-effective monitoring in developing countries.” *Water Science and Technology* 47, 3, 215-220.
- Hynds, P. D. K. M. Kate Thomas. and K. D. M. Pintar (2014).** “Contamination of Groundwater Systems in the US and Canada by Enteric Pathogens, 1990–2013: A Review and Pooled-Analysis”. *PloS One*, 9, 5.
- Karande, K.; Shalini, T.; Vijay, R. Khanna, S.; Banerji T.; Sontakke, Y. (2021).** Prevalence of water-borne diseases in western India: dependency on the quality of potable water and personal hygiene practices. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 405-415.
- Kemerich, P. D. C.; Silva, J. L.; Filho, L. L. V.; Volpato, F.; Saucedo, E. M. (2011).** Determinação da vulnerabilidade natural à contaminação da água subterrânea no bairro nossa senhora do perpétuo socorro em santa maria – RS. *Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal*, v.8, n.3, p. 85-98, jul./set. 2011.
- Ko, S. H. and H. Sakai (2022).** “Water sanitation, hygiene and the prevalence of diarrhea in the rural areas of the delta region of Myanmar”. *Journal of Water & Health*, 20, 1, 149-156.
- Lane, K.; Fuller, M.; Stanhope, T.; Stoddart, A. (2021).** “Exploring the Use of a Sanitation Safety Plan Framework to Identify Key Hazards in First Nations Wastewater Systems”. *Water*, 13, 1454, 2021.
- Maia, P. H. P. Cruz, M. J. M.** Um novo método para avaliar a vulnerabilidade de aquíferos. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, [recurso eletrônico], v. 15, n. 2, p. 29-40, 2011.
- ONU – Organização das Nações Unidas (2016).** *Transformando Nosso Mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. Última Edição. ONU: EUA.
- Pundir, S.; Singh, R.; Singh, P.; Kandari, V. (2021).** “Risk assessment and water safety planning for rural wáter supply in Uttarakhand, India.” *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 12.
- Scalize, P. S. Bezerra, N. R.; Basso, R. R. Ruggeri Junior, H. C. Pinheiro, R. V. N. Lopes, H. T. L. Mendonça, J. S. A.; Leite, L. S., Bergamini, M. H. L. Ramos, M. P. C. Aguiar, T. D.** Aspectos do Saneamento. In: Scalize, P. S. (org.). *Diagnóstico técnico-participativo da Comunidade dos Almeidas: Silvânia – Goiás: 2018*. Goiânia: Cegraf UFG. E-book (220 p.). Coleção DTP Projeto SanRural, v. 48, cap. 6, p. 137 – 189, 2020c.
- Scalize, P. S.; Gabriel, E. F. M.; Arruda, P. N.; Baumann, L. R. F.; Bezerra, N. R.** *Qualidade da água da Comunidade dos Almeidas*. In: SCALIZE, P. S. (org.). *Diagnóstico Técnico da Qualidade da Água de Comunidades Rurais e Tradicionais do Estado de Goiás – 2019*. Goiânia: Cegraf UFG. E-book, 2022.
- Stavroula, T.; Tsoukalas, D. S. (2019).** Water Safety Plans and HACCP implementation in water utilities around the world: benefits, drawbacks and critical success factors. *Environmental Science and Pollution Research*.
- WHO - World Health Organization (2017).** *Sanitation Safety Planning: Manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta*. Geneva: WHO Library.

IMPLICIT STOCHASTIC OPTIMIZATION AND RANDOM FOREST FOR MONTHLY RESERVOIR OPERATION

1st. Antonio Rondinely da Silva Pinheiro; 2nd. Camilo Allyson Simões de Farias;
3rd. Celso Augusto Guimarães Santos

Universidade Federal de Campina Grande^{1,2}, Universidade Federal da Paraíba³, Brasil
antonio.rondinely@estudante.ufcg.edu.br¹, camilo.allyson@professor.ufcg.edu.br², celso@ct.ufpb.br³

RESUMO:

Os sistemas hídricos são susceptíveis a diversos tipos de insegurança, a exemplo dos problemas associados ao excesso e à escassez de água. O uso de regras práticas de operação para o gerenciamento adequado do volume disponível surge como alternativa para mitigar tais dificuldades. No presente trabalho, aplicou-se uma regra de proteção baseada em Otimização Estocástica Implícita e Floresta Aleatória (ISO-RF, do inglês *Implicit Stochastic Optimization and Random Forest*) para operação mensal do reservatório Eptácio Pessoa, localizado na bacia hidrográfica do rio Paraíba, Brasil. Para obtenção da regra, seguiu-se as seguintes etapas: (1) gerar vazões sintéticas pelo Método dos Fragmentos; (2) aplicar um modelo determinístico (DET) para otimizar a operação do sistema, minimizando-se a sua vulnerabilidade; e (3) relacionar as alocações e disponibilidades hídricas ótimas para gerar a regra ISO-RF. A regra gerada foi aplicada ao reservatório utilizando séries independentes de vazões. O modelo ISO-RF mostrou-se promissor, definindo um comportamento de alocações semelhante ao produzido pelo modelo DET sob previsão perfeita das vazões. A regra ISO-RF também é prática, necessitando apenas da disponibilidade hídrica no mês corrente para determinar a alocação.

ABSTRACT:

Water systems are susceptible to different types of insecurity, such as problems associated with excess and scarcity of water. Using practical operating rules for managing the available volume appears as an alternative to mitigate such difficulties. In the present research, we applied a hedging rule based on Implicit Stochastic Optimization and Random Forest (ISO-RF) to the monthly operation of the Eptácio Pessoa reservoir, located in the *Paraíba* River basin, Brazil. The methodology to obtain the rule considered the following steps: (1) generate synthetic inflows using the Fragment Method; (2) apply a deterministic model (DET) to optimize the system's operation, minimizing its vulnerability; and (3) relate the optimal water allocations and availabilities to generate the ISO-RF rule. The generated rule was applied to the reservoir using independent inflow series. The ISO-RF model proved promising, defining an allocation behavior similar to that produced by the DET model under perfect inflow prediction. The ISO-RF rule is also practical, requiring only the water availability in the current month to determine the allocation.

KEYWORDS: Machine Learning; Hedging Rules Policies; Semiarid; Water Resources.

INTRODUCTION

The last drought experienced in northeastern Brazil (2012-2017) has drastically affected its population. In semiarid areas, high evaporation rates, low rainfall, and limited groundwater compromise the proper management of water resources (Carneiro and Farias, 2013; Celeste et al., 2007). The shortage observed in the *Epitácio Pessoa* reservoir restricted the water supply of several cities, including *Campina Grande*, a relevant technological and cultural polo of Paraíba State (Bezerra et al., 2021; Jacobi et al., 2021).

Previous conflicts, water-related problems (e.g., too little, too much, too polluted, and too expensive water), and opportunities to improve benefits motivate studies on efficient management of water resources systems (Loucks and Beek, 2017). The most traditional way of operating reservoirs is the Standard Operating Policy (SOP). The SOP is a relatively simple operation model whose main objective is to meet the demands whenever possible, releasing the maximum amount of water possible and storing only the surplus (Gomes et al., 2022; Maass et al., 1962).

Using Implicit Stochastic Optimization (ISO) for deriving reservoir hedging rules is an option to mitigate the damages resulting from droughts. The procedure consists of optimizing the operation of the reservoir under different synthetic scenarios of inflows and defining operational rules through regression models, usually relating optimized allocations to water availability (Carneiro and Farias, 2013; Celeste et al., 2005; Willis et al., 1984; Young Jr, 1967).

Random Forest (RF) models are included in the machine learning concept and can be used to solve classification and regression problems. The basic principle is to create and calibrate a set of decision trees (using random samples) to relate input and output data (Breiman, 2001; Breiman, 1996). In regression problems, for example, the results of each tree of an RF model are aggregated (average) to generate a single answer (Breiman et al., 1984).

Recently, several studies have explored RF algorithms for forecasting streamflows, rainfall amounts, and groundwater levels (Hong et al., 2021; Ali et al., 2020; Liu et al., 2022; Yang et al., 2017), flood control (Desai and Ouarda, 2021), reservoir simulation (Yang et al., 2016), and analysis of water salinity in rivers (Melesse et al., 2020). Despite the various applications in the literature, using RF combined with ISO for deriving reservoir operating rules seems to be inexistent or at least scarce.

As an alternative to traditional multiple regression models, this study investigates the use of ISO and RF to define monthly reservoir operation rules. The methodology was applied and verified for the operation of the *Epitácio Pessoa* reservoir, located in the Brazilian semiarid region.

METHODOLOGY

Study Area

The *Epitácio Pessoa* reservoir (also known as *Boqueirão*) was constructed by the Brazilian Department of Works Against Droughts (DNOCS, from the abbreviation in Portuguese) and inaugurated in January 1957. Located in *Boqueirão* City, Paraíba State, it is in the *Paraíba* River basin, approximately 45 km from *Campina Grande* City. Figure 1 shows the location of the *Epitácio Pessoa* reservoir.

The *Paraíba* River basin occupies an area of 20,071.83 km², representing around 38% of the *Paraíba* States' area. The reservoir is the second largest in the state, with a total volume of approximately 466 hm³, being responsible for the water supply of more than 400,000 inhabitants in *Campina Grande* and nearby cities (AESAs, 2022). The main water uses in the reservoir are human consumption, irrigation, animal watering, and recreation.

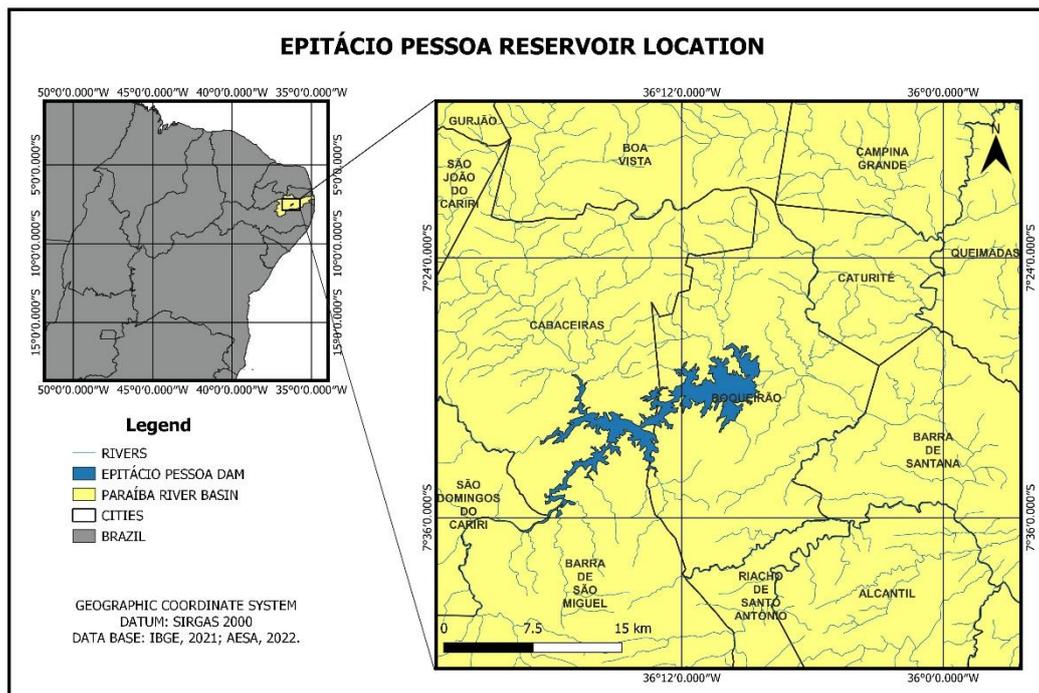


Figure 1.- Location of the *Epitácio Pessoa* Reservoir.

ISO-RF Model

The monthly operating rule (ISO-RF) was obtained by Implicit Stochastic Optimization and Random Forest, according to the following steps:

- (1) Simulate M months of synthetic (stochastic) inflows using the Fragment Method (Svanidze, 1980; Carneiro and Farias, 2013; Farias et al., 2016; Nascimento and Farias, 2022);
- (2) Apply a deterministic model (DET) to optimize the system operation; and
- (3) Relate the optimal allocations and available water to generate the ISO-RF rule.

The DET model aims at minimizing the system's water vulnerability (VUL), assumed as the sum of squared errors between allocations and demands (Hashimoto et al., 1982), as shown in Equation 1. The objective function is subject to the water balance and the minimum and maximum limits for allocations, reservoir storages, and spills.

$$\min VUL = \sum_{t=1}^M \left[\frac{R(t) - D(t)}{D(t)} \right]^2 \quad [1]$$

where M is the operating horizon, $R(t)$ is the water release (allocation) in month t , and $D(t)$ is the total demand from the reservoir in month t .

The water balance of the operation is represented by:

$$\begin{aligned} S(1) &= S(0) + Q(1) - R(1) - Sp(1) + P(1) - E(1) \\ S(t) &= S(t - 1) + Q(t) - R(t) - Sp(t) + P(t) - E(t); \forall t = 2, \dots, M \end{aligned} \quad [2]$$

where $S(0)$ is the initial volume of the equivalent reservoir, $Q(t)$ is the inflow at month t ; $Sp(t)$ is the eventual spill at t ; and $E(t)$ and $P(t)$ are the evaporated and precipitated volumes on the liquid surface of the reservoir during month t , respectively.

Allocations, storages, and spills were restricted to the following inequalities:

$$0 \leq R(t) \leq D(t); \forall t \quad [3]$$

$$S_{dead} \leq S(t) \leq S_{max}; \forall t \quad [4]$$

$$Sp(t) \geq 0; \forall t \quad [5]$$

with S_{dead} and S_{max} being the minimum (or dead) and maximum storage of the reservoir, respectively.

After obtaining the optimized values of $R(t)$ and $S(t)$, for $t = 1, \dots, M$, we proceeded to the calibration of the ISO-RF hedging rule.

The RF model was represented by:

$$h(X) = \frac{1}{K} \sum_{k=1}^K h(x, \theta_k) \quad [6]$$

where K is the number of regression trees ($k = 1, 2, \dots, K$), x is a subset of the training dataset X (input series), θ are normally distributed random variables (with zero mean and unity variance) of the combined classifier, and $h(x, \theta_k)$ is the generated decision tree based on x and θ_k (Abda et al., 2022).

Once calibrated, the ISO-RF rule can determine monthly allocations, depending only on reservoir water availability (sum of the initial volume and current inflow). The ISO-RF model accounts for seasonality by considering dummy variables (month index). Figure 2 shows the structure of the RF model. The methods and models of this study were implemented on Matlab (version R2015b).

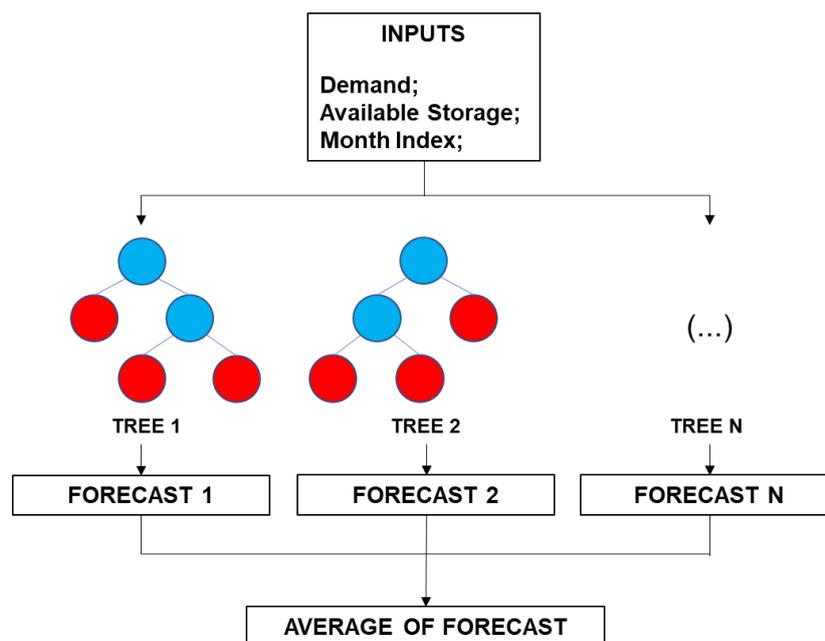


Figure 2.- Random Forest Model structure.

APPLICATION

The ISO-RF rule was generated and tested for the operation of the *Epitácio Pessoa* reservoir. The works of Nunes (2015) and Macêdo (2020) provided information on water demands (2.045 m³/s), historical inflow data, precipitated and evaporated depths, and technical characteristics of the reservoir (maximum and minimum storages, and area-storage curve).

The Fragment Method (FM) was calibrated based on data from Nunes (2015), using the period from 2006 to 2015 (10 years). To derive the ISO-RF rule, the DET model was applied considering 504 years of monthly inflows generated by the FM. For boundary conditions, two years were eliminated from the beginning and end of the series, resulting in 500 years (6,000 months) of inflow data, optimized allocations, and available storage. Figure 3 compares the monthly statistical properties of the historical series with those generated by the FM. As also seen in the studies of Carneiro and Farias (2013), Farias et al. (2016), and Nascimento and Farias (2022), the synthetic series kept similar values for mean, standard deviation, and skewness for all months.

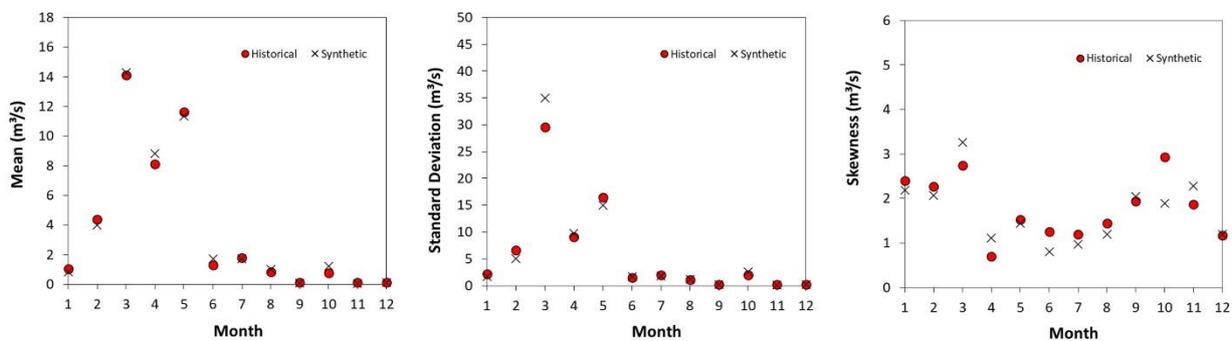


Figure 3.- Comparison of monthly statistical properties between historical and synthetic flow series.

The RF model was calibrated considering 6,000 months of water availability and optimized allocations. To determine the best configuration, we decided to train 20 RF with 25, 50, 75, ..., and 500 decision trees with at least two leaves. Each RF was calibrated 10 times to maximize the chances of finding global optima. The best model was the one that showed the highest Nash-Sutcliffe (NSE) efficiency for the observed and calculated allocations (Nash and Sutcliffe, 1970). In this study, the model with 50 decision trees containing at least two leaves (NSE = 0.69) was the most suitable.

The ISO-RF allocations were compared with those obtained by applying the DET model and the Standard Operating Policy (SOP), commonly used for the operation of reservoirs (Loucks and Beek, 2017). The DET model knows the entire inflow horizon, defining the best solutions for meeting demands.

RESULTS AND DISCUSSION

To validate the ISO-RF rule, the FM generated 100 series of new reservoir inflows, each with 14 years. We eliminated the two first and last years of each sequence, resulting in 100 series of 10 years.

Table 1 presents the minimum, mean, and maximum values of monthly vulnerability observed in the operations for all series of synthetic inflows. Figure 4 compares the mean of the monthly vulnerabilities for simulations with the SOP, DET model, and ISO-RF rule. The ISO-RF showed results (3.9%) closer to the DET model (2.9%), which is the optimal reference, and lower than those obtained with SOP (5.7%).

Table 1.- Minimum, mean, and maximum monthly vulnerabilities for all synthetic inflow series.

	SOP	DET Model	ISO-RF Rule
Minimum	0.0%	0.0%	0.1%
Mean	5.7%	2.9%	3.9%
Maximum	45.5%	33.5%	39.9%

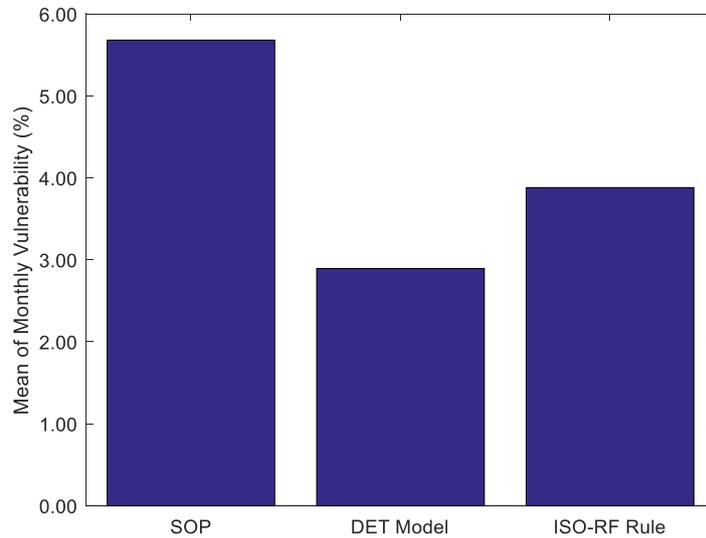


Figure 4.- Mean of monthly vulnerability for all series in *Epitácio Pessoa* reservoir when operated by SOP, DET model, and ISO-RF rule.

Figures 5 and 6 show the behavior of reservoir storage and allocations for the simulation carried out with Series #80, considering all models. This sequence represents an intermediate value of vulnerability. Unlike the operation with the SOP model, the ISO-RF rule decides with caution, seeking to mitigate extreme deficits and trying to imitate the performance of the DET model. Celeste et al. (2005) and Nascimento and Farias (2022), using ISO, found similar results.

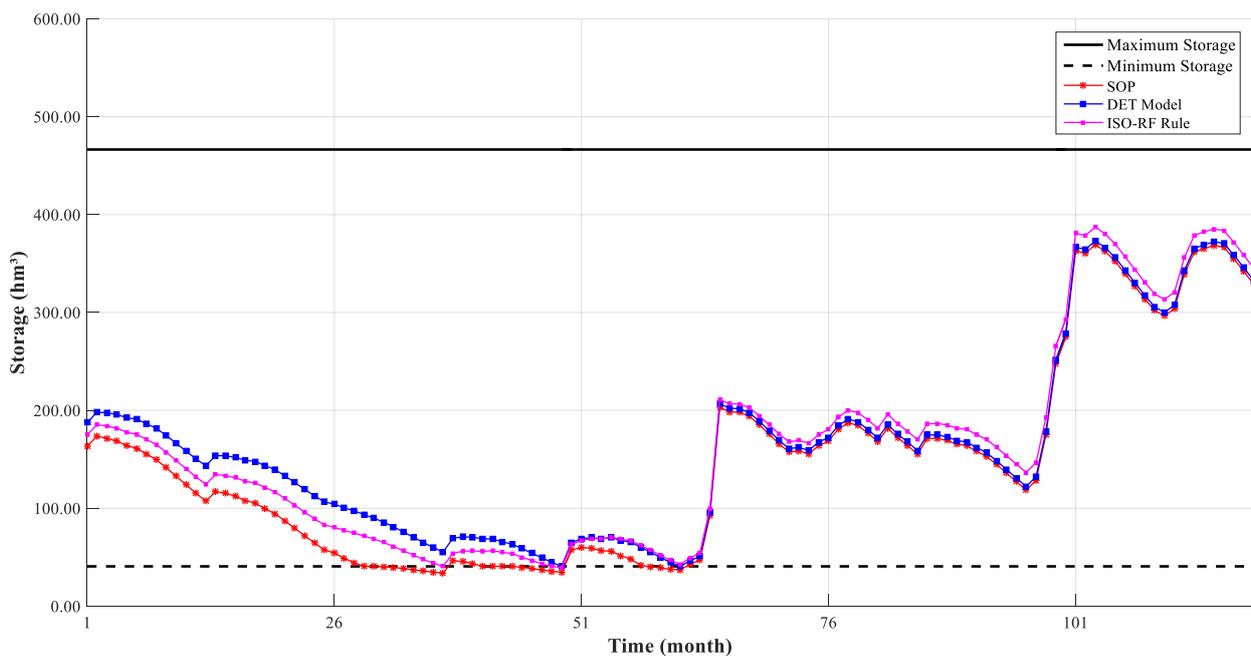


Figure 5.- Storage in *Epitácio Pessoa* reservoir for Series #80 considering the SOP, DET model, and ISO-RF rule.

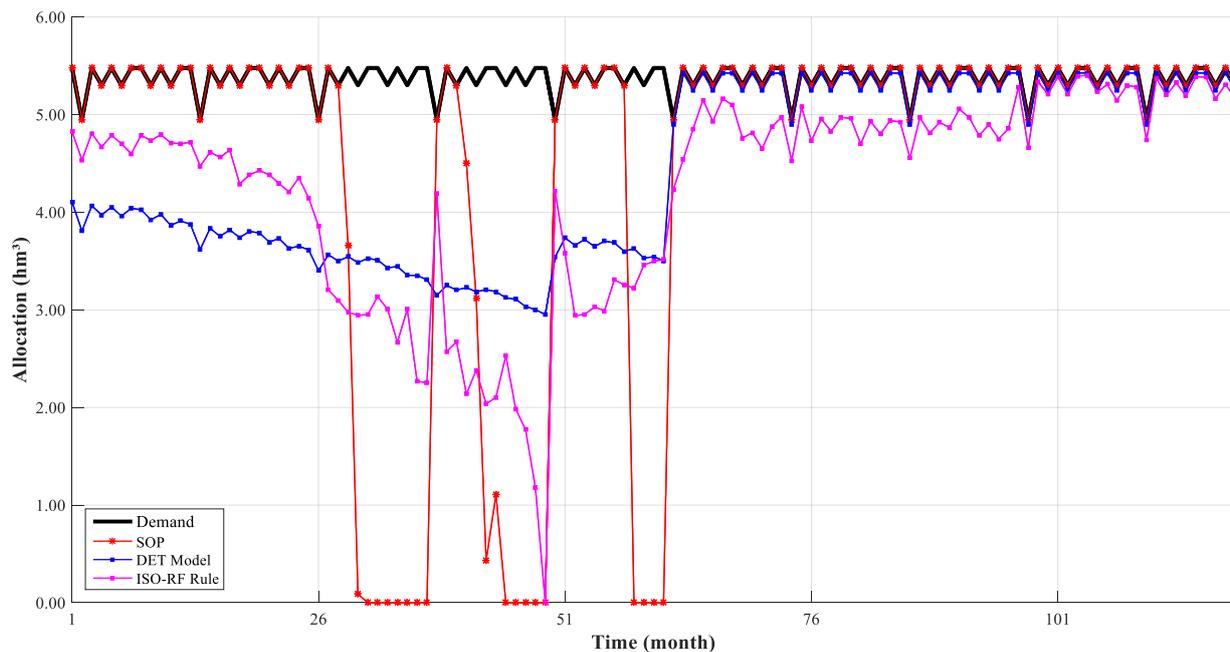


Figure 6.- Allocation from *Epitácio Pessoa* reservoir for Series #80 considering the SOP, DET model, and ISO-RF rule.

According to Figure 6, when operated by SOP, the system collapsed (allocation equal to zero) several times over the first 60 months, mainly due to its policy of releasing the maximum storage available to meet demands. On the other hand, the ISO-RF rule presented a more conservative behavior, collapsing only once during the operating horizon.

CONCLUSIONS

This study presented a rule based on Implicit Stochastic Optimization and Random Forest for the monthly operation of the *Epitácio Pessoa* reservoir, located in the Brazilian semiarid region.

The results indicated that the ISO-RF rule hedges allocations to protect the reservoir storage before water shortage events, trying to imitate the behavior of the deterministic model under perfect inflow prediction.

The ISO-RF rule also proved to be less vulnerable than the SOP model and conservative when close to dead storage. Considering that the ISO-RF only needs information on current water availability to decide on allocations, this model is also practical.

ACKNOWLEDGMENTS

This paper was carried out with the support of the Brazilian Higher Education Improvement Coordination (CAPES) - Financing Code 001. We also thank the Professional Master Program in National Network in Management and Regulation of Water Resources - ProfÁgua, CAPES/ANA Project AUXPE nº 2717/2015, for the scientific and technical support provided so far.

REFERENCES

- Abda, Z.; Zerouali, B.; Elbeltagi, A.; Chettih, M.; Santos, C. A. G.; Farias, C. A. S.** (2022). “Assessing machine learning models for streamflow estimation: A case study in Oued Sebaou watershed (Northern Algeria)”. *Hydrological Sciences Journal*, 28 June 2022.
- AESA.** (2022). *Rio Paraíba*. Available in: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>.
- Ali, M.; Prasad, R.; Xiang, Y.; Yaseen, Z. M.** (2020). “Complete ensemble empirical mode decomposition hybridized with random forest and kernel ridge regression model for monthly rainfall forecasts”. *Journal of Hydrology*, v. 584.
- Bezerra, A. P.; Castro Lucena Vieira, Z. M. De; Rios Ribeiro, M. M.** (2021). “Water governance assessment at different scales: A reservoir case study in the Brazilian semiarid region”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 4 jun. 2021. v. 26.
- Breiman, L.** (1996). “Bagging predictors”. *Mach. Learn.* 26(2), 123–140.
- Breiman, L.** (2001). “Random forests”. *Mach. Learn.* 45 (1): 5–32.
- Breiman, L.; Friedman, J.; Stone, C. J.; Olshen, R. A.** (1984), *Classification and Regression Trees*, CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Carneiro, T. C.; Farias, C. A. S.** (2013). “Otimização Estocástica Implícita e Redes Neurais Artificiais para Auxílio na Operação Mensal dos Reservatórios Coremas - Mãe d’Água”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18 n.4, p. 115-124, 2013.
- Celeste, A. B., Curi, W. F., Curi, R. C.** (2007). “Análise de Métodos para Geração Sintética de Vazões em rios intermitentes”. *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, p. 1-18. São Paulo, 2007.
- Celeste, A. B., Curi, W. F., Curi, R. C.** (2009). “Implicit stochastic optimization for deriving reservoir operating rules in semiarid Brazil”. *Pesquisa Operacional*, v. 29, n.1, p. 223-234.
- Celeste, A. B.; Suzuki, K.; Kadota, A.; Santos, V. S.** (2005). “Derivation of reservoir operating rules by implicit stochastic optimization”. *Annual Journal of Hydraulic Engineering*, v. 49, n. 2, pp. 1111-1116.
- Desai, S.; Ouarda, T. B. M. J.** (2021). “Regional hydrological frequency analysis at ungauged sites with random forest regression”. *Journal of Hydrology*, v. 594, n. September 2018, p. 125861.
- Farias, C. A. S.; Machado, E. C. M.; Brasiliano, L. N.** (2016). “Monthly reservoir operating rules generated by implicit stochastic optimization and self-organizing maps”. *Sustainable Hydraulics in the Era of Global Change: Proc. of the 4th IAHR Europe Congress*. CRC Press, pp. 138-144.
- Gomes, M. G.; Maia, A. G.; Medeiros, J. D. F.** (2021). “Reservoir operation rule in semiarid areas: The quantity-quality approach”. *Journal of Hydrology*, v. 610, n. October 2021, p. 127944, 2022.
- Hashimoto, T.; Stedinger, J.; Loucks, P.** (1982). “Reliability, Resiliency, and Vulnerability Criteria for Water Resource System Performance Evaluation”. *Water Resources Research*, v. 18. n. 1, pp.14-20.
- Hong, J.; Lee, S.; Lee, G.; Yang, D.; Bae, J. H.; Kim, J.; Kim, K.; Lim, K. J.** Comparison of machine learning algorithms for discharge prediction of multipurpose dam. *Water (Switzerland)*, [s. l.], v. 13, n. 23, p. 1–12, 2021.
- Jacobi, P. R.; Buckeridge, M.; Ribeiro, W. C.** (2021). “Governança da água na Região Metropolitana de São Paulo - desafios à luz das mudanças climáticas”. *Estudos Avancados*, 23 ago. 2021. v. 35, n. 102, p. 209–226.
- Liu, Q.; Gui, D.; Zhang, L.; Niu, J.; Dai, H.; Wei, G.; Hu, B. X.** (2022). “Simulation of regional groundwater levels in arid regions using interpretable machine learning models”. *Science of The Total Environment*, v. 831, n. 2022, p. 154902.
- Loucks, D. P.; Beek, E. V.** (2017). “Water Resource Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models, and Applications”. Ebook: Deltares and UNESCO-IHE.
- Maass, A.; Hufschmidt, M.M.; Dorfman Jr., H.A.; Thomas, S.A.; Marglin, F.** (1962). “Design of Water-Resource Systems”. *Harvard University Press*, Cambridge, MA.
- Macêdo, T. C.** (2020). *Derivação de regras baseadas em critérios sustentáveis para operação mensal do reservatório Epitácio Pessoa*. Masters Thesis, Universidade Federal de Campina Grande. 82p.
- Melesse, A. M.; Khosravi, K.; Tiefenbacher, J. P.; Heddad, S.; Kim, S.; Mosavi, A.; Pham, B. T.** (2020). “River water salinity prediction using hybrid machine learning models”. *Water (Switzerland)*, v. 12, n. 10, p. 1–21.

- Nascimento, F. G.; Farias, C. A. S.** (2022). “Derivação de uma regra de proteção para operação mensal do Sistema Hídrico Curema-Mãe D’água”. *Proc. of the XIV Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe*, p. 1-6. Aracaju, 2022.
- Nash, J. E.; Sutcliffe, J. V.** (1970) “River flow forecasting through conceptual models I: a discussion of principles.” *J. Hydrol* 10(1): 282–290.
- Nunes, T. H. C.** (2015). *A gestão do reservatório Epitácio Pessoa e regras de operação otimizadas*. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- Svanidze, G. G.** (1980). “Mathematical Modeling of Hydrologic Series (for Hydroelectric and Water Resources Computations)”. Fort Collins: *Water Resources Publications*.
- Willis, R.; Finney, B. A.; Chu, W. S.** (1984). “Monte Carlo optimization for reservoir operation”. *Water Resources Research*, v. 20, n. 9, pp. 1177-1182.
- Yang, T.; Asanjan, A. A.; Welles, E.; Gao, X.; Sorooshian, S.; Liu, X.** (2017). “Developing reservoir monthly inflow forecasts using artificial intelligence and climate phenomenon information”. *Water Resources Research*. v. 53, n. 4, p. 2786–2812.
- Yang, T.; Gao, X.; Sorooshian, S.; Liu, X.** (2016). “Simulating California reservoir operation using the classification and regression-tree algorithm combined with a shuffled cross-validation scheme”. *Water Resources Research*, 1 March. v. 52, n. 3, p. 1626–1651.
- Young Jr, G. K.** (1967). “Finding reservoir operating rules”. *Journal of the Hydraulic Division*, v. 93, n. HY6, pp. 297-321.

ANÁLISE DO MODELO DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA ADOTADO PARA AS ÁGUAS DO RIO SÃO FRANCISCO

1º Bianca da Silva Araújo, 2º Camilo Allyson Simões de Farias,
3º Francisco Miqueias Sousa Nunes, 4º Bianca Amaral Honório

1º, 2º Universidade Federal de Campina Grande, Brasil
araujobianca@gmail.com; camilo.allyson@professor.ufcg.edu.br
3º, 4º Universidade Estadual da Paraíba, Brasil
miqueias2103_@hotmail.com; biancaahonorio1@gmail.com

RESUMO

Adversidades associadas à disponibilidade hídrica exigem do governo, usuários e sociedade civil uma melhor gestão dos recursos existentes. Em 1997, a Lei das Águas estabeleceu a cobrança pelo uso da água bruta, um instrumento de gestão que visa, dentre outros objetivos, promover o uso racional dos recursos hídricos. Com a cobrança implementada em 2010, o Comitê da Bacia do Rio São Francisco (CBHSF) tornou-se o terceiro comitê com águas de domínio da união a efetivar este mecanismo. Neste artigo, examinou-se o procedimento de cobrança adotado pelo CBHSF. Por meio de pesquisa documental e bibliográfica, buscou-se compreender a modelagem matemática e os seus impactos na arrecadação e no comportamento dos usuários. Contemplando a captação e o consumo de água em sua formulação, o modelo baseia-se em preços públicos unitários, que permitem uma atualização das arrecadações. Com respeito à qualidade da água, a cobrança aborda o conceito de vazão indisponível, possibilitando que outros poluentes – para além da DBO – sejam envolvidos nos cálculos. Observou-se, também, que a aplicabilidade do modelo depende da existência de um comitê participativo, de uma agência de bacia estruturada e de instrumentos de gestão eficientes. Apesar das arrecadações permitirem o funcionamento da agência de bacia, os valores cobrados, considerados um dos menores em águas de domínio da União, podem ser insuficientes para promover o uso racional da água e para atender aos projetos previstos no plano de recursos hídricos.

ABSTRACT

Adversities associated with water availability require government, users, and civil society to better manage the existing resources. In 1997, the Brazilian Water Law established the raw water usage charge, a management instrument that aims, among other objectives, to promote the rational use of water resources. With the usage charge implemented in 2010, the São Francisco River Basin Committee (CBHSF) became the third committee to implement this mechanism in waters of the Nation's domain. In this paper, we examined the charging procedure used by the CBHSF. Through documentary and bibliographic research, we sought to understand mathematical modeling and its impacts on revenue and user behavior. Taking water withdrawal and consumption in its formulation, the model operates on unit public prices, which allow for an update of collections. Concerning water quality, charging on the São Francisco River addresses the concept of unavailable flows, permitting other pollutants – in addition to BOD – to be involved in the calculations. We also observed that the model's applicability depends on the existence of a participatory committee, a structured basin agency, and efficient management instruments. Although the funds collected allow the basin agency to function, the amounts charged – considered one of the lowest among rivers under the Union's domain – may be insufficient to promote the rational use of water and to meet the projects included in the water resources plan.

PALAVRAS-CHAVE: gestão de recursos hídricos; comitês de bacias; instrumentos econômicos.

INTRODUÇÃO

A água é recurso essencial à vida, sendo aproveitada, dentre as diversas possibilidades, para abastecimento humano e industrial, dessedentação animal, irrigação, navegação, geração de energia, pesca e diluição de efluentes (Vera *et al.*, 2017). A gestão dos recursos hídricos surge da necessidade de resolver conflitos, normalmente associados à falta, ao excesso, à baixa qualidade ou aos altos custos da água (Loucks & Beek, 2017). No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) estabeleceu que a gestão deve propiciar o uso múltiplo das águas e, em situações de escassez, priorizar o consumo humano e a dessedentação de animais (Barros *et al.*, 2017).

O manejo adequado dos recursos hídricos é urgente em inúmeras regiões do globo terrestre, sobretudo naquelas com insuficiência hídrica. Nas bacias hidrográficas do semiárido brasileiro, as chuvas são irregularidades e concentram-se, na maioria das vezes, em poucos meses do ano (Farias *et al.*, 2016). Devido à essa intermitência, a oferta hídrica depende basicamente das águas acumuladas em reservatórios, que estão expostas às altas taxas de evaporação e às condições de uso e ocupação do solo nas bacias (ANA, 2014; Abaker *et al.*, 2018).

Criada em 1997, a PNRH estabeleceu a cobrança pelo uso da água bruta, um instrumento de gestão que visa, dentre outros objetivos, incentivar o uso racional dos recursos hídricos e desestimular a poluição (BRASIL, 1997). Cabe aos comitês de bacia hidrográfica a discussão e a propositura de mecanismos de cobrança, que também permitem a disponibilização de recursos para custear o plano de investimentos da bacia (BRASIL, 1997; Pereira & Formiga-Johnsson, 2005).

A cobrança é, em geral, determinada pelo produto da base de cálculo (e.i., captação, consumo ou lançamento de poluentes), de coeficientes técnicos e do Preço Público Unitário (PPU) (ANA, 2019). Os coeficientes técnicos estão associados aos objetivos e às especificidades da bacia, podendo contemplar, inclusive, boas práticas de uso da água. O PPU corresponde, usualmente, ao valor cobrado por unidade volumétrica captada, consumida ou usada para diluição de poluentes.

Localizado no semiárido brasileiro, o Comitê da Bacia do Rio São Francisco (CBHSF) iniciou a cobrança pelo uso da água em 2010 (ANA, 2019). Diante deste contexto, o presente estudo propõe uma análise atualizada do mecanismo de cobrança adotado pelo CBHSF, buscando compreender o arcabouço institucional, a modelagem matemática e os seus impactos no comportamento dos usuários e na arrecadação.

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio São Francisco possui 639.219 km² de área, correspondendo a quase 8% do território nacional. O rio São Francisco, cujas águas são de domínio da União, nasce na Serra da Canastra, em Minas Gerais, e deságua no Oceano Atlântico (CBHSF, 2022a). Ilustra-se, na Figura 1, a área de drenagem da bacia do rio São Francisco, que está subdividida nas seguintes regiões fisiográficas: Alto São Francisco (16%), Médio São Francisco (63%), Submédio São Francisco (17%) e Baixo São Francisco (4%) (CBHSF, 2022a; CBHSF, 2022b; Fonseca *et al.*, 2020).

Com uma vazão média de 2.850 m³/s, a bacia tem importância estratégica para o desenvolvimento socioeconômico brasileiro e está inserida em sete unidades da federação, abrangendo um total de 507 municípios (CBHSF, 2016). A densidade demográfica é de aproximadamente 20 habitantes por km², sendo a maior concentração dessa população alocada em áreas urbanas (CBHSF, 2016; Fonseca *et al.*, 2020).

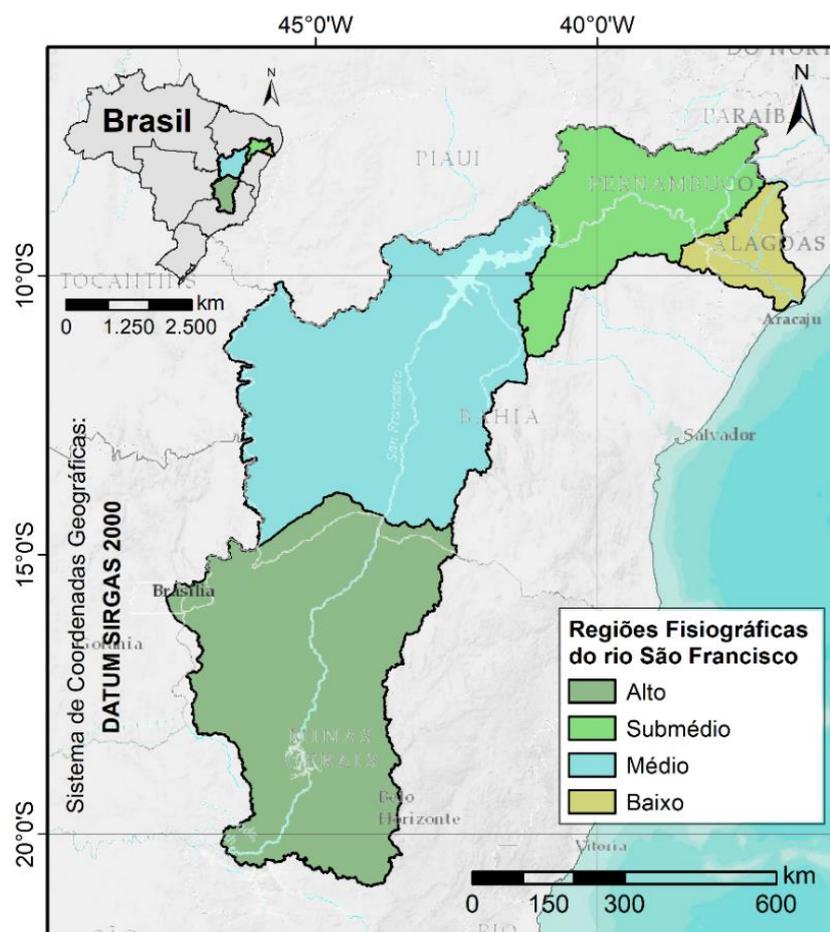


Figura 1.- Regiões fisiográficas da bacia hidrográfica do rio São Francisco.
Fonte: Elaborado a partir de ANA (2017) e IBGE (2018).

A bacia está inserida na região hidrográfica do São Francisco, que possui ampla diversidade ambiental e abrange fragmentos de vários biomas, a exemplo do Cerrado, da Caatinga e da Floresta Atlântica (CBHSF, 2022a). Praticamente metade da área da bacia é coberta pelo Cerrado – de Minas Gerais ao oeste e sul baiano –, com o bioma Caatinga predominando no nordeste da Bahia (CBHSF, 2022a).

Segundo CBHSF (2022a), o clima é uma transição do úmido para o árido, com alta incidência solar, baixa nebulosidade e temperatura média anual de 18 a 27°C. Os valores de precipitação e de evapotranspiração apresentam médias anuais iguais a 1.036 mm e a 896 mm, respectivamente (CBHSF, 2022a).

METODOLOGIA

Os procedimentos metodológicos compreenderam pesquisa bibliográfica, investigação documental e análise crítica das informações coletadas, com vistas a entender o modelo de cobrança adotado pelo CBHSF (CBHSF, 2017) e os impactos associados. O fluxo metodológico encontra-se disponível na Figura 2.

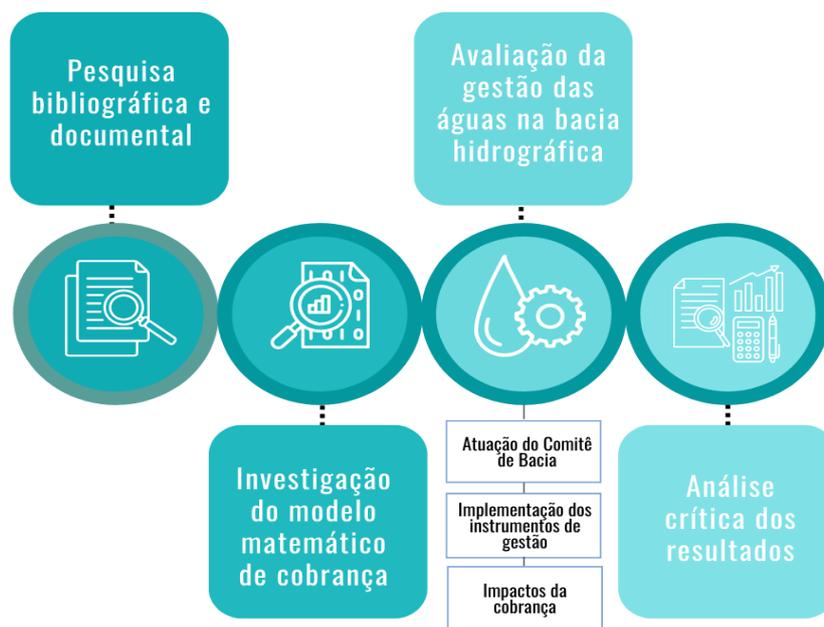


Figura 2.- Fluxo metodológico. Fonte: Autoria própria.

De forma mais específica, investigou-se os aspectos quantitativos e qualitativos do modelo de cobrança adotado pelo CBHSF (2004; 2017; 2022c). Realizou-se, ainda, uma análise das condições dos instrumentos de gestão e da atuação do CBHSF. Por fim, explorou-se os impactos da cobrança no comportamento dos usuários e a suficiência da arrecadação para a manutenção da agência de bacia e dos investimentos em projetos.

Conforme a Deliberação nº 94/2017-CBHSF (CBHSF, 2017), o mecanismo de cobrança praticado pelo CBHSF contempla em sua metodologia, para diferentes usos, os seguintes componentes: captação, consumo e lançamento de cargas orgânicas. As Equações 1-15 e o Quadro 1 apresentam um resumo do modelo aplicado na bacia hidrográfica do rio São Francisco.

$$V_{cap} = Q_{capout} \cdot PPU_{cap} \cdot K_{cap} \quad [1]$$

(quando não há medição do volume anual captado)

$$V_{cap} = \{K_{out} \cdot Q_{capout} + K_{med} \cdot Q_{capmed} + K_{medextra} \cdot [0,70 \cdot (Q_{capout} - Q_{capmed})]\} \cdot PPU_{cap} \cdot K_{cap} \quad [2]$$

(quando há medição do volume anual captado)

$$K_{cap} = K_{classe} \cdot K_{ef} \cdot K_{rural} \quad [3]$$

$$K_{ef} = K_{int} \cdot K_{ext} \text{ (usuários da mineração e indústria)} \quad [4]$$

$$K_{ef} = K_0 \text{ (usuários do saneamento)} \quad [5]$$

$$K_{ef} = K_{sist} \cdot K_{man} \text{ (usuários da irrigação)} \quad [6]$$

$$K_{man} = K_{mansolo} \cdot K_{manirri} \quad [7]$$

$$V_{con} = Q_{con} \cdot PPU_{con} \cdot K_{con} \quad [8]$$

$$K_{con} = K_{cap} \quad [9]$$

$$Q_{con} = Q_{cap} - Q_{lan} \quad [10]$$

Quadro 1.- Definição das variáveis e dos coeficientes utilizados no modelo de cobrança pelo uso da água praticado na bacia hidrográfica do rio São Francisco. Fonte: Elaborado a partir de CBHSF (2017).

Variável / Coeficiente	Definição	Unidade
<i>Vcap</i>	Valor anual de cobrança pela captação de água.	R\$/ano
<i>Qcapout</i>	Volume anual de água, segundo valor da outorga ou verificado pelo organismo outorgante, em processo de regularização.	m ³ /ano
<i>PPUcap</i>	Preço público unitário para captação de água superficial.	R\$/m ³
<i>Kcap</i>	Coeficiente que considera objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pela captação de água.	Adimensional*
<i>Kout</i>	Peso atribuído ao volume anual de captação de água outorgada.	Adimensional*
<i>Kmed</i>	Peso atribuído ao volume anual de água captada e medida.	Adimensional*
<i>Qcapmed</i>	Volume anual de água captado, segundo medição.	m ³ /ano
<i>Kmedextra</i>	Peso atribuído ao volume anual outorgado e não utilizado.	Adimensional*
<i>Kclasse</i>	Coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água no qual se faz a captação.	Adimensional*
<i>Kef</i>	Coeficiente que leva em conta a eficiência do uso da água. Assume valores específicos para os usuários da indústria, mineração, saneamento e irrigação. Para os demais setores usuários, <i>Kef</i> = 1.	Adimensional*
<i>Krural</i>	Coeficiente que leva em conta as particularidades dos usuários do meio rural (aquicultura e dessedentação animal). Para os demais setores usuários, <i>Krural</i> = 1.	Adimensional*
<i>Kint</i>	Índice de reutilização, sendo a quantidade de água reutilizada dividida pela quantidade total de água utilizada no processo.	Adimensional*
<i>Kext</i>	Índice de água de reuso, sendo a quantidade de água de reuso adquirida de empresa externa dividida pela quantidade total de água utilizada/necessária no processo.	Adimensional*
<i>Ksist</i>	Coeficiente que visa diferenciar a cobrança conforme o método de irrigação adotado pelo usuário.	Adimensional*
<i>Kman</i>	Coeficiente que leva em consideração o manejo do solo e o manejo da água utilizada.	Adimensional*
<i>Kmansolo</i>	Coeficiente que leva em consideração o manejo do solo.	Adimensional*
<i>Kmanirri</i>	Coeficiente que leva em consideração o manejo da água utilizada.	Adimensional*
<i>Vcon</i>	Valor anual de cobrança pelo consumo de água.	R\$/ano
<i>Qcon</i>	Volume anual consumido.	m ³ /ano
<i>PPUcon</i>	Preço público unitário para o consumo de água.	R\$/m ³
<i>Kcon</i>	Coeficiente que leva em conta os objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pelo consumo de água.	Adimensional*
<i>Qcap</i>	Volume anual de água captado.	m ³ /ano
<i>Qlan</i>	Volume anual de água lançado no corpo hídrico, segundo valores da outorga ou verificados pelo organismo outorgante, em processo de regularização.	m ³ /ano
<i>Kconirr</i>	Coeficiente que visa quantificar o volume de água consumido relativamente ao método de irrigação utilizado.	Adimensional*
<i>Vlan</i>	Valor anual de cobrança pelo lançamento de efluentes.	R\$/ano
<i>Qind</i>	Vazão anual apropriada no curso de água para a diluição dos efluentes lançados no corpo hídrico, também chamada de vazão indisponível.	m ³ /ano
<i>PPUlan</i>	Preço público unitário para a água tornada indisponível.	R\$/m ³
<i>Klan</i>	Coeficiente que leva em conta os objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pelo lançamento de efluentes.	Adimensional*
<i>Qdil</i>	Vazão anual de diluição dada pela Equação 13.	m ³ /ano
<i>Qef</i>	Vazão anual relativa ao efluente/poluente considerado.	m ³ /ano
<i>Cef</i>	Concentração do poluente contida no efluente.	mg/L
<i>Cperm</i>	Concentração do elemento permitida, de acordo com a classe de enquadramento do trecho de curso de água onde é realizado o lançamento.	mg/L
<i>Cnat</i>	Concentração do elemento naturalmente contido no trecho do curso de água onde é realizado o lançamento.	mg/L
<i>Vpch</i>	Valor anual de cobrança pela geração de energia elétrica por meio de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH).	R\$/ano
<i>GH</i>	Total anual de energia efetivamente gerada na PCH, informado pela Concessionária.	MWh
<i>TAR</i>	Valor da Tarifa Atualizada de Referência, definida anualmente pela Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL.	R\$/MWh
<i>Vtran</i>	Pagamento anual pela captação e alocação externa de água.	R\$/ano
<i>Kprio</i>	Coeficiente que leva em conta a prioridade de uso estabelecida no Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco.	Adimensional*

*valores estabelecidos no Anexo II da Deliberação nº 94/2017 (CBHSF, 2017)

$$Q_{con} = Q_{cap} \cdot K_{conirr} \cdot K_{con} \quad [11]$$

$$V_{lan} = Q_{ind} \cdot PP_{Ulan} \cdot K_{lan} \quad [12]$$

$$Q_{ind} = Q_{dil} + Q_{lan} \quad [13]$$

$$Q_{dil} = Q_{ef} \cdot \frac{(C_{ef} - C_{perm})}{(C_{perm} - C_{nat})} \quad [14]$$

$$V_{pch} = 0,0075 \cdot GH \cdot TAR \quad [15]$$

$$V_{tran} = (Q_{cap} \cdot PP_{Ucap} + Q_{con} \cdot PP_{Ucon}) \cdot K_{classe} \cdot K_{prio} \quad [16]$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme análise documental, as atividades do CBHSF são exercidas por uma Diretoria Colegiada, formada por uma Diretoria Executiva – com Presidente, Vice-Presidente e Secretário – e pelos quatro coordenadores das Câmaras Consultivas Regionais das regiões fisiográficas. Os dirigentes são eleitos diretamente pela plenária do CBHSF e têm mandatos coincidentes de quatro anos (CBHSF, 2016). Detalhes da composição do CBHSF, inclusive da plenária, estão dispostos na Figura 3.

Criado pelo Decreto Presidencial (não numerado) de 5 de junho de 2001, o CBHSF aprovou a Deliberação nº 40/2008-CBHSF (CBHSF, 2008), propondo o primeiro mecanismo de cobrança para o uso das águas do rio São Francisco. Em 2010, a Agência Peixe Vivo, uma associação civil para fins não econômicos e de interesse social, passou a exercer as funções de agência de bacia do CBHSF, auxiliando na implementação da cobrança pelo uso da água bruta e dos demais instrumentos de gestão (APV, 2021a). A última atualização do modelo de cobrança, conforme já citado, foi realizada por meio da Deliberação nº 94/2017-CBHSF (CBHSF, 2017).

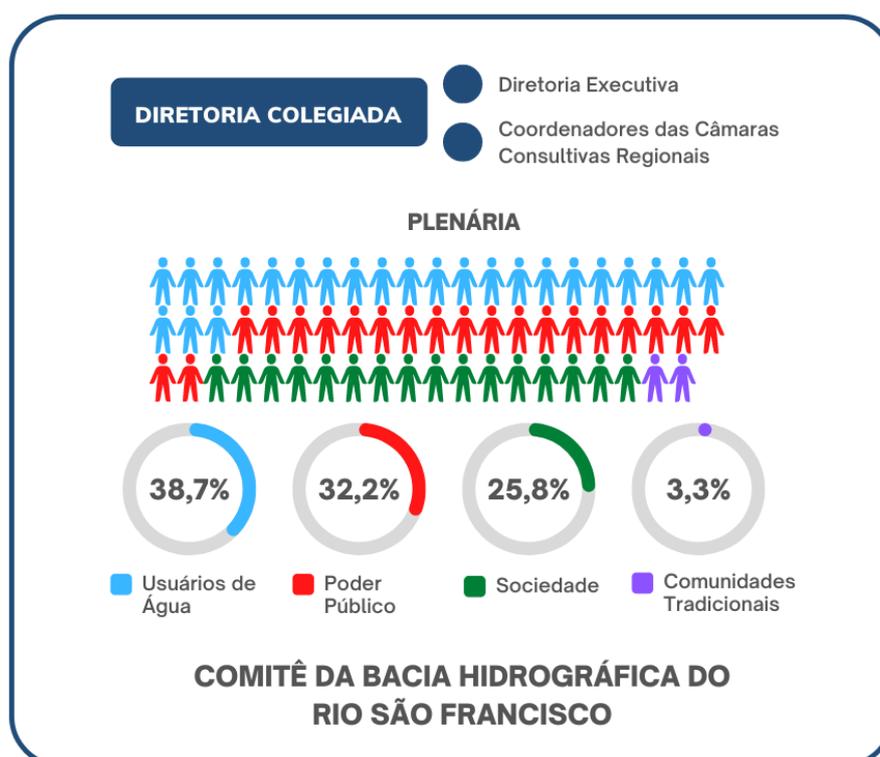


Figura 3.- Composição do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Fonte: Autoria própria.

Embora haja pequenas variações, o modelo de cobrança adotado pelo CBHSF possui a mesma estrutura e elementos utilizados em outros rios com águas da União (Vianna, 2011; ANA, 2019). Ao analisar os documentos de Assis *et al.* (2018), ANA (2019) e CBHSF (2022c), percebe-se que todos os instrumentos de gestão – plano de recursos hídricos, outorga, cobrança, sistemas de informações e enquadramento – estão em funcionamento na bacia. Diretrizes e recomendações para os instrumentos também estão previstas no Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – PRHSF 2016-2025 (CBHSF, 2016).

No modelo atualmente usado pelo CBHSF, há cobrança pelas parcelas de água efetivamente captadas e consumidas, sinalizando ao usuário que quanto menor for a captação e o consumo, menor será o custo. Ademais, há coeficientes técnicos que minoram/majoram os valores cobrados com base no tipo de uso (e.g., saneamento, dessedentação animal, aquicultura, indústria, mineração, irrigação e geração hidroelétrica), na classe de enquadramento do manancial e em boas práticas de utilização da água (e.g., gestão operacional, existência de equipamentos e metodologias de medição de vazões e de cargas lançadas nos corpos hídricos) (CBHSF, 2017).

Em termos de qualidade da água, até 2017, o modelo considerava a diluição de efluentes com base no parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), como pode ser verificado em Vera *et al.* (2017) e Assis *et al.* (2018). O uso de um único parâmetro restringe a proteção ambiental do corpo hídrico e entorno, já que vários poluentes e contaminantes não estão diretamente associados à DBO. A partir de 2018, por meio da Deliberação nº 94/2017-CBHSF (CBHSF, 2017), o CBHSF passou a adotar o conceito de vazão indisponível, correspondente à soma do volume de água servida lançada e do volume de água existente no corpo hídrico indispensável para a diluição dos efluentes. Assim, em teoria, outros poluentes podem ser envolvidos no cálculo, permitindo uma adequação mais ampla às condições e aos limites por classe de enquadramento, definidos nas resoluções Conama nº 375/2005 e nº 430/2011 (CONAMA, 2005; CONAMA, 2011).

Observou-se, também, que no CBHSF (CBHSF, 2017) ainda não há incentivos financeiros diretos com base no nível de tratamento dos efluentes, o que pode representar uma fragilidade. Nos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, por exemplo, considera-se um coeficiente de desconto para o nível de tratamento, promovendo a busca contínua por tecnologias mais eficientes e a consequente proteção da qualidade das águas (Finkler *et al.*, 2015).

Os Preços Públicos Unitários (PPU) praticados no CBHSF tiveram a sua primeira atualização somente em 2017 (CBHSF, 2017). Além disso, os valores atuais para captação, consumo e lançamento de efluentes são inferiores aos observados em outros rios da União, principalmente quando se trata deste último componente (ANA, 2019). Um comparativo entre os PPU usados em 2019 pelo CBHSF e a média daqueles observados nos comitês de bacia do rio Paraíba do Sul, rio Doce, rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, rio Paranaíba e rio Verde Grande está representado na Figura 4. Valores baixos e desatualizados de PPU podem prejudicar o princípio do valor econômico e impactar no atendimento dos objetivos da cobrança (BRASIL, 1997).

No que diz respeito à cobrança por tipo de uso, a maior arrecadação é obtida com transposição de águas (50,51%), seguida por captação (28,01%), consumo (19,83%) e lançamento de efluentes (1,65%) (ANA, 2019). Diferente da cobrança nos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, o CBHSF não estabelece preço público diferenciado para a transposição de águas, adaptando os valores usados para captação e consumo. O uso de um PPU próprio para transposição poderia ser adequado para o CBHSF, considerando a significativa participação deste elemento na arrecadação.

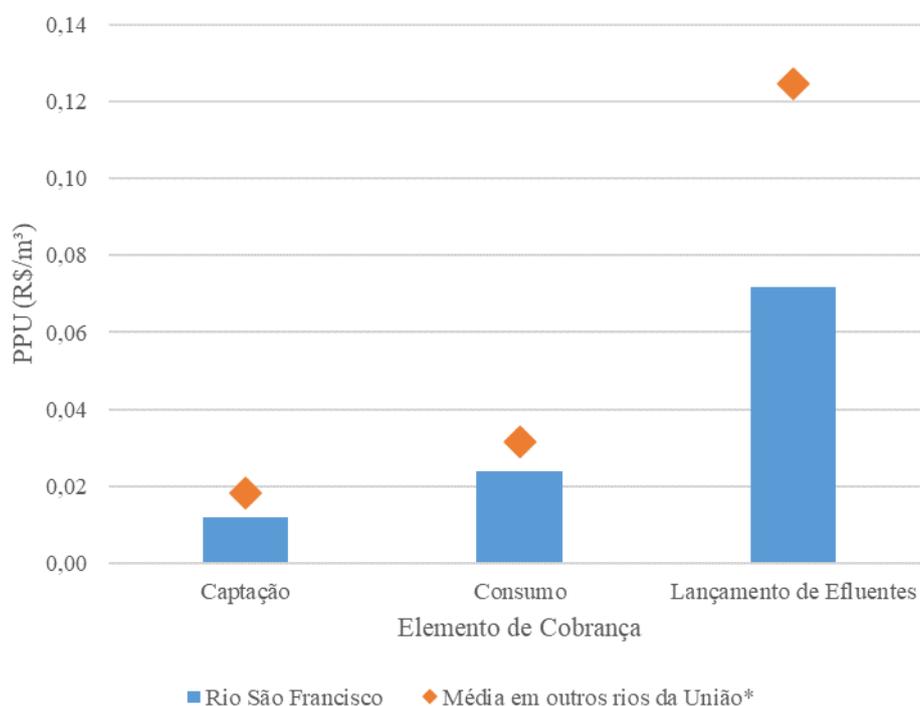


Figura 4.- Comparação de preços públicos praticados em 2019 no rio São Francisco e em outros rios da União (*rio Paraíba do Sul, rio Doce, rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, rio Paranaíba e rio Verde Grande).

Os recursos da cobrança realizada no rio São Francisco são usados para financiar projetos de recuperação hidroambiental, planos municipais de saneamento básico e ações que auxiliam na gestão do rio, a exemplo da organização de seminários, reuniões e eventos (CBHSF, 2022c). Considerando o período de 2012 a 2017, a média anual de investimentos foi de R\$ 18,8 milhões para uma arrecadação média de R\$ 21,8 milhões (APV, 2021b). Segundo ANA (2022), o CBHSF arrecadou, em 2020, cerca de R\$ 33,95 milhões. Apesar disso, há um número elevado de projetos previstos para bacia, sendo imprescindível, conforme observado por Correia *et al.* (2019), que os recursos sejam aplicados de maneira alinhada ao caderno de investimentos do PRHSF 2016-2025 (CBHSF, 2016).

CONCLUSÃO

Este estudo analisou o mecanismo de cobrança pelo uso da água bruta adotado para as águas do rio São Francisco, focando no contexto institucional, na modelagem matemática e nos impactos associados à sua aplicação.

Com uma estrutura organizacional democrática e participativa, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, que conta com o suporte executivo da Agência Peixe Vivo, promove o funcionamento de todos os instrumentos de gestão previstos na Lei das Águas.

O modelo matemático contempla as captações, os consumos e os lançamentos de efluentes, prevendo minorações e majorações dos custos com base no tipo de uso, na classe dos mananciais e em boas práticas de aplicação da água. Diferente de outros modelos para águas de domínio federal, a cobrança no rio São Francisco trabalha com o conceito de vazão indisponível, possibilitando que outros poluentes – para além da DBO – possam ser envolvidos nos cálculos. O modelo não considera incentivos financeiros diretos para usuários que usam sistemas de tratamento de efluentes mais

eficientes. Também não possui preço público unitário específico para transposição de águas, algo que poderia ser avaliado, tendo em vista a relevância deste componente na bacia.

Apesar da arrecadação ter superado os investimentos nos últimos anos, é necessário monitorar continuamente os preços públicos praticados. Como estão entre os menores valores cobrados para as águas de domínio da União, os preços podem ser insuficientes para promover o uso racional e para atender aos projetos previstos no plano de recursos hídricos.

Por fim, ao considerar o percurso metodológico e os resultados, espera-se que este estudo possa contribuir com a discussão e com o aperfeiçoamento de modelos de cobrança pelo uso da água bruta, sobretudo na bacia hidrográfica do rio São Francisco.

REFERÊNCIAS

- Abaker, W. E.; Berninger, F.; Starr, M.** (2018). “Changes in soil hydraulic properties, soil moisture and water balance in Acacia senegal plantations of varying age in Sudan”. *Journal of Arid Environments*, v. 150, pp. 42-53.
- ANA – Agência Nacional das Águas** (2014). *Encarte especial sobre a crise hídrica*. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2014. Brasília: ANA.
- ANA – Agência Nacional das Águas** (2017). *Base hidrográfica Ottocodificada multiescalas 2017*. Disponível em: <https://metadados.ana.gov.br>. Acesso em: 15 maio. 2022.
- ANA – Agência Nacional das Águas** (2019). *Cobrança pelo uso dos recursos hídricos*. Brasília: ANA.
- ANA – Agência Nacional das Águas** (2022). *Balanço da arrecadação por usuário*. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-dasaguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos/cobranca/saofrancisco/arrecadacao-e-repasse>. Acesso em: 15 maio. 2022.
- APV – Agência Peixe Vivo** (2021a). *Agência Peixe Vivo: 15 anos de construção*. Disponível em: <https://agenciapeixe vivo.org.br/noticias/noticias-internas/agencia-peixe-vivo-15-anos-de-construcao>. Acesso em: 28 abril. 2022.
- APV – Agência Peixe Vivo** (2021b). *Relatório gerencial das demonstrações financeiras*. Disponível em: <https://cdn.agenciapeixe vivo.org.br/media/2021/09/Relatorio-financeiro-do-CGSF-01-01-a-30.06.2021-Cobranca-1.pdf>. Acesso em: 28 abril. 2022.
- Assis, W. D.; Ribeiro, M. M. R.; Moraes, M. M. G. A.** (2018). “Proposição de melhorias para o sistema de cobrança pelo uso da água bruta da bacia hidrográfica do rio São Francisco”. *Eng. Sanit. Ambient*, v. 23, n. 4, pp. 779-790, 2018.
- Barros, A. M. L.; Paiva, L. F. G.; Cisneiros, S. J. N.** (2017). “Desafios da gestão dos usos múltiplos da água para atendimento energético ante a crise hídrica da bacia hidrográfica do Rio São Francisco – Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS)”. *Bahia Anál. dados*, v. 27, n. 1.
- BRASIL** (1997) Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Brasília, 1997.
- CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** (2004) *Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2004-2013*. Salvador: CB.
- CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** (2008). Deliberação CBHSF nº 40, de 31 de outubro 2008. *Estabelece mecanismos e sugere valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco*.
- CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** (2016) *Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025*. Salvador: CB.
- CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** (2017). Deliberação CBHSF nº 94, de 25 de agosto de 2017. *Atualiza, estabelece mecanismos e sugere novos valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco*.
- CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** (2022a). *Características da bacia do rio São Francisco*. Disponível em: <https://https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>. Acesso em: 07 de julho. 2022.
- CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** (2022b). *Comitê de afluentes*. Disponível

em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/comites-de-afluentes/>. Acesso em: 15 de maio. 2022.

CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2022c). A cobrança pelo uso da água na bacia do rio São Francisco. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/a-cobranca-pelo-uso-da-agua-na-bacia-do-rio-sao-francisco/>. Acesso em: 15 de maio. 2022.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. (2005). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional*.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (...)*.

Correia, V. F. S.; Carvalho, K. M.; Morato, R. B. S.; Santos, C. B.; Souza, R. O. (2019). “Cobrança pelo uso das águas e projetos de revitalização do baixo São Francisco: reflexos no abastecimento humano”. *Anais do XLIII Encontro da ANPAD – EnANPAD*, São Paulo, Brasil.

Farias, C. A. S.; Machado, E. C. M.; Brasiliano, L. N. (2016). “Monthly reservoir operating rules generated by implicit stochastic optimization and self-organizing maps”. *Sustainable Hydraulics in the Era of Global Change: Proc. of the 4th IAHR Europe Congress*. CRC Press, pp. 138-144.

Finkler, N. R.; Mendes, L. A.; Bortolin, T. A.; Schneider, V. E. (2015). “Cobrança pelo uso da água no Brasil: Uma revisão metodológica”. *Desenvolv. Meio Ambiente*, v. 33, pp. 33-49.

Fonseca, E. R.; Modesto, F. De A.; Carneiro, G. C. A.; Lima, N. F. S.; Monte-Mor, R. C. De. A. (2020). “Conflitos pelo uso da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco: estudos de caso no estado da Bahia”. *Research, Society and Development*, v. 9, n. 9.

Loucks, D. P.; Beek, E. (2017). “Water resource systems planning and management”. EBook: Deltares and UNESCO-IHE.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2018). *Downloads - Geociências*. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 15 maio. 2022.

Pereira, D. S. P.; Formiga-Johnsson, R. M. (2005). “Descentralização da gestão dos recursos hídricos em bacias nacionais no Brasil”. *REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 2, nº 1.

Vera, L. H. A.; Montenegro, S. M. G. L.; Silva, S. R. (2017). “Performance of water usage charge in the Nation’s domain as a water resource management tool in the São Francisco River basin”. *Brazilian Journal of Water Resources*, v.22, e.7.

Vianna, L. F. G. (2011). “Proposta de modelo de cobrança de água bruta no estado do Ceará: uma revisão do modelo atual” *Dissertação (Mestrado em Economia Rural) – UFCE*. Fortaleza, Ceará.

CALIBRATION OF A PHOSPHORUS PRODUCTION MODEL IN WATERSHEDS BASED ON LAND USE AND OCCUPATION

Luiz Henrique Cardia, Laura Maria Canno Ferreira Fais,
André Luis Sotero Salustiano Martim

LH Cardia, FT/Unicamp, FECFAU/Unicamp, Brazil
luizhenrique.cardia@gmail.com, laura@ft.unicamp.br, sotero@fec.unicamp.br

RESUMO:

Evitar o crescimento excessivo de plantas aquáticas em reservatórios, problema conhecido como eutrofização, é essencial para a operação segura de reservatórios que visam o abastecimento público. Desta forma, modelos de predição de concentração de nutrientes são fundamentais para avaliar o comportamento dos reservatórios em condições e cenários futuros. Existem vários modelos e parâmetros envolvidos nesse processo e os modelos de fósforo são amplamente utilizados para este fim, pois é um nutriente limitante no ciclo biológico. Portanto, a determinação da carga afluyente de fósforo e a projeção dos níveis de fósforo no reservatório podem ser em grande parte auxiliadas através da avaliação do uso e ocupação do solo na área da bacia, uma vez que a carga de nutrientes depende do uso e ocupação da área da bacia hidrográfica. A dificuldade nesse processo é em obter um mapa fiel das diferentes ocupações do solo, que tenha precisão espacial adequada e seja capaz de acompanhar a dinâmica da bacia. Nesse sentido, o uso de ferramentas de sensoriamento remoto com imagens de satélite são capazes de relacionar o uso da terra, além de fornecer informações sobre a fase de desenvolvimento da vegetação com uma resposta adequada no tempo e de forma a permitir que seja possível avaliar a contribuição de nutrientes, como o fósforo, e, finalmente, através de um modelo de previsão, definir o nível de eutrofização associado com a ocupação da bacia.

ABSTRACT:

Avoiding the excessive growth of aquatic plants in reservoirs, a problem known as eutrophication, is essential for the safe operation of the reservoir for the purpose of public water supply. In this way, nutrient concentration prediction models are fundamental to evaluate the behavior of reservoirs under future conditions and scenarios. There are several models and parameters involved in this process, and phosphorus models are widely used for this purpose, as it is a limiting nutrient in the biological cycle. Therefore, the determination of the influent load of phosphorus and the projection of phosphorus levels in the reservoir can be largely aided through the evaluation of the use and occupation of the soil in the basin area, since the load of nutrients depends on the use and occupation of the watershed area. The difficulty in this process is to obtain a faithful map of the different occupations of the basin, which has adequate spatial precision and is able to follow the dynamics of the basin. In this sense, the use of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) spatial geoprocessing tools is capable of relating land use, in addition to providing information on the plant development phase with an adequate response in time and in such a way as to allow it to be possible to assess the contribution of nutrients, such as phosphorus, and finally, through a prediction model, define the level of eutrophication associated with the occupation of the basin.

KEYWORDS: *REMOTE SENSING, NDVI, VOLLENWEIDER MODEL, TOTAL PHOSPHORUS, PIRAÍ WATERSHED.*

INTRODUCTION

One of the issues related to the increase of organic material in water courses is its eutrophication, which, according to Thomann and Mueller (1987) is defined as the excessive growth of aquatic plants (planktonic or adherent), at levels such that they can interfere with the desirable uses of the watercourse. The authors also state that the main stimulus factor for the occurrence of eutrophication is an excessive level of nutrients in the watercourse, mainly nitrogen (N) and phosphorus (P).

According to Von Sperling (2014), the evolution of the eutrophication process in a reservoir is associated with the predominant land use and occupation in the watershed. When it is predominantly occupied by forests, with almost no human interference, there is a retention of sedimentable solids that create a layer at the bottom. The decomposition of this sedimentary material causes a small (but still incipient) increase in the level of nutrients and in the population of aquatic plants of the reservoir. Here, there is an initial trophic level.

Also according to the author, in a watershed with agricultural use, the crop is removed for consumption and, therefore, there is a naturally uncompensated withdrawal of nutrients. As a compensation, products with high levels of N and P are artificially added, often exceeding the assimilation capacity of the culture. Thus, the increase in the nutrient content in the watercourse causes an increase in the number of algae and other organisms.

Finally, in an urban watershed, these transformations are fast. The silting increases due to the movement of the land for the formation of allotments; the waterproofing reduces the infiltration of water, taking the sediments along with the runoff, which will be settled in the reservoir. Urban drainage also carries a greater load of nutrients, in addition to sewage from urban activities, which have a high contribution of N and P.

Thus, this work aims to calibrate a model to determine the affluent phosphorus load in a reservoir. The model was applied in the Piraí River Basin, located in the municipality of Salto/SP, where a dam will be built. For this, a combination was made between the phosphorus contributions for the different types of occupation proposed by Volenweider (1976) and the occupation of the soil of the basin under study, with satisfactory results.

MATERIALS AND METHODS

The Ribeirão do Piraí basin is located in the southwestern part of the State of São Paulo, between the vertices of UTM coordinates (N=7,438 km; E=270 km) and (N=7,420 km; E=300 km) and occupies an area of 220 km². Its area is fully inserted in the municipalities of Cabreúva, Indaiatuba, Itu and Salto, as shown in Figure 1.

To delimit the area, it was used the vectors of watersheds containing the river course, made available by the Brazilian Water and Sanitation Agency (ANA for its acronym in Portuguese), from <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/home>. The municipal limits were available on the IBGE website (<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?edicao=30138&t=downloads>) and only the municipalities of interest were selected. For the delimitation of the Piraí watershed, an image of the Digital Elevation Model (MDE) of the Alos Palsar base was used through the Alaska Satellite Facility website. <https://vertex.daac.asf.alaska.edu/>.

One of the important points for the determination of phosphorus levels in the reservoir is the evaluation of the use and occupation of the watershed, since the level of eutrophication is associated with occupation.

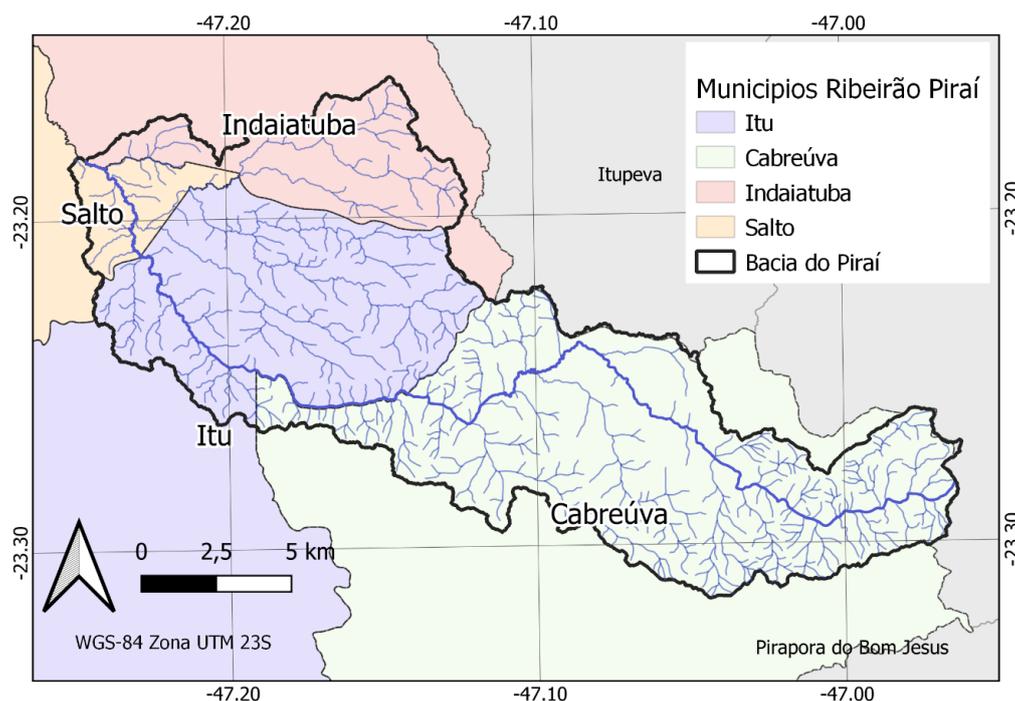


Figure 1. Delimitation of the Pirai Watershed

In this work, it was considered the unit contributions of P for each type of watershed occupation, as it is described in Table 1. To estimate the load of P affluent to the reservoir, it was considered the sum of the contributions of P from each one of the areas described in Table 1. It is observed in the Interval column that the values may vary according to use and may be higher or lower than the typical values.

Table 1. - Unitary Contribution of Phosphorus (P), according to Von Sperling (2014)

	Land use	Typical Values (kg. P/ km ² . Year)	Contribution of P (kg. P/km ² . year)
Drainage	Woods/forests	10	1 a 100
	Agriculture	50	10 a 500
	Urban area	100	10 a 1000
Sewage	Domestic	0,4	

The level curves were identified through the Digital Elevation Model (DME), from a tool for extraction of level curves, and so the Pirai watershed were delimited (**Figure 1**). An algorithm was executed on the feature with the level curves, which identified all the depressions favorable to the formation of watercourses and validated the result by comparing the vectorized file acquired on the ANA website with the raster file generated by the algorithm.

Thus, a model was generated with the slope of the terrain and the exutory of the Pirai River and, from another algorithm, a raster file was generated with the shape of the basin - which was then vectorized. Then the water courses of the PCJ basin were cut, leaving only the vectors of the Pirai River basin.

The generation of the land use and occupation map was made from multispectral images, selected from sentinel 2 satellite (bands 4 and 8), on December 13, 2018, due to the low occurrence of clouds and because they were made a few days after the analysis of water quality. The B4 (infrared)

and B8 (near infrared) bands, with spatial resolution of 10m, were combined to produce NDVI using Equation 1, expressed by:

$$NDVI = \frac{(B8 - B4)}{(B8 + B4)} \quad [1]$$

The composition of NDVI shows the spectral response of water concentration in organisms. When generating this product, the values were categorized into pixel bands for each type of vegetation cover in the watershed.

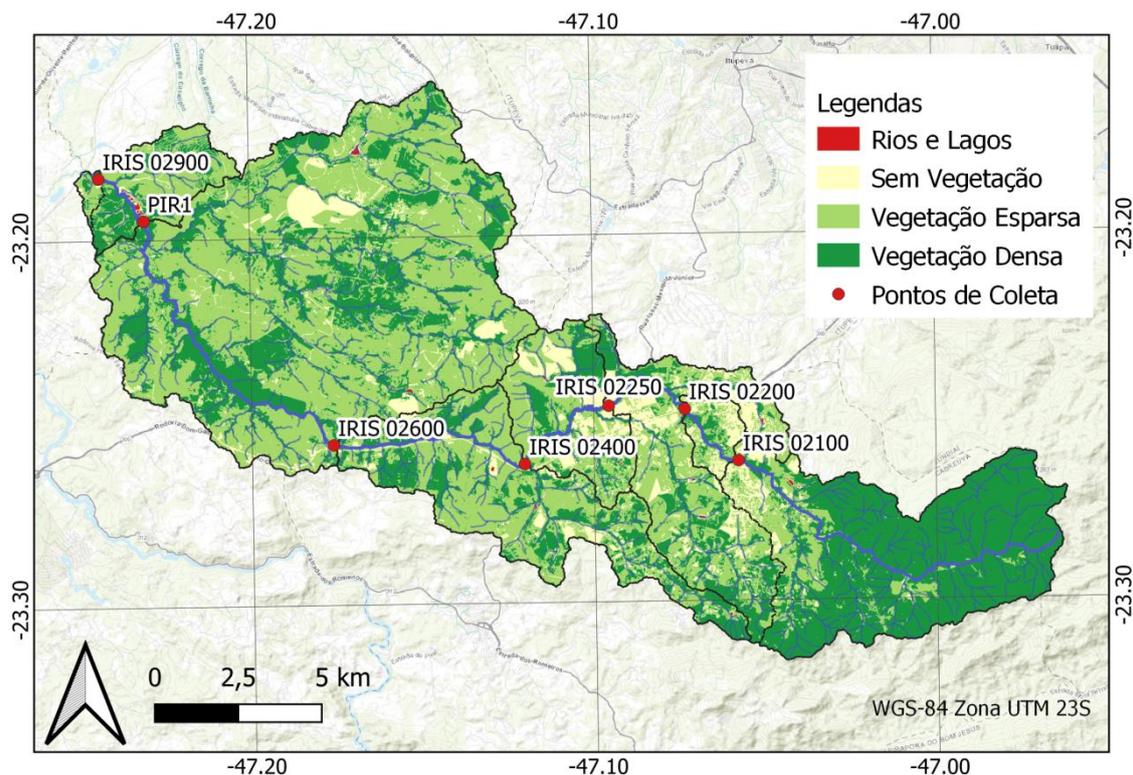


Figure 2.- Ground cover in the Pirai Stream

In the case of soil cover, the verification of known areas was made, namely: Parque Dom Pedro Shopping, because it is a very waterproofed area and easy to identify in satellite images was the pattern for areas without vegetation; Near the mall there are areas for agriculture, which were the pattern for the category of sparse vegetation; finally the Mata Santa Genebra, which is an environmental reserve with dense native forest and could be used as a parameter of Dense Vegetation.

Once the spectral ranges referring to each type of coverage were determined, each of the categories was discretized, thus reducing the number of tracks to be vectorized. With the process of vectorization of the categorized and discretized areas, the features were already generated with the area information, enabling the calculation by type of coverage in km². Once the map of use and occupation was generated, the basin was sectioned into micro basins considering the IRIS water sampling points: IRIS 02100, IRIS 02200, IRIS02250, IRIS 02400, IRIS 02600 and IRIS 02900.

Table 2. - Typical Unitary Phosphorus (P) Contributions

Soil coverage	Spectral range	Calibration adjustment
body of water	-1,00 a -0,04	lakes and river in the region
Urban area	-0,04 a 0,30	Shopping Dom Pedro and Barão Geraldo neighborhood
Sparse vegetation	0,30 a 0,64	Grass and agriculture cultivation area near Zeferino Vaz Road
Dense vegetation	0,65 a 1,00	Mata Santa Geneva

The Environmental Agency of the State of São Paulo (CETESB for its acronym in Portuguese) makes regular collections at each of the points and publishes in the Inland Waters Report. Thus, the P values were compared with the type of land use and occupation.

Initially, Iris point 02100 was considered the most appropriate calibration point, since, as can be seen in Figure 2, it is the area with the least influence of anthropic activities. However, the existence of a dam at the point ends up interfering with the result, since sedimentation is favored by the time of reserve of the water increased in the stretch. The same occurs for iris point 02900, which is preceded by a set of buss that facilitates P sedimentation.

Table 3. - P Contribution Calibration

Sample points	IRIS 02200	IRIS 02250	IRIS 02400	IRIS 02600
Rivers and Lakes Area (km ²)	0,00	0,04	0,02	0,03
Area Without Vegetation (km ²)	1,08	4,35	3,28	1,58
Sparse Vegetation Area (km ²)	1,41	12,13	6,96	16,36
Dense Vegetation Area (km ²)	0,82	6,85	3,74	10,45
Estimated River Flow(L/s)	0,64	0,98	1,18	1,59
Contribution of grants in the stretch (kg.P/ano)	8,58	88,90	0,02	162,80
Phosphorus analysis concentration (mg/L)	0,08	0,60	0,90	0,40
Annual contribution of Phosphorus (kg. P/year)	1615,64	18564,41	33621,86	20074,96
Total Contribution - License	1.607,06	18.475,51	33.621,83	19.912,16
Estimated Diffuse Releases	1.606,69	9.479,35	6.117,07	9.087,93
Adjustment rate	0,02%	48,69%	81,81%	54,36%

Therefore, the typology of soil cover was calculated and the areas were calculated in km². The concentration of P in the water analysis, published in the Inland Waters Report, was verified and multiplied by the flow rate and days of the year, reaching the annual contribution value of P. Knowing the amount of grants and already previously calculated the maximum contribution, the value of the total contribution minus grant was calculated. The p contribution value per area within the range presented in **Table 1** was adjusted starting with the maximum values and adjusting proportionally through successive iterations the values until the adjustment rate was satisfactorily close to zero.

Table 4.- Annual contribution of P per type of soil cover

Estimated Contribution by coverage type (Kg.P/year)	
Rivers and Lakes Area	0
Area Without Vegetation	875
Sparse Vegetation Area	440
Dense Vegetation Areas	49

With the contribution value of diffuse postings estimated close to zero in IRIS 02200, you can estimate the amount of irregular posting at the other points. To obtain the adjustment rate, the contribution per area according to **Table 4** was considered.

As it was possible to differentiate the types of postings, **Figure 3** was generated, which demonstrates the proportion of each type of contribution for each of the related contribution areas.

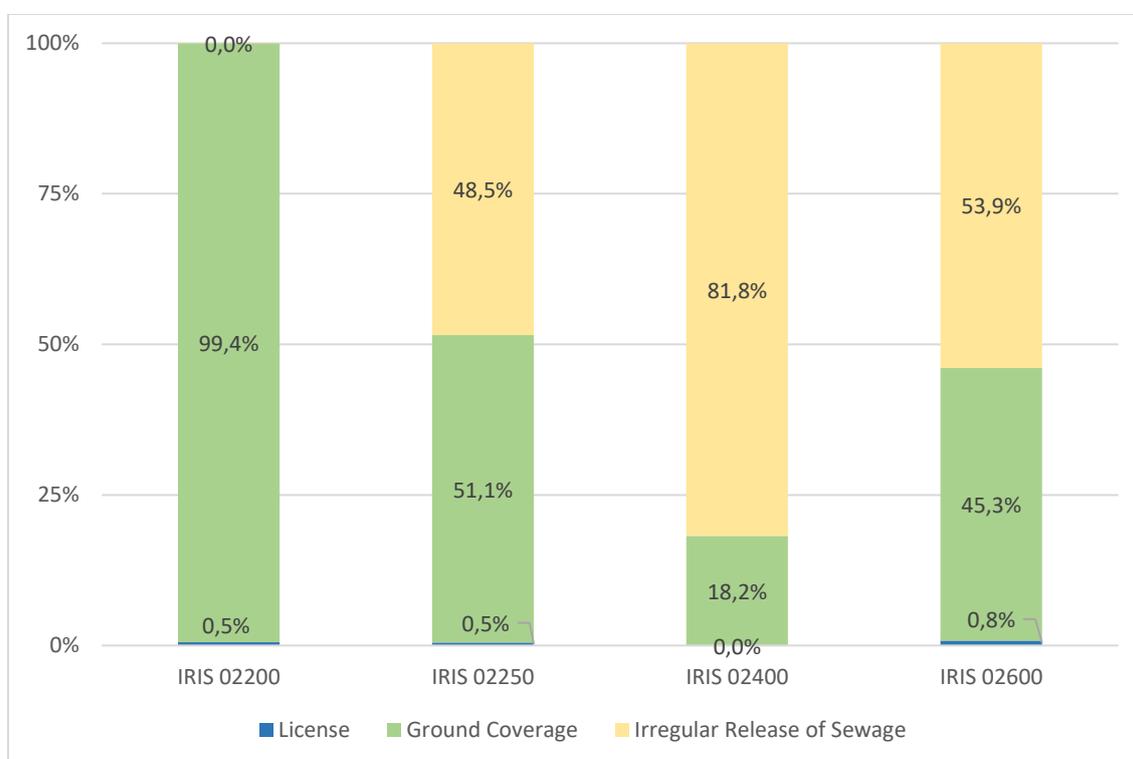


Figure 3.- Phosphorus contribution source rate per sampling point

CONCLUSIONS

The use of the methodology presented with satellite images to generate the EAM, and the hydrographic basins associated with the calculation of the NDVI to interpret land cover and land use showed very satisfactory results in the determination of the areas of each use. In addition, associated with the calculation of phosphorus contribution in the basin, it presented an expected contribution with an uncertainty of 13% in relation to the values measured on site, which represents an excellent result considering that it is a low cost methodology.

By comparing the water quality analyses, regularly performed by the environmental agency of the state of São Paulo (CETESB) with the calculated diffuse contribution value, it was possible to estimate the proportion of irregular launches in the basin.

For these estimates, simplifications were made that can be used initially in the management of water resources: The zero adjustment in IRIS 02200 does not mean that there are no irregular releases in the area, but it means that, in relation to the use and occupation in IRIS 02200, there is evidence of substantial irregular releases in the other points.

In addition, it should be noted that the detailing of the activities carried out in the basin can contribute to the adjustment of the annual p contribution values per soil cover, allowing to indicate with greater precision the irregular releases.

THANKS

Recognition to CONIRP - Intermunicipal Consortium of the Pirai River to obtain information about the hydrographic basin.

REFERENCES

- Dos Santos, A. M., Galvinicio, J. D. y De Moura, M. S. B. 2018.** Aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) para identificação de cobertura fitogeográfica da bacia hidrográfica do rio Goiana-PE. *SIMPÓSIO DE GEOGRAFIA FÍSICA DO NORDESTE*. 2018.
- Reynolds, C. S. 2006.** *The ecology of phytoplankton*. Cambridge : University Press, 2006.
- Salas, H. J. y Martino, P. 1991.** *A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes*. 1991. págs. 341-350. v. 25, n. 3.
- Thomann, R. V. y Mueller, J. A. 1987.** *Principle of surface water quality modeling and control*. s.l. : Harper & Row Publishers, 1987.
- Vollenweider, R. A. 1976.** Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. 1st Ital Idrobiol.* 1976, págs. 53-58.
- Von Sperling, M. 2014.** *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. 4 ed. Belo Horizonte : Editora UFMG, 2014.

ANÁLISE DA TARIFA SOCIAL ANTE A VULNERABILIDADE DOS CONSUMIDORES DO ABASTECIMENTO PÚBLICO: CONJUNTO ACÁCIO FIGUEIREDO – CAMPINA GRANDE - PB

Guilherme Mateus de Barros¹, Adriel do Nascimento Melo² e Paulo da Costa Medeiros³

1. Aluno do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua/UFCG, Brasil. guilherme.mateus@estudante.ufcg.edu.br. 2. Graduando em estatística, bolsista de iniciação científica, UFCG, Brasil. adriel.wesley@estudante.ufcg.edu.br e 3. Professor, ProfÁgua/UFCG, paulo.costa@professor.ufcg.edu.br

RESUMO

Em 28 de julho de 2010 por meio da Resolução 64/292 reconheceu o Direito Humano à Água e ao Saneamento (DHAS) como fundamental para possibilitar o gozo pleno dos demais direitos humanos. A partir de então, se intensificaram as discussões acerca da consolidação e efetivação do alcance a esse direito que permeia todos os ODS – Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e é preceito para o atingimento de todos os Direitos Humanos (uma vez que é condicionante à vida). Nesse contexto, a presente pesquisa tem por objetivo avaliar a efetiva promoção do acesso aos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário por meio da Tarifa Social praticada pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – CAGEPA no Conjunto Habitacional Acácio Figueiredo, na cidade de Campina grande-PB. Conjunto esse, resultado do Programa Minha Casa Minha Vida (PMCMV) destinado às classes populares; Constatou-se que o atual modelo de Tarifa Social não atende devidamente à população daquele conjunto. Destacamos ainda que o limite de consumo/tarifa mínima de 10m³/mês, pode representar um mecanismo de aprofundamento das injustiças frente aos mais vulneráveis, podendo incidir na cobrança do volume fixado daqueles que efetivamente consumiram um volume inferior, ou vedando o acesso à Tarifa Social por famílias mais numerosas que, naturalmente têm um consumo mais elevado e mensalmente ultrapassam tal limiar de consumo.

PALAVRAS CHAVES: Água e saneamento, ODS, Conjunto Habitacional, Política Social

ABSTRACT

On July 28, 2010, through Resolution 64/292, it recognized the Human Right to Water and Sanitation (DHAS) essential to allow the full enjoyment of other human rights. Since then, discussions have intensified about the consolidation and effectiveness of the scope of this right that permeates all the SDGs - Sustainable Development Goals and is a precept for the achievement of all Human Rights (since it is a condition for life). In this context, the present research aims to evaluate the effective promotion of access to water supply and sewage services through the Social Tariff practiced by the Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA in the Housing Complex Acácio Figueiredo, in the city of Campina grande. -PB. This set, result of the Programa Minha Casa Minha Vida (PMCMV) aimed at the popular classes; It appears that the current Social Tariff model does not adequately serve the population of that set. We also emphasize that the consumption limit/minimum tariff of 10m³/month may represent a mechanism for deepening injustices against the most vulnerable, and may affect the collection of the fixed volume of those who actually consumed a lower volume, or prohibiting access to the Social Tariff. by larger families that naturally have a higher consumption and monthly exceed this consumption threshold.

KEYWORDS: Water and sanitation, SDGs, Housing Complex, Social Policy

INTRODUÇÃO

Um dos maiores desafios a serem enfrentados pela sociedade contemporânea é a universalização do acesso aos serviços de saneamento, em especial ao acesso ao abastecimento de água tratada e aos serviços de coleta e tratamento do esgoto sanitário.

Em estimativas feitas pela Organização das Nações Unidas (ONU) verifica-se que cerca de 40% da população mundial, até 2050, estará exposta a algum tipo de estresse hídrico, especialmente as que vivem no Oriente Médio, no Sul da Ásia, na China e no Norte da África, e na América Latina, além das áreas do semiárido (UNESCO, 2020). Buscando uma atuação mais efetiva dos governos a ONU em 28 de julho de 2010 por meio da Resolução 64/292 reconheceu o Direito Humano à Água e ao Saneamento (DHAS) com fundamental para possibilitar os demais direitos humanos.

É necessário considerar que, mesmo tendo alcançando importante destaque junto às Nações Unidas, incorporando relevantes avanços, o Direito Humano à Água e ao Saneamento tem esbarrado em questões de ordem principalmente econômicas. A exemplo do ocorrido em Portugal, quando diante da crise econômica entre 2010-2014, ocorreu considerável aumento no nível de suspensão dos serviços por inadimplência (LOPES, 2020).

Por sua vez, se faz necessário, reconhecer que a universalização dos serviços de saneamento básico exige a reformulação do modelo de País e cidade amplamente adotado. De maneira que possibilite mais inclusão, participação social e, mais interação das políticas públicas de saúde, habitação e meio ambiente.

Objetivando assegurar a sustentabilidade econômica dos prestadores, o Decreto 82.587/78 estabeleceu a padronização dos elementos da estrutura tarifária como, por exemplo: (i) tarifas diferenciadas por categoria de usuários (residencial, comercial, industrial e pública); (ii) tarifas diferenciadas por faixa de consumo; (iii) fixação de consumo mínimo e, portanto, de conta mínima; e (iv) subsídio aos usuários de menor poder aquisitivo. A tarifa mínima foi instituída e é fixada considerando um consumo mínimo de 10m³, independente do que realmente tenha sido consumido, o que pode resultar na sobretaxação dos afetados (BRASIL, 1978). Sendo portanto fundamental ressaltar que, tão importante quanto disponibilizar os serviços, é assegurar o acesso aos mesmos (PITASSI, 2019).

A Lei 11.445/07 — Lei Federal do Saneamento — prevê que a tarifa de água pode variar conforme o: (i) categorias de usuários, distribuídas por faixas ou quantidades crescentes de utilização ou de consumo; (ii) padrões de uso ou de qualidade requeridos; (iii) quantidade mínima de consumo ou de utilização do serviço, visando à garantia de objetivos sociais como a preservação da saúde pública, o adequado atendimento aos usuários de menor renda e a proteção do meio ambiente; (iv) custo mínimo necessário para disponibilidade dos serviços em quantidade e qualidade adequadas; (v) ciclos significativos de aumento da demanda dos serviços, em períodos distintos; e (vi) capacidade de pagamento dos consumidores (BRASIL, 2007).

A UNIVERSALIZAÇÃO DO ACESSO AOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Partindo do pressuposto de que no mundo, cerca de 2,2 bilhões de pessoas não têm acesso seguro à água, 4,2 bilhões não têm acesso a serviços de esgotamento sanitário adequado e 3 bilhões não têm acesso a instalações para higienizar as mãos (UNICEF e OMS, 2019), é possível afirmar que o desafio da universalização do saneamento até 2030, propostos na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, descritos no Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6), não é uma meta facilmente alcançável. Estima-se que será necessário cerca de 114 bilhões de dólares anuais até 2030, no mundo todo. (JENKINS, 2017).

No cenário nacional, a situação é semelhante e em determinadas regiões, é ainda mais preocupante, segundo o Joint Monitoring Programme mostram que o Brasil tem 86% de domicílios

com acesso à água segura, 13,5% com acesso básico e 0,5% ainda possuem acesso pouco seguro. Para o esgotamento sanitário, apenas 48,7% têm acesso seguro, 41% acesso básico, 10% pouco seguro e 0,3% praticam defecação a céu aberto (WHO/UNICEF, 2021).

No Brasil, a Lei 11.445/2007 – Lei Nacional de Saneamento, regulamentada pelo Decreto Federal nº 7.217/2010, “estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico”, tendo entre seus objetivos a adoção de mecanismos de planejamento, regulação, fiscalização e controle social da prestação dos serviços, estabelecendo que o titular dos serviços deve formular política de saneamento, elaborar planos de saneamento básico e definir o ente responsável pela regulação.

Nesse diapasão, a Lei 11,445/2007 descreve também as diretrizes para a instituição das tarifas (preços públicos ou taxas) como ferramenta fundamental para o atingimento de tal objetivo, tendo como premissas:

- prioridade para atendimento das funções essenciais relacionadas à saúde pública;
- ampliação do acesso dos cidadãos e localidades de baixa renda aos serviços;
- geração dos recursos necessários para realização dos investimentos, objetivando o cumprimento das metas e objetivos do serviço;
- inibição do consumo supérfluo e do desperdício de recursos;
- recuperação dos custos incorridos na prestação do serviço, em regime de eficiência;
- remuneração adequada do capital investido pelos prestadores dos serviços;
- estímulo ao uso de tecnologias modernas e eficientes, compatíveis com os níveis exigidos de qualidade, continuidade e segurança na prestação dos serviços; e
- incentivo à eficiência dos prestadores dos serviços (BRASIL, 2007).

Dentre estes princípios, destaca-se a universalização dos serviços, por sua complexidade frente à dinâmica dos mesmos e principalmente à complexa distribuição das ocupações, tanto no meio urbano quanto no meio rural. O que torna a sua efetivação muito onerosa, exigindo elevados investimentos e empenho de tecnologias nem sempre disponíveis ou de fácil acesso à gestão dos serviços.

A Lei Nacional do Saneamento, teve o importante papel de ampliar o conceito de saneamento, determinando e fixando de forma clara os seus componentes, quando estabelece em seu Art. 3º. Para os efeitos desta Lei, considera-se:

I - saneamento básico: conjunto de serviços, infra-estruturas e instalações operacionais de:

a) abastecimento de água potável: constituído pelas atividades, infra-estruturas e instalações necessárias ao abastecimento público de água potável, desde a captação até as ligações prediais e respectivos instrumentos de medição;

b) esgotamento sanitário: constituído pelas atividades, infra-estruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente;

c) limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos: conjunto de atividades, infra-estruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final do lixo doméstico e do lixo originário da varrição e limpeza de logradouros e vias públicas;

d) drenagem e manejo das águas pluviais urbanas: conjunto de atividades, infra-estruturas e instalações operacionais de drenagem urbana de águas pluviais, de transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões de cheias, tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas nas áreas urbanas (BRASIL, 2007).

Em cumprimento ao previsto no artigo 52 da Lei nº 11.445/2007, foi elaborado o Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), que publicado em 2013, trazia metas de investimentos em medidas estruturais – obras físicas com vistas ao aumento de cobertura dos serviços, até a universalização – e em medidas estruturantes – suporte político e gerencial à sustentabilidade da prestação dos serviços (BRASIL, 2013; BRITTO *et al.*, 2014).

Tendo como objetivo primário de solucionar o problema do saneamento no País, a Lei nº 14.026/2020 veio reformular algumas diretrizes da Lei 11.445/2007 estabelecendo uma roupagem para a prestação dos serviços. Onde fixa dentre outros, a obrigatoriedade de organização dos municípios em blocos (regionalização), sob pena de não terem acesso a recursos federais para desenvolvimento do setor, e também a obrigatoriedade da realização de processos licitatórios para a concessão da prestação dos serviços a um ente que não integre a estrutura administrativa do titular (o município), que a partir de então ficou impedido de estabelecer os até então muito praticados contratos de programa, com outro ente federativo ou com alguma autarquia (CESB), dando claramente uma guinada no processo de entrega da prestação dos serviços à iniciativa privada. (BRASIL, 2020)

O DIREITO HUMANO À ÁGUA

As discussões acerca dos Direitos humanos têm se tornado cada vez mais complexas com o advento dos chamados direitos de terceira ordem, que são assim denominados por estarem relacionados ao bem-estar humano (direitos coletivos da humanidade, como defesa ecológica, paz, desenvolvimento, autodeterminação dos povos). Dentre estes, o direito à água e ao saneamento tem ganhado relevância por ser condição ao pleno alcance dos demais direitos humanos, sejam de primeira ordem (direitos ligados aos valores de liberdade - direitos civis e políticos) ou de segunda ordem (direitos sociais, ligados ao trabalho, educação, saúde, habitação, cultura, lazer e segurança). (VILLAR, 2012)

No Comentário das Geral n. 15, do Comitê das Nações Unidas para os Direitos Econômicos, Sociais e Culturais, do ano 2002 a questão do acesso à água teve bastante destaque quando já na introdução, teve a seguinte abordagem:

A água é um recurso natural limitado e um bem público fundamental para a vida e para a saúde. O direito humano à água é indispensável para uma vida condigna e constitui um pressuposto da realização de outros direitos humanos. (ONU, 2002)

No entanto só em 2010 com a aprovação da Resolução A/RES/64/292 (ONU, 2010), encaminhada pelo embaixador da Bolívia, o acesso à água “limpa e segura” passou a ser reconhecido como direito humano essencial para o pleno da vida e condição indispensável ao atingimento dos outros direitos humanos (SILVA, 2020)

Após a aprovação da A/RES/64/292, vários países intensificaram as discussões envolvendo a inserção do direito à água e ao saneamento em suas constituições (Nicarágua e México, por exemplo). No Brasil, existem alguns Projetos de Emendas Constitucionais tramitando no Congresso nesse sentido. Entretanto, nosso texto constitucional já trata indiretamente o tema:

O artigo 21, inciso XX diz que compete à União “instituir diretrizes para o desenvolvimento urbano, inclusive habitação, saneamento básico e transportes urbanos”; o artigo 23 diz em seu inciso IX que “é competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, promover programas de construção de moradias e a melhoria das condições habitacionais e de saneamento básico” (SILVA, 2018)

A TARIFA PELO ACESSO AOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Durante o período do Planasa, a tarifação era regida pela Lei nº 6.528/1978, regulamentada pelo Decreto nº 82.587/1978 e tinha por diretriz a padronização dos da estrutura tarifária a partir dos seus elementos: (i) tarifas diferenciadas por categoria de usuários (residencial, comercial, industrial e pública); (ii) tarifas diferenciadas por faixa de consumo; (iii) fixação de consumo mínimo e, portanto, de conta mínima; e (iv) subsídio aos usuários de menor poder aquisitivo.

Nesse contexto, foi estabelecido o consumo mínimo por categoria Residencial em 10 m³/mês (dez metros cúbicos mensais) e também o valor máximo para a conta mínima, que era o produto da tarifa mínima dividido pelo consumo mínimo. Tais medidas aliadas à cobrança diferenciada por categoria de usuário e por faixa de consumo tinham por objetivos garantir o custeio dos serviços aos usuários mais carentes.

Com a extinção do planasa, vários mecanismos previstos no Decreto nº 82.587/1978 foram testados:

”variações em torno do valor do consumo mínimo, referente à primeira faixa de consumo ou mesmo o fim do consumo mínimo e da conta mínima; instituição da Tarifa Básica Operacional (TBO), correspondente à manutenção dos custos operacionais; e manutenção da tarifa diferenciada por faixa de consumo (preço/m³), mas com cobrança baseada no consumo real e não em valor fixo em cada faixa de consumo”. (Bastos, 2021)

Então, com o advento da Lei 11.445/2007 algumas diretrizes apontavam alguns elementos para a estrutura tarifária:

- categorias de usuários, distribuídas por faixas ou quantidades crescentes de utilização ou de consumo;
- padrões de uso ou de qualidade requeridos;
- quantidade mínima de consumo ou de utilização do serviço, visando à garantia de objetivos sociais como a preservação da saúde pública, o adequado atendimento aos usuários de menor renda e a proteção do meio ambiente;
- custo mínimo necessário para disponibilidade dos serviços em quantidade e qualidade adequadas;
- ciclos significativos de aumento da demanda dos serviços, em períodos distintos; e
- Capacidade de pagamento dos consumidores (BRASIL, 2007).

A Lei 14.026/2020 assim com a Lei 11.445/2007 estabelece, de forma ainda mais contundente que a remuneração pela cobrança dos serviços de saneamento devem garantir a sustentabilidade econômico-financeira destes, mantendo inclusive as diretrizes estabelecidas por esta para a estrutura de remuneração e cobranças dos serviços. Sendo que a partir de então, a competência pela definição do regulador tarifário passou a ser dos titulares dos serviços, e é atribuída à Ana (Agência Nacional das Águas) a competência de estabelecer diretrizes nacionais para a regulação do saneamento, inclusive a Tarifa (BRASIL, 2020).

A TARIFA SOCIAL

No período de vigência do Planasa, o modelo de tarifação amplamente adotado consistia na tarifação na forma de blocos crescentes. Essa lógica ainda é predominante nos dias atuais, sendo adotada amplamente pelas companhias estaduais e pelos serviços municipais municipais que “para viabilizar o acesso dos usuários de baixa renda, com baixa capacidade de arcar com o pagamento, foram instituídas tarifas sociais” (BRITO, 2020).

O Decreto nº 82.587/1978 tratava da questão da garantia do acessos aos serviços de saneamento básico por meio de uma política de subsídios proporcionado pela tarifação diferenciada e que tinha por objetivo, assegurar que “os benefícios dos serviços de saneamento básico serão assegurados a todas as camadas sociais, devendo as tarifas adequar-se ao poder aquisitivo da população atendida, de forma a compatibilizar os aspectos econômicos com os objetivos sociais” (BRASIL, 1978).

Na busca por assegurar o acesso da população mais vulnerável e em situação de risco aos serviços de saneamento básico, alguns governos adotam como mecanismo de inclusão, comumente chamados de: ‘Tarifa Social’ (tarifa diferenciada para usuários de menor renda e em situação de vulnerabilidade social):

O Direito à água se traduz substancialmente como direito relacionado como um direito a vida, já que sem água não há expectativa de viabilidade de sobrevivência humana. Indo além, visto como um direito humano fundamental é necessário para que esse direito seja concretizado de forma digna que o fornecimento dessa água seja de boa qualidade, consoante os índices de potabilidade preconizada pela OMS (GADELHA, 2022).

O Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6, “garantir disponibilidade e gestão sustentável e saneamento para todos” constitui um direito humano que é ratificado como o direito à água potável e ao saneamento, de maneira que ao não haver condições por parte do consumidor de arcar com o custeio das tarifas, a manutenção do acesso aos direitos humanos exige que um serviço gratuito, financiado por outra forma que não as tarifas seja oferecido, (HELLER, 2015).

O SANEAMENTO NA PARAÍBA E SUA TARIFICAÇÃO INCLUSIVA

Na Paraíba, os serviços de saneamento básico (abastecimento de água e a coleta e tratamento de esgotos) são prestados predominantemente pela Companhia de águas e Esgotos da Paraíba – CAGEPA, com atuação em 200 municípios e 24 distritos e povoados, atendendo a uma população de 2.789.463 de pessoas com serviço de água e 1.177.816 com esgotamento sanitário. (CAGEPA 2022).

Em consonância com o que preconiza a Lei 14.026/2020, a prestação dos serviços foi regularizada de acordo com um Projeto de Lei Complementar -PLC (2020a), do do governo do estado que em 15 de maio de 2021 foi aprovado na Assembléia Legislativa e tornou-se a Lei Complementar – LC 168, em quatro Microrregiões de Água e Esgoto:

- Microrregião do Alto Piranhas (38 municípios e 439 mil habitantes));
- Microrregião da Borborema (84 municípios e 1,28 milhões de habitantes);
- Microrregião de Espinharas (46 municípios e 464 mil habitantes); e
- Microrregião do Litoral (55 municípios e 1,85 milhões de habitantes), (BARRETO, 2021)

A Tarifa Social, instituída na Paraíba pela Portaria 09/2004, atinge 19,521 unidades consumidoras, que são beneficiadas com uma tarifa de apenas R\$ 11,62 (onze reais e sessenta e dois centavos) para um consumo de até 10m³ e por meio do com mecanismo do subsídio cruzado destina-se a viabilizar a prestação de serviços nos municípios deficitários (aqueles onde a arrecadação não seria suficiente para custear os serviços), com a cobrança de tarifa única no estado (SNIS, 2021)

A estrutura tarifária da Companhia é dividida em categorias de consumo, com a finalidade principal de subsidiar a tarifa paga pelos usuários com menor poder aquisitivo e de incentivar o consumo consciente, evitando assim o desperdício da água tratada, numa demonstração de preocupação com o meio ambiente. (CAGEPA 2022)

O ACÁCIO FIGUEIREDO

O Conjunto Acácio Figueiredo, localiza-se no Bairro das Três Irmãs, na cidade de Campina grande-PB e é fruto da política habitacional adotada pelo governo federal, Programa Minha Casa Minha Vida (PMCMV), destinado às classes populares (faixa 1 – renda de até R\$ 1.800,00), localizado na região periférica da referida cidade. Sendo caracterizado pela baixa oferta de infra estruturas urbanas, fazendo com que a população seja exposta a viver privada do urbano (SAMPAIO, 2019).



Figura 01 - Localização do conjunto Acácio Figueiredo

Fonte: SAMPAIO, 2019

Confirmando aquilo que Maia, et. al (2013):, afirma ser uma tendencia dos governos (estadual e municipal) em relação ao desenvolvimento da cidade, que se traduz na adoção de medidas voltadas ao favorecimento de determinado segmento da sociedade, acentuam as desigualdades as disparidades socioeconômicas. O que reflete diretamente no acesso ao saneamento, conforme constatado por Costa, 2013,

“o poder público priorizou as áreas sul e sudoeste da cidade de Campina Grande em relação à expansão da rede de água e de esgoto, bem como à coleta do lixo nos últimos dez anos. Esse processo foi acompanhado pelo lançamento de loteamentos e pequenos edifícios nos Bairros do Cruzeiro, Três Irmãs, Velame, entre outros, nessas proximidades.” (COSTA, 2013)

Verifica-se que a população daquele conjunto apresenta um perfil familiar de 3,5 membros por família, com renda familiar média de R\$ 1.274,91, e uma renda per capita de R\$ 393,47. Sendo necessário considerar que das famílias entrevistadas, 25% declararam terem renda familiar de até meio salário mínimo (R\$ 606,00) e destas, 20% não têm acesso à tarifa social. Mesmo estando algumas destas em situação de pobreza ou extrema pobreza (com renda menor ou igual a R\$ 200,00 e R\$100,00 per capita respectivamente). Importante frisarmos que a Tarifa Social tem por função existência a garantia do acesso à água e ao saneamento enquanto mecanismo fundamental na promoção da dignidade humana (Fonte: pesquisa de campo realizada nos dias 26 e 27 de maio de 2022).

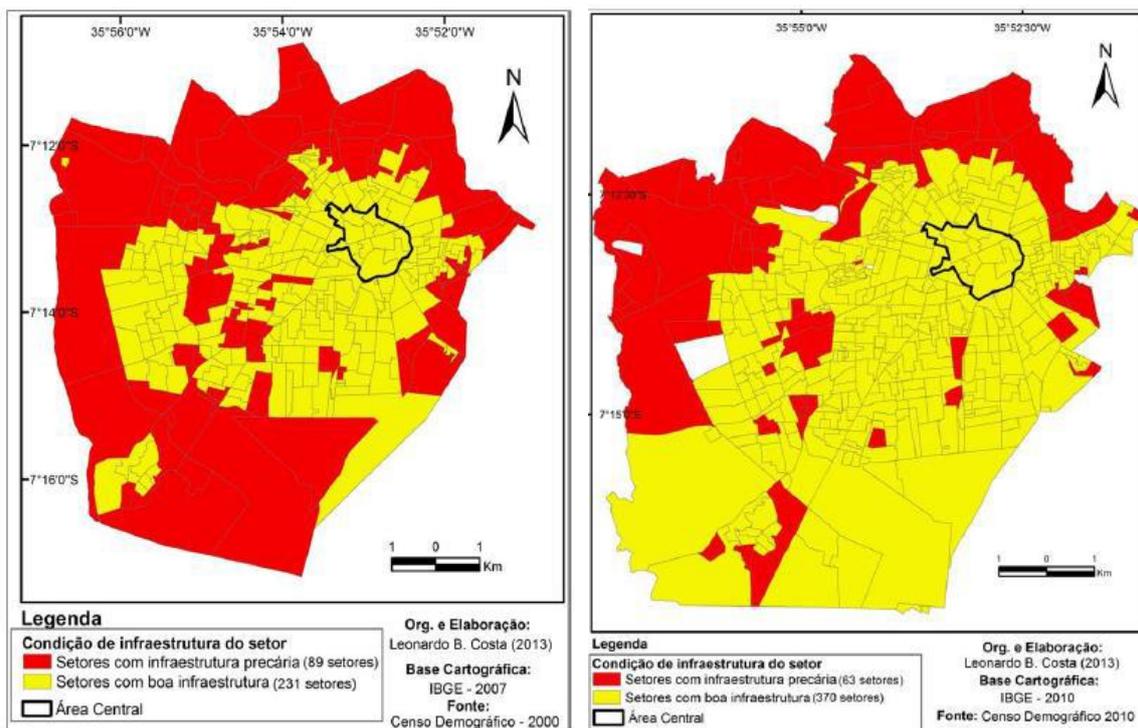


Figura 02 E 03 - Condição da infraestrutura de Campina Grande:2000/2010 Fonte: Costa (2013)

Constata-se que a população daquele conjunto apresenta um perfil de 3,5 membros por família, com renda familiar média de R\$ 1.274,91, e uma renda per capita de R\$ 393,47. Sendo necessário considerar que das famílias entrevistadas, 25% declararam terem renda familiar de até meio salário mínimo (R\$ 606,00) e destas, 20% não têm acesso à Tarifa Social. Mesmo estando algumas destas em situação de pobreza ou extrema pobreza (com renda menor ou igual a R\$ 200,00 e R\$100,00 per capita respectivamente). Destaca-se que a Tarifa Social tem por função existência a garantia do acesso à água e ao saneamento enquanto mecanismo fundamental na promoção da dignidade humana. (Fonte: pesquisa de campo realizada nos dias 26 e 27 de maio de 2022).

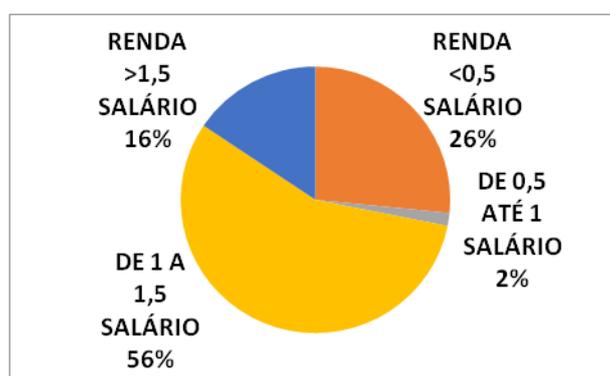


Figura 04. - Perfil Econômico das famílias – Fonte: Autor

Vale considerar que tão relevante quanto a modicidade tarifária, é a efetiva oferta do acesso tanto aos serviços, quanto às políticas sociais voltadas a esse fim. E que o volume considerado de 10m³/mês, pode advir em mecanismos de aprofundamento das injustiças frente aos mais vulneráveis, podendo incidir na cobrança do volume fixado daqueles que efetivamente consumiram um volume inferior, ou quando pode limitar o acesso a políticas sociais daqueles que, tendo uma família mais numerosa, naturalmente têm um consumo mais elevado e mensalmente ultrapassam o fixados pelos

prestadores dos serviços. Isso ao considerarmos que a ONU recomenda um consumo diário de 110 litros/dia e que nós brasileiros demandamos em média 154 litros/dia (SOARES, 2021).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados mostram a clara necessidade de se reformular a política de concessão do benefício da tarifa social. Devendo dispensar uma atenção especial a quem de fato está em situação de vulnerabilidade. Nazaretti (2020) destaca que “as atuais políticas de subsídios indiretos e cruzados são importantes, mas as práticas necessárias para expandir o acesso aos pobres requerem subsídios diretos do lado da demanda”.

Não podendo ser desconsiderado que, conforme relatório da ONU (HELLER, 2015), em alguns casos, em países em subdesenvolvimento é inviável a adoção dos subsídios, pois a renda da população de renda média e alta é insuficiente para permitir subsídios cruzados e a recuperação total dos custos. Sendo necessária a implantação de impostos ou o aporte direto de recursos.

A tarifa social praticada pelo prestador (CAGEPA) impõe uma série de limitadores e condicionantes (consumo máximo mensal de água, de 10m³, consumo máximo de energia elétrica de 68kw/m, ser cadastrado no Renda Brasil, etc.) que inviabilizam o acesso de um percentual considerável (73%) de das pessoas que ali residem dentre as quais, algumas sem qualquer fonte de renda. Tal fato inviabiliza por completo o acesso aos serviços, tendo em vista a Companhia não dispor de nenhum mecanismo de fornecimento humanitário que conforme preconiza a ONU, seria de pelo menos 50 litros diários.

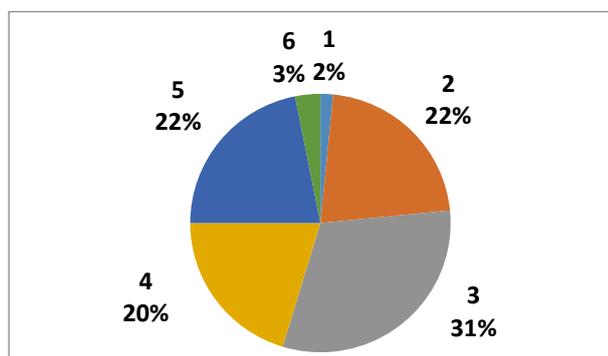


Figura 03. - Perfil Familiar por numero de membros em proporção

Nessa perspectiva, a adoção de políticas de inclusão social se tornam tão importantes quanto a modicidade tarifária, que segundo a ONU (HELLER, 2015), não pode ultrapassar 5% do rendimento familiar e ser de no mínimo 50 litros diários por pessoa por dia para assegurar as atividades básicas e a minimização dos problemas de saúde. Tornando o seu efetivo monitoramento uma necessidade constante de maneira a garantir o direito humano de acesso à água e ao saneamento às parcelas da população em situação de vulnerabilidade.

Adotando-se uma política com critérios claros, verificáveis e facilmente adaptáveis às tarifas convencionais, assegurando aos mais vulneráveis o acesso aos serviços (Da Paz, 2021)

A acessibilidade à informação e a transparência são fundamentais. As características socioeconômicas ou critérios levados em conta para a aplicação de Tarifas Sociais geralmente estão relacionadas a: (i) renda familiar; (ii) tamanho da família – vários países introduziram tarifas preferenciais para famílias maiores, muitas vezes porque os sistemas progressivos as penalizam; (iii) estado de saúde, incapacidade ou idade. (DA PAZ, 2021).

É preciso considerar que assegurar a disponibilidade hídrica e ampliar redes de abastecimento, assim como construir estruturas de tratamento de água são passos decisivos para a universalização.

Entretanto, é preciso ter um olhar diferenciado para os que moram na zona rural, os que moram favelas, palafitas e periferias das grandes cidades, comunidades e povos tradicionais, populações atingidas por desastres de grandes proporções, pequenas localidades, os que moram na rua, os que trabalham em locais em que não há disponibilidade de água potável ou a um equipamento para urinar, defecar e realizar sua higiene pessoal... É necessário olhar para os que não possuem condições de pagar pelo acesso aos serviços!

O não acesso à tarifa social, principalmente para as famílias sem nenhuma fonte de renda ou apenas com a renda fornecida pelo auxílio Brasil significa a exposição a uma situação de vulnerabilidade extrema. Fato que nos remete a uma reflexão acerca da formulação de uma política pública que assegure a estes, o acesso a tais serviços, que são de fato indispensáveis à vida e à manutenção da dignidade humana.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, em Rede Nacional - Prof. Água, em nível de Mestrado, na Categoria Profissional em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N° 2717/2015, e também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), e a todas as universidades públicas, gratuitas que mesmo diante das tentativas de desmonte e precarização seguem contribuindo para o desenvolvimento tecnológico e científico do Brasil.

REFERENCIAS

- BASTOS, Rafael KX; DE MATTOS PEREIRA, Paula Laranja Leal. Remuneração e cobrança pelos serviços de saneamento no Brasil: entre a sustentabilidade financeira e o alcance social. *REALIZAÇÃO DOS DIREITOS HUMANOS À ÁGUA E AO SANEAMENTO* Influências da remuneração e da cobrança pela prestação dos serviços de saneamento, p. 25.
- BARRETO, Jhersyka Barros et al. Análise da regionalização do saneamento: Cenários hídricos e (in) sustentabilidade econômico-financeira das microrregiões de água e esgoto da Paraíba. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 10, p. e117101018513-e117101018513, 2021.
- Brito, A. L. (2020). “As tarifas sociais de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil: seus impactos nas metas de universalização na garantia dos direitos humanos à água e ao esgotamento sanitário”. *Observatório Nacional dos Direitos à Água e ao Saneamento—ONDAS*. Disponível em: <<https://ondasbrasil.org/wp-content/uploads/2020/05/As-tarifas-sociais-de-abastecimento-de-água-e-egotamento-sanitar>> . Acesso em 23 de maio de 2022.
- BRASIL . Decreto nº 82.587, de 05 de novembro de 1978. Regulamenta a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978, que dispõe sobre as tarifas dos serviços públicos de saneamento e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília- DF, 07 nov. 1978*.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08 jan. 2007, Seção 1, p. 3*.
- BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. . *Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 jul. 2020, edição 135, Seção 1, p. 1*
- BRASIL. Ministério das Cidades. (2013). *Plano Nacional de Saneamento Básico*. Brasília, DF, maio. p. 172. Disponível em: http://www.cecol.fsp.usp.br/dcms/uploads/arquivos/1446465969_Brasil-PlanoNacionalDeSaneamentoBasico-2013.pdf . Acesso em: 22/052022.

- BRITTO, A. L. (coord.) et al. Avaliação político-institucional do setor de saneamento básico. Brasília: Ministério das Cidades / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2014, 550 p. (Panorama do Saneamento Básico no Brasil, v.4).
- Jenkins, Matthew. The impacto of corruption on access to safe water and sanitation for people living in poverty. U4 Anti-Corruption Resource Centre. N.2017: 6, 04.07.2017. Disponível em: <<https://www.u4.no/publications/improving-the-framework-institutional-reform-and-corruption-in-the-water-sector>> Acesso em: 30.05.2022.
- CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (2021). “Relatório de Administração e Sustentabilidade – 2020”. João Pessoa,. Disponível em: <<https://www.cagepa.pb.gov.br/wp-content/uploads/2021/05/Relatório-da-Administração-e-de-Sustentabilidade-e-Balanco-2020.pdf>> . Acesso em 13 de maio de 2022.
- CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (2022). “Relatório de Administração e Sustentabilidade – 2021”. João Pessoa,. Disponível em: <<https://www.cagepa.pb.gov.br/wp-content/uploads/2022/05/Relatório-da-Administração-e-de-Sustentabilidade-e-Balanco-2021.pdf>> . Acesso em 13 de maio de 2022.
- COSTA, Leonardo Barboza da. Estruturação da cidade de Campina Grande: As estratégias e intencionalidades do mercado imobiliário. Dissertação de Mestrado. João Pessoa. 2013.
- DA PAZ, Rosângela DO. “CadÚnico e Tarifa Social de Água e Esgoto”. Água como Direito, p. 64, 2021.
- GADELHA, H. S. ; MARQUES, A. T. ; BEZERRA NETO, F. das C.; LIMA, M. F. de A. ; ALMEIDA, R. S. de ; MARCOLINO NETO, J. ; SOARES, J. de F. ; NÓBREGA, J. C. da S.; OLIVEIRA, J. D. S. ; MARACAJÁ, P. B. . O novo marco regulatório do saneamento básico e o direito ao acesso à água. Research, Society and Development, [S. l.], v. 10, n. 11, p. e569101118843, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i11.18843. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/18843>. Acesso em: 26 jul. 2022.
- HELLER, Léo. Direitos humanos e a privatização dos serviços de água e esgotamento sanitário: Relatório do Relator Especial sobre os direitos humanos à água potável e ao esgotamento sanitário. 21 de julho de 2020. Assembleia Geral das Nações Unidas. Disponível em: <http://www.aguadetodos.com/wp-content/uploads/2020/10/Relatório-Direitos-humanos-à-água-potável-e-ao-esgotamento-sanitário.pdf> . Acesso em 01 de julho de 2022.
- HELLER, L. Report of the Special Rapporteur on the human right to safe drinking water and sanitation. ONU Disponível em: <http://www.waterhumanrighttreaty.org/wp-content/uploads/2016/05/Report-Special-rapporteur-August2015-EN.pdf>
- LOPES, Paula D. 2020. "Affordability and Disconnections Challenges in Implementing the Human Right to Water in Portugal". Water 12, no. 3: 684. <https://doi.org/10.3390/w12030684>
- JENKINS, Matthew. The impacto of corruption on access to safe water and sanitation for people living in poverty. U4 Anti-Corruption Resource Centre. N.2017: 6, 04.07.2017. Disponível em: <<https://www.u4.no/publications/improving-the-framework-institutional-reform-and-corruption-in-the-water-sector>> Acesso em: 30.05.2022.
- MAIA, Doralice Sátyro; CARDOSO, Carlos Augusto; ALONSO; Sérgio Fernandes; BEZERRA; Rogério Silva. Campina Grande: dinâmica econômica e reestruturação urbana, permanências e transformações. In: ELIAS, Denise; SPOSITO, Maria Encarnação Beltrão; SOARES, Beatriz Ribeiro (Org). Agentes econômicos e reestruturação urbana e regional: Campina Grande e Londrina. São Paulo: Outras Expressões, 2013.
- Narzetti, Daniel A., and Rui C. Marques. 2020. "Models of Subsidies for Water and Sanitation Services for Vulnerable People in South American Countries: Lessons for Brazil". Water 12, no. 7: 1976. <https://doi.org/10.3390/w12071976>
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Comentário Geral n.º 15: O Direito à água (art. 11 e 12 do pacto). Comitê de Direitos Econômicos, Sociais e Culturais, 2003. Disponível em: <https://www.refworld.org/pdfid/4538838d11.pdf>. Acesso em: 22.06.22.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Objetivo 6. Água Potável e Saneamento. Disponível em: <http://www.agenda2030.org.br/ods/6/>. Acesso em: 25 mai. 2022.
- Pitassi, Sandro Lucio Barbosa et al. “Direitos humanos, saúde e saneamento: aspectos conceituais e regulatórios e os desafios para a adoção de políticas públicas. 2019”. Tese de Doutorado.
- SAMPAIO, Tiago Marques et al. “A (re) produção do espaço na cidade de Campina Grande-PB: análise do conjunto habitacional Acácio Figueiredo”. 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/19633/1/TiagoMarquesSampaio_Dissert.pdf>. Acesso em: 22 de maio de 2022.

- SILVA, Daniel de Souza e PONZILACQUA, Marcio Henrique Pereira. Acesso à água de qualidade como direito humano fundamental: a garantia do mínimo existencial. *Humanidades e Inovação*, v. 7, n. 20, p. 537-551, 2020. Tradução . Disponível em: <https://revista.unitins.br/index.php/humanidadesinovacao/article/view/3832>. Acesso em: 28 jun. 2022.
- SILVA, E. A. A água e o esgotamento sanitário como direitos humanos fundamentais. Daniela Stefano e Maria Luisa Mendonça. *Direitos Humanos no Brasil. Relatório da Rede Social de Justiça e Direitos Humanos*. São Paulo: Outras Expressões, p. 233-241, 2018.
- SNIS. Série Histórica. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acessado em: 12 de setembro de 2021.
- Soares, Simone Cesario; SIGNOR, Altevir. “Água um bem de todos: Interfaces desenvolvimento e sustentabilidade”. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 9, p. e1310917728-e1310917728, 2021.
- UNICEF e OMS. 1 em cada 3 pessoas no mundo não tem acesso a água potável, dizem o UNICEF e a OMS. 18 jun.2019. Disponível em: <https://www.unicef.org/brazil/comunicados-de-imprensa/1-em-cada-3-pessoas-no-mundo-nao-tem-acesso-agua-potavel-dizem-unicef-oms> Acesso em: 30.05.2022.
- VILLAR, Pilar Carolina; RIBEIRO, Wagner Costa. A percepção do Direito Humano à Água na ordem internacional. *Revista direitos fundamentais & democracia*, v. 11, n. 11, p. 358-380, 2012.
- WHO/UNICEF. *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2020: five years into the SDGs*. 2021. Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children’s Fund (UNICEF)
- WHO/UNICEF. *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2020: five years into the SDGs*. 2021. Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children’s Fund (UNICEF)

IMPACTO ECONÔMICO DA ESTRUTURA TARIFÁRIA SOBRE OS USUÁRIOS DE BAIXA RENDA NO ESTADO DE PERNAMBUCO

Adriel Wesley Nascimento Melo¹, Guilherme Mateus de Barros² e Paulo da Costa Medeiros³

1. Graduando em estatística, bolsista de iniciação científica, UFCG, adriel.wesley@estudante.ufcg.edu.br, 2. Aluno, guilherme.mateus@estudante.ufcg.edu.br e 3. Professor, paulo.costa@professor.ufcg.edu.br, do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua/UFCG, Brasil.

RESUMO:

A Resolução nº 64/292, de 2010, da Assembleia Geral da ONU afirma que, o acesso à água potável e ao saneamento é um direito humano essencial para a vida. No Brasil, a Tarifa Social (TS) aplicada pelas companhias de saneamento, representa parte fundamental no apoio ao referido acesso aos moradores de baixa renda. Apresenta-se neste trabalho, cálculo do impacto econômico da TS aplicada pela Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA, sobre faixas de renda familiares simuladas em usuários contemplados pelo Programa Bolsa Família (PBF) do Governo Federal, no período de maio de 2004 a abril de 2020. Para as simulações foram consideradas desde a modalidade de auxílio mínimo (Bolsa Básica – BB), passando pelas flexibilizações de valores segundo agregação de quantitativos de crianças (Bolsa Variável – BV) e rendimento extra. Os impactos indicaram maior atenuação a partir de 2011, quando da ocorrência de redução da TS e aumento do número de Bolsas Variáveis (3 para 5 crianças). As condições negativas mais expressivas ocorreram entre os anos de 2004 e 2009. O limite de rendimento extra permitido nas normas do PBF, também reduz o impacto da TS. A pesquisa visa auxiliar os gestores nas proposições de políticas públicas que condicionem menos impactos para os usuários de baixa renda, especialmente nos casos em que família é contemplada unicamente com o Benefício Básico.

PALAVRAS-CHAVE: Abastecimento Urbano, Tarifa de água, Política Social

ABSTRACT:

The Resolution No. 64/292, of 2010, of the UN General Assembly states that access to safe drinking water and sanitation is an essential human right for life. In Brazil, the Social Tariff (ST) applied by sanitation companies represents a fundamental part in supporting the aforementioned access to low-income residents. This work presents the economic impact of the TS applied by COMPESA - Pernambuco Sanitation Company, on simulated family income ranges in users served by the Bolsa Família Program (BFP) of the Federal Government of Brazil, from May 2004 to April 2020. For the simulations, from the basic value modality to flexible values according to the aggregation of children's numbers (variable value) and extra income. The impacts indicated greater attenuation from 2011 onwards, when there was a reduction in ST and an increase in the number of children (3 to 5). The most expressive negative conditions occurred between 2004 and 2009. The extra income limit allowed in the BFP rules also reduces the impact of ST. The research aims to help managers in the propositions of public policies that condition less impacts for low-income users, especially in cases where the family is served only with the basic value.

PALABRAS CLAVES: Urban Supply, Water Tariff, Social Policy

INTRODUÇÃO

A Assembleia Geral da ONU, 28 de julho de 2010 (UN, 2010) - promulgação da água potável e do saneamento como direito humano fundamental para o pleno gozo da vida e de todos os outros direitos humanos – já colocava, como preâmbulo, a importância de se contextualizar os aspectos ambientais, econômicos e sociais para se alcançar, dentre outras metas, o acesso equitativo da água potável e saneamento a preços acessíveis. Esses aspectos encontram-se destacados entre as seis metas do Objetivo do Desenvolvimento Sustentável - Água Potável e Saneamento - ODS 6 (ONU, 2022).

As políticas de expansão ao acesso da água potável e a universalização ao saneamento básico são heranças do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), este advindo de Decreto-Lei N° 949, de 13 de outubro de 1969, sobre aplicações de recursos nas operações de financiamento, objetivando ampliar a cobertura de saneamento básico no país (SATO, 2021), sendo citado por vários autores com início em 1971 (ROCHA, 2016; BEZERRA, 2016), notadamente pelos baixos índices de abastecimento d'água e saneamento na época (BIER et al., 1988; POMPEO e SAMWAYS, 2020; CAVALCANTI, 2022).

Atualmente a última normativa em destaque, a Lei n° 14.026, de 2020, atualiza o marco legal do saneamento básico, com novas redações para outras normativas, incluindo sobre as diretrizes nacionais para o saneamento básico, Lei n° 11.445/2007. PES (2019) levanta críticas em respeito dessa Lei, que poderiam mais direcionadas/elaboradas no contexto da dignidade humana, quando da ocorrência suspensão do abastecimento de água potável em função do inadimplemento do usuário, tendo em vista de ser um serviço público essencial, preponderando-se os interesses econômicos sobre os sociais, emergindo o não reconhecimento do direito fundamental de acesso à água potável,

A Tarifa Social (TS) aplicada aos usuários de baixa renda no sistema de abastecimento de água representa capítulo importante que permeia a essência socioeconômica desse ODS. É mais uma ferramenta para ajudar na universalização ao acesso à água aos usuários de baixa renda, considerando ‘o direito à água potável e limpa e ao saneamento básico como um direito humano (REIS, 2021), tão fundamental para manutenção da vida humana, que passou a ser reconhecida como fator principal para ações de saúde pública, principalmente devido às doenças e aos surtos existentes (BESSA, 2016). Essa Tarifa é um recurso que deve ser amplamente disponibilizado, sendo subsidiado pelos outros usuários não-residenciais e para aqueles que utilizam água de forma suntuosa, como piscinas e parques aquáticos (Furigo, 2021).

No estado de Pernambuco, a Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA é o órgão responsável para a concessão dos serviços públicos de saneamento básico. No Art. 65 do Regulamento Geral da COMPESA informa que “As tarifas devem ser definidas de modo a assegurar o equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços pactuados e a modicidade tarifária, mediante mecanismos que incentivem a eficiência das operações e que permitam a apropriação social dos ganhos de produtividade”. A Tarifa Social, é parte fundamental na partilha dos serviços prestados pela Companhia com o caráter social voltado para os usuários de baixa renda, cuja residência apresente média de consumo de água de até 10 m³, incluindo outros aspectos (COMPESA, 2022a).

O PBF, Lei n° 10.386/2004, agregou os procedimentos de gestão e execução das ações de transferência condicionada de renda, sendo marco histórico na política pública social brasileira. O enquadramento dos usuários com direito à TS parte-se, inicialmente, do registro de membro familiar no PBF, podendo se observar a estimativa de demanda pelo quantitativo de moradores. Nessa conjuntura, a análise de impacto econômico da TS sobre a renda familiar de usuários de baixa renda, representa uma abordagem primária do contexto socioeconômico ante ao acesso à água potável e ao saneamento conferido fortemente destacados na Resolução n° 64/292/2010 (UN, 2010) do ODS 6 (ONU, 2015).

Esta pesquisa confere a simulação de diferentes faixas de renda familiar em usuários do Programa Bolsa Família do Governo Federal e cálculo dos respectivos impactos econômicos das Tarifas Sociais aplicadas pela COMPESA no Período de maio de 2004 a abril de 2020.

O CONTEXTO SÓCIOECONÔMICO: TS E O PBF

Tarifa social no estado de Pernambuco

Para a tarifação dos consumidores, as companhias de abastecimento de água, utilizam-se da matriz de preço e demanda mensal, normalmente relacionados por categoria: comercial, industrial, público e residencial. Este último, nas tipologias de consumo normal e social. O limiar de tarifa mínima, em geral é correspondente à 10 m³. Valores superiores podem estar discretizados em faixas progressivas escalonadas, especialmente para o consumo residencial.

Destaca-se que, a tarifação é subdividida nos valores dos serviços de abastecimento de água e de tratamento de esgoto, este não sendo incluso para a categoria residencial social. A TS confere valores diferenciados, abaixo do valor de consumo residencial mínimo. O público-alvo refere-se aos consumidores de baixa renda, respeitando critérios dispostos em normativa regulamentada para cada estado.

No estado de Pernambuco, segundo a COMPESA (2022b), no contexto social, o consumo mensal de até 10m³, o desconto é de aproximadamente 80% (oitenta por cento) para da Tarifa de Água e isenção da Tarifa de Esgoto, esta destacada no Decreto nº 34.028, de 14 de outubro de 2009.

Para ter direito a TS, o usuário deve seguir critérios: apresentar média de consumo (06 meses) de água de até 10m³ e de energia elétrica de até 80kWh; possuir contracheque; benefício social ou benefício previdenciário, no valor de até 1(um) salário mínimo vigente; ser proprietário de um único imóvel; residir em imóvel com padrão compatível com a renda familiar. Atenta-se que o usuário estará sujeito a análise da visita técnica realizada pela equipe de Assistente Social, para coleta de dados e elaboração de Laudo Social, como aprovação de respectiva Gerência de Negócios da COMPESA (COMPESA, 2022b).

Sob o caráter normativo do Saneamento pernambucano, pode-se destacar: o Decreto Estadual nº 40.256, de 3 de janeiro de 2014 (PERNAMBUCO, 2014), sendo nova redação do Decreto Nº 18.251 de 21/12/1994, referente ao regulamento geral do fornecimento de água e da coleta de esgotos, realizados pela COMPESA. As alterações na estrutura tarifária decorrentes dos processos de revisões tarifárias, devem ser regulamentadas por meio de Resolução da Agência Reguladora de Pernambuco - ARPE (Art. 54), órgão que regula, fiscaliza e zela pela qualidade dos serviços públicos delegados pelo Estado.

Na Tabela 1, observam-se os valores das tarifas sociais aplicadas pela COMPESA nos reajustes tarifários entre os anos de 2004 a 2021. No ano de 2005 ocorreram dois reajustes em um pequeno intervalo, o primeiro, vigente entre 03 e 07 de junho e o segundo com vigência a partir de 08 de junho. No ano de 2012 não ocorreu aumento tarifário. Nos reajustes tarifários de novembro de 2009 e de agosto de 2021 (COMPESA, 2021), a TS também não sofreu aumento. Uma ocorrência incomum no âmbito desse histórico de registros foi a redução de 41,6% no valor da TS no mês de junho de 2010.

Tabela 1 – Valores das tarifas sociais aplicadas pela COMPESA entre os anos de 2004 a 2021

Vigência	Tarifa (R\$/ 10m ³)	Vigência	Tarifa (R\$/ 10m ³)
mai/2004	6,55	mar/2013	5,92
jun/2005	7,02	mar/2014	6,42
jun/2005	7,25	mar/2015	6,96
nov/2006	7,98	jun/2015	7,20
set/2007	7,98	mar/2016	7,97
set/2008	8,56	mar/2017	8,40
nov/2009	8,56	mai/2018	8,65
jun/2010	5,00	ago/2019	9,22
dez/2010	5,25	jan/2021	9,44
dez/2011	5,62	ago/2021	9,44

Fonte: Até 2017 (COMPESA, 2017); 2018 (COMPESA, 2018); 2019 (COMPESA, 2019); jan/2021 (COMPESA, 2020); ago/2021 (COMPESA, 2021)

Programa Bolsa Família

O Programa Bolsa Família foi implementado em outubro de 2003, através de Medida Provisória nº 132, transformada em 2004, na Lei nº 10.386, compreendendo um programa de transferência de renda do governo federal tendo como foco famílias pobres e extremamente pobres inscritas no Cadastro Único (BRASIL, 2007; BRASIL, 2022), para Programas Sociais (Osório e Soares, 2014). Tal Programa “unificou os procedimentos de gestão e execução das ações de transferência condicionada de renda então existentes”, cujo cadastro ampara grande número de programas e ações sociais (Paiva et al., 2013). As Companhias de Abastecimento utilizam-se dessas informações para cadastramento de usuários apoiando no direito à TS.

O Programa Bolsa Família compreende valores de Bolsa Básica (BB) podendo agregar Bolsa Variável (BV): antes de Dezembro de 2007, BV limitando-se à 3 crianças entre 0 a 15 anos; posteriormente, podendo incluir até 2 jovens entre 16 e 17 anos; em 2011, o limite de crianças passou a ser 5 (Osório e Soares, 2014).

Como histórico dos valores do PBF, podem se destacar: Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004. Cria o Programa Bolsa Família; Decreto nº 5.209 de 17 de setembro de 2004; Decreto nº 5.749, de 11 de abril de 2006, Decreto nº 6.491, de 26 de junho de 2008; Decreto nº 6.917, de 30 de julho de 2009; Decreto nº 7.447, de 1º de março de 2011; Decreto nº 7.758, de 15 de junho de 2012; Decreto nº 7.931, de 19 de fevereiro de 2013; Decreto nº 8.232, de 30 de abril de 2014; Decreto nº 8.424, de 31 de março de 2015; Decreto nº 8.794, de 29 de junho de 2016; Decreto nº 9.396, de 30 de maio de 2018; Medida Provisória nº 898, de 15 de outubro de 2019; Decreto nº 10.316, de 7 de abril de 2020; e Medida Provisória nº 1.039, de 18 de março de 2021.

Na Figura 1, verificam-se as vigências e valores do BF (BB e BV para crianças) e das TS's (aplicadas pela COMPESA: COMPESA (2017); ARPE (2018); ARPE (2019); ARPE (2020); COMPESA (2021)) entre os anos de 2004 a 2020. Os valores do BF podem ser obtidos em: BRASIL (2004) através das seguintes normativas lincadas, desde 2004 até os dias atuais. Pode-se observar destacadamente nessa Figura: o traçado da TS crescente subdividia pelos dois momentos, anterior e

posterior à redução de 41,6% em junho de 2010; a flexibilização de forma mais discretizada, quando da inclusão de mais duas crianças a partir de 2011, o forte valor diferenciado em dezembro de 2019, através da MP nº 898, de 15 de outubro de 2019, condicionando os valores dos benefícios fixos e variáveis de forma dobrada, como abono natalino.

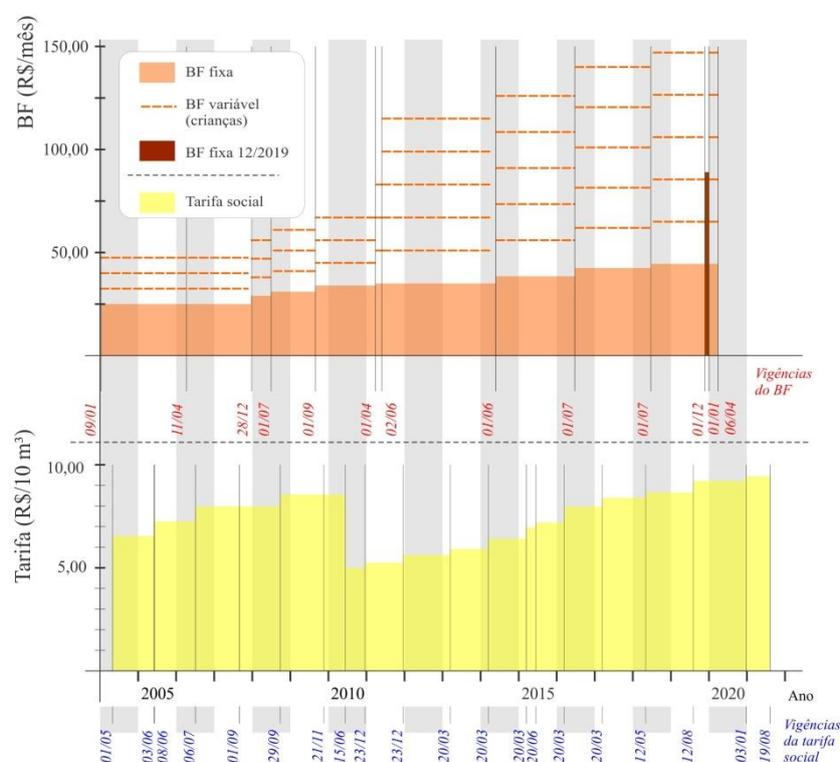


Figura 1- Histórico dos registros e valores do BF e da TF da COMPESA entre 2004 e 2020 (autoria própria)

IMPACTOS DA TS SOBRE O BF

O impacto econômico resultado calculado nesta pesquisa representa a proporção da TS sobre a restrição orçamentária da família segundo simulações de faixas de renda familiares. Para a presente pesquisa foram considerados usuários com rendimento básico ou variável, este apenas para crianças. Não foram consideradas famílias com BV de até 2 jovens entre 16 e 17 anos (Medida Provisória nº 411, de 28 de dezembro de 2007). As simulações buscam destacar duas grandes vertentes: como patamar inferior, famílias sem nenhum rendimento além do BF; e como patamar superior, famílias com rendimento extra BF, esse rendimento como sendo o valor máximo imposto por normativa do Programa Bolsa Família, como enquadramento na faixa de pobreza.

RESULTADOS

Foram confrontadas as vigências de reajustes da TS e de BF e calculados os impactos partindo-se de 04/2004, reajuste tarifário, a 06/04/2020, antecedendo o Decreto Nº 10.316 (auxílio Federal em decorrência do COVID-19). Na Tabela 2, observam-se os valores dos impactos econômicos da TS sobre o benefício do BF (valores proporcionais) em duas grandes vertentes: quando a família se restringe unicamente ao benefício (indicado como impacto máximo) e quando a família utiliza-se de rendimentos extras, limitando-se ao estabelecido nas normativas do PBF,

indicado como impacto mínimo. Para essas duas vertentes, também estão subdivididas as possibilidades de Bolsa Básica – BB ou a agregação de Bolsa Variável (BV), esta flexibilizando com acréscimos em função de 1 a 3 crianças na família. Na Figura 2 observam-se os impactos das principais vertentes analisadas.

Tabela 2 – Impacto econômico da TS aplicadas pela COMPESA sobre o BF segundo faixas de benefícios: básico e variável (Período: maio de 2004 a abril de 2020)

Reajustes TS ou BF	Impacto											
	Máximo				Mínimo							
	Básico		Variável		Básico		Variável					
01/05/2004	0,131	0,101	0,082	0,069	0,044	0,040	0,036	0,034				
11/04/2006	0,145	0,112	0,091	0,076	0,043	0,039	0,036	0,034				
06/07/2006	0,160	0,123	0,100	0,084	0,047	0,043	0,040	0,037				
01/09/2007	0,160	0,123	0,100	0,084	0,047	0,043	0,040	0,037				
28/12/2007	0,138	0,105	0,085	0,071	0,045	0,041	0,037	0,034				
01/07/2008	0,129	0,097	0,078	0,065	0,044	0,040	0,036	0,033				
29/09/2008	0,138	0,104	0,084	0,070	0,047	0,042	0,039	0,035				
01/09/2009	0,126	0,095	0,076	0,064	0,041	0,037	0,034	0,031				
21/11/2009	0,126	0,095	0,076	0,064	0,041	0,037	0,034	0,031				
15/06/2010	0,074	0,056	0,045	0,037	0,024	0,022	0,020	0,018				
23/12/2010	0,077	0,058	0,047	0,039	0,025	0,023	0,021	0,019				
01/04/2011	0,075	0,051	0,039	0,032	0,025	0,022	0,019	0,017				
02/06/2011	0,075	0,051	0,039	0,032	0,027	0,023	0,025	0,022	0,019	0,017	0,016	0,014
23/12/2011	0,080	0,055	0,042	0,034	0,028	0,024	0,027	0,023	0,021	0,018	0,017	0,015
20/03/2013	0,085	0,058	0,044	0,036	0,030	0,026	0,028	0,024	0,022	0,019	0,018	0,016
20/03/2014	0,092	0,063	0,048	0,039	0,032	0,028	0,031	0,027	0,023	0,021	0,019	0,017
01/06/2014	0,083	0,057	0,044	0,035	0,030	0,025	0,028	0,024	0,021	0,019	0,017	0,016
20/03/2015	0,090	0,062	0,047	0,038	0,032	0,028	0,030	0,026	0,023	0,021	0,019	0,017
20/06/2015	0,093	0,064	0,049	0,040	0,033	0,029	0,031	0,027	0,024	0,021	0,019	0,018
20/03/2016	0,104	0,071	0,054	0,044	0,037	0,032	0,035	0,030	0,026	0,024	0,021	0,020
01/07/2016	0,094	0,064	0,049	0,039	0,033	0,028	0,031	0,027	0,024	0,021	0,019	0,018
20/03/2017	0,099	0,068	0,052	0,042	0,035	0,030	0,033	0,029	0,025	0,023	0,020	0,019
12/05/2018	0,102	0,070	0,053	0,043	0,036	0,031	0,034	0,029	0,026	0,023	0,021	0,019
01/07/2018	0,097	0,067	0,051	0,041	0,034	0,029	0,032	0,028	0,025	0,022	0,020	0,018
12/08/2019	0,104	0,071	0,054	0,043	0,036	0,031	0,035	0,030	0,026	0,024	0,021	0,020
01/12/2019	0,052	0,035	0,027	0,022	0,018	0,016	0,026	0,021	0,018	0,015	0,013	0,012
01/01/2020	0,104	0,071	0,054	0,043	0,036	0,031	0,035	0,030	0,026	0,024	0,021	0,020
06/04/2020	0,104	0,071	0,054	0,043	0,036	0,031	0,035	0,030	0,026	0,024	0,021	0,020

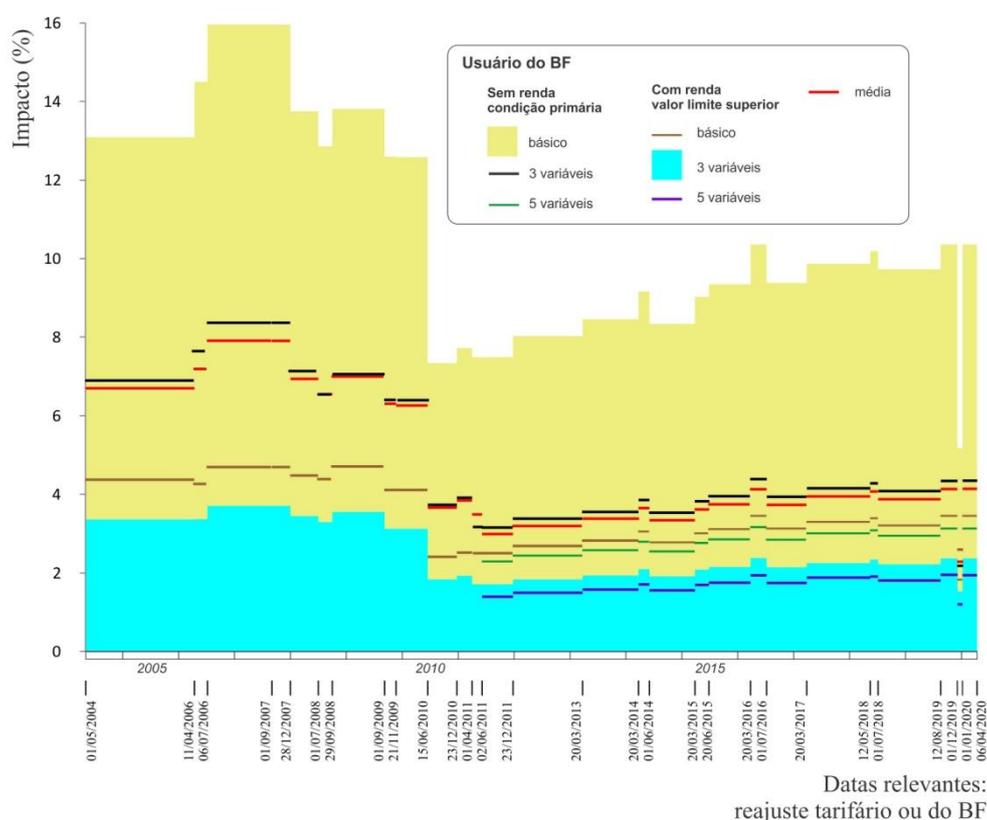


Figura 2 - Impacto econômico da TS aplicada pela COMPESA sobre as principais vertentes simuladas do BF segundo faixas de benefícios: básico e variável (Período: maio de 2004 a abril de 2020) (autoria própria)

Com os resultados pode-se constatar que:

- Os usuários cuja renda se restringe unicamente ao BF sofrem bem mais impactos que os das demais faixas simuladas, especialmente os que não tem BVs em paralelo ao BF. Esta modalidade agregada ao valor da BB condicionou menores impactos quando da implementação de 2011 de 5 variáveis, Para as famílias que receberam apenas a BB, o impacto econômico da TS implicou, em média, 10,48% do auxílio entre os anos de 2004 e 2020, sendo mais expressivo até meados de junho de 2010, em média, comprometendo 13,90% do BF. Nesses casos, quando agregava as BVs, o impacto da TS representou em média, 4,9% do benefício do BF.
- Quando a família se utilizou de rendimento extra, limitado pelas normas do PBF, o impacto médio da TS para a família que se beneficiou apenas com a BB, representou em média, 3,5%, e em média 2,4% quando do uso de BVs.
- A atenuação de impacto observada em todos os casos após 2009 ocorreu por dois principais fatores: o primeiro foi o aumento da faixa limite de renda máxima para ter direito ao Programa, que passou de 120 para 140 reais, em setembro de 2009; e a redução da TS (em junho de 2010) de 8,56 para 5,00 reais mensais).
- Para que o usuário tivesse um valor médio global, considerando os limites aqui simulados, ele teria que ter, no mínimo, uma BB agregada a duas ou três BVs.
- Os menores impactos ante toda a série analisada, foram observados em dezembro de 2019, quando foi implantada Medida Provisória N° 898, de 15 de outubro de 2019, conferindo às BB e BVs serem pagas em dobro, como forma de abono natalino.
- O impacto do custo tarifário sobre a renda do BF, apresentou a relação mais forte, entre os anos de 2006 e 2007, com valores de:8,4 a 15,96% na condição mais crítica, uma única

BB; e 3,71 a 4,69% na condição de renda extra mensal máxima de 120 reais.

- A condição do usuário dependente exclusivamente da BB apresentou números elevados, impacto médio de 10,48%, mesmo considerando o adicional de uma BV, em média o impacto ficou em 7,57%.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A norma da COMPESA condiciona o direito à TS para renda familiar de até 1 salário mínimo, desde que o consumidor esteja enquadrado em critérios lá estabelecidos. Simulações com valores variáveis até este patamar pode agregar maior leque de informações que apoiam o contexto socioeconômico desta pesquisa.

A TS representa uma, dentre muitas despesas sobre o orçamento familiar dos consumidores de baixa renda, mesmo esta sendo auxiliada por diferentes programas paralelos/diretos. Altos valores de impacto econômico sobre a renda do BF, em diferentes faixas simuladas nesta pesquisa foram identificados. Notadamente, necessita-se de atenção especial, principalmente para usuários que não têm outra renda paralela ao BF. Subsídios ou até mesmo a isenção da cobrança para as famílias, de forma sazonal ou permanente, dependendo do contexto econômico, pode ser adotado, tendo em vista que o acesso à água potável e ao saneamento básico são direitos humanos essenciais.

AGRADECIMENTOS

O segundo e terceiro autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Os autores agradecem à COMPESA pela disponibilização de dados Tarifários

REFERÊNCIAS

ARPE. Agência Reguladora de Pernambuco. Estrutura tarifária dos serviços prestados pela COMPESA. Maio/2018. Disponível em: <www.arpe.pe.gov.br/images/NT/ESTRUTURA-TARIFARIA-12-05-2018_COMPESA_SITE.pdf>.

ARPE. Agência Reguladora de Pernambuco. Estrutura tarifária dos serviços prestados pela COMPESA. Ago/2019. Disponível em: www.arpe.pe.gov.br/images/COORDENADORIAS/TARIFAS/Estrutura-Tarifaria_Site-ARPE.pdf.

ARPE. Agência Reguladora de Pernambuco. Resolução ARPE Nº 170, de 03 de dezembro de 2020. Autoriza o Reajuste Tarifário Anual de 2020 dos serviços de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgotos sanitários do Estado de Pernambuco. Dez/2020. Disponível em: www.arpe.pe.gov.br/images/RESOLUCAO/RESOLUCOES2020/REARPE-N-170-COMPESA.pdf.

BESSA, L. R.; CÉSAR, G. G. A. O corte do fornecimento de água em face do inadimplemento do consumidor: análise à luz do Diálogo das Fontes. Revista Brasileira de Políticas Públicas. Vol.6, n.2, pp.250-263, out.,2016. Disponível em: <www.publicacoes.uniceub.br/RBPP/article/view/3961>.

BEZERRA, L. M. H. Retrospectiva histórica do saneamento no Brasil. Fevereiro, 2016 Disponível em: <https://www.hnt.com.br/artigos/retrospectiva-historica-do-saneamento-no-brasil/55273>

BIER, A. G.; PAULANI, L. M.; MESSEMBERG, R. P. . A Crise do Saneamento No Brasil: Reforma Tributária, Uma Falsa Resposta. Pesquisa e Planejamento Econômico, v. 18, n.1, p. 161-196, 1988.

BRASIL. Decreto-Lei Nº 949, de 13 de outubro de 1969. Dispõe sobre aplicações de recursos pelo BNH nas operações de financiamento para Saneamento e dá outras providências. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1965-1988/Del0949.htm>

BRASIL. Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004. Cria o Programa Bolsa Família, altera a lei nº 10.689, de 13 de junho de 2003, e dá outras providências. Disponível em: www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/lei/110.836.htm

BRASIL. Decreto nº 5.209 de 17 de setembro de 2004. Regulamenta a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d5209.htm

BRASIL. Decreto nº 5.749, de 11 de abril de 2006..Altera o caput do art. 18 do Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, dispondo sobre atualizações de valores referenciais para caracterização das situações de pobreza e extrema pobreza no âmbito do Programa Bolsa Família, previstos no art. 2º, §§ 2º e 3º, da Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/Decreto/D5749.htm#art1

BRASIL. Medida provisória nº 411, de 28 de dezembro de 2007. Dispõe sobre o Programa Nacional de Inclusão de Jovens - ProJovem, instituído pela Lei nº 11.129, de 30 de junho de 2005, altera a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Mpv/411.htm#art21

BRASIL. Decreto nº 6.491, de 26 de junho de 2008. Dá nova redação ao art. 19 do Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6491.htm#art1

BRASIL. Decreto nº 6.917, de 30 de julho de 2009. Altera os arts. 18, 19 e 28 do Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Decreto/D6917.htm

BRASIL. Decreto nº 7.447, de 1º de março de 2011. Dá nova redação ao art. 19 do Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2011/Decreto/D7447.htm#art1

BRASIL. Decreto nº 7.758, de 15 de junho de 2012. Altera o Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Decreto/D7758.htm

BRASIL. Decreto nº 7.931, de 19 de fevereiro de 2013. Altera o Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2013/Decreto/D7931.htm

BRASIL. Decreto nº 8.232, de 30 de abril de 2014. Altera o Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta o Programa Bolsa Família, e o Decreto nº 7.492, de 2 de junho de 2011, que institui o Plano Brasil Sem Miséria. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Decreto/D8232.htm

BRASIL. Decreto nº 8.424, de 31 de março de 2015. Regulamenta a Lei nº 10.779, de 25 de novembro de 2003, para dispor sobre a concessão do benefício de seguro-desemprego, durante o período de defeso, ao pescador profissional artesanal que exerce sua atividade exclusiva e ininterruptamente. Disponível em: [planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Decreto/D8424.htm#art10](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Decreto/D8424.htm#art10)

BRASIL. Decreto nº 8.794, de 29 de junho de 2016. Altera o Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, que regulamenta a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família, e o Decreto nº 7.492, de 2 de junho de 2011, que institui o Plano Brasil Sem Miséria, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2016/Decreto/D8794.htm

BRASIL. Decreto nº 9.396, de 30 de maio de 2018. Altera o Decreto nº 5.209, de 17 de setembro de 2004, e o Decreto nº 7.492, de 2 de junho de 2011, para reajustar valores referenciais de caracterização das situações de pobreza e de extrema pobreza e os de benefícios do Programa Bolsa Família. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2018/Decreto/D9396.htm

BRASIL. Medida provisória nº 898, de 15 de outubro de 2019. Altera a Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004, que cria o Programa Bolsa Família, para dispor sobre o pagamento do benefício financeiro relativo ao mês de dezembro de 2019 como abono natalino. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/medida-provisoria-n-898-de-15-de-outubro-de-2019-222055793>

BRASIL. Decreto nº 10.316, de 7 de abril de 2020. Regulamenta a Lei nº 13.982, de 2 de abril de 2020, que estabelece medidas excepcionais de proteção social a serem adotadas durante o período de enfrentamento da emergência de saúde pública de importância internacional decorrente do coronavírus (**covid-19**). Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.316-de-7-de-abril-de-2020-251562799>

BRASIL. Medida provisória nº 1.039, de 18 de março de 2021. Institui o Auxílio Emergencial 2021 para o enfrentamento da emergência de saúde pública de importância internacional decorrente do coronavírus (**covid-19**). Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.316-de-7-de-abril-de-2020-251562799>

BRASIL. Lei nº 10.836, de 9 de janeiro de 2004. Cria o Programa Bolsa Família, altera a Lei nº 10.689, de 13 de junho de 2003, e dá outras providências. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/lei/110.836.htm>

BRASIL, Decreto Nº 6.135, de 26/06/2007. Dispõe sobre o Cadastro Único para Programas Sociais do Governo Federal. Disponível em: www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/decreto/d6135.htm

BRASIL, Decreto Nº 11.016, de 29/03/2022. Regulamenta o Cadastro Único para Programas Sociais do Governo Federal. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2022/Decreto/D11016.htm#art15>.

CAVALCANTI, J. E. W. A. Considerações sobre a gestão do saneamento no Brasil. Portal Ambiente Legal. Janeiro de 2022

COMPESA - Companhia Pernambucana de Saneamento. Planilha de Estrutura Tarifária. Período de Fevereiro de 2002 a março de 2016. Abril de 2017.

COMPESA. Companhia Pernambucana de Saneamento. Estrutura Tarifária. Vigência: 19 de Agosto de 2021 Disponível em:

<https://lojavirtual.compesa.com.br:8443/gsan/exibir/ConsultarEstruturaTarifariaPortalAction.do>.

COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento. Tarifa Social é tema de treinamento. 2022a. Disponível em: <<https://servicos.compesa.com.br/tarifa-social-e-tema-de-treinamento/>>.

COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento. Perguntas Frequentes. Como me cadastrar na Tarifa Social?. 2022b. Disponível em: <<https://servicos.compesa.com.br/perguntas-frequentes/>>.

FARIA ROCHA FURIGO, R. Saneamento e Saúde como objetivos do desenvolvimento sustentável. O que o Brasil terá para contar quando 2030 chegar?. Brazilian Medical Students, [S. l.], v. 5, n. 8, 2021. DOI: 10.53843/bms.v6i9.306. Disponível em: <https://bms.ifmsabrazil.org/index.php/bms/article/view/306> . Acesso em: 25 maio. 2022.

ONU. Organização das Nações Unidas. Água potável e saneamento. <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>

ONU. Organização das Nações Unidas. Resolução A/RES/64/292. 28 jul. 2010a. Disponível em: <https://www.un.org/ga/search/viewm_doc.asp?symbol=A/Res/64/292> acesso em: 02/julho/2022

OSORIO, R. G.; SOARES, S. S. D. O Brasil sem Miséria e as mudanças no desenho do Bolsa-Família. In: Tereza Campello; Tiago Falcão; Patricia Vieira da Costa. (Org.). O Brasil sem Miséria. 1ed. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Social, 2014, v. , p. 747-762

PAIVA, L .H.; Oliveira, Letícia B. ; Silva, T. S. . Do Bolsa Família ao Brasil sem Miséria: um resumo do percurso brasileiro recente na busca de superação da extrema pobreza. In: Tereza Campello; Marcelo Neri. (Org.). Programa Bolsa Família - uma década de inclusão e cidadania. 1ed. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2013, v. , p. 25-46

PERNAMBUCO. Decreto Nº 40.256, de 3 de janeiro de 2014 Altera o Anexo Único do Decreto nº 18.251, de 21 de dezembro de 1994, que aprova o Regulamento Geral do Fornecimento de Água e da Coleta de Esgotos, realizados pela COMPESA. Disponível em:

<https://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?tiponorma=6&numero=40256&complemento=0&ano=2014&tipo=&url=>.

PERNAMBUCO. Decreto nº 34.028, de 14 de outubro de 2009. Modifica o Anexo Único do Decreto nº 18.251, de 21 de dezembro de 1994, e alterações, que aprova o Regulamento Geral do Fornecimento de Água e da Coleta de Esgotos, realizadas pela Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA, e dá outras providências. Disponível em: <<https://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?tiponorma=6&numero=34028&complemento=0&ano=2009&tipo=&url=>>.

PES, J. H. F. A inconstitucionalidade das normas que autorizam a interrupção do fornecimento de água. *Disciplinarum Scientia. Série: Sociais Aplicadas*, Santa Maria, vol. 15, nº1, pp. 15-31, 2019. Disponível em: <<https://periodicos.ufn.edu.br/index.php/disciplinarumSA/article/view/2547>>.

POMPEO, R.; SAMWAYS, G. Saneamento ambiental. Editora InterSaberes. 1Ed. 254p. Dezembro, 2020.

ROCHA, A. A. Histórias do Saneamento. Editora Blucher, 1Ed, 152p. Dezembro, 2016.

REIS, C. A. S; CARNEIRO, R. O direito humano à água e a resolução do saneamento básico no Brasil: Tarifa Social e acessibilidade econômica. *Desenvolvimento em Questão*, ano 19, nº 54, pp.122-142, 2021. Disponível em: <www.revistas.unijui.edu.br/index.php/desenvolvimentoemquestao/article/view/10995>

SATO, L. K. Análise Ex ante da Proposição de Atualização do Marco Legal do Saneamento Básico. Texto Para Discussão. Instituto Serzedello Corrêa, n 0012, março de 2021. Disponível em: <<https://portal.tcu.gov.br/biblioteca-digital/analise-ex-ante-da-proposicao-de-atualizacao-do-marco-legal-do-saneamento-basico.htm>>.

ESTUDO DE CASO DA PEGADA HÍDRICA NA ESCOLA ESTADUAL CLEMENTINO PROCÓPIO – CAMPINA GRANDE – PB

1^{er}. Jorismar de Oliveira Sena, 2^{do}. Fabrícia Torreão Araújo de Alcântara, 3^{er}. George Gérson Araújo da Silva, 4^{er}. Rener Luciano de Souza Ferraz

Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profágua), Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (CDSA), Rua Luiz Grande, s/nº - Frei Damião, Sumé-PB, CEP 58.540-000, Brasil.
jorismar.oliveira@estudante.ufcg.edu.br; fabricia.torreao@estudante.ufcg.edu.br; george.gerson@estudante.ufcg.edu.br; ferragroestat@gmail.com

RESUMO

As questões ambientais apresentam-se como uma temática relevante dentro do ambiente escolar. Um dos grandes entraves nas discussões ambientais é o equilíbrio entre homem e a natureza. Uma ferramenta para identificar o uso direto e indireto dos recursos hídricos é a utilização de indicadores de sustentabilidade. Assim, objetivou-se estudar a pegada hídrica na Escola Estadual Clementino Procópio, em Campina Grande, Estado da Paraíba. A pegada hídrica (PH) em ambientes escolares produz informações que servem para nortear ações de sensibilização e conscientização dos educandos utilizando técnicas de Educação Ambiental associadas à Gestão de Recursos Hídricos. Verificou-se que a soma das categorias analisadas da PH total dos educandos foi de 1.938 m³ ano⁻¹. A escola é o lugar capaz de contribuir para a modificação e sensibilização dos educandos para uma gestão eficiente dos recursos hídricos.

PALAVRAS CHAVES: Indicadores de Sustentabilidade, Educação, Recursos Hídricos.

ABSTRACT:

Environmental issues are presented as a relevant theme within the school environment. One of the major obstacles in environmental discussions is the balance between man and nature. A tool to identify the direct and indirect use of water resources is the use of sustainability indicators. Thus, the objective was to study the water footprint at the Clementino Procópio State School, in Campina Grande, State of Paraíba. The water footprint (PH) in school environments produces information that serves to guide awareness actions and awareness of students using Environmental Education techniques associated with Water Resources Management. It was found that the sum of the analyzed categories of the total PH of the students was 1,938 m³ year⁻¹. The school is the place capable of contributing to the modification and awareness of students for an efficient management of water resources.

KEYWORDS: Indicators of Sustainability, Education, Water Resources.

INTRODUÇÃO

As questões ambientais apresentam-se como uma temática relevante dentro do ambiente escolar. O modelo de desenvolvimento tem causado danos ao meio ambiente em decorrência de ações inapropriadas, o que vem contribuindo para degradação dos ecossistemas. A educação ambiental no âmbito escolar apresenta-se como uma ferramenta para sensibilização e conscientização, contribuindo para a mitigação dos danos causados pela ação dos indivíduos.

A preocupação com o meio ambiente demonstra que estamos vivenciando um desequilíbrio e discrepância provocado pelo atual modelo de sociedade. Dessa forma, faz-se necessário buscar alcançar um desenvolvimento harmônico entre sociedade e natureza, assim sendo, a mudança de comportamento proporciona vislumbrar ações, concepções e mudanças no plano sustentável. Assim, a educação possibilita uma mudança de consciência a respeito das questões ambientais. Pois, segundo Cirne *et al.*, (2018) a humanidade está cada vez mais consumindo os recursos naturais e comprometendo a sua existência.

O equilíbrio no processo de desenvolvimento ambiental entre os indivíduos e o meio ambiente faz-se necessário estabelecer indicadores de uso dos recursos, fundamentados em metodologias que avaliem os índices de sustentabilidade, esse processo é fundamental para o equilíbrio dos recursos naturais. Neste contexto, surgiu no final do século XX o conceito de Pegada Ecológica, que define o consumo dos recursos por parte da humanidade considerando a capacidade de suporte dos ecossistemas (CIRNE *et al.*, 2018). Ainda segundo Cirne *et al.*, (2018):

Além do conceito da pegada ecológica surge posteriormente o conceito da Pegada Hídrica (water footprint) proposto por Hoekstra & Huang no ano de 2002, que é definido como um indicador de uso direto e indireto da água consumida por um produto, pelo processo industrial ou até mesmo por uma região geográfica, ou seja, é uma medição do uso/consumo de água doce em uma escala de volume no tempo, como por exemplo, a mensuração da quantidade de água utilizada ao longo da cadeia produtiva em metros cúbicos em um determinado mês ou ano.

A pegada hídrica (PH) apresenta-se como significativa ferramenta para aferir o estágio de sustentabilidade no uso dos recursos hídricos de um determinado local (Silva *et al.*, 2022). Um dos grandes entraves nas discussões ambientais é o equilíbrio entre homem e a natureza. No entanto, os indicadores de sustentabilidade consistem numa ferramenta para identificar o uso direto e indireto dos recursos hídricos (Costa *et al.*, 2018). Os recursos hídricos são essenciais para o desenvolvimento da vida no planeta terra, no entanto, é considerado um bem escasso, assim, planejar e aperfeiçoar sua aplicabilidade é fundamental para priorizar a utilização e seu consumo. Segundo Silva *et al.*, (2017)

A pegada hídrica é definida como um importante indicador do consumo de água humano, e diz respeito ao volume total de água utilizada durante a produção e consumo de bens e serviços, bem como o consumo direto de água pelos seres humanos. Nesse aspecto, a pegada hídrica tem sido usada como indicador do consumo de água de pessoas e produtos em diversas partes do mundo.

O ambiente escolar está em constante transformação, para isso é necessário que responda aos paradigmas sociais através de práticas pedagógicas inovadoras (Moreira e Barros, 2015). Estudar a pegada hídrica em ambientes escolares possibilitará a geração de informações para nortear ações de conscientização dos educandos utilizando técnicas de Educação Ambiental associadas à Gestão de Recursos Hídricos.

O diagnóstico da PH propicia uma reflexão sobre a demanda do consumo individual e coletivo, assim, contribuindo para obtenção de competências e habilidades, que venham modificar atitudes cooperando para manutenção do equilíbrio entre as ações humanas e o meio ambiente, corroborando para sensibilizar os indivíduos para dos impactos causados aos recursos hídricos.

Assim, buscando despertar soluções e práticas sustentáveis com responsabilidade coletiva, procuramos desenvolver reflexões e debates que proporcionem uma capacidade crítica nos

educandos. Deste modo, aplicamos um questionário fundamentado na pesquisa de Survey, conforme metodologia descrita por Costa *et al.*, (2018), com auxílio da calculadora Water Footprint Network, Hoekstra *et al.*, (2005), buscando analisar a Pegada Hídrica dos estudantes da Escola Estadual Clementino Procópio, em Campina Grande, Estado da Paraíba.

METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada na Escola Estadual Clementino Procópio, região do Agreste da Borborema, situada no município de Campina Grande, Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil (IBGE, 2021). A escola conta com 412 educandos, 229 no turno matutino, o público alvo da nossa pesquisa foram os estudantes do último ano do ensino médio.

Os educandos receberam previamente informações sobre a importância do indicador de sustentabilidade a Pegada Hídrica e sua importância para monitorar os impactos de consumo sobre o meio ambiente, pois, segundo Silva *et al.*, (2013) os indicadores de sustentabilidade devem ser usados e interpretados em conjunto visando à avaliação dos impactos ambientais de produção e consumo.

Os procedimentos metodológicos empregados consistiram na aplicação de questionários estruturados com questões objetivas, distribuídas nas três categorias de análises: consumo de alimentos, uso doméstico e consumo de bens industriais, conforme metodologia descrita por Costa *et al.*, (2018), com auxílio da calculadora Water Footprint Network, Hoekstra *et al.*, (2005). O questionário foi adaptado com uma estrutura de fácil compreensão e preenchimento, para a execução do estudo utilizou-se uma amostra randomizada de 26 educandos.

Em seguida a aplicação e coleta dos dados, as informações foram inseridas na calculadora online para averiguar os valores da PH individual de cada participante em (m^3/ano) verificando os segmentos que mais contribuíram para o consumo de água (alimentação, uso doméstico e industrial). Também procuramos identificar as atitudes e motivos apresentados pelos discentes para examinar as atividades que apresentaram maior percentual de consumo de água.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O ambiente escolar é um espaço de experiências e descobertas, contribuindo de forma significativa para transformação de atitudes e padrões já estabelecidos. Esta concepção é corroborada por Gonçalves *et al.*, (2007) ao afirmar que um dos grandes objetivos da educação é promover a alteração de comportamentos e atitudes e não apenas conhecimento sobre o ambiente. Assim, verificou-se que a soma das categorias analisadas da PH total dos educandos foi de $1.938 m^3 ano^{-1}$. Dessa maneira, constatou-se que o perfil de cada grupo social e de cada educando individualmente pode afetar diretamente o custo da água refletindo nos valores da PH (Silva *et al.*, 2012).

As informações analisadas permitiram identificar que a PH pode ser considerada um indicador importante e uma ferramenta preventiva ao desperdício de água. Portanto, esse indicador contribui para proposições de medidas que venham mitigar o uso irracional dos recursos hídricos, propiciando benefícios para redução do consumo (Moreira e Barros, 2015). Após a análise dos dados obtidos, foi possível verificar que ocorre variabilidade nas dimensões que são atribuídas ao estilo de dieta alimentar e o nível de sensibilização e consciência ambiental e a renda *per capita* (Silva *et al.*, 2012).

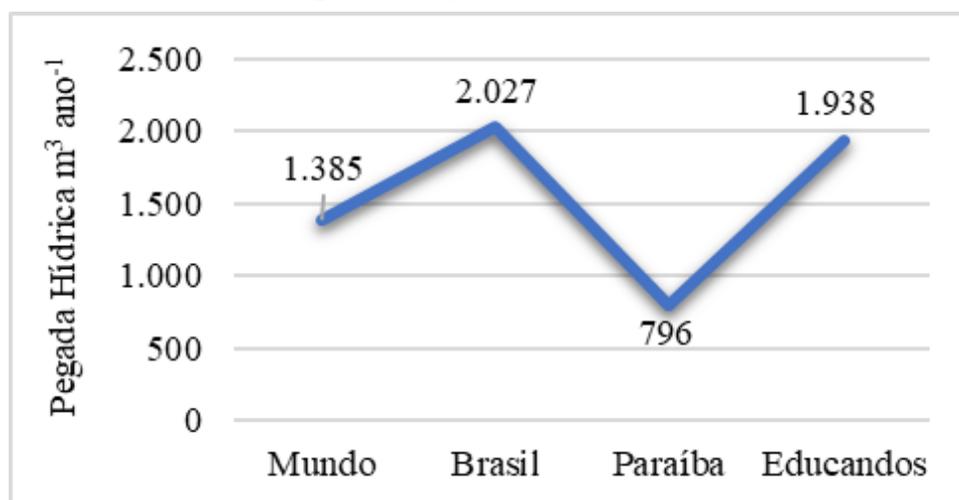
A PH não é uma medida para aferir os impactos ecossistêmicos, mas um indicador para averiguar a ação antrópica sobre os recursos hídricos nas diversas categorias de análises. De acordo com Silva *et al.*, (2022), a PH *per capita* do planeta é igual a $1.385 m^3 ano^{-1}$ e a da média brasileira é $2.027 m^3$. No Estado da Paraíba o valor da PH é igual a $796 m^3 ano^{-1}$ (Silva, 2002).

Os valores obtidos visam comparar a pegada hídrica humana com o que o planeta pode suportar diante do aumento das demandas crescentes. A redução da PH é extremamente importante para

realização de um planejamento estratégico que possibilite medidas eficientes na gestão dos recursos e corrobore para mudanças de atitude quanto aos hábitos que contribuem para aumento da PH.

Na Figura 1 pode-se observar os valores da PH mundial, do Brasil, do Estado da Paraíba e aquela obtida por meio da aplicação dos questionários estruturados junto aos educandos da Escola Estadual de Ensino Fundamental e Médio Clementino Procópio, Campina Grande, PB.

Figura 1 - Pegada Hídrica Total.



Fonte: Silva, 2002, os autores

A PH relacionada aos produtos de origem animal demanda por um alto consumo de recursos hídricos. A produção de carne vermelha é um processo extenso, para abater um animal leva-se em média três anos (Silva *et al.*, 2022). Segundo Giacomini e Ohnuma Jr. (2012), o consumo de carne está relacionado à renda dos países industrializados que têm pegada hídrica na faixa de 1.250 - 2.850 m³ ano⁻¹ *per capita*, enquanto os países em desenvolvimento mostram uma variação maior de 550 - 3.800 m³ ano⁻¹ *per capita*.

O estudo de caso demonstrou que a PH se apresenta como uma ferramenta importante para medir o impacto ambiental, corroborando para o estímulo do uso consciente e responsável dos recursos naturais, cooperando para uma operacionalização da gestão eficiente dos recursos hídricos (Gomes, 2019). Outro aspecto marcante, obtido através das análises, refere-se ao alto índice de consumo de carne entre os estudantes, equivalente a 66% da PH na categoria alimentar. Na Tabela 2 pode-se verificar os valores utilizados para a Pegada Hídrica relacionada à categoria alimentos.

Tabela 2.- Valores de Pegada Hídrica das categorias de alimentos.

PRODUTO	PH [m ³ ano ⁻¹]	%
Cereais	5.124	13%
Carnes	26.223	66%
Vegetais	754	2%
Frutas	2.059	5%
Laticínios	2.860	7%
Bebidas	1.818	5%
Gorduras	18	0,1%
Açúcares	106	0,1%
Ovos	665	2%

Fonte: Sena *et al.*, (2022)

Analisando os dados da tabela 2, constata-se que a maior contribuição do consumo de água por parte dos educandos refere-se ao item carne $26.223 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, normalmente a PH está ligada ao poder aquisitivo dos indivíduos. Segundo Silva *et al.*, (2013):

A carne vermelha considera-se um sistema industrial de produção que leva três anos para se abater um animal e produzir 200 kg de carne desossada. Admite-se que o animal tenha consumido 1.300 kg de ração, 7.200 kg de forragem, 24 m^3 de água para dessedentação e 7 m^3 de água para limpeza geral, significa que, para cada quilograma de carne desossada, são utilizados 6,5 kg de ração, 36 kg de forragem e 155 L de água de beber. A produção de todo este sustento, tem embutidos, 15.500 L de água (Hoekstra *et al.*, 2011).

Os estudos apresentados por esses autores exemplificam esses dados como uma média global, a PH relacionada a carne pode variar de acordo com a localidade de produção e os demais elementos que estão inseridos na composição da criação de gado. Assim, conforme Hoekstra (2011) em termos gerais a pegada hídrica da carne bovina obtida em sistemas industriais é menor do que a obtida em sistemas com pastagens.

CONCLUSÕES

O ambiente escolar é o espaço de experimentações, através do processo de ensino e aprendizagem podemos contribuir para mudanças de atitudes e valores dos indivíduos, assim, promovendo modificações de comportamentos e atitudes, pois, o espaço escolar contribui para modificar e sensibilizar os educandos para uma gestão eficiente dos recursos hídricos.

O padrão de vida adotado pela sociedade necessita ser repensado, desta forma, acreditamos que a escola é capaz de cooperar para essa transformação, ensinando através de situações problemas, buscando soluções e alterações de hábitos, desta forma, consideramos que a educação é fundamental para a adoção de atitudes e comportamentos socialmente justos e ecologicamente sustentáveis.

Os resultados obtidos em relação a Pegada Hídrica total dos estudantes da Escola Estadual Clementino Procópio foi de $1.938 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, apresentou-se acima da média mundial e abaixo da média brasileira, o que indica necessidade de ações de conscientização dos educandos para redução da pegada hídrica visando equivalência com a média mundial. Diante dessa realidade, é fundamental refletir sobre adoção de medidas que venham a ser empregadas e possam corroborar para redução dos recursos hídricos, através da sensibilização de todos os envolvidos no espaço escolar.

AGRADECIMENTOS

A pesquisa foi desenvolvida com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, agradecemos ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, Projeto CAPES/ ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Cirne, Gianinni Martins Pereira *et al.*** (2018). *Análise Da Estimativa Da Pegada Hídrica Total: Um Estudo De Caso De Uma Indústria De Sovertes Localizada No Sertão Paraibano*. 2018. 22 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Sistemas Agroindustriais, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal.
- Costa, P. S. *et al.*** (2018). “Virtual Water Consumption: A Case Study in a Higher Education Institution in Northeast Brazil”. *Journal of Scientific Research & Reports*, Hooghly, , Vol. 18, No.1, pp. 1-12.

- Culpi, Vera Lúcia Ferreira da Luz** (2016) Contribuições da pegada hídrica para o ensino de ciências: percepções e perspectivas de mudanças a partir da sala de aula / Vera Lúcia Ferreira da Luz Culpi.- 2016. 124 f.: il.; 30 cm.
- Giacomin, G. S.; Ohnuma Jr., A. A.** (2012). “Análise de resultados de pegada hídrica por países e produtos específicos”. *Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental*, Santa Maria, Vol. 18, No. 8, pp. 1562-1572.
- Gomes, C. C.** (2019). *Pegada hídrica de alunos de uma escola estadual do município de Sumé – PB*. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia de Biosistemas) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- Gomes, Camila Cristina.**(2019). Pegada hídrica dos alunos de uma escola estadual do Município de Sumé, PB. / Camila Cristina Gomes. - Sumé - PB: [s.n].
- Gonçalves, F.; Pereira, R.; Azeiteiro, U. M. M.; Pereira, M. J. V.**(2007). *Atividades Práticas em Ciências e Educação Ambiental*. Lisboa: Instituto Piaget.
- Hoekstra, A. Y. et al.** (2005). Personal calculator – extended. Disponível em: <<http://waterfootprint.org/en/resources/interactive-tools/personal-water-footprint-calculator/personal-calculator-extended/>>. Acesso em: 30 de maio de 2022.
- IBGE,** (2021). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/>>. Acesso em: 25 de maio de 2022.
- Martins, I. P., Veiga, L., Teixeira, F., Tenreiro-Vieira, C., Vieira, R., Rodrigues, A. V. e Couceiro, F.** (2010).*Sustentabilidade na Terra - guião didático para professores*. Lisboa: Ministério da Educação.
- Moreira, R. S.; Barros, J. D. S.** (2015). “Pegada hídrica de classes consumidoras que compõem a escola Antônio Landim de Macedo em Aurora – CE”. *Polem!ca*, Rio de Janeiro, Vol. 15, No. 1, pp. 18-27.
- Silva, Lenise et al.** (2017). Estudo de caso da Pegada Hídrica dos Alunos da Escola Murilo Braga em Campina Grande – Paraíba (Brasil). *Revista Espacios*, [s. l], v. 38, n. 46, p. 12-22, 18 jun.
- Silva, M. C. O. et al.** (2022). “Estudo da Pegada Hídrica Populacional em Região Semiárida”. *Revista Brasileira de Geografia Física, Pernambuco*, Vol. 15, No. 01, pp. 297-311.
- Silva. V. P. R. et al.** (2012). “Uma medida de sustentabilidade ambiental: Pegada hídrica”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, Vol. 17, No. 1, pp. 100-105.

PERCEPCIÓN DEL RIESGO SOBRE LA CONTAMINACIÓN DEL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA BAJO DIFERENTES DIMENSIONES

¹ Ruth Hernández Pérez, ² Humberto Salinas Tapia, ² María del Carmen Jiménez Moleón

¹ Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México; ² Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Toluca, México - rhp@uaemex.mx; hsalinast@uaemex.mx; mcjimenezm@uaemex.mx

RESUMEN

El Curso Alto del Río Lerma (CARL) presenta problemas históricos de contaminación, con consecuencias sociales muy importantes entre la población. La Gestión de Riesgos planifica el desarrollo de las comunidades en relación con las amenazas que las hacen vulnerables. La percepción del riesgo busca identificar el grado que se tiene ante los peligros, para adaptar el comportamiento y evitar situaciones negativas, sobre todo ante la contaminación de ríos. Sin embargo, no existen estudios de este tipo en el CARL, por lo que en esta investigación se analizó la percepción del riesgo sobre la contaminación del agua entre la población ribereña de dicho curso. Se analizó la contaminación del agua para identificar la zona más vulnerable y se diseñó un instrumento de medición con diferentes dimensiones, el cual se validó con un comité de expertos y mediante una evaluación psicométrica. Los resultados arrojaron que los valores de los índices de contaminación de mayor a menor tuvieron el siguiente orden: Microbiológicos, Materia Orgánica y Metales Pesados. Se identificó a San Pedro Tlaltizapán, municipio de Santiago Tianguistenco, Estado de México, como la zona más vulnerable a la contaminación. Se reflejó una alta percepción de la contaminación del agua y aire, pero un bajo compromiso y poca responsabilidad para asumir la protección y preservación del medio ambiente, además de un escaso conocimiento científico acerca de los temas ambientales. Esta investigación provee información significativa sobre la importancia de evaluar la percepción del riesgo, con el diseño de instrumentos de medición con diferentes dimensiones; con ello será posible contar con información fundamental en la toma de decisiones relacionadas con políticas ambientales y campañas de comunicación de riesgos en el CARL.

ABSTRACT:

The Upper Course of the Lerma River (CARL) presents historical pollution problems, with very important social consequences among the population. Risk Management plans the development of communities in relation to the threats that make them vulnerable. The perception of risk seeks to identify the level of danger, to adapt behavior and avoid negative situations, especially in the face of river contamination. However, there are no studies of this type in the CARL, so this research analyzed the perception of risk of water contamination among the riverside population of said course. Water contamination was analyzed to identify the most vulnerable area and a measuring instrument with different dimensions was designed, which was validated with a committee of experts and through a psychometric evaluation. The results showed that the values of the contamination indices from highest to lowest had the following order: Microbiological, Organic Matter and Heavy Metals. San Pedro Tlaltizapán, municipality of Santiago Tianguistenco, State of Mexico, was identified as the area most vulnerable to contamination. A high perception of water and air pollution was reflected, but a low commitment and little responsibility to assume the protection and preservation of the environment, in addition to little scientific knowledge about environmental issues. This research provides significant information on the importance of evaluating the perception of risk, with the design of measurement instruments with different dimensions; With this, it will be possible to have essential information in decision-making related to environmental policies and risk communication campaigns in the CARL.

PALABRAS CLAVES: Percepción, riesgo, contaminación, río Lerma.

INTRODUCCIÓN

Según la OMS (2018), el contacto con agua contaminada provoca más de 485 mil muertes por diarrea al año, mientras que un informe de la UNESCO (2015) afirma que la mayoría de las ciudades no tienen o no asignan recursos para la gestión de las aguas residuales, por lo que aproximadamente un 90% de dichas aguas, provenientes de las ciudades en desarrollo, se vierte directamente sin tratar a los ríos, los lagos o al mar.

En México, la descarga de aguas residuales municipales e industriales a los ríos, sin tratamiento previo y/o análisis de ningún tipo, es un problema histórico, como el del sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago, uno de los más importantes de México, con una extensión territorial de 191,500 km², el cual presenta una fuerte contaminación (Fall, 2015; Salinas et al., 2016).

El Curso Alto del Río Lerma (CARL) se localiza en el Estado de México, específicamente en la región hidrológica 18, al este y noreste de la región hidrológica 26 (INEGI, 2001). Es uno de los más contaminados del país debido a las numerosas descargas industriales y municipales, y a importantes escurrimientos agrícolas (Fall, 2015). Tiene más de 52 afluentes de origen antropogénico (aguas industriales y municipales) y natural (arrastres pluviales y fluviales), además de una creciente densidad de población que acarrea cada vez más problemas de contaminación del agua, por lo que, según Carreño et al. (2018), este sistema hídrico requiere urgentes acciones tanto preventivas y de control, como de remediación.

Diversos autores han abordado la problemática de contaminación y los riesgos se han estudiado a partir de las catástrofes e inundaciones, no obstante, se carece de análisis sobre lo que percibe la población ante la contaminación del CARL. Se ha identificado una falta de instrumentos de medición con validez para identificar la percepción de las personas dada la problemática del río, por lo que se considera necesario plantear una perspectiva al respecto.

Ha existido una amplia discusión en el mundo académico sobre la necesidad de entender las ciencias desde diferentes perspectivas, ya que mayoría de los científicos no se han esforzado en establecer puentes transdisciplinarios en sus estudios, limitando las aportaciones de la ciencia de la comunicación a la teoría social (Martell, 2014). Por ello, los problemas tanto de gestión de los recursos naturales y de la sostenibilidad, como de resiliencia social y ecológica de manera interrelacionada, destacan la importancia de aplicar las ciencias sociales a la toma de decisiones sobre la gestión de los recursos naturales (Charnleya et al., 2017), ya que en concordancia con Pérez y Setién (2008), la complejidad del mundo actual obliga a darle valor a los fenómenos interconectados, desde una perspectiva más amplia, para encontrar un nuevo paradigma capaz de interpretar la realidad actual. A esto se le llama: concepción transdisciplinaria, la cual se debe aplicar también a la percepción de los riesgos ambientales.

El análisis del riesgo ambiental evalúa el nivel de gravedad de una amenaza de origen ambiental y estudia las incertidumbres asociadas al caso (Peluso, 2012). Consta de cuatro etapas: identificación de peligros, evaluación, manejo o gestión, y comunicación o información. Existen estudios que dan cuenta de la percepción del riesgo en diferentes áreas, no obstante, es importante contar con instrumentos validados y estructurados por dimensiones, que midan dicha percepción de manera específica, de acuerdo con las necesidades encontradas. Para ello, es indispensable considerar un proceso que sea metodológicamente riguroso y que incluya las estrategias de evaluación de los atributos o propiedades psicométricas de las escalas de medición, de tal manera que las faculten y habiliten para la investigación científica (DeVellis, 2017).

Las investigaciones sobre la percepción de los riesgos aparecieron y se generalizaron a partir de los años setenta del siglo XX, ante la necesidad imperiosa de comprender y atenuar las protestas ciudadanas, hacia ciertas tecnologías o actividades industriales (energía nuclear, plantas químicas, vertederos de residuos y otros). Por ello, se buscó identificar la percepción del riesgo de los individuos, para tomar decisiones encaminadas a reducir el desfase entre ellos y los expertos (Ramírez, 2010).

La percepción y el riesgo no pueden analizarse separados de las prácticas cotidianas, sino que se requiere una aproximación cercana para comprender qué opinan los actores (Sganderla, Aguiar y Fagundes, 2014). Por ello, conocer la naturaleza de la percepción del riesgo de los individuos es clave para el desarrollo de una comunicación más efectiva entre las partes.

El cuestionario es un instrumento de medición muy útil para la recogida de datos, que se estructura con ítems o enunciados escritos en forma interrogativa o afirmativa y que constituyen el cuerpo fundamental de lo que se pretende construir (Supo, 2013). Se puede validar a través de un juicio de expertos (Lacave et al. 2015) u “opinión informada de personas con trayectoria en el tema, que son reconocidas por otros como expertos cualificados, y que pueden dar información, evidencia, juicios y valoraciones” (Galicia et al., 2017), aunque no hay un acuerdo para su determinación (Garrote y Rojas, 2015).

Las propiedades del análisis psicométrico de las escalas incluyen el índice de Alfa de Cronbach (α) para estimar la consistencia interna de la lista de reactivos y la fiabilidad de la escala (>0.6 inaceptable, >0.7 aceptable, >0.8 bueno, >0.9 excelente), además del análisis factorial: Esfericidad de Bartlett (adecuado cuanto más cercano esté al 0.000) y el índice KMO (suficiente si es mayor a 0.5, y bueno si el valor es 0.6) para explicar el máximo de información contenida en los datos. Esto es, distinguir las relaciones entre los ítems del instrumento y reducir sus dimensiones para que resulte fácilmente interpretable sin alterar la información (Carvajal et al., 2011), lo que aumenta el grado de manejo e interpretación (De la Fuente, 2011).

El interés de esta investigación se centra en las conductas de riesgo realizadas como fruto de las decisiones y hábitos del propio individuo (Ferrari, 2011; Stanojlovic, 2015), como en el caso de la contaminación del agua de los ríos por factores eminentemente antropogénicos, a diferencia de aquellas conductas en que el sujeto tiene poco o ningún dominio, como en las catástrofes naturales.

OBJETIVO

Identificar la percepción del riesgo sobre la contaminación del Curso Alto del Río Lerma, entre la población ribereña, mediante un instrumento diseñado por dimensiones que ayuden a la toma de decisiones ante la problemática social.

METODOLOGÍA

En primer lugar, se focalizó la población afectada directamente por la contaminación del río Lerma, a través de un estudio sobre las condiciones de calidad del agua del río en su tramo del Curso Alto: desde las lagunas de Almoloya del Río, hasta la Presa José Antonio Alzate en el Estado de México, con datos del año 2018, proporcionados por CONAGUA (2019); esto, antes de la pandemia por COVID-19.

Se consideraron 11 zonas de análisis (puntos de muestreo) con datos de DBO₅, Pb y Coliformes Fecales (CF). Para la modelación espacial, en un mapa base se trazó el límite del Curso Alto del Río Lerma en el Estado de México y se corroboró que las coordenadas de los puntos de muestreo se encontraran en el cauce de río, verificando que coincidieran con el municipio indicado. También se ubicaron las plantas de tratamiento de aguas tanto municipales como industriales, además de la Presa José Alzate, los ríos tributarios y la hidrología superficial del curso alto del río. En procesos posteriores, el grado de contaminación se correlacionó con la población más afectada, según los datos poblacionales de las Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB) del INEGI (2019) (Figura 1).

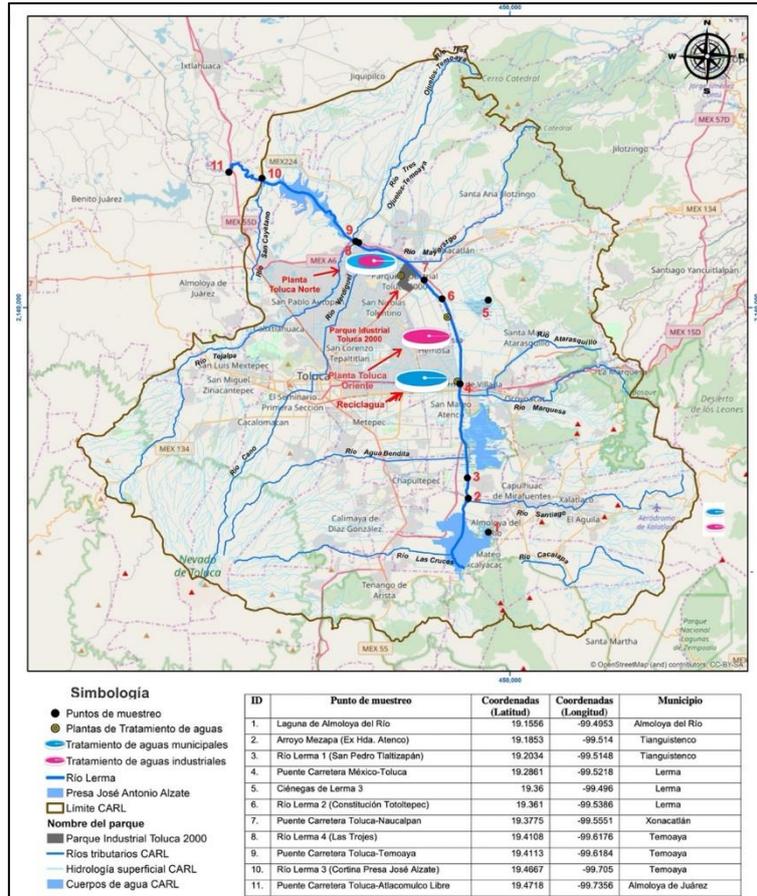


Figura 1.- Ubicación de los puntos de muestreo en el curso alto de la CARL. Elaboración propia con datos de INEGI (2010) y CONAGUA (2019)

Una vez seleccionada la zona de estudio y, por las limitaciones de visitas durante la pandemia de Covid-19, se desarrolló un instrumento de medición de la percepción del riesgo (encuesta), validado tanto por expertos como de manera estadística, que consistió en las siguientes etapas (DeVellis (2017):

- **Evaluación por expertos.**

Diseño del cuestionario: revisión bibliográfica, identificación de otros instrumentos, diseño de dimensiones y diseño de ítems, selección de los jueces, retroalimentación y ajustes de ítems.

- **Validación psicométrica.**

Esta se realizó a través de la Fiabilidad (Alfa de Cronbach), validez (análisis factorial) y ajustes finales.

- **Aplicación del instrumento.**

Este se aplicó en línea a la población de estudio seleccionada. Para el análisis de resultados se tomó en cuenta el lugar de residencia de los encuestados, con la finalidad de identificar el apego territorial.

RESULTADOS

Según los índices de contaminación del año 2018, el punto de las Trojes (8) fue el más afectado por la contaminación. Los Coliformes Fecales (CF) cuyos resultados se elevaron de manera significativa. El plomo (Pb) mantuvo su apego a las normas, pues el índice más alto se observó en el

punto 6 (Constitución Totoltepec), el cual aún se mantuvo dentro de las normas. Con esto se concluyó que los metales pesados no fueron un problema hasta el momento en ese periodo (Tabla 1).

Tabla 1.- Índices de contaminación de acuerdo con las normas mexicanas oficiales

No.	Punto de muestreo	Contaminante		
		DBO ₅	Pb	CF
1	Laguna de Almoloya del Río	0.43	0	4.85
2	Arroyo de Mezapa	2.74	0	12.15
3	San Pedro Tlaltizapán	1.97	0	10.72
4	Puente Carretera México-Toluca	2.23	0	12
5	Ciénegas de Lerma 3	0.55	0	0.03
6	Constitución Totoltepec	1.69	0.8	12
7	Puente Carretera Toluca-Naucalpan	2.58	0.78	12
8	Las Trojes	3.04	0	12
9	Puente Carretera Toluca-Temoaya	2.71	0	12
10	Cortina José Alzate	1.44	0.68	10.38
11	Puente Carretera Toluca-Atzacomulco Libre	2.19	0	8.03

0-1	Cumplió con la norma	1-2	No cumplió con la norma	2-3	Sobrepasó la norma
-----	----------------------	-----	-------------------------	-----	--------------------

De acuerdo con los datos demográficos, las zonas más afectadas fueron: El Arroyo de Mezapa (2) y Las Trojes (6). Sin embargo, el punto que presentó la mayor densidad demográfica fue San Pedro Tlaltizapán (3), cuya población osciló entre los 4,619 y 7,060 habitantes; por lo que el campo de estudio se focalizó en dicha población, municipio de Santiago Tianguistenco, Estado de México (Figura 2).

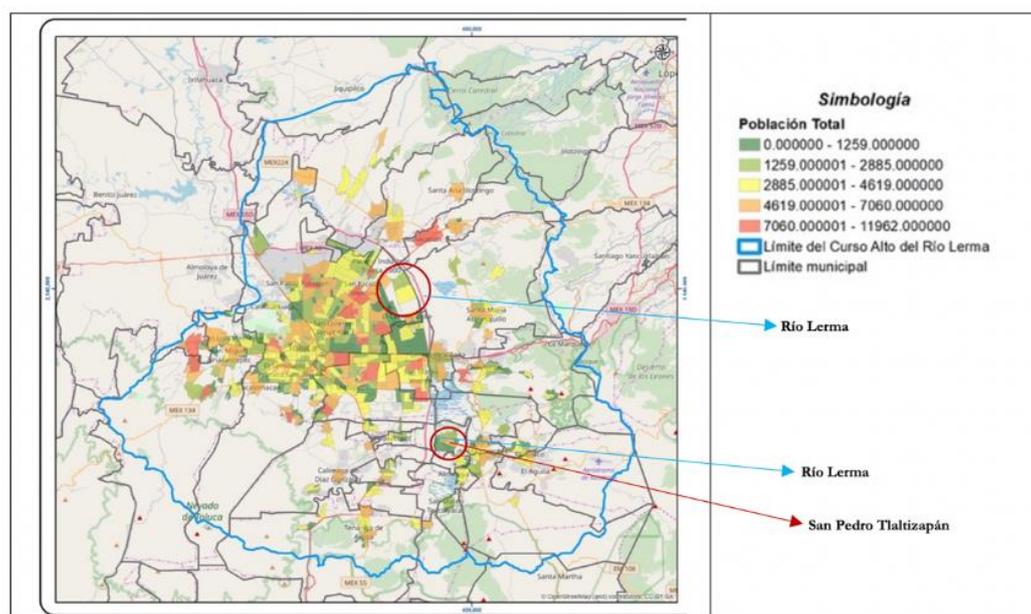


Figura 2.- Población por AGEB. Elaboración propia con datos de INEGI (2010)

De acuerdo con los resultados del análisis de la contaminación y de la revisión de bibliografía respecto a las condiciones del CARL, se propuso un instrumento de medición inicial donde el número de preguntas antes de la validación fue de 87, con ítems sobre la percepción del riesgo en todo el instrumento y concentrados en diferentes dimensiones. Derivado de las observaciones de los jueces, se ajustó el número de ítems, separando preguntas con demasiados datos y reagrupando otras, de manera que se obtuvo un número total de 55 ítems con escala Likert, divididas en tres dimensiones: conocimiento específico (una categoría), percepción del riesgo (tres categorías) y datos demográficos (una categoría). Una vez que el instrumento se sometió al análisis cuantitativo, se realizaron ajustes de aquellas preguntas con poca confiabilidad (Tabla 2), resultado un instrumento de 43 ítems, el cual fue aplicado a la población en línea.

Tabla 2.- Características de las dimensiones del instrumento

Dimensiones	No. de preguntas		Indicadores
	Validación/Jueceo	Validación Cuantitativa	
Nivel de percepción general del riesgo	4	4	Percepción del riesgo ambiental
	20	16	Percepción en relación con la salud
	6	6	Percepción de riesgos personales
Conocimiento específico	20	12	Conocimiento en temas relacionados con el agua
Datos demográficos	5	5	Sexo, edad, estado civil, ocupación, escolaridad.
Total	55	43	

Los datos recolectados a través de la encuesta mostraron que el instrumento tuvo una tasa de respuesta del 27%, porcentaje aceptable para encuestas en línea (Sánchez et al., 2009). Se realizaron 285 encuestas en línea por la imposibilidad de acudir a la población a causa de la pandemia del Covid-19. Después de los ajustes, el análisis en términos de Alfa de Cronbach obtuvo un valor general de 0.867. En cuanto a la Esfericidad de Bartlett, se obtuvo un resultado 0.000 y 8.69 en KMO, ambos considerados aceptables en confiabilidad. El conocimiento específico no se sometió a este análisis por tratarse de conceptos directos y no de percepción, por lo que las respuestas fueron demasiado dispersas.

Los resultados arrojaron que las mujeres estuvieron mayormente representadas en número y la distribución del estado civil fue sobre todo de solteros y casados. Un porcentaje notablemente alto de mujeres se dedicaba al hogar, mientras que el número de estudiantes y empleados se distribuyó prácticamente en las mismas proporciones entre ambos sexos. Las edades de los encuestados oscilaron entre 18 y 45 años, por lo que muy pocas personas mayores de 46 años respondieron la encuesta, ya que, según INEGI (2020), aquellos con menos estudios tienen también menor incidencia para conectarse al Internet. En consecuencia, el nivel educativo de los participantes fue universitario, seguido del nivel medio superior.

En relación con la percepción ambiental, existió un elevado nivel de preocupación por distintos riesgos, especialmente en la contaminación más evidente (aire y agua), pero un bajo conocimiento sobre algunas enfermedades causadas por el agua contaminada como la gastroenteritis. Se aprecia la certeza de la mayoría de los encuestados residentes y no residentes en relación con el riesgo que implica el río Lerma, tanto en la flora y la fauna, pero no consideraron que esto afecte el agua que usan en el hogar por la cercanía con el río (Figura 3). La falta de signos de alarma para los encuestados es a causa de la poca información personal con valor científico que tienen sobre el tema.

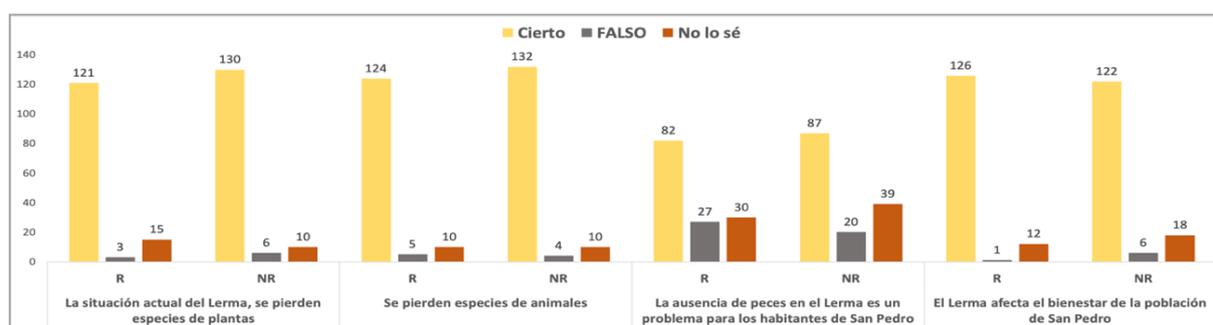


Figura 3.- Percepción de distintos riesgos ambientales en el río Lerma, entre residentes (R) y no residentes (NR).

De acuerdo con los resultados de la encuesta, la preocupación por riesgos personales a causa de las condiciones del río Lerma se mostró sobre todo en edades de 18 a 30 años, mayormente por la contaminación del aire, por los olores emanados del río y por el contacto con agua contaminada durante las inundaciones. Sin embargo, la preocupación por la contaminación del agua en el hogar se presentó especialmente en edades de 46 a 60 años.

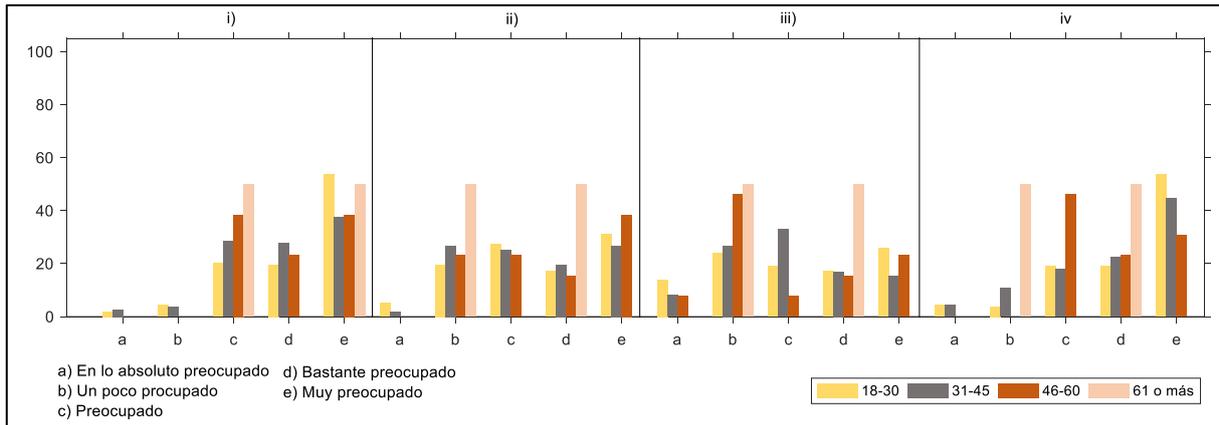


Figura 4.- Nivel de preocupación por riesgos personales a causa del río, según la edad. i) Por el contacto directo con agua contaminada a causa de inundaciones, ii) Por la contaminación del agua usada en el hogar, iii) Por la cercanía del hogar con el río, iv) Por contaminación del aire (olores, bruma y otros).

Además, se identificó una baja percepción en cuanto a la atribución de responsabilidades de los diferentes actores tanto políticos como otras organizaciones para contribuir en la solución de los problemas del río Lerma (Figura 5), pues la población percibe que existe un bajo compromiso para reconocer su obligación para resolver en el problema, y considera que los gobiernos tanto federal, estatal y municipal son los responsables de dar solución a los problemas.

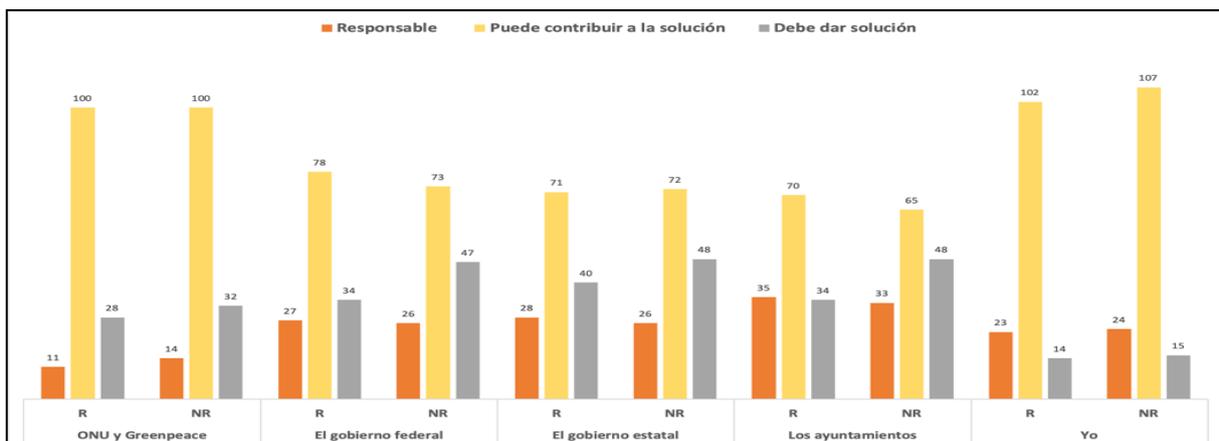


Figura 5.- Percepción de la atribución de responsabilidades en relación con el ambiente, según R y NR

Como se aprecia en los resultados, la importancia de contar con instrumentos de medición basados en dimensiones permite analizar la información de manera concreta y objetiva, de tal forma que se apliquen a la población de cualquier nivel cultural, social y educativo. Este tipo de información permite generar acciones para una mejor toma de decisiones relacionadas con la contaminación del agua, principalmente en el entorno de CARL, además de crear mecanismos para una mejor comunicación del riesgo.

CONCLUSIONES

Los valores de los índices de contaminación permitieron clasificar los contaminantes en grupos, de acuerdo con el grado de contaminación, resultando en Microbiológicos, Materia Orgánica y Metales Pesados (Plomo).

El análisis permitió identificar que la mayor contaminación fue por Microbiológicos en

prácticamente todos los puntos de muestreo, con índices muy elevados, pero la comunidad de San Pedro Tlaltizapán resultó ser la más afectada de acuerdo con su densidad demográfica.

Los resultados reflejaron una alta percepción de la contaminación del agua y aire por parte de la población, pero un bajo compromiso y poca responsabilidad para asumir la protección y preservación del medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Autónoma del Estado de México por su apoyo en la realización de este trabajo y especialmente al Instituto Interamericano de Ciencia y Tecnología del Agua por su contribución en la investigación de los recursos hídricos, a través de sus programas de formación de estudios avanzados. También se agradece a la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) del Estado de México, por su valiosa colaboración a través del Laboratorio de Calidad del Agua.

REFERENCIAS

- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, Ch., Ávila-Pérez, P. and Tejeda, S. (2018).** Evaluación de la Toxicidad de los Sedimentos del Curso Alto del río Lerma, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 34 (1), 117-126. DOI: 0.20937/RICA.2018.34.01.10
- Carvajal, A., Centeno, C., Watson, R., Martínez, M. y Sanz, Á. (2011).** ¿Cómo validar un instrumento de medida de la salud? *An. Sist. Sanit. Navar.*, Vol. 34, No 1, 63-72.
- Charnleya, S., Carothersb, C., Satterfieldc, T., Levined, A., Poe, M.R., Normane, K., Donatutof, J., Breslowe,S.J., Masciag, M.B., Levine,P.S., Basurtoh, X., Hicksi, Ch.C., García-Quijanok, J.C., St. Martin, K. (2017).** Evaluating the best available social science for natural resource management decision-making. *Environmental Science and Policy*, 73. pp. 80-88.
- Comisión Nacional del Agua, CONAGUA. (2019).** Información del Laboratorio de Calidad del Agua, Estado de México.
- De la Fuente, S. (2011).** Análisis factorial. Universidad Autónoma de Madrid. <https://bit.ly/3c0WcaA>
- DeVellis, R.F. (2017).** *Scale development: theory and applications. Applied Social Research.* Methods Series, 26, 4rth ed. SAGE publications Inc.: Los Angeles.
- Fall, Ch. (comp.). (2015).** *Avances en ciencias del agua.* Universidad Autónoma del Estado de México. ISBN 978-607-422-568-6.
- Ferrari, P. (2011).** Percepción social del riesgo. *Huellas*, No. 15, ISSN 0329-0573. 13-33.
- Galicia, L.A., Balderrama, J.A. y Navarro, R.E. (2017).** Validez de contenido por juicio de expertos: propuesta de una herramienta virtual. *Apertura*, 9 (2). pp. 42-53
- Garrote, P. y Rojas, M.D.C. (2015).** La validación por juicio de expertos: dos investigaciones cualitativas en lingüística aplicada. *Revista Nebrija de Lingüística Aplicada*.
- INEGI. (2019).** *Cuenca hidrológica Río Lerma 1. Humedales. Informe técnico.* <https://bit.ly/31OomD7>
- INEGI. (2020).** Estadísticas a propósito del día mundial del internet, datos nacionales, Recuperado de: <https://cutt.ly/Jkfopg4>
- Lacave, C., Molina, A.I., Fernández, M. y Arredondo, A. (2015).** *Actas de las XXI Jornadas de la Enseñanza Universitaria de la Informática.* Andorra La Vella, ISBN: 978-99920-70- 10-9.
- Martell, L. (2014).** “Explicar a la comunicación desde la Teoría de la evolución”. *Convergencia, Revista de Ciencias Sociales*, ISSN 1405-1435, núm. 64, pp. 245-252.
- Organización Mundial de la Salud, OMS. (2018).** “Agua para consumo humano”. Datos y cifras.
- Peluso, F. (18 de junio de 2012).** El estudio del riesgo ambiental en el marco de Río 20. Cumbre de la Tierra en Río. <https://www.unicen.edu.ar/content/el-estudio-del-riesgo-ambiental-en-el-marco-de-r%C3%ADo20-0>.
- Pérez N.E., Setián, E. (2008).** “La interdisciplinariedad y la transdisciplinariedad en las ciencias. Una mirada a la teoría bibliológico-informativa”. *Acimed*, 18(4). Recuperado de <https://cutt.ly/6TehWtG>
- Ramírez, O.J. (2010).** Percepción del riesgo del sector agroindustrial frente al uso agrícola de plaguicidas: la soja transgénica en la Pampa Argentina. *Ambiente y Desarrollo*. Vol. XIV, No. 26. 35-62.

Salinas, H., Flores, L., García, J.A. Tejada, S. and López, B. (2016). “Modelación del Curso Alto del Río Lerma (CARL), utilizando QUAL2Kw, considerando la distribución y variación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno como nitratos”. *Aqua-LAC* - Vol. 8 - N° 1, 34-43.

Sánchez, J. Muñoz, F. y Monotoeo, F. (2009). ¿Cómo mejorar la tasa de respuesta en encuestas on line? *Revista de Estudios Empresariales*. Segunda época. Número: 1. pp. 45-62.

Sganderla, J.A., Aguiar C. y Fagundes, M. (2014). Aproximación de las teorías del riesgo en un estudio de caso en el sur de Brasil. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo V. XVII, N. 1. 133-150.

Stanojlovic, M. (2015). Percepción social de riesgo: una mirada general y aplicación a la comunicación de salud. *Revista de Comunicación y Salud*, Vol. 5. ISSN: 2174-5323, 96-107.

UNESCO. (2015). “Agua para un mundo sostenible”. *Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo*.

ALOCAÇÃO DE BARRAGENS NA CONTENÇÃO DE ENCHENTES EM CONCÓRDIA/SC

Guilherme Xavier de Miranda Junior y Gerson Conceição

Epagri/Ciram, Brasil

gmiranda@epagri.sc.gov.br y gconceicao@epagri.sc.gov.br

RESUMEN:

Em decorrência da ocupação urbana e do aumento da pavimentação de vias na área urbana central, as vazões do sistema pluvial aumentaram significativamente, devido ao aumento do grau de impermeabilização em bacias hidrográficas. A justificativa é a ocorrência das diversas enchentes na área urbana de Concórdia, cujos eventos causam prejuízos materiais milionários, sem contar com os abalos emocionais da população. Diante desta situação, elaborou-se este estudo com o objetivo de levantar locais com potencial de armazenamento de água e verificar a sua influência hidrológica na ocorrência de eventos extremos. Foram apresentados possíveis locais que poderiam ser construídas barragens de contenção de enchentes para minimizar os efeitos na área urbana de Concórdia/SC. Nos locais estudados procurou esclarecer que as alternativas eram também importantes do ponto de vista hidrológico. Além disso, observou-se uma diferença significativa no volume projetado e o volume armazenado real na Barragem D construída no Parque de Exposição de 269.534 m³ para 190.865,99 m³, uma diferença de 78.668,01 m³. Com esta diferença de volume, 29,46%, existe a necessidade de compensar este volume para atenuar os eventos extremos. No ponto da barragem C o volume máximo acumulado de 78.323,6543m³, acumulando 41,04% do volume da barragem D. Observa-se que este valor de volume máximo acumulado pela barragem C é semelhante a diferença entre o volume máximo projetado e o volume máximo atual na barragem D. Somente o projeto executivo e construtivo da barragem C poderia verificar o potencial amortecimento que esta nova obra hidráulica poderia auxiliar nas cheias na cidade.

ABSTRACT:

As a result of the urban occupation and the increase in the paving of roads in the central urban area, the flows of the pluvial system increased significantly, due to the increase in the degree of waterproofing in hydrographic basins. The justification is the occurrence of several floods in the urban area of Concórdia, whose events cause material damage to millionaires, not to mention the emotional upheavals of the population. In view of this situation, this study was carried out with the objective of surveying places with potential for water storage and verifying their hydrological influence on the occurrence of extreme events. Possible locations were presented that could contain flood dams to minimize the effects on the urban area of Concórdia / SC. In the studied places it tried to clarify that the alternatives were also important from the hydrological point of view. In addition, there was a significant difference in the projected volume and the actual stored volume in Dam D built in the Exhibition Park from 269,534 m³ to 190,865.99 m³, a difference of 78,668.01 m³. With this difference in volume, 29.46%, there is a need to compensate this volume to mitigate extreme events. At the point of dam C the maximum accumulated volume of would be 78,323.6543m³, accumulating 41.04% of the volume of dam D. It is observed that this value of maximum volume accumulated by dam C is similar to the difference between the maximum projected volume and the current maximum volume in dam D. Only the executive and constructive project of dam C could verify the potential damping that this new hydraulic work could help in the floods in the city.

PALABRAS CLAVES: Barragens; Alocção; Enchentes.

INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do Rio dos Queimados apresenta uma área de aproximadamente 11,5 km, cuja a suas nascentes encontram-se a 8 km a montante do centro da cidade. Na parte central deste corpo hídrico, o leito foi canalizado na década de 60, com largura variando de 3,50 m a 5,20 metros e altura útil entre 2,50 m e 3,00 metros. A capacidade de vazão varia entre 40 e 90 m³/s, conforme o trecho, numa extensão total de 2.700 metros, a variação de largura e de altura é aleatória, com sucessivos estrangulamentos.

Em decorrência da ocupação urbana e do aumento da pavimentação de vias na área urbana central, as vazões do sistema pluvial aumentaram significativamente, devido ao aumento do grau de impermeabilização na bacia hidrográfica. As chuvas intensas, de curta duração, que ocorrem na região, fazem com que a vazão no rio ultrapasse a 100 m³/s, ou seja, o canal existente não tem capacidade para escoar vazões desse porte. Isto ocasiona o transbordamento do mesmo e a inundação da área central urbana, atingindo residências, comércio em geral, terminais rodoviários, entre outras construções.

Nos últimos 30 anos o município de Concórdia apresentou grande desenvolvimento devido as suas atividades principais, a suinocultura e a avicultura, em pequenas propriedades rurais da região e a existência de uma grande agroindústria, que está localizada na área central da cidade. A justificativa deste estudo tem como fundamento a ocorrência das diversas enchentes na área urbana de Concórdia, cujos eventos protagonizaram prejuízos materiais que somaram valores incalculáveis, sem contar com os abalos emocionais da população, não só as diretamente afetadas, mas toda a comunidade. Diante desta situação, elaborou-se este estudo com o objetivo de levantar locais com potencial de armazenamento de água e verificar a sua influência hidrológica na ocorrência de eventos extremos.

SISTEMATIZAÇÃO E ADEQUAÇÃO CARTOGRÁFICA

Para este estudo obteve-se junto a Secretaria de Urbanismo e Obras da Prefeitura Municipal de Concórdia a base cartográfica do município, as ortofotocartas, levantamentos topográficos realizados pela equipe de topografia da prefeitura e levantamento topográficos realizados em trabalhos anteriores.

Durante esta adequação observou-se que na base cartográfica da prefeitura, não consta as curvas de nível da calha do Rio dos Queimados, principalmente na porção urbanizada do centro de Concórdia. Em estudos anteriores foram realizados o levantamento topográfico de toda a calha do Rio dos Queimados na parte urbanizada entre a Ponte da Rua João Suzin Marini até a Ponte Prefeito José Luiz de Castro. Neste sentido, obteve-se este levantamento topográfico de toda a calha do Rio dos Queimados e realizou-se uma composição com a base topográfica da prefeitura.

Realizou-se a adequação deste levantamento topográfico para o datum horizontal da base cartográfica da prefeitura, neste caso para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas de 2000 – (SIRGAS 2000). Constatou-se uma pequena diferença de posição horizontal no levantamento topográfico da calha do Rio dos Queimados devido a presença de construções e ruas sobre o leito do rio. Realizada as correções cartográficas devidas e com os dados do levantamento topográfico da calha realizou-se a adequação da base cartográfica existente, inserindo as seções transversais e gerando o modelo numérico do terreno com as informações do levantamento topográfico. Como resultado desta etapa do trabalho, elaborou-se o mapeamento da Bacia do Rio dos Queimados apresentada na Figura 01, onde observa-se o corte transversal do modelo numérico do terreno e constata-se a existência da calha do rio dos Queimados (Figura 02). Esta adequação agora é fundamental para estabelecer zonas de amortecimento, planícies de inundação e outros estudos ou serviços técnicos que o município venha a desenvolver na adequação legislativa municipal e na adequação ambiental de uso e ocupação do solo.

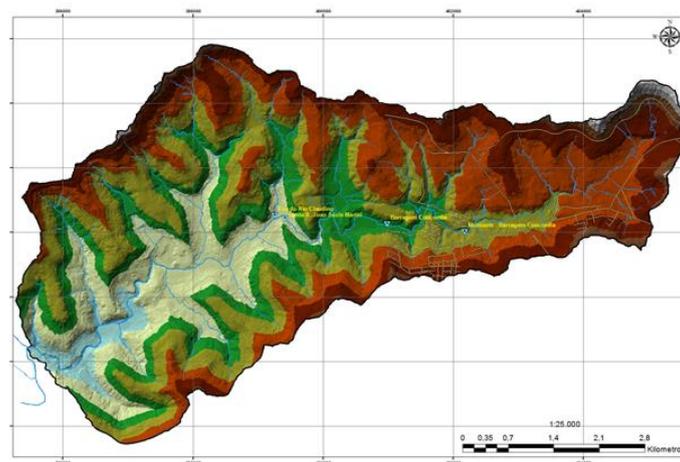


Figura 1 – Mapeamento do Modelo Numérico do Terreno da Bacia Hidrográfica do Rio dos Queimados em Concórdia/SC.

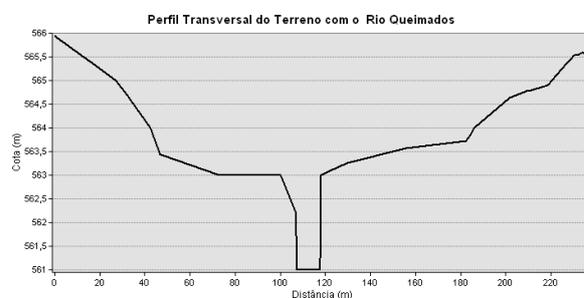


Figura 2 – Perfil transversal do modelo numérico do terreno que inclui a calha do Rio dos Queimados na Rua Guilherme Hemult Arendt.

Continuando o trabalho de adequação da base cartográfica, ocorreu a necessidade de adequar a topografia da barragem na base cartográfica do município. Observou-se que na base cartográfica da prefeitura não constata a Barragem de Contenção de Enchente no Parque de Exposição de Concórdia. Observando as ortofotos, constatou-se que esta obra hidráulica estava ainda sendo construída. Havia também a necessidade de obter a Curva Cota x Área x Volume desta barragem. Diante desta situação, obteve-se junto Secretaria de Urbanismo e Obras alguns levantamentos topográficos para confirmar as cotas existentes da base da barragem e do vertedor principal estavam de acordo com o projeto elaborado.

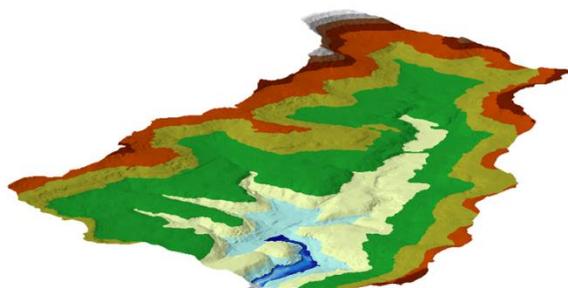


Figura 3 – Modelo numérico do terreno somente da área inundável da barragem principal.

Constatou-se no projeto da barragem que a base da barragem deveria estar na cota 610 m e o vertedor principal cota 621 metros. Após levantamento topográfico realizado pela equipe de topografia da Prefeitura de Concórdia, constatou-se que a cota da base da barragem é 610,10 m e a cota média do vertedor é 619,70 metros. Conforme relato das equipes de engenharia e topografia da Secretaria de Urbanismo e Obras, ocorreu um adensamento na Barragem de Contenção de Enchente do Parque de Exposição, o que diminuiu em torno de 1,30 metros da altura da barragem projetada. Esta situação é normal ocorrer em barragens, principalmente em barragens de gabiões.

Com as informações do relevo da planície inundável da Barragem de Contenção de Enchente do Parque de Exposição, obteve-se as curvas Cota x Área e Cota x Volume desta obra hidráulica. Segundo o projeto, o volume de armazenamento para a cota 621 do vertedor principal seria de 269.534 m³. Em função do adensamento ocorrido, o volume de armazenamento é de somente 190.865,99 m³ (cota 619,70), uma diferença de 78.668,01 m³, representando percentualmente uma redução de 29,46 %.

ANÁLISE DO AMORTECIMENTO DA ONDA DE CHEIAS NA BARRAGEM

Devido a redução do volume no armazenamento na Barragem de Contenção de Enchente no Parque de Exposição de Concórdia, decorrente ao adensamento da obra, realizou-se uma análise do amortecimento com o hidrograma do projeto desta barragem para os tempos de retorno de 10, 25 e 100 anos. Estes 03 cenários de recorrência foram obtidos do projeto da barragem. Nesta análise realizada utilizou-se o pressuposto que as 03 comportas estariam fechadas, sendo a situação mais crítica de amortecimento da onda de enchente. Além disso, considerou a cota inicial de armazenamento, a cota onde estão colocadas as 03 comportas, cota 610 metros, e não tendo nenhum armazenamento de água no seu interior. Diante desta situação temos 06 cenários distintos de simulação, utilizando a cota do vertedor projetado (621m) e a cota do vertedor observado (619,7m).

Para calcular esta operação de reservatório utilizou-se a metodologia apresentada por Miranda Junior & Canan (2019), através do método numérico de Runge (1895) e Kutta (1901) de 4ª ordem. Esta metodologia também foi utilizada por Porto (2002) para o cálculo em bacias de detenção em área urbanas.

ANÁLISE DO MODELO NUMÉRICO DO TERRENO PARA A ALOCAÇÃO DE BARRAGENS

Conforme Campos (2005) o dimensionamento de um reservatório é um processo de tomada de decisão. Os Conhecimentos das condições sociais, ambientais, políticas, econômicas e de engenharia, decidem qual o tamanho de um determinado reservatório que melhor atende aos objetivos que lhe são atribuídos. Esse processo pode ser visto nas seguintes etapas: 1) coleta de dados; 2) transformação dos dados em informações através de análise; 3) através da síntese das informações transforma-se em conhecimento; 4) adiciona-se ao conhecimento a experiência e a capacidade dos decisores, respeitando-se a ética, pode-se chegar a uma sábia decisão. Desta maneira, segundo Campos (2005), chega-se ao tamanho do reservatório que melhor atende as suas finalidades aos menores custos financeiros, social e ambiental.

Partindo deste princípio, anteriormente apresentado, realizou-se a alocação de barragens de contenção de enchentes, analisou-se o modelo numérico do terreno onde deveriam ter informações colo localização cota inicial e final do barramento, capacidade de armazenamento e um levantamento de pontos positivos e negativos para o estabelecimento dos pontos prioritários de construção. Foram alocadas 11 barragens e 03 açudes ao longo da bacia hidrográfica do Rio dos Queimados. A localização destas barragens está apresentada na figura 4, onde pode-se visualizar todos os 11 pontos de alocação das possíveis barragens e os 03 açudes existentes. Os dados básicos destes locais estão na tabela 1.

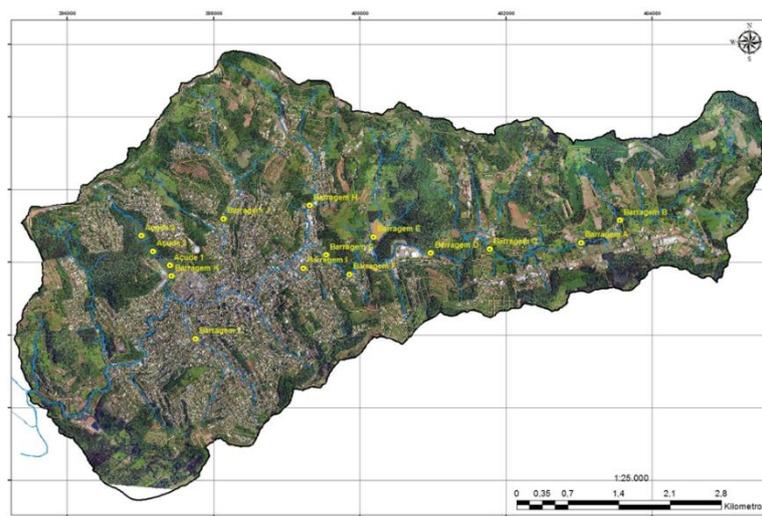


Figura 3 – Localização dos 11 pontos de alocação das possíveis barragens e os 03 açudes existentes na bacia hidrográfica do Rio dos Queimados em Concórdia/SC.

Tabela 1.- Dados básicos dos 11 locais de possíveis barramento e 03 açudes existentes.

Nome	Localização	Cotas Inicial e Final	Declividade (m/m)	TC (min)	Área da Bacia (km ²)	Vazão (m ³ /s)	Vazão Específica (m ³ /s/km ²)
Barragem A	Nascente do Rio dos Queimados a 50 metros da Via de Contorno Norte (Rodovia Caetano Chiucchetta)		-	-	-	-	-
Barragem B	Rio dos Queimados a 230 metros em direção perpendicular a Rua Tancredo Neves, na junção de dois afluentes do rio dos Queimados	658	0,02298851	7,540 128	0,0212 41	0,268977 3	12,66312
		666					
Barragem C	Rio dos Queimados a 01 km do Parque de Exposição	617	0,01895044	13,69 716	0,0910 050	0,924958 4	10,16382
		630					
Barragem D Construída	Parque de Exposições Barragem Atual construída	614	0,00854701	25,88 605	0,0940 69	1,084102 9	11,52455
		623					
Barragem E Existente da BR Foods	Lajeado do Abraão Encontra-se próxima a Rua Ernesto Lorenzetti aproximadamente 300 metros após esta cruzar o rio dos Queimados	614,5	0,0255814	4,994 26	0,0260 14	0,372762 9	14,32932
		620					
Barragem F	700 m da foz do Lajeado do Claudino	587	0,04797048	4,685 497	0,0135 91	0,324583	23,8822
		600					

Nome	Localização	Cotas Inicial e Final	Declividade (m/m)	TC (min)	Área da Bacia (km ²)	Vazão (m ³ /s)	Vazão Específica (m ³ /s/km ²)
Barragem G	Lajeado do Claudino (rio dos Queimados) entre a Travessa Pietro Dalla Costa e a Rua Tancredo Neves	574,5	0,01937269	11,32 806	0,0360 18	0,660145 1	18,3282
		585					
Barragem H	Lajeado do Claudino entre o cruzamento das ruas João Suzin Marini e Padres Franciscanos e a Rua Máximo Pelizzaro	580	0,02487562	8,173 827	0,6203	12,91929 8	20,8275
		590					
Barragem I	Lajeado do Fabrício - canalizado e passa pela Rua Dionisio Boff. Ao lado desta rua existe um Estádio de Futebol e seu subsolo poderá ser utilizado para a Contenção de Cheias deste Lajeado através da construção de "piscinão"		-	-	-	-	-
Barragem J	Lajeado do Curtume- a 100 metros da Travessa dos Jasmins e ao lado da Rua das Hortênsias	572	0,03097345	2,827 377	0,0027 35	0,075951	27,77
		575,5					
Barragem K	Lajeado Açude da Sadia	570	0,02259036	29,08 953	0,2798 28	2,914058 8	10,41375
		615					
Açude 1	Açude da Sadia	571	0,0137457	8,008 435	0,0227 54	0,473908 9	20,8275
		575					
Açude 2	Açude da Sadia	584	0,01302932	14,52 744	0,0303 68	0,501775	16,52315
		592					
Açude 3	Açude da Sadia	594	0,04928131	7,282 139	0,0303 68	0,632489 5	20,8275
		618					
Barragem L	Lajeado do Tigre, sendo intensamente ocupado, há necessidade de definição de um local para que se possa avaliar a possibilidade da construção de uma barragem						

RESULTADOS DOS ESTUDOS

Nos 06 cenários simulados pode ser observado na tabela 2. Nestes casos são apresentados os valores de vazão máxima do hidrograma de projeto e as vazões máximas amortecidas para diferentes tempos de recorrência (10, 25 e 100 anos), tanto para o armazenamento da barragem projetada como para o armazenamento da barragem na condição atual. Em cada simulação obteve-se os tempos que iriam ocorrer da vazão máxima do projeto, da vazão máxima amortecida e do momento que ocorre o vertimento.

Tabela 2.- Resultados dos 06 cenários simulados para os hidrograma de projeto de TR 10, 25 e 100 anos para a capacidade de armazenamento da barragem projetada (cota do vertedor: 621 m) e da barragem atual (cota do vertedor: 619,70 m).

Tempo de Retorno (anos)	Vazão Máxima do Projeto (m ³ /s)	Vazão Máxima Amortecida (m ³ /s)	Tempo da Vazão Máxima do Projeto (min)	Tempo da Vazão Máxima Amortecida (min)	Tempo do Vertimento (min)	Diferença de tempo entre a Vazão Máxima e a Vazão Amortecida (min)	Diferença de tempo entre Vazão Máxima Projetada e o Vertimento (min)	Diferença de tempo entre Vazão Máxima Amortecida e o Vertimento (min)
Barragem projetada								
10	37,00	0,00	01:20	∞	00:00	∞	∞	∞
25	43,10	0,00	01:20	∞	00:00	∞	∞	∞
100	70,92	20,87	01:30	02:40	01:50	01:10	00:20	00:50
Barragem atual								
10	37,00	3,25	01:20	03:40	02:50	02:20	01:30	00:50
25	43,10	9,37	01:20	02:50	02:10	01:30	00:50	00:40
100	70,92	40,89	01:30	02:10	01:40	00:40	00:10	00:30

Conforme observamos a prioridade de alocação das barragens constatamos que a Barragem D já foi construída pela Prefeitura Municipal de Concórdia. Seguindo esta prioridade, a próxima obra hidráulica de retenção e armazenamento da água na ocasião de eventos extremos seria a construção da Barragem C. Este local apresenta como pontos fortes um elevado possível volume de armazenamento, estar localizado a montante da barragem do parque de exposição o que amorteceria ainda mais a onda de enchente. Para seu dimensionamento existe um ponto de monitoramento importante para geração de séries históricas de eventos extremos. Além disso, existe poucas residências visto que a direita do ponto alocado está sendo ainda implantado um loteamento. Observou-se que não existe ainda a presença de residências neste loteamento na cota da possível inundação, o que diminuiria o custo de indenização e desapropriação por parte da prefeitura.

Tabela 2.- Pontos positivos e negativos na localização dos 11 pontos de possíveis barramento e 03 açudes existentes levantados pelo estudo.

Nome	Localização	Pontos Positivos	Pontos Negativos
Barragem A	Nascente do Rio dos Queimados a 50 metros da Via de Contorno Norte (Rodovia Caetano Chiuçchetta)	Localização a montante da barragem construída.	Sem levantamento prévio; Muitos proprietários e área para indenização; Alocação de residências; Custo alto devido a indenização e relocação de residências;
Barragem B	Rio dos Queimados a 230 metros em direção perpendicular a Rua Tancredo Neves, na junção de dois afluentes do rio dos Queimados	Bom volume de armazenamento; Localização a montante da barragem construída.	Área plana para construção da barragem; Muitos proprietários e área para indenização; Alocação de residências; Custo alto devido a indenização e relocação de residências;
Barragem C	Rio dos Queimados a 01 km do Parque de Exposição	Bom volume de armazenamento; Localização a montante da barragem construída; Localização a jusante do ponto de monitoramento; Não presença de residência para indenização e realocação; Poucos proprietários para indenização da área inundável.	Altura do barramento; Obra estrutural interna da barragem;
Barragem D Construída	Parque de Exposições Barragem Atual construída	Obra Hidráulica Construída.	Obra Hidráulica Construída
Barragem E Existente da BR Foods	Lajeado do Abraão Encontra-se próxima a Rua Ernesto Lorenzetti aproximadamente 300 metros após esta cruzar o rio dos Queimados	Barramento já construído; Somente necessita da instalação de comportas de fundo para o controle;	Interesse da Empresa BR Foods como obra estratégica de fornecimento de água; Custo elevado de indenização da área;
Barragem F	700 m da foz do Lajeado do Claudino	Barramento já construído; Somente necessita da instalação de comportas de fundo para o controle;	Pequeno volume possível de ser armazenado; Custo elevado de indenização da área; Muitos proprietários e área para indenização; Alocação de residências; Área propensa a deslizamentos;

Nome	Localização	Pontos Positivos	Pontos Negativos
Barragem G	Lajeado do Claudino (rio dos Queimados) entre a Travessa Pietro Dalla Costa e a Rua Tancredo Neves	Localização a montante do ponto de monitoramento; Bom volume de armazenamento da água em eventos extremos;	Altura do barramento; Obra estrutural interna da barragem; Presença de residência para indenização e realocação; Custo elevado de indenização da área; Área propensa a deslizamentos;
Barragem H	Lajeado do Claudino entre o cruzamento das ruas João Suzin Marini e Padres Franciscanos e a Rua Máximo Pelizzaro	Poucos proprietários em torno da área a ser inundável;	Pequeno volume de armazenamento da água em eventos extremos; Custo elevado de indenização da área;
Barragem I	Lajeado do Fabrício - canalizado e passa pela Rua Dionisio Boff. Ao lado desta rua existe um Estádio de Futebol e seu subsolo poderá ser utilizado para a Contenção de Cheias deste Lajeado através da construção de “piscinão”	Imóvel de utilização pública;	Projeto estrutural para a construção do campo de futebol e arquibancadas; Alto custo de implantação do piscinão; Inviabilidade na utilização do campo de futebol; Necessidade de consulta pública e estudo de vizinhança; Pequeno volume de armazenamento da água em eventos extremos;
Barragem J	Lajeado do Curtume- a 100 metros da Travessa dos Jasmins e ao lado da Rua das Hortênsias	Imóvel desocupado parcialmente (margem esquerda);	Presença de residência para indenização e realocação; Custo elevado de indenização da área; Pequeno volume de armazenamento da água em eventos extremos;
Barragem K	Lajeado Açude da Sadia	Barramento já construído; Somente necessita da instalação de comportas de fundo para o controle;	Interesse da Empresa BR Foods como obra estratégica de fornecimento de água; Custo elevado de indenização da área;
Açude 1	Açude da Sadia	Barramento já construído; Somente necessita da instalação de comportas de fundo para o controle;	Interesse da Empresa BR Foods como obra estratégica de fornecimento de água; Custo elevado de indenização da área;
Açude 2	Açude da Sadia	Barramento já construído; Somente necessita da instalação de comportas de fundo para o controle;	Interesse da Empresa BR Foods como obra estratégica de fornecimento de água;

Nome	Localização	Pontos Positivos	Pontos Negativos
			Custo elevado de indenização da área;
Açude 3	Açude da Sadia	Barramento já construído; Somente necessita da instalação de comportas de fundo para o controle;	Interesse da Empresa BR Foods como obra estratégica de fornecimento de água; Custo elevado de indenização da área;
Barragem L	Lajeado do Tigre, sendo intensamente ocupado, há necessidade de definição de um local para que se possa avaliar a possibilidade da construção de uma barragem.	Necessidade de amortecer a enchente a montante da área no centro da cidade;	Sem levantamento prévio; Muitos proprietários e área para indenização; Alocação de residências; Custo alto devido a indenização e relocação de residências;

CONCLUSÃO

Conforme relatado neste estudo, foram apresentados possíveis locais na bacia hidrográfica do Rio dos Queimados que poderiam ser construídas barragens de contenção de enchentes para minimizar os efeitos na área urbana da cidade de Concórdia/SC. Estes locais foram previamente estudados, procurando esclarecer e auxiliar a Prefeitura Municipal de Concórdia, que existem alternativas que importantes do ponto de vista técnico que fará muita diferença hidrológica caso se concretize este tipo de obra hidráulica para atenuar a onda de cheia na ocorrência de eventos extremos.

Conforme relatado anteriormente, como ocorreu uma diferença significativa no volume possível de ser armazenado pela Barragem D construída no Parque de Exposição de 269.534 m³ para 190.865,99 m³, uma diferença de 78.668,01 m³, representando percentualmente uma redução de 29,46 %. Devido esta diferença de volume, existe a necessidade de uma compensar este volume para atenuar a onda de enchente no caso de um evento extremo.

No ponto da barragem C, a cota de fundo da barragem seria de 635 m e a cota do vertedor seria 643,5 metros, apresentando um volume máximo acumulado de 78.323,6543m³. Neste caso, esta barragem C somente poderia acumular 41,04% do volume da barragem existente do parque de exposição. Observa-se que este valor de volume máximo acumulado pela barragem C é semelhante a diferença entre o volume máximo projetado pela barragem D e o volume máximo atual decorrente do adensamento da barragem (78.668,01 m³), faltando somente 344,35 m³ para atender ao projeto inicial da barragem do parque de exposição. No entanto, somente o projeto executivo e construtivo da barragem poderia verificar o potencial amortecimento que esta obra hidráulica poderia auxiliar na minimização dos efeitos de uma onda de cheia.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos a Prefeitura Municipal de Concórdia e a toda a equipe da Secretaria Municipal de Urbanismo e Obras por ter proporcionado o desenvolvimento deste trabalho.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CAMPOS, J. N. B. (2005). *Dimensionamento de reservatórios: o método do diagrama triangular de regularização*. Expressão Gráfica e Editora Fortaleza/CE, 112 p.
- KUTTA, M. W. Z. (1901). *Beitrag zur näherungsweise Integration totaler Differentialgleichungen*. für Math. u. Phys. 46, 435, 1901.
- MIRANDA JÚNIOR, G. X.; CANAN, R. (2019) Operação de reservatórios de contenção de cheias através de aplicativo mobile usando o método numérico de runge e kutta de 4ª ordem. In: Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Foz do Iguaçu/PR.
- PORTO, R.M. (2002). *Metodologia de cálculo para procedimentos preliminares em bacias de detenção*. São Carlos. 81 p. Tese de Livre Docência – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- RUNGE, C. (1895). *Über die numerische Auflösung von Differentialgleichungen*. Math. Ann. 46, 167-178.

AValiação Hidrológica da Contribuição da Área Rural na Redução das Enchentes em Concórdia/SC

Guilherme Xavier de Miranda Junior y Gerson Conceição

Epagri/Ciram, Brasil

gmiranda@epagri.sc.gov.br y gconceicao@epagri.sc.gov.br

Introdução

O município de Concórdia/SC vem sofrendo ao longo de anos com enchentes decorrentes a eventos extremos. Medidas estruturais, com a construção de uma barragem de contenção, foram implantadas para minimizar os prejuízos causados pelas chuvas intensas na região. Ocorre a necessidade de estudos hidrológicos para avaliar a contribuição da área rural na contenção de enchentes, visto que a maior parte da bacia hidrográfica do Rio dos Queimados, Analisar esta contribuição para minimizar os impactos das enchentes necessita ser estudada. Este estudo pretende avaliar através da modelagem hidráulica e hidrológica o quanto a área rural poderá reduzir as enchentes na área urbana. Com as informações geradas neste estudo, fornecerá dados para subsidiar a implantação de serviços ambientais na retenção de água em propriedades rurais da bacia do Rio do Queimados, desta forma gerando renda e qualidade de vida para a população rural.

Avaliação hidrológica da bacia

A bacia hidrográfica do rio dos Queimados apresenta uma área de aproximadamente 11,5 km, cuja a suas nascentes encontram-se a 8 km a montante do centro da cidade. Na parte central deste corpo hídrico, o leito foi canalizado na década de 60, com largura variando de 3,50 m a 5,20 metros e altura útil entre 2,50 m e 3,00 metros. A capacidade de vazão varia entre 40 e 90 m³/s, conforme o trecho, numa extensão total de 2.700 metros, a variação de largura e de altura é aleatória, com sucessivos estrangulamentos.

A utilização de modelagem hidrológica para avaliar a contribuição da área rural na retenção de ondas de cheias de áreas urbanas foram estudadas em diversas situações (USDA, 1986; TUCCI, C.E.M. & GENZ, F., 1985 e HORRITT, M. S.; BATES, P. D. 2011.)

Para realizar esta avaliação, simulou-se diferentes cenários de uso e ocupação do solo da área rural da bacia e de armazenamento da água nos reservatórios existentes nas propriedades rurais. Para tanto, utilizou-se o HEC-HMS – Hydrologic Modeling System –, é um software gratuito desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidrológica (HEC) do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (USACE,2000).

Para a calibração deste modelo, obteve-se os dados hidrológicos de precipitação e vazão das 06 estações hidrológicas telemétricas instalada ao longo da bacia do rio dos Queimados. O período de análise dos dados de 2015 à 2022, com intervalo de tempo de 15 em 15 minutos.

Com este modelo distribuído por subbaía, foram aplicados os cálculos de propagação de onda de cheia para a transposição dos hidrogramas a um ponto a jusante. A forma de aplicação do modelo pode ser simplificado em quatro componentes fundamentais, sendo eles: i) módulos de serie temporal; ii) módulos de bacia hidrográfica; iii) módulos meteorológicos; e iv) especificações de controle (USACE, 2000).

No módulo de serie temporal são inseridos os valores observados em campo da bacia e as condições de projeto, vinculados a um período de tempo. No módulo da bacia é definido o modelo físico das sub-bacias de estudo, assim como as metodologias que serão aplicadas. Nos módulos meteorológicos são definidos os

métodos utilizados no processamento de dados meteorológicos (precipitação, evapotranspiração e fusão de neve). Por fim, nas especificações de controle são definidas algumas peculiaridades do modelo hidrológico, como o intervalo de tempo do modelo, bem como o —passo temporal de computação dos dados.

Para o cálculo e inserção dos dados no módulo da bacia hidrográfica, será utilizado o software de geoprocessamento HECGeoHMS 10.2. O software, também desenvolvido pela USACE, trabalha como uma extensão do programa de geoprocessamento ArcMap 10.2.2. Este possui a capacidade de processar e realizar análises espaciais e montar o modelo da bacia nos moldes do software HEC-HMS a partir de uma atmosfera SIG, além de calcular outros parâmetros físicos da bacia que poderão ser utilizados em diferentes estudos hidrológicos. (USACE, 2011).

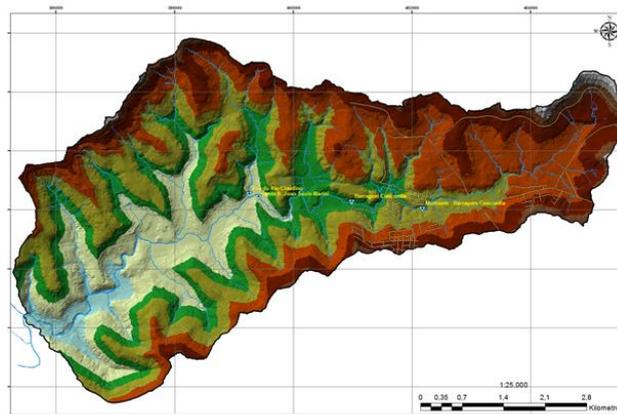


Figura 1 – Mapeamento do Modelo Numérico do Terreno da Bacia Hidrográfica do Rio dos Queimados em Concórdia/SC.

Análise do amortecimento da onda de cheias

Para a análise do amortecimento da onda de cheia na área urbana utilizou-se o modelo HEC-RAS foi utilizado o modelo hidráulico HEC-RAS 4.1, desenvolvido pelo Hydrologic Engineering Center (HEC). HEC-RAS® é um modelo matemático que permite simular escoamentos em canais naturais ou artificiais de escoamento supercrítico, subcrítico ou misto (WARNER et al., 2010). Este software possibilita o cálculo e análise hidráulica de escoamentos unidimensionais em regime permanente, quase permanente e não permanente. Neste caso modelo necessitou de dados como vazão, mudança de fluxo localizada (regime não-permanente), condições de contorno, informação topobatimétrica para cada seção transversal, parâmetro de atrito (coeficiente de rugosidade) em cada seção transversal e um MDE no pós-processamento para o espraiamento da inundação em um pseudo 2D, pois não há simulação de velocidade no plano bidimensional.

A área inundada simulada e as marcas de cheia levantadas em campo para o evento de junho de 2017. Os valores finais do coeficiente de rugosidade, após o processo de calibração, No geral, observa-se uma boa performance do modelo hidráulico ($R^2 = 0,89$, $RMSE = 1,5$ m e $CV (RMSE) = 0,05$), comparando as cotas observadas e simuladas. No entanto ocorreram algumas desconformidades em pontos no inicio da cidade, na área central e na parte baixa (de montante para jusante). As diferenças médias

e medianas de posicionamento no plano horizontal entre as marcas de cheia e mancha simulada foram 12,84 m e 9,34 m, respectivamente. A diferença média e mediana de cotas observadas e simuladas foi em torno de 1,22 m e 0,93 m, respectivamente.

Resultado obtidos

Como resultado desta simulação hidrológica, observou-se uma redução de 30 a 40% na redução do volume escoado superficialmente, com a retenção do escoamento superficial nas áreas rurais da bacia do rio dos Queimados. A figura 02, abaixo apresenta o hidrogramas do evento hidrológico de junho de 2017 demonstrando a atenuação da onda de cheia decorrente de diferentes práticas de uso e ocupação do solo na área rural e retenção nos reservatórios das propriedades rurais na Bacia Hidrográfica do Rio dos Queimados em Concórdia/SC

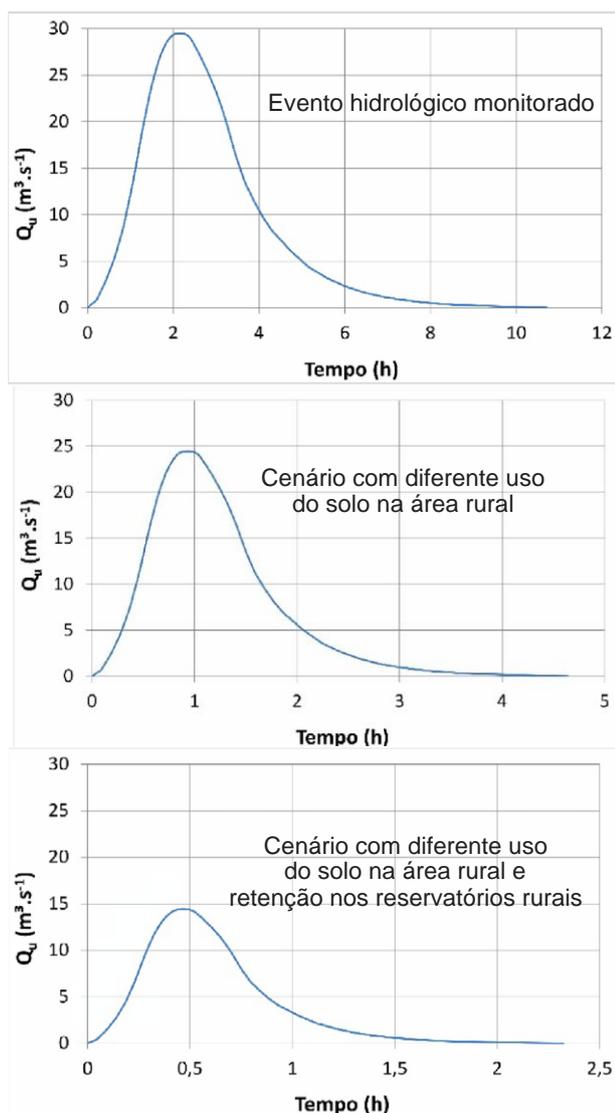


Figura 1 – Hidrogramas do evento hidrológico de junho de 2017 na Bacia Hidrográfica do Rio dos Queimados em Concórdia/SC.

Conclusão

A simulação hidrológica e hidráulica mostrou que há ocorrência de inundações na área estudada para todos os cenários simulados, sem exceção. Estes resultados mostram ser necessários estudos de outros tipos de medidas de controle para minimizar os

prejuízos. Dada a dificuldade, ou impossibilidade, de se conter o rio dos Queimados dentro de seu leito menor, percebe-se que é preciso abordar a utilização de medidas que visam harmonizar a convivência entre a população e as inundações, através de ações na área rural da bacia estudada à montante da área urbana.

Segundo Tucci (1995), as inundações são fenômenos naturais em que o rio ocupa seu leito maior. Assim, a não ocupação dessas áreas é uma saída mais econômica em comparação à adoção das dispendiosas medidas estruturais corretivas.

Os resultados deste estudo mostram a dificuldade em resolver o problema das inundações urbanas, e evidenciam que a abordagem preventiva do problema pode apresentar resultados mais eficazes, através de uma adequada regulação do uso do solo, principalmente nas áreas rurais existentes a montante. Dessa forma, é ressaltada a importância de se pensar a drenagem da bacia hidrográfica à sua ocupação na área rural, e assim, planejá-la de forma a compatibilizar o uso e ocupação do solo com o planejamento agrícola através de pagamento de serviços ambientais.

O estudo demonstrou que pequenas medidas estruturais nos reservatórios das propriedades rurais, podem auxiliar na contenção de enchentes urbanas. A retenção do escoamento superficial nos reservatórios existentes na área rural, aumentam o tempo de retenção da água na área rural e possibilita um atenuação da onda de cheia. Além disso, poderá possibilitar uma outra fonte de renda para a atividade rural através da remuneração dos agricultores por meio do pagamento dos serviços ambientais pagos pela população urbana que poderá ser atingida pelas inundações. Este mecanismo de contrapartida, terá que ser melhor detalhada em estudos específicos, principalmente para determinar quais são proprietários das áreas urbanas atingidas pelas inundações e a valorações deste serviço ambiental prestado.

Agradecimentos

Agradecimentos a Prefeitura Municipal de Concórdia e a toda a equipe da Secretaria Municipal de Urbanismo e Obras por ter proporcionado o desenvolvimento deste trabalho.

Referencias Bibliográficas

- BALDASSARRE, G. DI.; MONTANARI, A.** Uncertainty in river discharge observations: a quantitative analysis. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 13, n. 6, p. 913–921, Jun. 2009.
- BALLESTEROS, J. A.; BODOQUE, J. M.; DÍEZ-HERRERO, A.; SANCHEZ-SILVA, M.; STOFFEL, M.** Calibration of floodplain roughness and estimation of flood discharge based on tree-ring evidence and hydraulic modelling. *Journal of Hydrology*, v. 403, n. 1-2, p. 103–115, Jun. 2011.
- HORRITT, M. S.; BATES, P. D.** Predicting floodplain inundation: raster-based modelling versus the finite-element approach. *Hydrological Processes*, v. 15, n. 5, p. 825–842, Mar. 2001.
- TUCCI, C.E.M. & GENZ, F.** (1995) Controle do Impacto da Urbanização. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L.; BARROS, M.T. (Eds.). *Drenagem Urbana*, cap. 7, p. 277–347.
- US ARMY CORPS OF ENGINEERS - USACE**, (2000) *Hydrologic Engineering Center. HEC - HMS Hydrologic Modeling System: Technical Reference Manual*. Davis: HEC, 138 p.
- US ARMY CORPS OF ENGINEERS – USACE** (2011) *Accelerated Corps Water Management System (CWMS) Deployment Campaign*. Funded by the American Recovery and Reinvestment Act of 2009 (ARRA). PR-79. Davis: HEC, 98 p.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA**, (1986) *Natural Resources Conservation Service, Conservation Engineering Division. Urban Hydrology for Small Watersheds Technical Release 55*. 2a edição. Washington: NRCS, 164 p.

DESARROLLO DE UNA ESTRATEGIA DE ENERGÍA HIDROELÉCTRICA DE PEQUEÑA ESCALA SOCIAL Y AMBIENTALMENTE SUSTENTABLE EN MÉXICO

Ana Alicia Palacios Fonseca, Eduardo López Ramírez, María Antonieta Gómez Balandra, Roberto Galván Benítez, Alberto Guitron de los Reyes, Ángeles Baltazar Lázaro

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

ana_palacios@tlaloc.imta.mx; elopez@tlaloc.imta.mx; magomez@tlaloc.imta.mx; rgalva@tlaloc.imta.mx; aguitron.reyes@gmail.com; balta.angela@hotmail.com

RESUMEN:

La generación hidroeléctrica es atractiva para la producción de energía porque constituye una forma de generación limpia con: flexibilidad de operación, bajos costos de operación y mantenimiento, amplio ciclo de vida y funciona como energía firme o base para permitir el despacho de otras fuentes de energía limpia renovable. En México existen zonas con un alto potencial hídrico que permitirían el desarrollo de proyectos minihidroeléctricos que pueden contribuir a mejorar las condiciones de vida y productivas principalmente en comunidades rurales y que pueden ser social y ambientalmente sustentables. Este artículo analiza el marco legal (en materia de agua y energía), así como factores ambientales y sociales que pueden limitar el desarrollo de pequeñas centrales hidroeléctricas y, a partir de ello, explora las posibilidades en dichas regulaciones que, mediante el establecimiento de “buenas prácticas” que propicien su desarrollo a través de esquemas de aprovechamiento social y ambientalmente sustentables en el caso de México.

ABSTRACT:

Hydroelectric generation is an attractive option for energy production because it is a clean energy with: operating flexibility, low operating and maintenance costs, a long life cycle, and it works as a base energy to allow the dispatch of other sources of clean renewable energy. In Mexico there are areas with a high hydropower capacity potential that would allow the development of mini hydroelectric projects that can contribute to improve living and productive conditions mainly in rural communities that can be socially and environmentally sustainable. This article analyzes the legal framework (water and energy), also environmental and social factors that can limit the development of small hydroelectric power plants and, based on this, explores the possibilities in these regulations that, through the establishment of "good practices", can favor their development through socially and environmentally sustainable exploitation schemes in the case of Mexico.

PALABRAS CLAVES: Pequeñas centrales hidroeléctricas, sustentables, buenas prácticas, generación hidroeléctrica, social, ambiental, recursos hídricos, agua.

INTRODUCCIÓN

La generación hidroeléctrica representa el 16% de la energía generada en el mundo y el 63% de la energía renovable. Es una de las opciones más atractivas para la producción de energía porque constituye una forma de generación limpia con flexibilidad de operación, bajos costos de operación y mantenimiento, amplio ciclo de vida y funciona como energía firme o base para permitir el despacho de otras fuentes de energía limpia renovable.

En México existen zonas con un alto potencial hídrico que permitirían el desarrollo de proyectos hidroeléctricos de pequeña escala que pueden contribuir a mejorar las condiciones de vida y productivas en diferentes zonas del país. Actualmente existen más de 500 mil viviendas sin electricidad, principalmente en comunidades indígenas y rurales, siendo el proyecto minihidroeléctrico una contribución a las posibilidades de vida en las diversas regiones y con beneficios locales claros.

No obstante, la implementación de proyectos de esta naturaleza, están sujetos a una normatividad ambiental, hídrica y energética, que no siempre es compatible con ellos; amén de la existencia de factores sociales que pueden obstaculizar su construcción y funcionamiento.

En este sentido, se analizan los factores legales, ambientales y sociales que pueden limitar el desarrollo de pequeñas centrales hidroeléctricas y, a partir de ello, se explora la posibilidad de establecer lineamientos que, mediante el establecimiento de “buenas prácticas” propicien el desarrollo de este sector mediante esquemas de aprovechamiento social y ambientalmente sustentables. Este artículo desarrolla estos conceptos a fin de encontrar un camino viable social, legal y ambiental, así como de innovación que brinde además un entendimiento de las ventajas de este tipo de aprovechamientos energéticos.

El objetivo de este trabajo es analizar los vacíos y barreras existentes para el desarrollo de las PCH's en México y delinear una estrategia para lograr su consolidación como una alternativa ambiental compatible con el entorno, socialmente incluyente y justa para la generación de energía en diferentes zonas del país.

CONTEXTO MEXICANO

En 2021, en México la energía hidroeléctrica tiene una capacidad instalada de 12,614 MW (SENER, 2021), correspondiente al 14% del mix energético nacional (Figura 1). Y la generación durante 2020 fue de 26,816 GWh, que corresponde al 9% de la matriz energética (Figura 2).

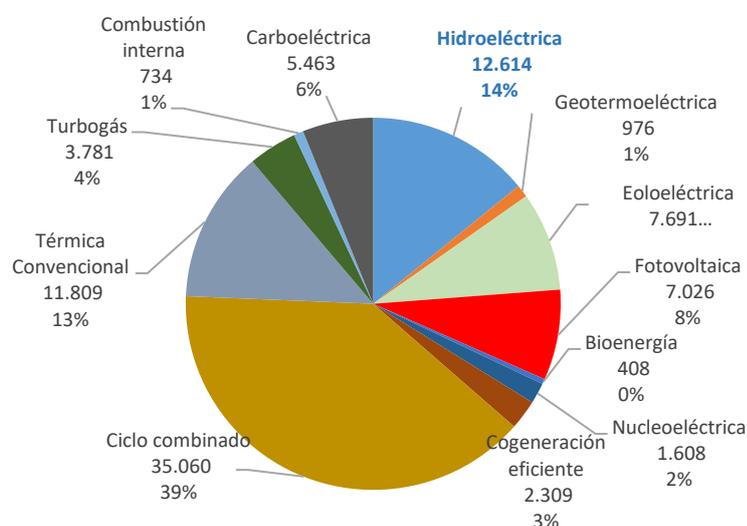


Figura 1.- Capacidad instalada 2021 en MW. (Fuente. Elaboración propia con datos de SENER, 2021)

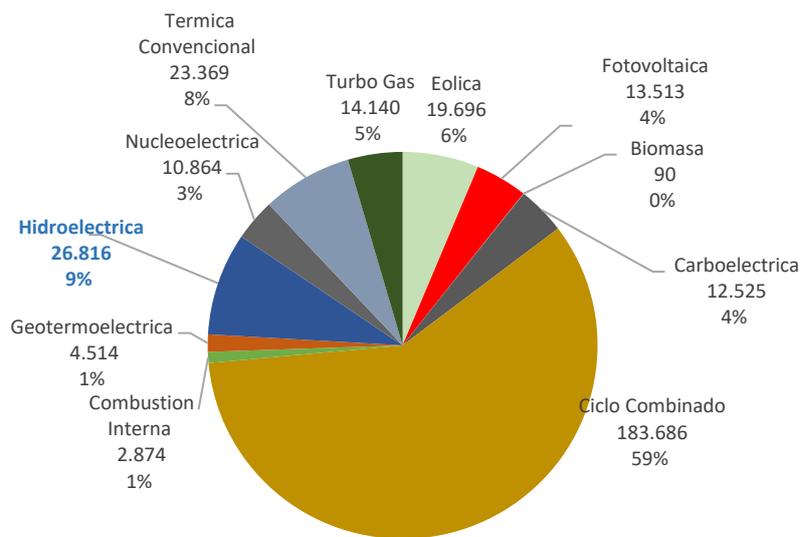


Figura 2.- Generación en centrales hidroeléctricas 2020 en GW. (Fuente. Elaboración propia con datos de CENACE, 2020)

Pese a la capacidad instalada y de generación de energía del país, aún existen diversas zonas que requieren de energía eléctrica (Ver Figura 1) y en las cuales, la existencia de recursos hídricos podría ser una alternativa para su generación (Ver Figura 2) así como para usos productivos, particularmente en zonas de riego agrícola.

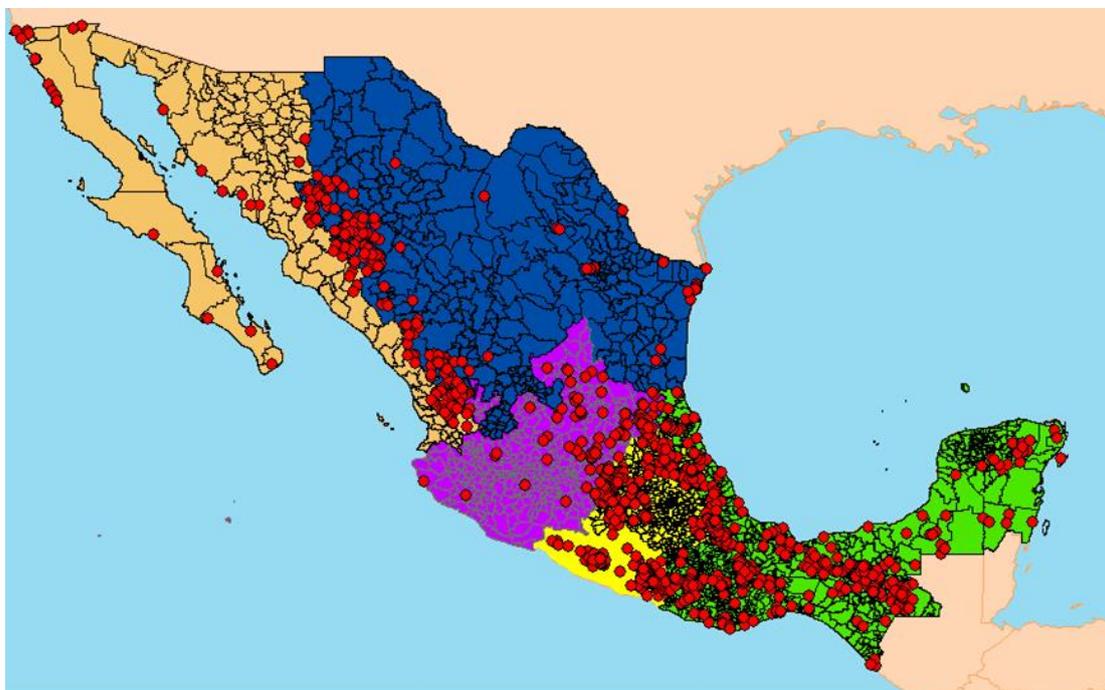


Figura 3.- Localidades sin energía eléctrica. Fuente: Masera, Omar, 2020.

La disponibilidad de recursos hídricos y la necesidad de energía para diferentes usos, particularmente en zonas rurales, hacen pertinente analizar las posibilidades de diseñar e implementar una estrategia basada en la construcción de Pequeñas Centrales Hidroeléctricas (PCH's) que sean social y ambientalmente sustentable.

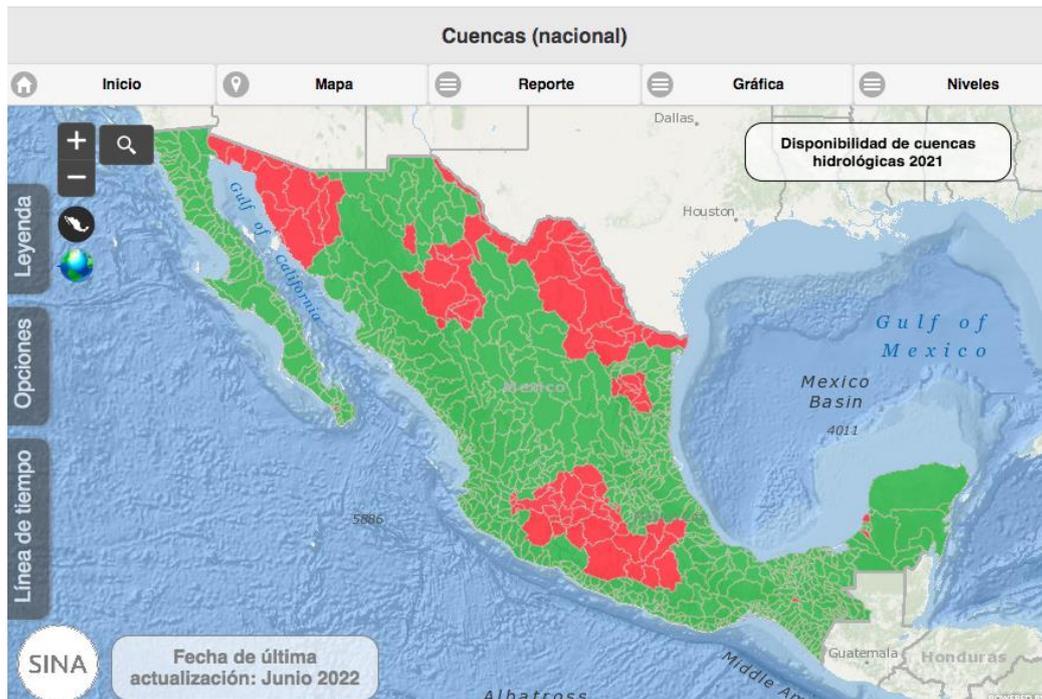


Figura 4.- Disponibilidad de recursos hídricos por cuencas hidrológicas en México. Fuente: Conagua, 2022.

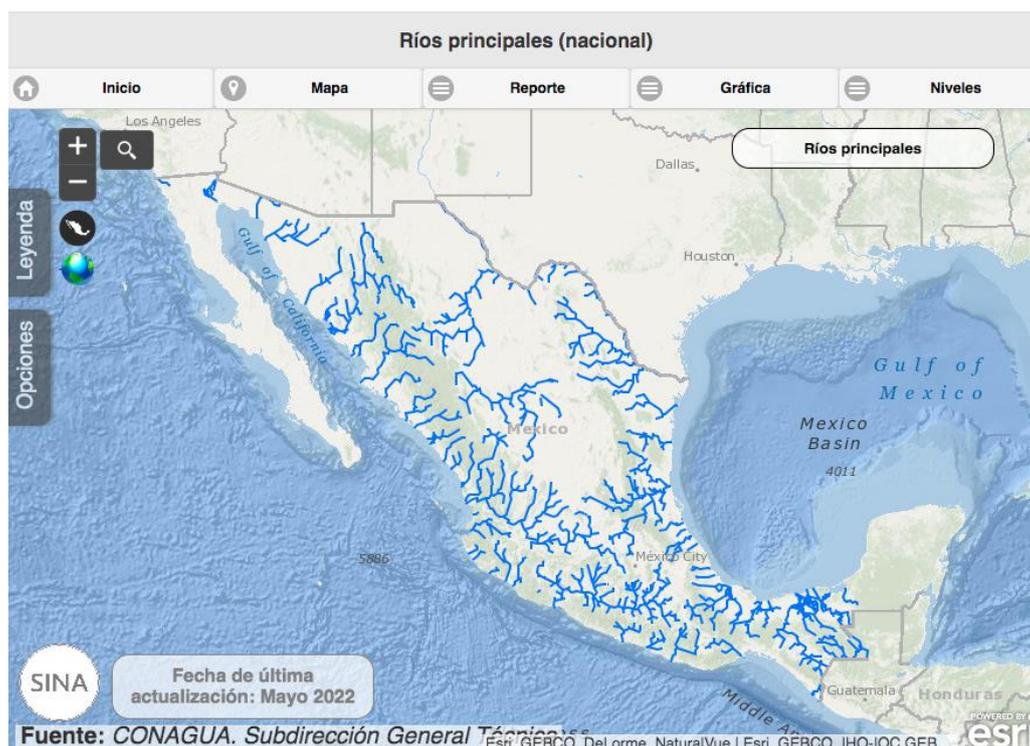


Figura 5.- Principales ríos en México. Fuente: Conagua, 2022.

POSIBLES ESQUEMAS DE APOVECHAMIENTO

Desde 2016, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y el Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias, (INEEL), han desarrollado diferentes seminarios y reuniones (Palacios, Ana, 2018), para analizar la posibilidad de elaborar una estrategia de desarrollo de PCH's. A partir de esos trabajos se identificaron oportunidades para la generación hidroeléctrica de pequeña escala que pueden ser viables y sustentables social y ambientalmente:

Pequeñas centrales a filo del agua o hidrocinéticas. Estas centrales no requieren un lugar de almacenamiento del agua, por lo que aprovechan la energía del flujo de agua, generando electricidad mediante el uso de turbinas hidro-cinéticas a filo de corriente o a filo del agua; dependiendo de la disponibilidad del caudal disponible, pueden tener una capacidad de generación menor o igual a 10 MW. El impacto ambiental es mínimo y en algunos casos la construcción de centrales minihidroeléctricas puede ser la mejor opción e inclusive la única de generación eléctrica en diversas zonas del país.

Mini-hidroeléctricas en canales de riego. En los distritos de riego, se generan flujos de agua provenientes de las presas, con los cuales es posible generar energía hidroeléctrica. En los distritos de riego, se tiene la ventaja de que la infraestructura civil ya existe, por lo que no se generarían impactos ambientales y, es poco probable que surjan problemas sociales. Estos proyectos, tienen la ventaja de que, con ellos se puede generar un esquema llamado Microrred, cuando son menores a 500 kW. En México se identifican 52 distritos de riego en donde existe al menos un punto para generar energía hidroeléctrica (Palacios, F. A., Cervantes C. A., Bravo J., 2019).

Equipamiento en presas de riego. Se refiere al aprovechamiento de infraestructura hidráulica existente que no genera energía eléctrica, pero que por sus características es susceptible de llegar producirla. Es estos casos, las estructuras hidráulicas que tienen potencial de generación de energía eléctrica, son aquellas que tienen uso principalmente en riego, y que cuentan con una obra de toma. En México, se identifican 362 estructuras hidráulicas que tienen esas características y que suma un potencial instalable de 484.41 MW y 1,697 GWh de generación anual (Palacios, Ana, 2018).

Proyectos híbridos solar-hidroeléctrico. Se refiere a aquellos sistemas en donde se combinan dos o más fuentes de energía para generar energía eléctrica (Figura 5). Consiste en aprovechar la infraestructura de las centrales hidroeléctricas -particularmente las cortinas de las presas- instalando en ellas sistemas fotovoltaicos para generar energía eléctrica.

Modernización de centrales que cumplieron su vida útil. La vida útil de muchas instalaciones puede superar los 50 años de vida útil y es usual contar con equipos con bajas eficiencias de operación, ya sea por su diseño original o por las pérdidas acumuladas durante su vida de servicio, por lo cual se puede trabajar en la modernización de equipos e instalaciones auxiliares que permitan recuperar las eficiencias operativas originales y/o incrementar la capacidad de generación. De las 101 presas de generación actual tanto de la Comisión Federal de Electricidad (CFE) como de privados, se identifican 54 presas mayores a 50 años de operación, de las cuales 43 de ellas son menores a 30 MW (Palacios, 2018).



Figura 5.- Presa Kotani, Gongen y Heiso con sistemas fotovoltaicos en cortinas

A pesar de los esquemas de aprovechamiento reseñados anteriormente, las posibilidades de desarrollar una estrategia como la mencionada, requiere considerar al menos tres factores: el jurídico (agua y energía), el ambiental y el social.

ASPECTOS JURIDICOS (AGUA Y ENERGÍA)

Dentro de los instrumentos normativos, relacionados con la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales y que tienen impacto en el desarrollo de las Pequeñas Centrales Hidroeléctricas en México o de pequeña escala, en el ámbito Nacional e Internacional, se identifican los siguientes:

Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM). En cuanto al fundamento constitucional relacionado con la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales, el *Artículo 27, párrafo sexto*, establece que se deben realizar mediante concesión por los particulares o sociedades constituidas conforme a los instrumentos normativos mexicanos aplicables y otorgados por el Ejecutivo Federal, a través de la Comisión Nacional del Agua.

Ley de Aguas Nacionales (LAN). En el Artículo 120 de su Reglamento define a la generación de energía hidroeléctrica en pequeña escala como: “aquella que realizan personas físicas o personas morales aprovechando las corrientes de ríos y canales, sin desviar las aguas ni afectar su cantidad ni calidad, y cuya capacidad de generación no exceda de 30 MW” (Reglamento de la LLAN, (2014, pp.38). Pese a ello, dicha Ley no prevé la definición del concepto “uso no consuntivo” de las aguas nacionales, por lo que es importante armonizar ese concepto en la LAN, ya que las PCHs en México usan las aguas nacionales en forma no consuntiva. Por lo tanto, tratándose de las PCHs esta disposición parecería ser contradictoria e inconstitucional; por esta razón, consideramos que adecuar el marco normativo, representa una oportunidad de mejora, que puede permitir a los generadores de hidroelectricidad a pequeña escala, contar con una concesión que les de certeza jurídica, toda vez que estarían cumpliendo con lo que mandata la Constitución. Otros aspectos relevantes que se deben resaltar de la LAN, es que no prevé -entre las facultades de Conagua- la elaboración de programas especiales para dotar de agua para la generación de energía eléctrica, lo cual representa un vacío importante que debe ser subsanado.

Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS). Estos prevén 17 Objetivos, ODS, entre los que se encuentran el ODS 6. Agua y saneamiento, ODS 7. Energía asequible y no contaminante, los cuales tienen una relación y vinculación transversal con el agua y la energía como un medio de desarrollo económico y social. Por lo que la generación hidroeléctrica en pequeña escala juega un rol importante para contar con energía eléctrica asequible.

Acuerdos Internacionales. Existen también, una serie de acuerdos, convenios y tratados internacionales que México ha signado y en los que existe un compromiso internacional del país, de garantizar los derechos humanos de los diferentes grupos sociales y comunidades, transparentar la información y solicitar autorización a comunidades sobre proyectos que los pudieran afectar. En conjunto, las declaraciones y convenios internacionales coinciden en la importancia de establecer mecanismos para garantizar los derechos humanos, económicos, sociales y culturales de los estados miembros, así como el establecimiento de medidas que permitan el desarrollo social y económico de los pueblos, respetando la diversidad étnica, cultural y lingüística de cada país. También establece los mecanismos necesarios para realizar procesos de información, consulta y rendición de cuentas en la población.

Ley de la Industria Eléctrica (LIE). En el Artículo 3 Fracción XXII, Inciso h. Define como energías limpias aquellas fuentes de energía y procesos de generación de electricidad cuyas emisiones o residuos, cuando los haya, no rebasen los umbrales establecidos en las disposiciones reglamentarias que para tal efecto se expidan. Entre las Energías Limpias se consideran las provenientes de centrales

hidroeléctricas. Con base en lo señalado en la LIE, la CRE establece que la energía no es limpia cuando sobrepasa los 30 MW y no cumple el criterio de $10\text{W}/\text{m}^2$ que está establecido en la Ley de Transición Energética, por lo que se propone recurrir a este apartado de la Ley para demostrar que siendo las PCH's menores a 30 MW queden automáticamente definidas como energías limpias. Se ha revisado por organismos internacionales como la IHA (Asociación Internacional Hidroeléctrica) en un estudio llevado a cabo en 180 proyectos hidroeléctricos con capacidades instaladas de 1.2 a 2,735 MW y áreas desde 1.4 a 5,400 km^2 (World Bank, 2017) una relación entre las emisiones y la densidad de potencia donde los proyectos hidroeléctricos por debajo de $5\text{W}/\text{m}^2$ tienen perfiles de emisión inferior a $100\text{g CO}_2\text{ eq}/\text{kWh}$. Asimismo, todos los embalses maduros (mayores a 2 años a partir de su llenado) son embalses limpios ya que no continúan produciendo esa proporción de GEI.

Mercado Eléctrico Mayorista (MEM). a partir de la Reforma energética vigente (IMTA, 2020), donde existe una alta competitividad económica frente a otras tecnologías (eólica y solar) debido a los bajos precios y los tiempos de ejecución menores, lo que repercute en un bajo nivel de ingresos por capacidad instalada, así como en el diferencial en precios de generación de base y punta considerados en las subastas. Lo anterior genera incertidumbre en los precios futuros de comercialización de la energía eléctrica. Asimismo, se requiere una mayor inversión por MW en comparación con otras tecnologías como la eólica y la solar y no se tiene cobertura y capacidad de las redes eléctricas en algunas áreas con alto potencial. Asimismo, se deberá cumplir con los procedimientos para los Participantes del Mercado para realizar las transacciones referido en el artículo 96 de la Ley en el Mercado Eléctrico Mayorista que menciona que deberán ser de aplicación general en igualdad de circunstancias y que en ningún caso podrán ser discriminatorias ni otorgar ventajas indebidas a los participantes.

ASPECTOS AMBIENTALES

El aspecto ambiental, es otro de los temas relevantes para la elaboración de una estrategia para el desarrollo de la PCH's. En México la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental (LGEEPA), marca la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA), como el procedimiento a través del cual la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) establece las condiciones a que se sujetará la realización de obras y actividades que puedan causar desequilibrio ecológico o rebasar los límites y condiciones establecidas en las disposiciones aplicables para proteger el ambiente y preservar y restaurar los ecosistemas, a fin de evitar o reducir al mínimo sus efectos negativos sobre el ambiente (LGEEPA, 1988, Artículo 28).

Para el procedimiento de EIA, los proyectos hidráulicos que están obligados a presentar una Manifestación de Impacto Ambiental (MIA), son aquellos que se ubican en áreas naturales protegidas, o bien que conforme al Reglamento de la LGEEPA en materia de evaluación de impacto ambiental comprendan “presas de almacenamiento, derivadoras y de control de avenidas con capacidad mayor de 1 millón de metros cúbicos, jagüeyes y otras obras para la captación de aguas pluviales, canales y cárcamos de bombeo, con excepción de aquellas que se ubiquen fuera de ecosistemas frágiles, Áreas Naturales Protegidas y regiones consideradas prioritarias por su biodiversidad y no impliquen la inundación o remoción de vegetación arbórea o de asentamientos humanos, la afectación del hábitat de especies incluidas en alguna categoría de protección, el desabasto de agua a las comunidades aledañas, o la limitación al libre tránsito de poblaciones naturales, locales o migratorias” (RLGEEPA, 31/10/2014, capítulo II, artículo 5°).

Por la magnitud de las pequeñas centrales podrán requerirse en la mayoría de los casos, solicitud de exenciones al procedimiento (mini-proyectos a hilo de corriente con autorizaciones de asignación de agua, uso de suelo, construcción, etc.) o bien informes preventivos (considerando que se obtendrán las autorizaciones señaladas, y que las actividades están normadas o el proyecto se ha

considerado dentro de plan regional o sectorial previamente autorizado por la Dirección General de Impacto y Riesgo Ambiental (DGIRA).

De requerirse una manifestación de impacto ambiental (MIA) particular para evaluar un sitio y su área de influencia, será necesario integrar los capítulos que se indica en la tabla 1.

Tabla 1.- Capítulos de la MIA e información que deben contener

<p>I. Datos generales del proyecto, del promovedor y del responsable del estudio de impacto ambiental; (incluyendo comprobantes legales).</p> <p>II. Descripción del proyecto: naturaleza, programa de obras y actividades, usos del suelo, disponibilidad de agua, concesión o asignación del volumen requerido, autorizaciones para la utilización de recursos naturales (bancos de materiales), requerimientos de materiales y mano de obra; generación de residuos, descargas de aguas residuales, inversión y buenas prácticas;</p> <p>III. Vinculación con los ordenamientos jurídicos aplicables en materia ambiental y, en su caso, con la regulación sobre uso del suelo;</p> <p>IV. Descripción del sistema ambiental y señalamiento de la problemática ambiental detectada en el área de influencia del proyecto; sobre todo de los indicadores o parámetros a verse modificados por el proyecto.</p> <p>V. Identificación, descripción y evaluación de los impactos ambientales;</p> <p>VI. Medidas preventivas y de mitigación de los impactos ambientales;</p> <p>VII. Pronósticos ambientales y, en su caso, evaluación de alternativas, considerando los indicadores o parámetros asociados al proyecto que se verán impactados significativamente</p> <p>VIII. Identificación de los instrumentos metodológicos y elementos técnicos que sustentan la MIA.</p>

Fuente: Elaboración propia en base al Artículo 12 del RLGEIPA.

El RLGEIPA señala los pasos, actividades y plazos del procedimiento de EIA, así como los trámites y documentos asociados para obtener la autorización de los proyectos (Figura 6).

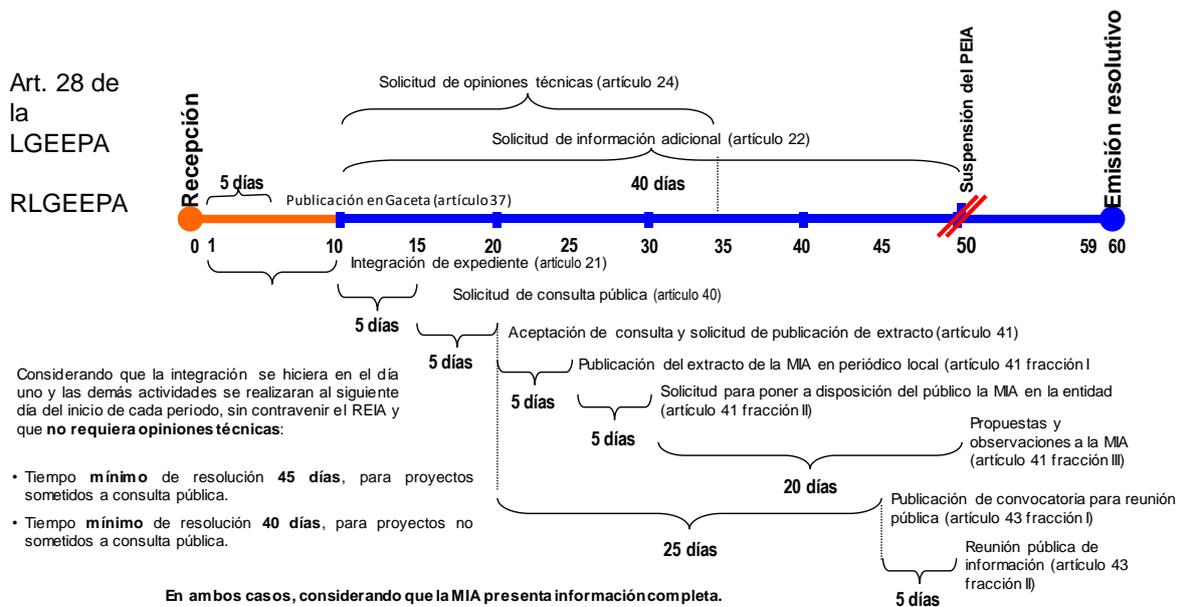


Figura 6.- Pasos, actividades y trámites para la autorización de MIA's

La autorización de las pequeñas centrales o minicentrales, en general se emite condicionada al cumplimiento de los requerimientos que se marcan en el oficio resolutivo. Estas condicionantes están sujetas a verificación de cumplimiento, por ejemplo, de las superficies declaradas reforestación, límites de ruido, descargas, etc., por la Procuraduría de Protección al Ambiente (Profepa).

El plazo para obtener el resolutivo puede ser mínimo de 40 y máximo de 180 días o más dependiendo de la modalidad de la MIA (particular o regional); también de que se ingrese información adicional o bien se lleve a cabo una audiencia pública o se solicite una suspensión o extensión del plazo.

Aunque muchos de estos impactos propiciados por las grandes centrales hidroeléctricas son ampliamente conocidos, sería importante caracterizar los impactos específicos que puedan ser atribuibles a las PCH's, ya que estos son muy diferentes; la incorporación en la legislación ambiental

de esta caracterización y diferenciación, sería un avance importante para orientar adecuadamente una estrategia que permita desarrollar las PCH's en México.

ASPECTOS SOCIALES

Hasta el momento, no existe evidencia empírica de que las PCH's generen impactos sociales negativos y, pese a las bondades mostradas en experiencias de este tipo de centrales en diferentes países (Duque y Arango, 2016; Hueso, A., 2007; BIRD, 2011), en México **existe un alto riesgo de que su construcción genere un rechazo social, por la asociación inmediata que se hace con las grandes centrales hidroeléctricas** y los impactos negativos que se estas han provocado.

En este sentido, es importante, retomar los lineamientos establecidos en programas, planes, y leyes, que están relacionados directa o indirectamente con la construcción de obras de energía eléctrica, y en las cuales, se menciona la importancia de la *participación social* o se establecen los lineamientos para consultar de grupos sociales o comunidades.

Un primer orden de instrumentos programáticos (planes y programas) orientan las acciones, estrategias y líneas de acción que las diferentes dependencias deberían seguir para concretar la participación social.

Un segundo orden, se refiere a los instrumentos normativos para el fomento de la participación social y para la realización de consultas públicas a los grupos o las comunidades, a través de los cuales, las organizaciones, grupos sociales o comunidades, pueden participar, estar informados o tomar decisiones sobre acciones que, eventualmente, podrían afectar (positiva o negativamente) su entorno o su territorio. (Ver tabla 2)

Tabla 3. Leyes que incorporar la participación y la consulta en alguno de sus apartados

Leyes	Artículos y fracciones	Descripción general
Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente	1.7; 20 bis. 5.VII y VIII; 34; 47; 58.3; 65; 66.III; 79.VI; 79.X; 157; 158; 159.	Se refiere a la garantía que ofrece esta ley para que los individuos en forma, en forma individual o colectiva, puedan participar en la preservación y restauración del equilibrio ecológico y la protección al ambiente.
Ley de Aguas Nacionales	13; 13bis; 13.1; 13bis3; 14; 14bis.II	Se refiere a la participación de los diferentes usuarios del agua a través de los Consejos de Cuenca y los métodos de representación.
Ley de transición energética	87 y 88	Se refiere a la conformación del Consejo Consultivo para la transición energética y a la conformación de sus miembros
Ley de la industria Eléctrica	11:8; 119	Se refiere a la facultad de la SENER, para realizar los procedimientos de consulta, y a tomar en cuenta los intereses y derechos de las comunidades y pueblos indígenas en los que se desarrollen proyectos de la industria eléctrica y realizar actividades necesarias para su salvaguarda, en coordinación con la Secretaría de Gobernación.
Ley del Instituto Nacional de los Pueblos Indígenas.	4.III; 5; 6.I; 11.	Menciona que el INPI, tiene como atribuciones y funciones: promover, respetar, proteger y garantizar el reconocimiento pleno y el ejercicio de los derechos de los pueblos indígenas y afroamericano reconocidos en la Constitución y en los instrumentos jurídicos internacionales de los que el país sea parte. Para lo cual, diseñará y operará un sistema de consulta y participación indígenas, en el que se establecerán las bases y los procedimientos a seguir y a través del cual, deberá garantizar el reconocimiento y respeto del derecho de libre determinación de los pueblos indígena.

Fuente: Elaboración propia en base al Plan y programas citados.

Como se puede apreciar existe un importante entramado institucional, programático y legal que debería permitir la participación abierta de las comunidades y minimizar las inconformidades y rechazo a proyectos gubernamentales o privados que se deseen implementar.

La legislación en materia energética, tiene algunas fortalezas que permitirían vincular a las comunidades de las zonas donde se proyecte la construcción de PCH's y orientar mejor la participación social al respecto.

La primera de ellas estriba en el reconocimiento de la facultad que tiene la Secretaría de Energía, para la realizar los procedimientos de consultas y resolver sobre las evaluaciones de impacto social (Ley de la industria Energética. Art. 11, Frac. VIII). Por otra parte, dicha ley también señala la importancia de dar a conocer información sobre la población que pueda ser afectada por el desarrollo de proyectos energéticos.

Estas disposiciones indicadas en la Ley de la Industria Eléctrica, son relevantes porque reconocen la posibilidad de que las localidades puedan ser vulneradas por la construcción de algún proyecto, por lo que establece explícitamente la importancia de realizar los procedimientos necesarios de consulta para salvaguardar sus derechos, particularmente, tratándose de comunidades indígenas.

Además de la realización de la consulta, la ley en la materia indica que los interesados en realizar proyectos, deberán presentar una Evaluación de Impacto Social (EVIS), la cual tiene como objetivo ponderar los posibles impactos sociales que causará una obra o proyecto y establecer las medidas de mitigación pertinente, al respecto, la SENER emitirá el resolutive y recomendaciones correspondientes.

De la revisión de la legislación relativa a industria eléctrica se desprende que la EVIS tiene como principal finalidad:

- Identificar a las comunidades y pueblos ubicados en el área de influencia de un proyecto de la industria eléctrica (comunidades y pueblos indígenas y no indígenas según la legislación en hidrocarburos; y sólo indígenas según la legislación de industria eléctrica).
- La identificación, caracterización, predicción y valoración de los impactos sociales, de las consecuencias a la población que podrían derivarse del proyecto.
- La propuesta de las medidas de mitigación y de planes de gestión social.

Los instrumentos programáticos o normativos que orientan la participación social y la consulta a localidades, presentan algunas limitaciones que estriban principalmente en la voluntad para su adecuada aplicación, situación que puede ser resuelta fundamentalmente con voluntad política y disposición de las autoridades para eliminar problemas en los procesos constructivos de obras como las PCH's y garantizar el derecho que tienen las localidades a la información, la consulta y la participación.

OTROS RETOS DEL DESARROLLO HIDROELECTRICO EN MÉXICO

Además de los alcances y limitaciones reseñados anteriormente, existen algunos retos para el desarrollo de las PCH's que se enmarcan en los retos generales que enfrenta el sector eléctrico nacional, entre los que se pueden destacar:

- **Indicadores socio-ambientales.** Faltan indicadores integrales ambientales y sociales dentro de los estudios de identificación de potencial hidroeléctrico de modo que sean proyectos sostenibles, esto ha generado una percepción negativa y rechazo social a proyectos por parte de algunos sectores de la población debido a las altas expectativas de las comunidades para subsanar subdesarrollo y falta de servicios. Adicionalmente se deben considerar los usos y costumbres en diversas comunidades para el manejo del agua, entre otros aspectos.
- **Desarrollo científico y tecnológico nacional en PCHs.** Se requiere incrementar la eficiencia de las turbomáquinas hidráulicas y disminuir los costos de la instalación hidráulica y de los equipos hidráulicos, eléctricos y ductos. También se tienen elevados costos en redes de transporte o

distribución. Actualmente no se cuenta con información del potencial hidroeléctrico aprovechable en pequeña generación, que además debiera incluir modernización y repotenciación de centrales existentes, almacenamiento por bombeo y equipamiento de infraestructura existente. Tampoco se cuenta con información de la disponibilidad hídrica actual y futura para generación hidroeléctrica, considerando los diversos usos (urbano, industrial y agrícola), así como las condiciones hidrológicas y climatológicas futuras con base en escenarios climáticos, aunado a la falta de información climatológica e hidrométrica debido a la escasez de medición y cobertura en las diversas cuencas del país.

- **Inversión, financiamiento y políticas públicas.** Se requieren sistemas fiscales FIT (Feed-in-Tariff), que son esenciales para atraer inversiones financieras; políticas concretas diseñadas específicamente para el desarrollo de la pequeña central hidroeléctrica. No se tiene inversión en estudios de factibilidad sin certeza de obtención de permisos de explotación, lo que repercute en escasos financiamientos acordes al ciclo de vida de las centrales hidroeléctricas, además que no se evalúan en el actual MEM las externalidades positivas. También es importante hacer una revisión de las restricciones al uso del agua para generación de pequeña escala.

CONCLUSIONES

La contribución de la energía hidroeléctrica en la matriz energética mundial sigue siendo la más importante dentro de los esquemas de energía limpia renovable, debido a su facilidad de operación y despacho. La hidroelectricidad de pequeña escala es una opción viable social y ambientalmente que se puede desarrollar mediante diversos esquemas de aprovechamiento con potencial de desarrollo en México, estos son: 1. Minihidroeléctricas con embalse y a filo del agua; 2. Equipamiento en presas de riego, 2. Modernización y repotenciación de centrales que ya cumplieron su vida útil, 3. Minihidroeléctricas en canales de riego; y 4. Sistemas híbridos solar-hidroeléctrico. Para su desarrollo es importante también considerar las buenas prácticas sociales y ambientalmente sustentables como son: la atención integral del cumplimiento normativo de la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) considerando las preocupaciones locales, las compensaciones ambientales, la atención y vinculación social y ambiental en las diversas etapas de desarrollo de estos proyectos, mejorando así el manejo de los impactos ambientales y sociales. Existen diversas metodologías, protocolos y recomendaciones internacionales que motivan el desarrollo hidroeléctrico sostenible. En la parte social se requiere evolucionar los beneficios sociales y la aceptación de las hidroeléctricas como un medio de desarrollo local. La normatividad requiere tener claridad en su implementación; se debe tener transparencia durante el desarrollo de los proyectos; integrar las consultas sociales para una mejor participación común; y finalmente dar cumplimiento a los acuerdos establecidos en el marco del proyecto, para brindar una certeza jurídica y posibilidades de financiamiento. Se requiere también un esfuerzo nacional de inversión pública y privada en este sector, pero con una valoración justa y adecuada para los participantes públicos o privados del mercado eléctrico y que valore las externalidades positivas de estos proyectos como es la capacidad de regulación y potencia y en los proyectos de pequeña escala con posibilidades de planeación en el corto y mediano plazo para el despacho eléctrico, de esta manera se podría impulsar la construcción de centrales. También se requiere el desarrollo de capacidades, promover la innovación, la investigación y el desarrollo industrial en México que permita impulsar proyectos de pequeña escala social y ambientalmente sustentables y así mejorar las economías locales remotas y exentas de la cobertura del Sistema Eléctrico Nacional.

REFERENCIAS

- BIRD**, (2011), *Potencial hidroeléctrico de Antioquia. Inventario, perspectivas y estrategias*. Medellín: Banco de Iniciativas Regionales para el Desarrollo de Antioquia.
- Comisión Nacional del Agua** (2019), Estadísticas del Agua en México, México, D. F.
- Dams and Development** (WCD, 2000). A new framework for decision-making. The report of the World Commission on Dams.
- Diario Oficial de la Federación** (1988), Ley General del equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, Cámara de Diputados, México.
- Diario Oficial de la Federación** (1992), Ley de Aguas Nacionales, Cámara de Diputados, México.
- Diario Oficial de la Federación** (2014), Ley de la Industria Eléctrica, Cámara de Diputados, México.
- Diario Oficial de la Federación** (2014a), Reglamento de la Ley de la Industria Eléctrica, Cámara de Diputados, México.
- Diario Oficial de la Federación** (2015), Ley de transición energética, Cámara de Diputados, México.
- Diario Oficial de la Federación** (2022b), Ley del Instituto Nacional de los Pueblos Indígenas, Cámara de Diputados, México.
- Duque Grisales, Eduardo Alexander y Leonel Arango Vásquez**, (2016), Alternativa de las pequeñas centrales hidroeléctricas de Antioquia en el mecanismo de desarrollo limpio, Revista Ciencias Estratégicas. Vol. 24 - No. 35 (enero - junio 2016).
- Hueso González, Andrés** (2007), Estudio sobre el impacto social, económico y ambiental de pequeñas centrales hidroeléctricas implantadas en comunidades rurales de La Paz, Bolivia, Proyecto de Grado, Universidad Mayor de San Andrés - Universidad Politécnica de Valencia, La Paz, Bolivia, junio de 2007.
- Lara Sáenz, Leoncio** (1999) Procesos de investigación jurídica, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Martínez Pichardo, José; Benítez Teviño, V. Humberto**, (2001) Lineamientos para la Investigación Jurídica. Editorial Porrúa.
- Palacios F. A., Cervantes C. A., Bravo J.** (2019), Equipamiento de presas de riego para generación de energía hidroeléctrica. Informe Final. IMTA.
- Palacios, Ana**, (2017), Bases para un Centro mexicano en Innovación de Energía Hidroeléctrica, 1era Parte: Infraestructura Hidroeléctrica Actual, IMTA, 1ra. Parte, 217.
- Palacios, Ana** (2018), Posibilidades de desarrollo de la generación hidroeléctrica en México. 1ra. Reunión de Expertos en Hidroenergía (26 al 28 de noviembre de 2018), Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA.
- 1er Seminario Internacional para las Pequeñas Centrales Hidroeléctricas (PCHs) sostenibles en México**, IMTA-INEEL, IMTA (2020).
- Reglamento de la LGEEPA**. (2000). Reglamento de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. México.
- Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales**, (2014), Cámara de Diputados, Última Reforma 25 de 08 de 2014.
- SENER** (2021). Programa de Desarrollo del Sector Eléctrico Nacional 2021-2035, (PRODESEN). SENER. Capítulo V. Infraestructura del Sistema Eléctrico Nacional.
- Masera, Omar** (2020), Energía en territorio rurales, Ponencia presentada en el Primer Seminario Internacional para las Pequeñas Centrales Hidroeléctricas Sostenibles en México; IMTA, 13 de Octubre.

CONTRIBUIÇÃO DA EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO PROSA - CAMPO GRANDE/MS

Maria Teresa Casadei¹, José Carlos de Oliveira² e Juliana de Mendonça Casadei³

(1) Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, Brasil, mt.casadei@unesp.br

(2) Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, Brasil, jose.c.oliveira@unesp.br

(3) Universidade Católica Dom Bosco - UCDB, Brasil, ju.casadei@gmail.com

RESUMO:

A educação ambiental está presente na Política Nacional de Meio Ambiente, instituída pela Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, com status de princípio, juntamente com a gestão dos recursos naturais. A Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, dispõe sobre a educação ambiental e institui a Política Nacional de Educação Ambiental, destacando a importância dos processos de construção de valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências para a conservação do meio ambiente, pelos indivíduos e pela coletividade. A educação ambiental trata de ações voltadas à sensibilização da coletividade sobre questões relativas à qualidade ambiental e as formas de organização para a participação cidadã, sendo caracterizada pela multidisciplinaridade da estrutura, interdisciplinaridade da linguagem e transdisciplinaridade na ação. O presente trabalho avaliou o resultado desse processo de educação na melhoria ou manutenção de condições de corpos hídricos, especificamente na cidade de Campo Grande/MS, analisando o impacto das ações de educação ambiental desenvolvidas no espaço criativo implementado para o exercício de tais políticas.

ABSTRACT:

Environmental education is present in the National Environmental Policy, established by Law No. 6,938, of August 31, 1981, with principle status, designed with the management of natural resources. Law No. 9,795, of April 27, 1999, highlighted on environmental education and institutes a National Environmental Education Policy and the importance of social values, knowledge, skills, attitudes and abilities for the conservation of the social environment. environment, by and for the community. Environmental education deals with the collectivity of structuring, affecting the multidisciplinary of the structure, interdisciplinarity and transdisciplinarity. The work evaluated the result of this process of physical education in the improvement or maintenance of the conditions of environmental education, such specifically in the city of Campo Grande/MS, causing impact of the actions of environmental education in the creative space implemented for the political politics.

PALAVRAS CHAVES: educação ambiental; recursos hídricos; qualidade da água.

INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Meio Ambiente, estabelecida pela Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, inclui dentre seus princípios, a gestão dos recursos naturais e a educação ambiental (BRASIL, 1981; MAGLIO e PHILIPPI JR, 2014). A educação ambiental pode ser entendida como uma prática social transformadora, alinhada à busca de justiça ambiental (TRISTÃO, 2012), cujo saber se constrói socialmente e é caracterizado pela multidisciplinaridade da estrutura, interdisciplinaridade da linguagem e transdisciplinaridade na ação (PEDRINI, 2011).

Por sua vez, a Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, que dispõe sobre a educação ambiental e institui a Política Nacional de Educação Ambiental, confere significativa importância aos processos de construção de valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências para a conservação do meio ambiente, pelos indivíduos e pela coletividade (BRASIL, 1999).

Além das iniciativas de práticas educadoras nos espaços escolarizados, a educação ambiental não-formal é a que trata de ações voltadas à sensibilização da coletividade sobre questões relativas à qualidade ambiental e as formas de organização para a participação cidadã (BRASIL, 1999). Fora do âmbito escolar, ela deve acontecer utilizando-se de múltiplos meios, no seio da sociedade, e preferencialmente para questões de ordem global e, especialmente, do cotidiano da comunidade local.

Considerando a água como um recurso natural essencial para a sobrevivência dos seres, a educação ambiental para salvaguardá-la é pauta de urgência. Aspectos relacionados à quantidade e qualidade são significativos e precisam ser considerados na gestão dos recursos hídricos (BASSOI, 2014) e também no âmbito educacional. Por serem os recursos hídricos, assim como outros elementos naturais, estruturas sistêmicas, que se relacionam por fluxos e ciclos, qualquer perturbação da condição de equilíbrio pode alterar essas relações, segundo as características locais naturais e da ocupação humana (AQUINO et al, 2017) e, por isso mesmo, a educação tem papel importante em qualquer dessas etapas.

Em termos de ciência e pesquisa, questões de alta complexidade envolvem os padrões de qualidade da água. Por exemplo, temos o conceito de poluição que está ligado a alteração das características físicas, químicas ou biológicas da água, prejudicando um ou mais de seus usos possíveis, e as principais fontes de poluição estão relacionadas aos esgotos domésticos, efluentes industriais e à drenagem urbana, associadas ao uso e ocupação do solo (BASSOI, 2014) e potencializadas nos aglomerados humanos, ou seja, questões que circulam a rotina das pessoas. Nos grandes centros urbanos, a possibilidade de ocorrência e interação desses três fatores concomitantemente é muito maior, seja pela grande concentração de pessoas, associada à gestão deficiente ou inexistente dos recursos hídricos, as estruturas de saneamento deficitárias ou ausentes, bem como a falta de mecanismos efetivos de controle do uso e ocupação do solo. Note, assim, que a educação ambiental pode ser uma ferramenta para ajudar a conter a poluição.

A crescente preocupação com os aspectos ambientais ocorrida nas últimas décadas, associada ao incremento nas investigações acerca da qualidade das águas, implicou no desenvolvimento de metodologias específicas para auxiliar no cuidado com a manutenção da qualidade dos recursos hídricos. E, a educação faz parte desse processo.

Considerando que a gestão de Recursos Hídricos estabelecida pela Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, dispõe como um de seus fundamentos a gestão descentralizada e compartilhada com o Poder Público, usuários e as comunidades (BRASIL, 1997), a criação de equipamentos públicos e comunitários para a educação ambiental colocados à disposição da população local, têm se mostrado ferramenta fundamental capaz de contribuir para a operacionalização dos propósitos da lei na melhoria das condições de conservação da qualidade da água.

Em Campo Grande-MS, nas últimas décadas, duas importantes políticas públicas foram implementadas: uma diz respeito ao início de um programa de monitoramento da qualidade das águas superficiais, e a outra se trata de ações regulares de educação ambiental, a partir da implantação de quatro centros de educação ambiental.

As políticas públicas são um conjunto de diretrizes que a sociedade estabelece, geralmente sob a forma de lei, cuja abordagem na questão ambiental deverá atravessar todas as escalas do universo político-administrativo, pois tem caráter multinível e multiescalar (PHILIPPI JR. *et al*, 2004).

Diante dessas informações, o objetivo da presente pesquisa foi o de avaliar a efetividade das políticas públicas implantadas, com a operacionalização das atividades de educação ambiental e a evolução da qualidade das águas superficiais nos pontos de monitoramento mais próximos aos CEAs em plena atividade de funcionamento.

METODOLOGIA

Caracterização da área de Estudo

O Município está localizado no divisor de águas das bacias do Paraná e Paraguai. Uma pequena parcela do território, ao extremo norte, é drenada pelo córrego Ceroula, que compõe o sistema de drenagem do Rio Paraguai. O restante do território contribui para o Rio Paraná. Essa divisão de águas superficiais se dá em razão dos derrames basálticos e a formação da Serra de Maracaju/Campo Grande (LASTORIA *et al.*, 2006).

A área urbana encontra-se instalada sob 11 microbacias, todas afluentes do Rio Paraná, denominadas: Bandeira, Prosa, Anhanduí, Lageado, Gameleira, Bálamo, Imbirussu, Coqueiro, Ribeirão Botas, Segredo e Lagoa (Figura 1). Ao todo, são 33 córregos e cerca de 50 nascentes, sendo os recursos hídricos em superfície parte do desenvolvimento histórico e socioeconômico da sua população (CAMPO GRANDE, 2010). Uma grande parcela de território municipal, equivalente a 7.552,362 km², incluindo a sede urbana, se insere na Unidade de Planejamento e Gestão - UPG do Rio Pardo, afluente da margem direita do Rio Paraná, restando uma pequena porção integrante à UGP do Miranda, conforme Figura 2 (MATO GROSSO DO SUL, 2010).

O Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul – PERH/MS (MATO GROSSO DO SUL, 2010) considerou a UGP do Rio Pardo, na qual a área urbana se insere, como a segunda maior em criticidade do uso dos seus recursos hídricos, o que significa uma menor aptidão para o atendimento de cada uso, consuntivo ou não. Nesta UGP os usos com maiores valores de criticidade foram: abastecimento humano, industrial e dessedentação animal.

As características climáticas são as da região central do Brasil, havendo a ocorrência de duas estações bem definidas: uma chuvosa e outra seca. Segundo o modelo de classificação climática de Köppen, o clima situa-se na faixa de transição entre o subtipo Cfa mesotérmico úmido e o subtipo Aw tropical úmido (CAMPO GRANDE, 2021).

As séries históricas da precipitação pluviométrica no Município demonstram que o período entre outubro e março concentra, em média, 70% da precipitação pluviométrica anual, configurando a estação úmida local. Com relação ao regime térmico, os meses mais quentes são os de outubro a março, em que as médias mensais das temperaturas são sempre superiores a 24°C (CAMPO GRANDE, 2021).

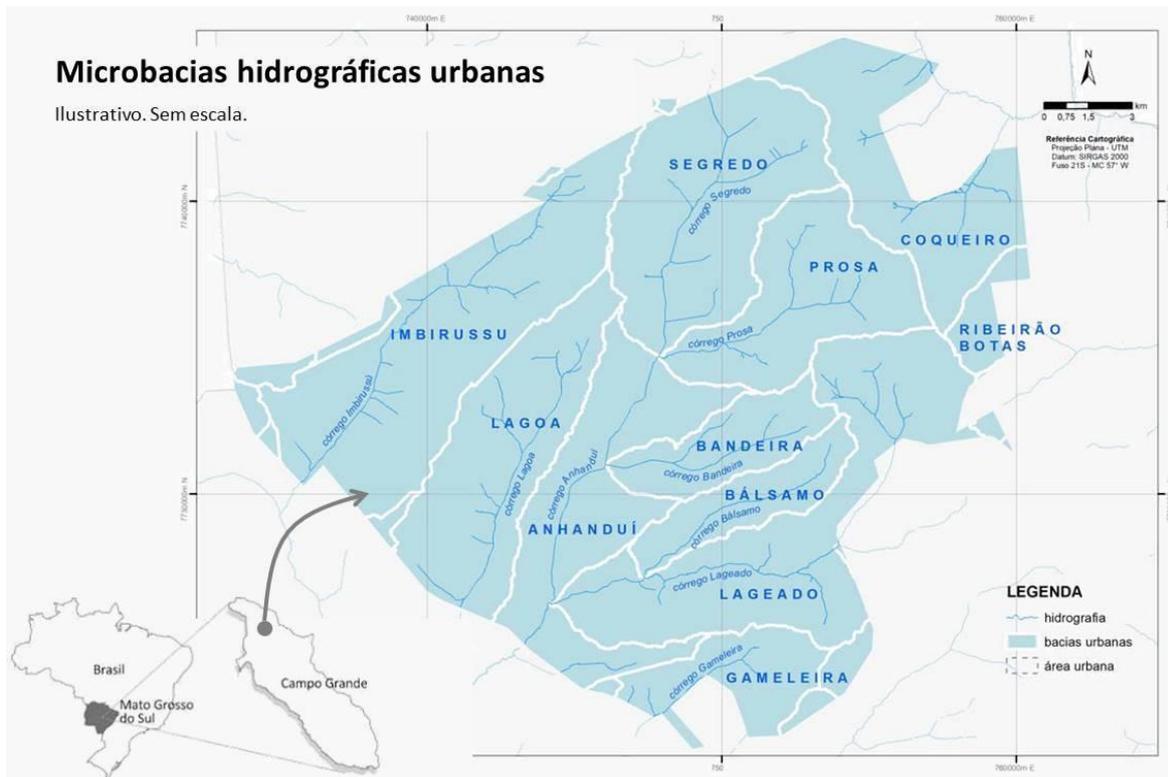


Figura 1.- Hidrografia do Município de Campo Grande, MS.
Fonte: adaptado pelos autores de Campo Grande (2021)

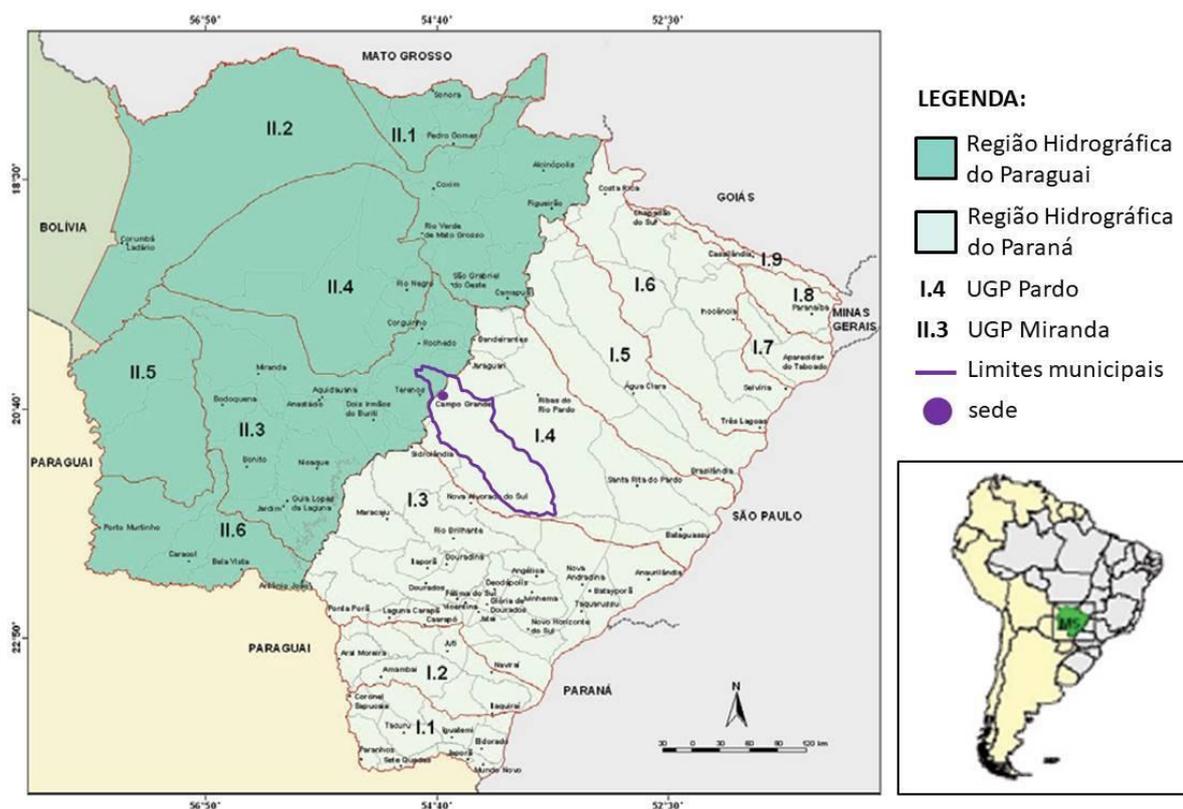


Figura 2.- Contexto hidrográfico do Município de Campo Grande, MS.
Fonte: adaptado pelos autores de Mato Grosso do Sul (2010)

Procedimentos metodológicos

A presente pesquisa é qualitativa, realizada a partir de análise documental. Trata-se de levantamento de dados secundários, nos relatórios de monitoramento das águas superficiais de Campo Grande-MS, resultados obtidos no desenvolvimento do programa municipal denominado Córrego Limpo, desde o ano de 2009, quando foi implantado, até 2021.

A localização do Centro de Educação Ambiental (CEA) do Polonês, às margens do Córrego Sóter, foi determinante para a escolha do ponto monitorado mais próximo (SOT 02), também localizado no Córrego Sóter, alguns metros à jusante do CEA, pertencente à microbacia do Prosa. A escolha do CEA para análise conjugada se deu por ser o mais próximo do centro da cidade, bem como o primeiro a iniciar o funcionamento.

A bacia hidrográfica define a unidade territorial considerada para implementação dos pressupostos estabelecidos na Política Nacional de Recursos Hídricos, bem como seu gerenciamento (BRASIL, 1997).

A figura 3 apresenta a localização do CEA no contexto da bacia hidrográfica do Córrego Prosa, e da respectiva rede de monitoramento das águas superficiais.

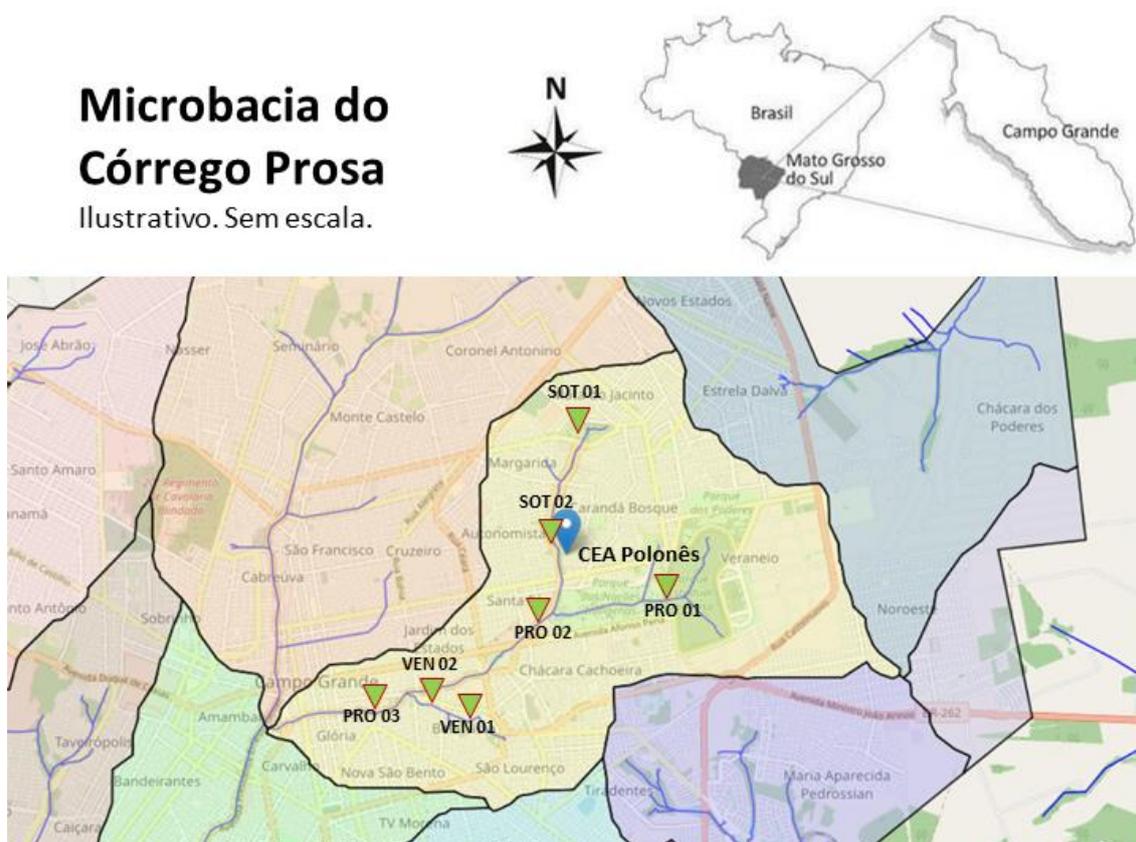


Figura 3.- Rede de monitoramento da microbacia do Córrego Prosa.
Fonte: adaptado de SISGRAN, 2022.

Os relatórios anuais apresentam os dados obtidos a partir de coletas e análise de água trimestrais, para os quais se calcula o índice de qualidade de água conforme a metodologia da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - IQA_{CETESB}, adaptado da *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos, e que incorpora 9 parâmetros relevantes para uma avaliação de qualidade, tendo como determinante seu uso para abastecimento público (CAMPO GRANDE, 2010).

A CETESB considerada como parâmetros para formulação do índice: a temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), pH, coliformes termotolerantes, nitrogênio

total, fósforo total, turbidez e sólidos totais (BRAGA et al., 2002); ao qual são atribuídos pesos distintos, considerados em um cálculo matemático que determina a qualidade das águas, variando numa escala de 0 a 100: ótima, boa, regular, ruim e péssima.

Tabela 1.- Categoria e ponderação do IQA_{CETESB}

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: CAMPO GRANDE, 2009.

A rede de monitoramento é composta por 86 locais de amostragem e foi adotada no Município a partir da seleção de pontos, estabelecidos por meio da identificação de locais de nascentes, confluências de córregos e áreas suspeitas ou definidas de contação por lançamentos clandestinos ou autorizados de efluentes, considerando os empreendimentos potencialmente poluidores licenciados e fiscalizados pela prefeitura (CAMPO GRANDE, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Centro de Educação Ambiental do Polonês foi implantado a partir da revitalização e adaptações de onde funcionou um matadouro bovino na década de 50, de propriedade dos Teodorowic, imigrantes poloneses. às margens do Córrego Sóter, na região norte da cidade. O CEA promoveu o resgate histórico e as interações entre essa atividade econômica, o desenvolvimento da cidade e a questão ambiental. Além disso, tornou-se um espaço específico para a prática e saberes de educação ambiental, contribuindo com a promoção de atitudes e de habilidades necessárias à preservação e melhoria da qualidade ambiental (CASADEI *et al.*, 2010).

O Córrego Sóter, juntamente com as drenagens dos córregos Vendas, Prosa, Desbarrancado, Réveillon, Pindaré e Joaquim Portugêses, formam a microbacia do Prosa. Sua nascente está localizada no Parque Ecológico do Sóter, e, ao longo do percurso em área urbana, recebe contribuição do córrego Pindaré e conflui com o córrego Prosa após o lago do Parque das Nações Indígenas. Enquadrado como classe 2, recebeu dois pontos de amostragem em sua extensão, sendo o primeiro próximo a sua nascente, e o segundo à montante da confluência com o córrego Prosa, nas proximidades do CEA Polonês (CAMPO GRANDE, 2010).

Apesar do CEA-Polonês ter sido inaugurado somente em 2011, desde o primeiro trimestre de 2009 as águas do Córrego Sóter são monitoradas segundo parâmetros físicos, químicos e biológicos. Segundo a Resolução CONAMA nº 357, de 2005, em seu artigo 2º, inciso XXVII, parâmetros de qualidade da água são: substâncias ou outros indicadores representativos da qualidade de água (BRASIL, 2005). Os parâmetros de avaliação são: pH; turbidez; temperatura; sólidos totais; oxigênio dissolvido (OD); nitrogênio; fósforo total; demanda bioquímica de oxigênio (DBO); e coliformes termotolerantes.

A partir dos resultados analisados para cada parâmetro, individualmente, é calculado o índice de qualidade de água, cujos resultados são categorizados conforme uma escala de valores, sendo o seguinte: Ótima (100 a 79); Boa (79 a 51); Regular (51 a 36); Ruim (36 a 19); e Péssima (<19).

A partir de então, nota-se que até o ano de 2016, em alguns trimestres sucessivos os resultados obtidos foram “regular”, destacando-se em 2015, por dois trimestres sucessivos, o resultado “ruim”.

Desde o ano de 2017, os resultados passaram a seguir uma uniformidade nos resultados, atingindo a categoria de “bom”, demonstrando uma melhoria nos resultados.

A Tabela 1 apresenta os resultados trimestrais da qualidade da água no ponto mais próximo do CEA Polonês.

Tabela 2.- Resultados do IQA_{CETESB} para o Ponto SOT 02

Ano	1º trimestre	2º trimestre	3º trimestre	4º trimestre
2009	Boa	Boa	Regular	Boa
2010	Boa	Boa	Boa	Boa
2011	Boa	Regular	Boa	Boa
2012	Boa	Boa	Regular	Boa
2013	Regular	Boa	Boa	Boa
2014	Regular	Boa	Regular	Regular
2015	Ruim	Ruim	Boa	Regular
2016	Regular	Boa	Regular	Boa
2017	Boa	Boa	Boa	Boa
2018	Boa	Boa	Boa	Boa
2019	Boa	Boa	Boa	Boa
2020	Boa	Sem coleta	Boa	Boa
2021	Boa	Boa	Boa	Boa

Fonte: elaborado pelos autores (2022)

Observa-se a partir dos resultados que a presença do CEA pode ter contribuído para a manutenção da água predominantemente em boa qualidade, mesmo em razão do avanço da ocupação urbana ao longo do período de estudo. Em análise ao conteúdo do projeto político pedagógico do CEA, verifica-se que as atividades desenvolvidas no local foram alicerçadas em quatro eixos distintos: resíduos sólidos, arborização urbana, tecnologias sustentáveis, e recursos hídricos, sendo que este último considerou uma abordagem sobre a “importância da conservação da qualidade dos corpos d’águas superficiais dentro da concepção de bacias hidrográficas, e consumo sustentável” (CASADEI *et al*, 2010).

Dentre as atividades destacadas no projeto para os recursos hídricos, está a realização de práticas de coleta e análise rápida da água, por intermédio de kits portáteis, para compreensão e verificação da qualidade da água no Córrego Sóter, que percorre o interior do CEA Polonês, associada a abordagens teóricas de sensibilização sobre as causas e cuidados que influenciam na manutenção dos resultados positivos (CASADEI *et al*, 2010).

Oficinas e práticas relacionadas à qualidade da água podem se constituir importantes mecanismos de engajamento coletivo na preservação dos recursos hídricos. No córrego Bela Vista, Piacatu-SP, por exemplo, foi desenvolvido projeto a partir do monitoramento das águas, tendo como metodologia oficinas de capacitação, visitas de campo, estudos do meio e a criação de uma rede de monitoramento com o apoio de parceiros e voluntários (FILIPIM e ARAÚJO, 2021).

A educação ambiental como apoio à gestão dos recursos hídricos não é uma temática nova. Em uma revisão integrativa, Lopes *et al* (2021) identificaram 46 trabalhos entre artigos, dissertações e teses publicados nos anos de 1996 a 2020, que relacionam diretamente educação ambiental em contextos de bacias hidrográficas. Os autores consideraram as ações desenvolvidas de forma pontual e fragmentada, identificando a necessidade de potencialização.

Neste mesmo sentido, Meier e Mazzarino (2020) realizaram uma revisão sistemática em bases de dados científicos, enfocando o contexto americano e europeu, no período de 1992 a 2016, obtendo 20 artigos científicos para análise. A pesquisa permitiu às autoras concluir por haver uma

concentração de práticas na educação formal, direcionada para jovens, com atividades pedagógicas tradicionais, carecendo de dinâmicas inovadoras e interativas nessa área.

Os aspectos identificados na literatura contribuem para direcionar as ações de gestão dos recursos hídricos em uma bacia (LOPES et al, 2021; MEIER e MAZZARINO, 2020), uma vez que a educação ambiental se constitui em um dos principais meios de comunicação e integração entre as políticas e sistemas de recursos hídricos e as de meio ambiente, assegurando o aprofundamento democrático na gestão das águas (BATISTA, 2014).

Para o caso de Campo Grande, os resultados analisados revelam a interface entre duas importantes políticas públicas aplicadas no Município a longo prazo, havendo um alinhamento entre os programas de monitoramento da qualidade das águas e as práticas de educação ambiental não-formal desenvolvidas nos equipamentos públicos, e que demonstram a relevância de serem tratadas de forma indissociada.

O desenvolvimento de ações de educação ambiental voltados à qualidade das águas, em um contexto de bacias hidrográficas, é, além de viável, indicado como o lugar onde podem ocorrer as transformações sociais (LOPES *et al*, 2021).

Por fim, há uma lacuna de registros de práticas e discussões metodológicas aprofundadas, de modo a nortear o planejamento de ações efetivas para o apoio da gestão dos recursos hídricos. Para Lima (2015), a educação ambiental no Brasil tem se difundido e institucionalizado como um novo campo social de atividade e de saber, evidenciado a partir de aspectos quantitativos e qualitativos. Contudo, Pedrini (2011) alerta que a informação para a prática de educação ambiental se encontra disponível, em sua maioria, em resumos de eventos. Deste modo, estudos sistematizados e ampliados devem ser considerados como fundamentais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir deste estudo foi possível inferir que há uma correlação positiva a longo prazo entre a realização das atividades educativas e a presença de centros de educação ambiental na comunidade local e a melhoria da qualidade das águas superficiais na microbacia onde se instala esse importante equipamento público.

As práticas educativas desenvolvidas no CEA Polonês, com direcionamento específico para os recursos hídricos, podem ter contribuído com a manutenção da qualidade das águas em boa condição, segundo os critérios metodológicos utilizados no programa de monitoramento do Município.

O aporte dos centros de educação ambiental potencializam os efeitos da gestão dos recursos hídricos em âmbito de uma bacia hidrográfica e se constituem no elo das políticas ambientais desenvolvidas no território.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N° 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- AQUINO, AQUINO, A.R.; PALETTA, F.C.; ALMEIDA, J.R.** (2017). *Vulnerabilidade Ambiental*. São Paulo: Blucher, 112p.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S.** (2002). *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall.
- BASSOI, L. J.** (2014). Poluição das Águas. In: PHILIPPI JR, A. *Educação Ambiental e Sustentabilidade*. Barueri: USP/Manole. p.193-214
- BATISTA, A.C.** (2014). *Percepção e educação ambiental na gestão pública de recursos hídricos*. Monografia (Especialização) - Pós Graduação em Gestão Ambiental em Municípios, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira: UTFPR.
- BRASIL** (1981). *Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981*. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília..
- BRASIL** (1997). *Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília.
- BRASIL** (1999). *Lei nº 9.795 de 27 de abril de 1999*. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. Brasília.
- BRASIL** (2005). Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 357*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem com estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília.
- CAMPO GRANDE** (2010). *Qualidade das Águas Superficiais de Campo Grande*: Relatório 2009. Campo Grande, 136p.
- CAMPO GRANDE** (2011). *Qualidade das Águas Superficiais de Campo Grande*: Relatório 2010. Campo Grande, 61p.
- CASADEI, J.M.; CHINCHILLA, M.C.; ZANCHETTIN, S.R.M.; LEITE, S.B.** (2010). *Projeto Político Pedagógico*: Centro de Educação Ambiental - CEA Polonês. Campo Grande, 12p.
- FILIPIM, S. R. B.; ARAÚJO, R. R.** (2021) Ações de educação ambiental para conservação e preservação do Córrego Bela Vista, Piacatu-SP. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, Vol.4, No.2, abr./jun. 2021, pp. 1857-1873.
- LASTORIA, G.; SINELLI, O.; KIANG, C.H.; HUTCHEON, I.; PARANHOS FILHO, A.C.; GASTMANS, D.** (2006) Hidrogeologia da Formação Serra Geral no Estado de Mato Grosso do Sul. *Revista Águas Subterrâneas*, Vol.20, No.1, Julho 2006, pp.139-150.
- LIMA, G.F.C.** (2015). *Educação ambiental no Brasil*: Formação, identidades e desafios. Campinas: Papirus.
- LOPES, L.P.; CAMPOS, M.A.T.; NOGUEIRA, V.** (2021). Educação Ambiental em contextos de Bacias Hidrográficas: uma revisão integrativa das pesquisas nacionais e internacionais no período de 1996 a 2020. *Remea*, Vol. 38, No. 1, Jan/Abr. 2021, pp.336-361.
- MAGLIO, I.C.; PHILIPPI JR, A.** (2014). Política e Gestão Ambiental: Conceitos e Instrumentos. In: PHILIPPI JR, A. *Educação Ambiental e Sustentabilidade*. Barueri: Manole. p.259-306.
- MATO GROSSO DO SUL**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, do Planejamento, da Ciência e Tecnologia. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. (2010) *Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul*. Campo Grande, 194p.
- MEIER, M.A.; MAZZARINO, J.M.** (2020). Avaliação das propostas de educação ambiental voltadas às águas em bacias hidrográficas nas bases de dados EBSCO, DOAJ e Scielo. *Educação em Revista*, Vol. 36, 2020, pp. 1-31.
- PEDRINI, A.G.** (2011). *Educação ambiental*: Reflexões e práticas contemporâneas. Petrópolis: Vozes.
- PHILIPPI JR., A.; ROMERO, M.A.; BRUNO, G.C.** (2004). Curso de Gestão Ambiental. Barueri: Manole.
- SISGRAN** (2022). *Sistema Municipal de Indicadores de Campo Grande-MS*. Disponível em: <https://www.campogrande.ms.gov.br/sisgran/>.
- TRISTÃO, M.** (2012). As dimensões e os desafios da educação ambiental na contemporaneidade. In: RUSCHEINSKY, A. *Educação Ambiental*: Abordagens múltiplas. Santana: Penso Editora.

ANÁLISE E MÉTODOS DE PRESERVAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DE AMBIENTES CÁRSTICOS NO OESTE BAIANO

Lei Dimara Pereira Botelho

Universidade Brasília – UNB. Faculdade UNB Planaltina - FUP. Vila Nossa Sra. de Fátima, Brasília - DF, Brasil. 73345-010.
Contato: (62) 98159-7908. E-mail: leidybotelho@gmail.com

Introdução e Objetivos

Atualmente o Oeste Baiano, tendo como recorte espacial os municípios de Barreiras, Luís Eduardo Magalhães e São Desidério, ocupa uma posição de destaque no cenário nacional como um dos principais expoentes do agronegócio. Em função da instalação de extensas lavouras de monoculturas, esse quadro de ocupação e manejo do solo levanta preocupação com relação à sustentabilidade da área de recarga do sistema aquífero Urucuia (SAU). Além disso, as paisagens cársticas e as cavernas são feições naturais de grande importância para a preservação ambiental, e têm sido consideradas como um domínio frágil e vulnerável. O fluxo dessas drenagens potencializa a propagação muito mais rápida de possíveis poluentes, a conexão direta entre a superfície e o aquífero subjacente torna as águas subterrâneas extremamente vulneráveis à poluição, que pode chegar rapidamente aos poços e nascentes. Os desmatamentos, assim como os processos erosivos inerentes às atividades agrícolas, afetam o regime hidrológico das regiões cársticas, provocando diversos problemas como, assoreamentos de rios, redução de áreas de terras úmidas em planícies de inundação e reduções nos fluxos de rios.

A intensificação da ocupação agrícola pode ocasionar maior demanda por recursos naturais, principalmente os recursos hídricos. Os municípios de Barreiras, Luís Eduardo Magalhães e São Desidério estão localizados sobre a maior parte do sistema aquífero Urucuia, que apresenta significativa contribuição à dinâmica hídrica da bacia do Rio São Francisco. Este trabalho tem por objetivo avaliar os métodos mais promissores para viabilizar uma gestão integrada dos recursos naturais do sistema aquífero Urucuia, assegurando meios adequados para uma exploração consciente e manejo controlado de riquezas naturais, permitindo eficiência e desenvolvimento equilibrado da região.

Materiais e Métodos

A metodologia foi pautada nas necessidades de viabilizar uma gestão integrada dos recursos naturais do sistema aquífero Urucuia de forma que preserve as regiões cársticas. A abordagem foi de encontrar aspectos tecnológicos mais relevantes para exploração consciente e manejo controlado solucionando ou mitigando problemas relacionados aos recursos hídricos no Oeste baiano.

Resultados e Discussão

Segundo dados da Secretaria da Agricultura do Estado da Bahia (SEAGRI-BA), o Oeste baiano possui uma área de quatorze milhões de hectares, sendo oito milhões de hectares, aproximadamente, com vegetação de cerrado, se apresentando como a principal fronteira agrícola do Estado. Além da localização privilegiada – em área próxima ao núcleo central do país, entorno do Distrito Federal – é destacada uma série de fatores que influenciaram a sua expansão: as privilegiadas condições edafoclimáticas da região, a topografia essencialmente plana, favorável à mecanização agrícola, o uso de insumos para corrigir a considerável acidez do solo da região, visando aproveitar a elevada fertilidade apresentada pelo mesmo, além das bacias hidrográficas e do lençol freático da região que teriam garantido a oferta hídrica necessária à irrigação (FERRAZ, 2004; MENDONÇA, 2006).

O Aquífero Urucuia representa um sistema do tipo intergranular, homogêneo e isotrópico, de elevada importância hidrogeológica, sendo um dos principais mananciais subterrâneo do oeste baiano. Nesse estudo percebe-se a necessidade de variadas atividades que promovam avaliar os ambientes cársticos, a demanda e disponibilidade hídrica, conciliar as práticas conservacionistas de preservação do uso e ocupação do solo, assegurando que seja compatível com a preservação dos recursos hídricos, mantendo a qualidade da água.

A tecnologia dos recursos hídricos deve focalizar todas as variáveis interligadas no planejamento, execução, operação, controle e conservação das águas. A cobrança pelo uso da água é um dos instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos, mas devem ser inseridos dentro de um conjunto de ações que possibilitem a recuperação de matas ciliares, investimentos maiores em tratamento de esgoto, em estabelecer um sistema que se ajusta a sociedade civil, as instituições federais envolvidas, e claro estabelecer um competente sistema de fiscalização.

Conclusão

Conclui-se que a gestão dos recursos hídricos associada ao planejamento e gestão de bacia hidrográfica tem como finalidade estabelecer programas, implantação de tecnologias e estudos de casos de modo a gerar o uso adequado e sustentável dos recursos disponíveis. Nesse estudo percebe-se a necessidade de variadas atividades que promovam avaliar os ambientes cársticos, a demanda e disponibilidade hídrica, conciliar as práticas conservacionistas de preservação do uso e ocupação do solo, assegurando que seja compatível com a preservação dos recursos hídricos, mantendo a qualidade da água e direcionando a diagnósticos reais que se encontram os recursos naturais da região, sendo necessária a preservação e conservação destes ambientes.

Agradecimentos

Ao programa de pós-graduação stricto sensu em Gestão e Regulação de Recursos hídricos da Universidade de Brasília (UNB).
À Agência Nacional de Água (ANA).

Referências Bibliográficas

- FERRAZ, Z. M. L. A produção de grãos na Região Oeste da Bahia. *Revista Bahia Agrícola*. v.6, n.3, p. 3–10, Novembro de 2004. Salvador, SEAGRI-BA.
- GASPAR, M.T.P. 2006. Sistema Aquífero Urucuia: caracterização regional e propostas de gestão. Tese (Doutorado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – DF.
- MENDONÇA, J. O. O potencial de crescimento da produção de grãos no Oeste da Bahia agrícola. Salvador: SEAGRI, v.7, n.2, p. 38,46, abr.2006. Seção Socioeconomia.
- OLIVEIRA, A.I.L. Modelagem da vulnerabilidade e perigo de contaminação da água subterrânea pela atividade agrícola no Alto Trecho da Bacia do Paraguaçu, Estado da Bahia. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós – Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente. Universidade Estadual de Feira de Santana, 2011.
- SEAGRI-BA - Secretaria da Agricultura do Estado da Bahia. Disponível em: <http://www.seagri.ba.gov.br/>. Acesso em 20 de abril de 2017.

PRÁTICAS SUSTENTÁVEIS DO DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE POÇOS DE CALDAS

1^{er}. Liliane Aparecida da Silva Marques, 2^{do}. Alessandro Ferreira Alves, 3^{er}. Rodrigo Franklin Frogeri.

Centro Universitário do Sul de Minas - UNIS, Brasil.

lilianesilvamarques@gmail.com; alessandro.alves@professor.unis.edu.br; rodrigo.frogeri@professor.unis.edu.br

Resumo

A sustentabilidade deixou de ser apenas um diferencial, e atualmente se mostra como uma necessidade para empresas que desejam se manter no mercado. Do mesmo modo, as empresas de saneamento passaram a ser dependentes da sustentabilidade na oferta dos serviços, e também para cooperar com os ecossistemas e a saúde pública. Este trabalho tem como objetivo analisar as práticas sustentáveis adotadas pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto de Poços de Caldas - DMAE e suas influências no município. Para tanto, traz a seguinte pergunta-problema: O Departamento Municipal de Água e Esgoto de Poços de Caldas adota práticas sustentáveis? Foi realizado o ensaio teórico relacional sobre sustentabilidade, saneamento e o contexto de Poços de Caldas, e uma pesquisa com os funcionários do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Poços de Caldas sobre as possíveis práticas de sustentabilidade adotadas pela empresa e seus reflexos no município. Foi possível compreender as práticas sustentáveis adotadas pela autarquia, sendo identificados os reflexos dessas práticas em Poços de Caldas e em melhorias de saneamento básico do município.

Palavras-chave: Práticas sustentáveis. Saneamento. Poços de Caldas.

Introdução

Atualmente, as organizações prestadoras de serviços de saneamento utilizam a sustentabilidade para ofertar serviços de qualidade, preservar o meio ambiente, ofertar saúde e condições de infraestrutura à sociedade. Nesse sentido, o presente artigo traz a seguinte problemática: O Departamento Municipal de Água e Esgoto de Poços de Caldas adota práticas sustentáveis? Tem como objetivo analisar as práticas sustentáveis adotadas pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto de Poços de Caldas e suas influências no município. O artigo foi realizado por meio de um ensaio teórico relacional sobre sustentabilidade, saneamento e o contexto de Poços de Caldas, além de um estudo de caso feito por meio de uma pesquisa com os funcionários do respectivo órgão, sobre as possíveis práticas de sustentabilidade adotadas pela empresa, e quais os reflexos dessas práticas no município.

Aguiar *et al.* (2018), relatam que o desenvolvimento sustentável relaciona as tecnologias, progresso industrial e urbano, mas também é indispensável relacionar a preservação ambiental, prevenção de doenças e qualidade de vida da sociedade.

A história da empresa de saneamento é escrita com o fortalecimento dos processos de gestão e infraestrutura, inovando e implantando processos de melhorias das centrais de análises e beneficiamento de água e esgoto (DEPTAGUAESGOTO, 2020). Com a inauguração da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE 01) em 05 de junho de 2020, a organização de saneamento passou a tratar 100% do esgoto, sendo uma referência para o Brasil (PREFEITURA MUNICIPAL DE POÇOS DE CALDAS, 2020).

Na atualidade, os recursos hídricos são fatores de instabilidade social e ecológica; com isso fazem-se necessárias as interações de políticas de inovação dos recursos e o desenvolvimento de projetos ambientais que proporcionem a sustentabilidade (IÉ, 2018).

A gestora de saneamento DMAE trabalha visando o 6º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) que é “garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos” (ONU, 2015, s/p.). Essa oferta de serviços aborda o acesso universal e equitativo ao saneamento básico, com o uso sustentável de água potável e condições sanitárias humanas dignas.

Materiais e métodos

O artigo consiste de um ensaio teórico relacional sobre sustentabilidade, saneamento e o contexto de Poços de Caldas, através de um estudo de caso constituído de uma pesquisa com os funcionários do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Poços de Caldas sobre as possíveis práticas de sustentabilidade adotadas por esta empresa, e quais os reflexos destas no município.

Práticas sustentáveis adotadas pela empresa de saneamento

A partir das respostas dos questionários, foi possível traçar o perfil dos respondentes, extrapolando os resultados dos funcionários, conforme amostragem e metodologia definidos. Os critérios foram analisados individualmente e em conjunto, através dos valores individuais de cada questão (escala de 1 a 5). Com relação à adoção de práticas inovativas com objetivos sustentáveis e sociais; e o auxílio destas na complexidade das leis, 21 (46,7%) dos respondentes concordaram parcialmente que a organização as utilizam.

Quando afirmado que a empresa adota padrões sustentáveis de tratamento do saneamento, 20 (44,4%) dos funcionários concordaram totalmente. Da amostra dos funcionários respondentes, 19 (42,2%) concordam parcialmente que a empresa inova as estratégias visando a eficácia do processo, proporciona padrões eficazes de sustentabilidade no tratamento para oferecer saúde à população, tem planos e metas de preservação e recomposição dos recursos naturais, e inova os processos com a delegação de responsabilidades a terceiros através da contratação de serviços privados.

Verifica-se a neutralidade de 13 (28,9%) funcionários, que não concordam nem discordam que a empresa trata a sustentabilidade equilibrando experiências e oportunidades sociais, com a oferta de trabalho, participação em projetos sociais, contribuindo com melhores condições de vida aos trabalhadores, com saúde, educação, moradia, renda e políticas de saúde pública.

Para identificar a percepção dos funcionários sobre as práticas sustentáveis, foram descritos os rankings médios deste construto, conforme apresentado na Figura 1.

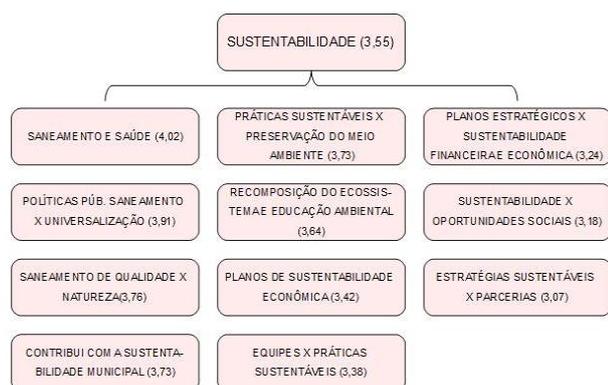


Figura 1: Ranking médio das Práticas Sustentáveis

A figura 1 permite constatar que os funcionários concordam que a empresa de saneamento têm práticas sustentáveis (rankings médios entre 3,64 a 4,02), como planos de preservação, recomposição do ecossistema e educação ambiental; contribui com a sustentabilidade do município com geração de receitas de fornecedores, clientes, tributos e resultados organizacionais; oferta serviços de saneamento de qualidade e a manutenção periódica dos recursos naturais; políticas públicas de saneamento básico e prevenção de doenças; e padrões eficazes no tratamento e distribuição de água, e captação e tratamento de esgoto visando a saúde da população.

Por outro lado, os funcionários constataram a adoção de práticas sustentáveis (rankings médios de 3,07 a 3,42), tais como estratégias sustentáveis através de parceria com clientes, fornecedores, e instituições de pesquisa com foco na gestão e processos econômicos, sociais e ambientais; equilíbrio de experiências e oportunidades sociais (projetos, políticas de saúde pública, e condições de vida dos trabalhadores, como saúde, moradia, renda); planos estratégicos para manter a sustentabilidade econômica e financeira; formação de equipes que trabalham com sustentabilidade, influenciam na gestão e efetuam ações de preservação da natureza; planos de sustentabilidade econômica que auxiliam no desempenho empresarial (serviços de qualidade e inovação dos processos) e no desenvolvimento municipal.

Por meio da pesquisa, constata-se que a gestora de saneamento adota inovação com práticas sustentáveis, conforme apresentado por meio dos rankings médios apresentados nas figuras, sendo iniciativas ambientais como recomposição do ecossistema, planos de preservação, conservação e educação ambiental para manter o presente e o futuro da sociedade, contribuição com a sustentabilidade econômica municipal através da geração de receitas financeiras de negociações com os *stakeholders* (fornecedores, usuários dos serviços), recolhimento de tributos e resultados econômicos organizacionais.

Identificou-se que a empresa adota práticas inovativas com objetivos sustentáveis, equilibrando aspectos sociais com os ambientais, através da oferta de serviços de saneamento de qualidade com a manutenção dos recursos naturais; universalização dos serviços e adequação às políticas relacionadas à higiene, prevenção de doenças, condições de saúde à população, condições ambientais, seguridade, existência humana e administração dos recursos hídricos, assim como a devolução aos cursos de água, de esgoto tratado em condições similares às naturais.

A pesquisa com os funcionários constatou que a gestora de saneamento adota práticas sustentáveis, como parcerias com os clientes, fornecedores e instituições de pesquisa com objetivo de valorizar e contribuir com a qualidade da gestão e equilíbrio em aspectos econômicos, sociais e ambientais; oferta de

oportunidades como trabalho (com saúde, educação, moradia e renda), projetos sociais, melhores condições de vida aos trabalhadores e políticas de saúde pública; planejamento estratégico com foco na sustentabilidade financeira e econômica que contribui com o progresso empresarial; equipes que trabalham com práticas sustentáveis, com influência nos processos e ações de conservação da natureza e políticas públicas de universalização de água e esgoto, e prevenção de doenças.

Conclusão

Pode-se concluir com a pesquisa com os funcionários do Departamento Municipal de Água e Esgoto, que essa gestora de saneamento possui práticas sustentáveis no tratamento do saneamento, oferta experiências e oportunidades sociais; a influência nos processos de gestão e preservação da natureza; em políticas públicas de saneamento e prevenção de doenças e planos de sustentabilidade econômica que contribuem com o município.

Referências Bibliográficas

- AGUIAR, M. M. et. al. Saneamento básico e sustentabilidade: possibilidades educativas na contemporaneidade. **Revista Percursos**. Florianópolis, v. 19, n. 41, p. 107 – 124, set./dez. 2018. DOI: 10.5965/1984724619412018107. Disponível em: <https://www.revistas.udesc.br/index.php/percursos/article/view/1984724619412018107>. Acesso em 04 out. 2020.
- DEPTAGUAESGOTO (Departamento Municipal de Água e Esgoto). **História**. 2020. Disponível em: <http://dmaepc.mg.gov.br/historia/>. Acesso em: 28 abr. 2020.
- ÍÉ, O. A. **Recursos hídricos, uma abordagem da inovação e sustentabilidade na Guiné-Bissau**. 2018. 33 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Gestão de Recursos Hídricos, Ambientais e Energéticos) - Instituto de Educação a Distância, Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, São Francisco do Conde, 2018. Disponível em: <http://repositorio.unilab.edu.br:8080/jspui/handle/123456789/1160>. Acesso em: 04 out. 2020.
- ONU (Organização das Nações Unidas). **Conheça os novos 17 objetivos de desenvolvimento sustentável da ONU**. Nações Unidas. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/conheca-os-novos-17-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-da-onu/amp/>. Acesso em: 06 abr. 2020.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE POÇOS DE CALDAS. **Poços de Caldas terá 100% da água e esgotos tratados**. 2020. Disponível em: <https://pocosdecaldas.mg.gov.br/noticias/pocos-de-caldas-tera-100-da-agua-e-esgoto-tratados/>. Acesso em: 21 mar. 2021.

DETERMINACIÓN DEL TAMAÑO ÓPTIMO DE TANQUES DE SISTEMAS DE CAPTACIÓN DE AGUA DE LLUVIA EN EDIFICIOS

¹Gómez Núñez Jersain, ²García Martínez Magdalena, ¹Mompremier Rojacques, ³González Beltrán Beatriz A. ¹Ramírez Muñoz Jorge

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Departamento de Energía Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, 02200 Ciudad de México, México.

²Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma, Departamento de recurso de la tierra, Av. de las Garzas No. 10, Col. El Panteón, Municipio Lerma de Villada, 52005 Estado de México.

³Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Departamento de Sistemas, Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, 02200 Ciudad de México, CDMX

jgn@azc.uam.mx m.garcia@ler.uam.mx rojacques@azc.uam.mx bgonzalez@azc.uam.mx jrm@azc.uam.mx

RESUMEN:

Un sistema de captación de agua de lluvia posee variables no controlables; sin embargo, es posible elegir el tamaño del tanque de almacenamiento, sin olvidar que afecta la confiabilidad y el costo del sistema. Los métodos más usados para esta elección pretenden almacenar la mayor cantidad de agua disponible, pero resultan tamaños de tanque de grandes dimensiones y que gran parte del tiempo están subutilizados. En el presente artículo se propone una metodología para evaluar el desempeño y elegir el tamaño óptimo del tanque de almacenamiento, que consiste en aquel que ofrece la mejor relación entre el volumen de agua almacenada y el volumen vacío del tanque. Esta metodología se aplica en un caso de estudio de edificios universitarios ubicados en la ciudad de México, México. Además, se obtienen indicadores del comportamiento del sistema en un periodo de tiempo de un año, como es el coeficiente R , que relaciona el volumen derramado y el volumen vacío del tanque; la disminución del volumen de agua y el número de días que se toma agua de la red pública; el volumen de agua consumido de la captación y los días de autonomía; el volumen de agua derramado y el volumen vacío en el tanque.

ABSTRACT:

A rainwater harvesting system has uncontrollable variables; but it is possible to choose the size of the storage tank. This choice affects the reliability and cost of the system. The most used methods to choose the size of the tank aim to store the largest amount of water available, but the size results in large dimensions, but much of the time it is underutilized. In this article, a methodology is proposed to evaluate the performance and choose the optimal size of the storage tank. This method chooses the size that generates the best ratio between the volume of stored water and the empty volume of the tank over a period. This methodology is applied in a case study of university buildings located in Mexico City, Mexico. In addition, indicators of the behavior of the system in a period of one year were obtained, such as the coefficient R , which relates the volume spilled and the empty volume of the tank; the decrease in the volume of water and the number of days that water is taken from the public water network; the volume of water consumed from the catchment and the days of autonomy; the volume of water spilled and the empty volume in the tank.

PALABRAS CLAVES: Sistema de Captación de Agua de Lluvia, Optimización del Tamaño del Tanque.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento poblacional en grandes urbes ha generado una crisis de escasez de agua. En México, 107 de los 653 acuíferos están sobreexplotados (CONAGUA, 2018). En el sitio de estudio del presente artículo, en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (CDMX) el acuífero está sobreexplotado, a pesar de que únicamente suministra el 55% del consumo de agua. Por otro lado, el 68% de la precipitación se concentran entre junio y septiembre, llegando a generar inundaciones. Por lo antes mencionado, resulta importante estudiar cómo aprovechar esta agua de lluvia. Una opción son los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL), que recolectan, almacenan y utilizan el agua de lluvia. Estos sistemas han resultado ser una excelente herramienta desde diferentes perspectivas de los involucrados (propietarios domésticos, operadores del suministro de agua, responsables de políticas, y hasta empresarios); porque generan ahorros en los costos de facturación del agua, acceso al agua, reducción de interrupciones en el suministro, mejoran la salud; y hasta oportunidades de negocio, al vender y dar mantenimiento. También generan beneficios sociales, como la disponibilidad de agua a largo plazo, la mejora en la calidad del agua, la reducción de inundaciones y la mitigación de los impactos ambientales.

Concha *et al* (2020) realizaron una evaluación de los beneficios financieros de los SCALL en la CDMX y concluyeron que son económicamente beneficiosos para propietarios de grandes precios y/o empresarios, y no para pequeños usuarios domésticos, como consecuencia de la tarifa no lineal del cobro del agua. Así resulta, que los SCALL son económicamente atractivos para usuarios domésticos poco comunes en la CDMX, que poseen áreas de captación de 150 a 300 m² y con una alta demanda de agua potable. Los otros sitios económicamente atractivos son los que cuentan con grandes superficies de captación, como el caso estudiado por Zavala *et al.* (2018), de una empresa en la CDMX con áreas de captación que suman más de 17 mil m² y que cubre la demanda total de agua. Por otro lado, Ward *et al* (2010) encontraron en el Reino Unido que los SCALL de grandes edificios comerciales pueden ser más viables financieramente que los sistemas domésticos más pequeños. Cook *et al* (2013) encontraron en una zona peri-urbana de Brisbane, Australia. que los SCALL de grupos de viviendas en

El dimensionamiento del tanque de almacenamiento de agua (TAA) de los SCALL depende del criterio y objetivo, que es función de la relación de captación-consumo (de la precipitación, y del número y hábitos de consumo). El costo del TAA representa una porción importante de la inversión económica de los SCALL; por ejemplo, en el estudio de Zavala *et al.* (2018) representó más de la mitad del costo total del sistema. El método Rippl es una técnica simple para dimensionar el TAA y ha sido usada por diversos autores (Matos *et al.*, 2014; Santos y Taveira-Pinto, 2013; Shadeed y Alawna, 2021), donde se calcula la máxima acumulación de agua, lo que genera grandes dimensiones del TAA. Sultana (2022) compara cuando se pretende capturar el 100% del agua, contra el escenario de usar curvas de confiabilidad, que llevan a reducir significativamente el tamaño del TAA.

CASO DE ESTUDIO

En el presente artículo se calcula el balance de agua propuesto por Solórzano *et al* (2019), donde se consideran entradas (captación de agua de lluvia), almacenamiento (diferentes tamaños de TAA) y salidas (consumo de agua) por día a lo largo de un año, en 8 edificios de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (UAM Azc), ubicada al Norte de la CDMX, ver figura 1. Esta universidad cuenta con una comunidad de 18,000 personas (docentes, alumnos y trabajadores), donde el consumo está relacionado con los periodos de tiempo: trimestral, inter-trimestral y vacacional. En el primero, hay clases y una mayor asistencia de alumnos, que representan el grupo

más numeroso de la comunidad. En el periodo inter-trimestral no hay clases, y únicamente asiste un número reducido de alumnos. En el periodo de vacaciones hay presencia únicamente del personal de vigilancia. La propuesta de implementar SCALL pretende ser una herramienta que solucione o mitigue la problemática local de escasas de agua, pero a su vez sea una metodología que pueda ser aplicada en otros sitios.



Figura 1.- Edificios de la UAM Azc considerados en el estudio.

METODOLOGÍA

La captación de agua de lluvia se calcula con la precipitación promedio diaria por mes, de acuerdo con el histórico de datos de las 9 estaciones climatológicas más cercanas. La tabla 1 incluye las áreas de captación (A) y el tipo de superficie y los coeficientes de escurrimiento (C) de cada edificio.

Tabla 1.- Características de los edificios

Edificio	A (m^2)	Tipo de superficie	C	Uso
C	2 565	Losa impermeabilizada	0.8	Oficinas, auditorio, salas de reuniones, galería y librería
D	1 291	Losa impermeabilizada	0.8	Auditorios, oficinas y aulas de posgrado
E	1 344	Losa impermeabilizada	0.8	Auditorios y salones
G	2 310	Losa impermeabilizada	0.8	Laboratorios de docencia y cubículos de profesores
K	1236	Losa impermeabilizada	0.8	Auditorios y salones de licenciatura
P	2110	Losa impermeabilizada	0.8	Cubículos de profesores y oficinas
R	1740	Losa impermeabilizada	0.8	Gimnasio multiusos
W	1974	Losa cubierta y policarbonato	0.9	Laboratorios de investigación

El volumen de agua captada por día (V_{HR}) de cada edificio se calcula con la ecuación 1. El volumen de agua captada por periodos de tiempo mayores resulta de la suma de los días que integran el periodo de tiempo.

$$V_{HR} = P_m \cdot A \cdot C \quad [1]$$

La demanda de agua de lluvia por edificio (V_{BD}) depende del tipo de consumo de cada edificio, que a su vez depende del número y el tipo de usuarios; el número y tipo de muebles sanitarios

instalados; del día de la semana y del periodo escolar. V_{BD} resulta de sumar la demanda en los sanitarios y la demanda para la limpieza (V_{Cl}); según sea el caso de cada edificio, ecuación 2.

$$V_{BDi} = \sum V_{RDj} + \sum V_{Cl} \quad [2]$$

La metodología para calcular el balance de agua es similar a la planteada por Mozur y Sameer (2022), donde la relación del volumen de captación y demanda por día V_{Ci} de la ecuación 3, que representa un superávit de agua en el clúster cuando: $V_{Ci} > 0$, o un déficit cuando: $V_{Ci} < 0$.

$$V_{Ci} = V_{HRCi} - V_{RDi} \quad [3]$$

El TAA puede almacenar el agua por horas, días o semanas, hasta que sea consumida. Lo anterior ocurre, siempre y cuando disponga de espacio vacío ($V_{WTEi} > 0$), en función del volumen actualmente ocupado (V_{WTi}) y de su capacidad máxima (V_{WTM}), de acuerdo con la ecuación 4.

$$V_{WTEi} = V_{WTM} - V_{WTi} \quad [4]$$

El volumen de agua almacenado al final del día (i) y disponible para el siguiente día ($i + 1$), ecuación 5:

$$V_{WTi+1} = V_{WTi} + V_{Ci} \quad [5]$$

En caso de no haber suficiente espacio vacío, si $V_{WTE} < V_{Ci}$, únicamente una fracción de esta agua se almacena en el volumen disponible y el TAA alcanza la condición de lleno, $V_{WTi+1} = V_{WTM}$. El volumen de agua sobrante es derramado V_{SP} , ecuación 6.

$$V_{SPi} = V_{CACi} - V_{WTEi} \quad [6]$$

Cuando se presenta un déficit en el balance ($V_{Ci} < 0$), el volumen faltante de agua es tomado del TAA, siempre y cuando el volumen almacenado sea suficiente, $abs(V_{Ci}) < V_{WTi}$. En este caso, el volumen de almacenado s calculado con la ecuación 5. Cuando el volumen de agua del balance por día es mayor al disponible en el TAA ($abs(V_{Ci}) > V_{WTi}$), alcanza la situación de vacío, ecuación 7, y la porción faltante (V_{WNi}) es tomada de la red pública de agua, ecuación 8.

$$V_{WTi+1} = 0 \quad [7]$$

$$V_{WNi} = abs(V_{Ci}) - V_{WTi} \quad [8]$$

La confiabilidad de un SCALL es determinante para su implementación y radica en la disponibilidad de agua que puede ofrecer. La confiabilidad se puede medir con diferentes indicadores, como: la autonomía anual media (AAA) que es el número de días o el porcentaje anual que el sistema no toma agua de la red pública. Un TAA de mayor volumen genera mayor confiabilidad, pero implica un mayor costo de inversión y cuando se busca almacenar todo el volumen de agua precipitado, el TAA será desaprovechado en los periodos de tiempo de sequía (subutilización). Otros indicadores del impacto del tamaño del TAA son: el volumen derramado V_{SP} o el número de días que se presenta derrame de agua, porque expresan la falta de capacidad del TAA. En el presente artículo el tamaño óptimo del TAA se define como aquel que genera la mejor relación del volumen agua derramado V_{SP} y el volumen vacío V_{WTEi} a largo de un año. Esta relación es llamada derramado-vacío R y se obtiene con la ecuación 9.

$$R = V_{WTEi} - V_{SPi} \quad [9]$$

RESULTADOS

La precipitación se concentra entre junio y septiembre, acumulando 620 mm y equivale al 75% de los 829 mm anuales. La máxima precipitación ocurre en julio, con un valor de 167.3 mm, ver figura 2. La P_m se obtiene dividiendo el valor mensual entre el número de días de cada mes.

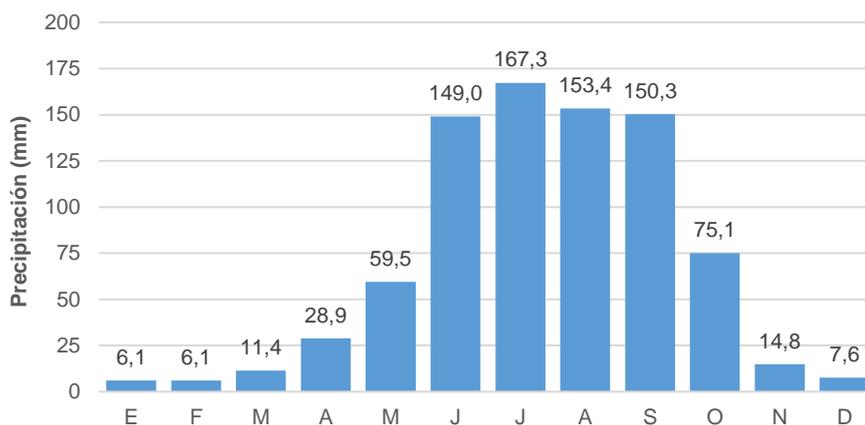


Figura 2.- Precipitación media por mes.

El V_{HR} por mes varía entre edificios en función de la extensión y del tipo de área de captación, ver tabla 2 y figura 3. De mayor a menor V_{RH} por edificio: C, G, W, P, R, E, D y K; que en el mes de julio acumulan $1566.7 m^3$ y a lo largo del año $8,484.6 m^3$.

Tabla 2.- Volumen captado por edificio y por mes.

Mes	Volumen [m ³]								Total
	C	D	E	G	K	P	R	W	
Enero	8.3	4.2	4.3	7.5	4.0	6.8	5.6	7.2	47.9
Febrero	8.1	4.1	4.3	7.3	3.9	6.7	5.5	7.0	46.9
Marzo	25.2	12.7	13.2	22.7	12.2	20.7	17.1	21.8	145.7
Abril	100.7	50.7	52.8	90.7	48.5	82.9	68.3	87.2	581.9
Mayo	94.8	47.7	49.7	85.4	45.7	78.0	64.3	82.1	547.7
Junio	258.8	130.2	135.6	233.0	124.7	212.9	175.5	224.0	1,494.7
Julio	271.2	136.5	142.1	244.3	130.7	223.1	184.0	234.8	1,566.7
Agosto	235.2	118.4	123.2	211.8	113.3	193.4	159.5	203.6	1,358.4
Septiembre	156.0	78.5	81.8	140.5	75.2	128.4	105.8	135.1	901.3
Octubre	220.6	111.0	115.6	198.7	106.3	181.5	149.7	191.0	1,274.5
Noviembre	78.0	39.3	40.9	70.2	37.6	64.2	52.9	67.5	450.5
Diciembre	11.8	5.9	6.2	10.6	5.7	9.7	8.0	10.2	68.3
Total	1,468.8	739.3	769.6	1,322.8	707.8	1,208.3	996.4	1,271.7	8,484.6

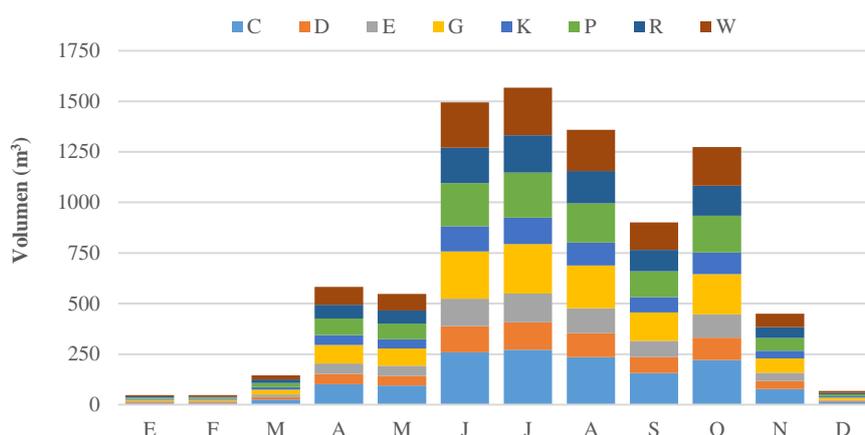


Figura 3.- Volumen captado por edificio, por mes.

El volumen de agua demandado en el uso de sanitarios (V_{RD}) se determinó por medio de muestreos que permitieron identificar seis rutinas de comportamiento: R1, R2 y R3 en el periodo trimestral con presencia de clases; R1 los lunes, miércoles y viernes; R2 los martes y jueves; R3 los sábados. En el periodo inter-trimestral y sin clases: R4 de lunes a viernes, R5 los sábados. R6 en el periodo vacacional, domingo y días feriados. El volumen de agua para la limpieza (V_{Cl}) se demanda de lunes a viernes es de $0.4 m^3$ por cada nivel de cada edificio y a lo largo de 2 turnos.

Los volúmenes de demanda de agua resultantes (V_{BD}) por rutina por día se muestran en la tabla 3 y figura 4, donde las de mayor consumo son la R1 y R2, seguidas por la R4, R3 y finalmente la R5. La demanda de agua está asociado al uso y disponibilidad de sanitarios en cada edificio; así como la presencia de alumnos en ellos, porque estos representan el grupo más numeroso de la comunidad Universidad. La demanda de agua entre edificios cambia en función de las rutinas; por ejemplo, en la R1 el orden de magnitud es: G, C, D, E, K, P, R y W.

Tabla 3.- Volumen de demanda de agua por rutina y edificio.

Mes	Volumen [m^3]								Total
	C	D	E	G	K	P	R	W	
R1	13.5	12.2	11.0	15.8	9.8	10.0	1.9	1.6	75.7
R2	10.6	11.5	9.4	13.2	9.2	9.6	1.9	1.9	67.3
R3	0.9	0.9	0.8	0.7	0.6	0.5	1.4	1.2	6.7
R4	2.7	1.0	1.7	1.7	1.7	1.1	0.2	1.1	11.1
R5	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.7	1.5

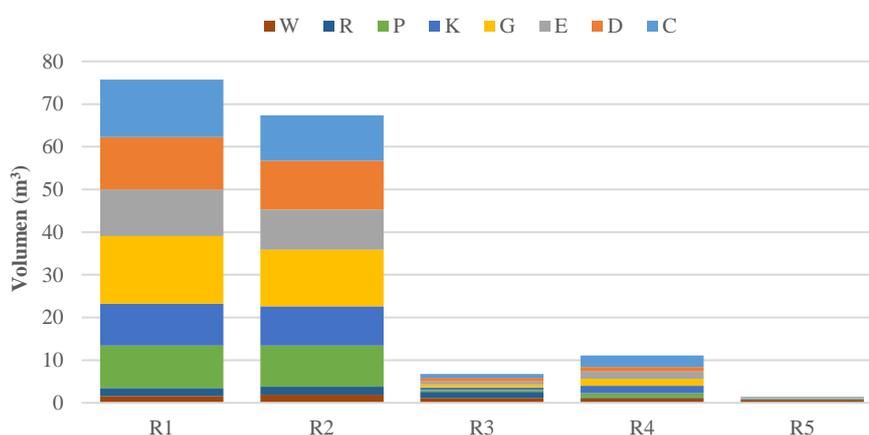


Figura 4.- Volumen de demanda de agua por rutina y edificio.

El volumen anual tomado de la red pública (V_{WN}) se muestra en la tabla 4 y figura 5, que incluye los valores sin implementar e implementando el SCALL para diferentes tamaños de tanque. Los tamaños considerados en el estudio corresponden a los disponibles comercialmente: 1, 5, 10 y 20 m^3 .

Tabla 4.- Volumen anual de agua tomada de la red urbana, para diferentes tamaños de tanque.

Edificio	Volumen [m^3]				
	Tamaño de tanque [m^3]				
	0	1	5	10	20
C	2,159	1,275	1,192	1,125	1,102
D	1,991	1,536	1,470	1,419	1,403
E	1,784	1,295	1,223	1,170	1,159
G	2,479	1,705	1,629	1,553	1,460
K	1,643	1,194	1,123	1,076	1,066
P	1,648	958	886	848	828
R	353	99	93	88	78
W	387	87	82	77	67

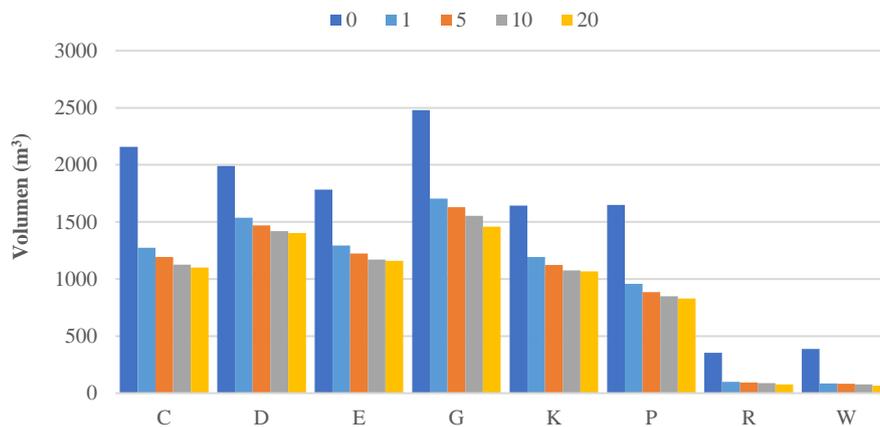


Figura 5.- Volumen anual de agua tomada de la red urbana.

Los valores de la relación R para los diferentes valores de tamaño de tanque, obtenidos con la ecuación 9, se muestran en la tabla 5 y figura 6. De acuerdo con lo definido previamente en la metodología, el tamaño óptimo del tanque es aquel que genera el valor de R positivo y más cercano a cero, y se muestran en la tabla 5.

Tabla 5.- Relación derramado-vacío para diferentes tamaños de tanque.

Edificio	Relación derramado-vacío R [m^3]				
	Tamaño de tanque [m^3]				
	0	1	5	10	20
C	-598	438 *	1,672	4,088	-598
D	-178	933 *	2,404	5,470	-178
E	-167	985 *	2,474	5,536	-167
G	-550	501 *	1,869	4,663	-550
K	-134	1,026 *	2,515	5,578	-134
P	-503	459 *	1,584	3,883	-503
R	-799	-260	507 *	2,028	-799
W	-1,048	-451	298 *	1,719	-1,048

* Mejor relación derramado-vacío R

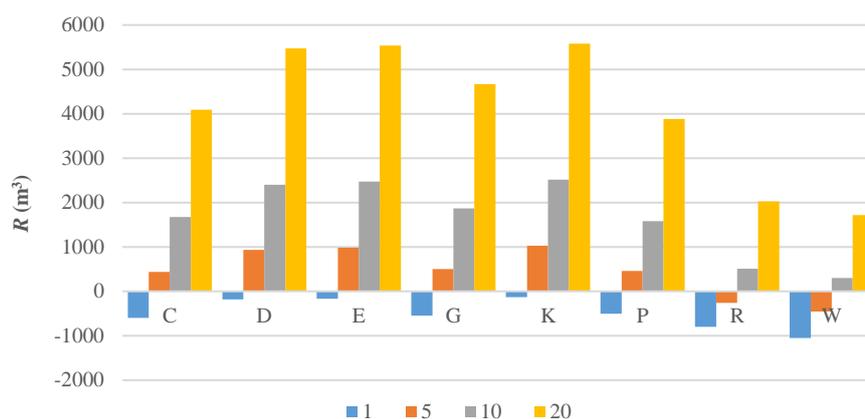


Figura 6.- Relación derramado-vacío para diferentes tamaños de tanque.

CONCLUSIONES

La metodología planteada permite modelar el comportamiento de un sistema de captación de agua de lluvia, que además es almacenada y consumida. Esta metodología fue aplicada a 8 edificios Universitarios con diferentes usos. La modelación se realizó en intervalos de tiempo de un día a lo largo de un año, donde se utilizó la captación se calculó con la precipitación media diaria por mes y el consumo se obtuvo a través de muestreos. Los resultados permitieron calcular indicadores del desempeño de los edificios, como el volumen de captación, el volumen tomado de red urbana, el volumen de agua derramada y el volumen vacío del tanque. Estas modelaciones se realizaron para 4 diferentes volúmenes de tanque disponibles en el mercado: 1, 5, 10 y 20 m³. De acuerdo con la metodología planteada, el tamaño óptimo de tanque es aquel que tiene la mejor relación derramado-vacío, donde en los edificios C, D, E, G, K y P es de 5 m³; y en los edificios R y W es de 10 m³. Para estos tamaños de tanque resulta un volumen tomado de la red pública de 1,192, 1,470, 1,223, 1,629, 1,123, 886, 88 y 77 m³, respectivamente. 197 (54%), 167 (46%), 162 (44%), 178 (49%), 171 (47%), 215 (59%), 289 (79%) y 272 (75%) días de autonomía, respectivamente. 730, 334, 329, 678, 298, 635, 882 y 1,160 m³ de agua derramada, respectivamente.

REFERENCIAS

- CONAGUA** (2018) “Atlas del agua en México”. Ciudad de México, México.
- Concha L. P., Campos G. J. P., Lall U., Ennenbach M.** (2020) “A City Wide Assessment of the Financial Benefits of Rainwater Harvesting in Mexico City”. *Journal of the American Water Resources Association* 56(2): 247–269. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12823>
- Cook S., Sharma A. and Chong M.** (2013) “Performance Analysis of a Communal Residential Rainwater System for Potable Supply: A Case Study in Brisbane, Australia”. *Water Resour Manage*, 27, 4865–4876. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0443-8>
- Hanson, L.S. and Vogel, R.M.** (2014) “Generalized storage–reliability–yield relationships for rainwater harvesting systems”. *Environmental Research Letters*, 9 (75007). <https://doi:10.1088/1748-9326/9/7/075007>
- Lawrence, D. and Lopes, V.L.** (2016) “Reliability analysis of urban rainwater harvesting for three texas cities”. *Journal of Urban and Environmental Engineering*. 10 (1): 124-134. <https://doi:10.4090/juee.2016.v10n1.124134>
- Matos C., Santos C., Pereira S., Bentes I. and Imteaz M.A.** (2014) “Rainwater storage tank sizing: case study of a commercial building”. *Int. J. Sustain. Built Environ.* 2, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.ijbsbe.2014.04.004>

- Monzur, A.I. and Sameer, S.** (2022) “Superiority of water balance modelling for rainwater harvesting analysis and its application in deriving generalised equation for optimum tank size”. *Journal of Cleaner Production*. 342 (130991). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130991>
- Santos C. and Taveira Pinto F.** (2013) “Analysis of different criteria to size rainwater storage tanks using detailed methods”. *Resour. Conserv. Recycl* 71:1-6. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.11.004>
- Shadeed S. and Alawna, S.** (2021) “Optimal Sizing of Rooftop Rainwater Harvesting Tanks for Sustainable Domestic Water Use in the West Bank, Palestine”. *Water* 13:573. <https://doi.org/10.3390/w13040573>
- Solorzano V.J.O., Gomez N.J. and Peñaranda O.C.V.** (2019) “Methodology to estimate the relationship of water consumption and rainwater harvesting system in a building located at the Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco, Mexico”. *Tecnología y Ciencias del Agua* 10 (6):178-196. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-06-07>
- Sultana, R.** (2022) “Optimum tank size for large rainwater harvesting system”. *AWWA Wat. Sci* e1277. <https://doi.org/10.1002/aws2.1277>
- Ward S., Memon F.A. and Butler D.** (2010) “Rainwater harvesting: model-based design evaluation” *Water Sci Technol* 61 (1): 85–96. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.783>
- Zavala M.A.L., Cruz P.M.J. and Rojas R.C.A.** (2018) “Rainwater harvesting as an alternative for water supply in regions with high water stress”. *Water Supply* 18 (6): 1946–1955. <https://doi.org/10.2166/ws.2018.018>

EFFECTO DE PRESAS SOBRE EL RÉGIMEN DE FLUJO. CASO DE ESTUDIO

José Luis Aragón-Hernández¹, Vanessa Barradas Solorio¹, Luis Armando Hernandez González¹,
Guadalupe Esther Fuentes Mariles², David Alberto Salas de León³, y Fernando Jorge González
Villarreal²

¹ Departamento de Hidráulica, División de Ingenierías Civil y Geomática, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México

² Coordinación de Hidráulica, Subdirección de Hidráulica y Ambiental Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México

³ Laboratorio de Oceanografía Física, Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México

jaragonh@unam.mx, ness.oth19@gmail.com, lujoleno327@gmail.com, gfuentesm@ingen.unam.mx, dsalas@unam.mx y fgv@pumas.iingen.unam.mx

RESUMEN:

En este trabajo se presentan y aplican distintas metodologías eco-hidrológicas (pruebas estilísticas, métodos de caudales ecológicos, IHA, RVA) para evaluar la alteración de los patrones del régimen de flujo de un río, debido a la operación de estructuras hidráulicas. Para ello, se utilizaron series de tiempo de distintos parámetros calculados a partir de caudales medios diarios. Se analizó el efecto de la construcción de una presa sobre el río fuerte localizado en estado de Sinaloa, México.

Los resultados indican una alteración importante de distintos parámetros. Tendencia significativa decreciente en los caudales mensuales de la época de estiaje, disminución de los caudales máximos diarios, semanales, mensuales y estacionales, retardo en la ocurrencia del caudal máximo y un cambio significativo en el patrón de los caudales diarios normales. La variabilidad temporal relacionada con el régimen de lluvias prácticamente ya no existe. La evaluación de objetivos de operación de la presa mediante parámetros estadísticos indican una mala gestión de la misma, ya que más del 52 % del tiempo, el caudal promedio en 30 días se ubica por abajo del valor mínimo.

ABSTRACT:

In this study, different eco-hydrological methodologies (stylistic tests, ecological flow methods, IHA, RVA) are presented and applied to evaluate the alteration of the patterns of the flow regime of a river, due to the operation of hydraulic structures. To do this, time series of different parameters calculated from average daily flows were used. The effect of the construction of a dam on the Fuerte River located in the state of Sinaloa, Mexico was analyzed.

The results indicate an important alteration of different parameters. Significant downward trend in the monthly flows of the dry season, decrease in the maximum daily, weekly, monthly and seasonal flows, delay in the occurrence of the maximum flow and a significant change in the pattern of normal daily flows. The temporal variability related to the rainfall regime practically no longer exists. The evaluation of the dam's operating objectives using statistical parameters indicates poor management of the dam, since more than 52% of the time, the average flow in 30 days is below the minimum value.

PALABRAS CLAVES: Alteración hidrológica; caudal ecológico; régimen de flujo; presas y embales.

INTRODUCCIÓN

Los ríos son elementos muy importantes dentro de una cuenca hidrológica ya que transportan el agua proveniente de los acuíferos (escurrimiento base) y de eventos de precipitación (escurrimiento directo), por lo que desempeñan funciones hidrológicas, hidráulicas, ecológicas, vitales para el desarrollo de la flora y la fauna que habitan en las inmediaciones, así como para satisfacer las demandas de agua por las actividades que desempeñan los seres humanos.

Con la finalidad de atender dichas demandas, en ocasiones es necesario la construcción de obras hidráulicas para regular, almacenar, distribuir y gestionar el agua que transporta el río, entre ellas, obras de toma, obras de desvío, bordos, presas, etc., con la finalidad de aprovechar los recursos hídricos y prevenir inundaciones y sequías. Por otra parte, la construcción y operaciones de obras hidráulicas provocan alteraciones o impactos sociales y ambientales sobre el río.

Dentro de los impactos ambientales, se encuentran la modificación de la morfología fluvial y de los patrones del régimen del flujo del río. Estos últimos, se refieren a la variabilidad del caudal líquido y sólido, cantidad y calidad del agua, entre otros. La evaluación de dichos cambios, en principio debe permitir la gestión de los recursos hídricos de manera eficiente y sostenible.

Por las razones mencionadas anteriormente, en este trabajo se presenta la evaluación de los cambios en el régimen del flujo del río Fuerte debido a la construcción y operación de obras hidráulicas, mediante el análisis de los datos de tres estaciones hidrométricas ubicadas sobre el cauce principal utilizando distintas metodologías eco-hidrológicas.

El análisis mencionado anteriormente, se enmarca en la etapa de Análisis, correspondiente a los pasos de Caracterización y Diagnóstico del enfoque metodológico “De la fuente al mar” -*Source to Sea*, S2S- (Granit et al., 2017). El objetivo de la metodología es determinar las acciones para atender la alteración de los recursos hídricos en un sistema, mediante el análisis de flujos clave (Mathews, 2019). En este sentido, se analiza la cuenca del río Fuerte considerando como flujo clave la variación de caudal líquido registrado en las estaciones hidrométricas, con la finalidad de conocer el impacto de la descarga de agua superficial en el sistema, en este caso, el Golfo de California, el cual, hoy en día se encuentra en un estado crítico (UNESCO, 2019).

ZONA DE ESTUDIO

La cuenca del río Fuerte se ubica en el noroeste de México, pertenece a la región hidrológica 10 Sinaloa, con una superficie de drenaje es de 34,153 km², longitud del cauce principal de 540 km y su escurrimiento superficial natural medio anual es de 4,995 Hm³; el río Fuerte descarga al Golfo de California (figura 1).

Sobre el cauce principal del río Fuerte se ubican dos grandes presas (la presa El Mahone -3- la cual entró en operación en 1956, tiene una altura de cortina de 81 m y un volumen de almacenamiento de 2,921 Hm³ y la presa Huites -4- que entró en operación en 1994, tiene una altura de 164.75 m y almacena 2,908 Hm³) y dos presas derivadoras (SICAE -1- y Cacahuinahua -2-; entraron en operación en 1952 y 1953, con alturas de cortina de 11.5 y 10 m respectivamente y volúmenes de almacenamiento menores a 4 Hm³). Adicionalmente, en las corrientes tributarias, se ubican 11 grandes presas (10 <h (m) <44), 10 presas medianas (7 <h (m) <9.7), 5 presas pequeñas (3 <h (m) <4.2) y un bordo con una altura de 1.5 m (SSP, 2022).

La cuenca del río Fuerte dispone de más de 20 estaciones hidrométricas (EH), unas fuera de servicio y otras con largos periodos sin datos (BANDAS, 2022); algunas de ellas se utilizarán para completar datos faltantes. Debido a la disponibilidad de estaciones y registro de las mismas, solamente se analizará con la metodología propuesta el efecto de la presa El Mahone sobre el régimen de flujo mediante la EH 10097 El Mahone ubicada justo aguas abajo de dicha presa.

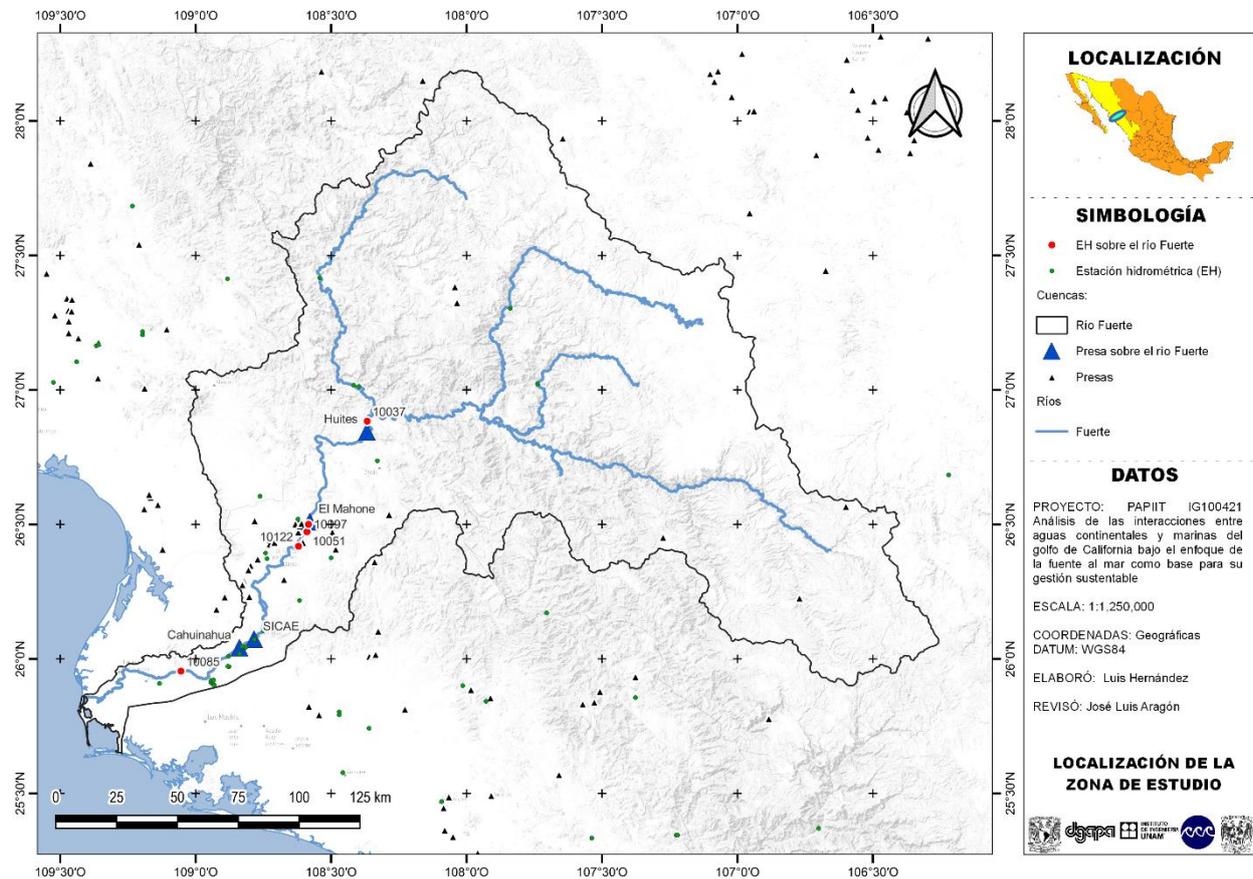


Figura 1.- Localización de la zona de estudio

La EH 10097 dispone de registros de 1966 a 1987; con la finalidad de aumentar los años de registro, sobretodo antes de la entrada en operación de la presa El Mahone (1966), se utilizaron las estaciones 10051 Las Casas y 10122 San Blas, ubicadas a pocos kilómetros aguas abajo, por lo tanto existe muy buena correlación entre ellas; con ello se obtuvo un registro de 1949 a 1998. Adicionalmente, para un análisis menos profundo también se utilizó la EH 10037 Huites (1941-1991), ubicada aguas arriba de todas las presas y la EH 10085 San Miguel Zapotitlán (1960-1991) ubicada aguas debajo de todas las presas (figura 2).

METODOLOGÍA

Para la evaluación de los patrones del régimen de flujo de un río existen distintas metodologías, las cuales permiten identificar tendencias, determinar puntos de cambio, estimar caudales ecológicos e índices eco-hidrológicos. En este trabajo se utilizará una combinación de ellas.

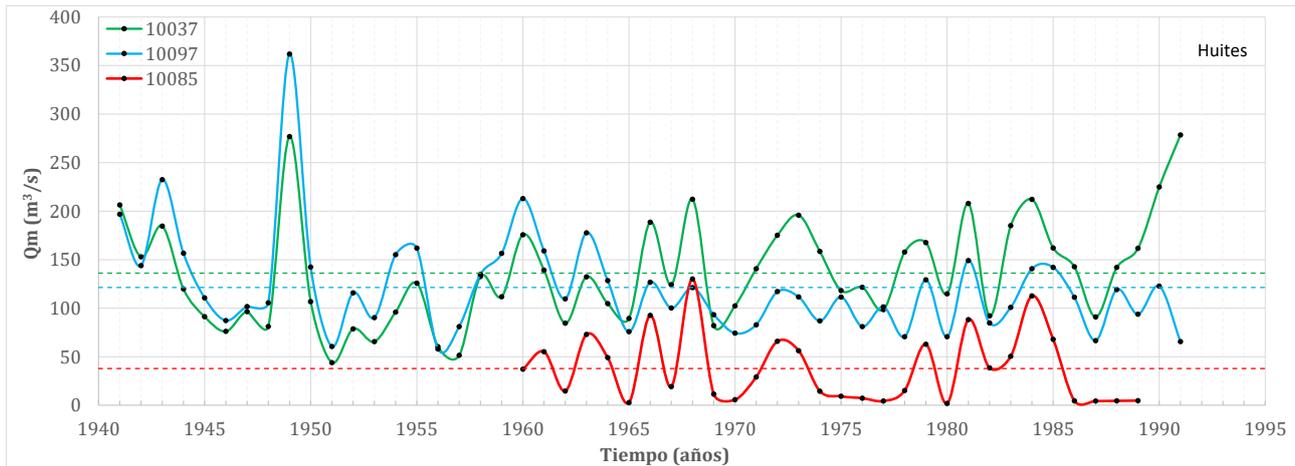


Figura 2.- Longitud de registro, caudales medios máximos anuales y valor medio máximo anual de las estaciones hidrométricas empleadas

La metodología empleada se compone de cuatro etapas. La primera consiste en caracterizar la zona de estudio y disponer de series de tiempo de caudales medios diarios con una longitud de al menos 30 años; dado que siempre hay datos faltantes, es necesario emplear algún método de extensión de registros. En la segunda se utiliza la prueba estadística de Mann-Kendall (Mann et al., 1999; Alencar y Silva, 2017) para determinar la existencia de tendencia en las series de tiempo y la prueba estadística de Pettitt (Pettitt, 1979) para determinar el punto de cambio de dicha tendencia. En la etapa tres, se estima el caudal ecológico con distintos métodos hidrológicos (NMX-AA-159-SCFI-2012, 2012). Finalmente, en la etapa cuatro se utiliza el método IHA (*Indicators of Hydrologic Alteration*) para caracterizar el régimen natural del río y evaluar las alteraciones hidrológicas inducidas por el hombre, entre ellas, la causada por estructuras hidráulicas (Richter et al., 1996,1998; Vogel, et al. 1994) y el método RVA (*Range of Variability Approach*) con la finalidad de proponer unos objetivos de operación y gestión. En la última etapa la serie de tiempo se separa en 2-3 periodos; el primero corresponde a las condiciones naturales, el tercero corresponde al periodo posterior a la entrada en operación de la infraestructura y el segundo a un periodo de transición que corresponde al tiempo que comprende a la construcción de dicha infraestructura.

El método IHA consiste en el cálculo de 36 parámetros agrupados en 5 grupos para cada una de los periodos de registro; en este trabajo solamente se determinaron 18, correspondientes a 3 grupos; posteriormente, se determinan parámetros estadísticos (media, desviación estándar, coeficiente de variación, etc.) para evaluar la alteración del flujo entre los periodos de registro (Richter et al., 1996). El método RVA implica en proponer unos objetivos a partir de los valores mínimos y máximos de cada uno de los parámetros anteriores, con la finalidad de implementar políticas de operación de la infraestructura que permita cumplirlos y con ello lograr una gestión sostenible; estos objetivos se proponen con la idea de mantener el régimen del flujo similar hasta antes de la construcción de la infraestructura, es por ello, se propone calcularlos como la $media \pm k \cdot desviación\ estándar$ ($k \leq 1$) o el empleo de los percentiles 25 y 75 (Richter et al., 1998).

RESULTADOS

Etapla 1. A partir de lo descrito en la zona de estudio y la metodología se obtuvo la serie de tiempo de caudales medios diarios de la EH 10097 (figura 3); los datos faltantes se completaron mediante correlación polinómica y SPLINE 3D con estaciones cercanas.

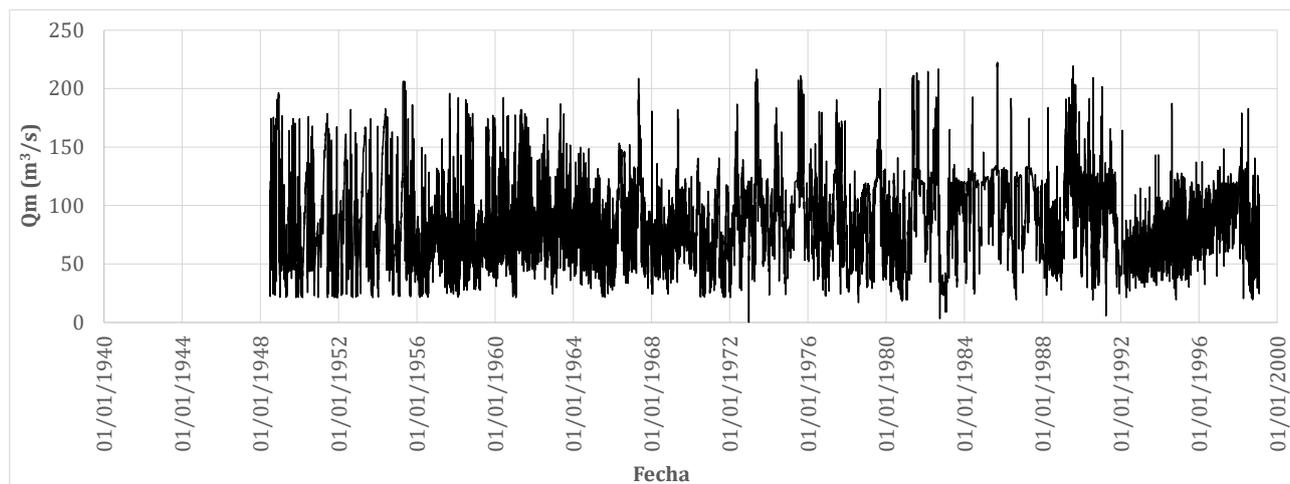


Figura 3.- Caudales medios diarios

Etapa 2. A los valores mensuales y anuales de caudales máximos y acumulados (volúmenes) de dicha serie se le aplicaron las pruebas estadísticas de Mann-Kendall y Pettitt (tabla 2). La prueba de Mann-Kendall indica que solamente existe tendencia significativa decreciente en el mes de abril en las series mensuales de caudal máximo y acumulado y en agosto en la serie de caudal máximo. En el mes de febrero existe tendencia significativa creciente para ambas series. La prueba de Pettitt confirma el cambio decreciente en la serie mensual de abril del caudal acumulado (figura 4).

Tabla 2.- Pruebas estadísticas de Mann-Kendall y Pettitt

Prueba de Mann-Kendall				Prueba de Pettitt			
Serie	N	Z _{MK}	H0	Serie	Año	Xm1	Xm2
Qacum.				Qacum.			
Enero	51	0.84	H0	Enero	1983	H0	
Febrero	50	2.43	H1	Febrero	1972	H1	174 215
Marzo	50	0.94	H0	Marzo	1981	H0	
Abril	50	-2.14	H1	Abril	1967	H1	278 217
Mayo	50	-0.97	H0	Mayo	1991	H0	
Junio	50	1.15	H0	Junio	1965	H0	
Julio	51	1.14	H0	Julio	1972	H0	
Agosto	51	1.53	H0	Agosto	1972	H1	208 270
Septiembre	51	1.56	H0	Septiembre	1971	H1	187 255
Octubre	51	1.64	H0	Octubre	1971	H0	
Noviembre	51	0.99	H0	Noviembre	1965	H0	
Diciembre	51	2.34	H1	Diciembre	1971	H1	190 222
Anual	50	1.79	H0	Anual	1971	H1	2,525 2,848
Qmáx.				Qmáx.			
Enero	51	0.02	H0	Enero	1989	H0	
Febrero	50	2.74	H1	Febrero	1975	H0	
Marzo	50	1.24	H0	Marzo	1981	H0	
Abril	50	-2.21	H1	Abril	1974	H1	147 126
Mayo	50	-1.52	H0	Mayo	1990	H0	
Junio	50	-1.77	H0	Junio	1991	H0	
Julio	51	-1.04	H0	Julio	1964	H0	
Agosto	51	-2.06	H1	Agosto	1963	H0	
Septiembre	51	-1.15	H0	Septiembre	1962	H0	
Octubre	51	0.54	H0	Octubre	1984	H0	
Noviembre	51	-0.93	H0	Noviembre	1966	H0	
Diciembre	51	0.71	H0	Diciembre	1974	H0	
Anual	50	-0.28	H0	Anual	1991	H0	

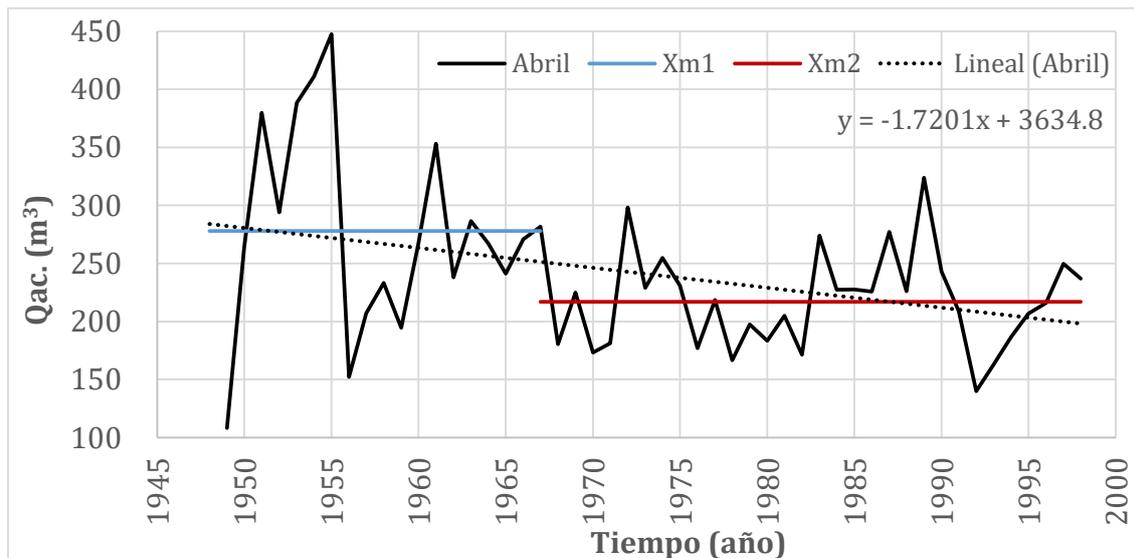


Figura 4.- Pruebas estadísticas de Mann-Kendall y Pettitt: abril

Etap 3. En esta etapa se determinó la alteración del régimen hidrológicas con dos métodos de caudal ecológico (mensual y diario) según la Norma NMX-AA-159-SCFI-2012, 2012 (figura 5); los resultados preliminares indican que en la mayor parte del tiempo los caudales registrados cumplen con dicha norma, a excepción de los meses de marzo a mayo (Barradas, 2022; Morales, 2022).

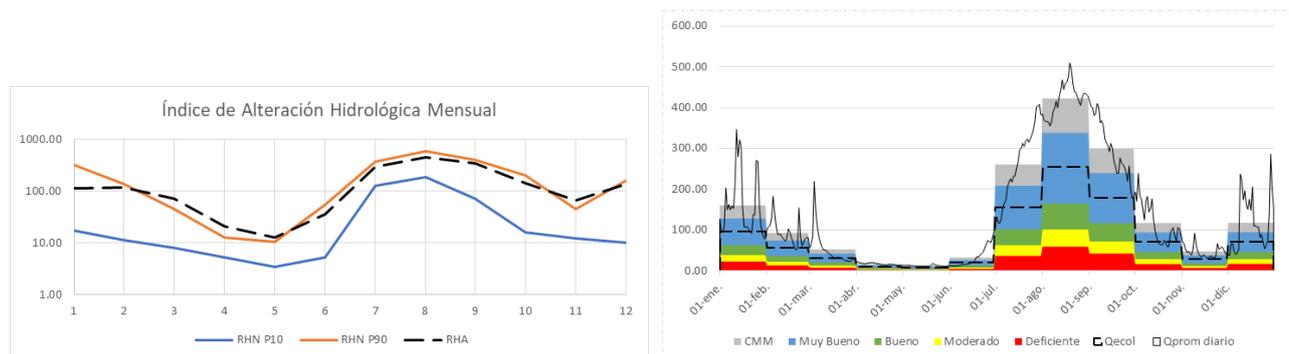


Figura 5.- Métodos de caudal ecológico

Etap 4. Finalmente en la etapa 4 se aplicaron las metodologías IHA y RVA. Se calcularon 18 parámetros de 3 grupos: día Juliano en que se presenta el caudal máximo (DM), correspondiente al grupo 1, el caudal máximo en 1 día (QM1d), 3, 7, 30 y 90 días (QM3d-90d) del grupo 2, y el caudal medio de los meses de enero, febrero..., y diciembre (Q1m-Q11m), del grupo 3 para los periodos antes (1949-1965) y después (1966-1998) de la construcción del presa (tabla 3); también se presenta la media y desviación estándar de los parámetros mencionados.

La evaluación de la alteración hidrológica (método IHA) se realiza mediante el error absoluto y el error estándar de dichos parámetros entre los dos periodos; se observan alteraciones en los caudales máximos promedio diario (1 día-3 días), semanal (7 días), mensual (30 días) y estacional (90 días), en el caudal medio mensual en el periodo de estiaje (abril, marzo y mayo) con hasta el 45 % en abril y en el día del caudal máximo al pasar del día 153 (2 de junio) a 168 8 (17 de junio). Con fines de ilustración en la figura 6 se presenta el caudal medio mensual (enero-diciembre); se observa una alteración de mediados de febrero a mediados de mayo como una reducción del caudal medio.

Tabla 3.- Metodologías IHA y RVA

	1949-1965		1966-1998		Alt. Hid.		RVA			
	\bar{x}	S	\bar{x}	S	Eabs.	Erel.	Mín.1	Mín.2	Máx.1	Máx.2
DM	153.3	67.1	167.5	82.4	14.2	8.5	86.2	102.7	220.4	167.3
QM1d	182.3	11.0	178.2	27.2	- 4.2	- 2.4	171.4	184.8	193.3	195.5
QM3d	178.6	13.0	171.6	27.2	- 7.1	- 4.1	165.6	190.3	191.6	198.2
QM7d	174.3	15.5	162.4	28.0	-11.9	- 7.3	158.8	176.7	189.9	191.4
QM30d	163.7	23.4	141.9	25.4	-21.9	-15.4	140.3	161.1	187.2	183.5
QM90d	139.7	19.7	122.4	19.7	-17.2	-14.1	119.9	127.8	159.4	144.1
Q1m	69.9	11.9	73.2	21.7	3.3	4.6	57.9	59.7	81.8	71.6
Q2m	70.8	22.1	81.5	20.1	10.7	13.1	48.7	54.2	93.0	74.2
Q3m	93.0	25.7	81.7	18.3	-11.3	-13.8	67.3	83.7	118.6	105.9
Q4m	126.4	44.8	87.2	17.8	-39.2	-44.9	81.5	85.4	171.2	129.0
Q5m	134.2	44.8	105.5	28.9	-28.7	-27.2	89.4	87.8	179.0	131.6
Q6m	84.6	13.1	95.4	25.0	10.8	11.3	71.5	84.0	97.7	96.6
Q7m	73.6	5.9	87.5	26.0	13.9	15.9	67.7	71.8	79.5	76.4
Q8m	75.8	13.6	92.1	30.6	16.3	17.7	62.2	64.2	89.5	77.4
Q9m	66.3	16.4	89.6	29.0	23.4	26.1	49.9	62.0	82.7	74.0
Q10m	64.5	18.0	77.4	21.7	12.8	16.6	46.5	59.2	82.6	74.7
Q11m	69.1	8.3	82.9	20.5	13.8	16.7	60.8	61.6	77.3	69.3
Q12m	61.7	12.6	78.5	18.6	16.8	21.5	49.1	55.9	74.3	67.3

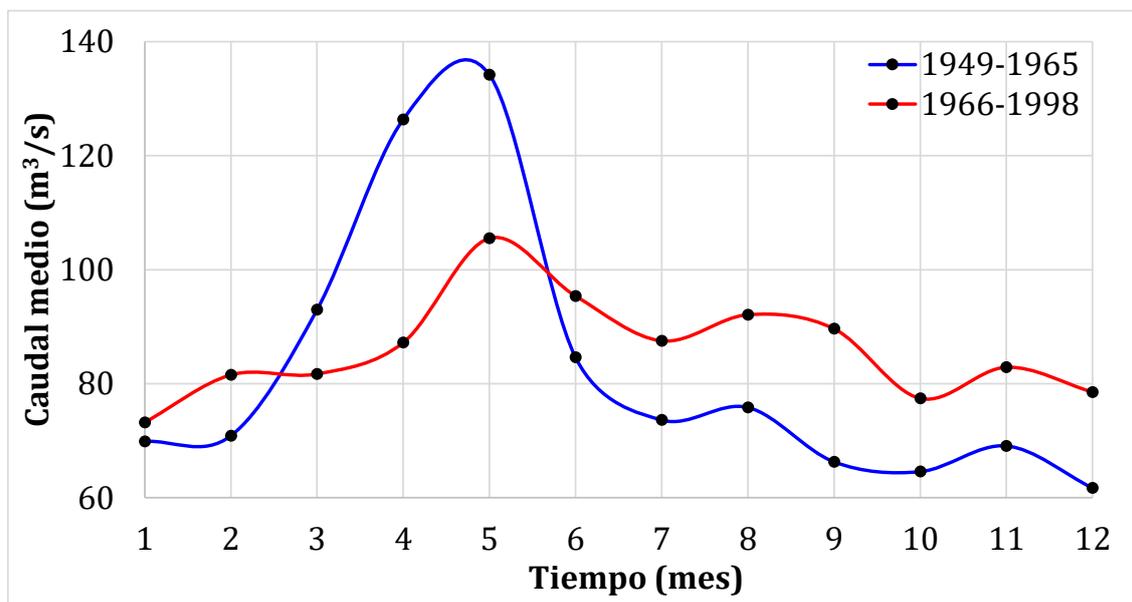


Figura 6.- Caudal medio mensual antes y después de la entrada en operación de la presa el Mahone

Los objetivos de gestión a partir del periodo antes de la entrada en operación de la presa se determinaron como la media±desviación estándar (Mín.1 y Máx.1 respectivamente) y el empleo de los percentiles 25 y 75 (Mín. 2 y Máx.2 respectivamente). En la figura 7 se muestra el caudal medio máximo promedio y los objetivos de gestión respectivos. Se observa que el empleo de los percentiles es más restrictivo; además a partir de la construcción de la presa, la operación de la misma no es la adecuada, dado que en el 52 % y 76 % del tiempo respectivamente, se encuentra por debajo de los objetivos según el método RVA.

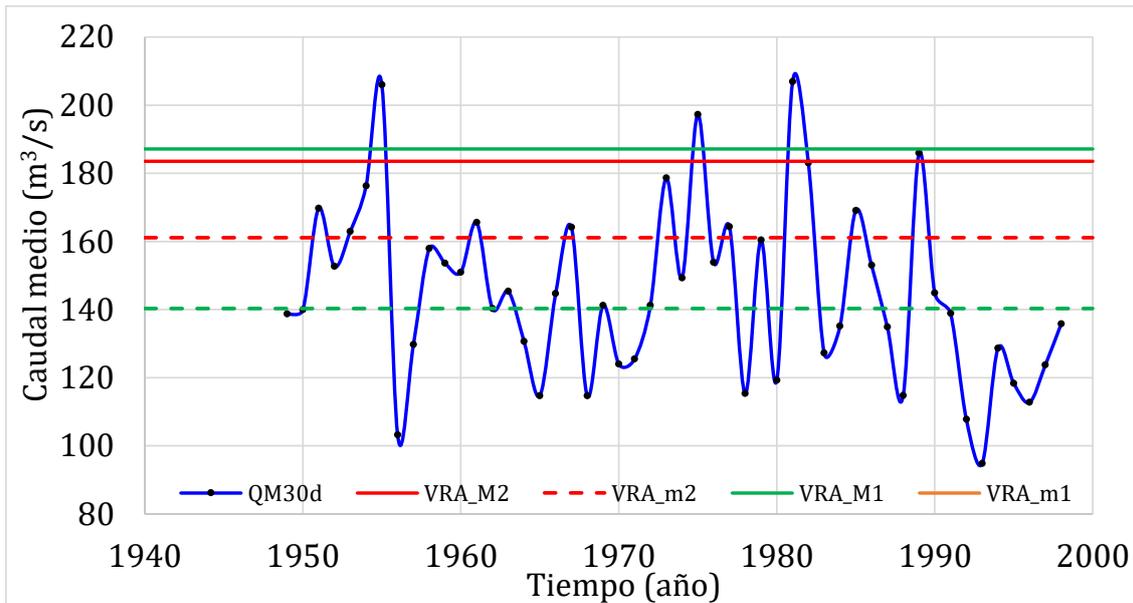


Figura 7.- Caudal medio máximo promedio de 30 días y objetivos de operación

Finalmente, en la figura 8 se presenta el comportamiento diario “normal” antes y después de la entrada de operación de la presa. Se observa que antes de la construcción de la presa existía una variación temporal de caudales importante en concordancia con el régimen de lluvia, con un periodo de lluvias de verano e invierno y un periodo de estiaje; en cambio posterior a la construcción de la presa, dicha variación desapareció.

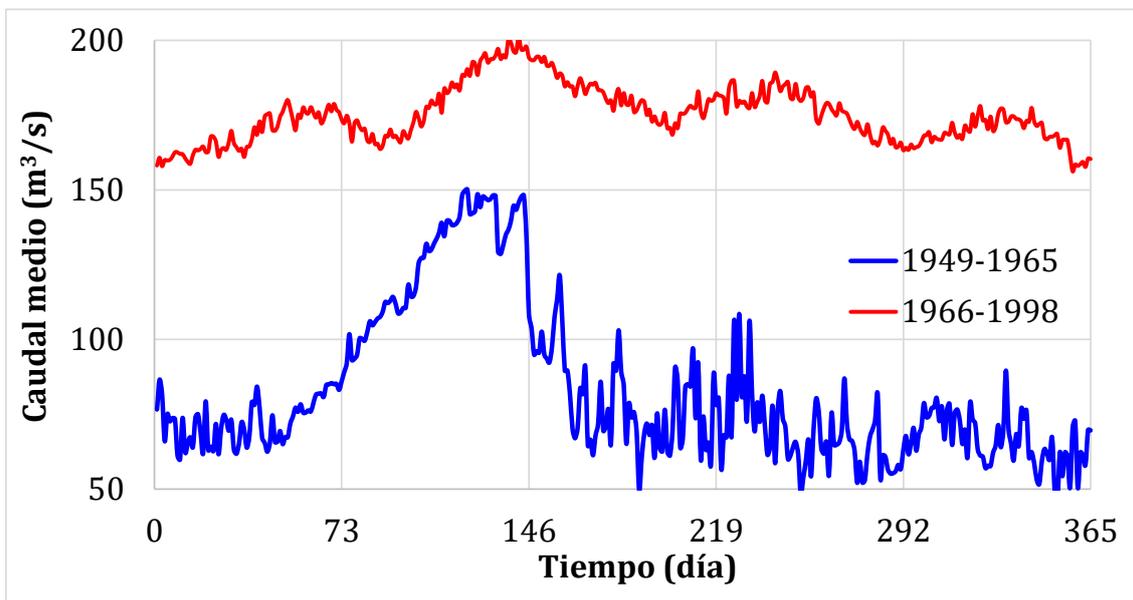


Figura 8.- Caudales medios diarios. Antes (1949-1965) y después (1966-1998) de la entrada en operación e

CONCLUSIONES

En este trabajo se presenta una metodología para caracterizar los patrones del régimen del flujo y con ello evaluar las alteraciones hidrológicas inducidas las obras hidráulicas asentadas en la cuenca del río Fuerte ubicado en el estado de Sinaloa, México, el cual descarga al Golfo de California.

Del análisis realizado mediante la metodología IHA se desprende que la presa el Mahone presenta alteraciones en el régimen de flujos, entre ellos, un retardo temporal en la ocurrencia del caudal máximo anual, disminución de los caudales máximos promedio diario, semanal, mensual y estacional, disminución de los caudales medios mensuales en los meses de marzo a mayo. Por otra parte, la metodología RVA establece que la operación de la presa no es la adecuada ya que más del 52 % del tiempo el caudal máximo promedio en 30 días se encuentra por abajo del valor mínimo. Las alteraciones del régimen del flujo también se observan en los caudales medios diarios promedio, antes de la entrada en operación de la presa existía una variabilidad temporal, posterior a ello, dicha variabilidad temporal desapareció.

A partir de análisis menos profundo pero muy ilustrativo con el apoyo de las estaciones hidrométricas aguas arriba (10037) con un caudal medio anual promedio es de $136.2 \text{ m}^3/\text{s}$ y aguas abajo (10085) de las presas con $37.8 \text{ m}^3/\text{s}$, es decir, existe una reducción del 72 %, se desprende que de manera general el 76 % de los volúmenes de agua son utilizados en las diferentes actividades que se desarrollan en la cuenca, entre ellas, la agricultura que demanda alrededor del 75 %; en años de sequía, este valor se incrementa hasta el 95 %. Además, en tres periodos del registro (1969-1970, 1974-1977 y 1986-1989), el caudal promedio en la EH 10085 es menor a $5 \text{ m}^3/\text{s}$, lo cual representa solamente un 3.7 % del caudal promedio anual en la EH 10037, lo que coincide con años catalogados con sequía hidrológica en la cuenca.

Dichos volúmenes de agua, sin duda causan alteraciones ecológicas y ambientales importantes sobre todo, aguas abajo de las grandes presas, lo que ha llevado a un estado crítico la zona costera y el propio Golfo de California. La alteración hidrológica debido a la construcción de a presa Huites no se pudo realizar debido a la falta de registros.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo recibido de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), a través del Programa de Apoyo a Proyectos de investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) IG100421 “Análisis de las interacciones entre aguas continentales y marinas en el Golfo de California bajo el enfoque de la fuente al mar como base para su gestión sustentable”.

REFERENCIAS

- Alencar, K., y Silva, R.** (2017). “Tendencia pluviométrica y concentración estacional de precipitación en la cuenca hidrográfica del río Moxotó-Pernambuco-Brasil”. *Revista Geográfica de América Central*, 1(58), 295-313.
- BANDAS.** (2022). *Banco Nacional de Aguas Superficiales*. Comisión Nacional del Agua, SEMARNAT, México.
- Barradas, V.** (2022). *Caracterización y evaluación de los escurrimientos que desembocan en el Golfo de California*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería, UNAM.
- Granit, J., Lymer, B., Olsen, S., Tenberg, A., Nommann, S., and Clausen, T.** (2017). *A conceptual framework for governing and managing key flows in a source-to-sea continuum: A STAP Advisory Document*. Global Environment Facility. Washington D. C., USA. Sweden.
- Mann, M., Bradley, R., and Hughes, M.** (1999). “Northern hemisphere temperatures during the past millennium: inferences, uncertainties and limitations”. *Geophysical Research Letters*, 26(6), 759-796.
- Mathews, R. E.** (2019). *Implementing the source-to-sea approach: A guide for practitioners*. SIWI, Stockholm, Sweden.

- Morales, M.** (2022). *Evaluación de caudal ecológico en cuencas que descargan al Golfo de California*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería, UNAM.
- NMX-AA-159-SCFI-2012.** (2012). *Norma Mexicana que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas*. Secretaría de Economía, México.
- Pettit, A. N.** (1979). "A non-parametric approach to the change-point problem". *Journal of the Royal Statistical Society*, 28(2), 126-135.
- Richter, B. D. et al.** (1996). "A method for assessing hydrologic whiting ecosystems". *Conservation Biology*, 10, 1163-1174.
- Richter, B. D. et al.** (1998). "A spatial assessment hydrologic alteration within a river network". *Regulated Rivers Research Management*, 14, 329-340.
- SRH.** (1969). *Boletín hidrológico No. 36. Región hidrológica No. 10. Tomo I*. Dirección de Hidrología, Jefatura de Irrigación y Control de Ríos, Secretaría de Recursos Hidráulicos, México.
- UNESCO.** (2019). *Las Islas y Áreas Protegidas del Golfo de California (México) inscritas en la Lista del Patrimonio Mundial en Peligro*. París, Francia (<http://whc.unesco.org/es/noticias/1999/>).
- Vogel, R. M., Member, J., and Fennessey, M.** (1994). "Flow-Duration-Curves. I: New interpretation and confidence intervals". *Journal Water Resource Planning Management*, 120, 485-504.
- SSP.** (2022). *Sistema de Seguridad de Presas*. Comisión Nacional del Agua, SEMARNAT, México.

METODOLOGÍA PARTICIPATIVA PARA LA REVISIÓN Y VALIDACIÓN DE UNA RED DE MEDICIÓN HIDROMETEOROLÓGICA: CASO DE ESTUDIO CUENCA DEL RÍO LEBRIJA EN SANTANDER – COLOMBIA

1^{er}. Diego A Guzmán A, 2^{do}. Sergio M Pineda y 3^{er}. Emilio G Moreno 4^{to} Alexandra Cerón V
5^{to} Sandra N Correa

Profesor Investigador Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga, Colombia:
diego.guzman@upb.edu.co, sergio.pineda@upb.edu.co, emilio.moreno@upb.edu.co

Profesor Investigador Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga, Colombia:
alexandra.ceron@upb.edu.co, sandra.correa@upb.edu.co

Resumen

La gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) es base fundamental para el desarrollo socio económico en cuencas de pequeño y mediano tamaño. Sin embargo, la GIRH presenta grandes desafíos especialmente en regiones de bajos ingresos, baja densidad de monitoreo, geografía/ecosistemas diversos y desarticulación de los interesados que realizan medición. Dado que los recursos económicos son limitados, la distribución de la medición debe ser objetiva y compartida su administración. Por un lado, metodologías con sensores remotos para complementar o reemplazar las mediciones de variables hidrometeorológicas en tierra hoy son implementadas, sin embargo, la gestión hídrica de pequeña escala se dificulta con estos métodos. Por otro lado, iniciativas de base participativa suelen ser complementarias y requieren de grandes esfuerzos institucionales para la sensibilización/capacitación de la comunidad. Además, los enfoques de medición orientados a los objetivos corporativos dificultan la integración de esfuerzos en medición. Por lo tanto, nosotros proponemos en este trabajo la revisión y validación de una red de medición hidrometeorológica desarrollada a partir de una base técnico/participativa, buscando una distribución espacialmente no redundante o insuficiente según sea el caso. Para ello, se plantea una revisión sobre métodos para el diseño y evaluación de redes de monitoreo a partir de dos componentes, la consulta a expertos y la caracterización fisiográfica de la cuenca utilizando el enfoque geoestadístico. Como resultados, se presenta una discusión de la implementación de las técnicas para evaluar/diseñar una red óptima con actores e intereses diversos. Se encontró que, a pesar de los buenos resultados observados en algunos casos de descentralización de la responsabilidad de la medición del recurso hídrico, la diversidad de los actores público/privados, su falta de comunicación y necesidad de un repositorio general estandarizado de la información dificultan la disponibilidad de información para la gestión. Específicamente en la cuenca no se observó redundancia de medición (precipitación, caudal y temperatura), por el contrario, son necesarios nuevos puntos para captar el cambio de la variables y gestionar eficientemente herramientas de apoyo a la gestión. En conclusión, el desarrollo económico, crecimiento urbano y el cambio climático dinamizan espaciotemporalmente los riesgos asociados con el agua, que a su vez imponen retos a los objetivos de la medición del recurso hídrico en cuencas de mediano y pequeño tamaño.

Palabras clave:

Red de medición, Cuenca del río Lebrija, Gestión del recurso hídrico, Metodología participativa.

Agradecimientos

A la Dirección de Investigación y Transferencia Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga quien financio este proyecto.

Referencias

- Abu Salleh, Nor Sofiza, Mohd Khairul Bazli Mohd Aziz, and Noraziah Adzhar. (2019). "Optimal Design of a Rain Gauge Network Models: Review Paper." *Journal of Physics: Conference Series* 1366 (1). doi:10.1088/1742-6596/1366/1/012072.
- Almagro, André, Paulo Tarso S. Oliveira, Antônio Alves Meira Neto, Tirthankar Roy, and Peter Troch. (2021). "CABra: A Novel Large-Sample Dataset for Brazilian Catchments." *Hydrology and Earth System Sciences* 25 (6): 3105–3135. doi:10.5194/hess-25-3105-2021.
- Gomani, M. C., O. Dietrich, G. Lischeid, H. Mahoo, F. Mahay, B. Mbilinyi, and J. Sarmett. (2010). "Establishment of a Hydrological Monitoring Network in a Tropical African Catchment: An Integrated Participatory Approach." *Physics and Chemistry of the Earth* 35 (13–14). Elsevier Ltd: 648–656. doi: 10.1016/j.pce.2010.07.025.
- Sheffield, Justin, E. F Wodd, M Pan, Hylke E. Beck, G Coccia, Aleix Serrat-capdevila, and Koen Verbist. (2018). "Satellite Remote Sensing for Water Resources Management: Potential for Supporting Sustainable Development in Data-Poor Regions." *Water Resources Management* 54 (12): 9724–9758. doi: https://doi.org/10.1029/2017WR022437.

A QUEBRA DA GOVERNANÇA DO SINGREH COM A AUTO PRORROGAÇÃO DE MANDATOS PELO COMITÊ DE BACIA

1^{er}. Diana Veronez, 2^{do}. Gabriela Sekeff Marques, 3^{er}. Marco Antônio Mota Amorim y 4^{er}. Wilde Cardoso Gontijo Junior

- 1 Discente mestranda do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - Profágua pela Universidade de Brasília - UnB. Brasil, dayaveronez@gmail.com
- 2 Discente mestranda do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - Profágua pela Universidade de Brasília - UnB. Brasil, gabrielasekeff@gmail.com
- 3 Discente mestrando do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - Profágua pela Universidade de Brasília - UnB. Brasil, marcoramone123@gmail.com
- 4 Docente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - Profágua pela Universidade de Brasília - UnB. Brasil, cardosowilde@hotmail.com

RESUMO

A Política Nacional de Recursos Hídricos prevê instâncias participativas com papel consultivo, normativo e deliberativo, dentre elas os Comitês de Bacia Hidrográfica, compostos por representantes do poder público, dos usuários das águas e das entidades civis de recursos hídricos. O número de representantes nos Comitês, bem como os critérios para eleição e indicação dos membros ao colegiado são estabelecidos nos seus regimentos internos. Dado o caráter representativo desses membros, a Resolução CNRH nº 05/2000 prevê que o exercício da representação se dê por mandatos, devendo estar previstos nos regimentos internos critérios para renovação e substituição dos seus membros. Entretanto, em alguns Comitês, seus integrantes auto prorrogaram os mandatos, quase sempre sem previsão regimental. Este artigo pesquisa os colegiados que utilizaram desse expediente e faz uma análise dos impactos dessa ação na governança do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH. A partir de observações empíricas no âmbito do SINGREH e de outras instâncias da sociedade brasileira, entendeu-se que eventual e excepcional necessidade de prorrogação de mandatos de integrantes de Comitês de Bacia Hidrográfica deva ser precedida de autorização do Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH.

ABSTRACT

The National Water Resources Policy provides for participatory bodies with a consultative, normative and deliberative role, among them the Basin Committees, composed of representatives of the government, water users and civil water resources entities. The number of representatives of each representation, the criteria for their renewal and appointment must be established in their bylaws. Given the limited number of participants in the Committees, Resolution CNRH nº. 05/2000 provides that representation will be for terms of office and that the process of choosing and accrediting representatives will be public by means of broad and prior disclosure. However, in some Committees their members self-extended their own terms of office. This article investigates which Basin Committees of rivers under the Union's domain used this expedient and debates whether this self-extension harms the governance of the National Water Resources Management System – SINGREH. Based on empirical observations in SINGREH other Systems and aiming at legal certainty, it was understood that an eventual and exceptional need to extend the mandates of members of the Basin Committees must be preceded by authorization from the National Council of Water resources.

PALAVRAS-CHAVE: Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Comitês de Bacia Hidrográfica. Participação Social. Mandatos.

INTRODUÇÃO

A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGREH, regulamentando o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal de 1988, que atribuiu a União competência para o “*instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos*”.

A referida Lei estabeleceu uma nova governança para a gestão dos recursos hídricos no Brasil. Formalizou a participação da sociedade no gerenciamento das águas brasileiras, estabelecendo como fundamento da Política que “*a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades*” (inciso VI do art. 1º da Lei nº 9.433/97).

Tal fundamento coaduna com o Princípio 2 da Declaração de Dublin (1992) sobre água e desenvolvimento sustentável, e que o desenvolvimento e gestão da água devem ser baseados numa abordagem participativa, envolvendo usuários, técnicos, planejadores e agentes políticos em todos os níveis.

Sua materialização está na instituição de Conselhos de Recursos Hídricos – CRH e, sobretudo, dos Comitês de Bacia Hidrográfica - CBH, com papel consultivo, normativo e deliberativo no âmbito da sua área de atuação.

Pela Lei nº 9.433/97, compete ao Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH aprovar propostas de instituição dos Comitês de Bacia Hidrográfica e estabelecer critérios gerais para a elaboração de seus regimentos (inciso VII do art. 35). A instituição de Comitês de bacia hidrográfica de rios de domínio da União é efetivada por ato do Presidente da República (parágrafo único do art. 37). De acordo com ANA (2020), até 2019 foram criados onze Comitês de Bacia Hidrográfica, quais sejam:

- I. Paraíba do Sul - CEIVAP;
- II. São Francisco - CBHSF;
- III. Rios Pomba e Muriaé - CBH Pomba/Muriaé;
- IV. Doce - CBH Doce;
- V. Piracicaba, Capivari e Jundiaí - PCJ Federal;
- VI. Paranaíba - CBH Paranaíba;
- VII. Verde Grande - CBH Verde Grande;
- VIII. Piranhas-Açu - CBH PPA;
- IX. Grande - CBH Grande;
- X. Paranapanema - CBH Paranapanema;
- XI. Parnaíba - CBH Parnaíba.

Ao regulamentar a criação e funcionamento dos Comitês, o CNRH definiu que devem ser constituídos por representantes escolhidos por seus próprios pares, sendo até 40% do poder público, ao menos 20% das entidades civis e 40% dos usuários de recursos hídricos. Embora não defina o prazo, o CNRH deixa claro que os representantes estão sujeitos ao exercício da representação em mandatos para determinado período.

Esses fóruns são colegiados representativos e não de representação direta da sociedade local. Em geral, a escolha dos representantes de determinado segmento (usuários de águas, prefeituras municipais e organizações civis) é feita entre os seus pares em assembleias setoriais, convocadas mediante edital público (ANA, 2011, p. 36). O número de representantes de cada segmento no Comitê, bem como os critérios da eleição ou indicação desses, devem estar estabelecidos nos seus regimentos.

Segundo Jacobi e Barbi (2007, p. 239):

No período da transição pós-democrática no Brasil, e por força das pressões de uma sociedade civil mais ativa e mais organizada, foram criados espaços públicos de interação, e, principalmente, de negociação. Nesse contexto, a participação social emerge principalmente

como referencial de rupturas e tensões e as práticas participativas, associadas a uma mudança qualitativa da gestão, assumem visibilidade pública e repercutem na sociedade.

Cabe a esses órgãos colegiados promover o debate das questões relacionadas aos recursos hídricos na sua área de atuação, aprovando o plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica e solucionando eventuais conflitos de uso. Para Bronzatto et. al (2018), a existência dos Comitês, com participação da sociedade e com poder deliberativo na sua região, é um importante avanço institucional na gestão das águas.

Para Britto e Formiga-Johnsson (2013, p. 216):

O sistema nacional é fortemente inspirado no modelo francês e segue os princípios de descentralização, participação e democratização. O poder de decisão sobre muitas questões envolvendo a água e sua gestão deixa de ser um monopólio do Estado e passa a ser dividido com os usuários da água e a sociedade civil.

Assim, a gestão participativa das águas rompeu com o modelo centralizado praticado anteriormente. Trata-se de observância ao princípio da subsidiariedade, que preza que demandas sociopolíticas sejam resolvidas no plano local mais imediato do problema, pois a organização social local seria capaz de resolvê-lo. Assim, resolvido o problema, não haveria que se elevar o poder decisório, sendo acionado somente quando a solução não fosse alcançada pelos atores locais.

Para Kuntz e Werle (2017, p. 104):

A aplicação do princípio da subsidiariedade pode ensejar o fortalecimento da cidadania no espaço local e o desenvolvimento de políticas públicas que tratem da temática ambiental, desde que sejam ampliados, nos municípios, os espaços de participação da sociedade nas decisões políticas.

O princípio da subsidiariedade promoveria a cidadania pela via da participação democrática da sociedade nas decisões que afetam o seu cotidiano, aproximando o sistema representativo atual de um modelo onde os cidadãos fossem protagonistas da tomada de decisão.

Dado o caráter representativo dos Comitês, a Resolução CNRH nº 05/2000 previu que o exercício da representação acontecesse por mandatos, conforme previstos nos regimentos internos, com critérios para renovação e substituição dos seus membros. Entretanto, em alguns Comitês e razões específicas, seus integrantes prorrogaram seus mandatos, quase sempre sem previsão regimental. Tal situação excepcional pode promover impactos não esperados nessas instâncias e, conseqüentemente, em instância significativa da nova governança das águas no Brasil.

De acordo com Melo (2021), "Aristóteles (384-322 a.C) já alertava que todas as formas de governo podem se degradar e agir somente em seu próprio interesse e de seu grupo" e acrescenta que, na posição de Montesquieu, "para que o abuso do poder seja impossível, é necessário que, pela ordem das coisas, o poder faça o poder parar". Seria da natureza humana o apego ao poder conquistado. Por isso, nas democracias, há o apreço por mecanismos de alternância de poder de tempos em tempos como forma de se neutralizar a ambição de se perpetuar como soberanos, assim como de não se desvirtuar os preceitos democráticos de ação em prol do bem-estar da sociedade, a alternância no poder é, pois, atributo primordial da democracia (MELO, 2021). Ou seja, a opção pela alternância do poder tende a contribuir para a consolidação de uma gestão democrática e participativa, pois, se os representados estão satisfeitos com os seus representantes, eles os mantêm e, se não, os trocam por outros que considerem melhores.

A importância da alternância periódica de representantes em Comitês de Bacia Hidrográfica foi discutida por alguns autores, como pode ser ilustrada a seguir:

De um lado, observa-se, pelo regimento interno, que a representação municipal se faz através de quatro representações titulares e quatro suplentes, em um total de 15 municípios, o que significa que nem todos têm assento no comitê; isto gera, segundo informações levantadas junto a membros da diretoria, uma disputa entre os municípios pela participação como titular (BRITTO e FORMIGA, 2013, p. 216).

Ainda a respeito do poder público municipal, observou-se que a cidade de Salvador, com população de aproximadamente 2,7 milhões de habitantes (IBGE, 2010), até 2013 não tinha nenhum representante no comitê. Outro fato observado é que a cidade de Inhambupe, que leva o mesmo nome do principal rio que originou a Bacia do Inhambupe, também não possui cadeira no comitê, o que tem gerado insatisfação por parte da prefeitura da cidade, que já

sinalizou interesse em concorrer a uma vaga nas próximas eleições (NUNES, FADUL e CERQUEIRA, 2018, 277).

A falta de interação entre os representantes do CBHSF, seus suplentes e outras organizações da sociedade civil na região, reflete como os membros do comitê centralizaram as estruturas de tomada de decisão originalmente descentralizadas. Os membros do comitê, uma vez eleitos, não mais interagiam com as organizações que os elegeram, tornando-se os únicos tomadores de decisão, enquanto as organizações da sociedade civil não conseguiam influenciar a posição de seu representante e tampouco levar suas demandas para a negociação (EMPINOTTI, 2011, p. 203).

Este artigo visa, assim, pesquisar a auto prorrogação de mandatos em Comitês de Bacia Hidrográfica de rio de domínio da União à luz de experiências de instituições participativas em políticas públicas brasileiras e refletir sobre os efeitos desse procedimento na governança do SINGREH.

METODOLOGIA

A metodologia aplicada buscou referências bibliográficas que analisassem a auto prorrogação de mandatos em Comitês de Bacia Hidrográfica. Em seguida, verificaram-se as disposições legais que tratam de mandato de integrantes de Comitês de Bacia Hidrográfica para, posteriormente, a partir de pesquisa documental, identificar deliberações de CBHs que versam sobre mandatos e as possibilidades de sua prorrogação. Após, buscaram-se experiências similares em outras políticas públicas brasileiras e foram realizadas reflexões preliminares sobre o expediente dessa auto prorrogação de mandato. A Figura 1 sintetiza a metodologia descrita.



Figura 1. – Síntese da Metodologia Fonte: Autores.

Em relação à revisão bibliográfica, não foram encontrados artigos sobre a auto prorrogação de mandatos de Comitês de Bacia Hidrográfica, o que mostra a relevância dessa pesquisa inicial.

ANÁLISE

A Resolução CNRH nº 05, de 10 de abril de 2000, estabelece as diretrizes para a formação e funcionamento de Comitês de Bacias Hidrográficas. Nos termos do § 2º do art. 1º desta Resolução, os Comitês cujo curso de água principal seja de domínio da União são vinculados ao CNRH. Alerta o art. 4º da mesma Resolução que o CNRH poderá intervir em Comitê da Bacia Hidrográfica quando houver manifesta transgressão ao disposto na Lei nº 9.433/1997 ou na Resolução CNRH nº 05/2000.

No entanto, o CNRH ainda não editou norma específica estabelecendo critérios gerais para a elaboração dos regimentos dos Comitês de Bacias Hidrográficas, conforme prevê o inciso VI do art. 35 da Lei nº 9.433/97. Em relação ao exercício de mandatos nesses colegiados, a Resolução CNRH nº 05/2000 disciplina que:

- o **mandato** dos representantes e critérios de renovação ou substituição deverá constar nos regimentos dos Comitês de Bacias Hidrográficas;
- Os **mandatos** do Presidente e do Secretário serão coincidentes, escolhidos pelo voto dos membros integrantes do respectivo Comitê de Bacia, podendo ser reeleitos uma única vez;
- após a instituição do Comitê, caberá ao Secretário-Executivo do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, no prazo de trinta dias, dar posse aos respectivos Presidente e Secretário

Interinos, com **mandato** de até seis meses, com incumbência exclusiva de coordenar a organização e instalação do Comitê e que este prazo poderá ser prorrogado, por tempo determinado, pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos, desde que tenha sido prévia e justificadamente solicitado pelo Presidente Interino do Comitê, quarenta dias antes do término de seu **mandato**.

Verifica-se que a Resolução CNRH nº 05/2000 foi silente quanto à prorrogação de mandatos de integrantes de Comitês de Bacia Hidrográfica. Por outro lado, o CNRH vem sendo vigilante em relação à prorrogação de mandatos de Diretorias Provisórias - Presidente e Secretário Interinos – desses colegiados, como atestam as seguintes Resoluções:

- I. CNRH nº 221, de 24 de dezembro de 2020 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba, até 31 de dezembro de 2021.
- II. CNRH nº 208, de 11 de dezembro de 2019 - prorroga, a partir do dia 12 de dezembro de 2019, até 31 de dezembro de 2020, o mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba.
- III. CNRH nº 207, de 18 de dezembro de 2018 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba.
- IV. CNRH nº 131, de 20 setembro de 2011 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Grande.
- V. CNRH nº 119, de 16 de dezembro de 2010 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Grande
- VI. CNRH nº 96, de 17 de dezembro de 2008 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu.
- VII. CNRH nº 83, de 10 de dezembro de 2007 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba.
- VIII. CNRH nº 82, de 10 de dezembro de 2007 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu.
- IX. CNRH nº 72, de 14 de junho de 2007 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu.
- X. CNRH nº 57, de 30 de janeiro de 2006 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba.
- XI. CNRH nº 45, de 29 de outubro de 2004 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba.
- XII. CNRH nº 36, de 26 de março de 2004 - prorroga o prazo do mandato da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba.

Em 2020, dada a grave crise pandêmica resultante da pandemia do COVID-19, e por provocação do CBH Grande, o CNRH editou a Resolução nº 213, de 25 de agosto de 2020, autorizando a prorrogação, por um ano, do mandato dos membros, titulares e suplentes, assim como das Diretorias, dos seguintes CBHs: CBHSF, CBH Verde Grande, CBH Grande e CBH Paranapanema.

A Resolução CNRH nº 213/20 também convalidou os eventuais atos praticados por esses CBH Interestaduais no período compreendido entre o dia 29 de junho de 2020, data da 42ª Reunião Ordinária do CNRH, e a publicação desta Resolução, ocorrida em 11 de setembro de 2020, desde que em consonância com suas disposições.

Na forma regulamentar, seguindo a autorização conferida pela Resolução CNRH nº 213/20, o CBHSF (Deliberação nº 116, de 21 de agosto de 2020), o CBH Verde Grande (Deliberação nº 79, de 21 de agosto de 2020, referendada em 15 de setembro de 2020) e o CBH Paranapanema (Deliberação nº 52, de 23 de junho de 2020, referendada em 28 de setembro de 2020) prorrogaram, pelo período de 12 meses os mandatos dos seus membros, titulares e suplentes.

Diferentemente, o CBH Grande, embora tenha acionado o CNRH de forma tempestiva, teve o mandato de seus integrantes vencido antes da decisão do CNRH, impedindo-o de agir nos termos

autorizativos do CNRH. Tal situação ensejou a necessidade de edição da Resolução CNRH nº 219, de 24 de dezembro de 2020, instituindo uma Diretoria Provisória para o CBH Grande, que seria responsável por acompanhar o processo eleitoral, cabendo a ela, também, desempenhar as funções administrativas e de representação temporária desse colegiado. Por decisão do CNRH, a designação dos membros da Diretoria Provisória do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Grande foi estabelecida por ato da Comissão Eleitoral, constituída pela Deliberação CBH Grande nº 54, de 2019, cabendo ao Secretário Executivo do CNRH dar posse aos designados. Embora a Diretoria Provisória pudesse desempenhar as funções administrativas e de representação do CBH Grande, o exercício das competências previstas no art. 38 da Lei nº 9.433/1997 ficaram paralisadas de agosto de 2020 a novembro de 2021, ou seja, nesse período não foram exercidas as competências atribuídas ao CBH Grande.

Ainda de maneira distinta, alguns Comitês, sob diferentes justificativas, têm usado expediente de autoprorrogação de seus mandatos, sem prévia autorização do CNRH.

A prorrogação de mandatos em outros CBHs

O Decreto Presidencial nº 1.842, de 22 de março de 1996, instituiu o Comitê para a Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - CEIVAP. O art. 7º do atual Regimento do CEIVAP contém previsão de que o mandato de seus membros poder ser prorrogado por até 90 dias até a posse dos novos membros. Em cinco oportunidades, os integrantes do CEIVAP auto prorrogaram os seus mandatos.

O Decreto Presidencial de 25 de janeiro de 2002 instituiu o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce - CBH Doce. O art. 40 do atual Regimento do CBH Doce preconiza que, desde que devidamente justificado e em casos excepcionais, o mandato dos membros do comitê poderá ser prorrogado por até seis meses mediante aprovação de dois terços dos membros do CBH-Doce. Em duas oportunidades, utilizando dessa previsão regimental, os integrantes do CBH Doce auto prorrogaram os seus mandatos.

O Decreto Presidencial de 20 de maio de 2002 instituiu o Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá - CBH PCJ. Embora sem previsão regimental, em uma oportunidade, os integrantes do PCJ Federal auto prorrogaram seus mandatos. Interessante observar a característica especial desse Comitê. Nessa oportunidade, o CBH PCJ (colegiado com competências em recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo no âmbito da bacia hidrográfica PCJ) teve a prorrogação do mandato de seus integrantes estabelecido por Deliberação do Conselho de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (Deliberação CRH/SP nº 223, de 22 de março de 2019). Ou seja, uma decisão de instância superior paulista foi utilizada como suporte à decisão para o Comitê criado pelo CNRH.

O Decreto Presidencial de 16 de julho de 2002 instituiu o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba - CBH Paranaíba. Mesmo sem previsão regimental, em duas oportunidades, os integrantes do CBH Paranaíba auto prorrogaram os seus mandatos.

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Verde Grande - CBH Verde Grande foi instituído pelo Decreto Presidencial de 03 de dezembro de 2003. Em duas oportunidades, os integrantes do CBH Verde Grande auto prorrogaram os seus mandatos, sendo que na primeira esse ato foi limitado a atuação do Plenário e do Presidente do Comitê para deliberarem e decidirem *ad referendum*, subsequentemente, sobre matéria relativa ao processo eleitoral.

A Figura 2 resume o histórico dessas auto prorrogações.

CBH	Deliberação	Concessões (prorrogação de mandato)
CEIVAP	nº 303, de 5/08/21	até nov/21
	nº 300, de 14/06/21	por 90 dias, a partir de 29/06/21
	nº 285, de 27/11/20	pelo prazo de 90 dias, a partir do dia 31/03/21
	nº 241, de 15/03/17	pelo prazo de 90 dias, a partir do dia 24/03/17
	nº 149, de 23/03/11	pelo prazo de 60 dias, a partir do dia 31/03/11
CBH Doce	nº 95, de 15/07/21	por 6 meses, até o dia 30/04/2022
	nº 37, de 19/12/13	até o dia 31/03/14
Comitês PCJ	nº 315, de 29/03/19	até a conclusão do processo eleitoral
CBH Paranaíba	nº 78, de 19/10/17	até 30/06/18
	nº 67, de 15/12/16	até 31/12/17
	nº 29, de 11/05/12	até 30/06/13
CBH VG	RI de 25/03/09	até 31/03/11
	nº 17, de 13/09/06	até 31/12/06

Figura 2. – Quadro Resumo. Fonte: Autores.

Para uma avaliação preliminar sobre a previsão regulamentar das prorrogações supracitadas, a Figura 3 resume o prazo de mandato dos integrantes desses Comitês de Bacia Hidrográfica, bem como a previsão regimental de reeleição/recondução e de prorrogação de mandatos.

CBH	Ato	mandato, em anos	reeleição/recondução	Prorrogação
CEIVAP	de 18/10/18, levado a Cartório	4		por até 90 dias (art. 7º)
CBHSF	Deliberação nº 106/2019	4	sim	não prevê
CBH Doce	aprovado em 15/08/17	4	sim	de até 6 meses (art. 40)
Comitês PCJ	Diretoria Provisória nº 009/2003	2	sim	não prevê
CBH Paranaíba	Deliberação nº 122/2021	4		não prevê
CBH VG	Deliberação nº 81/2020	4	sim	não prevê
CBH PPA	Deliberação nº 5/2008	4	sim	não prevê
CBH Grande	Deliberação nº 56/2019	4	sim	não prevê
CBH Parapanema	Deliberação nº 54/2020	4	sim	não prevê
CBH Parnaíba	Deliberação nº 02/2018	4		não prevê

Figura 3. – Previsões Regimentais. Fonte: Autores.

Observa-se que as auto prorrogações de mandatos pelo Comitês PCJ, CBH Paranaíba e CBH VG não encontram respaldo nos seus regimentos internos. No caso do CBH Paranaíba, houve auto prorrogações em sequência que agraciaram os próprios integrantes com prazo adicional de mandato de cerca de um ano.

Em relação ao CBHSF, em 2016 foram realizadas duas alterações regimentais sobre o tema. Quanto ao mandato de membros da Diretoria, somente seriam considerados para efeitos de reeleição os mandatos exercidos por mais de dois terços do período (art. 1º da Deliberação CBHSF nº 90/2016). Para os demais membros do CBHSF, foi alterada a duração do mandato então em vigor de três para quatro anos (art. 2º da Deliberação CBHSF nº 90/2016). A alteração promovida pelo art. 1º da Deliberação CBHSF nº 90/2016 foi objeto de contestação junto ao CNRH, tendo o CBHSF justificado que, além de não ter ferido normas legais superiores, os regimentos de alguns outros Comitês já faziam aquela menção. Sem adentrar no mérito de correção ou não, a Consultoria Jurídica do Ministério do Meio Ambiente (MMA) esposou:

A ausência de regulamentação mais detalhada pelo CNRH não autoriza os Comitês de Bacia Hidrográfica exercerem competências atribuídas pela legislação àquele Conselho, sendo irrelevante que os outros Comitês possuam normas com idêntico teor em seus Regimentos, na medida em que essa situação apenas demonstra a necessidade de adoção de medidas uniformes relativas a todos os Regimentos Internos dos Comitês de Bacia Hidrográfica que possuam normas semelhantes (MMA, 2016, p. 3/4).

O caso foi levado ao Plenário do CNRH que, em sua 38ª Reunião Ordinária, respaldado por manifestação da sua Câmara Técnica de Assuntos Legais e Institucionais, convalidou o ato do CBHSF e decidiu por revisar a Resolução CNRH nº 05/2000 (CNRH, 2017), ainda não concluída.

Experiências em outras políticas públicas

Na governança de outras políticas públicas brasileiras, há exemplos relevantes que podem auxiliar na discussão sobre os procedimentos regulamentares e não regulamentares apresentados na seção anterior neste artigo. Em todos os casos, porém, a prorrogação foi permitida por excepcionalidade e a partir de comando autorizativo de organismo superior em relação àquelas instituições cujos integrantes já estavam investidos em mandatos.

Por exemplo. Para a prorrogar o mandato de representantes do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA até 22 de março de 2021, devido às consequências da pandemia COVID-19, foi editado o Decreto Presidencial nº 10.483, de 10 de setembro de 2020.

Em relação ao Sistema Único de Saúde - SUS, a Resolução CNS nº 654, de 01 de abril de 2021, que dispõe sobre as regras referentes à prorrogação de mandatos no âmbito dos Conselhos de Saúde, considerou que:

em recente debate sobre a prorrogação de mandatos, juristas de diversas matizes teóricas e políticas sustentaram que, no âmbito do direito público, as regras do sistema republicano indicam a **periodicidade do mandato como um requisito do regular funcionamento do regime democrático;**

que segundo esses pressupostos republicanos, a eleição é como um contrato social feito entre as partes para a realização de um determinado projeto, por um tempo pré-determinado e, por isso, a **prorrogação de um mandato quebraria a regra eleitoral** e relativizaria a ideia de sufrágio universal prevista na Constituição Federal de 1988;

a prorrogação de mandato seria, no âmbito das normativas do direito público, inconstitucional, em razão desses fundamentos, **pois representaria uma mudança da regra anteriormente estabelecida que pode desvirtuar a escolha feita pelos eleitores no processo anterior** e que casos de prorrogação, nos termos aqui discutidos, levaria à necessidade de constituição de um mandato de transição, figura que não existe no ordenamento jurídico brasileiro. (CNS, 2021, p. 1, grifos nossos)

Assim, somente nos casos em que restou comprovada a impossibilidade de eleição de membros de Conselhos Municipais de Saúde, o Conselho Nacional de Saúde concedeu permissão para que esses, em conjunto com o Conselho Estadual de Saúde, constituíssem mandato de transição para seus membros, com duração de até 180 dias após a publicação da Resolução CNS nº 654/2021.

Na esfera condominial, a necessidade de continuidade no exercício das atribuições de síndicos, cujos mandatos vencessem entre 20 de março de 2020 e 30 de outubro de 2020, caso não fosse viável a realização de assembleia condominial por meios virtuais, ensejou a edição da Lei nº 14.010, de 10 de junho de 2020, que tratou sobre normas de caráter transitório e emergencial para a regulação de relações jurídicas de direito privado em virtude da pandemia da COVID-19.

No âmbito de políticas de recursos hídricos, Britto e Formiga-Johnson (2013, p. 223) registraram prolongado debate sobre o regimento do Comitê da Baía da Guanabara, ocorrido em 2008/2009, que levou a adiamento da eleição para renovação dos seus membros. Depois de intenso debate de pontos de vista opostos sobre a melhor forma de restabelecer a normalidade do Comitê, o CERHI/RJ optou por criar uma comissão eleitoral para conduzir o processo, sendo refutada a possibilidade de prorrogação de mandato dos eleitos para o biênio 2007-2009. Acrescentaram as autoras que:

Observa-se que o processo eleitoral é uma competência exclusiva dos comitês, **respeitadas as normas legais**. No entanto, como o comitê não conseguiu se organizar para tal, o CERHI entendeu ser necessário entrar no processo, mas criando uma solução conciliadora: foi criada uma comissão eleitoral constituída por membros do CRH, com atuação na Baía de Guanabara, para organizar uma eleição de um mandato provisório, com base no regimento em vigor (BRITTO e FORMIGA-JOHNSON, 2013, p. 223, grifo nosso).

No âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Ceará - SEGRH/CE foi editada a Resolução CONERH nº 01, de 22 de fevereiro de 2021, que dispõe sobre o adiamento do processo eleitoral e a prorrogação dos mandatos dos membros do Conselho de Recursos Hídricos do Ceará – CONERH, dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Ceará e dos mandatos de suas respectivas diretorias pelo prazo de um ano, tendo em vista restrições impostas pela pandemia da COVID-19.

Nova regulamentação foi promulgada também no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais, onde é previsto dispositivo para eventuais prorrogações. De acordo com o art. 39 da Deliberação Normativa CERH/MG nº 69, de 09 de agosto de 2021, que estabelece normas gerais para subsidiar a elaboração dos Regimentos Internos dos Comitês de Bacias Hidrográficas:

Art. 39 - A diretoria e membros do Comitê eleitos para um determinado mandato responderão pelo Comitê até a posse da próxima gestão.

§ 1º - A prorrogação do mandato de que trata o *caput* será de até 06 (seis) meses, findo o qual ficarão suspensas as atividades do Comitê até a conclusão do processo eleitoral e posse dos novos membros do Comitê.

§ 2º - O período de mandato prorrogado da gestão em curso implica em redução, por igual período, do mandato seguinte. (MINAS GERAIS, 2021).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A mais relevante questão levantada por esse artigo é sobre a segurança jurídica da auto prorrogação de mandatos e os riscos materiais que podem advir dessas situações. O que parece periférico, pode vir a ensejar sérios problemas à governança e à própria sustentabilidade da política de recursos hídricos, dada a possibilidade de nulidade de decisões ou pela interrupção do funcionamento dos Comitês de Bacia Hidrográfica.

Por exemplo, deliberações correlacionadas à vigência, mecanismos ou valores da cobrança pelo uso dos recursos hídricos podem ser questionadas. A aplicação dos recursos arrecadados por essa cobrança, também. A falta de recursos pode interromper o funcionamento de instâncias executivas, como as entidades delegatárias de funções de agências de água, ou até a execução de investimentos em andamento. Mais abrangente ainda, diretrizes e definições do Plano de Recursos Hídricos aprovados por plenários com “prorrogados” podem ser colocadas em questão, revertendo contratações realizadas com todas as consequências nefastas inclusive ao alcance de metas de melhoria da qualidade ambiental dos nossos rios.

Minimamente, o que pode ser inferido das experiências dissertadas neste artigo é que os Comitês de Bacia Hidrográfica não possuem permissão normativa ou legal para auto prorrogarem o mandato dos seus integrantes.

No âmbito da Política Nacional de Recursos Hídricos, o CNRH é a instância legalmente reconhecida para regulamentar o funcionamento dos CBHs e já dispôs sobre a prorrogação de mandato de integrantes de Diretorias Provisórias - Presidente e Secretário Interinos - de Comitês de Bacia Hidrográfica em processo de instalação. Entretanto, trata-se de questão específica anterior e não durante o pleno funcionamento dos Comitês.

Por outro lado, a inexistência de norma regulatória induz os Comitês de Bacia Hidrográfica a agirem de formas distintas. Há Comitês que inserem previsão de prorrogação de mandato em seus regimentos internos e há os que fazem prorrogação a partir de deliberação casual. Outros buscam orientação eventual do CNRH, nem sempre possível dentro do prazo necessário para garantir a continuidade do funcionamento do CBH, e sempre sujeita a interpretações dos membros de plantão, muitas vezes pressionados a tomar decisões às pressas.

Quando demandado, o CNRH reconheceu a necessidade de deliberar por Resolução específica sobre a prorrogação dos mandatos dos integrantes do CBHSF, CBH Verde Grande, CBH Grande e

CBH Paranapanema - Resolução CNRH nº 213/2020. Assim, tem-se como corolário que a auto prorrogação de mandatos necessita de tal ato, podendo ser considerada nula quando exercida sem anuência superior.

Sob o ponto de vista dos conceitos norteadores dos mandatos em regime democrático, o período do mandato, a previsão de alternância de poder e o procedimento eleitoral são princípios intrínsecos a colegiados participativos como os Comitês de Bacia Hidrográfica. Os pactos prévios, dentre eles a duração do mandato, não podem ser alterados durante a vigência de um mandato sob pena de ferir regras precípuas e expectativas de terceiros. Sendo assim, a auto prorrogação de mandatos pode ser questionada sob o ponto de vista da legalidade, colocando em risco, como já aventado neste texto, a validade de deliberações dos Comitês de Bacia Hidrográfica. Por outro lado, a sujeição à tempestiva tomada de decisão pelo CNRH pode levar à interrupção das atividades do Comitê de Bacia Hidrográfica, como ocorreu recentemente com o CBH Grande.

Vislumbra-se, assim, a necessidade de regulamentação do tema pelo CNRH, com o estabelecimento de critérios gerais para a elaboração de regimentos de Comitês de Bacia Hidrográfica, conforme preveem, respectivamente, os incisos VI e VII do art. 35 da Lei nº 9.433/97.

Afinal, o CNRH tem delegação legal para não só formular a Política Nacional de Recursos Hídricos (art. 2º da Lei nº 9.984/00), mas também para estabelecer diretrizes complementares para atuação do SINGREH (inciso VI do art. 35 da Lei nº 9.433/97).

Acredita-se que a abertura de processo para a revisão da Resolução CNRH nº 05/00, editada há mais de 20 anos, seria uma janela de oportunidade para suprir esta lacuna regulatória e, desta forma, melhorar a governança do SINGREH,

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem à Comissão Organizadora do VII Workshop Internacional, à Universidade de Brasília (UnB) e também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS.** (2011) *O Comitê de Bacia Hidrográfica: o que é e o que faz?* Brasília: SAG. 64 p.: il. (Cadernos de capacitação em recursos hídricos; v.1).
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO.** (2020) *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020*. Informe anual / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Brasília: ANA. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em 07/08/2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS.** (2019) *Cobrança pelo uso dos recursos hídricos*. Brasília: ANA, 2019. 80p.: il. 1. Cobrança pelo uso dos recursos hídricos. I. Título. Nota 1. A publicação faz parte do conjunto de encartes do Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2019.
- BRAGA, Benedito; FLECHA, Rodrigo; PENA, Dilma; KELMAN, Jerson.** (2006) *A reforma institucional do setor de recursos hídricos. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação / organizadores Aldo da Cunha Rebouças, Benedito Braga, José Galizia Tundisi*. Capítulo 20. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora.
- BRITTO, Ana Lucia; FORMIGA-JOHNSSON, Rosa Maria.** (2013) "Gestão Participativa e Integrada das Águas na Região Metropolitana do Rio de Janeiro: Uma Análise do Funcionamento dos Comitês de Bacia Hidrográfica". In: Congresso Ibérico de Gestão e Planejamento da Água, 8, Lisboa.
- BRONZATTO, Luiz Augusto; SOARES, Daniela Nogueira; SANTOS, Gesmar Rosa dos; KUWAJIMA, Júlio Issao; CUCIO, Maíra Simões.** (2018) *O Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6 – água e*

saneamento: desafios da gestão e a busca de convergências. IPEA. Boletim regional, urbano e ambiental | 18 | jan.-jun.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS -CNRH (2017) 38ª Reunião Ordinária do CNRH, de 31.10 e 01.11.17 - Síntese dos Resultados.

DECLARAÇÃO DE DUBLIN (1992) sobre a Água e Desenvolvimento Sustentável, Dublin, IRLANDA, RELATÓRIO Disponível em https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-BCEHJ5/1/monografia_p_s_recursos_h_dricos__nilma_2018.pdf Acesso em 23/07/2022

EMPINOTTI, VANESSA L. (2011) “E se eu não quiser participar? O caso da não participação nas eleições do comitê de bacia do rio São Francisco”. In: Ambiente & Sociedade. Campinas v. XIV, n. 1, p. 195-211, jan.-jun. 2011.

JACOBI, Pedro Roberto; BARBI, Fabiana. (2007) *Democracia e participação na gestão dos recursos hídricos no Brasil*. Rev. Katál. Florianópolis v. 10 n. 2 p. 237-244 jul./dez. 2007.

KUNTZ, Tatiele Gisch; WERLE, Caroline Cristiane. (2017) *O princípio da subsidiariedade e o fortalecimento da cidadania no espaço local como instrumento de efetivação de políticas públicas de proteção ambiental*. R. Inter. Interdisc. INTERthesis, Florianópolis, v.14, n.3, p.104-121 Set.-Dez.

MELO, Marcos Davi. (2021) “Nossa democracia vencerá. Gazeta de Alagoas”. Disponível em: <https://d.gazetadealagoas.com.br/opiniao/333346/nossa-democracia-vencera>. Acesso em 04/12/2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2016) Processo nº 02000.001255/2016-91: Alteração no Regimento Interno do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Vol. I.

NUNES, Elizabete de Almeida; FADUL, Elvia; CERQUEIRA, Lucas Santos. (2018) “Governança das Águas na Bahia: uma Avaliação da Participação Social no Comitê de Bacia do Recôncavo Norte e Inhambupe. In: Revista de Desenvolvimento Econômico” – RDE - Ano XX – V. 2 - N. 40 – Agosto - Salvador, BA – p. 267 – 295.

DIAGNÓSTICO HÍDRICO DA CIDADE DE BANANEIRAS-PB

Enólla Kay Cirilo Dantas, Salomão de Sousa Medeiros

UFCG, Brasil

enolla.kay@estudante.ufcg.edu.br salommao@gmail.com

RESUMO:

A escassez hídrica é uma problemática que aflinge muitos lugares em todas as partes do mundo, no Brasil a parte mais afetada é o semiárido brasileiro que possui baixos índices pluviométricos ao longo do ano, apesar de ainda ser um dos maiores do mundo. O presente trabalho tem o objetivo de apresentar como vêm sendo aplicadas as políticas públicas em relação ao estresse hídrico nas pequenas cidades brasileiras. O modelo de abastecimento do Brasil deixa muito a desejar, utilizando-se em grande parte de mananciais superficiais que estão diretamente ligados ao regime de chuvas. O município de Bananeiras-PB é a demonstração de um rápido crescimento populacional advindo de fora e o enfrentamento do estresse hídrico do único manancial superficial que abastece a região, associando-se a isto as políticas públicas utilizadas para equilibrar os interesses da população e os interesses dos investidores.

ABSTRACT:

Water scarcity is a problem that afflicts many places in all parts of the world, in Brazil the most affected part is the Brazilian semi-arid region, which has low rainfall throughout the year, despite still being one of the largest in the world. The supply model in Brazil leaves a lot to be desired, largely using surface water sources that are directly linked to the rainfall regime. The municipality of Bananeiras-PB is a demonstration of a rapid population growth coming from outside and facing the water stress of the only surface water source that supplies the region, associating to this the public policies used to balance the interests of the population and the interests of investors.

PALAVRAS CHAVES: Escassez – Mananciais - Políticas Públicas

INTRODUÇÃO

A diminuição dos recursos hídricos renováveis disponíveis a amplo prazo acordado com o aumento gradativo da demanda em virtude do aumento populacional, principalmente nos centros urbanos fortalecem a ocorrência do estresse hídrico como a sua concorrência entre setores e valorização do seu preço no mercado, ocasionando não apenas impactos ambientais como socioeconômicos (OCDE, 2017).

Em conformidade com a ANA (2021) é de suma importância que um dos principais desafios para gestão e governança das águas no Brasil, seja a segurança hídrica para o abastecimento humano da zona urbana, tanto em disponibilidade quanto em qualidade da água e infraestrutura.

A gestão ineficiente das políticas públicas, o fraco controle sobre lançamentos de poluentes e as mudanças climáticas estão alterando as condições hidrológicas sucedendo inúmeras incertezas e a frequente ocorrência de eventos extremos, que se combinam e fortalecem o desafio da escassez natural (OCDE, 2017).

A escassez hídrica é um problema global que afeta a maioria dos continentes no globo, a preocupação com a implantação de novas tecnologias que otimize a utilização da água nos setores econômicos é primordial para o seu desenvolvimento. Pois não podemos imaginar a expansão da economia sem a utilização dos corpos hídricos. Além disso o desenvolvimento humano também depende de sua presença, água trás dignidade as pessoas e diminui a disparidade social das regiões.

Desta forma, “atenta-se para a necessidade de um redirecionamento do modelo de desenvolvimento vigente, em busca de uma sociedade que apenas não cresça, mas se desenvolva sustentavelmente” (SANTOS; CÂNDIDO, 2018, p. 38).

O Brasil possui doze Regiões Hidrográficas, e são elas que orientam as Políticas Públicas e gerenciamento dos recursos em todo país, apresentam-se como: Amazônica, Tocantins- Araguaia, Atlântico NE Ocidental, Parnaíba, Atlântico NE Oriental, São Francisco, Atlântico Leste, Atlântico Sudeste, Paraná, Paraguai, Uruguai, Atlântico Sul. O país enfrenta os dois extremos, a abundância de água na região Norte e a escassez na região Nordeste, entretanto a falta de infraestrutura, tanto no abastecimento quanto no saneamento, diminui o potencial hídrico das regiões.

Ainda por cima de toda problemática perante a ausência de água, confrontamos o problema da precificação desse recurso, pois inferir um valor monetário ao recurso natural que está garantido na Constituição como direito de todos os cidadãos é uma medida contraditória, que deve ser muito bem abordada pelos Governantes.

CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO

Bananeiras é um município do estado da Paraíba, situado na mesorregião do Agreste Paraibano com uma extensão de 255,641km² e população estimada de aproximadamente 21.851 pessoas, densidade demográfica de 84,72hab/km² (IBGE, 2020). Localizada na Serra da Borborema, região do Brejo paraibano, a 141 km de João Pessoa, 150 km de Natal e a 70 km de Campina Grande, com altitude de 526 metros, Bananeiras possui clima mais ameno que a média do agreste paraibano (BANANEIRAS, 2021).

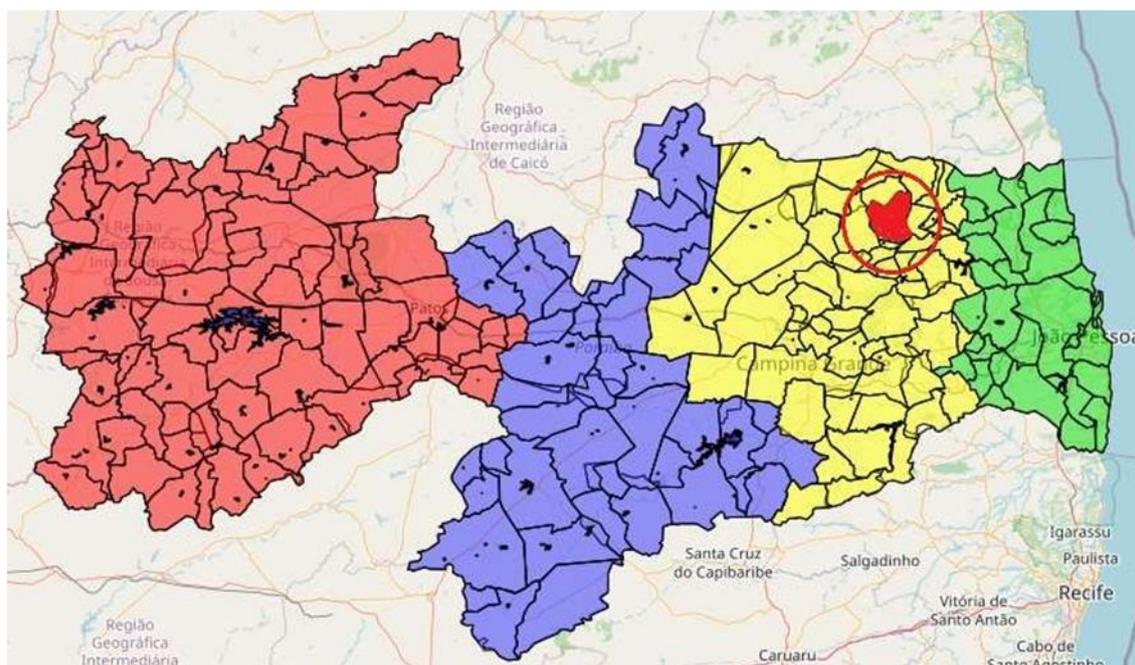


Figura 1. - Identificação do município de Bananeiras-PB, adaptado da AESA 2021.

Segundo o IBGE, a renda mensal da população em 2019 era de 1,5 salários mínimos, contabilizando 7,6% da população sendo economicamente ativa, a economia é predominante agrícola e turística. Atualmente Bananeiras conta com aproximadamente dezoito empreendimentos imobiliários de condomínios, está situada na rota gastronômica do Estado com uma diversificação de restaurantes de alto padrão, além de proporcionar um clima agradável. Conforme Nunes e Martins (2019) é válido evidenciar que Bananeiras-PB é um município que abrange na atualidade os roteiros culturais do Brejo Paraibano, como a Rota Cultural Caminhos do Frio, Rota Gastronômica do Brejo e Circuito Junino do Brejo, o que tem ajudado para a expansão da atividade turística local. E seu patrimônio natural, salientamos a cachoeira do Roncador e a Área de Conservação Goiamunduba, formada por três florestas onde existem espécies de Mata Atlântica que já foram extintas. Contudo, Bananeiras-PB tem seduzido ao longo dos anos um grande número de turistas provocando o desenvolvimento da cidade. Porém em contrapartida aumentando a disparidade social e grandes impactos ambientais no município.

O desenvolvimento econômico da região cresce mediante sacrifícios ambientais que são forjados pelos atores interessados nas atividades. De acordo com Silva 2016, quem é o impulsor das políticas ambientais é o próprio Estado, que participa de várias etapas da elaboração das leis, incentivando o setor privado seja globalmente ou localmente, como é o exemplo de Bananeiras, na qual incentiva a construção de condomínios com a isenção de impostos dos mesmos o que demonstra que o poder econômico exerce uma forte ação na produção das leis ambientais.

De acordo com o documento elaborado pela PBTUR 2017, “ Ordenamento Territorial do Turismo da Paraíba” o município tem um elevado potencial arquitetônico, cultural e natural com grandes possibilidades econômicas, como Nunes e Martins (2019) demonstra que a cidade possui um conjunto arquitetônico formado por 80 edificações tombadas pelo IPHAEP, entre eles podemos citar A Igreja Nossa Senhora do Livramento, o prédio dos Correios e Telégrafos construído em 1835, o antigo Colégio das Dorotéias onde atualmente funciona a Escola Municipal Emília de Oliveira Neves, dentre outros. Conforme IBGE (2021), 26,6% dos domicílios possuem esgotamento sanitário adequado, o município não possui rede coletora de esgoto e o saneamento é feito com a utilização de fossas sépticas, 94,2% dos domicílios da zona urbana possuem arborização e 10,5% dos domicílios urbanos possuem urbanização adequada.

O município de Bananeiras encontra-se inserido nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Curimataú. Os principais tributários são os rios Curimataú, Dantas e Picadas e os riachos: Sombrio e Carubeba, todos de regime intermitente. Conta ainda com recursos do açude da Piaba. Inserido na unidade geoambiental do Planalto da Borborema com relevo movimentado, com vales profundos e estreitos dissecados (BANANEIRAS, 2021).

BREVES CONSIDERAÇÕES SOBRE O SEMIÁRIDO

O semiárido nordestino apresenta grandes taxas de insolação, elevadas temperaturas e baixas amplitudes térmicas. Os totais pluviométricos são baixos e apresentam alta variabilidade no tempo e no espaço. Ocasionalmente, ainda, grandes taxas de evapotranspiração e elevado déficit hídrico (NORESTE; ZANELLA, 2014). Bananeiras está incluído no semiárido brasileiro, definido pelo Ministério da Integração Nacional em 2005, que tem como critérios o índice pluviométrico, o índice de aridez e o risco de seca.

A região semiárida brasileira, é caracterizada como a maior do mundo em dimensões e densidade demográfica (SOCIAL, et al, 2015) como também um dos maiores índices pluviométricos do globo com médias entre 400 a 800mm anuais conforme relata Sociais et al apud Malvezzi (2007), entretanto as chuvas acontecem de forma centralizada espacial e temporalmente decorrendo longos períodos de estiagem e curtos períodos de chuva ao longo do ano combinados ao intenso grau de evapotranspiração que chega a taxas três vezes maiores que a pluviosidade, tornam o balanço hídrico deficitário.

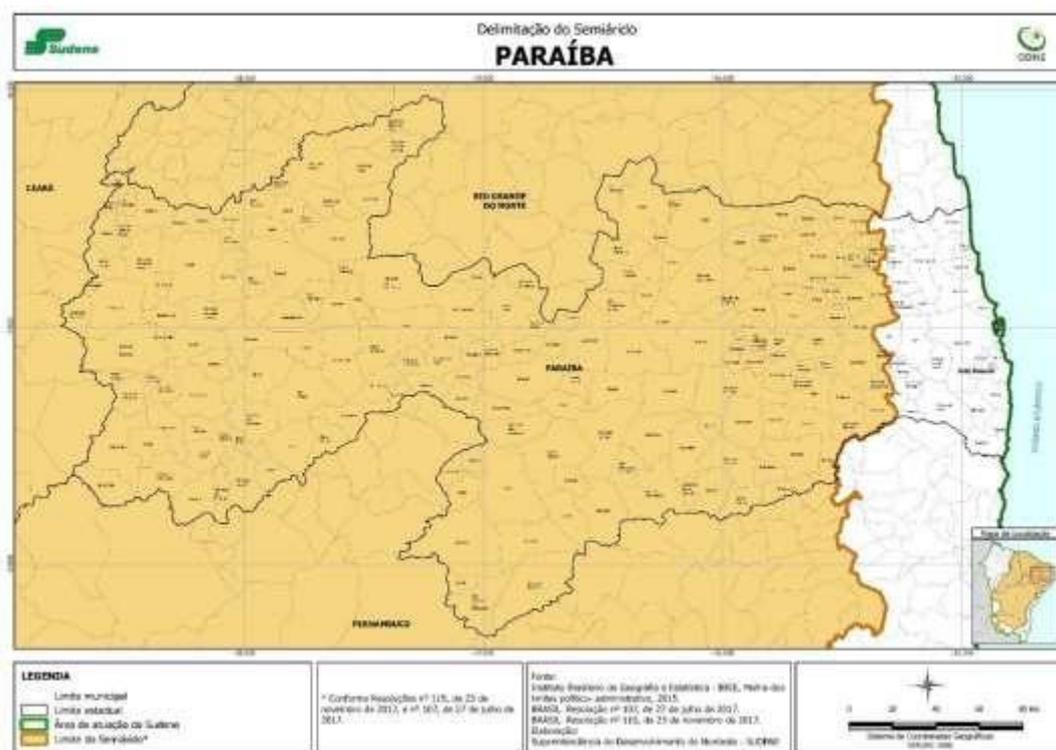


Figura 2.- Semiárido Paraibano. Fonte: Ministério do Desenvolvimento Regional 2017.

De acordo com dados do IBGE (2017) dos 223 municípios do Estado da Paraíba, apenas 29 não estão na faixa predominante do semiárido Brasileiro, isso equivale a mais de 2.093.196 pessoas vivendo na zona semiárida paraibana (IBGE, 2010), o que representava mais da metade da população do estado (55,57%) no ano de 2010.

SISTEMA DE ABASTECIMENTO

Um sistema de abastecimento de água pode ser definido como uma soma de fatores entre eles infraestruturas, equipamentos e serviços que tem como objetivo a distribuição de água potável para consumo humano, bem como para indústria, comércio e etc. (SNIS, 2020).

Assim o sistema de abastecimento de água convencional é composto por três estágios que salvaguardam a disponibilidade de água potável para a população. Na extração, a água encontrada na natureza é retirada e direcionada à uma Estação de Tratamento de Água (ETA), onde são removidas todas as impurezas tornando-a potável. Só assim pode direcionar para as redes de distribuição na qual os consumidores estão conectados através de ligações recebendo água pronta para o consumo (SNIS, 2020).

Os sistemas de abastecimento de água no Brasil são em sua maioria sistemas isolados que estão muito à mercê das chuvas, mesmo com todas as mudanças e incertezas climáticas. Os sistemas circulares ainda são poucos difundidos nos recursos hídricos, apesar do próprio ciclo hidrológico ser um exemplo simples e prático, os sistemas lineares, aqueles que incentivam os descartes, ainda comandam a utilização dos recursos. Conforme a ANA (2015) Bananeiras demanda uma vazão urbana de 26L/s, não foi levado em consideração a população sazonal que chega a dobrar nos fins de semanas, feriado entre outras datas, e dispõem de baixa segurança hídrica, grande vulnerabilidade em seu manancial que é exclusivamente superficial, necessitando de uma ampliação do seu sistema de captação de água otimizando as perdas e aumentando a eficiência em sua distribuição visto que apenas 53,5% da população é atendida pela rede.

O atual sistema de abastecimento de água da cidade é composto pela captação das águas na Barragem Canafistula II, elas são captadas por duas estações elevatórias, uma vez que a Barragem abastece oito municípios (Solânea, Bananeiras, Dona Inês, Riachão, Araruna, Campo de Santana, Cacimba de Dentro e Damião) com o destino a Bananeiras ela ainda passa por uma terceira Estação Elevatória entrando na Estação de Tratamento de Água Convencional (ETA), com vazão de 21,06l/s. Em seguida nos deparamos com outra estação elevatória que abastece um reservatório elevado com capacidade de 500m³ e distribui para toda população. Devemos observar que devido a geografia da cidade, é utilizado de várias estações elevatórias para poder fazer toda a logística de distribuição, aumentando o valor de custo da operação.

CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS

Conforme o Climate Date Org (2020) o clima em Bananeiras é tropical, com pluviosidade no período do verão maior que no inverno, tendo temperatura média anual de 23,9°C e pluviosidade média anual é 643mm. O mês de novembro é considerado o mais seco com 24mm e o mês de abril com a maior precipitação chegando a 89mm. Fevereiro é considerado o mês mais quente do ano com temperaturas chegando a 24,9°C e julho é considerado o mês mais frio com temperaturas médias de 22,2°C.

	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maior	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Temperatura média (°C)	24,8	24,9	24,9	24,6	24	22,9	22,2	22,3	23,1	24	24,6	24,8
Temperatura mínima (°C)	21,7	21,9	22	21,8	21,4	20,6	19,8	19,5	19,8	20,5	21	21,5
Temperatura máxima (°C)	29,4	29,4	29,2	28,7	27,7	26,3	25,7	26,4	27,6	29,1	29,7	29,7
Chuva (mm)	60	69	84	89	68	63	61	36	27	26	24	36
Umidade(%)	74%	76%	77%	79%	80%	81%	80%	76%	73%	71%	70%	72%
Dias chuvosos (d)	12	12	14	13	12	11	11	9	7	7	6	9
Horas de sol (h)	6,5	6,4	6,2	5,8	5,3	4,7	4,5	4,6	5,2	5,9	6,4	6,7

Tabela 1.- Dados climatológicos da cidade de Bananeiras. Fonte: CLIMATE.DATE.ORG 2020.

Abastecido pelo Açude de Jandaia, da Bacia do Curimatau, que tem uma capacidade máxima de armazenamento de 10.032.266 m³, todavia no atual momento encontra-se com 476.666m³ o que equivale a 4,75% do volume total, o que o classifica em situação crítica (AESA,2021).

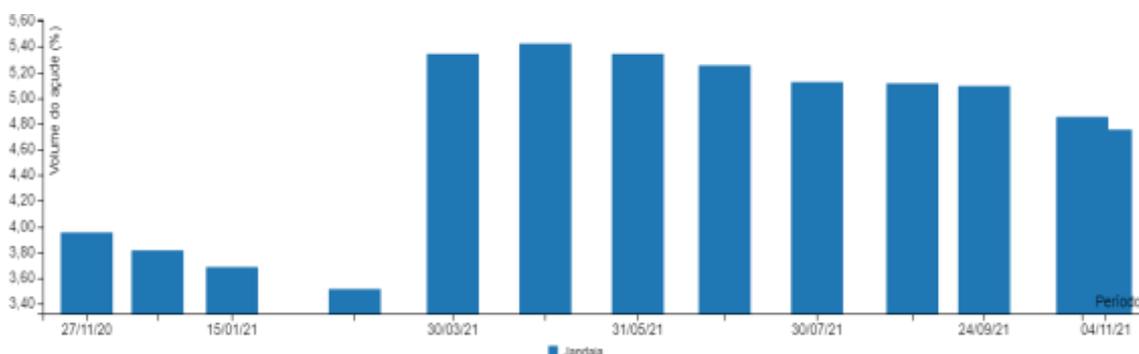


Gráfico 1.- Volume do Açude Jandaia em Bananeiras. Fonte: AESA 2021.

A disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequada é de suma importância para a evolução humana. O crescimento das demandas hídricas para o fornecimento de diversos usos da água marca conflitos e desafios para garantir a segurança hídrica em todo o país (ANA,2021).

Desde janeiro de 2021, o longo período de estiagem e a falta de outras fontes de abastecimento de água fizeram com que a barragem de Canafístula 2, reduzisse seu volume para um pouco mais de 11% da capacidade, ocasionando o racionamento em municípios da região. Apesar de todos os esforços feitos com o racionamento, em setembro de 2021 o sistema entrou em colapso e o abastecimento interrompido na sua totalidade em várias cidades incluindo Bananeiras (CAGEPA,2021).

Pode-se observar no Gráfico 2, que em 2021 os níveis pluviométricos foram insuficientes para manter o abastecimento satisfatório da população.

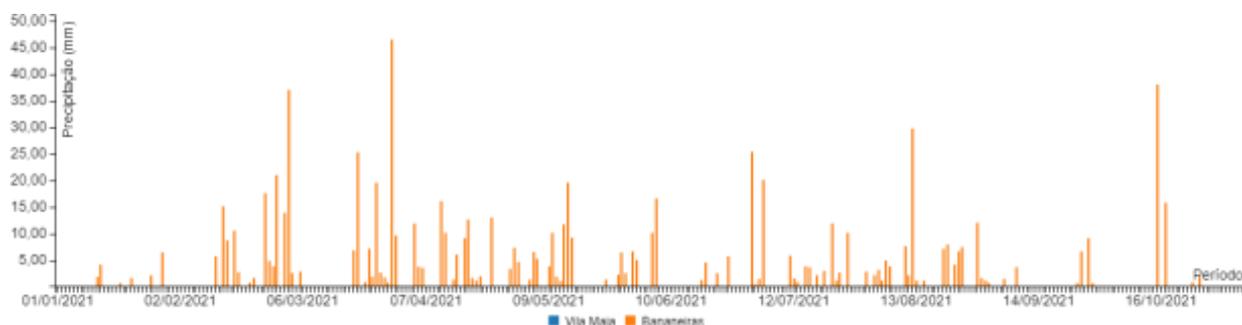


Gráfico 2.- Precipitações de janeiro a outubro de 2021 em Bananeiras. Fonte: AESA 2021.

Série temporal da superfície d'água - Bananeiras

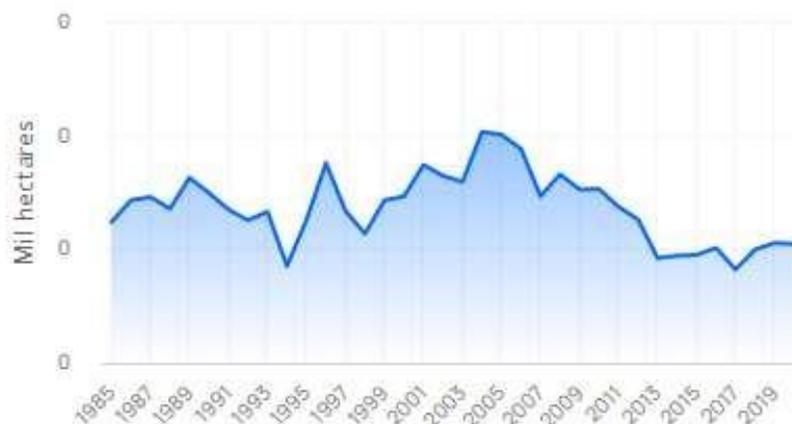


Gráfico 3.- Série temporal da superfície d'água. Fonte: MAPBIOMAS.2021

No ano de 2020, podemos constatar que houve uma perda de superfície de água no sistema, revendo dados desde 2004 observamos que a extensão máxima da superfície de água chegava a 102ha e em 2020 a extensão mínima estava em 52ha. Em de 22 anos tivemos uma perda de 50,98% do tamanho da superfície hídrica. No atentamos a localidade já enfrentou em época passadas a perda de superfície e conseqüentemente a sua recuperação, como em 2017 que se registrou 41ha. Atualmente ocupa o lugar de 132º no ranking estadual de superfície d'água com 68ha, o primeiro lugar encontramos o município de Coremas com 5.989ha (ANA, 2021).

POLITICAS PÚBLICAS LOCAIS ADOTADAS

A política de represar água em açudes e represas, é muito própria do Brasil e tem sido abordado sob duas formas: primeiramente em grandes reservatórios com capacidade de regularização plurianual, em bacias hidrográficas de maior porte, esses reservatórios encontra-se presentes em diversos estados da região, porém em número bastante reduzido (CIRILO, 2008).

A complexa problemática dos recursos hídricos nas regiões semiáridas mais populosas é um fato crucial para superar os obstáculos do desenvolvimento. É notável que os governos das regiões atingidas em todo mundo atuam com objetivo de implantar infraestruturas capazes de prover água suficiente para garantir o abastecimento humano e animal e a viabilização da agroindústria de forma mundial que é mingüado para resolveras questões decorrentes da falta de água (CIRILO, 2008).

Toda política pública tem um objetivo, seja de efeito imediato ou a longo prazo, mas sempre elaborada para dá solução a um problema que afeta uma população.

A Paraíba já tem elaborado um Manual de Operação que é o “Projeto de melhoria da prestação de serviços e da gestão dos recursos hídricos do Estado da Paraíba”, um projeto conjunto da Secretaria de Estado de Infraestrutura, Recursos Hídricos, Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia -SEIRHMACT e o Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento – BIRD, que visa (i) fortalecer a gestão integrada dos recursos hídricos, (ii) aumentar a confiabilidade do abastecimento de água nas regiões do Agreste e da Borborema e (iii) aumentar a eficiência operacional dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário da Região Metropolitana de João Pessoa (AMBIENTE, 2020).

Em Bananeiras-PB de acordo com o DECRETO MUNICIPAL Nº 29, de 16 de setembro de 2021, a estiagem prolongada reduziu os níveis de água acumulada nas bacias que abastecem o Município, as previsões meteorológicas indicam clima seco durante toda a primavera o que acabou culminando o ESTADO DE CALAMIDADE caracterizada pela SITUAÇÃO GRAVE DE CRISE HÍDRICA.

O Governo local junto com o Estadual instalou 20 (vinte) reservatórios d'água e perfuraram 16 (dezesseis) poços na zona urbana, porém a demanda é muito alta o que intensificou o mercado informal de água. Muitos proprietários de caminhões pipa e poços observaram nessa necessidade uma oportunidade de comercializar esse bem que é vital para sobrevivência humana, além de ser um grande ensejo político na região.

Bananeiras vive seu ápice econômico há alguns anos, é uma das principais rotas turísticas (ecoturismo, gastronômico, cultural) do Estado, contando com 3 (três) grandes hotéis, em torno de 20 (vinte) restaurantes e além da construção civil que é fortemente aquecida pela implantação dos condomínios.

Foram catalogados 18 (dezoito) condomínios de alto padrão na cidade, totalizando aproximadamente 2.700 lotes, o que gera uma população sazonal de aproximadamente mais de 10.000 pessoas, que também se utilizam dos recursos naturais da localidade. Os condomínios interferem diretamente nos recursos naturais, econômicos e sociais da cidade. Ocasionalmente uma grande disparidade de preços de alimentos, mão de obra, água, entre outros.

CONCLUSÃO

A água é fonte de vida, é essencial a toda vida na Terra. Desde os primórdios a água foi o princípio do desenvolvimento de todas as sociedades. Não podemos imaginar o crescimento industrial, econômico sem a sua presença.

Por isso é de fundamental importância as políticas públicas que assegurem a sua preservação, seu uso consciente, de modo que esses mesmos recursos possam ser usufruídos pelas gerações futuras.

A falta de inclusão de tecnologias que agreguem ao sistema de abastecimento da cidade, faz com que o sistema seja falho e esteja vulnerável nos períodos de seca. É necessário políticas que trabalhem abordando os sistemas circulares de utilização e reaproveitamento de água, que otimizem cada vez mais o seu uso.

A situação do município de Bananeiras se torna cada vez mais crítica, dado que medidas paliativas são adotadas como políticas públicas de contenção da crise hídrica. E todo impacto socioeconômico que isso causa na população. A disparidade social é cada vez mais nítida, e os preços no comércio local não condizem com a realidade da maioria dos moradores. O custo de vida se torna cada dia mais elevado sufocando todos os cidadãos.

Podemos constatar que as pessoas mais carentes, que não tem condições de comprar água, estão limitando seu consumo de água a quantidade de baldes que podem carregar, a quantidade de horas que podem enfrentar na fila e a disponibilidade de água que os governos locais liberam.

Observamos na cidade a perfuração desenfreada de poços artesianos sem outorgas, o que dificulta a fiscalização e o direcionamento dos recursos, além de observar a secagem de poços já existentes. O que nos faz refletir de como a cidade continua a crescer, como a economia continua aquecida e mais e mais pessoas investem em imóveis na região.

O futuro é incerto e improvável a população está totalmente dependente de um período grande de chuvas para que os reservatórios superficiais possam captar água e reservá-la.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- ANA. **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. 2021;
- AMBIENTE, M.; INTERNACIONAL, S. B. Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento - BIRD SERVIÇOS E DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. p. 1–77,2020;
- BANANEIRAS. História. disponível em: <http://bananeiras.pb.gov.br/>. Acesso em: 12 de dez. 2021;
- CIRILO, J. A. V22N63a05. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 61–82, 2008;
- FREITAS, E. DE S. M.; DEL GAUDIO, R. S. Crise ecológica, escassez hídrica e ideologias: uma análise crítica da Carta de 2070. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 439–451, 2015; NORESTE, S.; ZANELLA, M. E. CONSIDERAÇÕES SOBRE O CLIMA E OS RECURSOS HÍDRICOS. **CONSIDERATIONS ON CLIMATE AND WATER RESOURCES OF THE**. p. 126–142, 2014;
- NUNES, E. R.; MARTINS, M. DE F. Indicadores de sustentabilidade para o turismo sustentável: um estudo no município de Bananeiras (PB). **Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur)**, v.12, n. 2, p. 258–273, 2019;
- SANTOS, J.G.; CÂNDIDO, G. A. Atividades turísticas e indicadores de sustentabilidade: Um estudo em um destino turístico brasileiro. **Revista de turismo y Patrimônio Cultural**, v. 16, n.1, p. 37-54,2018;

SILVA, J. I. A. O. Reflexões teóricas acerca da “crise ambiental”: possibilidades de novas orientações para as políticas públicas ambientais. **Ciências Sociais Unisinos**, v. 52, n. 2, p. 205–213, 2016;

SUSTENT, D. Escassez hídrica e direitos humanos. 2016;

Clima Bananeiras: Temperatura, Tempo. CLIMATE-DATA.ORG, Bananiera, 20 de jun. 2018. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/paraiba/bananeiras-42724/> . Acesso em 15 de dez 2021;

Nível de barragem cai e Cagepa altera escala de racionamento em quatro cidades do Brejo. CAGEPA, Paraíba, 4 de jan. de 2021. Disponível em: <http://www.cagepa.pb.gov.br/nivel-de-barragem-cai-e-cagepa-altera-escala-de-acionamento-em-quatro-cidades-do-brejo-2/>. Acesso em: 16 de dez. de 2021;

Volume de açudes. AESA, Paraíba, 10 de dez. de 2021. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/aesawebsite/monitoramento/volumeacude/?id_acude=11130. Acesso em: 15 de dez. de 2021;

Meteorologia-chuvas-gráficos. AESA, Paraíba, 10 de dez. de 2021. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas-grafico/?id_municipio=21&date_chart=2021-11-08&period=week Acesso em: 15 de dez. de 2021;

Irrigação no Semiárido Brasileiro. Ministério do desenvolvimento regional, Brasília, 13 de mar. De 2019. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/irrigacao/semi-arido-brasileiro> Acesso em: 15 de dez. de 2021;

-

ANÁLISIS CUALI CUANTITATIVA DE LA POLÍTICA NACIONAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS: UN COMPARATIVO CON EL NUEVO MARCO REGULATORIO DE SANEAMIENTO BÁSICO

1^a. Magda Aparecida Leonardelli Darós, 2^o. Paulo César de Godoy Junior, 3^a. Ana Caroline Caetano de Souza, 4^a. Laline Garcia Gomes e 5^o. João Gilberto de Souza Ribeiro

1^a Mestranda en Gestión y Regulación de Recursos Hídricos – Prof.Água/UNIR – Brasil, magdadaros9@hotmail.com, 2^o Mestrando en Gestión y Regulación de Recursos Hídricos – Prof.Água/UNIR – Brasil, paulocesardegodoy@gmail.com, 3^a Mestranda en Gestión y Regulación de Recursos Hídricos – Prof.Água/UNIR – Brasil, anacaroline.c.souza@gmail.com, 4^a Mestrando en Gestión y Regulación de Recursos Hídricos – Prof.Água/UNIR – Brasil, laline_garcia1@hotmail.com, 5^o Doctor en Saneamiento, Medio Ambiente y Recursos Hídricos – Docente de Prof.Água/Unir – Brasil, joao.gilberto@unir.br.

Introducción

Aunque sea considerado una propiedad valiosa, indispensable para el desenvolvimiento económico, social y de toda forma de vida, ni siempre el agua recibe la adecuada y efectivo reconocimiento, principalmente teniendo en vista sus fundamentales importancias y los posibles riesgos futuros de escasez de este recurso ocasionado por la mala gestión de los recursos hídricos.

Según Souza y Pertel (2020), Brasil posee un ordenamiento jurídico vuelto para la protección de los recursos hídricos, no obstante, estas leyes se encuentran dispersas, no alcanzando su individualidad en los objetivos propuestos por los legisladores, hecho que puede generar conflictos en los procedimientos de gestión.

De esta manera, mediante el expuesto y considerando el nuevo modelo de gestión descentralizada proveniente de la Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, fue observado que todavía existen mejoras a ser hechas por medio de implementaciones eficaces, solidificando los fundamentos de la PNRH en Brasil, de esta forma el Nuevo Marco Regulatorio de Saneamiento Básico no se sobreponga, sin embargo, venga a complementar, para una mejor eficacia.

De esta forma el objetivo de este estudio, fue realizar un levantamientos cuali cuantitativo, cuanto al panorama de la PNRH, con énfasis en los fundamentos que orienten, estableciendo una relación entre la dicha Ley y el Nuevo Marco Regulatorio del Saneamiento Básico.

Desarrollo

Para el desarrollo de esta búsqueda fue utilizado el software Atlas ti. 9 versión free trial, analizando la Ley Federal nº 14.026 de 15 de Julio de 2020, haciendo correlación de forma cuali cuantitativa, por medio de sus fundamentos, identificando posibles potencialidades y fragilidades en la legislación de los recursos hídricos, representado en el CUADRO 1.

Cuadro 1 - Fundamentos de la Política Nacional de Recursos Hídricos Ley Federal nº 9.433 de 08 de Enero de 1997.

Nº	Fundamentos
1	El agua es un patrimonio de autoridad pública;
2	El agua es un recurso natural limitado, con cierto valor económico;
3	En situaciones de escasez, el uso prioritario de los recursos hídricos es el consumo humano y saciar a los animales;
4	La gestión de recursos hídricos debe siempre proporcionar el uso múltiple de las aguas;
5	La cuenca hidrográfica es la unidad territorial para implementaciones de la Política Nacional de Recursos Hídricos y la actuación del Sistema Nacional de Gerenciamiento de Recursos Hídricos;
6	La gestión de los recursos hídricos debe ser descentralizada y debe contar con la participación del Poder Público, de los usuarios y de las comunidades.

Fuente: BRASIL, 1997.

Fueron hechas codificaciones utilizando el software ATLAS ti. 9, siempre con términos volcados para los fundamentos de la PNRH, pudiendo ser mejor representado en el CUADRO 2.

Cuadro 2- Codificaciones utilizadas en el software ATLAS ti. 9.

Nº	Código
1	Bien natural
2	Conflictos
3	Desarrollo
4	Diagnóstico RH
5	Disponibilidad
6	Diversidad
7	Propiedad Pública
8	Gestión Descentralizada
9	Prevención de Eventos Críticos
10	Cualidad
11	Saneamiento
12	Uso del suelo
13	Usos múltiples
14	Usos de prioridad
15	Valor Económico

Después de la comparación entre la dos legislaciones, se puede observar que la Política Nacional de Recursos Hídricos, alcanzó una ausencia en la forma de interpretación de los temas relevantes que contribuyen para que ocurra una mejor gestión de los recursos hídricos, que en la actualidad, necesitan de un complemento para el desarrollo sustentable de la sociedad. Gran parte de estas ausencias fueron suministradas con la institucionalización del Nuevo Marco de Saneamiento en el 15 de Julio de 2020, pasó a tener alcances en áreas que hasta poco tiempo tenían poca adjudicación, conforme puede verse mostrado en el Cuadro 1.

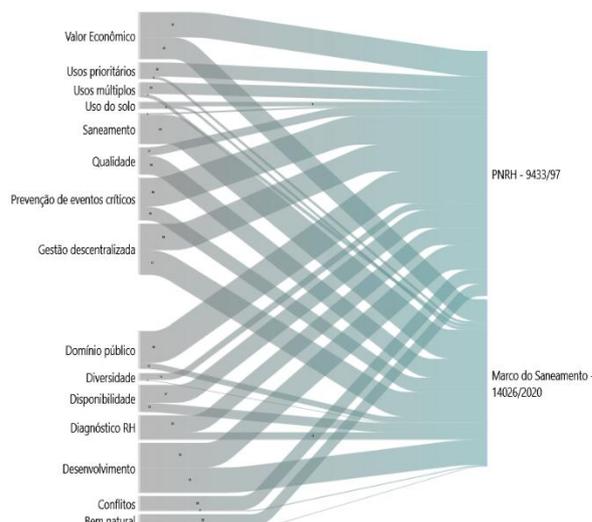


Figura 1. – Correlaciones entre el Marco de Saneamiento y los fundamentos de la PNRH.

De acuerdo con la imagen de arriba, es posible verificar las correlaciones de los temas destinados con las dos legislaciones, donde incluye los temas como Desarrollo y Gestión Descentralizada, son llevados de forma casi igualitaria. Freire (2017), menciona que la descentralización está directamente relacionada con la transposición de titularidad o de ejercicio de permisos administrativos a otras personas, conteniendo personalidad jurídica de derecho público o de derecho privado.

Con esto, por medio de análisis realizados por la Política Nacional de Recursos Hídricos y del Nuevo Marco Regulatorio, se nota que la inserción de un nuevo modelo de gestión, envolviendo la descentralización. Podemos señalar que el saneamiento básico es más direccionado en la Ley Federal nº 14.026 de 15 de Julio 2020 do que na Lei Federal nº 9.433 08 de Enero de 1997, donde la inserción de saneamiento básico que en una sociedad contribuye para una mejor gestión de las aguas, evitando de esta forma la degradación de los recursos hídricos y consecuentemente contribuyendo para que se evite la escasez de este recurso.

De este modo, la forma como se habla del saneamiento básico es considerado el asunto que presenta mayor interacción con los recursos hídricos. Todavía que, conforme los autores, la Política Nacional de Recursos Hídricos, puede ser una gran aliada para la resolución de los problemas relacionados a las problemáticas que envuelve el saneamiento básico, pudiendo desencadenar procesos que poseen las perspectivas de preservación ambiental.

Cuando nos encontramos con los fundamentos de la PNRH, comprendemos que la necesidad del andamio de la gestión de aguas con el saneamiento básico de forma eficiente, para que ocurra una interfaz entre las dos gestiones buscando siempre la conservación de los recursos naturales.

Es importante mencionar que todos los fundamentos de la Política Nacional de Recursos Hídricos, fueron direccionados de forma a verificar la necesidad de integración de la gestión de los recursos hídricos con la gestión e implementación del saneamiento básico.

Aparte de los fundamentos abordados en la Ley nº 9.433 de 08 Julio de 1997 también conocida como Ley de las aguas, es imperioso advertir la importancia de esta relación con la agenda 2030, el nuevo formato de gestión descentralizada y participativa.

De esta manera, es de extremadamente importancia mencionar que las dos legislaciones abordan temas de relevancia para el medio ambiente con peculiaridad volcadas a cada temática, siendo esencial para la manutención de los recursos hídricos naturales y para la sustentabilidad. No obstante, es notable que todavía existen grandes desafíos en la implementación de una gestión descentralizada, contribuyendo de esta manera, para que ocurra grandes avances.

Consideraciones finales

Durante la comparación de los temas relacionados a los fundamentos de la Política Nacional de Recursos Hídricos, hemos observado que las leyes volcadas para la gestión hídrica tienen inicio en el principio cuantitativos, llevando en consideración el valor económico, el desarrollo industrial y las potencias hidráulicas del agua hasta la institucionalización de la Ley Federal nº 9.433 de 08 Julio de 1997, que es cuando la gestión de los recursos hídricos pasa a tener mayones direcciones asumiendo, de esta manera, un carácter cuali cuantitativo, reconociendo el agua como un bien de dominio público a parte de abarcar temas relacionados al saneamiento como: cualidad, saneamiento, usos múltiples y prevención.

Tanto las leyes de agua cuanto al Nuevo Marco Regulatorio de Saneamiento Básico abordaron la temática volcada a la gestión descentralizada, donde el involucramiento de diversos sectores y

usuarios, es imprescindible para que ocurra una gestión con eficacia y de manera sustentable, con el objetivo de garantizar la conservación y el uso adecuado de los recursos hídricos, considerando su disponibilidad no apenas en la cantidad, sino también en cualidad.

De esta manera, la realización del presente estudio ha posibilitado la verificación de la importancia de los fundamentos de la Ley de aguas 9.433 de 08 de julio de 1997, de manera a entender cada uno como un tema indispensable en la gestión hídrica. Señalando la importancia de la gestión de los recursos hídricos de manera optimizadas, utilizando como una prerrogativa las vertientes del saneamiento básico, siendo tales acciones esenciales para que ocurra una gestión integralizada, direccionada a la conservación de este recurso, el cual es imprescindible para toda forma de vida existente.

Agradecimientos

El presente trabajo fue realizado con el apoyo de la Coordinación de Perfeccionamiento del Personal de Educación Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamiento 001, también agradezco al Programa de Mestrado Profesional en Red Nacional en Gestión y Regulación de Recursos Hídricos - PROFAGUA. Proyecto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, por el apoyo técnico científico brindado hasta el momento. Al instituto Ji-Paraná de la Fundación Universidad Federal de Rondônia.

Referencias

Brasil. “Lei nº 9.433, de 8 de Enero de 1997”. *Instituye la Política Nacional de Recursos Hídricos, crea el Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos, reglamenta el inciso XIX del art. 21 de la Constitución Federal, y altera el art. 1º de la Ley nº 8.001, de 13 de Marzo de 1990, que modificó la Ley nº 7.990, de 28 de diciembre de 1989.* Disponible en: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>.

Brasil. “Lei nº 14.026, de 15 de Julio de 2020”. *Actualiza el marco legal del saneamiento básico y altera la ley nº 9.984, de 17 de Julio de 2000.* Disponible en: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/14026.htm>.

Freire, A. L. “Saneamiento básico: titularidade, regulação e descentralização”. *Enciclopédia jurídica da PUC-SP. Tomo: Direitos Difusos e Coletivos.* 1. ed., São Paulo - SP: Pontificia Universidade Católica de São Paulo, 2017. Disponível em: <<https://enciclopediajuridica.pucsp.br/verbete/379/edicao-1/saneamento-basico:-titularidade,-regulacao-e-descentralizacao>>.

Forgiarini, F. R. y Silveira, A. L. L. y Silveira, G. L.; “Saneamiento Básico y Recursos Hídricos: Beneficios de la interfaz de las Políticas de Gestión”. XVII Simposio Brasileño de Recursos Hídricos - SBRH, 2007. São Paulo - SP, 2007. Disponible en: <https://abr.h.s3.amazonaws.com/Sumarios/19/ba7393b5be4f901ec99205d40b845e48_f352d89d0368f21df0fa3729444e553e.pdf>.

ONU - Organización de las Naciones Unidas. *Agenda 2030.* Disponible en: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>

Souza, F.P. y Pertel, M. “Complejidades para la aplicación de los aspectos normativos para la gestión de recursos hídricos en Brasil”. *Perspectivas Online: Exactas & Ingeniería*, v. 10, n. 27, p.70 - 82, 2020. Disponible en: <https://ojs3.perspectivasonline.com.br/exatas_e_engenharia/articulo/view/1747/1667>.

ASSESSMENT OF THE AQUAPONICS IN A TILAPIA FARM: IN SEARCH OF FOOD SUSTAINABILITY FOR AGRICULTURAL AND SOCIAL DEVELOPMENT OF THE REGION

Artur A. Malheiros¹, Gustavo Ribeiro¹, José F. Alfaro², Luiz A. Daniel¹, Tadeu F. Malheiros¹,
Maria D. Landgraf³, Maria O. O. Rezende³

¹Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Avenida Trabalhador São Carlense 400, Centro, Caixa-postal: 359, São Carlos, SP 13566590, Brazil

²School of Natural Resources and the Environment, University of Michigan, Dana Building, 440 Church Street, Ann Arbor, MI 48109, USA

³Instituto de Química de São Carlos – Universidade de São Paulo. CP - 780. Av. Trabalhador São-carlense, 400. CEP 13560-970. São Carlos, SP, Brazil.
arthur.malheiros@usp.br, gustavo2.ribeiro@usp.br, jfalfaro@umich.edu, ldaniel@sc.usp.br, tmalheiros@usp.br, landgraf@iqsc.usp.br, mrezen@iqsc.usp.br

RESUMO:

Este artigo apresenta um sistema de aquaponia na operação de tilápias da fazenda São João em São Carlos-SP, Brasil, incorporando a produção de tomates nos canteiros. O sistema compõe-se por nove canteiros com 20 tomates em cada e um viveiro de 500 m³ com 2.500 tilápias. Análise da água mostrou que o sistema aquapônico removeu uma porcentagem significativa (cerca de 20% de amônia, por exemplo) dos nutrientes, melhorando a qualidade da água para os peixes enquanto se cultivavam tomates orgânicos. Abordagem circular apresenta-se como uma grande promessa para alcançar um sistema agrícola orgânico com emissões menores para o meio ambiente do que aquelas da aquicultura tradicional.

ABSTRACT:

This paper presents an aquaponics system in the tilapia operation of the São João farm in São Carlos-SP, Brazil, incorporating tomato production in the grow beds. The system is composed of nine grow beds with 20 tomatoes in each and one 500 m³ fish pond with 2,500 tilapias. Water analysis showed that the aquaponic system removed a significant percentage (about 20% of ammonia, for example) of the nutrients, improving water quality for the fish while growing healthy organic tomato plants. The circular approach shows great promise to achieve an organic agricultural system with much lower emissions to the environment than traditional aquaculture.

PALAVRAS-CHAVE: aplicações para o desenvolvimento sustentável; aquaponia; economia circular; sistema agropecuário integrado; tilápia.

KEYWORDS: applications for the sustainable development, aquaponics; circular economy, integrated farming system, tilapia.

INTRODUCTION

This project seeks to quantify the potential for aquaponics systems to improve the environmental performance of aquaculture through removal of nutrient loading and water recycling while symbiotically producing organic vegetables. We aim to contribute in the generation of local knowledge for the implementation of aquaponics systems in the region of São Carlos – SP, Brazil in order to improve food sustainability.

This paper presents a case study developed at São João farm, an environmental education center with several partners, such as universities and research centers. There, innovative projects have been developed, like recovery of degraded areas through reforestation, filter gardens and sensory trail. The farm also includes conventional agriculture.

The property has produced fish for several years and counts with four fish tanks of approximately 500 m³ each. The local farmer developed the aquaponics system through an agreement with the University of São Paulo and the University of Michigan.

Aquaculture is the breeding of farmed aquatic organisms and uses many manufactured and natural resources: soil, water, energy, feed, fertilizer, equipment and manpower (Roosta and Hamidpour, 2013). According to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE, 2015), aquaculture has gained importance over the last years, and today fish breeding is responsible for more than 70% of Brazil's fish production. However, it presents important environmental deleterious impacts, such as removal of the vegetation coverage for breeding operations and of the riparian forest for water catchment; erosion with sediment carried to watercourses; release of nutrient rich sediments (especially N and P), eutrophication in natural watercourses, release of nutrients rich in organic matter and solids in suspension, increasing turbidity in natural waterways and introduction of allochthonous species, diseases, toxic substances and bio-accumulative drugs in the environment (Wongkiewa et al., 2017).

Aquaponics presents an alternative to reduce those impacts while increasing productivity. It uses a symbiotic arrangement where water from aquaculture is cycled to grow beds where bacteria make nutrients available for organic food production. That water is then returned to the fish in an improved state reducing the water consumption of the overall system.

Aquaponics comes from the junction of two words, “aquaculture” and “hydroponics”. Hydroponics refers to the production of plants without soil. Research on aquaponics started to show good results over the last years, with cases outside Brazil. The Brazilian literature is still scarce, with some publications and studies from universities and from the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA) beginning its experiments (Carneiro et al., 2015; Mchunu et al., 2017). Aquaponic systems have been developing all over the world as interest in the field has been increasing. The literature regarding the economics of aquaponic production covers various fish and vegetables species, different system layouts and climatic conditions (Asciuto et al., 2019).

Systems are generally composed of fish tanks and vegetable grow units. Fish are grown in one or more tanks, avoiding the use of materials that can pollute the water with toxic substances. The systems may need aeration for the fish and the nitrifying bacteria and a solid filter for larger systems, a mineralizer and a degasser, to adjust some waste conditions inside the grow environment (Love et al., 2015).

According to Carneiro et al. (2015), some advantages in aquaponics are the low use of water, the possibility of food production in cities, the sustainable use of fish waste, the control of fungi and algae proliferation, the diversification of the production and continuous generation of income and the minimization of environmental risks regarding contamination. Moreover, this system suggests the total reuse of the water, which avoids waste and reduces the release of effluents in the environment, being more efficient at water use and effluent generation than the hydroponics. This arrangement works based on the circular approach for water, but also presents high potential for eliminating nutrients import and energy savings. In the end, environmental and socioeconomic gains are expected, providing the basis for the sustainability of this technique.

Despite the advantages, operationalization of aquaponics systems is not easy, due to the specific needs of fish and plants (Rizal et al., 2018). There is a need for capacity building for small producers for appropriate and sustainable operation of the systems. It is also necessary to increase the channels of communication and awareness with the consumers, local governors, watershed committees and agencies of regulation and licensing related to the water resources (Forchino et al., 2017).

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 System Design

Figure 1 shows a schematic representation of the aquaponic system implemented.

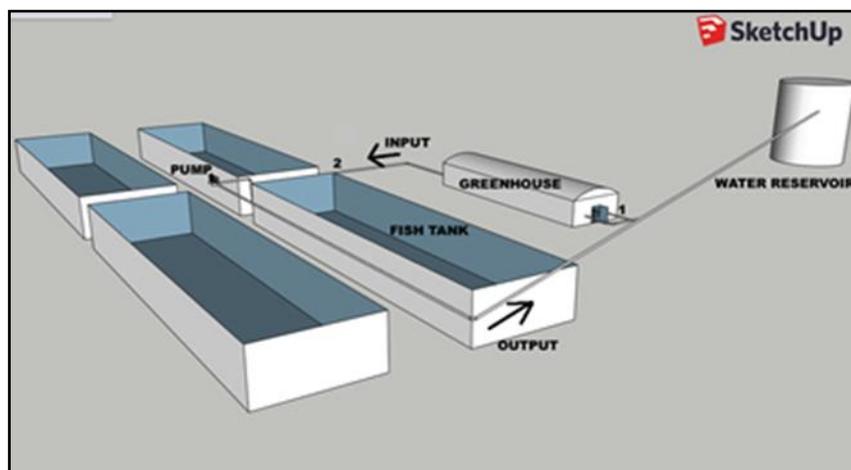


Figure 1.- Schematic of the system. Source: Google SketchUp personal draw. Output (shown as 1) represents the water from the fish tank, and input (shown as 2) represents the water coming out of the box where the plants grow and returning to the fish tank

The sampling for evaluating the water quality was done in two points: output (shown as 1 at Figure 1), that represents the water from the fish tank, and input (shown as 2 at Figure 1).

The farm owns four 500 m³ ponds used as fish tanks, with 2,500 tilapias each. Only one is associated with the plant cultivation inside the greenhouse. A 2 hp pump was installed to move water from the test pond to a water reservoir, which serves as a flow rate controller. Water flows from the reservoir by gravity to nine boxes inside the greenhouse. The greenhouse was built on a very well levelled surface, in order to facilitate the water flow. Each box was made from eucalyptus wood with dimensions of (2x2x0.3) m³ and was filled with well distributed expanded clay, that occupies 2/3 of the box volume, as seen in Figure 2. The flow was adjusted to the size of the boxes so as to make two total volume changes per hour, resulting in a flow of 7.2 m³ per hour.



Figure 2. Tomatoes growing in the boxes in the first month. Photos taken in the beginning of May, 2018. Details (A) for expanded clay; (B) distribution of water and plants within the boxes; (C) distribution of the boxes. Source: Personal archive

A PVC blanket was stapled to the boxes for water-proofing. PVC piping was used to distribute water from the reservoir to each box in equal amounts by gravity. A bell-siphon was placed in the middle of each box. A detail of the bell can be seen in the Figure 3.

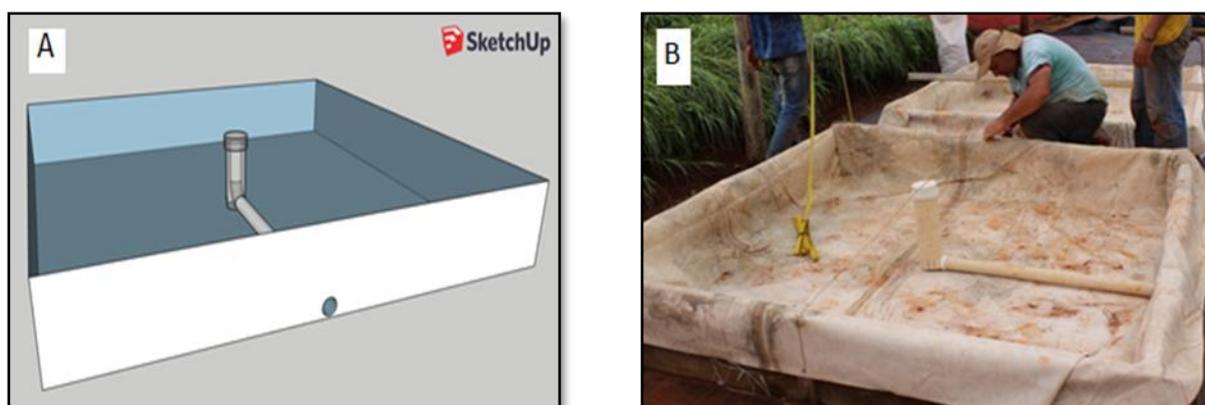


Figure 3.- (A) Scheme of the bell siphon made in Sketch Up software and (B) overview of the box of tomatoes. Source: Personal archive

Bell-siphons are automatic mechanical devices that allow for water to flood the boxes and then empty completely creating cycles of oxygenation in the boxes (Fox, 2010). It consists of several components, beginning with a vertical standpipe that projects upward from a drainpipe in the bottom of the box. The standpipe regulates the maximum water level in the box. The drainpipe extends from the bottom of the box to the fish tank. As the water level in the box exceeds the height of the standpipe, the water overflows through the inside of the standpipe and the drain directs the flow of water to the fish tank. An additional outer pipe (the “bell”), which has a diameter twice that of the standpipe and is slightly longer than the standpipe, is fitted with a cap on the upper end. Notches are cut into the bottom end of the bell, and it is placed teeth-down over the standpipe. When water displaces the air inside the bell a vacuum is formed that forces water through the standpipe draining the water down to the level of the notches in the bell. The cycle happens twice an hour, which ensures the system box-clay-microorganisms-plants remains uniformly oxygenated (Carneiro et al., 2015).

Tomato seedlings were planted in the boxes after being initially sown in soil. A total of 180 seedlings were used with 20 in each box, on 4x5 lines, as previously shown in Figure 2.

2.2 Sampling

Two distinct types of analyzes were performed on the system over the period of operation. The first analyzed physical-chemical parameters directly in the fish tank, to monitor water quality. Multiparameter (HI98194) by Hanna Instruments was used to determine pH, oxidation-reduction potential (ORP), electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO) and temperature. The analysis was taken in three different and equidistant points in the fish tank, as shown in Figure 4. Point 1 is closer to the water discharge pipe that goes to the grow boxes and point 3 is closer to the pipe where the water flows back to the fish tank, after going through the box system.



Figure 4.- Fish tank with the 3 points of probe analysis indicated by arrows. Source: Personal archive

The sampling for evaluating the water quality was done in two points: output (shown as 1 at Figure 1), that represents the water from the fish tank, and input (shown as 2 at Figure 1), that represents the water coming out of the box where the plants grow and returning to the fish tank. The sampling took place during nineteen weeks, twice a month. The sampling began on May 13 and lasted until September 13.

Further testing was done in the laboratory for K and Fe ions, alkalinity (CaCO_3), ammonia, nitrite, nitrate and orthophosphate according to the Table 1.

Table 1.- Attributes determined for the characterization of aquaculture water and the methodology used

Matrix	Attribute	Methodology
Aquaponics water	Ammoniacal nitrogen	Standard Methods 4500-NH ₃ (2012)
	Orthophosphate	Standard Methods 4500-P (2012)
	Nitrate	Chromotropic acid
	Nitrite	Diazotization method
	pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, temperature, oxidoreduction potential, total dissolved solids	Multiparameter Waterproof Meter HI98194
	Total iron\z	Standard Methods 8008
	Potassium	Standard Method 8049
	Alkalinity (CaCO_3)	Colorimetric method

Determinations were done in duplicate and according to good laboratory practices. (Rezende et al., 2017)

3. RESULTS AND DISCUSSION

Table 2 presents the results obtained for pH, DO, ORP, TDS, EC and temperature concerning the three sampling points.

Table 2.- Values of pH, dissolved oxygen (DO), oxidation-reduction potential (ORP), total dissolved solids (TDS), electrical conductivity (EC) and temperature on three different points in the fish tank, throughout the time

Date	Sampling	pH	DO (mg/L)	ORP (mV)	TDS (mg/L)	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	t ($^{\circ}\text{C}$)
May, 13	1	6.07	3.60	168.1	19	38	26.46
	2	6.59	3.13	134.9	19	37	26.48
	3	6.64	3.18	131.0	19	37	26.46
May, 20	1	5.59	4.72	192.1	16	33	23.02

	2	6.46	4.76	150.2	16	32	22.97
	3	6.52	4.46	147.7	17	34	22.94
May, 27	1	6.20	4.86	160.6	16	32	20.07
	2	6.37	4.76	148.6	15	30	19.78
	3	6.61	5.48	136.3	15	31	19.82
Jun, 7	1	6.17	5.52	176.8	17	35	20.86
	2	5.61	4.98	215.2	17	34	20.82
	3	5.45	5.70	225.6	17	34	20.87
Jun, 13	1	6.82	8.50	118.8	16	32	23.34
	2	6.82	8.47	136.4	16	32	23.23
	3	6.62	8.28	155.4	16	33	23.51
Jul, 11	1	6.4	7.79	170.2	17	33	18.36
	2	6.41	8.41	179.1	17	33	18.33
	3	6.45	7.12	182.1	17	33	18.43
Aug, 7	1	7.39	9.09	158.8	19	37	20.37
	2	7.68	9.28	156.4	17	34	20.43
	3	8.23	9.42	140.2	17	34	20.54
Aug, 12	1	7.58	8.77	145.2	17	34	23.11
	2	7.95	8.98	144.6	17	34	23.15
	3	8.27	8.93	133.0	17	35	23.31

Temperature data did not show difference between the 3 points analyzed in the fish tank, but it did throughout the months, what is expected since the research began in the end of the autumn season up to the end of the winter season. It directly influences fish feeding, breeding, surviving and growing and concentration of the dissolved oxygen (Wongkiewa et al., 2017). Oliveira (2007) states that the recommended spectrum of temperature for fish growing goes from 20 to 29 °C.

Another important parameter is the DO. Oliveira (2007) states: "Fish, in a general way, does not have the ability to regulate the breathing in function of the amount of dissolved oxygen present in the water. This way, when the concentration of dissolved oxygen in the water decreases, fish cannot compensate this reduction, getting harmed and weakened". A healthy environment to fish development presents 5 to 8 mg L⁻¹ of DO. In this study, the DO values throughout the tank did not follow a pattern of variation, what can be explained by the externalities and the hydrodynamic of the pond. Besides that, the maximum and minimum values were inside the acceptable zone, except for the first one, done in May 13th and by doing a temporal analysis it is possible to see an increase of the DO of the tank, what can be explained by the system satisfactory working process. From the data in Table 2, it is possible to see lower values for temperature in June 7th and higher for August 12th. However, DO values kept raising besides higher temperatures lead to lower DO values (Wongkiewa et al., 2017). It shows the positive influence of the system for the pond, specially related to aeration.

EC and TDS showed a linear correlation, with its highest values happening in the same days, and with small variations that can be due to the sensibility of the probe. High values of conductivity indicate a high ion concentration, and therefore a high availability of nutrients, once higher the nutrient concentration, higher the nutrient solution capacity to conduct electrical current (Helbel et al., 2008). Similar amounts of EC were found by Paggi (2006) in his study about the variation of the quality of the water in a fish pond, with average values going from 12 to 32, reaching up to 50 (µS cm⁻¹) in different periods of the year. These similar results showed in Table 2 indicates that this aquaponic system keeps the water quality throughout the tank, represented by the three points, and throughout the period of the research.

Regarding to pH, it is possible to see more basic values at the point that first receives the water from grow boxes. This sampling point was called point 3. It can be explained by the ammonia and nitrate ions from the bacterial process that took place in the grow boxes. Those ions tend to buffer the nutrient solution during the plant growth.

An adequate acidity of water for fish development is around pH 6 - 8.5 (Oliveira, 2007) and for the aquaponics system overall between 6 and 7. When analyzing the values from the research, it is possible to say that these values are inside the range for fish growing. On the other hand, in some of the samples, pH was outside the ideal range for aquaponics. Besides that, this condition did not lead to negative consequences regarding the bacterial process efficiency and neither the vegetable growth.

It is interesting to note that the values of the oxide-reduction potential (ORP) follow inversely the pH. The values tend to differ between the points, being higher in the further point, usually. This sampling point was called point 1. However, from June 7th to July 11th, there was an inversion, in which the highest values observed were related to nearest point of sampling. In addition to it, there was in June 7th a higher variation in a temporal scale, showing the highest values of the cycle. This fact can be related to some factors, as changes in temperature, water acidity, fish and vegetables growing period and aeration. This one can be influenced by wind and rain activity, fish density and number of photosynthetic algae.

Table 3 shows the results regarding to ammonia, nitrate, nitrite, inorganic phosphorus, iron and alkalinity.

Table 3.- Concentration level of nutrients (mg L⁻¹)

Date		Ammonia	Nitrate	Nitrite (x10 ⁻²)	Iron	Alkalinity	Inorganic Phosphorus (x10 ⁻¹)
05/13	output	2.39	0.45±0.15	0.30±0.00	32.80±2.94	3.33±2.05	2.40
	input	2.79	0.40	0.60±0.10	26.98±26.47	3.00±1.63	2.70
	% removal	25.11	1.11	-100.00	17.74	9.91	-12.5
06/07	output	1.60	0.40±0.00	0.50±0.20	52.33±10.16	8.66±1.15	3.40±0.00
	input	1.40	0.70±0.10	0.40±0.00	13.47±10.33	5.33±1.58	3.40±0.10
	% removal	12.86	-75.00	20.00	74.26	38.45	0.00
06/13	output	1.20	0.40±0.00	0.40±0.00	25.33±10.16	8.67±1.16	3.70±0.00
	input	1.12	0.55±0.01	0.55±0.05	11.87±3.92	7.00±1.00	3.25±0.05
	% removal	6.25	-37.50	-37.50	53.14	19.22	12.16
07/11	output	1.07±0.08	0.35±0.05	0.35±0.05	46.40±6.16	12.67±2.5 2	5.35±0.05
	input	1.05±0.08	0.40±0.00	0.35±0.05	36.20±5.41	9.33±1.53	5.35±0.05
	% removal	1.87	14.29	0.00	21.98	26.32	0.00
07/15	output	*	0.45±0.05	0.55±0.05	38.67±17.96	8.33±2.08	5.25±0.05
	input	*	0.60±0.00	0.45±0.05	33.93±6.66	6.67±1.53	5.85±0.05
	% removal	*	-33.33	18.18	12.24	19.99	-11.43
07/22	output	1.35±0.07	0.35±0.15	0.40±0.00	45.20±7.66	10.00±1.0 0	6.35±0.15
	input	0.84±0.06	0.65±0.05	0.90±0.00	28.40±8.86	8.33±0.58	7.70±0.10
	% removal	37.5	-85.71	-125.00	37.17	16.67	-21.26
08/07	output	1.07±0.02	0.60±0.00	0.60±0.10	37.40±21.99	7.00±0.82	5.70±0.00
	input	0.94±0.04	0.65±0.05	0.65±0.05	13.60±15.21	9.67±1.25	5.90±0.1
	% removal	12.3	-8.33	-8.33	63.64	-38.09	-3.51
08/21	output	1.01±0.04	0.55±0.05	0.55±0.05	5.80±4.76	*	6.15±0.05
	input	0.47±0.02	0.50±0.10	0.55±0.15	4.27±2.50	*	6.05±0.05
	% removal	53.71	9.09	0.00	26.44	*	1.63
	output	1.01	0.35±0.05	0.45±0.05	*	3.00±1.41	4.80±0.10

09/04	input	0.84	0.40±0.10	0.55±0.15	*	4.33±0.47	4.20±0.00
	% removal	16.98	-14.29	-22.22	*	-44.43	12.50
09/13	output	0.80±0.04	*	*	*	4.00±1.41	5.30±0.00
	input	0.78±0.02	*	*	*	7.00±1.63	5.30±0.00
	% removal	2.39	*	*	*	-75.00	0.00
09/18	output	*	0.50±0.00	*	*	6.33±1.36	4.60±0.00
	input	*	0.60±0.00	*	*	7.67±0.58	4.85±0.05
	% removal	*	-20.00	*	*	-21.05	-5.43

*Problems in the sampling or analysis

In addition to the results presented here for each nutrient, the removal rate was calculated, comparing the output and the input levels.

It is possible to see a decrease in the ammonia concentration by passing through the growing boxes, showing an average removal of 19% between output and input. However, there was not a stable removal rate, but a cycling behavior, in which the removal was higher in the beginning and became smaller in each next analysis. Then, there was an increasing in the ammonia total concentration, followed by a high removal rate, which became smaller afterwards again. This cycling process, similar to some other studies (Carneiro et al., 2015), was observed between May 13th to July 11th, and July 22th to September 13th (it is important to state that some laboratory error may have occurred in August 21th). In addition, the system reached stable values close to the ideal range (below 1.0 mg L⁻¹) (Oliveira, 2007). It represents a 58% removal, when comparing the first and the last analysis. Even though it means that the system does not completely remove ammonia, it is important to notice that the amount of treatment depends on the grow boxes volume. In this system, it was found for the tomato variety chosen, a 2% ammonia removal per m³ of growing bed. This suggests that, for this case, increasing the volume of boxes would be beneficial and would increase the tomato production.

In a similar way, nitrate concentrations also showed a cycling behavior, in which its production peak (when input were higher than the output) matched with the highest ammonia removal rates, observed in June 7th and July 22th. Nitrifying bacteria of Nitrosomonas and Nitrobacter are responsible for ammonia conversion in nitrite and, this one, in nitrate, transforming toxic substances produced by fish into assimilable nutrients by plants (Carneiro et al., 2015). Combining values from ammonia and nitrate, it is possible to state that nitrification process happened in the system, once it was possible to see the ammonia removal and nitrate formation happening simultaneously during the analysis period. Observing that nitrite concentrations in input and output were the same, when considering the pattern deviation, it can be stated that all of the ammoniacal nitrogen was consumed and reduced to nitrite, and then to nitrate, proving a complete nitrification.

Looking at the inorganic phosphorus values, it is clear to see that the input and output concentration levels did not show a significant variation, which can be explained by the fact that the phosphorus, being an essential nutrient for the plant vital functions, like photosynthesis, was incorporated by the plants in another type, probably associated to organic matter or the PO₄³⁻ solubilized in the water. Further research is required to understand the dynamic related to the organic portion and its relation to the aquaponic treatment system.

The soil farm is rich in iron and it is classified as a latosol area (Rossi, 2017). This explains the high levels of these ions in the water. Aquaponic systems are commonly supplemented with iron, since the only contribution of it is through fish feeding, what can lead to insufficient values for a healthy plants development (Suhl et al., 2016). The ideal iron concentration for fish growing is from 0.3 to 1.0 mg L⁻¹, which is far below the data reported here (Oliveira, 2007). Regarding plant development, information about iron toxic values was not found and requires further research. Despite this, an improvement in the water quality caused by the removal of total iron was observed: about 38%. It means that the technique can also be used for removal of iron.

In a temporal analysis, the concentration level of CaCO_3 increases when going through the growing boxes in the last half of the research period, which matches the pH analysis made with the probe (Cavalcante et al., 2012). It can be explained by the higher calcium carbonate concentration that is going to the tank, leading to the neutralization of H^+ ions, buffering the solution. In the last half, there was also a stabilization of the ammonia concentration (close to 1 mg L^{-1}) and a decrease of the nitrate consumption in the system, reducing the need for carbonate consumption.

4. CONCLUSIONS

In general, the aquaponics worked properly for the purpose, which was the treatment of the water from the fish tank, reducing iron concentration by about 38% and ammonia concentrations by 20% on average, reaching up to 58% during some periods of time. Furthermore, it is important to say that the system was able to improve the water quality in terms of pH and DO, maintaining the acceptable limits for fish healthy development and plant growth. In addition, the aquaponics grew healthy tomatoes homogeneously inside the boxes and between them.

The infrastructure made from eucalyptus, membrane of PVC, PVC pipes, wire and expanded clay worked well. All the siphons and the boxes had good performances, with need for only small adjustments at the level of the central structure. However, the expanded clay inside the boxes had to be cleaned between grow cycles to avoid problems with the siphon operation. This involves significant labor.

It is important to note that if the number of boxes was increased, the percentage of nutrient removal could be higher. The apparent and homogenous growth of the tomato plants and the appearance of the fruits showed that it had enough nutrients to grow healthy and breed normal products, without the addition of pesticides or fertilizers.

The tomatoes produced were sold by the farm at competitive levels resulting in increased production of the farm and diversification of income. The easy to build and economical system shows that aquaponics can be a sustainable addition for small holder farms that takes advantage of an effluent to increase and diversify production.

Overall, the system proved that the tilapia operation at Sao Joao ranch can improve efficiency and diversify income through the use of this alternative practice.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Mr. Flavio Marchesin, responsible for the São João ranch, for the engagement and welcome of the research project. The authors would like to thank the University of São Paulo, the University of Michigan and CNPq for scholarships funding. This work was supported by the Brazilian research funding agencies: Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) – funding code 001; grant 2018/26654-0, São Paulo Research Foundation (FAPESP); National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) and the University of Michigan, through its School of Environment and Sustainability and the Center for Sustainable Systems.

6. REFERENCES

Asciuto, A.; Schimmenti, E.; Cotton, C.; Borsellino, V. A. (2019) "Financial feasibility study of an aquaponic system in a mediterranean urban context". *Urban Greening* 38, 397-402. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.02.001>.

- Cavalcante, D.H.; Silva, S.R.; Pinheiro, P.D.; Akao, M.M.F.; Sá, M.V.C. (2012). "Single or paired increase of total alkalinity and hardness of Nile tilapia juveniles, *Oreochromis niloticus*". *Acta Sci. Technol.* 34, n. 2, 177-183. doi: <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v34i2.12003>.
- Carneiro, P.C.F.; Maria, A.N.; Nunes, M.U.C.; Fugimoto, R.Y. (2015). "Aquaponia: produção sustentável de peixes e vegetais". In: Tavares-Dias M.; Mariano, W.S. (Org) *Aquicultura no Brasil: novas perspectivas*, 429 p.
- Forchino, A.A.; Lourguioui, H.; Brigolin, D.; Pastres, R. (2017). "Aquaponics and sustainability: The comparison of two different aquaponic techniques using the Life Cycle Assessment (LCA)". *Aquac. Eng.* 77, 80-88. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.03.002>.
- Fox, B. K. (2010). "Construction of Automatic Bell Siphons for Backyard Aquaponic Systems". In: *College of Tropical Agriculture and Human Resources*. University of Hawaii. Mānoa. p. 2-3.
- Helbel Junior, C.; Rezende, R.; Freitas, P.S.L.; Gonçalves, A.C.A.; Frizzzone, J.A. (2008). "Influência da condutividade elétrica, concentração iônica e vazão de soluções nutritivas na produção de alface hidropônica". *Ciência e Agrotecnologia* 32, n. 4, 1142-1147.
- IBGE 2015, Instituto Brasileiro Geografia e Estatística. Produção da Pecuária Municipal: Volume 42 - 2014. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Available in: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2015_v43_br.pdf. Accessed in: May 18th, 2021.
- Love, D.C., Fry, J.P., Li, X., Hill, E.S., Genello, L., Semmens, K., Thompson, R.E. (2015). "Commercial aquaponics production and profitability: findings from an international survey". *Journal Aquaculture* 435, 67-74. doi: 10.1016/j.aquaculture.09.023.
- Mchunu N., Lagerwall G., Senzanje A. (2017). "Food Sovereignty for Food Security, Aquaponics System as a Potential Method: A Review". *J. Aquac. Res. Development.* 8, 497-455. doi: 10.4172/2155-9546.1000497.
- Oliveira, L. (2007). Manual de Qualidade da Água Para Aquicultura. Florianópolis: Alfakit Ltda, 2007. 14 p.
- Paggi, L.C. (2006). Avaliação limnológica em um sistema de piscicultura na região de Paranaíba (MT, Brasil).
- Rezende, M.O.O.; Landgraf, M.D.; Passarelli, O.H.; Silva, P.R.; Salviano, G.M. (2017) "Implementação de um sistema da qualidade na rotina de um laboratório de pesquisa em química". São Carlos: Editora Cubo, 2141 p. ISBN 978-85-60064-76-2. ISBN online 978-85-60064-74-8.
- Rizal, A.; Dhahiyat, Y.; Zahidah, Y.; Andriani, A.A. Handaka, A.A.; Sahidin, A. (2018). "The economic and social benefits of an aquaponic system for the integrated production of fish and water plants. IOP Conf." Ser.: *Earth Environ. Sci.* 137, 012098. doi: 10.1088/1755-1315/137/1/012098.
- Roosta, H.R.; Hamidpour, M. (2013). "Mineral nutrient content of tomato plants in aquaponic and hydroponicsystems: Effect of foliar application of some macro- and micro-nutrients". *J. Plant Nutr.* 36, 2070-2083. <https://doi.org/10.1080/01904167.2013.821707>.
- Rossi, M. (2017). "Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado". *Instituto Florestal* 1, 118.
- Suhl, J., Dannehl, D., Kloas, W., Baganz, D., Jobs, S., Scheibe, G., Schmidt, U. (2016). "Advanced aquaponics: Evaluation of intensive tomato production in aquaponics vs. conventional hydroponics". *Agricultural Water Management* 178, 335-344.
- Wongkiewa, S.; Hu, Z.; Chandranc, J.; Woo, L.; Khanal, S.K. (2017). "Nitrogen transformations in aquaponic systems: A review". *Aquac. Eng.* 9-19. doi: 10.1016/j.aquaeng.2017.01.004.

MANEJO DE IRRIGAÇÃO PARA A CULTURA DE GRAMÍNEAS EM TRECHO DO ALUVIÃO DO RIO SUCURÚ, MUNICÍPIO DE SUMÉ-PB

Everton John Camelo Alves¹, Edgleidson Lima Rodrigues² e Fabrícia Torreão Araújo de Alcântara³ e Hugo Morais de Alcântara⁴

¹⁻²Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais (PPGEGRN), Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais (CTRN), Av. Aprígio Veloso, nº 882, Bodocongó, Campina Grande-PB, CEP 58.429-900, Brasil

³⁻⁴Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profágua), Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (CDSA), Rua Luiz Grande, s/nº, Frei Damião, Sumé-PB, CEP 58.540-000, Brasil

everton.prof.2020@gmail.com; edgleidsonrodrigues13@gmail.com; fabricia.torreao@estudante.ufcg.edu.br; hugo.morais@professor.ufcg.edu.br

RESUMO:

No Semiárido brasileiro a escassez hídrica tem sido agravada pelo aumento da demanda de água e da frequência de ocorrência de secas, o que eleva o risco de insegurança hídrica da população residente. Pequenos depósitos aluviais formados em leitos de rios, sobre o embasamento cristalino, assumem importante papel para oferta de água para uso no meio rural, apesar da recarga destes ser esporádica e dependente do fluxo superficial, bem como do crescente aumento da carga poluidora de efluentes não tratados. O objetivo deste trabalho foi propor um método de irrigação para gramíneas, considerando redução diária do volume da água disponível nos poços devido a seca. A área de estudo está localizada na região do Cariri Paraibano, em trecho do aquífero aluvial do rio Sucurú, com área de 8.650m², altitude de 533m, município de Sumé-PB. Nos períodos prolongados de estiagem algumas espécies de gramíneas predominam nesta área, como o capim tifton 85. O manejo da água disponível foi proposto para reduzir até 40% da vazão média diária, com uso de microaspersores espaçados de 5m, em uma mesma fileira e de 6m entre fileiras, com frequência de irrigação de 3 vezes por semana. Com a economia de água e energia para o bombeamento do sistema de irrigação, mesmo com a necessidade de investimento inicial e o custo de manutenção, a irrigação por microaspersão com controle de frequência de rega, favorecerá a conservação do aluvião em relação a recarga natural, com garantia hídrica para o fim proposto, durante o período de seca.

ABSTRACT:

In the Brazilian semi-arid zone, water scarcity has been aggravated by the increase in water demand and the frequency of droughts, which increases the risk of water insecurity for the population. Small alluvial deposits formed in riverbeds, on the crystalline basement, play an important role in the supply of water for use in rural areas, despite the recharge of these being sporadic and dependent on the surface runoff and the growing increase in the polluting load of untreated effluents. The objective of this work was to propose an irrigation method for grasses, considering a daily reduction in the volume of water available in the wells due to the drought. The study area is located in the Cariri region, Paraíba State, in a stretch of the Surucu river alluvial aquifer, with an area of 8,650m², altitude of 533m, at the Sumé city. In drought, some grass species predominate in this area, such as Tifton 85 grass. Then an agreement of the available water was proposed to reduce 40% of the average daily flow, using microsprinklers spaced 5m apart, in the same row and 6m between rows, with irrigation frequency of 3 times a week. With the saving of water and energy for pumping the irrigation system, even with the need for initial investment and maintenance cost maintained, microsprinkler irrigation with control frequency will favor the conservation of the alluvial deposit, in relation to natural recharge, with water guarantee for the proposed purpose, during dry period.

PALAVRAS CHAVES: Semiárido; aquífero aluvial; irrigação.

INTRODUÇÃO

No Semiárido brasileiro (SAB) a escassez hídrica tem sido agravada pelo aumento da demanda de água e da frequência de ocorrência de secas, o que eleva o risco de insegurança hídrica da população residente nos meios urbano e rural (Brito *et al.*, 2022). Pequenos depósitos aluviais formados em leitos de rios, sobre o embasamento cristalino, assumem importante papel para oferta de água para uso doméstico no meio rural, apesar da recarga destes aquíferos ser esporádica e dependente do fluxo superficial e do crescente aumento da carga poluidora de efluentes não tratados (Salgado *et al.*, 2018; Tsuyuguchi *et al.*, 2020).

A irrigação em culturas de pequena escala na agricultura familiar tem sido realizada de forma estratégica para uso da água disponível nos aquíferos aluviais ou aluviões, em particular nos períodos de seca. O aluvião deve ser uma alternativa para a agricultura irrigada e desenvolvimento da região semiárida brasileira, mesmo possuindo pequena profundidade, boa capacidade de infiltração e de drenagem, se consolida como um aquífero de valiosa importância socioeconômica para a população residente em zonas secas (Magalhães, 2021).

Em uma região marcada pela escassez hídrica, a busca pelo uso de tecnologias eficientes de irrigação é essencial para reduzir o consumo de água, considerado como excessivo na região do Semiárido do Brasil (Reis *et al.*, 2017). Essa região apresenta evapotranspiração potencial maior que a precipitação, inclusive no período de estiagem, no qual a agricultura irrigada é realizada intensamente, gerando um déficit hídrico de água no solo. A quantidade de água superficial não tem sido suficiente para atender a essa demanda, fazendo os agricultores recorrerem ao uso das águas subterrâneas, inclusive de aluviões. Todavia, o uso das águas em aluviões não tem sido sustentável, mesmo durante longos períodos de seca (Alves, 2016).

Um método de irrigação que tem sido amplamente empregado em várias culturas e em diferentes tipos de solo e topografias é o de aspersão em malha. Sua implantação tem um custo de energia, água e mão de obra menor do que no método por aspersão convencional. O seu uso com frequência na região do semiárido brasileiro se destaca pela possibilidade de aplicação em várias culturas, com diferentes tipos de solo e relevo, mas não é a mais econômica e sustentável, favorecendo para o aumento do déficit hídrico (Alves, 2016).

O método de irrigação mais econômico é o de microaspersão que aplica água diretamente próximo as raízes da cultura, em vazões pequenas com alta frequência, conservando a umidade do solo em condição ótima de desenvolvimento. A vazão de cada emissor é em média aproximadamente 60 L.h^{-1} (Coelho *et al.*, 2018; Policarpo *et al.*, 2019).

Essa técnica de irrigação tolera água de qualidade inferior, com menores riscos de entupimentos, pois os bocais dos aspersores possuem, em geral, diâmetros superiores as partículas presentes na água, objetivando distribuir água de maneira mais uniforme possível na parte superficial do solo, de modo a permitir a infiltração, sem ocorrência de escoamento superficial, para ser obtida uma adequada uniformidade de aplicação sob condições de campo.

Há muitos fatores que podem influenciar na uniformidade de distribuição da água, tais quais o espaçamento entre aspersores, a direção e a velocidade do vento, a pressão de operação dos aspersores, etc.

Diante dessa problemática, o objetivo geral deste trabalho foi propor um método de irrigação para gramíneas, em área de um trecho do aluvião no rio Sucurú, sub-bacia do rio Paraíba, Nordeste do Brasil, considerando a redução diária do volume de água disponível nos poços em períodos secos, comuns na região do semiárido e com maior frequência de ocorrência, no período compreendido entre os anos de 2012 e 2017.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada na região do Cariri Paraibano, na bacia hidrográfica do rio Paraíba, em trecho do aluvião do rio Sucurú, com área de 8650m², altitude de 533m, a jusante do reservatório público do município de Sumé-PB, em trecho do perímetro irrigado. Esse Perímetro Irrigado foi implantado pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) em 1976, como estratégia de expansão seletiva das fronteiras agrícolas, em prol do desenvolvimento social e econômico (Alves *et al.*, 2017) (Figura 1).

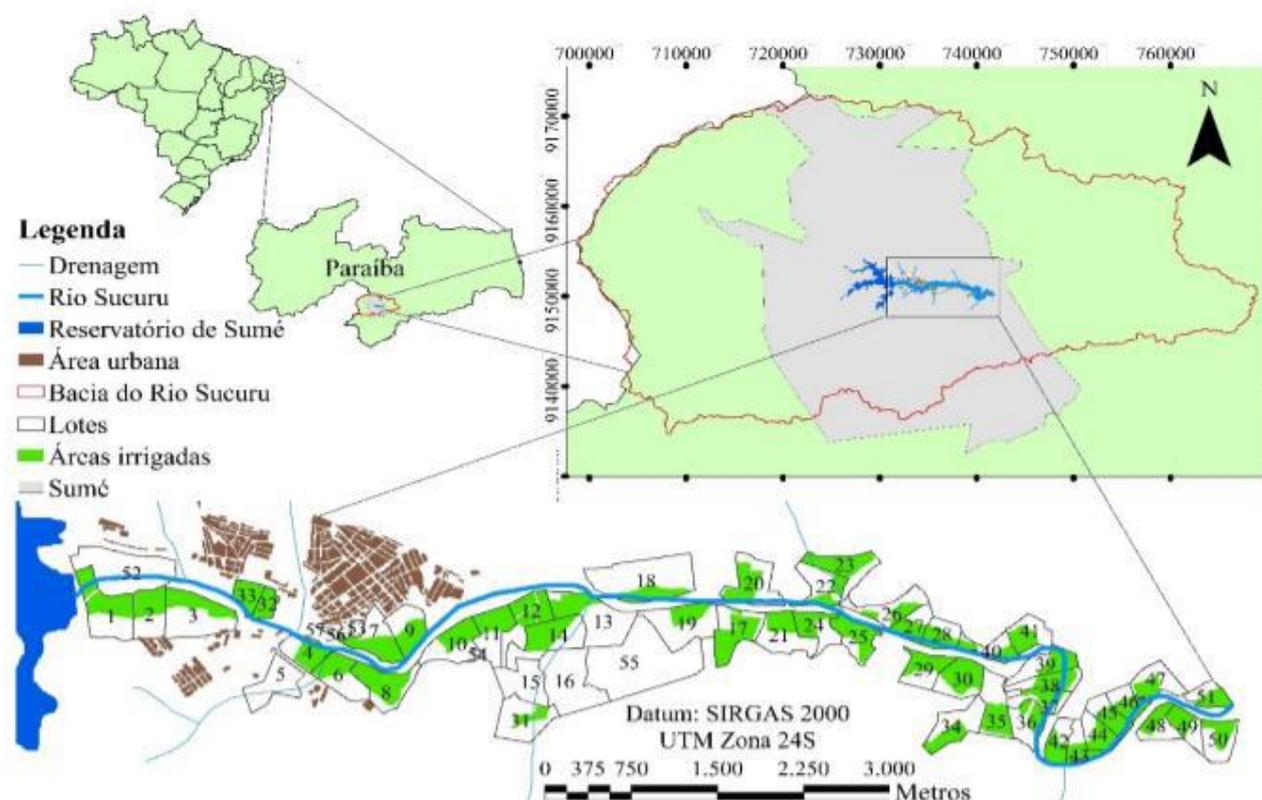


Figura 1.- Área de estudo. Fonte: adaptado de Alves *et al.*, (2017)

No período de 2012 a 2017, a região do Cariri paraibano, na zona do Semiárido do Nordeste Brasil, foi possível observar um dos maiores períodos de seca, com aumento dos conflitos pelo uso da água na área do perímetro irrigado de Sumé, Estado da Paraíba, haja vista os impactos da redução de recarga natural por meio da precipitação com consequente escoamento superficial.

Para os períodos de estiagem prolongados, Alves (2016) fez a propositura de realização de manejo da água disponível no aluvião do rio Sucurú, trecho do perímetro irrigado de Sumé, PB, para reduzir até 40% da vazão média diária mensal.

De acordo com o diagnóstico realizado por Alves *et al.*, (2017), no mês de maio de 2015 (início da estiagem), a cultura predominante no entorno do poço P13 (-7°40'13"; -36°52'58") era o capim tifton 85, irrigado duas vezes por semana, no período de estiagem e, uma vez por semana, no período chuvoso, com o método de aspersão em malha, totalizando 76 aspersores do tipo "pingo" setorial com giro de 360°, possuindo 1 bocal da marca Fabrimar (Figura 2).

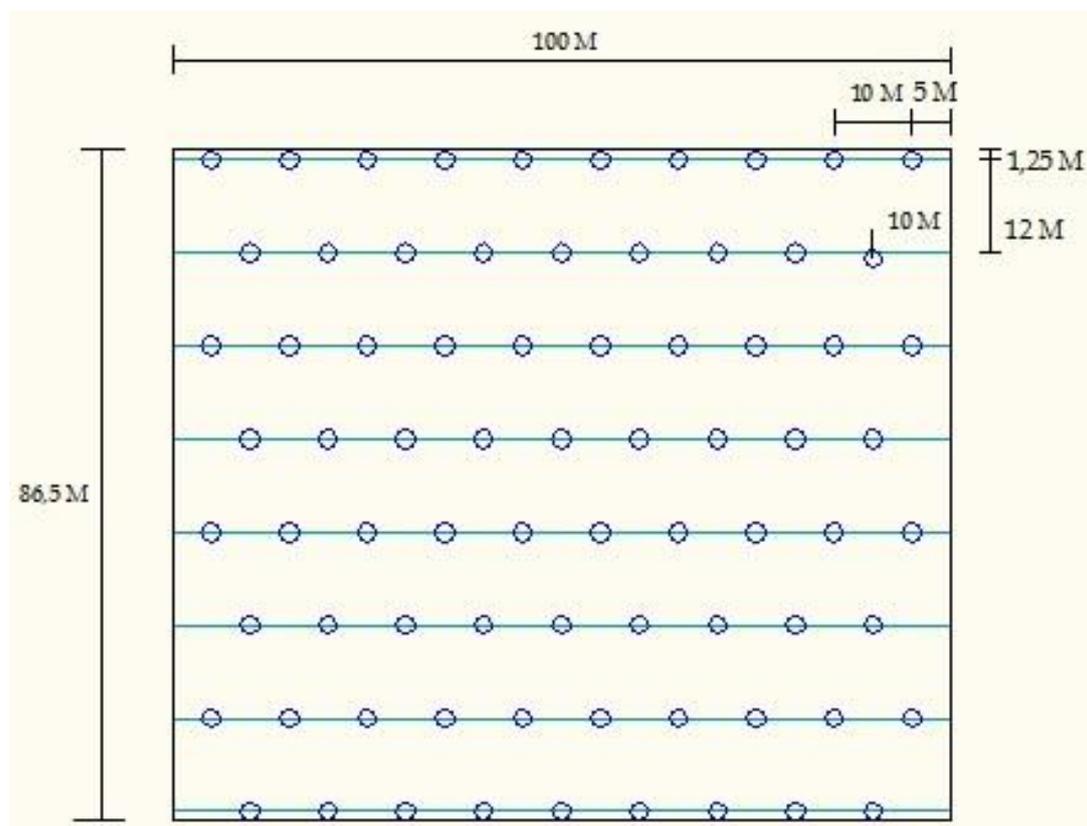


Figura 2.- Esquema de irrigação por aspersão na área irrigada pelo poço P13

Para determinar a vazão em cada aspersor, divide-se a vazão referencial no mês pelo número total de aspersores. De acordo com as vazões de cada aspersor são identificados o tipo, o ângulo de giro, o número de bocais e o respectivo diâmetro e o espaçamento adequado. Na Tabela 1, pode-se observar a área irrigada, o tempo de irrigação, a vazão mensal e a vazão em cada aspersor, no mês de maio de 2016 (Alves, 2016).

Tabela 1.- Atividade, área irrigada, vazão diária mensal e vazão em cada aspersor

Atividade	Tempo de irrigação médio [h]	Área irrigada [m ²]	Vazão diária mensal [m ³ .dia ⁻¹]	Vazão em cada aspersor [m ³ .h ⁻¹]
Irrigação de gramínea	0,5	8650,0	29,97	0,458

Para garantir a quantidade de água suficiente para o desenvolvimento do capim tifton 85, se propõe a instalação de microaspersores espaçados de 5m, em uma mesma fileira e de 6m entre fileiras, na área irrigada, com frequência de irrigação de 3 vezes por semana, ocorrendo na segunda, quarta e sexta-feira, considerando o período de estiagem (Figura 3).

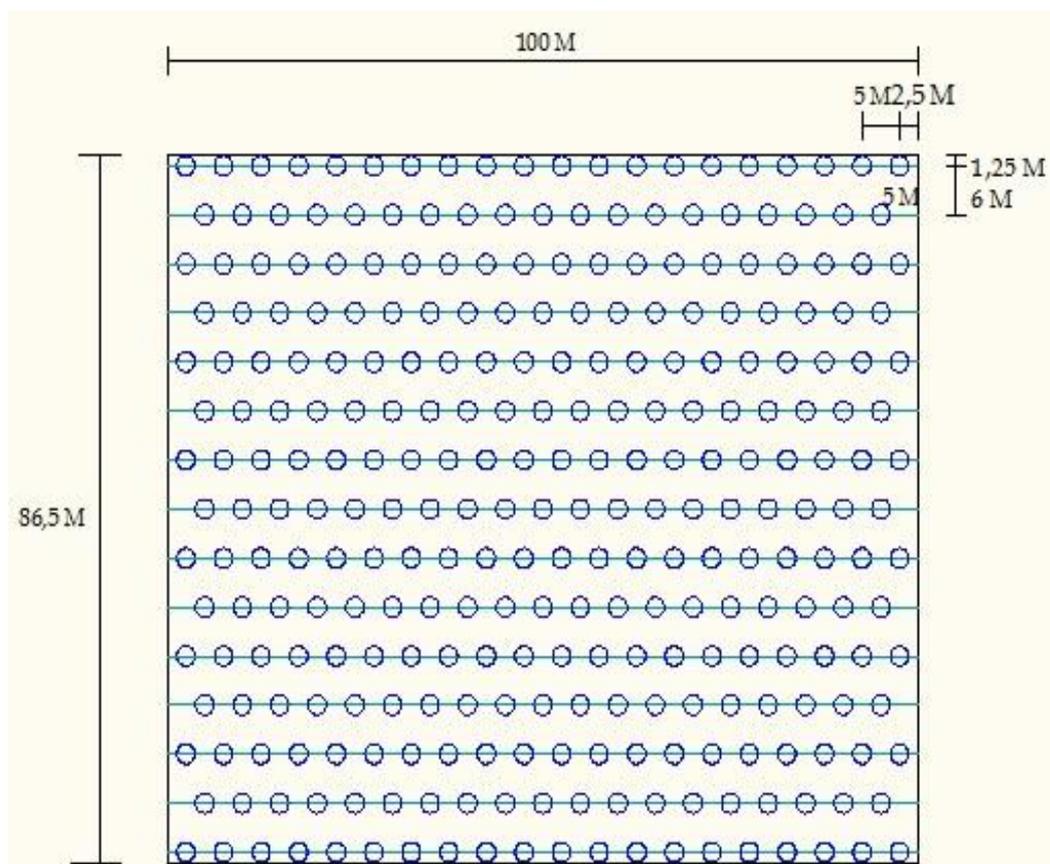


Figura 3.-Esquema proposto de irrigação por microaspersão para área irrigada pelo poço P13.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para atender a demanda estimada na área irrigada, próxima ao poço P13, são necessários 293 (duzentos e noventa e três) microaspersores, gerando uma economia de água de até 40%, e divide-se a vazão apresentada na Tabela 2, pelo número de microaspersores distribuídos em toda a área irrigada, obtendo-se a vazão em cada microaspersor.

Na Tabela 2 pode-se observar os valores do tempo médio de irrigação, para a mesma área irrigada, o valor da vazão diária mensal e a vazão estabelecida para cada aspersor, com a proposta do método de microaspersão, devido a economia de água proporcionada.

Tabela 2.-Atividade, área irrigada, vazão diária mensal e vazão em cada aspersor

Atividade	Tempo de irrigação médio [h]	Área irrigada [m ²]	Vazão diária mensal [m ³ .dia ⁻¹]	Vazão em cada aspersor [m ³ .h ⁻¹]
Irrigação de gramínea	0,25	8650,0	17,98	0,143

Com base na redução de 40 % da vazão em relação a obtida por meio de diagnóstico preliminar, os microaspersores instalados na área a ser irrigada, de 8650m², devem ser do modelo Hadar 7110 rotor *Extra-range*, com bocal em média de 1,6 mm de diâmetro da cor amarela, alcance em diâmetro de 9,6 m, com uma vazão 143 L.h⁻¹, mais próxima a 128 L.h⁻¹, vazão nominal indicada no catálogo da marca Naandanjain (2018), com vazão máxima de 256 L.h⁻¹, sob pressão de 200kPa (2bar).

Desse modo, a escolha desses microaspersores se deve ao aproveitamento da canalização existente para trocar os aspersores e ao acréscimo de cerca de 100% de tubulação, ao invés de montar do zero todo o sistema de irrigação.

Essa distribuição garantirá, com a frequência de irrigação estabelecida para ocorrer três vezes por semana, no período seco, sem recarga do aquífero aluvial do rio Sucurú, localizado em trecho do perímetro irrigado do município de Sumé-PB, uma redução da vazão em 40%, em relação a irrigação utilizada no ano de 2016.

CONCLUSÕES

De acordo com a proposta de irrigação por microaspersão haverá economia de 40 % do volume de água consumido, porém o custo na instalação e manutenção é maior.

Com a economia de água e de energia para o bombeamento do sistema de irrigação, mesmo com a necessidade de investimento inicial e o custo de manutenção mantido por meio do produtor rural, a irrigação por meio de microaspersão com controle de frequência de rega, favorecerá a conservação do trecho do aluvião do rio Sucurú, região do perímetro irrigado de Sumé-PB, em relação a recarga natural e manutenção de seu volume, com garantia hídrica para o fim proposto, mesmo durante o período de seca.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, em Rede Nacional – ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. Os autores também agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, a Universidade Federal de Campina Grande, ao Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido e ao Centro de Tecnología e Recursos Naturais.

REFERÊNCIAS

- Alves, E. J. C.** (2016). Potencialidade e manejo dos recursos hídricos do aquífero aluvial em Sumé – PB. 72f. (Dissertação de Mestrado) – *Universidade Federal de Campina Grande*, Campina Grande, Brasil.
- Alves, S. A. F. da S.; Rufino, I. A. A.; Rêgo, J. C.** (2017). “Gerenciamento da água superficial no Perímetro Irrigado de Sumé-PB usando GIS-MCDA”. *Irriga*, Botucatu. Vol. 22, No. 3, jul-sep, pp. 606-628.
- Brito, H. C. et al.** (2022). “O índice de segurança hídrica do Brasil e o semiárido brasileiro: desafios e riscos futuros”. *Revista Brasileira de Cartografia*, Vol. 74, No. 1., 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/rbcv74n1-60928>.
- Coelho, E. F.; Santos, M. R. dos; Donato, S. L. R.; Oliveira, P. M. de.** (2018). Irrigação da bananeira cultivar BRS Princesa. *Embrapa*: Circular Vol. 126.
- Magalhães, J. W. de O.** (2021). Recursos hídricos subterrâneos em aluvião no Semiárido Nordeste: Estudo de caso no perímetro irrigado Morada Nova, CE. 46 f. (Monografia) – *Universidade Federal do Ceará*, Fortaleza, Brasil.
- Naandan, J.** (2018). A Jain Irrigation Company. Catálogo de microaspersores. NannDann Jain Brasil, Leme, SP.
- Polycarpo, J. S. M.; Silva, M. A.; Coutinho, A. S.; Souza, P. C. dos S. de; Albuquerque Filho, J. A. C. de.** (2019). Simulação matemática do comportamento hidráulico de microaspersores ao longo da linha lateral. *IV Congresso Internacional das Ciências Agrárias – COINTER-PDVAgro 2019*.

Reis, M. M.; Santos, L. D. T.; Oliveira, F. G.; Santos, M. V. (2017). “Irrigação de Pastagens Tropicais: desafios e perspectivas”. *Unimontes Científica*. Vol. 19: 178-190 pp.

Salgado, J. P. et al. (2018). “Influence of sewage disposal on the water quality of the Sucuru River alluvial aquifer in the municipality of Sumé-PB, Brazil”. *RBRH* [Online], Vol. 23, No. 23, pp. 1-13. Available from: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820160052>

Tsuyuguchi, B. B. et al. (2020). “Governance of alluvial aquifer sand Community participation: a social-ecological systems analysis of the Brazilian semi-arid region”. *Hydrogeology Journal*. [Online] pp. 1539-1552. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10040-020-021-8>

MÉTODO DE MODELAGEM E CALIBRAÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA PARA BACIAS URBANAS COMPLEXAS

Lais Amorim¹, Ariel Magalhães¹ e José Rodolfo Scarati Martins¹

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Brasil laisamorim@usp.br arielabm@usp.br scarati@usp.br

Introdução

A identificação e o mapeamento das áreas fornecedoras poluentes são de grande importância no planejamento e na adoção de medidas de controle da poluição (Steinke; Saito, 2008), sendo que o monitoramento e a quantificação são fundamentais para uma melhor avaliação da qualidade de água resultante nos corpos hídricos superficiais.

As cargas poluidoras não pontuais (ou difusas) são geradas em áreas extensas e chegam aos corpos de água de forma intermitente, dificultando, assim, sua identificação, medição e controle. As cargas difusas estão intimamente associadas à geologia, ao uso do solo, às precipitações e à morfologia da bacia de drenagem (Sonzogni, et al, 1980) (Thomann; Mueller, 1987).

O avanço da computação e o aumento da geração de dados espacializados têm permitido o desenvolvimento de modelos hidrológicos e de transporte de massa com melhor discretização (Libos; Rotunno Filho; Zeilhofer, 2003), favorecendo maiores avanços na área de modelagem da qualidade da água a partir da análise da bacia hidrográfica como um sistema distribuído no espaço (Lima, et al, 2016) (Magalhães, et al, 2019).

Desta forma este trabalho descreve aplicação de método de modelagem hidrológica acoplada a geração de cargas em uma bacia hidrográfica complexa e urbanizada, para a representação da poluição difusa, destacando o método de calibração aplicado.

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Pinheiros abrange, aproximadamente, 265 km², com uma população de aproximadamente 3.317.676 habitantes (PMSP, 2014).

A área ocupada pela Bacia Hidrográfica do Rio Pinheiros apresenta grande diversidade na estruturação de seu entorno, com diferentes padrões ocupação, ofertas de serviços e índices de vulnerabilidade da população (PMSP, 2014) (SABESP, 2018).

O cenário atual demonstra altas taxas de impermeabilização do solo, baixos índices de áreas verdes por habitante, elevada densidade populacional, desigualdades sociais, dificuldades na implementação de políticas de saneamento em toda área, resultando na poluição de córregos e represas (Baptistelli & Neto, 2021).

Software utilizado

Nesta pesquisa foi utilizado o CABc (Software para Simulação Hidrológica de Bacias Complexas), desenvolvido pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH), é um sistema destinado à simulação hidrológica de bacias hidrográficas complexas pelo método do Soil Conservation Service e do método de Muskingun (FCTH, 2002).

O modelo CABc aplica-se a problemas de Drenagem Urbana e Rural, em especial aos que podem ser classificados como macrodrenagem. O modelo aplica-se também a grandes bacias urbanas (superiores a 50 km²), uma vez que a diversidade de distribuição de chuva e ocupação do solo podem ser levadas em conta através da segmentação em sub-bacias (FCTH, 2002).

Dentre os modelos disponíveis para a previsão de vazões optouse pelo Soil Moisture Accounting Procedure (SMAP), modelo

matemático de simulação hidrológica do tipo transformação chuva-vazão, desenvolvido por Lopes J.E.G., Braga B.P.F. e Conejo J.G.L (1982).

Como vantagens, O CABc e seu módulo SMAP permitem a separação das vazões de base e do escoamento superficial, útil para simulações de geração de carga aportante e qualidade da água. Além de apresentarem as mesmas como uma série contínua e não somente para um determinado evento (FCTH, 2002).

Modelagem hidrológica

Para possibilitar a implementação do modelo hidrológico foi realizada a compilação dos dados de dados de chuva de radar e de pluviômetros, evaporação potencial, topografia e vazões observadas, obtidos através do Sistema de Alerta a Inundação de São Paulo (SAISP) e da estação do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG).

Um dado relevante à representação correta das vazões afluentes à bacia do Rio Pinheiros são os lançamentos de efluente, informações disponibilizadas pela SABESP para o ano de 2018.

Os dados de vazão observada estavam disponíveis para cinco sub-bacias (Fig.1), utilizadas para a calibração do modelo hidrológico. Os coeficientes de calibração alcançados foram exportados para as demais sub-bacias de acordo com as características de uso do solo e taxa de infiltração cada uma delas.

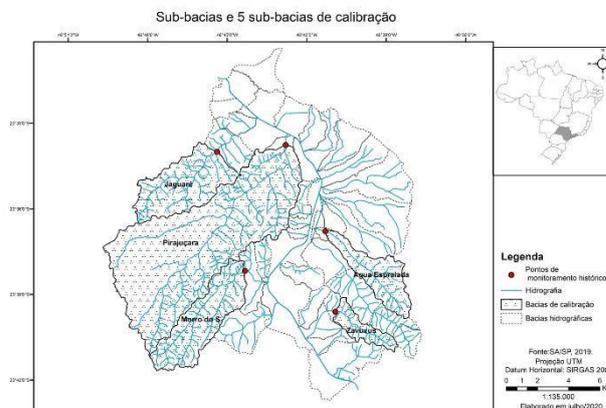


Figura 1. Área de estudo e sub-bacias utilizadas na calibração da modelagem hidrológica.

A avaliação da performance do modelo durante a calibração apresenta o bom ajuste em relação a previsão dos volumes médios diários escoados, de forma que a diferença percentual entre vazão média diária calculada e observada fica abaixo de 0,4 % para todas as sub-bacias. A principal fonte de erro provavelmente está associada com o fato de que utilizou-se um valor fixo de vazão de esgoto, desconsiderando variações diárias ou anuais.

Modelagem poluição de carga difusa

A modelagem matemática de geração de cargas postula que, durante um evento chuvoso, a taxa temporal de perda de massa do constituinte é diretamente proporcional à massa disponível para ser transportada e à vazão de escoamento superficial por

unidade de área de drenagem. A aplicação do modelo apresentado depende do conhecimento da massa (M_0) disponível no instante inicial do evento chuvoso e da constante K , característica do evento (Eq. 1) (Eiger, et al, 1999).

$$M_{es}(t) = M_0 - M(t) = M_0 \times \left\{ 1 - \exp\left[-\frac{k}{A} \times V_{es}(t)\right] \right\} \quad (1)$$

Para o cálculo de M_0 , o modelo utiliza a Concentração Média de Evento - CME multiplicada pelo volume total do escoamento superficial do ano hidrológico. Um valor de CME foi estipulado para cada poluente, associado ao uso do solo, apoiado em estudos nas proximidades da bacia hidrográfica simulada (SSRH, 2016).

Considerou-se como fonte de cargas os efluentes lançados no rio sejam eles coletados ou não. As cargas per-capita iniciais foram adotadas a partir do cruzamento dos valores de literatura e a população fornecida pela SABESP, em seguida calibrou-se os coeficientes da Eq. 1.

Os constituintes modelados foram matéria orgânica (DBO), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT). Nota-se que as principais bacias contribuintes são a Bacia do Córrego Pirajuçara, Córrego Jaguaré, Dreno Brooklin e Córrego Morro do S. Um resumo das cargas totais afluentes no Rio Pinheiros para os anos de 2018 é apresentado na Fig. 2.

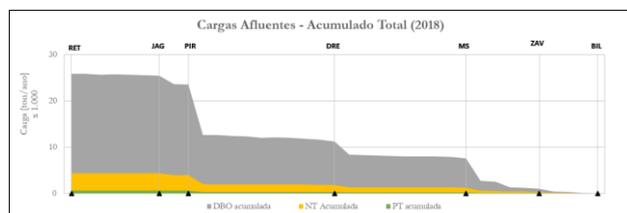


Figura 2. Cargas acumuladas geradas na bacia hidrográfica do rio Pinheiros para o ano de 2018.

O cruzamento dos resultados do modelo de cargas com as vazões simuladas pelo modelo hidrológico caracteriza poluição difusa produzida na bacia. As concentrações resultantes nos corpos hídricos foram utilizadas para a aferição das cargas geradas, contando com dados de monitoramento na foz (28) e no interior (10) das sub-bacias modeladas (SABESP, 2018).

O método aplicado na calibração adotou uma abordagem de análise de frequência multisazonal. Este método diferencia-se dos demais, uma vez que parte de dados de medições esparsas no tempo (período dos últimos 5 anos com medições mensais ou bimestrais) e constrói uma faixa estatística (*boxplot*), caracterizando o comportamento das concentrações dos constituintes, e não somente um evento isolado. Desta forma, a calibração objetiva a representação das concentrações dentro da faixa de variação mais frequentemente observada pelos dados de monitoramento.

A Fig. 3, 4 e 5 representam os resultados na sub-bacia do córrego Morro do S, maior contribuidora de carga para o rio Pinheiros. Observou-se que o modelo foi capaz de apresentar resultados que permanecem dentro da faixa de variação de concentrações mais frequentes durante o ano todo, garantindo que as cargas simuladas representem a situação cotidiana do rio e não apenas uma fotografia momentânea.

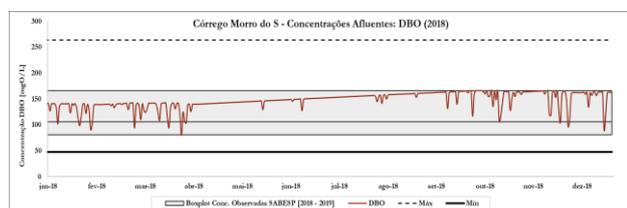


Figura 3. Resultado da simulação de DBO no Córrego Morro do S

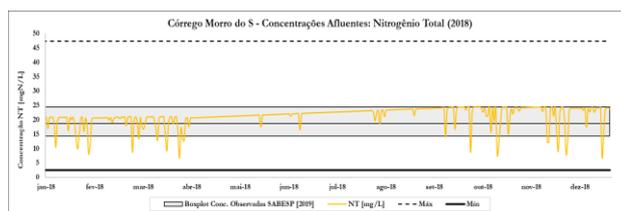


Figura 4. Resultado da simulação de NT no Córrego Morro do S

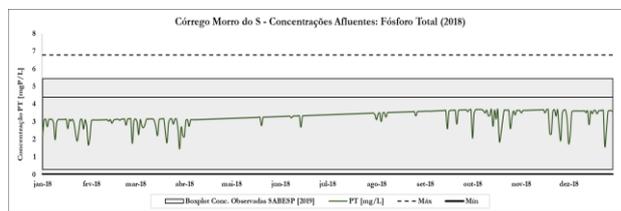


Figura 5. Resultado da simulação de PT no Córrego Morro do S

Agradecimientos

Agradecemos a CAPES, CNPQ, USP e a FCTH pelo apoio e suporte à pesquisa, e a SABESP e ao SAISP pelo apoio e fornecimento de dados.

Referencias

- Baptistelli, S. C., & Neto, M. S. (2021). Avaliação Das Ações Propostas No Projeto Novo Rio Pinheiros – Modelagem Matemática Da Qualidade Das Águas. 31º Congresso da ABES. Curitiba - PR.
- Eiger, S., Aranha, C. H., Gomes, M. C. A.; Perez, L. S. N.; Bueno neto, A. S. (1999). Modelagem matemática de cargas difusas na Bacia do Guarapiranga, São Paulo. Anais. Porto Alegre: ABRH.
- FCTH. (2002). Manual do Programa CAbc. São Paulo: Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica.
- Libos, M.; Rotunno filho, O.C.; Zeilhofer, P. (2003) Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em Geoprocessamento. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n. 4, p. 113-135.
- Lima, Ricardo Neves de Souza et al (2016). Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 139-150.
- Lopes J.E.G., Braga B.P.F., Conejo J.G.L. (1982). (SMAP) A Simplified Hydrological Model, Applied Modelling in Catchment Hydrology, ed. V.P.Singh, Water Resources Publications.
- Magalhães, A. A. B., Martins, J. R. S., Silva, F. P., Amorim, L.F. (2019). Characterization and Determination of Nonpoint Pollution in Streams Caused by Stormwater Runoff. E-proceedings of the 38th IAHR World Congress September 1-6, Panama City, Panama. doi:10.3850/38WC092019-1683
- Prefeitura Municipal de São Paulo - PMSP. (2014). Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo. Lei n. 16.050 de julho de 2014. São Paulo.
- Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP. (2018). Relatório de Sustentabilidade. São Paulo.
- Secretaria De Saneamento E Recursos Hídricos – SSRH. (2016) Avaliação de poluição proveniente de fontes difusas na área de influência do Sistema Produtor Alto Tietê – SPAT – Reservatórios Taiacupeba, Jundiá, Biritiba, Ponte Nova e Paraitinga.
- Sonzogni, W.C., Chesters G., Coote D.R., Jeffs D. N., Konrad J. C., Ostry R. C., e Robinson J. B. (1980) Pollution from land runoff. Environmental Science & Technology 14 (2), 148-153 DOI: 10.1021/es60162a003
- Steinke, V.A., Saito, C.H. (2008) Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. Sociedade & Natureza, v. 20, n. 2, p. 43-67.
- Thomann, R.V, Mueller, J.A. (1987). Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & How, 644 p.

ANÁLISE DA UTILIZAÇÃO DE NASCENTES DE RIOS DA REGIÃO DE INTEGRAÇÃO DO TAPAJÓS COMO MEIOS DE LAZER E RECREAÇÃO

Jeisiane de Sousa Galvão¹, Ketlen Cristiany Brito de Souza¹, Raíssa Fim Almeida¹, Stacy Ana da Silva¹, Pedro Henrique Farias Vianna¹, Eliana da Silva Coelho Mendonça², Carlos Sander¹

¹ Programa de Pós-graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Roraima, Brasil jeisianegalvao4@gmail.com | ketyane@gmail.com | rayfim07@gmail.com, | stacy.ecivil@gmail.com | pedrofanna@gmail.com | carlos.sander@ufr.br
² Docente EBTT / Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Roraima, Brasil elianacoelho1981@hotmail.com

RESUMO:

Este trabalho possui como objetivo principal analisar a utilização de nascentes de rios da Região de Integração do Tapajós como meio de lazer e recreação. Através do mapeamento foram encontradas cinco nascentes na Região de Integração do Tapajós: Fonte Azul, Nascente do Parque Nacional da Amazônia e Nascente da Fazenda Maloquinha localizadas no Município de Itaituba, Lagoa Azul em Rurópolis e Lagoa das Borbulhas localizada no município de Novo Progresso. Espera-se que este estudo, incentive as pessoas, principalmente os moradores locais a conhecer e usufruir suas riquezas naturais e com isso aumentar o número de visitantes nas nascentes da RI Tapajós permitindo que as pessoas tenham a prática do lazer e do ecoturismo, aliadas a conservação da natureza por meio da Educação Ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Lazer. Recreação. Riquezas Naturais.

ABSTRACT:

The main objective of this work is to analyze the use of river sources in the Tapajós Integration Region as a means of leisure and recreation. Through the mapping, five springs were found in the Tapajós Integration Region: Fonte Azul, Nascente do Parque Nacional da Amazônia and Nascente da Fazenda Maloquinha located in the Municipality of Itaituba, Lagoa Azul in Rurópolis and Lagoa das Borbulhas located in the municipality of Novo Progresso. It is hoped that this study will encourage people, especially local residents, to know and enjoy its natural riches and thus increase the number of visitors to the sources of the Tapajós RI, allowing people to practice leisure and ecotourism, combined with nature conservation through Environmental Education.

KEYWORDS: Leisure. Recreation. Natural Riches.

INTRODUÇÃO

Bacia Hidrográfica

Barrella (2001) define Bacia Hidrográfica por um conjunto de terras, drenado por um rio e seus afluentes, cujo início se dá nas regiões mais altas do relevo. Nesta região as águas da chuva percolam formando rios e riachos, ou ainda, infiltram no solo para a formação de nascentes e do lençol freático. As águas superficiais escoam para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo que as cabeceiras são formadas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas e à medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios, esses pequenos rios continuam seus trajetos recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desembocarem no oceano.

Segundo Teixeira et al. (2009), uma das consequências mais importantes do ciclo hidrológico são os rios e lagos. Os seres humanos sempre se beneficiaram dessas águas superficiais para sua preservação e manutenção. Rios e lagos são por definição, os sistemas que comportam a água doce na superfície do planeta e são fundamentais para o escoamento das águas das chuvas, o transporte dos sedimentos do continente para o mar, para o transporte dos nutrientes e organismos essenciais para a biosfera, e como habitat para muitas espécies de animais e plantas.

No entanto, o uso degradativo dos recursos naturais, especialmente em áreas de entorno das nascentes, de rios e riachos, põe em risco todo esse patrimônio natural, que precisa ser conhecido e preservado. Desta forma, se faz necessário a realização de diagnóstico ambiental das nascentes da Região de Integração do Tapajós, a fim de evitar os impactos ambientais existentes em seu entorno.

Nascentes de rios

As nascentes podem ser definidas como o afloramento do lençol freático, que vai dar origem a uma fonte de água de acúmulo (represa) ou cursos d'água (ribeirões e rios). Elas se localizam em encostas ou depressões do terreno ou ainda no nível de base representado pelo curso d'água local; podem ser perenes (de fluxo contínuo), temporárias (de fluxo apenas na estação chuvosa) e efêmeras (surgem durante as chuvas, permanecendo por apenas alguns dias ou horas) (CALHEIROS et al., 2004).

Diversos fatores podem alterar a quantidade e a qualidade da água das nascentes de uma bacia hidrográfica, como por exemplo a declividade, o tipo e o uso do solo, principalmente das zonas de recarga, responsáveis pela drenagem da água do divisor natural até a nascente. Essa captação influencia o armazenamento da água subterrânea e o regime da nascente e dos cursos d'água. A conservação dessa água depende da conservação dos outros recursos naturais existentes no sistema (PINTO et al., 2004). As zonas de recarga são caracterizadas por solos profundos e permeáveis localizados em áreas de relevo suave, e são fundamentais para o abastecimento dos lençóis freáticos. Nas bacias hidrográficas, essas áreas podem ser constituídas pelos topos de morros e chapadas (SOUZA; FERNANDES, 2000).

No Brasil, embora a água seja considerada recursos abundantes existem áreas muito carentes a ponto de transformá-la em um bem limitado às necessidades do homem. Normalmente, a sua escassez é muito mais grave em regiões onde o desenvolvimento ocorreu de forma desordenada, provocando a deterioração das águas disponíveis, devido ao lançamento indiscriminado de esgotos domésticos, despejos industriais, agrotóxicos e outros poluentes (MOITA; CUDO, 1991).

Nas últimas décadas, os desmatamentos de encostas e das matas ciliares além do uso inadequado dos solos vêm contribuindo para a diminuição da quantidade e qualidade da água (CPT, 2013) e (COSTA; SOUZA; BRITES, 1996). Tornando essencial projetos que preservem recursos naturais, como nascentes de água. O fornecimento de água à partir de nascentes são de boa qualidade, abundante e contínua. Possibilitando a distribuição por gravidade, sem gastos de energia (CALHEIROS, et. al, 2004).

As principais perturbações encontradas nas nascentes foram: compactação do solo pelo gado e pelas práticas de preparo para o plantio de culturas agrícolas, presença de lixo, estrume, erosão, grandes voçorocas e desmatamento. A vegetação em torno das nascentes funciona como barreira viva na contenção da água proveniente das enxurradas. Por isso, durante a definição das espécies a serem plantadas e do esquema de distribuição, algumas questões devem ser consideradas, como, por exemplo, quantas e quais espécies devem ser utilizadas, quantos indivíduos de cada espécie e qual o melhor arranjo para a distribuição das espécies (BOTELHO et al., 1996).

Oportunidades recreativas em nascentes

Os ambientes aquáticos parecem compor as opções de lazer e recreação preferidas em todo o mundo. Várias pesquisas evidenciam essa preferência da população em usufruir de seu tempo livre em locais relacionados a ecossistemas aquáticos (ANA, 2005; BOULLÓN, 2002; CAMARGO, 1992, 1998; PEREIRA et al., 2013).

O uso da água para fins de recreação pode ser classificado de acordo com o tipo de contato entre o usuário e as águas. O contato primário refere-se a atividades como a natação, surfe, esqui-aquático e mergulho, nos quais há possibilidade de ingestão de quantidades significativas de água. Já o contato secundário associa-se a atividades de pesca e navegação, em que a possibilidade de ingestão de volume apreciável de água é baixa (CETESB, 2003).

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo tem como característica uma pesquisa descritiva, exploratório além de levantamento de pesquisa bibliográfica e de campo; buscando informações disponíveis sobre as nascentes existentes na Região de Integração do Tapajós.

O estudo foi realizado na Região de Integração do Tapajós (RI), localizada no sudoeste do Estado do Pará, próximo do limite com o estado do Amazonas, é formada por seis municípios: Aveiro, Itaituba, Jacareacanga, Novo Progresso, Rurópolis e Trairão, totalizando uma área de 189.592 km², aproximadamente 15% do território paraense.

Os procedimentos para a realização da coleta de dados iniciaram com autorização das prefeituras em ambientes públicos e dos responsáveis pelos estabelecimentos privados para serem realizados os mapeamentos a fim de identificar a quantidade de nascentes existentes na Região de Integração do Tapajós.

Foi aplicado um questionário fechado, contendo perguntas sobre o conhecimento que os visitantes têm a respeito dos locais e se possuem alguma orientação de como devem agir nesse tipo de ambiente.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Através do Mapeamento foi possível notar a existência de algumas nascentes na Região de Integração que são utilizadas pela população. Do qual esses foram os resultados:

MAPEAMENTOS DAS NASCENTES	
Fonte Azul (Itaituba)	
Nascentes do Parque Nacional da Amazônia (Itaituba)	
Nascentes da Fazenda Maloquinha (Itaituba)	
Lagoa das Borbulhas (Novo Progresso)	
Lagoa Azul (Rurópolis)	

Quadro1. - Mapeamento das Nascentes da Região de Integração do Tapajós

O conceito oficial de nascente no Brasil é apresentado pela Lei Federal 12.651/2012 (Art. 3º, XVII), que a considera como o “afloramento natural do lençol freático que apresenta perenidade e dá início a um curso d’água”. Esse conceito substituiu recentemente a definição da Resolução CONAMA 303/2002, embasando a delimitação de Áreas de Preservação Permanente – APP.

Após a pesquisa de Campo foram mapeadas cinco nascentes na Região de Integração do Tapajós: Fonte Azul, Nascentes do Parque Nacional da Amazônia e Nascentes da Fazenda Maloquinha localizadas no Município de Itaituba; Lagoa das Borbulhas em Novo Progresso e Lagoa Azul localizada no Município de Rurópolis, como mostra o quadro acima.

Foi realizada uma pesquisa, questionário via Google Forms para analisar o nível de conhecimento que as pessoas da RI Tapajós tinham sobre nascentes, a existência de nascentes na região, a quantidade de visitas que essas nascentes tinham, a forma que essas pessoas utilizavam e sugestões da própria população para melhorar o uso nesses ambientes. Os gráficos abaixo mostram os resultados obtidos no formulário aplicado durante a pesquisa.

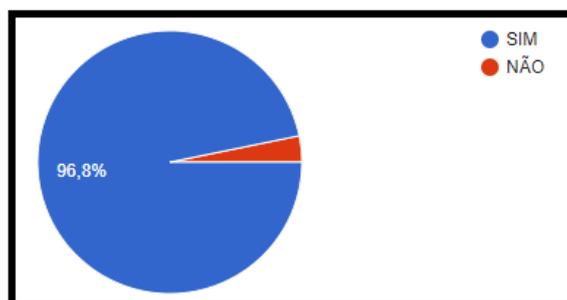


Gráfico 1: Você sabe o que é uma nascente de rio?

Podemos analisar no gráfico 1 que maior parte da população (96,8%) da RI Tapajós tinham entendimentos sobre o que é uma nascente.

Segundo Lage (2011) A nascente é também conhecida como mina d'água, assim denominada, a qual usa ainda outros nomes como: Olho d'água, cabeceira e/ou fonte para identificá-la. Esses nomes são utilizados conforme a região, podendo em uma mesma região utilizar-se mais de um dessas nomenclaturas.

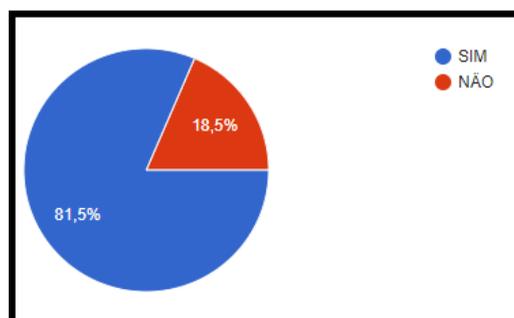


Gráfico 2: Você conhece alguma nascente da Região de Integração do Tapajós (Aveiro, Itaituba, Jacareacanga, Rurópolis, Trairão e Novo Progresso)?

A Região de Integração do Tapajós é bastante rica em atrativos naturais, as nascentes de rios fazem parte desses atrativos. O gráfico 2 mostra que 81,5% da população afirmou que conheciam nascentes na Região e 18,5% não conheciam.

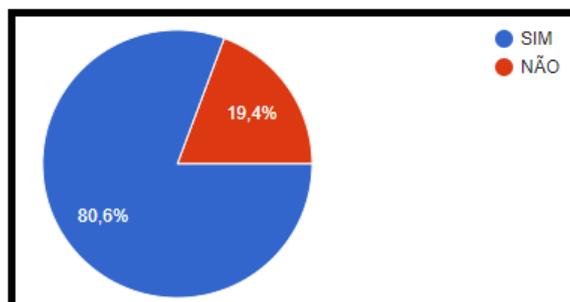


Gráfico 3: Você já visitou alguma nascente da RI Tapajós?

De acordo com o gráfico 3, é possível analisar que a maior parte da população (80,6%) praticam a visitação em nascentes, vale ressaltar que a utilização de nascentes exigem certos cuidados para que não haja impactos ambientais podendo causar assim seu desaparecimento.

Felippe e Magalhães (2011) apresentam que a ocupação urbana ocasiona inúmeras alterações espaciais e ambientais e, conseqüentemente, a dinâmica dos recursos hídricos também é alterada. Drenar nascentes, muitas vezes, ocasiona a redução da vazão, ou então, seu desaparecimento, resultando em graves impactos.

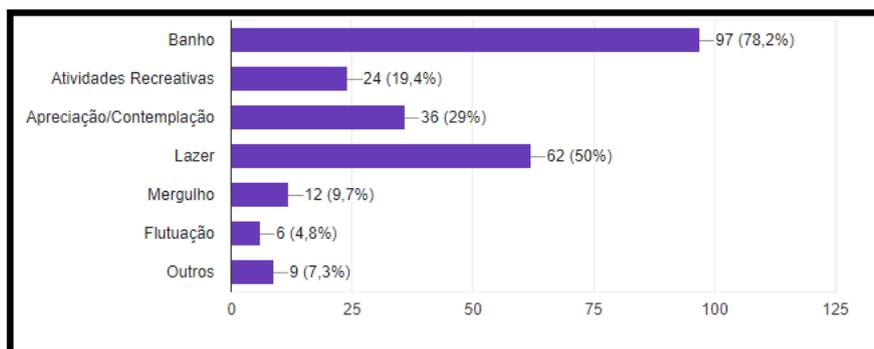


Gráfico 4: De que forma você utilizou as nascentes?

As nascentes perdem as capacidades quantitativa e qualitativa da água, quando é alterada, por ações antrópicas, em ambientes de contribuição natural de infiltração em seu entorno e na área de recarga do lençol freático, comprometendo seu reabastecimento e sua produção de água (RODRIGUES, 2006).

Existem várias formas para utilização de nascentes de modo que não prejudique o corpo hídrico. De acordo com o gráfico 4 pode-se observar que 78,2% da população da RI Tapajós utiliza as nascentes para banho. Uma das formas mais corretas de utilização das nascentes é a flutuação, pois assim não causa risco de a água ficar turva deixando a nascente com aspecto “poluído”. Apenas 4,8% da população da RI Tapajós responderam que utilizam as nascentes para tal atividade.

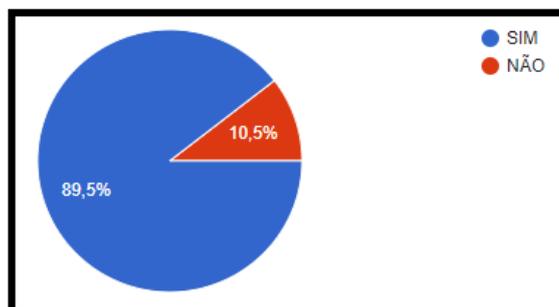


Gráfico 5: Você considera as nascentes como atrativos turísticos?

A RI Tapajós tem um grande potencial turístico, e de acordo com o gráfico 5 grande parte da população (89,5%) acreditam que as nascentes são consideradas atrativos turísticos já uma pequena parte com 10,5% acredita que as nascentes não estão entre os atrativos turísticos da Região.

Para Santos (2002), A atividade turística surge como resposta a uma necessidade de descompressão, resultante da própria dinâmica do sistema da sociedade industrial. A carência por uma atividade turística aumenta nas sociedades pós-industriais ou pós-modernas, e a ampliação do tempo livre das pessoas é uma das causas da demanda crescente pelo turismo.

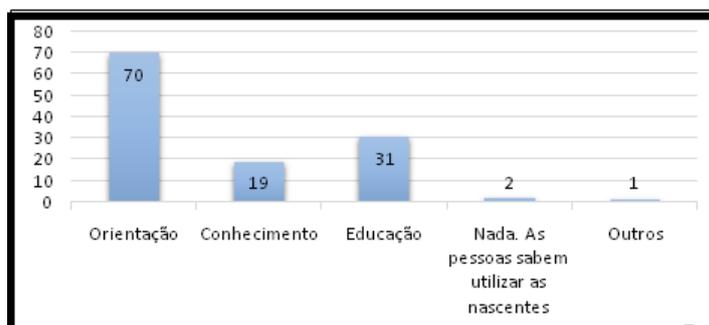


Gráfico 6: O que você acha que deve ser feito para melhorar a utilização das nascentes?

Analisando o gráfico é possível observar que maior parte da população (56,5%) afirma que a utilização das nascentes pode ser melhorada se tiver orientação; Conhecimento (15,3%); Educação (25%) e poucas pessoas afirmaram que nada precisa ser feito. Com isso pode-se observar que muitas pessoas não tem conhecimento sobre o uso correto nesses ambientes naturais, portanto há uma grande necessidade de guias de orientação nesses locais para que o uso possa ser feito de forma sustentável.

CONCLUSÃO

Em relação aos objetivos deste trabalho, observa-se que as nascentes oferecem um conjunto de possibilidades de recreação, necessitando de alguns cuidados em relação a sua utilização.

O meio ambiente deve ser preservado. Os recursos naturais existem para serem usufruídos pelo homem, mas com consciência. E, em relação às nascentes, elas são as responsáveis pela existência e subsistência dos grandes rios. Além disso, podem fornecer água de ótima qualidade em boa quantidade, desde que bem geridas e bem cuidadas.

Espera-se que este estudo, incentive as pessoas, principalmente os moradores locais a conhecer e usufruir suas riquezas naturais e com isso aumentar o número de visitantes nas nascentes da RI Tapajós permitindo que as pessoas tenham a prática do lazer e do ecoturismo, aliadas a conservação da natureza por meio da Educação Ambiental.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho está sendo realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANAAUXPE Nº. 271/2015.

REFERÊNCIAS

- Binder, W.** (2001). *Rios e córregos, preservar, conservar, renaturalizar: a recuperação de rios, possibilidades e limites da engenharia ambiental*. 3.ed. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001. 41 p.
- Cunha, S. B.; Guerra, A. J. T. (Org.).** (2003). *A questão ambiental: diferentes abordagens*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 248p.
- Magalhães, R. F. de.** (2020). *Dinâmica hidrológica do trecho inferior do Rio Cauamé, em Boa Vista/RR*. 207p. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Roraima, Boa Vista.
- Barrella, W.** et al. *As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes*. In: **Rodrigues, R.R.; L. F; H. F.** (Ed.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001
- Botelho, S. A.; Faria, J. M. R.** *Desenvolvimento inicial de seis espécies florestais nativas em dois sítios, na região sul de Minas Gerais*. Cerne, Lavras, v. 2, n. 1, p. 43-52, 1996.
- Brasil.** Resolução/CONAMA n. 302, 20 de março de 2002. *Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno* – Brasília.
- Brasil.** Resolução/CONAMA n. 303, de 20 de março de 2002. Ministério do Meio Ambiente, 2002.
- Calheiros, R. de O.** et al. *Preservação e recuperação das nascentes: de água e de vida*. Piracicaba: Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, Câmara Técnica de Conservação e Proteção aos Recursos Naturais, 2004. 140 p.
- Costa, T. C. C.; Souza, M.G.; Brites, R. S.** *Delimitação e caracterização de áreas de preservação permanente, por meio de um sistema de informações geográficas (SIG)*. Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil, 14-19 abril 1996, INPE, p. 121-127.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental-CETESB. Relatório de balneabilidade das praias paulistas 2002. São Paulo: CETESB, 2003. 206p.

Felippe, M. F. *Caracterização e tipologia de nascentes em unidades de conservação de Belo Horizonte- MG com base em variáveis geomorfológicas, hidrológicas e ambientais.* Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

Felippe, M. F.; Magalhães Júnior, A. P. *Consequências da ocupação urbana na dinâmica das nascentes em Belo Horizonte, MG.* Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

Lage, M. *Mina d'água, águas de Minas.* Disponível em: <<http://www.revistasagarana.com.br/revista32/especial.htm>>. Acesso em 31 de maio 2018.

Moita, R.; Cudo, K. *Aspectos gerais da qualidade da água no Brasil.* In: Reunião técnica sobre qualidade da água para consumo humano e saúde no Brasil, 1991, Brasília. Anais. Brasília: Ministério da Saúde, Secretaria do Meio Ambiente, 1991. p.1-6.

Pinto, L. V. A. et al. *Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG.* *Scientia Forestalis*, Piracicaba, n. 65, p.197-206, jun. 2004.

Rodrigues, V.A. *Recuperação de nascentes em microbacias da cuesta de Botucatu.* In: **Rodrigues V.A, Bucci L.A,** organizadores. Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais. Botucatu: FEPAF; 2006.

Santos, C. *Globalização, turismo e seus efeitos no meio ambiente.* Terra livre, São Paulo, ano 18, v. 2, n. 19, p. 191-198, jul/dez. 2002.

Souza, E. R.; Fernandes, M. R. *Sub-bacias hidrográficas: unidades básicas para o planejamento e a gestão sustentáveis das atividades rurais.* Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 21, n. 207, p.15-20, nov./dez. 2000.

Teixeira, W. et al. (Org.). *Processos Fluviais e Lacustres. Decifrando a Terra.* 2. ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2009.

GEOTECNOLOGIAS PARA A PARTICIPAÇÃO CIDADÃ EM ATIVIDADES DE FISCALIZAÇÃO DE USOS DE RECURSOS HÍDRICOS

Klaus Reitz¹, Elisa Marie Sette Silva² e Rômulo José da Costa Ribeiro³

Universidade de Brasília - UnB, Brasília, Brasil,
¹klaus.reitz@ana.gov, ²elisa.sette@gmail.com; ³rjcribeiro@gmail.com.

RESUMO:

Promover a participação cidadã na gestão de recursos hídricos, para além dos órgãos colegiados do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos – Singreh, é um enorme desafio, repleto de oportunidades. As geotecnologias têm se mostrado eficazes para a representação de corpos hídricos, mesmo sujeitos a grande variabilidade temporal e espacial de propriedades, e são importantes ferramentas para a gestão de recursos hídricos, com grande potencial para a instrumentalização da participação cidadã. O objetivo deste trabalho é identificar geotecnologias com potencial de uso como recurso facilitador e de suporte à participação cidadã, em atividades de fiscalização de usos de recursos hídricos, visando ao estabelecimento de parcerias entre órgãos gestores de recursos hídricos e entidades da sociedade civil organizada. O Survey123 e o Quickcapture (Esri Inc.) atenderam a critérios de viabilidade, como facilidade de uso pelo público em geral, além do coletor de fonte aberta Open Data Kit - ODK.

ABSTRACT:

Promoting the citizen participation in the management of water resources, for beyond the collegiate bodies of the Integrated Water Resources Management System – Singreh (in Portuguese), is a huge challenge, teemed of opportunities. Geotechnologies have shown to be effective for the representation of rivers, even if subject to great temporal and spatial variability of properties, and are important tools for the management of water resources, with great potential use for the citizen participation. The objective of this work is to identify geotechnologies with potential for use as a resource that facilitates and supports citizen participation in enforcement activities related to the water resources uses, aiming the celebration of partnerships between water resources management authorities and organized civil society entities. Survey123 and Quickcapture (Esri Inc.) met feasibility criteria such as handable for the ordinary people, also the open source Open Data Kit - ODKcollector.

PALAVRAS CHAVE: Hidrossociologia; Fiscalização; Hidrologia cidadã.

INTRODUÇÃO

A água é a substância mais abundante na Terra, o principal constituinte de todos os seres vivos, e está constantemente moldando a superfície terrestre, além de condicionar a qualidade atmosférica necessária para a vida humana no planeta e de influenciar o progresso das civilizações (Chow *et al.*, 1988). A água é um bem natural essencial para a existência e permanência da vida e, com o desenvolvimento das sociedades humanas, a água passou a ser utilizada para diversos fins, sendo, portanto, considerada um dos principais recursos ambientais (Padovesi-Fonseca e Faria, 2022).

A Hidrologia é uma ciência interdisciplinar, cuja evolução vem sendo motivada pelos crescentes problemas relacionados à ocupação das bacias hidrográficas, à diversificação e ao aumento dos usos das águas e seus impactos sobre o meio (Tucci, 2007). Foi Falkenmark (1979) quem primeiro registrou o termo hidrosociologia, sugerindo o desenvolvimento de uma nova área de estudos em que as ciências sociais teriam mais importância na gestão das águas, dadas as estreitas interações entre pessoas e as águas. O autor ainda descreveu a água como importante ingrediente para o bem-estar e para a qualidade de vida humana, destacou o valor simbólico e estético das águas e chamou à atenção a proximidade da água aos locais onde são desenvolvidas atividades de lazer e de recreação. Falkenmark *et al.* (1989) ainda relacionou a facilidade de acesso à água à condição básica para a habitabilidade, quando tratou de escassez de água em macro escala e seus efeitos sociais e econômicos. Relatando o dramático conflito de usos das águas na bacia hidrográfica do rio Murrumbidgee na Austrália, Sivapalan *et al.* (c2011) introduzem a sócio-hidrologia, uma nova ciência dedicada à compreensão da dinâmica entre homens e as águas, em sistemas integrados, onde os humanos e suas ações são considerados partes integrantes do ciclo da água, e o objetivo da nova ciência seria prever a dinâmica tanto da água quanto dos homens. Assim, as pessoas passam a ser tratadas como parte endógena do ciclo da água, interagindo com o sistema de várias maneiras, inclusive por meio do consumo de água para alimentação, produção de energia e abastecimento de água potável, poluição de mananciais e, ainda, por intermédio de políticas, de mercados e de tecnologia. Posteriormente, Sivakumar (c2012) questionou o anúncio da socio-hidrologia como nova ciência, qualificando a produção de Sivapalan *et al.* (c2011) como produto de reciclagem e renomeação da hidrossociologia proposta por Falkenmark (1979), comparando a intercambialidade entre hidrosociologia e sócio-hidrologia aos conceitos de eco-hidrologia e hidroecologia. No entanto, Sivakumar (c2012) acrescenta que ciência e cientistas têm estado sob pressão em vários momentos da civilização humana e que essa pressão tem sido particularmente crescente nos últimos anos, especialmente com a notoriedade das mudanças climáticas, amplamente facilitada por avanços surpreendentes nos meios de comunicação e das redes sociais.

Integrar ciências sociais e gestão de recursos hídricos pode ser um enorme desafio, repleto de oportunidades. Patzlaff (2018) relata uma dicotomia social atual: por um lado, a sociedade segue um modelo de produção industrial insustentável, que induz não só à alienação consumista e socialmente irresponsável, mas também ao analfabetismo social e ao cyberativismo manipulativo; por outro, a marginalização de periferias promove, alternativamente, o redescobrimto do poder das comunidades e a retomada do protagonismo dos excluídos, servindo de substrato para o desenvolvimento de novas tecnologias ditas de periferia, criadas para promover conforto real, sustentabilidade, saúde e bem-estar, motivadas pelas dores da exclusão e não por dogmas ou paradigmas. A partir das redes sociais, contudo, promoveu-se a disseminação e ampliou-se a consciência coletiva sobre conflitos locais e sobre as repercussões globais desses conflitos e, como resultado, as pessoas estariam procurando alternativas, ressignificando valores e resgatando o sentido da cooperação e da vida em comunidade, respeitosa e saudavelmente integrada com a natureza, cientes do próprio protagonismo e conscientes das responsabilidades compartilhadas. Segundo Patzlaff (2018), a felicidade nas relações de consumo demanda um novo ETHOS, que agregue valores socioambientais a produtos e serviços, e expanda, positivamente, a influência do consumidor com o

ecossistema, promovendo a felicidade ecossistêmica. Para além do consumo, ainda segundo Patzlaff (2018), as ações voluntárias tendem a ser valorizadas, as pessoas passam a se engajar com a recuperação de rios poluídos, estão envolvidas em projetos de reflorestamento, de recuperação de nascentes ou de áreas degradadas, pela retribuição da simples sensação de bem-estar verdadeiro, profundo e perene, de reconexão com o ecossistema planetário.

Todavia, há uma desproporção muito grande entre a limitada consciência dos indivíduos, a enorme complexidade dos ecossistemas e a vastidão do meio, que precisa ser minimizada, para acomodar as inquietações dos seres humanos, citadas por IBGE (1999), quando relaciona o desenvolvimento da cartografia à simples necessidade de deslocamento de um ponto a outro na superfície do nosso planeta. Segundo Diniz *et al.* (2014), o primeiro mapa de que se tem registro é o de Ga Sur de 2.500 A.C., confeccionado na antiga Mesopotâmia. No Brasil, segundo Sanches (2011), a liberdade de locomoção é reconhecida desde a primeira Constituição de 1824 e a preocupação com o direcionamento do exercício do direito de ir e vir marcou as ações de governo em período muito precoce da história do Brasil. Sanches (2011) destaca em 1838 a criação do Instituto Histórico Geográfico Brasileiro – IHGB, a expansão do parque gráfico nacional na mesma época e a determinação para que as cartas fossem comercializadas a preços módicos, para acesso de todos. A geografia é uma ciência antiga; porém, o processamento eletrônico de dados é um campo de conhecimento e de atividade recente (Silva, 2001). Para além da cartografia, Bielenki Júnior e Barbassa (2012) ensinam sobre a intercambialidade dos termos Geoprocessamento e Sistemas de Informações Geográficas – SIG, definindo-os sinteticamente como conjunto de ferramentas organizadas para o tratamento de dados do espaço habitado pela humanidade, para a geração de informações capazes de facilitar o entendimento da interação de pessoas com o meio. Barros e Rocha apud Mendes e Cirilo (2001) registram a importância de se associar aspectos sociais, econômicos e políticos na abordagem integrada de todas as variáveis do meio físico, necessária à gestão de sistemas de recursos hídricos. Porém, Mendes e Cirilo (2001) acrescentam que a complexidade das relações entre aspectos, variáveis, características e/ou propriedades do mundo real é muito maior do que a funcionalidade operacional dos programas de geoprocessamento. A análise dos problemas do mundo real (Ambiente, Realidade), que é realizada por meio do entendimento de processos físicos, econômicos e/ou sociais, usando técnica de geoprocessamento, pode resultar em um produto que não corresponda à realidade, como resultado de excesso de simplificações, o que demanda constante vigilância do usuário e validação de resultados.

Conhecer as atividades antrópicas, a localização e a distribuição dessas atividades no espaço geográfico e sua variação ao longo do tempo possibilita a proposição de estratégias e ações para uma melhor distribuição das atividades de proteção dos recursos naturais (MENDES e CIRILO, 2001). Apesar das limitações - especialmente aquelas, apontadas por Mendes e Cirilo (2001), relacionadas à dificuldade de representação de processos dinâmicos de grande variabilidade espacial e temporal das propriedades das águas - as geotecnologias vêm sendo empregadas como suporte à gestão de recursos hídricos, o que permite se pensar em aplicações que promovam a ciência cidadã na gestão de recursos hídricos e o aproveitamento da interação das pessoas com os mananciais, facilitando o exercício do poder de transformação cidadã. Um caso emblemático é o do Instituto de Atenção às Cidades da Universidade Federal do Tocantins - UFT. Segundo IACUFT [2022], em resposta à imperativa missão institucional de servir à sociedade, o Instituto busca levar a expertise da UFT para desenvolver projetos de excelência e vanguarda, que permitam decisões com impacto social e econômico nas cidades da região amazônica. Em 2017, o Instituto desenvolveu o projeto Gestão de Alto Nível (GAN), cujo objetivo é promover o monitoramento remoto, em tempo real, da disponibilidade e da demanda hídrica para evoluir a gestão e garantir a segurança hídrica dos usos múltiplos da água. No início, segundo IACUFT [2022], o projeto GAN foi financiado por associações de produtores rurais de Tocantins, em seguida passou a ser custeado pelo Instituto de Natureza do Tocantins - Naturatins e, posteriormente, o projeto foi expandido para o rio Javaés, através de uma parceria entre a UFT e a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. Atualmente, o projeto está sendo estendido

a todos os rios de domínio da União, em uma nova parceria com a ANA. Segundo Andrade (2021), o projeto rendeu ao Instituto o prêmio ANA 2020 (que busca reconhecer iniciativas que se destaquem pela excelência para a promoção da segurança hídrica, da gestão e do uso sustentável dos recursos hídricos), na categoria Pesquisa e Inovação Tecnológica. Apesar de ser um órgão de Pesquisa e Extensão da UFT e de não possuir, portanto, personalidade jurídica própria, o Instituto não deixa de ser um bom exemplo de iniciativa de organização de um segmento da sociedade com alcance e impacto positivo na gestão de recursos hídricos.

Por mais controversa que possa estar a discussão sobre os objetivos do desenvolvimento sustentável, desde a adesão em 2015 à Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (PRESIDÊNCIA, 2017), o país tem o compromisso de trazer à realidade os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS e o cumprimento de metas relacionadas a esses objetivos. Dentre os 17 ODS, aquele referente à garantia da disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos (ODS 6, Água e Saneamento Básico) possui como meta, dentre outras, o apoio e fortalecimento da participação de comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento (ONU, c2022). No Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – Singreh, a participação da sociedade na gestão da água e do saneamento vem ocorrendo principalmente por meio da atuação de representantes da sociedade civil nos diversos órgãos colegiados – os comitês de bacia e os conselhos de recursos hídricos (ANA, [2022]). Porém, a organização da sociedade civil em entes não governamentais atuando sem fins lucrativos permite se pensar na possibilidade de ampliação da participação da sociedade no planejamento, na gestão e na regulação das águas do país, em parcerias com os órgãos gestores de recursos hídricos.

Segundo Gonçalves (2006), o Terceiro Setor - ao lado do Estado e do Mercado - vem desempenhando papel cada vez mais relevante na execução de diversas políticas públicas, ampliando o alcance e a efetividade de políticas para a solução de problemas públicos que afligem cronicamente a sociedade. Para Pietro apud Araújo e Lira (2021), o Terceiro Setor é composto por entidades da sociedade civil de fins públicos e não lucrativos. Araújo e Lira (2021) ainda citam que o Terceiro Setor atua em questões sociais e está lado a lado com o Primeiro e o Segundo Setores: o Estado e o mercado, respectivamente.

Na gestão de recursos hídricos de domínio da União, a fiscalização de usos é o conjunto de ações que visam à promoção da regularização de usuários de água, ao atendimento de regras e de limites de usos da água, ao controle da poluição hídrica e ao uso sustentável de recursos hídricos (ANA, 2021). As atividades fiscalizadoras podem ser desencadeadas por diversos motivadores: vistorias em campo; denúncias; dados constantes de sistemas de informação de recursos hídricos; dados, relatórios e outros documentos pertinentes declarados pelos usuários; avaliações de cumprimento de atos normativos da ANA; e informações e dados obtidos por empresa ou profissional contratado ou credenciado pela ANA, ou por instituição específica, mediante acordo de cooperação, convênio ou instrumento similar. As principais ações de fiscalização desenvolvidas na ANA são: campanhas de fiscalização em campo; vistorias a empreendimentos não outorgados; verificações de equipamentos de medição dos usuários; vistorias de verificação de condicionantes de outorgas e regras de uso da água; e vistorias de verificação do estágio de implantação de empreendimentos.

Além disso, novas formas de atuação da fiscalização vêm sendo implementadas no âmbito da gestão de recursos hídricos de domínio da União, com o fortalecimento de parcerias com outros órgãos gestores e com contratações de prestadores de serviços de apoio à fiscalização em campo. Essas ações envolvem atividades de comando e controle, exercida pelo poder público, que usa seu poder de polícia administrativa para garantir o cumprimento dos regulamentos em vigor, com o objetivo de garantir os usos múltiplos de recursos hídricos e a minimização de conflitos, sobretudo em bacias hidrográficas críticas. A fiscalização tem caráter orientativo/preventivo e corretivo/repressivo, com o intuito de estimular o cumprimento da legislação pelos usuários de recursos hídricos e, ao mesmo tempo, informar sobre os preceitos legais e os procedimentos administrativos necessários para sua regularização. Mais especificamente, a fiscalização envolve o

monitoramento e acompanhamento de usos da água, o mapeamento e identificação de irregularidades, a aplicação de notificações e penalidades, quando necessário, e outras ações voltadas a persuadir a mudança de comportamento de usuários de água em direção à sustentabilidade dos recursos hídricos.

Ainda, segundo ANA (2021), novas tecnologias vêm sendo incorporadas à atividade de fiscalização, como o sensoriamento remoto, para o monitoramento da irrigação, e o uso de drones, para otimização do trabalho de fiscalização em campo. As atividades de fiscalização estão em contínua evolução e já são adotadas, no âmbito da fiscalização de recursos hídricos de domínio da União, novas formas do monitoramento de usuários de água, com o uso de aplicativos de celulares, de dados de consumo de energia elétrica, de telemetria de captações de água, e automação de técnicas de sensoriamento remoto e de técnicas de verificação e atuação sobre irregularidades.

Na prática, a interação entre usuários de recursos hídricos e a ANA foi aperfeiçoada por meio do aplicativo DeclaraÁgua, lançado em 2020 nas plataformas Google Play e APP Store, com o qual o usuário de recursos hídricos pode monitorar e acompanhar o seu uso da água e se conectar com o órgão gestor de recursos hídricos, para melhor controle e gestão de recursos hídricos (Governo, 2020). Também em 2020, foi implementado o sistema de monitoramento em tempo real de captações de águas superficiais com apoio telemétrico, na bacia hidrográfica do rio Javaés. Em 2019, fora implementado o Sistema de Fiscalização, em uso no âmbito interno da ANA, e mais recentemente, em 2021, foi colocado em uso o aplicativo para celulares denominado App Fiscal, que utiliza recursos de sistema de informação geográfica para a otimização de processos de planejamento e de execução de campanhas de fiscalização em campo.

Para os próximos anos, ainda segundo ANA (2021), há previsão da execução de processos de articulação e de descentralização da fiscalização, por meio de delegação de funções a órgãos estaduais de recursos hídricos, expansão do monitoramento de usos da água, além de maior integração da ANA com outros órgãos gestores de recursos hídricos em bacias hidrográficas com gestão compartilhada. Prevê-se, ainda, o aperfeiçoamento do Sistema de Fiscalização e a adoção de mecanismos de reconhecimento e certificação de boas práticas e do uso eficiente da água.

Nesse sentido, buscando contribuir para essa agenda, o objetivo deste trabalho é identificar geotecnologias com potencial de uso como recurso facilitador e de suporte à participação cidadã em atividades de fiscalização de usos de recursos hídricos, visando ao estabelecimento de parcerias entre órgãos gestores de recursos hídricos e entidades da sociedade civil organizada.

DESENVOLVIMENTO

Para a identificação de geotecnologias com potencial de uso para facilitar a participação cidadã em atividades de fiscalização de usos de recursos hídricos no âmbito de parcerias entre entidades da sociedade civil organizada e órgãos gestores de recursos hídricos, foram explorados os recursos do programa de geoprocessamento ArcGIS Pro, versão 2.9.0, da Esri Inc. Para avaliar a aplicabilidade, foram considerados critérios como a facilidade de uso pelo público em geral, funcionamento em ambiente desprovido de serviço contínuo de internet e georreferenciamento dos dados coletados.

O Survey123 para ArcGIS da *Esri Geospatial Cloud* é uma ferramenta de coleta de dados georreferenciados, com a qual é possível criar e compartilhar formulários, para a entrada de dados em planilha eletrônica, armazenada em serviço de nuvem de dados. O Survey123 inclui o ArcGIS online, para o georreferenciamento (ESRI, c2016). O acesso ao formulário, para entrada de dados, pode ser feito tanto de aplicativo para dispositivos móveis celulares dotados de GPS, quanto de navegadores de internet para dispositivos móveis tipo *laptop*, *tablet* ou dispositivos fixos tipo *desktop*. Ambas as versões por aplicativo ou navegador funcionam independentemente de serviço contínuo de internet. A ferramenta utiliza o padrão de formulário denominado XLSForm, originalmente criado para simplificar a criação de formulários de entrada de dados da planilha eletrônica Excel, da

Microsoft Inc. O XLSForm é de padrão aberto, desenvolvido originalmente por Andrew Marder e Alex Dorey, no Laboratório de Engenharia Sustentável - SEL (sigla em inglês para *Sustainable Engineering Lab*), da Universidade de Columbia, nos Estados Unidos da América. O recurso permite a confecção de formulários complexos, com lógica de ramificação e padrões e suporte para diversos idiomas. A estrutura do formulário é definida em planilhas, nas quais são estabelecidas as questões do formulário, as opções de escolhas de respostas às questões e os tipos de questões, com diversas opções para a captura de dados georreferenciados (XLSFORM, 2022).

O ArcGIS *Quickcapture* é um aplicativo para a coleta de dados de observações de campo, com interface que simplifica e agiliza a coleta de dados, pela oferta de algumas opções mais restritas para o usuário. O aplicativo foi idealizado para uso durante deslocamentos em veículos ou aeronaves, demandando pouca ação do usuário. O aplicativo utiliza o GPS do celular e funciona integrado ao ArcGIS, para o georreferenciamento dos dados e a análise imediata dos dados coletados.

RESULTADOS

As redes sociais reduziram muito o custo da mobilização social e o engajamento para o enfrentamento de problemas públicos crônicos; porém, mesmo após a massificação das redes sociais, algum nível de incompatibilidade do meio virtual persiste para o aprofundamento das discussões, tão necessário para a mitigação dos problemas. Apesar de facilitar a conexão entre pessoas; as redes sociais parecem promover um tipo de diálogo “frio”, mediado por máquinas, e de engajamento duvidoso entre os interlocutores. Mesmo assim, segundo Eitzel *et al.* (2017), vem ocorrendo uma enorme expansão da ciência cidadã e uma rápida diversificação do grupo de participantes da sociedade nessa ciência dedicada à inclusão de membros da sociedade em alguns aspectos da pesquisa científica. Então, por um lado, temos uma sociedade mobilizada, cada vez mais participativa e, segundo Patzlaff (2018), interessada pelo meio, pelo ecossistema e pelos rios; porém, por outro lado, percebe-se uma dificuldade muito grande para se aprofundar as discussões e incorporar a participação cidadã, para além dos órgãos colegiados do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – Singreh, o que pode indicar a necessidade de mais atenção dos gestores para a promoção de um ramo específico da hidrologia social, o ramo da hidrologia cidadã, que não só considere as pessoas como parte integrante do ciclo hidrológico, mas direcione e se valha delas e da interação delas com o meio dentro do seu espaço de controle social, para a manutenção do escoamento superficial, da recarga de aquíferos, da qualidade das águas, do transporte de sedimentos e para a consecução dos objetivos do planejamento, da gestão e da regulação de recursos hídricos. Mendes e Cirilo (2001) citam que as precárias condições que muitas vezes são observadas nos rios, frequentemente são sintomas de um problema que já está ocorrendo em toda a bacia. A participação cidadã na solução desse problema precisa ser desenvolvida, estimulada, para que os resultados na calha dos rios apareçam e se mantenham longitudinalmente. Aparentemente, as pessoas parecem dispostas a oferecer mais para a hidrologia, do que dados de observações de réguas limnimétricas de estações fluviométricas – prática recorrente em estações fluviométricas tradicionais da rede hidrometeorológica nacional.

Apesar de toda a controvérsia em torno do desenvolvimento sustentável – Alves (2018) descreve o desenvolvimento sustentável como um oxímoro – os objetivos do desenvolvimento sustentável são um compromisso nacional e deve-se considerar que já existe a meta em objetivo de desenvolvimento sustentável (ODS 6) indicando a necessidade de maior envolvimento das comunidades na gestão de recursos hídricos. Além disso, de forma exemplar, o órgão gestor federal de recursos hídricos vem se valendo de tecnologias diversas, se articulando e desenvolvendo atividades de fiscalização em parcerias com outros órgãos, contratando serviços no mercado e inovando para a melhor fiscalização de usos das águas. Todavia, alavancar a participação da sociedade no planejamento, gestão e regulação de recursos hídricos é um desafio considerável, para

o qual pode-se valer de geotecnologias para facilitar a aproximação das pessoas aos rios, para aproveitar a interação dessas pessoas com o meio, direcionando ações que proporcionem o uso sustentável das águas. As atividades de cadastramento de novos usuários de recursos hídricos e de registro e apuração de denúncias são exemplos de atividades de fiscalização, cujo desenvolvimento articulado entre órgãos gestores de recursos hídricos e sociedade civil pode ser facilitado por geotecnologias.

Segundo Mendes e Cirilo (2001), a compreensão das inter-relações entre o recurso natural e a pressão evolutiva socioeconômica empreendida pelo ser humano é um desafio ambiental antigo, que demanda a avaliação e alguma forma de quantificação do padrão da evolução da ação do homem na bacia. Quando reconhecem as limitações das ferramentas de geoprocessamento frente à variabilidade espacial e temporal das propriedades de recursos hídricos, Mendes e Cirilo (2001) indicam a necessidade de se associar a utilização de outras ferramentas além do geoprocessamento na gestão de recursos hídricos e reconhecem a necessidade de ir a campo, para atividades como realização de medições e preenchimento de questionários, como parte fundamental dos procedimentos tradicionais de aquisição de dados. As geotecnologias são ferramentas adequadas para a caracterização de observações, pela simplificação e redução da escala de dados a elementos geométricos, para os quais existem atributos relacionados, como citam Mendes e Cirilo (2001) na definição da meta do geoprocessamento na análise de dados geográficos. Segundo Carneiro e Diniz (2014), são os SIG que permitem a compatibilização da informação proveniente de diversas fontes, como informação de sensores espaciais (detecção remota/sensoriamento remoto), informação recolhida com GPS ou obtida com métodos tradicionais da topografia. O uso de geotecnologias, no âmbito de parcerias entre órgãos gestores de recursos hídricos e entidades da sociedade civil, pode enriquecer o processamento de dados geográficos e dar mais agilidade às ações de órgãos gestores em respostas às demandas da sociedade.

Alguns relatos divulgados pelo ArcGIS serviram para a avaliação expedita dos critérios de aplicabilidade dos resultados, como a facilidade de uso pelo público em geral, funcionamento em ambiente desprovido de serviço contínuo de internet e georreferenciamento dos dados coletados. Wold (2021) relata o uso do aplicativo Survey123 para ArcGIS para a coleta de dados no âmbito de programa de observação de populações de aves no Parque Nacional Glacier, que conta com a participação de centenas de voluntários, realizando registros em ambiente quase desprovido de serviço de internet e que, nessas condições, o aplicativo se mostrou de fácil uso e proporcionou respostas rápidas, para a tomada de decisões de manejo ambiental e para o questionamento da sociedade. Esri (c2017) relata o desenvolvimento de um aplicativo para o apoio de atividades de coleta de lixo em áreas degradadas da Baía de Chesapeake, no estado de Maryland, nos Estados Unidos da América. O aplicativo para dispositivos móveis celulares, denominado PGCLitter TRAK, foi desenvolvido com a tecnologia Survey123 para ArcGIS, para a coleta de dados fornecidos por cidadãos e por autoridades do condado de Prince George. Os usuários do sistema incluem organizações civis e voluntários e, por meio do aplicativo, podem informar sobre campanhas de coleta de lixo, a quantidade, o tipo de material coletado como pneus, e o local de disposição do lixo coletado. Os usuários ainda podem incluir fotos e o sistema funciona independente de serviço contínuo de internet. O aplicativo incorpora funcionalidades disponíveis nos celulares, como recursos de preenchimento de formulário por reconhecimento de voz. Os dados coletados estão sendo usados para a produção de mapa informativo aos usuários do sistema, para a identificação de locais com falta de lixeiras ou locais onde são necessárias câmeras de monitoramento, além de outras finalidades. Esri (c2016) relata o uso do Survey123 para ArcGIS para pesquisa de avaliação de danos causados por tempestades no condado de Harrison, estado da Virginia, nos Estados Unidos da América. Enfatiza-se em Esri (c2016) a eficiência do aplicativo Survey123 para ArcGIS no emprego em situação emergencial, para a rápida avaliação da passagem de tempestade e o direcionamento de esforços emergenciais em áreas prioritárias. Já Esri (2022) relata a substituição de sistema de coleta de dados de fonte aberta, pelo Survey123 para ArcGis, para a avaliação de atividades desenvolvidas em 40

estações da Cruz Vermelha no Líbano. Os dados são coletados por voluntários não técnicos, o que demanda do sistema o atendimento de requisitos para esse tipo de usuário e, mesmo com essa demanda, a adoção do Survey123 para ArcGIS foi considerada satisfatória.

Complementarmente, foi identificado o relato de uso do Survey123 na Indonésia, por Ikhsan *et al.* (2019), para a coleta de dados em campo para a avaliação de infraestruturas e de áreas de vegetação ripária, em relação ao fluxo de detritos na bacia hidrográfica do rio Putih. Há no portal Google Scholar, aproximadamente, 615 referências para a busca pelos termos “Survey123”, “Arcgis” e “water” – consulta realizada em 13 de maio de 2022. Já a busca no mesmo portal e na mesma data pelos termos “Quickcapture”, “ArcGis” e “water” resultou em aproximadamente 84 referências. Considerando ainda os relatos de Wold (2021), Esri (c2017, c2016, 2022) e Ikhsan *et al.* (2019), percebe-se um nível maior de consolidação do uso da geotecnologia Survey123, indicada em resultados, talvez por essa geotecnologia ser baseada em formulários complexos, com lógica de ramificação, o que pode oferecer maior versatilidade, em comparação ao Quickcapture.

Tanto o Survey123 quanto o Quickcapture são ferramentas adequadas para emprego na caracterização do meio físico, para a modelagem de dados descrita por Carneiro e Diniz (2014), seja para agregar atributos na descrição de entidades geográficas reais, como rios e cobertura vegetal, ou para aprimorar a representação da realidade em modelo conceitual de dados, ampliando a forma como as entidades geográficas são percebidas pelos gestores de recursos hídricos. Em associação a produtos do sensoriamento remoto – segundo Carneiro e Diniz (2014) caracterizados pela rapidez da obtenção, pela confiabilidade, pela repetitividade em diferentes faixas espectrais e escalas - e integrados em SIG, os resultados indicam geotecnologias complementares, capazes de facilitar a aplicação da ciência cidadã em estudos de recursos hídricos e em ações de fiscalização de usos de recursos hídricos.

Apesar de o ArcGIS oferecer aplicativos gratuitos para celulares na Playstore, o uso é condicionado ao *login* com senha de acesso. Uma alternativa para os resultados encontrados é descrita por Google [2022] como conjunto de ferramentas de código aberto (Open Data Kit – ODK), que também possibilitam a coleta de dados usando dispositivos móveis com sistema Android, bem como o envio desses dados a um servidor on-line, mesmo sem conexão de Internet ou dados móveis no momento da coleta. Em ODK (c2020) há detalhes de serviços pagos de armazenamento de dados em nuvem, para uso com coletores de dados ODK. Segundo WORLD (2020) a coleta de dados por ODK foi usado na Somália em ações de vigilância relacionadas à crise sanitária da pandemia de Covid-19 e relacionadas à poliomielite e à cólera. Já Joseph (2019) relata que as várias ferramentas ODK permitem a implementação de forma econômica, em escala e amigável ao usuário, de atividades de dados móveis, e muitos dos usuários do ODK estão engajados em trabalho humanitário, ambiental, de desenvolvimento e cívico, e que podem não ter condições de adquirir software que exija assinatura ou licença. Ainda segundo Joseph (2019), a Cruz-Vermelha Americana vem apoiando o desenvolvimento de ferramentas ODK. Em Honduras, segundo Imperdonable (2020), o secretário de estado de educação se valeu de resultados de levantamento de dados coletados com a ferramenta ODK Collect para relatar sobre o ensino remoto durante o isolamento social relacionado à pandemia de Covid-19 naquele país. A busca pelos termos “ODK”, “collect” e “water”, na plataforma Google Scholar, resulta em aproximadamente 2.430 resultados - quantidade bastante expressiva.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido pelo primeiro autor como atividade da disciplina Geotecnologias Aplicadas aos Recursos Hídricos, ministrada pelo professor doutor Rômulo José da Costa Ribeiro, no âmbito do Programa de mestrado profissional em rede nacional em gestão e regulação de recursos hídricos – ProfÁgua 2022, Universidade de Brasília (UnB), Planaltina. O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível

Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Prof.Água, Projeto CAPES/ANA/AUXPE N° 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- Alves, J. E. D.** (2018). *O desenvolvimento sustentável é um oximoro*. Portal Ecodebate, ed. 2.975. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2018/05/09/o-desenvolvimento-sustentavel-e-um-oximoro-artigo-de-jose-eustaquio-diniz-alves/>>. Acesso em: 07 jul. 2022.
- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico.** (2021). *Manual de Fiscalização de Usos de Recursos Hídricos*. Brasília. Disponível em: <https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/Busca/Download?codigoArquivo=152674>. Acesso em: 28 jan. 2022.
- ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico.** [2022]. *Conjuntura 2021: relatório pleno*. Brasília. Disponível em: <<https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/>>. Acesso em: 28 jan. 2022.
- Anatel - Agência Nacional de Telecomunicações.** [2022]. *Anatel 2021: relatório anual de gestão*. Brasília. Disponível em: <<https://www.gov.br/anatel/pt-br/aceso-a-informacao/auditorias/relatorios-de-gestao>>. Acesso em: 09 maio 2022.
- Andrade, F.** (2021). *Gestão de Alto Nível é o grande vencedor do Prêmio ANA 2020*: Instituto de Atenção às Cidades da Universidade Federal do Tocantins. Disponível em: <<https://gan.iauft.org.br/noticias/sub-bacia/javaes/noticia/22>>. Acesso em: 06 jun. 2022.
- Araújo, A. A. de; Lira, N. L. L. de S. e.** (2021). O marco regulatório das organizações da sociedade civil: Terceiro Setor e as organizações de pequeno e grande portes. *Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação*, v.7, n. 7. Disponível em: <https://doi.org/10.51891/rease.v7i7.1729>. Acesso em: 06 jun. 2022.
- Bielenki Júnior, C.; Barbassa, A. P.** (2012). *Geoprocessamento e Recursos Hídricos: aplicações práticas*. São Carlos: EdUFSCar.
- Carneiro, G. C.; Diniz, N. C.** (2014). *Agricultura Irrigada no Foco da Geotecnologia*. Brasília: Editora Universidade de Brasília.
- Chow, V. T.; Maidment, D. R.; Mays, L. W.** (1988). *Applied Hydrology: Civil Engineering Series*. Nova York: Mc. Graw-Hill International Editions.
- Diniz, J. A. O.; Monteiro, A. B.; Da Silva, R. De C.; De Paula, T. L. F.** (2014). *Manual de Cartografia Hidrogeológica*. Recife: CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 1 CD-ROM
- Eitzel, M.V.; Cappadonna, J.L.; Santos-Lang, C.; Duerr, R.E.; Virapongse, A.; West, S.E.; Kyba, C.C.M.; Bowser, A.; Cooper, C.B.; Sforzi, A.; Metcalfe, A.N.; Harris, E.S.; Thiel, M.; Haklay, M.; Ponciano, L.; Roche, J.; Ceccaroni, L.; Shilling, F.M.; Dörler, D.; Heigl, F.; Kiessling, T.; Davis, B.Y.; Jiang, Q.** (2017). Citizen Science Terminology Matters: Exploring Key Terms. *Citizen Science: Theory and Practice*, Winter Harbor, 2(1), p.1., 05 jun. 2017. Disponível em: <<https://theoryandpractice.citizenscienceassociation.org/articles/10.5334/cstp.96/>>. Acesso em: 08 jul. 2022.
- Esri.** (c2016). *Storm Damage Assessment with Survey123 for ArcGIS*. Redlands: c2016. Disponível em: <<https://www.esri.com/content/dam/esrisites/en-us/arcgis/products/survey123/assets/harrison-county-west-virginia.pdf>>. Acesso em: 11 maio 2022.
- Esri.** (c2017). *County Tracking Litter Cleanup with Survey123 for ArcGIS®*. Redlands. Disponível em: <<https://www.esri.com/content/dam/esrisites/en-us/arcgis/products/survey123/assets/survey123-for-arcgis-tracking-litter-cleanup.pdf>>. Acesso em: 11 maio 2022.
- Esri.** [2022]. *Lebanese Red Cross Uses ArcGIS Apps to Manage Humanitarian Aid Projects*. Redlands. Disponível em: <<https://www.esri.com/en-us/customer-stories/lebanon/lebanese-red-cross>>. Acesso em: 11 maio 2022.
- Falkenmark, M.** (1979). Main Problems of Water Use and Transfer of Technology: Swedish Natural Science Research Council, Committee for Hydrology. *GeoJournal*, v. 3.5, pgs. 435-443. Estocolmo: Springer.
- Falkenmark, M.; Lundqvist, J.; Widstrand, C.** (1989). Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches: Aspects of vulnerability in semi-arid development. *Natural Resources Forum*, vol. 13(4), pgs. 259 – 267, nov. 1989.

- Gonçalves, C. S. M. A. P.** (2006). *O terceiro setor como consecutor de políticas públicas sociais*. Dissertação (Mestrado em Direito Negocial) – Centro de Estudos Sociais Aplicados, Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Google Earth Solidário.** [2022]. Disponível em: <https://www.google.com/intl/pt-BR_br/earth/outreach/learn/odk-collect-and-odk-aggregate-to-store-and-manage-your-data/>. Acesso em: 02 jun. 2022.
- Governo do Brasil.** (2020). *Brasília: portal único “gov.br”*. Disponível em: <<https://www.gov.br/pt-br/apps/declara-agua>>. Acesso em: 11 maio 2022.
- IACUFT: Instituto de Atenção às Cidades da Universidade Federal do Tocantins.** [2022]. Palmas: UFT,. Disponível em: <https://iacuft.org.br/noticias/o-instituto>. Acesso em: 06 jun. 2022.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** (1999). *Noções Básicas de Cartografia*. Manuais Técnicos em Geociências, n. 8. Rio de Janeiro: IBGE.
- Ikhsan, J.; Assabiqi, S. S.; Harsanto, P.; Nursetiawan.** (2019). Evaluation of infrastructures and riparian area toward the potency of debris flow effect in Putih river watershed, Indonesia. In: THE 3RD International Conference On Eco Engineering Development, n. 426, Solo City, 2019. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science...* Solo City: IOP Publishing Ltd.
- Imperdonable** invisibilizar casi 2 millones de educandos, refuta ministro Arnaldo Bueso. (2020) *Proceso Digital*, Tegucigalpa, jul. 2020. Disponível em: <https://proceso.hn/imperdonable-invisibilizar-casi-2-millones-de-educandos-que-estan-recibiendo-clases-refuta-ministro-bueso/>. Acesso em 02 jun. 2022.
- Joseph, D.** (2019). *American Red Cross: Supporting ODK Collect improvements*. Disponível em: <https://americanredcross.github.io/2019/01/08/odk-collect-improvements/>. Acesso em: 02 jun. 2022.
- Mendes, C. A. B.; Cirilo, J. A.** (2001). *Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, integração e aplicação*. Porto Alegre: ABRH.
- ODK: Collect data anywhere.** (c.2020). Disponível em: <<https://getodk.org/>>. Acesso em: 02 jun. 2022.
- ONU: Casa ONU Brasil.** (c.2022). *Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6: Água potável e saneamento*. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>>. Acesso em: 28 jan. 2022.
- Padovesi-Fonseca, C.; Faria, R.** (2022). Desafios da gestão integrada de recursos hídricos no Brasil e Europa. *Revista Mineira de Recursos Hídricos*, v. 3, 25 mar. 2022.
- Presidência da República.** (2017). *Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável: relatório nacional voluntário*. Brasília: Presidência da República. Disponível em: <https://portalods.com.br/wp-content/uploads/2018/02/relatoriovoluntario_brasil2017port.pdf>. Acesso em: 08 jan. 2022.
- Patzlaff, M. R.** (2018). Felicidade Ecosistêmica: o novo ETHOS do consumo na era digital. *Revista On-line IPOG Especialize*, Goiânia, ano 9, ed. 15, v. 01, julho, 2018. Disponível em: <https://ipog.edu.br/wp-content/uploads/2020/11/mirian-regina-patzlaff-cmbsb001-21619182.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2022.
- Sanches, L. A. U.** (2011). *Curso de Direito da Energia, Tomo I*. São Paulo: Instituto Geodireito Editora.
- Silva, J. X. da.** (2001). *Geoprocessamento para Análise Ambiental*. Rio de Janeiro: J. Xavier da Silva.
- Sivakumar, B.** (c.2012). *Socio-hydrology: not a new science, but a recycled and re-worded hydrosociology*. Wiley Online Library: Hydrological Processes, Nova Jersey.
- Sivapalan, M.; Savenije, H. H. G.; Blöschl, G.** (c.2011). *Socio-hydrology: A new science of people and water*. Wiley Online Library: Hydrological Processes, Nova Jersey.
- Tucci, C. E. M.** (2007). *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. In: Tucci, C. E. M. (Org.) *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH.
- Wold, N.** (2021): Esri. *The Survey123 App: Enhancing the Citizen Science Experience, Glacier National Park*. Redlands. Disponível em: <<https://www.nps.gov/articles/survey123.htm>>. Acesso em: 11 maio 2022.
- World Health Organization: Regional Office for the Eastern Mediterranean.** (2020). Nairobi. Disponível em: <<http://www.emro.who.int/somalia/news/cases-of-covid-19-surge-in-somalia-as-do-response-efforts-for-contact-tracing.html>>. Acesso em: 02 jun. 2022.
- Xlsform Reference Table.** [2022]. Disponível em: <<https://xlsform.org/en/>>. Acesso em: 11 maio 2022.

ABORDAGEM LIFESIM PARA ESTIMATIVA DE PERDAS DE VIDAS EM INUNDAÇÕES: REVISÃO E DESAFIOS

André Felipe Rocha da Silva¹, Juliana Maia Duarte² Julian Cardoso Eleutério³

¹Doutorando do programa de pós-graduação SMARH/UFGM, andrefelipe94@ufmg.br;

²Mestranda do programa de pós-graduação SMARH/UFGM, juliana-duarte@ufmg.br;

³Professor no Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da UFGM, Brasil, julian.eleuterio@gmail.com.

RESUMO:

As fatalidades humanas compõem as principais consequências diretas provenientes de inundações naturais ou tecnológicas. Por meio do uso de modelagem matemáticas prospectivas de diversos cenários de eventos de inundações e respectivas consequências, estimativa de perdas de vidas são informações de extrema relevância na avaliação de risco de inundações, já que auxiliam na avaliação dos impactos da implementação de medidas estruturais e não estruturais. Existem na literatura diversos modelos que foram concebidos para estimativa de perdas de vidas, entre esses está o LifeSim, o modelo mais utilizado em consultorias norte-americanas e que apresenta uma emergente aplicação em diversos outros países. Este presente trabalho detalha o modelo LifeSim, discutindo as premissas, apresentando trabalhos que utilizaram e discutindo alguns desafios e perspectivas atuais relacionados à aplicação do modelo.

ABSTRACT:

Human losses comprise the main direct consequences of natural or technological floods. Using prospective mathematical modeling of different scenarios of flood events and their consequences, estimates of the loss of life are extremely relevant information in flood risk assessment, as they help in the assessment of the impacts of the implementation of structural measures and not structural. There are several models in the literature that were designed to estimate the loss of life, among which is LifeSim, the most used model in North American consultancies and which has an emerging application in several other countries. This present work details the LifeSim model, discussing the premises, presenting works that used it, and discussing some challenges and current perspectives related to the application of the model.

PALAVRAS-CHAVES: Fatalidades; Avaliação de risco de inundações; Ruptura de barragens

INTRODUÇÃO

Inundação é um dos desastres naturais mais frequentemente observado. Normalmente, esse evento é associado a grandes perdas econômicas e a fatalidades. De 1998 a 2017, entre os mais de 7.000 eventos de desastres registrados mundialmente, 43% corresponderam às inundações, resultando em danos de mais de 650 bilhões de dólares, em dois bilhões de pessoas afetadas e mais de 142 mil fatalidades (CRED & UNISDR, 2018).

A frequência desses eventos de inundação, em escala global, está aumentando. Além disso, o número de pessoas afetadas e de fatalidades também apresenta tendência de crescimento. Porém, o número de pessoas impactadas e de fatalidades por evento demonstra uma tendência decrescente (Hu et al., 2018). Isso representa um indicativo de avanços na avaliação de risco de inundações, que é essencial para o auxílio de tomada de decisão no processo de mitigação de risco em relação à alocação de recursos para investimentos em medidas estruturais ou não-estruturais (Hammond et al., 2013).

A avaliação de risco de inundações se baseia na relação de probabilidade de ocorrência de um evento e suas respectivas consequências. Geralmente, os danos econômicos e as perdas de vidas são as consequências quantificadas no processo. Especificamente para fatalidades, a complexidade na associação monetária (Merz et al., 2010) e a dificuldade de previsão de comportamento da população faz com que a fatalidade seja considerada de modo direto e quantitativo na avaliação de risco.

A quantificação de perdas de vidas diretas de maneira prospectiva ocorre por meio de três principais fatores. Primeiramente, considera-se o número de pessoas potencialmente em risco. Em segundo, a eficácia da evacuação e as estratégias de abrigo para determinar o número de pessoas que serão expostas ao evento. E, por último, é considerada a estimativa da taxa de fatalidade, que é a razão entre o número de pessoas que não sobrevivem e o número de pessoas que são expostas à inundação (Jonkman et al., 2008).

Existem diversos modelos para estimativa direta e quantitativa de perdas de vidas (Silva & Eleutério, 2019), os quais podem ser classificados de duas maneiras. Os modelos empíricos que são aqueles que, baseados na análise de casos históricos, desenvolvem relações entre as características do evento e a taxa de mortalidade da população em risco. E os modelos dinâmicos ou baseados em agentes (*agent based*), que são aqueles que, por intermédio de uma quantificação variada no tempo das características do evento correlacionada com critérios e limites de exposição a inundações, fornecem uma simulação mais detalhada do evento, possibilitando modelar o comportamento individual e a causa da fatalidade (Zhuo & Han, 2020). Dentre esses modelos baseados em agentes, se destaca o LifeSim, o modelo mais utilizado em consultorias norte-americanas e que possui aplicação crescente em outros países.

Nesse sentido, vista a importância da estimativa de perdas de vidas na avaliação de risco de inundações, o objetivo deste trabalho é apresentar o modelo LifeSim, fornecendo especificações, detalhando diversos trabalhos que utilizaram e discutindo alguns desafios e perspectivas atuais relacionados à aplicação do modelo.

A ABORDAGEM LIFESIM

O LifeSim foi proposto por Aboelata & Bowles (2005) e incorporado em uma interface gráfica pelo *United States Army Corps of Engineers*. O LifeSim simula os resultados da exposição a eventos e sua metodologia vincula a perda de vidas à evacuação de pessoas ou seu sucesso em encontrar um abrigo seguro. Por meio de sua modelagem baseada em agentes, o modelo é estruturado por um sistema de modelagem modular, em que os módulos trocam informações entre si por intermédio de um banco de dados que inclui diversas camadas de sistemas de informações geográficas.

Os quatro principais módulos presentes no modelo são:

- 1) o módulo de rotina da inundação, que apresenta um conjunto de redes representando, ao longo de toda área e período, as características da inundação;
- 2) o módulo de perda de abrigo, que simula a exposição de pessoas em construções durante o evento como resultado de danos estruturais e critérios de submersão;
- 3) o módulo de alerta e evacuação, que simula a distribuição e dinâmica da população em risco após a emissão do alerta; e
- 4) o módulo de perda de vida, que estima as perdas de vidas por meio de distribuições de probabilidades de taxas de fatalidade obtidas por um conjunto histórico de eventos de inundação.

Além disso, simulações de Monte Carlo são utilizadas no LifeSim para capturar as incertezas no processo de alerta e evacuação e no potencial de perdas de vidas. Diversos parâmetros do modelo podem ser inseridos com incerteza, permitindo um modo de verificar incertezas aleatórias e epistêmicas. Desse modo, o resultado do modelo em termo de quantificação de perdas de vidas é probabilístico.

Primeiramente, a abordagem LifeSim foi incorporada integralmente no modelo HEC-LifeSim 1.0 (USACE, 2018). Atualmente, foi atualizado para versão LifeSim 2.0 (USACE, 2021). A versão atual LifeSim 2.0 apresenta avanços em relação ao HEC-LifeSim 1.0 em termos de construção do modelo, como alterações no critério de submersão e nas distribuições de probabilidades de taxas de fatalidade. Além disso esforços de validação também foram executados, mesmo com o desafio de falta de dados, para eventos específicos, incluindo o furacão Katrina em Nova Orleans (2005), o rompimento do dique Kinugawa no Japão (2015), a ruptura da barragem Malpasset na França (1959), o rompimento da barragem Kelly Barnes na Geórgia e falha no vertedouro da saída de controle de inundação da barragem de Oroville na Califórnia (2017).

A versão HEC-LifeSim 1.0 é a única aplicada em trabalhos acadêmicos. Ainda não foram publicados estudos com a aplicação da versão LifeSim 2.0. Desse modo, este trabalho detalha aspectos dos módulos da versão HEC-LifeSim 1.0 e posteriormente, apresenta e caracteriza os principais avanços da versão LifeSim 2.0.

O módulo da rotina da inundação é o que contém os dados hidráulicos da inundação com informações variadas no tempo de profundidade e velocidade de região analisada. São aceitos como entrada nesse módulo os dados obtidos em simulações dos modelos hidráulicos HEC-RAS e FLO-2D. Para simulações executadas em outros modelos hidráulicos, é possível a inserção dos dados de profundidade e velocidade por meio de diversas camadas para períodos de tempo diferentes contendo informações dos valores desses parâmetros.

O módulo perda de abrigo simula a exposição da população durante cada evento de inundação como resultado de submersão nas construções e de danos estruturais. Essas construções são inseridas no modelo por meio de um arquivo vetorial contendo informações como: localização, tipo de ocupação, material de construção, número de andares, desnível da residência em reação ao solo, população com menos de 65 anos e população com mais de 65 anos.

Para submersão nas construções, três zonas de inundação são definidas fisicamente pela interação entre abrigo existente e profundidades resumidas da seguinte forma: zona de risco (*chance zone*), que limita uma área na qual a probabilidade de perdas de vidas é alta; zona comprometida (*compromised zone*), que representa uma área com uma probabilidade moderada de perdas de vidas; e zona segura (*safe zone*), que define uma zona de probabilidade muito baixa de perdas de vidas. Para cada zona citada é definido um limiar inicial considerando o critério de mobilidade (população com mais de 65 anos e menos de 65 anos). Os limiares são variados e estão relacionados ao tipo de ocupação e aos números de andares das construções.

Para danos estruturais em construções, a estabilidade é definida por critérios de velocidade e profundidade, também considerando o tipo de ocupação, material de construção e números de andares. No HEC-LifeSim, são utilizados os critérios definidos por USACE (1985) e RESCDAM

(2000). A partir do momento que o critério de estabilidade é alcançado, causando o colapso da estrutura, a população é alocada na zona de risco. Para cada zona definida anteriormente, curvas probabilísticas são utilizadas para estimativa das fatalidades. Tais curvas serão detalhadas serão mais detalhadas mais a seguir na descrição do módulo de perda de vida.

O módulo de alerta e evacuação representa a distribuição e o comportamento da população durante o evento de inundação. Esse processo possui diversos marcos que são separados por intervalos de atraso no tempo como demonstrado na linha do tempo da Figura 12.

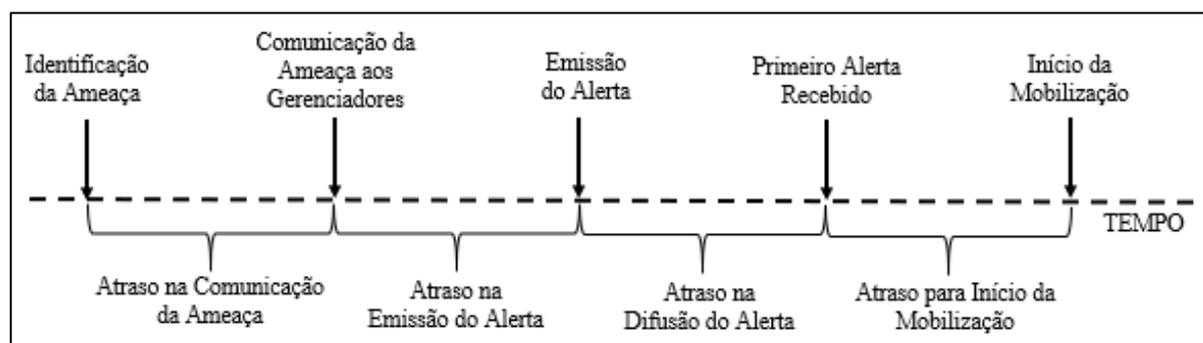


Figura 12 - Linha do tempo do alerta e da evacuação
 Fonte: Adaptado de USACE (2018).

A linha do tempo se inicia quando há a identificação da ameaça iminente e apresenta o primeiro atraso em relação à comunicação da ameaça aos gerenciadores. Em ambas as situações, não existem estudos que auxiliem na determinação desses valores; sendo assim, o usuário deve determinar o tempo considerando as características do caso analisado. Diferentemente, os outros três atrasos seguintes possuem pesquisas que embasam a escolha do tempo utilizado por meio de estudos e equações propostas como apresentado a seguir.

Para o atraso na emissão do alerta, que é definido como tempo para o momento em que os gerenciadores recebam a notificação da ameaça iminente até a emissão de uma ordem de evacuação ao público, Sorensen & Mileti (2015a) consideram fatores de formalização dos procedimentos de planejamento e de implementação; desempenho e relações interpessoais; desempenho do sistema; e situacionais. Mesmo com a existência limitada de trabalhos sobre o tempo a decisão de emissão de alerta, Sorensen & Mileti (2015a) propõem a equação 1 por meio da análise de dados históricos de acidentes químicos, que são eventos que envolvem decisões rápidas e possuem potencial de fatalidades.

$$p = 1 - e^{-at^b} \quad [1]$$

na qual: p é a probabilidade de atraso na decisão; t é o tempo ([t]); e a e b são coeficientes específicos para ajuste dos dados empíricos.

Para o atraso na difusão do alerta, que é o período entre a emissão do alerta e quando esse alerta é recebido pela população em risco, Sorensen & Mileti (2015b) consideram fatores relacionados ao envio do primeiro alerta e ao recebimento desse primeiro alerta. Os autores discutem um específico modelo de difusão do primeiro alerta. São destacadas como variáveis que influenciam: o alerta direto, que é o alerta diretamente recebido por um canal de comunicação; e o alerta indireto, que é o alerta recebido por meio de mensagens informais de amigos, vizinhos, colegas trabalho e parentes. Os autores destacam ainda que a probabilidade do recebimento do primeiro alerta segue uma distribuição logística que pode ser aproximada por uma distribuição de probabilidade modificada de *Rayleigh*. Desse modo, a partir da análise de casos históricos de inundações, erupções vulcânicas e acidentes químicos com uma variabilidade elevada de tempo na difusão de alerta, Sorensen e Mileti (20145) apresentam a equação 2.

$$\frac{\Delta W}{\Delta t} = Pu_t * (Bt + Ct - Bt * Ct) \quad [2]$$

na qual: W é a população alertada; $\frac{\Delta W}{\Delta t}$ é a taxa de população alertada no tempo t ; Pu_t é a população que não foi alertada no tempo t ; Bt é o coeficiente relacionado à eficácia do sistema de alerta direto; e Ct é o coeficiente relacionado à eficácia do alerta indireto.

Sorensen & Mileti (2015b) ainda recomendam valores para os coeficientes de eficácia do alerta direto e indireto. Para a eficácia do sistema de alerta direto, são propostos intervalos de valores com base na tecnologia adotada. Os valores variam desde 90 a 180, para uso de jornais, e 5 a 10, para sirenes. É recomendável a seleção da extremidade inferior dos intervalos para os cenários diurnos e da extremidade superior dos intervalos para os cenários noturnos. Para a eficácia do sistema de alerta indireto, valores próximos a 0,02 e 0,2 indicam um baixo e alto nível de recebimento informal, respectivamente.

Para o atraso no início da mobilização, que é o tempo demorado para a população tomar uma medida de proteção após recebimento do alerta, Sorensen & Mileti (2015c) consideram como fatores chave características da mensagem de alerta, do receptor e do contexto.

Mediante a análise de mobilização em casos históricos de furacões, inundações e acidentes com materiais, os autores desenvolveram um modelo relacionando a resposta da população à velocidade de mobilização e ao tempo médio para início dessa mobilização, conforme apresentado na equação 3.

$$P_t = 1 - e^{-(t^2)/a_m b_m^2} \quad [3]$$

na qual: P_t é a probabilidade acumulativa de ser mobilizado no tempo t ; a_m é o coeficiente relacionado à velocidade da mobilização; e b_m é o coeficiente relacionado ao tempo médio para mobilização.

Os coeficientes variam de 1 a 2,5 e 25 a 200, para a_m e b_m , respectivamente. Os menores valores indicam comunidades que enfrentam a ameaça iminente e que têm um planejamento de emergência eficaz e os maiores, uma comunidade que não planejou nem investiu em tecnologias para alerta de emergência, resultando no imprevisto para qualquer resposta de emergência. Sorensen & Mileti (2015c) ainda estabelecem uma curva para evacuação a pé ou vertical ($a_m = 0,7$ e $b_m = 12$) para casos extremos, como inundações repentinas e rupturas de barragens ou diques.

Para os três atrasos detalhados anteriormente, o HEC-LifeSim incorpora como padrão as curvas explicitadas inserindo uma faixa de incerteza. A incerteza já está presente nas curvas de atraso na emissão do alerta, por essas serem funções de distribuição de probabilidade. As curvas de difusão do alerta e mobilização são representadas por funções de probabilidade acumulada para as quais, para inserção da incerteza, o modelo considera uma distribuição triangular limitada por uma curva superior e outra inferior. Para os casos em que não há informação sobre o alerta e evacuação, o modelo disponibiliza, também contendo incerteza, uma curva nomeada como desconhecido para cada atraso.

Na identificação da ameaça e em todos os atrasos citados da linha do tempo da Figura 12, é possível que o usuário elabore a própria curva para um caso específico e insira a incerteza nos dados de entrada. Os tipos de distribuição para representar incerteza aceitos são: uniforme, normal, triangular e Lindell.

Para auxílio da elaboração dessas curvas para representar atraso na emissão do alerta, na difusão e na mobilização para um caso qualquer, Sorensen & Mileti (2015d) desenvolveram um guia de entrevista com 52 perguntas que abrangem os possíveis eventos que ameaçam a região, características do plano de ações emergenciais e dos sistemas de alerta, percepção e preparação da

população e características pessoais dessa população. Com aplicação desse guia de entrevista são estimados coeficientes das equações 1,2 e 3.

Com intuito de ponderação nos fatores que influenciam cada atraso na emissão do alerta, na difusão e na mobilização, Sorensen & Mileti (2015e) propõem intervalos de pesos para cada um desses fatores. Esses pesos se relacionam com o guia de entrevista e são estimados pela própria experiência dos autores na área e é esperado que justifiquem entre 25% e 50% da variância das curvas.

Em relação à dinâmica da evacuação, o modelo de transporte de Greenshields *et al.* (1935) é utilizado para representar os efeitos da densidade do tráfego e capacidade da via na velocidade dos veículos. O modelo original foi modificado introduzindo uma velocidade mínima determinada *stop-and-go*. Para determinação das rotas durante a evacuação, o algoritmo de otimização de Dijkstra (1959) é considerado para definição do caminho com tempo mais curto entre a construção e o respectivo ponto de encontro pré-definido pelo usuário.

A quantidade de veículos é obtida pela taxa de ocupação desses veículos determinada pelo usuário. Essa taxa só é considerada para pessoas que evacuam em veículos, parâmetro que também é definido pelo usuário. Caso o veículo ou pessoas sejam alcançados pela inundação durante a evacuação, os critérios de estabilidade apresentados em USACE (2018) são aplicados. Se esses critérios são excedidos, a população afetada é alocada na zona de risco; se não excedidos, a alocação é na zona segura.

O módulo de perda de vida consiste na aplicação das distribuições de probabilidade de taxas de fatalidade para cada população que está alocada nas zonas de inundação (Figura 13). As curvas foram obtidas por McClelland & Bowles (2002) e atualizadas por Aboelata *et al.* (2003) pela análise de 54 casos históricos (subdivididos em aproximadamente 250 regiões homogêneas quanto às características do evento) majoritariamente de inundações causadas por ruptura de barragem.

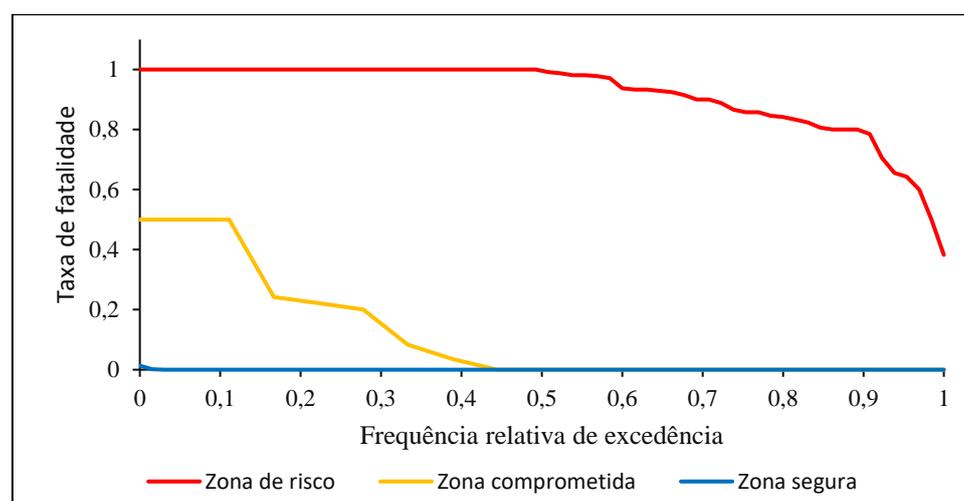


Figura 13 – Distribuição de taxas de fatalidade utilizadas no HEC-LifeSim para cada zona de inundação
Fonte: Aboelata *et al.* (2003).

A frequência relativa de excedência representa a probabilidade de receber uma determinada taxa de fatalidade. Por exemplo, na análise de casos históricos, em 50% das situações em que a população foi alocada na zona de risco, a taxa de fatalidade foi de 100%.

Diferente do HEC-LifeSim, o Lifesim 2.0 considera apenas duas zonas de inundação, alto perigo e baixo perigo. Os desenvolvedores, por meio de uma revisão e expansão da base de dados organizada nos trabalhos de McClelland & Bowles (2002) e por Aboelata *et al.* (2003), perceberam a dificuldade de identificação e caracterização de uma zona intermediária de inundação. Além disso, a referência para alocação da população que permanece nas estruturas nessas zonas também foi alterada. Para pessoas com mobilidade, há uma fração daquelas que acessam o telhado das estruturas e aquelas que não acessam. Para o primeiro caso, o limiar é definido em relação ao telhado e para o

segundo, em relação ao teto do andar mais alto da construção. Para pessoas sem mobilidade, o limiar é definido apenas em relação ao piso do andar mais alto da construção.

ESTUDOS COM APLICAÇÃO DO LIFESIM

As aplicações do LifeSim ainda são concentradas para primeira versão, HEC-LifeSim 1.0, e serão mais detalhadas as seguir.

Risher et al. (2017) aplicaram o modelo para validação de uma inundação causada pela ruptura de um dique ocorrida em Joso no Japão em 2015. Foi notada uma superestimação em uma ordem de grandeza de fatalidades pelo fato da não representação real do número de pessoas mobilizadas, na simulação, 31% a 35%, e no evento ocorrido 70%. Foram realizados testes diminuindo o tempo para mobilização da população, mas os resultados continuaram a apresentar um número muito baixo de pessoas que realmente iniciam o processo da evacuação. Os autores destacam a limitação do modelo em representar a evacuação em situações em que o tempo de chegada da inundação é muito curto e em que há uma forte interação entre os membros da comunidade em relação à percepção do risco.

Hill et al. (2018) compararam a estimativa de perdas de vidas entre os modelos HEC-LifeSim e RCEM para cinco barragens de acúmulo de água da Austrália de diferentes características de estruturas e do vale jusante. Em todas as barragens, a mediana da estimativa de fatalidades do HEC-LifeSim foi maior comparada ao RCEM nas seguintes situações: concentração de população em risco significativa próxima da barragem; ondas de inundação rápidas; alta severidade de inundação causando a destruição de edifícios; e elevados volumes de tráfego. Os autores ainda avaliaram os benefícios de um menor tempo de aviso para uma das barragens no HEC-LifeSim e verificaram uma diminuição no quantil de 50% de 600 fatalidades para aproximadamente 240 perdas de vidas. É destacado ainda que, para alguns casos, alertas antecipados podem causar mais fatalidades que alertas mais tardios, visto que uma determinada população que não está na área de risco pode adentrar nessa área durante o processo de evacuação.

Leong-Cuzack et al. (2019) avaliaram o impacto da existência de um sistema alerta por meio da simulação de diversos cenários em duas barragens de água na Austrália. Para modelagem hidráulica, foram considerados cenários em dia seco, dia chuvoso e de operação máxima. Para a evacuação, foram adotados cenários sem alerta, com alerta ocorrendo e não ocorrendo a evacuação. Como já esperado, os autores perceberam a tendência de redução de fatalidade a partir da implementação de um efetivo sistema de alerta. Porém, os autores levantam a questão se, em um determinado momento antes da inundação, a população em risco deve permanecer em nas construções. Além disso, é destacado o potencial do modelo para auxílio na classificação de categoria de ameaça de barragens segundo legislação australiana.

Wang (2019), por meio da análise de três estudos de caso de barragens de água da Austrália, avaliou o impacto da resolução espacial e temporal dos grids de profundidade e velocidade da modelagem hidráulica, da qualidade dos dados de vias de trânsito e do tempo retorno associado ao evento hidrológico. A variação temporal dos grids apresentou uma sensibilidade maior comparada à variação da resolução espacial. Para os dados das vias, os autores destacam a importância da separação das vias em diversos pequenos trechos, já que a abordagem LifeSim utiliza apenas o ponto médio para sumarização dos resultados e considera o caminho como uma interligação linear entre o início, meio e fim das vias, prejudicando assim a representação dos trechos em curva. Por fim, o tempo de retorno associado foi o que apresentou um maior impacto na sensibilidade das estimativas de perdas de vidas, demonstrando a importância da padronização da escolha da frequência do evento e da metodologia empregada para geração do evento hidrológico.

Silva & Eleutério (2021) aplicaram os modelos HEC-LifeSim e RCEM no caso de ruptura da barragem de rejeitos de Fundão (Mariana, Minas Gerais), ocorrido em 2015. Os resultados obtidos se adequaram ao observado por Risher et al. (2017), quanto à superestimação da estimativa em eventos

rápidos e com alta mobilização, e por Hill et al. (2018), quanto à comparação entre os modelos. Por meio da modelagem hidráulica do evento ocorrido, a inundação alcançou o distrito de Bento Rodrigues em torno de 23 minutos. Tal período de tempo não foi suficiente para que o HEC-LifeSim representasse a real evacuação ocorrida. Na situação mais favorável, analisando a caracterização do alerta e da evacuação adotada para representar o evento real, seriam necessários 49 minutos para integral evacuação da população.

Silva et al. (2021a) avaliaram o impacto da ação dos agentes envolvidos em emergências e das características do sistema de alerta, mais especificamente da difusão do alerta e de mobilização, por meio da aplicação do modelo para uma barragem de água em uma região urbanizada de Belo Horizonte, Minas Gerais. Para cada cenário de sistema de alerta, foram observados tempos ideais mínimos de ação dos agentes para redução das fatalidades. Para as iterações com tempos similares de antecipação de alerta, foram identificadas variações que envaideciam ineficiência ou eficiência da evacuação (difusão e mobilização da população), o que remete à relevância da informação e do treinamento das pessoas na área de risco. Os autores ainda destacam a necessidade de mais esforços em relação à base empírica para caracterização e compreensão desse processo, que atualmente tem como fonte estudos e regiões diferentes do contexto brasileiro.

Bilali et al. (2021) testaram dois cenários de evacuação para um estudo de caso de uma barragem de água em Marrocos. Um cenário real, com a estrutura viária existente, e outro com fechamento e redirecionamento estratégico de algumas vias. Foi notada a efetividade da estratégia de gerenciamento de determinadas vias vista a redução das estimativas de fatalidades para o segundo cenário. Os autores ainda destacam, em ambos os cenários, o pico da estimativa de perdas de vidas nas interações com a emissão do alerta logo nas três primeiras horas após o rompimento, com uma diminuição na demais iterações mesmo após dessa terceira hora, fortalecendo o que foi discutido por Leong-Cuzack et al. (2019), no sentido de verificação da opção de permanência da população nas construções em determinados momentos da inundação.

Kalinina et al. (2021) aplicaram o modelo para uma barragem, de concreto e de acumulação de água, e vale de jusante hipotéticos e representativos da Suíça. Por meio de uma técnica de metamodelagem baseada na expansão de caos polinomial, que permite um número muito elevado iterações em um tempo menor comparado ao modelo original, os autores avaliaram que os parâmetros de população, de taxa de fatalidade na zona de risco e de atraso para emissão do alerta são os que mais contribuem para a variabilidade de estimativa de perdas de vidas. Os autores destacam que a aplicação do metamodelo genérico construído pode ser um potencial avanço em relação às diretrizes atuais para avaliar as consequências de ruptura existentes na legislação Suíça, que não considera os processos de alerta e evacuação.

Bilali et al. (2022) propuseram a consideração das incertezas hidráulicas na estimativa de perdas de vidas causadas por ruptura de barragem em uma região urbana em Marrocos. Os autores aplicaram o modelo McBreach para simulações probabilísticas de hidrogramas de rupturas. Por meio do ordenamento da vazão de pico, foram associadas probabilidades de excedência a esses hidrogramas. Após, foram escolhidas probabilidades específicas de excedência para modelagem hidráulica e subsequente simulação no HEC-LifeSim. Por fim, a estimativa de perda de vida foi apresentada de forma condicional à probabilidade do evento de inundação. Os resultados da simulação destacaram a tendência exponencial do tempo de chegada da inundação e das perdas de vidas em relação à vazão pico, indicando que a simulação de alguns cenários usando abordagens determinísticas e interpolação linear dos resultados para cenários não simulados pode causar interpretações equivocadas do risco da inundação.

PRINCIPAIS DESAFIOS E PERSPECTIVAS

Como visto, a utilização do modelo LifeSim ainda é recente e há diversas limitações e desafios a serem enfrentados. Uma das primeiras é a quantidade e a qualidade dos dados de exposição e

vulnerabilidade. São exigidas características de construções e da população em microescala, as quais, na maioria das vezes, é de difícil obtenção direta, gratuita e atualizada temporalmente, principalmente em países em desenvolvimento. Desse modo, há uma incerteza grande envolvida nessa etapa já que diversas hipóteses acabam sendo adotadas em dados secundários. Um exemplo da utilização de dados secundários para levantamento é executado por Silva et al. (2021b), estudo que foi base para uma base para a aplicação do LifeSim por Silva et al. (2021a). Além da quantidade e qualidade dos dados, ainda existem limitações no modelo pela impossibilidade de representação de populações transitando pelas vias públicas, bem como acréscimos de população relacionados a eventos isolados.

Outro fator é a representação do alerta e evacuação. A linha do tempo envolvida nesse processo é de difícil caracterização, vista a complexidade do processo e da representação do comportamento da população. O LifeSim se baseia em estudos que, por meio de casos históricos de evacuação, propuseram modelos e recomendações para estimativa de atrasos do processo de alerta e evacuação. A depender de um estudo de caso específico, os modelos e as recomendações podem não ser representativos ao contexto local, sendo altamente recomendada adequações no guia de entrevista de Sorensen & Mileti (2015d) e nos intervalos de pesos das questões do guia de entrevista de Sorensen & Mileti (2015e).

Dados detalhados sobre fatalidades em inundações são escassos. Desse modo, a calibração e a validação dessas tipologias de modelagem ainda é um empecilho à aplicação em massa do modelo. Devido a esse fato, estudos de comparação a casos já ocorridos são extremamente válidos e necessários para discussão de melhorias na construção do LifeSim. Esses tipos de estudo já estão presente na literatura, como o executado por Di Mauro et al. (2012), mas ainda não possuem como foco a aplicação e análise do Lifesim.

A princípio, o LifeSim não considera incertezas hidráulicas no módulo de rotina da inundação. Muito se deve ao elevado custo computacional de simulações de Monte-Carlo para modelagens hidrodinâmicas bidimensionais. Uma abordagem semelhante à de Bilali et al. (2022) se apresenta como uma alternativa para contornar a demanda computacional, porém ainda existem limitações na aplicação, entre essas a não consideração de outros parâmetros do hidrograma da ruptura além da vazão de pico para determinação dos cenários probabilísticos de inundações decorrentes de rompimentos de barragens. Outra possibilidade seria a utilização de métodos otimizados de amostragem, que permitem um número menor de iterações para análise incerteza, como o *perturbance moments method* (Tsai et al., 2019), mas ainda são necessários mais estudos que comparem tais métodos ao de Monte-Carlo. Ou ainda a utilização de modelos mais otimizados e rápidos quanto à solução numérica das equações de águas rasas como o DSS-Wise, o qual ainda é limitada a aplicação em outros países além dos Estados Unidos e também possui algumas desvantagens aos modelos hidráulicos tradicionais (Salt, 2019).

Por fim, já há previsão de certas modificações na versão 3.0 do modelo (USACE, 2022), como por exemplo:

- 1) separação da interface usuária e das bibliotecas utilizadas no modelo, o que facilitaria o uso do Lifesim junto a outras linguagens de programação semelhante ao HEC-RAS *Controller*;
- 2) melhoria na simulação do sistema de transporte, como ajuste em interseções de vias, utilização de mais pontos além do ponto médio para sumarização hidráulica e uma melhor caracterização dos pontos de encontro;
- 3) suporte para mais modelos de simulação hidráulica e facilidade no processo de exportação dos resultados; e
- 4) ampliação da análise com estimativa de perdas de vidas indiretas e identificação do risco individual.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise de fatalidades de modo prospectivo na avaliação de risco de inundações é uma ferramenta essencial para auxílio de tomada de decisão. O LifeSim se apresenta atualmente como um dos principais modelos para estimativa de perdas de vida, porém, ainda são observadas limitações que impedem ou causam incertezas em sua aplicação.

É esperado que nos próximos anos, à medida que o modelo seja mais difundido e que haja avanços quanto à capacidade de processamento, essas limitações sejam mais bem estudadas e otimizadas em versões futuras do modelo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES, ao CNPq, à FAPEMIG, à UFMG pelo apoio à pesquisa.

REFERÊNCIAS

- Aboelata, M. A., Bowles, D. S.** (2005). *LIFESim: a model for estimating dam failure life loss*. USACE.
- Bilali, A. el, Taleb, A., Boutahri, I.** (2021). “Application of HEC-RAS and HEC-LifeSim models for flood risk assessment”. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 16p.
- Bilali, A. el, Taleb, I., Nafii, A., Taleb, A.** (2022). “A practical probabilistic approach for simulating life loss in an urban area associated with a dam-break flood”. *International Journal of Disaster Risk Reduction*.
- CRED & UNISDR.** (2018). *Economic Losses, Poverty and Disasters 1998-2017*.
- Dijkstra, E.W.** (1959). “A note on two problems in connexion with graphs”. *Numerische Mathematik*, Vol.1, pp. 269–271.
- Di Mauro, M., De Bruijn, K.M., Meloni, M.** (2012). “Quantitative methods for estimating flood fatalities: towards the introduction of loss-of-life estimation in the assessment of flood risk”. *Natural Hazards*, Vol. 63, pp. 1083–1113.
- Hammond, M. J., Chen, A. S., Djordjević, S., Butler, D., Mark, O.** (2015). “Urban flood impact assessment: A state-of-the-art review”. *Urban Water Journal*, Vol. 12, No. 1, pp. 14-29.
- Greenshields, B. D.; Channing, W.; Miller, H.** (1935). “A study of traffic capacity”. *Proceedings of the Annual Meeting of The Highway Research Board Held at Washington*, Washington DC.
- Hill, P., Kavanagh, C., Lang, S., Northfield, S.** (2018). “Applications of Simulation Model to Estimate Potential Loss of Life” *Proceedings of the XXVI International Congress on Large Dams*, Viena, Áustria.
- Hu, P., Zhang, Q., Shi, P., Chen, B., Fang, J.** (2018). “Flood-induced mortality across the globe: Spatiotemporal pattern and influencing factors”. *Science of the Total Environment*, Vol. 643, pp. 171-182.
- Jonkman, S. N., Vrijling, J. K., Vrouwenvelder, A. C. W. M.** (2008) “Methods for the estimation of loss of life due to floods: A literature review and a proposal for a new method”. *Natural Hazards*, Vol.46, No.3, p. 353-389.
- Kalinina, A., Spada, M., Burgherr, P.** (2021). “Quantitative Assessment of Uncertainties and Sensitivities in the Estimation of Life Loss Due to the Instantaneous Break of a Hypothetical Dam in Switzerland”. *Water*. Vol. 13, No. 3414, 22p.
- Leong-Cuzack, T., Nielsen, C., Kavanagh, C., Watt, S.** (2019). “Quantitative Assessment of Dam Safety Emergency Management Using HEC-LifeSim: Is it feasible?”. *Proceedings of the ANCOLD Conference*, Auckland, Nova Zelândia.
- Merz, B., Kreibich, H., Schwarze, R., Thielen, A.** (2010). “Review article assessment of economic flood damage”. *Natural Hazards and Earth System Science*, Vol. 10, No. 8, pp. 1697–1724.
- RESCDAM.** (2000). *The Use of Physical Models in Dam-Break Flood Analysis*. Helsínquia, Finlândia.
- Risher, P., Ackerman, C., Morrill-Winter, J., Fields, W., Needham, J.** (2017). “Levee Breach Consequence Model Validated by Case Study in Joso, Japan”. *Proceedings of the X Association of State Dam Safety Conference*, San Antônio, Estados Unidos.

- Salt, D. V.** (2019). “A comparison of HEC-RAS and DSS-WISE Lite 2D hydraulic models for a Rancho Cielito Dam breach”. Master of Science (MS), Civil Engineering (Water Resources Engineering), California State University. 84p.
- Silva, A. F. R., Eleutério, J. C.** (2019). “Simulação de Perdas de Vidas Causadas por Inundações: Modelos Disponíveis e Aplicações Comparativas”. *Proceedings of the XXIII SBRH*, Foz do Iguaçu, Paraná.
- Silva, A. F. R., Eleutério, J. C.** (2021). “Aplicação dos Modelos RCEM e LifeSim para Estimativa de Perdas de Vidas Relacionadas à Inundação Causada pela Ruptura da Barragem de Fundão (Mariana)”. *Proceedings of the XXIV SBRH*, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Silva, A. F. R., Eleutério, J. C., Nascimento, N. O.** (2021a). “Alerta e Redução de Perdas de Vidas Associadas à Ruptura Hipotética da Barragem da Pampulha – MG”. *Proceedings of the XXIV SBRH*, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Silva, A. F. R.; Eleutério, J. C.; Nascimento, N.** (2021b). “Vulnerabilidade da População ao Risco de Inundação Relacionado à Barragem da Lagoa da Pampulha - MG”. *Proceedings of the XXIV SBRH*, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Sorensen, J., Mileti, D.** (2015a). *First Alert and/or Warning Issuance Time Estimation for Dam Breaches, Controlled Dam Releases, and Levee Breaches or Overtopping*. USACE. Davis, Califórnia.
- Sorensen, J., Mileti, D.** (2015b). *First Alert or Warning Diffusion Time Estimation for Dam Breaches, Controlled Dam Releases and Levee Breaches or Overtopping*. USACE. Davis, Califórnia.
- Sorensen, J., Mileti, D.** (2015c). *Protective Action Initiation Time Estimation for Dam Breaches, Controlled Dam Releases, and Levee Breaches or Overtopping*. USACE. Davis, Califórnia.
- Sorensen, J., Mileti, D.** (2015d). *Interview Schedule – Community Warning Issuance, Diffusion, and Protective Action Initiation Estimation*. USACE. Davis, California.
- Sorensen, J., Mileti, D.** (2015e). *Influence Weights and Measures for the Factors Shaping First Alert/Warning Delay, Diffusion and Protective Action Initiation Curves for Dam Breaches, Controlled Dam Releases, and Levee Breaches or Overtopping*. USACE. Davis, California.
- Tsai, C.W.; Yeh, J.J.; Huang, C.H.** (2019). “Development of probabilistic inundation mapping for dam failure induced floods”. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, Vol. 33, No. 1, pp. 91-110.
- USACE.** (1985). *Business Depth Damage Analysis Procedure*. Alexandria, Virgínia.
- USACE.** (2018). *Life Loss Estimation – User’s Manual. Version 1.0.1*. Davis, Califórnia.
- USACE.** (2021). *Life Loss Estimation – User’s Manual. Version 2.0*. Davis, Califórnia.
- USACE.** (2022). *LifeSim 3.0. DLS-203, Day 3*. Risk Management Center Training.
- Wang, H.** (2019). “Lessons Learnt from Evacuation Modelling for Dam Failure Consequence Assessments”. *Proceedings of the ANCOLD Conference*, Auckland, New Zealand, p. 9.
- Zhuo, L., Han, D.** (2020). “Agent-based modelling and flood risk management: A compendious literature review”. *Journal of Hydrology*, 591(October), 11p.

AVALIAÇÃO GEOESPACIAL DA IMPLANTAÇÃO DE INFRAESTRUTURA DE DRENAGEM PLUVIAL E LICENCIAMENTO AMBIENTAL

1^{er}. Diana Veronez, 2^{do}. Gabriela Sekeff Marques y 3^{er}. Rômulo José da Costa Ribeiro

1 Discente mestrando do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - Profªgá pela Universidade de Brasília - UnB. Brasil, dayaveronez@gmail.com.

2 Discente mestrando do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - Profªgá pela Universidade de Brasília - UnB. Brasil, gabrielasekeff@gmail.com

3 Docente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - Profªgá pela Universidade de Brasília - UnB. Brasil, rjcribeiro@unb.br

O desenvolvimento urbano envolve a implementação de infraestrutura de abastecimento de água, coleta e tratamento do esgoto, drenagem urbana, coleta e disposição de resíduos sólidos e limpeza pública. A sua gestão inadequada é uma das causas da perda de qualidade de vida e dos impactos ambientais crescentes nas cidades, sobretudo nos países em desenvolvimento (NEVES; TUCCI, 2008). Com esse crescimento urbano, diversas alterações no meio ambiente são percebidas, provocando mudanças no ciclo hidrológico, relacionadas à quantidade, qualidade e regime dos corpos de água em meio urbano.

Com o desenvolvimento acelerado dos centros urbanos, a infraestrutura de drenagem urbana passa a não atender as alterações provocadas no escoamento superficial, provocando, assim, inundações e enchentes nos centros urbanos em decorrência de chuvas com grandes intensidades e pequenas durações (CANHOLLI, 2013). A ocorrência de inundações acarreta ainda em diversos outros impactos, como por exemplo, o aumento da erosão do solo e produção de sedimentos, devido à falta de cobertura vegetal, comprometendo o bom funcionamento dos sistemas de drenagem e reduzindo ainda mais a capacidade de escoamento.

No Distrito Federal, os efeitos da ocupação urbana desordenada e dispersa também são observados nos sistemas de drenagem causando impactos no âmbito social e ambiental. Social, porque as perdas materiais e os demais transtornos causados à população são imensuráveis. E ambiental, porque nota-se degradação do meio ambiente, como lançamento com grande concentração de particulado e alterações no regime hídrico (MANCINI, 2008).

A gestão das águas pluviais dentro do espaço urbano é fundamental para evitar os problemas decorrentes do crescimento urbano desordenado. A ordenação do espaço urbano se faz por meio da aplicação eficaz das legislações federal, estadual e municipal (RIGHETTO, 2009). As legislações que envolvem o manejo das águas e os sistemas de drenagem urbana estão relacionadas com recursos hídricos, uso do solo e licenciamento ambiental.

Nesse sentido, o presente trabalho propõe o desenvolvimento de um banco de dados com informações georreferenciadas acerca das licenças ambientais dos empreendimentos de drenagem urbana. O objetivo do banco de dados proposto é possibilitar a análise, por meio do geoprocessamento, do licenciamento ambientais atinentes aos sistemas de drenagem pluvial de posse da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil-NOVACAP de forma a auxiliar na gestão e manejo dos sistemas de drenagem urbana do Distrito Federal.

A metodologia proposta é composta de duas etapas, onde a primeira caracterizou-se pela elaboração de um banco de dados georreferenciado acerca das licenças ambientais dos empreendimentos de drenagem urbana do Distrito Federal e a segunda, pela manipulação dos dados gerados por meio de ferramentas de geoprocessamento. O desenvolvimento de um banco de dados sobre informações relativas aos empreendimentos de drenagem urbana licenciados ou em fase de licenciamento da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do

Brasil- NOVACAP. Para o desenvolvimento do banco de dados definiu-se os dados de cada licença julgados importantes para compor o banco de dados. Os dados abordam, em suma, informações como Região Administrativa, empreendimento, localização, processo de licenciamento ambiental, tipo de licença ambiental, prazo de concessão e sua validade. A Figura 01 a seguir ilustra o banco de dados desenvolvido.



Região Administrativa (RA)	Empreendimento	Área (m²)	Tipo	Validade (anos)	Situação
Aguas Claras	Construção de 4 passagens em nível sobre a linha do metro de águas claras	2513 424	CLA - 1	1	Dispensa Licença
Aguas Claras	Construção de 2 passagens em nível sobre a linha do metro de águas claras	2021 207000	CLA - 1	1	Dispensa Licença
Aguas Claras	Implementação do sistema de Drenagem Pluvial - ADE Aquas Claras	2006 111	CL - 1	1	Concedida
Aguas Claras	Reurbanização de área urbana	2016 3	CL - 1	1	Sem Licenciamento
Água Norte	Construção de 2 passagens em nível sobre a linha do metro de águas claras	2022 4024168	CLA - 1	1	Dispensa Licença
Água Norte	Operação de via que liga o bairro de Brasília ao bairro de Brasília	2012 86	CL - 1	1	Concedida
Água Norte	Funcionamento Complexo Brasília Palace Hotel	2006 60	CL - 1	1	Concedida
Água Norte	Operação de via de ligação do SUDOeste ao SUDOeste	2006 76	CL - 1	1	Concedida
Água Norte	Operação de via que liga o SUDOeste ao SUDOeste passando sobre o quadra 502 e 503 Norte	2021 43	CL - 1	1	Concedida
Água Norte	Reurbanização de área urbana - Projeto SUDO	2016 11	CL - 1	1	Sem Licenciamento
Água Norte	Reurbanização de infraestrutura de rede de águas pluviais	2016 500	CL - 1	1	Dispensa Licença
Água Norte	Reurbanização de infraestrutura de rede de águas pluviais	2016 26	CL - 1	1	Concedida
Água Norte	Reurbanização de infraestrutura de rede de águas pluviais	2016 2	CL - 1	1	Concedida
Água Norte	Via de ligação do SUDOeste ao SUDOeste	2006 11	CL - 1	1	Concedida
Água Sul	Construção de infraestrutura de rede de águas pluviais	2014 10	AA - 1	1	Concedida
Água Sul	Operação de via que liga o SUDOeste ao SUDOeste	2012 100	CL - 1	1	Dispensa Licença
Água Sul	Operação de via que liga o SUDOeste ao SUDOeste	2014 20	AA - 1	1	Sem Licenciamento
Água Sul	Operação de via que liga o SUDOeste ao SUDOeste	2014 20	AA - 1	1	Sem Licenciamento

Figura 01. Banco de dados acerca das licenças ambientais de drenagem urbana do Distrito Federal. Fonte: Autores.

A partir da integração do banco de dados com informações georreferenciadas dos empreendimentos licenciados e em fase de licenciamento ambiental da Novacap, foi possível aplicar técnicas de geoprocessamento por meio do programa Qgis. A Figura 02 a seguir apresenta os dados georreferenciados gerados a partir do banco de dados, podendo evidenciar a localização de cada atividade referente a respectiva licença ambiental.



Figura 02. Localização Geográfica referente a cada licença ambiental gerada a partir das informações do banco de dados. Fonte: Autores.

Os resultados obtidos demonstraram que as ferramentas de SIG são instrumentos capazes de auxiliar na gestão e planejamento do manejo de águas pluviais de forma a contribuir com o gerenciamento das licenças ambientais.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior -Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem à Comissão Organizadora do VII Workshop Internacional, à Universidade de Brasília (UnB) e também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos -Prof.Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. E agradecemos a Companhia Urbanizadora da Novacapital – Novacap pela disponibilização dos dados.

Referências

Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRASIL. Lei nº. 10.257, de 10 de julho de 2001. Estabelece diretrizes gerais da política urbana, 2001.

BRASIL. Lei nº. 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, 2007. BRASIL. Resolução nº 237, de 237 de dezembro de 1997. Estabelece as diretrizes para o licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional de Meio Ambiente, 1997.

BRASIL. Resolução nº. 357 - 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. Brasília: MMA.

CHI WATER. PCSWMM Support. Disponível em: <<https://support.chiwater.com/>>. Acesso em: 01 set. 2020.

BUTLER, D.; DAVIES, J. W. Urban drainage. 3. ed., New York, Spon Press, 2010

Delci, F.; Costa, M.E.L.; Koide, S. (2019). ESTUDO DE IMPLANTAÇÃO DE SISTEMAS DE DRENAGEM SUSTENTÁVEL EM SANTA MARIA - DF. Anais do 5º Simpósio de Sistemas Sustentáveis. Porto Alegre, RS.

MANCINI, G. A. Avaliação dos custos da urbanização dispersa no Distrito Federal. Universidade de Brasília, 2008.

RIGHETTO, A. M.; Moreira, L. F. F.; Sales, T. E. A. Manejo de águas pluviais urbanas. In: RIGHETTO, A. M. Manejo de águas pluviais urbanas. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. Avaliação Ambiental Integradas de Bacia Hidrográfica. Brasília, DF: Ministérios do Meio Ambiente, 2006.

TUCCI, C. E. M. Drenagem Urbana. Ciência e Cultura, v. 55, 2003.

TUCCI, C., E., M. Água no Meio Urbano. UFRGS, 1997.

RIBEIRO, M. F. S. Modelagem de um sistema de Informações geográficas para o plano diretor de drenagem urbana de Belo Horizonte. Belo Horizonte, 2001.

GESTÃO HÍDRICA EM MICRO BACIAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE CAXIAS DO SUL / BRASIL

Juliano Rodrigues Gimenez¹, Janaina Ribeiro Velho^{1,2}

¹ Universidade de Caxias do Sul, ² Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Caxias do Sul, Brasil
juliano.gimenez@ucs.br, janainavelho@gmail.com

Introdução

Devido à recente legislação brasileira que atualiza o Marco Legal do Saneamento Básico, Lei nº 14.026/2020, os municípios terão que atingir as metas que envolvem: fornecimento de água potável; coleta e tratamento de esgoto sanitário; coleta de águas pluviais; e coleta, tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos. Mesmo os municípios que possuem maior infraestrutura estão enfrentando desafios para alcançar as metas de universalização de saneamento previstas para conclusão até 31 de dezembro de 2033: 99% da população atendida com água potável e 90% da população atendida com coleta e tratamento de esgoto sanitário (BRASIL, 2020). Uma forma de alcançar as metas de universalização do saneamento é realizar o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Para isso, os desafios públicos envolvem diferentes níveis e precisam transpor, muitas vezes, os limites geográficos dos municípios, caso for considerada a abrangência das bacias hidrográficas demarcadas pelos órgãos gestores competentes. Um exemplo é o município de Caxias do Sul, localizado no estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil. Considerando o aspecto hidrológico, o município está inserido em um divisor de águas entre as bacias hidrográficas do Rio Caí (47% do território) e do Rio Taquari-Antas (53% do território) (VELHO et al., 2019). Ou seja, fornecer água potável para a população relaciona-se diretamente com o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Mas como é possível garantir e expandir o fornecimento de água visando atender as metas de universalização do saneamento? Para responder ao questionamento, o presente trabalho tem como objetivo apresentar os instrumentos utilizados para realizar a gestão hídrica nas micro bacias de abastecimento público de água em Caxias do Sul.

Identificação da região de interesse

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022), a população estimada de Caxias do Sul, no ano 2021, é de 523.716 habitantes, sendo o segundo município mais populoso do Estado. O município está localizado no nordeste do RS, cuja economia se destaca pela produção primária e especialmente pelas indústrias do ramo metal mecânico, cuja área urbana corresponde a 216,51 km², ou seja, 13,22% da área total do município (CAXIAS DO SUL, 2019). O Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE) é a autarquia responsável pelo abastecimento de água potável e pela coleta e tratamento de esgotos sanitários de Caxias do Sul. Com base nas informações apresentadas ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), ano de referência 2020, Caxias do Sul realiza 100% de atendimento urbano de água (correspondente a 498.255 habitantes) e 97,84% de atendimento total de água, sendo que o consumo médio percapita de água é de 123,08 L/hab.dia, onde a produção de água bruta advém de águas superficiais e subterrâneas totalizando 44.560.223 m³/ano.

Gestão hídrica em micro bacias

O Município foi visionário no que tange a elaboração de instrumentos jurídicos associados diretamente à proteção das áreas produtoras de água. O primeiro instrumento foi a Lei nº 2.452/1978 que disciplinava o uso do solo para proteção dos

recursos hídricos e reservatórios de água (CAXIAS DO SUL, 1978), a qual foi revogada em virtude da vigência da Lei Complementar nº 246/2005 que estabelece conceitos e funções da Zona das Águas (ZA). Todavia, a ZA foi criada pelo Plano Físico Urbano através da Lei Complementar nº 27/1996 (CAXIAS DO SUL, 2005). A Figura 1 apresenta as ZA definidas no atual Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado – PDDI (CAXIAS DO SUL, 2019), caracterizando a gestão dos recursos hídricos em escala de micro bacia.

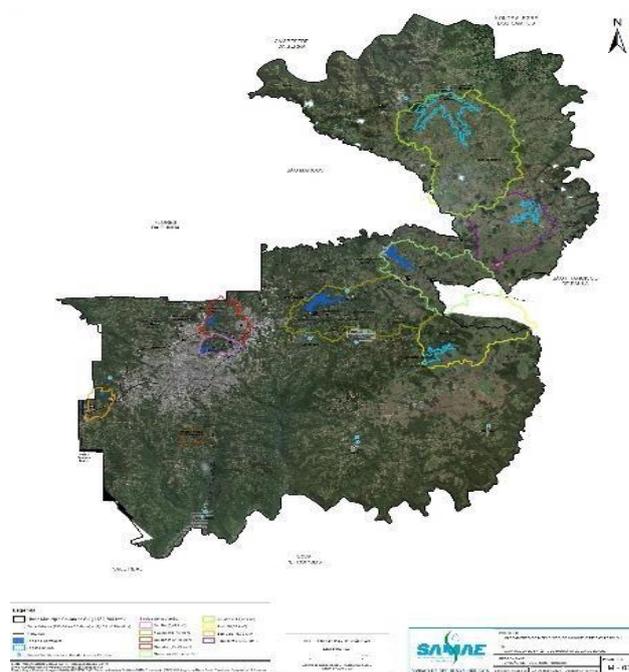


Figura 1- Micro bacias de captação de água para abastecimento público. Fonte: SAMAE, 2022.

Cabe salientar que a captação de águas superficiais é realizada por meio de represas distribuídas na área urbana (Samuara, Maestra, Complexo Dal Bó) e rural (Faxinal e Marrecas), já a captação de águas subterrâneas realiza-se por meio de poços tubulares profundos localizados na área rural (VELHO et al., 2019) correspondendo, em 2020, 0,65% da água produzida (BRASIL, 2022). A representação gráfica das fontes de captação de água bruta está demonstrada na Figura 2.

Todas as represas estão localizadas na bacia hidrográfica do Rio Taquari-Antas, ao Norte do Município. O abastecimento de água na área urbana advém exclusivamente das represas. Considerando as informações de Velho et al. (2019), os poços localizados na bacia hidrográfica do Rio Caí correspondem a 81% do volume total produzido pelos poços no ano 2018, representando 0,56% do volume total de água nesse período.

O Município possui 8 micro bacias específicas para o abastecimento público de água determinadas pelas Leis da ZA e PDDI, conforme a Tabela 1.

A micro bacia Galópolis foi descaracterizada por meio da Lei Complementar nº 664/2021, porém ainda consta como ZA no PDDI (CAXIAS DO SUL, 2019). A micro bacia Dal Bó, é

também conhecida como Complexo Dal Bó por possuir três represas em cascata, respectivamente: São Paulo, São Pedro e São Miguel (nessa existe a tomada d'água bruta). Analisando o montante da área abrangida pelas ZA, observa-se que essa representa 22,25% da área total do Município (1.638 km²) (CAXIAS DO SUL, 2019). Realizando uma análise da produção de água, em 2020, observa-se que as represas rurais foram responsáveis por 79,30% (2.925.589 m³/ano) do volume total produzido pelas represas, sendo que essas ocupam 32,94% da área total de ZA (SAMAE, 2022). E, ainda, considerando a área ocupada pelas represas em operação, essas representam 40,77% da área total de ZA.

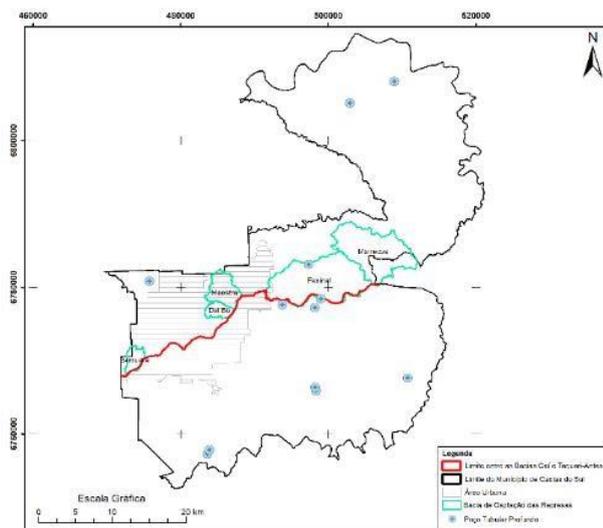


Figura 2- Localização das fontes de captação de água e o limite entre as bacias hidrográficas. Fonte: Velho et al., 2019.

Tabela 1.- Descrição da Zona das Águas

Micro bacia	Área urbana ou rural	Em operação ou desativada ou reserva hídrica	Área da micro bacia [hectares]	% Área / Área total
Galópolis	Urbana	Desativada	304,60	0,84
Dal Bó	Urbana	Em operação	642,80	1,76
Samuara	Urbana	Em operação	687,10	1,89
Maestra	Urbana	Em operação	1.526,50	4,19
Marrecas	Rural	Em operação	5.325,50	14,61
Faxinal	Rural	Em operação	6.679,30	18,32
Sepultura	Rural	Reserva hídrica	4.365,80	11,98
Piaí	Rural	Reserva hídrica	5.855,50	16,06
Mulada	Rural	Reserva hídrica	11.062,10	30,35
Área Total:			36.449,20	

Não restam dúvidas quanto à importância da delimitação da ZA frente ao planejamento e gestão de recursos hídricos em detrimento de garantir o fornecimento de água à população caxiense. A Lei Complementar nº 246/2005 além de definir as ZA na área urbana e rural contempla as reservas hídricas para os futuros barramentos. Além disso, a referida lei rege o parcelamento do solo, as atividades admitidas, permitidas e vedadas, bem como as infrações e suas penalidades, e o estabelecimento de fiscalização específica realizada pela autarquia. Se durante as rotinas de fiscalização é verificada alguma intervenção ou atividade que infringe a Lei da Zona das Águas, os fiscais efetuam a lavratura de auto de infração cujo deslinde resulta em parecer técnico com arbitragem de multa e estabelecimento de ações para sanar o dano ambiental, com posterior aval jurídico e das instâncias superiores da autarquia.

Considerações Finais

A despeito da gestão de bacias para fins de abastecimento público, vê-se que a condição de Caxias do Sul, encontra-se relativamente bem consolidada, com bom domínio por parte da municipalidade e sua autarquia de saneamento, atinente à identificação de dados e geração de informações estratégicas para fins de resguardar condições de segurança hídrica. Mesmo com situações e problemas típicos das cidades com a urbanização avançando em direção aos mananciais, bem como com o desafio de consolidar o saneamento rural, o município se apresenta com dispositivos legais e com informações suficientes para alertar e orientar a população e aos gestores quanto à fragilidade dos recursos hídricos. Instrumentos como o Plano de Segurança da Água e o Pagamento por Serviços Ambientais encontram, nessa condição de organização de dados e informações, um ambiente profícuo para viabilizar suas implantações. A recuperação de APPs e nascentes, além do tratamento de esgoto especialmente nas propriedades rurais são temas correlatos a esses dois instrumentos citados e, certamente, demandam esforços da municipalidade para garantir melhores condições futuras para a preservação dos mananciais. Tal pressuposto é tangível por meio da continuidade do Programa Água Limpa que, desde 2008, vem implementando saneamento rural dentro e fora da ZA. Há que se considerar, ainda, a necessidade de constantes ações de sensibilização e educação sanitária e ambiental, guarnecendo à população, de todas as camadas sociais, o compromisso em conhecer, reconhecer e tratar as situações que demandem mais atenção no que se refere ao saneamento.

Agradecimentos

Ao SAMAE de Caxias do Sul pela cedência de informações e à Universidade de Caxias do Sul pela concessão da Bolsa de Pósgraduação BPG-UCS Modalidade I.

Referências Bibliográficas

- Brasil.** (2020). *Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020*. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, Brasil.
- Brasil** (2022). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Série Histórica - Água e esgotos. Brasília, Brasil.
- Caxias do Sul** (1978). *Lei nº 2.452, de 21 de dezembro de 1978*. Disciplina o uso do solo para proteção de mananciais, cursos e reservatórios de água e demais recursos hídricos de interesse do município de Caxias do Sul. Caxias do Sul, Brasil.
- Caxias do Sul** (2005). *Lei Complementar nº 246, de 6 de dezembro de 2005*. Estabelece conceitos e funções da Zona das Águas, disciplina o uso e parcelamento do solo. Caxias do Sul, Brasil.
- Caxias do Sul** (2018). *Lei Complementar nº 558, de 15 de maio de 2018*. Institui o Plano Municipal de Saneamento. Caxias do Sul, Brasil.
- Caxias do Sul** (2019). *Lei Complementar nº 589, de 19 de novembro de 2019*. Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado. CxS, Brasil.
- Caxias do Sul** (2021). *Lei Complementar nº 664, de 10 de novembro de 2021*. Descaracteriza a bacia de captação e acumulação de água para o abastecimento público denominada Galópolis, altera a Lei Complementar nº 246, de 6 de dezembro de 2005 e a Lei Complementar nº 508, de 15 de abril de 2016, e dá outras providências.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE.** (2022). Cidades IBGE. Caxias do Sul. Rio de Janeiro, Brasil. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/caxias-do-sul/panorama>. Acesso em: 07 jun. 2022.
- Prefeitura Municipal de Caxias do Sul.** (2022). Secretaria da Agricultura. Programa Água Limpa. Caxias do Sul, Brasil.
- Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto. SAMAE.** (2022). Banco de Dados. Caxias do Sul, Brasil.
- Velho, J. R.; et al.** (2019). "Uso de recursos hídricos: análise sob a ótica de uma autarquia de saneamento municipal". *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Foz do Iguaçu, Brasil.

UMA REVISÃO SOBRE A IMPORTÂNCIA DO TRATAMENTO PRÉVIO DE EFLUENTES HOSPITALARES

Arisa Koga, Camila Vieira Arasaki, Maria Angélica Simões Dornellas de Barros, Cláudia Telles Benatti

Universidade Estadual de Maringá, Brasil
arisakogah@gmail.com, camila.v.a@outlook.com, masdbarros@uem.br, ctbenatti@uem.br

RESUMO:

Os efluentes hospitalares oferecem risco químico, físico e biológico para o ambiente e para saúde pública, podendo apresentar uma concentração de micropoluentes 150 vezes maior do que o verificado em efluentes domésticos. Normalmente, os despejos líquidos provenientes de hospitais são lançados na rede de esgoto e tratados concomitantemente com os efluentes domésticos na ETE. Porém, vários estudos demonstraram que os tratamentos convencionais não são eficientes na remoção dos compostos presentes nas águas residuais hospitalares, principalmente os micropoluentes, e consequentemente, esses contaminantes acabam sendo liberados diretamente no meio. Apesar disso, não há legislação específica para o manuseio dos despejos líquidos hospitalares, sendo, na grande maioria das vezes, encaminhados para a rede de esgoto sem um tratamento prévio e considerados como de mesma natureza dos efluentes domésticos. O indicado seria que ocorresse um pré-tratamento por meio de um método descentralizado, que realiza o tratamento em pequena escala, no próprio hospital, efetuando medidas de desinfecção no efluente antes de liberá-lo para a rede de esgoto, evitando a propagação de poluentes e reduzindo a carga de patógenos na ETE. Sendo assim, o objetivo do atual trabalho é fornecer uma revisão bibliográfica acerca dos efluentes hospitalares, com enfoque na última década, apresentando os contaminantes específicos que estão presentes nas águas residuais hospitalares em concentrações mais elevadas e reforçando a necessidade de realizar um tratamento prévio para evitar a disseminação de bactérias multirresistentes e contaminação de corpos hídricos. Há diversos tipos de tratamento prévio que estão sendo aplicados, como ozonização, UV, ácido peracético, membranas e os processos oxidativos avançados (POA). De maneira geral, não é possível identificar um tratamento específico capaz de remover grandes porcentagens dos contaminantes, sendo normalmente utilizadas várias sequências em combinação devido aos diferentes comportamentos dos micropoluentes. Conclui-se que as pesquisas a respeito dos efluentes hospitalares passaram a aumentar de maneira significativa na última década, porém ainda são necessários mais estudos relacionados aos despejos líquidos hospitalares para ratificar a necessidade dos mesmos receberem um tratamento prévio, de modo que, cada vez mais as pesquisas sejam divulgadas e novas medidas legais sejam definidas.

PALAVRAS - CHAVE: Efluente hospitalar; Pré-tratamento; Bactérias multirresistentes.

INTRODUÇÃO

A contaminação dos recursos hídricos é resultante principalmente das atividades humanas e realizar a remoção dos poluentes tornou-se um desafio global. Os efluentes são uma das fontes de contaminação dos sistemas aquáticos, pois, mesmo após serem encaminhados para Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), alguns compostos permanecem nas águas superficiais e acabam retornando para os corpos hídricos (Mackull'ak et al., 2021).

No Brasil, a Resolução CONAMA n° 430/2011 define como efluente os despejos líquidos que são provenientes de diferentes processos ou atividades. Realizar o tratamento é fundamental para atender aos limites regulamentares e reduzir níveis de parâmetros como: sólidos, matérias orgânicas biodegradáveis, patógenos, compostos tóxicos presentes, entre outros (Riffat, 2019). Os efluentes podem ser resultantes de diferentes locais e normalmente são classificados em domésticos e industriais, no entanto, há outras fontes pontuais que merecem ser analisadas.

As águas residuais provenientes de hospitais são fontes pontuais contínuas de contaminação por vários tipos de agentes e são responsáveis pela geração de quantidades significativas de despejos líquidos que contêm inúmeros contaminantes como, resíduos de drogas e metabólitos, desinfetantes, detergentes, reagentes químicos, fixadores radiográficos, metais pesados e microrganismos patogênicos que são capazes de apresentar um risco químico, biológico e físico para a saúde pública e ambiental (al Aukidy, al Chalabi and Verlicchi, 2018; Carraro et al., 2016; Gautam, Kumar and Sabumon, 2007; Mackull'ak et al., 2021).

Os efluentes hospitalares podem apresentar uma concentração de micropoluentes 150 vezes maior do que o verificado em efluentes domésticos, mas a grande problemática é que não há legislação específica para o tratamento de tais efluentes, sendo, na maioria das vezes, descartados diretamente na rede coletora de esgoto sem nenhum tratamento prévio (Verlicchi et al., 2010; Carraro et al., 2016).

Após a diluição do efluente hospitalar com o efluente doméstico, ambos são encaminhados para a ETE e passam por processos convencionais de tratamento. Porém, tais procedimentos não são eficientes para as especificidades dos efluentes hospitalares. Assim, estes efluentes, mesmo após submetidos à ETE, ainda podem representar fontes importantes de liberação de poluentes nos corpos hídricos (al Aukidy, Verlicchi and Voulvoulis, 2014; Santos et al., 2013).

Uma opção acessível e de fácil manutenção para minimizar a transmissão de contaminantes em fontes pontuais é efetuar a implantação de um tratamento descentralizado em ambientes que geram despejos líquidos com alto índice de transmissão, como é o caso de hospitais, clínicas e outros serviços de saúde. O método descentralizado realiza o tratamento em pequena escala, no próprio local, efetuando medidas de desinfecção no efluente antes de liberá-lo para o meio, evitando a propagação de poluentes e reduzindo a carga de patógenos na ETE (Kataki et al., 2021).

O perigo de contaminação dos ecossistemas pelos efluentes hospitalares é iminente. O indicado seria que os mesmos fossem submetidos a um pré-tratamento, visando uma maior degradação dos seus poluentes, antes de ser tratado concomitantemente aos efluentes domésticos na ETE (Cruz-Morató et al., 2014). Sendo assim, o objetivo do presente trabalho é apresentar uma revisão de literatura a cerca dos principais poluentes específicos presentes nos efluentes hospitalares e uma discussão das principais formas de tratamento de modo a evitar a disseminação de bactérias multirresistentes e contaminação de corpos hídricos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Essa pesquisa foi realizada através de uma revisão bibliográfica, buscando analisar estudos sobre os contaminantes específicos presentes nos efluentes hospitalares e a importância de realizar o tratamento prévio. Não houve restrição no período da pesquisa, no entanto buscou-se a análise de

artigos mais recentes, sendo feita, a revisão bibliográfica, principalmente com base em estudos realizados na última década.

Os artigos analisados foram obtidos nos bancos de dados do Portal de Periódicos da CAPES, Google Scholar, Scientific Electronic Library Online (SciELO), ScienceDirect e Scopus, realizando buscas com o uso das palavras: hospital effluent, hospital wastewater, hospital effluent treatment.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Efluentes hospitalares

Os hospitais consomem diariamente cerca de 400 a 1200 litros de água por leito. Consequentemente, esses lugares são responsáveis pela geração de quantidades significativas de efluentes contendo diferentes contaminantes como microrganismos resistentes aos antibióticos, além de resíduos patogênicos, radioativos, químicos e infecciosos, que podem ocasionar surtos de doenças transmissíveis, doenças de pele, epidemias de diarreias, poluição radioativa e contaminação da fauna, flora e dos recursos hídricos (al Aukidy, al Chalabi and Verlicchi, 2018; Gautam, Kumar and Sabumon, 2007). Conforme apresentado na tabela 1, a toxicidade dos efluentes hospitalares é bem maior do que a dos domésticos.

Tabela 1.- Contaminantes em efluente doméstico e hospitalar

Contaminantes	Efluente doméstico [µg/L]	Efluente hospitalar [µg/L]
Analgésicos	11,9	100
Antibióticos	1,17	11
Citostáticos	2,97	24
β-bloqueadores	3,21	5,9
Hormônios	0,10	0,16
Meio de contraste iodado	6,99	1008
Compostos orgânicos adsorvíveis	150	1371
Gadólíneo	0,7	37
Platina	0,155	13
Mercúrio	0,54	1,65

Fonte: Verlicchi, P. et al. (2010)

Os efluentes hospitalares apresentam altas concentrações de moléculas cloradas e contínua presença de metais pesados como prata e mercúrio. Além disso, foram medidas, nesses efluentes, concentrações significativas de DQO e DBO₅ (Gautam, Kumar and Sabumon, 2007). Estudos comprovam a diferença nas características do efluente doméstico para o efluente hospitalar, sendo encontrado uma maior concentração de contaminantes específicos e de micropoluentes nos despejos líquidos hospitalares (Verlicchi et al., 2010). Vale ressaltar que as características das águas residuais hospitalares variam segundo o tamanho do hospital, tipo de serviço prestado, número de pacientes e leitos, país e sazonalidade (Carraro et al., 2016).

Os efluentes hospitalares apresentam risco químico, físico e biológico. O risco químico está relacionado à presença de compostos químicos que normalmente são excretados por pacientes. O risco físico está principalmente associado às substâncias radioativas usadas em terapia nuclear que oferecem uma ameaça significativa de acúmulo na rede de esgoto e no meio. Já o risco biológico deriva da presença de agentes infecciosos, considerando que o efluente hospitalar pode conter uma grande variedade de microrganismos patogênicos como bactérias, protozoários, helmintos e vírus, devido a excreção de pacientes infectados (Carraro et al., 2016).

Os resíduos presentes em efluentes hospitalares, se não forem tratados adequadamente, podem ocasionar contaminação dos recursos hídricos e surtos de doenças. Apesar das concentrações da flora bacteriana nessas águas residuais serem inferiores às concentrações encontradas no sistema de esgoto municipal, identificou-se a presença de enterovírus e adenovírus em águas residuais hospitalares. Além disso, o HIV (Human Immunodeficiency Virus), causador da AIDS (Acquired Immunodeficiency Syndrome) ao ser introduzido no efluente hospitalar através da excreção de pessoas infectadas, também já foi encontrado em esgotos urbanos (Gautam, Kumar and Sabumon, 2007).

Os efluentes hospitalares possuem características específicas e são fontes pontuais de contaminação por meio de diferentes poluentes emergentes, podendo ocasionar riscos para a população e para o ambiente. Sendo assim, é fundamental entender quais as características desses despejos líquidos para definir o melhor método de tratamento.

Fármacos

Os poluentes emergentes na maioria dos casos são contaminantes não regulamentados, mas que podem ser candidatos a regulamentação no futuro, a depender de estudos acerca de seus potenciais efeitos à saúde e dos resultados de monitoramento de sua ocorrência. A principal característica desses poluentes é o fato de não ser necessária sua persistência no meio para ocasionar efeitos negativos, visto que suas altas taxas de transformação/remoção acabam sendo compensadas pela contínua introdução no ambiente. Estão inclusos nesse grupo surfactantes, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, disruptores endócrinos, drogas ilícitas, aditivos de gasolina e muitos outros tipos de compostos (Verlicchi et al., 2010).

Um exemplo de poluentes emergentes são os compostos farmacêuticos, que são projetados com o objetivo de afetar as funções fisiológicas e bioquímicas dos sistemas biológicos de animais e humanos, porém eles também podem danificar essas funções no solo e em organismos aquáticos. Os fármacos consumidos pelos humanos são excretados através da urina e das fezes como compostos originais ou metabólitos e, posteriormente, são encaminhados para o sistema de esgoto (Jjemba, 2006; al Aukidy, Verlicchi and Voulvoulis, 2014).

O fato dos micropoluentes, especialmente os farmacêuticos, serem encontrados nas águas residuais em concentrações na faixa de 10^{-3} – 10^{-6} mg L⁻¹, ou seja, muito menores que os macropoluentes convencionais (DBO₅, Carbono Orgânico Dissolvido, compostos de nitrogênio e fósforo, entre outros), justifica as suas dificuldades de remoção. Ressalta-se também que alguns produtos farmacêuticos e seus metabólitos podem conter halogênios orgânicos ligados e, portanto, contribuir para as emissões de compostos orgânicos adsorvíveis, sendo estes os compostos mais persistentes no ambiente e com tendência ao acúmulo na cadeia alimentar, além de na maioria das vezes serem tóxicos tanto para organismos aquáticos quanto para seres humanos (Verlicchi et al., 2010).

Tanto os efluentes domésticos quanto os efluentes hospitalares são responsáveis pela descarga de fármacos no ambiente, no entanto há diferença entre ambos na ocorrência e composição, pois, os efluentes hospitalares além de incluírem os medicamentos de uso doméstico, também possuem substâncias que são usualmente ministradas em ambientes de saúde como meios de contraste de raio-X, determinados antibióticos e analgésicos específicos (Feldmann, Zuehlke and Heberer, 2008).

Várias fontes de compostos farmacêuticos chegam à rede de esgoto, na qual a maioria desses compostos não são quantitativamente removidos, permanecendo assim nos efluentes. Além disso, devido às suas propriedades intrínsecas bioativas, os fármacos são capazes de causar efeitos potenciais em organismos aquáticos, logo, o despejo de efluentes hospitalares juntamente as águas residuais domésticas pode ocasionar problemas ao ambiente aquático em que ocorre a descarga das ETEs (Santos et al., 2013).

A tabela 2 apresenta o nível de produtos farmacêuticos identificados em águas residuais de instituições médicas e estações de tratamento de canalização em todo o mundo.

Tabela 2.- Nível de medicamentos farmacêuticos detectados em efluentes hospitalares e estação de tratamento de esgoto em todo o mundo

	Nº	1	2	3	4	5	6
Limite superior detectado em efluente hospitalar (ng/L)	<i>Lim. sup. de leitos no hospital</i>	250	850	1.100	340	560	350
	Ciprofloxacina	11.760	13.400	886	15.800	1.023	6.400
	Claritromicina	60	6.500	-	1.280	-	540
	Eritromicina	160	120	570	140	130	335
	Ofloxacina	18.000	20.000	590	6.500	6.600	2.900
	Ibuprofeno	1.600	1.450	4.900	860	-	820
	Carbamazepina	730	950	450	230	830	230
Limite superior detectado na estação de tratamento de esgoto (ng/L)	Ciprofloxacina	2.200	440	220	530	155	
	Claritromicina	310	-	24	410	190	-
	Eritromicina	55	-	90	-	206	-
	Ofloxacina	1.000	350	950	2.223	340	784
	Ibuprofeno	1.025	1.590	-	-	-	1.886
	Carbamazepina	580	564	180	-	1.922	59
Referências	(Majumder et al., 2021)	(Verlicchi et al., 2010)	(Varela et al., 2014)	(Lee et al., 2014)	(Diwan et al., 2009)	(Verlicchi, al Aukidy and Zambello, 2015; Carraro et al., 2016)	

Fonte: (Khan et al., 2021)

Investigações comprovam que a concentração de fármacos em efluentes hospitalares é bem maior do que em despejos líquidos domésticos (Figura 1) e concluem que os fármacos residuais contidos nos efluentes hospitalares, se não forem tratados, serão favoráveis para a evolução de bactérias multirresistentes (Krapner et al., 2021).

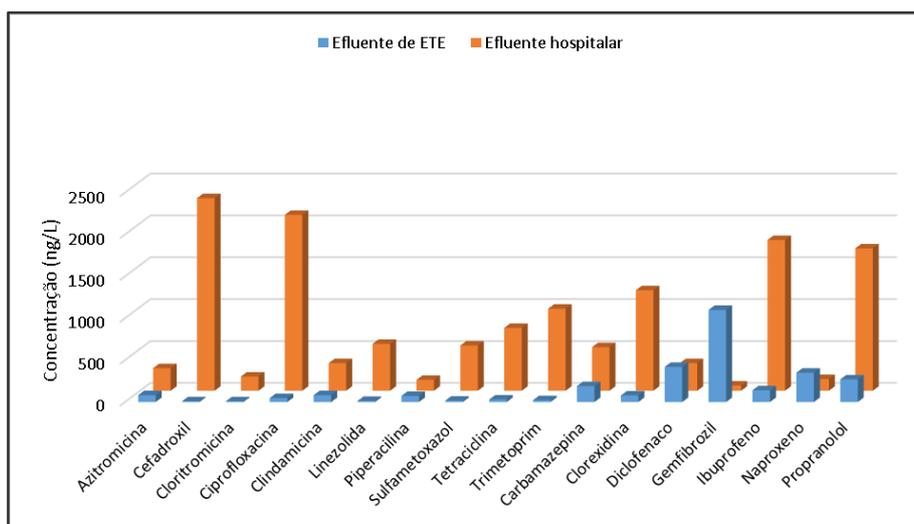


Figura 1.- Resultados da análise química de amostras de efluentes hospitalares e de ETE em ng/L
Fonte: (Kraupner *et al.*, 2021)

Bactérias multirresistentes

Nos últimos anos, as taxas de infecções e mortes ocasionadas por bactérias multirresistentes expandiram demasiadamente, tornando-se uma ameaça à saúde global. Porém, a existência de tais bactérias é apenas uma parte do problema, visto que, nem sempre esses organismos são retidos na ETE e, conseqüentemente, são lançados nos corpos d'água. Estudos realizados comprovaram a maior presença de bactérias multirresistentes em águas residuais hospitalares do que em domésticas por conta da concentração desses compostos nos estabelecimentos de saúde, visto que, a utilização dos antimicrobianos é maior nessas instituições do que em outros locais (Kehl *et al.*, 2022).

Devido a concentração de compostos nos efluentes hospitalares, incluindo substâncias químicas, matéria orgânica, medicamentos, agentes infecciosos e altas doses de antibióticos, estes efluentes se tornam favoráveis ao desenvolvimento de bactérias multirresistentes. Tais substâncias são excretadas nas fezes e urinas dos pacientes, que acabam interferindo na composição do efluente e sendo disseminadas nos corpos hídricos, tornando-o um reservatório para desenvolvimento de genes multirresistentes (Zagui *et al.*, 2021).

Na tabela 3 são apresentados estudos dos anos de 2012 - 2022 de efluentes hospitalares que relataram os produtos farmacêuticos para os quais as bactérias demonstraram ser resistentes.

Tabela 3.- Bactérias resistentes a diferentes produtos farmacêuticos

Efluente hospitalar obtido de:	Bactéria resistente a:	Referência
Influxo de tratamento de águas residuais no Hospital da China Ocidental, Chengdu.	<i>Citrobacter freundii</i> ou <i>Enterobacter cloacae</i> resistentes a meropenem.	(Zhang, Lü and Zong, 2012)
Hospital com capacidade para 1120 leitos.	Enterococos resistentes à vancomicina.	(Varela <i>et al.</i> , 2013)
Hospital universitário de Clermont-Ferrand, França.	Enterobacteriaceae produtoras de β -lactamase de espectro estendido resistentes a fosfomicina e piperacilina-tazobactam.	(Gibold <i>et al.</i> , 2014)

Principal hospital de Girona, Espanha.	Resistência a β -lactâmicos, macrolídeos, sulfonamidas, tetraciclina e suscetibilidade reduzida a fluoroquinolonas em maiores concentrações em amostras de efluentes hospitalares do que de efluentes domésticos.	(Rodríguez-Mozaz <i>et al.</i> , 2015)
Hospital da Faculdade de Medicina Jawaharlal Nehru – Aligarh, Índia.	Bactérias entéricas produtoras de β -lactamase de espectro estendido resistentes à ciprofloxacina.	(Maheshwari <i>et al.</i> , 2016)
Hospital das Clínicas da Universidade Federal do Paraná, Brasil.	Enterobacteriaceae resistentes a quinolonas.	(Conte <i>et al.</i> , 2017)
Três hospitais públicos e terciários localizados na cidade de Xinxiang, China.	Bactérias clinicamente patogênicas (<i>Escherichia</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Aeromonas</i> , <i>Myroides</i> , <i>Enterococcus</i> , <i>Proteus</i> , <i>Pseudomonas</i> e <i>Streptococcus</i>) que são resistentes a múltiplos antibióticos cultiváveis.	(Wang, Wang and Yang, 2018)
Hospital de Takatsuki, Japão.	Bactérias resistentes a sete compostos farmacêuticos (ciprofloxacina, levofloxacina, iohexol, iomeprol, iopamidol, cafeína e crotamiton).	(Azuma <i>et al.</i> , 2019)
Hospital geral de Makala e Clínica da Universidade de Kinshasa, Congo.	<i>Escherichia coli</i> e <i>Enterobacteriaceae</i> totais resistentes a carbapenem.	(Al Salah <i>et al.</i> , 2020)
3 hospitais de Kandy, Sri Lanka.	<i>Escherichia coli</i> resistente a β -lactâmicos, tetraciclina, quinolonas, sulfametoxazol/trimetoprim, aminoglicosídeos e cloranfenicol.	(Guruge <i>et al.</i> , 2021)
Hospital com mais de 1200 leitos.	Bactérias resistentes aos carbapenêmicos.	(Kehl <i>et al.</i> , 2022)

A transmissão de patógenos resistentes a antibióticos pode acontecer por pelo menos duas vias. A primeira é através do próprio hospital, por meio do contato direto com os despejos líquidos contaminados de instalações sanitárias. Já a segunda via é através de uso recreativo ou irrigação de águas contaminadas que foram tratadas na ETE mas que não foram suficientes para a remoção dos patógenos. Sendo assim, as medidas de remediação devem ser analisadas em ambos os casos, seja instalando um tratamento descentralizado no hospital ou revisando os métodos que são aplicados na ETE para eliminação de contaminantes específicos (Kehl *et al.*, 2022).

Pré-tratamento

Não existe um tratamento específico que tenha capacidade de remover grandes porcentagens de todos os micropoluentes presentes em efluentes hospitalares devido aos diferentes comportamentos que estes apresentam durante os tratamentos, além disso, o clima também interfere na eficiência da remoção. Normalmente realiza-se o co-tratamento dos efluentes hospitalares com os efluentes domésticos, em que, basicamente ocorre a diluição dos despejos líquidos e os mesmos são encaminhados para a ETE e passam pelos métodos convencionais de tratamento (Verlicchi *et al.*, 2010).

O co-tratamento de efluentes hospitalares com águas residuais urbanas apresenta várias desvantagens, sendo uma delas, o fato de que, na diluição algumas substâncias presentes nos efluentes hospitalares podem resultar na inibição da biomassa e reduzir a remoção. Os estudos realizados demonstram que esse co-tratamento apresenta baixa eficiência, considerando principalmente que muitos produtos farmacêuticos são resistentes aos métodos convencionais possuindo taxas médias de remoção variando de 10% a 90% nos fármacos estudados (Verlicchi et al., 2010).

Em cada país, os efluentes hospitalares são submetidos a diferentes tipos de tratamento, podendo ser tratamento específico, co-tratamento ou o descarte direto no ambiente. A tabela 4 apresenta os cenários de tratamento utilizados em alguns países.

Tabela 4.- Cenários de tratamento de efluentes hospitalares em diferentes países

País	Tratamento	Referência
Japão	Pré-tratamento com ozonização removeu efetivamente os poluentes encontrados em efluentes hospitalares.	(Azuma et al., 2019)
Brasil	Efluentes encaminhados ETE e co-tratados aos efluentes domésticos apresentaram baixa eficácia do tratamento para remoção de bactérias multirresistentes.	(Conte et al., 2017)
Espanha	Boa eficiência no pré-tratamento de efluentes hospitalares através de biorreator de leito fluidizado descontínuo sob condições estéreis e não estéreis com fungo <i>Trametes versicolorpelotas</i> .	(Cruz-Morató et al., 2014)
Alemanha	Co-tratamento de efluente hospitalar com o efluente doméstico. Na ETE ocorre o tratamento mecânico e biológico estendido (lodo ativado). Os metabólitos de fármacos foram persistentes mesmo após o tratamento. O efluente hospitalar contribuiu para o aumento de metabólitos no efluente total.	(Feldmann, Zuehlke and Heberer, 2008)
-	Co-tratamento de efluente hospitalar com o efluente doméstico. Na ETE ocorre o tratamento com lodo ativado, sem desinfecção final. Bactérias resistentes a antibióticos continuaram persistentes após o tratamento na ETE.	(Kehl et al., 2022)
Suíça	Pré-tratamento de efluente hospitalar com clarificador primário, biorreator de membrana e cinco tecnologias de pós-tratamento, incluindo ozônio (O ₃), O ₃ /H ₂ O ₂ , carvão ativado em pó e luz UV de baixa pressão com e sem TiO ₂ mostrou-se eficiente para eliminação de micropoluentes.	(Kovalova et al., 2013)
Suíça	Eficiência no pré-tratamento de efluente hospitalar através de um biorreator de membrana em escala piloto utilizando O ₃ e O ₃ /H ₂ O ₂ .	(Lee et al., 2014)

Uma forma de minimizar a contaminação é a implantação de tratamento descentralizado em locais que apresentem alto índice de contaminação, como as instituições de saúde. Esse método consiste em um tratamento em uma proporção reduzida, no próprio estabelecimento, verificando o resultado da desinfecção antes de liberar o efluente para tratamento convencional (Kataki et al., 2021).

Realizar o pré-tratamento é vantajoso pois evita a diluição dos contaminantes no esgoto municipal, minimiza perdas para o ambiente através de vazamentos e evita que patógenos e bactérias resistentes sejam liberadas no meio. Porém, há diversos tipos de tratamento, como ozonização, UV, ácido peracético, membranas e os processos oxidativos avançados (POA) e a escolha irá depender da especificidade principalmente microbiológica do efluente (Kataki et al., 2021; Kovalova et al., 2013; Lee et al., 2014).

Diferentes tecnologias vêm sendo utilizadas como etapas primárias, secundárias e terciárias, sendo o lodo ativado convencional a tecnologia mais aplicada, seguido pelo biorreator de membrana. As tecnologias utilizadas atualmente demonstraram boa eficiência na remoção de macropoluentes, no entanto, a remoção de micropoluentes, principalmente de fármacos, varia de baixa a alta, sendo também observado a liberação de alguns compostos. No geral não existe uma única prática

considerada como ideal e normalmente usam-se várias sequências em combinação (al Aukidy, al Chalabi and Verlicchi, 2018).

Uma medida de precaução eficaz e uma alternativa à modernização das estações de tratamento é o controle na fonte, ou seja, como os fármacos são excretados pelo corpo humano através da urina e das fezes, a coleta seletiva de urina seria um método de contribuição para que uma porcentagem das substâncias não chegue ao efluente. Apesar de não ser uma solução perfeita, a separação da fonte de urina ajuda no controle da poluição da água com relação aos nutrientes, e a remoção facilitada dos fármacos apresenta efeitos positivos na composição final do efluente hospitalar (Verlicchi et al., 2010).

Não há um tratamento específico apto a remover todos os poluentes encontrados em águas residuais hospitalares devido às características do efluente. Para definir o melhor tratamento para gestão e controle dos efluentes hospitalares é fundamental realizar um estudo de viabilidade técnica e econômica e analisar diversos fatores como verificar qual a área do hospital, qual sua abrangência, quais as características dos compostos presentes no efluente, entre outros. Pois assim será possível analisar os tipos de tratamento e averiguar qual será o mais eficiente nas condições expressas (Verlicchi, al Aukidy and Zambello, 2015).

Pesquisas

Atualmente na literatura existem mais dados sobre efluentes domésticos do que a respeito dos efluentes hospitalares, se devendo principalmente a dificuldade em obter permissão para fazer investigações analíticas em efluentes hospitalares e ao alto custo de análise (Verlicchi et al., 2010; al Aukidy, Verlicchi and Voulvoulis, 2014). Outro fator que limita a quantidade de informações sobre as características químicas e patogênicas dos efluentes hospitalares se deve à ausência de diretrizes específicas, pois mesmo que alguns países utilizem métodos próprios de tratamento para esses efluentes, não há limites específicos a respeito da presença de resíduos farmacêuticos e patógenos antes do lançamento em ETEs ou em águas superficiais (Carraro et al., 2016).

Apesar dessas dificuldades as pesquisas a respeito do assunto são de suma importância para estabelecer parâmetros e determinar a eficiência dos métodos de tratamento em efluentes hospitalares. Nos últimos anos as investigações expandiram de forma significativa, conforme apresentado na Figura 2, em que, buscas utilizando as palavras-chave “Wastewater; Hospital” na plataforma “ScienceDirect” demonstram o aumento nos estudos nos últimos anos.

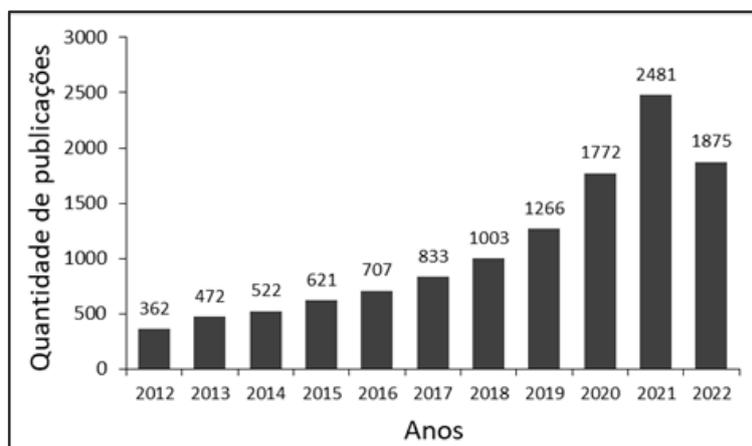


Figura 2.- Publicações sobre efluente hospitalar por ano (ano de 2022 refere-se às publicações até 09 de junho)

Os estudos realizados forneceram informações sobre a potencial presença de substâncias perigosas nos efluentes hospitalares, no entanto apesar de haver uma quantidade significativa de pesquisas a respeito da concentração de fármacos nessas águas residuais, seu destino e comportamento no ambiente, bem como sua interação com outras substâncias e/ou microrganismos ainda são em parte desconhecidos. Além disso, vários estudos demonstraram que a maioria desses compostos não são eliminados durante o tratamento, especialmente para substâncias com baixa lipofilicidade (Carraro et al., 2016).

Com relação aos riscos biológicos, as pesquisas demonstraram que há uma deficiência na avaliação da concentração de patógenos. Visto que, os indicadores bacterianos comumente usados não são confiáveis em termos de detecção de contaminação por patógenos e, muitas vezes, não foi encontrada correlação entre os níveis de bactérias entéricas, vírus entéricos e outros organismos (Carraro et al., 2016).

Vale ressaltar que dentre as pesquisas que vêm sendo realizadas, as que tratam da toxicidade de efluentes hospitalares e avaliação do risco ambiental dos resíduos farmacêuticos são particularmente interessantes, pois apresentando uma toxicidade superior e altas concentrações de compostos, o efluente hospitalar pode acabar inibindo de 7% a 8%, a atividade da biomassa no tanque de aeração de uma instalação de esgoto (Verlicchi, al Aukidy and Zambello, 2015).

CONCLUSÕES

Na maioria dos países não há determinações específicas para o tratamento dos efluentes hospitalares que é, por vezes, lançado junto aos efluentes domésticos. Sua composição com altas concentrações de contaminantes, no entanto, ocasiona problemas sanitários e ao ambiente, o que passou a ser mais notado nos últimos anos através de surtos de doenças infecciosas e o desenvolvimento de bactérias multirresistentes. Nesse contexto, é de grande relevância realizar o tratamento prévio dos efluentes hospitalares para evitar a disseminação de contaminantes. A escolha da melhor gestão e tratamento a ser aplicado no efluente hospitalar irá depender da área da instituição e das características dos despejos lançados, sendo necessário estudos de viabilidade técnica e econômica. Os estudos a respeito dos efluentes hospitalares passaram a aumentar de maneira significativa na última década, porém ainda são necessários mais estudos relacionados aos despejos líquidos hospitalares para certificar a relevante necessidade dos mesmos receberem um tratamento prévio, de modo que, cada vez mais as pesquisas sejam divulgadas e que novas medidas legais sejam definidas.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da CAPES - Código de Financiamento 001 e PIBIC/CNPq-Fundação Araucária-UEM.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- al Aukidy, M.; al Chalabi, S.; Verlicchi, P. (2018) "Hospital wastewater treatments adopted in Asia, Africa, and Australia." In: *Handbook of s Chemistry*. Springer Verlag. v. 60p. 171–188.
- al Aukidy, M., Verlicchi, P. and Voulvoulis, N. (2014) "A framework for the assessment of the environmental risk posed by pharmaceuticals originating from hospital effluents," *Science of The Total Environment*, 493, pp. 54–64. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2014.05.128.

- Al Salah, D. M. M. et al.** (2020) ‘Hospital wastewaters: A reservoir and source of clinically relevant bacteria and antibiotic resistant genes dissemination in urban river under tropical conditions’, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 200, p. 110767. doi: 10.1016/J.ECOENV.2020.110767.w
- Azuma, T. et al.** (2019) ‘Environmental fate of pharmaceutical compounds and antimicrobial-resistant bacteria in hospital effluents, and contributions to pollutant loads in the surface waters in Japan’, *Science of the Total Environment*, 657, pp. 476–484. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.433.
- Carraro, E. et al.** (2016) “Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries,” *Journal of Environmental Management*, 168, pp. 185–199. doi:10.1016/J.JENVMAN.2015.11.021.
- Conte, D. et al.** (2017) ‘Characterization of CTX-M enzymes, quinolone resistance determinants, and antimicrobial residues from hospital sewage, wastewater treatment plant, and river water’, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 136, pp. 62–69. doi: 10.1016/J.ECOENV.2016.10.031.
- Cruz-Morató, C. et al.** (2014) “Hospital wastewater treatment by fungal bioreactor: Removal efficiency for pharmaceuticals and endocrine disruptor compounds.” *Science of the Total Environment*, v. 493, p.365-376, 15 set.
- Diwan, V. et al.** (2009) ‘Detection of antibiotics in hospital effluents in India ’, *Current Science*, 97(12).
- Feldmann, D.F., Zuehlke, S. and Heberer, T.** (2008) “Occurrence, fate and assessment of polar metamizole (dipyrone) residues in hospital and municipal wastewater,” *Chemosphere*, 71(9), pp. 1754–1764. doi:10.1016/j.chemosphere.2007.11.032.
- Gautam, A.K., Kumar, S. and Sabumon, P.C.** (2007) “Preliminary study of physico-chemical treatment options for hospital wastewater,” *Journal of Environmental Management*, 83(3), pp. 298–306. doi:10.1016/J.JENVMAN.2006.03.009.
- Gibold, L. et al.** (2014) ‘Four-year epidemiological study of extended-spectrum β -lactamase-producing Enterobacteriaceae in a French teaching hospital’, *Clinical Microbiology and Infection*, 20(1), pp. O20–O26. doi: 10.1111/1469-0691.12321.
- Guruge, K. S. et al.** (2021) ‘The association between antimicrobials and the antimicrobial-resistant phenotypes and resistance genes of *Escherichia coli* isolated from hospital wastewaters and adjacent surface waters in Sri Lanka’, *Chemosphere*, 279, p. 130591. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130591.
- Jjemba, P.K.** (2006) “Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care products in the environment,” in *Ecotoxicology and Environmental Safety*, pp. 113–130. doi:10.1016/j.ecoenv.2004.11.011.
- Kataki, S. et al.** (2021) ‘Concerns and strategies for wastewater treatment during COVID-19 pandemic to stop plausible transmission’, *Resources, Conservation and Recycling*, 1 January. doi: 10.1016/j.resconrec.2020.105156.
- Kehl, K. et al.** (2022) ‘Dissemination of carbapenem resistant bacteria from hospital wastewater into the environment’, *Science of The Total Environment*, 806, p. 151339. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.151339.
- Khan, N.A. et al.** (2021) “Hospital effluent guidelines and legislation scenario around the globe: A critical review,” *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.jece.2021.105874.
- Kovalova, L. et al.** (2013) “Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater with powdered activated carbon, ozone, and UV,” *Environmental Science and Technology*, 47(14), pp. 7899–7908. doi:10.1021/es400708w.
- Kraupner, N. et al.** (2021) “Evidence for selection of multi-resistant *E. coli* by hospital effluent,” *Environment International*, 150. doi:10.1016/j.envint.2021.106436.
- Lee, Y. et al.** (2014) “Prediction of micropollutant elimination during ozonation of a hospital wastewater effluent,” *Water Research*, 64, pp. 134–148. doi:10.1016/j.watres.2014.06.027.
- Majumder, A. et al.** (2021) “A review on hospital wastewater treatment: A special emphasis on occurrence and removal of pharmaceutically active compounds, resistant microorganisms, and SARS-CoV-2,” *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2). doi:10.1016/j.jece.2020.104812.
- Mackull’ak, T. et al.** (2021) ‘Hospital Wastewater—Source of Specific Micropollutants, Antibiotic-Resistant Microorganisms, Viruses, and Their Elimination’, *Antibiotics* 2021, Vol. 10, Page 1070, 10(9), p. 1070. doi: 10.3390/ANTIBIOTICS10091070.
- Maheshwari, M. et al.** (2016) ‘Emergence of ciprofloxacin-resistant extended-spectrum β -lactamase-producing enteric bacteria in hospital wastewater and clinical sources’, *Journal of Global Antimicrobial Resistance*, 5, pp. 22–25. doi: 10.1016/J.JGAR.2016.01.008.
- Riffat, R.** (2019) *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering*. 2nd edn. Abingdon, Oxon: CRC Press.

- Rodriguez-Mozaz, S. et al.** (2015) ‘Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban wastewaters and their impact on the receiving river’, *Water Research*, 69, pp. 234–242. doi: 10.1016/J.WATRES.2014.11.021.
- Santos, L.H.M.L.M. et al.** (2013) “Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: Identification of ecologically relevant pharmaceuticals,” *Science of The Total Environment*, 461–462, pp. 302–316. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2013.04.077.
- Varela, A. R. et al.** (2013) ‘Vancomycin resistant enterococci: From the hospital effluent to the urban wastewater treatment plant’, *Science of the Total Environment*, 450–451, pp. 155–161. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.02.015.
- Varela, A.R. et al.** (2014) “Insights into the relationship between antimicrobial residues and bacterial populations in a hospital-urban wastewater treatment plant system,” *Water Research*, 54, pp. 327–336. doi:10.1016/j.watres.2014.02.003.
- Verlicchi, P. et al.** (2010) “Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options,” *Journal of Hydrology*, 389(3–4), pp. 416–428. doi:10.1016/J.JHYDROL.2010.06.005.
- Verlicchi, P., al Aukidy, M. and Zambello, E.** (2015) “What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? - An overview and a discussion on perspectives,” *Science of the Total Environment*. Elsevier, pp. 467–491. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.02.020.
- Wang, Q., Wang, P. and Yang, Q.** (2018) ‘Occurrence and diversity of antibiotic resistance in untreated hospital wastewater’, *Science of the Total Environment*, 621, pp. 990–999. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.128.
- Zagui, G. S. et al.** (2021) ‘Tertiary hospital sewage as reservoir of bacteria expressing MDR phenotype in Brazil’, *Brazilian Journal of Biology*, 82. doi: 10.1590/1519-6984.234471.
- Zhang, X., Lü, X. and Zong, Z.** (2012) ‘Enterobacteriaceae producing the KPC-2 carbapenemase from hospital sewage’, *Diagnostic Microbiology and Infectious Disease*, 73(2), pp. 204–206. doi: 10.1016/J.DIAGMICROBIO.2012.02.007.

PERSPECTIVAS E A EFETIVIDADE ESPERADA COM O NOVO MARCO LEGAL REGULATÓRIO DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

Marcelo Roncolato Cambrais¹, Sandra Valéria de Almeida², Geraldo de Freitas Maciel³, Fabiana de Oliveira Ferreira⁴

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP. Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Brasil
engcivilmarcelocambrais@hotmail.com1, sandra_valmeida@yahoo.com.br2, geraldo.f.maciel@unesp.br3, fabiana.of@gmail.com4

RESUMO:

Este artigo destaca a necessidade de discutir como as políticas públicas voltadas ao saneamento básico no Brasil estão sendo geridas e implementadas após a publicação do novo Marco Legal Regulatório do Saneamento Básico. As discussões aqui apresentadas estão pautadas em uma breve revisão da literatura, abordando as diretrizes nacionais para o saneamento. O Ranking do Saneamento 2022, publicado pelo Instituto Trata Brasil, que analisou os indicadores dos 100 (cem) maiores municípios brasileiros em população, tendo como referência o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) no ano-base 2020, revelou o problema histórico presenciado no país, a saber: a) 35 milhões de brasileiros não têm acesso à água tratada; b) 100 milhões não têm acesso à coleta de esgoto; c) o Brasil trata apenas 50% do esgoto que é gerado, o que implica na poluição dos corpos d'água e altos custos com a saúde pública no país. O estudo pretende explorar os três principais gargalos deixados pelo novo Marco Legal, a saber: a) incentivo à regionalização da prestação dos serviços públicos de saneamento básico, sendo uma condição para repasse dos recursos federais; b) segurança jurídica ao prestador de serviços, devido à restrição aos contratos de programa, uniformização da regulatória e fiscalização dos serviços prestados; e c) ampliação da participação do setor privado na prestação de serviços de saneamento básico, por meio de concessões, que deverão garantir o atingimento das metas principais de universalização do saneamento no país (abastecimento de água potável para 99% da população e coleta e tratamento de esgoto para 90% da população até 2033).

ABSTRACT:

This article highlights the need to discuss how public policies aimed at basic sanitation in Brazil are being managed and implemented after the publication of the new Regulatory Legal Framework for Basic Sanitation. The discussions presented here are based on a brief literature review, addressing the national guidelines for sanitation. The Sanitation Ranking 2022, published by Instituto Trata Brasil, which analyzed the indicators of the 100 (one hundred) largest Brazilian municipalities in population, with reference to the National Sanitation Information System (SNIS) in the base year 2020, revealed the historical problem witnessed in the country, namely: a) 35 million Brazilians do not have access to treated water; b) 100 million do not have access to sewage collection; c) Brazil treats only 50% of the sewage that is generated, which implies the pollution of water bodies and high public health costs in the country. The study intends to explore the three main bottlenecks left by the new Legal Framework, namely: a) encouraging the regionalization of the provision of public sanitation services, as a condition for the transfer of federal resources; b) legal certainty for the service provider, due to the restriction on program contracts, regulatory standardization and inspection of the services provided; and c) expansion of the participation of the private sector in the provision of basic sanitation services, through concessions, which should guarantee the achievement of the main goals of universal sanitation in the country (supply of drinking water to 99% of the population and collection and treatment of sewage for 90% of the population by 2033).

Palavras Chaves: Saneamento Básico, Novo Marco Legal, Marco Regulatório, Universalização, Qualidade de Vida, Política Pública.

1. INTRODUÇÃO

O saneamento básico deve ser tratado como questão primordial, no entanto, dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) revelam que no Brasil, 15 milhões de brasileiros vivem em áreas urbanas sem acesso à água potável, e nas áreas rurais a realidade é ainda pior, com 25 milhões de brasileiros com acesso limitado à água de fontes seguras, mas longe de duas casas (The World Bank, 2020).

Em relação às instalações sanitárias, mais de 100 milhões de brasileiros não têm acesso a instalações adequadas, que não são compartilhadas com outras residências e onde o esgoto é coletado e tratado de forma segura. Desse total, 2,3 milhões ainda praticam a defecação a céu aberto (The World Bank, 2020).

A deficiência na infraestrutura de saneamento básico é um dos principais problemas que afligem o Brasil. A falta de estrutura sanitária básica ou a sua deficiência afetam a saúde pública, o meio ambiente, o turismo e a qualidade de vida da população, principalmente nos grandes centros urbanos (ALVES et al., 2021; VIANA, 2020). Com isso, o Brasil possui grandes desafios no que diz respeito ao saneamento básico de forma a alcançar a universalização pretendida.

A legislação pátria sobre saneamento evoluiu nas últimas décadas, com a promulgação do Plano Nacional de Saneamento (Planasa), Lei Federal nº 11.107/2005 e o estabelecimento do Marco Legal do Saneamento com a sanção da Lei Federal nº 11.445/2007, conhecida como Lei de Diretrizes Gerais de Saneamento Básico (LNSB).

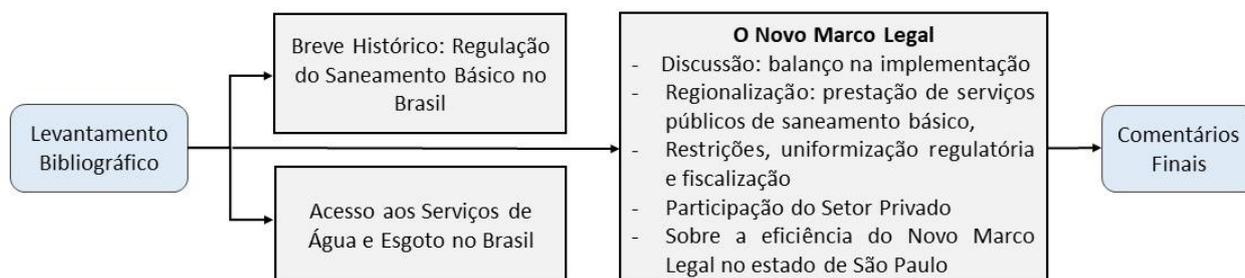
Recentemente, foi promulgada a Lei Federal nº 14.026/2020, que, dentre outras questões de grande importância, estabeleceu o novo Marco Regulatório do Saneamento Básico. As novas diretrizes do novo Marco Regulatório suscitam a discussão sobre as políticas públicas do tema.

Nesse contexto, o presente trabalho visa discutir como as políticas públicas voltadas ao saneamento básico estão sendo geridas e implementadas após o novo Marco Legal Regulatório do Saneamento Básico, com uma análise mais detalhada do Estado de São Paulo, o mais populoso do país com índice médio de atendimento urbano por rede de água com indicadores acima de 90% e índice médio de atendimento urbano com rede coletora de esgotos apontando para valores acima de 70%, que também lidera disparadamente em primeiro lugar no ranking de investimentos em saneamento, com valores desembolsados na ordem de 15 milhões, realizados entre os anos de 2019, 2018 e 2017, número cinco vezes maior que o segundo colocado entre os estados brasileiros analisados, e ainda assim possui um índice de perdas totais de 34,4% (SNIS, 2019).

2. METODOLOGIA

Visando atingir os objetivos supracitados, os procedimentos metodológicos adotados consistem em levantamento bibliográfico sobre saneamento básico no Brasil, considerando os últimos 10 anos. As pesquisas foram realizadas por meio do Portal Periódico Capes, Portal Periódico Scielo Brasil e Google Acadêmico, além da exploração dos relatórios do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) com diagnósticos anuais sobre o saneamento básico nacional. Em suma uma metodologia clássica para o caráter exploratório do estudo pretendido. Os desenvolvimentos metodológicos estão sintetizados na forma de organograma (Figura 1).

Figura 1 – Desenvolvimentos Metodológicos



3. DISCUSSÃO TEÓRICA

3.1 UM BREVE HISTÓRICO SOBRE A REGULAÇÃO DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

Nas últimas cinco décadas, esforços no sentido de reduzir a disparidade no acesso ao saneamento básico já foram temas discutidos, legislados e implantados no país (TUROLLA; OHIRA, 2005). Dentre os avanços no setor de saneamento, abaixo listamos os principais marcos legislativos nacionais:

- Código Sanitário do estado de São Paulo (1894) - o avanço das epidemias tornou necessária uma maior vigilância sanitária. Foi então, que em 1894 o primeiro Código Sanitário do estado de São Paulo foi promulgado, reunindo normas de higiene e saúde pública.
- Código das Águas (1934) - vigente até hoje, em 1934 foi aprovado o Decreto que instituiu o Código das Águas, que recomendava evitar a contaminação das águas.
- Planasa (1971) - o Planasa teve o grande mérito de estabelecer, pela primeira vez como objetivo de longo prazo para o setor, o déficit zero, ou seja, a universalização do acesso à água e ao esgoto, com base em alguns princípios ainda hoje válidos (ROSITO, 2019). O colapso do Banco Nacional de Habitação – BNH – em 1986, no contexto de uma crise fiscal, marcou a estagnação da política básica de saúde no Brasil. A partir daí a titularidade referente ao financiamento da saúde foi transferida para a Caixa Econômica Federal (LOBO, 2016).
- Lei das Águas (1997) - a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), popularmente conhecida como "Lei das Águas", traz consigo a garantia da disponibilidade de água à atual e às futuras gerações, com vistas ao uso racional e integrado dos recursos hídricos, baseando-se na ideia do desenvolvimento sustentável.
- Lei Federal nº 11.107/2005 - possibilitou que os municípios passassem a celebrar convênios de cooperação com os estados, permitindo assim que as empresas estatais de saneamento firmassem contratos de programa (firmados pelo Poder Público sem o rito do processo licitatório) com os municípios.
- Lei do Saneamento (Lei nº 11.445/2007) - também conhecida como Lei de Diretrizes Gerais de Saneamento Básico (LNSB), a Lei nº 11.445/2007 também serviu de arcabouço norteador para a construção do Novo Marco Legal Regulatório do Saneamento, o qual falaremos mais profundamente nos próximos tópicos.
- Plansab (Decreto nº 8.141/2013) - o Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), foi um grande marco para o saneamento básico nacional, possuindo a abrangência sob os quatro componentes do saneamento básico: abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, coleta de lixo e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.
- PNSR (2019) - o Plansab, identificou a necessidade de elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), visando corrigir o histórico déficit na oferta dos serviços de saneamento que abarcam a população rural, para a integralização do acesso.
- Novo Marco Legal do Saneamento (Lei nº 14.026/2020) - A Lei Federal nº 14.026/2020, estabeleceu um novo Marco Legal Regulatório para o saneamento básico nacional, e tem sido chamada de o novo Marco Legal.

Cabe destacar que o setor do saneamento básico, não foi tão afetado pelas reformas dos anos 1990 quanto outros setores de infraestrutura durante o governo Fernando Henrique Cardoso (FHC), e não experimentou uma onda de privatizações, embora tenha havido algumas concessões em cidades em que a prestação era realizada pela própria prefeitura do município.

3.2 DIAGNÓSTICO DO ACESSO AOS SERVIÇOS DE ÁGUA E ESGOTO NO BRASIL

Os quatro pilares do saneamento (abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, coleta de lixo e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas) estão

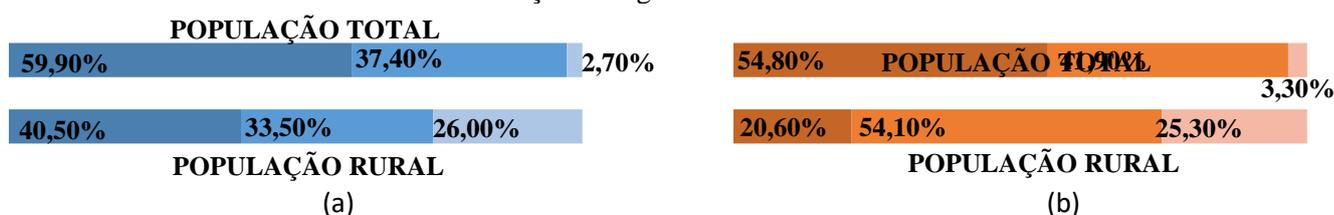
intimamente relacionados à melhoria da qualidade de vida dos indivíduos e preservação do meio ambiente, no entanto, como a universalização do acesso à água potável e coleta e tratamento de esgotos, perfazem a meta principal no sentido da universalização dos serviços almejada pelo novo Marco Legal Regulatório do Saneamento, o diagnóstico que será apresentado neste trabalho trará enfoque sobre estes dois componentes do saneamento (BRASIL, 2020).

O equilíbrio entre os quatro componentes do saneamento básico está alinhado e intimamente relacionado com o direito à saúde, à moradia e ao meio ambiente equilibrado, que é estabelecido pela Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988).

O Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), nos subsidia com indicadores que classificam o acesso ao saneamento básico (coletivo e individual) em três níveis de atendimento: adequado, precário e sem atendimento (BRASIL, 2019). Esses indicadores nos revelam um melhor diagnóstico para cada um dos componentes dos serviços de saneamento básico.

Na Figura 2 é mostrada a situação da qualidade dos serviços de água e esgoto prestados, levando em consideração os três níveis de atendimento: adequado, precário e sem atendimento, segundo apontado pelo Plansab (2019) e PNSR (2019).

Figura 2 – (a) Percentual de atendimento adequado e com déficit (precário e sem atendimento) dos serviços de água no Brasil, (b) Percentual de atendimento adequado e com déficit (precário e sem atendimento) dos serviços de esgoto no Brasil.



Fonte: (a) Adaptado do Plansab (2019) e PNSR (2019).

3.3 SOBRE O NOVO MARCO LEGAL

Apesar da evolução legislativa para o setor de saneamento básico, em especial aos avanços da Lei nº 11.445/2007, a população brasileira ainda enfrenta sérios problemas no acesso aos serviços públicos básicos. Diante desse quadro, visando aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no país, e depois de muitas discussões no parlamento com duas medidas provisórias perdendo a eficácia, em julho de 2020 houve a promulgação da Lei Federal nº 14.026, estabelecendo um novo Marco Legal Regulatório do saneamento básico nacional,

O novo Marco Legal do Saneamento Básico, não revoga, mas altera e atualiza outras leis, como: Lei nº 9.984/2000 (atribui novas competências à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA); a Lei nº 11.107/2005 (Lei dos Consórcios Públicos); a Lei nº 11.445/2007 (Lei do Saneamento); a Lei nº 12.305/2010 (disposição final de resíduos sólidos); a Lei nº 13.089/2015 (Estatuto da Metrópole); e a Lei nº 13.529/2017 (que autoriza a União a participar de fundos com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados).

O novo arcabouço legal mostra seu potencial, lançando luz sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), apelo global lançado pela Nações Unidas na Agenda 2030 sediada no Brasil, que visa a erradicação da pobreza, proteção do meio ambiente e do clima, para garantia de que as pessoas possam desfrutar de paz e prosperidade (BRASIL, 2022).

Do SNIS ao SINISA

Instituído pela Lei nº 11.445/2007, o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), deveria ser o principal instrumento de monitoramento do cumprimento das metas previstas no novo Marco Legal Regulatório do Saneamento (BRASIL, 2007).

Este novo sistema, é a evolução para substituição do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, criado em 1996), possuindo sua base de dados alimentada por autodeclaração voluntária por responsabilidade dos prestadores dos serviços (SNIS, 2020).

No SINISA as informações são estruturadas a partir dos dados fornecidos pelo município (titulares dos serviços), e são posteriormente convalidadas pelos prestadores dos serviços e Agências Reguladoras para a auditoria do próprio sistema, o que garante maior confiabilidade do diagnóstico que, atualmente, é publicado anualmente. Esse novo sistema nacional de informações está sob a organização, implementação e gestão da Secretaria Nacional de Saneamento do Ministério do Desenvolvimento Regional (SNS/MDR), garantido acesso público, gratuito e acessível via internet a qualquer indivíduo.

O MDR elaborou no ano de 2015 uma proposta de concepção técnico-conceitual para criação do SINISA, sendo realizadas diversas oficinas em colaboração de consultoria externa e discutido entre as entidades e atores nacionais do setor de saneamento. Entre os módulos de coleta de informações, em uma primeira etapa de implantação, o SINISA contemplará a captação dos seguintes dados (SNIS, 2019): pelos titulares dos serviços (Organização e Gestão Municipal dos serviços de saneamento básico); pelos prestadores de serviços (Gestão administrativa e financeira, Gestão técnica do serviço de esgotamento sanitário, Gestão técnica do serviço de abastecimento de água, Gestão técnica do serviço de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos urbanos, Gestão técnica do serviço de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas); e pelas entidades reguladoras (Regulação e fiscalização dos serviços de saneamento básico)

Esperava-se que os testes na plataforma do SINISA ocorressem no ano 2020, com desenvolvimento de cursos de capacitação e manuais de utilização do novo sistema. O novo sistema ainda não passou a operar na coleta de dados em 2021, no entanto, neste mesmo ano foram publicados 05 (cinco) cadernos temáticos com o diagnóstico contemplando os quatro componentes do saneamento básico, devendo os demais cadernos (Diagnóstico Temático sobre a Gestão Administrativa e Financeira, Gestão Técnica e Infraestrutura) serem publicados ao longo de 2022.

O que ocorre na prática, é que mesmo depois de 15 (quinze) anos instituído, o SINISA ainda não se tornou uma realidade, e não foram encontradas informações junto ao SNIS sobre quando sua implementação passará a vigorar.

A meta de universalização e integralização do saneamento básico não é uma tarefa unilateral, mas um processo cooperado e associado entre governo federal, governos estaduais, governos municipais e distrital, entidades reguladoras e sociedade civil, que buscam atingir o bom planejamento, regulação, prestação dos serviços, fiscalização e controle social do saneamento (BRASIL, 2020).

Discussão sobre o balanço na implementação do novo Marco Legal

A lei nº 14.026/2020 atualiza e altera inúmeros dispositivos em sete leis distintas. Por isso, este trabalho não tem a pretensão de abranger todas as consequências destas alterações, sendo assim, daremos enfoque no diagnóstico à evolução das metas de universalização do saneamento no país (abastecimento de água potável para 99% da população, coleta e tratamento de esgoto para 90% da população até 2033), prioridade dada pela Lei nº 14.026/2020 para dois dos componentes do saneamento, e para isso, enfocaremos três aspectos principais que o novo Marco Legal entrega como releitura da política praticada até a promulgação da Lei nº 14.026/2020, a saber: a) incentivo à **regionalização da prestação dos serviços públicos de saneamento básico**, sendo uma condição para repasse dos recursos federais; b) segurança jurídica ao prestador de serviços, devido à **restrição aos contratos de programa, uniformização da regulatória e fiscalização dos serviços prestados**; e c) **ampliação da participação do setor privado na prestação de serviços de saneamento básico**, por meio de concessões (BRASIL, 2020). Este trabalho abordará os três aspectos supracitados, sem

a pretensão de esgotar o assunto, visto que a intenção primordial é traçar e fundamentar os pilares que entendemos principais para alcançar o diagnóstico pretendido.

Regionalização da prestação dos serviços públicos de saneamento básico

A regionalização da prestação de serviços de saneamento é um dos eixos principais da política desenvolvida pelo novo Marco Legal. Isso porque, todo arcabouço desenvolvido pela legislação visa tornar promissor, a médio e longo prazo, por meio de ganhos de escala e a possibilidade de contar com subsídios cruzados de municípios superavitários em detrimento dos deficitários.

Com o objetivo de atender cidades menores e com menos recursos, os estados possuem a prerrogativa de compor um bloco com municípios pequenos – que não precisam ser necessariamente vizinhos, com vistas à geração de ganho de escala, por meio do apoio à formação dos blocos de referência para obtenção da sustentabilidade econômico-financeira do bloco, para fazer a contratação dos serviços de forma coletiva. Esses blocos de referência deverão implementar Planos Municipais e/ou Regionais de Saneamento Básico.

O novo Marco Legal se apoia na estratégia de condicionar os repasses de recursos federais e financiamentos com recursos da União à adesão da prestação regionalizada e ao atendimento de normas de referência da ANA, definindo uma meta clara (99% de abastecimento de água e 90% de coleta e tratamento de esgoto) e um prazo (2033) para a oferta dos serviços em saneamento. A adesão dos municípios - como titulares dos serviços - é voluntária, facultativa, no entanto, os municípios que se mantiverem isolados, não aderindo a regionalização, não terão prioridade no acesso aos recursos federais.

É importante destacar que a Lei nº 14.026/2020, menciona os seguintes termos para tratar sobre a regionalização: regiões metropolitanas; aglomerações urbanas; microrregiões; unidades regionais; e blocos regionais, que apesar de parecerem possuir significado semelhante ou sobreposto, possuem definições e singularidades bem distintas entre si.

Dos 26 estados brasileiros, 15 (quinze) estão com legislação aprovada (Alagoas, Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Rondônia, Roraima, Santa Catarina, São Paulo e Sergipe), 5 (cinco) estão em andamento, em vias de aprovação (Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Maranhão, Goiás e Mato Grosso), três estão sem movimentação (Acre, Pará e Tocantins) e 3 (três) estão em vias de concessão junto ao Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) (Rio de Janeiro, Mato Grosso do Sul e Amapá).

Restrição aos contratos de programa, uniformização regulatória e fiscalização dos serviços prestados

Os serviços de saneamento básico chegam aos usuários de duas maneiras: direta ou indireta (BRASIL, 2021). Direta, quando o município assume o papel como titular e prestador desses serviços, comumente intitulados como Serviços Autônomos de Água e Esgoto (SAAE) ou pelos Departamentos de Água e Esgoto (DAE). E indireta, quando o município delega a prestação desses serviços a empresas públicas (autarquias), sociedades de economia mista com a gestão pública ou privada, e empresas privadas, que após a promulgação da Lei nº 14.026/2020 que atualiza a Lei nº 11.445/2007, definiu a exclusividade do processo licitatório como mecanismo para concessão da prestação dos serviços de saneamento básico pelo município.

A proibição da contratação dos serviços públicos sem licitação já era uma realidade, desde a Constituição Federal de 1988 (art. 175). A nova lei permite que empresas privadas entrem no processo licitatório para prestação de serviços de saneamento básico. Isso não impede que as empresas estatais concorram para a prestação de serviços, mas agora competem igualmente com o setor privado no processo licitatório.

No caso da prestação de serviços indireta, a efetivação desses serviços se dava por meio dos contratos de programa, que os municípios transferiam a prestação dos serviços públicos de

saneamento por meio de concessão aos prestadores terceirizados (empresas públicas ou empresas de economia mista).

Os serviços prestados, independentemente do tipo (direto ou indireto) deve exigir que os prestadores dos serviços sejam submetidos às mesmas exigências de cumprimento das metas contratuais. Em caso contrário, torna a prestação de serviços direta em desconformidade com as metas estabelecidas, e a prestação de serviços indireta torna seu contrato irregular (BRASIL, 2021). Por isso, a prestação de serviços em qualquer nível, deve ser acompanhada por agentes de fiscalização e regulação independentes, com autonomia decisória nas esferas administrativa, orçamentária e financeira.

A Associação Brasileira de Agências de Regulação (ABAR) publicou com ano-base de sua pesquisa em 2020, a lista com as 54 (cinquenta e quatro) Agências Reguladoras que atuam no saneamento básico, sendo 24 (vinte e quatro) municipais, 23 (vinte e três) estaduais, 6 (seis) consorciadas e 1 (uma) distrital, que juntas, abrangem a regulação dos serviços de saneamento de mais de 3.000 (três mil) municípios (ABAR, 2021).

Para que haja uniformidade entre todas as entidades reguladoras, a atualização na Lei nº 11.445/2007, trazida pelo novo Marco Regulatório, compete à ANA a coordenação da uniformização da regulação por meio da edição de Normas de Referência no setor de saneamento, que devem incluir itens como a qualidade e eficiência dos serviços, regulação tarifária, avaliação do cumprimento das metas, redução progressiva das perdas de água, incentivos ao reúso de água, entre outros.

A uniformização regulatória trazida pelo novo Marco Legal amplia a segurança jurídica na prestação dos serviços públicos e a redução da exposição aos riscos de capital, estimulando assim, a captação de investimentos públicos e, principalmente, recursos privados.

Até o momento, a ANA publicou no Diário Oficial da União, na modalidade de resoluções, duas Normas de Referência para o saneamento, sendo a Resolução nº 79/2021, que evidenciam um atraso em suas publicações. Por este motivo, houve uma dilatação no prazo estabelecido para edição das Normas de Referências, que pela previsão, deverão ocorrer até o segundo semestre de 2023.

É nítido notar que as novas atribuições imputadas à ANA, pelo escopo do novo Marco Legal, representam um grande desafio para a instituição.

Ampliação da participação do setor privado na prestação de serviços de saneamento básico

Antes da aprovação do novo Marco Legal, a participação do setor privado no mercado nacional de saneamento, se restringia a uma média aproximada de 6% entre os serviços de água, coleta e tratamento de esgotos (SNIS, 2020). Com a promulgação do marco, o interesse privado se voltou para o setor, como recentemente verificamos com os leilões das companhias Casal (Alagoas), Sanesul (Mato Grosso do Sul), Cedae (Rio de Janeiro) e do município de Cariacica (ES), as operadoras privadas passam a atender direta ou indiretamente 17% da população, e a expectativa é que essa participação atinja, pelo menos 40% até 2030 (ABCON SINDCON e ABDIB, 2021).

A ampliação da concorrência para novos contratos de concessão dos serviços de água e esgoto na região amazônica, viabilizou R\$60 bilhões em investimentos com leilões realizados após a nova legislação, que verificou uma redução de 20% sobre a tarifa dos serviços (ABCON SINDCON e ABDIB, 2021).

A proibição dos Contratos de Programa; os incentivos para financiamento em processos de parceria público-privada (PPP); a exigência da capacidade econômico-financeira dos titulares operadores dos serviços; e a definição de metas claras para todos os contratos vigentes e novos, são alguns dos estímulos às concessões trazidos pelo novo Marco Legal.

Scriptore e Toneto Júnior (2012) revelam que não há parâmetro diferencial ou indicadores que sobressaia a qualidade na atuação do setor público em detrimento do setor privado e vice-versa, concluindo ainda que a superação dos problemas relacionados ao setor de saneamento básico pode ser atingida com o aumento na participação de investimento privados no setor, podendo ainda gerar benefícios indiretos, como o acréscimo de eficiência e geração de excedentes pelo setor público. O

economista Paulo Furquim de Azevedo, do Instituto de Ensino e Pesquisa (INSPER) de São Paulo, compara o desempenho de prestadores privados e públicos a partir dos diferentes incentivos que os motivam: para os primeiros, lucro; para os últimos, vitórias eleitorais, pois estão em maior ou menor grau sob o controle de prefeitos e governadores (VIANA, 2020).

Para garantir a universalização dos serviços de água e esgotos, os investimentos realizados no setor exigiriam valores superiores a R\$ 25 bilhões por ano, cerca de 0,4% do Produto Interno Bruto (PIB) do Brasil. No entanto, entre os anos de 1998 e 2018, a alocação dos valores empenhados mantiveram uma média de R\$ 5 bilhões, em média, investimentos muito abaixo do necessário para que inicialmente o problema da desigualdade dos serviços fosse resolvido (VIANA, 2020).

Outro fato importante, que deve ser analisado, consiste no horizonte temporal definido pelo novo Marco Legal, que após sua publicação estabelece um prazo máximo de 13 (treze) anos para seu efetivo cumprimento. O prazo curto, apresentado pela lei, consiste no fato de resgatar a meta anteriormente prevista no Plansab, que fora publicado em 2013, e estabelecia um horizonte para cumprimento da meta de universalização em 20 (vinte) anos, ou seja, 2033. O novo Marco Legal renovou a meta audaciosa do Marco Legal anterior, que permaneceu estagnada em algumas localidades, e com baixas evoluções em outras regiões. Por isso, o cumprimento da meta de universalização do acesso aos serviços de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgotos, incorporadas pelo novo Marco Legal, estabeleceu um prazo de fechamento curto e ambicioso.

A clareza das metas de universalização e demais acessórios que visam a evolução dos quatro componentes do saneamento básico ficou nítida na lei. O que ainda permanece obscuro, é o que de fato acontecerá se a lei não for cumprida? Os titulares perdem o acesso aos recursos e financiamentos federais, e ainda assim as metas poderão não ser cumpridas. Se as metas não forem cumpridas, elas serão adiadas ou atualizadas? Esses efeitos práticos a lei não determina.

Para melhor compreensão dos prazos e tarefas a serem atingidas por cada ente público, nas três esferas da governança (federal, estadual e municipal), elaboramos o quadro abaixo, que contém os marcos temporais estabelecidos, que devem ser atingidos pela determinação da Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020). A abrangência do período analisado, compreende desde a promulgação da Lei nº 14.026/2020 até a meta de universalização dos serviços em dezembro de 2033 (estudo da legislação vigente, 2022):

- Item 01 - Lei Federal nº 14.026/2020 aprovada com vetos. Prazo: 15 de julho de 2020;
- Item 02 - Publicação do Decreto nº 10.430/2020 que cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico (CISB) para assegurar a implementação da política federal de saneamento básico. Prazo: 20 de julho de 2020;
- Item 03 - Publicação do Decreto nº 10.588/2020 que dispõe sobre a regularização de operações e o apoio técnico e financeiro de que trata o art. 13 da Lei nº 14.026/2020 e sobre a alocação de recursos públicos federais e os financiamentos com recursos da União ou geridos ou operados por órgãos ou entidades da União de que trata o art. 50 da Lei nº 11.445/2007. Prazo: 24 de dezembro de 2020;
- Item 04 - Publicação do Decreto nº 10.639/2021 que aprova a Estrutura Regimental e o Quadro Demonstrativo dos Cargos Comissionados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA e transforma e remaneja cargos em comissão. Prazo: 01 de março de 2021;
- Item 05 - Lei Federal nº 14.026/2020 com a manutenção dos vetos presidenciais. Prazo: 17 de março de 2021;
- Item 06 - Publicação do Decreto nº 10.710/2021 que regulamenta o art. 10-B da Lei nº 11.445/2007 para estabelecer a metodologia para comprovação da capacidade econômico-financeira dos prestadores de serviços públicos de abastecimento de água potável ou de esgotamento sanitário, com vistas a viabilizar o cumprimento das metas de universalização. Prazo: 31 de maio de 2021;

- Item 07 - Instituição da cobrança para prestação de serviço de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos pelos titulares, conforme prazo estabelecido no art. 35, §2º da Lei nº 11.445/2007, caput alterado pela redação da Lei nº 14.026/2020. Prazo: 15 de julho de 2021;
- Item 08 - Definição pelos estados para a regionalização da gestão dos serviços públicos de saneamento básico, conforme prazo estabelecido na Lei nº 14.026/2020. Prazo: 15 de julho de 2021.
- Item 09 - Lei Federal nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos para disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (art. 54), caput alterado pela redação da Lei nº 14.026/2020. Prazo: 02 de agosto de 2021, para capitais de Estados e Municípios integrantes de Região Metropolitana (RM) ou de Região Integrada de Desenvolvimento (Ride) de capitais; (art. 54, inciso I da Lei nº 12.305/2010);
- Item 10 - Conclusão da regionalização da gestão dos serviços públicos de saneamento básico para acesso aos recursos públicos federais e financiamentos com recursos da União, conforme estabelecido no Decreto nº 10.588/2020. Prazo final: 31 de março de 2022;
- Item 11 - Inclusão das metas de universalização nos contratos de prestação de serviços públicos de saneamento básico, conforme estabelecido na Lei nº 14.026/2020. Prazo final: 31 de março de 2022;
- Item 12 - Lei Federal nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos para disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (art. 54), caput alterado pela redação da Lei nº 14.026/2020. Prazo: 02 de agosto de 2022, para Municípios com população superior a 100.000 (cem mil) habitantes no Censo 2010, bem como para Municípios cuja mancha urbana da sede municipal esteja situada a menos de 20 (vinte) quilômetros da fronteira com países limítrofes; (art. 54, inciso II da Lei nº 12.305/2010);
- Item 13 - Publicação dos planos de saneamento básico (municipais ou regionais), conforme estabelecido na Lei nº 14.026/2020. Prazo final: 31 de dezembro de 2022;
- Item 14 - Lei Federal nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos para disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (art. 54), caput alterado pela redação da Lei nº 14.026/2020. Prazo: 02 de agosto de 2023, para Municípios com população entre 50.000 (cinquenta mil) e 100.000 (cem mil) habitantes no Censo 2010; (art. 54, inciso III da Lei nº 12.305/2010);
- Item 15 - Lei Federal nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos para disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (art. 54), caput alterado pela redação da Lei nº 14.026/2020. 02 de agosto de 2024, para Municípios com população inferior a 50.000 (cinquenta mil) habitantes no Censo 2010; (art. 54, inciso IV da Lei nº 12.305/2010);
- Item 16 - Entidades reguladoras ou os titulares dos serviços públicos de saneamento básico devem exigir que os usuários conectem suas edificações à rede de esgotos, onde disponível, sob pena de o prestador do serviço realizar a conexão mediante cobrança do usuário, sob pena de responsabilidade administrativa, contratual e ambiental, conforme prazo estabelecido no art. 45, §2º da Lei nº 11.445/2007, caput alterado pela redação da Lei nº 14.026/2020. Prazo: 31 de dezembro de 2025;
- Item 17 - Atingimento das metas de universalização, garantindo abastecimento de água potável para 99% da população e coleta e tratamento de esgoto para 90% da população, conforme prazo estabelecido no art. 11-B, da Lei nº 11.445/2007, caput alterado pela redação da Lei nº 14.026/2020. Prazo: 31 de dezembro de 2033;
- Item 18 - Dilatação do prazo final quando os estudos para a licitação da prestação regionalizada apontarem para a inviabilidade econômico-financeira da universalização, mesmo após o agrupamento de Municípios de diferentes portes. Desde que haja anuência prévia da agência reguladora, que, em sua análise, deverá observar o princípio da modicidade tarifária. Prazo: 01 de janeiro de 2040.

Em análise a legislação quanto aos marcos temporais e prazos para execução de acordo com a legislação vigente, vimos que com a criação do Comitê Interministerial de Saneamento Básico (CISB), que possui a função de assegurar a implementação da política federal de saneamento básico. A Resolução nº 01/2020, em seu Art. 9º, indica que o CISB deveria se reunir duas vezes ao ano, em caráter ordinário e, em caráter extraordinário, sempre que convocado por seu Presidente, por iniciativa própria ou por solicitação de quaisquer de seus membros.

O que constatamos na prática, foi a realização de uma única reunião ordinária do CISB, que aconteceu no dia 26 de agosto de 2020, conforme noticiado pela ANA. O simples fato do não cumprimento do regimento criado pelo próprio MDR demonstra o pouco esforço despendido pelo governo federal para atingimento das metas, por ele mesmo estipuladas.

Outro ponto importante a ser destacado está presente no item 7, que prevê a instituição da cobrança para prestação de serviço de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos pelos titulares, que inicialmente a Lei nº 12.035/2010 ancorava como data-limite 15 de julho de 2021, para implementação da disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos. Esse prazo foi dilatado pelo novo Marco Legal, e subdividido conforme a categoria populacional dos municípios.

Um olhar para a eficiência do novo Marco Legal do Saneamento no estado de São Paulo

Os índices de cobertura em abastecimento de água e tratamento de esgotos, apontam o estado de São Paulo como pioneiro na gestão de recursos hídricos no Brasil, sendo modelo referencial para outros estados, principalmente pela inovação e participação ativa nos diversos Comitês de Bacias Hidrográficas. Essa participação sempre propiciou diálogos amplos entre todos os atores envolvidos com os recursos hídricos, gerando debates produtivos dentro da governança.

No entanto, a Lei nº 17.383/2021 publicada pelo governo do estado de São Paulo, contrariou a percepção difundida nacionalmente de uma política pública bem discutida, indo na contramão do processo legislativo da maior parte dos estados brasileiros. A lei tramitou em regime de urgência na Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo (Alesp), e não contou com nenhum processo prévio de consulta pública e ampla participação técnica e social (IAS, 2021). O projeto foi discutido em apenas três audiências públicas, sendo alvo de inúmeros questionamentos vindos dos municípios, Ministério Público, Comitês de Bacia, e sociedade civil.

O modelo adotado pelo estado foi o das Unidades Regionais de Serviços de Abastecimento de Água Potável e Esgotamento Sanitário (URAEs), que subdividiu os 645 (seiscentos e quarenta e cinco) municípios do estado em quatro URAEs distintas, sendo: URAE 1 - Sudeste, contendo 370 (trezentos e setenta) municípios; URAE 2 - Centro, contendo 98 (noventa e oito) municípios; URAE 3 - Leste, contendo 35 (trinta e cinco) municípios; URAE 4 - Norte, contendo 142 (cento e quarenta e dois) municípios.

Das 9 (nove) regiões metropolitanas e aglomerações urbanas, 8 (oito) foram fragmentadas, e ainda houve a divisão de municípios que pertencem à mesma Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI), abrindo diversos questionamentos sobre o que o critério técnico que visa reforçar as cinco funções da gestão do saneamento básico (planejamento, fiscalização, regulação, prestação dos serviços e controle social), não foi o adotado na divisão das URAEs. Sem maiores detalhamentos ou justificativas, também se verificou que os municípios pertencentes à URAE 1 - Sudeste (atendidos pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp) permaneceram fora da referida regionalização instituída pelo governo do estado, mantendo-se agrupados os municípios atendidos pela Sabesp na referida URAE.

Outra inconsistência que podemos notar na divisão das URAEs adotada pelo estado, é a disparidade populacional total percebida na URAE 1 - Sudeste em detrimento das demais regiões. A URAE 1 - Sudeste representa em percentual 67,75%, enquanto a URAE 2 - Centro, a URAE 3 - Leste e a URAE 4 - Norte representam, respectivamente, 11,18%, 10,08% e 10,99% do total populacional de estado (IAS, 2021).

A lei estabeleceu um prazo máximo de 180 (cento e oitenta) dias após sua publicação, encerrando este prazo em 05 de janeiro de 2022, para que os municípios, titulares dos serviços, manifestem interesse em aderir às URAEs estabelecidas pelo estado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Vimos que o novo Marco Legal está fundamentado nos quatro pilares do saneamento básico, com enfoque para cumprimento da meta de fornecimento de água potável para 99% da população e de 90% de coleta e tratamento de esgoto para até 2033, e para que isso ocorra, prevê a ampliação da concorrência para privatização dos serviços de saneamento básico; amplia a competência regulatória da ANA para edição de normas de referência e regionalização dos municípios; e cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico – CISB para coordenação da política federal de saneamento.

A implementação legislativa é importante mecanismo que, conjugado com outros, será capaz de evoluir a política pública de saneamento. A lei foi a responsável por criar condições institucionais e segurança jurídica para que a universalização efetivamente ocorresse. Agora, o MDR deve, além de estabelecer as diretrizes nacionais do saneamento básico, desenvolver um sistema estruturado em conjunto com os estados, municípios e o Distrito Federal, promovendo o planejamento integrado da política pública do saneamento básico.

O processo da regionalização também demonstra um atraso significativo no cumprimento das metas.

O papel da Agência Nacional se desponta como principal mecanismo de todo este processo, com a prerrogativa de regular, fiscalizar e controlar socialmente o direito de todo brasileiro ao acesso básico dos serviços de saneamento, mas avança lentamente no processo de edição das normas de referência para o setor, o que contribui para o atraso de todo o conjunto de metas.

O novo Marco Legal deixou pontos abertos a serem esclarecidos, como por exemplo, quais seriam os reais e efetivos prejuízos encarados pelos municípios que não aderirem a regionalização, ou ainda, que permaneçam estagnados nas metas prioritárias do Plansab.

Saneamento é um direito humano que deve ser garantido pela política pública para que haja saúde da população. Ainda assim, o Brasil investiu, em média dos últimos três anos, R\$ 13 bilhões em saneamento, cerca de 50% do que realmente deveria investir para efetividade da meta principal da universalização do saneamento prevista no Plansab. Se o mesmo padrão de investimentos for mantido, a meta prevista só será atingida em 2050, sendo muito otimista (VIANA, 2020).

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- ABAR**, Associação Brasileira de Agências de Regulação (2021). *Saneamento básico - Regulação 2021*. Disponível em: <<https://abar.org.br/?mdocs-file=84360>>. Acesso em 02 de julho de 2022.
- ALVES, M. R.; SOUZA, R. A. G. de; CALÓ, R. dos S.** (2021). *Poor sanitation and transmission of COVID-19 in Brazil*. Sao Paulo Medical Journal, v. 139, p. 72-76, 2021.
- BRASIL** (1988). *Constituição da República Federativa do Brasil*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 11 de maio de 2022.

- BRASIL** (2007). Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. *Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: 10 de maio de 2022.
- BRASIL** (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. *Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 02 de julho de 2022.
- BRASIL** (2013). *Plano Nacional de Saneamento Básico – Plansab*. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Disponível em: <http://www.cecol.fsp.usp.br/dcms/uploads/arquivos/1446465969_Brasil-PlanoNacionalDeSaneamentoB%C3%A1sico-2013.pdf>. Acesso em: 30 de maio de 2022.
- BRASIL** (2020). Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. *Atualiza o marco legal do saneamento básico*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm>. Acesso em: 03 de maio de 2022.
- BRASIL** (2020). Decreto nº 10.430, de 20 de julho de 2020. *Dispõe sobre o Comitê Interministerial de Saneamento Básico*. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/decreto/d10430.htm>. Acesso em: 02 de julho de 2022.
- BRASIL** (2020). Resolução nº 1, de 4 de setembro de 2020. *Aprova o Regimento Interno do Comitê Interministerial de Saneamento Básico*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional/Comitê Interministerial de Saneamento Básico. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-n-1-de-4-de-setembro-de-2020-276155196>>. Acesso em: 02 de julho de 2022.
- BRASIL**, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2021). *Diagnóstico Temático dos Serviços de Água e Esgotos – 2020*. [S.l.] Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional/Secretaria Nacional de Saneamento.
- BRASIL**, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2021). *Diagnóstico Temático de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2020*. [S.l.] Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional/Secretaria Nacional de Saneamento.
- BRASIL**, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2021). *Diagnóstico Temático de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas – 2020*. [S.l.] Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional/Secretaria Nacional de Saneamento.
- IAS**, Instituto Água e Saneamento (2021). *Nota Técnica - Desafios e riscos da implementação do marco legal do saneamento no estado de São Paulo: análise do PL 251/2021*. Disponível em: <https://www.idsbrasil.org/wp-content/uploads/2021/07/PL251_Nota-Tecnica_IAS_IDS.pdf>. Acesso em: 02 de julho de 2022.
- LOBO**, R. L. N. (2016). *O Saneamento Básico no Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://objdig.ufrj.br/42/teses/859334.pdf>>. Acesso em: 20 de maio de 2022.
- ROSITO**, C. A. (2019). *Do PLANASA ao PLANSAB - Os últimos 50 anos da água e do esgoto no Brasil*. Artigos Saint-Gobain Canalização. Disponível em: <<https://www.sgpam.com.br/artigos/do-planasa-ao-plansab-os-ultimos-50-anos-da-agua-e-do-esgoto-no-brasil>>. Acesso em: 20 de maio de 2022.
- SCRIPTORE**, J. S.; **TONETO JÚNIOR**, R. (2012). *A estrutura de provisão dos serviços de saneamento básico no Brasil: uma análise comparativa do desempenho dos provedores públicos e privados*. [S.l.] Revista de Administração Pública, v. 46, n. 6, p. 1479-1504, 2012.
- THE WORLD BANK**, (2020). *Children and Youth—Brazil’s Invisible Victims of Inequitable Access to Water and Sanitation*. Revista The World Bank, Feature Story, 25 de ago. de 2020. Disponível em: <<https://www.worldbank.org/en/news/feature/2020/08/25/brasil-ninos-jovenes-desigualdades-acesso-saneamiento-covid-19>>. Acesso em: 04 de julho de 2022.
- TRATA BRASIL**, Instituto (2022). *14ª edição do Ranking do Saneamento (SNIS 2020)*. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/images/estudos/Ranking_do_Saneamento_2022/Relat%C3%B3rio_do_RS_2022.pdf>. Acesso em: 02 de julho de 2022.
- TUROLLA**, F. A.; **OHIRA**, T. H. (2005). *A economia do saneamento básico*. Ciclo de debates eitt, do grupo de estudos em economia industrial, trabalho e tecnologia do programa de estudos pós-graduados em economia política da PUC-SP, v. 3, 2005.
- VIANA**, D. (2020). *Opening faucets - Research indicates that delays in providing sanitation in Brazil cause illness and are economically irrational*. Revista Pesquisa Fapesp, nº 294, pp. 80-85, ago. de 2020. Disponível em: <<https://revistapesquisa.fapesp.br/en/opening-faucets/>>. Acesso em: 04 de julho de 2022.

IDENTIFICACIÓN DE ZONAS VULNERABLES Y DE EROSIÓN HÍDRICA MEDIANTE EL MODELAMIENTO GEOESPACIAL, CUENCA DEL RÍO HUARMEY, ANCASH – PERÚ

Lizbeth Rocío Caycho Torres¹, Néstor Montalvo Arquíñigo²,

Ingeniero Agrícola, Investigador. Dirección: Jirón Cuzco 167 dpto. Y, Magdalena del Mar, Lima, Perú. Correo electrónico: lizbethcaycho@outlook.com.pe.

Doctor en Ciencias en Agronómicas, Magister en Recursos Hídricos, Ingeniero Agrícola. Profesor Principal Universidad Nacional Agraria La Molina. Dirección Avenida La Paz 434, Miraflores, Lima, Perú. Correo electrónico: nmontalvo@lamolina.edu.pe.

RESUMEN

Esta investigación se realizó en la cuenca del río Huarmey, en Áncash-Perú, la cual tiene una región costera con lluvias escasas y una región andina con fuertes precipitaciones que causan erosión hídrica. Sin embargo, en el 2017 se presentaron de forma extraordinaria, inundaciones en la región costera. A fin de encontrar las zonas vulnerables a inundaciones y procesos erosivos, se realizaron cuatro modelos geoespaciales: el primero, fue el de inundaciones extraordinarias, utilizando las variables de cobertura/uso actual, factor forma, capacidad de infiltración y pendientes, basado en el estudio de Wahid et al. (2016); el segundo modelo de inundaciones se efectuó usando el mismo procedimiento, adicionando la variable precipitación, para evaluar su incidencia. Ambos resultados mostraron un nivel alto de riesgo a inundaciones en la parte media y baja de la cuenca; el tercer modelo fue de vulnerabilidad física, con las variables: pendiente, precipitación, geología, geomorfología y cobertura/uso actual, encontrando zonas de vulnerabilidad alta en la parte andina de la cuenca; finalmente, se aplicó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE), determinando que las mayores pérdidas se produjeron en la zona andina de la cuenca, que concuerda con lo obtenido en el modelo de vulnerabilidad física. Se recomienda tomar en cuenta estos resultados para los planes de desarrollo en la cuenca hidrográfica por parte de las entidades públicas y privadas.

ABSTRACT

This research was carried out in the Huarmey river basin, in Áncash-Peru, which has a coastal region with scarce rainfall and an Andean region with heavy rainfall that causes water erosion. However, in 2017 flash floods occurred in the coastal region. In order to find the areas vulnerable to flooding and erosion, four geospatial models were made: the first one was the flash flood model, using the variables of coverage/current use, shape factor, infiltration capacity and slopes, based on the study from Wahid et al. (2016); the second flood model was carried out using the same procedure, adding the rainfall variable, to evaluate its incidence. Both results showed a high level of risk to flooding in the middle and lower part of the basin; the third model was of vulnerability, with the variables: slope, rainfall, geology, geomorphology and coverage/current use, where areas of high vulnerability in the Andean part of the basin were found; finally, the Universal Soil Loss Equation (USLE) was applied, and it showed that the greatest losses happened in the Andean area of the basin, which is consistent with what was obtained in the vulnerability model. It is recommended to take these results into account for the development plans in the hydrographic basin by public and private entities.

PALABRAS CLAVE: SIG, inundaciones extraordinarias, erosión hídrica

INTRODUCCIÓN

En la actualidad se puede evidenciar diferentes efectos del cambio climático que se producen a nivel global, uno de estos efectos fue el denominado fenómeno del Niño Costero que se dio en la costa del Perú en el año 2017, que se caracteriza por el aumento significativo de la temperatura en verano y causa que las precipitaciones aumenten a niveles atípicos, dando origen a inundaciones extraordinarias y procesos de erosión del suelo en zonas donde usualmente las lluvias son escasas. De tal modo, el 16 de marzo del 2017 en la provincia de Huarney, se produjo un desbordamiento de agua que ocasionó fuertes desastres en la zona, generando pérdidas humanas y materiales. Es por ello, que se planteó el modelo geoespacial de Inundaciones Extraordinarias con ayuda del software ArcGIS, efectuando la integración de las capas temáticas de pendiente, capacidad de infiltración, factor forma y cobertura/uso actual para localizar las zonas susceptibles a precipitaciones atípicas. Los resultados permitieron identificar las regiones que requieren de mayor atención para el desarrollo de proyectos de prevención, y de esta forma se pueda aminorar el impacto ante este tipo de desastres. De igual forma, se generó un segundo modelo geoespacial de inundaciones, realizando un procedimiento similar al primero, pero en este caso tomando en cuenta la información de las precipitaciones, para visualizar la incidencia de esta variable.

Por otro lado, en la parte andina de la cuenca Huarney se producen precipitaciones fuertes anualmente, por lo que la población tiene que enfrentar y superar este problema de manera periódica. Debido a esto, se elaboró un tercer modelo geoespacial de vulnerabilidad física con la información de pendiente, precipitación, geología, geomorfología y cobertura/uso actual, el cual mostró que las zonas más propensas a ser afectadas por la erosión hídrica se ubican en la cuenca alta.

Finalmente, se elaboró un modelo geoespacial utilizando la ecuación USLE, con la información temática de las variables de precipitación, suelos, cobertura/uso actual y pendiente, para cuantificar la pérdida de suelo anual que se producen en la cuenca hidrográfica por la erosión hídrica,

OBJETIVOS

Identificar las zonas vulnerables a inundaciones, procesos erosivos y cuantificar la erosión hídrica en la cuenca del río Huarney, mediante el modelamiento geoespacial utilizando el Sistema de Información Geográfica (SIG).

UBICACIÓN

La cuenca hidrográfica del río Huarney está ubicada en la zona noroeste del Perú, dentro de la región Áncash y comprende las provincias de Huarney, Aija y Recuay. Así mismo, se encuentra entre los paralelos 9°37'16'' y 10°11'21'' de latitud sur, entre los meridianos 77°27'20'' y 78°10'39'' longitud oeste y su altitud varía de 0 a 4950 m.s.n.m. Finalmente, cuenta con un área de 2,245 km² y un perímetro de 267.2 km.

MATERIALES

Se recopiló la información de las unidades hidrográficas del Perú del portal web del ANA; 2 imágenes satelitales Sentinel-2 del portal Copernicus; las cartas nacionales 20-g, 20-h, 20-i, 21-g y 21-h, elaboradas por el IGN; el Mapa de Hidrogeología Nacional (2016), creado por el INGEMMET;

los datos de precipitaciones de las estaciones climáticas de Malvas, Cotaparaco, Chamaná y Huarney del SENAMHI; las cartas nacionales 20-g, 20-h, 20-i, 21-g y 21-h de los Mapas Geológicos Integrados a Escala 1:100,000, elaborados por el INGEMMET; el Mapa Geomorfológico del Perú, desarrollado por el INGEMMET, a escala 1:250,000.

METODOLOGÍA

El método que se realizó consistió en cinco fases según se muestra en el siguiente gráfico.

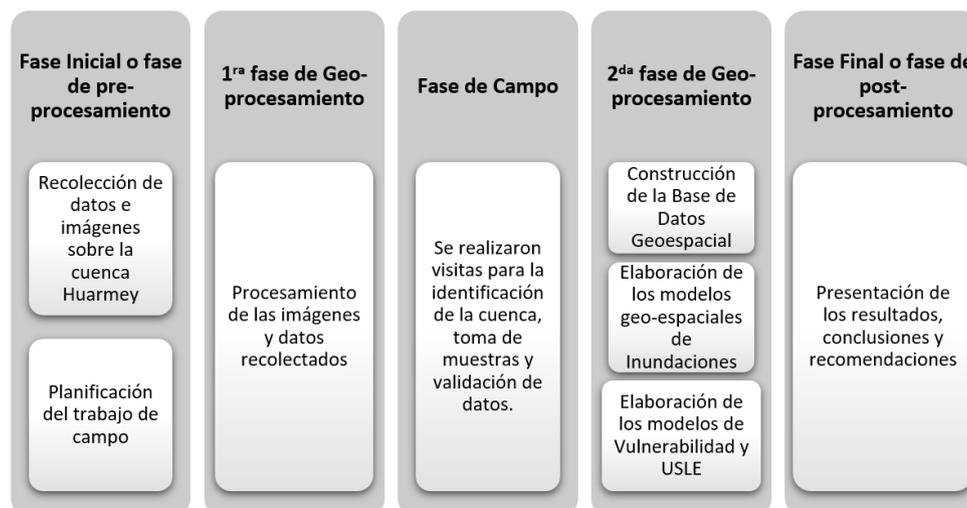


Figura 1.- Esquema metodológico

Modelo de Inundaciones Extraordinarias

De acuerdo con Wahid et al. (2016), para la generación del Mapa de Índice Potencial de Inundaciones Extraordinarias, se requieren de las capas temáticas de factor forma, pendiente, cobertura y capacidad de infiltración, y no se toma en cuenta las precipitaciones, ya que el estudio se basa en precipitaciones inusuales, que no se registran normalmente en la zona. Estas capas se obtuvieron en formato ráster de 30 m. Luego, gracias al software ArcGIS se reclasificaron estos valores según una escala de 1 a 10, de los cuales los valores que tenían menor impacto en la formación de inundaciones fueron los cercanos al uno, mientras que los que podían originar grandes escorrentías fueron los cercanos al 10.

Tabla 1.- Primera clasificación de los pesos y niveles de cada categoría

Capa	Grado de participación	Categoría	Pesos	Nivel
Pendiente	50	> 60%	1	Muy Bajo
		40% - 60%	2	
		35% - 40%	3	Bajo
		30% - 35%	4	
		25% - 30%	5	Moderado
		20% - 25%	6	
		15% - 20%	7	Alto
		10% - 15%	8	
		5% - 10%	9	Muy Alto
		< 5%	10	
Factor Forma	10	Muy Alargada	1	Muy Bajo
		Alargada	2	
		Ligeramente alargada	3	Bajo
		Ni alargada ni ensanchada	5	Moderado
		Ligeramente ensanchada	7	Alto

Capacidad de infiltración	30	Ensanchada	8	Muy Alto
		Muy ensanchada	9	
		Rodeando el desagüe	10	
		A (alta infiltración)	1	Muy Bajo
		B (media infiltración)	5	Moderado
		C (baja infiltración)	10	Muy Alto
Cobertura	10	Matorrales	3	Bajo
		Agrícola	5	Moderado
		Montañas	7	Alto
		Llanura arenosa	9	Muy Alto
		Urbana	9	
		Laguna	10	
		Río	10	
		Suelo desnudo	10	

Una vez que se obtuvieron los ráster con los valores definidos, se procedió con la superposición ponderada de capas, para lo cual se tomó en cuenta los grados de participación de cada variable y se ejecutó la aplicación ModelBuilder, donde se creó el flujo de trabajo del modelo del Mapa de Inundaciones Extraordinarias.

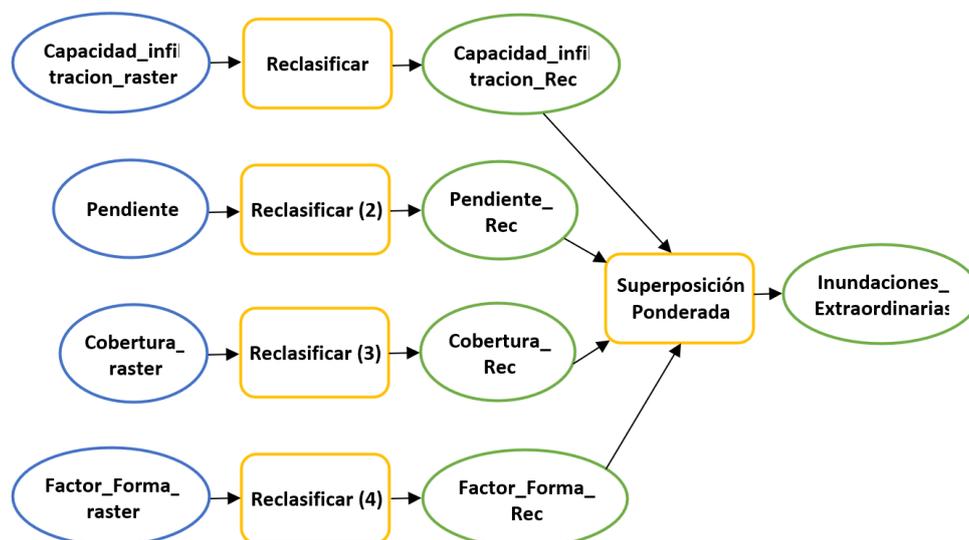


Figura 2.- Uso de Model Builder para la integración de variables

Los resultados del Mapa de Inundaciones Extraordinarias indicaron que la región de la cuenca con un alto nivel de vulnerabilidad ante este fenómeno, se ubicó principalmente en la zona del valle y en la parte baja cerca de la costa, y tuvo un área de 345.90 km², comprendiendo el 15.41%. Así mismo, se puede observar que los puntos donde se registraron inundaciones en el año 2017 por el fenómeno del Niño Costero, coinciden con la zona con un nivel alto y muy alto de susceptibilidad ante inundaciones extraordinarias.

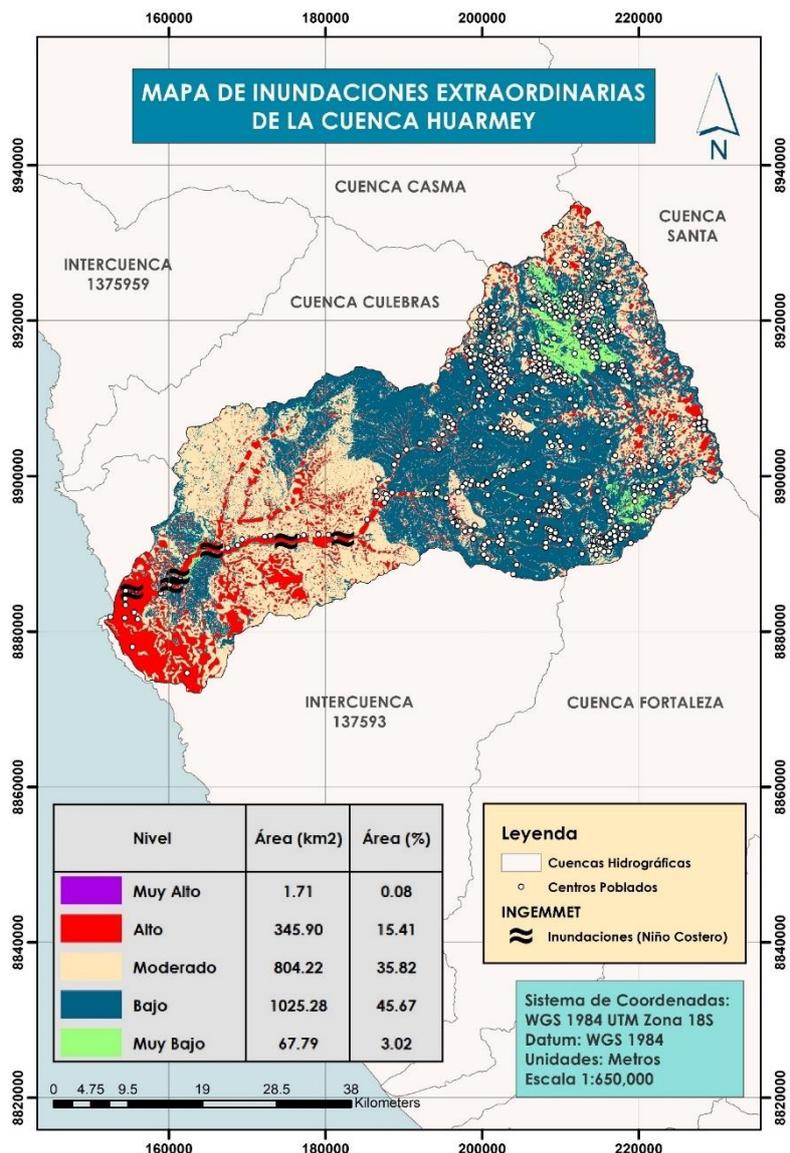


Figura 3.- Mapa de inundaciones extraordinarias de la cuenca Huarney

Modelo de Inundaciones, considerando PP

Este segundo modelo se construyó utilizando el mismo procedimiento que el anterior, con la única diferencia que, a la tabla de pesos y niveles de cada capa, se agregaron la variable de precipitaciones, como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2.- Segunda clasificación de los pesos y niveles de cada categoría

Capa	Grado de participación	Categoría	Pesos	Nivel
Pendiente	50	> 60%	1	Muy Bajo
		40% - 60%	2	
		35% - 40%	3	
		30% - 35%	4	Bajo
		25% - 30%	5	Moderado
		20% - 25%	6	
		15% - 20%	7	Alto
		10% - 15%	8	
		5% - 10%	9	Muy Alto
		< 5%	10	
Factor Forma	10	Muy Alargada	1	Muy Bajo
		Alargada	2	

		Ligeramente alargada	3	Bajo
		Ni alargada ni ensanchada	5	Moderado
		Ligeramente ensanchada	7	Alto
		Ensanchada	8	
		Muy ensanchada	9	Muy Alto
		Rodeando el desagüe	10	
Capacidad de infiltración	20	A (alta infiltración)	1	Muy Bajo
		B (media infiltración)	5	Moderado
		C (baja infiltración)	10	Muy Alto
Cobertura	10	Matorrales	3	Bajo
		Agrícola	5	Moderado
		Montañas	7	Alto
		Llanura arenosa	9	Muy Alto
		Urbana	9	
		Laguna	10	
		Río	10	
		Suelo desnudo	10	
Precipitación	10	0 – 150 mm	1	Muy Bajo
		150 – 300 mm	4	Bajo
		300 – 450 mm	7	Alto
		450 - 600 mm	10	Muy Alto

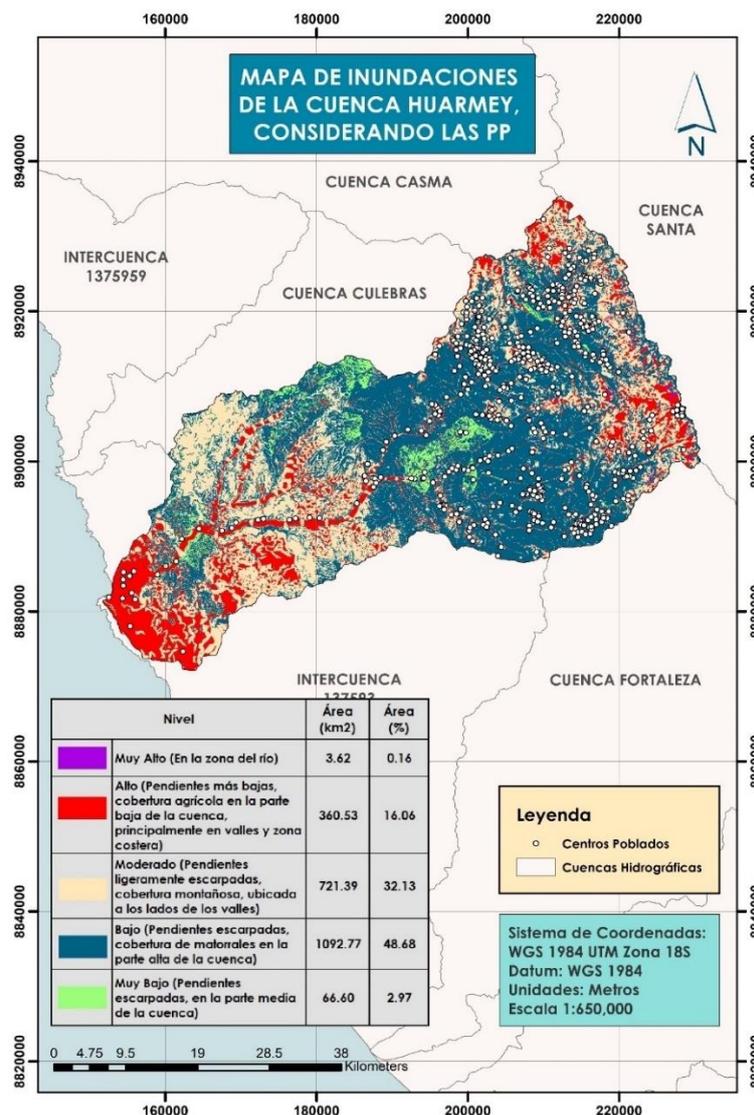


Figura 4.- Mapa de inundaciones de la cuenca Huarney, considerando la capa de Precipitaciones

Modelo Geoespacial de Vulnerabilidad Física

Para este modelo se requirieron de las variables de cobertura, geología, geomorfología, pendientes y precipitaciones. Se inició este procedimiento con la reclasificación de los archivos ráster de pendientes y precipitaciones de acuerdo a las categorías presentadas en la Tabla 3, para después convertirlos a capas vectoriales. Una vez que se contaron con los cinco archivos en formato shape, se utilizó la función dissolve para sintetizar los datos. Luego con las cinco capas resultantes listas, en cada una de ellas se agregó un campo nuevo en la Tabla de Atributos con los pesos correspondientes según la Tabla 3 y seguidamente se procedió con la unión de las capas para obtener los nuevos polígonos, a los que se les aplicaron una ecuación para obtener su nivel de vulnerabilidad.

Tabla 3.- Tercera clasificación de los pesos y niveles de cada categoría

Capa	Categoría	Pesos	Nivel
Pendiente	< 5%	1	Estable
	5% - 10%	2	
	10% - 15%	3	Bajo
	15% - 20%	4	
	20% - 25%	5	Moderado
	25% - 30%	6	
	30% - 35%	7	Alto
	35% - 40%	8	
	40% - 60%	9	Muy Alto
	> 60%	10	
Cobertura	Matorrales	3	Bajo
	Agrícola	5	Moderado
	Montañas	7	Alto
	Llanura arenosa	9	Muy Alto
	Suelo desnudo	10	
	Laguna	10	
	Río	10	
	Urbana	10	
	10		
Geología	Depósito aluvial	1	Estable
	Grupo Calipuy	2	
	Formación La Zorra	3	Bajo
	Formación Lupín	5	Moderado
	Formación Chimú	5	
	Batolito de la Costa	7	Alto
	Formación Junco	7	
	Formación Santa, Carhuaz	10	Muy Alto
Geomorfología	Mantos de arena	1	Muy Bajo
	Terraza aluvial	3	Bajo
	Colinas y lomadas	6	Moderado
	Montaña con pendientes suaves a moderadas	8	Alto
	Montaña con pendientes moderadas a fuertes	10	Muy Alto
Precipitación	0 - 150 mm	1	Estable
	150 - 300 mm	4	Bajo
	300 - 450 mm	7	Alto
	450 - 600 mm	10	Muy Alto

En la ecuación que se utilizó para hallar el mapa de vulnerabilidad, se multiplicaron los pesos de cada variable con un factor asignado dependiendo del grado de influencia que tiene cada capa en las erosiones hídricas. Con los valores obtenidos se hallaron las regiones con los niveles de vulnerabilidad estable, bajo, moderado, alto y muy alto.

$$P_{\text{Vulnerabilidad}} = (0.15 \times PV_{\text{Cobertura}}) + (0.15 \times PV_{\text{Geología}}) + (0.2 \times PV_{\text{Geomorfología}}) + (0.25 \times PV_{\text{Pendiente}}) + (0.25 \times PV_{\text{PP}}) \quad [1]$$

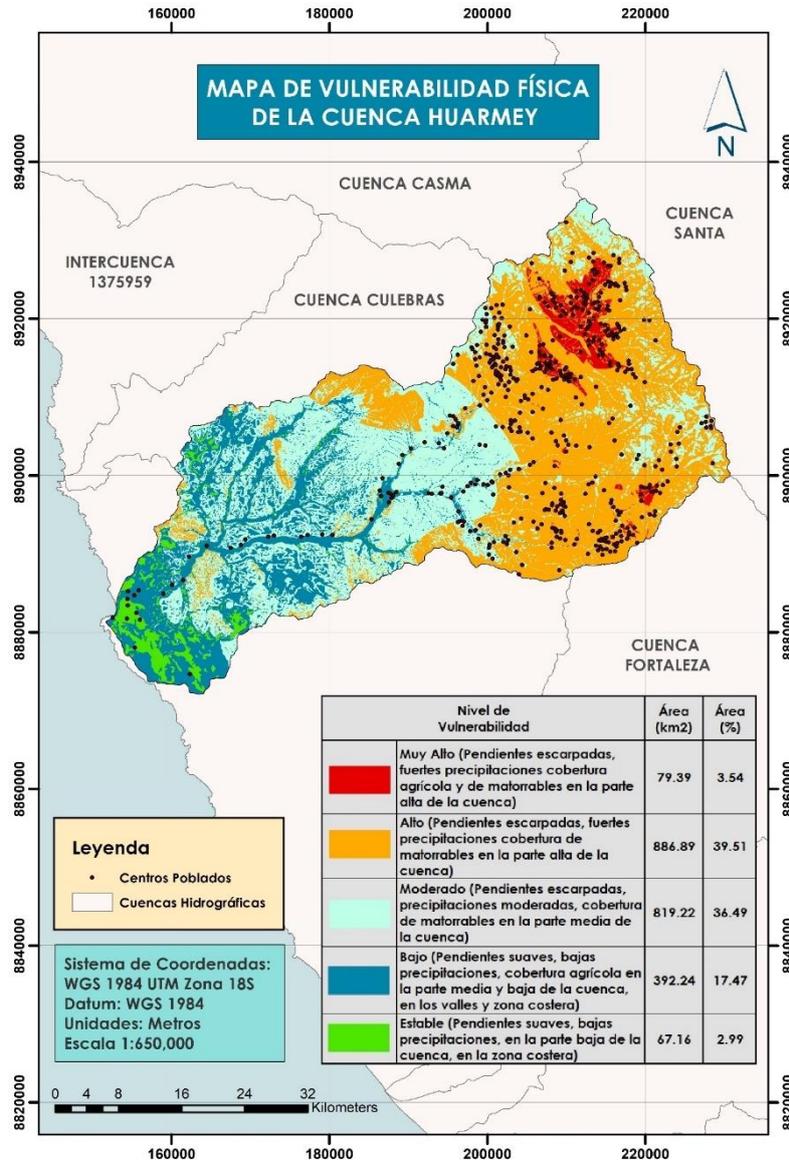


Figura 5.- Mapa de Vulnerabilidad Física de la cuenca Huarney

Modelo Geoespacial para la identificación y cuantificación de la erosión del suelo con el método USLE

La elaboración del mapa de erosión del suelo, se realizó de acuerdo a la fórmula de la USLE propuesta por Wischmeier y Smith en 1978.

$$A = R \times K \times L \times S \times CP \quad [2]$$

Donde las variables son:

- A: Cantidad de pérdida de suelo en una unidad de superficie (t/ha.año)
- R: Factor de precipitación y escorrentía (MJ.mm/ha.h.año)
- K: Factor de susceptibilidad del suelo a erosión (t.ha.h/ha.MJ.mm)
- L: Factor de longitud de la pendiente
- S: Factor de inclinación de la pendiente
- C: Factor de la cobertura vegetal
- P: Factor de prácticas de conservación

Factor de Precipitación (R)

Para la elaboración de la capa del Factor R, se utilizó el archivo ráster del mapa de precipitaciones medias anuales, elaborado previamente, a la cual se aplicó la ecuación de Roose.

$$R = 1.73 \times 0.5 \times P \quad [3]$$

Donde:

R = Factor de erosividad de la lluvia (MJ.mm/ha.h.año)

P = Precipitación media anual (mm)

Factor de Susceptibilidad a erosión del Suelo (K)

El Factor K se halló, mediante las fórmulas de Sharpley y Williams (1990).

$$K_{USLE} = f_{csand} \times f_{cl-si} \times f_{orgc} \times f_{hisand} \quad [4]$$

$$f_{csand} = \left(0.2 + 0.3 \times \exp^{-0.256 \times m_s \left(1 - \frac{m_{silt}}{100} \right)} \right) \quad [5]$$

$$f_{cl-si} = \left(\frac{m_{silt}}{m_c + m_{silt}} \right)^{0.3} \quad [6]$$

$$f_{orgc} = \left(1 - \frac{0.25 \times orgC}{orgC + \exp[3.72 - 2.95 \times orgC]} \right) \quad [7]$$

$$f_{hisand} = \left(1 - \frac{0.7 \times \left(1 - \frac{m_s}{100} \right)}{\left(1 - \frac{m_s}{100} \right) + \exp[-5.51 + 22.9 \times \left(1 - \frac{m_s}{100} \right)]} \right) \quad [8]$$

Siendo:

K_{USLE} : Factor de Susceptibilidad a erosión del Suelo

m_s : Porcentaje de arena

m_{silt} : Porcentaje de limo

m_c : Porcentaje de arcilla

$orgC$: Porcentaje de materia orgánica

Para la elaboración del mapa del Factor K, se utilizó la capa de Geología, y se recolectaron muestras de suelo a 45 cm. de diferentes puntos de la cuenca para conocer las características que poseían cada unidad. Los resultados de los porcentajes de arena, arcilla, limo y materia orgánica se ingresaron a una hoja Excel, y se realizó el cálculo del Factor K. La tabla de valores de “K” para cada unidad geológica de la cuenca se muestra en la Tabla 4. Luego, se ingresaron los valores de “K” a la Tabla de Atributos del archivo en shape de las unidades geológicas de la zona de estudio y finalmente se transforma a un ráster de 30 m.

Tabla 4.- Valores del Factor K

Unidades de Suelo	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	M.O. (%)	K
Batolito de la Costa	57	26	17	1.32	0.145
Depósito Aluvial	93	2	5	0.02	0.063
Formación Chimú	66	16	18	4.97	0.117
Formación Junco	47	34	19	0.54	0.172
Formación La Zorra	79	12	9	0.15	0.134
Formación Lupín	79	12	9	0.15	0.134
Formación Santa, Carhuaz	74	16	10	3.45	0.117
Grupo Calipuy	44	28	28	1.75	0.127

Factor Topográfico (LS)

Para hallar este factor, se utilizó la capa de pendientes en porcentajes y se reclasificaron los valores, de acuerdo a los rangos de la tabla elaborada por la Facultad de Hidráulica e Hidrología de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Madrid. Luego, el ráster reclasificado fue convertido a un archivo shape y después se utilizó la función Dissolve para sintetizar los datos.

Tabla 5.- Valores de LS de acuerdo a la pendiente (Ramos Taipe, 2001)

GRUPOS DE PENDIENTES EN %	FACTOR L.S
0 - 3	0,3
3 -12	1,5
12 - 18	3,4
18 - 24	5,6
24 - 30	8,7
30 - 60	14,6
60 - 70	20,2
70 - 100	25,2
> 100	28,5

Factor de Cobertura Vegetal (C)

El procedimiento para hallar el Factor C requirió del uso del Mapa de Cobertura de la cuenca, para reclasificar las clases originales del cero a uno. Estos nuevos valores representaron el nivel en que cada tipo de cobertura afecta en la tasa de erosión. De esta manera, las áreas que cuenten con una mayor cobertura vegetal, los valores de C se acercan a cero, mientras que las zonas cuya superficie se encuentra desprotegida, los valores alcanzan el valor de uno (Montes-León et al. 2011).

Tabla 6.- Valores del Factor C

Clases	Factor C
Agrícola	0.3
Laguna	1
Llanura arenosa	1
Matorrales	0.2
Montañas	0.7
Rio	1
Suelo desnudo	1
Urbana	0.8

Factor de Prácticas de Conservación (P)

De acuerdo con Ramos Taipe (2001), este factor representa la actividad de protección contra la erosión debida a fuertes escorrentías, sin embargo, debido a que estas prácticas no se presentan en el área de estudio, se otorgó el valor de uno en la ecuación.

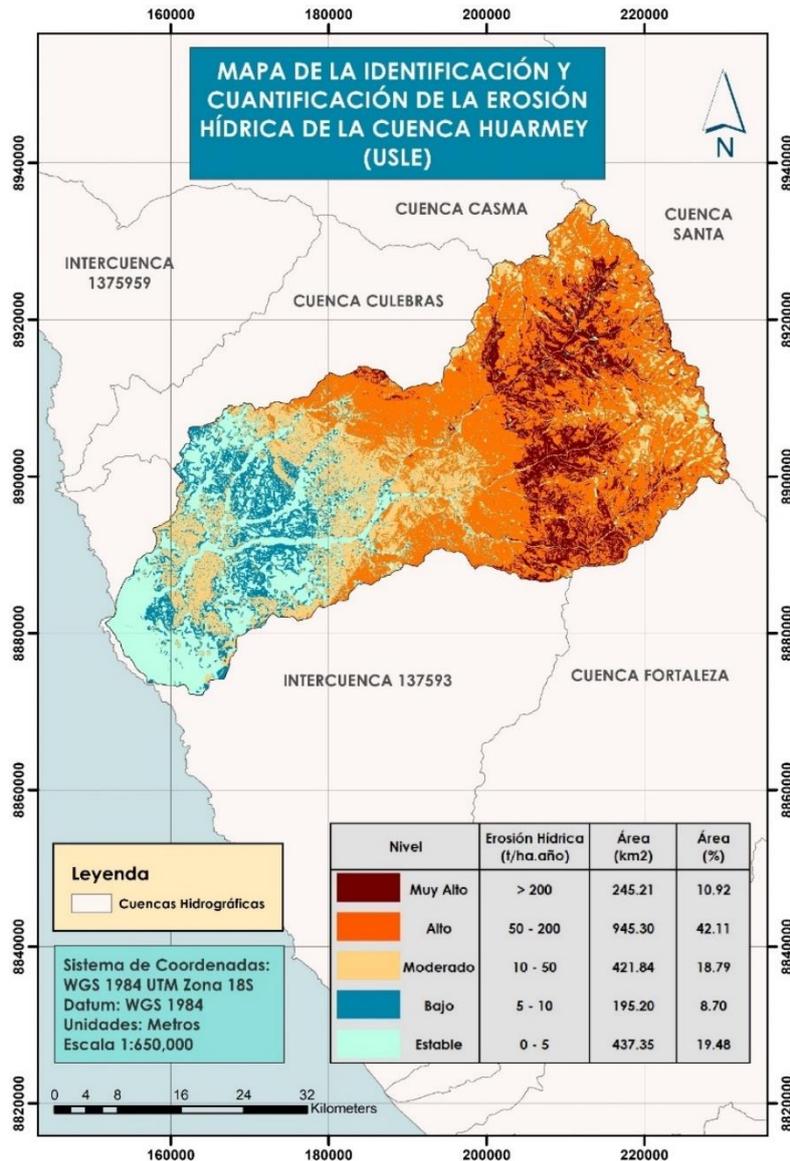


Figura 6.- Mapa de la Identificación y Cuantificación de la Erosión Hídrica de la cuenca Huarney (USLE)

CONCLUSIONES

El primer modelo permitió generar el Mapa de Inundaciones Extraordinarias, cuya principal variable que incidió en la magnitud de las inundaciones fue la pendiente. Este modelo mostró cinco niveles de riesgo a inundaciones, muy alto, alto, moderado, bajo y muy bajo. Las zonas con nivel muy bajo se encontraron en la parte andina de la cuenca, abarcando un área de 67.8 km², donde las pendientes son escarpadas y existe mayor cobertura vegetal; las de nivel bajo se ubican en la zona de los matorrales en la parte media a alta de la cuenca, con un área de 1025.3 km²; y de nivel moderado con un área de 804.2 km², ubicándose principalmente en la zona de las colinas de la parte media de la cuenca. La zona que presentó un nivel alto de riesgo por inundaciones extraordinarias, se ubicó en la parte media y baja de la cuenca, donde se ubican los valles, suelo desnudo y llanura arenosa, ocupando un área de 345.9 km², esto debido principalmente a la presencia de pendientes muy suaves y escasa cobertura vegetal.

El segundo modelo de Inundaciones que considera la precipitación, mostró que la variable pendiente fue la que tuvo una mayor influencia en las inundaciones, y no presentó variaciones

significativas respecto al resultado del primer modelo, existiendo un pequeño aumento en las áreas del nivel alto en la parte andina de la cuenca, debido a la incorporación de la variable precipitación.

En el Modelo de Vulnerabilidad Física se tuvo en cuenta una mayor incidencia de las variables pendiente y precipitación. Obteniendo los niveles de vulnerabilidad alta y muy alta en la zona de los matorrales y montañas ubicadas en la parte alta de la cuenca, con área total 966.3 km², donde se producen fuertes precipitaciones y las pendientes van de moderada a alta; las zonas estables se encontraron en la parte más baja de la cuenca, en la llanura arenosa donde las pendientes son muy bajas y las precipitaciones escasas, con un área de 67.2 km².

Finalmente, se realizó la cuantificación de la erosión hídrica de la cuenca Huarmey, según el método USLE, donde la pérdida de suelo por erosión se clasificó en cinco niveles: estable, bajo, moderado, alto y muy alto, determinando 437.4 km² de zona estable con un rango de 0 a 5 tn/ha.año de erosión, localizándose en los valles y llanura costera donde las pendientes son suaves y las precipitaciones escasas; y las zonas con un nivel alto y muy alto de erosión, con un rango de 50 a 200 tn/ha.año y de 200 tn/ha.año a más, presentaron áreas de 945.3 km² y 245.2 km² respectivamente, ubicándose en la zona de matorrales y montañas, cuyas pendientes van de moderadas a escarpas y presentan fuertes precipitaciones.

RECOMENDACIONES

Se recomienda considerar los resultados obtenidos en la presente investigación, respecto a la localización de las zonas vulnerables a inundaciones y procesos de erosión, en la elaboración de los planes de desarrollo de la cuenca Huarmey por las entidades públicas y privadas.

La cobertura vegetal es una variable importante para reducir la erosión de la cuenca, por lo que se recomienda desarrollar prácticas conservacionistas, implementando la agroforestería en las partes altas de la cuenca para proteger el suelo y mejorar la capacidad de infiltración del agua, permitiendo desarrollar actividades de siembra y cosecha de aguas de lluvia en la parte alta y media de la cuenca hidrográfica del río Huarmey.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Montes-León, MAL; Uribe-Alcántara, EM; García-Celis, E.** 2011. Mapa Nacional de Erosión Potencial. Tecnología y Ciencias del Agua.
- Ramos Taípe, CL.** 2001. "Modelamiento Ambiental para Análisis de Susceptibilidad Erosiva en la Cuenca Media y Alta del Río Cañete y Determinación del Mapa de Erosión: Sistema de Información Geográfica". Perú.
- Sharpley, AN; Williams, JR.** 1990. "EPIC--Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation", U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin
- Wahid, A.; Madden, M; Khalaf, F. y Fathy, I.** 2016. "Análisis Geoespacial para Determinar las Características Hidromorfológicas y Evaluar las Inundaciones Potenciales en Llanuras Costeras Áridas: Caso de Estudio en el Suroccidente de Sinaí, Egipto", Earth Sciences Research Journal. Bogotá, Colombia.

EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA BACIA DO RIO PIRACICABA

Edna Lizeth Higuera Castro¹, Maria Mercedes Gamboa Medina² e Danielle Almeida Bressiani³

Universidade de São Paulo ^{1,2}, Universidade Federal de Pelotas, Brasil³
elhiguerac@unal.edu.co, mmgamboam@usp.br, daniebressiani@gmail.com

RESUMO:

Um dos impactos das mudanças climáticas é a alteração na ocorrência e severidade de secas e chuvas intensas, que podem refletir na diminuição da segurança hídrica e alimentar de milhões de pessoas no mundo. O efeito das mudanças, porém, depende de diversas condições locais, como é o caso da bacia do rio Piracicaba, uma das bacias mais importantes a nível econômico, social, industrial e hídrico no Brasil, que abastece a 15 milhões de pessoas aproximadamente e representa 5% do PIB do país. O objetivo do estudo consistiu em avaliar os impactos nas variáveis climáticas e na disponibilidade hídrica futura na bacia do rio Piracicaba, decorrentes das mudanças climáticas. A metodologia teve quatro etapas: reformulação da modelagem hidrológica da bacia do rio Piracicaba no SWAT, para o período histórico (1979-2011), atualizando as bases de dados climáticas e fluviométricas da bacia, e posterior calibração e validação em SWAT-CUP; obtenção das projeções climáticas para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 do modelo climático global GFDL-ESM4 do CMIP6 e corrigidas pela técnica de downscaling *quantile mapping*, e: simulação em SWAT dos cenários de mudanças climáticas. Nos resultados das projeções climáticas, houve um aumento significativo na temperatura máxima de 1.4°C e 3°C a médio e longo prazo, e na temperatura mínima um aumento de 1.3°C e 2.6°C a médio e longo prazo, e na vazão da bacia houve uma diminuição entre 36% e 50% nos valores mínimos e um aumento entre 16% e 72% nos valores máximos, em relação às vazões históricas. Conclui-se que o modelo hidrológico da bacia do rio Piracicaba no SWAT, teve bom desempenho e simula adequadamente as condições históricas da bacia e permite fazer previsões futuras da vazão. Espera-se que sejam maiores os efeitos das mudanças climáticas a longo prazo.

ABSTRACT:

One of the climate change impacts is the increase in the frequency and severity of droughts and intense precipitations and it can reflect on the decrease in water and food security of millions of people in the world. These effects depend on several local conditions, such as the Piracicaba watershed, one of the most important basins at an economic, social, industrial and water level in Brazil, which supplies approximately 15 million people and represents 5% of the country's GDP. The objective of the study is to assess the impacts on climate variables and on future water availability in the Piracicaba watershed, resulting from climate change. The methodology had three stages: reformulation of the hydrological modeling of the Piracicaba river basin in SWAT, for the historical period (1979-2011), updating the climatic and fluviometric databases of the basin, and subsequent calibration and validation in SWAT-CUP; obtaining climate projections for scenarios SSP2-4.5 and SSP5-8.5 of the global climate model GFDL-ESM4 of CMIP6 and corrected with downscaling by quantile mapping technique, and: SWAT simulation of climate change scenarios to assess water availability. In the results of climate projections, had a significant increase in the maximum temperature of 1.4°C and 3°C in the mid and long-term, and the minimum temperature had an increase of 1.3°C and 2.6°C in the mid and long-term, and in the streamflow in the Piracicaba watershed there was a decrease between 36% and 50% in the minimum values and an increase between 16% and 72% in the maximum values, in comparison to the historical streamflow. It is concluded that the hydrological model of the Piracicaba watershed in SWAT, has a good performance and simulates adequately the historical conditions of the watershed for making streamflow predictions. The effects of climate change in the long-term are expected to be greater.

PALAVRAS-CHAVE: Disponibilidade hídrica; SWAT; Caminhos Socioeconômicos Compartilhados; CMIP6.

INTRODUCCIÓN

As mudanças climáticas, geradas em grande proporção por conta da influência humana, têm impactado na severidade e ocorrência de secas severas, chuvas intensas, entre outros, provocando perdas e danos em relação às pessoas e à natureza. Estes impactos são refletidos na exposição de milhões de pessoas à insegurança hídrica e alimentar, obstaculizando atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (IPCC, 2022).

De acordo com o IPCC (2021) espera-se que a nível global por cada 1°C de aquecimento global, os eventos de precipitação extrema aumentam-se 7%. Nos últimos 2000 anos, a temperatura superficial global tem aumentado a uma taxa considerável pela influência das atividades humanas (IPCC, 2021).

A influência da variabilidade natural, atividade humana ou a combinação das duas, nas mudanças climáticas observadas são possíveis de analisar mediante os modelos climáticos globais. Os resultados dos modelos auxiliam a tomada de decisões ligadas ao gerenciamento dos recursos hídricos, agricultura, transporte e planejamento urbano (GFDL, 2022).

Atualmente, o Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados (conhecido em inglês como *Coupled Model Intercomparison Project*, CMIP) lançou a fase 6 que agrupa diversos modelos climáticos globais, com o objetivo de ter um melhor entendimento das mudanças climáticas passadas, presentes e futuras. Esta nova fase do CMIP6 contém uma nova estrutura de cenários que combina diversos caminhos de desenvolvimento socioeconômico com cenários de força radiativa (IPCC, 2021; O'Neill et al., 2014).

Os modelos climáticos globais contêm vieses pela resolução grosseira e é preciso reduzir o tamanho dos GCM para obter informações a nível regional ou local para obter resultados confiáveis e adequados às condições da área de estudo a ser analisada (Gariano & Guzzetti, 2022; A. Shrestha et al., 2020). Um dos métodos utilizados para corrigir os vieses dos GCM são as técnicas de downscaling estatístico, tendo como vantagens que não precisa uma grande capacidade computacional como o downscaling dinâmico (Poggio & Gimona, 2015). Uma das técnicas de downscaling estatístico mais utilizadas é o *quantile mapping* (Shrestha et al., 2020). Esta técnica consiste em ajustar os dados de distribuição de saída do modelo através da concepção de uma função de transferência para deslocar os quantis das variáveis climáticas (M. Shrestha et al., 2017)

Por outra parte, os modelos hidrológicos têm potencial para obter predições futuras confiáveis para avaliar os impactos de mudanças climáticas (Viola et al., 2014). Um dos modelos hidrológicos mais utilizados, a nível global é o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), caracterizado por ser um modelo semidistribuído, que simula os processos hidrológicos, crescimento de culturas, transporte de sedimentos e poluentes e operação de reservatórios (Tan et al., 2020). Também, resulta ser adequado para simular e avaliar diversos cenários em bacias grandes e complexas (Machado, 2002), relacionados aos impactos de mudanças climáticas e mudanças no uso da terra.

A bacia do rio Piracicaba está localizada na Região Sudeste do Brasil (Figura 2), é responsável pelo abastecimento de 6 milhões de pessoas que habitam nos 76 municípios da bacia do rio Piracicaba e através do Sistema Cantareira, sendo um dos principais sistemas que abastecem à Região Metropolitana de São Paulo para 9 milhões de pessoas aproximadamente (CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA, 2020). A bacia do rio Piracicaba faz parte das bacias PCJ (bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá) e é relevante porque aporta 5% do PIB do Brasil. Esta bacia é propensa a eventos de secas e inundações (Bressiani, 2016); CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA, 2020).

O objetivo deste estudo consistiu em avaliar os impactos futuros, a médio e longo prazo, na vazão e nas variáveis de precipitação e temperatura, decorrentes das mudanças climáticas, na bacia do rio Piracicaba, utilizando o modelo semidistribuído SWAT.

METODOLOGIA

A metodologia deste estudo foi dividida em quatro etapas, como é descrito na Figura 1. A primeira etapa consistiu na reformulação da modelagem hidrológica do modelo base, elaborado por Bressiani (2016), a segunda etapa consistiu na obtenção de vazões futuras a jusante do Sistema Cantareira destinadas à bacia do rio Piracicaba com o fim de inserir no modelo hidrológico atualizado da bacia do rio Piracicaba no SWAT. A terceira etapa consistiu em obter as projeções climáticas do modelo climático global GFDL-ESM4 e a quarta etapa consistiu em fazer as simulações dos cenários futuros de mudanças climáticas no modelo SWAT.

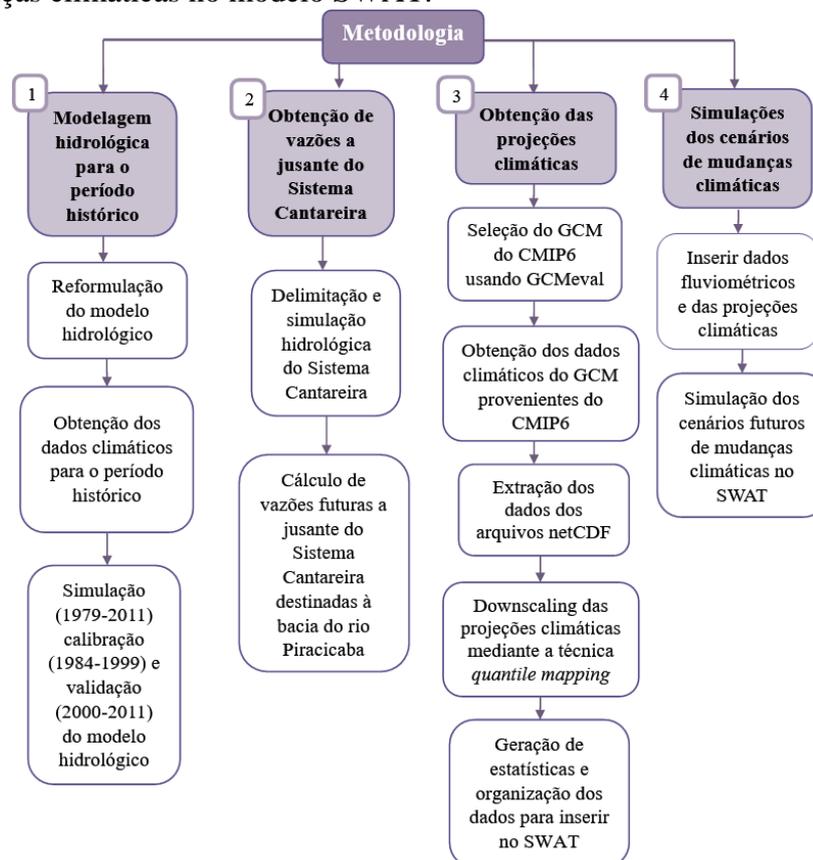


Figura 1.- Diagrama da descrição das etapas da metodologia do estudo.

Area de estudo

A área de estudo foi a bacia do Rio Piracicaba, localizada nas coordenadas 45°50'0'' e 48°25'00'' Oeste e 22°00'00'' e 23°15'00'' Sul, na região Sudeste do Brasil, especificamente no centro-oeste do Estado de São Paulo (90.82% da área) e no sudoeste do Estado de Minas Gerais (9.17% da área) (Figura 2). A bacia tem uma área de 12655 km² e se divide nas sub-bacias de Atibaia, Camanducaia, Corumbataí, Jaguari e Piracicaba (CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA, 2020).

Os principais usos da terra da bacia são a pastagem (34.8%), cana-de-açúcar (30.2%), mata nativa (17.2%), área urbana (8.6%), a cultura de laranja (5.0%), silvicultura (2.9%) e copos hídricos (1.3%) (Bressiani, 2016). A bacia está localizada na região do clima subtropical úmido, de acordo com a classificação climática de Köppen (Alvares et al., 2013) e a precipitação média anual é de 1432 mm, sendo o período chuvoso entre os meses de outubro a março (Queiroz, 2014).

O Sistema Cantareira faz parte da bacia do rio Piracicaba e é um dos principais sistemas que abastece esta região. O Sistema Cantareira é conformado pela estação elevatória Santa Inês para o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo e quatro reservatórios, sendo que três deles estão localizados a montante da bacia do rio Piracicaba, como os reservatórios Jaguari-Jacaréi, Cachoeira e Atibainha, enquanto o reservatório de Paiva Castro pertence à bacia do Alto Tietê (SABESP, 2020, 2021).

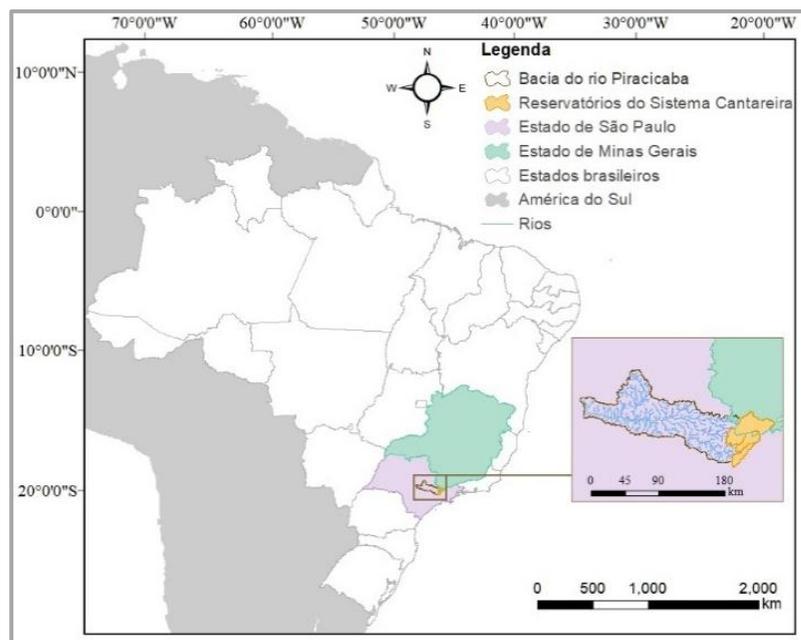


Figura 2.- Localização da bacia do rio Piracicaba.

Modelagem hidrológica da bacia do rio Piracicaba para o período histórico

Na primeira etapa, as bases de dados climáticas e fluviométricas do modelo hidrológico base na bacia do rio Piracicaba elaborado por Bressiani (2016) foram atualizadas para o período histórico (1979-2011). Os dados climáticos inseridos para o período histórico para as variáveis de precipitação, umidade relativa, velocidade do vento, radiação solar, temperatura mínima e máxima, de frequência diária. Estes dados foram obtidos dos dados de reanálise do Sistema de Previsão Ambiental (CFRS) e do posto meteorológico da ESALQ/USP (ESALQ/USP, 2020; SWAT, 2021).

Para atualizar os dados fluviométricos foram adquiridos de estações ao longo do Rio Piracicaba, operadas pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Os dados foram coletados para dois fins: como entradas de vazão à bacia em análise, a jusante do Sistema Cantareira, e para fazer a nova calibração e validação do modelo em SWAT-CUP.

Na Figura 3 é possível observar as estações meteorológicas e fluviométricas utilizadas neste estudo.

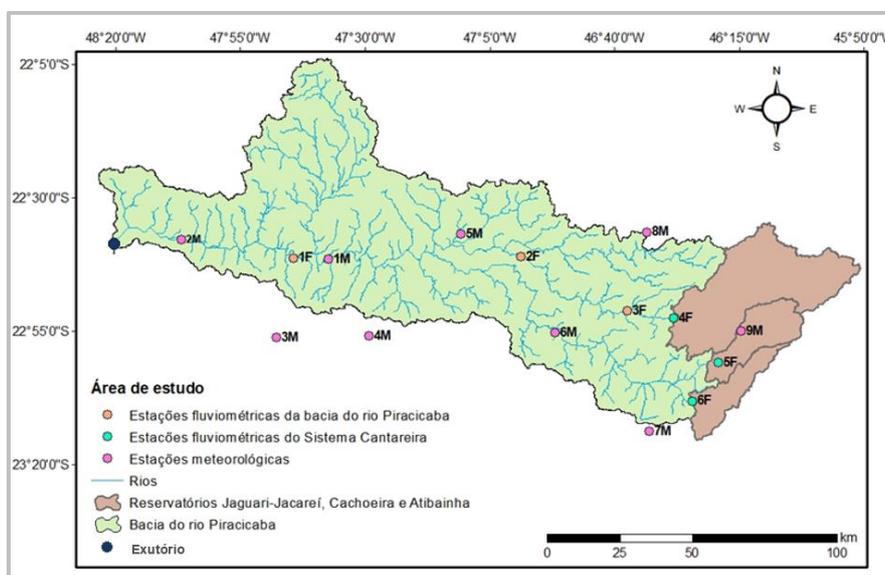


Figura 3.- Localização das estações meteorológicas e fluviométricas utilizadas no estudo.

Após, atualizar as novas bases de dados do modelo hidrológico, o comportamento hidrológico da bacia foi simulado em SWAT para o período 1979-2011, com 5 anos de aquecimento (1979-1984). Depois, o modelo foi calibrado e validado em SWAT-CUP, mediante o algoritmo SUFI-2, e para estes processos 17 parâmetros foram selecionados mediante uma análise de sensibilidade. Após, 500 simulações foram realizadas para a calibração para o período 1984-1999, enquanto a validação abrangeu o período 2000-2011.

Vazões a jusante do Sistema Cantareira destinadas para a bacia do rio Piracicaba

Com o fim de obter as vazões a jusante do Sistema Cantareira destinadas para a bacia do rio Piracicaba foi necessário delimitar e fazer a simulação hidrológica no modelo SWAT do Sistema Cantareira (Figura 4) para obter as vazões naturais futuras a montante dos reservatórios do Sistema. Após, foram realizados cálculos com base em regras operacionais da resolução ANA/DAEE 926/2017 (Resolução Conjunta ANA/DAEE N°926 de 2017) para obter as vazões futuras a jusante do Sistema Cantareira destinadas à bacia do rio Piracicaba.

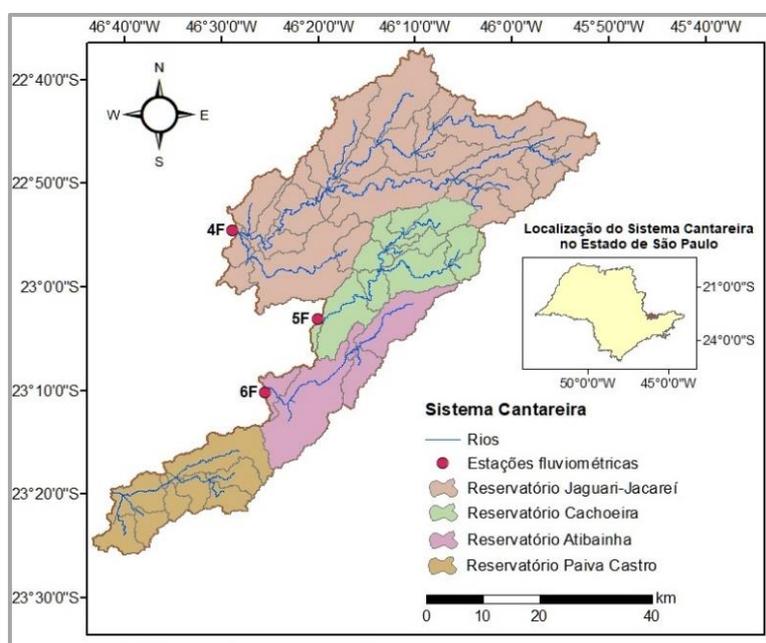


Figura 4.- Delimitação dos reservatórios do Sistema Cantareira no modelo SWAT.

Projeções climáticas com cenários do CMIP6

A terceira etapa da metodologia consistiu na obtenção das projeções climáticas para os cenários intermediário, SSP2-4.5 e pessimista, SSP5-8.5 do modelo climático global GFDL-ESM4 pertencentes ao Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados da Fase 6 (CMIP6). Quatro cenários de mudanças climáticas foram definidos e são descritos na Tabela 1, que incluem os Caminhos Socioeconômicos Compartilhados (SSP2-4.5 e SSP5-8.5) a médio (2021-2050) e longo prazo (2051-2080).

Tabela 1.- Definição dos cenários de mudanças climáticas.

Cenário	Descrição
CC1	Cenário intermediário (SSP2-4.5) a médio prazo (2021-2050)
CC2	Cenário intermediário (SSP2-4.5) a longo prazo (2051-2080)
CC3	Cenário pessimista (SSP5-8.5) a médio prazo (2021-2050)
CC4	Cenário pessimista (SSP5-8.5) a longo prazo (2051-2080)

Em primeiro lugar, foi realizada a seleção do modelo climático global GFDL-ESM4 do CMIP6, mediante a ferramenta GCMeval (Parding et al., 2020). Esta ferramenta classifica os melhores modelos a partir de ponderações das habilidades do modelo e das características da região de estudo. Depois, foram obtidos os dados das variáveis de precipitação, temperatura máxima e mínima, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento do Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados da Fase 6 (CMIP6) em arquivos netCDF, que foram extraídos mediante um código em *Python* e depois os dados obtidos foram corrigidos pela técnica de downscaling estatístico *quantile mapping* usando um código pronto em R elaborado por Shrestha (2017) e finalmente, foram geradas as estatísticas e os dados foram organizados para serem inseridos no modelo SWAT.

Simulações dos cenários de mudanças climáticas no modelo SWAT

A quarta parte da metodologia consistiu na simulação dos quatro cenários de mudanças climáticas no SWAT definidos na Tabela 1. Este procedimento consistiu na inserção dos dados fluviométricos futuros das entradas das vazões a jusante do Sistema Cantareira destinadas à bacia do rio Piracicaba e da inserção das projeções climáticas obtidas anteriormente, para assim simular os cenários de mudanças climáticas no modelo SWAT.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O modelo hidrológico após as atualizações, calibrado e validado, teve um bom desempenho, baseadas nas estatísticas do coeficiente de Nash-Sutcliffe (definida como a função objetivo), a percentagem BIAS e o coeficiente de determinação, obtendo para a calibração $NSE = 0.74$, $PBIAS = 5.6$, $R^2 = 0.75$ e para a validação $NSE = 0.63$, $PBIAS = 13.7$ e $R^2 = 0.69$. Estas estatísticas demonstraram que o modelo simula adequadamente as condições históricas e permite obter previsões futuras na bacia do rio Piracicaba, de acordo de acordo com a classificação de Moriasi et al. (2007).

Na Figura 5 é apresentado o hidrograma das vazões observadas, calibradas e validadas e é possível apreciar que as vazões simuladas estão dentro da faixa do intervalo de confiança de 95% com as vazões observadas na maior parte do tempo, no entanto, algumas subestimações são observadas nos anos de 1991 a 1994, assim como nos anos 2000 a 2005.

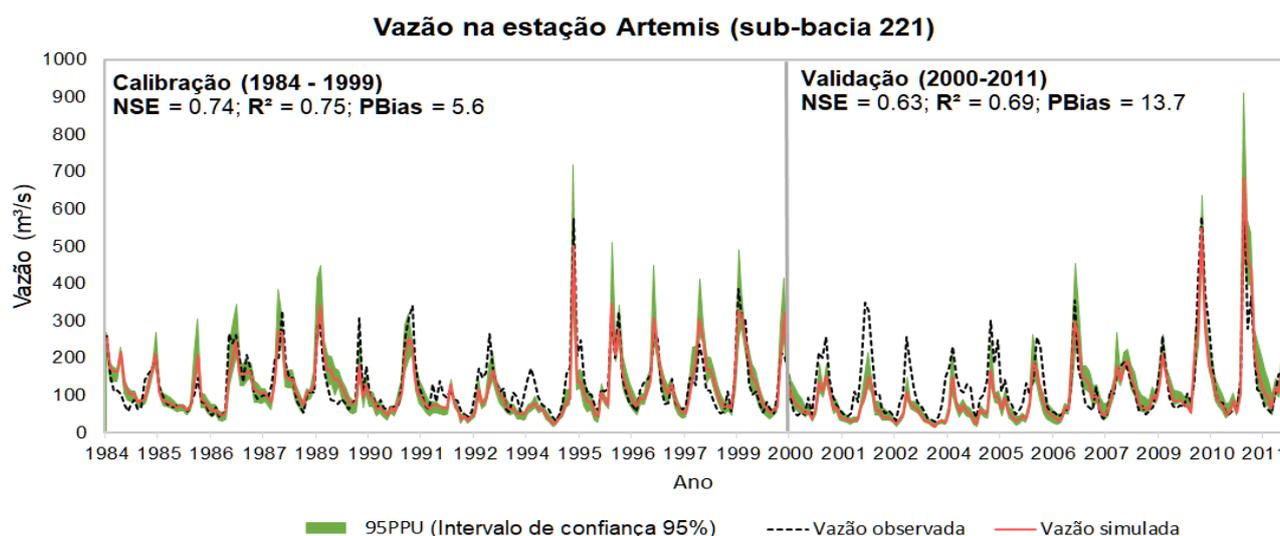


Figura 5.- Hidrograma das vazões observadas, calibradas e validadas de frequência mensal e estatísticas de rendimento para a estação fluviométrica de Artemis, localizada perto do exutório da bacia do rio Piracicaba.

A comparar as estatísticas de rendimento do modelo calibrado e validado com resultados da literatura como Molin (2014) e Laurentis (2012) em estudos hidrológicos feitos na bacia do rio Piracicaba, encontraram resultados semelhantes nos valores do coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) sendo superiores a 0.66 (Molin, 2014) e valores entre 0.53 e 0.90 (Laurentis, 2012).

Também, Molin (2014) obteve valores semelhantes da porcentagem BIAS, sendo menores a 15.81% e Queiroz (2014) com valores de 14.9% para a calibração e de 6.9% para a validação.

Estes resultados comprovam os resultados encontrados neste estudo e corroboram em conjunto com as anteriores discussões que o modelo hidrológico da bacia do rio Piracicaba pode ser usado para predição da influência das mudanças climáticas e simula adequadamente as condições da bacia para o período histórico.

Por outra parte, as variáveis climáticas de precipitação e temperatura mínima e máxima provenientes do modelo climático global GFDL-ESM4 do CMIP6 foram analisadas. A precipitação mensal para cada um dos cenários não teve diferenças significativas ($p < 0.05$) pelo teste de Tukey, no entanto, evidenciou-se que houve uma maior variabilidade nos cenários CC2 e CC4 (Figura 6).

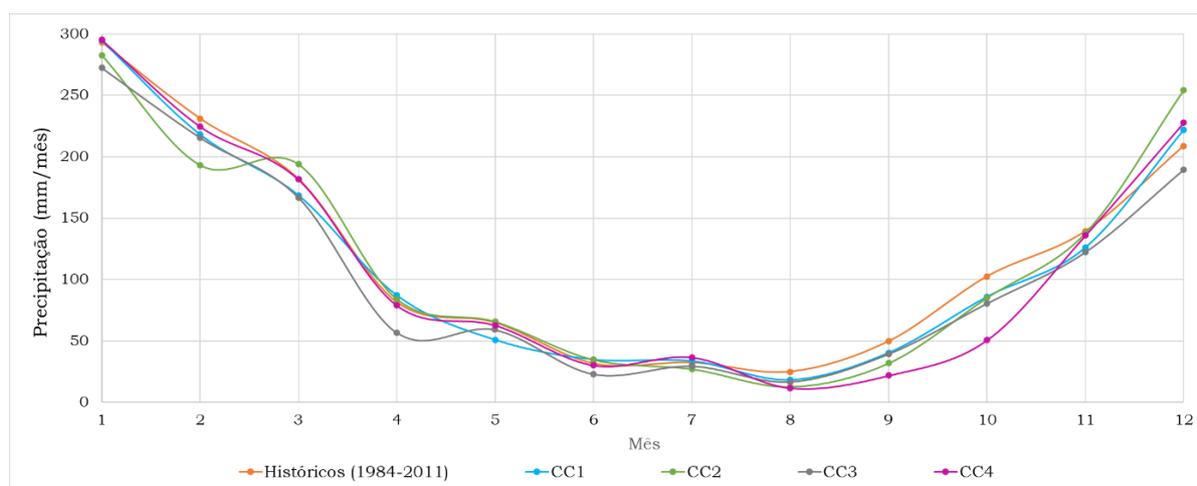


Figura 6.- Precipitação mensal na bacia do rio Piracicaba.

Analisando a média da temperatura máxima e mínima mensal (Figura 7 e Figura 8) em todos os cenários de mudanças climáticas registraram valores superiores para todos os meses do ano, em comparação aos dados do período histórico, e foram registrados os maiores valores para os cenários CC2 e CC4. Além disso, estas variáveis tiveram uma tendência crescente no tempo para os cenários CC3 e CC4 obtidas pelo teste de Mann-Kendall.

Especificamente, a temperatura máxima mensal ao longo do tempo teve diferenças significativas em todas as combinações dos cenários, exceto entre os cenários CC1 e CC3.

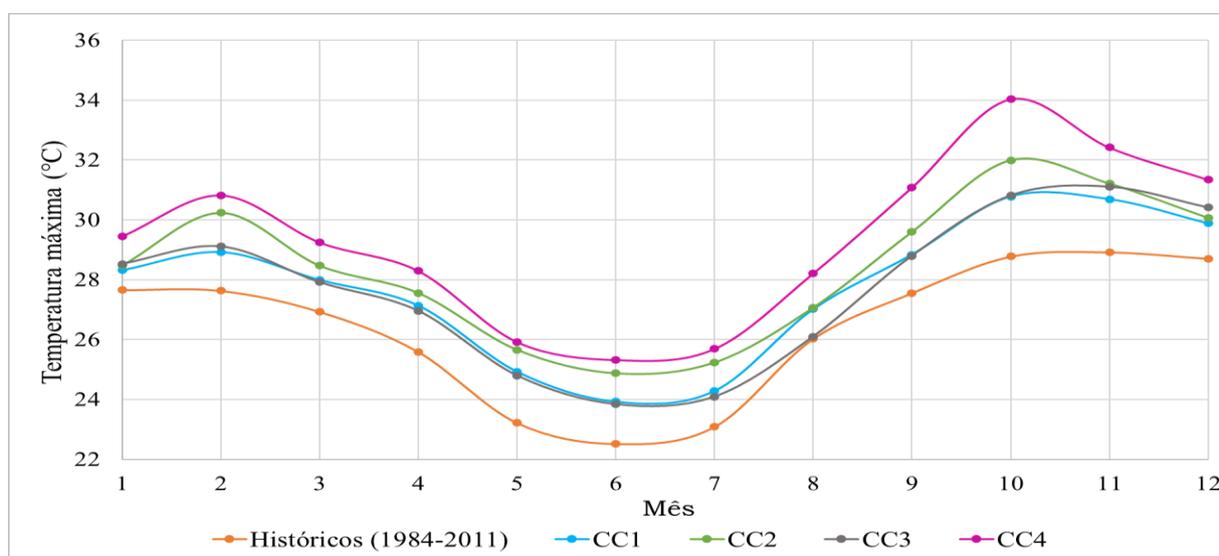


Figura 7.- Média da temperatura máxima mensal na bacia do rio Piracicaba.

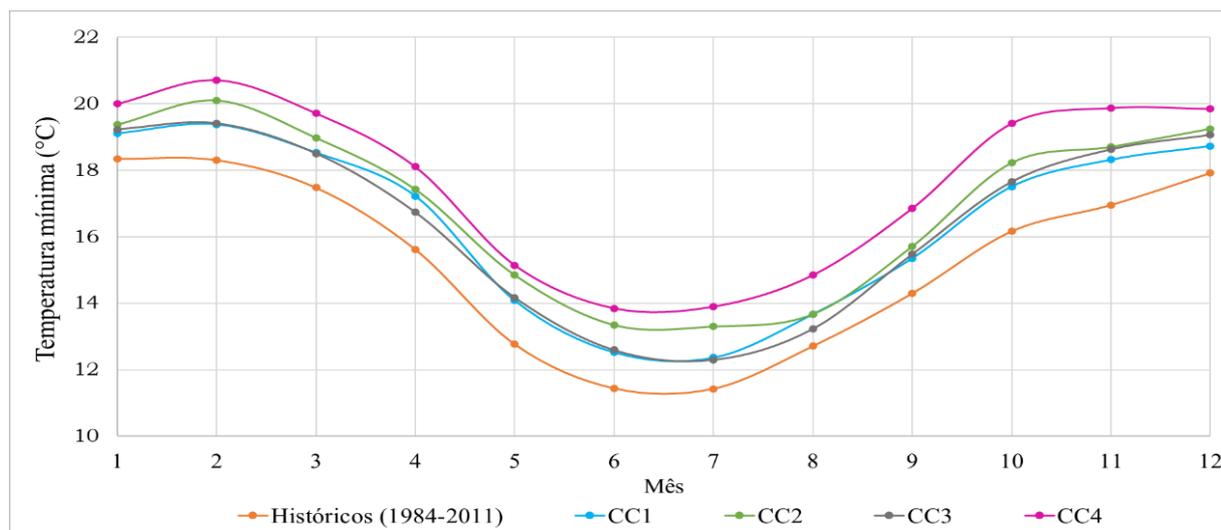


Figura 8.- Média da temperatura mínima mensal na bacia do rio Piracicaba.

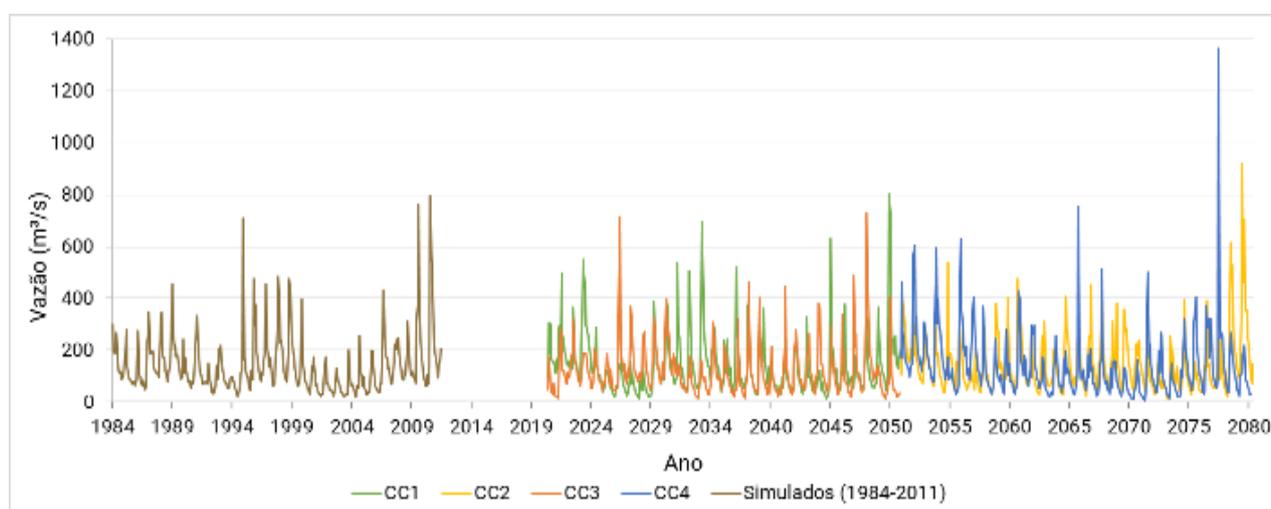


Figura 9.- Comportamento da vazão mensal na bacia do rio Piracicaba.

Na Figura 9 observa-se o comportamento da vazão mensal nos cenários de mudanças climáticas só foram identificadas diferenças significativas ($p < 0.05$) entre os cenários CC2 (SSP2-4.5 a longo prazo) e CC3 (SSP5-8.5 a curto prazo), pelo teste de Tukey, mas foi evidenciada uma maior variabilidade dos cenários CC2 e CC4. Estes cenários, correspondentes aos caminhos SSP2-4.5 e SSP5-8.5 a longo prazo, tiveram mudanças nos valores de mínimos e máximos, com valores inferiores e superiores comparados aos históricos simulados e aos outros cenários futuros.

Também, identifica-se com o teste de Mann-Kendall, uma tendência decrescente significativa na vazão ao longo do tempo nas séries CC3 e CC4, correspondentes aos cenários SSP5-8.5 a médio e longo prazo.

CONCLUSÕES

O modelo hidrológico da bacia do rio Piracicaba em SWAT, simulou adequadamente as condições históricas e permitiu obter predições futuras da vazão.

As temperaturas máximas e mínimas tiveram um aumento significativo ao longo tempo para o cenário pessimista, sendo que para a temperatura máxima foi 1.4°C a médio prazo e 3°C a longo prazo, e para a temperatura mínima um aumento de 1.3°C a médio prazo e 2.6°C longo prazo. A vazão na bacia do rio Piracicaba registrou uma diminuição entre 36% e 50% nos valores mínimos e um aumento

entre 16% e 72% nos valores máximos, em relação os valores históricos de vazão. Encontrou-se assim que, para as condições adotadas, a bacia do Rio Piracicaba poderia estar submetida a maior quantidade e intensidade nas vazões máximas e mínimas, com tendência à diminuição da vazão.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos à CAPES pela bolsa de mestrado da primeira autora e à Universidade de São Paulo pelo desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., De Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G.** (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), pp. 711–728.
- Bressiani, D. de A.** (2016). Coping with hydrological risks through flooding risk index, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.
- CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA.** (2020). Relatório Final - Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2020-2035.
- ESALQ/USP.** (2020). Posto Meteorológico “Professor Jesus Marden dos Santos” ESALQ - USP.
- Gariano, S. L., & Guzzetti, F.** (2022). 5.32 - Mass-Movements and Climate Change. In J. (Jack) F. Shroder (Ed.), *Treatise on Geomorphology (Second Edition)* (Second Ed., pp. 546–558. Academic Press.
- GFDL.** (2022). Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (GFDL). Disponível em: <https://www.gfdl.noaa.gov/climate-modeling/>. Acesso em: 6 mar. 2022.
- IPCC.** (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis.* Cambridge University Press.
- IPCC.** (2022). *Summary for Policymakers.* In A. H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor & A. O., *Climate Change 2022. Impacts, Adaptation and Vulnerability*, p. 40.
- Machado, R. E.** (2002). Simulação de Escoamento e de Produção de Sedimentos em uma Microbacia Hidrográfica utilizando Técnicas de Modelagem e Geoprocessamento. Universidade de São Paulo.
- Parding, K. M., Dobler, A., McSweeney, C. F., Landgren, O. A., Benestad, R., Erlandsen, H. B., Mezghani, A., Gregow, H., Rätty, O., Viktor, E., El Zohbi, J., Christensen, O. B., & Loukos, H.** (2020). "GCMeval – An interactive tool for evaluation and selection of climate model ensembles". *Climate Services*, Março 2020, pp.100-167.
- Poggio, L., & Gimona, A.** (2015). Downscaling and correction of regional climate models outputs with a hybrid geostatistical approach. *Spatial Statistics*, 14, pp. 4–21.
- O’Neill, B. C., Krieglner, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., Mathur, R., & van Vuuren, D. P.** (2014). A new scenario framework for climate change research: The concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122(3), 387–400. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>.
- Queiroz, M.** (2014). A variabilidade climática e as mudanças de uso da terra: um estudo de caso da vazão e sedimentos da bacia do rio Piracicaba com modelagem. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo.
- Shrestha, A., Rahaman, M. M., Kalra, A., Jogineedi, R., & Maheshwari, P.** (2020). Climatological Drought Forecasting Using Bias Corrected CMIP6 Climate Data: A Case Study for India. *Forecasting*, 2(2), pp. 59–84.
- SABESP.** (2020). Relatório de Sustentabilidade 2020.
- SABESP.** (2021). SABESP. Água: De Onde Vem a Água Que Bebemos? <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=31>
- SWAT.** (2021). Global Weather Data for SWAT. <https://globalweather.tamu.edu/>
- Tan, M. L., Gassman, P. W., Yang, X., & Haywood, J.** (2020). “A review of SWAT applications, performance and future needs for simulation of hydro-climatic extremes”. *Advances in Water Resources*.
- Viola, M. R., Mello, C. R., Beskow, S., & Norton, L. D.** (2014). "Impacts of Land-use Changes on the Hydrology of the Grande River Basin Headwaters, Southeastern Brazil". *Water Resources Management*, Vol. 28, No.

RECOMENDAÇÕES PARA ÁREA DEGRADADA EM FUNDO DE VALE NA CIDADE DE MARINGÁ, PARANÁ, BRASIL

Gabriel Luz de Andrade¹, Rafael Leão², Cássia Maria Bonifácio¹, Natani Dalbello de Melo¹; Camila de Carvalho¹, Cíntia de Lima Pinheiro¹, Alana de Azevedo Motta Sucupira¹, Marcio Takashi Uyeno¹, Theresa Raquel Lopes de Andrea¹, Cristhiane Michiko Passos Okawa¹

¹ Universidade Estadual de Maringá, Paraná, Brasil

² Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil

gabrieluzandrade@hotmail.com, eng.rafaelleao@gmail.com, natanidalbello@gmail.com, arq.mila@gmail.com, cassiabonifacio@hotmail.com, cintialima.bio@gmail.com, alana.azevedomotta@gmail.com, uyenotakashi@gmail.com, raqueldeandrea@hotmail.com, cmpokawa@uem.br

RESUMO:

O crescimento urbano desordenado é responsável pela impermeabilização do solo e aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial, acarretando grandes danos ambientais, como o aumento da erosão e da poluição difusa nos rios. Diante dos impactos ambientais já identificados na área de fundo de vale do córrego Mandacaru, este trabalho tem por objetivo propor recomendações para a recuperação das áreas degradadas, como subsídios para o tomador de decisão. A metodologia utilizada para o desenvolvimento deste trabalho foi inspirada a partir dos resultados propostos por Andrade (2020), por meio da revisão bibliográfica acerca da temática de recuperação de áreas degradadas. Dentre as propostas, sugere-se priorizar alguns aspectos a serem atendidos como a melhoria do manejo da drenagem urbana visando controlar os processos erosivos e carreamento de resíduos sólidos, a implementação de sistemas de tratamento de efluentes e também práticas de educação ambiental, devido aos descartes de resíduos sólidos na área da bacia.

ABSTRACT:

Non-planning of urban growth leads waterproofing of the soil and the increase in the volume and speed of surface runoff, causing great environmental damage, such as erosion and diffuse pollution in rivers. From the point of view of the environmental impacts already identified in the Mandacaru stream valley bottom area, this work aims to propose recommendations for the recovery of these degraded areas, as subsidies for the decision maker. The methodology used was inspired from the results proposed by Andrade (2020), through the literature review on the theme of recovery of degraded areas. Among the proposals, we suggested improving the management of urban drainage aiming to control erosive processes and carrying solid waste, implementation of effluent treatment systems and also practices of environmental education due to solid waste disposal in the basin area.

PALAVRAS-CHAVE: Revitalização de rios urbanos; gestão de recursos hídricos urbanos; Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).

INTRODUÇÃO

A construção e crescimento das cidades por vezes ocorre sem planejamento e a alteração no uso e ocupação do solo provoca a supressão vegetal e a impermeabilização do solo de maneira acentuada e rápida. Isso acarreta no aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial, constantemente provocando grandes danos ambientais. Neste aspecto, os cursos fluviais urbanos têm seus fluxos de água alterados, com o aumento da taxa erosiva, maior poluição difusa, devido a sedimentos e resíduos sólidos, que chegam aos corpos hídricos pela descarga da água da chuva, acarretando a perda da qualidade da água e a diminuição da biodiversidade aquática (Ferreira et al., 2021).

Em Maringá (PR) as regiões de fundo de vale de rios que estão em áreas urbanas encontram-se frequentemente degradadas e podem apresentar problemas como erosão, descargas de águas pluviais sem dissipadores de energia, deficiência ou ausência de mata ciliar em alguns trechos, disposição inadequada de resíduos sólidos devido à poluição difusa, entre outros impactos (Albuquerque et al., 2019).

No ano de 2020 um método denominado Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) foi aplicado no córrego Mandacaru (Andrade, 2020), e os principais impactos identificados foram: margens ocupadas com urbanização consolidada e consequentes impactos antropogênicos nas margens e no leito, erosão e assoreamento pontuais e presença de oleosidade da água e/ou dos sedimentos, e em determinados locais foram observadas presença de resíduos sólidos nas margens e no leito do rio. Na bacia do Mandacaru ocorrem áreas degradadas, vez que esta sofreu modificação nas características naturais, sobretudo de atividades humanas (Boaventura et al., 2019).

Segundo Salomão et al. (2020), a legislação induz obrigatoriedade para recuperação de áreas degradadas, desde à Constituição Federal de 1988, em seu artigo 225: “§1º incumbe ao Poder Público preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas. § 2º aponta a obrigatoriedade para aquele que degradar, recuperar o meio ambiente degradado, conforme a solução técnica exigida por órgão público competente” (Brasil, 1988).

Com esse pressuposto, a partir da identificação já realizada dos impactos da área de fundo de vale do córrego Mandacaru, o objetivo deste trabalho foi propor recomendações para a recuperação das áreas degradadas, como subsídios para o tomador de decisão.

MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia adotada para o desenvolvimento deste trabalho foi inspirada nos estudos de documentação indireta, a partir dos resultados propostos por Andrade (2020), por meio da revisão bibliográfica acerca da temática de "recuperação de áreas degradadas", em plataformas de busca de acesso público. Sobre os critérios da bibliografia, foram considerados somente artigos de plataformas indexadas, dissertações e teses, publicados entre o período de 2018-2022, tendo o referencial teórico atualizado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do córrego Mandacaru possui uma área de 16,2 km², e se encontra entre as latitudes de 23°21'08,29"S e 23°25'45,95"S, e longitudes de 51° 55' 15,59"W e 51°57'49,57"W, sendo localizada na região norte do município de Maringá, estado do Paraná, Brasil (Figura 1).

Além disso, é uma bacia de ocupação mista: a montante encontra-se área urbana, enquanto à jusante, está a área rural do município.

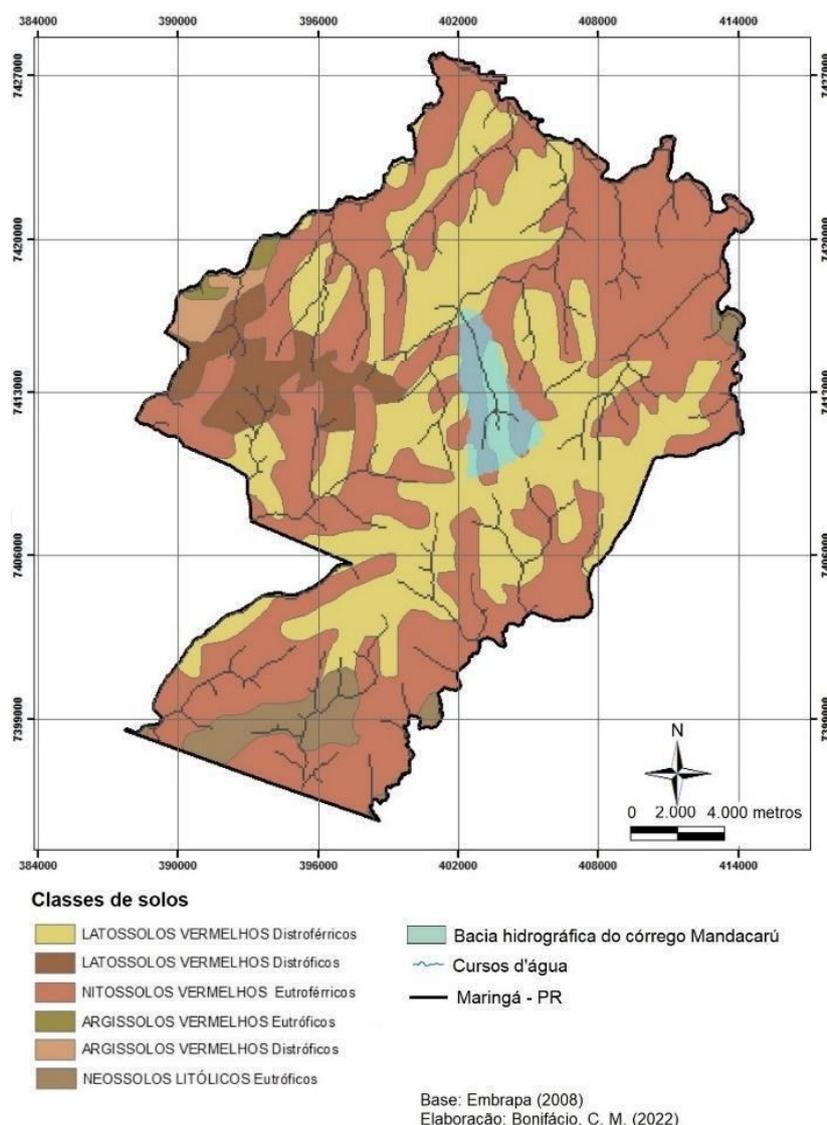


Figura 1. – Localização da bacia hidrográfica do córrego Mandacaru. Fonte: Autores, 2022.

Ressaltamos que é uma bacia afluente da bacia hidrográfica do rio Pirapó, uma vez que Maringá está sob um divisor de águas, entre as bacias do Ivaí e Pirapó (Maack, 1968). Em relação às características físicas, a bacia hidrográfica do córrego Mandacaru encontra-se sob o substrato geológico da Formação Serra Geral, constituída por derrames de basalto dos Período Jurássico-Cretáceo (Mineropar, 2006). Quanto ao relevo, este possui característica de suave ondulado, com altitudes que variam de 400 a 600 metros.

Associado a geologia e relevo, os solos predominantes na bacia (Figura 1) são constituídos pelo Latossolo Vermelho distroférico, na área de topo, e o Nitossolo Vermelho eutroférico, no interflúvio dos canais. Conforme a Embrapa (2018) o Latossolo Vermelho é um solo profundo, com textura argilosa a muito argilosa, e dentre algumas limitações, pode estar associado a suscetibilidade à compactação. Enquanto o Nitossolo Vermelho é caracterizado por um solo argiloso a muito argiloso, com estrutura em blocos, fortemente desenvolvida, e conforme suas características, pode apresentar a suscetibilidade à compactação e aos processos erosivos.

Caracterização da área de estudo

A ocupação antrópica desordenada, confere alteração nos fatores naturais, já suscetíveis pela pedologia da área, e acarreta em diversos processos de degradação, como já observado pelo Protocolo de Avaliação Rápida, em 2020.

Dentre os processos de degradação da bacia hidrográfica do córrego Mandacaru, é possível aferir que os processos erosivos levam à alteração na morfologia do canal, assoreamento e adição de sedimentos na água, o que prejudica sua qualidade e ecossistema aquático. Esta degradação dos solos é resultante de problemas de drenagem urbana e retirada da vegetação ciliar.

De acordo com Francisco (2018), a utilização de sistemas de microdrenagem e macrodrenagem evita o desenvolvimento da erosão remontante, assim como direciona adequadamente as águas pluviais ao curso d'água receptor, o que diminui a incidência de processos erosivos. Além disso, a aplicação de técnicas de bioengenharia de solos proporciona rápido desenvolvimento da vegetação, de forma a proteger o talude do rio e evitar uma degradação do meio (Antônio et al., 2021)

Recomendações para a Bacia Hidrográfica do Mandacaru

Pararecuperação das áreas degradadas, considerando a dinâmica estabelecida no local, sugere-se medidas de intervenções a serem adotadas pelos gestores públicos, porém previamente pactuadas com a sociedade, incluindo o Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Pirapó, Paranapanema 3 e 4 - CBH Piraponema, visando a obtenção de resultados mais significativos da perspectiva ambiental, técnica e social.

Na Figura 2 é apresentado as interações que se entende como necessárias para promoção da recuperação ambiental do córrego Mandacaru.



Figura 2. – Ações para recuperação do córrego Mandacaru. Fonte: Autores, 2022.

A administração municipal de Maringá, assim como o CBH Piraponema foram identificados como agentes estratégicos para viabilizar a recuperação ambiental das áreas degradadas do córrego Mandacaru. O primeiro por se tratar de órgão público de caráter executivo e que tem a responsabilidade de promover a melhoria da qualidade de vida da população, bem-estar dos cidadãos, bem como do equilíbrio ambiental, conforme prevê o Estatuto das Cidades, Lei Federal nº 10.257 de 10 de julho de 2001(Brasil, 2001).

Com relação ao CBH Piraponema, o qual possui atribuições normativas, deliberativas e consultivas e tem como objetivo contribuir para a aplicação da Política Estadual de Recursos Hídricos, a fim de garantir o controle socioambiental da Gestão dos Recursos Hídricos, deverá ser diretamente envolvido no planejamento das atividades e poderá atuar também em ações específicas de educação ambiental, por meio de Câmaras Técnicas, conforme previsto em seu regimento interno. (Instituto Água e Terra, 2008).

Quanto as medidas apontadas para recuperação ambiental do córrego, tem-se como recomendação de ação inicial (1) a regularização e/ou implantação de sistema de tratamento de efluentes àquelas residências, instalações comerciais e benfeitorias situadas nas áreas de preservação permanente, visando alcançar resultados de curto e médio prazo para a qualidade sanitária e ambiental da região. Esta medida pode ser considerada de caráter emergencial pelas razões apontadas anteriormente, sobretudo evitando a continuidade do lançamento de efluentes diretamente no córrego.

Neste sentido, outra medida (2) a ser adotada em locais onde não há ocupação consolidada, refere-se à proteção da área de preservação permanente, respeitando o distanciamento estabelecido pelo Plano Diretor de Maringá – Lei Complementar nº632/2006 (Maringá, 2006), contemplando cercamento e aplicação de técnicas de restauração ambiental, principalmente nos trechos situados no meio rural, no caso, dos trechos iniciais e nascentes desta bacia. Esta ação possibilitará a melhoria da qualidade ambiental, principalmente quanto à biota aquática local e melhoria dos aspectos paisagísticos, podendo gerar resultados de médio e longo prazo.

Para minimizar os possíveis impactos econômicos e sociais ocasionados pelo cercamento das áreas de preservação permanente, as quais tendem a ser em sua maioria de propriedade de particulares, esta ação conjunta, promovida pela administração municipal, pode ser prevista em leis específicas e mecanismos de compensação financeira, a exemplo dos difundidos Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), conforme previsto em recente Lei Federal 14.119 de 13 de janeiro de 2021 (Brasil, 2021).

Outro problema identificado e que exige atenção na região, refere-se a erosão e consequentemente assoreamento do córrego. Este problema em muitos casos é ocasionado devido à ocupação do solo ribeirinho e a má drenagem urbana pluvial, principais agentes que incidem em tais processos. Neste sentido, o método (3) sugerido é através do emprego de técnicas de bioengenharia, os quais podem assegurar uma conservação do solo, com opções de baixo custo (Carvalho et al., 2022). Sobretudo, estas técnicas devem ser compostas por obras de drenagem urbana planejadas e executadas cuidadosamente em cada trecho do córrego, minimizando impactos relativos à vazão aumentada no trecho de descarga, que por sua vez pode decorrer em alagamentos pontuais.

Outro aspecto a ser mencionado é a poluição ocasionada por resíduos sólidos, assim recomenda-se a medida (4) por meio de ações técnicas de retenção associadas com ações educativas. A inclusão de rede detentora de resíduos em determinados trechos e bocas-de-lobo, visando barrar a chegada ao curso d'água, pode ser uma alternativa viável, de baixo custo e fácil manutenção, porém exige constante monitoramento e limpeza.

Nesta mesma direção, as ecobarreiras são exemplos bem-sucedidos de retenção de resíduos sólidos flutuantes em canais e córregos em meios urbanos (Machado et al., 2022). Esta medida pode ser adotada com as ressalvas apontadas no parágrafo anterior, evitando que a poluição por resíduos sólidos ocasione problemas de acúmulo em canais extravasores, prejudiquem a dinâmica e escoamento das águas fluviais, evitando transbordamento dos córregos entre outros problemas sanitários. Os resultados desta medida podem trazer retorno à curto prazo.

Entretanto, conjuntamente a este método (4) acima apresentando sugere-se ações de educação ambiental, junto à sociedade, que pode ser planejada em parceria com o CBH Piraponema. Estas técnicas educacionais podem ser viabilizadas meio de materiais informativos, matérias em jornais e rádios, visando a sensibilização da sociedade para o correto descarte de resíduos sólido (Souza, 2021).

Por meio da pesquisa realizada tendo como base o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) realizado na área de fundo de vale do córrego Mandacaru foi possível identificar os principais

impactos ambientais e conseqüentemente propor, aos tomadores de decisão, as medidas de recuperação da área degradada. Para a recuperação da área, a implementação pela iniciativa pública, contando com a mobilização social trará melhores resultados. Sugere-se priorizar alguns aspectos a serem atendidos para a recuperação da área: melhoria do manejo da drenagem urbana (ligado à incidência dos processos erosivos e carreamento de resíduos sólidos), implementação de sistemas de tratamento de efluentes (pela presença de óleos e demais substâncias no curso d'água), e práticas de educação ambiental (devido aos descartes de resíduos sólidos na área da bacia). Desta forma, entende-se que as implementações destas medidas proporcionarão a recuperação sanitária e ambiental da bacia do rio Mandacaru.

CONCLUSÃO

Por meio da pesquisa realizada tendo como base o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) realizado na área de fundo de vale do córrego Mandacaru foi possível identificar os principais impactos ambientais e conseqüentemente propor, aos tomadores de decisão, as medidas de recuperação da área degradada. Para a recuperação da área, a implementação pela iniciativa pública, contando com a mobilização social trará melhores resultados. Sugere-se priorizar alguns aspectos a serem atendidos para a recuperação da área: melhoria do manejo da drenagem urbana (ligado à incidência dos processos erosivos e carreamento de resíduos sólidos), implementação de sistemas de tratamento de efluentes (pela presença de óleos e demais substâncias no curso d'água), e práticas de educação ambiental (devido aos descartes de resíduos sólidos na área da bacia). Desta forma, entende-se que as implementações destas medidas proporcionarão a recuperação sanitária e ambiental da bacia do rio Mandacaru.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. E ainda ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá, pelo trabalho em equipe realizado pelos mestrandos de ambos os Programas.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque, M. B., Cassiano, B. E., Bassaco, F. G. da S., Ferreira, I. A., Bosso, A. S., Beline, E.L., Okawa, C. M. P.** (2019). “Diagnóstico ambiental em fundo de vale: estudo de caso no Ribeirão Pinguim, Paraná”. *Revista Técnico-Científica do CREA-PR*. Curitiba, 2019, 22ª ed., p. 1-13.
- Andrade, G. L. de.** (2020). “Diagnóstico ambiental de fundo de vale em ambiente urbano: estudo de caso no córrego Mandacaru na cidade de Maringá, PR”. *Trabalho de conclusão de curso*. Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Civil. Maringá, 2020, 47 p.
- Antônio, G. M., Holanda, F. S. R., Santos, L. D. V., Mendonça, B. de S., Jesus, R. J. S. de., Silva, P. A. de O.** “Avaliação de eficiência da implantação de técnica de bioengenharia de solos”. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 2021, v.14, n. 6, p. 3422-3436.
- BRASIL.** (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. *Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas*. Brasília, Brasil, 1988, 292 p.
- BRASIL.** (2001). Estatuto da Cidade. *Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas*. Brasília, Brasil, 2001, 3ª ed., 102 p.

- BRASIL.** (2021) Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. *Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas*. Brasília, Brasil, 2021, 230 p.
- Boaventura, K. de J., Cunha, É. L. da, Dutra, S.** (2019). “Recuperação de áreas degradadas no Brasil: conceito, história e perspectivas”. *Tecnia*. 2019, v. 4, n. 1, p. 124-145.
- Carvalho, B. S. de., Guardia, G. C. A., Guardia, L. O.** (2022). “Análise de processo de erosão urbana: causas, medidas de prevenção e mitigação de impactos”. *Ed. Mackenzie*. 2022, p. 1-21.
- EMBRAPA.** Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. EMPRAPA. Brasília, Brasil, 2018, 5ª ed., 355 p.
- Francisco, A.** (2018). “Os impactos da erosão urbana e a implantação das estruturas de macrodrenagem em Rancharia (SP)”. In: Ottoni, A. B.; Rosin, J. A. R. G.; Foloni, F. M. *Drenagem urbana: soluções alternativas sustentáveis*. Tupã: Associação Amigos da Natureza. 2018, p. 99-117.
- Ferreira, M. V. da S., Pinton, L. de G.** (2021). “Antropogeomorfologia em setor de expansão urbana de cidade de médio porte”. *Raega - O Espaço Geográfico em Análise*. 2021, v. 53, p. 48-70.
- INSTITUTO ÁGUA E TERRA.** 2008. Regimento Interno Das Câmaras Técnicas, Educação Ambiental, Grupos de Estudos e Comissões Especiais do CBHP. Maringá, Brasil, 2008. 05 p.
- Maack, R.** (1968). “Geografia Física do Estado do Paraná”. Banco de Desenvolvimento do Paraná, UFPR e IBPT. Curitiba, Brasil, 1968, 1ª ed.
- Machado, P. P., Contarini, L. da C., Rocha, L. S., Ferreira-Junior, J. L. L., Milaneze, L. A., Silva, M. A. P. da., Rabello, H.** (2022) “Responsabilidade socioambiental: a ecobarreiramentando atitudes e hábitos negligentes”. *Brazilian Journal of Development*. Curitiba, Brasil, 2022, v. 8, n. 3, p. 21706-21711.
- MARINGÁ.** (2006). Prefeitura Municipal de Maringá. Plano Diretor de Maringá - Lei Complementar nº 632/2006. Maringá, Brasil, 2006. 79 p.
- MINEROPAR, Minerais do Paraná.** (2006). “Mapa Geológico do Estado do Paraná”. Curitiba, Brasil, 2006.
- Salomão, P. E. A, Barbosa L. C., Cordeiro, I. J. M.** (2020). “Recuperação de áreas degradadas por pastagem: uma breve revisão”. *Research, Society and Development*. 2020, v. 9, n. 2, p. 1-18.
- Souza, M. N.** (2021). “Tópicos em recuperação de áreas degradadas”. *Editora Mérida Publishers*. 2021, v. 2, 384 p.

ANÁLISE DE RISCO DO REÚSO DE ÁGUA NA MODALIDADE RECARGA DE AQUÍFERO

Vinícius de Souza Azoia¹, Camila Rodrigueiro Mantovani², Débora Beatriz Maia Vidotti³, Paulo Fernando Soares⁴ e Cláudia Telles Benatti⁵

Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Maringá, Brasil, ra107647@uem.br¹, ra99941@uem.br²

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá, Brasil, pg403264@uem.br³

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana/Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Maringá, Brasil, pfoares@uem.br⁴
ctbenatti@uem.br⁵

RESUMO:

Em tempos de escassez hídrica e de incertezas climáticas, o reúso de água torna-se uma alternativa atraente como solução à problemática que se torna cada vez mais frequente. Uma forma de implementar reúso de água é por meio da recarga de aquífero, que pode ser feita através de poços de injeção, que no geral requerem a introdução de água com mais qualidade, ou por meio de bacias de infiltração, que por sua vez, já aceitam efluentes com menor qualidade. Este trabalho se propõe a realizar uma análise de risco sobre as duas modalidades de recarga de aquífero, buscando também elencar possíveis tratamentos para os riscos identificados. Foi possível identificar riscos associados à colmatção do solo (*clogging*) em ambas as modalidades, surgimento de superbactérias, concentração de sais e contaminação do aquífero. Apesar dos riscos associados, a aceitação do público nesta modalidade de reúso tende a ser maior. Uma forma de implementação de recarga de aquífero consiste em aproveitar a capacidade natural de purificação de solo e aquífero para tratar água ou efluentes infiltrados, o chamado SAT (*Soil Aquifer Treatment* ou tratamento solo-aquífero em tradução livre).

ABSTRACT:

In times of water scarcity and climate uncertainties, wastewater reuse becomes an attractive alternative as a solution to the problem that is becoming more and more often. One way to implement wastewater reuse is through aquifer recharge, which can be done through injection wells, which generally require the infiltration of higher quality water, or through infiltration basins, which in turn, already accept lower quality effluents. This work aims to carry out a risk analysis of these two types of aquifer recharge, and to identify possible treatment methods for the identified risks. It was possible to identify risks associated with clogging in both modalities, superbacteria emergence, concentration of salts and aquifer contamination. Despite the related risks, public acceptance of this category of reuse tends to be greater. One way of implementing aquifer recharge is to take advantage of the natural purification capacity of the aquifer and soil to treat water or infiltrated effluents, as so-called SAT (*Soil Aquifer Treatment*).

PALAVRAS CLAVES: recarga de aquífero, análise de risco, reúso, reúso de água

INTRODUÇÃO

As emissões de CO₂ já provocaram uma elevação média da temperatura mundial em 1,0 °C com tendência de aumento no número de eventos climáticos extremos, desertificação, perda de ecossistemas entre outros (Mpelasoka, 2018, IPCC, 2018). No Brasil, apesar de concentrar 12% da água doce mundial (Stefan, 2019), cerca de 93% da população vive com apenas 30% desse recurso, concentrado principalmente na região Norte (Pozza, 2019). Projeções climáticas levam a crer em um aumento na pluviosidade média na região Sul nos próximos anos (Mpelasoka, 2018), mas conforme apontado pela ONU, não há garantia de que as precipitações ocorram em época oportuna (AGENDA 21, 1992). A saber, assim como ocorrido em São Paulo no período de 2014-2015 e Distrito Federal no período de 2016-2018 (Gonçalves, 2017), o Paraná sofre com uma grave crise hídrica.

Uma alternativa para lidar com crises hídricas, consiste em incentivar o uso racional da água e até mesmo fomentar práticas de reúso de água. A Organização Mundial da Saúde (WHO, 1973) descreve os tipos de reúso como reúso indireto, direto e reciclagem interna. O reúso direto é o uso planejado da água residuária, podendo ser para fins potáveis ou não potáveis. Por sua vez, o reúso indireto compreende a diluição de esgoto tratado em um corpo hídrico para posterior captação e tratamento, podendo ser um aquífero subterrâneo no caso de recarga de aquífero (Hespanhol, 2002).

Tendo-se em vista a atual crise climática com eventos extremos, o reúso de água torna-se uma alternativa atraente no sentido de mitigar potenciais efeitos de escassez hídrica. A recarga de aquífero como modalidade de reúso, apesar de ser uma alternativa barata, pode colocar em risco a qualidade do manancial subterrâneo, como ocorrido na região do vale Tulla no México (Aguillar et al., 2008), o que poderia, em última análise, provocar o efeito contrário ao objetivado, tornando o acesso à água potável mais difícil. É neste sentido que este trabalho se propõe a analisar os riscos envolvendo essa modalidade de reúso e identificar seus potenciais tratamentos.

METODOLOGIA

Para a identificação e análise de riscos foram aplicados os princípios da Norma ABNT ISO 31000:2018 (ABNT, 2018) aliados aos dados obtidos no levantamento bibliográfico, feito com base em artigos científicos por meio da plataforma CAPES, pelo acesso CAFE e pela Science Direct da Elsevier. Os artigos foram identificados conforme os títulos e resumos, procurando-se por palavras chave como “reúso urbano”, “reúso potável”, “análise de riscos”, “*reclaimed water*”, “*water reuse*”, “*wastewater reuse*”, “*urban wastewater reuse*”, entre outros.

A partir dos dados obtidos no levantamento foi desenvolvida a matriz FOFA (força, oportunidade, fraqueza e ameaças) para cada alternativa de reúso como ferramenta para a análise de dados. Foram utilizadas nesta etapa as seguintes definições:

- Forças (Strengths): pontos positivos do presente, interno.
- Oportunidades (Opportunities): pontos positivos do futuro, externo.
- Fraquezas (Weakness): pontos negativos do presente, interno.
- Ameaças (Threats): pontos negativos do futuro, externo.

No caso, o presente foi tomado como o ano atual, considerando a aplicação imediata do sistema de tratamento discutido, o ambiente interno refere-se ao tratamento em si e ambiente externo a todos aqueles que são consequências secundárias do tratamento, ou que não são fatores intervenientes no processo de tratamento em si.

Para a análise qualitativa dos riscos foi adotada a metodologia da matriz probabilidade e impacto. Na definição dos pesos a serem aplicados na matriz impacto probabilidade, adotou-se a modelagem feita no plano de segurança da água do Ministério da Saúde (Brasil, 2012), atribuindo-se os pesos de 1 a 5 em probabilidade e potências de 2 variando de 1 a 16 em impacto. A partir do

produto entre o valor atribuído à análise qualitativa para as duas variáveis, definiu-se a pontuação do risco que podia variar de 1 (risco extremamente baixo ou insignificante) a 80 (risco extremamente elevado).

Valendo-se ainda do mesmo modelo anterior, pode-se classificar os riscos em:

- baixo (menor que 8): risco não prioritário, não deve ser negligenciado, pode ser resolvido com medidas de curto, médio e longo prazo conforme o risco em questão.
- médio (8 a 12): risco intermediário, pode ser resolvido por meio de tratamentos convencionais quando constituir-se de risco ambiental/sanitário. Medidas de médio e longo prazo devem ser estudadas. Estabelecem-se medidas de redução da probabilidade em especial.
- alto (16 a 24): risco não tolerável, deve-se estabelecer medidas/planos de ações imediatos com a finalidade de controle de probabilidade em especial. Medidas de médio e longo prazo devem ser estudadas e empregadas.
- muito alto (maior que 32): risco extremo e de ocorrência intolerável, sempre que identificado, deve-se estabelecer todas as medidas cabíveis de segurança imediatamente a fim de eliminá-lo ou levá-lo a um nível tolerável, adotando práticas que visem reduzir sua probabilidade de ocorrência em especial e medidas que reduzam seu impacto concomitantemente. Medidas de gestão de longo prazo devem ser adotadas.

A definição do fator de risco como possuindo uma probabilidade ou impacto muito baixo, baixo, médio, alto ou muito alto, foi feita com base nas indicações dadas no próprio texto dos autores utilizados no processo de identificação de riscos.

Uma vez feita esta análise, potenciais tratamentos para os riscos foram identificados na própria literatura consultada e organizados em uma matriz de Tratamento de Riscos.

RESULTADOS

A modalidade recarga de aquífero pode ser implementada de formas bem distintas: por meio de bacias de infiltração ou poços de injeção.

De modo geral, as bacias de infiltração consistem em regiões alagadas, exigindo solos mais permeáveis e de textura adequada que permita a remoção de poluentes, sua finalidade consiste em armazenar água no aquífero para posterior uso e, além disso, promover o tratamento de esgotos diluídos na água (Okpala, 2011), sendo assim, coletando-se a água mais à jusante, espera-se um padrão de potabilidade mais elevado.

Os fatores de risco relativos às bacias de infiltração encontrados estão associados ao surgimento de superbactérias (Andrade et al., 2019), aumento de sódio, cianida, cloreto, mercúrio, dureza, nitrito e nitrato e salinização (Jimenez, Chávez, 2004), substâncias tóxicas, mutagênicas e carcinogênicas (Hochstrat et al., 2010), *clogging* (colmatção) em superfície e em profundidade, necessidade de extensas áreas de ocupação (Hashemi et al., 2013), presença de precursores de subprodutos de desinfecção, carbono orgânico total elevado (COT), sólidos suspensos totais elevados (SST, parâmetro organoléptico), microrganismos (Aguilar et al., 2008), contaminação em direções preferenciais (Auckenthaller, 2002), formação de colônias agregadas de bactérias e modificações na microbiota (Ladislao, Galil., 2003), perda na capacidade de troca catiônica de sódio e retenção de fósforo (Kanarek, Michail, 1996), nitrificação e desnitrificação menos eficiente mesmo com otimização (Koptchynski et al., 1996).

Partindo-se dos pontos elencados, montou-se a matriz FOFA de forma a resumir os pontos fortes e fracos relacionados ao reúso por meio de bacias de infiltração, e as oportunidade e desafios a serem enfrentados, conforme apresentado na Figura 1. Com base na análise da Figura 1, e em especial nas ameaças e fraquezas, montou-se a matriz de priorização de riscos aplicada à prática do uso de bacias de infiltração, cujos resultados estão apresentados, na forma gráfica, na Figura 2.

	positivo	negativo
interno	<p>Forças (Strengths): Remoção de amônia, carbono orgânico total (COT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO); Remoção nas primeiras camadas de coliformes fecais e <i>Escherichia Colli</i>; Redução na concentração de fármacos, de sólidos totais dissolvidos, UV254, detergentes e fenóis; Remoção completa de vírus além da remoção de metais (há exceções para metais); Possibilidade de ocorrência de desinfecção completa; Pode não ocorrer perda na capacidade de remoção de fósforo com o tempo; Biorremediação de clorofenóis (em ambiente aeróbio); Adaptação da biomassa (microbiota local) à carga poluidora; Remoção de poluentes emergentes como: meios de contraste, antibióticos, cosméticos e antiepiléticos; Menor necessidade de tratamento avançado em bacias de infiltração.</p>	<p>Fraquezas (Weakness): Pode resultar em concentrações elevadas de COT (parece depender do tipo de solo); Presença de coliformes totais e <i>Escherichia Colli</i> (parece depender do solo); Pode conter compostos orgânicos e inorgânicos complexos, substâncias tóxicas ou carcinogênicas oriundas de atividades antrópicas; Forte presença de sólidos totais dissolvidos (parece depender do solo); Possibilidade de desenvolvimento de superbactérias como resposta a concentrações sub terapêuticas de fármacos; Pode haver caminhos preferenciais; Não retenção de fósforo; Pode ocorrer elevação na concentração de sais e elevação da dureza; Ocorrência de <i>clogging</i>; Pode ocorrer elevada concentração de nitrito (indicador de poluição recente) e nitrito na água subterrânea; Pode ser pouco efetivo na remoção de sódio, cianida, cloreto, mercúrio e boro; Perda de capacidade na troca catiônica do sódio; <i>Clogging</i> por algas em solos mais finos, o que afeta a redução do COT; Pode não ser assegurada a capacidade de nitrificação e desnitrificação mesmo com otimização; A ocorrência de colônias agregadas de bactérias pode afetar o processo de biorremediação; Nitrogênio pode não ser efetivamente removido se não ocorrer mineralização; Grandes áreas de ocupação.</p>
externo	<p>Oportunidades (Opportunities): Aumento da disponibilidade de água subterrânea; Possibilidade de uso direto na agricultura; Pode ser otimizado para aumentar a capacidade de nitrificação e desnitrificação conforme o caso; Redução de custos no tratamento; Aceitação do público é maior; Aplicação de surfactantes para otimizar o processo (quando necessário); Controle de intrusões salinas (caso de barcelona).</p>	<p>Ameaças (Threats): Presença de precursores de subprodutos da desinfecção na água; Contaminação do aquífero; Elevação do nível d'água em direções preferenciais; Produtos químicos carcinogênicos e mutagênicos que podem alterar a capacidade de reprodução da fauna local; Perda da eficiência com o tempo; Falta de legislação específica.</p>

Figura 1.- Matriz FOFA para bacias de infiltração

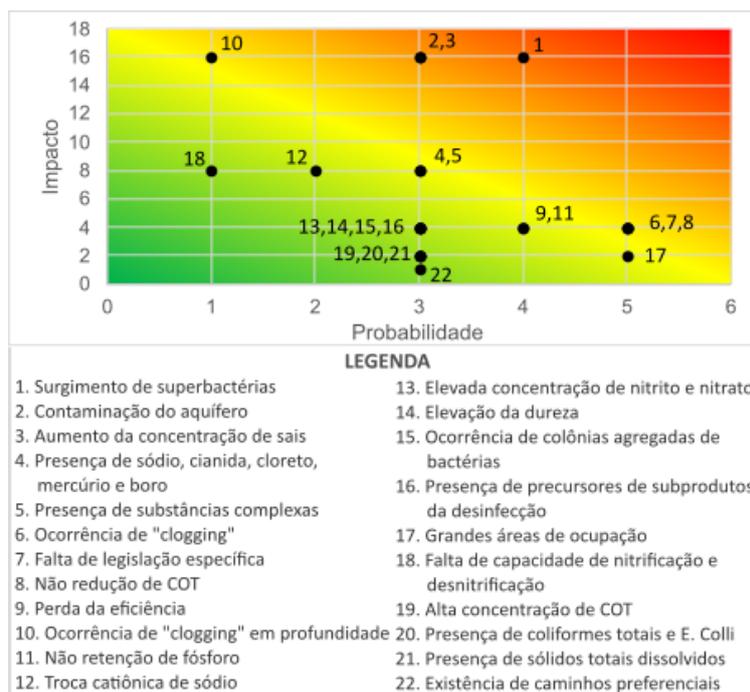


Figura 2.- Análise qualitativa: bacias de infiltração

A partir da análise de riscos, foram identificados potenciais tratamentos para os riscos altos e muito altos. Os tratamentos, os riscos e os responsáveis pela implementação do tratamento estão elencados no Quadro 1.

Quadro 1.- Possíveis tratamentos dos riscos identificados no uso de bacias de infiltração

NÍVEL	RISCO	AGENTE RESPONSÁVEL	TRATAMENTO
64	1) surgimento de superbactérias como resposta a concentrações sub terapêuticas de fármacos;	Agente governamental responsável pela saúde; Responsável pelo tratamento;	Controle mais rigoroso do uso de antibióticos; a tendência de manifestação do problema é predominante em países subdesenvolvidos com descontrole do uso dos mesmos.
48	2) contaminação do aquífero;	Responsável pelo tratamento;	Ao aplicar na bacia de infiltração, usar água de maior qualidade; pode-se usar do sistema SAT (Soil-Aquifer Treatment System, Sistema de tratamento por solo aquífero em tradução livre), quando se objetiva a manutenção da qualidade da água do aquífero
48	3) pode ocorrer elevação na concentração de sais;	Órgãos ambientais; Responsável pelo tratamento;	A depender da região, em último caso pode-se remover o sal da água por meio de tratamentos avançados
24	4) pode ser pouco efetivo na remoção de sódio, cianida, cloreto, mercúrio e boro;	Responsável pelo tratamento;	Uso de tratamentos avançados para remoção dos agentes contaminantes.
24	5) compostos orgânicos e inorgânicos complexos, substâncias tóxicas, mutagênicas ou carcinogênicas oriundas de atividades antrópicas;	Responsável pelo tratamento;	Uso de tratamentos avançados para remoção dos agentes contaminantes, no caso de compostos orgânicos complexos pode valer-se de oxidação avançada.
20	6) ocorrência de <i>clogging</i> ;	Responsável pelo tratamento;	Através de manutenção: raspagem da superfície da bacia periodicamente, sempre que a taxa de infiltração declinar até um padrão especificado para a planta.
20	7) falta de legislação específica.	Associações de normas técnicas; Legisladores;	Através da elaboração de comitês técnicos para desenvolvimento de propostas normativas/legais; Tradução de documentos como normas e leis já praticadas em outros países com adequação à realidade local.
20	8) <i>clogging</i> por algas em solos mais finos, o que afeta a redução do COT;	Responsável pelo tratamento;	Substituição do solo mais fino por solo granular ou; Impedir a incidência de luz solar, controlando o crescimento das algas.

NÍVEL	RISCO	AGENTE RESPONSÁVEL	TRATAMENTO
16	9) perda da eficiência com o tempo;	Responsável pelo tratamento;	Uso de surfactantes, a depender do tipo de solo o que requer experimentos específicos e do tipo de poluente cuja eficiência deve ser melhorada ou; Substituição da bacia de infiltração por outra em novo local.
16	10) <i>clogging</i> em profundidade;	Responsável pelo tratamento;	Manutenção periódica das camadas superiores.
16	11) não retenção de fósforo;	Responsável pelo tratamento;	Uso de surfactantes; Tratamentos avançados para remoção de fósforo ou a aplicação direta (mas controlada) na agricultura.
16	12) perda de capacidade na troca catiônica do sódio;	Órgãos ambientais; Responsável pelo tratamento;	A depender do impacto no local, pode-se não adotar a recarga de aquífero como proposta de reúso.

Apesar dos riscos elencados, existem inúmeros benefícios, pois o próprio solo pode ser usado para remoção/tratamento de contaminantes químicos, físicos e principalmente biológicos. A recarga de aquífero por meio de bacias de infiltração pode ser implementada de tal modo que o solo faça o “tratamento” da água em sua zona vadosa. Posteriormente a água pode ser coletada (por meio de poços) antes de entrar no aquífero reduzindo assim as chances de contaminação. Sendo assim, o chamado SAT (Sistema de tratamento solo-aquífero em tradução livre) aproveita a capacidade natural de purificação do solo (Bouwer, 1991; Okpala, 2011).

Certos riscos podem ter tratamentos específicos já apontados na própria literatura, por exemplo, o *clogging* (entupimento ou colmatção dos vazios do solo com conseqüente diminuição da permeabilidade, resultando na perda de eficiência do próprio processo) em superfície pode ser tratado por meio da remoção periódica da camada de sedimentos em uma bacia de infiltração (Kallali et al., 2013), ou até mesmo plantando-se determinados gêneros de árvores como Eucaliptos e Acácias (Hashemi et al., 2013). A capacidade do solo de absorver metais, pode ser baixa, especialmente para metais como boro e mercúrio (Jimenez, Chávez, 2004; Kanarek, Michail, 1996), o que torna a recarga de aquífero um fator de risco ao manancial subterrâneo.

A remoção de carbono orgânico total depende até mesmo do desenvolvimento de uma camada de algas sob a superfície (o surgimento da camada de algas prejudica a diminuição de carbono orgânico total - COT), o que pode ser controlado por meio de otimização da operação das bacias e bloqueio da luz solar (Koptchinski et al., 1996). Já os riscos microbiológicos associados à coliformes e vírus são reduzidos substancialmente, de modo geral, os vírus são completamente ou quase completamente removidos com a infiltração da água no solo, já as bactérias, em especial os coliformes totais são removidos de forma bastante eficiente também (Bekele et al., 2011; Bower, 1991).

No entanto, pode ocorrer no solo um aumento na concentração de fármacos, em especial antibióticos, que podem facilitar o desenvolvimento de bactérias mais resistentes aos tratamentos atuais. Especialmente em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento onde o controle sobre o uso de antibióticos ainda é falho, há uma tendência maior de expor agentes patogênicos à concentrações subterapêuticas de fármacos em aquíferos, proporcionando condições ideais para o surgimento de superbactérias (Andrade et al., 2011).

Os poços de injeção, por sua vez, consistem em uma forma de injetar água diretamente no aquífero. Por sua natureza mais direta, outros problemas que antes podiam ser resolvidos com mais facilidade (como o *clogging*), tornam-se de difícil tratamento, tornando necessário o uso de água com maior nível de qualidade para sua implementação. A matriz FOFA para poços de injeção é apresentada na Figura 3.

	positivo	negativo
interno	<p>Forças (Strengths): Remoção de amônia, COT, DBO; Remoção nas primeiras camadas de coliformes fecais e E. Colli; Redução na concentração de fármacos, de ST dissolvidos, UV254, detergentes e fenóis; Remoção completa de vírus e remoção de metais (há exceções para metais); Possibilidade de ocorrência de desinfecção completa; Pode não ocorrer perda na capacidade de remoção de fósforo com o tempo; Biorremediação de clorofenóis (em ambiente aeróbio); Adaptação da biomassa à carga poluidora; Remoção de poluentes emergentes como: meios de contraste, antibióticos, cosméticos e antiepiléticos;</p>	<p>Fraquezas (Weakness): Possibilidade de desenvolvimento de superbactérias como resposta a concentrações sub terapêuticas de fármacos; Desnitrificação insatisfatória; Perda de capacidade de retenção de fósforo com o tempo; Ocorrência de <i>clogging</i>; Necessidade de aplicação de tecnologias avançadas de tratamento para se atingir a qualidade necessária da água;</p>
externo	<p>Oportunidades (Opportunities): Aumento da disponibilidade de água subterrânea; Possibilidade de uso direto na agricultura; Aceitação do público é maior; Aplicação de surfactantes para otimizar o processo (quando necessário); Controle de intrusões salinas (caso de barcelona); Redução efetiva de patógenos e COT; Redução da concentração de fármacos (exceto carbamazepina); Redução de custos; Mais acessível em países pobres (com tratamento primário precedente);</p>	<p>Ameaças (Threats): Contaminação do aquífero; Elevação do nível d'água em direções preferenciais; Falta de legislação específica.</p>

Figura 3.- Matriz FOFA para poços de injeção

Sendo assim, foi possível obter a matriz de priorização de riscos aplicada à prática do uso de poços de injeção, cujos resultados estão apresentados, na forma gráfica, na Figura 4. Os riscos identificados envolvem o surgimento de superbactérias (Andrade et al., 2019), *clogging*, tecnologias avançadas de tratamento (necessidade de baixa turbidez) (Hernández et al., 2011), desnitrificação e retenção insatisfatória de fósforo (Bekele et al., 2011). Assim como em bacias de infiltração, os tratamentos para os riscos altos e muito altos em poços de injeção foram elencados no Quadro 2.

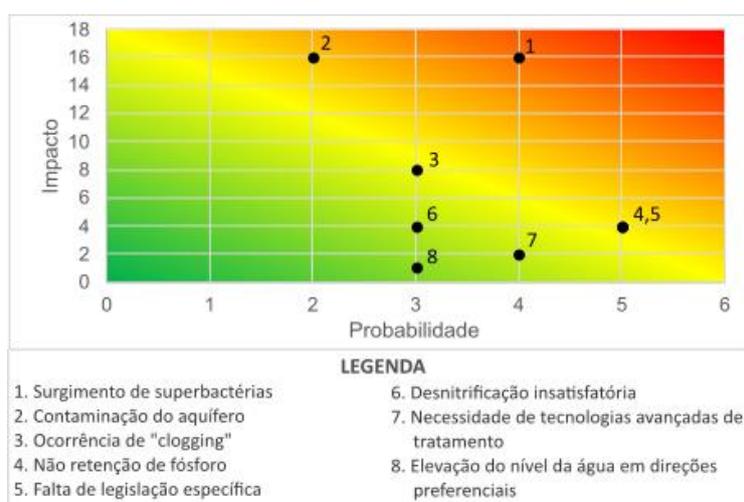


Figura 4.- Análise qualitativa: poços de injeção

Quadro 2.- Sugestões de possíveis tratamentos dos riscos identificados

NÍVEL	RISCO	AGENTE RESPONSÁVEL	TRATAMENTO
64	1) surgimento de superbactérias como resposta a concentrações sub terapêuticas de fármacos;	Agente governamental responsável pela saúde; Responsável pelo tratamento;	Controle mais rigoroso do uso de antibióticos; a tendência de manifestação do problema é predominante em países subdesenvolvidos com descontrole do uso dos mesmos.
32	2) contaminação do aquífero;	Responsável pelo tratamento;	Uso de tratamento precedente mais avançado; Convém nestes casos o uso do sistema SAT.
24	3) ocorrência de <i>clogging</i> ;	Responsável pelo tratamento;	Uso de efluentes com teor baixo de sólidos suspensos, dissolvidos ou não, a depender da porosidade do solo em especial.
20	4) perda de capacidade de retenção de fósforo com o tempo;	Responsável pelo tratamento;	Uso de surfactantes; Tratamento precedente mais avançado para remoção de fósforo.
20	5) falta de legislação específica.	Associações de normas técnicas; Legisladores;	Elaboração de comitês técnicos para desenvolvimento de propostas normativas/legais; Tradução de documentos como normas e leis já praticadas em outros países com adequação à realidade local.

Os riscos identificados são de natureza distinta daqueles envolvendo bacias de infiltração, principalmente no que diz respeito ao *clogging*, que não pode ser tratado por otimização do processo de infiltração da água ou por remoção da camada superficial, tendo em vista a dificuldade de se implementar tais soluções. Mesmo assim, essa técnica pode ser usada para conter intrusões salinas, como praticado em Madri, Espanha, por exemplo (Hernández et al., 2011).

CONCLUSÕES

A recarga de aquífero pode trazer benefícios à qualidade da água, melhorando diversos parâmetros de potabilidade durante sua infiltração na zona vadosa/percolação no aquífero, não obstante, a implementação dessa modalidade de reúso deve vir acompanhada de uma análise criteriosa, procurando otimizar o tratamento, de forma a maximizar os benefícios. Diversos riscos podem vir associados, principalmente na falha da redução de um determinado grupo de poluentes, o que em última análise implicará na contaminação do aquífero e, portanto, indesejável do ponto de vista de uma abordagem mais sustentável.

As bacias de infiltração podem ser implementadas para promover o reaproveitamento de efluentes pouco tratados, podendo funcionar como uma forma de tratamento, apesar dos riscos de contaminação do aquífero. De modo geral, a água a ser usada em poços de injeção devem possuir uma qualidade muito superior, minimizando o risco de contaminação ao passo que exige tratamentos mais avançados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao programa PIC-UEM pela oportunidade de desenvolver o trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABNT NBR ISO 31000 (2018): Gestão de Riscos – Diretrizes, Rio de Janeiro.
Agenda 21 Global. (1992). CNUMAD - Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, Agenda 21 Global. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Disponível em:

<<https://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global.html>>. Acesso em: 05 ago. 2020.

Aguiar, A. et al. (2008). Use of nanofiltration for potable water from an aquifer recharged with wastewater. *Water Science & Technology*, Londres, v. 57, n. 6, p. 927-933.

Andrade, B.A.S., Lacerda, P.S.B. and Oliveira, J.L.M. (2017). Technical feasibility of reuse of effluent generated from reverse osmosis system in a pharmaceutical plant. *Rev. Ambient. Água*, Taubaté, v.12, n.5.

Auckenthaler, A. et al. (2002). Particle transport in a Karst aquifer natural and artificial tracer experiments with bacteria bacteriophages and microspheres. *Water Science & Technology*, Londres, v. 46, n. 3, p. 131-138.

Bekele, E. et al. (2011). Managed aquifer recharge of treated wastewater Water quality changes resulting from infiltration through the vadose zone. *Water Research*, Londres, v. 45, p. 5764-5772, jul./ago.

Bouwer, H. (1991) Role of groundwater recharge in treatment and storage of wastewater for reuse. *Water Science & Technology*, Londres, v. 24, n. 9, p. 295-302, 1991.

Brasil. (2012). Plano de Segurança da Água: garantindo a qualidade e promovendo saúde. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador, Brasília/DF.

Gonçalves, P.B.C. (2017). Avaliação de medidas de gerenciamento da demanda no Sistema Hídrico do Descoberto com Sistema Santa Maria/Torto. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 113p.

Hashemi, H. et al. (2013). Natural vs Artificial groundwater recharge quantification through inverse modeling. *Hydrology and Earth System Sciences*, Göttingen, Alemanha, v. 17, p. 637-650.

Hernández, M. et al. (2011). Aquifer recharge for securing water resources the experience in Llobregat river. *Water Science & Technology*, Londres, v. 63, n. 2, p. 220-226.

Hespanhol, I (2002). Potencial de Reúso de Água no Brasil Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. RBRH- Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.7, n.4, p. 75-95, out./dez. 2002.

Hochstrat, R. et al. (2010). Managed aquifer recharge with reclaimed water approaches to a European guidance framework. *Water Science & Technology*, Londres, v. 62, n. 6, p. 1265-1273.

IPCC (2018). Em: Aquecimento Global de 1,5°C. Disponível em: <www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/07/SPM-Portuguese-version.pdf>. Acesso em: 08 ago. 2020.

Jimenez, B. and Chávez, A. (2004). Quality assessment of an Aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source “El Mezquitil Valley” case. *Water Science & Technology*, Londres, v. 50, n. 2, p. 269-276.

Kanarek, A. and Michail, M. (1996). Groundwater recharge with municipal effluent: Dan region reclamation project, Israel. *Water Science & Technology*, Londres, v. 34, n. 11, p. 227-233.

Kopchynski, T. et al. (1996). The Effects of Soil Type and Effluent pre-treatment on Soil Aquifer Treatment. *Water Science & Technology*, Londres, v. 34, n. 11, p. 235-242.

Ladislao, B.A. and Galil, N.I. (2003). Kinetics of biodegradation during remediation of consecutive accidental spills of chlorophenols in a sandy aquifer. *Water Science & Technology*, Londres, v. 47, n. 9, p. 157-164.

Mpelasoka, F. Awange, J.L. and Gonçalves, R.M. (2018) Accounting for dynamics of mean precipitation in drought projections: A case study of Brazil for the 2050 and 2070 periods. *Science of the Total Environment*, v. 622-623, p. 1519-1531

Okpala, W. O. (2011) Recarga gerenciada de aquífero do aeroporto internacional governador André Franco Montoro, Guarulhos/SP: estudo piloto do sistema solo-aquífero. 2011. 266 p. Tese de Doutorado, Escola politécnica de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e de Sanitária, São Paulo, SP.

Pozza, C.B. (2019). Sustentabilidade na Gestão de Recursos Hídricos: Cenário Nacional de Sistema de Abastecimento. 2019. 77 p. Dissertação de Engenharia de Produção e Sistemas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, PR.

Stefan, E. (2019). Disponibilidade hídrica e água de reúso: uma nova abordagem para gestão de recursos hídricos em bacias urbanas. Dissertação, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

WHO (1973). Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. Report of a WHO Meeting of Experts. Geneva, World Health Organization (Technical Report Series No. 517).

Yang, J. et al. (2021). Ultrafiltration as tertiary treatment for municipal wastewater reuse. *Separation and Purification Technology*, Holanda, v. 272, p. 1-12, 2021.

ADSORÇÃO DE CORANTE AZUL DE METILENO ATRAVÉS DE RESÍDUOS DE CITRUS RETICULADA E CITRUS LATIFOLIA

Leticia Palaro Stefanuto¹, Natalia Ueda Yamaguchi², José Eduardo Gonçalves

- 1- Discente do Curso de Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá – UNICESUMAR, Av. Guedner, 1610 - Jardim Aclimação, Maringá - PR, 87050-390. leticiapaloro@hotmail.com
 2 - Doutora, Docente do Curso de Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá – UNICESUMAR, Av. Guedner, 1610 - Jardim Aclimação, Maringá - PR, 87050-390, Tel: 044-3027-6360 ramal: 1178 natalia.yamaguchi@unicesumar.edu.br
 3 - Doutor, Docente do Curso de Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá – UNICESUMAR, Av. Guedner, 1610 - Jardim Aclimação, Maringá - PR, 87050-390, Tel: 044-3027-6360, jose.goncalves@unicesumar.edu.br

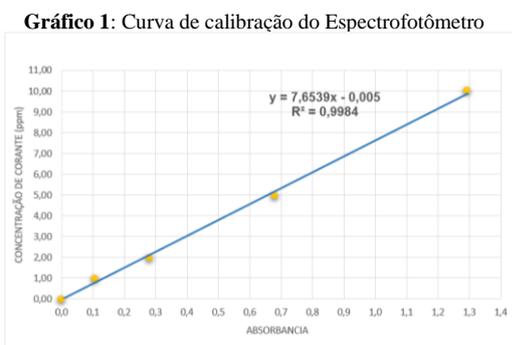
Introdução

Problemáticas ambientais vem se tornado cada vez mais evidente e frequentes devido aos aumentos e desenvolvimentos industriais, isso se dá pois os processos industriais geram resíduos, que por sua vez são descartados de maneira irregular no meio ambiente (BRESAOLA E CANTELLI, 2000), a contaminação m cursos d'água é algo muito comum de se encontrar, porém nem sempre é uma tarefa fácil detectar a presença de contaminantes, pois a maioria dos contaminantes não apresenta indícios visuais, ou seja, não tem cor (COSTA; ET AL, 2015). O presente trabalho tem como objetivo utilizar as sementes da fruta *Citrus Reticulada* e *Casca de Citrus latifolia*, conhecida popularmente como tangerina e limão taiti respectivamente, para avaliar a adsorção de soluções aquosas contendo corante azul de metileno, para uma possível aplicação em grande escala para tratamento de efluentes.

Materias e Métodos

Os experimentos do presente estudo foram realizados em dois ambientes, inicialmente em uma residência na cidade de Floresta-PR, para preparação das amostras de resíduos e posteriormente dentro do Laboratório Interdisciplinar de Análises Biológicas e Químicas (LIABQ), do departamento de Ciências Ambientais no Centro Universitário de Maringá (UNICESUMAR), na fase realização dos testes.

Os testes de adsorção foram realizados com o contaminante Azul de Metileno, as concentrações do mesmo foram testadas através do espectrofotômetro SP 2000 UV (BEL PHOTONICS 20000 UV), no comprimento de onda de 664 nm, com concentrações em 1,2,5 e 10 ppm, cada concentração foi testada em duplicata e partir dos resultados das duplicatas foi obtida uma média dos valores para ser usado como referência, para uma medição efetivas das concentrações testadas os frascos foram lavados com água destilada. A partir da leitura do espectrofotômetro foi traçada a curva de calibração para determinar a equação da reta e verificar o valor de R².



FONTE: Autor,2022

Os materiais utilizados como bioadsorventes foram, as cascas de *Citrus latifolia* e as sementes de *Citrus Reticulata*, para remoção

do Azul de metileno de solução aquosa. Para o preparo dos resíduos, ambos foram lavados em água corrente e com detergente neutro, e ambos colocados em forno doméstico a 100 °C, por 40min e 60 min respectivamente, após o processo de secagem foram trituradas em liquidificador comum da marca Arno, passadas em peneiras comum de uso residencial, e separados em potes de plásticos para uso.

Figura 1 (a) Resíduos De Semente De Tangerina e (b)Cascas de Limão Taiti.



Fonte: Autor, 2022.

Foram pesadas aproximadamente 0,1g de cada material seco e triturado, pesadas em balança digital da marca SHIMADZU além do uso e espátulas para separação do material, e posteriormente misturadas com 50mL da solução de Azul de metileno (Fig.02), foram usados provetas e frascos de vidros para medição do líquido. Os testes de adsorção foram realizados em uma mesa incubadora com agitação orbital (LUCADAMA SHAKER DE PISO), com agitação de 150 rpm a uma temperatura de 25 °C, por um período de tempo de 1 hora de agitação, a fim de avaliar a capacidade de adsorção dos bioadsorventes escolhidos (Fig.03), os experimentos foram realizados em duplicata. A capacidade de adsorção do corante foi calculada pela equação 01:

$$q = \frac{(C_0 - C)V}{m}$$

Equação 01

Onde q (mg/g) é a capacidade de adsorção em mg de azul de metileno por g de bioadsorvente, C₀ (mg/L) é a concentração de azul de metileno inicial, C (mg/L) é a concentração de azul de metileno após 1 h, V (L) o volume da solução e m (g) é a massa de bioadsorvente.

Resultados e Discussões

A capacidade de adsorção do Azul de metileno através da casca de limão taiti é expressado através da equação 02:

$$q = \frac{(9,8915 - 5,5479) * 0,05}{0,1}$$

$$q = 1,78745$$

Equação 02

A capacidade de adsorção do Azul de metileno através da semente de tangerina é expressado através da equação 03:

$$q = \frac{(9,8915 - 6,3286) * 0,05}{0,1}$$

$$q = 2,1718$$

Equação 03

Onde C_i corresponde ao valor de concentração inicial e C_f corresponde ao valor de concentração final (BELTRAN, et al, 2020).

Resultando em 81,99% de remoção utilizando resíduo de tangerina e 78,04% utilizando resíduos de Limão taiti. Quando comparamos com alguns trabalhos da literatura (Tabela 01) encontramos os seguintes resultados:

Tabela 01. Comparação de adsorção de outros resíduos encontrados na literatura:

TIPO DE RESÍDUO	PERCENTUAL DE REMOÇÃO (%)
Casca de Limão Taiti (presente trabalho)	78,04 %
Semente de Tangerina (presente trabalho)	81,99%
Caroço de Pêssego (HEYLMANN et al,2020)	93%
Bagaço da Cana de Açúcar (JORGE et al,2015)	97,03%
Casca de tangerina (BELTRAN, et al 2020)	91,81 %

Fonte: Autor, 2022.

Dentre os resíduos comparados, o Bagaço de cana é os resíduos que apresenta maior resultado com adsorção de azul de metileno, esse estudo foi realizado no estado de Minas Gerais, foram utilizadas 2,5 g de resíduos para 500 mL de corante, além do material estar sob agitação constante por 24 horas e ao fim dos testes obteve-se uma remoção de 97,03%, classificando como material em potencial para uso em efluentes (JORGE et al, 2015).

Quando comparamos as porcentagens de absorvência obtidas pelo presente estudo, temos que o potencial das sementes de tangerinas são superiores ao da Casca de limão taiti,

A adsorção usando os biossorventes utilizados com corante também pode ser justificada pela composição química da casca do limão, uma vez que casca de frutos cítricos, possuem diversos compostos, que se ligam aos átomos presentes na estrutura do Azul de Metileno (AHMAD et al, 2006).

Conclusão

O presente trabalho analisou o potencial de utilização de cascas de *Citrus latifolia* (Limão Taiti) e as sementes de *Citrus Reticulata* (Tangerina), como potencial biossorvente de corantes Azul de metileno do meio aquoso, ambos os materiais demonstraram potenciais positivos, sendo 81,99% e 78,04% de remoção respectivamente, apresentando altas taxas de remoção, porém para garantir a eficiência do material, são necessários mais estudos e testes, com maior número de amostras, o material precisaria ficar um maior tempo em agitação, além de ser necessário passar por estufas com temperaturas e ambientes controlados, porém já pode-se concluir, com o presente estudo, que os resíduos utilizados possuem potencial de remoção de corantes em ambiente aquoso elevado.

Referencias Bibliográficas

AHMAD, M. M.; REHMAN, S.; IQBAL, Z.; ANJUM, F. M.; SULTAN, J. I. Genetic variability to essential oil composition in four citrus fruit species. *Pakistan Journal of Botany*, Karachi, v. 38, n. 2, p. 319-324, 2006.

BELTRAN, L. B. et al. Processo de biossorção de corante utilizando casca de tangerina (*Citrus reticulata*). *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 6, p. 41760-41771, 2020.

BRESAOLA, J. R., CANTELLI, D. L. (2000), "Tratamento de efluentes líquidos de uma indústria têxtil e seu resíduo", *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre – RS.

COSTA, D. M. A. DA; MELO, J. J. S. DE. Estudo da capacidade de remoção de azul de metileno pela biomassa da casca do limão taiti (*Citrus Latifolia*). *Holos Environment*, v. 18, n. 2, p. 271, 20 dez. 2018.

COSTA, P. D. DE; FURMANSKI, L. M.; DOMINGUINI, L. Production, Characterization and Application of Activated Carbon from Nutshell for Adsorption of Methylene Blue. *Revista Virtual de Química*, v. 7, n. 4, p. 1272-1285, 2015.

FOUST, A. S., WENZEL, L. A., CLUMP, C. W., MAUS, L., ANDERSEN, L. B. (1982), *Princípios de Operações Unitárias*, Editora LTC, Rio de Janeiro – RJ.

HEYLMANN, K. K. A. et al. Produção, caracterização e aplicação de carvão ativado de caroço de pêssego no tratamento de efluente têxtil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 26, n. 3, p. 485-494, jun. 2021.

HORVAT, A. J. M.; PETROVIC, M.; BABIC, S.; PAVLOVIC, D. M.; ASPERGER, D.; PELKO, S.; MANCE, A. D.; KASTELAN-MACAN, M. Analysis, occurrence and fate anthelmintics and their transformation products in the environment. *Trends in Analytical Chemistry*, v. 31, p. 61-24, 2012.

IBGE | Cidades@ | Brasil | Pesquisa | Produção Agrícola - Lavoura Permanente | Tangerina. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/15/12046>>. Acesso em: 17 maio. 2022.

JORGE, I.; TAVARES, F.; SANTOS, K. **Remoção Do Corante Azul De Metileno No Tratamento De Efluentes Por Adsorção Em Bagaço De Cana De Açúcar**. [s.l: s.n.]. p. 500

LALNUNHLIMI, S.; KRISHNASWAMY, V. Decolorization of azo dyes (Direct Blue 151 and Direct Red 31) by moderately alkaliphilic bacterial consortium. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 47, p. 39-46, 2016.

PEIXOTO, F., MARINHO, G., RODRIGUES, K. (2013), "Corantes têxteis: uma revisão", *Holos*, V. 5, Ano 29, p 98-106.

RUTZ, E. G. (2007), Estudo da adsorção de corantes da indústria têxtil usando carvão ativado e pó retido no filtro eletrostático da fabricação da alumida como adsorventes, *Programa de PósGraduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Ouro Preto*, Ouro Preto – MG. (Dissertação de mestrado).

AVANÇOS NA MODELAGEM E SIMULAÇÃO DE SISTEMAS DE ALERTA E EVACUAÇÃO (SAE) COM FOCO EM INUNDAÇÕES

Juliana Maia Duarte¹, André Felipe Rocha da Silva² & Julian Cardoso Eleutério³

¹ Mestranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. juliana-duarte@ufmg.br;

² Doutorando em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. andrefelipe94@ufmg.br;

³ Professor no Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

julian.eleuterio@gmail.com.

RESUMO:

Os sistemas de alerta e evacuação são apresentados na literatura como um dos principais instrumentos para redução de perdas de vida em ações emergenciais. No entanto, ainda existem imprecisões relacionadas à eficiência desses sistemas de alerta e evacuação, principalmente no que concerne inundações naturais e tecnológicas. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho é investigar avanços relacionados à melhoria dos Sistemas de Alerta e Evacuação (SAE) com foco em eventos de inundação. Para isso, foi feita uma revisão de literatura sobre o tema para os últimos dez anos. A partir da análise realizada, foi observado que os estudos apresentam duas vertentes principais, sendo: o comportamento dos evacuados considerando fatores humanos e a modelagem numérica computacional. Os principais avanços de SAE relacionados a eventos de inundação estão associadas à modelagem computacional. Destaca-se o uso do modelo dinâmico de estimativa de perdas de vida baseados em agentes que possui iterações relacionadas ao alerta e evacuação (LifeSim). Apesar dos avanços identificados, a imprecisão na produção de estimativa de fatalidades, dadas as incertezas inerentes de todas as variáveis envolvidas, ainda é um desafio prático e científico. Além dos desafios científicos relacionados à modelagem dos SAE, na prática, é necessário garantir que o sistema de alerta e evacuação seja transmitido em tempo hábil para a população obter as informações de risco e agir rapidamente. Essas incertezas também devem ser incorporadas em modelagens, permitindo uma apreciação global do funcionamento potencial dos SAE, subsidiando tomadas de decisão mais eficientes.

ABSTRACT:

Alert and evacuation systems are presented in the literature to reduce loss of life in emerging actions. As a result, there are still inaccuracies related to the efficiency of these warning and evacuation systems, especially with regard to natural and technological floods. In this context, the objective of the present work is to investigate or advance studies that instigate the improvement of Alert and Evacuation Systems (SAE) with a focus on flood events. For this, a bibliographic survey was carried out on digital platforms articles that were recently published under the themes. From the analysis carried out, it was observed that the studies are related in the main aspects, namely: the evacuated behavior considering human factors and a computational modeling. The main SAE advances, events, are associated with computational models, do not qualify the use of the simulation model of simulation processes of experiments related to life in computational models that have it related to the evacuation model (LifeSim). Thus, being an imprecision in the production of fatality estimation, given as uncertainties inherent to a challenge involved in all inaccuracy in the production of fatality estimation. In addition to the scientific challenges related to SAE, in modeling, it is necessary to quickly ensure the alert and evacuation that can be the system in a timely manner for the population to obtain risk information and act. These uncertainties must also be incorporated into models, allowing a global assessment of the potential of AS, subsidizing the most efficient decision -making.

PALAVRAS-CHAVE: Inundações, Sistemas de Alerta e Evacuação, LifeSim, redução de perdas de vidas.

INTRODUÇÃO

Segundo o relatório do *Centre for Research on the Epidemiology of Disasters* (2019), cerca de 45% do número total de desastres naturais que ocorreram em todo o planeta no período de 2009 a 2018 foram ocasionados por inundações, afetando bilhões de pessoas. O Centro de Estudos e Pesquisas em Engenharia e Defesa Civil (CEPED, 2020) elaborou um relatório sobre danos materiais e prejuízos decorrentes de desastres naturais no Brasil. Para isso, foi realizado um levantamento de 64.429 registros com informações sobre prejuízos públicos e/ou privados em uma escala temporal de 25 anos (1995 a 2019). Os resultados atestaram que os eventos de inundação estão entre os mais recorrentes nos municípios brasileiros, com um prejuízo material de cerca de 32 bilhões de reais. Além desses prejuízos, infelizmente, ainda existem registros de diversas fatalidades decorrentes de inundações.

No contexto brasileiro, no estado da Bahia, em dezembro de 2021, foi registrado o maior volume de chuvas desde 1989. Nessa ocasião, 77 cidades tiveram decreto de emergência reconhecido, somando 60.437 desalojados, 26 fatalidades e 521 feridos. No município de Petrópolis, no estado do Rio de Janeiro, em fevereiro de 2022, precipitou o maior volume de chuva diário já registrado desde o ano de 1932, quando o Instituto Nacional de Meteorologia iniciou as medições. O evento causou uma tragédia com 233 fatalidades. No estado de Pernambuco, durante o mês de maio do ano de 2022, o volume de chuvas registrado ocasionou grandes prejuízos para a população em alta vulnerabilidade, resultando em 109 fatalidades registradas até o momento.

Em complemento aos eventos naturais, eventos de natureza tecnológica ocorridos recentemente no Brasil demonstraram o potencial devastador dessa tipologia de inundações. Além das consequências sociais, econômicas e ambientais ocasionadas, um número importante de fatalidades ocorreu devido aos rompimentos da barragem de Fundão em Mariana/MG, no ano de 2015 (19 fatalidades) (Silva, 2020; Andrade, 2020; Freitas, 2019; Carvalho et al., 2017; Dias et al., 2018; Machado, 2017), e da barragem B1 da Mina do Córrego do Feijão em Brumadinho/MG, no ano de 2019 (270 fatalidades) (Fabrício et al., 2021; Almeida et al., 2021; Prixoto et al., 2020).

A Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB), sancionada pela Lei 12.334/2010, e recentemente alterada pela Lei nº 14.066/2020, estabelece os critérios necessários para ações emergenciais em casos de eventos de inundação decorrentes de rupturas de barragens e tem como um dos seus objetivos a regulamentação das ações de segurança em todas as fases do projeto de barragens. O Plano de Segurança da Barragem (PSB) e o Plano de Ação Emergencial (PAE) são instrumentos da PNSB, e para implementação eficiente desses, é fundamental a disponibilidade de informação e estímulo à participação direta ou indireta da população nas ações preventivas e emergenciais. Dessa forma, os dispositivos relacionados ao planejamento em situações emergenciais se tornaram mais rigorosos. Como exemplo disso, podem ser citadas as exigências de determinação de vulnerabilidades sociais, de instalação de sistemas de alerta e definição de rotas de fuga, assim como de definição de pontos de encontro para possível evacuação.

A Política Nacional de Proteção e Defesa Civil, estabelecida pela Lei nº 12.608/2012, tem como um dos seus objetivos produzir alertas antecipados sobre a possibilidade de ocorrência de desastres naturais. Ademais, determina a elaboração e implementação do Plano de Contingência de Proteção e Defesa Civil que funciona como um planejamento da resposta, com a definição de procedimentos, ações e decisões que serão tomadas em caso de eventos extremos.

A partir da avaliação da Defesa civil, é verificada a existência de ocupações em áreas suscetíveis à ocorrência de deslizamentos de grande impacto, inundações bruscas, processos geológicos ou hidrológicos correlatos, o município adotará as providências para redução do risco, dentre as quais, a execução de plano de contingência e de obras de segurança e, quando necessário, a remoção de edificações e o reassentamento dos ocupantes em local seguro.

Apesar da legislação brasileira possuir importantes avanços de dispositivos para implementação de SAE eficientes, segundo Lara & Lohn (2019), ainda existe a necessidade de

atuação conjunta efetiva dos setores público e privados para promover ações de resposta aos riscos de desastres naturais e ruptura de barragens. Além disso, são necessários estudos que desenvolvam e validem metodologias robustas compatíveis com a realidade brasileira, a fim de implementar melhores técnicas como ferramentas na prevenção e mitigação desses eventos.

O planejamento, implementação e operacionalização de SAE eficientes é um desafio atual, tanto prático quanto científico. Na literatura, os Sistemas de alerta e evacuação (SAE) são apresentados como principais instrumentos para redução de perdas de vida em ações emergenciais (Lumbroso et al, 2021). A utilização de modelos numéricos computacionais para fins preditivos relacionados às consequências de desastres e potenciais ganhos em termos de redução de risco é essencial para lidar com esse desafio. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho é investigar o avanço de estudos que instiguem a melhoria dos SAE. Para isso, é apresentado um levantamento bibliográfico detalhando aplicações pertinentes ao tema na última década, com enfoque principal relacionado a inundações.

PRINCIPAIS ESTUDOS SOBRE SAE

Na literatura recente se destacam pesquisas sobre os SAE com foco no comportamento dos evacuados considerando fatores humanos e na modelagem numérica computacional dos sistemas. A maioria dos trabalhos na literatura focam no teor comportamental. Wang et al. (2021) traz uma revisão de literatura recente sobre o aspecto comportamental, com um estudo visando identificar os principais aspectos do comportamento humano no processo de evacuação, a partir de um extenso levantamento de base sobre o tema. Os autores apresentam dois principais âmbitos durante a evacuação: a pré-evacuação e evacuação.

A etapa de pré-evacuação se relaciona com estudos de decisão, treinamentos sobre as rotas de fugas e monitoramento pelos gerenciadores do risco. Para o caso de eventos de inundação, os autores ressaltam que existe a possibilidade da identificação do perigo, por meio de monitoramentos técnicos, em tempo hábil para emissão do alerta.

Na etapa de evacuação, os autores analisam estudos sobre a decisão dos ocupantes da área exposta ao evento, no qual os evacuados seguem as seguintes etapas no processo de evacuação: reconhecem e validam o alerta, avaliam e se preparam para evacuar, e por fim, ocorre a evacuação. No reconhecimento e validação, a população afetada recebe informações por meio de sinais físicos (fumaça, chamas, aumento de nível d'água etc.) e/ou canais de informações (mídias, vizinhos, sistema de alerta). Além disso, a população pode perceber condições e estados que estão fora de sua experiência habitual, como incertezas sobre o evento, sobrecarga de informações, estresse relacionado à urgência do evento e a lembranças de eventos passados. Na etapa de avaliação e preparação, a população afetada avalia as informações recebidas e definem a gravidade da situação e o risco associado, e a partir disso, a resposta da população diante do evento discorre sobre a decisão de onde evacuar, como evacuar e quando evacuar (incluindo a opção de abrigo no local). Uma vez que a decisão de evacuar é tomada, a evacuação física real acontece.

Ademais, Wang et al. (2021) afirmam que a evacuação está significativamente relacionada a fatores sociodemográficos, como idade, raça ou gênero, e fatores socioeconômicos, por exemplo, escolaridade ou características domésticas. Além disso, três características pessoais são destacadas: experiência de risco, conhecimento do local e habilidades/dificuldades. Por exemplo, quando enfrentam diferentes ambientes (edifícios, rede de tráfego), os evacuados tendem a fazer uso de sua familiaridade com a área afetada.

Essas discussões promovem a melhoria contínua dos modelos de evacuação existentes, propondo sugestões de melhor clareza do comportamento humano frente a emergências. Porém, devido ao fato desses estudos recentes serem aplicados principalmente em países que possuem maior incidência de desastres naturais (Thakur et al., 2022; Verma et al., 2022) e com sistemas de alerta e

evacuação altamente desenvolvidos (Chen et al., 2022; Fu et al., 2022; Huo et al., 2022), eles focam principalmente na avaliação do comportamento humano para a melhoria contínua dos sistemas existentes. No entanto, esses questionamentos são associados a fatores sociais e comportamentais que geram muitas incertezas difíceis de se quantificar.

Sorensen (2000) apresenta dois objetivos principais relacionados a sistemas de alerta: detectar desastres iminentes; e fornecer informações para a população em risco permitindo que aqueles em perigo tomem decisão de evacuar. Mileti & Sorensen (1990) destacam que cada SAE possui particularidades e requisitos inerentes ao evento analisado. Com isso, diversos estudos e modelos foram desenvolvidos e testados para diferentes tipos de catástrofes: terremotos, tsunamis, inundações, vapores tóxicos, incêndios e furacões/tornados (Tabela 1).

Tabela 1 - Referências científicas relacionadas aos SAE consultadas e analisadas no presente trabalho.

Autores	Foco	País
Arai (2013)	Tsunami	Japão
Hosseinnia et al. (2018)	Vapores Tóxicos/Acidentes Químicos	Estados Unidos
Gai & Deng (2019)	Vapores Tóxicos/Acidentes Químicos	China
Goodie et al. (2019)	Tornados/Furacões	Estados Unidos
Lara & Lohn (2019)	Inundações	Brasil
Matos & Eleutério (2019)	Inundações	Brasil
Silva (2020)	Inundações	Brasil
Bilali et al. (2021)	Inundações	Marrocos
Gradjura et al. (2021)	Incêndios	Estados Unidos
Kalinina et al. (2021)	Inundações	Suíça
Lumbroso et al. (2021)	Inundações	Brasil
Silva et al. (2021)	Inundações	Brasil
Chen et al. (2022)	Incêndios	China
Hostetter & Naser (2022)	Incêndios	Estados Unidos

No âmbito de SAE relacionadas à ocorrência de tsunamis, Arai (2013) elaborou um estudo com foco nos alertas de tsunami emitidos pela Agência Meteorológica do Japão e as instruções de evacuação emitidas pelos municípios. A partir da avaliação do autor, os resultados apontaram para a importância do uso da linguagem como comunicação efetiva de prevenção de desastres, assim como elaborar diretrizes para procedimentos de evacuação sob a perspectiva da linguagem mais apropriada a ser utilizada para motivar as pessoas a agir rapidamente e reduzir a exposição ao risco.

No âmbito de SAE em acidentes que envolvem vapores tóxicos e químicos, Gai & Deng (2019) realizaram um estudo para analisar a difusão dos avisos de evacuação com base em estudos de caso na China. Para isso, foram realizados 401 questionários com pessoas que deveriam ter evacuado durante o acidente e foram analisados os métodos e canais da notificação de evacuação. Com base nos resultados, observou-se que ao emitir alertas de evacuação, a polícia/corpo de

bombeiros e o rádio/televisão foram os principais canais utilizados para informar a população local durante a evacuação. Porém, esses métodos não são padronizados e os autores sugerem a importância de determinar comunicadores com métodos comprovadamente eficientes de notificação e alto grau de aceitação pública.

Ainda nesse contexto, Hosseinnia et al. (2018) elaboraram um trabalho em uma área com a presença várias usinas a fim de fornecer um quadro de informações que minimizassem os conflitos na comunicação em casos de emergência. Para isso, consideraram diferentes níveis de emergências, e para cada nível, uma resposta diferente. Como resultado, foi proposta uma ferramenta de gestão para tomada de decisão na área de estudo.

Chen et al. (2022) elaboraram um estudo no âmbito de melhoria de SAE com foco em eventos de incêndios em longos túneis de metrô. A estratégia abordada e proposta foi avaliar as rotas de fugas e o modo de ventilação de um metrô em Pequim, na China, a partir de uma análise quantitativa de três estratégias de evacuação e uma análise de sensibilidade. Os principais resultados apontaram que as escadas são gargalos na evacuação do túnel. Também avaliaram a importância da direção do vento nesses eventos, pois a fumaça do fogo difunde no veículo e força os passageiros a evacuarem para trás do metrô, sendo necessário a abertura das portas de trás do metrô para que o sistema de ventilação consiga controlar o alcance de difusão da fumaça e garantir a segurança da área de passagem de evacuação.

Grajduca et al. (2021) concluem, a partir de estudos com evacuados em um caso real, que para eventos de incêndios florestais a resposta comportamental da população é relacionada diretamente à idade, raça e renda, e que celulares são usados de forma positiva na evacuação dos habitantes da área de risco. Além disso, os autores concluem que sem o aviso prévio, a evacuação da população exposta é mais lenta, e ressalta a dificuldade de identificação de início dos eventos de incêndios.

Hostetter & Naser (2022) elaboraram um importante estudo sobre a inclusão, nos modelos de alerta e evacuação, de pessoas com deficiências, com transtornos de saúde mental e condições crônicas de saúde, porém a discussão se manteve no âmbito de eventos de incêndios. Os autores enfatizam que o tema engloba todos os tipos de eventos, e precisa ser discutido. Além disso, discutem sobre o uso de ferramentas computacionais para a melhor eficiência dos SAE e quais incertezas estariam relacionadas na inclusão de pessoas com necessidades especiais nos modelos numéricos.

Goodie et al. (2019) estudaram o comportamento dos evacuados dos furacões Harvey e Irma nos Estados Unidos. Foram formuladas hipóteses com base em eventos anteriores ao ocorrido e, após isso, foram realizadas entrevistas questionários com a população evacuada durante a ocorrência dos furacões com o objetivo de validar as hipóteses formuladas. As hipóteses iniciais foram as seguintes: a) A experiência prévia com eventos anteriores relacionados a furacões e trauma em geral estaria positivamente associada ao comportamento durante a evacuação; b) O tempo de percepção do risco estaria associado a evacuação mais rápida; c) Receber mensagens mais claras para evacuar seria mais significativo que o local de moradia (Flórida e Geórgia versus Texas); d) Estar localizado entre o estado de Geórgia e não em Flórida e Texas estaria associado a taxas maiores de evacuação. Com base nas entrevistas e formulários, foi observado que adultos mais jovens e aqueles que viviam com crianças eram mais propensos a evacuar, porém os idosos relataram receber menos ordens de evacuação e evacuaram menos. Além disso, a experiência dos evacuados foi relacionada a impactos emocionais de eventos anteriores.

Para eventos de inundação, Bilali et al. (2021) avaliaram o risco de inundação para uma barragem localizada no Marrocos, para isso utilizaram os modelos HEC-RAS e HEC-LifeSim a partir de duas estratégias de evacuação na malha viária: uma eficiente (com rotas de fugas, fechamento de estradas etc.) e outra ineficiente. Os resultados mostraram que a inclusão de medidas de gestão na malha viária durante a evacuação diminuiu significativamente a probabilidade de perdas de vidas.

Kalinina et al. (2021) avaliaram as incertezas relacionadas aos parâmetros de entrada do LifeSim considerando a ruptura hipotética de barragens na Suíça. Para isso, apresentou uma metodologia utilizando um ajuste ao modelo original, denominado de metamodelo, baseado na

Expansão de Caos Polinomial (ECP) para a realização de maior número de simulações com menor tempo computacional. Os resultados desse estudo apresentaram que os seguintes parâmetros de entrada, no contexto suíço, possuem maior impacto para variabilidade na estimativa de perdas de vidas: população residente, taxa de fatalidade e atraso na emissão do alerta. A partir deste estudo, é possível avaliar as incertezas inerentes aos dados de entrada e com isso obter maior confiabilidade nos resultados gerados pelo modelo numérico computacional. Esses resultados auxiliam na elaboração de planos de ações emergenciais mais eficientes, considerando a avaliação na efetividade de notificação, mobilização e rastreamento de incertezas de cada parâmetro.

Lumbroso et al. (2021) elaboraram um estudo sobre o potencial de redução de perdas de vida no rompimento da barragem de rejeitos B1 da Mina Córrego do Feijão. Os resultados mostraram que se um aviso de alerta tivesse sido emitido 15 minutos antes da falha, e assumindo que as pessoas demorariam 1 min para reagir e saberiam para onde evacuar, o número de mortes (270 no acidente real) poderia ter sido reduzido a zero. No entanto os autores afirmam que o estudo visou apresentar a importância dos sistemas de alerta e evacuação em situações emergências e recomendam que em estudos futuros sejam analisadas as incertezas associadas a esses sistemas a às simulações. Ainda segundo os autores, para que os planos de ação emergencial de barragens de rejeitos sejam eficazes, eles precisam ser realistas e significativos para os agentes reguladores e partes interessadas.

Destaca-se também que vários trabalhos foram realizados no contexto específico brasileiro, objetivando-se o avanço da utilização dessa ferramenta para subsídio no gerenciamento de riscos de inundação, e o atendimento dos requisitos legais de segurança de barragens.

Lara & Lohn (2019) exploraram a interface do software HEC-LifeSim como ferramenta para fins de planejamento e estruturação eficiente de Planos de Ação Emergencial (PAE). Os resultados apontaram que o LifeSim consegue simular diferentes cenários de SAE para diferentes cenários sociodemográficos, sendo possível analisar qual cenário é mais eficiente considerando-se as características físicas do local exposto ao evento de inundação. A partir desse estudo, obteve-se maior entendimento da necessidade de estudos que envolvam a ferramenta no cenário brasileiro.

Concomitantemente ao estudo anterior, Matos & Eleutério (2019) analisaram o SAE por meio de uma análise prospectiva da ruptura hipotética da barragem de Fundão, avaliando diferentes cenários considerando a existência e inexistência de sistemas de alerta. O trabalho demonstra por meio dos testes realizados os benefícios potenciais associados à implementação de SAE e destaca a importância de estudos do software HEC-LifeSim na estimativa de perdas de vidas, SAE e perdas materiais e econômicas.

Silva (2020) avaliou a aplicabilidade de dois modelos de estimativa de perdas de vidas com princípios diferentes, RCEM e HEC-LifeSim, em inundações causadas por rompimento de barragens de rejeitos. Como estudo de caso, foram avaliados, nas mesmas condições observadas durante os eventos, os acidentes em barragens de rejeitos ocorridos em São Francisco (Miraí/MG), em 2007, e em Fundão (Mariana/MG), em 2015. Para isso, o autor caracterizou a população vulnerável ao risco utilizando a grade estatística (IBGE, 2016) e microdados (IBGE, 2010) do censo demográfico de 2010, a partir dos fatores sociodemográficos, socioeconômicos e de uso e ocupação do solo. Relatórios e reportagens foram as fontes para caracterização do processo de alerta e evacuação reais. Para o caso de Miraí, um evento mais lento, as simulações foram bem condizentes com a realidade observada. Já para Mariana, um evento com tempo de chegada curto, houve uma superestimativa das fatalidades simuladas face ao ocorrido, indicando a limitação do modelo em representar a evacuação em situações de inundações rápidas e com alta taxa de mobilização da população. Ademais, os resultados apontaram para a maior eficiência do modelo LifeSim para a estimativa de perdas de vidas, comparado ao modelo empírico utilizado.

Silva et al. (2021) analisaram o impacto da ação dos agentes envolvidos em emergências e das características do sistema de alerta, considerando a ruptura hipotética da barragem da Lagoa da Pampulha, localizada em Belo Horizonte, Minas Gerais. Para cada cenário de sistema de alerta, foram observados tempos ideais mínimos de ação dos agentes para redução das fatalidades. Para situações

com tempos similares de antecipação de alerta, foram identificadas variações que indicam ineficiência ou eficiência da evacuação (difusão e mobilização da população), o que remete à relevância da informação e do treinamento das pessoas na área de risco. Os autores ainda destacam a necessidade de mais esforços em relação à base empírica para caracterização e compreensão desse processo, que atualmente tem como fonte estudos e regiões diferentes do contexto brasileiro.

AVANÇOS NA MODELAGEM DE SAE – FOCO EM INUNDAÇÕES

Conforme supracitado, os modelos dinâmicos computacionais de estimativa de perdas de vidas em eventos de inundação estão sendo bastante utilizados para estudos de SAE. Os métodos para a estimativa de perdas de vida diferem entre si em termo de complexidade e princípios de modelagem. A maioria das abordagens é empírica, ou seja, é baseada na análise de casos históricos para relacionar as características do evento a taxas de mortalidade da população em risco (Silva & Eleutério, 2019).

Os modelos dinâmicos baseados em agentes, por sua vez são sistemas com banco de dados que interagem na tomada de decisão com base no comportamento individual e a causa da fatalidade. Segundo Dawson et al. (2011), a modelagem baseada em agentes é a mais adequada para enfrentar os desafios de simular processos e consequências de eventos de inundação, devido a capacidade de capturar interações e respostas dinâmicas em um ambiente espacial.

Com isso, destacam-se os métodos dinâmicos Life Safety Model (Johnstone et al., 2005) e LifeSim (Aboelata & Bowles, 2005). O modelo LifeSim foi incorporado pelo corpo de engenheiros do exército dos Estados Unidos (USACE) em uma versão simplificada no programa HEC-FIA (USACE, 2015), depois incorporado integralmente no HEC-LifeSim (USACE, 2018) e recentemente atualizado para o LifeSim 2.0 (USACE, 2021).

Embora ambos os modelos sejam modelos baseados em agentes, eles diferem em seu foco (Kalinina et al., 2021). O método Life Safety Model é mais adequado para conhecimento de como um receptor individual se comporta (uma pessoa ou um carro durante a evacuação). Em contraste, o LifeSim realiza a simulação para uma mesoescala considerando a redistribuição de pessoas a partir da emissão do alerta por meio da implementação de um modelo de simulação de tráfego que interage diretamente com a propagação da onda de inundação.

O modelo LifeSim possibilita a incorporação de cenários relacionados a sistemas de alerta e evacuação da população exposta. Ele é um sistema composto por quatro módulos construídos em torno de bancos de dados (Figura 1). Os módulos trocam informações por meio de elementos geográficos georreferenciados com várias camadas de referências e tabelas, sendo eles: a) módulo de roteamento de inundação; b) módulo de perda de abrigo; c) módulo de alerta e evacuação; e d) módulo de perda de vida (USACE, 2021).

O módulo de roteamento de inundação é referente ao modelo hidrodinâmico que caracteriza o evento de inundação, no qual são extraídas informações físicas, como exemplo, a velocidade do fluxo, profundidade do nível d'água, tempo de chegada de onda, dados topográficos do terreno etc. Ressalta-se que o modelo hidrodinâmico pode ser importado diretamente dos softwares HEC-RAS ou FLO2D. O módulo de perda de abrigo é referente aos dados de construção e tipos de ocupação, no qual caracteriza as estruturas resididas pela população exposta ao evento de inundação. O módulo de alerta e evacuação é relacionado aos dados demográficos, dados de alerta, malha rodoviária, destino da evacuação e zonas de planejamento de emergência. Nesse módulo é possível definir cenários de SAE com diferentes tempos na identificação, emissão e difusão do alerta com os dados dos outros módulos. Por fim, no módulo de perda de vida se estima a probabilidade de cada pessoa (agente) sobreviver diante da iteração do banco de dados disponibilizado pelo usuário e das curvas de taxas de fatalidades obtidas por um histórico de eventos que são inseridos no LifeSim.

Ademais, apesar da complexidade e grande detalhamento físico e empírico do modelo em questão, diversas incertezas estão relacionadas aos diferentes parâmetros de entrada, e por isso,

destaca-se a importância de estudos que tenham como base de dados diferentes cenários comportamentais, de populações expostas, estruturais e em diferentes contextos e culturas. Essas investigações ainda são pouco exploradas e devem ser objeto de estudos futuros.

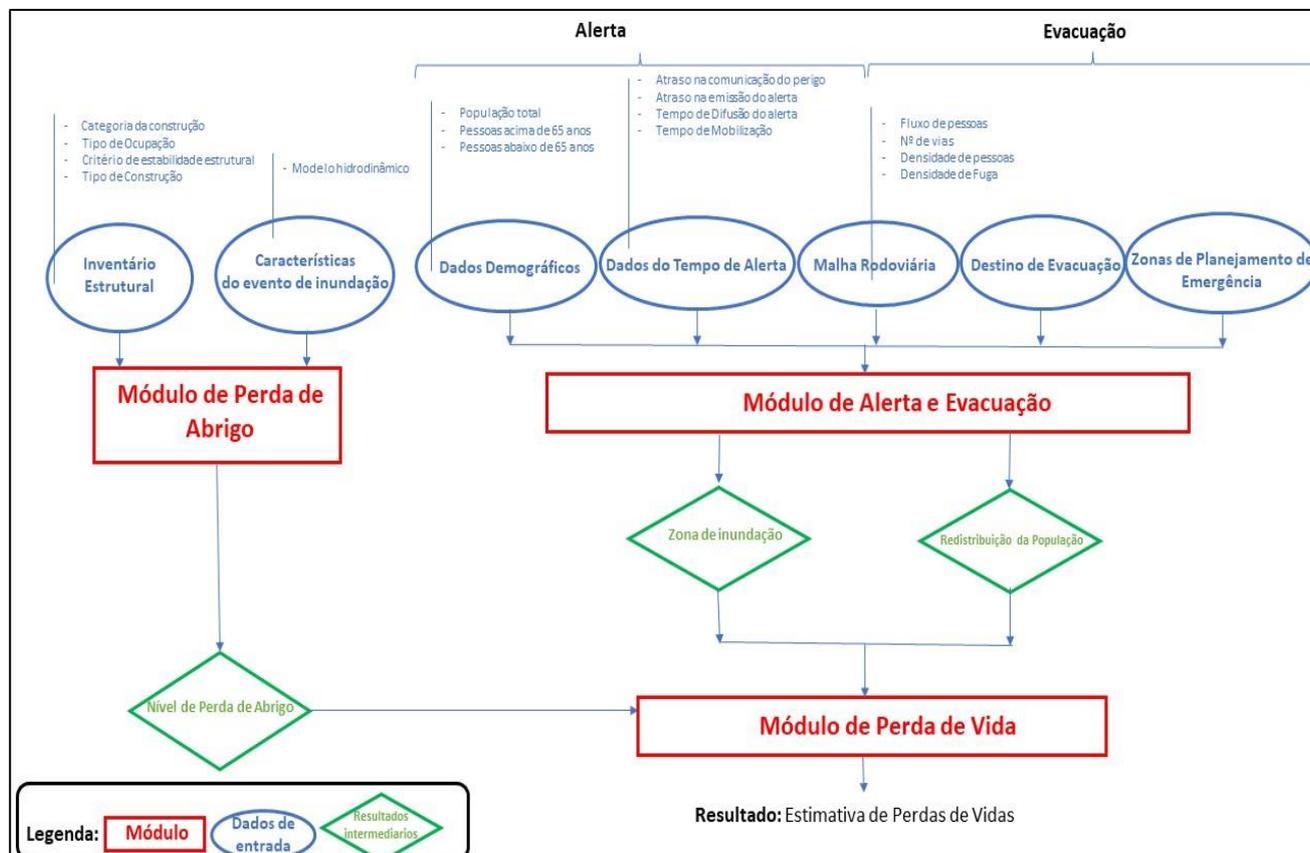


Figura 1 – Módulos de informações do LifeSim.

Fonte: Adaptado de Kalinina et al. (2021).

PRINCIPAIS DESAFIOS RELACIONADOS AOS SAE

Ainda pairam incertezas relacionadas à eficiência desses sistemas de alerta e evacuação, principalmente no que concerne a eventos de inundação (CHENG et al., 2011; NAKAMURA & MORIOKA, 2019). Os modelos utilizados para as representações físicas estão sujeitos a incertezas, seja nos parâmetros de entrada ou nas condições de contorno. Assim, para um modelo ser uma boa representação do fenômeno que ele deseja caracterizar, se torna essencial o tratamento destas incertezas que afetam a resposta final do modelo (SUDRET, 2007).

Além dos desafios científicos relacionados à modelagem dos SAE, na prática, é necessário garantir que o sistema de alerta e evacuação seja transmitido em tempo hábil para a população obter as informações de risco e agir rapidamente (HOU et al. 2020). Ainda existem diversas incertezas relacionadas à eficiência desses sistemas de alerta e evacuação, principalmente no que concerne a eventos de inundação (CHENG et al., 2011; NAKAMURA & MORIOKA, 2019). Essas incertezas também devem ser incorporadas em modelagens, permitindo uma apreciação global do funcionamento potencial dos SAE, subsidiando tomadas de decisão mais eficientes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Avanços metodológicos recentes são notórios em termos de desenvolvimento e utilização de modelos híbridos que permitem a simulação conjunta de eventos hidrodinâmicos e mensuração quantitativa dos efeitos, em termos de redução de risco, relacionados à implementação e operacionalização de SAE.

Dentre os métodos utilizados para eventos de inundação, destaca-se a utilização do software LifeSim (Silva et al., 2022). Conforme exposto, é também notória a necessidade de maior compreensão das incertezas existentes nessas simulações, por meio da realização de análises de incertezas e testes de sensibilidade dos diferentes parâmetros desses modelos.

Ademais, no contexto nacional, as legislações estão cada vez mais exigentes no âmbito dos Planos de Ações Emergenciais dos eventos de inundação, no qual é necessário que os sistemas de alerta e evacuação sejam eficientes em termos de redução do número de fatalidades.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES, ao CNPQ e a UFMG pelo amparo concedido para o desenvolvimento das pesquisas.

REFERÊNCIAS

- Aboelata, M. A.; Bowles, D. S.** (2005). LIFESim: a model for estimating dam failure life loss. USACE.
- Arai, K.** (2013). *How to transmit disaster information effectively: A linguistic perspective on Japan's Tsunami Warnings and Evacuation Instructions*. International journal of disaster risk science, v. 4, n. 3, p. 150-158, 2013.
- Almeida, I. M. D.; Jackson Filho, J. M.; Vilela, R. A. D. G.** (2019). *Razões para investigar a dimensão organizacional nas origens da catástrofe industrial da Vale em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil*. Cadernos de Saúde Pública, 35, e00027319.
- Andrade, S. B.** (2020). "Avaliação do Transporte de Sedimentos No Leito Fluvial Frente A Uma Ruptura de Barragem. Estudo de Caso: Barragem I - Brumadinho/MG." Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.
- Bilali, E. A.; Taleb, A.; Boutahri, I.** (2021). *Application of HEC-RAS and HEC-LifeSim models for flood risk assessment*. Journal of Applied Water Engineering and Research, DOI: 10.1080/23249676.2021.1908183.
- Carvalho, M. S.; Ribeiro, K. D.; Moreira, R. M.; De Almeida, A. M.** (2017). *Concentração de metais no rio Doce em Mariana, Minas Gerais, Brasil*. Acta Brasiliensis, v. 1, n. 3, p. 37-41.
- Centre For Research On The Epidemiology Of Disasters. EM-DAT: THE INTERNATIONAL DISASTER DATABASE.** Disaster profile (2019). Available at: www.emdat.be/disaster_profiles/index.html. Acesso em 28 mai 2022.
- Centro de Estudos e Pesquisas em Engenharia e Defesa Civil.** *Relatório de danos materiais e prejuízos decorrentes de desastres naturais no Brasil: 1995 – 2019 – 2. ed.* – Florianópolis: FAPEU, 2020. 156p.
- Chen, J.; Long, Z.; Wang, L.; Xu, B.; Bai, Q.; Zhang, Y.; Liu, C.; Zhong, M.** (2022). *Fire evacuation strategy analysis in long metro tunnels*. Safety science, v. 147, <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2021.105603>.
- Chen, C.; Wang, H.; Lindell, M. K.; Jung, M. C.; Siam, M. R. K.** (2022). *Tsunami preparedness and resilience: Evacuation logistics and time estimations*. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 109, 103324.
- Cheng, C., Qian, X., Zhang, Y., Wang, Q., Sheng, J.** (2011) *Estimation of the evacuation clearance time based on dam-break simulation of the Huaxi dam in Southwestern China*. Nat Hazards 57, 227–243 (2011). <https://doi.org/10.1007/s11069-010-9608-4>.
- Dawson, R. J.; Peppe, R.; Wang, M.** (2011) *An agent-based model for risk-based flood incident management*. Natural hazards, v. 59, n. 1, p. 167-189.

- Dias, C. A.; Da Costa, A. S. V.; Guedes, G. R.; Umbelino, G. J. M.; De Sousa, L. G.; Alves, J. H.; Silva, T. G. M.** (2018). *Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce*. Revista Espinhaço, v. 7, n. 1, p. 21-35.
- Fabício, S. A.; Ferreira, D. D. M.; Borba, J. A.** (2021). Panorama Dos Desastres De Mariana E Brumadinho: O Que Sabemos Até Agora?. Revista Eletrônica de Administração (Porto Alegre), 27, 128-152.
- Freitas, C. M.; Barcellos, C.; Asmus, C. I. R. F.; Silva, M. A.; Xavier, D. R.** (2019). *Da Samarco em Mariana à Vale em Brumadinho: desastres em barragens de mineração e Saúde Coletiva*. Cadernos de Saúde Pública, 35.
- Fu, L.; Qin, H.; Shi, Q.; Zhang, Y.; Shi, Y.** (2022). *An experimental study on evacuation dynamics including individuals with simulated disabilities*. Safety Science, 155, 105878.
- Gai, W.; Deng, Y.** (2019) *Survey-based analysis on the diffusion of evacuation advisory warnings during regional evacuations for accidents that release toxic vapors: a case study*. Journal of loss prevention in the process industries, v. 57, p. 174-185.
- Grajdura, S.; Xiaodong, Q.; Niemeier, D.** (2021) *Awareness, departure, and preparation time in no-notice wildfire evacuations*. Safety science, v. 139, p. 105258.
- Goodie, A. S.; Sankar, A. R.; Doshi, P.** (2019). *Experience, risk, warnings, and demographics: Predictors of evacuation decisions in Hurricanes Harvey and Irma*. International Journal of Disaster Risk Reduction, 41, 101320.
- Hosseinnia, B.; Khakzad, N.; Reniers, G.** (2018). Multi-plant emergency response for tackling major accidents in chemical industrial areas. Safety Science, v. 102, p. 275-289.
- Hostetter, H.; Naser, M. Z.** (2022). *Characterizing disability in fire evacuation: A progressive review*. Journal of Building Engineering, 53, 104573.
- Hou, J.; Wen, G.; Wu, C.; Yun, D.** (2020) *Statistical analysis of evacuation warning diffusion in major chemical accidents based on real evacuation cases*. Process Safety and Environmental Protection, ISSN: 0957-5820, Vol: 138, p. 90-98.
- Huo, F.; Li, C.; Li, Y.; Lv, W.; Ma, Y.** (2022). *An extended model for describing pedestrian evacuation considering the impact of obstacles on the visual view*. Physica A: Statistical Mechanics and its Applications, 127932.
- Johnstone, W. M.; Sakamoto, D.; Assaf H.; Bourban, S.** (2005) Architecture, modelling framework and validation of BC Hydro's virtual reality life safety model. *International Symposium on Stochastic Hydraulics*. Nimegue, Holanda. Anais Pequim China: Associação Internacional de Pesquisa Hidráulica.
- Kalinina, A.; Spada, M.; Burgherr, P.** (2021) *Quantitative Assessment of Uncertainties and Sensitivities in the Estimation of Life Loss Due to the Instantaneous Break of a Hypothetical Dam in Switzerland*. Water, 13, 3414. <https://doi.org/10.3390/w13233414>.
- Lara, P. G. D.; Lohn, J. D. L.** (2019). "Em busca de um Plano de Emergência Efetivo". *XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Foz do Iguaçu, Paraná.
- Lumbroso, D.; Davison, M.; Body, R.; Petkovsek, G.** (2021) *Modelling the Brumadinho tailings dam failure, the subsequent loss of life and how it could have been reduced*. Natural Hazards and Earth System Sciences, v. 21, n. 1, p. 21-37
- Machado, N. C.** (2017). *Retroanálise da Propagação Decorrente da Ruptura da Barragem do Fundão com Diferentes Modelos Numéricos e Hipóteses de Simulação*. 159f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) — Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Matos, C. S.; Eleutério, J. C.** (2019). "Análise de Perdas de Vidas Associadas à Ruptura Hipotética da Barragem de Fundão". *XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Foz do Iguaçu, Paraná.
- Mileti, D.; Sorensen, J.** (1990). Communication of emergency public warnings. ORNL, 6609, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn.
- Nakamura, I.; Morioka, C.** (2019) *Effect of Communication Regarding Dam Operation on the Evacuation of Residents: A Case Study of the 2018 Inundation of the Hijikawa River in Japan*. Geosciences, v. 9, n. 10, p. 444.
- Peixoto, S. V.; Asmus, C. I. R. F.** (2020). *O desastre de Brumadinho e os possíveis impactos na saúde*. Ciência e Cultura, 72(2), 43-46.
- Rehman, A. U.; Lyche, T.; Awuah-Offei, K.; & Nadendla, V. S. S.** (2020). *Effect of text message alerts on miners evacuation decisions*. Safety Science, 130, 104875.

Schroter, K., Barendrecht, M., Bertola, M., Ciullo, A., Costa, R. T., Cumiskey, L., Curran, A., Diederer, D., Farrag, M., Holz, F., Khanal, S., Manocsoc, M., Metin, D., Sairam, N., Shustikova, I. S, Sosa, J. *Large-scale flood risk assessment and management: Prospects of a systems approach.* Water Security, v. 14, p. 100109, 2021. doi.org/10.1016/j.wasec.2021.100109.

Silva, A. F. R. (2020). “Análise da aplicabilidade de modelos de estimativa de perdas de vidas para inundações provenientes de rupturas de barragens de rejeito.” Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Silva, A. F. R.; Eleutério, J. C. (2019). “Simulação de Perdas de Vidas Causadas por Inundações: Modelos Disponíveis e Aplicações Comparativas”. *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Foz do Iguaçu, Paraná.

Silva, A. F. R., Eleutério, J. C., Nascimento, N. O. (2021). “Alerta e Redução de Perdas De Vidas Associadas à Ruptura Hipotética da Barragem da Pampulha –MG”. *XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Belo Horizonte, Minas Gerais.

Silva, A. F. R., Duarte, J. M., Eleutério, J. C. (2022). “Abordagem LifeSim para estimativa de perdas de vidas em inundações: Revisão e desafios”. *Submetido ao XXX Congresso Latinoamericano De Hidráulica*. Foz do Iguaçu, Paraná.

Sorensen, J. H. (2000) *Hazard warning systems: Review of 20 years of progress.* Natural hazards review, v. 1, n. 2, p. 119-125.

Thakur, S.; Ranjitkar, P.; Rashidi, S. (2022). *Modelling evacuation decisions under a threat of volcanic eruption in Auckland.* Transportation Research Part D: Transport and Environment, 109, 103374.

USACE – United States Army Corps of Engineers. (2021) Hydrologic Engineering Center’s – Life Loss Estimation (LifeSim). Version 2.0. Davis, Califórnia, 2021.

Verma, R.; Shen, J.; Benedict, B. C.; Murray-Tuite, P.; Lee, S.; Ukkusuri, S. V. (2022). *Progression of hurricane evacuation-related dynamic decision-making with information processing.* Transportation Research Part D: Transport and Environment, 108, 103323.

Wang, Y., Kyriakidis, K., Dang, V. N. (2021). *Incorporating human factors in emergency evacuation – An overview of behavioral factors and models.* International Journal of Disaster Risk Reduction, ISSN: 2212-4209, Vol: 60, Page: 102254.

APLICAÇÃO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR) EM RIOS DO DISTRITO FEDERAL, CLASSIFICADOS COMO NATURAIS EM ESTUDOS ANTERIORES

Elisa Marie Sette Silva, Klaus Reitz, Lucas Peracelli, Claudia Padovesi Fonseca

Universidade de Brasília - UnB, Brasília, Brasil,
elisa.sette@gmail.com; klaus.reitz@ana.gov.br; lucasperacelli@hotmail.com; padovesi@unb.br

RESUMO:

Os protocolos de bioavaliação rápida são ferramentas amplamente utilizadas para a caracterização de rios em diagnóstico e zoneamento ambiental de sistemas hídricos superficiais, por meio da utilização de abordagem qualitativa para avaliação. Considerando a importância desses sistemas hídricos para os mais variados fins, é importante a adoção de métodos de avaliação desses sistemas de caráter integrado. O objetivo deste trabalho consiste na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida - PAR adaptado por Callisto *et al.* (2002) em sub-bacias localizadas no Distrito Federal, já avaliadas em dois estudos prévios e classificadas como “naturais”. Com a rápida e a expressiva velocidade das alterações na paisagem e na dinâmica de ecossistemas, causada pelas ações antrópicas, o PAR constitui-se em um instrumento de grande valia para a caracterização da estrutura do habitat, considerando a variedade e qualidade do substrato, morfologia do canal, estrutura das margens e vegetação, para estudos ligados aos sistemas hídricos superficiais e os ecossistemas que os abrangem.

ABSTRACT:

Rapid bioassessment protocols are widely used tools for the characterization of rivers in the diagnosis and environmental zoning of surface water systems, through the use of a qualitative approach for assessment. Considering the importance of these water systems for the most varied purposes, it is important to adopt methods for evaluating these systems of an integrated nature. The objective of this work is to apply the Rapid Assessment Protocol – RAP, adapted by Callisto *et al.* (2002), in sub-basins located in the Federal District - Brazil, already evaluated in two previous studies and classified as “natural” in them. With the rapid and expressive speed of alterations in the landscape and in the dynamics of ecosystems, caused by anthropic actions, the RAP constitutes an instrument of great value for the characterization of the structure of the habitat, considering the variety and quality of the substrate, morphology of the channel, structure of the banks and vegetation, for studies related to surface water systems and the ecosystems that encompass them.

PALAVRAS CHAVES: Recursos hídricos; Monitoramento; Limnologia.

INTRODUÇÃO

A água participa direta ou indiretamente do metabolismo de todos os seres vivos. As propriedades da água permitem fenômenos essenciais à vida, e seu monitoramento é de fundamental importância para a manutenção dos ecossistemas e para a gestão de recursos hídricos. A Limnologia é a ciência das águas doces e salinas interiores (Kumar, 2005) dedicada ao estudo dos diversos fatores físicos, químicos e bióticos envolvidos nos sistemas aquáticos lênticos e lóticos, abrangendo lagos, lagoas, reservatórios, córregos, rios, pântanos e estuários (Horne e Goldman, 1994).

Moraes e Jordão (2002) enfatizam que os ambientes aquáticos são utilizados em todo o mundo com distintas finalidades, entre as quais se destacam o abastecimento de água, a geração de energia, a irrigação, a navegação, a pesca, a aquicultura, a harmonia paisagística, a dessedentação de animais, a preservação da fauna e da flora, a diluição e o transporte de efluentes. Os componentes que alteram o grau de pureza da água podem ser definidos por suas características físicas, químicas e biológicas, traduzidas na forma de parâmetros de qualidade de água (Von Sperling, 1995; Esteves, 1998).

Os diversos usos da água e a exploração de serviços ecossistêmicos, associados a estressores globais, como as mudanças climáticas, colocam as águas e as populações de espécies aquáticas sob efeitos de múltiplos estressores (Ormerod *et al.*, 2010), cujos sinergismos e antagonismos precisam ser conhecidos para a identificação e a priorização de ações de gestão (BROWN *et al.*, 2013). Entender como os estressores interferem e impactam o estado ecológico e os serviços ecossistêmicos é essencial para o planejamento de recursos hídricos e para a definição de políticas ambientais (Hering *et al.*, 2015).

Desde os primórdios da limnologia, a necessidade de monitoramento contínuo sempre esteve presente, isso impulsionou a automação de serviços de coleta e amostragem e levou ao desenvolvimento de medições de alta frequência, com suporte telemétrico ou não, com vantagens especialmente sobre a distribuição temporal das amostras (Meinson *et al.*, 2016). Ao medir os parâmetros, pode ser possível compreender suas interações e avaliar a sustentabilidade do meio ambiente (Hopke, 1985, apud Jonnalagadda e Mhere, 2001).

Cabe enfatizar que a produção de dados e o emprego de tecnologias de ponta de monitoramento de qualidade da água podem ser complementados pela adoção de protocolo de caracterização ambiental, no intuito de se garantir o sucesso de um programa de monitoramento. O protocolo de caracterização ambiental deve considerar o propósito da bioavaliação, a necessidade de registrar dados de confirmação e a disponibilidade de recursos (Barbour *et al.* 1999).

Barbour *et al.* (1999) relatam que os protocolos para rápida avaliação ambiental (rapid bioassessment protocols - RBP, em inglês) foram desenvolvidos no âmbito da Divisão de Avaliação e Proteção de Bacias Hidrográficas, da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América, em resposta a recomendações de relatório anterior da agência pela reestruturação de programas de monitoramento. Visando à economicidade e ao desenvolvimento e aplicação de técnicas de monitoramento biológico, se concentravam na avaliação de perifíton, de macroinvertebrados bentônicos, em coletas de peixes e na avaliação da estrutura física do habitat - desse último campo de concentração se originou o Protocolo de Avaliação Rápida - PAR de rios. Desde a publicação da versão original por Plafkin *et al.* (1989), esses protocolos são adotados como referência por parte importante da comunidade científica, seguindo as recomendações dos autores quanto às adaptações necessárias para incorporação de especificidades regionais.

O PAR de rios é, portanto, uma ferramenta desenvolvida com objetivo de auxiliar a caracterização e o monitoramento ambiental dos sistemas hídricos. Desse modo, em sua aplicação são levantadas informações qualitativas, a partir de caracterização visual do trecho do rio em avaliação. O protocolo é simplificado, com parâmetros de fácil entendimento e utilização que visam a avaliar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Callisto *et al.*, 2002).

Na dinâmica de aplicação do PAR, a interação entre órgãos ambientais e a sociedade ganha novas possibilidades, como destacam Rodrigues *et al.* (2008), “a integração da comunidade no monitoramento dos recursos hídricos, por meio dos PAR, gera dados que representam a qualidade

dos ecossistemas fluviais ao longo do tempo, sem que sejam necessários custos altos e profissionais especializados no assunto. Esses dados podem ser úteis por detectarem possíveis interferências antrópicas sobre fontes de água da região, além de gerarem uma consciência ambiental nas pessoas, despertando-as para a importância da manutenção dos recursos hídricos a elas disponíveis”.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi aplicar o Protocolo de Avaliação Rápida adaptado por Callisto *et al.* (2002) aos trechos de rios caracterizados como “naturais”, valendo-se de dados de caracterização e descrições dos ambientes avaliados publicados nos artigos: a) de Fonseca, B. M. *et al.* (2014); e b) de Padovesi-Fonseca, C. *et al.* (2010). Os resultados foram analisados comparativamente para validação dos resultados originais.

DESENVOLVIMENTO

Para a realização deste estudo foi aplicado o PAR de rios proposto por Callisto *et al.* (2002), considerando os dados descritivos de dois artigos: (Artigo 1) Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. (Fonseca *et al.*, 2014); e (Artigo 2) Diagnóstico da sub-bacia do ribeirão Mestre d’Armas por meio de dois métodos de avaliação ambiental rápida, Distrito Federal, Brasil Central. (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2010).

O primeiro artigo buscou avaliar a qualidade da água em diferentes sistemas lóticos do Distrito Federal, por meio do monitoramento de variáveis físico-químicas e, além disso, definir linhas de base para essas variáveis entre diferentes categorias definidas a partir da aplicação do PAR (adaptado de Barbour *et al.*, 1999) nos pontos de monitoramento.

Nesse sentido, foi utilizada uma adaptação do protocolo proposto por Barbour *et al.* (1999), onde o autor considera vários atributos de habitat (por exemplo, características da água e dos sedimentos, uso da terra, taludes, largura da zona de mata ciliar, tamanho e frequência de rápidos e poças), aos quais são atribuídas pontuações ao longo de um gradiente de ótimo para ruim baseado em inspeção visual. Uma pontuação geral é então determinada pela soma dos valores dados, para cada parâmetro individual. Em seguida, foram estabelecidos os parâmetros de qualidade da água, com as condições de referência apontadas pelo PAR.

O segundo artigo teve como objetivo identificar e ponderar os impactos antrópicos sobre a sub-bacia do ribeirão Mestre d’Armas, DF, Brasil central, além de realizar um zoneamento ambiental da área. Para a realização do diagnóstico ambiental foi realizado diagnóstico ambiental da área de estudo por meio de dois métodos: o primeiro com o uso de um protocolo de avaliação rápida de rios (adaptado de Callisto *et al.*, 2002), que avaliou, de forma integrada, as características de diversidade de habitats em diferentes trechos de rios, de acordo com o estado de conservação ou degradação do ambiente fluvial; e o segundo, que avaliou características ambientais por meio de uma matriz de Leopold, visando à identificação e à caracterização dos impactos observados. A avaliação realizada com o PAR se deu pela atribuição de valores às características físicas da água, como sedimento, ocupação das margens, erosão, assoreamento, mata ciliar e cobertura vegetal.

O protocolo de Callisto *et al.* (2002) propõe a aplicação de itens de avaliação listados em dois quadros: um com itens de avaliação das características de trechos da bacia e do nível de impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas, adaptado do protocolo proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio - EUA (EPA, 1987 apud Callisto *et al.*, 2002); e outro com itens de avaliação das condições de habitat e de nível de conservação das condições naturais, adaptado do utilizado por Hannaford *et al.* (1997, apud Callisto *et al.*, 2002).

Para refletir o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos de bacias estudados, com base na observação das condições de habitat, no PAR adaptado por Callisto *et al.* (2002) é feito o somatório da pontuação obtida no conjunto de parâmetros pontuados de 0 a 4, no quadro 1, e de 0 a 5, no quadro 2, classificados nas seguintes categorias: de 0 a 40 pontos, "impactados"; de 41 a 60, "alterados"; e acima de 61, "naturais".

Cada artigo apresentou sua proposta de pontuação para a classificação dos corpos hídricos, definidos dentro das categorias "natural", "alterado", "impactado" e "muito impactado" (este somente no artigo 1). Em Fonseca *et al.* (2014), o rio foi considerado "natural" com pontuação de 81 a 100 pontos; em Padovesi-Fonseca *et al.* (2010), o rio foi considerado "natural" com a pontuação entre 61 e 100 pontos. Os trechos de rios caracterizados como naturais em ambos artigos estão listados nos Quadros 1 e 2, respectivamente.

Quadro 1.- Trechos de rios classificados como naturais, no âmbito do estudo de Fonseca *et al.* (2014).

Córrego	Pontos de coleta	Bacia hidrográfica	Características
Brejinho	Br	São Bartolomeu	Bacia com área de drenagem de 18,9km ² , recoberta predominantemente por vegetação nativa; extensão aproximada do curso de água de 6km; situada na Estação Ecológica Águas Emendadas - ESECAE; é manancial de sistema de abastecimento.
Capetinga	Cp	Paranoá	Bacia com área de 18,2km ² e extensão do curso de água de 2,8km.
Catetinho	Ct	Paranoá	Curso de água com extensão aproximada de 600m, manancial de sistema de abastecimento de água.
Meio	Me	São Bartolomeu	Bacia predominantemente ocupada por área rural; extensão de aproximadamente 10,1km; ponto de amostragem em área preservada.
Sarandi	Sa1 e Sa2	São Bartolomeu	Bacia recoberta por vegetação natural e por área rural; curso de água com extensão aproximada de 8,5km.
Taboca	Tb1	São Bartolomeu	Bacia com área de drenagem de 56,5km ² , dos quais 28% com ocupação urbana e 3% com ocupação por área rural; curso de água com extensão de 19,8km
Vereda Grande	VR	Tocantins	Bacia com área de drenagem de aproximadamente 39km ² , dos quais 79,4% com cobertura natural preservada, 20,3% ocupados por área rural e 0,3% com ocupação urbana; curso de água com extensão aproximada de 8km; seção de controle situada na ESECAE.
Pipiripau	Pi3 e Pi5	São Bartolomeu	Bacia com área de drenagem de 216km ² , predominantemente ocupada por área rural; manancial de sistema público de abastecimento de água, curso de água com extensão de 32km.
Preto	Pr1	São Francisco	Bacia interestadual com área de drenagem de 10.459km ² , predominantemente ocupada por área rural onde são frequentes pivôs de sistemas de irrigação; à jusante do ponto de coleta Pr1, há ponto de diluição de efluentes de sistema de tratamento de água por lagoa de estabilização, antes do ponto de amostragem Pr2.
Mestre D'Armas	MD1	São Bartolomeu	Bacia com área de drenagem de 186,6km ² , 20% da qual situada na Estação Ecológica Águas Emendadas, incluindo as nascentes; curso de água com extensão de 15km; fora da Estação Ecológica Águas Emendadas, o manancial recebe efluentes de duas estações de tratamento de esgotos.
Sobradinho	So1	São Bartolomeu	Bacia com área de drenagem de 153km ² , em cujas cabeceiras predomina a ocupação urbana, onde recebe efluente de sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização; já na porção mais baixa da bacia, próximo da foz no rio São Bartolomeu, a ocupação da bacia é rural; curso de água com extensão de 28km.

Fonte: Fonseca *et al.* (2014).

Quadro 2.- Trechos de rios classificados como naturais, no âmbito da aplicação do PAR apresentado por Padovesi-Fonseca *et al.* (2010).

Córrego	Pontos de coleta	Bacia hidrográfica	Características
Brejinho	CBR1	São Bartolomeu	Região de nascentes e de área preservada.
Fumal	CFU1	São Bartolomeu	Região de nascentes e de área preservada.
Sarandi	CSR1	São Bartolomeu	Em área de transição, na porção inicial do Córrego, afluente da margem direita do ribeirão Mestre d'Armas.

Fonte: Padovesi-Fonseca *et al.* (2010).

Para a caracterização dos trechos de rios foram coletados dados de descrições disponíveis dos estudos de referência. Eventualmente, foi coletada informação complementar em outras referências, especialmente sobre o tipo de solo para caracterização do sedimento de fundo do rio. Por fim, foram atribuídos escores e obtidos resultados do somatório de pontos para a caracterização do curso de água sugerida por Callisto *et al.* (2002).

No âmbito deste estudo, para a caracterização como natural, foi adotada, como pontuação mínima, a média dos valores mínimos adotados nos dois artigos de referência, ou seja, os cursos de água foram considerados naturais com pontuação entre 71 e 100 pontos.

Os resultados da aplicação do PAR nos trechos selecionados como naturais constam destacados nos Quadros 3.A e 3.B (Artigo 1), e dos Quadros 4.A e 4.B (Artigo 2).

Quadro 3.A.- Primeira etapa de aplicação do PAR nos pontos classificados como naturais do Artigo 1, resultado marcado com X. Obs.: 4 pontos (situação natural), 2 e 0 (situações leve ou severamente alteradas).

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	(X) Vegetação natural	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	(X) Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	(X) Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	alterações de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização, retilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	(X) parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	(X) nenhum	Esgoto (ovo podre)	óleo/industrial
6. Oleosidade da água	(X) ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	(X) transparente	turva/ cor de chá-forte	opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	(x) Esgoto (ovo podre)	óleo/industrial
9. Oleosidade do fundo	(x) ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	pedras/cascalho	(x) Lama/areia	cimento/canalizado

Fonte: preenchimento pelos autores de protocolo proposto por Callisto *et al.* (2002).

Quadro 3.B.- Segunda etapa de aplicação do PAR nos pontos classificados como naturais do Artigo 1, resultado da avaliação aparece marcado com (X). Obs.: 5 pontos (situação natural), 3, 2 e 0 pontos (situações leve, moderada ou severamente alteradas).

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipos de fundo	(X) Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12. Extensão de rápidos	(X) Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Frequência de rápidos	(X) Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	(X) Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	(X) Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	(X) Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.

17. Alterações no canal do rio	(X) Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
18 Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	(X) Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata ciliar	(X) Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	(X) Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	(X) Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	(X) Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).

Fonte: preenchimento pelos autores de protocolo proposto por Callisto *et al.* (2002).

A pontuação total obtida da aplicação do PAR nos trechos de rios caracterizados como naturais no Artigo 1 foi de 85 pontos, 34 + 51.

Quadro 4.A.- Primeira etapa de aplicação do PAR nos pontos classificados como naturais do Artigo 2, resultado marcado com X. Obs.: 4 pontos (situação natural), 2 e 0 (situações leve ou severamente alteradas).

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	(X) Vegetação natural	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	(X) Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	(X) Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	alterações de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização, retilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	(X) parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	(X) nenhum	Esgoto (ovo podre)	óleo/industrial
6. Oleosidade da água	(X) ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	(X) transparente	turva/ cor de chá-forte	opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	(x) nenhum	Esgoto (ovo podre)	óleo/industrial
9. Oleosidade do fundo	(x) ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	(x) pedras/cascalho	Lama/areia	cimento/canalizado

Fonte: preenchimento pelos autores de protocolo proposto por Callisto *et al.* (2002).

Quadro 4.B. Segunda etapa de aplicação do PAR nos pontos classificados como naturais do Artigo 2, resultado da avaliação aparece marcado com (X). Obs.: 5 pontos (situação natural), 3, 2 e 0 pontos (situações leve, moderada ou severamente alteradas).

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipos de fundo	(X) Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12. Extensão de rápidos	(X) Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.

13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	(X) Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalendo em nascentes).	(X) Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	(X) Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	(X) Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.
17. Alterações no canal do rio	(X) Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
18 Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	(X) Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.

19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura “normal”.	(X) Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura “normal”.	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura “normal”.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	(X) Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	(X) Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	(X) Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).

Fonte: preenchimento pelos autores de protocolo proposto por Callisto *et al.* (2002).

A pontuação total obtida da aplicação do PAR, nos 3 trechos de rios caracterizados como naturais no Artigo 2, foi de 82 pontos, 40 mais 42.

RESULTADOS

Na aplicação do PAR ao artigo 1, a pontuação mais baixa ocorreu nos itens 8 - odor do sedimento (fundo) - e 10 - tipo de fundo, cujos resultados foram, respectivamente, esgoto (ovo podre) e lama/areia. Apesar da pontuação baixa, ela foi atribuída por ter sido descrita a existência próxima aos cursos de água de gleissoloháplico, muitas vezes submerso, com espessa camada escura de matéria orgânica, parcialmente decomposta na porção superficial. No segundo quadro do artigo 1, a menor pontuação foi atribuída ao item 18, características do fluxo das águas, refletindo o fato de os trechos classificados como naturais geralmente estarem localizados nas cabeceiras dos rios, onde os cursos de água têm pouco volume e é comum o substrato exposto em corredeiras.

Na aplicação do protocolo do artigo 2, as pontuações referentes a trechos naturais foram detectadas em regiões de nascentes de área preservada (córregos Brejinho-CBR1 e Fumal-CFU1) e

em área de transição na porção inicial do Córrego Sarandi (CSR1). As áreas naturais apresentaram em comum a preservação das matas ciliares e características da água e de sedimentos que indicaram boa qualidade ambiental. Esses locais apresentaram vegetação ripária nativa preservada, sedimento com predominância de seixos e cascalhos, águas mais frias (15 a 18°C), levemente ácidas a neutras (pH entre 5 e 7) e transparentes.

Cabe ressaltar, que alguns córregos em estudo são analisados nos dois artigos, especificamente, o Brejinho e o Sarandi. Dessa forma, é esperado que os resultados entre os estudos não sejam muito discrepantes, muito embora os pontos específicos de monitoramento no Artigo 2 não tenham sido apresentados no Artigo 1. Ademais, por se tratar de córregos definidos como "naturais", é esperado que em ambos os estudos de referência tenham sido atribuídas pontuações mais elevadas, que correspondem a melhor qualidade ecossistêmica.

Em relação ao sistema de pontuação dos artigos, o primeiro inclui uma categoria a mais, "muito impactado", o que poderia ocasionar um intervalo de pontuação mais estreito e conseqüentemente mais restritivo à caracterização como natural. A pontuação mínima do Artigo 1, para que o trecho seja incluído na categoria, corresponde a 81 pontos, ao passo que, para o artigo 2, o mínimo considerado foi de 61 pontos. Com isso, um dos pontos caracterizado como natural no Artigo 2, denominado pela sigla CSR1, localizado no córrego Sarandi, não receberia essa caracterização, caso fosse avaliado com os critérios estabelecidos no Artigo 1.

O Artigo 1 apresenta, dentre os pontos de monitoramento considerados naturais, cobertura de solo da bacia predominantemente natural, para os córregos: Brejinho, Capetinga, Catetinho, Meio, Sarandi, Taboca e Vereda Grande. Já para os córregos Pipiripau e Preto, predomina a atividade rural na ocupação da bacia hidrográfica. A ocupação da bacia dos córregos Mestre D'armas e Sobradinho é predominantemente urbana. Essa diversidade contrasta com a apresentada no Artigo 2, no qual dentre os pontos considerados naturais, dois pontos estão inseridos em área preservada (CBR1 - córrego Brejinho e CFU1 - córrego Fumal) e um ponto em área de transição (CSR1 - córrego Sarandi).

Outro ponto de análise relaciona-se à conjugação de metodologias que ambos artigos utilizam para a definição da qualidade dos córregos. No Artigo 1 adotou-se, o monitoramento de parâmetros físico-químico da água que complementam o PAR de Barbour *et al.* (1999). Já no artigo 2, utilizou-se o PAR em conjunto com a matriz de Leopold modificada (SANTOS, 2004, apud PADOVESI-FONSECA, 2010). Conforme mencionado por Padovesi-Fonseca (2010) a junção dos métodos utilizados no artigo 2 permite haver complementaridade e maior detalhamento, com o resultado de um tratamento mais adequado dos impactos ambientais.

A utilização do PAR pode ser significativa no que se refere à simplicidade da ferramenta metodológica e à possibilidade de uso por públicos diversos, uma vez que não demanda equipamentos nem ferramentais complexos. Ainda que de maneira preliminar, os resultados mostram que a utilização do PAR permite inferir visualmente características ambientais de trechos de rios naturais de maneira satisfatória e rápida.

Cabe enfatizar que, segundo Callisto *et al.* (2002) é necessário considerar os parâmetros do protocolo individualmente para se chegar a uma melhor interpretação das condições ecológicas. Adicionalmente, é fundamental que a avaliação ambiental seja realizada por métodos conjuntos, evitando interpretações precipitadas, substituindo adequadamente métodos onerosos com análises físico-químicas e bacteriológicas e permitindo que uma vasta malha de pontos de monitoramento seja estabelecida (PADOVESI-FONSECA, 2010).

Os resultados obtidos na aplicação do PAR validam a caracterização publicada nos estudos de referências para os trechos de rios caracterizados como naturais e mostram consistência entre a descrição dos ecossistemas à caracterização obtida da aplicação do PAR informada nos estudos. Além disso, os resultados obtidos indicam que, para trechos de rios naturais, a caracterização obtida da aplicação de protocolo de avaliação rápida baseado em documento descritivo da bacia pode ser eficaz, desde que direta ou indiretamente sejam adequadamente descritos os meios.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido pelos três primeiros autores como atividade da disciplina “Hidrologia e qualidade da água”, ministrada pela professora doutora Cláudia Padovesi Fonseca, no âmbito do Programa de mestrado em rede nacional em gestão e regulação de recursos hídricos – ProfÁgua, Universidade de Brasília (UnB), Planaltina. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

REFERÊNCIAS

- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. ; Stribling, J.B.** (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2ª edição. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- Brown, C.J.; Saunders, M.I.; Possingham, H.P.; Richardson, A.J.** (2013) Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems, *Plos One*, v. 8(6): e65765, jun. 2013.
- Callisto, M.; Ferreira, W. R.; Moreno, P.; Goulart, M.; Petrucio, M.** (2002) Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.
- Fonseca, B. M.; De Mendonça-Galvão, L.; Padovesi-Fonseca, C.; De Abreu, L.M.; Fernandes, A. C. M.** (2014) Nutrientbaselinesof Cerrado low-orderstreams: comparing. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, nº. 1, p. 19 a 33, Jan. 2014.
- Hering, D.; Carvalho, L.; Argillier, C.; Beklioglu, M.; Borja, A.; Cardoso, A.C.; Duel, H.; Ferreira, T.; Globevnik, L.; Hanganu, J.; Hellsten, S.; Jeppesen, E.; Kodeš, T.; Solheim, A. L.; Nöges, T.; Ormerod, S.; Horne, A.J. E Goldman, C.R.** (1994) Limnology. 2nd edition. New York: McGraw-Hill Co.
- Jonnalagadda, S. B.; Mhere, G.** (2001) Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. *Water Research*, v.35, n. 10, p. 2371-2376.
- Kumar, Arvind.**(2005) Fundamentals of Limnology. New Delhi: APH Publishing Corporation.
- Meinson, P.; Idrizaj, A.; Nöges, P.; Nöges, T.; Laas, A.** (2015) Continuous and high-frequency measurements in limnology: history, applications, and future challenges. *Environmental Reviews*, v.24(1), p. 52-62, out. 2015.
- Moraes, D. S. L.; Jordão, B. Q.** (2002) Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Rev. Saúde Pública*. v. 36, n. 3, p. 370-4.
- Padovesi-Fonseca, C. Corrêa, A. C. G.; Leite, G. F. M.; Joveli, J. C.; Costa, L. S.; Pereira, S. T.** (2010) Diagnóstico da sub-bacia do ribeirão Mestre d’Armas por meio de dois métodos de avaliação ambiental rápida, Distrito Federal, Brasil Central. *Ambi-Água*, v. 5, n. 1, p. 43-56.
- Panagopoulos, Y.; Schmutz, S.; Venohr, M.; Birk, B.** (2015) Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress — An introduction to the MARS project. *Science of The Total Environment*, v. 503–504, p. 10-21.
- Rodrigues, A.S.L.; Castro, P.T.A.** (2008) Protocolos de Avaliação Rápida: Instrumentos Complementares no Monitoramento dos Recursos Hídricos. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13, n. 1, p. 161-170.
- Von Sperling, M.** (1995) Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG.

ANÁLISE DE CONTEÚDO DO PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE RONDÔNIA COM FOCO NO PANORAMA DOS USOS MÚLTIPLOS

1º Gabriel Henrique Colombo, 2º Glauco Rodrigo Kozerski, 3º Rafael Ranconi Bezerra, 4º Gilberto de Souza Ribeiro

1º Mestrando em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Prof.Água/UNIR – Brasil, gabrielhenriquecolombo@gmail.com, 2º Mestrando em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Prof.Água/UNIR – Brasil, glauco_ufms@hotmail.com, 3º 1º Mestrando em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Prof.Água/UNIR – Brasil, rafaelranconi@gmail.com e 4º Doutor em Saneamento e Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Docente do Prof.Água/UNIR – Brasil, joao.gilberto@unir.br

Introdução

A Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997, traz um arcabouço de regramentos que versam sobre o planejamento e gestão dos recursos hídricos em nível de bacia como unidade fisiográfica de planejamento e gerenciamento. Dentre os regramentos, podemos citar os instrumentos de gerenciamento que estão elencados no seu Art. 5º da que são: os Planos de Recursos hídricos; o enquadramento dos corpos d'água em classes; a outorga dos direitos de uso; cobrança pelo uso; a compensação à municípios e o sistema de informações sobre recursos hídricos.

Ao se ater ao instrumento Planos de Recursos Hídricos (PRH), temos que, segundo Art. 6º da PNRH, são planos diretores que têm como objetivos precípuos a orientação e fundamentação da implementação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos, cujo conteúdo traz informações das condições atuais da bacia hidrográfica, prognósticos em relação aos padrões de crescimento e de uso e ocupação do solo, metas de racionalização de uso e medidas a serem tomadas. Além disso é composto por priorização às outorgas de direitos de uso dos recursos hídricos, diretrizes de criação de áreas sujeitas a restrições de uso, as quais visam proteger tal recurso natural.

Como mencionado, os usos dos recursos hídricos condicionam o processo de elaboração dos PRHs e podem ser consuntivos e não consuntivos. Os usos consuntivos, segundo Bezerra (2014) são assim considerados por retirarem parcela da vazão natural da bacia hidrográfica quando da existência de interferência antrópica. E segundo Franco, Souza e Almeida (2020) “o consumo assume várias formas, como a incorporação em produtos, consumo por humanos, animais e plantas, aplicações industriais e evaporação em reservatórios artificiais”. Em relação aos usos não consuntivos, entende-se como aqueles que praticamente retornam em sua integralidade à fonte original (MENDES, 2012). Estes usos podem ser a navegação, geração de energia hidrelétrica, controle de cheias, manutenção de ecossistemas, lazer e pesca, enquanto os consuntivos podem ser a agricultura, irrigação, pecuária, dessedentação animal, abastecimento humano e uso de poços (NASCIMENTO, 2011; MENDES, 2012).

Diante disso, o objetivo desse trabalho foi realizar uma análise de conteúdo do PERH-Rondônia a fim de identificar o panorama dos usos múltiplos no contexto do relatório final do referido plano.

Material e Métodos

O presente estudo foi realizado por meio de revisão bibliográfica científica e pesquisa por materiais disponibilizados por sites governamentais de esfera federal e estaduais que tratam sobre planejamento da gestão de Recursos Hídricos.

Além disso, o presente estudo utilizou da metodologia de análise de conteúdo, que segundo Bardin (1977 apud CAMPOS, 2004), se trata de um “conjunto de técnicas das comunicações, que utiliza procedimentos sistemáticos e objetivos de descrição do conteúdo das mensagens”.

Como ferramenta complementar para o desenvolvimento da análise de conteúdo foi utilizado o software ATLAS.ti Scientific Software em sua versão trial para a elaboração de gráficos quantitativos acerca dos usos múltiplos abordados no PERH-Rondônia.

Resultados e Discussão

A partir da leitura do PERH-Rondônia foi possível notar que foi elaborado levando em consideração diversos usos, cujos mesmos estão elencados no Quadro 1 a seguir:

Quadro 1 – Usos múltiplos da água abordados no PERH-Rondônia.

Usos múltiplos		
Abastecimento Urbano	Industrial	Todos
Dessedentação animal	Irrigação	Usinas termelétricas
Geração de energia hidrelétrica	Mineração	Evaporação líquida de res. Artificiais
Navegação	Piscicultura	Turismo e lazer
Pecuária	Saneamento Básico	Manutenção de ecossistemas
Agricultura	Abastecimento doméstico	Outros
	Abastecimento rural	

Referenciando os usos prioritários trazidos na PNRH (BRASIL, 1997) em situações de escassez de recursos hídricos, na análise de conteúdo foi possível extrair que exceto o abastecimento urbano, que está posto como o mais recorrente em citações, a dessedentação animal está em sétima colocação. Na Figura 1 tem-se o destaque dos referidos usos abordados.

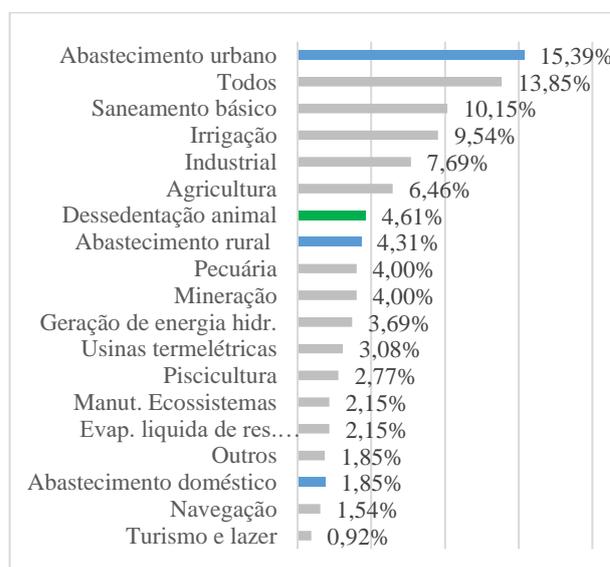


Figura 1 – Ênfase aos usos múltiplos prioritários em situação de escassez hídrica e suas respectivas frequências relativas.

Das citações elencadas depreende-se que em situações de escassez hídrica a dessedentação animal deverá ser posta em ordem de prioridade em detrimento de outras cinco, sendo as categorias “Todos”, “Saneamento básico”, “Irrigação”, “Industrial” e “Agricultura”. Ainda que tida como fundamento pela PNRH, conflitos de interesse podem vir a existir com a consequente sobreposição. Como exemplo, temos a Irrigação, Agricultura e o uso Industrial, que ao serem postos em segundo plano em relação à dessedentação animal podem resultar no que foi abordado, haja vista que condicionam toda a cadeia de consumo humana.

Como condição de contorno para o enfrentamento de situações de escassez hídrica tem-se a governança com a implementação de política pública voltada a práticas sustentáveis e de preservação dos recursos naturais. Exemplos de ações que podem ser empreendidos visando a conservação da água, segundo Santos (2015, p. 27-28), que foram empreendidas pelo governo de Victoria, Estado da Austrália, são: Campanha de Educação Ambiental; Medidas de restrição no consumo doméstico; Medidas de conservação no setor agrícola; Modernização da irrigação dos sistemas agrícolas; e Implementação de infraestrutura que permita aumentar a capacidade de abastecimento de água por fontes alternativas, por exemplo a recirculação de águas residuárias e o aproveitamento de águas pluviais.

Considerações Finais

A abordagem de conteúdo através do software ATLAS.ti Scientific permitiu sistematizar o conteúdo de forma quali-quantitativa, demonstrando-se uma ferramenta interessante para análise documental.

A abordagem predominante do uso abastecimento urbano converge para os usos prioritários definidos no PNRH em situação de escassez hídrica, entretanto, dessedentação animal, também prioritário, ocupa apenas a 7ª posição em termos de abordagens de conteúdo.

Os usos consultivos têm abordagem maior de conteúdo em quase todas as categorias elencadas em relação aos usos não consultivos (Figura 1), visto que os usos consultivos são mais impactantes e podem gerar conflitos entre si, entretanto, geração de energia hidrelétrica destaca-se como categoria de uso não consultivo, diante da sua importância socioeconômica, ocupando a 11ª posição.

Desta forma, a identificação e análise de conteúdo dos usos múltiplos da água do PERH-Rondônia demonstrou ampla abordagem de categorias de usos, entretanto, com diferença significativa na frequência desenvolvida de cada categoria de uso, prevalecendo abordagem mais frequentes para categorias prioritárias e de uso consultivo.

Agradecimentos

Ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015. Ao campus Ji-Paraná da Fundação Universidade Federal de Rondônia.

Referências

BRASIL. Lei n. 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. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 09 jan. 1997.

ARROYO, E. M. V. Incorporação do nexos energia-água em um modelo de otimização da expansão do sistema energético brasileiro. Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2018. 232 p.

BEZERRA, R. R. A qualidade da água do igarapé Riachuelo em associação com índices fisiográficos e uso e ocupação de sua microbacia: um apontamento para gestão dos recursos hídricos em Ji-Paraná/RO. 70p. Trabalho de conclusão de curso – Bacharel em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Rondônia, 2014.

Bardin L. Análise de conteúdo. Lisboa: Edições 70; 1977.

CAMPOS, C. J. G. MÉTODO DE ANÁLISE DE CONTEÚDO: ferramenta para a análise de dados qualitativos no campo da saúde. Revista Brasileira de Enfermagem, Brasília (DF) 2004 set/out;57(5): 611-4

FRANCO, M. P. V., SOUZA, C. C. A. e ALMEIDA T. R. C. Usos consuntivos da água em Minas Gerais: uma aplicação de matrizes híbridas de insumo-produto (2005-2016). Revista Iberoamericana de Economía Ecológica Vol. 33, No. 1: 133-160. ISSN 2385-4650. Disponível em: <<https://redibec.org/ojs>>. Acesso em: 20 out. 2021.

MENDES, L. A. O impacto dos usos consuntivos na operação de sistema de reservatórios para produção de energia elétrica. Tese (doutorado) apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. 167f. 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Resolução nº 58, de 30 de janeiro de 20016. Aprova o Plano Nacional de Recursos Hídricos, e dá outras providências. [Diário Oficial da União] 08/03/2006.

NASCIMENTO, F. R., AIRES, R. Usos múltiplos e gestão participativa dos recursos hídricos na microbacia Riacho das Pedras – médio Jaguaribe-CE. Revista Caminhos da Geografia. Uberlândia v. 12, p. 56 - 69, n. 40 dez/2011.

SANTOS, A. R. Percepção sobre conflitos de uso dos recursos hídricos entre o setor P&G e outros setores usuários na Bacia PCJ no contexto da sazonalidade hidrológica e escassez hídrica. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal do Espírito Santo Centro Tecnológico Colegiado de Engenharia Ambiental. 80p. 2015.

POTENCIAL POLUIDOR DE ÁGUAS DE LAGOAS DE RECINTO DE ZOOLOGICO

¹Fernanda Rubio, ²Reginaldo dos Santos Araujo, ³Kleber Gomes Ramirez, ⁴João Batista Franke Raupp, ⁵Walter Foerster, ⁶Larissa Borges Chagas ⁷Kayla Walquiria Garmus, ⁸Marcela Boroski, ⁹Priscila Ferri Coldebella, ¹⁰Caroline da Costa Silva Gonçalves

^{1,3,8,9,10} Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila); ^{2,3,4,5,6,7} Instituto Federal do Paraná, Campus Foz do Iguaçu (IFPR)
fernanda.rubio@ifpr.edu.br; caroline.goncalves@unila.edu.br

Introdução

Populações selvagens de muitas espécies estão diminuindo em um ritmo alarmante e na busca por alternativas para abrigo e conservação das espécies ameaçadas, surgem os zoológicos, e nos últimos anos, o bem-estar dos animais mantidos nesses ambientes tem despertado crescente interesse do público, e com isso impulsionado estudos que permitem melhor qualidade de vida dos animais em ambientes cativos (Jones et al., 2022). O Refúgio Biológico Bela Vista (RBV) localizado na cidade de Foz do Iguaçu/PR, com 1.780 ha, é referência em conservação de fauna e flora e é reconhecido como um posto avançado da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA). Dentro do RBV, o Zoológico Roberto Ribas Lange, abriga 172 animais de 50 espécies, sendo 47 répteis e anfíbios, 65 aves e 60 mamíferos, dentre eles, a anta (*Tapirus terrestris*) (Itaipu Binacional, 2022). O método de operação e manutenção de um zoológico apresenta muitos desafios, dentre eles, a destinação dos resíduos, visando atender aos conceitos de conservação ambiental e manter as condições de conforto e bem-estar dos animais, visitantes e colaboradores (Cappelini et al., 2021), já que segundo a Associação Mundial de Zoológicos e Aquários, um zoológico para atingir o objetivo da sustentabilidade, todas as suas atividades devem ser neutras para o ambiente (WAZA, 2015). Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial poluidor dos efluentes das lagoas de recintos de *Tapirus terrestris*.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Refúgio Biológico Bela Vista (RBV). Neste ambiente, foram selecionadas duas lagoas artificiais, com fundo cimentado, denominadas: Lagoa 1 (L1) e Lagoa 2 (L2), utilizadas pelos animais *Tapirus terrestris* (anta), as quais foram dimensionadas (Tabela 1) e realizadas coletas e análises periódicas da qualidade das águas.

Tabela 1.- Dimensionamento da Lagoa 1 e Lagoa 2

Parâmetros	Lagoa 1	Lagoa 2
Área	75 m ²	140 m ²
Vazão	2,870 m ³ h ⁻¹	3,927 m ³ h ⁻¹
Volume	36,209 m ³	72,065 m ³
Profundidade média	0,482 m	0,514 m

A água utilizada nas lagoas é proveniente do Reservatório da Itaipu, apresenta fluxo contínuo e uma vez na semana, as lagoas são esvaziadas e lavadas. As amostras das águas das lagoas (L1 e L2) foram coletadas após uma semana de uso pelos animais. As águas das lagoas foram coletadas e avaliadas de acordo com metodologia de Coldebella et al., (2018), sendo as avaliações realizadas em 2 profundidades: a) superficial, até 15 cm de profundidade e b) de acordo com profundidade média das lagoas, que foi de 50 cm. Também foram realizadas avaliações das águas de entrada das lagoas. Para tanto, 3 pontos de cada lagoa foram selecionados, onde foram realizadas coletas para construção de amostra composta e posteriormente realizadas as avaliações (Figura 1).

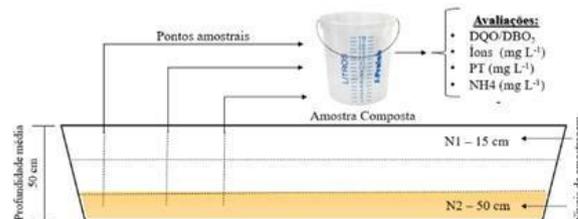


Figura 1. – Metodologia quanto a coleta e avaliação de água

Foram realizadas determinações da água das lagoas: temperatura (°C), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (OD - mg L⁻¹), percentual de oxigênio (%O), empregando sonda multiparamétrica Horiba.

Para quantificação de carga orgânica das águas em avaliação foram realizadas determinações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) por meio de medição respirométrica utilizando BOD-System BD 600, já para determinações da demanda química de oxigênio (DQO) utilizou-se a metodologia de APHA (2005). Para massas secas livres de cinzas (MSLC) foram determinadas utilizando método gravimétrico e numérico, que consistiu em pesagem, secagem e calcinação de filtros GF/F contendo biomassa algal (APHA, 2005).

Resultados e Discussão

As características das águas das lagoas se alteram de acordo com a profundidade (Coldebella et al., 2018), o que é verificado nos valores apresentado nas Tabelas 2 e 3, visto que parâmetros como: temperatura, pH, turbidez e a quantidade de oxigênio e matéria orgânica tiveram variações entre os diferentes níveis avaliados.

A turbidez das águas das lagoas apresentaram diferenças conforme os níveis estudados, sendo as medidas de turbidez das águas de entrada < Nível 1 < Nível 2, conseqüentemente houve diminuição do oxigênio dissolvido decorrente de maior oxidação do material orgânico decantado no fundo das lagoas, local onde apresentou maior quantidade de matéria seca livre de cinzas - MSLC (Tabela X) (ANA, 2022).

Tabela 3. – Caracterização das águas da Lagoa 1

Parâmetros	Entrada	Nível 1	Nível 2
Temperatura	26,11a ± 0,02	26,13a ± 0,05	26,23a ± 0,06
pH	6,14a ± 0,25	6,39ab ± 0,05	6,61b ± 0,03
NTU	0,00a ± 0,00	5,44ab ± 5,16	15,93b ± 8,01
OD	6,39a ± 0,80	3,64a ± 1,12	2,59b ± 0,67
%OD	80,10a ± 9,96	45,71b ± 13,96	31,50b ± 8,34
MSLC	0,00157a ± 0,002	0,01886a ± 0,004	0,34615b ± 0,058

* NTU: turbidez, OD: oxigênio dissolvido (mg/L); MSLC: massa seca livre de cinzas (g/cm²)

Tabela 4. – Caracterização da água da Lagoa 2

Parâmetros	Entrada	Nível 1	Nível 2
Temperatura	26,32 ± 0,01	26,80 ± 0,21	26,94 ± 0,08
pH	6,75 ± 0,05	6,76 ± 0,03	6,79 ± 0,02
NTU	0,00 ± 0,00	6,86 ± 2,00	11,08 ± 3,68
OD	7,81 ± 1,39	4,35 ± 0,46	3,86 ± 0,32
%OD	98,20 ± 17,44	55,08 ± 5,88	48,94 ± 4,16
MSLC	0,00087a ± 0,001	0,01642a ± 0,001	0,2308a ± 0,272

* NTU: turbidez, OD: oxigênio dissolvido (mg/L); MSLC: massa seca livre de cinzas (g/cm²),

Normalmente as superfícies de lagos e lagoas apresentam maiores temperaturas na superfície do que o fundo, devido a radiação direta. No entanto, nesse estudo os resultados apresentaram-se de forma inversa, o que pode estar relacionado ao horário das coletas (entre 9 e 10 h), além da atividade microbiana anaeróbica mais intensa no N2 devido maior quantidade de MSLC (Voběrková et al., 2017). Quanto aos poluentes: fósforo (PT), nitrogênio total (NTK) e nitrogênio amoniacal, apenas esse último teve aumento gradativo de acordo com a profundidade (Tabelas X). O nitrogênio amoniacal representa o produto final da decomposição da matéria orgânica por bactérias heterotróficas (Esteves, 2011), sendo que a taxa de amonificação eleva-se conforme se eleva o grau de trofia do ambiente, o que é mais comum nas camadas mais profundas de lagos e reservatórios (IAT, 2017). Apesar do aumento gradativo desse poluente, esse parâmetro encontra-se dentro do determinado pela Resolução 430/2011 que indica que pode chegar até 20,0 mg L⁻¹ de NH₄ (BRASIL, 2011).

Tabela 5. – Concentrações fósforo total (PT), nitrogênio total (NTK) e nitrogênio amoniacal (NH₄) das águas das Lagoas 1 e 2 em diferentes profundidades

Coletas	Lagoa 1			Lagoa 2		
	PT	NTK	NH ₄	PT	NTK	NH ₄
Entrada	0,011	<2,80	<0,050	0,011	<2,80	<0,050
Nível 1	0,025	<2,80	0,229	0,034	<2,80	0,055
Nível 2	0,018	5,660	4,398	0,014	<2,80	1,810

* PT: fósforo total (mg/L); NTK: nitrogênio total Kjeldahl (mg/L); NH₄: nitrogênio amoniacal (mg/L)

Quanto a determinação de fósforo (PT), a Resolução 430/2011 não estabelece um valor máximo permitido. No entanto, indica que o órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro PT no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias e em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público (Brasil, 2011). Apesar disso, no Estado do Paraná, não há uma resolução específica para despejo desse poluente em corpos hídricos.

Quanto a qualidade da água de entrada, provinda do Reservatório de Itaipu, a qual também é utilizada para abastecimento de parte da população de Foz do Iguaçu/PR, as determinações de PT encontram-se dentro do determinado pela legislação, que estabelece que o nível crítico de PT na água para tratamento e posterior abastecimento pode estar em 0,020 mg L⁻¹ (Brasil, 2005). Além disso, de acordo com o IAT (2017) o Índice de Qualidade de Água de Reservatórios (IQAR) para o Reservatório de Itaipu é classificado como: pouco degradado.

A portaria 256/2013 possibilita o efetivo controle das cargas poluidoras lançadas nas coleções hídricas do Estado do Paraná,

sendo que as atividades poluidoras para fins de automonitoramento são classificadas de acordo com a vazão e a carga orgânica de lançamento dos efluentes líquidos. As lagoas em estudos se enquadram na Classe C para essa portaria e a carga orgânica deve estar entre 3 à 15 kg DBO dia⁻¹ (PARANÁ, 2013), sendo assim, a carga orgânica dispensada no Reservatório de Itaipu está dentro do determinado pela portaria (Tabela 6).

Tabela 6 – Vazão e Carga orgânica das Lagoas 1 e 2

	Vazão (m ³ dia ⁻¹)	kg DBO dia ⁻¹
Lagoa 1	68.880	4,807 ± 0,769
Lagoa 2	94.176	6,648 ± 2,754

Considerações Finais

Corpos hídricos devem ser avaliados por níveis de profundidade para real situação do ambiente e tratamento mais adequados.

Apesar de muitos parâmetros determinados nesta pesquisa estarem dentro dos limites máximos permitidos pelas resoluções brasileiras, ainda assim faz-se necessário que as organizações se esforcem para manter ou reduzir o uso de água doce.

Os zoológicos são ambientes que devem demonstrar a comunidade como é possível gerir a água, garantindo a sua qualidade, disponibilidade e uso sustentável por meio de suas próprias operações, desta forma, o tratamento e reuso da água são práticas necessárias.

Agradecimentos

Agradecemos a Itaipu Binacional, Refúgio Biológico Bela Vista e Instituto Federal do Paraná, Campus Foz do Iguaçu pelas parcerias.

Referencias

- APHA (2005). "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water". Washington DC: American Public Health Association
- ANA (2022). "Indicadores de Qualidade - Índice de Estado Trófico (IET)".
- BRASIL (2011). "Resolução 430/2011" - CONAMA CAPPELINI, L. T. D. et al. (2021). "Compost produced from residues of a zoo park improves soil fertility and increases the growth and production of plants". Biomass Conversion and Biorefinery.
- COLDEBELLA, A. et al. (2018) "Effluents from fish farming ponds: A view from the perspective of its main components". Sustainability (Switzerland).
- ESTEVES, F. de A. (ed.) (2011). "Fundamentos de Limnologia". 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 625 p.
- JONES, N. et al. (2022) "Welfare Assessment Tools in Zoos: From Theory to Practice". Veterinary Sciences. IAT (2017). "Qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná".
- ITAIPU BINACIONAL (2022). "Refúgio Biológico Bela Vista"
- PARANÁ (2009). Resolução SEMA nº 21 de 22/04/2009DOE – PR <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=144291>, 22 abr. 2009.
- VOBĚRKOVÁ, S. et al. (2017) "Effect of inoculation with white-rot fungi and fungal consortium on the composting efficiency of municipal solid waste". Waste Management WAZA (2015). "Committing to Conservation: The World Zoo and Aquarium Conservation Strategy". Gland: WAZA Executive Office.

PRODUÇÃO DE BIOMASSA DA MICROALGA *CHLORELLA* SP. EM EFLUENTE DE ESGOTO DOMÉSTICO

1º Osvaldo Gois Santos, 2º Sidnei Klein, 3º Fernanda Rubio, 4º Kleber Gomes Ramirez

1,2 Instituto Federal do Paraná, Campus Foz do Iguaçu; 3,4 Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila) sidnei.klein@ifpr.edu.br

Introdução

As microalgas são muito estudadas como meio alternativo no tratamento de esgoto, considerando sua eficiência na remoção de nitrogênio, fósforo e metais tóxicos, exercendo função primordial na biorremediação do tratamento terciário do esgoto doméstico (Kligerman e Bouwer 2015; Mantzorou et al., 2018,) com a consequente produção de biomassa.

As microalgas do gênero *Chlorella* sp. são microrganismos fotossintéticos de tamanho celular entre 2 e 10 μm , com elevada eficiência na fixação de dióxido de carbono (CO_2) e na liberação de oxigênio (O_2), utilizando-se da energia solar e CO_2 , tornando a sua biomassa desejável pela capacidade de acumular quantidades consideráveis de amido, com potencial fonte para a transformação de amido em glicose e alternativamente em etanol através de processos de fermentação, para a produção de biodiesel. Portanto, a biomassa gerada dos tratamentos de esgotos está incentivando muitos estudos com a finalidade de utilizar a biomassa gerada na produção de combustíveis (Velazquez-Lucio et al., 2018,). Considerado o uso das algas *Chlorella* sp. como uma solução promissora no tratamento de efluentes devido à sua habilidade de absorção de nutrientes inorgânicos, tais como nitrogênio e fósforo (Wang et al., 2016).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o crescimento da biomassa das microalgas do gênero *Chlorella* sp. utilizando efluente doméstico como meio de cultura alternativo.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Instituto Federal do Paraná, Campus de Foz do Iguaçu - PR, entre os meses de janeiro a março de 2022, para avaliação do crescimento da biomassa das microalgas do gênero *Chlorella* sp., submetidas a meio de cultura alternativa de efluente domésticos.

As amostras foram fornecidas pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e foram captadas na estação de tratamento (ETE), localizada no Bairro Ouro Verde. A coleta ocorreu após os processos de tratamento preliminar (gradeamento e desarenador) e tratamento secundário anaeróbico (Reator Anaeróbico de Lodo Fluidizado - RALF).

Os efluentes foram autoclavados no Laboratório de Microbiologia por 20 minutos a 121°C e diluídos com água destilada para a utilização como meio de cultura da *Chlorella* sp. nas proporções volumétricas de 25, 50, 75 e 100% como meio de cultura alternativo. O tratamento controle constitui em solução de NPK (Sipauba-Tavares e Rocha, 2003). Sendo inoculado 200 mL (20% do volume total) da cepa da microalga *Chlorella* sp. proveniente do Laboratório de Microcrustáceos.

O delineamento inteiramente casualizado com cinco tratamentos e cinco repetições (Tabela 01) com período experimental de 14 dias, com aeração e iluminação constante (duas lâmpadas de led de 18 watts) e temperatura ambiente. A unidade experimental consistiu em Erlenmeyer de 1.000 mL conforme (Figura 01). Para a filtragem das microalgas, utilizou-se filtros de Papel Qualitativo da J-ProLab, com auxílio do conjunto de bomba de vácuo da Primate, kitazato e funil cerâmico Buchner. Os filtros foram pesados pré e pós filtragem.

Tabela 1.- Concentrações dos meios (Controle, T1 – 25%, T2 – 50%, T3 – 75% e T4 – 100% para o crescimento da biomassa

Tratamento	Algas (mL)	Água destilada (mL)	Efluente (mL)	NPK (mL)	Total (mL)	Efluente (%)
Controle	200	0,0	700	100,0	1000	0,0
T1	200	550	250	0,0	1000	25,0
T2	200	300	500	0,0	1000	50,0
T3	200	50	750	0,0	1000	75,0
T4	200	0,0	800,0	0,0	1000	100,0



Figura 1.- Cultivo das algas para avaliação do crescimento de biomassa.

Após a filtragem todos os filtros com as microalgas foram acondicionados em cadinhos devidamente identificadas e dispostas dentro de uma estufa com circulação de ar por 24 horas a temperatura de 60°C .

Transcorrido o período de secagem os filtros de papel juntamente com as algas retidas neles foram colocadas no dessecador por um período de 24 horas para a equivalência térmica.

Obedecendo os tempos necessários para secagem e a equiparação térmica fez-se novamente a pesagem da biomassa seca da *Chlorella* sp.

Resultados e Discussão

A biomassa resultante de diferentes concentrações de efluentes de esgoto doméstico não apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$) (Figura 2):

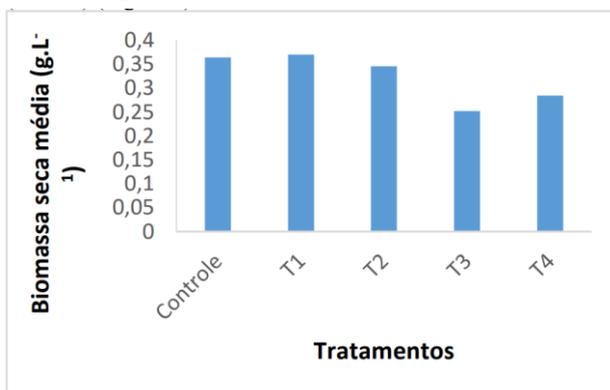


Figura 2.- Biomassa média de *Chlorella* sp. submetidos a diferentes níveis de efluente de esgoto (Controle, T1 – 25%, T2 – 50%, T3 – 75% e T4 – 100%).

A biomassa seca média obtida no presente estudo foi de $0,323\text{g.L}^{-1}$ em 14 dias de cultivo. No entanto, Lucio (2013) registrou valor superior ($2,22\text{g.L}^{-1}$) no mesmo período. Enquanto que Marques et al. (2012) obtiveram $0,45\text{g.L}^{-1}$ para vinhaça, $0,60\text{g.L}^{-1}$ para meio Chu-13 modificado e $0,58\text{g.L}^{-1}$ para o meio LC Oligo. Para Trevisan et al. (2014) ao avaliar a influência das condições nutricionais estabelecidas a partir do meio DM com diferentes níveis de nitrogênio e fósforo, produzindo uma biomassa de $0,532$ a $0,690\text{g.L}^{-1}$. Produtividades superiores foram observados com diferentes meios de cultura comparados com o presente estudo, mas Nunes (2021) registrou a biomassa de $0,1$ a $4,3\text{g.L}^{-1}$ para *Chlorella* com NPK e vinhaça como meios de cultura, resultado que corrobora com o presente estudo. Portanto, a produtividade de biomassa seca gerada pela microalga *Chlorella* é variável sendo dependente de outros fatores como luminosidade, cultura axênica, movimentação celular, inoculação de carbono, entre outros.

Considerações Finais

O presente estudo não resultou em diferença significativa entre os tratamentos, mas o efluente doméstico é uma alternativa sustentável para produção de *Chlorella* sp.

Além disso, há a possibilidade da utilização de microalgas como biorremediador de resíduos domésticos descontaminando águas negras lançadas nos corpos hídricos e a produção de biomassa com a possibilidade de utilização como agente fertilizante e/ou outras finalidades sustentáveis.

Agradecimentos

Agradecemos Instituto Federal do Paraná, Campus Foz do Iguaçu e a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

Referencias

KLIGERMAN, D. C.; BOUWER, E. J. (2015), "Prospects for biodiesel production from algae-based wastewater treatment in Brazil: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*", 52: 1834-1846.

LÚCIO, M. J., (2013) "Cultivo de microalgas *Chlorella vulgaris* com efluente doméstico como meio de cultura alternativo" TCC do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental –UFSC.

MANTZOROU, A.; VERVERIDIS, F. (2019), "Microalgal biofilms: A further step over current microalgal cultivation techniques". *Science of the Total Environment*, 651: 3187-3201.

MARQUES, S.S.I.; NASCIMENTO, I. A.; ALMEIDA, CHINALIA, F. A.; LEANDRO, L. J. *Uso da vinhaça como meio alternativo para o cultivo de microalgas: biocombustível de terceira geração*. Anais do 5º Congresso da Rede Brasileira de Tecnologia de Biodiesel e 8º Congresso Brasileiro de Plantas Oleaginosas, Óleos, Gorduras e Biodiesel. Salvador -Bahia. 2012.

NUNES, N. S. P. *Cultivo de Chlorella sorokiniana em vinhaça de cana-de-açúcar clarificada e suas aplicações biotecnológica*. Tese de doutorado submetida ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UFGD. Dourados/MS – 2021.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; ROCHA, O. (2003) *Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos*. 2 ed. São Carlos: RiMa . 122p

TREVISAN, E.; BRANCO, K. B. Z. F.; ARROYO, P. A., (2019), "Avaliação termogravimétrica da biomassa de *Chlorella vulgaris* cultivada em diferentes condições nutricionais". *Engevista*, v. 21, n. 2, p. 242-255.

VELAZQUEZ-LUCIO, J., RODRIGUEZ-JASSO, R. M., COLLA, L. M., SÁENZ-GALINDO, A., CERVANTES-CISNERO, D. E., AGUILAR, C. N., FERNANDES, B. D., RUIZ, H. A., (2018), "Microalgal Biomass pretreatment for bio-ethanol Production: a review". *Biofuel Research Journal*, V. 17, p. 780-791.

WANG, Y., SHIH-HSIN, A. H., CHIEH-LUN, C. B., WAN-QIAN, W. G. A., NAGARAJAN, D. B., NAN-QI, R. A., DUU-JONG, L. A. C., JO-SHU, C. (2016), "Perspectives on the feasibility of using microalgae for industrial wastewater treatment". *Bioresource technology*, 222: 485-497.

REÚSO DA ÁGUA EM RESIDÊNCIA UNIFAMILIAR

¹. Kleber Gomes Ramirez, ². Jiam Pires Frigo, ³. Marcela Boroski, ⁴. Fernanda Rubio, ⁵. Priscila Ferri Coldebella, ⁶. Silvia Sonia Silva, ⁷. Lizandra Martins Soares, ⁸. Caroline da Costa Silva Gonçalves, ⁹. Jorge Oscar Darif, ¹⁰. Cristina Maria Blanco

^{1,2,3,4,6,7,8} Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA); ⁵ Centro Universitário Dinâmica das Cataratas (UDC) ^{9,10} Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR)
 klebergr@sanepar.com.br; jiam.frigo@unila.edu.br

Introdução

O uso racional da água parece ser uma das saídas para combater a escassez do produto. O reaproveitamento ou reúso da água é o processo pelo qual a água, tratada ou não, é reutilizada para o mesmo ou outro fim. Essa reutilização pode ser direta ou indireta, decorrente de ações planejadas ou não (NOGUEIRA, 2003).

Dada à situação atual em que muitos não têm acesso a água potável e de boa qualidade, evitar o desperdício e reaproveitar as águas servidas são alternativas viáveis para minimizar a crescente demanda sobre este recurso finito, contribuindo para a preservação ambiental e possibilitando ainda a redução dos custos domésticos.

Segundo Morelli (2005), o crescente consumo de água tem feito do reúso planejado uma necessidade primordial. Essa Prática deve ser considerada parte de uma atividade mais abrangente que é o uso racional da água, o qual inclui também, o controle de perdas, redução do consumo de água e a minimização da geração de efluentes.

O elevado desenvolvimento demográfico, associado às transformações econômicas, reflete se notavelmente, no uso dos recursos hídricos, principalmente no que se refere à qualidade e quantidade das águas superficiais e subterrâneas (RAMOS, 2010).

O estudo consiste na implantação do reúso de água nas atividades domésticas, por meio da sensibilização acerca das vantagens da utilização desse procedimento em uma residência de forma simples, reduzindo o desperdício e avaliando os benefícios da sustentabilidade ambiental envolvidos nas estratégias de reúso e reciclo de água e ainda trazendo certa economia nas tarifas de água e esgoto do imóvel.

Material e Métodos

A fim de apresentar um sistema de reúso de água domiciliar, procurou-se elaborar um projeto de baixo custo, simples implantação e que apresente vantagens econômicas e ambientais, tais como: redução do consumo de água; do lançamento de esgoto; consequente diminuição das tarifas; contribuindo assim para a diminuição do desperdício de água.

Para melhor expor os resultados foram criadas tabelas com dados de consumo e custos da utilização da água em uma residência, dados do consumo de cada aparelho hidráulico utilizado, a fim de quantificar o real consumo desta residência, depois de implantado o sistema de reúso. De posse destes dados foi possível chegar a viabilidade econômica. Também foi criado uma relação de custos da implantação do sistema com o orçamento de todos os materiais e serviços a serem utilizados na implantação do sistema.

O sistema consiste na coleta da água utilizada em banhos, lavanderia e lavatórios, passando por um decantador onde parte dos sólidos fica retido. Em seguida esta água é conduzida para uma caixa filtro, que consiste duas etapas: a primeira descendente (filtro normal) e a segunda ascendente (filtro russo) a fim de reter o restante das impurezas e reduzir a turbidez.

Após esta etapa é realizada a desinfecção por meio de uma bomba dosadora, sendo então a água de reúso armazenada em uma cisterna. Através de um moto bomba acionada por uma boia automática esta água é recalçada para um reservatório elevado de água não potável.

Finalmente, esta água é distribuída na residência por uma tubulação distinta daquela de água potável, a ser utilizada na descarga de vasos sanitários e limpezas externas, como calçadas, veículos, irrigação de jardins e outros usos.

Resultados e Discussão

A fim de demonstrar as viabilidades econômicas e ambientais para a implantação desse sistema de reúso, foram elaboradas tabelas com dados de consumo per capita, consumo por aparelho hidráulico, custos das tarifas e custos para a implantação do sistema. A Tabela 01 mostra detalhadamente o consumo residencial de uma família com quatro pessoas. Para o consumo mensal têm-se o valor de R\$ 125,54.

Tabela 1.- Consumo e custos das tarifas.

Número de pessoas na residência	Consumo diário Per capita/dia [m ³]	Consumo mensal x4 [m ³]	Custo mensal da água [R\$/mês]	Custo mensal do esgoto [R\$/mês]
04	0,1145	13,74	69,75	55,79

Na Tabela 02 está representado o consumo residencial de água de cada aparelho hidráulico.

Tabela 2.- Consumo de água por aparelho.

Uso [tipo]	Percentual Consumo [%]	Consumo mensal/uso [m ³]	Custo mensal da água/uso [R\$]	Custo mensal do esgoto/uso [R\$]
Bacia sanitária	23,2	3,188	16,18	12,95
Chuveiro	22,4	3,078	15,63	12,50
Lavatório	4,8	0,660	3,35	2,68
Pia (cozinha)	13,6	1,868	9,48	7,58
Lava louça	4,0	0,549	2,77	2,23
Tanque	4,8	0,659	3,35	2,67
Lava roupa	7,2	0,989	5,02	4,02
Limpeza ext.	20,0	2,749	13,97	11,16
Total	100,0	13,74	69,75	55,79

Os custos para instalação do sistema de tratamento de águas servidas foi elaborado baseado na média de três cotações em lojas do ramo, totalizando R\$ 4.152,37 (quatro mil, cento e cinquenta e dois reais e trinta e sete centavos). E por meio da Tabela 03 fica evidenciado o cálculo para o estudo

de viabilidade econômica devido à redução do consumo proporcionado pela reutilização da água servida.

Tabela 3.- Relação do consumo antes e após implantação do sistema.

Discriminação	Volume Mensal [m ³]	Custo mensal Água [R\$/mês]	Custo mensal Esgoto [R\$/mês]	Custo mensal total [R\$/mês]
Consumo mensal antes da implantação do sistema	13,74	69,75	55,79	125,54
Bacia sanitária	3,188	16,18	12,95	29,13
Limpeza externa	2,749	13,97	11,16	25,13
Consumo mensal após implantação do sistema	7,803	39,60	31,68	71,28
Volumes e valores economizados	5,937	30,15	24,11	54,26
Redução na tarifa com implantação do sistema	$[100 - \frac{71,28}{125,54}] = 43,22\%$			

Conforme análise econômica do consumo de água, demonstrada na Tabela 3 verifica-se que o valor a ser economizado mensalmente com as tarifas de água e esgoto será de R\$ 54,26 (cinquenta e quatro reais e vinte e seis centavos), ou seja, uma redução de 43,22% após a implantação do sistema de reuso, que obteve custo no montante de R\$ 4.152,37.

A redução do consumo não representa um grande montante se comparado com o investimento necessário à implantação da estrutura para o reuso da água da residência, porém esta poderá ser projetada com outros materiais e métodos, fazendo com que o projeto se torne mais atrativo.

Considerações Finais

Diante do cenário de escassez da água potável, cada vez mais crescente nos centros urbanos, evitar o desperdício e diminuir o lançamento de esgoto contribui para a sustentabilidade ambiental, além de proporcionar uma economia nas tarifas de água e esgoto.

A proposta da implantação de um sistema de reuso de água servida em residências unifamiliares vem contribuir, mesmo de maneira singela, para a diminuição deste quadro agravante, assim como proporcionar a utilização sustentável dos recursos hídricos.

Utilizando-se de tecnologias adequadas, pode-se com baixo custo, implantar em residências, um sistema interno de reciclagem da água servida já utilizada anteriormente em banhos e lavagem de roupas, reutilizando-a para fins não potáveis, como abastecimento de descargas, lavagem de pisos e veículos e irrigação de áreas verdes.

Conforme os resultados deste trabalho verifica-se que com a implantação do sistema haverá uma economia de 43,22 % nas tarifas, mesmo com os custos para a implantação do sistema de reuso. Sendo assim, quanto maior o consumo na residência mais viável se tornará o projeto. Porém, observando-se o impacto da redução do custo das tarifas, conclui-se que em uma residência onde o consumo for maior, mais viável se torna o empreendimento.

Agradecimientos

Agradecemos a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) e a Universidade da Integração Latino Americana (Unila).

Referencias

- ANA. (2022). Panorama das Águas. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/agua-no-mundo>> Acesso em 05 de jun. de 2022.
- CUNHA, A. H. N. (2011). O Reuso da Água no Brasil: A Importância da Reutilização de Água no País. 5. ed. Goiânia: Centro Científico Conhecer, Enciclo-pédia Biosfera.
- MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Org.) (2003). Reuso de Água. 1ª ed. São Paulo: Editora Manole LTDA. 579p.
- MORELLI, E. B. (2005). Reuso de água na lavagem de veículos. Dissertação. 107 fls. São Paulo.
- NOGUEIRA, P. F. (2022). A Escassez da Água. Disponível em: <<http://www.meioambientenews.com.br>> Acesso em 05 de jun. de 2022.
- RAMOS, G.P. (2010). O reaproveitamento de água em empresas de ônibus. Trabalho de conclusão (Gestão Ambiental) - Universidade Candido Mendes, Niterói.
- SABESP. (2022). Uso Racional de Água. Disponível em: <<https://www.sabesp.com.br/produtos/uso-racional-de-agua>> Acesso em 06 de jun. de 2022.
- SANEPAR. (2022). Simulador de Tarifas. Disponível em: <<https://www.sanepar.com.br/simulador-de-tarifas>> Acesso em 06 de jun. de 2022.
- TELLES, A. (2018). O Saneamento Básico no Brasil.
- TSUTIYA, M. T. (2013). Abastecimento de Água – ABES, São Paulo.
- TSUTIYA, M. T. SOBRINHO, P. A. (2011). Coleta e Transporte de Esgoto Sanitário – ABES, São Paulo.
- VON SPERLING, M. (2005). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG/DESA.

SUSTAINABLE INTEGRATION OF SEAWATER INTO REGIONAL PLANNING OF WATER INFRASTRUCTURE

Liliana Pagliero^{1*}, Douglas Aitken², Neil McIntyre¹, Pascal Asmussen¹, Levi Campos², Giovana Garcia², Nathalie Jamett³, Sebastian Herrera León⁴, Luis Cisternas³ and Gabriel Perez Murillo¹

¹Sustainable Minerals Institute, The University of Queensland, Australia; ²SMI-ICE-Chile, Sustainable Minerals Institute, The University of Queensland, Chile; ³Faculty of Engineering, Universidad de Antofagasta, Chile; ⁴Faculty of Engineering and Geological Sciences, Universidad Católica del Norte, Chile

*Corresponding author: l.pagliero@uq.edu.au

Introduction

Water scarcity is a critical issue worldwide and has become a major constraint on socio-economic development (Greve et al., 2018; Liu et al., 2017; Willet et al., 2020). A supply side management option to face water scarcity is desalination of seawater. Desalination development is rapidly increasing worldwide thanks to improvements in desalination technology and the incorporation of renewable energy emissions (Eke et al., 2020; Heihsel et al., 2020; Jones et al., 2019; Pinto & Marques, 2017)

In arid regions as the North of Chile, desalinated seawater has emerged as a solution to water scarcity, mainly for the growing mining industry in the region. But, so far, this development has been individualistic, focused on independent systems aimed at providing a reliable water supply for individual mining operations. This tendency towards individualism has resulted in the development of multiple desalination plants and related infrastructure especially along the coastlines. This leads to the unnecessary multiplication of environmental and social impacts.

With the use of desalinated seawater in Northern and Central Chile envisaged to continue growing, the opportunities for maximising the regional net benefit and minimising negative environmental and social impacts should be better understood and communicated. The water supply planning tool described in this paper aims to address this need.

In this paper we present a water supply planning tool that aims to support the development of integrated and coordinated water supply networks that contribute to regional sustainable development. The Atacama region in Chile is used as the case study.

The Atacama region is located in northern Chile. Its most important economic activities are mining and agriculture, and the same activities are the major water users in the region. The region has been reported as having a negative water balance with water demand eight times larger than continental water availability (MinInterior, 2015). Both surface and groundwater resources are overallocated, with currently more than half of the available groundwater resources declared restricted or prohibited. From 2008 to date, areas in the region have been declared “water shortage zones” ten times (DGA, 2021). There are three desalination plants currently operating, mainly to supply water to mine sites, and eight in various stages of approval (SEA, 2021). The region has also significant indigenous population, with the most important Colla and Diaguita population in the country. The Atacama region is at a point where economic development is hindered by water availability with an important portfolio of desalination projects. The region would benefit from a tool that allows the investigation of regional water infrastructure planning as the one proposed in this work.

Methodology

The planning tool consists of three steps and the scenario analysis overviewed in Figure 1.

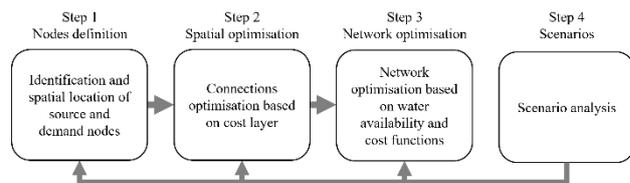


Figure 1.- Overview of methodology

Step 1: Nodes definition, identification and spatial localisation of nodes representing water sources and water demand. The outcome of this stage is the node configuration.

Step 2: Spatial optimisation, which relies on Geographical Information System (GIS) tools and algorithms that find the most efficient way to move from one node to another. The core of the optimisation is the spatial cost layer, that is used to calculate the “cost” of travelling from one point to another. The cost layer can contain any relevant information, and in this case it combines transportation costs and environmental costs. Topography is the main factor influencing transportation costs. Environmental costs are incorporated using environmentally protected areas, with their value corresponding to the type of restrictions according to legislation. The outcome of the spatial optimisation is a network of the optimal routes between all supply and demand nodes, and their attributes.

Step 3: Network optimisation considers how to best meet water demands using the network identified in the second stage. It uses optimisation algorithms to find the optimal flow of water in each route, the routes that are most cost-efficient, and the routes that are the least, and should be disregarded. This optimisation is carried out by minimising or maximising a cost function, under different constraints. The objective function used is a weighted average of economic costs and environmental costs. Economic costs are given by capital costs of building the pipelines (costs of desalination plants are not considered) and operational costs representing the annual pumping costs between two nodes over the operational period. Environmental cost is included as a penalty corresponding to the protected area disturbed by the pipeline connecting two nodes.

Scenario analysis, this step feeds back into one or more previous stages depending on the scenario. Scenarios could include climate change conditions, regional development and regulatory change, among others.

Results

The example results for each step are presented in Figure 2.

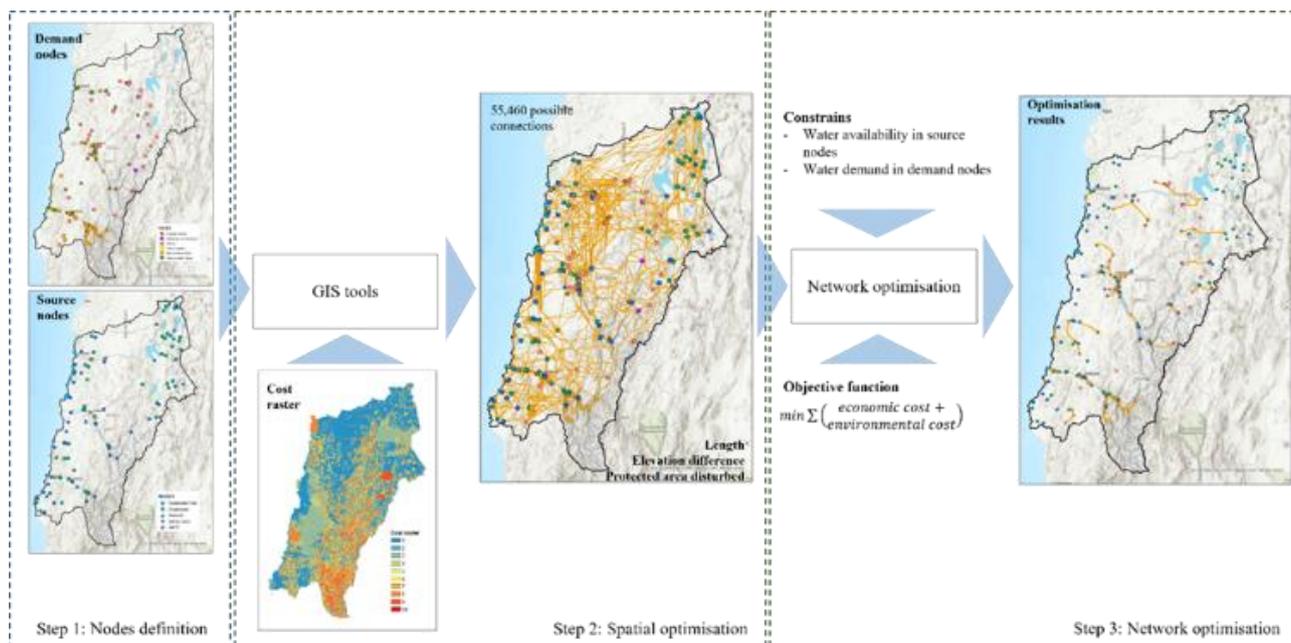


Figure 2.- Overview of results

They correspond to a static (annual average), linear optimisation of a water supply system for the Atacama region with equal weight given to economic and environmental cost.

Identified water sources for the Atacama region are surface water (SW), groundwater (GW), wastewater treatment plants (WWTP), and desalination plants (DP). Identified demand nodes correspond to indigenous communities (IC), agriculture irrigation sectors (A), urban potable water (UPW), rural potable water (RPW), industry (I) and mining (M).

Using the cost layer that combines topography and protected areas, 55,460 possible connections between the nodes were created using ArcGIS tools. These connections and their attributes (length, elevation difference and protected area disturbed by the pipeline) were optimised to supply demand under the constraints of available water, while minimising economic and environmental costs.

These results are indicative due to their high dependence on estimated water availability and water demand, which have a high degree of uncertainty. Nevertheless, they serve the purpose of showing the type of results and analysis provided by the tool.

Discussion and conclusions

Results show the capabilities of the planning tool proposed and demonstrate its applicability to proposing integrated water supply solutions. Due to the regional scale of the modelling, the linearisation, the time-averaging of input data, and other assumptions used, the results are not aimed at being the optimal solution. Rather, the purpose of the tool is to demonstrate possible solutions to water scarcity, and to allow alternative financial and environmental weighting of cost to be compared in a transparent manner. The model solution would then be the basis for a more detailed planning stage. Thus, the tool will support the identification and communication of integrated water supply options without exacerbating water scarcity and contribute to sustainable regional development.

Acknowledgments

We thank Mitsubishi Corporation Investments (MCI)–Chile for funding this project and the Sustainable Minerals Institute’s

cross-disciplinary research on “complex orebodies” for strategic funding received at earlier stages. We acknowledge previous work by the Sustainable Minerals Institute in Chile and Australia. We thank ANID Chile for their support to SMI-ICE-Chile.

References

- DGA. (2021). “Planilla Decretos zonas de escasez hídrica (2008 – 2021)”. *M. O. P. Direccion General de Aguas, Chile*. <https://dga.mop.gob.cl/administracionrecursoshidricos/decretosZonasEscasez/Paginas/default.aspx>
- Eke, J., Yusuf, A., Giwa, A., & Sodiq, A. (2020). “The global status of desalination: An assessment of current desalination technologies, plants and capacity”. *Desalination*, Vol 495, 114633.
- Greve, P., Kahil, T., Mochizuki, J., Schinko, T., Satoh, Y., Burek, P., Fischer, G., Tramberend, S., Burtscher, R., & Langan, S. (2018). “Global assessment of water challenges under uncertainty in water scarcity projections”. *Nature Sustainability*, Vol 1, No 9, pp. 486-494.
- Heihsel, M., Lenzen, M., & Behrendt, F. (2020). “Desalination and sustainability: a triple bottom line study of Australia”. *Environmental Research Letters*, Vol 15, No 11, 114044.
- Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M. T., Smakhtin, V., & Kang, S.-m. (2019). “The state of desalination and brine production: A global outlook”. *Science of the Total Environment*, Vol 657, pp. 1343-1356.
- Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kumm, M., Flörke, M., Pfister, S., Hanasaki, N., Wada, Y., Zhang, X., & Zheng, C. (2017). “Water scarcity assessments in the past, present, and future”. *Earth's future*, Vol 5, No 6, pp. 545-559.
- MinInterior. (2015). “Política Nacional para los Recursos Hídricos”. *Ministerio del Interior y Salud Pública*. https://www.interior.gob.cl/media/2014/04/recursos_hidricos.pdf
- Pinto, F. S., & Marques, R. C. (2017). “Desalination projects economic feasibility: A standardization of cost determinants”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol 78, pp. 904-915.
- SEA (2021). “Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental” *Servicio de Evaluación Ambiental, Chile*. <https://seia.sea.gob.cl>, accessed 2021
- Willet, J., King, J., Wetser, K., Dykstra, J. E., Essink, G. H. O., & Rijnaarts, H. H. (2020). “Water supply network model for sustainable industrial resource use a case study of Zeeuws-Vlaanderen in the Netherlands”. *Water Resources and Industry*, Vol 24, 100131.

MODELAGEM MATEMÁTICA PARA AÇÕES DE RESPOSTA A VAZAMENTO DE ÓLEO EM EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS

Cicero Martins Junior e Tobias Bernward Bleninger

Universidade Federal do Paraná, Brasil
cicero.martins@ufpr.br, bleninger@ufpr.br

RESUMO:

Este trabalho apresenta um estudo de caso envolvendo a modelagem matemática de um possível vazamento de óleo na Usina Hidrelétrica Governador Ney Braga (UHE GNB), no Rio Iguaçu, Brasil. Foram utilizados os módulos FLOW e PART do software DELFT3D, para modelar respectivamente o comportamento hidrodinâmico e de transporte do poluente à jusante do empreendimento em um conjunto de cenários potenciais de volume de óleo e condições ambientais, como vento e vazão, além da modelagem da implantação de barreiras de contenção. Conforme os resultados obtidos, observa-se que em situações de vazamento de óleo é fundamental a tomada de ação emergencial, especialmente com o acionamento de equipes para a implantação de barreiras de contenção, bem como a paralisação ou redução imediata da vazão a jusante do empreendimento. Com estas ações combinadas, obtém-se uma diminuição significativa da área potencialmente afetada, facilitando a atuação das equipes responsáveis antes que a ocorrência atinja áreas sensíveis sob o ponto de vista ambiental e social. Ainda, a fim de atender a possível necessidade de modelagem rápida sob demanda, avalia-se que a elaboração prévia de modelagens hidrodinâmicas para condições mais prováveis de vazão e condições ambientais dos empreendimentos pode permitir um planejamento e a elaboração de modelagens das concentrações do óleo no módulo Delft3D-PART de forma rápida e assertiva.

ABSTRACT:

This work presents a case study involving the mathematical modeling of a possible oil spill at the Hydroelectric Power Plant Governador Ney Braga (HPP GNB), on the Iguaçu River, Brazil. The FLOW and PART modules of the DELFT3D software package were used, to model respectively the hydrodynamic behavior and transport of the pollutant downstream of the HPP in a set of potential scenarios of oil volume and environmental conditions, such as wind and discharge, and the implementation of containment barriers. According to the results, it is observed that in situations of oil spill it is essential to take emergency actions, especially with the activation of teams for the implementation of containment barriers, as well as the stoppage or immediate reduction of the flow through the HPP. With these combined actions, a significant reduction of the potentially affected area is obtained, facilitating the work of the responsible teams before the spill reaches sensitive areas from an environmental and social point of view. Still, in order to meet the possible need for fast modeling on demand, it is evaluated that the previous elaboration of hydrodynamic modeling for the most probable conditions of flow and environmental conditions of the projects can allow a planning and elaboration of models of oil concentrations in the Delft3D-PART module quickly and assertively.

PALAVRAS CHAVE: *Modelagem matemática, vazamento de óleo, usinas hidrelétricas*

INTRODUÇÃO

Vazamentos de hidrocarbonetos e outros produtos perigosos em corpos hídricos podem ter impactos ambientais, econômicos e ecossistêmicos significativos e de longo termo (Kingston, 2002). Ao passo em que as hidrelétricas se encontram diante de questionamentos crescentes quanto à tradicional referência como fonte de energia limpa e renovável (Gibson, 2017), há igualmente uma crescente necessidade de evitar, reduzir e mitigar todos os potenciais impactos derivados da operação e manutenção das usinas já instaladas, que se reflete no aprimoramento da legislação, das exigências dos órgãos ambientais em processos de licenciamento, e mesmo nos critérios de tomada de decisão de investidores. Isto faz com que assuma papel fundamental o aprofundamento do planejamento e preparação contra emergências ambientais, sendo a prevenção de vazamentos de óleo e outros contaminantes um dos elementos principais para a proteção da qualidade da água e, conseqüentemente, dos ecossistemas e comunidades dela dependentes.

No caso de emergências com derramamento de óleo, a contenção e mitigação dos impactos depende de uma atuação rápida e assertiva dos órgãos responsáveis. Desta forma, a capacidade de prever a dispersão de produtos químicos no corpo hídrico em emergências é fundamental para que a implementação das medidas ocorra nos locais mais efetivos, evitando retrabalhos, desperdício de materiais, impactos a áreas sensíveis, entre outros prejuízos ambientais e socioeconômicos.

Este trabalho apresenta um estudo de caso envolvendo a modelagem matemática de um possível vazamento de óleo na Usina Hidrelétrica Governador Ney Braga (UHE GNB), no Rio Iguaçu, a qual passou por um acidente em 2015, cujos dados podem contribuir na calibração e validação dos modelos.

Foram utilizados os módulos FLOW e PART do software DELFT3D, para modelar respectivamente o comportamento hidrodinâmico e de transporte do poluente à jusante do empreendimento em um conjunto de cenários potenciais de volume de óleo e condições ambientais, como vento e vazão, além da modelagem da implantação de barreiras de contenção.

OBJETIVO

Com este trabalho, busca-se explorar alternativas disponíveis no sentido de constituir ferramenta validada para utilização no planejamento e resposta a emergências em empreendimentos hidrelétricos em que, uma vez estabelecido um conjunto de condições mais prováveis para características como batimetria, vazão, velocidade do vento, tipo e volume de contaminantes, seja possível avaliar preliminarmente os cenários mais críticos para a dispersão dos contaminantes e, para estas mesmas condições, dimensionar as ações de resposta.

CONTEXTUALIZAÇÃO

Em 15 de abril de 2015 uma falha na Unidade Geradora 4 (UG4) da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Neto (UHE GNB) causou um curto-circuito seguido de um incêndio e danos estruturais a 2 transformadores elevadores da usina, cada um com capacidade de armazenamento de 23.600 litros de óleo mineral isolante naftênico. Com o vazamento decorrente do incêndio, a maior parte do óleo ficou contida pelos sistemas de contenção da usina. Porém, uma parte do óleo acabou projetada para área fora da bacia de contenção, sendo carregada pelo sistema de drenagem pluvial até o rio Iguaçu. Estima-se que aproximadamente 3.000 litros de óleo tenham chegado ao rio.

Assim que identificada a ocorrência, foram acionados os planos de ação de emergência da usina, bem como mobilizadas as equipes de meio ambiente para atuar na contenção e retirada do óleo. Ao longo de vários dias as equipes trabalharam na contenção e limpeza do óleo disperso no corpo hídrico, demandando ações de implantação de barreiras de contenção e materiais absorventes para retirada do óleo por uma distância de aproximadamente 12km à jusante da UHE GNB. A Figura 1

ilustra a região atingida onde se deram as operações de resposta, que exigiram a mobilização de mais dezenas de profissionais, entre empregados da Copel, terceiros, membros da Defesa Civil e da empresa concessionária da UHE Salto Santiago, cujo reservatório fica logo à jusante da UHE GNB. Além disso, a ocorrência demandou uma grande quantidade de recursos materiais, representando um volume significativo de gastos diretos com as ações emergenciais, além da necessidade de paralisação da geração de energia da UHE GNB por vários dias.

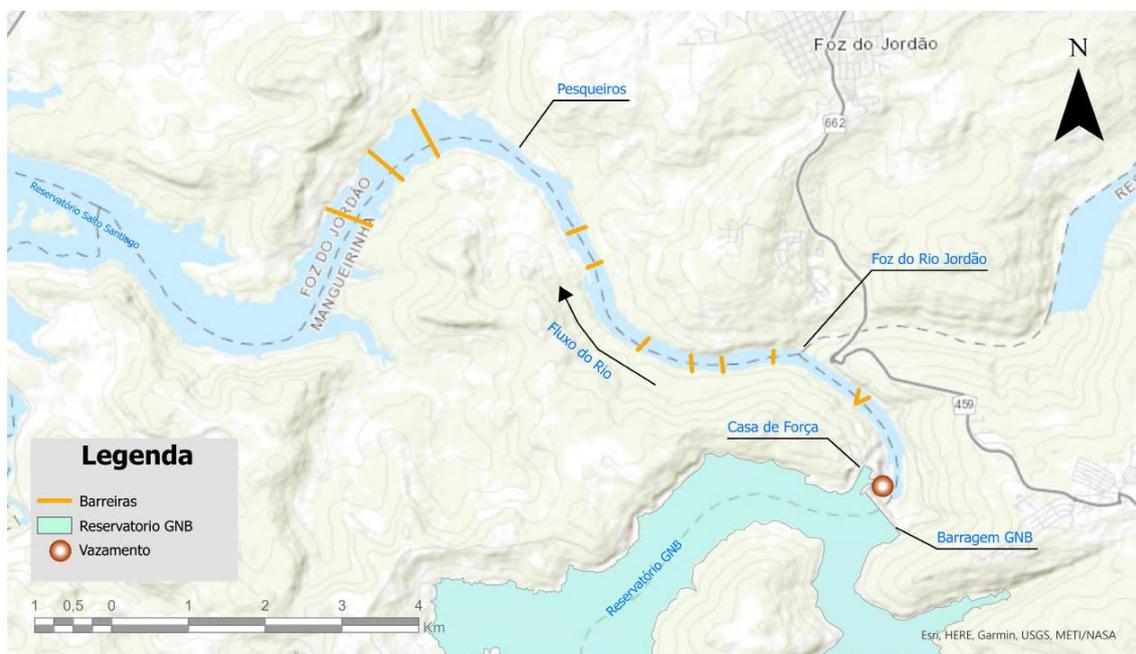


Figura 1.- Rio Iguaçu, à jusante da UHE GNB - área atingida pela emergência em 2015

Eventos similares já ocorreram em diversos empreendimentos do Setor Elétrico, tanto por falha ou acidentes em equipamentos com óleo, inundações por eventos de cheia, tombamentos de veículos em estradas no entorno de empreendimentos, entre outros possíveis acidentes, relacionados ou não à operação do empreendimento. Em qualquer uma destas situações, a capacidade de resposta rápida é fundamental e, para auxiliar nesta resposta, uma das ferramentas que vem ganhando espaço no gerenciamento de riscos em corpos hídricos é a modelagem matemática, tanto para o planejamento prévio quanto durante uma ocorrência.

MODELAGEM EM EMERGÊNCIAS AMBIENTAIS EM ÁGUAS INTERIORES

O uso de ferramentas computacionais, com a implementação de modelos hidrodinâmicos e de transporte, encontra uma série de aplicações na engenharia hidráulica e ambiental, sendo utilizada tanto para o dimensionamento de estruturas, avaliação do transporte de sedimentos, simulação de eventos de cheia, até a predição do comportamento de parâmetros da qualidade da água durante a implantação e operação dos reservatórios.

Por sua vez, a modelagem matemática aplicada à predição de vazamentos de óleo é uma linha de pesquisa e desenvolvimento que tem evoluído grandemente ao longo das últimas 3 décadas, motivada por graves acidentes ambientais ocorridos no período. Spaulding (2017), discutindo o estado da arte e o futuro da modelagem de vazamentos de óleo, aponta que modelos mais avançados têm demonstrado capacidade de capturar satisfatoriamente as principais trajetórias de transporte e destino para derramamentos, sendo amplamente validados em comparação com eventos reais como a explosão da plataforma Deepwater Horizon, no Golfo do México em 2010.

Por outro lado, há uma relativa carência de pesquisas e trabalhos voltados à avaliação da sensibilidade e vulnerabilidade ao óleo em ambientes fluviais (Beneditti, 2015), embora derramamentos de óleo em águas interiores tenham potencial para causar impactos tão grandes ou

maiores que os ocorridos em ambientes costeiros, devido à sua rápida distribuição espacial, menor diluição e dispersão, e alto potencial para interação do óleo com particulados e sedimentos presentes na água (Kvocka, Zagar e Banovec, 2021).

Isto posto, torna-se relevante testar a aplicação de softwares de modelagem disponíveis, cujo desenvolvimento – mesmo que não voltado inicialmente para ocorrências em ambiente fluvial, possa abarcar características importantes deste tipo de ambiente. Neste sentido, Zhu (2015) destaca a relevância do uso de modelos tridimensionais, especialmente quando efeitos do vento e operação de represas não podem ser ignorados, dado sua influência determinante no transporte do óleo. Danchuk (2009), analisando modelagem para o rio Mississipi, destaca a importância do refinamento da grade computacional em ambiente fluvial, uma vez que grades menos densas podem superestimar o carreamento de óleo para as margens.

Considerando estes fatores, este estudo está sendo desenvolvido utilizando módulos do software Delt3D, software gratuito e de código aberto desenvolvido pelo instituto holandês Deltares, que possui a vantagem de possuir módulos aptos para a simulação tridimensional da hidrodinâmica e do transporte de partículas (PART, modelo lagrangeano), além de possibilitar um adequado refinamento da grade computacional. Complementarmente, o módulo PART possui a funcionalidade de simulação da inserção de medidas de atendimento à emergência, como a implantação de barreiras de contenção.

METODOLOGIA

O presente estudo de caso está organizado em 4 etapas principais:

1. Compilação de dados sobre a morfologia e batimetria da área de estudo, com o uso de plataformas abertas como SNIRH/ANA, bem como dados de monitoramentos hidrológico, meteorológico e de qualidade da água do empreendimento analisado, necessários para a construção e validação dos modelos hidrodinâmicos.
2. Construção e calibração do modelo hidrodinâmico, utilizando o módulo FLOW do Delft3D;
3. Implementação e verificação da modelagem – utilização do módulo Delft3D-PART, para aplicação do particle tracking e comparação de cenários do estudo de caso da UHE GNB.
4. Modelagem de cenários com implantação de barreiras de contenção de óleo, utilizando o Delft3D-PART.

COMPILAÇÃO DE DADOS

A construção do modelo hidrodinâmico demanda o levantamento de dados que permitam representar o mais fielmente possível as condições do ambiente a ser modelado, envolvendo a obtenção e tratamento de informações relacionadas à batimetria, vazões, condições climáticas, ventos, etc. A seguir, são descritas as atividades para a obtenção e formatação destas informações, a fim de permitir seu uso no software de modelagem.

Batimetria e morfologia

Neste estudo, os dados brutos de batimetria e morfologia do reservatório no trecho a jusante da UHE GNB, pertencente à área da UHE Salto Santiago, foram obtidos através da plataforma do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, da Agência Nacional de Águas (ANA, 2022). Os mapas de morfologia e batimetria mais recentes da jusante da UHE GNB foram produzidos e disponibilizados pelo empreendedor na plataforma da ANA em 2019. Os dados foram obtidos em formato Geodatabase, e convertidos para a leitura no Delft3D utilizando o módulo Quickplot, da Deltares. O trecho modelado neste estudo compreende uma extensão de 12km a jusante da UHE GNB, correspondente à região em que se concentraram as atividades de contenção do óleo na ocorrência de 2015. A Figura 2 ilustra o processo de construção da grade do modelo, utilizando os

módulos RGFGGrid e Quickin, do Delft3D. A grade final elaborada somou 332 pontos no sentido longitudinal por 62 pontos no sentido transversal, além de 5 camadas na vertical.

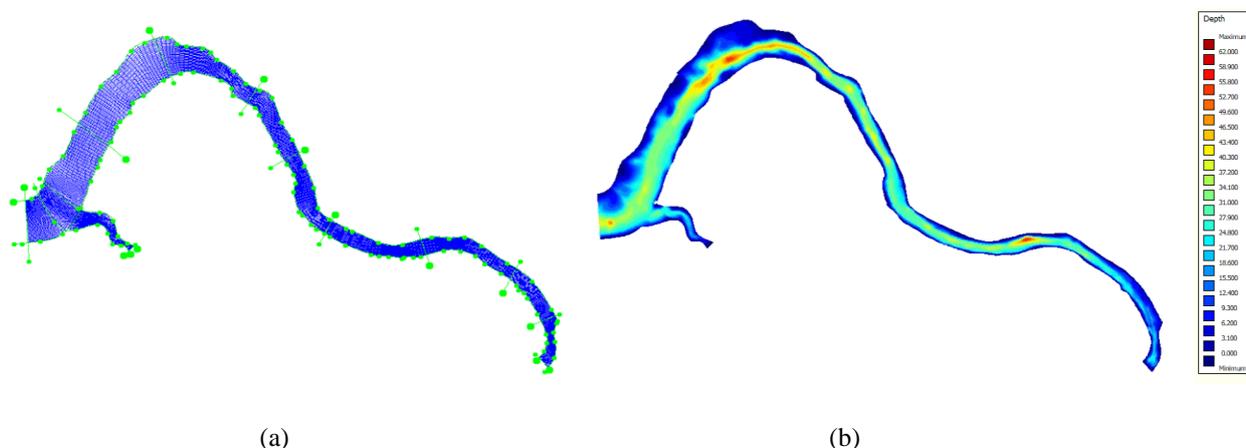


Figura 2. - Construção da grade do modelo (a), a partir dos dados de morfologia e batimetria (b)

Vazões

As vazões para a região de estudo foram obtidas de dados históricos do monitoramento registrados no site da Agência Nacional de Águas (ANA, 2022). A

Tabela 3 apresenta os dados da UHE GNB entre os dias 14 e 20 de abril de 2015, ilustrando as variações de vazão que refletem a paralisação da usina em função do acidente ocorrido. Como observa-se, a vazão defluente média diária partiu de um valor de 1150m³/s e sofreu uma brusca redução no dia 15 de abril, chegando a 0m³/s no dia 16, e sendo retomada ao patamar de 815m³/s apenas no dia 20.

Tabela 3 - Dados de vazão afluente, defluência, vertimento e vazão turbinada UHE GNB (ANA, 2022)

Código	Nome	Cota (m)	Afluência (m ³ /s)	Defluência (m ³ /s)	Vazão Vertida (m ³ /s)	Vazão Turbinada (m ³ /s)	Data da Medição
19060	SEGREDO	605,31	1276,39	1150,00	0,00	1146,00	14/04/2015
19060	SEGREDO	605,61	289,83	19,00	0,00	19,00	15/04/2015
19060	SEGREDO	605,77	144,44	0,00	0,00	0,00	16/04/2015
19060	SEGREDO	605,89	120,63	12,30	0,00	12,00	17/04/2015
19060	SEGREDO	606,04	146,20	10,20	0,00	10,00	18/04/2015
19060	SEGREDO	605,92	167,09	276,00	0,00	276,00	19/04/2015
19060	SEGREDO	606,02	905,51	815,00	0,00	815,00	20/04/2015

Para o modelo, será adotado o valor de 1000m³/s como a vazão média em condição normal de operação, valor próximo das condições do período referente à ocorrência.

Velocidade do vento

A velocidade do vento é muito importante no transporte e dispersão de materiais flutuantes como o óleo, devido sua predominância no comportamento hidrodinâmico na camada superior do corpo hídrico. Dados obtidos da estação meteorológica de Laranjeiras do Sul/PR (INMET, 2022), referentes ao período entre 2017 e 2022, foram trabalhados com auxílio do software WRPLOT, para obtenção da velocidade média e para verificar a predominância da direção do vento. Os resultados demonstram que na região os ventos predominantes ocorrem de E para W, tanto ao longo do ano quanto no mês de abril, como ilustra a Figura 3. A velocidade média calculada pelo software, a partir dos dados históricos, é de 3,06m/s para o ano, e um pouco menor para o mês de abril, resultando em 2,72m/s.

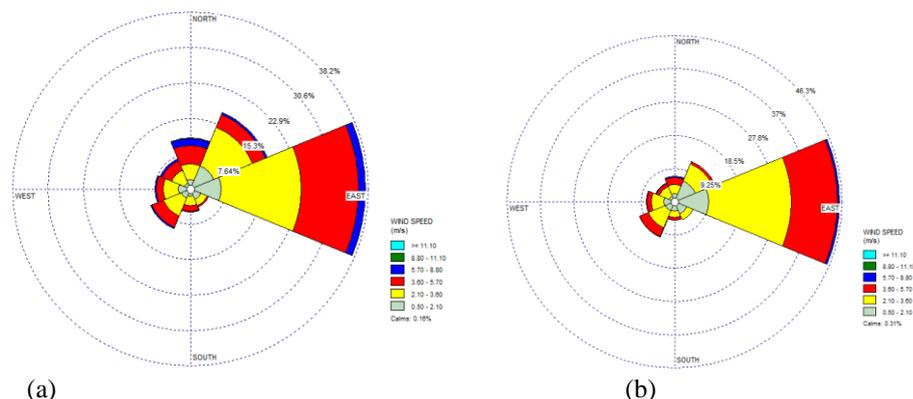


Figura 3. - Rosa dos ventos Estação meteorológica de Laranjeiras do Sul/PR
(a) média anual e (b) média para o mês de abril

Para o modelo, serão construídos cenários adotando prioritariamente a velocidade do vento como de 3m/s E, considerando este valor próximo da média anual predominante.

Características do Óleo

O óleo utilizado nos transformadores da UHE GNB é o óleo isolante de base naftênica, classificado como “Óleo Mineral Isolante Tipo A” pela Resolução nº 36/2008 da Agência Nacional de Petróleo (ANP, 2008), atendendo também a norma ASTM D3487 - Standard Specification for Mineral Insulating Oil Used in Electrical Apparatus. Este óleo possui viscosidade de cerca de 8 cSt a temperatura ambiente, característico de um óleo considerado leve.

Devido à indisponibilidade de dados diretos relativos aos parâmetros solicitados pelo PART para o tipo de óleo utilizado na usina, considerou-se neste estudo as características do óleo leve utilizado na documentação do Delft3D (Deltares, 2018), denominado *Ekofisk*, seguindo-se as definições apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. - Parâmetros adotados para o óleo

Parâmetro	Valor	unidade
Evaporação por dia	0,05	1/dia
Probabilidade de aderência às margens	0,05	%
Fração volátil	100,0	%
Parâmetro de emulsificação	0	-
Teor máximo de água	1,0	-
Fração de início da emulsificação	1,0	-
Densidade	850	Kg/m ³
Espessura mínima	0,00005	m

Com relação aos coeficientes de dispersão, o PART permite especificar valores e parâmetros para a dispersão vertical e horizontal. Para a dispersão vertical, a fim de considerar uma situação simplificada para o modelo, adotou-se valor igual a $D_z=0$, representando que as condições hidrodinâmicas não teriam capacidade de promover dispersão do óleo no eixo z . Com relação à dispersão horizontal, o PART a considera como dependente do tempo, sendo $D_{x,y} = a.t^b$, onde t corresponde ao tempo e a e b são coeficientes derivados da calibração do modelo. Neste estudo, foram adotados os valores de $a = 0.07$ e $b = 0.7$, seguindo os valores utilizados para o *Ekofisk*.

Para todos os cenários avaliados, adotou-se um derramamento hipotético caracterizado por um lançamento instantâneo de 10.000kg de óleo imediatamente a jusante da Casa de Força da usina, na posição indicada na Figura 1, acontecendo 1 hora após o início da modelagem. O lançamento das partículas se dá, por padrão do modelo, na superfície da água. A fim de reduzir o tempo de processamento, o PART foi configurado para calcular o transporte e dispersão de um número de

10.000 partículas correspondentes ao vazamento, considerando que testes anteriores com 100.000 partículas consumiam um tempo maior sem grandes diferenças quanto ao resultado final obtido. Também não foi adotada uma mancha inicial, ou a existência de lançamentos contínuos, embora o modelo possua tais opções.

Estabilidade numérica

A fim de garantir a estabilidade numérica do modelo, todos os cenários foram rodados utilizando como condição inicial um *restart file*, alternativa possibilitada pelo Delft3D para que o início da modelagem se dê após um período de instabilidade inicial comum aos softwares de modelagem matemática, adotando assim um ponto de partida considerado estável numericamente. O *restart file* foi configurado para simular um início após 6 dias de operação com vazão constante de 1.000 m³/s e nível constante do reservatório de jusante (UHE Salto Santiago). Os resultados do *restart file* para nível d'água e vazão instantânea demonstraram que após cerca de 48 horas o modelo adquiria estabilidade numérica.

RESULTADOS

Com estes dados como condição inicial, inicialmente foram rodados cenários para 3 possíveis situações, indicadas na Tabela 3, a fim de mapear a concentração do óleo na superfície da água ao longo das primeiras 24 horas após a ocorrência. O primeiro cenário, considerando a manutenção da operação da usina, sem redução ou interrupção da vazão à jusante. No segundo cenário, promovendo a redução da vazão até 30 m³/s. Nestes 2 primeiros cenários, as condições de força e direção do vento são próximas da situação característica para a região da UHE GNB. No terceiro cenário, repete-se a condição de paralisação, mas simulando vento com direção predominante favorável, de jusante para montante.

Tabela 3.- Cenários simulados

n	Cenário	Vazão [m ³ /s]	Vento [m/s]	Óleo [kg]
1	Nenhuma medida	1.000	3 m/s E	10.000
2	Paralisação da usina	30	3 m/s E	10.000
3	Paralisação da usina	30	5 m/s W	10.000

Os cenários foram modelados calculando-se primeiro a hidrodinâmica, no módulo FLOW do Delft3D, que resolve o modelo calculando as equações de Navier-Stokes para fluidos incompressíveis em águas rasas pelo método de diferenças finitas em 3D com 5 camadas na vertical. Depois dessa etapa, os resultados da hidrodinâmica serviram de base para o módulo PART, também do Delft3D, simulando o lançamento e transporte das partículas ao longo do curso hídrico, e calculando para cada passo temporal a posição e dispersão das partículas (Deltares, 2018).

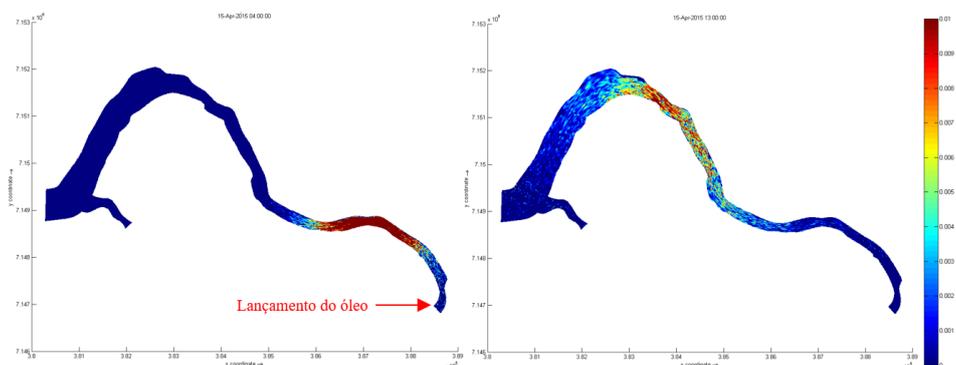


Figura 4.- Cenário 1: Concentração do óleo na superfície, 3 e 12 horas após o lançamento

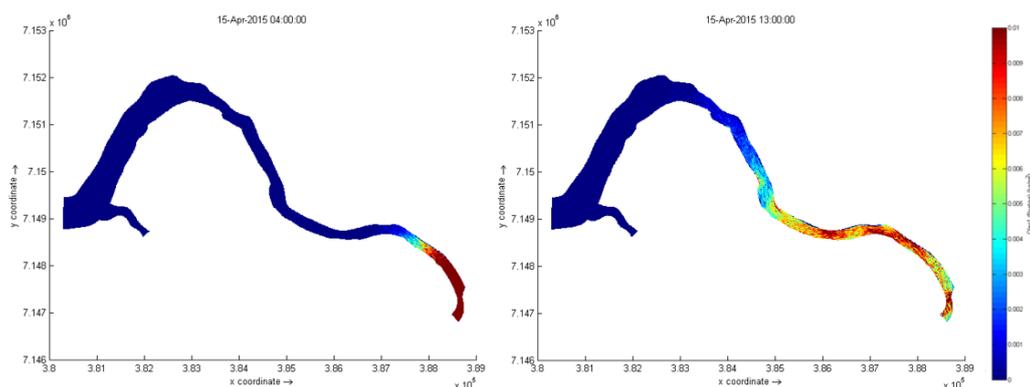


Figura 5.- Cenário 2: Concentração do óleo na superfície, 3 e 12 horas após o lançamento

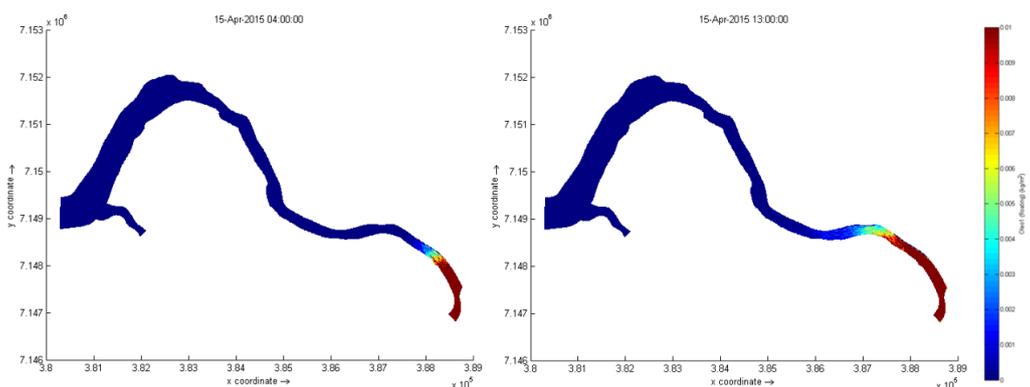


Figura 6.- Cenário 3: Concentração do óleo na superfície, 3 e 12 horas após o lançamento

As figuras 4, 5 e 6 apresentam os resultados obtidos para os cenários simulados, após 3 e 12 horas da ocorrência do vazamento, representando uma escala de 0 a 0,01 kg/m² de óleo na superfície da água, em que 0,01kg/m² equivaleria ao limite de concentração para lançamento de efluentes pela Resolução CONAMA n° 430/2011, se considerada uma camada superficial de 20 cm da coluna d'água, equivalente a 50mg/L para óleos minerais (Conama, 2011).

Os resultados apresentados na Figura 4 demonstram que no Cenário 1, sem paralisação da usina, a pluma de contaminação se estenderia rapidamente, atingindo 3km de extensão após 3 horas, e 8 km após 12 horas.

No Cenário 2, ilustrado na Figura 5, a redução da vazão reduz significativamente o transporte do óleo, chegando a 2 km após 3 horas, e cerca de 6 km após 12 horas.

No Cenário 3, com paralisação da usina e vento predominante contrário ao fluxo hídrico, 3 horas após a ocorrência a concentração principal da pluma restringe-se a 1 km de distância da usina, e cerca de 4 km após 12 horas, conforme visualizado na Figura 6.

MODELAGEM DE AÇÕES DE RESPOSTA

O módulo PART permite simular a implementação de barreiras de contenção de óleo, medida que constitui uma das primeiras ações de resposta a serem desencadeadas pelas equipes envolvidas no saneamento de uma ocorrência.

Normalmente, barreiras de contenção são colocadas em locais onde possam contribuir para impedir que o óleo chegue a áreas sensíveis, social ou ambientalmente. Seu posicionamento em relação ao curso hídrico também se dá no sentido de direcionar o óleo para regiões nas margens que possuam acesso facilitado para o recolhimento do óleo. Os cenários de instalação de barreiras simulados neste estudo estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4.- Cenários simulados para instalação de barreiras de contenção

n	Cenário	Localização da barreira	Eficiência da barreira	Vazão [m ³ /s]
1	Sem barreira	-	-	1000
2	1 barreira (B) após 3 h	Montante da Foz do Rio Jordão	90%	1000
3	1 barreira (B) após 2 h	Montante da Foz do Rio Jordão	90%	1000
4	2 barreiras após 3h (B) e 5h (C)	Acesso à jusante da Foz do Rio Jordão	90%	1000
5	Sem barreira	-	-	30
6	1 barreira (A) após 2 h	Proximidades da rampa de barco da usina	90%	30

Neste estudo, foram simuladas a instalação de barreiras em 3 posições, indicados na Figura 7. A posição [A] corresponde às proximidades da rampa de barco da própria usina. A posição [B] fica próxima à foz do Rio Jordão, ponto estratégico para conter a dispersão antes do aporte da vazão deste curso hídrico que chega ao Iguazu. A posição [C] corresponde a outro acesso de barco disponível à jusante da foz do Rio Jordão. Todas as simulações estipularam uma eficiência de 90% das barreiras na contenção das partículas, a fim de considerar a possibilidade de parte do óleo ainda conseguir passar, devido a movimentações na barreira para circulação com barcos, embate de ondas, falhas pontuais nos flutuadores, entre outras possíveis ineficiências na contenção.



Figura 7.- Rio Iguazu, à jusante da UHE GNB – Posição das barreiras [A], [B] e [C]

As figuras 8 a 13, apresentam os resultados para os diferentes cenários da Tabela 4. Para cada cenário, apresenta-se em (a) o mapa de concentração do óleo após 12 horas. Em (b) representa-se em x a distância percorrida pelo óleo no eixo transversal do Rio Iguazu, ao longo de cada instante de tempo em y. Observa-se na Figura 8.a que, sem nenhuma barreira, grande parte das partículas teria percorrido mais de 8 km após 12 horas, tendo chegado a uma das regiões sensíveis, pela existência de pescueiros e pousadas.

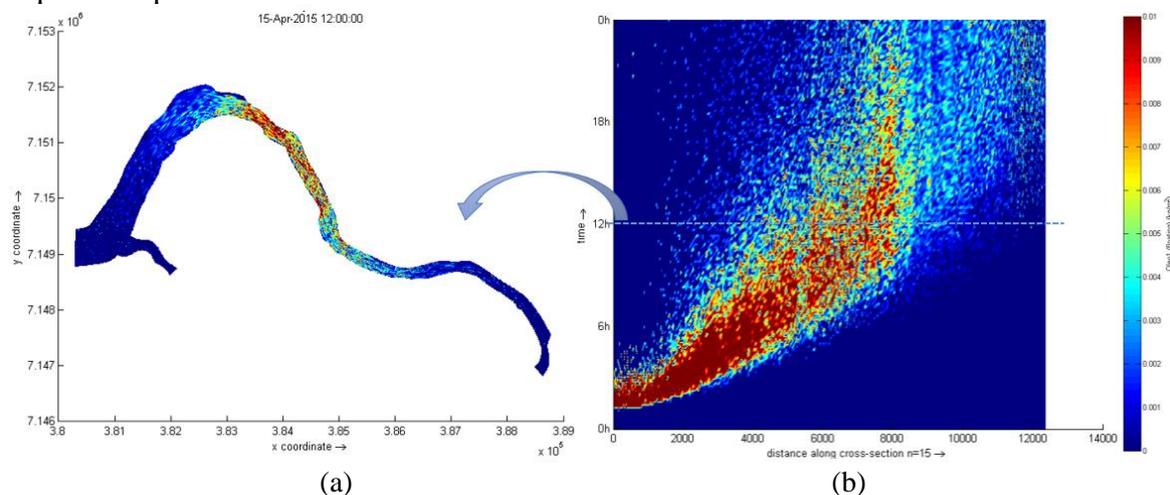


Figura 8.- Cenário 1: (a) Óleo após 12h; (b) Concentração ao longo do eixo transversal e do tempo

A Figura 8.b demonstra que o transporte do óleo ao longo das 24 horas teria se estendido por todo o eixo transversal do Rio, demandando ações de limpeza e monitoramento por uma grande extensão do corpo hídrico.

Comparando o Cenário 1 com o Cenário 2, em que – após 3 horas do vazamento, uma barreira é instalada na posição [B], percebe-se uma grande redução da dispersão. A Figura 9.a mostra o óleo concentrado à montante da barreira após 12h de simulação, sendo que na Figura 9.b deixa clara a permanência da concentração do óleo após a instalação da barreira.

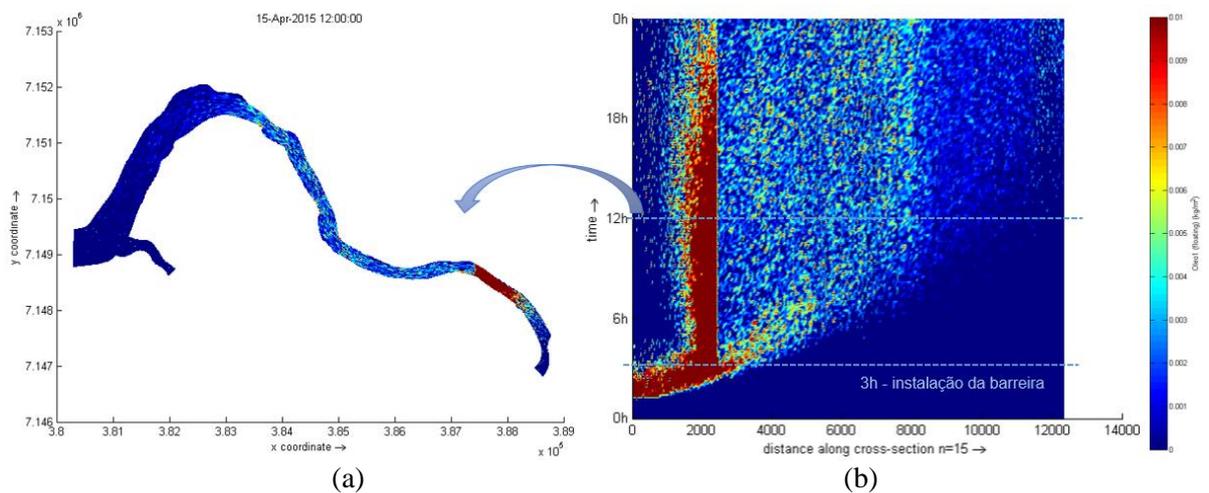


Figura 9.- Cenário 2: (a) Óleo após 12h; (b) Concentração ao longo do eixo transversal e do tempo

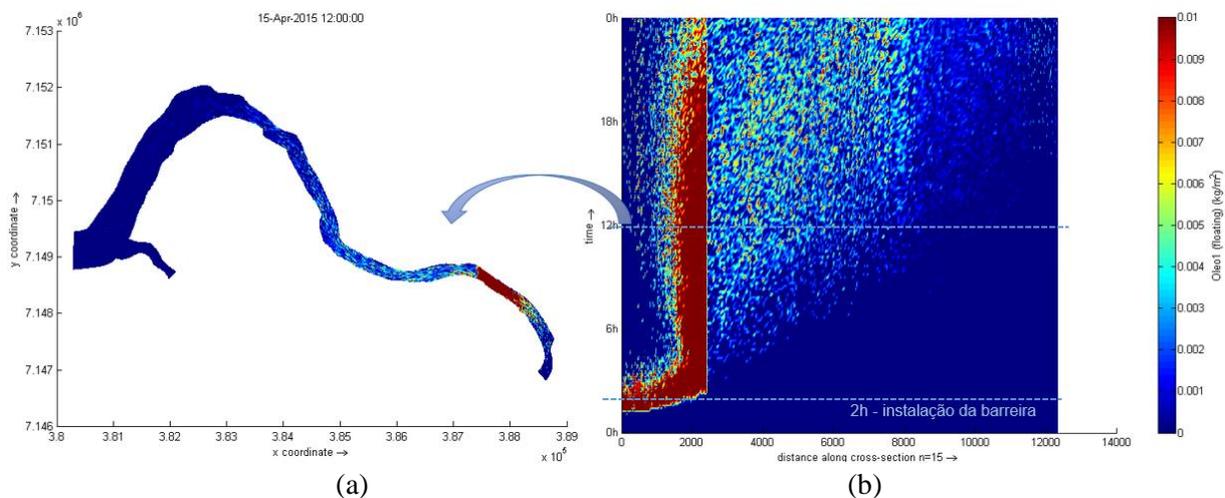


Figura 10.- Cenário 3: (a) Óleo após 12h; (b) Concentração ao longo do eixo transversal e do tempo

Já entre os cenários 2 e 3, compara-se a redução da dispersão em função do tempo dispendido até a instalação da barreira na posição [B]. Percebe-se que a instalação prévia à chegada do óleo, representada na Figura 10, leva a uma significativa redução da dispersão do contaminante.

O Cenário 4 demonstra a situação em que ocorre a instalação de duas barreiras, uma após 3 horas na posição [B], e outra após 5 horas de simulação, na posição [C]. Observa-se na Figura 11 que, embora o PART tenha a limitação de não comportar duas barreiras simultâneas, ocorrendo a virtual retirada da 1ª barreira para a instalação da 2ª, quando instalada a barreira na posição [C] as concentrações de óleo à jusante desse ponto são significativamente reduzidas, demonstrando a eficácia de barreiras sucessivas para uma melhor contenção da pluma de contaminação.

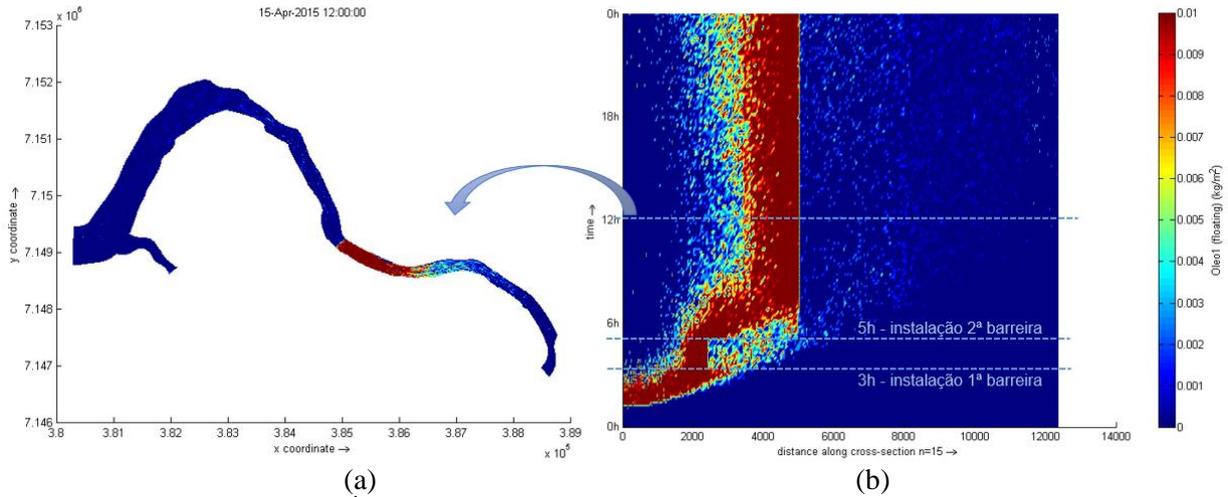


Figura 11.- Cenário 4: (a) Óleo após 12h; (b) Concentração ao longo do eixo transversal e do tempo

Os cenários 5 e 6 contemplam a situação em que houvesse a parada quase completa da usina, reduzindo-se de $1.000 \text{ m}^3/\text{s}$ para uma vazão sanitária de $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Fica evidente que somente a redução de vazão já seria capaz de diminuir expressivamente o transporte e dispersão do óleo, em comparação com o Cenário 1. Ainda, com a instalação da barreira na posição [A] após 1 h do início do vazamento, a pluma de contaminação ficaria restrita, praticamente, à área do próprio empreendimento.

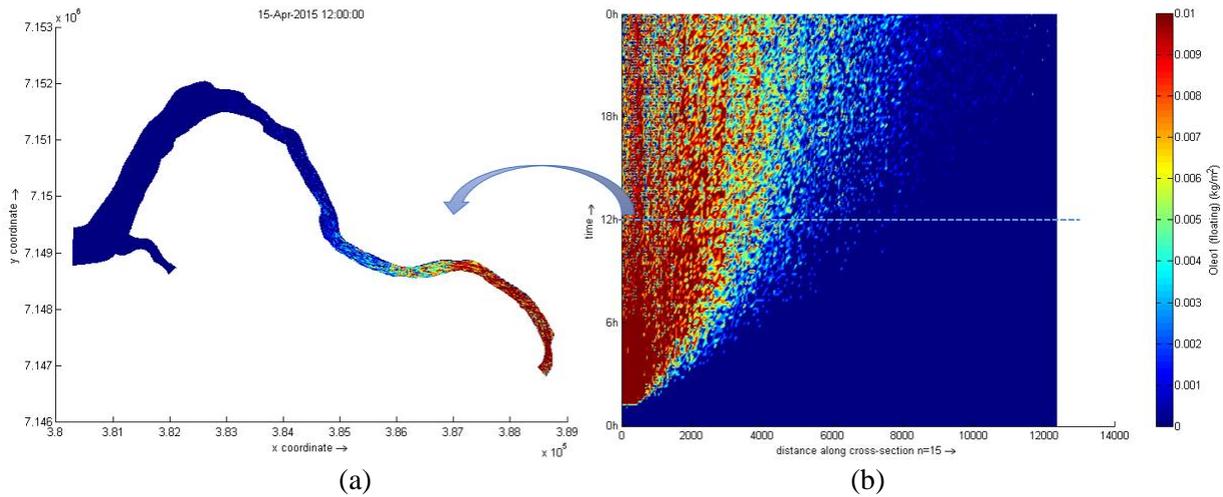


Figura 12.- Cenário 5: (a) Óleo após 12h; (b) Concentração ao longo do eixo transversal e do tempo

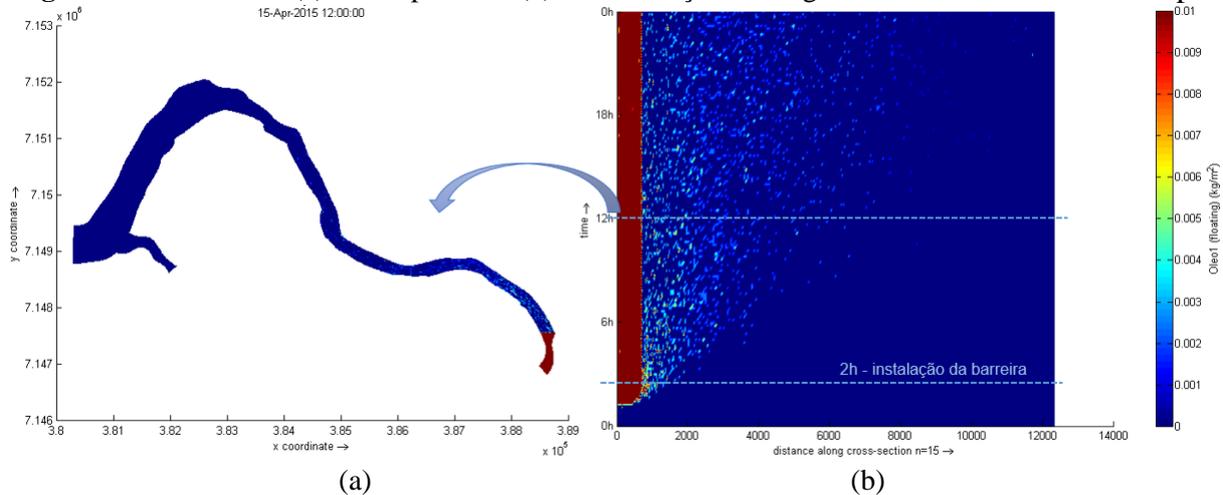


Figura 13.- Cenário 6: (a) Óleo após 12h; (b) Concentração ao longo do eixo transversal e do tempo

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme os resultados obtidos, observa-se que em situações de vazamento de óleo é fundamental a tomada de ação emergencial, especialmente com o acionamento de equipes para a implantação de barreiras de contenção, bem como a paralisação ou redução imediata da vazão a jusante do empreendimento. Com estas ações combinadas, obtém-se uma diminuição significativa da área potencialmente afetada, facilitando a atuação das equipes responsáveis antes que a ocorrência atinja áreas sensíveis sob o ponto de vista ambiental e social. Verifica-se que condições climáticas também podem ser decisivas no processo de transporte e dispersão do óleo, podendo favorecer ou prejudicar grandemente a estratégia de resposta inicial, de forma que seu levantamento imediato, especialmente quanto à velocidade e direção do vento, devem fazer parte das informações iniciais a serem obtidas na emergência. Ainda, para o aprimoramento dos cenários, pode-se buscar um maior detalhamento do corpo hídrico, a adoção de séries temporais não uniformes de vazão, temperatura e ventos, e a identificação e adoção de parâmetros específicos para os diferentes tipos de óleo existentes nos empreendimentos. De toda forma, a fim de atender a possível necessidade de modelagem rápida sob demanda, avalia-se que a elaboração prévia de modelagens hidrodinâmicas para condições mais prováveis de vazão e condições ambientais dos empreendimentos pode permitir um planejamento e a elaboração de modelagens das concentrações do óleo no módulo PART de forma bastante rápida e assertiva.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da UFPR, e à Copel Geração e Transmissão pelo apoio recebido. Agradecemos a equipe da Deltares pelo auxílio na implementação do oil-boom. Tobias Bleninger agradece o apoio da bolsa de produtividade do Conselho Nacional de Pesquisa, CNPq, processo: 312211/2020-1, edital: no. 09/2020

REFERÊNCIAS

- Kingston, P.F** (2002). Long-term Environmental Impact of Oil Spills. *Spill Sci. Technol. Bull.* 2002, 7, 53–61.
- Gibson, L.; Wilman, E. N.; Laurance, W. F.** (2017) How Green is ‘Green’ Energy? *Trends in Ecology & Evolution.*
- Spaulding, M. L.** (2017) State of the Art Review and Future Directions in Oil Spill Modeling. *Mar. Pollut. Bull.* 2017, Vol. 115, 7-19.
- Beneditti, C.A** (2015). Vulnerabilidade ambiental ao Óleo em Ambiente Fluvial: Estudo de Caso Rio Tietê/Reservatório de Barra Bonita-SP. Tese de Doutorado – UNESP.
- Kvocka, D.; Žagar, D.; Banovec, P. A** (2021). Review of River Oil Spill Modeling. *MDPI Water* 2021, 13, 1620. doi.org/10.3390/w13121620
- Zhu, Z., García, M.H** (2015). Three-Dimensional Numerical Modeling of Morrow Lake in Kalamazoo River, Michigan. Hydraulic Engineering Series N°103. University of Illinois.
- Danchuk, S.N** (2009). The Fate and Transport of Light Petroleum Hydrocarbons in the Lower Mississippi River Delta. Tese de Doutorado – Louisiana State University.
- ANA** (2022). Sistema Nacional de Recursos Hídricos: Catálogo de Metadados da Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/>>. Acessado em: 6 jan. 2022. Brasil.
- ANA** (2022). Sistema de Acompanhamento de Reservatórios da Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/sar0/MedicaoSin>>. Acessado em: 6 jan. 2022. Brasil.
- INMET** (2022). Dados Históricos Anuais do Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>>. Acessado em 5 jan. 2022. Brasil.

ANP (2008). Resolução nº 36 de 5 de dezembro de 2008 – Estabelece especificações dos óleos minerais isolantes tipo A e tipo B, comercializados em todo o território nacional. Brasília, DF. Brasil.

Deltares (2018). D-WAQ PART: Simulation of Mid-field Water Quality and Oil Spills, using Particle Tracking - User Manual. Holanda.

Conama (2011). Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 – Dispõe sobre as Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes. Brasília, DF. Brasil.

AMOSTRAGEM ISOCINÉTICA E NÃO ISOCINÉTICA DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO

Alice Prates Bisso Dambroz, Felipe Bernardi, Larissa Werle, Alexandre Augusto Schlesner, Fabio José Andres Schneider e Jean Paolo Gomes Minella

Universidade Federal de Santa Maria, Brasil

alice_pbd@outlook.com, felipekb Bernardi@gmail.com, larissawerle@hotmail.com, arroz.ale@gmail.com, fjas.schneider@gmail.com, jean.minella@ufsm.br

Introdução

A amostragem adequada da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) em rios é fundamental para trabalhos de monitoramento ambiental, seja para quantificar a descarga sólida, inferir sobre processos erosivos ou para calibrar medidas indiretas da CSS.

No canal de um rio, a velocidade do fluxo e a concentração de partículas de sedimentos com diferentes tamanhos variam em profundidade (Merten et al., 2014). Considerando isso, os amostradores isocinéticos são capazes de manter a velocidade do escoamento ao coletar uma amostra de água. Além disso, equipamentos manuais e isocinéticos permitem realizar uma amostragem que integra a seção transversal do fluxo.

Amostradores automáticos também são utilizados em programas de monitoramento. A forma de instalação destes equipamentos permite a coleta de amostras em um ponto fixo na calha do rio, impossibilitando a representação da variabilidade de transporte de sedimentos na seção transversal. Ainda, os equipamentos automáticos promovem a sucção do fluxo ao realizar uma coleta e, por isso, é uma forma não isocinética de amostragem. Se a sucção altera a velocidade natural do fluxo, pode haver a sub- ou superestimação da CSS nas amostras.

Entretanto, nem sempre é possível fazer coletas manuais durante eventos de chuva-vazão. Para utilizar amostras de coletores automáticos como substitutas de amostras manuais, é necessário observar se há uma relação entre as CSS obtidas pelos métodos manual e automático de amostragem. O objetivo deste trabalho foi comparar os resultados de CSS obtidos em amostras coletadas com o amostrador isocinético e manual US DH-48 e o amostrador não isocinético e automático Hach AS950.

Material e métodos

O estudo foi conduzido no Rio Guarda Mor, em uma bacia hidrográfica de cabeceira do Rio Soturno, tributário do Rio Jacuí, no Rio Grande do Sul. O local de estudo drena 18,5 km² de uma área caracterizada por uso agrícola intenso e gradientes topográficos que conferem uma fragilidade natural aos processos erosivos. A altitude na área varia de 511 a 197 metros, englobando a transição entre o Planalto Meridional e a Depressão Central, que possui áreas escarpadas, com declividade superior a 75% em alguns locais. A geologia desta bacia hidrográfica também é diversa, com rochas vulcânicas e sedimentares que resultaram na formação de diferentes classes de solo. No local das coletas, o Rio Guarda Mor é classificado como tipo B, de acordo com a classificação de Rosgen (1994), e do tipo *step-pool* (Buffington e Montgomery, 2013).

De forma contínua, sensores de profundidade de fluxo fazem leituras em intervalos de 10 minutos para que a vazão seja estimada. Durante eventos de chuva-vazão, leituras manuais de nível são feitas, assim como, amostras de água e sedimento são coletadas com o uso de um amostrador isocinético e manual US DH-48 (Figura 1). Por vezes, também são coletadas amostras com o amostrador portátil e automático Hach AS950 (Figura 2). As amostras são analisadas em laboratório para obter a CSS pelo método da evaporação (Shreve e Downs, 2005).



Figura 1.- Coleta manual de amostra de sedimento em suspensão com US DH-48.

Para esta análise, foram selecionados cinco eventos de chuva-vazão que ocorreram entre agosto de 2021 e junho de 2022 e em que houveram coletas de amostras manuais e automáticas correspondentes. Foram consideradas correspondentes, as amostras coletadas em um intervalo menor ou igual a 10 minutos.

Resultados

Dos cinco eventos de chuva-vazão considerados, foram obtidas 21 amostras de cada amostrador que correspondem ao mesmo intervalo de tempo, dentro do limite de 10 minutos.

Dentre os momentos de coletas de amostras de CSS, as vazões mínima e máxima foram de aproximadamente 19 e 0,8 m³/s, respectivamente. As concentrações máxima e mínima obtidas pela coleta com o amostrador manual US DH-48 foram de 1,52 e 0,04 g L⁻¹, respectivamente. Enquanto, com o amostrador automático Hach AS950, as concentrações variaram de 0,01 a 1,89 g L⁻¹.

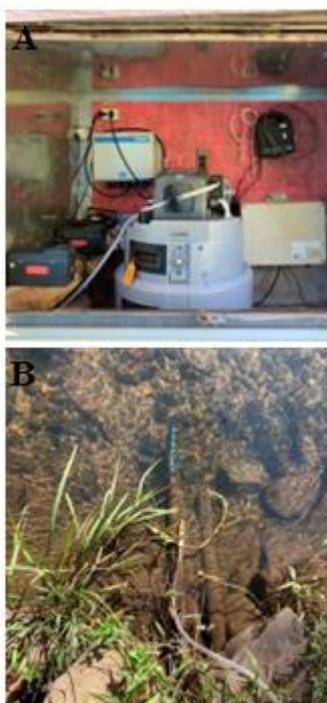


Figura 2.- Amostrador automático Hach AS950 (A) e seu respectivo ponto de amostragem no rio (B).

Observa-se que os valores de CSS são ligeiramente maiores quando coletados com o amostrador automático. De acordo com Merten et al. (2014), quando a velocidade do fluxo é maior do que a velocidade da entrada da amostra no amostrador automático, há uma super estimativa da CSS. Apesar disso, foi possível estabelecer uma relação linear entre eles os resultados. Para esta relação, obteve-se um coeficiente de determinação (R^2) de 0.87, como se observa na Figura 3.

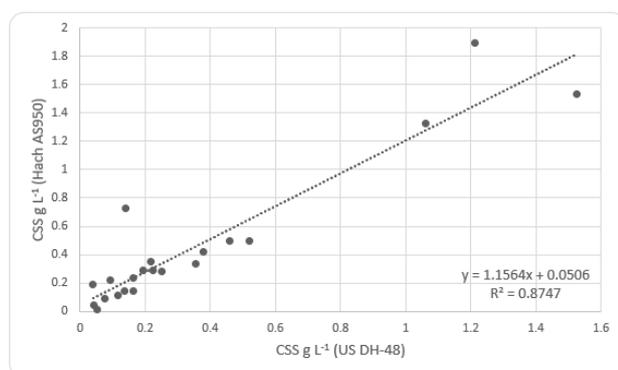


Figura 3.- Relação entre concentração de sedimentos em suspensão (CSS, em g L⁻¹) por amostragem isocinética (US DH-48) e não isocinética (Hach AS950).

É necessário um número maior de amostras para aprimorar esta relação. Ainda assim, por ora, a amostragem automática pode ser útil como substituta da amostragem manual, considerando as suas limitações.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro ao projeto 437523/2018-7 e a CAPES.

Referências

Buffington, J.M. and Montgomery, D.R. (2013). "Geomorphic classification of rivers". In: Shroder, J.; Wohl, E., ed. *Treatise on*

Geomorphology; Fluvial Geomorphology, Vol. 9. San Diego, CA: Academic Press. p. 730-767.

Merten, G.H., Minella, J.P.G., Horowitz, A.J. and Moro, M. (2014). "Determinação da concentração de Sedimentos em suspensão em rio com uso de turbidímetro". Porto Alegre: Edição do autor, p. 97.

Rosgen, D.L. (1994). "A classification of natural rivers". *Catena*, v. 22, n. 3, p. 169-199.

Shreve, E.A. and Downs, A.C. (2005). *Quality-assurance plan for the analysis of fluvial sediment by the US Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory*. Geological Survey.