

CIEA

Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
&

10ª REA

Reunião de Estudos Ambientais

ANAIS

Artigos Completos

- VOLUME 1 -

Recursos Hídricos e Qualidade da água



Organizadores

Cristiano Poletto

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

Guilherme Fernandes Marques

José Gilberto Dalfré Filho

**ANAIS do Congresso Internacional de
Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de
Estudos Ambientais
Artigos Completos**

- VOLUME 1 -

Recursos Hídricos e Qualidade da água

Copyright © 2020, by Editora GFM.

Direitos Reservados em 2020 por **Editora GFM.**

Editoração: Cristiano Poletto

Organização Geral da Obra: Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho

Diagramação: Juliane Fagotti

Revisão Geral: Espaço Histórico e Ambiental

Capa: Eventos Consulting Design Informática

CIP-Brasil. Catalogação na Fonte

Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho (Organizadores)

ANAIS do Congresso Internacional de Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de Estudos Ambientais – Artigos Completos – Volume 1 – Recursos Hídricos e Qualidade da Água / Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho (Organizadores) – Porto Alegre, RS: Editora GFM, 2020.

573p.: il.;

ISBN 978-65-87570-08-2

CDU 502.3/.7

É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por quaisquer meios, sem autorização por escrito da Editora ou dos Organizadores.

Comissão Organizadora

Dr. Cristiano Poletto – UFRGS (PRESIDENTE)
Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – UFTM
Dr. Guilherme Fernandes Marques – UFRGS
Dr. José Gilberto Dalfré Filho – UNICAMP

Comissão Científica

AFONSO AUGUSTO MAGALHÃES DE ARAUJO – UFRJ
ÁLVARO JOSÉ BACK – EPAGRI
AMANDA GONCALVES KIELING – UNISINOS
ANDRÉ LUIS SOTERO SALUSTIANO MARTIM – UNICAMP
ANTONIO CARLOS ZUFFO – UNICAMP
CÍNTIA SOARES – UFSC
CLAUDIA TELLES BENATTI – UEM
CRISTHIANE MICHIKO PASSOS OKAWA – UEM
CRISTIANO POLETO – UFRGS
EDNA POSSAN – UNILA
EDSON CAMPANHOLA BORTOLUZZI – UPF
ELIZABETE YUKIKO NAKANISHI BAVASTRI – UFPR
EVERTON SKORONSKI – UDESC
FELIPPE FERNANDES – UFRGS
FERNANDO FAN – UFRGS
FERNANDO OLIVEIRA DE ANDRADE – UTFPR
FERNANDO PERIOTTO – UFSCar
GERALDO DE FREITAS MACIEL – UNESP
GERSON SALVIANO ALMEIDA FILHO – IPT
JACKELINE TATIANE GOTARDO – UNIOESTE
JAIR JUAREZ JOAO – UNISUL
JOEL DIAS DA SILVA – FURB
JOSÉ ANTONIO TOSTA – UFES
JOSÉ CARLOS DE ARAÚJO – UFC
JOSÉ GILBERTO DALFRÉ FILHO – UNICAMP
JULIO CESAR DE SOUZA INÁCIO GONÇALVES – UFTM
LARICE NOGUEIRA DE ANDRADE – UFES
LÚCIO FLÁVIO FERREIRA MOREIRA – UFRN
LUIS EDUARDO A. S. SUZUKI – UFPel
MARCELO DE OLIVEIRA LATUF – UNIFAL
MARCELO GIOVANELA – UCS
MARIA DE LOS ANGELES PEREZ LIZAMA – UNICESUMAR
MAURICIO VICENTE ALVES – UNOESC
MICHAEL MANNICH – UFPR
RENATO BILLIA DE MIRANDA – USP
SIMONE ANDREA FUREGATTI – UNESP
SIMONE RAMIRES – UFRGS
VIVIANE TREVISAN – UDESC

PROMOÇÃO



REALIZAÇÃO



ORGANIZAÇÃO



APOIO



PATROCÍNIO



CAPES



FAPERGS

*Fundação de Amparo à Pesquisa
do Estado do Rio Grande do Sul*



GOVERNO DO ESTADO
RIO GRANDE DO SUL

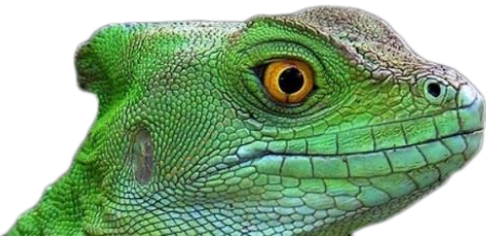


| SUMÁRIO |

Primeiro registro de ocorrência de <i>Melanoides tuberculata</i> (Megastropoda: Thiaridae) no Lago Guaíba. Porto Alegre. Rio Grande do Sul . Brazil.....	10
Poços de infiltração com retenção de contaminantes: Análise teórica como alternativa no sistema de drenagem de águas pluviais.....	18
Caracterização preliminar de hidrocarbonetos de sedimentos na Lagoa Mangueira.....	40
Análise da qualidade da água de captação para abastecimento público da região do Vale do Sinos.....	55
Qualidade da água e índice de estado trófico no Arroio Pelotas/RS	63
Estudo preliminar do uso da casca de tamarindo como coagulante.....	77
Agrupamento de regimes pluviométricos para dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial	87
Desenvolvimento de uma plataforma online para divulgação de dados da qualidade das águas do estado do rio grande do sul	107
A caracterização de nascentes da unidade hidrográfica do Rriacho Fundo como instrumento de gestão	124
Uso racional da água e redução da geração de efluentes em uma agroindústria	140
Relação da qualidade da água de um rio urbano com o uso e ocupação do solo.....	150
Avaliação da fito-toxicidade do agroquímico glifosato	172
Otimização da clarificação de água residuária têxtil com sulfato de alumínio.....	184
Avaliação da qualidade de água da bacia hidrográfica do arroio arcada, cambará do sul - rs....	197
Análise de parâmetros físico-químicos em água coletadas em consumidores finais de três cidades da bacia do rio dos sinos	210
Simulação de transporte de sedimentos no rio dos Sinos/RS utilizando o modelo de qualidade de Água Siaqua-IPH	220
Emprego da <i>Moringa oleifera</i> no tratamento de águas superficiais do Córrego das Lajes em Uberaba-MG	239
Water quality monitoring through the citizen science approach – a case study of the Chapadinha Stream Water Basin, Brazil.....	251
Destino ambiental fotoquímico do pesticida Atrazina no rio Santo Anastácio	267
Avaliação fitotoxicológica das águas de um reservatório da região metropolitana de São Paulo	277
Caracterização das condições limnológicas de rios de captação para abastecimento público do Oeste do Paraná.....	295
Potencial de atenuação fotoquímica do rio Pirapozinho – SP frente a micropoluentes em diferentes estações do ano.....	312
Aspectos da técnica de filtração em margem em experimento de colunas	324



Sistema de pré filtração de água para abastecimento via filtração em disco	336
Estudo sobre a ocorrência e potenciais impactos de fármacos no meio ambiente.....	348
Análise de metais em amostras de água do rio Mumbuca com ICP/OES	361
Governança dos recursos hídricos: As lacunas na gestão dos recursos hídricos sob a perspectiva da ocde.	372
Monitoramento da qualidade da água da área de influência de uma pequena central hidrelétrica – série histórica de 10 anos	383
Avaliação quantitativa da água de reuso utilizada por uma instituição de ensino superior.....	394
Avaliação da qualidade da água de rios de captação para abastecimento público. Uma abordagem multi-descritiva	407
Panorama do monitoramento da qualidade das águas no Brasil.....	422
Índices de qualidade da água e de estado trófico do baixo rio Urupá, município de Ji-Paraná-RO	437
Avaliação multiresíduos de agrotóxicos em água subterrânea utilizada para o abastecimento público em um município da região da Fronteira Noroeste - RS	453
Determinação de agrotóxicos em águas na região oeste de Santa Catarina e sudoeste do Paraná	467
Comparação de resultados de parâmetros hidrológicos obtidos a partir de diferentes modelos digitais de elevação	481
Qualidade da água em um lago artificial no município de Caçapava do Sul - RS	490
Diagnóstico do riacho Pajeú: uma percepção sobre os riachos urbanos.....	496
Coefficientes de pico de consumo hídrico: análise comparativa entre a aplicação de equações empíricas, avaliação de dados de consumo e sugestão normativa.....	517
Análise do índice padronizado de precipitação para a localidade de Pelotas/RS	532
Monitoramento nictemeral ao longo da coluna d' água e variabilidade espaço-temporal de parâmetros limnológicos, no Delta do Jacuí, Lago Guaíba, rs	546
Avaliação do potencial citotóxico e mutagênico da água do rio Marmeleiro – PR em girinos de <i>Lithobates catesbeianus</i>	561



PRIMEIRO REGISTRO DE OCORRÊNCIA DE MELANOIDES TUBERCULATA (MEGASTROPODA: THIARIDAE) NO LAGO GUAÍBA. PORTO ALEGRE. RIO GRANDE DO SUL. BRAZIL.

| ID 14407 |

Soraya Ribeiro¹, Geane Peres², Camila Galvão³, Jamila Carvalho Pereira⁴, Marcelo Jardim⁵

1. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, ribeiro@smam.prefpoa.com.br, 2 Universidade do Vale do rio dos Sinos, ge-peres@hotmail.com. 3. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, camila.galvao@ufrgs.br, 4. Faculdade Método de São Paulo, jamila.pereira@portoalegre.rs.gov.br, 5. Pontícia Univesidade Federeal do Rio Grande do Sul, marcelo.manfredi@edu.pucrs.br.

| RESUMO |

O problema com as espécies exóticas e invasoras é grave em todo mundo, sendo uma das causas de extinção de muitas espécies. No Brasil este problema se apresenta através da presença de 543 espécies invasoras no território nacional, 49 espécies para águas continentais, sendo destas 4 espécies de molusco, e entre estas está a espécie *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774). A espécie, originária da Ásia, entrou no Brasil através do comércio aquarista e já está presente em diversos estados do país. Por ser um molusco aquático muito adaptado a ambientes eutróficos, está intimamente relacionada a cursos d'água poluídos. O Lago Guaíba está localizado na região metropolitana de Porto Alegre (29°55'-30°24' S; 51°01'-51°20' W), Rio Grande do Sul, Brasil. Este curso d'água ainda possui diversos pontos com alta carga orgânica, sendo caracterizado pelo Departamento de Água de Porto Alegre DMAE como um curso d'água eutrófico, devido ao fato de ser receptor de toda a poluição gerada nas sub-bacias que o formam e também a carga orgânica oriunda dos esgotos domésticos de Porto Alegre (Basso, 2012). As águas do Lago Guaíba apresentam variações de qualidade, sendo enquadrado como Classe 4 do CONAMA 357/ junto às foz do rio Gravataí (áreas mais povoadas) e Classe 1 na porção extremo sul (Dmae, 2015). Este trabalho relata a primeira ocorrência deste molusco no Lago Guaíba e traça um paralelo com a qualidade da água deste curso d'água.

Palavras chave: invasor; molusco; impacto.

| INTRODUÇÃO |

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB (2000), espécies exóticas invasoras são organismos que, introduzidos fora da sua área de distribuição natural, ameaçam ecossistemas, habitats ou outras espécies. Possuem elevado potencial de dispersão, de colonização e de dominação dos ambientes invadidos, criando, em consequência desse processo, pressão sobre as espécies nativas e, por vezes, a sua própria exclusão. Mais de 120.000 espécies não indígenas de plantas, animais e micróbios invadiram o EUA, Reino Unido, Austrália, Índia, África do Sul e Brasil.



Estima-se que 20 a 30% da população introduzida espécies são pragas e causam grandes danos ambientais e de saúde pública (Pimentel et al, 2001).

Em 2006 o Ministério do Meio Ambiente elaborou um Informe Nacional sobre espécies exóticas invasoras no Brasil (Brasil, 2006). Este trabalho resultou uma lista de 543 espécies invasoras no território nacional, 49 espécies para águas continentais, sendo destas 4 espécies de molusco, e entre estes está a espécie *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774). *Melanoides tuberculata* é um gastrópode de água doce, popularmente conhecido como "caramujo trombeta" e "caracol"(Santos et al., 2016). Como área de distribuição original temos indicado o norte e leste da África, Oriente Médio e sul da Ásia, incluindo a Indonésia (Pilsbry e Bequaert, 1927). Estudos indicam como data inicial para introdução no Brasil o ano de 1967, para o município de Santos, São Paulo (Vaz et al., 1986). Sua presença foi reportada para o Lago Paranoá, Brasília, Vaz et al. (1986); Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, Estado de Goiás, Miranda e Silva (2006); Minas Gerais Carvalho (1986); Silva et al. (1994); De Marco (1999); Paraíba Paz et al. (1995); Rio de Janeiro Thiengo et al. (1998); Giovanelli et al. (2003); Ceará Mello e Cordeiro (1999); Paraná Pereira (2000) e Distrito Federal (Vieira, 1990; Garcez e Martins-Silva, 1997 e Medeiros 1997). Fernandez et al. (2003) reportou a ocorrência nos estados do Pará, Tocantins, Piauí, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Bahia, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás, Paraíba, Espírito Santo, Paraná e Santa Catarina. Com relação ao Rio Grande do Sul, Peso et al (2010) encontrou exemplares da espécie na Bacia do Uruguai, na fronteira entre Argentina e Brasil.

O seu modo de invasão no Brasil foi pelo comercio aquarista foi reportado por Thiango (2007), bem como pelo transporte em caixas de camarão exótico *Litopenaeus vanameui* (Boonei (1931) do nordeste para o sul (Agudo-Padron, 2010).

Esta espécie possui concha turriforme, com 12 a 16 voltas, que diminuem de tamanho proporcionalmente em direção ao ápice (Thiengo et al., 2005; Miyahira, 2010). Pode apresentar periostraco com pigmentações variadas, o que caracteriza os diferentes morfotipos da espécie, podendo ser acinzentadas, amarronzadas, avermelhadas ou esverdeadas (Samadi et al., 1999). A coloração da concha pode ser mais uniforme ou apresentar flâmulas ou pontos, de pequenos a evidentes, e de coloração mais avermelhada ou amarronzada. Apresenta finas estrias horizontais em espiral cortadas por costelas verticais bem aparentes (Thiengo et al., 2005; Miyhira, 2010).

A abertura da concha apresenta formato oval é voltada para o lado direito (dextrogira), e seu ápice é pontiagudo, porém pode se mostrar desgastado ou quebrado em alguns espécimes. (Miyhira, 2010),

A espécies possui indivíduos machos e fêmeas, mas possui reprodução partenogenética. É ovovivíparo com bolsa incubadora na região cefálica onde carrega os ovos e os indivíduos jovens (Berry, 1974).



Alimenta-se de matéria orgânica e algas como diatomáceas. Tem preferência por substrato arenoso, corpos d'água de baixa altitude e temperaturas entre 16 a 25 (Koch, 2009 .) A espécie habita todos os tipos de corpos d' água continentais, podendo ocorrer em ambientes estuarinos (Santos et al., 2007; Barroso e Matthews-Cascon, 2009) e até em águas salgadas. Quanto a qualidade da água, podem ocorrer em ambientes preservados e também em ambientes impactados como rios poluídos (Santos et al. 2003; Suriani et al., 2007; Santos et al., 2007; Miyahira, 2010).

Este trabalho documenta a primeira ocorrência do *Melanoides tuberculata* na Bacia do Lago Guaíba, município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Área de Estudo

O Lago Guaíba está localizado na região metropolitana de Porto Alegre (29°55'-30°24' S; 51°01'-51°20' W), Rio Grande do Sul, Brasil. O Lago Guaíba é comparável, em suas dimensões e importância para a paisagem às grandes baías do litoral brasileiro (Menegat & Carraro, 2009). Possui área média de 496 km², com variações sazonais influenciadas pelas precipitações e pela dinâmica dos ventos (Menegat & Carraro, 2009). O lago está situado 4 metros acima do nível do mar, com profundidade média de pouco mais de 2 m (classificando-se como grande lago raso e aberto), chegando a 12 m no canal de navegação e à máxima pontual de 31 metros na Ponta de Itapuã (Menegat & Carraro,2009). Seu sedimento caracteriza-se pela predominância de frações arenosas, com deposição das frações silte, argila e matéria orgânica principalmente nas partes mais profundas, a partir da isóbata de 3 m (Lay Bauer e Bidone, 2001).

Metodologia

Foram vistoriadas as margens do Lago Guaíba nos seguintes locais: Belém Novo (30° 12' 24 81" S 51° 11' 43 25" O), Lami (30° 14' 33 72" S 51° 04' 44 04" O), Orla do Moacir Scliar (30° 02" 37 44" S e 51 ° 14' 08 68" O)O e Praia de Ipamena, (30° 08 ' 09 87" S e 51° 13 ' 56 91" O) Os exemplares de *Melanoides tuberculata* foram coletados individualmente em forma de conchas e animais vivos no mês de janeiro de 2020 pela equipe de fauna da Secretaria Municipal do Meio Ambiente e da Sustentabilidade. Os animais vivos foram mantidos em água do local e levados para identificação.



| RESULTADOS |

Os moluscos foram encontrados em dois pontos localizados às margens do lago Guaíba, Orla Moacyr Scliar coordenadas 30° 02' 37 44" S e 51° 14' 08 68 " O e Praia de Ipanema, coordenadas 30° 08 ' 09 87" S e 51° 13' 56 91" O. Estes pontos são locais de grande ocupação urbana, possuem praias arenosas e pouca vegetação ciliar. Nos pontos Belém Novo e Lami não foram visualizados os animais, tratam-se de locais menos urbanizados com mais características naturais e com águas próprias no quesito balneabilidade.

Na região junto à orla Moacyr Scliar foram encontradas algumas conchas, já na praia de Ipanema foram encontrados aglomerados de conchas junto às margens do lago (Foto1), bem como indivíduos vivos que estavam junto à lâmina d'água (Foto 2). Nas porções onde os animais foram encontrados em maior densidade foram encontrados 300 ind/m², com alta abundância de indivíduos jovens. O tamanho médio encontrado nas conchas (medida longitudinal) foi de 1,5 cm, sendo que a maior concha encontrada media 1,8 cm (Foto 2 e 3). Não é possível saber a época da chegada da espécie no Lago Guaíba, mas se acredita que o período de estiagem que ocorreu entre 2019-2020, que fez com que o nível do lago baixasse, possibilitando a visualização dos animais junto à margem.

| DISCUSSÃO |

A Convenção da Diversidade Biológica enfoca o princípio da precaução onde países devem impedir e controlar as espécies exóticas invasoras. A Meta 9 de Aichi coloca que até 2020, espécies exóticas invasoras e seus vetores terão sido identificadas e priorizadas, espécies prioritárias serão controladas e erradicadas. A Meta 15.8 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável –ODS/ONU prevê que até 2020 deve-se implementar medidas para evitar a introdução e reduzir significativamente o impacto das exóticas invasoras nos ecossistemas.

A Portaria Sbio/MMA 03/2018, que trata da Estratégia nacional para Espécies Exóticas Invasoras aponta a priorização de ações de prevenção, detecção precoce e resposta rápida no caso destas espécies. A espécie *Melanoides tuberculata* não consta da Portaria 79/2013 da SEMA sobre espécies exóticas invasoras.

Em 2010, Peso et al., (2010) documentou a ocorrência da espécie na Bacia do Uruguai, na fronteira entre Argentina e Brasil, o que já pode ser considerado como registro de ocorrência no



estado do Rio Grande do Sul. Com os dados do Lago Guaíba reforçam as evidências para a inclusão da espécie nas normas do Estado e nas políticas de controle e erradicação da espécie. Mesmo após a implantação de projetos de tratamento de esgotos na última década, o Lago Guaíba ainda possui diversos pontos com alta carga orgânica, sendo caracterizado pelo Departamento de Água de Porto Alegre DMAE como um curso d'água eutrófico, devido ao lago ser receptor de toda a poluição gerada nas sub-bacias que o formam e também a carga orgânica oriunda dos esgotos domésticos de Porto Alegre (Basso, 2012). As águas do Lago Guaíba apresentam variações de qualidade, sendo enquadrado como Classe 4 do CONAMA 357/ junto às foz do rio Gravataí (áreas mais povoadas) e Classe 1 na porção extremo sul (DMAE, 2015). Diversos estudos na Bacia do Lago Guaíba apontam alterações nas concentrações de macronutrientes (principalmente fósforo) e metais, refletindo na redução de oxigênio dissolvido (OD) e no aumento da toxicidade ambiental (Andrade et al, 2019).

Paula et al., (2017) aponta a presença da espécie *Melanoides tuberculata* como estando associada a locais com areia, ausência de mata ripária e sujeitos a lançamento de esgotos, condição que verificamos nos locais onde a espécie foi encontrada no Lago Guaíba. De Marco Junior (1999), Martins Silva (2001) e De Souza Souto et al., (2011) referem-se à ocorrência destes animais associados a águas com altos índices de degradação.

Do ponto de vista da saúde pública, este achado também serve de alerta aos gestores públicos, pois estes moluscos são hospedeiros de diversos parasitas como *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875), parasito do fígado de vertebrados; *Paragonimus westermani* (Kerbert, 1878), parasito do pulmão; *Philophthalmus gralli* (Mathis & Leger, 1910), parasito do olho e *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924), parasito do intestino. *Melanoides tuberculatus* também foi apontado como hospedeiro intermediário do nematódeo *Angiostrongylus cantonensis* (Chen, 1935). (Thiengo et al., 2010). Recentemente Pinto & Melo (2010) relataram a ocorrência de *Centrocestus formosanus* parasitando *M. tuberculata* em Minas Gerais, o que exige um monitoramento de *M. tuberculata* na área para evitar a ocorrência de casos humanos da doença. Pinto et al, 2010, encontraram exemplares de MT infectados com parasitas do gênero *Philos* na represa da Pampuha em Belo Horizonte. Uma medida de controle da proliferação da espécie sugerida por Paula et al., (2017) seria a melhoria da qualidade ambiental das águas continentais, o que é um desafio a política de saneamento no Brasil.



Foto 1: Aglomerado de *Melanoides tuberculata*

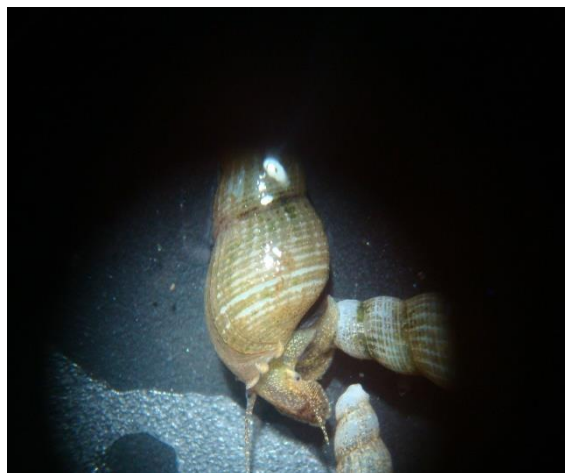


Foto 2: Indivíduo vivo de *Melanoides tuberculata*

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agudo, P.A.I.; 2010. O camarão de cultivo produzido no Nordeste do Brasil como vetor de introdução e dispersão do caramujo invasor *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Thiaridae) no Estado de Santa Catarina. Informativo SBMaA, 41(171), pp. 10-12.
- Andrade, S.L.R.; Camargo, F.A.O. 2019. Lago Guaíba: uma análise histórico-cultural da poluição hídrica em Porto Alegre, RS, Brasil. Eng. Sanit. Ambient, 24(2), pp. 29-237.
- Basso, L.A.; 2012. Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Sul: implicações ambientais. In: VERDUM, R.; BASSO, L.A.; SUERTEGARAY, D.M.A. (Orgs.). Rio Grande do Sul: paisagens e territórios em transformação. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, pp. 87-108.
- Barroso, C.X.; Matthews-Cascon, H.; 2009. Distribuição espacial e temporal da malacofauna no estuário do rio Ceará, Ceará, Brasil. Pan-American Journal of Aquatic Science, 4(1), pp. 79-86.
- Berru, A.J.; Kadri, A.B. H.; 1974. Reproduction in the Malayan freshwater cerithiacean gastropod *Melanoides tuberculata*. Journal of Zoology, 172, pp. 369-381.
- Brasil.; 2006. Espécies exóticas invasoras, situação do Brasil.
- Brasil.; 2015. Resolução CONAMA 357/2015.
- Carvalho, O. S.; 1986. Ocorrência de um tiarídeo (mollusca) no lago da Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical 19: 57.
- Convenção da diversidade biológica 2000.
- De Marco, J.; 1999. Invasion by the Introduced Aquatic Snail *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) of the Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil, Studies on Neotropical Fauna and Environment, 34 (3), pp. 86-189.
- Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE).; 2020. Lago Guaíba.



- Souza, S.L.; Guedes, M.F.; Rosa,L.C.; 2011. *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774): a new threat to the conservation of native aquatic species in Sergipe, Brazil. *Scientia plana*.7 (4). pp.1-6.
- Fernandez, M.A.; Thiengo, S.C.; Simone, L.R.L.; 2003. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus* (GASTROPODA: THIARIDAE) in Brazil. *The Nautilus*, 117(3). Pp. 78-82.
- Garcez, C. C. & Martins-Silva, M. J.; 1997. Estudo preliminary da distribuição de moluscos gastrópodes no Lago Paranoá, Brasília, DF (Brasil). *Anais do XV Encontro Brasileiro de Malacologia*: 58.
- Giovanelli, A., Vieira, M. V., DA Silva, C. L. P. A. C.; 2003, Apparent Competition Through Facilitation between *Melanoides tuberculatus* and *Biomphalaria glabrata* and the Control of Schistosomiasis Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 98(3).pp.429-431.
- Kock, K. N.; Wolmarans, C. T.; 2009. Distribution and habitats of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), and *M. victoriae* (Dohrn, 1865) (Mollusca: Prosobranchia: Thiaridae) in South Africa. *Water S/A* (online), 35 (5). Pp. 713- 720.
- Laybauer, L.; Bidone, E.D.; 2001. Caracterização textural dos sedimentos de fundo do Lago Guaíba (sul do Brasil) e sua importância em diagnósticos ambientais. *Pesquisas em Geociências*,28 (1). Pp. 13-26.
- Martins- Silva, M. J.; Barroso, M.; 2001, Occurrence and Distribution of Freshwater Molluscs in the Riacho Fundo Creek Basin, Brasília, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, San José, Costa Rica, 49(3). pp. 865-870.
- Medeiros, M. B., 1997. Caracterização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos da Bacia do Córrego Riacho Fundo, Brasília/DF, e uso destas como bioindicadores de qualidade de água. Master Thesis. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília, Brazil, 82 p.
- Mello, H. & Cordeiro, L. N.; 1999, Ocorrência de *Melanoides tuberculata* no açude Thomaz Osterne de Alencar (Umari), Crato, Ceará. *XVI Encontro Brasileiro de Malacologia*: 161.
- Menegat, R.; Porto, M.L.; Carraro, C.C.; Fernandes, L.A.A. (Coords.); 2006. *Atlas ambiental de Porto Alegre*. 3. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS . 228 p.
- Miyahira, I. C.; 2010. Dinâmica populacional de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil. Rio de Janeiro, RJ. Dissertação de mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 110p.
- Paula,M.C.;Vaz,A.A.;Pelizari,G.P.;Robayo,H.M.S.;Garcia,T.D.;Avelino,D.; Zacarim,G.; Smith,W.S.; 2017. Ocorrência de um molusco invasor (*Melanoides tuberculata*, Muller,1774), em diferentes sistemas ,aquáticas da bacia hidrográfica do Rio Sorocaba. *Ver. Ambiente e Água*. 12 (5).pp.829-837.
- Pereira, P. A. C.; 2000, Dispersão do gastrópode invasor *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774) (Mollusca: Prosobranchia: Thiaridae) no Estado do Paraná- Brasil, em biótopos lânticos e semi-lânticos. *Biociências*, 8,pp. 107-114.
- Pimentel, D.; S. McNairs,S.; Janecka,J.; Wightman,J. C.; Simmonds, O'Connell, Wong, E. L., Zern,R.J.; Aquina, T.; Tsomondo, T.; 2001. Economic and environmental threats of alien plant,animal, and microbe invasions.*Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84:1–20.
- Pilsbry, H.A.,Bequaert, J.; 1927. Aquatic mollusks of the Belgian Congo. *Bull.Amer.Mus.Hist.*, 53: 69-602.
- Pinto, H.A. e Melo, A.L. 2010. *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) as an intermediate host of *Centrocestus formosanus* (Trematoda: Heterophyidae) in Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, vol. 52, no. 4. pp. 207-210
- Peso, J.G., Vogle, R.E., Pividori, N. D.; 2010. Primer registro Del gastropodo invasor *Melanoides tuberculata* (Gastropoda, Thiaridade) em el rio Uruguayi. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 9 (93).pp.231-235.



- Rocha-Miranda, F., Martins-Silva, M. J.; 2006. Primeiro registro do gastrópode africano invasor *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) na Bacia do Rio Paranã, GO, Brasil. *Braz. J. Biol.* 66 (4). Pp. 1109-1115.
- Samadi, S.; Mavarez, J.; Pointer, J.P.; Delay, B.; JARNE, P.; 1999. Microsatellite and morphological analysis of population structure in the parthenogenetic freshwater snail *Melanoides tuberculata*: insights into the creation of clonal variability. *Molecular Ecology*. 8.p. 1141-1153.
- Santos, S. B.; Miyahira, I. C.; Lacerda, L. E. M.; 2007. First record of *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) and *Biomphalaria tenagophila* (d'Orbigny, 1835) on Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. *Biota Neotropica*, 7 (3).pp. 361-364.
- Santos, S.B.; Thiengo, S.C.; Fernandez, M.A.; Miyhira, I.C.; Silva, E.F.; Lopes, B.G.; Gonçalves, I.C.B.; Ximenes, R.F. Lacerda, L.E.M.; 2016. Moluscos límnicos: gastrópodes. In: A.O. LATINI, D.C. RESENDE, V.B. POMBO and L. CORADIN, eds. *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. Brasília: MMA, pp. 123-250.
- SEMA.2013; Portaria das Espécies Exóticas invasoras. Available at: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=261368>.
- Silva, R. E., Melo, A. L., Pereira, L. H. & Frederico, L. F.; 1994. Lavantamento malacológico da Bacia hidrográfica do Lago Soledade, Ouro Branco (Minas gerais). *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 36.p. 437-444.
- Suriane, A. L.; 2007. A estrutura das comunidades de macro-invertebrados bentônicos em três represas do médio Rio Tietê (SP), com ênfase nas espécies exóticas *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda, Thiaridae) e *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae). Dissertação de Mestrado. São Carlos, UFSCar, 146 p.
- Suriani, A. L.; França, R. S.; Rocha, O.; 2007. A malacofauna bentônica das represas do médio Rio Tietê (São Paulo, Brasil) e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras *Melanoides tuberculata* (Müller) e *Corbicula flumínea* (Müller). *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (1). pp. 21-32.
- Thiengo, S.C.; Fernandez, M. A.; Boaventura, M. F. Stortti, M. A. A.; 1998. Survey of Freshwater Gastropods in the Microrregião Serrana of the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 93 (Suppl. I).pp.233-234.
- Thiengo, S.C.; Santos, S.B. e Fernandez, M. A.; 2005. Malacofauna límnic da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. *Revista Brasileira de Malacologia*, 22(4).pp.867-874.
- Thiengo, S. C., Fernandez, M. A. e Mattos, A.C.; 2007. Dispersão do molusco introduzido *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774) (Gastropoda; Thiaridae) no Brasil. p. 101-106, 2007. *Tópicos em Malacologia - Ecos do XVIII EBRAM*, Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Malacologia. 365pp.
- Vaz, J.F.; Teles, H.M.S.; Correa, M.A.; Leite, S.P.S.; 1986. Ocorrência no Brasil de *Thiara* (*Melanoides*) *tuberculata* (O.F. Müller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis*. *Revista de Saúde Pública*, 20 (4). Pp. 318-322.
- Vieira, E. M. X.; 1990, Aspectos estruturais da comunidade zoobentônica e os parâmetros físico-químicos do sedimento na zona litorânea no Lago Paranoá, Brasília, DF. Master Thesis. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília, Brazil, 101p.



POÇOS DE INFILTRAÇÃO COM RETENÇÃO DE CONTAMINANTES: ANÁLISE TEÓRICA COMO ALTERNATIVA NO SISTEMA DE DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS

| ID 14808 |

¹ Jhonatan Matos de Souza, ² Francisco Lledo dos Santos, ³ Alexandre Volkmann Ultramari

1Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: jhonatan.matos@unemat.br; 2 e-mail: franciscolledo@unemat.br; 3 e-mail: alexandre.ultramari@unemat.br

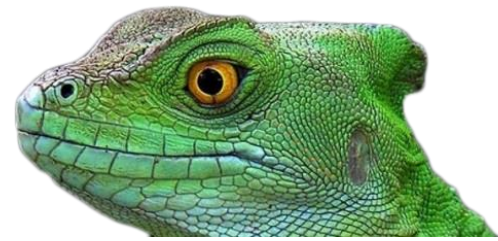
| RESUMO |

Como forma de compensar o equilíbrio hídrico no meio urbano foi desenvolvida uma medida teórica de pequena escala, restrita aos processos hidráulico e hidrológicos, visando suprimir o excedente de escoamento de águas pluviais, não absorvidas pelo sistema público de drenagem. O centro comercial da cidade de Sinop-MT foi escolhido como o lugar de interesse, sendo delimitada sua bacia hidrográfica com base em seu histórico de alagamento e altimetria, sendo estudado o uso do dispositivo conhecido como poço de infiltração, possibilitando investigar uma possível mitigação da ação das chuvas sobre a rede pareada de drenagem já existente, sem a necessidade de substituí-la, impedindo que as chuvas com intensidades médias entre 60 a 120 mm/h, que causam sobrecarga ao sistema (já verificado por meio de histórico de incidentes), previstas para um período de retorno de 40 anos, possam causar transtornos. A alocação dessa solução, a priori teórica, visa gerar melhorias na qualidade de vida da população local, especialmente quanto a trafegabilidade das vias, redução do risco de doenças causadas pelas cheias urbanas e contaminação direta dos corpos d'água e lençol freático. Este estudo propõe o uso do poço de infiltração como dispositivo off-line, conectado a boca de lobo por meio de um conduto acima do bueiro já instalado, de forma a promover o desvio da sobrecarga hídrica durante a chuva, e assim, evitando que ocorra o acúmulo de água na pista. Para retenção de contaminantes, é sabido que nos instantes iniciais antes da sobrecarga e desvio, uma grande quantidade dos mesmos estão presentes na via e são arrastados. O sistema de retenção acoplado ao poço de infiltração no local de interesse necessita reter esas substâncias contaminantes como óleo e graxas (hidrocarbonetos altamente insalubres), além de matéria orgânica que possa gerar uma contaminação biológica, evitando assim, que qualquer material indesejado venha a contaminar o lençol freático e corpos d'água da região.

Palavras-chave: alagamento; drenagem urbana; poços de infiltração.

| INTRODUÇÃO |

O processo de ocupação urbana leva à impermeabilização do solo, o que pode ser evidenciado quando os recursos hídricos sobre a superfície são incapazes de se dissipar naturalmente durante as chuvas, gerando acúmulo. Como correção a esse excedente aplica-se a intervenção humana,



redirecionando-o para a via pública, onde é coletado por dispositivos de drenagem pluvial (SALES *et al.*, 2008). Por vezes o sistema convencional se torna inadequado, quando o projeto não prevê o crescimento da cidade, ocasionando o aumento de áreas impermeabilizadas que provocam um acréscimo no escoamento e consequentes problemas aos moradores (BRAGA, 1994). Com base nessa premissa, foi idealizada uma alternativa que possibilitasse suprimir esse excedente através da sua infiltração no solo por poços de infiltração.

O método de infiltração de águas pluviais no solo através do poço de infiltração é recomendado em situações onde não se dispõe de espaço ou quando a urbanização já consolidada inviabiliza outras formas dispersivas (CANHOLI, 2014).

Por meio de séries históricas de chuvas na região de estudo, pesquisa de campo, levantamento do nível do lençol freático no local, determinação da capacidade de infiltração do solo e uso do projeto de drenagem pluvial da bacia hidrográfica definida é possível dimensionar um modelo de poço de infiltração capaz de desviar os recursos hídricos da rede coletora, paralela a ela, sem que haja sua substituição, quando a vazão não é suportada, aliviando a sobrecarga do sistema.

Essa medida compensatória de drenagem permite a superfície aproximar sua capacidade de infiltração ao período prévio a ocupação urbana (BARBASSA *et al.*, 2014). Além disso, pretende-se iniciar o processo de estudo de barreiras (filtros) para possível retenção de contaminantes principalmente provenientes das primeiras águas quando da precipitação em si.

| REFERENCIAL TEÓRICO |

Impermeabilização urbana

O crescimento de uma cidade provoca em seu centro urbano um aumento de áreas impermeabilizadas, a superfície perde sua capacidade natural de infiltração dada a ocupação desses espaços (BOTELHO, 2011).

O impacto causado por essa ocupação humana promove o desequilíbrio hídrico encontrado na natureza, ocasionando o aumento do volume de escoamento superficial e a ocorrência de cheias urbanas (SALES *et al.*, 2008).

Bacia hidrográfica e região de interesse

A região receptora da precipitação atmosférica, que neste caso se delimitará as águas da chuva, se chama bacia hidrográfica ou bacia de drenagem. Sua área é delimitada pelo relevo e geografia,



separada dos demais divisores de águas, sendo os desníveis do terreno responsáveis por orientar o escoamento até os pontos mais baixos da paisagem (Associação O Eco).

O município de interesse, Sinop, fica localizado no estado de Mato Grosso, originário de um empreendimento governamental de ocupação da Amazônia Legal Brasileira nos idos de 70, seu nome deriva das iniciais da colonizadora que a projetou: Sociedade Imobiliária Noroeste do Paraná. Em sua maior parte a região foi ocupada por imigrantes vindos do sul do país, mais especificamente dos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, principalmente entre 1972 e 1973 (PMS, 2016).

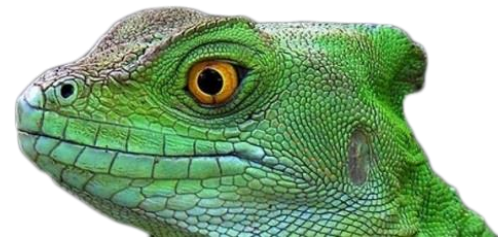
A bacia de interesse se situa em uma área urbana no centro do município, onde o alagamento é um fenômeno que se demonstra recorrente, registrado em muitas reportagens como a de março de 2015, com o título: “Chuva forte deixa centro e alguns bairros de Sinop alagados”, trazendo o seguinte conteúdo: “Na avenida Júlio Campos, na praça Plínio Callegaro, novamente a água cobriu a calçada” (Só Notícias, 2015). Dessa forma fica evidente se tratar de um transtorno na vida dos moradores e também daqueles que por ali transitam.



Figura 1: Alagamento da avenida Júlio Campos. Fonte: Blog do Brandão, 2014.

Chuvas na região de estudo

As chuvas na região Sinop, de acordo com a base de dados Climate-Data.org (2012), geram uma precipitação média anual de 1818 mm, sendo julho o mês mais seco, com 2mm e fevereiro o período mais chuvoso com 309mm, correspondendo os meses próximos ao início e fim do ano as maiores solicitações impostas a rede de drenagem urbana. A curva de Intensidade-Duração-Frequência (IDF) é um método que se utiliza de registros históricos de chuvas da região, relacionando intensidade,



tempo de duração e sua recorrência para a obtenção de um ábaco em que os resultados estatísticos apresentam valores dispostos em forma de curvas, permitindo que seja definida a chuva de projeto para as obras de drenagem (DNIT, 2005).

O ábaco de curvas IDF empregado foi desenvolvido por Botan (2014) através de registros de chuvas da região, fazendo um comparativo entre os dados da região de interesse, Sinop e da capital do estado, Cuiabá (Figura 5).

Sua pesquisa foi desenvolvida mediante a análise de séries históricas fornecidas pela Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), com chuvas registradas no intervalo entre 1972 e 2012, 40 anos.

Esses dados foram empregados na análise na bacia de interesse deste estudo, em que foram obtidos limites críticos de precipitação para a sobrecarga da rede pública de drenagem.

De acordo com Giansante (2007) esse projeto de drenagem é classificado como macrodrenagem por estar mais próximo do tempo de retorno de 100 anos, sendo considerada microdrenagem o dimensionamento para chuvas com período de retorno de 2 a 10 anos, observando que quanto maior a bacia maior o período de retorno. Concernente ao mesmo, pode ser definido, segundo o DNIT (2005), como o espaço de tempo na ocorrência de outro fenômeno de mesma magnitude, ao menos uma vez. Esse tempo para a engenharia é relevante pois assegura a eficiência do projeto e garante a proteção do dispositivo de drenagem da ação de velocidades de escoamento muito elevadas que possam provocar a degradação do mesmo. Quando não adequada a esse fator a rede de drenagem urbana sofre uma sobrecarga, resultando no transbordamento de áreas a montante como ruas e calçadas (DNIT 2005).

Tempo de concentração

O tempo de concentração em uma bacia hidrográfica marca o tempo desde o momento inicial da chuva em que a água no ponto mais distante escoar até as regiões mais baixas, com a formação de lâminas de água e canais rasos em superfície (CANHOLI, 2014).

Para a medição do tempo de concentração (TC) se utiliza a seguinte fórmula:

$$t_c = t_s + t_n + t_q \quad (1)$$

t_c – tempo de concentração (h);

t_s – tempo de escoamento em superfície (h);

t_n – tempo de escoamento em canais rasos (h);

t_q – tempo de escoamento em canais ou galerias definidos (h).



O tempo de escoamento em superfície (calculado através da Equação 2) é caracterizado pela formação de lâminas d'água com velocidade em função da declividade do terreno, da rugosidade e da intensidade da chuva (CANHOLI, 2014).

$$t_s = [0,091 \cdot (n \cdot L)^{0,8}] / (P_2^{0,5} \cdot S^{0,4}) \quad (2)$$

Onde:

n – coeficiente de rugosidade de Manning (s/m^{5/2});

L – comprimento do trecho (m);

P₂ – total precipitado em 24 horas para recorrência de 10 anos (mm);

S – declividade do terreno (m/m)

De acordo com Canholi (2014) o escoamento tende a se concentrar sob a forma de canais rasos, o tempo (t_n) para essa ação pode ser obtida através da Equação 3:

$$t_n = L / (3600 \cdot V) \quad (3)$$

Onde:

L – comprimento d trecho de talvegue (m)

V – velocidade média do escoamento no trecho (m/s)

A lei municipal de São Paulo nº 9.413 fixa condições mínimas de declividade para traçados em 0,5%.

O tempo de escoamento em canalizações, sejam canais artificiais ou naturais podem ser calculados como no caso anterior.

Balanco de Massa

Por esse método se obtêm a vazão de precipitação que não é absorvida pela superfície do ambiente, em função da porcentagem de área impermeável.

Baseando-se no trabalho original de Kuichling (1889) para vazão na bacia urbana é utilizada a seguinte fórmula:

$$Q/I = (A_d \cdot C) / 3,6 \quad (4)$$



Onde:

Q – deflúvio (m^3/s);

I – precipitação (mm/h);

A_d – área total de drenagem (km^2);

C – fração de área impermeável (adimensional). Os valores de C para diversos tipos de usos e ocupações urbanas ou rurais podem ser empregados conforme a recorrência adotada para chuva de projeto.

Como indicado por Neto (2008), é possível obter a contribuição hídrica recebida pelas quadras e vias, separando-as em regiões geométricas através do método das Bissetrizes, com a divisão de suas áreas em subáreas. O escoamento dessas regiões converge para a sarjeta entre a quadra e o meio da via, onde as águas da chuva são captadas.

Rede Pública de Drenagem Pluvial

Segundo Canholi (2014) a urbanização caótica promove a redução do armazenamento de águas da chuva no solo, as quais, conseqüentemente, virão a ocupar outros locais. A rede pública de drenagem pluvial é responsável pelo escoamento da água não absorvida pela superfície.

Esse excedente é conduzido pelas sarjetas, entra na caixa boca de lobo, passa por bueiros, poços de visita e caixas de passagem até chegar a córregos próximos (BOTELHO, 2011).

Pode-se observar em muitos casos que a rede de drenagem com o passar dos anos acaba por se tornar deficiente, de maneira que em determinados momentos não consegue dar vazão as águas das chuvas, dado o volume precipitado e o aumento de áreas totalmente ou parcialmente impermeabilizadas (BOTELHO, 2011).

Durante a fase de projeto de certas obras não ocorre um planejamento pareado a previsão de crescimento da cidade e há muitas vezes uma falta de dados históricos de chuvas da região, que possibilitem uma maior acurácia no dimensionamento da estrutura para os períodos de pico de precipitação atmosférica (BRAGA, 1994).

De acordo com Braga (1994) países em desenvolvimento como o Brasil experimentaram nas últimas décadas uma expansão urbana com precária infraestrutura de drenagem, decorrente do baixo nível de conscientização do problema, que conseqüentemente tem ocasionado alagamentos.

É importante visar a elaboração de Planos Diretores Municipais (PDM), ou seja, estabelecer mecanismos que visem orientar a ocupação do solo, o que se constitui como uma medida altamente recomendável e estratégia essencial para obtenção de boas soluções (GIANANTE, 2007).



Como forma de correção ou prevenção de problemas decorrentes de alagamentos empregam-se dois tipos de medidas: as não estruturais com a fiscalização e criação de leis ou a estrutural por meio de obras e dispositivos de drenagem (CANHOLI, 2014).

A sarjeta é um canal com seção transversal geralmente triangular localizada nas laterais das ruas, entre o leito viário e o passeio de pedestres, com a função captar e conduzir o escoamento até as bocas coletoras ou bocas de lobo (FILHO, 2017).

A vazão máxima de cada unidade pode ser obtida utilizando a teoria de Mannig em função da seção típica para sarjeta em canal triangular:

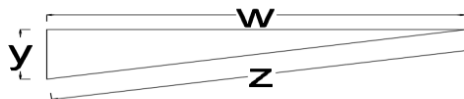


Figura 2: Geometria de sarjeta triangular. Fonte: acervo pessoal SOUZA, J. M., 2017.

$$Q_0 = 0,375 \cdot I^{(1/2)} \cdot (z/n) \cdot y_0^{(8/3)} \quad (5)$$

Onde:

Q_0 – vazão máxima transportada pela sarjeta (m^3/s);

I – inclinação longitudinal da sarjeta (m/m);

y_0 – altura máxima de água na guia (m);

w_0 – largura máxima do espelho d'água (m);

z – ($=y_0/w$) inverso da declividade transversal (m);

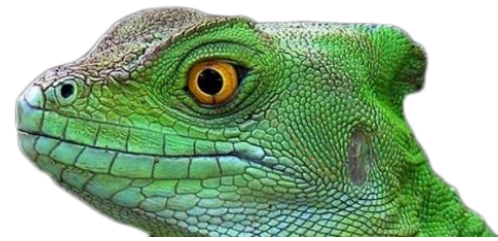
n – coeficiente de rugosidade de Mannig;

Em projeto semelhantes de sarjetas na cidade (PMS, 2015) utilizam-se formas metálicas ou de madeira para a execução e concreto com traço 1:3:4 (cimento, areia e brita).

O dispositivo boca de lobo têm a função de receber o escoamento das sarjetas, cada unidade consiste em uma caixa de alvenaria de tijolos ou blocos de concreto conectada a galeria pluvial por meio de tubulações (bueiros), apresentando uma entrada com acesso à via e uma tampa de cobertura em concreto armado (BOTELHO, 2011).

Calculo de vazão pelo método de Hsiung-Li:

$$Q/L = (K + C) \cdot (\sqrt{y^3 \cdot g}) \quad (6)$$



$$C = 0,45/1,12^M \quad (7)$$

$$M = (L \cdot F^2)/(a \cdot \text{tg}\theta) \quad (8)$$

$$F^2 = 2 \cdot [(E/y) - 1] \quad (9)$$

$$E = (v^2/2 \cdot g) + y \quad (10)$$

Onde:

Q – vazão de projeto (m³/s);

L – comprimento da abertura (m);

k – constante variável, com k=0,23 se z=12 e k=0,20 se z=24;

y – nível de água na entrada (m);

g – aceleração da gravidade (m/s²)

v – velocidade de escoamento (m/s).

a – rebaixamento de entrada (m).

O bueiro é um conduto fechado destinado ao transporte de águas da chuva recebidas por bocas de lobo, possui seção circular devido a geometria que proporciona alta capacidade de escoamento, geralmente na forma de tubos de concreto pré-moldados com diâmetro mínimo recomendado de 400mm, embora possam ser encontradas outras dimensões como 300mm para projetos de baixo custo (FILHO, 2017).

Utilizando a fórmula de Forchheimer:

$$Q = ((70 \cdot D^2)/4) \cdot ((D^{2/3} \cdot I)/4) \quad (11)$$

Onde:

D – diâmetro da tubulação (m);

Q – vazão (m³/s);

I – inclinação da tubulação (m/m).

Segundo Filho (2017) a declividade para bueiros está diretamente ligada ao terreno ao longo do trecho, os valores práticos empregados são de 0,3% a 4,0%, o valor adotado para a via é de 0,5%.



Para Botelho (2011) no que tange ao alagamento, pode ser considerado como resultado do acúmulo, no perímetro urbano, em determinado limite de tempo, do escoamento induzido pela baixa declividade e alta compacidade da água na superfície.

Neste processo a velocidade excessiva do escoamento provoca o desgaste do pavimento, pedestres ficam impossibilitados de transitar normalmente devido ao nível da água, existindo também o risco de acidentes com veículos, dado o fenômeno de aquaplanagem (BOTELHO, 2011).

Poço de infiltração: análise teórica e proposta de viabilização

Este estudo propõe o uso do poço de infiltração como dispositivo off-line, conectado a boca de lobo por meio de um conduto acima do bueiro já instalado, de forma a promover o desvio da sobrecarga hídrica durante a chuva, evitando que ocorra o acúmulo de água na pista.

O poço de infiltração possui a função de infiltrar águas pluviais no solo quando há picos de vazão, evitando que ocorra a sobrecarga do sistema de drenagem convencional (BARBASSA et al, 2014).

Esse método reduz a descarga hídrica aplicada sobre a sarjeta e galerias pluviais, estabelecendo o balanço hídrico com a recarga do lençol freático (SALES et al, 2008).

Barbassa et al (2014) aponta que os poços de infiltração podem ter sua instalação limitada por fatores diversos como solos colapsáveis caracterizados pela alteração do volume mediante o ganho de umidade, com presença ou não de sobrecarga, também solos com baixa infiltração e locais com elevado nível de lençol freático, o que dificulta ou impede a infiltração.

De acordo com Tomaz (2011) é recomendado que o tempo de infiltração seja no máximo 48h, sendo necessário que o poço apresente um espaçamento mínimo de 3,00m a uma edificação, distância mínima de 1,50m entre o lençol freático e o fundo do dispositivo de infiltração. Destaca que certas precauções devem ser tomadas na infiltração, pois em certas regiões o potencial de contaminação pode ser elevado, existindo a possibilidade de contaminação do lençol freático.

DNIT (2005) estabelece que em função da recorrência das chuvas deve-se dimensionar o dispositivo para um período de infiltração de 24 horas para que a próxima precipitação, caso ocorra no dia seguinte, possa ser retida.

A manta geotêxtil segundo Barbassa et al (2014) durante a drenagem tendem a colmatar, ou seja, sofrer com a decantação de partículas finas que se acumulam sobre sua superfície, reduzindo a taxa de infiltração quando não há a presença de filtro anterior.



Retenção de contaminantes

Ao longo de períodos de estiagem, muitos resíduos e contaminantes podem ser depositados sobre as vias de circulação.

Nos instantes iniciais antes da sobrecarga e desvio, uma grande quantidade de contaminantes presentes na via é arrastada durante a drenagem, nas proximidades do poço de infiltração, no entanto não se pode ter certeza da qualidade de águas oriundas de pontos mais afastados da bacia.

Os filtros do poço de infiltração no local de interesse necessitam reter resquícios de substâncias contaminantes como óleo e graxas, além de matéria orgânica que possa gerar uma contaminação biológica, evitando assim, que qualquer material indesejado venha a contaminar o lençol freático da região.

Para isso são propostos filtros do sistema de poço de infiltração, a saber:

Implantação de um Tanque Séptico

De acordo com a NBR 13969 (1997) o tanque séptico é definido como um dispositivo que promove a retenção preliminar de contaminantes transformando parte da matéria orgânica presente através da decomposição anaeróbica. O modelo aqui apresentado possibilita a separação de materiais em suspensão como óleos e graxas por diferença de densidade, além de sedimentos sólidos suspensos por decantação, posteriormente ocasionando a formação de lodo no fundo do recipiente que deve ser retirado e transportada para aterros sanitários.

Utilização de Agregados Gráudos: Brita

Pela definição da norma NBR 11803 (2013) as britas devem atender a critérios básicos de constituição com fragmentos de rocha britados, isentos de solo vegetal, matéria orgânica, grãos ou fragmentos facilmente alteráveis por intemperismo, impurezas, e de outras substâncias nocivas.

A brita nº 2 possui dimensões de 12,5 à 25,0mm (NBR 7525, 1993).

Carvão betuminoso catalisado (proposta inicial)

O carvão mineral betuminoso é um mineral não renovável, mais especificamente uma rocha sedimentar originada há milhares de anos e encontrada no subsolo em depósitos de origem orgânica, possui teor de carbono entre 80 à 90% (SOUZA, 2020).

O carvão mineral é composto de óxidos e hidróxidos de ferro e quando utilizada no processo de filtragem deve ser limpo por retro lavagens periódicas, possui expansão mínima de 30%; o tempo



mínimo de contato entre a água/efluente deve ser de 2 minutos, apresentando a taxa máxima de filtração de $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (SNATURAL, 2020).

A filtração com carvão mineral catalisado segundo SNATURAL (2020) faz remoção de ferro, manganês, arsênio, cloraminas, cromo, inseticidas, cobalto, sulfeto de hidrogênio (odor), mercúrio, cobre, ferro (férico e ferroso), níquel, amônia, bário e cádmio, sendo uma importante característica a remoção de cloro, odor, sabor e alta atividade bacteriostática.

Possui característica de adsorção, retenção de contaminantes, com a concentração de moléculas fluídas em sua superfície seja por força química, física ou ambas (NATURALTEC, 2020).

De acordo com SNATURAL (2020) é necessário criar uma passagem forçada da água pelo carvão betuminoso catalisado para que a descontaminação seja efetiva, o espaçamento inadequado entre o material pode gerar apenas um processo falho ou parcial pela falta de contato com o que se deseja adsorver.

Manta Geotêxtil

A manta geotêxtil de poliéster não tecido, adotada para estudo, é um material geossintético com filamentos consolidados sem o processo de tecelagem (EHRlich e BECKER, 2009).

As características mais importantes do material a respeito da infiltração e filtragem são:

Propriedades	Norma de Ensaio	GEOFORT
Permissividade	ASTM – D 4491 (AMERICAN..., 1999)	$1,02 \text{ S}^{-1}$
Permeabilidade Normal	ASTM – D 4491 (AMERICAN..., 1999)	$4 \times 10^{-3} \text{ m/s}$
Transmissividade	ASTM – D 4716 (AMERICAN..., 2008)	$1,05 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
Abertura de filtração	AFNOR – G 38017 (ASSOCIATION..., 1999)	$80 \mu\text{m}$

Tabela 1: Propriedades a manta geotêxtil GF31/600. Fonte: Geofort (2014)

Esse tipo de material é empregado na execução de dispositivos de drenagem com a finalidade de filtração, separação e proteção (DNIT, 2006).

Capacidade de infiltração do poço

De acordo com a equação de Zangar para recarga em zona vadosa:

Equação Tipo A para $S_i \geq L_w$



$$Q = (K \times 2 \times \pi \times L_w^2) / (\ln[L_w/r_w + (L_w^2/r_w^2 - 1)^{0,5}] - 1) \text{ (Equação 12)}$$

Sendo:

K - condutividade hidráulica (m/h);

Q - vazão (m³/h);

PI ≈ 3,14

L_w - profundidade da água dentro do poço de infiltração (m);

Ln - logaritmo neperiano;

r_w - raio do poço de infiltração (m);

S_i - distância do fundo do poço de infiltração até a área impermeável (m).

A NBR 13969/97 salienta que o nível entre o lençol freático e o fundo do poço de infiltração deve ser no mínimo de 1,5m e também a mesma distância para suas unidades.

A condutividade hidráulica do meio pode ser obtida em função do tipo de solo disponível no local:

Tabela 2: Condutividade hidráulica K em função do tipo de solo. Fonte: Febusson e Debo, 1990 in Georgia Stormwater Manual, 2001.

Tipo de Solo	K (mm/h)	K (m/dia)
Areia	210,06	4,96
Areia fraca	61,21	1,45
Fraco arenoso	25,91	0,61
Franco	13,21	0,31
Franco siltoso	6,86	0,16
Franco argilo arenoso	4,32	0,10
Franco argiloso	2,29	0,05
Franco argilo siltoso	1,52	0,04
Argila arenosa	1,27	0,03
Argila siltosa	1,02	0,02
Argila	0,51	0,01

Para a instalação do poço de infiltração BRE Digest 365 indica um valor mínimo de 5m para uma edificação, podendo ser reduzida até 3m, de acordo com o critério do projetista.

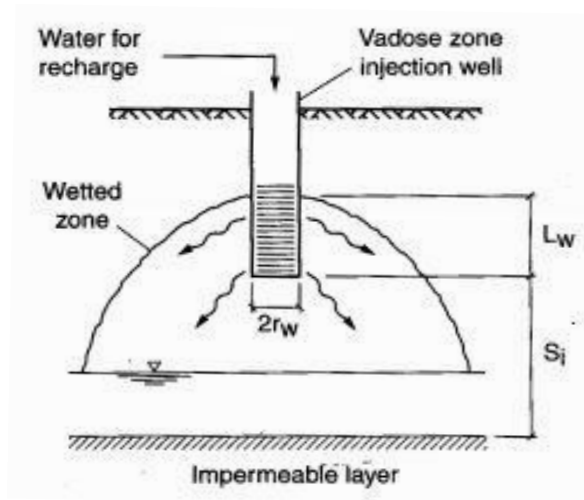


Figura 3: Esquema de poço executado na zona vadosa. Fonte: Tomaz, 2011.

Recarga do lençol freático

Tomaz (2011) define a recarga do solo como um processo de infiltração, com o movimento da água para dentro da interface solo-ar, até atingir o aquífero subterrâneo que é o topo dessa zona de saturação, definida como lençol freático.

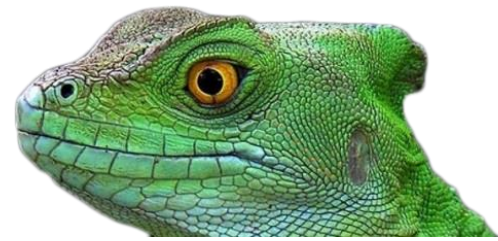
A condutividade hidráulica é definida como uma propriedade físico do solo que depende de seu espaço poroso, refletindo a capacidade de drenagem do solo (PRUSKI, 2006).

Pode-se chegar ao nível do lençol a partir da perfuração de um poço e registro da evolução do seu rebaixamento através de um teste de bombeamento até a sua estabilização, obtendo o nível dinâmico (ND) (HELLER e PÁDUA, 2006).

| METODOLOGIA |

Georreferenciamento e Bacia de Projeto

O mapeamento da bacia hidrográfica foi realizada no centro da cidade de Sinop com o uso dos softwares Google Earth e Google Maps. A delimitação dessa área baseou-se na coleta de dados altimétricos AMSL (metros acima do nível do mar) do terreno, levantada em campo no mês de fevereiro de 2017 enquanto eram realizadas observações sobre a via e seus dispositivos de drenagem. O software Altimeter (Examobile S.A) foi empregado em um Smart dispositivo, funcionando como um sistema de rastreamento, fazendo uso de satélites de triangulação,



possibilitando o mapeamento por meio de coordenadas (latitude e longitude) em graus, minutos e segundos.

A área delimitada compreende uma região de aproximadamente 0,141 km² com muitas vias, dentre elas: as avenidas Governador Júlio Campos e Acácias, as ruas das Rosas, Nogueiras, Orquídeas, Pitangueiras e Castanheiras. Sendo o ponto de maior interesse situado na avenida Governador Júlio Campos, mais especificamente na Praça Plínio Callegaro, onde é comum a ocorrência de alagamentos.



Figura 4. Bacia Hidrográfica. Fonte: acervo pessoal SOUZA, J. M. , 2017.

O sistema teórico que se utiliza do poço de infiltração foi dimensionado para o local dada a sua facilidade de implantação no ponto visado, possibilitando a captação do escoamento excedente acumulado na pista.

Para fins de cálculo essa bacia foi posteriormente dividida em sub-bacias 1, 2, 3, com área 0,085, 0,045 e 0,011 km² respectivamente.

Tempo de Concentração (TC)

A partir dos dados altimétricos se observa que os dois lados opostos da bacia convergem para um mesmo trecho central, localizado na avenida Governador Júlio Campos, portanto, divididos em duas sub-bacias 1 e 2 para fins de cálculos de captação de águas da chuva e escoamento. A distância desde o centro da via, até a parte mais afastada de cada área de contribuição (Figura 4 e Apêndice F) é respectivamente: $L_1=223,18\text{m}$ e $L_2=129,72\text{m}$, sendo a região da rotatória destinada a coleta do excedente precipitado adotada como sub-bacia 3, na qual a distância do ponto de interceptação com a avenida de L_1 até essa nova delimitação é $L_3= 247,14\text{m}$.

O valor de TC marca o mesmo tempo de escoamento até o poço de infiltração na sub-bacia 3, sendo a soma de Ts_1 e Ts_3 , maiores distâncias, com total de 15,732, aproximadamente 16 minutos, ignorando o menor tempo de Ts_2 .



Tempo de Escoamento em Superfície

A precipitação adequada a P_2 corresponde como se observa na Figura 6 a 10 mm/h, onde o ponto da curva se estabiliza após os 1000 minutos, resultando em 240 mm/dia. O coeficiente referente ao tipo de superfície encontrada (Tabela 3), foi adotado $n= 0,011$ dada a superfície do pavimento por onde a água é escoada.

Com as distâncias de T1, T2 e T3 obtidas (Figura 4) referentes as sub-bacias 1, 2 e 3 são encontrados os tempos de T_{s1} , T_{s2} e T_{s3} .

Tempo de Escoamento em Canais Rasos (T_n)

Em função da distância e altimetria, obtiveram-se as declividades de 0,0149 e 0,0135 m/m, conseqüentemente suas velocidades de escoamento V_1 e V_2 , respectivos a bacia 1 e 2, através do ábaco (Apêndice L) desenvolvido por SCS (1986).

Como observado na avenida Governador Júlio Campos onde a via é basicamente plana em sua seção longitudinal, dado o projeto inicial de terraplanagem da cidade, foi adotado o valor de 0,5% para a declividade e obtida sua velocidade de escoamento V_3 .

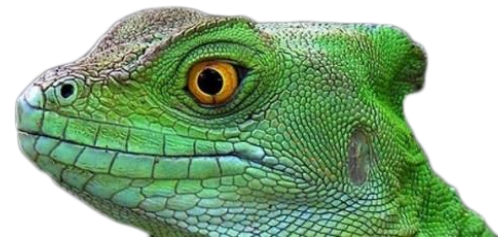
Em função da distância e velocidade encontrada para esses trechos pavimentados foram obtidos os tempos de escoamento em canais rasos $T_{n1}= 0,073$ h, $T_{n2}= 0,041$ h e $T_{n3}=0,172$ h, referentes as distâncias T1, T2 e T3 (Figura 4 e Apêndice F).

Tempo de Escoamento para Canais ou Galerias (T_Q)

O valor do Tempo de Escoamento para Canais ou Galerias (T_Q) é inexistente em função da sobrecarga de sarjetas que passa a se comportar como o resto da superfície da via, sendo o volume obtido em seu interior destinado para bocas de lobo próximas, portanto não contribui no tempo de concentração.

Curva de Intensidade-Duração-Frequência (IDF)

Os dados de taxas máximas de precipitação atmosféricas (i_{max}) nas curvas IDF foram obtidos por meio de testes sucessivos, apresentados na Figura 5, associados aos cálculos do método de balanço de massa para as áreas da bacia hidrográfica, capacidade de vazão de sarjetas, bueiros e bocas de lobo se obtendo a intensidade mínima de chuva para que ocorra o alagamento na via como 62 mm/h na duração de 137 minutos e o máximo possível escoar pelos bueiros de desvio como 120



mm/h para 48 minutos no tempo de retorno de 40 anos, adotado em função do período disponível de séries históricas de chuvas na região.

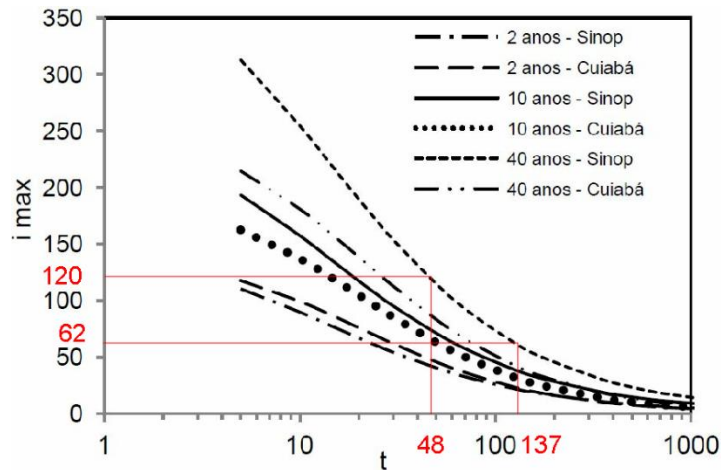


Figura 5. Curva IDF. Fonte: acervo pessoal SOUZA, J. M., 2017.

Método das Bissetrizes

Foram desenvolvidos modelos que se adequassem as quadras observadas na Figura 6: 01, 02, 05, 06, 07, 10, 11 e 12 (Apêndice A), as 03, 04, 08 e 09 (Apêndice B), as 13 e 14 (Apêndice C) e a rotatória (Apêndice D), semelhantes em suas dimensões, presentes na bacia hidrográfica, suas áreas geométricas possibilitaram a obtenção do escoamento destinado ao sistema público de drenagem (Apêndice E).

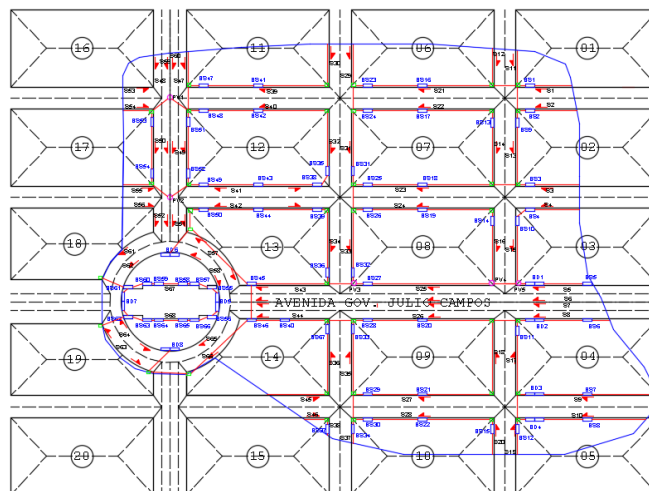


Figura 6: Rede de drenagem de águas pluviais na bacia hidrográfica e sentido de escoamento superficial. Fonte: acervo pessoal SOUZA, J. M., 2017.



Balanco de Massa

O balanço de massa proporciona a obtenção da vazão para áreas obtidas pelo método das bissetrizes.

Como o tempo de retorno é de 40 anos, entre 25 e 50 foi adotada a pior condição de permeabilidade, que solicite mais a rede, ou seja 50 anos. De acordo com o ambiente as geometrias possuem porcentagens diferentes de impermeabilidade, a praça 60, as vias 95 e demais áreas comerciais do centro 95.

Rede pública de drenagem de águas pluviais

A região pertencente a planta da rede de drenagem utilizada se apresenta em baixa resolução (PMS, 2011), baseando-se nisso foi desenvolvido um modelo da rede pública de drenagem (Figura 6 e Apêndice G), baseado nos dados indicados pela planta disponível e na observação em campo dos dispositivos de sarjetas, bocas de lobo simples ou duplas, bueiros, poços de visita e caixas de ligação.

As águas de quadras e vias escoam para as sarjetas seguem até as bocas de lobo, descarregando nos bueiros. Quando o volume na pista for superior a capacidade de absorção da boca de lobo é gerado um acumulo na sua entrada, caso os bueiros tenha uma capacidade inferior de vazão que o recebido a caixa se enche, após atingir o máximo volume comportado tem seu excedente devolvido à rua.

Todos os dispositivos foram tratados no decorrer deste estudo na sua plena funcionalidade sem a função de corrigir deficiências de drenagem causadas por obstruções, uma vez que a manutenção é de responsabilidade da prefeitura local ou a má execução de projeto, na condição de que o poço de infiltração não venha a substituir o sistema ou apresente uso frequente, apenas em casos de necessidade quando o nível de precipitação excede o previsto pelo projeto da rede.

Sarjeta em Canal triangular

O escoamento das águas de cada sub-bacia inicialmente se dá através de sarjetas.

Foi adotado o valor de 0,012 para rugosidade em sarjeta de concreto com bom acabamento.

As sarjetas acompanham a elevação das vias como foi observado e possuem pouca declividade, como definido adota-se o valor mínimo de 0,5% para o escoamento longitudinal.

O rebaixamento da sarjeta S13, cujo valor foi extrapolado para as demais para simplificação do cálculo, possui 4cm de profundidade e largura de 22cm.

Fazendo uso desses dados concluiu-se que a capacidade de vazão da sarjeta seria de aproximadamente $9,1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ ou 0,091 l/s.



Todas as sarjetas em condições de sobrecarga da rede de drenagem apresentam transbordamento.

Boca de lobo

A caixa boca de lobo simples medida em campo BS9, (Figura 7 e Apêndice G) cujo valor foi extrapolado para as demais, apresenta rebaixamento de 4 cm de entrada, dimensões internas de 1,10x0,85m (Apêndice M) quando subtraídas às medidas mínimas observadas para as bordas em função da abertura de entrada com 1,0 m, 10cm para encaixe da tampa, sendo a boca de lobo dupla o dobro de seu valor longitudinal 2,20x0,85m. A profundidade de 1,10m da caixa foi obtido em BS18 por meio de ferramentas como trena e barbante com chumbada se utilizando de uma perfuração pré-existente na tampa de concreto.

A distribuição do escoamento para as bocas de lobo se dá de forma a captar a água de sarjetas do mesmo lado da rua e as situadas em a uma altimetria mais elevada acompanhando o sentido do escoamento conforme a Figura 6.

Bueiro

A dimensão utilizada em cálculo se baseia na medição do bueiro BS9, o mesmo apresentou diâmetro de 60cm. O valor de 0,5% de declividade foi adotado para esse dispositivo.

Dados de poços de monitoramento CPRM

De acordo com a ficha técnica do poço 5200006724 fornecida pelo CPRM (2007), foi possível obter a classificação litológica do solo como areno-argiloso (do inglês sandy clay soil ou argila-arenosa), sendo a profundidade desse material de 0 a 10 metros, contanto a partir da superfície do solo.

O nível do lençol freático foi obtido durante o teste de bombeamento que constatou a profundidade mais próxima da superfície, nível estático (NE), como 11,30m e ao longo de 4 horas de consumo o rebaixamento foi estabilizado ao atingindo o nível dinâmico (ND) de 14,71m.



Filtros do sistema de poço de infiltração

Tanque séptico

As dimensões do dispositivo foram definidas com base no poço de infiltração, as medidas são de 0,80x0,80x1,00m que permitem o ajuste do bueiro de diâmetro 60mm e separador de estágio 5x60cm.

Brita

A espessura adotada para dosagem de brita é de 6 cm, definida de forma a assegurar maior confinamento do carvão betuminoso catalisado.

Carvão betuminoso catalisado

A camada do meio filtrante do poço de infiltração é composta de carvão betuminoso catalisado. Em função da relação entre o tempo de exposição com o efluente e quantidade de material foi obtida uma espessura de 50 cm para um poço com diâmetro de 4 m.

Manta Geotêxtil

O tipo de manta geotêxtil escolhida foi o modelo GF31/100 com a função de restringir a passagem do carvão betuminoso catalisado durante a infiltração e a colmatagem do solo.

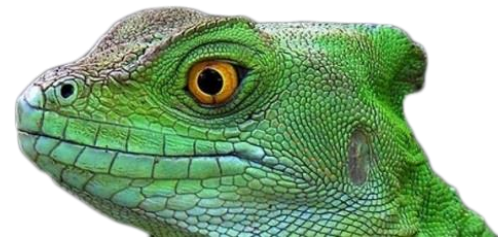
Considerações Finais e Perspectivas Futuras

Para a implantação do poço de infiltração é necessário prospecção do subsolo por meio de mais testes de bombeamento nas proximidades, para garantia de absorção total pelo lençol freático de toda a descarga hídrica.

Cada poço de infiltração apresentaria proposta de dimensão útil interna de 4 m de diâmetro e 3,10 m de profundidade, capaz de proporcionar o maior volume possível, necessário para comportar uma grande quantidade de água recebida em um espaço muito curto de tempo.

As dimensões ideais para a infiltração nesse elemento foram obtidas através de sucessivas simulações em cálculo, estabelecendo a melhor relação entre diâmetro e profundidade, comportando todo o volume gerado durante o intervalo da chuva.

O poço de infiltração apresenta uma profundidade total desde a superfície da calçada até sua base em manta geotêxtil de aproximadamente 3,30 m, a uma distância segura acima do lençol freático, de acordo com os dados da CPRM (2007).



No interior da praça seria possível a instalação de 12 bueiros de desvio nas bocas de lobo, com uma unidade de infiltração cada, de BS55 a BS66.

Para uma precipitação de 62 mm/h seriam necessários aproximadamente 6 bueiros de desvio (\varnothing 30cm), em função da divisão da vazão total escoada para a avenida e a capacidade de escoamento do mesmo, para 120 mm/h seriam necessários 12 elementos (\varnothing 60cm), em um nível um pouco mais baixo na Caixa boca de lobo em decorrência de sua dimensão.

Do ponto de vista econômico, seria mais vantajoso um sistema de poço de infiltração para uma taxa de precipitação mínima de 62 mm/h como uma forma de mitigar o alagamento da via ou como medida complementar empregado juntamente a outros sistemas drenantes.

Em sua capacidade de retenção da sobrecarga o sistema se mostra viável, tanto pela capacidade e volume dos poços de infiltração quanto pelo número de dispositivos, recebendo sua vazão máxima constante a partir dos 16 minutos até o fim da precipitação.

O escoamento acumulado na avenida é resultante da soma do excedente retido na entrada das bocas de lobo, sendo a maior parcela condizente com o déficit de escoamento dos bueiros, quando a caixa é preenchida e uma parte dessa água retorna a via.

Para o tempo de reabsorção pelo próprio sistema de drenagem da avenida após o fim da chuva seria necessário o tempo de 7 minutos para a intensidade de 62 mm/h e 38 minutos para 120 mm/h, aproximadamente.

Pretende-se a posteriori, desenvolver um protótipo em bancada, para testes de capacidade de retenção e/ou mitigação dos poluentes em questão, objeto de pesquisa de mestrado do 1º autor.

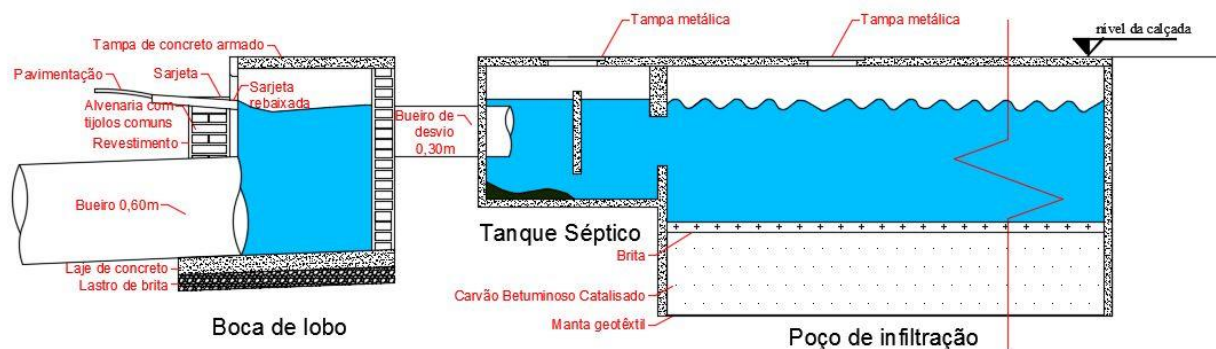


Figura 7. Sistema drenante de águas pluviais com poço de infiltração e tanque séptico: acervo pessoal SOUZA, J. M., 2020.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: Tanques Sépticos- unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. NBR 11803: Materiais para base e sub-base de brita graduada tratada com cimento – Requisitos. Rio de Janeiro, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE TUBOS DE CONCRETO. Tubos de concreto para águas pluviais e esgoto. Download: (http://www.abtc.com.br/site/download/tubos_aduelas.pdf) em junho de 2017.

ASSOCIAÇÃO O ECO. O que é uma Bacia Hidrográfica. Disponível em: <<http://www.oeco.org.br/dicionario-ambiental/29097-o-que-e-uma-bacia-hidrografica/>>. Acesso em: 21 mar. 2017.

BARBASSA, A.P. Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: avaliação das condições de operação e manutenção. Ambiente Construído, Porto Alegre, v.14, n.2, p.91-107, abr./jun. 2014.

BOTAN, Jonas. Determinação da Curva de Intensidade-Duração-Frequência das Precipitações Máximas para o Município de Sinop-MT. Sinop, MT: UNEMAT, 2014, 8 p.(Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação).

BOTELHO, Manoel H.C. Águas de Chuva: Engenharia das Águas Pluviais nas Cidades, 3ª Ed., São Paulo, SP: Blucher, 2011, 293 p.

BRAGA, B.D.F. Gerenciamento urbano integrado em ambiente tropical. In: Seminário de Hidráulica Computacional Aplicada a Problemas de Drenagem Urbana, 1994. Anais...São Paulo: ABRH, 1994.

BRANDÃO, F. Juarez vai mexer na Júlio Campos. 2014. Download de (<http://blogdobrandao.com.br/index.php?mega=post&cod=2749>) em maior de 2017.

SOUSA, Rafaela. "Carvão mineral"; Brasil Escola. Disponível em:<<https://brasilecola.uol.com.br/geografia/carvao-mineral-combustivel.htm>>. Acesso em 09 de março de 2020.

CANHOLI, Aluísio P. Drenagem Urbana e Controle de Enchentes, 2ª Ed., São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2014, 384 p.

CPRM. Siagas. Poço: 5200006724. Download: (http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/detalhe_poco.php?ponto=5200006724) em agosto de 2016.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT. DNIT. Manual de Conservação Rodoviária. 2ª Ed. Rio de Janeiro, 2005.

Febusson e Debo, 1990 in Georgia Stormwater Manual, 2001.

FILHO, Carlos F.M. Microdrenagem. Capítulo I: Sistema de Drenagem Pluvial. Disponível em:<<http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/Dren01.html>>. Acesso em 1 de mar. 2017.

Geofort (2014) Download de (http://obergeo.com.br/catalogo/catalogo-GEOFORT_POLIPROPILENO.pdf) em maior de 2017

GIANSANTE, Antonio E. Drenagem Urbana. 17 p., 2007. Download de (<https://pt.slideshare.net/mackenzista2/drenagem-urbana2007>) em março de 2017.

EHRlich, M; BECKER, L.. Muros e taludes de solo reforçado. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.



- PMS. Prefeitura Municipal de Sinop. Prodac 2 será lançado hoje. Mais de 75 milhões de investimentos. 2011. Disponível em: <<http://www.sinop.mt.gov.br/Noticias/Prodac-2-sera-lancado-hoje-mais-de-r-75-de-milhoes-de-investimentos/>>. Acesso em: 28 abr. 2017.
- PRUSKI, F.F. et al. Infiltração da Água no solo. Minas Gerais: UFV, 2006.
- SALES, M.M. Sistemas de drenagem na fonte por poços de infiltração de águas pluviais. Ambiente Construído, Porto Alegre, v.8, n.2, p99-177, abr./jun. 2008.
- Só Notícias. Reportagem de 17/03/2015. Chuva Forte Deixa Centro e alguns Bairros de Sinop Alagados. Disponível em: <<http://www.sonoticias.com.br/noticia/geral/chuva-forte-deixa-centro-e-alguns-bairros-de-sinop-alagados-veja-video>> . Acesso em: 7 mar. 2017.
- SNATURAL. Tratamento de Água. Filtro através de Carvão Ativado. 2 p. Download de (http://www.snatural.com.br/PDF_arquivos/Filtracao-Carvao-Ativado-1.pdf) em março de 2017.
- _____. Carvão ativado – Carbonat. Disponível em: <<http://www.snatural.com.br/Carvao-Ativado-Filtros.html>>. Acesso em: 21 mar. 2017.
- NATURALTEC Carvão Ativado. Disponível em: <<http://www.naturaltec.com.br/Filtro-Agua-Carvao-Ativado.html>>. Acesso em: 21 mar. 2017.
- Tomaz, Plinio. Infiltração e Dry Swell. Capítulo 48: Recarga Artificial das Águas Subterrâneas, p. 1-34 , 2011.
- NETO, Cardosa A. Sistemas Urbanos de Drenagem: apostila. 19 p. 2008 Download de (<ftp://ftp.cefetes.br/cursos/transportes/Zorzal/Drenagem%20Urbana/Apostila%20de%20drenagem%20urbana%20do%20prof%20Cardoso%20Neto.pdf>) em abril de 2017.
- DIGEST 365. Soakaway design. Disponível em: <www.bre.com.uk>. Acesso em 14 abr. 2017.



CARACTERIZAÇÃO PRELIMINAR DE HIDROCARBONETOS DE SEDIMENTOS NA LAGOA MANGUEIRA

| ID 14813 |

¹Gabriela Oliveira Andrade, ² Karolina Moreira, ³Camila Kaezynski Rockenbach, ⁴Pedro José Sanches Filho

1Instituto Federal Sul-rio-grandense, Campus Pelotas, e-mail: gab_0_andrade@hotmail.com; 2Instituto Federal Sul-rio-grandense, Campus Pelotas, e-mail: karolinska.moreira@gmail.com; 3Instituto Federal Sul-rio-grandense, Campus Pelotas, e-mail: qui.camila@outlook.com; 4Instituto Federal Sul-rio-grandense, Campus Pelota, e-mail: sanches@pelotas.ifsul.edu.br

| RESUMO |

A Lagoa Mangueira faz parte do maior complexo lagunar da América Latina, junto com a Lagoa Mirim e a Lagoa dos Patos e também do Sistema Hidrológico do Taim sendo a maior dentre as lagoas incluídas neste sistema. Ainda segundo estudos, a Mangueira é a mais nova do complexo lagunar e também uma das formações geológicas mais jovens do planeta, com apenas 4,5 mil anos de existência. Por se destacar tanto dentre os corpos hídricos, diversos estudos estão sendo feitos nas águas e nos sedimentos da Mangueira, no entanto, não há nada relacionado à caracterização dos níveis de Hidrocarbonetos Alifáticos (HAS) e n-alcanos neste ambiente. Portanto devido à falta destes dados, o objetivo deste trabalho é determinar a concentração de n-alcanos e caracterizar as fontes destes, nos sedimentos superficiais da Lagoa Mangueira. Sendo os hidrocarbonetos compostos orgânicos que possuem átomos de hidrogênio e carbono em sua formação, podem apresentar ligações simples, duplas ou triplas e formam estruturas lineares, ramificadas ou cíclicas. Estes compostos estão presentes na matéria orgânica de origem animal e vegetal e representam grande parte da composição do petróleo e seus derivados, portanto podem ser introduzidos em corpos hídricos e, especialmente, em sedimentos oriundos de diversas fontes e processos. Estes são listados como alguns dos principais contaminantes nos dias de hoje, pois são gerados com facilidade e apresentam uma grande dispersão. Neste estudo preliminar foram detectados n-alcanos entre C11 e C33 em todos os pontos com \sum n-alcanos variando de 1,7 (P3) a 10,2 mg Kg⁻¹ (P1). Estes resultados apresentaram uma forte correlação com os níveis de matéria orgânica, com um coeficiente de correlação de Pearson de 0,99. No P1 observou-se colaboração de n-alcanos biogênicos tanto com origem de algas (nC17) como de plantas terrestres (nC25, nC27, nC29, nC31). A presença de n-alcanos na faixa de C12 a C20 sem predomínio ímpar/par indica hidrocarbonetos de origem petrogênica, o que sugere possíveis contribuições deste tipo de fonte, como resíduos de combustível resultantes dos motores dos barcos. Este perfil foi apresentado nos três pontos. O ICP indica fontes mistas de n-alcanos para todos os pontos. Já a razão MCNR/ \sum n-alcanos mostra o ponto 1 com uma contaminação crônica maior, e a presença de duas UCMS indica tanto degradação de matéria orgânica de origem natural como petrogênica. Quanto aos níveis de HAS, valores superiores a 5x10⁵ µg Kg⁻¹, indicam sedimentos poluídos por hidrocarbonetos situação apresentada apenas pelo ponto 1.

Palavras-chave: Lagoa Mangueira; n-alcanos; hidrocarbonetos.



| INTRODUÇÃO |

A região costeira do Rio Grande do Sul é privilegiada pelo grande número de rios e lagoas, destacando-se em volume de água a Lagoa dos Patos e as Lagoas Mirim e Mangueira. A Lagoa Mangueira está situada no município de Santa Vitória do Palmar. Fica a mais de 500 quilômetros da capital gaúcha, quase na fronteira com o Uruguai, sem concentrações urbanas por perto. Ela faz parte do maior complexo lagunar da América Latina, junto com a lagoa Mirim e a Lagoa dos Patos e também do Sistema Hidrológico do Taim, sendo a maior dentre as lagoas incluídas neste sistema (Schafer et al., 2009; Grimler et al., 2018).

A Lagoa Mangueira não tem acesso pelo mar e nenhum rio desemboca em suas águas. A barreira que criou este fenômeno já esteve muito longe da costa. É uma extensa faixa de areia que começou a se deslocar pelo continente no fim da última Idade do Gelo. São 123 quilômetros de extensão de águas que vêm da chuva e de lençóis freáticos embaixo do solo, em uma área de 820 quilômetros quadrados. Segundo estudos, a Mangueira é a mais nova do complexo lagunar e também uma das formações geológicas mais jovens do planeta, com apenas 4,5 mil anos de existência (Tomazelli et al., 2005/ Grimler et al., 2018).

O sistema lagunar Mirim-Mangueira tem seu uso voltado para diversas atividades, tais como pesca, recreação, irrigação e fonte de água potável para as pequenas populações rurais que a circundam. Sendo o principal uso das águas da Lagoa Mangueira as extrações diretas para a irrigação das lavouras de arroz e a pesca artesanal (Pereira et al., 2019).

Os hidrocarbonetos são compostos orgânicos que possuem átomos de hidrogênio e carbono em sua formação, podem apresentar ligações simples, duplas ou triplas e formam estruturas lineares, ramificadas ou cíclicas. Estes compostos estão presentes na matéria orgânica de origem animal e vegetal e representam grande parte da composição do petróleo e seus derivados, portanto podem ser introduzidos em corpos hídricos e, especialmente, em sedimentos oriundos de diversas fontes e processos (Vieira-Campos et al., 2017). Estes são listados como alguns dos principais contaminantes nos dias de hoje, pois são gerados com facilidade e apresentam uma grande dispersão (Hartzell, et al., 2018).

A análise da composição de hidrocarbonetos em sedimentos pode fornecer muitas informações sobre suas fontes e processos diagenéticos, e refletir a extensão das pressões antropogênicas no ambiente. As fontes desses marcadores geoquímicos ambientais são naturais e antropogênicos (Ines et al., 2013). Portanto, hidrocarbonetos alifáticos (HAs), hidrocarbonetos totais do petróleo (HTP), níveis de n-alcenos, mistura complexa não resolvida (MCNR) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) medidos em sedimentos, vem sendo utilizados para avaliar tipos de



fontes de contaminantes no ambiente hídrico (Arduim et al., 2019; Ines et al., 2013; O'Reilly et al., 2014).

Dentre estes, os hidrocarbonetos alifáticos (HAs), principalmente os n-alcenos, podem ajudar na identificação da origem da matéria orgânica em ambientes lagunares. Esses compostos são encontrados no ambiente em misturas complexas, a composição qualitativa e quantitativa está relacionada a fontes de poluição. Relações como n-alcenos com cadeias com número ímpar de carbonos e n-alcenos com número par tem sido usadas para caracterizar a matéria orgânica como origem biogênica ou petrogênica (Carreira et al., 2009, Sanches Filho et al., 2013). É conhecido como índice preferencial de carbono (IPC). Valores próximos a um ou menores que 1, indicam aportes de origem petrogênica nos sedimentos.

A predominância de n-alcenos lineares com cadeias curtas (nC15 a nC19) indica a origem da matéria orgânica das algas, enquanto cadeias maiores (nC25 a nC35) caracterizam a matéria orgânica de origem terrestre (Commendatore et al., 2004, Yunker et al., 1993).

A análise das concentrações destes contaminantes em sedimentos tem sido utilizada para avaliar as principais fontes, efeitos e impactos que são causados em ambientes hídricos (Sanches Filho et al., 2017).

Para as análises de hidrocarbonetos em sedimentos já existem diversos métodos de extração, muitos deles já padronizados pela United State Environmental Protection Agency (USEPA). Como mais utilizados, podemos listar o método de extração por soxhlet (EPA 3540C) e o método de extração por ultrassom (3550C) (USEPA, 1996; USEPA, 2007). Porém, os dois métodos de extração apresentam desvantagens em sua utilização, o método por soxhlet exige para uma extração bem-sucedida de 12 a 36 horas de funcionamento, ainda necessitando de processos de clean-up. Por outro lado, a extração por ultrassom ocorre em menos tempo, porém este método utiliza grandes volumes de solvente, o que expõem o analista a intoxicações pelos períodos de evaporação, tem um custo elevado e é agressivo ao meio ambiente (Cavalcante et al., 2008). Alternativamente alguns autores desenvolveram metodologias combinando as vantagens dos dois métodos como Luque-Garcia De Castro et al., (2004); Djenni et al., (2013) e Arduim et al., (2019), que combinou etapas de pré-sonificação seguidas por extração em soxhlet e análise por cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massas (GC/MS do inglês gas chromatography coupled to mass spectrometry).

Alguns estudos têm sido desenvolvidos na Lagoa da Mangueira para caracterização deste ambiente lagunar tais como: Desenvolvimento de um modelo hidrodinâmico de transporte de nutrientes e plâncton para corpos rasos, por Fragoso et al., (2009); Dominância e estrutura do tamanho dos peixes, por Artioli et al., (2009); Avaliação da contaminação ambiental por metais



pesados através dos peixes, por Pereira et al., (2019); Determinação de metais tóxicos nos sedimentos, por Grinmler et al., (2018) e nas águas (Santos et al., 2018).

No entanto, não há nada relacionado à caracterização dos níveis de Hidrocarbonetos Alifáticos e n-alcanos neste ambiente. Portanto devido à falta destes dados e a importância deste corpo hídrico, o objetivo deste trabalho é determinar a concentração de n-alcanos e caracterizar as fontes destes, nos sedimentos superficiais da Lagoa Mangueira.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A Lagoa Mangueira está localizada entre as dunas que separam o município de Santa Vitória do Palmar e o Oceano Atlântico, com coordenadas geográficas 33°05'27.02"S e 52°46'03.01"W. Para o desenvolvimento deste estudo preliminar, amostras de sedimentos superficiais foram coletadas em uma draga de aço inoxidável do tipo Van Veen, como indicado por Mozeto et al., (2007), em Outubro de 2019.

O ponto um (P1) foi coletado em um pequeno porto (Porto Paraiso) com coordenadas geográficas 32°56'13.59"S e 52°41'40.62"W, o ponto dois (P2) (32°58'53"S e 52°40'9"W) mais ao sul do Porto no centro da lagoa e o ponto três (P3) (32°57'05"S e 52°42'35"W) mais ao centro, porém para o norte de ponto 1.

A posição exata para cada ponto de amostragem (Fig. 1) foi definida por medições com GPS (Sistema de Posicionamento Global) Garmin & Trex®, precisão de ± 15 m. A Figura 1 mostra a localização dos pontos.

As amostras foram colocadas em frascos de vidro previamente limpos com solvente (hexano, diclorometano e acetona) e envoltos em papel alumínio, tomando todos os cuidados necessários para prevenir contaminações. Todas as amostras foram homogeneizadas, transportadas e armazenadas a 4 °C até as análises laboratoriais.

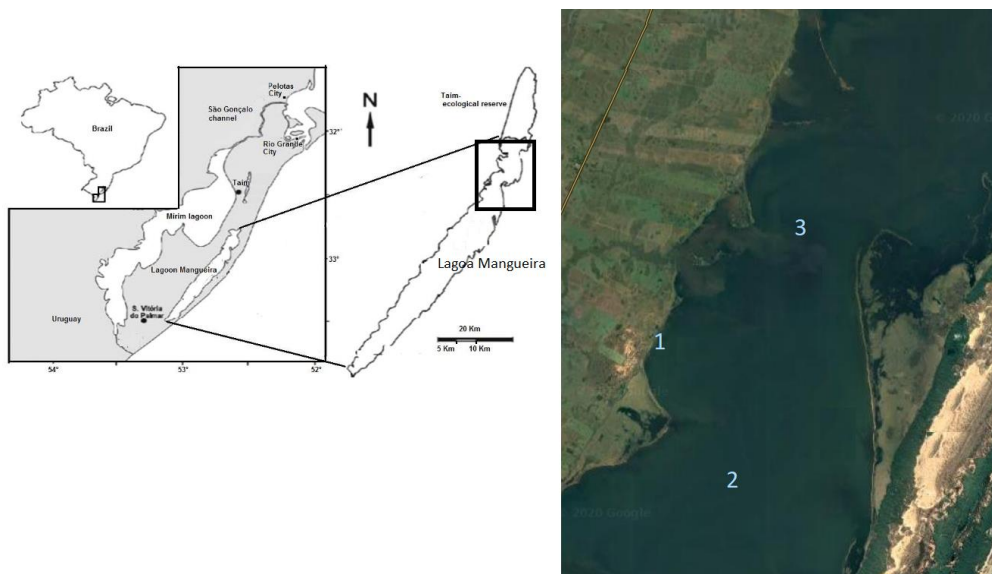


Figura 1: Localizações dos pontos de coleta.

Os sedimentos coletados foram homogeneizados e sub-amostrados para determinação do teor de umidade, matéria orgânica total, pH e distribuição granulométrica. O teor de umidade avaliado com cerca de 10 g de amostra colocada em estufa a 105 °C, durante 24 horas. A matéria orgânica total (MOT) foi determinada pelo método de calcinação a 550 °C (Bisutti et al., 2004; Mannino et al., 2008) e convertida em carbono orgânico total (COT) utilizando a fórmula $MOT(\%) = 1,724 \times COT$ (fator Van Bemmelen). A granulometria foi realizada pelo método padrão de peneiras (Suguio et al., 1973). A temperatura e o pH da água foram medidos no momento da amostragem do sedimento.

A extração dos hidrocarbonetos foi realizada conforme o método otimizado por Arduim et al., (2019). Para avaliar o desempenho da extração, a amostra de sedimento foi fortificada com 250 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ de uma solução de Hexadeceno (1-hexadeceno), adquirida a partir de Supelco (Bellefonte, PA, EUA).

Amostras de sedimento (± 20 g), adicionados de 20 g de Na_2SO_4 anidro, juntamente com 100 mL de uma mistura de hexano/acetona (1:1 v/v) foram sonificadas por 30 min (USC 4800A Unique, frequência 40 KHZ), a temperatura ambiente. Em seguida foram filtradas e transferidas para o processo de extração por soxhlet (4 h). O extrato obtido foi fracionado por cromatografia líquida preparativa em coluna, contendo 1 g de Na_2SO_4 anidro ativado, agulhas de cobre, 3,2 g de sílica gel 5% desativada, 1,8 g de alumina 2% desativada e 1 g de Na_2SO_4 anidro, utilizando 20 mL de hexano para a eluição dos HAS. (UNEP, 1992).

Solventes (diclorometano – DCM, n-hexano – hex e acetona grau P.A.), sulfato de sódio anidro e sílica gel 60 (70-230 mesh ASTM) foram obtidos pela Merck (Darmstadt, Alemanha); a alumina



neutra (tipo 507, ASTM 70-290 mesh) foi obtida da Fluka AG (Suíça) e os cartuchos de extração de celulose (20 mm i.d. e 80 mm de comprimento) foram obtidos de Whatman (Reino Unido). A sílica, a alumina e o sulfato de sódio anidro foram ativados a 400 °C durante 4 horas, na mufla para a eliminação de resíduos orgânicos que pudessem interferir na realização dos procedimentos.

As agulhas de cobre foram ativadas com HCl concentrado e lavadas com água purificada (duas vezes), metanol (duas vezes), DCM (duas vezes) e hexano (duas vezes) e deixadas para secar em temperatura ambiente na capela. Essas agulhas foram adicionadas a extração para remoção de enxofre.

Para análise cromatográfica, a fração de HAs foi reconstituída em DCM (1 mL) e uma alíquota de 1 µL foi automaticamente injetada (AOC-20i Shimadzu), em um cromatógrafo gasoso acoplado a um espectrômetro de massas GC/MS-QP2010 Ultra, equipado com um sistema de aquisição de dados GC Solution Shimadzu.

Para quantificação dos analitos curvas de calibração para n-alcenos lineares entre nC9 a nC40 foram construídas na faixa de 0,2 e 5,0 mg L⁻¹ com cinco pontos de diferentes concentrações, preparados por diluição a partir dos padrões cromatográficos (C8 - C20) e (C21 - C40), adquiridos da Sigma Aldrich (Bellefonte, PA, USA).

Cada ponto da curva de calibração representa o valor médio de três áreas de medidas independentes.

A tabela 1 apresenta as condições cromatográficas ajustadas a partir da análise do padrão 5 mg L⁻¹.

Tabela 1: Condições cromatográficas para a análise em GC/MS.

Parâmetro	Especificação
Coluna	RTx-5ms coluna (30m x 0,25 mm d.i. x 0,25 µm espessura de filme (J & W Scientific, Folson, CA, USA)
Modo de Injeção	Splitless
Temperatura do injetor	280 °C
Temperatura da interface	200 °C
Ionização	Eletron-Impacto (EI) em 70 eV
Gás de transporte/fluxo	Hélio (1,0 mL min ⁻¹)
Temperatura do forno (F1 - n alcanos)	Temperatura inicial 60 °C (10min) 5 °C min ⁻¹ , 200 °C, (5min), 10 °C min 300 °C (35 min).



Todos os procedimentos foram realizados em triplicata e acompanhados com análise de brancos. O limite de detecção (LD) foi calculado utilizando-se três vezes o desvio padrão do sinal do branco, enquanto que o limite de quantificação (LQ) foi calculado dez vezes o desvio padrão do sinal do branco, ambos divididos pelo coeficiente angular. Para o cálculo do LD e LQ do método considerou-se uma massa de 20 g de amostra com uma recuperação de 100% de cada analito.

O índice preferencial de carbono (IPC) (Celino et al., 2008) foi usado para identificar a contribuição de plantas versus a contaminação por combustíveis fósseis. O IPC pode ser calculado através da expressão:

$$IPC = \frac{1}{2} \left[\frac{C25 + C27 + C29 + C31 + C33}{C24 + C26 + C28 + C30 + C32} \right] + \left[\frac{C25 + C27 + C29 + C31 + C33}{C26 + C28 + C30 + C32 + C34} \right]$$

A razão terrígena/aquática (RTA) é a relação entre as concentrações de n-alcenos de cadeia longa (nC27 + nC29 + nC31) sobre os n-alcenos de cadeia curta (nC15 + nC17 + nC19) e avalia a prevalência de fontes aquáticas ou terrestres (Mille et al., 2007; Yunker et al., 1993). As concentrações de MCNR (Mistura Complexa Não Resolvida) foram avaliadas segundo método EPA 8015B conforme a equação multiplicando-se a área da MCNR por um fator de resposta médio calculado a partir dos padrões de n-alcenos. Para cálculos de correlação de Pearson foi utilizado o Excel 2010.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A figura 2 apresenta a distribuição granulométrica dos sedimentos amostrados. No geral, as categorias de tamanho de grão predominantes foram areia fina (fine sand) + areia muito fina (very fine sand) (0,063 e 0,250 mm).

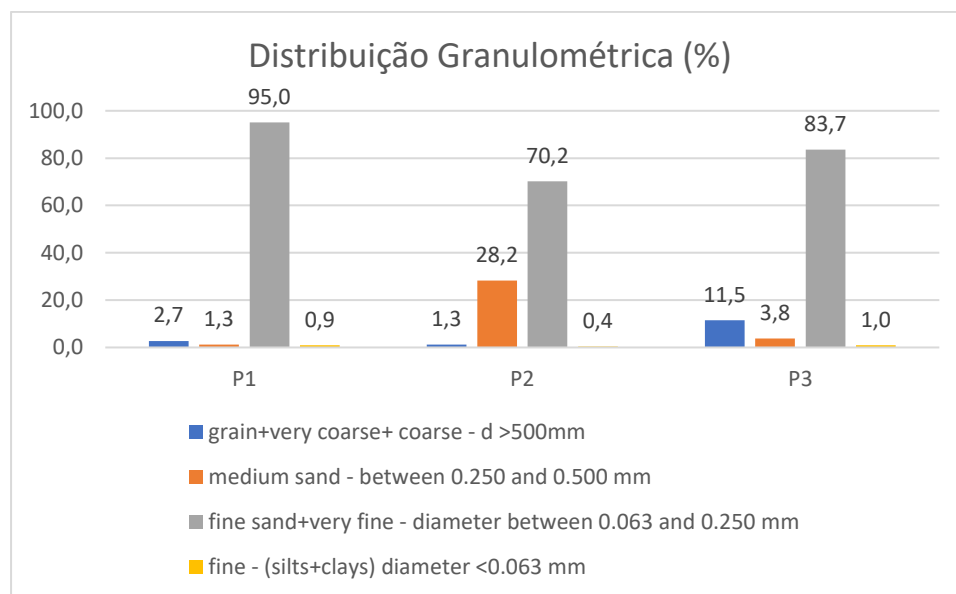


Figura 2: Distribuição granulométrica dos pontos amostrais

A Tabela 2 apresenta os resultados para caracterização preliminar dos sedimentos.

Tabela 2: Caracterização preliminar dos sedimentos da Lagoa Mangueira.

Ponto	Umidade%±RSD	MOT%±RSD	COT%	pH	T (°C)
P1	48,5±11,6	1,6±4,2	0,92	7,9	20
P2	34,1±5,9	1,0±5,2	0,49	8,5	19
P3	33,4±5,6	0,5±16,6	0,27	8,6	19

MOT: matéria orgânica total; COT%: carbono orgânico total; %RSD: desvio padrão relativo em%; T: temperatura da água no momento da coleta.

A partir dos dados pode-se observar que o ponto 1 apresenta os maiores teores de umidade e matéria orgânica bem como a menor granulometria com 96% das partículas menores que 0,250 mm. Resultado que reflete um ambiente que favorece a deposição e acúmulo de substância de importância ambiental como os HAs. A granulometria do sedimento é essencial para a acumulação e persistência de hidrocarbonetos no ambiente. O baixo tamanho de partícula é responsável por uma elevada capacidade de adsorção de sedimentos (Viñas et al., 2009). Este resultado está em acordo com os níveis de MOT e umidade. A baixa granulometria aumenta os espaços intersticiais o que leva ao maior teor de umidade presente nos sedimentos

A partir da análise cromatográfica dos n-alcenos verificou-se uma resposta linear à faixa de concentração (0,2 a 4,0 mg L⁻¹) com coeficientes de correlação (r²) que variaram de 0,985 a 0,998;



limites de detecção (LD) e limites de quantificação (LQ) foram encontrados na faixa de 0,3 – 5,6 $\mu\text{g kg}^{-1}$ e 0,7 – 15,1 $\mu\text{g kg}^{-1}$, expressos na tabela 3, respectivamente. Os valores mais altos estão relacionados à redução do fator de resposta para compostos mais pesados, como na faixa de nC35 a nC40. As recuperações para o hexadeceno foram superiores a 70% com RSDs inferiores a 20%, indicando exatidão e precisão aceitáveis ao método de extração, e em acordo com os resultados descritos por Arduim et al., (2019).

Tabela 3: Concentrações de n-alcenos ($\text{mg Kg}^{-1}\pm\text{RSD}\%$) em sedimentos da Lagoa Mangueira.

Name	P1	P2	P3	LD $\mu\text{g Kg}^{-1}$	LQ $\mu\text{g Kg}^{-1}$
Decano	0,24±6,0	0,09±6,50	nd	0,3	1,1
Undecano	0,35±6,1	0,18±10,77	0,04±13,8	0,4	1,0
Dodecano	0,14±7,8	0,05±9,26	0,01±4,4	0,3	0,9
Tridecano	0,11±6,6	0,03±14,66	0,02±9,3	0,4	1,0
Tetradecano	0,16±9,5	0,10±22,03	0,02±7,1	0,3	0,9
Pentadecano	0,17 ±5,2	0,12±13,72	0,03±5,6	0,4	0,9
Hexadecano	0,23±24,1	0,27±22,64	0,05±18,0	0,3	0,9
Heptadecano	1,16±17,3	1,22±19,97	0,08±14,8	0,3	0,8
Octadecano	0,45±3,3	0,47±17,81	0,08±12,1	0,3	0,8
Nonadecano	0,52±2,7	0,42±4,71	0,09±15,2	0,3	0,8
Eicosano	0,43±9,2	0,32±19,16	0,07±15,7	0,3	0,8
Heneicosano	0,48±8,3	0,14±1,26	0,07±14,7	0,3	0,8
Docosano	0,38±7,2	0,14±4,40	0,06±5,8	0,3	0,7
Tricosano	0,65±7,6	0,17±6,50	0,14±6,2	0,3	0,8
Tetracosano	0,43±11,8	0,13±6,50	0,10±16,5	0,3	0,8
Pentacosano	0,66±4,9	0,19±6,50	0,13±11,4	0,3	0,8
Hexacosano	0,49±13,2	0,13±17,20	0,09±16,6	0,4	1,0
Heptacosano	0,70±6,2	0,24±6,50	0,20±18,7	0,4	1,1
Octacosano	0,32±13,2	0,13±10,53	0,10±23,0	0,5	1,5
Nonacosano	0,75±11,1	0,18±1,83	0,10±1,1	0,7	1,8
Triacotano	0,22±6,8	0,13±10,53	0,03±0,1	0,8	2,2
Untriacotano	0,47±21,5	0,1±317,20	0,07±5,9	1,1	3,1
Dotriacotano	0,24±24,7	0,12±14,18	0,07±18,9	1,4	3,7
Tritriacotano	0,28±18,2	0,08±27,68	0,02±17,7	1,4	3,9



Tetratriacontano	nd	nd	nd	1,9	5,1
Pentatriacontano	0,16±3,5	nd	nd	2,3	6,1
Hexatriacontano	nd	nd	nd	3,9	10,6
Heptatriacontano	nd	nd	nd	4,6	12,4
Octatriacontano	nd	nd	nd	5,3	14,4
Nonatriacontano	nd	nd	nd	5,4	14,7
Tetracontano	nd	nd	nd	5,6	15,1
Σn-Alcanos	10,2±2,6	5,19±8,9	1,7±7,1		
BMM/AMM	0,6±6,3	1,7±11,0	0,4±13,5		
ICP	3,1±5,04	2,3±3,1	2,4±5,9		
RTA	1,0±11,21	0,3±17,7	1,8±11,3		
MCNR	4210,8±5,6	463,1±6,1	47,6±11,5		
MCNR/Σn-Alcanos	408,1±3,1	88,3±2,8	26,5±4,5		
HAs (ΣN-Alcanos+MCNR)	4221,0±5,6	468,3±6,2	49,30±11,40		

ICP: índice preferencial de carbono; nd: não detectado; RTA: razão terrígena/aquática; MCNR: mistura complexa não resolvida; HAs: hidrocarbonetos alifáticos; LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação; BMM: baixa massa molecular; AMM: alta massa molecular.

Neste estudo preliminar foram detectados n-alcanos entre C11 e C33 em todos os pontos com Σn-alcanos variando de 1,7 (P3) a 10,2 mg Kg⁻¹ (P1). Estes resultados apresentaram uma forte correlação com os níveis de matéria orgânica, com um coeficiente de correlação de Pearson de 0,99.

Os valores de Σn-alcanos neste estudo (tabela 3) estão de acordo com os níveis determinados em outros ambientes hídricos, como os descritos na Baía de Ushuaia Bay, Tierra del Fuego - Patagonia, Argentina de 280 a 11720 µg Kg⁻¹ (Commendatore et al., 2012), com os valores encontrados no sistema estuarino do rio Sergipe, Brasil; valores entre 9,9 µg g⁻¹ - 30,8 µg g⁻¹ (Lima et al., 2012), Ilha de Florianópolis, Brasil; com valores entre 1,19 µg g⁻¹ - 45,60 µg g⁻¹ (Assunção et al., 2017).

O coeficiente de correlação de Pearson (calculado pelo Microsoft Excel 2010) entre RTA e a razão BMM/AMM (-0,91) mostra que o aumento da RTA leva a uma diminuição do valor da razão BMM/AMM devido ao aumento de n-alcanos com AMM, como nC25, nC27, nC29, nC31. No P1



observa-se colaboração de n-alcenos biogênicos tanto com origem de algas (nC17) como de plantas terrestres (nC25, nC27, nC29, nC31) o que é confirmado pelo RTA de 1.

A presença de n-alcenos na faixa de C12 a C20 sem predomínio ímpar/par indica hidrocarbonetos de origem petrogênica, o que sugere possíveis contribuições deste tipo de fonte, como resíduos de combustível resultantes dos motores dos barcos. Hidrocarbonetos com 12 a 20 átomos de carbono são característicos do diesel. Este perfil foi apresentado nos três pontos.

O ICP abaixo de 4 indica fontes mistas os n-alcenos para todos os pontos. Já a razão MCNR/ Σ n-alcenos mostra o ponto 1 com uma contaminação crônica maior, e a presença de duas UCMS indica tanto degradação de matéria orgânica de origem natural como patogênica. Como mostrado na figura 3.

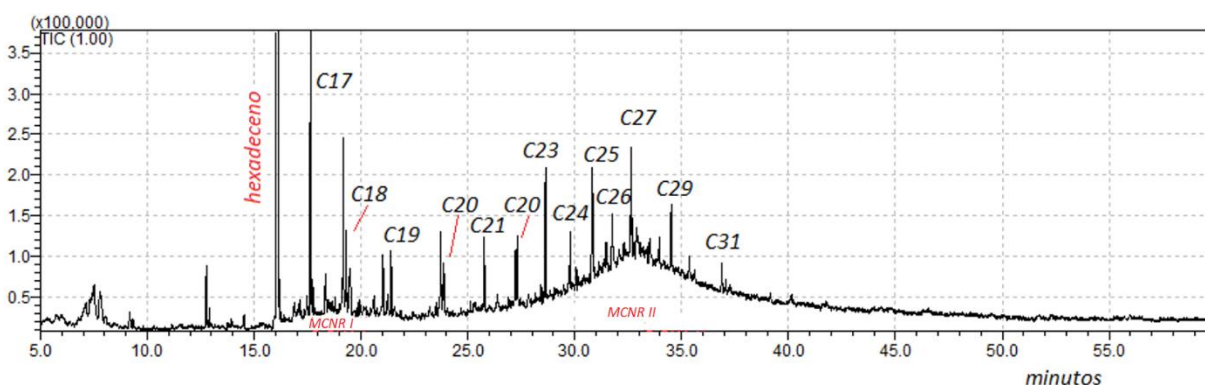
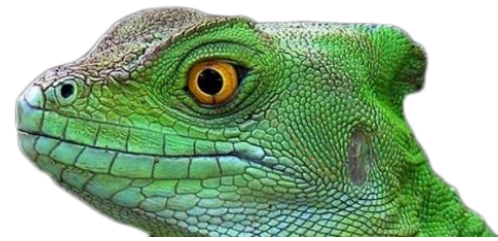


Figura 3: Cromatograma do ponto 1.

Quanto aos níveis de HAs, valores superiores a $5 \times 10^5 \mu\text{g kg}^{-1}$, indicam sedimentos poluídos por hidrocarbonetos (Volkman et al., 1980) situação apresentada pelo ponto 1.

A figura 4 apresenta a distribuição de n-alcenos nos pontos de amostragem em três regiões. A primeira região localizada entre nC10 e nC20, a segunda entre nC21 a nC24 e a terceira na faixa de nC25 a C33. As concentrações equivalentes a nC15, nC16, com destaque para o nC18 confirmam a presença de produtos petrolíferos relacionados à contaminação. Segundo Ines et al (1997), a presença de alcenos mais leves indica a entrada recente de hidrocarbonetos, como combustíveis residuais (gasolina e diesel). Situação apresentada principalmente nos pontos 1 e 2. Os n-alcenos de baixo peso molecular são degradados rapidamente (dentro de uma semana), enquanto os hidrocarbonetos de alto peso molecular sofrem degradação lenta. A região entre nC20 e nC24, a semelhança pode estar relacionada à presença de produtos de refinarias de petróleo. A terceira região entre nC25 a nC40 inclui os compostos nC25, nC27, nC29 e nC31 em uma concentração mais



alta que indica a contribuição da matéria orgânica de origem vegetal terrestre nos pontos 1 e 3 (Sanches Filho et al., 2017).

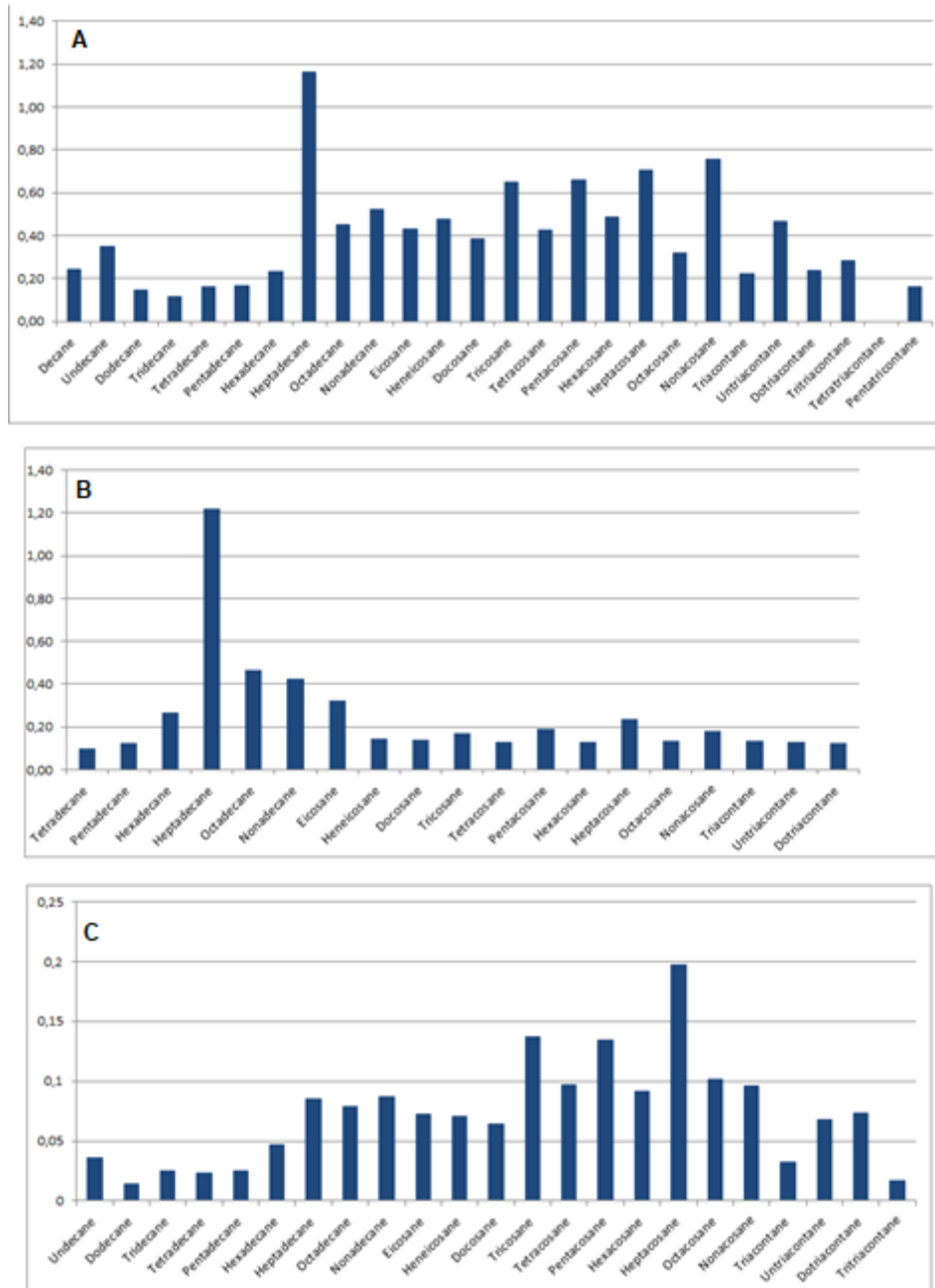


Figura 4: Distribuição de n-alcenos ($\mu\text{g Kg}^{-1}$) nos pontos amostrais. (a) Ponto 1; (b) Ponto 2; (c) Ponto 3.



| COMENTÁRIOS FINAIS |

Foram determinados os níveis de hidrocarbonetos alifáticos (HAs), mistura complexa não resolvida (UCM), n-alcanos e índice preferencial de carbono (IPC). Em geral, os padrões descritos indicam uma origem complexa, para a matéria orgânica armazenada nos sedimentos da Lagoa Mangueira, relacionada a plantas superiores, plantas aquáticas e derramamentos acidentais de óleos de origem petrogênica, além de um alto grau de degradação de hidrocarbonetos no meio ambiente. De forma geral, as baixas concentrações de MO e n-alcanos, nos pontos localizados mais ao centro da Lagoa apontam para sedimentos não contaminados. Estes dados servirão de base para o monitoramento da Lagoa Mangueira em estudos futuros, dada à importância deste ambiente hídrico para a região Sul do Brasil.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a PROPESP e FAPERGS pelo apoio financeiro. Agradecem também ao IFSul – *Campus* Pelotas pelo apoio e laboratórios disponibilizados para a realização deste trabalho.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Assunção, M. A.; 2017. Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments collected from mangroves with different levels of urbanization in southern Brazil. *Marine pollution bulletin*, v. 119, n. 1, p. 439-445.
- Arduim, J.; Hackbart, H. C. S.; Amaral, M. A. F. S.; Sanches Filho, P. J.; 2019. Otimização de metodologia para análise de hidrocarbonetos em sedimentos lagunares. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.10, n.3, p.166-178.
- Artioli, L. G. S.; Vieira, J. P.; Garcia, A. M.; Bemvenuti, M. A.; 2009. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, v.99, n.4, pp.409-418.
- Bisutti, I.; Hilke, I.; Raessler, M.; 2004. Determination of total organic carbon – an overview of current methods. *Trends in Anal. Chem.* 23(10), pp.716-726.
- Carreira, R.S., Ribeiro, P.V., Silva, C.E.M., 2009. Hidrocarbonetos e esteróis como indicadores de fontes e destino de matéria orgânica em sedimentos da baía de Sepetiba, RJ *Quim. Nova.* 32(7),1805-1811.
- Cavalcante, Rivelino M.; 2008. Técnicas de extrações e procedimentos de clean-up para a determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) em sedimentos da costa do Ceará. *Química Nova*, v. 31, n. 6, pp. 1371-1377.



- Celino, J.J.; Trigüis, J.A.; Veiga, I.G.; Queiroz, A.F. de S.; 2008. Biomarcadores e “fingerprints” de hidrocarbonetos nos sedimentos demanguezais na porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia. *Rev. Bras. de Geociências*. 38 (2- supl.), pp.186-196.
- Commendatore, M.G.; Esteves, J. L.; 2004. Natural and anthropogenic hydrocarbons in sediments from the Chubut River (Patagonia, Argentina). *Mar. Pollut. Bull.* 48(9-10): pp.910-918.
- Djenni, Z.; 2013. Sono-Soxhlet: In situ ultrasound-assisted extraction of foodproducts. *Food analytical methods*, v. 6, n. 4, pp. 1229-1233.
- Fragoso Jr, C. R.; Collischonn, W.; Motta Marques, D.; 2004. Desenvolvimento de um Modelo Hidrodinâmico de Transporte de Nutrientes e Plâncton para Corpos d'águas Rasos: Testes Preliminares. *Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*.
- Grimmler, M. U.; Pereira, F. O. P.; Silveira, L. A.; Santos, L.; Sanches Filho, P. J.; 2018. Determinação de metais tóxicos Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em amostras de sedimentos da Lagoa Mangueira-RS-Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.9, n.7, pp.236-242.
- Hartzelli, Sharon E.; 2018. Evaluating porewater polycyclic aromatic hydrocarbon-related toxicity at a contaminated sediment site using a spiked field-sediment approach. *Environmental toxicology and chemistry*, v. 37, n. 3, pp. 893-902.
- Ines, Z.; Amina, B.; Mahmoud, R.; Dalila, S-M.; 2013. Aliphatic and aromatic biomarkers for petroleum hydrocarbon monitoring in Khniss Tunisian-Coast, (Mediterranean Sea). *Procedia Environmental Sciences*. 18, pp.211-220.
- Luque-Garcia, J. L.; De Castro, M.D. L.; 2004. Ultrasound-assisted soxhlet extraction: an expeditive approach for solid sample treatment: application to the extraction of total fat from oleaginous seeds. *Journal of Chromatography A*, v. 1034, n. 1-2, pp. 237-242.
- Mannino, M. R.; Orecchio, S.; 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (HPA's) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area extraction, GC-MS analysis, distribution and sources. *Atmospheric Environment*, v.42, pp.1801-1817.
- Mille, G.; Asia, L.; Guiliano, M.; Malleret, L.; Doumenq, P.; 2007. Hydrocarbons in coastal sediments from the Mediterranean sea (Gulf of Fos area, France). *Mar. Pollut. Bull.* 54(5) : pp.566-575.
- Mozetto, A. A.; 2004. Sedimentos e particulados lacustres: amostragens e análises biogeoquímicas. In: Bicudo, C. E. M.; Bicudo, D. C.. *Amostragem em limnologia*. São Carlos: RiMa. pp.371.
- O'Reilly, S.S.; Szapak, M.T.; Flanagan, P.V.; Monteys, X.; Murphy, B.T.; Jordan, S.F.; Allen, C.C.R.; Simpson, A.J.; Mulligan, S.M.; Sandron, S.; Kelleher, B.P.; 2014. Biomarkers reveal the effects of hydrography on the sources and fate of marine and terrestrial organic matter in the western Irish Sea Estuarine. *Coastal and Shelf Science*. 136, pp.157-171.
- Pereira, F. O. P.; Santos, L.; Sanches Filho, P. J.; 2019. Avaliação da contaminação ambiental por metais pesados, através da análise de peixes coletados da Lagoa Mangueira/RS. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.10, n.1, p.181-194.
- Santos, F. S.; Rangel, E.M.; Sanches Filho, P. J.; 2018. Determination of trace metals in water from Mangueira Lagoon – RS, Brazil. *Water Practice & Technology*. v.13, n.3, pp.612-620.
- Sanches Filho, P. J.; Böhm, E. M.; Böhm, G. M. B.; Montenegro, G. O.; Silveira, L. A.; Betemps, G. R.; 2017. Determination of hydrocarbons transported by urban runoff in sediments of São Gonçalo Channel (Pelotas – RS, Brazil) *Marine Pollution Bulletin*, Volume 114, Issue 2, pp.1088-1095.
- Sanches Filho, P. J.; Mesquita, G. O.; 2018. Determinação de hidrocarbonetos em sedimentos de canais de drenagem pluvial Pelotas/RS. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.9, n.3, pp.38-49.



Schafer, A.; 2009. Peculiaridades dos recursos hídricos no litoral médio e sul do Rio Grande do Sul. In: Schafer, A; Marchetto, C; Bianchi, A.; 2019. Recursos Hídricos dos municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte, Santa Vitória do Palmar: Manual de Gestão Sustentada. Caxias do Sul: EDUCS.

Suguio, K.; 1979. Introdução à sedimentologia. São Paulo: Edgard Blücher.

Tomazelli, L. J.; Villwock, J. A.; 2005. Mapeamento geológico de planícies costeiras: o exemplo da costa do Rio Grande do Sul. Gravel, n.3, pp.109-115,

USEPA - United States Environmental Protection Agency. 1996. Method 3540C- Soxhlet Extraction, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. 2007. Method 3550C-Ultrasonic Extraction, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Vieira-Campos, A. A.; 2017. Histórico do aporte de hidrocarbonetos em um perfil sedimentar da Bacia do Pina, Recife-PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

Viñas, L.; Franco, M. A.; González, J. J.; 2009. Polycyclic aromatic hydrocarbon composition of sediments in the Río de Vigo (NW Spain), Arch. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v.57, pp.42-49.

Volkman, J. K.; Hostettler, F. D.; Neil, G.; Bavor Jr, H. J.; 1992. Identification of natural, anthropogenic and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. The Sci. Total Environ. 112(2-3): pp.203-219.

Yunker M. B.; Macdonald R. W.; Cretney W. J.; Fowler B. R.; and McLaughlin F. A.; 1993. Alkane, terpene, and polycyclic aromatic hydrocarbon geochemistry of the Mackenzie River and Mackenzie Shelf: Riverine contributions to Beaufort Sea coastal sediment. Geochim. et Cosmochim. Acta 57(13): pp.3041-3061.



ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE CAPTAÇÃO PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO DA REGIÃO DO VALE DO SINOS

| ID 14917 |

**Kalinkalwei Aparecida Rigo, Marise Wilsmann Krutzmann, Daiane Bolzan Berlese, Daniela Osorio,
Aline Belem Machado**

*Universidade Feevale, e-mail: kalinkarigo@hotmail.com; marisewk@gmail.com;
daianeb@feevale.br; Danielaosorio@feevale.br; linemachado@hotmail.com*

| RESUMO |

Sabemos que a *água* é uma substância presente em todos os organismos vivos e que a mesma é indispensável para a saúde humana, e quanto a isso, cabe lembrar quanto aos ciclos de captação e de despejo de esgoto em nossos rios que por motivo de saúde pública necessitam de alguns protocolos de tratamento para reutilização da água, variando de região para região como, por exemplo, a adição de coagulante sulfato de alumínio, o desinfetante cloro e para fluoretação o ácido fluossilícico seguindo o padrão de fluoretação de 0,6 a 0,9 ppm. Assim, devemos reavaliar as consequências da poluição gerada das gerações passadas, assim como atitudes e técnicas utilizadas atualmente para compreender a qualidade da água fornecida para a nossa população, por isso o objetivo do atual estudo foi analisar os parâmetros físico-químicos, do flúor e os metais pesados como o chumbo e o cromo na água bruta coletada no Rio dos Sinos - RS em pontos próximos de captação de água de abastecimento público, visando avaliar as concentrações dos mesmos. O Rio dos Sinos é a fonte para captação de água bruta de três concessionárias da região sendo objeto deste estudo. Foram realizadas análises por amostragem, analisadas pela Central Analítica da Universidade Feevale para determinação dos parâmetros físico-químicos. Nas amostras foi constatada a presença do cromo total, com valores significativos comparados com o VMP (valor máximo permitido para água potável) na água de todos os três municípios amostrados, assim como constatação da presença do cromo hexavalente nas análises em diversas coletas. Desta forma, é preciso estabelecer medidas para controle da qualidade da água no Rio dos Sinos.

Palavras-chave: Qualidade da Água, Água Bruta, Rio dos Sinos

| INTRODUÇÃO |

O Rio dos Sinos é um dos principais rios de domínio do Rio Grande do Sul. Junto com mais sete rios ele integra a Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba que banha Porto Alegre. Sua nascente fica no município de Caraá, em altitudes superiores a 600 metros e, após percorrer cerca de 190 km, ele desemboca no Rio Jacuí, em Canoas, numa altitude de apenas 5 metros. A bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos abrange, total ou parcialmente, 32 municípios com área de 3.820 km². Aproximadamente 1,2 milhões de habitantes dependem da bacia do Rio dos Sinos sendo que no curso médio e inferior a densidade demográfica é alta e o rio é fortemente impactado por esgotos domésticos e industriais



(FEPAM, 2017). Os locais mais críticos estão nas confluências do Rio dos Sinos com os arroios Peão, Luiz Rau e Portão. Esses três locais apresentam as maiores frequências de concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de 2,0 mg/L, com risco potencial de ocorrência de mortandade de peixes (SEMAE, 2017).

O Rio dos Sinos caracteriza-se como manancial de elevado índice de poluição muito em decorrência da industrialização da região de Novo Hamburgo como polo coureiro-calçadista (SCALON et al., 2010; SCHEMES et al., 2015). Estudos têm demonstrado que o cromo tem sido responsável pela genotoxicidade observada nas correntes afetadas pelos efluentes dos curtumes (MATSUMOTO et al., 2006). No estudo da equipe de Scalon et al. (2010) da Feevale que estudou a contaminação do Rio dos Sinos por metais pesados em peixes, verificou que os níveis de cromo estavam abaixo da detecção, exceto numa amostra de água de inverno de um dos três sítios analisados em quatro ocasiões, que apresentou uma concentração de cromo de 0,04 mg/L. Matsumoto et al. (2006) descobriram efeitos genotóxicos sobre eritrócitos de peixes expostos à água retirada de locais onde a concentração total de cromo foi de 0,01 mg/L. Estudos de rios contaminados com cromo com diferentes tempos de exposição, biomarcadores e organismos de teste, devem ainda considerar outras interações sinérgicas ou antagônicas entre os produtos químicos (LAMBOLEZ et al., 1994). As descobertas evidenciam a relevância da genotoxicidade como biomarcador na contaminação do meio ambiente e sua importância no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos (SCALON et al., 2010).

A poluição e a qualidade da água estão relacionadas ao aumento da incidência da doença renal crônica (DRC) de etiologia desconhecida ou de origem multifatorial e começou a se manifestar em meados da década de 1960 em várias sociedades agrícolas de zonas secas e em desenvolvimento localizadas ao redor do equador. Várias causas potenciais foram postuladas, incluindo metais pesados, flúor, toxinas de cianobactérias e algas, agroquímicos como o fosfato ou o glifosato, e alta salinidade e ionicidade na água, mas não foi identificada fonte específica ou fator causal. No entanto, efeitos sinérgicos numa combinação desses fatores (ou uma toxina desconhecida), juntamente com comportamento prejudicial e desidratação crônica pode causar esta doença (WASANA et al., 2016); WIMALAWANSA, 2016). Estudos no Sri Lanka também demonstraram que os efeitos sinérgicos entre metais traço juntamente com fluoreto e dureza presentes na água potável podem causar danos nos rins, mesmo nos níveis máximos recomendados pela OMS, podendo ser responsáveis pela DRC (WASANA et al., 2017).

Os metais pesados são poluentes ambientais significativos e sua toxicidade é um problema crescente por razões ecológicas, evolutivas, nutricionais e ambientais (JAISHANKAR et al., 2014) sendo que emergem reações sinérgicas com os agentes da fluoretação da água (HIRZY et al., 2014).



| OBJETIVO GERAL |

Analisar os parâmetros físico-químicos, flúor e os metais pesados como o chumbo e o cromo na água bruta coletada no Rio dos Sinos em pontos próximos de captação de água de abastecimento público, visando avaliar as concentrações dos mesmos.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

O Rio dos Sinos é a fonte para captação de água bruta de três concessionárias da nossa região sendo objeto do nosso estudo. A região de Novo Hamburgo, a região de Campo Bom- que fornece água para as cidades de Campo Bom, Sapiranga, Estância Velha e Portão, e a região de São Leopoldo que fornece água para a cidade a São Leopoldo.

O município de Novo Hamburgo/RS conta com uma população de 244.007 habitantes (COREDE, 2015). A concessionária responsável que abastece a cidade de Novo Hamburgo trata em média 60 milhões de litros de água por dia, fornecendo água potável para 81.702 economias ativas, e fornecendo água potável a 98% da área urbana da cidade. A **empresa** de fornecimento de água utiliza o tratamento de água do tipo físico-químico convencional completo. No entanto, a estação de tratamento de água apresenta algumas particularidades importantes, tais como a utilização de coagulante orgânico à base de tanino no lugar do clássico sulfato de alumínio e dióxido de cloro como agente desinfetante principal ao invés de cloro gasoso e utiliza o ácido fluossilícico para fluoretar a água conforme requer a legislação específica.

O tratamento da água realizado na ETA de Campo Bom é o modelo convencional, utiliza o coagulante sulfato de alumínio, o desinfetante cloro e para fluoretação o ácido fluossilícico seguindo o padrão de fluoretação de 0,6 a 0,9 ppm.

O Serviço de Água e Esgoto de São Leopoldo é responsável pelo abastecimento público do município de São Leopoldo/RS que conta com 226.546 habitantes de acordo com o Corede (2015). Os laboratórios referentes ao fornecimento de água em São Leopoldo seguem a Portaria 10/99 da Secretaria Estadual da Saúde que especifica o teor de flúor na água e o CONAMA 357/2005 que se refere à água bruta, sendo utilizado o hipoclorito de sódio é utilizado no processo de desinfecção e o ácido fluossilícico para a fluoretação (0,6 a 0,9 ppm).



Análise dos parâmetros físico-químicos da água do rio dos sinos

Todas as amostras de água coletadas foram analisadas pela Central Analítica da Universidade Feevale para determinação dos parâmetros físico-químicos.

Foram analisados os parâmetros físico-químicos da água bruta do Rio dos Sinos nos três pontos onde é feita a captação da água pelas concessionárias responsáveis, sendo amostrada em dois momentos temporais distintos abrangendo as duas estações, uma no inverno e outra no verão. A primeira coleta foi realizada num dia frio em 21/08/2017 e a segunda num dia quente, em 10/01/2018.

Parâmetros e local das análises físico-químicas das águas coletadas

Todas as amostras de água coletadas foram analisadas pela Central Analítica da Universidade Feevale para determinação dos parâmetros físico-químicos. Os parâmetros analisados, local da análise e a norma utilizada das águas coletadas constam da tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos, normas e local da análise.

Descrição do parâmetro	Norma	Local da análise
Fluoreto / Chumbo / Cromo / Cromo Hexavalente / Ferro / Manganês / Mercúrio / Níquel / Nitratos / Nitritos / Sódio / Zinco / Sólidos totais / Turbidez / pH	American Public Health Association. Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington: APHA, 2012	Central Analítica da FEEVALE

| RESULTADOS |

Um dos objetivos do estudo era conhecer os teores de flúor do Rio dos Sinos. As análises da água bruta apresentaram os seguintes resultados nas duas coletas realizadas: São Leopoldo-0,0907 mg/L (1) e 0,2606 mg/L (2); Novo Hamburgo -0,0756(1) e 0,0352 mg/L (2); Campo Bom 0,0705 mg/L (1) e 0,0312 mg/L (2) com uma média de 0,094 mg/L.

O chumbo foi constatado nas três amostras da água bruta de todos os locais (SL/NH/CB) com valores acima do Padrão VM – Valor Máximo para Água Doce de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005.



Outros parâmetros como o manganês, o cromo total, o cromo hexavalente e a turbidez, também apresentaram valores fora do padrão para água bruta, sendo que para a água doce bruta o Valor Máximo (VM) é definido pela Resolução CONAMA 357/2005, e para a água tratada o Valor Máximo Permitido (VMP) para Água Potável de acordo com a Lei Federal No. 2.914/2011 ou conforme PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017.

O teste de normalidade de acordo com o teste de Kolmogorov-Smirnov demonstrou que os dados não apresentam distribuição normal. As medianas de todos os parâmetros estão demonstradas na tabela 2.

Tabela 2. Resultado das análises da água bruta do Rio dos Sinos

Parâmetro Físico-Químico	UM	Padrão VM	VMP	REGIÃO - SL		REGIÃO - NH		REGIÃO - CB		Mediana P	Desvio		
				Resultados das análises referentes 1- 21/08/2017 2- 10/01/2018									
				1	2	1	2	1	2				
1 Fluoreto	mg/L	1,4 mg/L	0,9 mg/L ²	0,0907	0,2606	0,0756	0,0352	0,0705	0,0312	0,074	0,085		
2 Chumbo	mg/L	0,01; 0,33 (c1;c3)mg/L	0,01 mg/L	0,028	<0,01	0,013	<0,01	0,028	<0,01	0,009	0,113		
3 Cromo total	mg/L	0,05 mg/L	0,05 mg/L	0,176	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,068	0,015	0,065		
4 Cromo hexavalente	mg/L	-	-	<0,0018	<0,0018	<0,0018	20020	<0,0018	0,066	0,001	0,026		
5 Nitrato	mg/L N in NO ₃	10 mg/L	10 mg/L	0,7237	112,7	0,9517	0,5786	0,6118	0,3221	0,668	45,75		
6 Nitrito	mg/L N in NO ₂	1,0 mg/L	1,0 mg/L	0,0549	<0,0011	0,0662	0,044	0,0673	0,0422	0,05	0,025		
7 Ferro	mg/L	2,4 mg/L	-	<0,0598	1,94	<0,0598	1,71	<0,0598	11,86	0,87	4,621		
8 Manganês	mg/L	0,1 ;0,5 (c1;c3)mg/L	0,4 mg/L	0,11	0,11	0,059	0,052	0,098	1,291	0,104	0,493		
9 Mercúrio	µg/L	0,2 µ/L	1 µg/L	<0,0387	<0,04	<0,0387	<0,04	<0,0387	<0,04	0,02	0,0003		
10 Níquel	mg/L	0,025 mg/L	0,07 mg/L	<0,0643	<0,06	<0,0643	<0,06	<0,0643	<0,06	0,031	0,0011		
11 Zinco	mg/L	0,18; 5,0 (c1;c3)mg/L	5,0 mg/L	0,118	<0,01	<0,0095	<0,01	<0,0095	0,027	0,005	0,045		
12 Sódio	mg/L	-	200 mg/L	6,2	7,85	6	6,9	5,95	5,95	6,1	0,841		
13 pH	-	6,00 - 9,00	6,00 - 9,50	6,82	7,24	6,7	6,93	6,88	6,99	6,91	0,179		
14 Sólidos totais	mg/L	-	1000	131	162	110	99	87	331	120,5	90,961		
15 Turbidez	NTU	100	5	30,3	12,9	24,8	13,15	33	180,7	27,55	64,961		

Padrão VM – Valor Máximo para Água Doce Classe I e II (c1; c3) de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005.

VMP – Valor Máximo Permitido para Água Potável de acordo com a Lei Federal No. 2.914 /2011 ou conforme PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017.

Valores em cinza – inferiores ao Limite de Detecção ou de Quantificação.

Valores em vermelho – estão acima do padrão VM ou abaixo do mínimo (exceto cromo hexavalente).

Valores em preto – foram detectados e estão dentro do padrão VM.

Coletas de água realizadas em: 1- 21/08/2017 2- 10/01/2018.

Local: SL (São Leopoldo); NH (Novo Hamburgo); CB (Campo Bom).



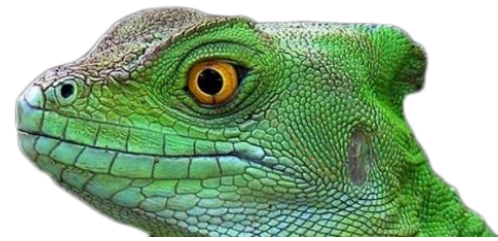
| DISCUSSÃO |

A concentração de flúor no Rio dos Sinos não é conhecida. As empresas concessionárias realizam o controle dos níveis de flúor visando atender a legislação após a fluoretação da água, sem medir os teores de flúor presente na água bruta. As análises constataram que o Rio dos Sinos apresenta uma concentração de 0,0735 mg/L de fluoreto (mediana).

Foi constatada a presença do cromo total, com valores significativos comparados com o VMP na água de todos os três municípios amostrados (NH, SL e CB). O cromo é um metal pesado utilizado em inúmeros processos industriais, amplamente usado pelos curtumes da região do Vale do Sinos. Os descartes do cromo no meio ambiente, após a utilização no beneficiamento industrial, acabam no ar e nos meios hídricos e a ingestão de cromo pela água potável e os seus compostos contendo cromo hexavalente (CrVI) são conhecidos carcinógenos (COSTA; KLEIN, 2006; NUDLER et al., 2009). Os mecanismos precisos pelos quais o cromo é um metal essencial e um carcinógeno ainda não estão completamente claros, mas sabe-se que a redução do Cr (VI) a Cr (III) resulta na formação de intermediários reativos que contribuem para a citotoxicidade, genotoxicidade e carcinogenicidade através de eventos celulares e danos oxidativos tais como apoptose, mutações no DNA, dano cromossômico e oxidação de proteínas como enzimas (COHEN et al., 1993; CAPRARA et al., 2016). Um estudo usando linhas celulares de peixes como alternativa ao peixe inteiro confirmou a citotoxicidade, genotoxicidade e o estresse oxidativo de cromo (TAJU et al., 2017).

Como o primeiro resultado apresentou elevados teores de cromo total, em virtude da toxicidade do cromo hexavalente, as demais análises incluíram também a análise do cromo VI. E, houve a constatação da presença do cromo hexavalente na coleta do verão (janeiro/2018) na água bruta de NH (0,002 mg/L) e CB (0,0066 mg/L) em todas as amostras de água de SL. Outro estudo realizado na água do Rio dos Sinos em 2011 encontrou a presença de Cromo hexavalente nas amostras em teores similares, sendo em Novo Hamburgo de 0,045 mg/L e São Leopoldo de 0,065 mg/L (OLIVEIRA et al. 2012). O fato de não ter sido constatado Cr⁺⁶ na coleta do inverno pode ter a ver com a influência da temperatura e a das diferenças sazonais de precipitação pluviométrica. Resultados similares foram encontrados por Scalon (2009), que mostrou que a genotoxicidade observada em células meristemáticas de *Allium cepa* em exposição às amostras do Rio dos Sinos, nos municípios de Caraá, Taquara, Sapucaia e Novo Hamburgo, foi mais significativa durante a primavera e o verão, e diminuiu nas estações do outono e inverno.

Devido à constatação da presença do cromo hexavalente nas análises em diversas coletas da água bruta, é oportuno avaliar a necessidade da realização de mais amostragem em todos os pontos



para um comparativo mais significativo, bem como, pesquisar sobre o seu mecanismo de ação na água.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Diante deste estudo, é necessário mensurar os danos ambientais gerados aos recursos naturais, avaliando as características físico-químicas da água de um dos principais rios que abastecem a região do Vale dos Sinos e estabelecer medidas para garantir a qualidade da água da região. É oportuno citar a necessidade da realização de mais amostragens em todos os pontos para um comparativo mais significativo, bem como, pesquisar mais sobre os mecanismos de ação dos poluentes presentes na água e as consequências na saúde humana.

Agradecimentos

À Universidade Feevale.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- CAPRARA, J. F., MACHADO, A. B.; 2016. Efeitos da exposição da água com cromo hexavalente em modelo animal sobre parâmetros bioquímicos. *Inovamundi*, A.9, 221-229.
- COREDE.; 2015. Perfil SócioEconômico do Vale do Sinos de 2015. *FEE – Fundação de Economia e Estatística*, 2015. Disponível em: <<http://www.fee.rs.gov.br/perfil-socioeconomico/coredes/detalhe/?corede=Vale+do+Rio+dos+Sinos>>. (Acesso em 22/05/2017).
- COHEN, M.D.; KLEIN, C.B.; 1993. Mechanisms of Chromium Carcinogenicity and Toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 23, nº3: 255-281.
- COSTA, M.; KLEIN, C.B.; 2006. Toxicity and Carcinogenicity of Chromium Compounds in Humans. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 36, nº2: 155-163.
- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS); 2017. Qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_sinos/sinos.asp> (Acesso em; 14/05/2017).
- HIRZY, J.W.; CARTON, R.J.; 2014. Comparison of hydrofluorosilicic acid and pharmaceutical sodium fluoride as fluoridating agents - a cost-benefit analysis. *J Environmental Science and Policy*, 29: 81-86, 2013. Corrigendum. *Environ Sci Policy*, 38:282-284.
- JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscip Toxicol*, v. 7, nº2: 60-72.



- LAMBOLEZ, L.; VASSEUR, P.; 1994. The environmental risks of industrial waste disposal: an experimental approach including acute and chronic toxicity studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 28: 317-328.
- MATSUMOTO, S.T.; MANTOVANI, M.S.; 2006. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. *Genetics and Molecular Biology*, v. 29: 148-158.
- NUDLER, S.I.; QUINTEROS, F.A.; 2009. Chromium VI administration induces oxidative stress in hypothalamus and anterior pituitary gland from male rats. *Toxicology Letters*, v. 185, nº 3: 187-192.
- OLIVEIRA, J.P.W.; SANTOS, R.N. dos.; PIBERNAT.; 2012. Genotoxicidade e Análises Físico-Químicas das águas do Rio dos Sinos (RS) usando *Allium cepa* e *Eichhornia crassipes* como bioindicadores. *Biochemistry and Biotechnology Reports*, v. 1, nº 1: 15-22.
- SCALON, M.C.S.; RECHENMACHER, C.; 2010. Evaluation of Sinos River water genotoxicity using the comet assay in fish. *Braz. J. Biol.*, v. 70, nº4 (suppl.): 1217-1222.
- SEMAE (Serviço Municipal de Água e Esgoto de São Leopoldo); 2017. Site institucional do SEMAE /Relatórios Anuais de Qualidade da água tratada. Disponível em: <<http://www.semae.rs.gov.br>> (Acesso em 09/05/2017).
- SCHEMES, C.; CASTILHOS-ARAÚJO, D.; 2015. Luiz Rau creek and the city of Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul. *Braz. J. Biol.*, v.75, nº4, suppl. 2: S10-S15.
- TAJU, G.; MAJEED, S.A.; 2017. Application of fish cell lines for evaluating the chromium induced cytotoxicity, genotoxicity and oxidative stress. *Chemosphere*, Volume 184: 1-12.
- WASANA, H.M.; ALUTHPATABENDI, D.; 2016. Drinking water quality and chronic kidney disease of unknown etiology (CKDu): synergic effects of fluoride, cadmium and hardness of water. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 38, nº1: 157-168. doi: 10.1007/s10653-015-9699-7.
- WASANA, H.M.S.; PERERA, G.D.R.K.; 2017. WHO water quality standards Vs Synergic effect(s) of fluoride, heavy metals and hardness in drinking water on kidney tissues. *Scientific Reports*, v.7: 42516.
- WIMALAWANSA, S.J.; 2016. The role of ions, heavy metals, fluoride, and agrochemicals: critical evaluation of potential aetiological factors of chronic kidney disease of multifactorial origin (CKDmfo/CKDu) and recommendations for its eradication. *Environ Geochem Health*, v. 38, nº3: 639-78. Doi: 10.1007/s10653-015-9768-y.



QUALIDADE DA ÁGUA E ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NO ARROIO PELOTAS/RS

| ID 14937 |

¹Guilherme Pereira Schoeler, ²Aryane Araújo Rodrigues, ³Thales Castilhos de Freitas, ⁴Jéssica da Rocha Alencar Bezerra de Holanda, ⁵Jéssica Torres dos Santos, ⁶Rafael Beltrame, ⁷Tirzah Moreira Siqueira, ⁸Robson Andreazza, ⁹Maurício Silveira Quadro

¹Universidade Federal de Pelotas, e-mail: guilherme.schoeler@gmail.com; ²Universidade Federal de Pelotas, e-mail: aryane_03.2@hotmail.com; ³Universidade Federal de Pelotas, e-mail: thales.castilhos@gmail.com; ⁴Universidade Federal de Pelotas, e-mail: jessica.rocha@ifpi.edu.br; ⁵Universidade Federal de Pelotas, e-mail: jessica_jesantos@hotmail.com; ⁶Universidade Federal de Pelotas, e-mail: beltrame.rafael@yahoo.com.br; ⁷Universidade Federal de Pelotas, e-mail: tirzahsiqueira@hotmail.com; ⁸Universidade Federal de Pelotas, e-mail: robsonandreazza@yahoo.com.br; ⁹Universidade Federal de Pelotas, e-mail: mausq@hotmail.com.

| RESUMO |

Na maior parte do Brasil são evidentes diversos problemas relacionados à água, uma vez que a qualidade está associada às características naturais da bacia e às atividades antrópicas. As definições das condições de qualidade da água baseiam-se em coleta de dados e amostras em locais específicos por meio do controle das possíveis alterações das características físicas, químicas e biológicas. O Arroio Pelotas, um importante curso d'água para o abastecimento público no município de Pelotas (Rio Grande do Sul), sofre interferência antrópica e apresenta alterações das suas condições naturais provocadas pelo processo de urbanização em Áreas de Preservação Permanente (APPs), expansão da agricultura e pecuária, da extração de areia, da pesca e lazer, lançamento de esgotos domésticos e efluentes. Nesse sentido, o objetivo do estudo foi realizar a análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos da água de um trecho do Arroio Pelotas, bem como determinar o Índice de Estado Trófico, afim de avaliar a qualidade da água e nível de trofia nos locais analisados. As coletas foram realizadas em 4 pontos ao longo do arroio Pelotas, em junho de 2019, utilizando uma garrafa Van Dorn. Foram analisados os parâmetros: temperatura, sólidos totais, fósforo, nitrato e coliformes (totais e termotolerantes), pH, Clorofila e Feofitina no Laboratório de Análise de Águas e Efluentes da Universidade Federal de Pelotas. Além disso, foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) com os dados de clorofila e fósforo. Os resultados demonstram que, principalmente no entorno dos pontos 3 e 4 são encontradas construções, ocupações humanas, macrófitas aquáticas e pequenas áreas de mata ciliar. Somado a isso, é nestes pontos que ocorrem os maiores valores dos parâmetros, que crescem de montante para jusante, conforme há um aumento do grau de urbanização. Ainda, dentre os parâmetros analisados, cabe destaque para os valores Coliformes muito acima do máximo estipulado na resolução CONAMA nº 357/05, bem como os níveis de fósforo total, que se encontram acima do permitido pela legislação em todos os pontos, demonstrando um certo nível de poluição do corpo hídrico. Apesar disso, não foi detectada, nos pontos 3 e 4, a presença de clorofila. Desta forma, o IET só foi estabelecido para os pontos 1 e 2, nos quais o valor foi de aproximadamente 39,3. Nestes pontos, o nível trófico do corpo hídrico foi enquadrado como Ultraoligotrófico. De modo geral, foi possível concluir que nos pontos analisados, fatores como a urbanização, a navegação, a extração de areia e o setor agropecuário afetam os parâmetros de qualidade da água, reforçando a ideia de que o arroio Pelotas não deveria estar enquadrado na Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/05, pois seus usos encontram-se mais limitados do que os correspondentes com tal classe. Para minimizar estas consequências, sugere-se que sejam desenvolvidas estratégias intermunicipais que auxiliem no planejamento e gestão do uso dos recursos naturais da bacia hidrográfica (como o solo e os recursos



hídricos) em conjunto com ações de educação ambiental, afim de promover uma melhora na qualidade da água do manancial a longo prazo.

Palavras-chave: físico-químico; biológico; legislação

| INTRODUÇÃO |

Na maior parte do Brasil, são evidentes os problemas relacionados com a água, seja pela escassez, universalização do acesso, uso indevido, baixa qualidade ou degradação dos recursos hídricos. A qualidade da água está diretamente associada às características naturais da bacia e às atividades antrópicas (práticas industriais e agrícolas) conferindo padrões de qualidade distintos entre os cursos d'água (AUGUSTO *et al.*, 2012; NAIME; NASCIMENTO, 2009; PRASAD *et al.*, 2013; OLIVO; ISHIKI, 2014).

A poluição e contaminação de ambientes aquáticos por meio de substâncias tóxicas evidenciam a necessidade contínua do controle da qualidade dos recursos hídricos através do monitoramento do corpo hídrico (ARNDT, 2011; CENTENO *et al.* 2016), que juntamente com o aspecto de quantidade é um instrumento de gestão deste recurso, garantindo a partir do tratamento o abastecimento e padrão de potabilidade estabelecido pela legislação (BRASIL, 2005; PRASAD *et al.*, 2013; BASSO; CARVALHO, 2019). Nesse sentido, as definições das condições de qualidade da água baseiam-se na coleta de dados e amostras em locais específicos por meio do controle das possíveis alterações das características físicas, químicas e biológicas (ANA, 2019).

A análise da qualidade da água se dá pelo conjunto de práticas que visam o acompanhamento de determinadas características de um sistema com objetivo de assegurar o desenvolvimento e expansão das atividades com menor impacto negativo ao meio ambiente (PINHO *et al.*, 2018). Diversos parâmetros podem ser avaliados conforme a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre padrões de lançamentos de efluentes e classificação dos corpos hídricos superficiais em todo território nacional (BRASIL, 2005).

Na cidade de Pelotas (Rio Grande do Sul), o Arroio Pelotas é um importante curso d'água para o abastecimento público municipal que ao longo de sua bacia sofre interferência antrópica e apresenta alterações das suas condições naturais provocadas pelo processo de urbanização em Áreas de Preservação Permanente (APP's), expansão da agricultura e pecuária, da extração de areia, da pesca e lazer, lançamento de esgotos domésticos e efluentes (MANKE, 2014). De acordo com Venzke (2009), grande parte das matas ripárias (vegetação presente em espaços próximos a corpos d'água) da bacia do Arroio Pelotas encontram-se com elevado grau de degradação, devido



principalmente à intervenção humana e desrespeito à legislação ambiental. Pela definição da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), o Arroio Pelotas é classificado como água doce Classe 2, e desse modo faz parte da rede de abastecimento de água bruta, com posterior tratamento convencional para o município, proteção de ecossistemas aquáticos, recreação de contato primário, irrigação de culturas e aquicultura, sendo desta maneira importante à realização de pesquisas voltadas para a fragilidade ambiental e qualidade deste corpo hídrico (ARENDR, 2011).

A determinação de parâmetros físico-químicos tem sido utilizada para identificar o estado da qualidade da água, juntamente com o Índice de Estado Trófico (IET), uma vez que classifica os corpos hídricos em diferentes níveis de trofia em decorrência do incremento de fósforo como nutriente e o efeito relacionado ao crescimento de algas e concentração de macrófitas aquáticas (MANKE, 2014; SILVEIRA *et al.*, 2011). Assim, o objetivo deste estudo foi analisar parâmetros físicos, químicos e biológicos da água de um trecho do Arroio Pelotas, além determinar o Índice de Estado Trófico, afim de avaliar sua qualidade da água e nível de trofia.

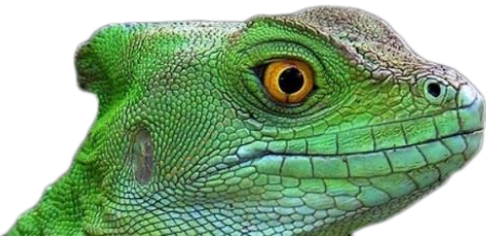
| MATERIAL E MÉTODOS |

O estudo foi realizado no Arroio Pelotas, localizado no sul do estado do Rio Grande do Sul, com extensão aproximada de 71,11 km, este, é considerado um dos maiores contribuintes da Bacia Hidrográfica Mirim-São Gonçalo com uma área de drenagem de cerca de 910 km² que abrange os municípios de Canguçu, Arroio do Padre, Morro Redondo e Pelotas (MANKE, 2014).

Foram definidos quatro pontos ao longo de um trecho do Arroio Pelotas, dentro do município de Pelotas, para realizar a coleta das amostras de água (Figura 1). A escolha dos locais se deu em função da facilidade de acesso aos locais, bem como aspectos ambientais de interesse para o estudo.

O ponto 1 (Ponte BR-116) fica localizado no noroeste da área de estudo, em um espaço pouco urbanizado, porém com intenso tráfego de veículos. Os demais encontram-se na área urbana do município de Pelotas: pontos 2, 3 e 4. As coletas foram realizadas no dia 21 de junho de 2019 no qual, além da amostragem de água, também foi realizada à caracterização ambiental do entorno dos pontos.

A coleta de água foi realizada com utilizada uma garrafa Van Dorn, seguido do acondicionamento em recipientes plásticos e mantidos sob refrigeração em caixa térmica, conforme recomendado por CETESB (2011). Todos os recipientes passaram por ambientação em triplicata. Foram analisados os parâmetros: temperatura, sólidos totais, fósforo, nitrato e coliformes (totais e termotolerantes) obtidos conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and*



Wastewater (AWWA; APHA; WPCF, 2005); o pH obtido com a sonda multiparâmetro HANNA HI-9829; e a Clorofila e Feofitina que foram obtidas com o método espectrofotométrico (CETESB, 2014).

As análises dos parâmetros foram conduzidas no Laboratório de Análise de Águas e Efluentes da Universidade Federal de Pelotas. (LAAE/UFPel).

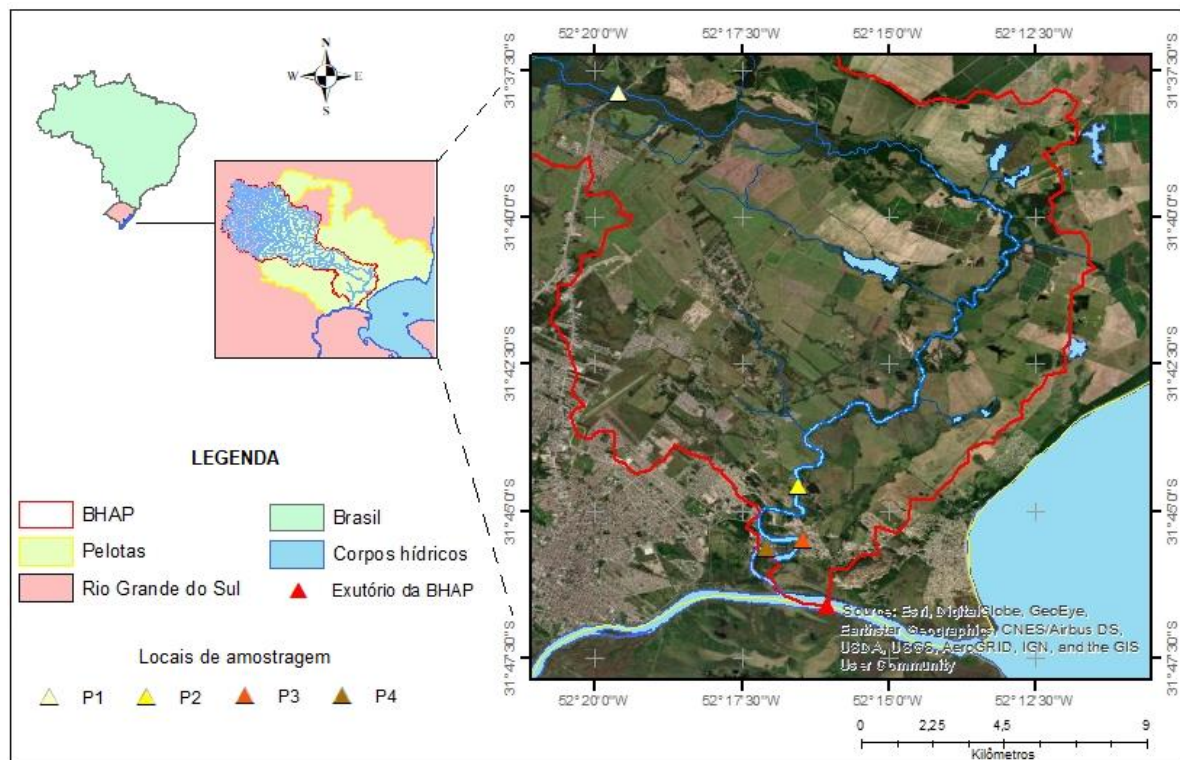


Figura 1: Área de estudo e pontos de coleta ao longo do arroio Pelotas (RS).

Além disso, foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET), proposto por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos (como rios e arroios), a partir dos dados de fósforo clorofila. O IET é dado pela média aritmética simples, com arredondamento da primeira casa decimal, dos Índices relativos ao fósforo total (IET_{PT}) e a clorofila a (IET_{CL}) segundo as equações:

$$IET = \left[\frac{IET_{(CL)} + IET_{(PT)}}{2} \right] \quad (1)$$

$$IET_{(CL)} = 10 * \left(6 - \left(\frac{0,7 - 0,6 * (\ln(CL))}{\ln(2)} \right) \right) \quad (2)$$



$$IET_{(PT)} = 10 * \left(6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 * (\ln(PT))}{\ln(2)} \right) \right) \quad (3)$$

em que CL é a concentração de clorofila a, medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; PT é a concentração de fósforo total, medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$ e \ln é o logaritmo natural. A interpretação do resultado do IET depende de sua classificação em níveis de trofia do ambiente, como a proposta por Lamparelli (2004), que delimitou os valores para ambientes lênticos e lóticos, e criou uma tabela que contempla seis classes (Tabela 1).

Tabela 1 – Classificação* do IET para ambientes lóticos.

Nível trófico do corpo hídrico no ponto amostrado	Índice de Estado Trófico - IET
Ultraoligotrófico	≤ 47
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	> 67

*Adaptada por CETESB (2014).

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

No ponto 1 (Figura 3), próximo a ponte da BR 116, a largura do arroio neste ponto é de aproximadamente 40 m e, com relação à vegetação, foi observada a ausência de mata ciliar, porém existe uma vegetação herbáceo-arbustiva e *Ricinus communis*, além de vestígios de uso humano (fogueira, resíduos sólidos e trilhas). Na margem oposta, existe mata ciliar compostas por espécies comuns na região como *Schinus terebinthifolia*, *Phyllanthus sellowianus*, *Gymnanthes schottiana* e *Mimosa bimucronata*. Neste ponto não foi observada a presença de macrófitas aquáticas.



Figura 3: Caracterização ambiental do ponto 1.

No ponto 2, o Arroio possui largura de aproximadamente 50 m. No local existem algumas construções antigas às margens do curso d'água (charqueada), tendo em vista que é um ponto turístico histórico e há moradores ali. Nesta margem, na qual se realizou a coleta, também é encontrada vegetação herbácea e algumas árvores isoladas, além de uma pequena mata ciliar que ocorre poucos metros a jusante do ponto. Além disso, foi observada a presença da macrófita aquática *Scirpus giganteus*. Na margem oposta a coleta há presença de uma mata ciliar densa (Figura 4).

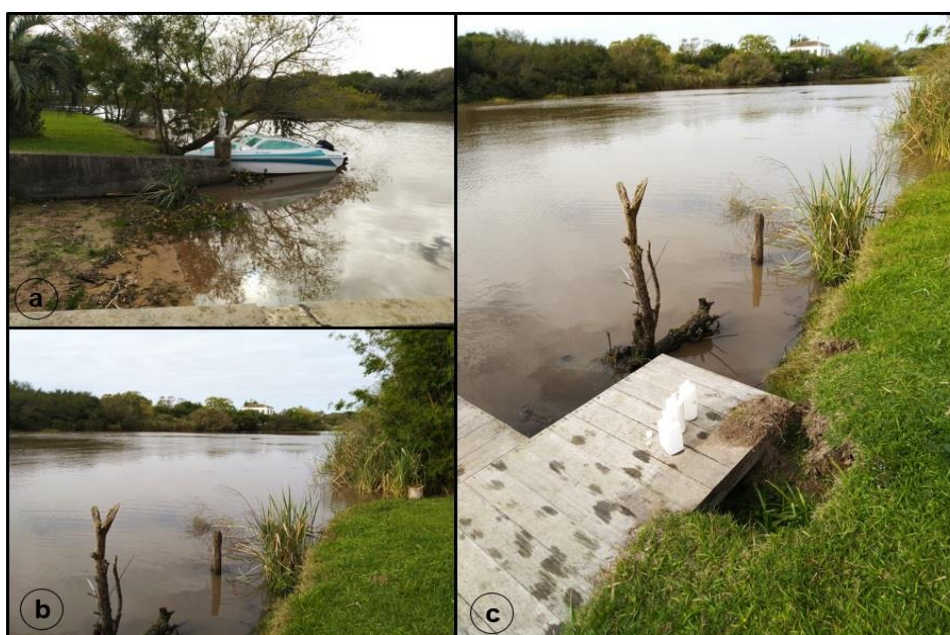


Figura 4: Caracterização ambiental do ponto de coleta 2.



No ponto 3 (Figura 5), a largura do arroio Pelotas é de aproximadamente 70 m. O local possui algumas árvores e as margens do curso d'água são utilizadas para lazer. Na margem onde foi realizada a coleta, também há presença de macrófitas aquáticas em grande quantidade como *Eichhornia crassipes* e *Hydrocotyle ranunculoides*. Já na margem oposta, ocorre uma vegetação característica de banhado (*Juncus* sp.) e espécies arbóreas de áreas palustres como *Erythrina cristagalli* e *Mimosa bimucronata*).



Figura 5: Caracterização ambiental do ponto de coleta 3.

O ponto 4, que é o mais à jusante, está localizado próxima a um condomínio fechado, onde a largura do arroio é de aproximadamente 70 m (Figura 6). O local apresenta diversas construções, além da marina, como as residências e áreas de convívio coletivo. Na margem onde foi realizada a coleta de água, há presença de algumas árvores esparsas formando um bosque. Toda esta margem do Arroio Pelotas foi descaracterizada devido a especulação imobiliária. No lado oposto da margem do Arroio, encontra-se regiões de campos úmidos e matas, típicas de ambientes palustres, além de uma pequena área de extração de areia.



Figura 6: Caracterização ambiental do ponto de coleta 4.

Na Tabela 2 são demonstrados os resultados das análises dos parâmetros nos pontos selecionados no arroio Pelotas.

Tabela 2: Resultados dos parâmetros analisado no arroio Pelotas (RS).

Parâmetros	Pontos de amostragem				CONAMA Nº 357/2005
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	
Temperatura do Ar (°C)	19	22	23	23	NC
Temperatura da Água (°C)	19	19	19	19	NC
Sólidos Totais (mg ST.L ⁻¹)	56	83	126,25	108,25	NC
pH	6,72	6,59	6,54	6,55	6,0 - 9,0
Fósforo (mg.L ⁻¹)	9,17	9,39	10,41	10,6	0,1
Nitrato (mg.L ⁻¹)	5,35	7,88	8,57	8,74	10
Clorofila a (µg.L)	0,89	0,89	ND	ND	30
Feofitina a (µg.L)	2,14	ND	1,51	ND	NC
Coliformes Totais (NMP.100mL ⁻¹)	240.000	240.000	460.000	460.000	NC
Coliformes Termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	93.000	15.000	740	240.000	1.000

*ND: Não Detectado; **NC: Não Contemplado.

A temperatura da água foi constante em todos os pontos, já a do ar foi aumentando com o passar do tempo entre o início (ponto 1) e o fim (ponto 4) da amostragem. De acordo com Libânio (2010), no Brasil, à exceção de alguns mananciais das regiões Sul e Sudeste, as médias diárias das águas naturais afluentes às estações de tratamento nas demais regiões do país dificilmente



apresentam temperaturas inferiores a 18°C. Além disso, a alteração da temperatura das águas naturais decorre em especial da insolação, sendo influenciada significativamente pelo clima e latitude, e do lançamento de despejos industriais ou de águas de refrigeração de máquinas e caldeiras.

Os Sólidos Totais também implicam na qualidade da água e na eficiência de sistemas de tratamento de águas, uma vez que contribui negativamente para a cor, turbidez e existência de microrganismos (BRASIL, 2014). Em relação a este parâmetro, quando comparados os pontos 1 e 2, observa-se um aumento em direção à jusante, o que condiz com o aumento da vazão do corpo hídrico e da urbanização no entorno do ponto de coleta. Entretanto, no ponto 3 os ST são superiores ao ponto 4. Estes valores correspondem às características dos pontos, tendo em vista que o local de amostragem do ponto 3 tem menor vazão em comparação ao ponto 4, além de estar muito mais próximo dos locais de aporte de efluentes de um bairro. Adicionalmente, a vazão do curso d'água no ponto 4 é maior, bem como a profundidade do local da amostragem, por estar localizado em uma marina. Conforme Antoneli e Thomaz (2007), a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica está intimamente relacionada com a vazão. Além disso, locais em que há menor vazão e menor velocidade favorecem o processo de sedimentação (ANDRIETTI et al., 2016). Franz (2015) para análises do arroio Saraquá (Rio Grande do Sul) no meio urbano apontou resultados semelhantes (média de 140,60 mg.L⁻¹) com os pontos mais urbanizados de amostragem (126,25 e 108,25 mg.L⁻¹).

Não houve grandes alterações no pH da água dos pontos amostrados, sendo a média igual a 6,6. No entanto, a diminuição observada de montante para jusante pode estar relacionada com o aumento do aporte de efluentes e nutrientes via escoamento superficial direto. A decomposição da matéria orgânica em ambientes oxidantes resulta na liberação de gás carbônico que, quando reage com a água e resulta na formação de ácido carbônico. Quando ionizado, o ácido carbônico forma os íons carbonato (HCO₃⁻) e hidrogênio (+H), que promovem a diminuição do pH. Além disso, o pH influencia na solubilidade e distribuição das formas livres e ionizadas de diversos compostos químicos, interferindo também na toxicidade de vários elementos, e inclusive no desempenho operacionais para tratamento de água e efluentes (LIBÂNIO, 2010).

No tocante ao parâmetro fósforo, os valores encontrados são muito superiores ao valor máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, em todos os pontos de amostragem. Além disso, observa-se um aumento em direção à jusante. Diversos fatores influenciam nos níveis de fósforo nos corpos hídricos, no entanto, destacam-se o aporte de sedimento pelo escoamento superficial direto, a ressuspensão dos sedimentos de fundo e os despejos de efluente *in natura* no ambiente. Os locais de coleta 1 e 2 são caracterizados por extensas áreas agrícolas em seu entorno, que por utilizarem fertilizantes fosfatados, acabam contribuindo nos níveis de fósforo no arroio



Pelotas, principalmente depois de eventos de chuva e em períodos de alta pluviosidade. Já nos locais 3 e 4, também são observados altos valores de fósforo, porém, por estarem em área urbana, possivelmente estão relacionados aos despejos de efluentes dos bairros que os cercam. Este fato pode ser observado pela diferença na magnitude dos valores encontrados para os pontos 1 e 2, e para os pontos 3 e 4.

Junto com o fósforo, o nitrogênio constitui nutriente essencial ao crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas, sob as formas assimiláveis de amônio e nitrato. As concentrações de nitrato e nitrito e as formas oxidadas indicam poluição remota, ao passo que nitrogênio orgânico ou amoniacal indica poluição recente (LIBÂNIO, 2010). Para a análise de nitrato, nota-se que todos os pontos apresentaram valores abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA Nº 357/2005, que têm como máximo o valor de 10 mg.L^{-1} . No entanto, assim como para o fósforo, ocorre um aumento nos valores conforme a proximidade do meio urbano. Desse modo, acredita-se que os elevados teores de nitrato podem estar associados às cargas de efluentes domésticos, agrícolas e industriais lançados no Arroio Pelotas. Arndt (2011) estudando a influência de ações humanas e de processos naturais na água deste curso d'água destacam, entre outros resultados, o aumento de teores de amônio e nitrato que podem ser relacionados ao despejo de esgoto nas áreas urbanizadas ao longo do Arroio.

Dos quatro pontos analisados, a clorofila *a* foi detectada somente nos Pontos 1 e 2, com valor de $0,89 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Nos outros dois pontos o resultado não foi encontrado através do método de espectrofotômetro. Estes valores indicam pouca atividade de pigmentos fotossintetizantes nos pontos de coleta ao longo do arroio Pelotas. De acordo com a legislação, a clorofila *a* está abaixo do nível permitindo, que para água doce classe 2 de até $30 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005; CETESB, 2014).

Em relação aos coliformes termotolerantes, o maior valor ocorre no Ponto 4, que é o mais à jusante e urbanizado dentre os locais de amostragem. Além da existência natural no solo e na vegetação, as bactérias do grupo coliforme habitam normalmente o trato intestinal dos animais de sangue quente, servindo como indicadoras da contaminação de uma amostra de água por fezes humanas, mas também de animais (LIBÂNIO, 2010). Além disso, no ponto 4 ocorre a movimentação de embarcações que, dependendo da profundidade do manancial neste local, pode promover o revolvimento do sedimento de fundo e a redistribuição dos patógenos à coluna d'água, conforme destacado por Manke (2014), que encontrou valores acima do permitido para todos os pontos analisados.

Na Tabela 3 são demonstrados os valores do Índice de Estado Trófico dos pontos de amostragem.



Tabela 3: Índice de Estado Trófico e nível trófico do corpo hídrico nos pontos analisados.

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,89	0,89	ND	ND
IET_(CL)	48,89	48,89	NA	NA
Fósforo ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,0092	0,0094	0,0104	0,0106
IET_(PT)	29,57	29,69	30,23	30,32
IET	39,23	39,29	NA	NA
Nível trófico	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	NA	NA

*ND: Não Detectado; **NA: Não Aplicável.

Nos pontos 1 e 2 o IET foi de aproximadamente 39, que corresponde ao nível trófico “Ultraoligotrófico”. De acordo com a definição da CETESB (2014), é um indício de corpos d’água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água. Além disso, conforme demonstrado na Tabela 3, nos pontos 3 e 4 não foram detectados níveis de clorofila *a*, portanto não foi possível determinar o IET nestes locais, uma vez este resulta da média entre o IET_(PT) e IET_(CL). Manke (2014) determinou o Índice de Qualidade da Água e o Índice de Estado Trófico para 16 pontos no arroio Pelotas, que incluem os 4 estudos neste trabalho e encontrou valores de IET próximos aos dos pontos 1 e 2, em período de baixa e alta pluviosidade, porém nos pontos 3 e 4 os valores foram superiores do IET, em ambos os períodos, enquadrando aqueles locais nos níveis Supereutrófico e Hipereutrófico.

Apesar disso, esperava-se a correlação positiva entre a concentração de fósforo total com a presença de clorofila *a*, uma vez que quanto maior a disponibilidade do nutriente maior o crescimento de algas e plantas, Bertoldi (2013) e Parizzi *et al.* (2010) também reportam a não correlação estes dois parâmetros em corpos hídricos. De acordo com Russel (1970), determinados sais inorgânicos e radiação solar são limitantes para o crescimento de fitoplâncton. Assim, considerando a maior presença de nitrato nos pontos 3 e 4 e o período do ano em que o estudo foi realizado (inverno) pode haver uma variação entre IET no corpo hídrico, mesmo com as altas concentrações de fósforo apresentadas.



| CONCLUSÃO |

Diante dos resultados das análises da água e ambiental do Arroio Pelotas, pode-se concluir que, pelo menos nos locais amostrados, o entorno do corpo hídrico apresenta construções, ocupação humana, macrófitas aquáticas e pequenas áreas de mata ciliar. Dos parâmetros analisados, de modo geral há um aumento destes a jusante do Arroio, conforme aumenta o grau de urbanização, atenta-se para o fósforo total que encontra acima do permitido pela legislação em todos os pontos, demonstrando um certo nível de poluição do corpo hídrico. Este fato corrobora com a ideia de que o arroio não deveria estar enquadrado na Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/05, pois seus usos encontram-se mais limitados do que os correspondentes com tal classe. Apesar disto, o IET dos pontos amostrados classificou o corpo hídrico como Ultraoligotrófico.

Algumas ações podem ser tomadas a fim de, a longo prazo, retomar a qualidade do manancial, como a realização do monitoramento e mapeamento dos possíveis locais de lançamento de efluentes; implantação e expansão da rede de coleta de esgoto e efluentes no município; fortalecimento das fiscalizações; planejamento e execução de ações de educação ambiental, explicitando à população urbana e rural a importância dos cuidados com o uso das áreas no entorno, bem como com as águas do arroio; delineamento de maneira conjunta com os principais órgãos do município sobre a recuperação e manejo dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do arroio Pelotas, dada sua importância socioambiental, não apenas para a cidade, mas para a região.

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 (Agência Nacional De Águas); 2019. Portal da qualidade das águas. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento.aspx>>. Acesso em: 05 Julho 2019.
- Andrietti, G.; Freire, R.; Amaral, A. G. do.; Almeida, F. T. de.; Bongiovani, M. C.; Schneider, R. M.; 2016. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. Revista Ambiente & Água, v. 11, n. 1, p. 162-175, 2016.
- Antoneli, V.; Thomaz, E. L.; 2007. Caracterização do meio físico da bacia do arroio Boa Vista-Guaramiranga (PR). Caminhos de Geografia, v. 8, n. 21, 2007.



- Arndt, A. L.; 2011. Diagnóstico hidroquímico das águas superficiais do Arroio Pelotas. Dissertação (Mestrado em Geografia – Análise Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Ciências Humanas e da Informação, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2011.
- Augusto, L. G. da S.; Gurgel, I. G. D.; Câmara Neto, H. F.; Melo, C. H. de; Costa, A. M.; 2012. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 17, n.6, p.1511-1522.
- AWWA; APHA; WPCF. Standard Methods for the examination of water and wastewater; 2005. Washington: American Public Health Association.
- Basso, E. R.; De Carvalho, S. L.; 2019. Avaliação da qualidade da água em duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira (SP). *Holos Environment*, v. 7, n. 1, p. 16-29.
- Bertoldi, L.; 2013. Distribuição espaço-temporal de clorofila a, fósforo total e turbidez no estuário do Rio Piraquê-Açu (Aracruz, ES). Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia), Departamento de Oceanografia e Ecologia. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Brasil; 2005. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Brasil; 2014. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETA's. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 2014. 112p.
- Centeno, L. N.; Ceconello, S. T.; Guedes, H. A. S.; Leandro, D.; Moraes, P. B.; 2016. Monitoramento da qualidade da água do arroio São Lourenço/RS. *Revista de Ciência e Inovação*, v. 1, n. 2, p. 67-76.
- CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo); 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Disponível em:<<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf>>. Acesso em 10 Abril 2020.
- CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo); 2014. Norma Técnica L5.306. Determinação de Clorofila a e Feofitina a: Método Espectrofotométrico. Disponível em:<<https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/L5306.pdf>> . Acesso em 22 jul. de 2019.
- Franz, R. D.; 2015. Monitoramento da qualidade da água no Arroio Saraquá no município de Santa Clara do Sul. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental), Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Centro Universitário Univates.
- Galvão Júnior, A. C.; 2009. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. *Revista Panam Salud Publica*, v.26, n.6, p.548-556.
- Lamparelli, M. C.; 2004. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Libânio, M.; 2010. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas: Átomo.
- Manke, E. B.; 2014. Avaliação da qualidade hídrica do Arroio Pelotas como ferramenta de gestão desse ecossistema. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Hídrica), Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.
- Megiato, É. I.; 2011. Análise da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Arroio Pelotas, RS. Dissertação de Mestrado em Geografia – Departamento de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Naime, R.; Nascimento, C. A.; 2009. Monitoramento físico-químico e microbiológico das águas do Arroio Pampa em Novo Hamburgo - RS. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, v.6, n.2, p.410-432.



- Olivo, A. M.; Ishiki, H. M.; 2014. Brasil frente à escassez de água. *Colloquium Humanarum*, v.11, n.3, p.41-48.
- Parizzi, R.A.; Mira, G.; Oortman, M.S.; Gouveia, C.; Becker, E.C.; Conorath, G.; Bieger, E.; Lorenzi, L.; Souza, J.M.C.; Mazzer, A.; 2010. Relação entre clorofila a e nutrientes dissolvidos no canal do rio Palmital, Estuário Baía da babitonga (Santa Catarina). *Anais do XIII Simpósio de Biologia Marinha, Santos*.
- Pinho, E. S.; Rosanova, C.; Matos, F. T.; Honda, R. T.; Bueno, G. W.; Akama, A.; 2018. Avaliação do Índice de Estado Trófico como ferramenta para monitoramento de atividades aquícolas em reservatórios continentais. *Biotemas*, v. 31, n. 4, p.23-34.
- Prasad, P.; Chaurasia, M.; Sohony, R. A.; Gupta, I.; Kumar, R.; 2013. Water Quality analysis of surface water: a Web approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.185, n.7, p.5987-5992.
- Russel, H.W.; 1970. *Aquatic Productivity: in Introduction to some basic aspects of Biological Oceanography and Limnology*. London: The Macmillan Company, 1970, 306p.
- Silveira, C.; Da Rosa, L.; Mees, J. B. B.; Bortoli, M. M.; 2011. Determinação do índice de estado trófico de um manancial receptor de efluente de estação de tratamento de esgoto. *Anais eletrônicos do II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Londrina: UNOPAR*.



ESTUDO PRELIMINAR DO USO DA CASCA DE TAMARINDO COMO COAGULANTE

| ID 15540 |

¹Victória de Souza Alizon, ²Andrea Sartori Jabur, ³Maraísa Lopes de Menezes

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: victoriaalizon@hotmail.com; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: jabur@utfpr.edu.br; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: maraisa@utfpr.edu.br

| RESUMO |

É notório que a água é um dos elementos essenciais para a vida. No entanto, algumas comunidades no mundo não têm acesso a água limpa e potável, o que torna necessário um tratamento eficaz e de fácil acesso. O processo do tratamento convencional de água apresenta o problema de efluentes, tendo como exemplo a formação de lodos nos decantadores das Estações de Tratamento de Água (ETA). O lodo gerado nos decantadores apresentam altos valores de alumínio, devido ao uso do coagulante sulfato de alumínio ou PAC (Policloreto de Alumínio). Esse lodo deve ser condicionado e descartado em aterros industriais, seguindo as Normas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010). Diante disso, surge a necessidade de investir em alternativas como coagulantes denominados naturais, que não geram lodos com “metais”. Sendo assim, há alguns anos o tamarindo vem apresentando potencial de coagulante natural, uma vez que apresenta ser menos poluente e tem característica de diminuir a turbidez da água. Por esse viés, nota-se que o tamarindo possui um fácil acesso e baixo custo e dessa forma consegue auxiliar as populações carentes e populações rurais no processo de clareamento da água. Nessa perspectiva, o objetivo desse artigo é contribuir para obtenção de um coagulante natural o qual se origina da casca do tamarindo a fim de avaliar a capacidade de clarificação. As análises foram realizadas no laboratório de Ambiental/Saneamento da UTFPR – Câmpus Apucarana. A capacidade de clarificação da água turva (amostra) pelo coagulante a base de casca de Tamarindo foi comparada em relação ao coagulante comercial, o Sulfato de Alumínio. Os resultados preliminares apresentaram que o coagulante a base de casca de tamarindo reduziu entre 50% a 40% da água turva, em comparação ao sulfato de alumínio, onde reduziu até 99%. Esta diferença de resultados ocorrem devido a qualidade do produto, e a vasta bibliografia voltado ao coagulante Sulfato de Alumínio, diferente do estudo com o coagulante a base de casca de tamarindo, a qual se desconhece ainda a relação da quantidade de coagulante em relação a turbidez da água. Outro fator observado é a dificuldade de inserir o coagulante em forma de pó no equipamento (Jar Test), que foi desenvolvido para determinar o ponto ótimo do coagulantes líquidos.

Palavras-chave: Tratamento de Água, Coagulantes Naturais, Tamarindo.

| INTRODUÇÃO |

A água é um elemento primordial para a vida. No Planeta Terra a existência de água é indiscutível, sendo 75% de sua superfície coberta pela mesma. No entanto, a água salgada, imprópria



para consumo, representa 97,4% desse total e a água potável, própria para consumo, representa uma pequena porcentagem de apenas 2,6%, sendo ela, muitas das vezes, imprópria para consumo e necessária de tratamento. Em comunidades carentes é comum a falta de saneamento básico e água tratada, sendo necessária o uso de outros métodos, não convencionais, para que ela seja própria para consumo (SANESUL,2019).

O processo de tratamento convencional da água ocorre através das seguintes etapas, apresentadas no CONAMA 357/2005: coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação (Figura 1). Na etapa da coagulação, é adicionado sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) na água não-tratada. Na etapa de coagulação ocorre a agitação, com alto gradiente de velocidade, de forma a ocorrer a mistura homogênea entre o coagulante e a água, sendo o tempo de mistura não superior a 5 segundos, conforme a NBR 12216. Na segunda etapa, a floculação, a água é conduzida a uma “mistura” de uma forma lenta (baixo gradiente de velocidade) para que haja a formação de grandes flocos entre as partículas de sujeira da água. Na etapa da decantação, a água passa por tanques sedimentadores para separar os flocos que foram formados etapa anterior, de forma que estes sedimentem, e água clarificada, decante. A filtração, é a fase responsável por reter os flocos de sujeira restantes na água do processo anterior, em que a água passa por grandes filtros aos quais retêm os flocos menores restantes na água. Na desinfecção é a etapa em que o elemento cloro é inserido, para que o mesmo elimine todas as bactérias e vírus da água tratada que chegará ao consumidor. A fluoretação é a última etapa do processo de tratamento de água, sendo nela adicionada o elemento flúor, que é uma substância que, permitida por lei, usada para a prevenção da população com relação as cáries (CAESB, 2020).

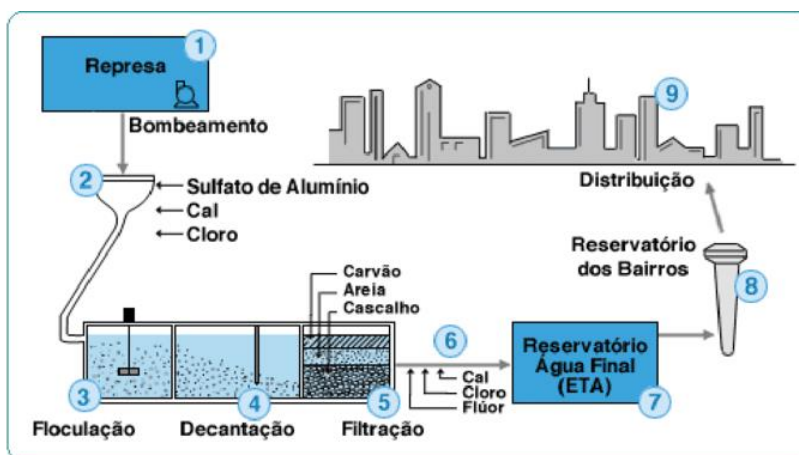


Figura 1: Processo de tratamento de água.
Fonte: SABESP,n.d.



De acordo com Piantá (2008) há uma formação de lodo nos decantadores das Estações de tratamento de água (Figura 2) devido ao uso do sulfato de alumínio e a limpeza dos mesmos. O lodo traz consigo sérios problemas socioeconômicos e ambientais para a população, caso esse não seja descartado corretamente, ocorrendo muitas vezes o descarte próximo à Estação de Tratamento de Água, com o lançamento deste lodo dentro dos rios urbanos e sucedendo a uma possível poluição dos mananciais. Este problema traz consigo a necessidade de formas alternativas menos poluentes de tratamento de água. Os exemplo disso são os coagulantes naturais, como o uso da casca do tamarindo para diminuir a turbidez da água.



Figura 2: Limpeza de resíduos de lama de decantadores.
Fonte: SAAE, 2020.

Segundo Santos (2018), nos dias atuais, mediante a diminuição da poluição, torna-se possível a troca do sulfato de alumínio pela casca de tamarindo como coagulante natural. Isto se dá perante ao grande poder de adsorção presente na casca do tamarindo que o torna um ótimo coagulante em uma ETA. De acordo com Pimpão (2011)apud SANTOS, 2018, os processos de tratamento tem água tem um fim de disponibilizar água limpa e potável para a população, sendo vários processos realizados em uma ambiente próprio e limpo.

O tamarindeiro (*Tamarindus indica*) é um arbusto que provém da África Equatorial e da Índia. Tendo que seu desenvolvimento apropriado em ambientes tropicais úmidos e áridos, o fruto é encontrado com facilidade em países que temesse tipo de clima. Exemplos desses países são: o Brasil e o México (Gonsalves et al; 2019).



Figura 3: Fruta tamarindo.
Fonte: Brasil Escola,n.d.

Seu fruto, o tamarindo, tem seu uso bastante diversificado, sendo ele usado para fazer sucos, refrescos, temperos, sendo ele rico em vitamina C e complexo B, evita a osteoporose e combate a anemia, é proteico e rico em fibras (Associação Paulista para o Desenvolvimento da Medicina (SPDM), 2017).

Além disso sua casca, pode ser reutilizada para a criação de coagulantes naturais, podendo assim, pela facilidade de ser encontrado, contribuir com as populações carentes e com os agricultores, para que a água possa ser clarificada de uma forma rápida, de baixo custo e fácil acesso para a população. Segundo Ramírez (2019) evoluíram as pesquisas de seu fruto como coagulante para diminuir a carga de contaminantes no tratamento da água, em relação à um coagulante comercial, uma vez que as sementes de tamarindo.

O objetivo deste artigo é encontrar uma forma de tratamento de água menos poluente, bastante eficaz e de fácil acesso por comunidades carentes e produtores rurais, obtendo um coagulante natural a partir das cascas do fruto do tamarindeiro, o tamarindo.

| METODOLOGIA |

Todo o experimento foi realizado no laboratório de Ambiental/Saneamento, localizado na UTFPR – Campus Apucarana. O fruto Tamarindo foi cedido pela professora Dra. Maraísa Lopes De



Menezes onde já realiza pesquisas com o óleo do mesmo fruto. O fruto foi coletado em março de 2019, e os experimentos ocorreram nos períodos de julho a outubro de 2019.

Preparo do Coagulante em pó:

Para a preparação das cascas do Tamarindo, adotou-se a metodologia das pesquisas realizadas por Lozano (2018) e Gonsalves et al. (2014). Foi utilizado apenas a casca do tamarindo e descartado o seu fruto. As vagens secas de tamarindo, foram facilmente retiradas e “quebradas” manualmente (Figura 4A), e estas posteriormente foram lavadas com água corrente. Logo após esses procedimentos, estas cascas trituradas ficaram por 5 dias em água destilada em um recipiente de vidro, sendo a água destilada, trocada todos os dias. Após os 5 dias submersas em água, essas foram secas por 2 dias, em torno de 6h/dia. Durante estes dois dias, foram obtidas as temperaturas das cascas no horário de meio-dia, para avaliar as condições de secagem, através de um termômetro a laser.



Figura 4: Casca do Tamarindo triturada manualmente e depois da trituração mecânica.
Fonte: Autores, 2019.

Quando retiradas do sol, as cascas foram trituradas em um liquidificador industrial (Figura 5) para obter a característica de pó (Figura 4 B). Este material foi armazenado em potes de vidro hermeticamente fechados.



Figura 5: Tamarindo no liquidificador industrial.
Fonte: Autores,2019.

Realização do Experimento com o Uso do *Jar test*:

Para a realização dos testes primeiramente foram coletadas água proveniente do poço artesiano do Campus Apucarana, e realizado uma simulação de água turva, adicionando o solo local, denominado de Nitossolo (termo atualizado para a Terra Roxa), deste modo, obteu-se uma turbidez para valores superiores a 100 UNT. Não foi considerado a coleta em rios locais, devido à baixa turbidez encontrada nestes corpos d'água, como apresentados nas pesquisas de Zanotta et. al. (2019).

Foi feita a configuração do *Jar Test*(Figura 6) adotando a coagulação em um tempo de 30 segundos em uma rotação de 150 rotações por minuto, a floculação em 15 minutos á 30 rotações por minuto e a decantação em 15 minutos, considerando a metodologia adotada por De Souza (2019), a qual trabalhou-se o tratamento da agua com o uso do coagulante Tanino.



Figura 6: Equipamento *Jar Test* utilizado no experimento.
Fonte: Autores, 2019.



| RESULTADOS PRELIMINARES |

Para a avaliação do tratamento, foi feita a comparação dos resultados obtidos com o coagulante Sulfato de Alumínio (1% diluído em água destilada) e realizou-se as análises de pH e Turbidez antes e depois do Tratamento.

No primeiro ensaio, foi adicionado o total de 84,2g de solo na amostra de água e feito a homogeneização através de um misturador mecânico. Após o ocorrido, foi obtido uma turbidez de 140 NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez) e um pH inicial de 7,64 na água em questão. Após inserido 1 Litro de amostra em cada jarros (total de 6 jarros), foram separados 3 copos de tamarindo contendo 0,75g cada. Estes foram utilizados em 3 amostras, nas outras 3 amostras, foi utilizado o $Al_2(SO_4)_3$ (sulfato de alumínio) sendo utilizado 0,75 ml em cada jarro. Nas amostras 1, 2 e 3 foi adicionado o sulfato de alumínio, na 4, 5 e 6 foi adicionado, tamarindo em pó, a quantidade de 0,75g em pó.

Tabela 1: Resultados do primeiro experimento (Turbidez inicial 140 NTU)

Amostra	TURBIDEZ (NTU)	pH	Porcentagem Reduzida (%) Turbidez
1	14,2	7,28	89
2	22	7,30	84
3	23	7,18	83
4	138	7,59	1,42
5	132	7,62	5,7
6	134	7,54	4,3

Com amostras retiradas ainda do primeiro exemplar da água proveniente do poço artesiano, o segundo ensaio foi realizado com a água a uma turbidez de 212 NTU e um pH de 7,64. Foram realizados o experimento com as mesmas quantidades de sulfato de alumínio e tamarindo do anterior. Nas amostras 1, 2 e 3 foi adicionado o sulfato de alumínio (a dosagem de 0,75) na 4, 5 e 6 foi adicionado, tamarindo em pó, com o mesmo valor do experimento 1 (0,75g).

No terceiro ensaio, foi colocado apenas 40g de solo local para obter uma amostra com baixa turbidez, pois os dois primeiros ensaios não foram possíveis identificar uma qualidade no tratamento e observou-se a baixa eficiência do Tamarindo. Foi alcançado uma turbidez de 55 NTU e um pH inicial de 7,64. As amostras 1, 2 e 3, foi adicionado 0,75 mL de sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)_3$ e as amostras 4, 5 e 6, foi adicionado 0,75g de tamarindo em pó.

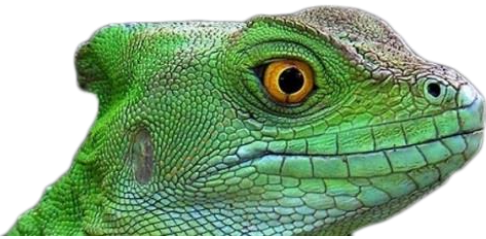


Tabela 2: Resultados do Segundo experimento (turbidez inicial 212 NTU)

Amostra	TURBIDEZ (NTU)	pH	Porcentagem Reduzida (%) Turbidez
1	0,75	6,85	99,6
2	0,66	6,92	99,7
3	1,1	6,85	99,5
4	146	7,58	31
5	144	7,61	32
6	149	7,69	29

Tabela 3: Terceiro experimento (turbidez inicial de 55 NTU)

Amostra	TURBIDEZ (NTU)	pH	Porcentagem Reduzida (%) Turbidez
1	0,66	6,26	98,8
2	0,91	6,41	99,8
3	1,72	6,67	96,8
4	28	7,41	49
5	29	7,43	47,3
6	28	7,39	49

Considerando a Legislação do Ministério da Saúde, pela Portaria nº 2.914 de 2011 e também na antiga Portaria nº 518/2004, a turbidez máxima para o consumo humano é de 5NTU e para pH, a faixa deve estar entre 6 a 9,5. Logo, considerando estes valores, que são obtidos após a passagem da água tratada pela coagulação, floculação, decantação e filtração, apenas o coagulante de sulfato de alumínio está dentro da faixa estabelecida pela Portaria (nos experimentos 2 e 3). O coagulante Tamarindo apresentou resultados com a redução superior a 40%, quando ocorre uma turbidez inferior a 60 NTU, com a mesma quantidade de 0,75g.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Mediante aos resultados obtidos, para o primeiro experimento, pode-se afirmar que houve pouca redução de turbidez com o uso do tamarindo, sendo com reduções inferiores a 10%. Este valor pode ter ocorrido devido aos erros na inserção do coagulante durante o experimento. O Segundo experimento obteve um acréscimo na redução da turbidez, com a redução entre 20 a 30% da turbidez inicial, com a dosagem de 0,75g. A terceira amostra teve uma redução de aproximadamente 50%,



porém a turbidez inicial foi bem inferior a turbidez das amostra 1 e 2, apenas de 55 NTU. Em vista disso, serão obtidos mais experimentos, considerando uma turbidez inicial de 50 NTU a 60 NTU para futuros teste.

Através da coleta de dados com base no experimento, foi possível realizar o levantamento da conclusão de que o pH dos experimentos 1, 2 e 3, de todas os experimentos apresentaram a diminuição do pH com a adição do composto básico sulfato de alumínio. O pH do primeiro experimento abaixou cerca de 7,5% de sua concentração original, o pH do segundo experimento reduziu cerca de 10% de sua concentração original, o pH do último experimento diminuiu cerca de 15% do valor da concentração inicial do pH da água usada nos experimentos. Porém os resultados estão dentro da faixa de 6 a 9,0 de pH, considerando a Portaria nº 2.914 de 2011.

Outro ponto a ser avaliado é a produção do coagulante em pó. O procedimento de lavagem, secagem e trituração não apresentou dificuldades durante a metodologia e o gasto de energia elétrica para obtenção foi mínimo, apenas para a trituração da casca para obtenção do produto em pó.

Os resultados obtidos ainda não permitiram sugerir o emprego deste coagulante, pois são necessários mais estudos visando o detalhamento dos mecanismos de clarificação. Diferentes dosagens e turbidez devem ser avaliadas, como o valor financeiro na obtenção deste coagulante em comparação aos que estão no mercado.

O estudo está em fase inicial e os autores tem mantido o contado com outros pesquisadores na área, para obter melhores condições para o experimentos a serem realizados, como também a avaliação da durabilidade do produto (6 meses a 1 ano). As dificuldades encontradas foram diversas, como a falta de pesquisas sobre o tamarindo e como considerar diferentes graus de turbidez e a dosagem deste coagulante, em pó.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Casca do Tamarindo: Caracterização e Estudos de Adsorção de Azul de Metileno e Cromo(VI) usando a Técnica de Banho Finito de Líquido

Arlan de AssisGonsalves,* Carlos Alberto LeiteFilho, Felipe S. de Medeiros, Cleônia Roberta M. Araújo. Revista Virtual de Química, Volume 6, Número 5, Setembro-Outubro 2014.

Como a água é tratada. Coesb, 2020. Disponível em: < <https://www.caesb.df.gov.br/como-a-agua-e-tratada.html>>. Acesso: 30 de abr. de 2020.

Da África para o mundo: conheça o Tamarindo!. Associação paulista para o desenvolvimento da medicina, 2018. Disponível em: <<https://www.spdm.org.br/saude/noticias/item/2650-da-africa-para-o-mundo-conheca-o-tamarindo>>. Acesso em: 18 de dez. de 2019.



ESCOLA, Equipe Brasil. "Tamarindo"; Brasil Escola. Disponível em:<
<https://brasilecola.uol.com.br/frutas/tamarindo.htm>>. Acesso em 01 de maio de 2020

Evaluación de las semillas de tamarindo (*tamarindus indica*) en la remoción de turbidez de aguas superficiales. María Alejandra Salgado Lozano. Trabalho de graduação para obtençãodo título de engenheiro agroindustrial. Universidad de Sucre Facultad de Ingenierías.Programa de Ingeniería Agroindustrial Sincelejo, 2018.

Guardián López, Róger; Coto Campos, Juana María. Estudio preliminar Del uso de La semilla de tamarindo (*Tamarindus indica*) em la coagulación-floculación de águas residuales Tecnología em Macha, Vol, 24, N.º 2, Abril-Junio 2011, P. 18-26.

GONSALVES, A. A. et al. Casca do Tamarindo: Caracterização e Estudos de Adsorção de Azul de Metileno e Cromo(VI) usando a Técnica de Banho Finito de Líquido. Revista Virtual de Química, Petrolina-PE, Brasil, v. 6, n. 5, p. 1467-1468, 25 out. 2014. Disponível em:
<https://pdfs.semanticscholar.org/4cc8/d8d7ea21beb27a19f908ae7a218115b77afc.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2019.

Importância do tratamento de água. Sanesul, 2019. Disponível em:
<<http://www.sanesul.ms.gov.br/importancia-do-tratamento-de-agua>>. Acesso em: 30 de abr. de 2020.

PIMPAO, H. Avaliação dos impactos ambientais da estação de tratamento de esgoto do bairro CPA III - Lagoa Encantada em Cuiabá/MT utilizando indicadores ambientais. Dissertacao de Mestrado – Programa de Pos-Graduacao em Engenharia de Edificacoes e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiaba - MT, 105 p. 2011. Disponível em <http://200.129.241.80/ppgeea/sistema/dissertacoes/25.pdf> Acesso em 25 de Maio 2018.

PIANTÁ, CyroAntônioVianna. Empredo de coagulantes orgânicosnaturais como alternativa ao sulfato no tratamento de água. 2008. 78 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Ufrs, Porto Alegre, 2008.

RAMÍREZ, Lizet Iveth Ramírez. Evaluación de semillas de tamarindo (*Tamarindus indica*) como coagulante para disminuir la carga contaminante en el tratamiento de aguas, en relación a un coagulante comercial. 2019. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biotecnología, Universidad Politecnica Salesiana Sede Cuenca, Cuenca, 2019. Cap. 1. Disponível em:
<<https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/17855/1/UPS-CT008454.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2019.

SANTOS, GUILHERME SILVA AMORIM DOS. ENSAIOS DE TRATABILIDADE DE ÁGUA UTILIZANDO A CASCA DE TAMARINDO COMO COAGULANTE. Orientador: Prof.ª Dr.ªKytéria Sabina Lopes de Figueredo. 2018. TCC (BACHARELADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA) - UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO, PAU DOS FERROS – RN, 2018. Disponível em: <http://repositorio.ufersa.edu.br/handle/prefix/2252>. Acesso em: 30 abr. 2020.

SAAE Guanhães: Transparência na Água e nas Ações. 2020 SAAE Guanhães. Disponível em:<<https://saaeguanhaes.com.br/?r=agua&p=model/model4&id=15>>. Acesso em: 30 de abr. de 2020.

Tratamento de água. Sabesp, n.d. Disponível em:<<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaId=47>>. Acesso em : 30 de abr. de 2020.

Tratamento de água para o consumo humano com o uso do coagulante natural tanino. L. Z. De souza, I. R. Medeiros, L. M. Bueno e A. S. Jabur. Anais II Semana Acadêmica de Engenharia Química, UTFPR – Câmpus Apucarana, 2019.

ZANOTTA, L.; MEDEIROS, I. R.; BUENO, L. M.; JABUR, A.S.Utilização do coagulante natural PGA21CA no tratamento de água para consumo humano. Anais II Encontro de Engenharia Química, 2019.



AGRUPAMENTO DE REGIMES PLUVIOMÉTRICOS PARA DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL

| ID 15645 |

¹Rodrigo Novais Istchuk, ²EneDir Ghisi

1 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: ristchuk@gmail.com; 2 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: enedir.ghisi@ufsc.br

| RESUMO |

O objetivo deste artigo é avaliar a influência do agrupamento de séries de precipitação nos volumes de reservatório e potenciais de economia de água potável com base em indicadores relevantes para aproveitamento de água pluvial. Séries históricas de precipitação das 27 capitais brasileiras foram obtidas em base diária. Destas, foram extraídos indicadores relevantes para o dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial, sobretudo relacionados à frequência, duração e distribuição de períodos sem chuva. A partir dos indicadores, séries semelhantes foram agrupadas entre si por meio de análise de agrupamentos. Dez cenários foram considerados, com número de grupos variando de um a dez. Quanto maior o número de grupos considerado na análise, mais semelhantes são as séries de precipitação alocadas no mesmo grupo. Sistemas genéricos de aproveitamento de água pluvial foram simulados para cada uma das capitais estudadas. Os resultados da simulação foram avaliados sob a ótica dos dez cenários de agrupamento de séries de precipitação. Quanto mais grupos foram considerados na análise de agrupamentos, menor o coeficiente de variação médio observado nos resultados de volume ideal do reservatório. A relação de proporcionalidade entre esses dois fatores (coeficiente de variação e número de grupos) apresentou coeficiente angular de -0,0117. Os resultados de potencial de economia de água potável apresentaram médias de coeficiente de variação praticamente constantes para todos os cenários de agrupamento considerados (coeficiente angular igual a 0,0023). A avaliação de similaridade apontou resultados progressivamente mais similares dentro de cada grupo conforme o agrupamento se tornava mais refinado, a depender de algumas condições. A partir desta pesquisa, pode-se concluir que o método proposto tem aplicabilidade no dimensionamento de reservatórios para armazenamento de água pluvial. No entanto, mesmo havendo influência positiva do agrupamento de regimes pluviométricos na consistência dos resultados de dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial, esta ainda não é suficiente para consolidação do método. Para isto, são necessários estudos complementares para definição de intervalos de confiança nos resultados e avaliação dos indicadores de pluviometria mais adequados para aplicação neste tipo de análise.

Palavras-chave: Série histórica; Análise de cluster; Uso racional da água.



| INTRODUÇÃO |

A intensa urbanização tem provocado graves problemas sociais e ambientais, tais como a escassez hídrica e as inundações urbanas (ZHANG et al., 2019; HADDAD; TEIXEIRA, 2015). O Brasil, mesmo sendo um país abundante em águas, poderá enfrentar escassez hídrica severa em algumas regiões nas próximas décadas (GHISI, 2006). Para mitigar as consequências destes fenômenos, os sistemas de aproveitamento de água pluvial têm apresentado resultados promissores. A pesquisa de Ghisi (2006) foi precursora das estimativas de potencial de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial em grandes áreas, neste caso, avaliando o setor residencial brasileiro. Foram observados potenciais de economia de água potável entre 48% e 100% por meio do aproveitamento de água pluvial entre as cinco regiões geográficas brasileiras.

Cáceres, Ramos e Sant'Ana (2019) avaliaram o potencial de redução da exploração dos recursos hídricos do Distrito Federal brasileiro por meio da implementação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em larga escala nas edificações da região. Foi apontado potencial de redução da exploração dos recursos hídricos de até 25,6% se metade das residências da região adotassem este tipo de tecnologia. A aplicação destes sistemas também possibilita redução nas vazões de pico do escoamento superficial urbano (CUSTÓDIO, 2017). A ampla gama de benefícios atribuídos aos sistemas de aproveitamento de água pluvial evidencia esta solução como boa prática de gerenciamento dos recursos hídricos (CAMPISANO et al., 2017). Estes benefícios, no entanto, se tornam expressivos somente a partir da aplicação abrangente dos sistemas de aproveitamento de água pluvial na escala urbana (CUSTÓDIO, 2017; FORASTÉ; HIRSCHMAN, 2010).

No Brasil, a captação de água pluvial em edificações é normatizada por meio da norma brasileira NBR 15527:2019 - "Aproveitamento de água de chuva de coberturas para fins não potáveis - Requisitos". O documento especifica os requisitos para o aproveitamento de água pluvial de coberturas, destinada a usos não potáveis após tratamento. Estes usos podem compreender descargas sanitárias, irrigação de jardins, limpeza de pisos e veículos e usos ornamentais (ABNT, 2019). A concepção dos sistemas de aproveitamento de água pluvial deve abranger estudos de caracterização do local e do regime de precipitação, cálculo do volume dos reservatórios para atendimento à demanda, além da estimativa de um percentual de atendimento desta demanda (ABNT, 2019).

Considerando a importância dos sistemas de aproveitamento de água pluvial no enfrentamento da escassez hídrica e promoção do uso racional da água, é fundamental que se desenvolva mais conhecimento acerca desta tecnologia. A série de precipitação é um dos principais parâmetros de entrada tanto para o dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água



pluvial quanto para determinação de seu desempenho. Tradicionalmente, as pesquisas sobre o assunto se concentram em registros pluviométricos pontuais, com poucos trabalhos explorando a influência regional da precipitação (CHENG; LIAO, 2009).

Ghisi, Cardoso e Rupp (2012) avaliaram o uso de séries curtas de precipitação no dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial ao invés de séries longas, nem sempre disponíveis para todas as localidades. Os autores apontam que séries de precipitação com duração de um a treze anos podem ser consideradas adequadas para o dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial, a depender do regime local e demais parâmetros de projeto adotados. Geraldi e Ghisi (2019) verificaram que, para este tipo de aplicação, séries com duração de cinco anos produziram resultados suficientemente similares aos obtidos a partir de séries longas (30 anos de duração).

A análise de agrupamento de regimes pluviométricos é um instrumento adequado na identificação de regiões homogêneas em termos de pluviometria (KELLER FILHO; ASSAD; LIMA, 2005). Segundo estes autores, o método permitiu a identificação de 25 áreas homogêneas no território brasileiro. Wrege et al. (2016) também utilizaram esta técnica na avaliação da precipitação na região sul do Brasil, enquanto Santos e Sousa (2012) classificaram as chuvas do nordeste brasileiro a partir desta abordagem.

Recomenda-se que os sistemas de aproveitamento de água pluvial sejam projetados a partir de dados de precipitação medidos tão próximo quanto possível da edificação onde o sistema será instalado. No entanto, a área de influência e a precisão dos registros pontuais de precipitação sofrem influência direta das formas de relevo e de outras características do espaço físico (WUNG; LIN; HUANG, 2006). Ademais, áreas com dados de precipitação incompletos ou sem estações meteorológicas próximas geram dificuldades para o dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial (CHENG; LIAO, 2009).

Cheng e Liao (2009) aplicaram análise de agrupamentos na classificação de séries de precipitação a partir de sua similaridade para mitigação de problemas de disponibilidade de dados pluviométricos em Taiwan. A partir desta abordagem, o sistema de registro pluviométrico da região foi convertido de pontual para espacial. A classificação obtida representou com fidelidade as regiões homogêneas de precipitação tanto em intensidade quanto em duração, produzindo potenciais de economia de água potável similares dentro de um mesmo agrupamento pluviométrico.

A análise de agrupamentos considera valores de variáveis de um conjunto de dados para agrupar os objetos (regimes pluviométricos) em classes, de modo que regimes similares estejam em uma mesma classe (MINGOTI, 2005). A escolha das variáveis a serem utilizadas na classificação deve refletir o julgamento do investigador sobre a relevância dos mesmos para o propósito da pesquisa

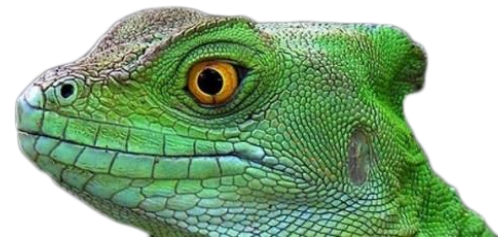


(KELLER FILHO; ASSAD; LIMA, 2005). Geraldi e Ghisi (2019) apontaram o número médio de dias sem chuva por ano como o indicador mais relevante na caracterização das séries de precipitação. Segundo os autores, este indicador é especialmente importante para sistemas de aproveitamento de água pluvial, pois compreende o período máximo entre eventos de precipitação, que influencia no tempo em que o reservatório de água pluvial permanece cheio ou vazio. Outros autores também consideram a análise de dias sem chuva como importante na descrição de séries de precipitação. Oliveira, Zanetti e Pruski (2005) apontam o número de dias sem chuva e chuvosos como o fator principal na geração de séries sintéticas de precipitação. Haque, Rahman e Samali (2016) estudaram os impactos das mudanças climáticas em sistemas de aproveitamento de água pluvial no contexto australiano. Foi observada tendência de redução no desempenho destes sistemas devido às mudanças climáticas. Estudos como este destacam a importância da compreensão sobre os parâmetros que influenciam esse tipo de sistema, com ênfase na contagem de dias sem chuva e chuvosos das séries de precipitação.

Neste contexto, a escolha das variáveis classificatórias desta pesquisa teve por finalidade a formação de grupos homogêneos de regimes pluviométricos para utilização no dimensionamento de sistemas de água pluvial. Este artigo tem como objetivo avaliar a influência do agrupamento de séries de precipitação nos volumes de reservatório e potenciais de economia de água potável com base em indicadores relevantes para aproveitamento de água pluvial.

| MÉTODO |

Séries históricas de precipitação foram obtidas para as 27 capitais brasileiras. Indicadores relevantes para sistemas de aproveitamento de água pluvial foram extraídos de cada série. A partir dos indicadores, séries semelhantes foram agrupadas entre si por meio de análise de agrupamentos. Diferentes cenários de agrupamento foram considerados, variando-se entre um e dez o número de grupos utilizado na análise. Quanto mais grupos na análise, mais semelhantes são as séries de precipitação alocadas no mesmo grupo. Sistemas genéricos de aproveitamento de água pluvial foram simulados para as 27 capitais estudadas. O resultado das simulações foi analisado sob a ótica do agrupamento das séries de precipitação. Resultados provenientes de séries de um mesmo grupo foram analisados quanto ao coeficiente de variação e um índice de similaridade. Este procedimento tem como objetivo verificar se séries de precipitação semelhantes produzem resultados também semelhantes no dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial.



Caracterização dos dados de precipitação

Dados de precipitação em base diária foram prospectados em plataformas digitais (INMET, HidroWeb-ANA e EMBRAPA) para cada uma das 27 capitais brasileiras. Foram priorizados períodos de treze anos de observações contínuas, quando possível. Na ocorrência de falhas com os dados de precipitação, os dias defectivos foram considerados como sem precipitação.

Os dados de precipitação de cada capital foram caracterizados por meio de indicadores considerados importantes para o dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial. Inicialmente, foram extraídos três indicadores, conforme Geraldi e Ghisi (2019): precipitação média anual, número médio de dias sem chuva no ano e índice de sazonalidade. A precipitação média anual foi calculada por meio da Equação (1).

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n (T_i)}{n} \quad (1)$$

Onde: R é a precipitação média anual (mm), T_i é a precipitação total de cada ano i (mm/ano), n é a duração da série histórica (anos).

O número médio de dias sem chuva por ano foi calculado por meio da Equação (2).

$$D = \frac{\sum_{i=1}^n (d_i)}{n} \quad (2)$$

Onde: D é o número médio de dias sem chuva por ano (dias), d_i é o número total de dias sem chuva para cada ano i (mm/ano), n é a duração da série histórica (anos).

Sumner (1988) utiliza o índice de sazonalidade, calculado por meio da Equação (3), para descrever a variação sazonal de precipitação em um determinado local. Quanto maior seu valor, maior a variação sazonal de precipitação.

$$S = \frac{1}{A_i} * \sum_{i=1}^{12} \left| M_i - \frac{A_i}{12} \right| \quad (3)$$



Onde: S é o índice de sazonalidade (adimensional), A_i é a precipitação média anual (mm), M_i é a precipitação média mensal (mm).

Onde: S é o índice de sazonalidade (adimensional), A_i é a precipitação média anual (mm), M_i é a precipitação média mensal (mm).

Além dos três indicadores apresentados, indicadores estatísticos dos períodos sem chuva (duração média, desvio padrão, coeficiente de variação e duração máxima) também foram extraídos conforme praticado por Silva e Ghisi (2016). Estes indicadores também foram utilizados na caracterização de regimes pluviométricos.

Simulação de sistemas de aproveitamento de água pluvial

A simulação computacional de sistemas de aproveitamento de água pluvial permite dimensionar esse tipo de sistema a partir de dados de entrada específicos para cada projeto. Devem ser consideradas características da edificação (como área de captação, coeficiente de escoamento) e informações sobre a demanda de água (demanda de água potável, número de ocupantes e demanda de água pluvial). Também deve ser considerada a oferta de água pluvial na localidade, por meio de sua respectiva série de precipitação. Critérios de descarte da água do escoamento inicial, assim como limites mínimos e máximos para a capacidade dos reservatórios também deverão ser definidos. A partir dessas informações, a simulação resulta no potencial de economia de água potável para cada tamanho de reservatório testado no modelo (GERALDI; GHISI, 2019).

Esta pesquisa considerou parâmetros de projeto genéricos para representar uma residência unifamiliar compatível com as cidades estudadas, ocupada por quatro pessoas. Os parâmetros fixos de projeto foram: área de captação, coeficiente de escoamento, número de ocupantes, demanda de água (per capita), descarte de água do escoamento inicial (first flush) e a capacidade do reservatório inferior. Os parâmetros variáveis foram: a série de precipitação e a demanda de água pluvial. O programa computacional Netuno 4 foi utilizado para realizar as simulações (GHISI; CORDOVA, 2014). O valor da demanda total de água foi definido a partir do comportamento médio observado nas cidades estudadas (CARMO; DAGNINO; JOHANSEN, 2014). Para simplificar as simulações, optou-se por não considerar o reservatório superior. Definições adicionais foram adotadas a partir da norma brasileira NBR 15527 (ABNT, 2019). A Tabela 2 apresenta os parâmetros de entrada usados nas simulações computacionais.

Os principais dados de saída da simulação são os potenciais de economia de água potável a partir dos volumes de reservatório testados. O volume ideal do reservatório pode ser obtido a partir



da relação entre esses dois resultados. A Figura 1 ilustra um resultado genérico para esse tipo de simulação.

Tabela 2: Dados de entrada para a simulação computacional.

Parâmetro	Unidade	Valor de entrada
Coeficiente de escoamento	%	80
Área de captação	m ²	100
Número de ocupantes	ocupantes	4
Demanda total de água	L/ocupante.dia	150
Demanda de água pluvial (em % da demanda total de água)	%	20, 30, 40 e 50
Descarte de água do escoamento inicial	mm	2
Volume do reservatório superior	L	0 (não considerado)
Volume do reservatório inferior	L	1000 - 70.000 (em intervalos de 1000)

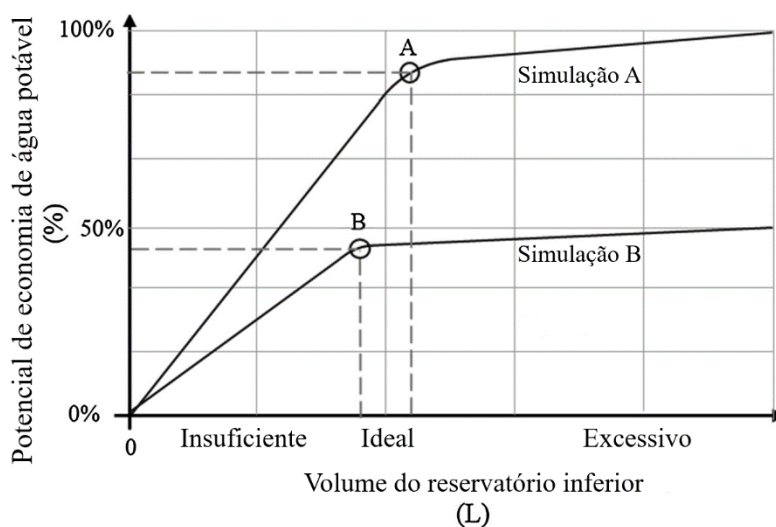


Figura 1: Resultado de duas simulações teóricas “A” e “B” de sistema de aproveitamento de água pluvial (adaptado de GERALDI; GHISI, 2019).

A Figura 1 mostra informações importantes que podem ser extraídas das simulações. O volume do reservatório é considerado insuficiente quando o acréscimo na capacidade de armazenamento resulta em grande aumento no potencial de economia de água potável (de 0 aos pontos A ou B). Em contrapartida, o volume é considerado excessivo quando o acréscimo na capacidade corresponde a baixo ou nulo aumento no potencial de economia de água potável (dos pontos A e B ao infinito). O volume ideal ocorre quando há um balanço entre o acréscimo de capacidade e o aumento no



potencial de economia de água potável. A abcissa do ponto A é o volume ideal do reservatório da Simulação A, e sua ordenada corresponde ao potencial ideal de economia de água potável. O mesmo vale para a Simulação B.

Nesta pesquisa, a capacidade ideal do reservatório foi definida no ponto em que o potencial de economia de água potável atingido varia 2,00% ou menos para um acréscimo de 1000 litros no volume armazenado. Tanto o volume ideal quanto o potencial de economia de água potável foram usados para comparação de resultados entre as simulações.

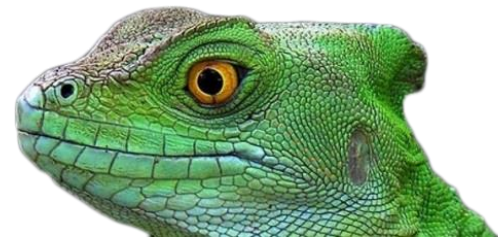
Agrupamento de regimes pluviométricos

Na sequência, as 27 cidades estudadas foram agrupadas a partir da semelhança entre seus regimes pluviométricos. Para isto, foi utilizado um método de análise de agrupamentos (cluster analysis). Essa técnica considera um conjunto inicial de objetos (regimes pluviométricos), aos quais são associadas medidas de várias grandezas (indicadores), utilizadas para se obter grupos de objetos assemelhados em relação aos valores assumidos por essas variáveis (EVERITT, 1993). O processo de agrupamento foi executado a partir do método descrito por Oliveira (2015) com uso da ferramenta solver do programa Microsoft Excel.

Como os indicadores dos regimes pluviométricos são mensurados em unidades distintas, seus valores foram previamente normalizados, de forma a terem média zero e variância unitária. O critério adotado para alocação dos regimes pluviométricos em grupos foi a distância euclidiana, por ser essa a mais utilizada (EVERITT, 1993), calculada para todos os indicadores em todas as combinações possíveis de regimes pluviométricos. Para montagem dos grupos, a ferramenta solver foi programada para obter combinações que apresentassem o menor somatório possível de distâncias euclidianas, ou seja, indicadores mais similares entre si. Os sete indicadores, apresentados anteriormente, foram considerados com peso igual para a análise de agrupamentos.

Segundo Hartigan (1985), não existe um método inteiramente satisfatório para a determinação do número

ideal de grupos a ser considerado na análise de agrupamentos. Assim sendo, os 27 regimes pluviométricos foram organizados em diferentes cenários de agrupamento. Cada cenário considerou um número distinto de grupos (clusters) para a divisão, variando-o de um a dez. Os cenários de agrupamento obtidos foram denominados "G1", "G2", "G3", "G4", "G5", "G6", "G7", "G8", "G9" e "G10", conforme o número de grupos considerado. Conceitualmente, quanto maior o número de grupos utilizado na análise, maior o nível de semelhança observado nos regimes de um mesmo grupo.



Análise de resultados

Os resultados de simulação computacional (volume ideal do reservatório e potencial de economia de água potável) foram analisados sob a ótica dos dez cenários de agrupamento considerados. O comportamento estatístico dos resultados foi verificado a partir do coeficiente de variação médio para cada grupo, em cada cenário de agrupamento considerado. Quanto maior o coeficiente de variação, maior o nível de dispersão dos dados em torno de sua média. O coeficiente de variação foi calculado por meio da Equação (4).

$$cv_i = \frac{\sigma_i}{\mu_i} \quad (4)$$

Onde: cv é o coeficiente de variação correspondente ao agrupamento i , σ_i é o desvio padrão observado no agrupamento i , e μ_i é a média dos resultados do agrupamento i .

Para o cenário "G1", composto de um único grupo, foi obtido um coeficiente de variação para os resultados analisados. Para o cenário "G2", dois coeficientes de variação foram obtidos para os resultados, correspondentes aos dois agrupamentos considerados neste cenário. Analogamente, mais coeficientes foram obtidos para cada acréscimo no número de agrupamentos de cada cenário, finalizando com a obtenção de dez coeficientes de variação para os resultados do cenário "G10". Dentre os coeficientes de variação obtidos em cada cenário, foi obtida sua média para comparação entre cenários.

Outro indicador utilizado na avaliação dos resultados obtidos dentro de um mesmo grupo foi o índice de similaridade, calculado por meio da Equação (5) (GERALDI; GHISI, 2018).

$$Sim = \left| \frac{\sum(Pot_A^i - Pot_B^i)}{Q} \right| \quad (5)$$

Onde: Sim é o índice de similaridade entre os resultados das cidades A e B (adimensional), Pot_A é o potencial de economia de água potável dado pelo volume de reservatório i obtido para a cidade A (%), Pot_B é o potencial de economia de água potável dado pelo volume de reservatório i obtido para a cidade B (%), i é o volume de reservatório simulado, e Q é o número total de reservatórios simulados no intervalo definido (70 neste caso, pois as simulações foram feitas para reservatórios com capacidades entre 1000 L e 70.000 L em intervalos de 1000 L). Quanto menor o valor deste índice em módulo, mais similares são os resultados entre as duas cidades comparadas.



Índices de similaridade foram obtidos para cada uma das possíveis combinações entre as 27 cidades desta pesquisa, resultando em 351 combinações de cidades. Para todas as combinações, os resultados foram avaliados separadamente para as simulações com 20%, 30%, 40% e 50% de potencial de economia de água potável. Esta configuração resultou em um total de 1404 índices de similaridade calculados. Para acompanhar a evolução de similaridade nos resultados de simulação de sistemas de aproveitamento de água pluvial a partir do agrupamento dos regimes pluviométricos, foi calculado o índice de similaridade médio entre os agrupamentos. Assim como executado para o coeficiente de variação, no cenário “G1” foi obtido um índice de similaridade único, correspondente à média do grupo. Para o cenário “G2”, dois índices de similaridade médios foram obtidos, um para cada grupo. Este procedimento se repetiu sucessivamente, até a obtenção de dez índices de similaridade médios no cenário “G10”. Grupos com apenas uma cidade na análise de agrupamentos foram dispensados desta análise.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial

A partir da simulação de sistemas genéricos de aproveitamento de água pluvial foi possível obter volumes ideais de reservatório e potenciais de economia de água potável para as 27 capitais brasileiras. A Figura 2 apresenta os volumes ideais de reservatório obtidos na simulação para estas cidades.

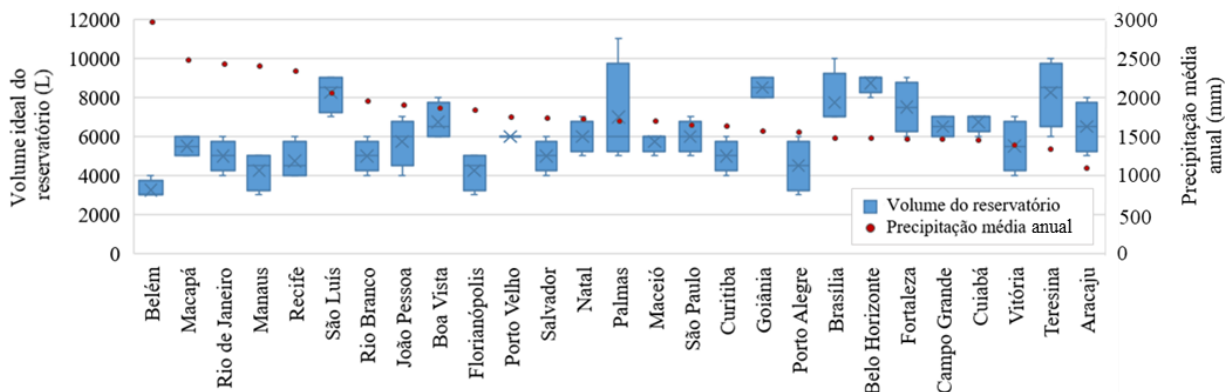
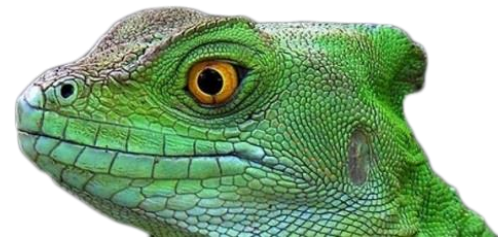


Figura 2: Volume ideal de reservatório de água pluvial para as capitais brasileiras.



A Figura 2 mostra resultados variáveis entre as cidades estudadas. Locais com maiores índices de precipitação necessitam de menores volumes de reservatório, enquanto locais mais secos demandam maiores capacidades. O volume ideal do reservatório também pode ser relacionado com o comportamento dos períodos sem chuva em cada localidade. Quanto mais longos e frequentes estes períodos, maiores são os reservatórios necessários para atendimento da demanda. A Figura 3 apresenta os potenciais de economia de água potável obtidos para as 27 capitais brasileiras.

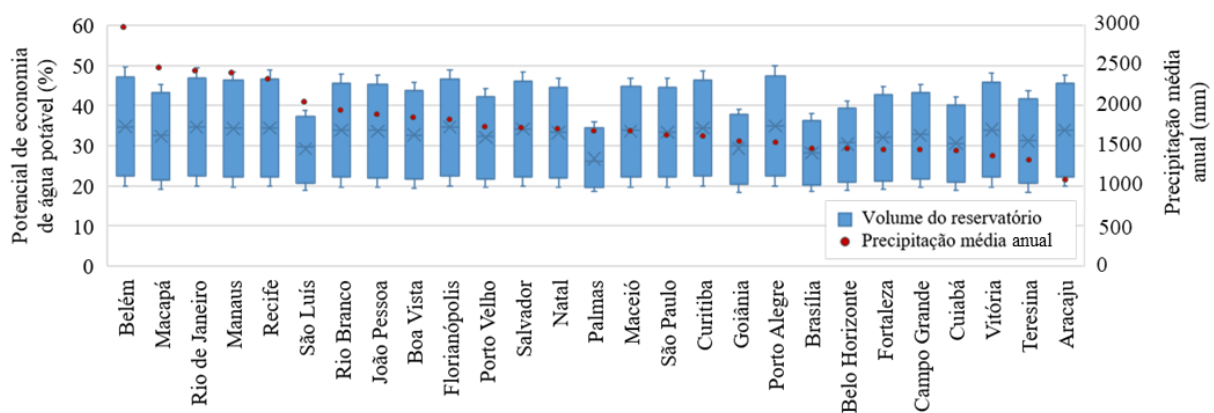


Figura 3: Potencial de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial para as capitais brasileiras.

Potenciais variando entre 20% e 50% foram utilizados como parâmetro de entrada nas simulações. Percebe-se, na Figura 3, que nem todas as cidades conseguiram suprir plenamente esta demanda. De maneira geral, cidades com ocorrência de períodos longos sem precipitação tendem a não atingir os potenciais mais altos de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial.

Agrupamento de regimes pluviométricos

A primeira etapa da pesquisa consistiu na obtenção das séries de precipitação e seus respectivos indicadores pluviométricos. A Tabela 1 apresenta os indicadores de cada capital brasileira.

Pode-se observar, na Tabela 1, grande heterogeneidade de características entre os regimes pluviométricos das capitais brasileiras. Entre a capital mais chuvosa (Belém) e a mais seca (Aracaju), existe uma diferença superior a 1800mm/ano de precipitação. Belo Horizonte é a capital com maior número de dias secos no ano (263,38), enquanto Belém se situa no outro extremo, com apenas 97,77 dias sem chuva anualmente. O índice de sazonalidade aponta Porto Alegre como a capital com menor variação sazonal de precipitação no Brasil ($S=0,14$), enquanto Teresina ($S=0,85$) apresenta a



distinção mais evidente entre estações secas e chuvosas. Os períodos sem chuva duram, em média 1,84 dia na cidade de Belém, e 6,71 dias na cidade de Belo Horizonte. Brasília foi a cidade que apresentou maior desvio padrão ($\sigma=15,75$) na duração dos períodos sem precipitação, enquanto Belém é caracterizada pelo menor ($\sigma=1,59$). Porto Alegre apresentou o menor coeficiente de variação nos períodos sem precipitação ($cv=0,78\%$) enquanto Palmas apresentou o maior ($cv=3,13\%$). O maior período sem chuva foi observado na cidade de Palmas, com duração de 108 dias. Nas cidades de Belém e Recife, por outro lado, o maior período sem chuva registrado nas séries de treze anos foi de apenas dezoito dias.

Tabela 1: Regimes pluviométricos brasileiros e seus respectivos indicadores.

Fonte	Cidade - estado	R (mm/ano)	D (d/ano)	S (-)	Períodos sem precipitação			
					Duração média (d)	Desvio Padrão (d)	Coeficiente de variação (%)	Duração máxima (d)
INMET	Belém - PA	2998	97,77	0,46	1,84	1,59	0,86	18,00
INMET	Macapá - AP	2502	172,15	0,56	3,41	6,31	1,85	105,00
HidroWeb	Rio de Janeiro - RJ	2454	221,54	0,18	4,00	3,83	0,96	28,00
INMET	Manaus - AM	2430	181,38	0,45	2,72	3,17	1,17	36,00
INMET	Recife - PE	2360	145,31	0,56	2,58	2,63	1,02	18,00
INMET	São Luís - MA	2074	219,00	0,82	5,01	10,13	2,02	108,00
INMET	Rio Branco - AC	1970	204,85	0,54	3,10	3,80	1,23	45,00
INMET	João Pessoa - PB	1913	170,31	0,60	2,82	3,19	1,13	41,00
INMET	Boa Vista - RR	1885	224,62	0,74	4,38	6,43	1,47	59,00
INMET	Florianópolis - SC	1857	198,38	0,22	3,17	3,08	0,97	24,00
HidroWeb	Porto Velho - RO	1764	255,83	0,58	4,10	7,04	1,72	76,00
INMET	Salvador - BA	1754	170,15	0,48	2,94	2,82	0,96	22,00
INMET	Natal - RN	1740	192,54	0,64	3,04	3,52	1,16	37,00
INMET	Palmas - TO	1705	228,77	0,74	4,72	14,78	3,13	131,00
INMET	Maceió - AL	1705	165,92	0,56	3,32	4,09	1,23	35,00
INMET	São Paulo - SP	1658	237,77	0,53	4,32	5,49	1,27	51,00
INMET	Curitiba - PR	1642	195,15	0,20	2,89	2,83	0,98	38,00
INMET	Goiânia - GO	1576	234,23	0,74	5,19	13,20	2,54	126,00
INMET	Porto Alegre - RS	1569	214,23	0,14	3,40	2,64	0,78	16,00
INMET	Brasília - DF	1494	237,46	0,74	6,29	15,75	2,50	128,00
INMET	Belo Horizonte - MG	1486	263,38	0,74	6,71	11,91	1,77	97,00
INMET	Fortaleza - CE	1481	213,85	0,80	3,98	5,77	1,45	65,00
EMBRAPA	Campo Grande - MS	1479	234,69	0,47	4,86	7,75	1,60	90,00
INMET	Cuiabá - MT	1461	237,31	0,62	4,20	8,02	1,91	93,00
INMET	Vitória - ES	1397	230,85	0,40	4,46	4,62	1,04	50,00
INMET	Teresina - PI	1349	252,54	0,85	5,06	7,76	1,53	95,00
INMET	Aracaju - SE	1100	224,38	0,57	3,99	5,06	1,27	39,00

A partir dos indicadores apresentados na Tabela 1, as cidades foram agrupadas considerando a similaridade entre suas características pluviométricas. A Tabela 2 apresenta a alocação das capitais em grupos para cada um dos cenários considerados neste trabalho. No primeiro cenário,



denominado “G1”, todas as cidades estão no mesmo grupo. No cenário “G2”, como existem dois grupos, as cidades com número 1 estão no mesmo grupo, e com número 2 estão em outro grupo. O mesmo vale para os cenários subsequentes, com incremento unitário no número de grupos considerado a cada cenário.

Tabela 2: Alocação dos regimes pluviométricos brasileiros em grupos a partir de análise de agrupamento.

Cidade - estado	Agrupamento por cenário									
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	G10
Aracaju - SE	1	1	2	2	1	1	3	5	3	2
Belém - PA	1	1	1	4	5	2	1	1	9	8
Belo Horizonte - MG	1	2	3	3	2	4	2	7	4	3
Boa Vista - RR	1	1	2	2	4	1	7	4	2	5
Brasília - DF	1	2	3	3	2	6	2	7	5	3
Campo Grande - MS	1	1	2	2	1	1	3	5	7	2
Cuiabá - MT	1	2	2	2	4	1	7	4	7	5
Curitiba - PR	1	1	1	1	3	5	5	8	6	1
Florianópolis - SC	1	1	1	1	3	5	5	8	6	1
Fortaleza - CE	1	1	2	2	4	1	7	4	2	5
Goiânia - GO	1	2	3	3	2	6	2	7	5	3
João Pessoa - PB	1	1	1	4	5	3	4	3	1	4
Macapá - AP	1	1	1	4	5	3	6	6	1	9
Maceió - AL	1	1	1	4	5	3	4	3	1	4
Manaus - AM	1	1	1	4	5	2	4	1	1	7
Natal - RN	1	1	1	4	4	3	4	3	1	4
Palmas - TO	1	2	3	3	2	6	2	7	5	3
Porto Alegre - RS	1	1	2	1	3	5	5	8	6	1
Porto Velho - RO	1	1	2	2	1	1	3	5	3	2
Recife - PE	1	1	1	4	5	2	4	1	1	7
Rio Branco - AC	1	1	1	4	5	3	4	3	1	4
Rio de Janeiro - RJ	1	1	2	1	3	5	5	8	6	10
Salvador - BA	1	1	1	4	3	3	4	3	8	4
São Luís - MA	1	2	3	3	2	6	2	2	5	3
São Paulo - SP	1	1	2	2	1	1	3	5	3	2
Teresina - PI	1	2	2	2	4	4	7	4	4	5
Vitória - ES	1	1	2	2	1	1	3	5	3	2

Pode-se observar, na Tabela 2, que quanto mais grupos são considerados na análise, menos cidades são alocadas em um mesmo grupo. A Figura 4 apresenta o número médio de cidades alocadas por grupo, em cada cenário de agrupamento. Considerando as características do método de agrupamento utilizado, pode-se dizer que quanto mais grupos são considerados na análise, mais



similares são os regimes pluviométricos agrupados entre si. Esta tendência pode ser confirmada na Figura 5, que apresenta os somatórios de distância euclidiana nos cenários considerados.

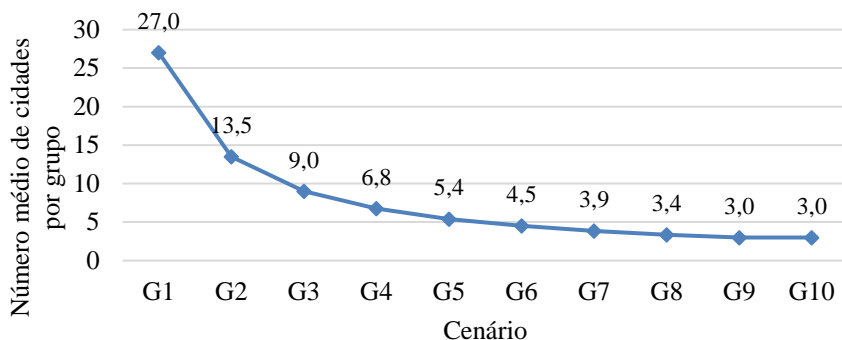


Figura 4: Número médio de cidades alocadas por grupo, em cada cenário de agrupamento.

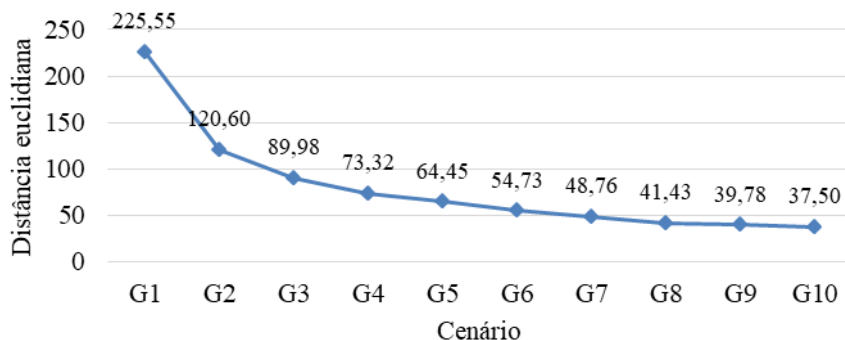
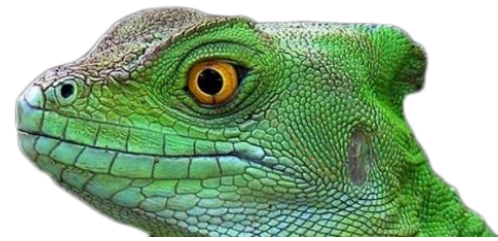


Figura 5: Somatório das distâncias euclidianas obtidas para as 27 cidades em cada cenário de agrupamento.

A Figura 4 mostra que quanto maior é o número de grupos considerado na análise de agrupamento, menor é o número médio de cidades alocado em cada grupo. Na Figura 5, é possível observar que quanto maior o número de grupos considerado na análise de agrupamento, menor a soma das distâncias euclidianas resultante de cada cenário. Estes gráficos mostram que a partir da consideração de mais grupos, foi possível agrupar regimes pluviométricos com maior semelhança entre seus indicadores.

Medida de variação

A partir da simulação de sistemas genéricos de aproveitamento de água pluvial foi possível estimar, para cada cidade, volumes ideais de reservatório com base em parâmetros de projeto previamente definidos. Além disso, foram obtidos os potenciais de economia de água potável a partir de cada volume de reservatório testado. Estes resultados foram comparados sob a ótica da análise



de agrupamento dos regimes pluviométricos por meio da extração do coeficiente de variação para cada grupo, e sua média calculada em cada cenário. A Figura 6 apresenta os resultados obtidos para o volume ideal de reservatório.

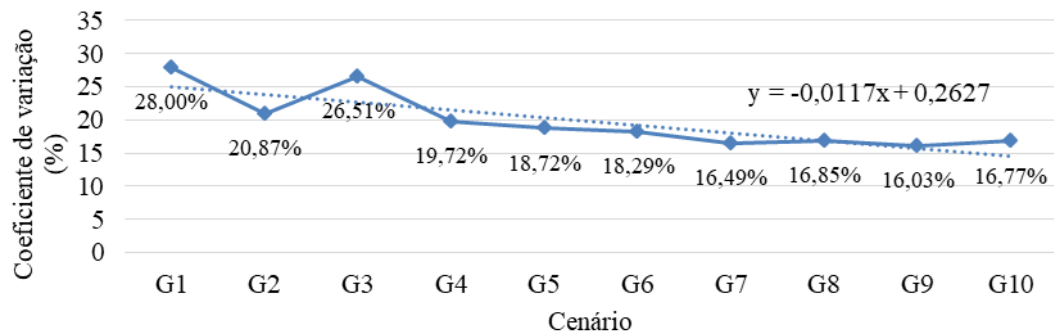


Figura 6: Coeficiente de variação médio entre os grupos para cada cenário de agrupamento para a variável de saída “volume ideal do reservatório”.

Pode-se observar, na Figura 6, uma relação inversamente proporcional entre coeficiente de variação médio entre os grupos, e o número de grupos considerado na análise de agrupamento. Este comportamento indica resultados menos dispersos à medida que o agrupamento se torna mais preciso. Este resultado indica aplicabilidade do método de agrupamento proposto para dimensionamento de reservatórios de aproveitamento de água pluvial. Os indicadores escolhidos para a análise de agrupamento demonstraram correlação de proporcionalidade inversa (coeficiente angular = -0,0117) com os coeficientes de variação. A partir desta observação, abrem-se caminhos para pesquisa acerca da seleção de indicadores pluviométricos mais influentes sobre resultados, no sentido de aprimorar a classificação pluviométrica para este tipo de aplicação. Cabe observar também que os coeficientes de variação permaneceram acima de 15%, mesmo no cenário menos disperso (“G9”), o que deve ser avaliado no sentido de verificar sua representatividade.

Também foram avaliados os potenciais de economia de água potável para cada reservatório ideal escolhido na simulação computacional. A Figura 7 apresenta os coeficientes de variação médios desse resultado para cada cenário de agrupamento.

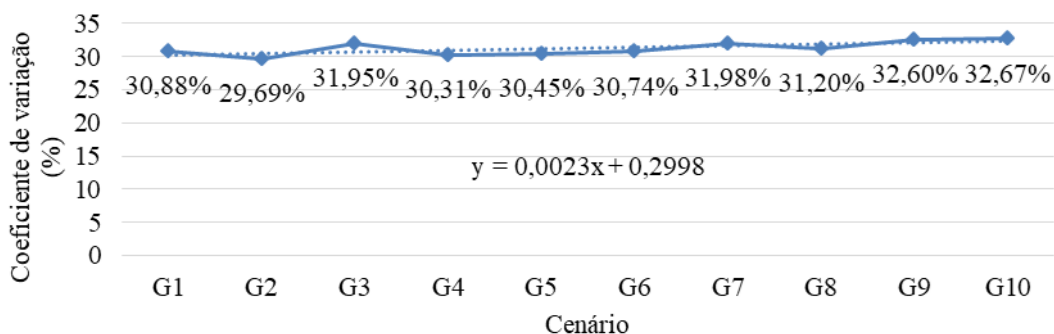


Figura 7: Coeficiente de variação médio entre os grupos para cada cenário de agrupamento para a variável de saída “potencial de economia de água potável”.

A variação observada nos potenciais de economia de água potável ficou praticamente constante nos dez cenários de agrupamento avaliados. O coeficiente angular observado na linha de tendência (0,0023) é cinco vezes menor que o observado nos resultados de volume ideal do reservatório. Portanto, é possível concluir que o agrupamento de regimes pluviométricos influenciou pouco na distribuição deste resultado. Silva e Ghisi (2016) avaliaram a influência dos parâmetros de projeto sobre resultados de simulação computacional de sistemas de aproveitamento de água pluvial. Em sete das oito situações avaliadas pelos autores, verificou-se baixa influência da maioria dos parâmetros de projeto sobre este resultado de simulação computacional. Por estar diretamente ligado aos potenciais inseridos como parâmetro de entrada do modelo, este resultado sofre pouca influência de outras variáveis, incluindo, no caso deste trabalho os agrupamentos considerados.

Medida de similaridade

Para avaliar os efeitos do agrupamento de regimes pluviométricos sobre os resultados de simulação de sistemas de aproveitamento de água pluvial de forma mais abrangente, índices de similaridade médios foram obtidos em cada cenário de agrupamento. Como este indicador avalia a similaridade entre pares de resultados, situações cujo grupo compreende apenas uma cidade foram desconsideradas nesta análise. A Figura 8 apresenta estes resultados, listados a partir dos potenciais de economia de água potável usados como entrada nas simulações. Quanto menor o índice de similaridade, mais similares são os resultados comparados.

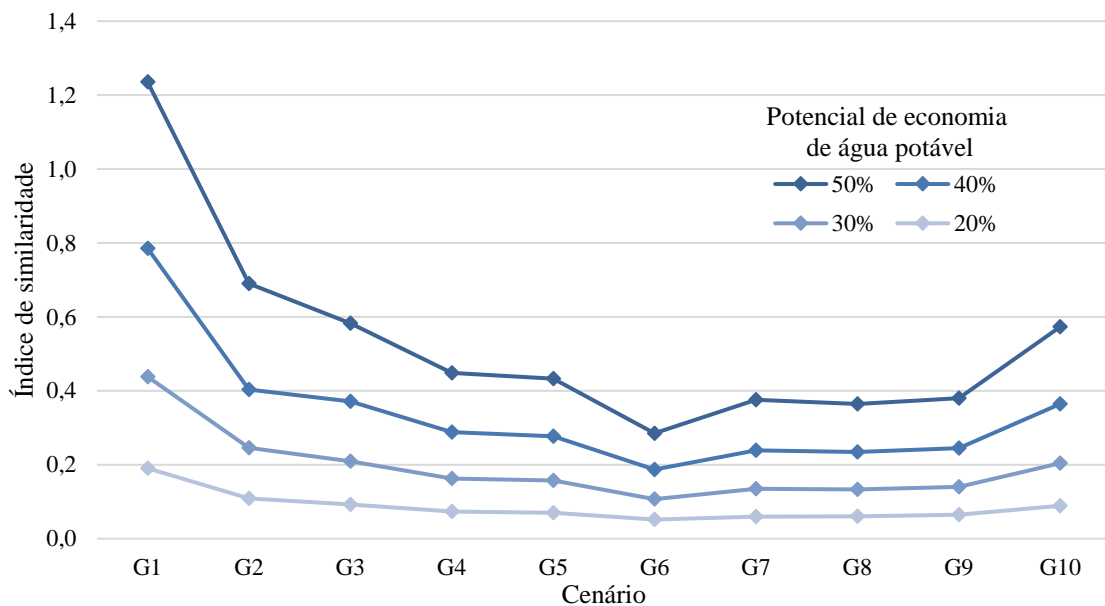
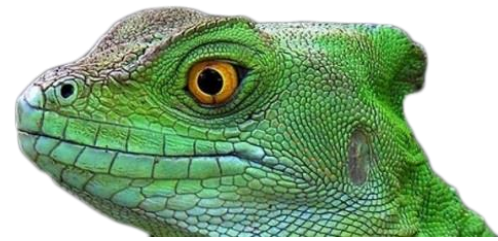


Figura 8: Índice de similaridade médio entre os grupos para cada cenário de agrupamento.

A Figura 8 apresenta comportamento decrescente do índice de similaridade (resultados progressivamente mais similares) dos cenários “G1” a “G6”. Neste intervalo, pode-se dizer que o método proposto foi efetivo, ou seja, o agrupamento de regimes pluviométricos similares resultou em resultados também similares no dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial. O índice de similaridade foi usado por Ghisi, Cardoso e Rupp (2012) para aferir diferenças entre resultados de simulações. Segundo estes autores, os resultados de simulação podem ser considerados similares entre si quando o índice de similaridade estiver abaixo de 5%. Este critério foi estabelecido e utilizado também em outros estudos sobre o tema (GERALDI; GHISI, 2017). Nesta pesquisa, o índice de similaridade só se aproximou de 5% no cenário “G6” para o potencial de economia de água potável de 20%. Isto indica que o método proposto só foi capaz de gerar resultados representativamente equivalentes nesta condição específica.

A partir do cenário “G6”, os resultados tendem a apresentar menor similaridade entre si até o cenário “G10”. Em todos estes cenários, ocorreram ao menos dois agrupamentos com apenas uma cidade, impossibilitando o cálculo de índice de similaridade nestes grupos. Este é um dos fatores que contribuíram para a mudança na tendência dos resultados. Outro fator que também tem influência nesta dinâmica é a escolha dos indicadores utilizados na análise de agrupamentos. Portanto, é recomendável que se realizem novas simulações com mais regimes pluviométricos, de modo que cada agrupamento tenha no mínimo duas cidades. Ademais, também se recomenda investigação adicional acerca da influência de cada indicador de pluviometria usado na análise de agrupamentos sobre os resultados de simulação de sistemas de aproveitamento de água pluvial.



| CONCLUSÕES |

Esta pesquisa buscou verificar se o agrupamento de regimes pluviométricos similares resulta em grupos de resultados também similares no dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial. Os resultados mostram que o “volume ideal do reservatório” é a variável que mais apresentou ganho de consistência em sua distribuição a partir do agrupamento dos regimes pluviométricos, apresentando distribuições progressivamente menos dispersas a partir da consideração de mais grupos no agrupamento. Isto indica que o método proposto tem potencial de aplicação no dimensionamento de reservatórios de aproveitamento de água pluvial.

Por outro lado, os potenciais de economia de água potável observados não apresentaram ganho de consistência a partir do refinamento da análise de agrupamentos. Por estar relacionado com os potenciais de economia utilizados como parâmetro de entrada no modelo, este tipo de resultado já era esperado.

Os resultados de índice de similaridade demonstraram que, a partir do refinamento da análise de agrupamentos, foi possível atingir resultados cada vez mais similares, até o cenário “G6”. No entanto, mesmo havendo melhoria no índice de similaridade, os resultados não podem ser considerados equivalentes a partir do critério de Geraldi e Ghisi (2017). A partir do cenário “G6”, a presença de grupos com apenas uma cidade prejudicou a análise sob este indicador. Isto mostra que existem oportunidades para melhorias no método com potencial de resultados mais consistentes.

Portanto, é possível dizer que a análise de agrupamento tem potencial de aplicação na classificação de regimes pluviométricos para projeto de sistemas de aproveitamento de água pluvial, sobretudo no dimensionamento de reservatórios. Apesar de haver influência positiva do agrupamento de regimes pluviométricos na consistência dos resultados de dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial, esta ainda não é suficiente para consolidação do método. Para isto, são necessários estudos complementares para definição de intervalos de confiança nos resultados e avaliação dos indicadores de pluviometria mais adequados para aplicação neste tipo de análise.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro concedido para a realização desta pesquisa.



| REFERÊNCIAS |

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2019. NBR 15527: Aproveitamento de água de chuva de coberturas para fins não potáveis - requisitos. Rio de Janeiro. 14p.
- CÁCERES P. S.; RAMOS S. R.; & SANT'ANA D. R. 2019. Potencial de redução da exploração dos recursos hídricos locais pelo aproveitamento de água pluvial em residências no Distrito Federal. Paranoá: Cadernos de Arquitetura e Urbanismo, v. 23, p. 11-19.
- CAMPISANO, A.; BUTLER, D.; WARD, S.; BURNS, M. J.; FRIEDLER, E.; DEBUSK, K.; FISHER-JEFFES, L. N.; GHISI, E.; RAHMAN, A.; FURUMAI, H.; HAN, M. 2017. Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives. *Water Research*, v. 115, p. 195-209.
- CARMO, R. L.; DAGNINO, R. S.; JOHANSEN, I. C. 2014. Transição demográfica e transição do consumo urbano de água no Brasil. *Revista Brasileira de Estudos de População*, v. 31, n. 1, p. 169-190.
- CHENG, C. L.; LIAO, M. C. 2009. Regional rainfall level zoning for rainwater harvesting systems in northern Taiwan. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 53, n. 8, p. 421-428.
- CUSTÓDIO, D. A. 2017. Influência do aproveitamento de água pluvial em edificações residenciais na drenagem urbana de Joinville/SC. Florianópolis: UFSC, 176 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
- EVERITT, B. S. 1993. *Cluster analysis*. 3rd ed. London: Heinemann Educational Books, 122p.
- FORASTÉ, J. A.; HIRSCHMAN, D. 2010. A methodology for using rainwater harvesting as a stormwater management BMP. In: *Low Impact Development 2010: Redefining Water in the City*. p. 31-44.
- GERALDI, M. S.; GHISI, E. 2017. Influence of the length of rainfall time series on rainwater harvesting systems: A case study in Berlin. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 125, p. 169-180.
- GERALDI, M. S.; GHISI, E. 2018. Assessment of the length of rainfall time series for rainwater harvesting in buildings. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 133, p. 231-241.
- GERALDI, M. S.; GHISI, E. 2019. Short-term instead of long-term rainfall time series in rainwater harvesting simulation in houses: An assessment using Bayesian Network. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 144, p. 1-12.
- GHISI, E. 2006. Potential for potable water savings by using rainwater in the residential sector of Brazil. *Building and Environment*, v. 41, n. 11, p. 1544-1550.
- GHISI, E.; CARDOSO, K. A.; RUPP, R. F. 2012. Short-term versus long-term rainfall time series in the assessment of potable water savings by using rainwater in houses. *Journal of environmental management*, v. 100, p. 109-119.
- GHISI, E.; CORDOVA, M. M. 2014. Netuno 4. Programa computacional. Universidade Federal de Santa Catarina. Disponível em: <http://www.labeee.ufsc.br/>.
- HADDAD, E. A.; TEIXEIRA, E. 2015. Economic impacts of natural disasters in megacities: The case of floods in São Paulo, Brazil. *Habitat International*, v. 45, p. 106-113.
- HAQUE, M. M.; RAHMAN, A.; SAMALI, B. 2016. Evaluation of climate change impacts on rainwater harvesting. *Journal of Cleaner Production*, v. 137, p. 60-69.
- HARTIGAN, J.A. 1985. Statistical theory in clustering. *Journal of Classification*, v.2, p.63-76.



- KELLER FILHO, T.; ASSAD, E. D.; LIMA, P. R. S. R. 2005. Regiões pluviometricamente homogêneas no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, n. 4, p. 311-322.
- MINGOTI, S. A. 2005. *Análise de dados através de Estatística Multivariada: uma abordagem aplicada*. 1a Edição. Belo Horizonte: Editora UFMG. 297p.
- OLIVEIRA, V. P. S.; ZANETTI, S. S.; PRUSKI, F. F. 2005. CLIMABR Parte I: Modelo para a geração de séries sintéticas de precipitação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 9, n. 3, p. 348-355.
- OLIVEIRA, D. M. 2015. *Análise de agrupamentos com uso do Excel*. Belo Horizonte: UFMG, 26f. Monografia (Especialização em Estatística) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Exatas ICEX.
- SANTOS, W. A.; SOUZA, F. A. S. 2012. Identificação de regiões pluviometricamente homogêneas no nordeste do Brasil usando análise multivariada. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 10, n. 1, p. 136-152.
- SILVA, A. S.; GHISI, E. 2016. Uncertainty analysis of daily potable water demand on the performance evaluation of rainwater harvesting systems in residential buildings. *Journal of Environmental Management*, v. 180, p. 82-93.
- SUMNER, G. 1988. *Precipitation: process and analysis*. 1a ed. John Wiley and Son, Chichester. 472p.
- WREGE, M. S.; FRITZSONS, E.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. S.; RADIN, B.; STEINMETZ, S.; REISSER JÚNIOR, C. 2016. Regiões com similaridade de comportamento hídrico no Sul do Brasil. *Raega - O Espaço Geográfico em Análise*, v. 38, p. 365-384.
- WUNG, T-C.; LIN, S-H.; HUANG, S-M. 2006. Rainwater reuse supply and demand response in urban elementary school of different districts in Taipei. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 46, n. 2, p. 149-167.
- ZHANG, X.; CHEN, N.; SHENG, H.; IP, C.; YANG, L.; CHEN, Y.; SANG, Z.; TADESSE, T.; LIM, T. P. Y.; RAJABIFARD, A.; BUETI, C.; ZENG, L.; WARDLOW, B.; WANG, S.; TANG, S.; XIONG, Z.; LI, D.; NIYOGI, D. 2019. Urban drought challenge to 2030 sustainable development goals. *Science of the Total Environment*, v. 693, n. 13, p. 133536.



DESENVOLVIMENTO DE UMA PLATAFORMA ONLINE PARA DIVULGAÇÃO DE DADOS DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

| ID 15650 |

¹Kananda Silveira da Silva, ²Felipe Luiz Kapelinski, ³Fernando Bevilacqua, ⁴Manuela Gomes Cardoso
*1,2,3,4Universidade Federal da Fronteira Sul, 1e-mail: kanandaasilva23@gmail.com; 2e-mail:
felipe_kapelinski@hotmail.com; 3e-mail: fernando.bevilacqua@uffs.edu.br; 4e-mail:
manuela.cardoso@uffs.edu.br*

| RESUMO |

Presencia-se atualmente um cenário de preocupação constante quanto à presença de contaminantes em águas. Uma das evidências a esta constatação é o crescente número de publicações e trabalhos que analisam e indicam a presença de diferentes substâncias químicas e biológicas na água. Em meio aos trabalhos publicados em diferentes revistas científicas, dissertações, teses e sítios eletrônicos de órgãos públicos, encontra-se uma população que muitas vezes não possui acesso às bases de dados, não tem conhecimento das doenças que estão relacionadas aos contaminantes presentes em água e tão pouco conhece a legislação vigente. A partir da busca nos meios eletrônicos de divulgação, verifica-se que no Brasil não existe atualmente nenhum sítio eletrônico (website) exclusivo para consulta de dados de qualidade das águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento de forma simultânea, dificultando o conhecimento e difusão de dados de extrema importância aos cidadãos. Ao examinar a evolução histórica da gestão ambiental, percebe-se que toda melhoria na qualidade dos recursos hídricos foi obtida através da informação e mobilização de grande parte da população em torno de uma questão problemática. Com o propósito de promover o avanço na gestão da água, o presente trabalho teve como objetivo elaborar um conjunto de planilhas contendo dados da qualidade das águas categorizados e organizados para fomentar a criação de um website exclusivo, de interface simples e de livre acesso para divulgar dados de qualidade das águas subterrâneas, superficiais e de abastecimento do Estado do Rio Grande do Sul (RS). A metodologia utilizada consistiu inicialmente, na pesquisa por dados em legislações, trabalhos científicos e plataformas de órgãos públicos que divulgam informações referente às águas. Posteriormente foi realizada a transcrição de todos os parâmetros de qualidade das águas descritos nas fontes encontradas. Os parâmetros foram reescritos na forma de planilhas, usando a ferramenta Google Drive, a fim de facilitar o tratamento dos dados para o momento da criação do website. As planilhas foram organizadas em colunas, onde essas especificam separadamente, o texto, os valores numéricos e as unidades de concentração, além de conservar as notas descritas em cada legislação. Ao todo, foram elaboradas 7 planilhas com o intuito de possibilitar o tratamento dos dados e a programação para construção do website. Sendo elas, 4 planilhas referentes às 4 legislações vigentes que estabelecem os Valores Máximos Permitidos (VMP) de diversos parâmetros para águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento no RS, 1 planilha contendo dados das águas subterrâneas do RS (poços cadastrados no SIAGAS), 1 planilha contendo os dados da classificação das águas superficiais do RS (publicados pelos Comitês das Bacias Hidrográficas) e 1 planilha contendo dados de trabalhos científicos publicados referentes à análise da qualidade das águas do RS. Conclui-se que a construção das planilhas contendo as informações citadas auxiliaram na criação da plataforma de divulgação facilitando o tratamento e uso desses dados. As planilhas já serviram inclusive como fonte de consulta para pesquisadores interessados em verificar a classificação de alguns corpos de águas superficiais, que estão sendo utilizados para captação de água para abastecimento. No entanto, é



necessário que se estabeleçam contatos com parceiros de diferentes instituições, para o aperfeiçoamento, alimentação e atualização constante da plataforma. Por fim espera-se que a plataforma criada seja uma ferramenta de referência para a consulta da população, que mostre a situação atualizada da qualidade das águas e assim, permita atuar na melhoria da gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Consulta; Legislação; Parâmetros.

| INTRODUÇÃO |

A água é um recurso natural vital para a sobrevivência de todos os indivíduos. Além do consumo direto, a água é usada em diversas atividades desenvolvidas pelo homem, como por exemplo na irrigação, produção de alimentos, processos químicos industriais, geração de energia, navegação e transporte de dejetos e resíduos em geral (PESSOA et al., 2020).

De acordo com Von Sperling (2005) a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e das diversas atividades antrópicas, que por sua vez, são constituídas pela geração de despejos domésticos ou industriais, ou a aplicação de defensivos agrícolas no solo.

O consumo de água em condições impróprias é responsável por uma série de problemas de saúde. A maioria das doenças transmitidas pela água é causada por micro-organismos presentes em reservatórios de água doce (PINHEIRO, 2020). Considerando a importância da conservação da qualidade dos cursos de água, é importante estabelecer relações entre parâmetros, como fármacos e agrotóxicos, que permitam analisar as origens das mudanças na qualidade da água, possibilitando a execução de ações para mitigá-las (CRISIGIOVANNI et al., 2020).

Com a promulgação da Lei das Águas em 1997, o Brasil adota o modelo de bacia hidrográfica, e com isso a gestão da água passa a considerar essas unidades como âmbito territorial e não mais as fronteiras administrativas e políticas dos entes federados. A partir disso, fica a cargo dos comitês realizar a gestão dos recursos hídricos em um determinado território, utilizando instrumentos técnicos de gestão, da negociação de conflitos e da promoção dos usos múltiplos da água (MORAIS et al., 2018).

Quanto aos tipos de águas, são definidas como águas de abastecimento aquelas destinadas para o consumo humano, devendo atender a um padrão de potabilidade para que possam ser usadas na ingestão, preparação e produção de alimentos e na higiene pessoal, independentemente da sua origem. Já as águas subterrâneas são formadas pelo excedente das águas de chuvas que percorrem camadas abaixo da superfície do solo e preenchem os espaços vazios entre as rochas. Por último, as



águas superficiais são as que se acumulam na superfície, escoam e dão origem a rios, riachos, lagoas e córregos (ANA, 2020).

Em relação ao cenário atual das leis federais que se referem à qualidade das águas de abastecimento, destaca-se a Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 que decorre sobre controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. De acordo com a Portaria, as águas, para serem distribuídas à população, devem estar, dentre outros fatores, em conformidade com os padrões microbiológicos e atender aos padrões de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde (inorgânicas, orgânicas e agrotóxicos). A nível estadual, a Portaria RS/SES Nº 320 de abril de 2014, da Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul, estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no estado. Essa portaria determina que os serviços de abastecimento de água passem a analisar a presença dos agrotóxicos mais usados nas lavouras gaúchas, além dos que já constam na Portaria nº 5, do Ministério da Saúde (SES, 2014).

Referente às águas subterrâneas, encontra-se, a Resolução CONAMA nº 396/2008 que dispõe sobre a classificação das águas subterrâneas e estabelece diretrizes ambientais para o seu enquadramento. A Resolução também apresenta uma lista de parâmetros com maior probabilidade de ocorrência, seus respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada um dos usos considerados como preponderantes e os limites de quantificação praticáveis (LQP), considerados como aceitáveis. De acordo com a resolução em questão, as águas subterrâneas de Classe Especial deverão ter suas condições de qualidade naturais mantidas, sendo elas águas subterrâneas destinadas à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuam para trechos de água superficial, enquadrados como Classe Especial. Os padrões das Classes 1 a 4 deverão ser estabelecidos com base nos Valores de Referência de Qualidade (VRQ), determinados pelos órgãos competentes, e nos Valores Máximos Permitidos para cada uso preponderante, observados os Limites de Quantificação Praticáveis (LQPs). A Classe 5, agrupa águas com alteração em sua qualidade por atividades antrópicas destinadas a atividades sem requisitos para uso. A Resolução regulamenta que os padrões de qualidade da água subterrânea são definidos de acordo com o uso preponderante da mesma, independentemente da classe de enquadramento.

Por fim, as águas superficiais são regulamentadas pela Resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. A Resolução classifica as águas de acordo com sua qualidade e uso, em águas doces, salobras ou salinas, podendo variar em Classe Especial, Classe 1, Classe 2, Classe 3 e Classe 4, estabelecendo parâmetros e valores máximos permitidos. Cada classificação da Resolução CONAMA 357/05 estabelece um uso



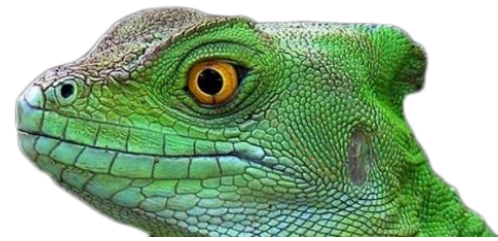
da água de acordo com seu grau de salinidade e atendimento de diversos parâmetros de qualidade da água. Em geral a água doce é classificada em Classe Especial, 1, 2, 3 e 4, sendo que a classe especial possui um uso mais exigente, como por exemplo o abastecimento para consumo humano, com desinfecção. Já as outras classes possuem usos menos exigentes, como por exemplo a recreação de contato primário, irrigação e navegação, ou seja, quanto maior a classificação pior é a qualidade da água e menor a possibilidade de uso. Para as águas salobras e salinas a resolução classifica em Classe Especial, 1, 2 e 3, seguindo a mesma lógica de que quanto maior a classificação pior a qualidade da água e menos exigente é seu uso.

De forma a relacionar a situação atual de divulgação de informações de qualidade das águas disponíveis e de livre acesso, na sequência são relacionadas as plataformas online (website) que divulgam dados das águas, encontradas atualmente no Brasil.

A primeira plataforma encontrada foi a Agência Nacional das Águas (ANA), que está vinculada ao Ministério do Meio Ambiente e que divulga dados do Índice de Qualidade da água (IQA) das águas superficiais. No website da ANA é possível encontrar diversas informações referentes ao gerenciamento das águas no país, desde pedidos e emissão de outorgas, fiscalização dos recursos hídricos e dados de monitoramento. Essa quantidade de informações dificulta a busca de pesquisa rápida por dados de qualidade das águas.

Compondo também a relação de sítios eletrônicos referente às águas, o Centro Estadual de Vigilância em Saúde (CEVS), vinculado à Secretaria da Saúde do Estado do Rio Grande do Sul (RS), também faz parte do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA). Embora os dados do SISAGUA sejam públicos, para o obter o acesso é solicitado realizar um login no sistema, onde é necessário inserir informações como número de cartão do SUS, CPF, endereço de e-mail, completar algumas informações obrigatórias como local de residência, telefone de contato, raça/cor e ainda definir uma senha para acesso. Como alternativa para acesso dos dados do CEVS, pode-se acessar o Portal Brasileiro de Dados Abertos, onde todos os dados do SISAGUA estão disponíveis. No entanto, deve-se digitar a palavra "sisagua" para que sejam encontrados os dados desejados.

No Estado do Rio grande do Sul, a população pode obter as informações sobre os parâmetros analisados nas águas de abastecimento no website do órgão estadual responsável pelo seu tratamento, a Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN). Em conformidade com Decreto Federal nº 5.440/2005 que, dentre outras providências, institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água (BRASIL, 2005) a CORSAN disponibiliza em seu website os valores dos parâmetros: pH, turbidez, cor, cloro livre residual, fluoretos, coliformes totais e Escherichia coli.



A Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM/RS) realiza o monitoramento da qualidade das águas superficiais do RS através de coletas e análises de águas, interpretando os resultados de acordo com a Resolução Nº 357/05 do CONAMA e divulgando-os em forma de relatórios disponibilizados na sua página da Internet.

Por fim, no website do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) é possível acessar dados de qualidade de águas subterrâneas, para poços cadastrados, porém, assim como no website da ANA, há uma série de links a serem acessados até chegar no dado procurado, ou seja, o site não é exclusivo e de fácil acesso aos dados.

A partir da busca nos meios eletrônicos de divulgação, verifica-se que no Brasil não existe atualmente nenhum sítio eletrônico (website) exclusivo para consulta de dados de qualidade das águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento, dificultando o conhecimento e difusão de dados de extrema importância aos cidadãos. No entanto, existem diversos trabalhos científicos realizados para verificação dos parâmetros de qualidade das águas, sejam eles estabelecidos ou não por legislação. Estes trabalhos científicos são realizados em sua maioria dentro de instituições de ensino superior e publicados em revistas científicas, tornando-se inacessíveis para uma grande parte da população, seja pela forma de busca ou pela linguagem técnica.

Para realizar uma gestão adequada dos recursos hídricos, é indispensável um contínuo monitoramento da qualidade das águas, capaz de fornecer as informações necessárias ao manejo desses ambientes aquáticos. Porém, há uma dificuldade intrínseca de comunicação entre aqueles que produzem o conhecimento sobre a qualidade das águas, a população em geral e aqueles que necessitam desse conhecimento para subsidiar ações gerenciais. As informações obtidas com avaliação e interpretação dos dados de qualidade de água são, em geral, consolidadas em extensos e detalhados relatórios técnicos, baseados na análise individual de parâmetros físicos, químicos e biológicos (PESSOA et al., 2020).

Atualmente, existem ferramentas gratuitas ou de baixo custo disponíveis na Internet para se construir um website de fácil interação com o usuário, porém muitas são limitadas quanto ao design, domínio, provedor, instabilidades ou apresentam alguma desvantagem que possa comprometer o funcionamento do website a longo prazo. Em contrapartida, pode-se construir um website usando programação em linguagens próprias como HTML, CSS ou JavaScript, entre outras. Essas linguagens possibilitam a criação mais flexível principalmente em relação ao design, porém oferecem dificuldades devido à complexidade, demandando profissionais específicos que dominam essa área (SOMENK, 2017).

A busca por ferramentas que ajudem a traduzir as informações produzidas pelos especialistas em qualidade de água em uma linguagem acessível a um público não técnico tem sido objetivo de



inúmeros trabalhos de pesquisa (PESSOA et al., 2020). Uma ferramenta de pesquisa online de fácil acesso, e que divulgue de forma clara, dados de qualidade das águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento simultaneamente, poderia permitir o avanço das pesquisas sobre qualidade das águas, o desenvolvimento de tecnologias de tratamento da água, o fomento à informação dos cidadãos e o aprimoramento da gestão dos recursos hídricos.

Visando reduzir esse lapso de comunicação, o presente trabalho teve como objetivo elaborar um conjunto de planilhas contendo dados da qualidade das águas do RS categorizados e organizados para dar subsídio à criação de uma plataforma para divulgação dos mesmos.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

A plataforma de divulgação dos dados de qualidade das águas foi idealizada de forma a apresentar as seguintes informações aos usuários: pessoa responsável pela inserção e divulgação da informação; fonte do dado (incluindo link para acesso da fonte, quando houver); autor da publicação (ou o responsável pela coleta e análise da água); data da coleta e análise da água; informação sobre a certificação do laboratório (se houver); parâmetro analisado; metodologia utilizada para a análise; localização da coleta (incluindo município, coordenadas geográficas, altitude, ponto de referência e fotografia do local); informação se a água é superficial, subterrânea ou de abastecimento; identificação do corpo hídrico; identificação da bacia a que pertence e a informação se a água está ou não dentro dos padrões para sua classe e para o parâmetro em questão. Além disso, a plataforma deveria ser de interface simples, contendo uma barra de procura e o mínimo possível de links. Assim, na barra de procura, o usuário deverá digitar um termo, como por exemplo “coliformes” ou “Santa Maria” ou “Rio Uruguai”, dependendo se busca de interesse é em relação a um parâmetro, um município ou um corpo de água específico. Após a digitação do termo, a plataforma deverá mostrar todas as informações correlacionadas com o mesmo, que deverão ser previamente inseridas em uma base de dados.

De forma a construir a base de dados necessária, na primeira etapa de execução do presente trabalho realizou-se pesquisas referente às legislações vigentes estaduais e federais relacionadas aos parâmetros de controle de qualidade das águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento do estado do Rio Grande do Sul. Posteriormente os parâmetros foram reescritos na forma de planilhas, usando a ferramenta Google Drive, a fim de facilitar o tratamento dos dados para o momento da criação do website. As planilhas foram organizadas em colunas, onde essas especificam



separadamente, o texto, os valores numéricos e as unidades de concentração, além de conservar as notas descritas em cada legislação.

Após a inserção das legislações, foram inseridos dados obtidos em trabalhos científicos, realizados no estado e publicados a partir do ano de 2000. Os trabalhos encontram-se na forma de artigos científicos, trabalhos de conclusão de curso, dissertações de mestrados, teses de doutorados e plataformas públicas de divulgação de dados de qualidade das águas. Todos os dados obtidos foram inseridos em documento do Google Drive, também na forma de planilhas. As informações inseridas foram dispostas em colunas separadas, especificando a identificação do corpo hídrico, bacia hidrográfica, município, ponto de referência, data da coleta, link que direciona à fonte do dado, parâmetro analisado, valor, unidade, entre outros dados.

Grande parte dos documentos de interesse (tanto as legislações como as publicações científicas) encontram-se publicados no formato PDF, e muitas das informações de interesse encontram-se na forma de tabelas, não podendo ser copiadas diretamente do documento original, pois acabam sendo desformatadas quando inseridas nas planilhas do Drive. A impossibilidade de realizar esse processo de copiar e colar diretamente nas planilhas do Drive implicaria principalmente na demora e na geração de erros decorrentes da inserção dos dados, pois os mesmos teriam que ser digitados individualmente. Para contornar esse obstáculo na inserção das informações, foi utilizado a ferramenta de livre acesso “PDF Converter” de forma a possibilitar processo de conversão de documento em PDF para o formato XLS. O procedimento de conversão consistiu em selecionar o arquivo em PDF (resoluções, dados de qualidade da água e classificação do uso) no computador para iniciar o carregamento. Depois de alguns segundos, a conversão para Excel foi concluída e disponibilizada para o download.

Além dos dados das legislações e dos parâmetros obtidos nos trabalhos científicos, foi necessário realizar a pesquisa pelo enquadramento das águas superficiais do Rio Grande Sul. O enquadramento dos corpos de água do RS é realizado pelos Comitês das Bacias Hidrográficas do estado, que publicam os seus resultados em forma de resoluções, no website da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul (SEMA/RS). Cada uma das 25 bacias hidrográficas do Estado do RS é administrada pelo seu respectivo comitê, que é responsável por definir e aprovar o enquadramento das águas superficiais de acordo com critérios técnicos estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Os dados de enquadramento disponibilizados pelos comitês não são padronizados, ou seja, cada comitê realiza o estudo e a publicação de suas resoluções de uma forma específica, o que dificulta consideravelmente o tratamento dos dados. Algumas resoluções estão na forma de PDF, o que facilita a cópia dos textos, porém a grande maioria encontra-se no formato de imagem escaneada, impossibilitando a cópia ou a conversão dos arquivos para o formato de textos



ou planilhas. Por este motivo, os enquadramentos tiveram que ser digitados manualmente na planilha, um a um, atentando-se para que não ocorressem erros de digitação. Da totalidade de 25 bacias do estado, apenas 16 possuem resolução de enquadramento, sendo estas 16 inseridas em uma planilha do Drive. As informações extraídas de cada resolução e transpostas à planilha foram: nome da bacia, nome do corpo hídrico, trecho do corpo hídrico, coordenadas e por fim, a classificação do mesmo.

Para obtenção do enquadramento das águas subterrâneas foram realizadas pesquisas na plataforma de dados do SIAGAS, que consiste no sistema de informações de águas subterrâneas. O SIAGAS é um sistema composto por uma base de dados de poços cadastrados, desenvolvido e mantido pelo Serviço Geológico do Brasil (SGB) que permite a realização de consulta, pesquisa, extração e geração relatórios. Ainda que, com algumas dificuldades no entendimento do funcionamento da plataforma, foi possível extrair dados da qualidade dos poços do estado do Rio Grande do Sul, que contribuíram na coleta e organização dos mesmos. Os dados extraídos da plataforma do SIAGAS estão classificados de acordo com o uso preponderante de cada poço (em conformidade com a Resolução CONAMA 396/2008) e incluem também os dados de coordenadas e localidade. Para a busca dos dados no SIAGAS, clicou-se em “pesquisa” e depois em “geral”. A partir da página “Pesquisa geral” foi possível selecionar as informações de interesse. Desta forma, selecionou-se o item região – Sul, estado – Rio Grande do Sul, campos – Gerais, uso da água – selecionar a opção de uso da água de acordo com a CONAMA 396/2008. Após fazer a busca, o SIAGAS redirecionou para outra “página”, a qual pedia informações de nome do usuário, e-mail, área de trabalho, utilização dos dados e perfil. Selecionou-se os campos julgados importantes para obtenção dos dados de uso, que foram: nome do poço, localização, data de instalação, cota, latitude, longitude, bacia, município e uso da água. Após marcou-se a caixa “Exportar para – XLS” e clicou-se em executar. Depois de baixar a planilha do SIAGAS, copiou-se os dados gerados para a planilha do Google Drive, a fim de organizar todas as informações necessárias disponíveis em uma única plataforma de trabalho, facilitando o tratamento dos mesmos.

Para dados em que o limite de 1000 linhas na planilha é excedido, o SIAGAS não permite que os mesmos sejam baixados. Assim, foi necessário contornar o problema de outra maneira. O SIAGAS permite que a busca dos dados seja feita por coordenadas geográficas da área de interesse, assim foi possível utilizar a Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo, subdividindo os encartes tectônicos através de coordenadas geográficas. Informou-se nas caixas de busca do SIAGAS a latitude e longitude superior esquerdo e inferior direito das cartas desejadas, permitindo baixar uma maior quantidade de dados, ou seja, foi possível abranger um maior número de municípios na busca dos dados desejados, sem que o limite de 1000 linhas fosse excedido. As coordenadas geográficas



inseridas no SIAGAS foram determinadas de modo similar ao plano cartesiano, onde a localização de um ponto é determinada pelo cruzamento das coordenadas x e y ; nesse caso x representou a longitude e y representou a latitude das localizações de interesse no Rio Grande do Sul, sendo que as coordenadas são medidas em graus. A divisão dos encartes com as coordenadas geográficas foi por tentativa e erro, de forma que as áreas de interesse contemplaram uma região do Rio grande do Sul, com seus respectivos usos da água, não ultrapassando o limite de download das planilhas de dados. Assim, pode-se definir as coordenadas do canto superior esquerdo e inferior direito para obter as áreas (retângulos ou quadrados com a localização de interesse).

Todos os dados coletados de websites de instituições estaduais e federais, de revistas indexadas e dados de legislações foram organizados em planilhas no Google Drive, ferramenta utilizada para o armazenamento e sincronização das informações. Finalizado o tratamento dos dados em planilhas, esses serviram como subsídio para iniciar a criação da plataforma de divulgação dos dados conforme idealizada inicialmente.

Tendo em vista o interesse no apoio de instituições públicas e privadas no projeto, o sistema de informação proposto segue a estratégia de desenvolvimento em código aberto (open source). Nessa modalidade, o conhecimento é compartilhado para que os recursos tecnológicos sejam aprimorados. O movimento open source, em particular o Movimento Software Livre, é um esforço que contribui à inclusão digital por importantes razões, como a econômica, visto que viabiliza ao usuário o acesso a conteúdos que não teriam possibilidades de comprar, e a atualização constante, na qual os aplicativos aumentam a eficiência em uma diversidade de atividades (SANTOS, 2005). Isso se aplica e impacta diretamente os órgãos governamentais e os cidadãos que poderão usufruir do website e de sua base de dados, visto que esses podem se beneficiar significativamente da economia e inovação trazida por essa ferramenta.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Por meio da pesquisa pela legislação vigente no RS, foi possível encontrar quatro documentos: a Resolução CONAMA 396/2008, Resolução CONAMA 357/2005, ANEXO XX da Portaria da Consolidação N°5/2017 e Portaria N° 320/2014. Todos os dados de parâmetros de qualidade constantes nestes documentos foram transpostos para planilhas. Na Figura 1 apresenta-se o recorte da planilha onde foram inseridos os parâmetros descritos na CONAMA 396/2008, exemplificando a forma como todas as legislações foram inseridas nas planilhas do Drive, seguindo o mesmo padrão, a fim de otimizar o tratamento dos dados.



	A	B	C	D	E
1	PLANILHA COM PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS SEGUNDO O USO - FONTE: CONAMA 396/2008				
2	Uso da água	Parâmetro	Valor Máximo Permitido	Unidade	Notas
91	Para consumo humano	Permetrina	20	µg.L-1	
92	Para consumo humano	Propanil	20	µg.L-1	
93	Para consumo humano	Simazina	2	µg.L-1	
94	Para consumo humano	Trifuralina	20	µg.L-1	
95					
96	Para consumo humano	E. coli	Ausentes em 100 mL	µg.L-1	
97	Para consumo humano	Enterococos		µg.L-1	
98	Para consumo humano	Coliformes termotolerantes	Ausentes em 100 mL	µg.L-1	
99					
100	Para dessedentação de animais	Alumínio	5000	µg.L-1	
101	Para dessedentação de animais	Antimônio		µg.L-1	
102	Para dessedentação de animais	Arsênio	200	µg.L-1	
103	Para dessedentação de animais	Bário		µg.L-1	

Figura 1 - Recorte da planilha da Resolução CONAMA 396/2008.

A partir da procura por dados de qualidade das águas publicados em trabalhos acadêmicos, científicos e em plataformas de órgãos públicos, foram encontrados 570 dados de parâmetros de água, distribuídos em seus 3 diferentes tipos: superficiais, subterrâneas e de abastecimento. Os dados obtidos são de publicações que datam desde 2006 até 2018 e os parâmetros vão desde presença de metais, cloro, coliformes, pH, até a presença de diversos agrotóxicos. Em relação a quantidade de dados da qualidade, sabe-se que o número ainda não é significativo, pois trata-se de um trabalho que exige tempo e esforço para coleta e inserção na planilha do Drive. Logo, é necessário a cooperação voluntária de parceiros de diversas áreas, como do meio acadêmico, comitês de bacias hidrográficas, companhias de abastecimento, órgãos públicos de gestão de recursos hídricos entre outros que estejam interessadas na inserção de dados e no aprimoramento do website.

Uma das peculiaridades dos dados é que eles são disponibilizados de forma heterogênea quanto à forma como estão inseridos nos diversos trabalhos científicos, sendo assim, foi necessário definir parâmetros importantes que possam ser comuns a todos, como por exemplo coordenadas UTM e ponto de referência do local da coleta, porém alguns parâmetros não são respondidos por todas as pesquisas publicadas, resultando em lacunas incompletas na planilha confeccionada.

Alguns trabalhos científicos não têm necessariamente uma metodologia de análise dos parâmetros de qualidade da água aprovada por órgãos regulamentadores, não possuem certificação laboratorial, ou ainda priorizam o desenvolvimento de novos métodos de análises. Por esse motivo é complexo definir a relevância desses trabalhos quanto aos dados que são fornecidos. Diante disso o website também foi planejado para informar ao usuário a metodologia aplicada na análise e a



certificação laboratorial. A planilha de inserção de trabalhos científicos resultou num total de 21 colunas, na qual cada coluna contém uma informação específica, buscando assim, extrair diversos dados dos trabalhos publicados, para que, posteriormente, a divulgação seja clara e eficiente.

Devido a quantidade de dados inseridos na planilha, na Figura 2 é apresentado somente um recorte da mesma. As informações consideradas importantes para a análise e o tratamento dos dados coletados foram organizadas da seguinte forma: 1- Identificação do corpo hídrico/Para poços, colocar registro segundo SIAGAS, 2- Bacia, 3- Município, 4- Latitude, 5- Longitude, 6 e 7- Coordenadas UTM, 8- Altitude, 9- Ponto de referência, 10- Parâmetro, 11- Valor, 12- Unidade, 13- Método analítico, 14- Data da publicação, 15- Data da coleta, 16- Fonte do dado, 17- Responsável pela divulgação, 18- Responsável pela coleta e análise/autor, 19- Certificação do laboratório (sim ou não), 20- Tipo de água (superficial, subterrânea ou de abastecimento) e 21- Apresenta conformidade com o valor informado na legislação? Sim ou Não ou Não legislado.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	PLANILHA COM DADOS COLETADOS SOBRE O ESTADO DA QUALIDADE DOS CORPOS D'ÁGUA DO RS - FONTE: DIVERSAS BASES CIENTÍFICAS												
2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
3	Identificação do corpo hídrico/Para poços, colocar registro segundo SIAGAS	Bacia	Município	Latitude	Longitude	Coordenadas UTM		Altitude	Ponto de referência	Parâmetro	Valor	Unidade	Método analítico
4													
5		Bacia hidrográfica do Rio Pardo	Barros Cassal	29°09'32,7"	52°39'19,3"			397		Alc. bicarbonatos	22,40	mg/L (CaCO ₃)	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
6		Bacia hidrográfica do Rio Pardo	Barros Cassal	29°09'32,7"	52°39'19,3"			397		Alc. carbonatos	<0,1	mg/L (CaCO ₃)	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
7		Bacia hidrográfica	Barros Cassal	29°09'32,7"	52°39'19,3"			397		Alc. hidróxidos	<0,1	mg/L	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
8		Bacia	Barros Cassal	29°09'32,7"	52°39'19,3"			397		Alc. total	22,40	mg/L	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

Figura 2 - Recorte da planilha com dados coletados sobre a qualidade dos corpos d'água do RS.

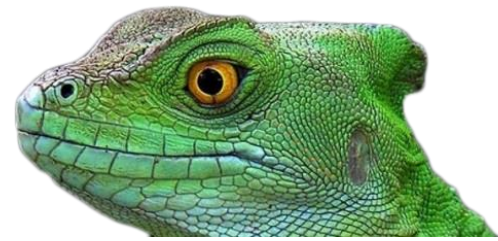
A inserção dos dados do enquadramento das águas superficiais resultou em uma planilha contendo 360 linhas, onde foram reescritos os dados de enquadramento das águas superficiais do RS, elaborados pelos Comitês das Bacias Hidrográficas de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005. Na Figura 3 é apresentado um recorte da planilha elaborada com as informações contidas nas Resoluções publicadas pelos Comitês.



PLANILHA COM A CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO RS - FONTE: PUBLICAÇÕES DOS COMITÊS NA PÁGINA DA SEMA								
	Nome da Bacia	Nome do Corpo hídrico	Trecho	Coordenadas Geográficas (Datum SIRGAS 2000)				Classe
				Início do Segmento		Fim do Segmento		
				Latitude	Longitude	Latitude	Longitude	
120	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Rio Soturno	Da nascente até a foz, na confluência com o rio Jacuí	-29,32634	-53,54146	-29,63716	-53,36176	Classe 3
121	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Rio Botucarai	Da nascente até a foz, na confluência com o rio Jacuí	-29,48956	-52,97182	-30,00432	-52,78025	Classe 2
122	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Rio Irapuá	Da nascente até a BR-290	-30,71276	-53,18358	-30,31211	-53,18095	Classe 2
123	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Rio Irapuá	Da BR-290 até a foz, na confluência com o rio Jacuí	-30,31211	-53,18095	-30,04739	-52,96652	Classe 2
124	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Rio Iruí	Da nascente até a foz, na confluência com o rio Jacuí	-30,50638	-52,56827	-30,02859	-52,60794	Classe 2
125	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Arroio Dom Marco	Da nascente até a foz, na confluência com o rio Jacuí	-30,46698	-52,49136	-30,10024	-52,49725	Classe 1
126	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Arroio dos Ratos	Da nascente até o guaiba Country	-30,51002	-52,05641	-30,07663	-51,65576	Classe 2
127	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Arroio dos Ratos	Do Guaiba Country até a foz, confluência com o rio Jacuí	-30,07663	-51,65576	-29,93681	-51,59072	Classe 2
128	G070 Bacia do Baixo Jacuí	Arroio do Conde	Da nascente até a foz, na confluência com o rio Jacuí	-30,15557	-52,02857	-29,95892	-51,78350	Classe 3

Figura 3 - Recorte da planilha com a classificação das águas superficiais do RS.

O resultado obtido referente à inserção dos dados das águas subterrâneas do RS, por meio da busca realizada na plataforma do SIAGAS WEB, retornou em 12454 registros de poços no Estado do Rio Grande do Sul, distribuídos nos seguintes usos: 4222 registros para abastecimento doméstico, 1405 registros para abastecimento doméstico/animal, 205 registros para abastecimento doméstico/Irrigação, 782 registros para abastecimento industrial, 1785 registros para abastecimento múltiplo, 3109 registros para abastecimento urbano, 77 registros para abastecimento doméstico/irrigação/animal, 171 registros para irrigação, 274 registro para outros (lazer, etc.), 47 registros para pecuária e 377 poços sem uso. Destaca-se que, ao fazer uma busca geral por todos os poços no Rio Grande do Sul, o SIAGAS retorna 19512 registros. Este fato de o número de dados de poços ser menor quando buscamos pelo uso específico do que o registro total de poços, deve-se à existência de poços que não possuem registro do uso, assim não é possível que o SIAGAS consiga fazer a busca quando selecionamos o uso da água. Na Figura 4 é apresentado um recorte da planilha confeccionada com os dados dos poços gaúchos registrados, contendo os usos possíveis de acordo com a Resolução CONAMA 396/2008.



PLANILHA COM A CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO RS (DE ACORDO COM O USO) - FONTE: SIAGAS WEB CPRM											
	Nome do poço	Localização	Data da instalação	Cota do terreno	Latitude (S) GGMSS	Longitude (O) GGMSS	UTM	UTM	Bacia	Município	Uso da água
416		RINCAO DOS RIBEIROS-2		200	305501	552819			Rio Uruguai	Santana do Livramento	Pecuária
417		SANTA MONICA		675	291537	512739			Atlântico Sul-Sudeste	Carlos Barbosa	Pecuária
418		SANTA MONICA		701	291549	512923			Atlântico Sul-Sudeste	Carlos Barbosa	Pecuária
419		SAPOPEMA RST470 KM171		639	285311	513318			Atlântico Sul-Sudeste	Veranópolis	Pecuária
420		TUPI SILVEIRA	06/11/1981	129,57	313828	534425			Atlântico Sul-Sudeste	Candiota	Pecuária
421		ABATEDOURO DISTRITO INDUSTRIAL		369	292416	530032			Atlântico Sul-Sudeste	Sobradinho	Outros (lazer,etc.)
422		A F COMERCIAL DE COMBUSTIVEL LTDA	15/06/1991	240	311836	540515			Rio Uruguai	Bage	Outros (lazer,etc.)
423		Águas do Prado	30/08/1986	222	271010	532428			Rio Uruguai	Vicente Dutra	Outros (lazer,etc.)
424		APROLLIN 1		15	292102	494750			Atlântico Sul-Sudeste	Torres	Outros (lazer,etc.)

Figura 4 - Planilha com a classificação das águas subterrâneas do RS.

Após a elaboração do conjunto de planilhas contendo dados da qualidade das águas, legislações e resoluções, concluiu-se a base de dados do sítio eletrônico, e assim foi possível a criação da primeira versão da interface do website. Na Figura 5 é apresentado um recorte da interface inicial do website, que se encontra em fase de teste.



Figura 5 - Interface do website desenvolvido para a consulta dos dados de qualidade das águas do RS.

O website foi elaborado como um sistema de informação acessível, de forma gratuita e pública através da Internet, para disponibilização fácil dos dados catalogados. Baseando-se nos melhores preceitos da área de Interação Humano-Computador (IHC), o website foi planejado para que seus usuários não apenas acessem os dados, mas interajam de forma rica com esses. Nesse contexto,



usuários poderão filtrar dados por localidade, parâmetro de interesse, entre outras informações, o que torna o sistema uma poderosa ferramenta de interesse e estratégia pública.

No presente trabalho, o sistema segue uma estrutura de Content Management System (CMS), no qual um grupo reduzido de usuários, chamados administradores, tem permissão de acesso para efetuar alterações no conteúdo do site. Visto que o catálogo de informações coletadas foi organizado em planilhas do Google Drive, a tarefa de curadoria de dados pode ser realizada por diversos usuários que obtiverem acesso a essa planilha online.

Um problema desafiador e recorrente é a existência de dados publicados que permanecem desatualizados, visto que a qualidade da água pode se alterar devido a sazonalidade e diversos outros fatores, tanto naturais como provocados pela ação antrópica. A maioria dos trabalhos científicos publicados são pontuais e não há continuidade na frequência de monitoramento. Frente a este obstáculo, para a manutenção da inserção de dados no website, é necessário o estabelecimento de parcerias, com professores de outras instituições de ensino e de pesquisa, profissionais da Secretarias de Saúde, Centro Estadual de Vigilância, CORSAN, FEPAM, SEMA, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária (ABES) entre outros órgãos públicos que possam contribuir com atualização das planilhas a fim de enriquecer a base de dados da plataforma online.

Mesmo com o website em fase de elaboração, as planilhas do Drive já serviram como fonte de consulta para pesquisadores interessados, que tinham interesse em verificar a classificação de alguns corpos de águas superficiais, que estão sendo utilizados para captação de água para abastecimento na região metropolitana de Porto Alegre. Para esta consulta, as planilhas foram disponibilizadas ao pesquisador interessado, tomando-se o cuidado para que o mesmo não pudesse editá-las, sendo permitido somente sua visualização.

Este fato demonstra que as funcionalidades do website vão além do que se possa prever, servindo como fonte de consulta para diferentes interesses e necessidades, desempenhando um papel fundamental no cumprimento das necessidades básicas de atendimento à saúde e bem estar da população.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Com a realização do presente trabalho, foi constatado que, mesmo com a existência de um Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), do monitoramento realizado pelas companhias de abastecimento de água como a CORSAN, das



Secretarias de Saúde, Centro Estadual de Vigilância em Saúde e dos inúmeros trabalhos científicos publicados, existe uma lacuna no meio de divulgação da qualidade das águas do Rio grande do Sul.

O esforço realizado na construção das 7 planilhas serviu para que o profissional responsável pela construção da plataforma de divulgação, pudesse compreender mais facilmente como deveriam ser cruzadas as informações e qual o objetivo da plataforma desejada, possibilitando o tratamento dos dados da melhor forma possível.

De fato, os dados obtidos e divulgados na plataforma, ainda não descrevem o total cenário da qualidade das águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento de todo o Estado do RS, por esse motivo o usuário pode não encontrar a informação que deseja. Porém, a maneira como os dados foram organizados nas planilhas e a plataforma criada, estabelecem diretrizes para que outros profissionais que queiram contribuir possam acrescentar dados, elevando o número de informações e atualizando o usuário sobre a real situação de qualidade das águas.

Também é importante ressaltar que todas legislações (Portarias e Resoluções) podem ser alteradas no decorrer do tempo. No momento existe em tramitação uma minuta da Portaria para água de abastecimento, por isso é necessário ficar atento a essas atualizações e fazer as alterações nas planilhas correspondentes.

Entende-se que a falta de uma plataforma única e completa de divulgação dos dados da qualidade da água implica na tomada de decisões do setor público e privado, prejudicando as ações que possam ser tomadas para melhoria no gerenciamento dos recursos hídricos. Uma comprovação a esta afirmação foi o uso já realizado das planilhas elaboradas no Drive, para uma investigação do enquadramento de alguns corpos de água da região metropolitana de Porto Alegre, que estão sendo utilizados para captação de águas para o abastecimento. Ou seja, a base de dados criada para a plataforma apresenta êxito quanto à sua função de promover avanços em pesquisas, e com isso, possibilitar as melhorias na gestão dos recursos hídricos.

Além disso, a existência de uma plataforma como a desenvolvida no presente trabalho contribui com a difusão da informação, que por vezes permanece inacessível à população, seja em relação à forma de acesso ou quanto à linguagem que possui. Assim, ao possuir o acesso à informação em uma plataforma exclusiva, de interface simples e de livre acesso, a população detém o conhecimento e o poder necessários para exigir providências de governantes, com o objetivo de melhorar sua qualidade de vida.



Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade Federal da Fronteira Sul, por viabilizar a execução do projeto, por meio da infraestrutura disponibilizada.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Diário Oficial da União, 5 de outubro de 1988.

BRASIL. 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, 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. Portaria nº 5 de 28 de setembro de 2017. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, 28 setembro 2017.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 396, de 13 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.

COSTA, F. B.; FERREIRA, V.; Análise de parâmetros que compõem o índice de qualidade das águas (IQA) na porção mineira da bacia do Rio Paranaíba. Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia. Uberlândia, 2015. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/Observatorium/article/view/45830/24527>> Acesso em: 15 abr. 2020.

CRISIGIOVANNI E. L. et al. O uso inadequado da zona ribeirinha diminui diretamente a qualidade da água de um riacho urbano de baixa ordem no sul do Brasil. Revista Ambient. Água. Taubaté, 2020. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2020000200303> Acesso em: 15 abr. 2020.

MORAIS, J. L. M.; FADUL, É.; CERQUEIRA, L. S. Limites e desafios na gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas: um estudo nos estados do nordeste do Brasil. Revista REAd. Rev. eletrôn. adm. Porto Alegre, 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-23112018000100238&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 15 abr. 2020.

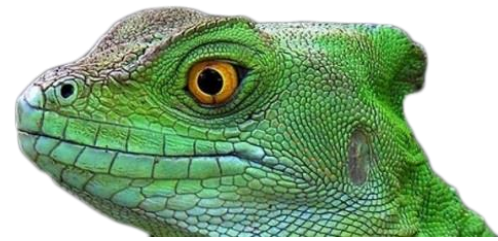
ESSOA, M.; et al. Índice fuzzy de qualidade de água para ambiente lótico - IQAFAL Revista Eng. Sanit. Ambient. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522020000100021&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 15 abr. 2020.

PINHEIRO, P. Doenças transmitidas por água contaminada, 2020. Disponível em: <<https://www.mdsauade.com/doencas-infecciosas/doencas-da-agua/>>. Acesso em: 11 fev. 2020.

RIO GRANDE DO SUL. Portaria RS/SES nº 320, de 24 de abril de 2014. Estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no RS.

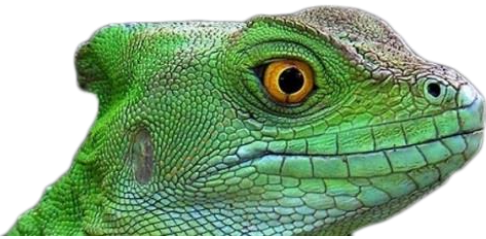
SANTOS, N. B. Estratégias de inclusão digital: a batalha das práticas culturais. 2005. Disponível em: <http://www.gepicc.ufba.br/enlepicc/pdf/NiltonBahlisDosSantos.pdf>. Acesso em: 29 de fev de 2007.

**Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
& 10ª Reunião de Estudos Ambientais
Volume 1
*Recursos Hídricos e Qualidade da Água***



SOMENEK Comunicação. Veja alguns motivos para você criar seu site feito à mão, 2017. Disponível em: <<https://www.somenek.com.br/marketing/veja-alguns-motivos-para-voce-criar-seu-site-feito-a-mao>>. Acesso em: 14 fev. 2020.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.



A CARACTERIZAÇÃO DE NASCENTES DA UNIDADE HIDROGRÁFICA DO RIACHO FUNDO COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO

| ID 15656 |

Simone Jung Matos¹, Renata Machado Mongin², Patrícia Valls e Silva³, Karine Karen Martins Santos Campos⁴, Lourdes Martins de Moraes⁵, Carlos Henrique Eça D'Almeida⁶, Irving Martins Silveira⁷, Marina Ribeiro⁸, Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento⁹, Igor Guedes Aquino¹⁰, Wedly Pereira Novais Costa¹¹, Camila Mongin dos Santos¹², Renato Henrique Ferrari¹³, Vandete Inês Maldaner¹⁴

¹Universidade de Brasília e Brasília Ambiental, sisijm@gmail.com; ² Universidade de Brasília e Brasília Ambiental, renatamongin@gmail.com; ³Brasília Ambiental, patyvalls@gmail.com; ⁴Universidade de Brasília e Brasília Ambiental, karinekarenmartins@gmail.com; ⁵Brasília Ambiental, lourdesmmoraes@gmail.com;

⁶Brasília Ambiental, carlos.gemon.ibram@gmail.com; ⁷Universidade de Brasília e Brasília Ambiental, irvingsilveira@gmail.com; ⁸Brasília Ambiental, marina.ribeiro@ibram.df.gov.br; ⁹Universidade de Brasília, carlostadeu@unb.br; ¹⁰Universidade de Brasília, igorambientais@gmail.com; ¹¹Universidade de Brasília e Brasília Ambiental, wedlynovais@gmail.com; ¹²Universidade de Brasília, camilamongin@gmail.com;

¹³Universidade de Brasília, 1renatoferrari@gmail.com; ¹⁴Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal, vinmaldaner@gmail.com

| RESUMO |

O levantamento e caracterização das nascentes localizadas na Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo (UH- Riacho Fundo) foi um Projeto elaborado pelo órgão ambiental do DF, Brasília Ambiental, com o apoio financeiro da Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal - FAP/DF e com a contribuição de professores do Instituto Federal de Brasília - Campus Riacho Fundo, alunas e professor do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua. O projeto visou contribuir com a gestão, preservação, conservação e monitoramento das nascentes da região, através da avaliação da qualidade das águas e classificação do grau de vulnerabilidade desses corpos d'água. As áreas de nascentes são regiões sensíveis que contribuem para formação e manutenção dos cursos d'água, geralmente associadas a solos hidromórficos que têm como características reter a umidade na área que será liberada lentamente ao longo do ciclo hidrológico. Ter o conhecimento da localização, características e grau de vulnerabilidade desses pontos, irá auxiliar no processo de gestão através da identificação de áreas que exigem maior cuidado e priorizar as ações do órgão gestor. O trabalho teve como metodologia a catalogação das nascentes através de fichas, onde foram avaliadas informações como: declividade, percentual de vegetação remanescente, uso do solo e qualidade das águas. O levantamento das características de vinte e sete nascentes localizadas no interior e nas áreas de amortecimento das Unidades de Conservação inseridas nas UH - Riacho Fundo foi executado in loco por meio de dez vistorias técnicas. As informações eram coletadas durante a realização das vistorias técnicas e anotadas em planilhas com campos pré-estabelecido, optou-se por utilizar declividade, uso e ocupação do solo, percentual de vegetação nativa e qualidade da água como forma de mensurar o grau de vulnerabilidade das nascentes. Os dados como declividade e percentual de vegetação eram confirmados por geoprocessamento. Para avaliação da qualidade da água foram determinados o número mais provável por 100 ml (NMP/100ml) de Escherichia Coli e Fósforo total por meio de análises laboratoriais das amostras de água, os dois indicadores escolhidos representam alterações que podem ocorrer nas características das águas devido interferências do meio urbano (efluentes domésticos) e rural (fertilizantes). As informações foram pontuadas de forma que se obteve como



resultado final dez nascentes com maior grau de vulnerabilidade. Além do diagnóstico, as áreas identificadas foram contempladas com placas informativas e educativas das boas práticas nas nascentes com maior nível de degradação, colaborando para conscientizar e informar a população local das ações necessárias para conservação das nascentes e alertar que aquela é uma área de preservação e protegida por lei, na qual no raio de 50 metros é proibido o descarte de resíduos, construções, criação de animais, cultivos de plantas exóticas e outras ações previstas na legislação vigente. Houve ainda o cercamento de uma nascente, além da ampliação do viveiro localizado no Parque Ecológico e Vivencial do Riacho Fundo, onde serão produzidas as mudas para recuperação das nascentes levantadas e para atividades de educação ambiental junto à comunidade. O processo de melhorias do viveiro contou com o apoio da comunidade local. Todas essas iniciativas corroboram com um dos fundamentos da Política de Recursos Hídricos do Distrito Federal, Lei Distrital n.º 2.725/2001 que dispõe que a comunidade deve ser permanentemente informada da situação quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos e alvo de ação permanente de educação ambiental e de conscientização sobre a importância da preservação, da conservação e do uso racional dos recursos hídricos e também com as diretrizes gerais de ação para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei n.º 9433/1997, em especial a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental e a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo.

Palavras-chave: monitoramento; qualidade da água; vulnerabilidade ambiental.

| INTRODUÇÃO |

O Ribeirão Riacho Fundo tem extensão de aproximadamente 13 km e tem suas principais nascentes no Parque Ecológico e Vivencial do Riacho Fundo. Além disso, tem como principais tributários os córregos Açudinho e Coqueiros, em sua margem direita, e os córregos Vicente Pires e Guará, na margem esquerda. Sua localização em relação ao Plano Piloto de Brasília se dá a oeste, porção territorial de maior densidade populacional do Distrito Federal (figura 01).

A área da bacia do Riacho Fundo é bastante antropizada, considerando a ocupação urbana, a supressão da vegetação nativa, especialmente com relação aos ecossistemas ripários e as práticas agrícolas convencionais, os quais contribuem para a alteração da qualidade de água. Tais atividades antrópicas potencializam o carreamento de material com grande potencial de modificação da qualidade das águas e dos ecossistemas naturais diretamente associados, com impacto também na vida útil do Lago Paranoá, devido ao processo de assoreamento (MENEZES, 2010; AGUIAR, 2015; AQUINO et al., 2018). A expressiva carga de poluentes e esgotos sem tratamento neste manancial têm provocado, por exemplo, a proliferação de cianobactérias, popularmente conhecidas como algas azuis, que comprometem a balneabilidade e alguns usos múltiplos da água na foz do Riacho Fundo e em boa parte do braço sul do Lago Paranoá.



Figura 01: Poligonal em vermelho da Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo. Fonte: Trabalho Disciplina Hidrologia ProfªÁgua, 2019.

Além do próprio Lago Paranoá, merecem destaque os ambientes ripários dependentes da dinâmica das águas na região, tais como os brejos, veredas e campos úmidos, onde se desenvolvem diversas espécies de plantas e animais. Uma dessas espécies é o Pirá-Brasília (*Simpsonichthys boitonei*), que é uma espécie de peixe endêmica do Distrito Federal, com ocorrência natural na bacia do Riacho Fundo e na APA Gama e Cabeça de Veado, sendo, atualmente, considerada em risco de extinção conforme consta na lista de risco da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 2020). Essa situação reforça, ainda mais, a necessidade de conservação de áreas naturais e recuperação de passivos que possam afetar negativamente os habitats desta espécie em particular, cuja presença representa a saúde ambiental dos ecossistemas nativos na bacia do Riacho Fundo. De maneira geral, na bacia hidrográfica do Riacho Fundo, estes ambientes naturais estão localizados em Unidades de Conservação, que desempenham função fundamental na conservação dos recursos naturais, e demandam atenção especial na elaboração e implantação de planos de manejo e na



destinação de recursos de compensação ambiental e florestal, cujos benefícios podem agregar melhorias à prestação de serviços ambientais e sociais que essas Unidades desempenham.

O Projeto “Como Pode um Peixe Vivo”, de onde partiu a iniciativa para a proposta do presente projeto junto à FAP-DF, é um projeto desenvolvido pelo Brasília ambiental (IBRAM), órgão executor da política de meio ambiente e de recursos hídricos do Distrito Federal. Foram norteadores deste trabalho a mobilização da sociedade e o governo para uma atuação integrada em busca da revitalização deste importante manancial e dos ecossistemas associados, que abrigam uma vasta e rara biodiversidade, e necessitam ações imediatas para reversão do atual quadro de degradação e ameaça. Assim, foram propostos os seguintes objetivos específicos para o projeto: 1) Identificação e priorização das áreas de estudo dentro da bacia; 2) Definições dos critérios a serem avaliados em cada afloramento de água conforme planilha estabelecida pelo IBRAM constando as informações básicas a partir da caracterização do meio físico, biótico e socioeconômico levantadas em vistorias de campo; 3) Levantamento das informações por meio de trabalho de campo e análises da qualidade da água; 4) Definição de acordo com o levantamento de campo dos parâmetros que irão subsidiar a classificação dos afloramentos de água de forma a obter um fator que irá representar o grau de vulnerabilidade; 5) Análise e classificações dos afloramentos de água levantados; 6) Confeção e instalação das placas educativas. As dez nascentes com maior índice de vulnerabilidade foram sinalizadas para que a sociedade tenha conhecimento da sua existência e da relevância para preservação visando à manutenção dos recursos hídricos da região.

Ao final do projeto, foram acrescentados mais dois objetivos específicos, conforme segue: 1) Execução de melhorias e ampliação do Viveiro de plantas do Parque Ecológico e Vivencial do Riacho Fundo e 2) Execução de cercamento de nascente.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Para o cumprimento dos objetivos estipulados no presente projeto, foram vistoriadas 27 nascentes, com o preenchimento do formulário de caracterização da área. Foram realizadas, também, coletas e análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água. Foram seguidas 5 etapas:



Na primeira etapa foi realizada a identificação das áreas alvos localizadas em Unidades de Conservação, parques ecológicos e áreas de amortecimento dentro da Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo. Foram selecionadas 27 nascentes, tendo suas coordenadas registradas com GPS de navegação Garmin modelo 76Csx. Dessas, nove se localizavam na Área de Relevante Interesse Ecológico Granja do Ipê (ARIE- Granja do Ipê); seis no Parque Ecológico e Vivencial do Riacho Fundo, nove na área da cavalaria a montante do Parque Riacho Fundo (parte integrante da área de amortecimento do parque), uma no Parque Vivencial de Águas Claras; uma no parque do Guará e uma no Park Way. Na figura 02 encontram-se as nascentes espacializadas na Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo:

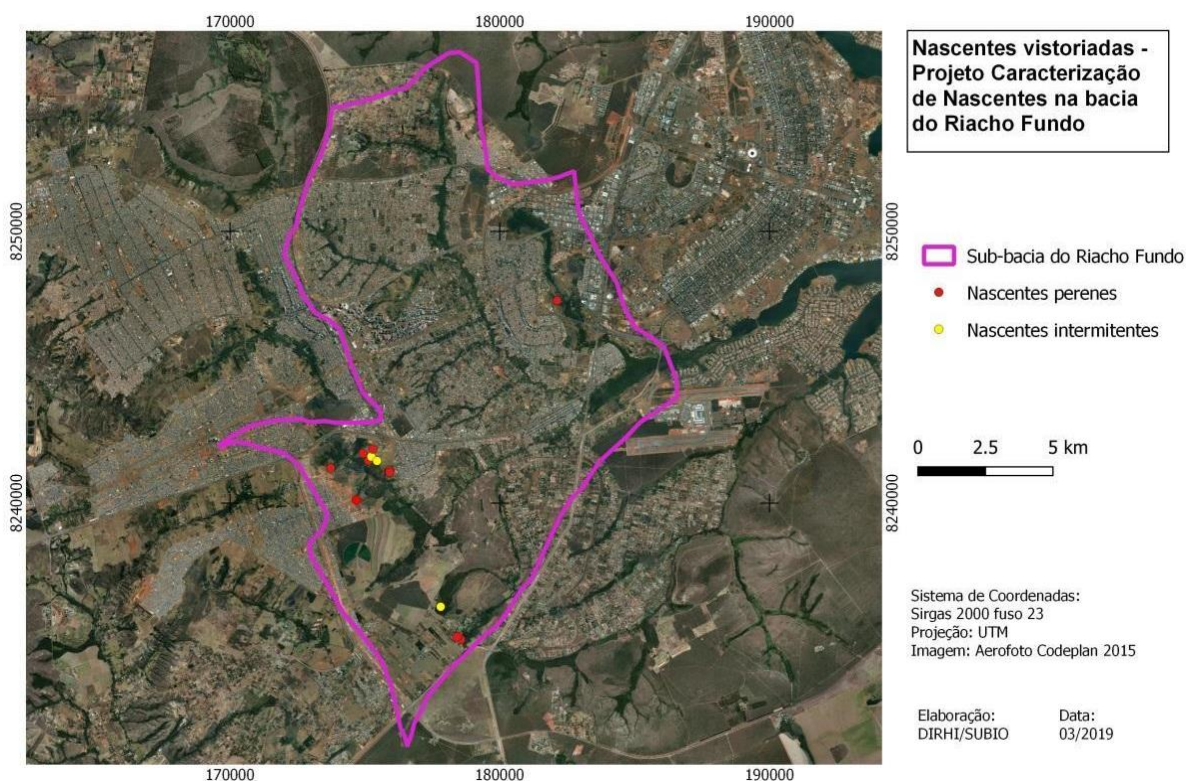


Figura 02: Nascentes na Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo. Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Após a definição das áreas os pesquisadores e profissionais envolvidos estabeleceram uma estratégia para avaliação dos fatores determinantes do grau de vulnerabilidade das nascentes.



A identificação da vulnerabilidade ainda não possui uma metodologia consagrada (CARRIJO,2005). Autores como Carrijo 2005 e Silva et.al.(2019) usaram como indicadores da vulnerabilidade ambiental os seguintes fatores: geologia, relevo, solo, declividade e uso e ocupação do solo para criar classes de vulnerabilidade. Já o estudo de GUIÇARDI, 2015 usou como metodologia para caracterização da vulnerabilidade ambiental os seguintes parâmetros: uso e ocupação do solo; declividade; solos; geologia e pluviosidade. Como se pode observar, os autores utilizam o uso e ocupação do solo e a declividade, associados a outros parâmetros, como fatores indicativos da fragilidade dos locais à degradação ambiental. Assim, para o presente projeto, optou-se por utilizar: declividade, uso e ocupação do solo, percentual de vegetação nativa e qualidade da água como forma de mensurar o grau de vulnerabilidade das nascentes.

Ao final desta segunda etapa foi elaborada uma tabela (tabela 1) com as principais informações que precisavam ser observadas nas vistorias de campo.

Na terceira etapa foram realizadas 10 vistorias técnicas, nas áreas selecionadas, para o levantamento das informações. A qualidade da água era aferida através de análises realizadas em loco e em laboratório. Os valores de turbidez, condutividade, cloreto, OD, pH e temperatura foram obtidos no local por meio da sonda multiparâmetros YSI, devidamente calibrada no laboratório antes das coletas de campo.

As informações sobre declividade, usos do solo, percentual de vegetação nativa eram observados em loco e preenchido em planilha a qual possuía campos com informações pré-estabelecidas para serem selecionadas. Conforme tabela 1:



Tabela 1: Informações pré-estabelecidas para caracterização das nascentes

Caracterização do meio físico na APP da nascente e área de interferência direta - 100m (cem metros)	Fator que irá representar o nível de preservação/ degradação da nascente, sendo classificada como: preservada; perturbada ou degradada
Identificador:	
Coordenadas Geográficas/UTM em SIRGAS:	
Região Administrativa:	
Identificação do curso d'água contribuinte (bacia, unidade hidrográfica - Mapa Hidrográfico do DF 2016):	
Tipo de solo (montante):	
Sistema hidrológico poroso P1, P2 P3 P4	
Tipo de solo (local):	
Indicação das unidades de conservação e zoneamento de acordo com o Mapa Ambiental do DF (2014) e com o Plano de Manejo da unidade de conservação (caso já publicado):	
Indicação da zona do PDOT:	
Levantamento de principais espécies da fauna:	
Fitofisionomia	OBSERVAÇÃO
Levantamento das principais espécies nativas existentes	
Levantamento das espécies exóticas e invasoras:	
Indicação de regeneração natural	() presente () ausente
Fitofisionomia predominante:	
Porcentagem de vegetação nativa	() >50 () 50 - 80 % () > 80%
Informações relevantes da área	OBSERVAÇÃO
Levantamento de processos erosivos () sulcos () ravinas () voçorocas () N/A	
Topografia: () relevo plano () suave () ondulado	
Classificação dos afloramentos de água: () perene () intermitente () pontual () difusa () nascente () olho d'água () vereda	
Indicação do perímetro encharcado no caso de veredas ou nascentes difusas	
Outra característica relevante:	
Caracterização socioeconômica e atividades antrópicas no raio de 50m (cinquenta metros) da nascente ou vereda e na área de interferência direta - 100m (cem metros):	OBSERVAÇÃO
Tipo de domínio: () rural () urbano () Unidade de Conservação - Tipo:	
Usos do solo () ocupação irregular () edificações () plantio () pecuária () hortaliças () Fruticultura () N/A	
Descrição das atividades que estão prejudicando o processo de preservação ou recuperação da nascente: () resíduos sólidos () mineração () pisoteio de animais () movimentação de solo () captação da água () Não ocorre () Espécies invasoras () Canalização	
Usos da água: () consumo humano () irrigação () dessedentação de animais () piscicultura () lazer () Não ocorre	
Existência de () barramentos (estrada) () poços na nascente () bombeamento da água da nascente	
Existência de outorga da ADASA () sim () não	
Localização (montante, jusante da nascente) e tipo de fossa séptica:	
Outras atividades que estejam interferindo na preservação/recuperação da nascente:	

. Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.



Na quarta etapa, foram realizadas em laboratório análises físico-químicas e microbiológicas, com determinação de fósforo total, nitrato, nitrogênio total e do quantitativo de coliformes totais e *Escherichia coli*. Os parâmetros físico-químicos avaliados refletem as características naturais e interferências antrópicas. As análises foram realizadas no laboratório do Centro Universitário de Brasília - UniCEUB, em parceria com o Brasília Ambiental - IBRAM.

Para a análise de coliformes o método aplicado - Colilert - consiste na quantificação dos coliformes totais e *Escherichia coli* presentes em uma dada amostra, através da mistura entre a amostra e o reagente patenteado, com posterior transferência da solução para uma cartela estéril (100 ml), a qual é selada e mantida incubada a $35 \pm 2^\circ\text{C}$, durante 24h. Os resultados são obtidos pela relação de valores positivos entre os quadrados maiores e menores da cartela, com aqueles verificados na tabela padrão para o teste Colilert.

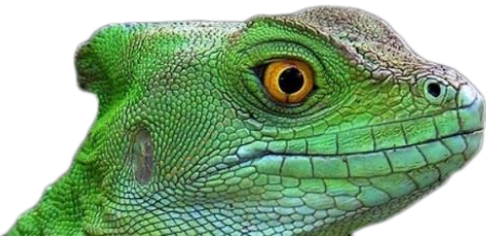
Para avaliação laboratorial dos parâmetros fósforo total, nitrato e nitrogênio total foram utilizadas métodos colorimétricos com a utilização do espectrofotômetro, na região de comprimentos de onda na região visível modelo DR2800, da marca HACH, com assistência de bloco digestor digital modelo DRB200, para abertura das amostras para análise de fósforo. A Colorimetria consiste em um método quantitativo da química analítica baseada na Lei de Beer-Lambert. Trata-se de quantificar uma substância pela medida da absorção relativa de luz, referenciando-se na absorção de uma concentração conhecida. São métodos simples, que exigem uma quantidade reduzida de amostra.

Para a análise do nitrogênio total, foi aplicada a metodologia de Nessler. Para a análise de fósforo total foram utilizados conjuntos de reagente HACH TNT Plus. Já para nitrato, foram utilizados reagentes HACH Nitruver. Todos os reagentes estavam dentro da data de validade e, para cada ensaio, era realizado um ensaio em branco com água destilada.

Todas as amostras foram coletadas em campo, armazenadas em caixa térmica resfriada com gelo ou gelo reutilizável. As amostras para análises colorimétricas foram imediatamente encaminhadas ao laboratório e o ensaio era iniciado, as amostras para ensaios colorimétricos foram armazenadas em geladeira em temperatura de 6°C e analisadas no dia seguinte.

Na quinta etapa os dados foram lançados e os resultados calculados por meio de planilha eletrônica. Foi estabelecida uma nota para cada atributo conforme tabela 02. Quanto maior a nota, maior contribuição para a vulnerabilidade da nascente.

Para avaliação da qualidade da água foram escolhidos como indicadores os parâmetros *Escherichia Coli* e fósforo total. Estes parâmetros foram os que apresentaram maior variabilidade dos dados.



A detecção de bactérias do grupo *Escherichia coli* (*E. coli*) é um importante indicador de contaminação fecal nas águas, visto que bactérias *Escherichia* são comuns na microbiota intestinal do homem (SOUTO et.al, 2015). O fósforo total é um forte indicador de contaminação por resíduos orgânicos e fertilizantes. Os dois indicadores escolhidos representam alterações que podem ocorrer nas características das águas devido interferências do meio urbano (efluentes domésticos) e rural (fertilizantes).

Tabela 2: Fatores determinantes do grau de vulnerabilidade das nascentes.

	NOTA 0	NOTA 1	NOTA 2
Declividade	Plano 0 - 8%	Ondulado 8 - 20%	Forte Ondulado > 20%
Cobertura total de vegetação	100 - 80%	80 - 50%	< 50%
Resíduos Sólidos	Ausente	poucos	Presente em quantidade
Classificação quanto ao tipo de Uso no raio de 50 metros (apenas vegetação nota 0)			
Nota 1		Nota 2	
Lazer		Ocupação Irregular (presença de fossas) e edificações	
Hortaliças		Plantio	
Presença de animais		Pisoteio intenso de animais (dessedentação de animais)	
Consumo humano		Espécies Invasoras	
Poços na nascente		Irrigação	
Bombeamento da água da nascente		Psicultura	
		Existência de barramentos	
Classificação quanto à qualidade da água nas nascentes			
Atributo	Nota 0	Nota 1	Nota 2
Escherichia Coli	<=200NMP	200> e <1000 NMP	>1000NMP
Fósforo Total	<0,1mg/l	0,1 a 0,15	>0,15

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Foram caracterizados vinte e sete afloramentos de água, entre estes nascentes perenes e olhos d'águas conforme Tabela 3. As fontes de água encontram-se na Unidade Hidrográfica do Ribeirão Riacho Fundo e contribuem para fornecer água de boa qualidade que irá alimentar os cursos d'água que formam o Ribeirão Riacho Fundo. Este ribeirão é um dos principais afluentes do Lago Paranoá e o mais impactado. Desta forma a importância na preservação e manutenção das fontes de água torna-se primordial para a garantia de sua qualidade e quantidade.

Após compilação dos principais dados coletados, resumidos na planilha de resultados (tabela 3), foi utilizada como metodologia para classificação da nascente a pontuação das atividades antrópicas e naturais que afetam no estado de conservação e degradação das nascentes.

Foram avaliados aspectos do meio físico: declividade; meio biótico: percentual de remanescentes de vegetação nativa; aspectos sociais como: resíduos sólidos presentes na área (50 metros) e tipo de uso de solo nos arredores da nascente (100 metros). Para qualidade da água foram avaliados os parâmetros biológicos *Escherichia Coli* e nutrientes fósforo total. A pontuação foi dada para cada item no valor de 0 a 2, conforme Tabela 02.

A pontuação de qualidade da água obedeceu ao estabelecido na Tabela 02. Os resultados foram somados e divididos por 2 para manter os valores entre 0 a 2. Os resultados da qualidade da água foram adicionados à Tabela 03. Para obtenção do resultado final, foram somados todos os itens avaliados e obtido um valor que traduz o nível de degradação ou preservação da nascente.



Tabela 3: Resultados de cada afloramento de água conforme formulários e atributos.

	Nascente	Declividade		Percentual da Vegetação		Resíduos Sólidos	Usos	Qualidade da água	TOTAL
		Faixa	Nota	Faixa	Nota				
1	Nascente ARIE GI-01	ondulado	1	> 80%	0	2	0	0	3
2	Nascente ARIE GI-02	ondulado	1	> 80%	0	2	0	0	3
3	Nascente ARIE GI-03	ondulado	1	> 80%	0	0	0	0	1
4	Nascente ARIE GI-04	ondulado	1	> 80%	0	0	0	0	1
5	Nascente ARIE GI-05	ondulado	1	> 80%	0	2	0	0	3
6	Nascente ARIE GI-06	ondulado	1	50 - 80%	1	0	2	1	5
7	Nascente ARIE GI-07	suave	1	50 - 80%	1	2	2	1	7
8	Nascente ARIE GI-08	suave	1	> 80%	0	0	2	1	4
9	Nascente ARIE GI-09	suave	1	> 80%	0	0	2	1	4
10	Nascente Águas Claras	suave	1	50-80%	1	1	1	1,5	5,5
11	Nascente Guará	plano	0	> 80%	0	0	2	0,5	2,5
12	Nascente Park Way	suave	1	< 50%	2	0	0	0	3
13	Nascente Cavalaria 1	plano	0	< 50%	2	0	2	2	6
14	Nascente Cavalaria 2	plano	0	< 50%	2	0	2	1	5
15	Nascente Cavalaria 3	suave	1	< 50%	2	0	2	1	6
16	Nascente Cavalaria 4	suave	1	< 50%	2	0	2	1	6
17	Nascente Cavalaria 5	suave	1	> 80%	0	0	2	1	4
18	Nascente Cavalaria 6	suave	1	>80%	0	0	2	1	4
19	Nascente Cavalaria 7	suave	1	>80%	0	0	2	1,5	4,5
20	Nascente Cavalaria 8	suave	1	>80%	0	0	2	1	4
21	Nascente Dourada	suave	1	< 50%	2	0	2	1	6
22	Nascente Riacho Fundo - Piscina Figueiredo 1	suave	1	50 - 80%	1	0	2	1	5
23	Nascente Riacho Fundo - Piscina Figueiredo 2	suave	1	50 - 80%	1	0	2	1,5	5,5
24	Nascente Riacho Fundo - Piscina Figueiredo 3	suave	1	50 - 80%	1	0	2	2	6
25	Nascente Riacho Fundo RF-03 Olho d'água	suave	1	< 50%	2	0	2	-	5
26	Nascente Riacho Fundo Ponto degradado 1	plano	0	< 50%	2	0	2	-	4
27	Nascente Riacho Fundo Ponto degradado 3	plano	0	< 50%	2	2	2	-	6

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.



Como resultado final foi possível identificar as nascentes que apresentavam um maior nível de degradação (Tabela 04). Foram caracterizadas como degradadas as que apresentaram uma pontuação acima de 5.

As fontes da Cavalaria e do Parque Riacho Fundo foram as que obtiveram maior incidência de fontes de água degradadas, portanto, foi um dos locais escolhidos para instalação das placas educativas.

A área da cavalaria é uma região sensível com presença de solos que já foram hidromórficos, mas, devido às alterações na fitofisionomia original e o constante pisoteio dos animais, atualmente o solo tornou-se um paleoglei. Um solo que já foi muito úmido, porém, devido ao rebaixamento do lençol, está bem mais seco atualmente, mas mantém as características de gleissolos.

A detecção de bactérias do grupo *Escherichia coli* (*E. coli*) é fundamental para o monitoramento da qualidade da água, uma vez que tais bactérias são importantes indicadores de contaminação fecal nas águas, visto que bactérias *Escherichia* são comuns na microbiota intestinal do homem e outros animais de sangue quente (SOUTO et.al, 2015). Desta forma a *E. coli* é um indicador da contaminação urbana.

A concentração de fósforo total exerce influência na qualidade das águas, tendo como fonte de contaminação tanto áreas agrícolas quanto urbanas (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

A Política de Recursos Hídricos do Distrito Federal, instituída pela Lei n.º 2.725/2001 dispõe que a comunidade deve ser permanentemente informada da situação quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos e alvo de ação permanente de educação ambiental e de conscientização sobre a importância da preservação, da conservação e do uso racional dos recursos hídricos. Nesse sentido o projeto contou com instalação de dez placas informativas e educativas (figura 03) das boas práticas nas nascentes com maior grau de vulnerabilidade. Tal iniciativa foi em consonância com o disposto na Política de Recursos Hídricos do DF, considerando que as informações presentes servem para alertar que aquela é uma área de preservação e protegida por lei, na qual no raio de 50 metros é proibido o descarte de resíduos, construções, criação de animais, cultivos de plantas exóticas e outras ações previstas na legislação vigente.



Tabela 4: Resultado final das dez nascentes com maior nível de degradação e contempladas com as placas educativas.

	Nascente	Declividade		Percentual da Vegetação		Resíduos Sólidos	Usos	Qualidade da água	TOTAL	Coordenadas
		Faixa	Nota	Faixa	Nota					
1	Nascente ARIE GI-07	suave	1	50 - 80%	1	2	2	1	7	178408 8235076
2	Nascente Cavalaria 1	plano	0	< 50%	2	0	2	2	6	175295 8241987
3	Nascente Cavalaria 3	suave	1	< 50%	2	0	2	1	6	175240 8241710
4	Nascente Cavalaria 4	suave	1	< 50%	2	0	2	1	6	175135 8241568
5 *1	Nascente Riacho Fundo - Piscina Figueiredo 1	suave	1	50 - 80%	1	0	2	1	5	174687 8240116
	Nascente Riacho Fundo - Piscina Figueiredo 3	suave	1	50 - 80%	1	0	2	2	6	174678 8240116
	Nascente Riacho Fundo - Piscina Figueiredo 2	suave	1	50 - 80%	1	0	2	1,5	5,5	174687 8240116
6	Nascente Águas Claras	suave	1	50-80%	1	1	1	1,5	5,5	158366560 80230980
7	Nascente ARIE GI-06	ondulado	1	50 - 80%	1	0	2	1	5	178560 8234985
8	Nascente Cavalaria 2	plano	0	< 50%	2	0	2	1	5	174934 8241834
9	Nascente Dourada	suave	1	< 50%	2	0	2	1	6	175576 8241456
10	Nascente Riacho Fundo RF-03 Olho d'água	suave	1	< 50%	2	0	2	-	5	173732 8241299

(*1) As nascentes nomeadas como Riacho Fundo - Piscina Figueiredo 1, 2 e 3, por constituírem três pontos de surgência localizados bem próximos, foram contempladas com uma única placa, para ampliar a oferta de placas a outras nascentes presentes em outros locais.



Figura 03: Placa instalada na área da nascente. Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Neste contexto de conscientizar a sociedade e trazê-la à participação no cuidado com as nascentes, tem-se o Programa Adote uma Nascente, que é regulamentado pelo Decreto Distrital n.º 32.045/2010 que tem por finalidade incentivar e apoiar a adoção de medidas de preservação de nascentes no Distrito Federal, na qual um dos seus objetivos é promover ações com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades na preservação de nascentes. Cassilha e Cassilha, 2009, destacam que a participação da comunidade na gestão da cidade possui caráter extremamente importante, ainda que seja, na maior parte do tempo, uma atividade apenas para cumprir as determinações legais e regulamentações preestabelecidas. Há também as diversas formas de manifestações públicas, como as de cunho reivindicatórias, que indiretamente produzem uma coparticipação na gestão da cidade. São nesses momentos que a população assume papel na gestão da cidade, pois em busca de seus ideais tornam-se agentes do desenvolvimento das políticas públicas.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Este projeto demonstrou que através de um protocolo de avaliação com características do meio físico, biótico e social, aliados a características da qualidade das águas é possível treinar uma equipe e conseguir determinar de forma sistemática e padronizada o grau de vulnerabilidade das áreas de nascentes.

Desta forma conseguiu caracterizar 27 nascentes e identificar as mais vulneráveis auxiliando aos gestores do Brasília Ambiental a priorizar ações de conservação e educação ambiental. Assim



como orientar os agentes de parques e unidades de conservação quanto às melhores práticas para a preservação e recuperação das áreas visitadas.

Ao identificar características das nascentes foi possível esclarecer a comunidade e auxiliar na busca de parcerias para conservação e manutenção de áreas que contribuem na preservação da disponibilidade hídrica e qualidade da água da Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo. Sendo factível estabelecer parcerias como, por exemplo, o Regimento Coronel Rabelo Riacho Fundo I e a Brigada de Incêndio do Riacho Fundo que colaboraram no projeto.

O Projeto possibilitou a articulação entre diferentes instituições em prol da preservação e recuperação das nascentes. Foi realizada a ampliação do viveiro de mudas localizado no Parque Ecológico e Vivencial do Riacho Fundo, que contou com a participação da população local para sua manutenção e plantio das mudas, além de orientações aos estudantes participantes do projeto Parque Educador.

Por meio do projeto foi possível aprimorar a planilha de caracterização de nascentes, que pode ser utilizada nas atividades do Brasília Ambiental. Além disso, foi possível treinar os participantes para a realização das análises de qualidade da água, de forma a melhorar a situação atual do laboratório do Brasília Ambiental, localizado no UniCEUB.

Tais resultados alcançados demonstram a execução prática do fundamento da Política de Recursos Hídricos do Distrito Federal, que estabelece que "a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades" (DISTRITO FEDERAL, 2001).

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal - FAP/DF, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES), ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, ao Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015 e à todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desse trabalho.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Aguiar, M. R. F.; 2015. Análise da descarga sólida em suspensão na Bacia do Riacho Fundo, Brasília - DF. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas). Universidade de Brasília. xi, 87 f., il. Disponível em <https://repositorio.unb.br/handle/10482/20693>. Acesso realizado em 11 de novembro de 2019.



- Aquino, I. G.; Roig, H. L.; Oliveira, E. S.; Garnier, J.; Guimarães, E. M.; Koide, S.; 2018. Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo. Brasília, Distrito Federal. Geologia USP. Série Científica, 18(2), p.171-185.
- Brasil. Lei n.º 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. 1 da Lei n.º 8001 de 13 de março de 1990, que modificou a Lei n.º 7990 de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 9 jan. 1997.
- Carrijo, M. G. G.; 2005. Vulnerabilidade Ambiental: O Caso do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari - Ms. Dissertação de Mestrado. Departamento de Hidráulica e Transporte, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. p.97.
- Cassilha, G. A.; Cassilha, S. A.; 2009. Planejamento urbano e meio ambiente. Disponível em <https://docs.ufpr.br/~felipe/Livro%20Planejamento.pdf>. Acesso realizado em 20 de março de 2020.
- Distrito Federal. Decreto n.º 32.045, de 10 de agosto de 2010. Institui o Programa Adote uma Nascente, no âmbito do Distrito Federal, e dá outras providências. 2010.
- Distrito Federal. Lei Distrital n.º 2.725, de 13 de junho de 2001. Institui a Política de Recursos Hídricos e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal. 2001.
- Guiçardi, A. C. F.; 2015. Vulnerabilidade Ambiental da Microbacia Hidrográfica do Córrego Estiva no Município de Alfenas - MG. trabalho de conclusão de curso. departamento de Geografia, Universidade Federal de Alfenas.
- IUCN 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. Disponível em <https://www.iucnredlist.org>. Acesso realizado em 10 de abril de 2020.
- Menezes, P. H. B. J.; 2010. Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá. ix, 123 f., il. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília.
- Silva, M. G. Da; Silva, A. B. N. Da; Pontes, A. N.; Morales, G. P.; 2019. Caracterização da vulnerabilidade ambiental da reserva biológica nascentes da serra do cachimbo, estado do Pará. Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v.16, n. 29, p.464-477.
- Souto, J. P.; Lira A. G. S.; Figueira, J. S.; Silva A. N.; Silva E. S.; 2015. Poluição fecal da água: microorganismos indicadores. VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Porto Alegre. Disponível em <https://www.ibecas.org.br/congresso/Trabalhos2015/VIII-009.pdf>. Acesso realizado em 24 de fevereiro de 2020.
- Toledo, L. G. De; Nicolella, I.; 2002. Índice de qualidade de água em microbacias sob uso agrícola e urbano. scientia Agrícola, [s. l.], v. 59, p.181-186.



USO RACIONAL DA ÁGUA E REDUÇÃO DA GERAÇÃO DE EFLUENTES EM UMA AGROINDÚSTRIA

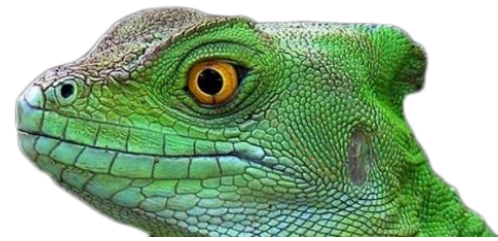
| ID 15657 |

¹Mariana Gomes Oliveira, ²Renata Bulling Magro, ³Taciana Furtado Ribeiro, ⁴Lucas de Bona Sartor, ⁵Júlia Nercolini Göde, ⁶Thaís Agda Rodrigues da Cruz Primo, ⁷Everton Skoronski;

1Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: marianagomes.udesc@gmail.com; 2Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: renatamagro4@gmail.com; 3Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: Taciana-furtado@hotmail.com; 4Universidade do Estado de Santa Catarina, email:lbs_bona@hotmail.com; 5Universidade do Estado de Santa Catarina, email:julianercolini@hotmail.com; 6Universidade do Estado de Santa Catarina, email:thaisagdarcp@gmail.com; 7Universidade do Estado de Santa Catarina, email:everton.skoronski@udesc.br;

| RESUMO |

O crescente custo da água, e a dependência de fontes disponíveis e seguras, associado à necessidade de tratamento de efluentes líquidos, que implica em altos investimentos para atender as legislações ambientais, têm levado as indústrias a procurar formas mais eficientes de gerenciamento do uso da água. Ainda neste contexto, o setor de processamento de carne produz grandes volumes de efluentes líquidos, devido a higienização dos animais, abate e processamento e limpeza da fábrica. Assim, o objetivo do trabalho foi realizar um estudo preliminar sobre a possibilidade de reduzir o consumo de água e geração de efluentes em um frigorífico de suínos localizado no sul do Brasil, de forma a contabilizar equipamentos e processos que utilizam da água para seu funcionamento e elaborar planos de ação para redução deste consumo. Para realização do estudo foi conduzido um balanço hídrico na indústria, onde foi contabilizado os equipamentos que utilizam água para seu funcionamento e feito a verificação de processos que também utilizam deste recurso, as vazões de cada equipamento foram determinadas, de modo que fosse possível verificar seu consumo de água diário. O estudo procedeu ao longo de três meses para que abrangesse a maioria de situações possíveis de jornadas de trabalho, até em condições de parada de fábrica, para identificação de possíveis vazamentos. Nos resultados obtidos foi observado que os processos que mais utilizam água para seu funcionamento são: abate e processo de higienização da fábrica. Os equipamentos que utilizam mais do recurso hídrico são os esterilizadores de facas, mangueiras e lavadores de carcaça. Ao comparar o estudo realizado com outros trabalhos da área, a empresa está dentro da média de consumo de outras indústrias semelhantes, mesmo assim, estando dentro dos padrões, sempre é preciso buscar a melhoria dos processos e redução de desperdícios. Há diversas maneiras de reduzir o uso da água em indústrias, principalmente tratando de simples adequações de equipamentos que possuem um maior consumo, o qual conseqüentemente torna-se efluentes. Em relação aos esterilizadores, foi observado que seu tamanho estava relativamente grande para a função exercida de esterilizar as facas durante os processos de abate e desossa, então elaborou-se um plano de ação para diminuição e padronização dos esterilizadores o qual economizará em média, 44m³/dia de água. Já para as mangueiras a solução encontrada foi a elaboração um plano de ação para diminuição da pressão de água e trocas dos bicos por tamanhos menores, lembrando que a pressão foi estudada para não interferir na limpeza da indústria. Pelas condições de uso e legislação os lavadores de carcaça não puderam ser alterados. Para conseguir alcançar uma redução do consumo de água significativa, também foi trabalhado o processo de sensibilização dos funcionários em relação ao consumo consciente do recurso. A importância da qualidade da água de abastecimento industrial e do efluente tratado é necessário para o bom funcionamento da empresa, qualidade dos produtos e conformidade com a legislação. As melhorias propostas e o projeto realizado além de gerar economia



financeira, redução do desperdício de água e eficiência aos processos, mostram a importância de a indústria obter consciência ambiental que por fim leva a benefícios e melhorias em seu funcionamento.

Palavras-chave: Água; Efluente Industrial; Suíno;

| INTRODUÇÃO |

A água utilizada na produção agrícola é responsável por mais de 50% da água doce consumida globalmente, em segundo lugar estão as indústrias que consomem em média 25% da água disponível (Lazarova, 2002). O crescente custo da água, e a dependência de fontes disponíveis e seguras, associado à necessidade de tratamento de efluentes líquidos, que implica em altos investimentos para atender as legislações ambientais, têm levado as indústrias a procurar formas mais eficientes de gerenciamento do uso da água (LEVINE & ASANO, 2002).

O setor de processamento de carne produz grandes volumes de efluentes líquidos, devido a higienização dos animais, abate e processamento e limpeza da fábrica (Mekonnen e Hoesktra, 2012). Abatedouros são uma importante parte da indústria alimentícia, principalmente em países onde a carne é uma das principais porções da dieta populacional. Portanto, efluentes gerados requerem um tratamento adequado para uma disposição segura no meio ambiente (Johns, 1995).

Estudos relacionados a redução do uso de água nas indústrias, são desenvolvidos baseando-se no consumo de água, na geração de efluentes no processo e em propostas para redução das cargas de efluentes hidráulicos e orgânicos (Raghava Rao et al., 2003). Algumas estratégias encontradas para otimização do consumo de água envolvem soluções tecnológicas (melhoria de equipamentos e das instalações), além da revisão periódica de procedimentos e práticas na indústria que podem gerar menos desperdício para os frigoríficos (CETESB, 2006).

O fluxograma de funcionamento de uma indústria de processamento de carne em geral, pode ser observado de acordo com a Figura 1, podendo haver algumas diferenças de indústria para indústria.

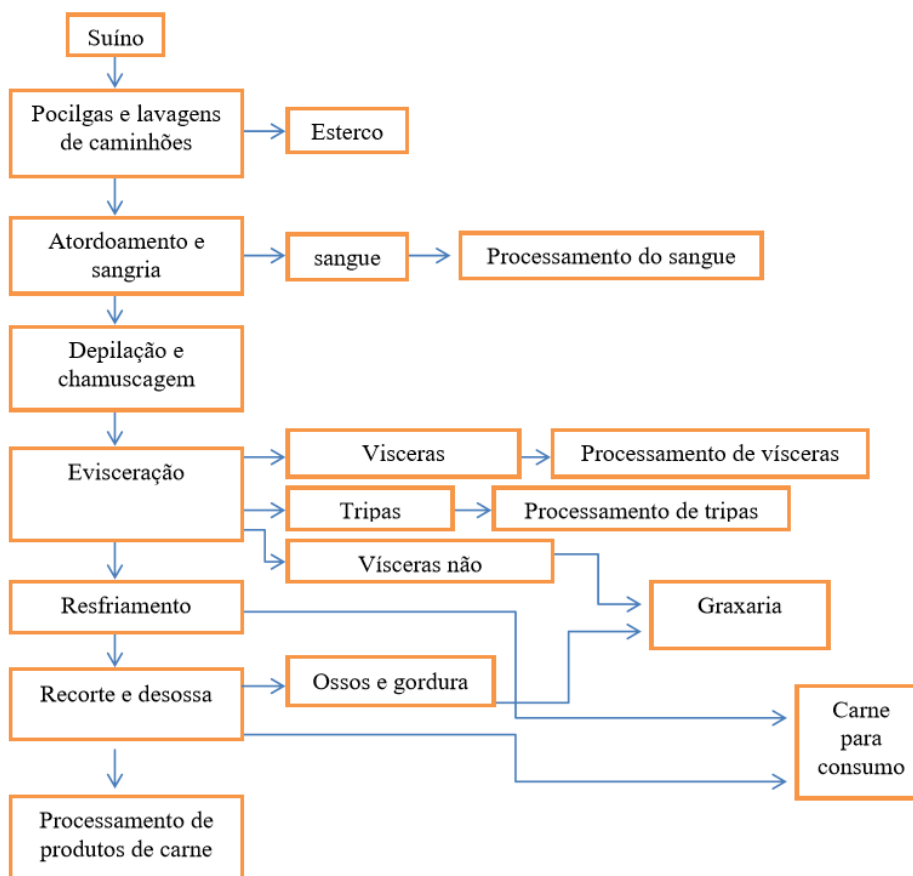
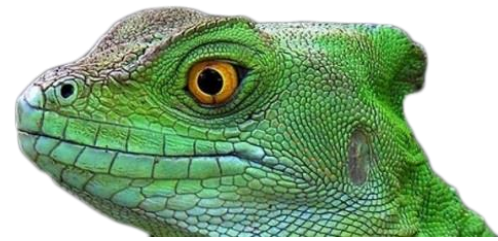


Figura 1: Fluxograma de um frigorífico de suínos.

Desde à recepção de suínos até o final do processamento da carne e embalagem há o consumo de água e conseqüentemente a geração de efluentes líquidos, os processos de limpeza e lavagem das carcaças são os principais responsáveis por este consumo, com cerca de 80% do volume (UK, 2000).

O Brasil é o quarto maior produtor e exportador de carne suína do mundo. O desempenho brasileiro é significativo quando comparado com a média mundial e essa trajetória está ancorada em mudanças organizacionais e no contínuo incremento tecnológico. O manejo da produção é também parte essencial para garantir a qualidade da carne e ele compreende a incorporação de metodologias, processos, produtos e tecnologias ao processo produtivo. É nesse contexto que entram as práticas de alimentação animal, segurança, bem-estar animal, boas práticas de produção, rastreabilidade e cuidados com o meio ambiente em geral e com a água em particular (EMBRAPA, 2019).

Este trabalho teve por objetivo realizar um estudo preliminar sobre a possibilidade de reduzir o consumo de água e geração de efluentes em um frigorífico de suínos localizado no sul do Brasil, de forma a contabilizar equipamentos e processos que utilizam da água para seu funcionamento e elaborar planos de ação para redução deste consumo.



| MATERIAIS E MÉTODOS |

O estudo foi realizado em um frigorífico de suínos localizado na região sul do Brasil, a indústria possui uma média de abate de 2000 suíno/dia e uma média de consumo de água de 1400m³/dia. A água utilizada vem da captação de poços, situados na planta industrial, a qual passa por uma desinfecção com cloro antes de abastecer as instalações da fábrica.

Os efluentes líquidos são gerados em duas linhas do processo produtivo: Uma que abrange pocilga e lavagem de caminhões e outra que o abrange abate e processos advindos. De maneira geral, estes efluentes são compostos de material proteico, gorduras, lavagem estomacal e fezes. Na linha que abrange abate e processos advindos, do ponto de geração até a entrada da estação de tratamento de efluentes, a qualidade do efluente é determinada pela eficiência na segregação do sangue e vísceras. O efluente também pode conter elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, provenientes do esterco e conteúdos estomacais.

Para entendermos melhor o fluxo de água em toda empresa, foi realizado o balanço hídrico da indústria, junto à aplicação do conceito de gerenciamento de recursos ambientais, o balanço propõe ser uma metodologia para o gerenciamento dos recursos hídricos em fábricas e indústrias, no que se refere à redução do consumo de água e da geração de efluentes. Na realização do balanço, foi contabilizado os equipamentos que utilizam água para seu funcionamento e foi feito a verificação de processos que também utilizam deste recurso. A empresa foi separada em duas áreas: interna e externa, a primeira correspondendo à fábrica, e a segunda correspondendo ao restaurante, banheiros, vestiário, sala de máquinas, caldeira, pocilga e estação de tratamento de efluentes.

O estudo foi realizado ao longo de três meses para que abrangesse a maioria de situações possíveis de jornadas de trabalho e até em condições de parada de fábrica, para identificação de vazamentos. No primeiro mês foi trabalhado o mapeamento de todos os equipamentos e processos da indústria, no segundo mês foi realizada a medição da vazão desses equipamentos e processos levantados anteriormente e no terceiro mês foram elaborados planos de ação para redução do consumo de água. Depois de identificados os equipamentos e processos que utilizam água de cada setor foram determinadas as vazões de cada um, de modo que fosse possível verificar seu consumo diário de água. Isto possibilitou a identificação dos equipamentos e processos com consumos acima da média prevista, para que assim fosse possível propor formas de diminuir o consumo de água e encontrar se ocorre algum tipo de desperdício, além de possíveis vazamentos nos equipamentos.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Ao realizar o balanço hídrico, no primeiro mês foram observados diferentes setores da empresa para avaliar e mapear o uso da água, buscando por algum tipo de desperdício. Foi realizado o mapeamento em horários e dias diferentes para que fossem identificados vazamentos com os equipamentos ligados e desligados. No segundo mês, foi determinado a vazão de cada equipamento levantado e gráficos de consumo de água foram elaborados para cada setor da empresa. Na Tabela 1, é possível observar o consumo de todos os setores internos da empresa que utilizam água em seu processo.

Tabela 1: Consumo de água em equipamentos da área interna.

SETOR	CONSUMO (%)	REUSO DA ÁGUA EM EQUIPAMENTO?
Abate	41,3	Sim
Higienização	38,8	Não
Lav. Monoblocos	10,5	Não
Beneficiamento de tripas	4,3	Não
Miúdos internos	3,1	Não
Sangria	0,6	Não
Miúdos Externos	0,4	Não
Barreiras Sanitárias	0,4	Não
Frescais	0,2	Não
Prep. De Massa	0,2	Não
Faqueiro	0,1	Não



Podemos observar que os processos internos que mais consomem água é o abate e a higienização da fábrica, os quais se dão principalmente por equipamentos como depiladora, chamuscador e esterilizadores e pelo processo de higienização a qual é feita várias vezes ao dia e com diversas normas para manter a qualidade do produto. Na tabela 2, observa-se o consumo das áreas externas à empresa que utilizam água em seu processo.

Tabela 2: Consumo de água na área externa.

SETOR	CONSUMO (%)	REUSO DE ÁGUA EM EQUIPAMENTO?
Pocilgas	39,73	Sim
Sala de Máquinas	27,98	Não
Caldeira	17,42	Não
Áreas Administrativa	11,72	Não
ETE	3,14	Não

A pocilga é um dos locais externos a fábrica que mais utiliza água, isso se deve a higienização e condução dos suínos tanto na chegada deles a indústria até sua condução ao abate. Com os resultados encontrados foi possível estabelecer onde e quais são os maiores consumos da unidade, para que pudesse ser elaborado um plano de ação de redução de consumo específico para cada setor. Foram feitos gráficos para melhor visualização dos consumos por setor e por equipamento, a Figura 2 mostra o primeiro gráfico elaborado.

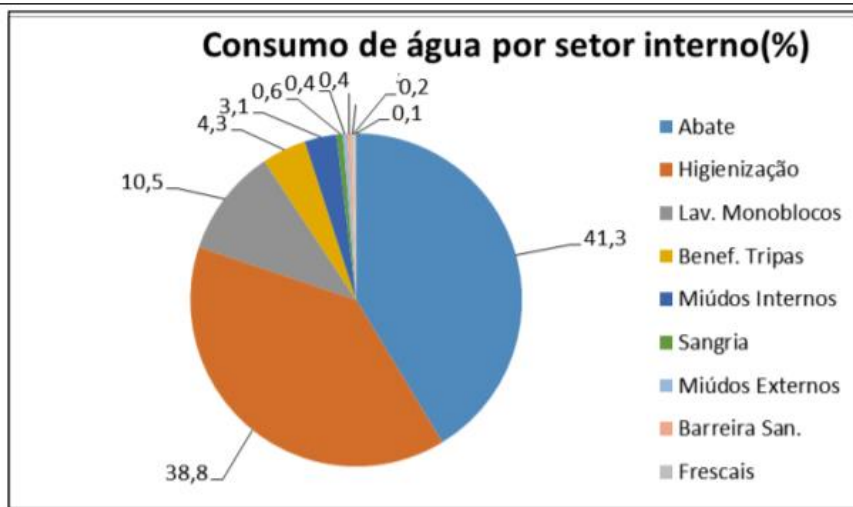


Figura 2: Consumo de água por setor interno (%).

Na Figura 2 observa-se o consumo de água em cada setor contabilizado, como já mencionado os processos que mais utilizam água para seu funcionamento são: abate e processo de higienização, ambos com diversas restrições em relação ao uso da água por serem responsáveis pela qualidade final do produto comercializado. Na Figura 3, foram considerados somente os equipamentos de maior consumo.

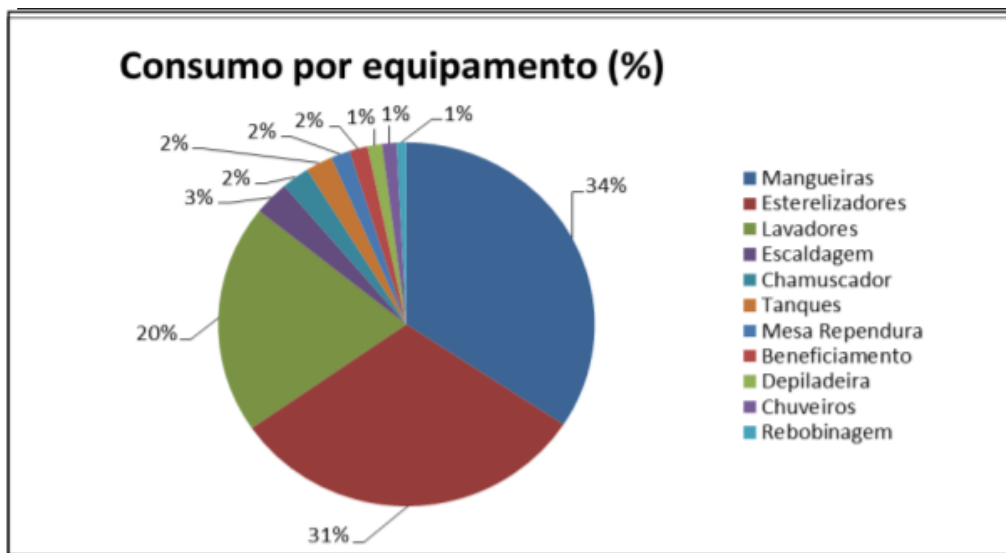


Figura 3: Consumo de água por equipamento (%).

Os equipamentos que utilizam mais do recurso hídrico são os esterilizadores, mangueiras e lavadores de carcaça (Figura 3). Foi determinado que eles seriam melhor analisados posteriormente



para possível redução de consumo. Já na área externa a fábrica, foi possível observar através da Figura 4 que mostra os setores e qual apresentou o maior consumo diário.

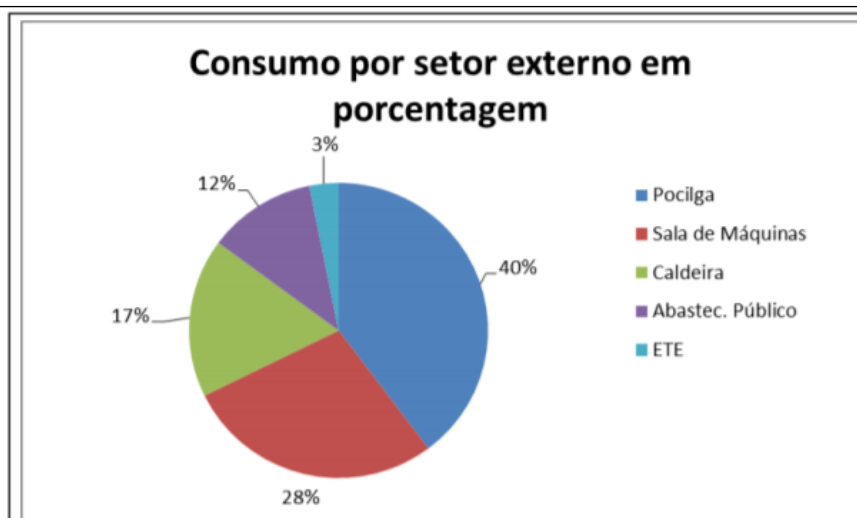


Figura 4: Consumo de água por setor externo (%).

Em relação à área externa podemos observar que a pocilga é responsável por grande parte do uso da água, isso é decorrente da lavagem dos suínos, das próprias pocilgas e dos caminhões que os transportam até a unidade, este consumo vem por parte das mangueiras utilizadas.

Comparando o balanço hídrico realizado na indústria em questão, com o trabalho de Tavares (2013), que abordou o tratamento e reuso da água em abatedouros de suínos, e expôs dados de uma empresa que possui um abate médio diário de 6.000 suínos/dia com uma média de consumo de água de 750L por suíno abatido e um consumo total de 4.500 m³/dia. Podemos observar que o consumo de água da empresa deste estudo (1400 m³/dia) está dentro da média de consumo de outras indústrias semelhantes, mesmo assim, estando dentro dos padrões, sempre é preciso buscar a melhoria dos processos e redução de desperdícios quando for o caso.

Sendo, grande parte da água utilizada advinda dos processos de abate e que realizado o mapeamento deste uso, conseguimos identificar e evitar o máximo de desperdício ao buscar alternativas de reuso e redução de consumo sempre que possível nos processos produtivos. A água utilizada é de suma importância para que os produtos gerados sejam de qualidade e livres de contaminação, por isso toda mudança no seu uso deve ser estudada para que não haja interferência na qualidade final dos produtos.

Entre os equipamentos e processos observados, os que foram permitidos alterações para que não houvesse a perda de qualidade do produto, foram os esterilizadores e as mangueiras utilizadas tanto na área interna quanto externa. Vale ressaltar que durante o estudo, equipamentos onde foi



observado gotejamento indevido de água, foram consertados imediatamente. Quanto as mangueiras, foi elaborado um plano de ação para diminuição da pressão de água e trocas dos bicos por tamanhos menores, lembrando que a pressão foi estudada para não interferir na limpeza da indústria e gerar mais tempo de mangueira ligada, o que não traria benefícios de consumo.

Em relação aos esterilizadores, foi observado que seu tamanho estava relativamente grande para a função exercida de esterilizar as facas durante os processos de abate e desossa. Então foi elaborado um plano de ação para diminuição e padronização dos esterilizadores, que além de diminuir o consumo de água, também reduziria custos para empresa. A economia total do projeto seria em média 44m³ água/dia a menos consumida na indústria.

E de modo geral, para conseguir alcançar uma redução do consumo de água significativa, também foi trabalhado o processo de sensibilização dos funcionários em relação ao consumo consciente do recurso através de conversas e artes expostas em locais estratégicos da empresa, como banheiros, barreiras sanitárias etc.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Há diversas maneiras de reduzir o uso da água em indústrias, principalmente tratando de simples adequações de equipamentos que possuem um maior consumo, o qual conseqüentemente torna-se efluentes. O processo de abate e higienização da fábrica foram os de maior consumo, neste contexto, os equipamentos de maior consumo eram os esterilizadores de facas, mangueiras e lavadores de carcaça. Para os equipamentos que poderiam ser alterados foram elaborados planos de ação para redução de consumo. Mas também, foi observado que seria de grande importância a elaboração de uma campanha de sensibilização das pessoas envolvidas no processo, funcionários da empresa, que são fundamentais para que o desperdício de água na indústria seja cada vez menor.

Como recomendações para trabalhos futuros, destacamos a possibilidade de estudos para aplicação do reuso da água na indústria, como em muitos processos não há contaminação, é relevante que seja analisado condições em que poderiam ser aplicado este conceito, como na lavagem dos pátios e caminhões da empresa.

A importância da qualidade da água de abastecimento industrial e do efluente tratado é necessário para o bom funcionamento da empresa, qualidade dos produtos e conformidade com a legislação. Com as melhorias propostas e o projeto realizado há a possibilidade de economia financeira, redução do desperdício de água e maior eficiência aos processos. O estudo mostra como o trabalho da indústria em conjunto com o meio ambiente é possível de trazer melhorias para a empresa, reduzindo custos e dando exemplo de consciência ambiental para comunidade.



Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação do Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina- FAPESC pelo apoio financeiro (Projeto 2019TR598).

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- EMBRAPA.; 2019. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Qualidade da Carne Suína: do campo a mesa. Brasília-DF.
- CETESB.; 2006. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia Técnico Ambiental de Frigoríficos de Industrialização de Carnes (bovina e suína). São Paulo-SP.
- Johns, M. R.; 1995. Development in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. *Bioresour Technol.* v.54, p. 16.
- Lazarova, V.; 2002. Potentials of Biotechnology in Water and Resource Cycle Management. Water recycling and resource recovery in industry: Analysis, technologies and implementation. IWA publishing, France. v.01, p. 339-358.
- Levine, D, A.; Asano.; 2002. Water Reclamation, Recycling and Reuse in Industry. Water Recycling and Resource Recovery in Industry: Analysis, technologies and implementation. IWA publishing, France. v. 01, p. 29-52.
- Mekonnen, M. M.; Hoesktra, A. Y.; 2012. A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animals Products. *Ecosystems.* v.01, p. 401-415.
- Raghava, R. J.; Chandrababu, N. K.; Muralidharan, C.; Unni, N. B.; Rao, P. G.; Ramasami, T.; 2003. Recouping of Wastewater: a way forward for cleaner leather processing. *J Clean Prod.* v.11, p. 9.
- Tavares, P, A.; Christmann, A, J.; 2013. Tratamento e Reuso da Água em Abatedouro de Suínos. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, p. 42.
- UNEP.; 2000. United Nations Environment Programme; DEPA – Danish Environmental Protection Agency; COWI – Consulting Engineers and Planners AS, Denmark. Cleaner production assessment in meat processing. Paris.
- UK.; 2000. Environmental Technology Best Practice Programme. Reducing Water and Effluent Costs in Red Meat Abattoirs. Good Practice Guide.



RELAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM RIO URBANO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

| ID 15658 |

¹Raquel Viana Quinelato, ²Emilly da Silva Farias, ³Joscelia Monteiro Santos de Brito, ⁴Raissa Santana Silva, ⁵Sueli Elena dos Santos, ⁶João Batista Lopes da Silva, ⁷Allison Gonçalves Silva

1, 2, 3 Mestrandas do Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB) e Instituto Federal de Educação (IFBA), Ciência e Tecnologia da Bahia, e-mail: raquelsviana@hotmail.com, emillyfarias10@hotmail.com e josceliams@yahoo.com.br; 4Técnica em Alimentos, IFBA, e-mail: raissasantana08@gmail.com; 5Licenciada em Química, IFBA, e-mail: sueli.elena@hotmail.com; 6Docente do Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais, Campus Paulo Freire, UFSB, e-mail: silvajbl@ufsb.edu.br; 7 Docente do Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais, Campus Sosígenes Costa, IFBA, e-mail: allisongoncalves@ifba.edu.br.

| RESUMO |

Os impactos ambientais causados pelo homem aos rios estão ocorrendo de forma acelerada, tanto pelo uso e ocupação de forma desordenada do solo, sem o devido acompanhamento de infraestrutura básica, quanto pela quantidade de efluentes e produtos residuais que neles são lançados indevidamente. Considerando que tal cenário tem feito com que o poder de regeneração através do ciclo natural de nutrientes dos sistemas aquáticos não seja suficiente para suportar os impactos antrópicos gerados, este trabalho teve como objetivo determinar a qualidade da água do rio da Vila, localizado no município de Porto Seguro, e sua relação com o uso e ocupação do solo. Para tanto foram selecionados estrategicamente sete pontos para realização de três campanhas para análise da qualidade da água, nos meses de agosto e novembro de 2018 e outubro de 2019, onde foram analisados parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos, selecionados de acordo com o preconizado na Resolução Conama n.º 357 de 2005. Para análise estatística dos dados foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP) utilizando o software Past 4.01®, para identificar a contribuição de cada parâmetro de qualidade da água na variabilidade observada. Os dados de uso e ocupação do solo foram cedidos pelo Fórum Florestal do Extremo Sul da Bahia e estes passaram por processamento no software QGIS 3.4®, onde foram obtidas as áreas de cada classe de uso e ocupação do solo. Posteriormente, fez-se a análise da relação entre o uso e ocupação do solo e os parâmetros de qualidade da água através do software livre SAS University Edition®, com aplicação do método de correlação simples, exclusivamente para o ano de 2018, devido à ausência de dados de uso e ocupação do solo para o ano de 2019. Dentre os resultados obtidos, foram constatados valores em desacordo ao preconizado na Conama n.º 357 para OD (0,95 a 6,2 mgL⁻¹), DBO (0,37 a 12,87 mgL⁻¹), Coliformes Termotolerantes (21,0 a 1600,0 NMP100mL⁻¹) e Fósforo Total (0,01 a 13,36 mgL⁻¹), estando, em sua grande maioria relacionados a fatores naturais e antrópicos, como rochas que compõem a bacia de drenagem, efluentes domésticos e industriais e lixiviação do solo, sendo estes dois últimos os principais responsáveis pela eutrofização de ambientes aquáticos. Quanto a ACP, foram gerados quatro componentes principais que apresentaram 82,18% da variância conjunta dos dados, sendo as variáveis fortemente e razoavelmente associadas a esses componentes as mesmas que apresentaram valores discrepantes ao determinado na Conama n.º 357. Das classes de cobertura do solo mapeadas, a Área Urbana foi a que apresentou maior área, correspondendo a 54,81% da área total da bacia, seguida por Restinga e Pastagens, com 22% e 17% da área total da bacia, respectivamente. O comportamento das correlações das classes pastagem, área urbana, desmatamento e agricultura com os parâmetros pH, turbidez, clorofila a, DBO, nitrogênio total e amônia, aconteceu de forma oposta ao esperado, uma vez que a análise de correlação indicou que a



medida que essas classes estão se expandindo, esses parâmetros tem reduzido seus índices. Já a classe restinga apresentou uma relação direta com os parâmetros pH, turbidez e DBO, sendo tal comportamento já esperado, principalmente pelo fato de a expansão das áreas de vegetação nativa contribuírem para a diminuição da erosão e lixiviação da matéria orgânica para o leito dos rios. Diante disso, conclui-se que é de extrema necessidade a tomada de ações por parte do poder público que visem minimizar os impactos causados pela descarga de efluentes neste corpo hídrico e os impactos causados pelos usos e ocupações do solo sem o acompanhamento de infraestrutura básica. Cabe ressaltar também a importância de se investir em ações voltadas à educação ambiental da população.

Palavras-chave: Monitoramento Ambiental; Geoprocessamento; Ação Antropogênica; Microbacia Urbana

| INTRODUÇÃO |

A água é um elemento indispensável à sobrevivência de todos os organismos vivos, além de ser extremamente importante para a manutenção climática da Terra, podendo se apresentar de diferentes formas e qualidades, dependendo do local e das condições de sua origem. O abastecimento de água doce de boa qualidade é essencial para o desenvolvimento econômico e social, para a qualidade de vida das populações humanas e para a sustentabilidade dos ciclos dos nutrientes no planeta (Siqueira; Aprile; Miguéis, 2012).

No entanto, nos últimos anos em decorrência do crescimento demográfico desordenado, aliado ao desenvolvimento urbano sem o devido acompanhamento de infraestrutura básica, são cada vez mais frequentes usos de recursos hídricos de forma exacerbada, gerando um aumento do lançamento de efluentes e resíduos sólidos no leito dos rios e a destruição das matas ciliares, proporcionando assim degradações cada vez maiores (Ministério Das Cidades, 2014).

Diante desse cenário e como forma de regulamentar os diversos usos da água e preservá-los, o Brasil conta hoje com diversas legislações que visam assegurar a utilização adequada desses recursos, dentre elas a Lei n.º 9.433 de 1997 da Presidência da República (Brasil, 1997), a Portaria de Consolidação n.º 05 de 2017 do Ministério da Saúde (Brasil, 2017), as Resoluções n.º 274 de 2000, n.º 357 de 2005, n.º 396 de 2008 e n.º 430 de 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) (Conama, 2000, 2005, 2008, 2011), a Norma Brasileira (NBR) n.º 12.212 de 1992 e n.º 12.244 de 1992 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 1992a, 1992b).

Além da existência das legislações apresentadas acima, o Brasil conta também com órgãos específicos para monitoramento da qualidade e dos diversos usos que são dados aos seus recursos hídricos, dentre esses órgãos está a Agência Nacional de Águas (ANA), que tem por finalidade monitorar os rios da união, aqueles que passam por mais de um estado brasileiro ou por territórios



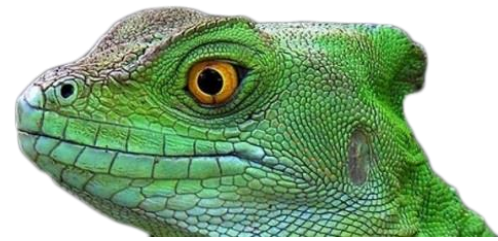
estrangeiros. Já os rios estaduais e as águas subterrâneas, são de responsabilidade dos Órgãos Ambientais Estaduais, no caso da Bahia o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Inema), que tem entre suas atribuições o dever de fornecer a ANA dados referentes aos recursos hídricos sob sua jurisdição (ANA, 2020).

Apesar da existência de diversas legislações e de órgãos específicos para o monitoramento de mananciais, é cada vez mais frequente a existência de rios, principalmente urbanos, degradados. Dentre esses existe o Rio Pirapó, localizado no Pará, onde de acordo com Harfuch et al. (2019), apresenta-se degradado pelo uso desordenado do solo da bacia e pelos lançamentos clandestinos de poluentes. No estudo realizado por Garcia et al. (2018), foi constatado que diversas nascentes da bacia do Ribeirão das Pedras, em Campinas-SP, também estavam degradadas, estando essa degradação diretamente relacionada a intervenções antrópicas e a ausência de matas ciliares. Cenário similar ao observado nesses estudos pode estar ocorrendo no Rio da Vila, localizado em Porto Seguro – BA, onde devido ao rio ser predominantemente urbano, ao uso inadequado do solo da microbacia e as ligações clandestinas de efluentes, este já foi alvo de diversas denúncias e de diversas reportagens, cujo objetivo era mostrar ao poder público que o rio da Vila, que já foi durante muitos anos uma das principais fontes de abastecimento de água para o município de Porto Seguro, encontra-se cada vez mais degradado.

Diante desse cenário e como, de acordo com o Inema (2016), a região do Extremo Sul da Bahia, especificamente o município de Porto Seguro, é carente de monitoramento de rios e estuários, principalmente no que se refere aos reflexos dos impactos ambientais causados pelas cidades nos rios locais, este trabalho tem por objetivo determinar a qualidade da água do rio da Vila e correlacioná-la com o uso e ocupação do solo local, contribuindo para a tomada de decisão frente a políticas públicas que visem à gestão deste rio.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A microbacia do rio da Vila insere-se dentro da área urbana de Porto Seguro, Extremo Sul do estado da Bahia, área da região turística da Costa do Descobrimento, a uma distância de pouco mais de 1 quilômetro do centro da cidade, e ocupa uma área de aproximadamente 900 hectares (Figura 1), tendo sua desembocadura na praia de Itacimirim, localizada na orla norte do município. Esse rio foi durante muitos anos, na década de 60, importante manancial de abastecimento da cidade de Porto Seguro, sendo atualmente a área da sua microbacia composta por áreas de desmatamentos, invasões urbanas sem infraestrutura básica, disposições inadequadas de resíduos sólidos e lançamentos



clandestinos de efluentes domésticos a céu aberto. As nascentes existentes no local por serem próximas ao primitivo aldeamento do Outeiro da Glória, foram palco de parte da história do Brasil, o que denota a sua grande relevância tanto em termos ambientais, quanto sociais e culturais (BAHIA, 2008; FILHO, 2019).

O clima da região é tropical úmido (Af), pela classificação de Köppen, tendo precipitação mensal média superior a 60 mm, com temperaturas médias, nos meses mais frios do ano, superiores a 18°C, não tendo estação invernal (Amorim, 2016). Quanto as características geológicas e geomorfológicas da região, essa está inserida na Formação Barreiras, sendo composta por tabuleiros de sedimentos continentais costeiros de idade terciária, e os aluviões caracterizados por material areno-argiloso e arenoso, tanto nas planícies de inundação quanto no terraço dos rios (Monteiro; Porsani, 2001).

Tendo em vista a obtenção dos dados necessários para elaboração deste estudo, foram realizadas três campanhas para a determinação da qualidade água do Rio da Vila, sendo estas realizadas nos meses de agosto e novembro de 2018 e outubro de 2019, de acordo com o período seco e chuvoso da região. Para determinação desses períodos foi realizado um levantamento da série histórica de pluviosidade da região através da análise da ascensão do histograma das precipitações anuais entre os anos de 1988 e 2019, sendo definido o mês de agosto como período seco e o mês de outubro como o início do período chuvoso nessa região (Figura 2) (INMET, 2020).

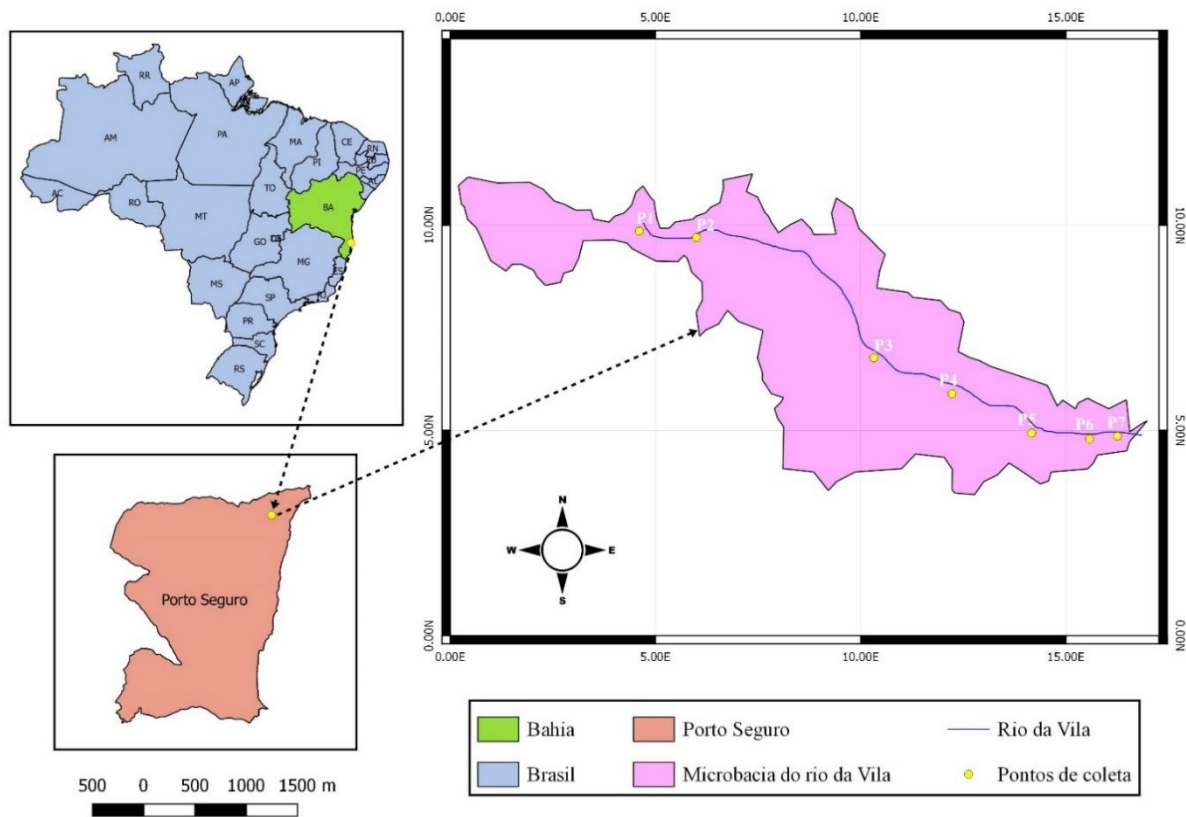


Figura 1: Localização da microbasia do rio da Vila e dos sete pontos de amostragem.

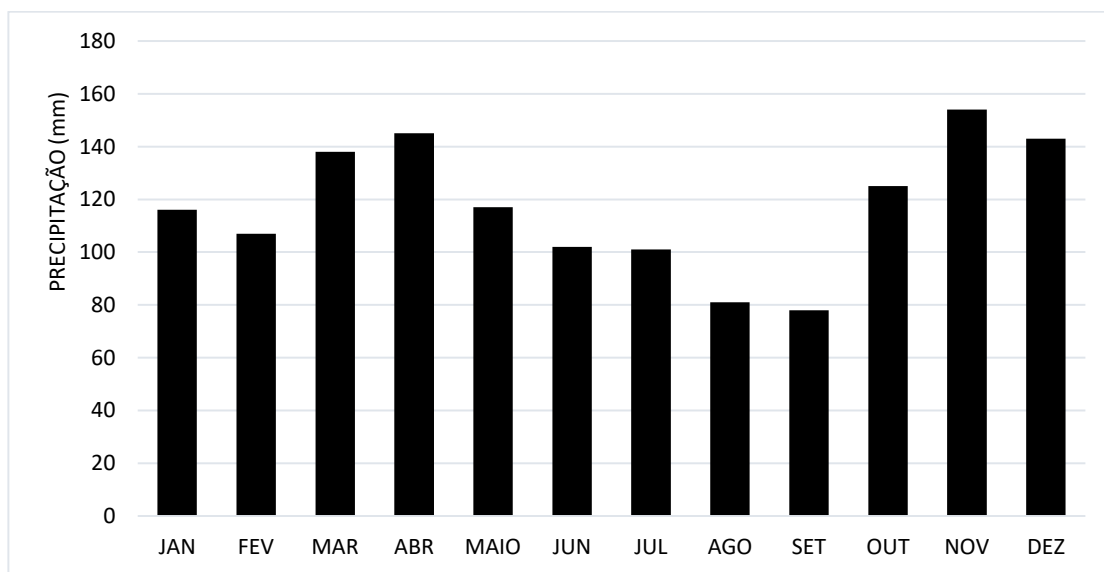


Figura 2: Precipitação acumulada mensal no período entre 1988-2019, na estação pluviométrica de Porto Seguro - BA (COD.86745).



Em relação a determinação dos pontos de amostragem, estes foram selecionados estrategicamente de acordo com possíveis fontes pontuais e difusas de poluição, como apresentado na Figura 1 e Tabela 1.

Tabela 1: Localização geográfica dos pontos amostrados ao longo do rio da Vila

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Latitude	16°24'52.85"S	16°24'59.38"S	16°25'38.03"S	16°25'50.53"S	16°26'0.99"S	16°26'4.93"S	16°26'2.86"S
Longitude	39° 6'18.16"O	39° 6'8.82"O	39° 5'9.65"O	39° 4'45.15"O	39° 4'18.84"O	39° 3'59.64"O	39° 3'50.57"O

Para a coleta e armazenamento das amostras foram adotados os procedimentos previstos pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (Cetesb, 2011), sendo coletadas amostras compostas com o objetivo de determinar a qualidade do corpo de água como um todo. Visando atender ao volume necessário para realização de todas as análises foram coletados 2L por ponto de monitoramento. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em caixa térmicas contendo gelo.

Os parâmetros analisados foram selecionados de acordo com os usos que são dados ao Rio da Vila e de acordo com o previsto na Resolução n.º 357 de 2005 do CONAMA. Quanto à análise desses parâmetros, essas foram realizadas em triplicata e em duas etapas, *in loco* e em laboratório. As análises *in loco* foram realizadas utilizando um Turbidímetro modelo 2100AN (HACH) para medições de turbidez e uma Sonda Multiparâmetros HANNA modelo HI 9828, para medição do Potencial Hidrognônico (pH), Temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Condutividade e Salinidade. Já as análises da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total, Fósforo Dissolvido, Nitrito, Nitrito, Coliformes Totais e Termotolerantes, Nitrogênio Total, Clorofila a e Amônia foram realizadas em laboratório e com base nas metodologias de Carmouze (1994) e APHA (1999).

A análise dos resultados dessa etapa, foram realizadas segundo os limites preconizados na Resolução Conama n.º 357 de 2005 e através da ACP com o uso do software PAST 4.01®, utilizada para entender a contribuição de cada parâmetro de qualidade da água na variabilidade observada (Gumbo; Dzaga; Nethengwe, 2016). Para análise dos resultados da ACP foram levados em consideração o preconizado por Hair Junior et al. (2005), onde é indicado que a escolha dos componentes principais seja realizada dentre os componentes que representem 60% da variância acumulada, o que indica um reflexo aceitável da variância original; e o determinado por Kaiser (1974) e Medeiros et al. (2017), de que a análise desses componentes devem ser realizadas levando em consideração seus autovalores, sendo consideradas variáveis fortemente associadas a um



componente principal quando tem uma carga maior que 0,7 e razoavelmente associada quando a carga é maior que 0,5.

No que se refere ao uso e ocupação do solo, foram utilizadas imagens do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA) para delimitação da área de estudo, contendo as informações do modelo digital de elevação (MDE), com resolução espacial de 30 m. Inicialmente realizou-se uma reinterpolação dos dados de altimetria e a remoção de depressões espúrias, gerando assim a direção do escoamento e do escoamento acumulado, que permitiu a obtenção da drenagem numérica. Ao fim dessas etapas, foi gerado o Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC) e definida a área de drenagem da microbacia do rio da Vila a partir de sua foz. Todas as etapas descritas foram realizadas utilizando o software de informações geográficas QGIS 3.4®.

Os dados relativos ao tamanho da área, extensão e delimitação das classes foram cedidos pelo Fórum Florestal do Extremo Sul da Bahia em formato *shapefile* para o ano de 2018, tendo sido obtidos através de imagens do satélite Spot 6&7. Analisou-se as classes de uso e ocupação do solo: Área Urbana, Agricultura, Desmatamento Recente, Pastagem, Restinga e Sistema Viário.

Com o objetivo de determinar se existe ou não relação direta entre os parâmetros de qualidade da água com as classes de uso e ocupação do solo, realizou-se análises quantitativas, através da aplicação do método de correlação simples, exclusivamente para o ano de 2018, devido à ausência de dados de uso e ocupação do solo para o ano de 2019. Primeiramente fez-se a análise de normalidade dos dados, através do teste Shapiro-Wilk ($P > 0.05$) e em seguida aplicou-se a correlação de Pearson, para as variáveis que seguiram distribuição normal, e correlação de Spearman, para as variáveis que não seguiram distribuição normal. Para ambos os coeficientes de correlação, obteve-se como resultado um índice entre -1 e 1, que significa, respectivamente, correlação perfeita negativa ou correlação perfeita positiva. As análises estatísticas referentes ao uso e ocupação do solo e sua correlação com a qualidade da água foram realizadas através do software livre SAS University Edition®.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Qualidade da água

De acordo com a salinidade medida no rio da Vila no trecho analisado, que variou entre 0,02 e 0,3‰, e de acordo com os usos que são dados ao rio, este foi enquadrado na categoria de água doce, classe 2, a qual pode ser destinada ao abastecimento para consumo humano, após tratamento



convencional, recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho), para à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas, parques, jardins, campos de esporte/lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, ademais é próprio para aquicultura, atividade de pesca, além de estar propício para proteção de comunidades aquáticas (Conama, 2005).

Diante disso, os dados encontrados nas análises realizadas, apresentados nas tabelas 2, 3 e 4, foram analisados de acordo com os limites determinados pela Conama n.º 357 de 2005, para Classe 2, doce.

Tabela 2: Média dos resultados da análise de qualidade do rio da Vila realizada em agosto de 2018.

PARÂMETROS	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	CONAMA 357
pH	6,44	6,71	6,25	6,37	6,03	6,20	6,26	6 - 9,0
SDT (mgL ⁻¹)	198,00	43,00	190,00	202,00	106,00	88,00	139,33	500mg/L
Turbidez	20,30	19,80	13,60	18,17	14,10	9,43	8,60	até 100 NTU
Cl- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	8,00	7,32	7,94	8,41	6,61	6,00	6,17	até 30 µg/L
DBO (mgL ⁻¹)	5,64	6,59	5,28	5,31	5,172	5,60	4,76	até 5 mg/L
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,09	0,01	0,32	0,42	0,24	0,04	0,05	1,0 mg/L N
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,34	0,29	3,34	4,26	3,26	3,20	3,22	10,0 mg/L
NH ₃ (mgL ⁻¹)	0,42	0,46	1,43	1,10	0,38	0,34	0,34	3,7mg/L
N _{Total} (mgL ⁻¹)	0,60	0,56	1,60	1,12	0,38	0,11	0,25	2,18 mg/L
P _{total} (mgL ⁻¹)	0,49	0,47	0,36	0,44	0,58	0,30	0,50	0,1 mg/L
Coli. Totais	>1600	>1600	>1600	>1600	>1600	920	1600	-
Coli. Termo.	350,00	79,00	>1600	1600	140,00	170,00	110,00	1000/100mL
OD (mgL ⁻¹)	5,04	5,84	4,70	4,73	5,05	4,76	4,54	> 5mg/L
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	0,48	0,47	0,36	0,44	0,58	0,30	0,50	-
Cond (µS cm ⁻¹)	91,00	72,00	177,00	178,00	135,00	199,00	341,00	-
Temperatura (°C)	23,58	22,36	23,93	23,71	23,00	23,29	23,57	-

Legenda: pH – Potencial Hidrogeniônico, STD – Sólidos Dissolvidos Totais, Cl-*a* – Clorofila *a*, DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio, NO₂⁻ - Nitrito, NO₃⁻ - Nitrato, NH₃ – Amônia, N_{Total} – Nitrogênio Total, Coli. Totais – Coliformes Totais, Coli. Termo. – Coliformes Termotolerantes, OD – Oxigênio Dissolvido, PO₄³⁻ – Fosfato, Cond. – Condutividade.

Nota: Legenda válida para as Tabelas 3 e 4.



Tabela 3: Média dos resultados da análise de qualidade do rio da Vila realizada em novembro de 2018.

PARÂMETROS	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	CONAMA 357
pH	6,23	6,78	7,31	7,48	7,32	6,78	7,11	6 – 9,0
SDT (mgL ⁻¹)	105,33	312,00	123,33	123,33	121,33	99,33	116,00	500mg/L
Turbidez	13,90	26,57	4,51	11,77	6,70	6,37	3,91	até 100 NTU
Cl-a (µg L ⁻¹)	1,97	8,63	2,18	7,63	7,77	107,79	4,18	até 30 µg/L
DBO (mgL ⁻¹)	3,08	12,87	2,53	1,59	0,37	3,92	1,06	até 5 mg/L
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,01	0,03	0,68	0,45	0,01	0,12	0,06	1,0 mg/L N
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,14	0,08	4,09	2,92	2,04	0,28	0,60	10,0 mg/L
NH ₃ (mgL ⁻¹)	0,01	0,04	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	3,7mg/L
N _{Total} (mgL ⁻¹)	2,57	21,07	0,09	0,05	0,24	0,11	0,05	2,18 mg/L
P _{total} (mgL ⁻¹)	0,01	0,44	0,04	0,05	0,03	0,05	0,04	0,1 mg/L
Coli. Totais	110,00	>1600	>1600	350,00	1600,00	920,00	>1600	-
Coli. Termo.	26,00	>1600	220,00	49,00	21,00	23,00	11,00	1000/100mL
OD (mgL ⁻¹)	3,93	1,10	4,42	4,96	4,05	0,95	1,08	> 5mg/L
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	0,55	1,25	1,02	1,09	1,16	1,12	1,26	-
Cond (µS cm ⁻¹)	0,07	0,53	0,18	0,16	0,14	0,18	0,17	-
Temperatura (°C)	25,87	23,96	24,79	24,65	23,98	25,01	25,49	-

Conforme os dados apresentados nas tabelas 2, 3 e 4, observa-se que os valores de OD variaram de 0,95 mgL⁻¹ a 6,2 mgL⁻¹, o que indica que grande parte dos pontos analisados apresentam-se com valores de OD inferiores a 5,00 mgL⁻¹, valor mínimo permitido pela Resolução Conama n.º 357 de 2015. De acordo com Von Sperling (2014) e Von-ahn e Pereira Filho (2015), valores reduzidos de OD podem estar relacionados a diversos fatores, dentre eles o lançamento de despejos orgânicos, que ao serem degradados resultam no consumo de OD. A baixa concentração desse parâmetro é um grave problema pelo fato de o oxigênio dissolvido ser essencial à vida e crescimento de animais aquáticos, como os peixes.



Tabela 4: Média dos resultados da análise de qualidade do rio da Vila realizada em outubro de 2019.

PARÂMETROS	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	CONAMA 357
pH	6,88	6,54	6,82	7,24	6,99	7,00	6,81	6 – 9,0
SDT (mgL ⁻¹)	69,00	24,00	130,00	126,00	114,00	128,00	175,00	500mg/L
Turbidez	138,00	31,00	10,00	50,00	23,05	26,00	14,00	até 100 NTU
Cl- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	13,84	22,09	46,93	22,88	50,56	51,66	60,69	até 30 µg/L
DBO (mgL ⁻¹)	2,00	2,04	2,00	2,00	2,00	3,00	2,46	até 5 mg/L
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,03	0,03	0,31	0,40	0,09	0,05	0,03	1,0 mg/L N
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,01	0,03	0,23	0,46	0,02	0,03	0,02	10,0 mg/L
NH ₃ (mgL ⁻¹)	0,53	0,47	1,31	1,34	0,56	0,56	0,47	3,7mg/L
N _{Total} (mgL ⁻¹)	0,25	0,45	0,16	0,24	0,40	0,17	0,36	2,18 mg/L
P _{total} (mgL ⁻¹)	0,34	9,36	0,55	0,21	0,30	0,46	13,36	0,1 mg/L
Coli. Totais	240,00	1100,00	> 1100	> 1100	1100,00	460,00	1100,00	-
Coli. Termo.	93,00	28,00	150,00	35,00	150,00	28,00	35,00	1000/100mL
OD (mgL ⁻¹)	4,38	4,08	4,90	4,60	2,80	6,20	3,30	> 5mg/L
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	0,43	0,36	0,48	0,64	0,59	0,64	0,68	-
Cond (µS cm ⁻¹)	139,00	73,00	260,00	252,00	228,00	220,00	3,40	-
Temperatura (°C)	26,20	25,80	25,00	25,70	25,06	24,80	25,70	-

Paralelo a isso temos os valores da DBO, que apresentaram comportamento inverso ao OD, com valores variando entre 0,37 mgL⁻¹ e 12,87 mgL⁻¹. Isso se justifica pelo fato de que quanto maior a quantidade de matéria orgânica, maior a quantidade de oxigênio dissolvido requerido para estabilizá-la através de processos biogeoquímicos, e consequentemente menor a quantidade de oxigênio presente no meio (Von Sperling, 2014; Von-Ahn; Pereira Filho, 2015; Almeida et al., 2017).

De acordo com Von Sperling (2014), além do DBO e do OD, diversos parâmetros estão associados à presença de matéria orgânica, algas e macrófitas no corpo de água, dentre estes parâmetros tem-se a Clorofila *a* e o Nitrogênio Total. Em consonância a isso, foram encontrados valores fora do legislado para esses parâmetros em pontos que também foram constatados valores fora do legislado para DBO e OD.

Cabe destacar que os valores elevados de Nitrogênio Total podem estar relacionados também aos aportes exógenos da bacia de drenagem que estão ligados as atividades humanas baseadas na utilização de recursos naturais, e na emissão de resíduos para o ambiente, além do aporte oriundo da lixiviação.



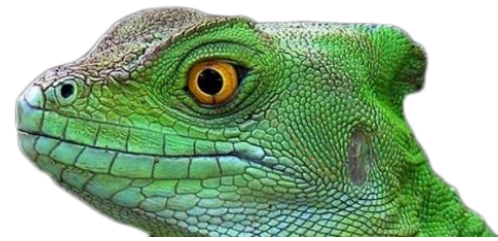
Outro parâmetro que apresentou valores elevados foi o Coliformes Termotolerantes, variando entre 21,00 NMP/100mL e 1.600,00 NMP/100mL, estando em desacordo com o determinado na Resolução Conama n.º 357 de 2015 que estabelece que as águas doces Classe 2, não devem apresentar valores de coliformes superiores a 1.000 NMP/100mL. Tal fato pode estar atrelado ao cenário do esgotamento sanitário do município de Porto Seguro, visto que, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020), até 2010, apenas 66,70% do efluente gerado no município recebia tratamento e destinação adequada, sendo o restante lançados em fossas e/ou inadequadamente no leito de rios como o rio da Vila, localizado predominantemente na região urbana. De acordo com Ayach et al. (2009), a ausência de tratamento dos esgotos possui influência direta na qualidade da água do manancial, uma vez que a principal contaminação dos rios se dá pelo lançamento inadequado de efluentes domésticos decorrente do esgotamento sanitário ineficiente das áreas urbanas.

Cenário similar ao encontrado no rio da Vila foi observado no estudo realizado por Oliveira et al. (2017), na bacia hidrográfica Cachoeirinha Invernada, localizada na cidade de Guarulhos, em São Paulo, onde comprovou-se que em áreas cercadas pelo desenvolvimento urbano há uma maior degradação na qualidade da água, principalmente no que se refere ao lançamento de efluente e a ineficiência do sistema de esgotamento sanitário.

Paralela a presença de coliformes termotolerantes, a inadequação e/ou inexistência de esgotamento sanitário que atenda todo o município e a ocupação desordenada do solo da região, foram constatados valores acima do permitidos também para Fósforo Total, variando entre 0,01mgL⁻¹ e 13,36 mgL⁻¹. De acordo com Esteves (1998) e Tundisi e Tundisi (2008), o Fósforo Total é um parâmetro limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos, podendo ter origem natural, das rochas que compõem a bacia de drenagem e de materiais particulados na atmosfera, e antrópica, de efluentes domésticos e industriais e lixiviação do solo, sendo um dos principais responsáveis pela eutrofização dos mananciais.

Análise Estatística

A ACP para os parâmetros de qualidade da água analisados gerou quatro componentes principais com variância explicada acumulada de 82,18% da variância conjunta dos dados. Quanto as variáveis associadas a esses componentes (Tabela 5), constatou-se que o primeiro componente (28,99% da variância total) foi associado fortemente a amônia, fosfato e condutividade, indicando que essas variáveis são as mais significativas na determinação da qualidade da água, e associado



moderadamente com pH, DBO, Fósforo Total, Coliformes Termotolerantes e OD. O segundo componente (21,12% da variância total) foi fortemente associado a nitrato e moderadamente associada a Turbidez, Clorofila, Salinidade, Coliformes Termotolerantes e a Temperatura. O terceiro componente (12,71% da variância total) apresentou apenas componentes associados moderadamente, sendo estes os ST, Nitrogênio Total, Fosforo Total e Fosfato. Já o quarto componente (11,61% da variância total), assim como o terceiro, apresentou apenas componentes moderadamente associados, Nitrato, Nitrogênio Total e Coliformes Totais. Analisando as relações apresentadas, cabe destacar que tais parâmetros podem estar diretamente relacionados ao uso e ocupação inadequado do solo da bacia hidrográfica e ao lançamento de efluentes no corpo hídrico, gerando aumento na deposição de nutrientes (Jabeen et al., 2014; Medeiros et al., 2017). Cabe destacar também, que esse aumento gerado pelo despejo de matéria orgânica, além de promover o aumento da DBO e a diminuição do OD, pode causar a eutrofização do meio e alterações em diversas formas de vida aquática (Cetesb, 2016).

Analisando o gráfico da ACP, apresentado na Figura 3, observa-se um distanciamento entre o período com elevada precipitação (novembro/2018) e os demais períodos. Esse distanciamento se deve às diferentes características conferidas ao corpo hídrico pela ação das chuvas, que influenciam significativamente nos aspectos do rio, bem como do ambiente ao seu redor. Dentre as diversas modificações já observadas tem-se o regime de vazão dos corpos hídricos, que aumenta a capacidade de diluição dos diversos componentes lixiviados, justificando então tal distanciamento (Santos et al., 2010; Gerald; George, 2012; Queiroz; Silva; Paiva, 2017).



Tabela 5: Componentes principais e cargas de cada parâmetro amostrado.

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
pH	-0,67	0,01	0,25	0,37
SDT	-0,01	-0,41	0,65	0,21
Turbidez	0,50	0,55	0,03	-0,29
Cl-a	0,12	0,67	0,30	0,44
DBO	0,63	-0,34	0,39	-0,26
Nitrito	0,08	-0,34	-0,03	0,66
Nitrato	-0,06	-0,87	-0,30	0,25
Amônia	0,89	0,24	-0,08	0,29
Ntotal	0,42	-0,15	0,57	-0,58
Ptotal	0,70	0,43	0,17	0,25
Sal	-0,18	0,56	0,51	0,25
Coli. T.	0,24	-0,43	0,24	0,55
Coli. Term.	0,62	-0,54	0,36	0,00
OD	0,50	0,01	-0,65	0,08
Fosfato	-0,83	-0,13	0,42	0,14
Cond	0,88	0,29	-0,09	0,29
Temp.	-0,41	0,68	0,05	-0,03

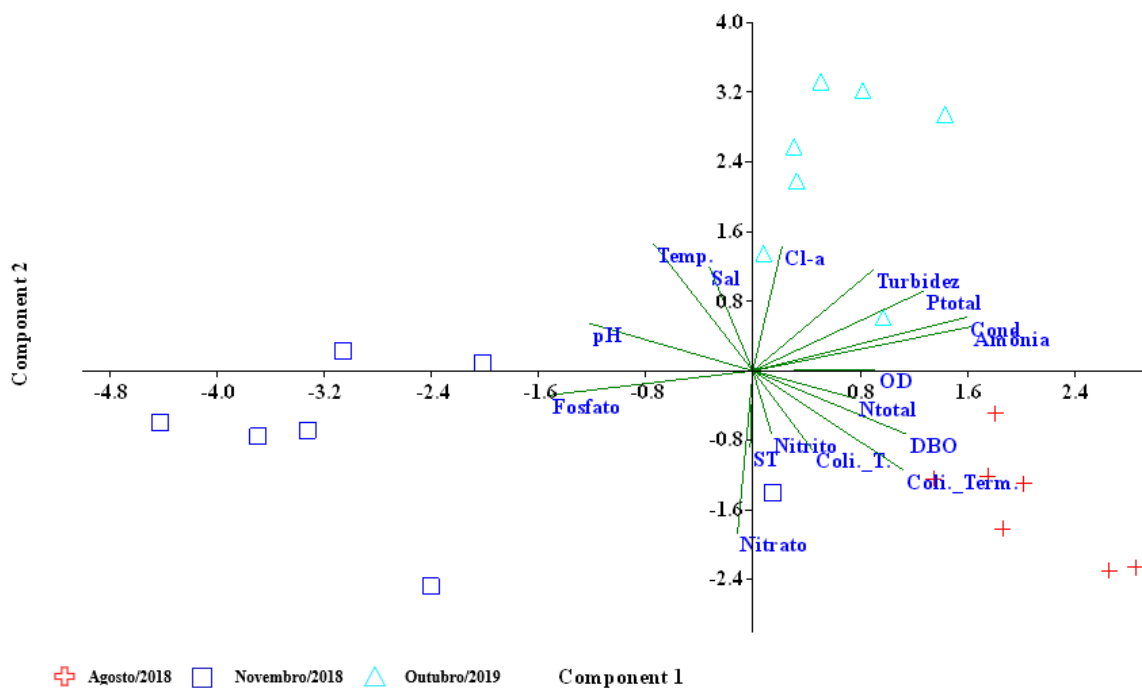


Figura 3: PCA das variáveis físicas, químicas, biológicas e microbiológicas do rio da Vila, em diferentes períodos do ano.



Uso e ocupação do solo

Na figura 4 estão apresentados os resultados de uso e ocupação do solo na microbacia do rio da Vila referentes ao ano de 2018 para as classes Agricultura, Área Urbana, Pastagem, Restinga e Sistema Viário.

Das classes de cobertura do solo mapeadas, a classe Área Urbana foi a que apresentou maior área, correspondendo a 54,81% da área total da bacia. O processo de urbanização gera modificações profundas no solo, que por sua vez causam impactos permanentes nas respostas hidrológicas das áreas que foram urbanizadas (Fontes e Barbassa, 2003). Esse comportamento é causado devido ao processo de impermeabilização do solo que ocorre quando há o adensamento de construções, impedindo a infiltração da água para a recarga dos lençóis freáticos.

Assim como as classes de Área Urbana, as classes de pastagens geralmente apresentam características de compactação do solo, apresentando uma menor taxa de infiltração e tempo de residência de água (Almeida, 2012). Essas classes ocupam cerca de 18% da microbacia do rio da Vila.

A classe Restinga ocupa pouco mais de 22% da área total estudada. Essa classe caracteriza-se por ser formada por diferentes tipos de vegetação, que se estabelecem sobre solos arenosos nas planícies costeiras. Destaca-se nesse bioma, sua grande biodiversidade, principalmente relacionada a fauna, pois aves migratórias utilizam as restingas como locais de alimentação e descanso (Azevedo et al., 2014). Pensando na conservação dessas áreas e como forma de conter a urbanização exacerbada dessa microbacia, existe um projeto municipal para criação de uma Unidade de Conservação nas áreas de restinga que circundam o rio da Vila, de modo a promover a recuperação e preservação de áreas de Mata Atlântica.

As classes Agricultura, Desmatamento Recente e Sistema Viário, ocuparam respectivamente, 0,68%, 3,05% e 1,41%, sendo responsáveis por cerca de 5% dessa microbacia.

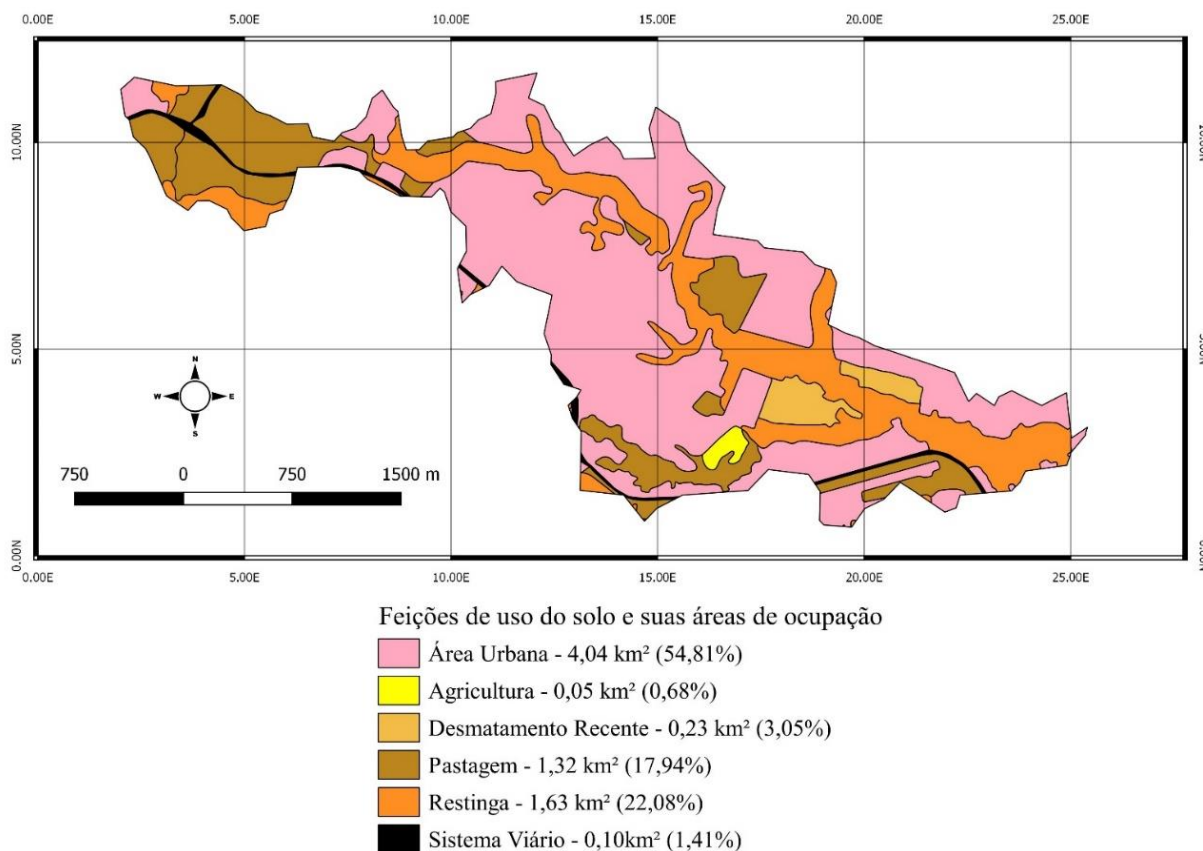


Figura 4: Classificação do uso e ocupação do solo na microbacia do rio da Vila e suas respectivas áreas de ocupação para o ano de 2018.

Correlação entre a qualidade da água e uso e ocupação do solo

A análise de correlações entre as diferentes classes de uso e ocupação do solo com os parâmetros de qualidade da água, apresentados nas tabelas 6 e 7, de acordo com as correlações de Spearman e Pearson (após teste de normalidade dos dados), mostraram-se significativas a 5% de probabilidade, ou seja, rejeitou-se a hipótese nula (H_0) de não haver correlação, conforme o teste T-Student.

Os parâmetros pH e turbidez se correlacionaram negativamente com as classes de pastagem e área urbana (Tabela 6). Além dessas, essas classes também se correlacionaram negativamente com os parâmetros Clorofila a (pastagem) e DBO (área urbana). Apesar disso, de acordo com Menezes et al. (2016), essas classes de uso do solo não garantem a preservação dos mananciais ao seu redor. Atrelado a isso e ao fato dessa coleta ter sido realizada no mês de agosto, caracterizado como período seco nessa região, Carvalho et al. (2015) e Fia et al. (2015) afirmam que tais parâmetros indicam a incapacidade de autodepuração de rios, podendo estar relacionado a vazão reduzida e/ou ao



lançamento de efluente em quantidade superior a capacidade de depuração. Deste modo, quanto menores as vazões, maiores as concentrações de matéria orgânica, aumentando assim os valores de turbidez e clorofila a e diminuindo os valores de pH. De acordo com o mesmo autor, a tendência à acidez está associada à deterioração da matéria orgânica. Como o município de Porto Seguro não apresenta um sistema de esgotamento sanitário que atenda a toda comunidade, parte deste provavelmente é lançada nos cursos d'água que cortam o município, o que contribui para o aumento da matéria orgânica nos mesmos.

Tabela 6: Correlação entre uso e ocupação do solo e qualidade da água - Agosto de 2018.

Parâmetros	Coleta 1 – Agosto de 2018				
	Pearson (r)	Spearman (p)			
	Pastagem	Área Urbana	Agricultura	Desmatamento	Restinga
pH	-0,79*	-0,85*	-0,72	-0,69	-0,85*
SDT	-0,28	-0,21	-0,43	-0,23	-0,21
Turbidez	-0,88*	-0,85*	-0,72	-0,69	-0,85*
Cl-a	-0,83*	-0,72	-0,87*	-0,69	-0,72
DBO	-0,61	-0,76*	-0,58	-0,62	-0,76*
Nitrito	-0,09	0,04	-0,29	-0,08	0,04
N _{Total}	-0,54	-0,64	-0,87*	-0,77*	-0,64
P _{total}	0,01	0,11	0,29	0,23	0,11
OD	-0,63	-0,57	-0,29	-0,39	-0,57
Fosfato	0,03	0,11	0,29	0,23	0,11
Cond	0,67	0,76*	0,58	0,69	0,76*
Temperatura	0,04	-0,13	-0,43	-0,31	-0,13
Nitrato	0,64	0,38	0,00	0,23	0,38
Amônia	-0,36	-0,65	-0,87*	-0,78*	-0,65
Coli. Totais	-0,45	-0,43	-0,47	-0,44	-0,43
Coli. Termo.	-0,33	-0,13	-0,44	-0,27	-0,13

A classe agricultura se correlacionou negativamente com os parâmetros clorofila a, nitrogênio total e amônia. Von Sperling (2014) destaca que em ambientes como este, tais parâmetros estão diretamente relacionados aos fertilizantes utilizados. Porém, essa classe apresentou área pouco expressiva na microbacia em análise (figura 4), representando menos de 1% da área total do estudo



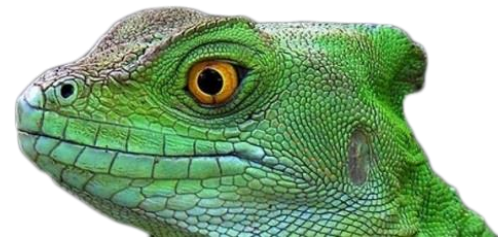
(tabela 6). O fato das áreas de agricultura se concentrarem em apenas um ponto da área de drenagem do rio da Vila pode justificar o fato de ocorrer uma correlação diferente do que é previsto pela literatura para esses parâmetros, uma vez que, essa concentração indica que pode estar ocorrendo uma influência pontual dessa classe na redução desses parâmetros, não sendo representativo para toda a microbacia.

O mesmo ocorreu para a classe desmatamento recente, que se correlacionou negativamente com os mesmos parâmetros: nitrogênio total e amônia. Como apresentado na Figura 4, a área de desmatamento está localizada nas imediações do maior adensamento urbano da microbacia, e de acordo com Von Sperling (2014), tais parâmetros, em regiões urbanas, estão diretamente relacionados a despejos recentes de efluentes domésticos e/ou industriais.

A classe restinga se correlacionou negativamente com os parâmetros pH, turbidez e DBO, tal comportamento já era esperado, uma vez que de acordo com Tambosi et al. (2015), as matas nativas contribuem para a redução do processo de erosão e lixiviação de matéria orgânica para o leito dos rios, proporcionando assim uma redução nos valores de DBO e turbidez.

Tabela 7: Correlação entre uso e ocupação do solo e qualidade da água - Novembro de 2018.

Parâmetros	Coleta 1 - Novembro de 2018				
	Pearson (r)	Spearman (p)			
		Pastagem	Área Urbana	Agricultura	Desmatamento
pH	0,31	0,39	0,07	0,31	0,39
Turbidez	-0,69	-0,76*	-0,58	-0,54	-0,76*
Nitrato	-0,02	0,38	0,00	0,15	0,38
Temperatura	-0,07	0,09	0,14	0,08	0,09
SDT	-0,46	-0,46	-0,58	-0,51	-0,46
Cl-a	0,46	0,36	0,43	0,46	0,36
DBO	-0,52	-0,59	-0,43	-0,54	-0,59
Nitrito	-0,21	0,12	-0,22	-0,08	0,12
Amônia	-0,53	-0,54	-0,54	-0,67	-0,54
N _{Total}	-0,52	-0,52	-0,22	-0,43	-0,52
P _{total}	-0,41	-0,10	-0,15	-0,04	-0,10
Coli. Totais	0,40	0,33	0,32	0,17	0,33
Coli. Termo.	-0,49	-0,79*	-0,87*	-0,85*	-0,79*
OD	-0,33	-0,30	-0,58	-0,39	-0,30
Fosfato	0,55	0,45	0,58	0,54	0,45
Cond	-0,30	-0,05	-0,07	-0,16	-0,05



Diante desse cenário, cabe ressaltar que vários estudos vêm destacando a influência das atividades humanas em bacias hidrográficas, e que esta é claramente refletida nos parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos da água. Outro cenário registrado é o de que bacias hidrográficas altamente urbanizadas, desmatadas e/ou com áreas agrícolas têm, de forma geral, apresentado mananciais degradados em razão da alteração das condições dos diversos tipos de uso e ocupação do solo, incrementando assim as concentrações de diversos parâmetros de qualidade das águas (Ramirez et al., 2014; Fia et al., 2015; Menezes et al., 2016).

Analisando as correlações apresentadas na Tabela 7, referente a campanha realizada em novembro, observa-se que poucos parâmetros apresentaram correlação com os usos e ocupações do solo analisados. Infere-se que tal cenário esteja diretamente relacionado com o fato desse período ser considerado chuvoso nessa região, o que pode conferir diferentes características aos seus corpos hídricos, bem como do ambiente ao seu redor. Dentre as diversas modificações pode-se destacar o regime de vazão dos rios, o que aumenta sua capacidade de diluição dos diversos componentes lixiviados, justificando então o cenário encontrado (Santos et al., 2010; Geraldese; George, 2012; Fia et al., 2015; Queiroz; Silva; Paiva, 2017).

Quanto a correlação negativa entre turbidez e coliformes termotolerantes e os usos e ocupações do solo analisados, tem-se o fato de que essa é uma região turística e entre os meses de novembro e fevereiro sua população flutuante aumenta de forma significativa, incrementando assim o volume de efluente doméstico produzido, podendo ter contribuído para que, mesmo com as chuvas e com o aumento do volume dos rios, este não tenha tido vazão suficiente para depurar o volume de efluentes lançados em seu leito.

Portanto, acredita-se que a dinâmica de uso e ocupação do solo de forma desordenada na área da microbacia vem contribuindo para a degradação da qualidade da água, sendo os fatores determinantes às descargas de efluentes de origem doméstica e agropastoris. Além disso, cabe destacar que esses resultados refletem o observado *in loco* no momento das amostragens da água, uma vez que foram observados diversos lançamentos clandestinos de esgoto no corpo d'água, áreas de erosão, degradação da cobertura vegetal e ocupações ilegais.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Na avaliação, como um todo, dos parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológico, foi possível inferir que a microbacia do rio da Vila encontra-se fora dos padrões determinados pela



Resolução Conama n.º 357 de 2015, para as águas doces Classe 2, devido principalmente à influência significativa de atividades humanas.

A ACP permitiu a seleção de quatro componentes principais como indicadores da qualidade da água do rio da Vila, representando 82,18% da variância conjunta dos dados. A utilização dessa análise promoveu a seleção dos parâmetros mais significativos na determinação da qualidade da água, revelando que estes estão diretamente relacionados a vulnerabilidade e degradação do rio, provocada pelos descartes irregulares de resíduos e pelo uso e ocupação desordenado do solo, que promovem perda de qualidade ambiental nas águas urbanas, somada à falta e/ou ineficácia da fiscalização ambiental contra atividades clandestinas.

O comportamento das correlações das classes pastagem, área urbana, desmatamento e agricultura com os parâmetros pH, turbidez, clorofila a, DBO, nitrogênio total e amônia, aconteceu de forma oposta ao esperado, uma vez que a análise de correlação indicou que, à medida que essas classes estão se expandindo, esses parâmetros tem reduzido seus índices. Já a classe restinga apresentou uma relação direta com os parâmetros pH, turbidez e DBO, sendo tal comportamento já esperado, principalmente pelo fato de a expansão das áreas de vegetação nativa contribuírem para a diminuição da erosão e lixiviação da matéria orgânica para o leito dos rios.

Tais fatos aduzem que as comunidades que usufruem desse recurso hídrico podem estar com a saúde, a qualidade de vida e subsistência em risco. Logo, conclui-se que a poluição desse manancial pode ser mitigada através de ações do poder público que visem minimizar os impactos causados pela descarga de efluentes neste corpo hídrico, pois o município de Porto Seguro não apresenta um sistema de esgotamento sanitário que atenda a todos. Cabe ressaltar também a importância de se investir em ações voltadas à educação ambiental da população.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Almeida, A. Q.; 2012. Dinâmica hídrica em microbacias cultivadas com eucalipto e pastagem no leste de Minas Gerais, Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Agrícola, Viçosa, Minas Gerais, Brazil.
- Almeida, E. C. de O.; Kozak, C.; Prado, L. L.; Fernandes, C. S.; 2017. Reflexões e fragilidades sobre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em rios. Revista de Gestão de Água da América Latina, v.14.
- American Public Health Association.; 1999. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation.
- Amorim, R. R.; 2016. A representação de mapas de paisagens na escala regional: O exemplo da região Costa do Descobrimento (Bahia). Revista da Anpege, v. 12, pp. 257–292.



- Agência Nacional De Água.; 2020.Rios. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/gestao-da-agua/saiba-quem-regula/rios/rios>>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas.; 1992a. NBR 12212: Projeto de poços pra captação subterrânea. Rio de Janeiro.
- ____.; 1992a. NBR 12244: Construção de poços para captação subterrânea. Rio de Janeiro.
- Ayach, L. R.; Pinto, A. L.; Cappi, N.; Guimarães, S. T. de L.; 2009.Contaminação das águas subterrâneas por coliformes: um estudo da cidade de Anastácio-MS. *Climatologia e Estudos da Paisagem*, v. 1, p. 5-26.
- Azevedo, N. H.; Martini, A. M. Z.; Oliveira, A. A. de.; Scarpa, D. L.; 2014. *Ecologia na restinga: uma sequência didática argumentativa*. São Paulo: Edição dos autores, p. 140.
- Bahia, 2008. Projeto Parque Municipal Rio da Vila. Porto Seguro, 2008.
- Brasil.; 1997. Presidência da República. Lei n.º 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Brasília, DF.
- ____. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n.º 5, de 28 de setembro de 2017. Brasília, DF, 28 de set. de 2017.
- Carmouze, J. P.; 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos:fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*.São Paulo: Blucher/Fapesp.
- Carvalho K. Q.; Lima, S. B.; Passig, F. H.; Gusmão, L. K.; Souza, d. c.; Kreutz, C.; Belini, A. D.; Arantes, E. J.; 2015. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, pp. 96-106.
- Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo– CETESB; 2011. *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. Brasília: CETESB; ANA.
- Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo – CETESB; 2016. *Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB.
- Conselho Nacional De Meio Ambiente.; 2000.Resolução Conama n.º 274, de 29 de novembro de 2000.Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).
- ____.; 2005. Resolução Conama n.º 357, de 17 de março de 2005. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).
- ____.; 2008. Resolução Conama n.º 396, de 03 de abril de 2008. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).
- ____.; 2011. Resolução Conama n.º 430, de 13 de maio de 2011. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).
- Esteves, F.; 1998. *Fundamentos da limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP.
- Fia, R.; Tadeu, H. C.; Menezes, J. P. C. de.; Fia, F. R. L.; Oliveira, L. F. C. de.; 2015. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, pp. 267-275.
- Filho, A. R.; 2019. *Porto Seguro avesso e reverso: Do achamento ao desmatamento*. 1 Ed. Salvador: Artegraf.
- Fontes; A. R. M.; Barbassa, A. P.; 2003. Diagnóstico e Prognóstico da Ocupação e da Impermeabilização Urbana. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, São Paulo, v. 8, pp. 137-142.
- Geraldes, A. M.; George, C.; 2012. Limnological variations of a deep reservoir in periods with distinct rainfall patterns. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 24, pp. 417-426.



- Garcia, J. M.; Mantovani, P.; Gomes, R. C.; Longo, R. M.; Demanboro, A. C.; Bettine, S. do C.; 2018. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. *Revista Sociedade e Natureza*, v. 30, pp. 228-254.
- Gumbo, J. R.; Dzaga, R. A.; Nethengwe, N. S.; 2016. Impact on water quality of Nandoni water reservoir downstream of municipal sewage plants in Vhembe District, South Africa. *Sustainability*, v. 8, pp. 597.
- Harfuch, C. A. C.; Oliveira, F. R.; Meira, B. R. de.; Cagni, G. dos S.; Souza, R. F. de.; Lizama, M. de L. A. P.; Velho, L. F. M.; 2019. Qualidade da água no trecho superior da Bacia do Rio Pirapó: um rio urbano no Sul do Brasil. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, v. 8, pp. 513-538.
- Hair Junior, J. F.; Black, W. C.; Babin, B. J.; Anderson, R. E.; 2005. *Multivariate data analysis*. New Jersey: Prentice Hall.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE.; 2020. Panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/porto-seguro/panorama>>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.; 2020. Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>> Acesso em: 01 abr. 2020.
- Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos– INEMA.; 2016. Sistema Estadual de Informações Ambientais e de Recursos hídricos. Disponível em: <<http://monitoramento.seia.ba.gov.br/paginas/qualidadeagua/campanha/export.xhtml>> Acesso em: 20 mar. 2020.
- Jabeen, S.; Shah, M. T.; Khan, S.; Hayat, M. Q.; 2014. Physicochemical parameters of surface and ground water and their environmental impact assessment in the Haripur Basin, Pakistan. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 139, pp. 1-7.
- Kaiser, H. F.; 1974. An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, v. 69, pp 31-6.
- Medeiros, G. A.; Tresmondi, A. C. C. de L.; Queiroz, B. P. V. de.; Fengler, F. H.; Rosa, A. H.; Fialho, J. M.; Lopes, R. S.; Negro, C. V.; Santos, L. F. dos.; Ribeiro, A. I.; 2017. Water quality, pollutant loads, and multivariate analysis of the effects of sewage discharges into urban streams of Southeast Brazil. *Energy, Ecology and Environment*, v. 2, pp. 259-276.
- Menezes, J. P. C.; Bittencourt, R. P.; Farias, M. de S.; Bello, I. P.; Fia, R.; Oliveira, L. F. C. de.; 2016. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, pp. 519-534.
- Ministério das Cidades / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA.; 2014. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos.
- Monteiro, A. C.; Porsani, M. J.; 2001. Delimitação do topo de aquífero na região de Porto Seguro - Bahia através da inversão de sondagens elétricas verticais. *Revista Brasileira de Geografia*, v. 19.
- Oliveira, P. T. S.; Leite, M. B.; Mattos, T.; Nearing, M. A.; Scott, R. L.; Xavier, R. de O.; Matos, D. M. da S.; Wendland, E.; 2017. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. *Ecohydrology*, v. 10.
- Queiroz, L. G.; Silva, F. T. da; Paiva, T. C. B. de.; 2017. Caracterização estacional das variáveis físicas, químicas, biológicas e ecotoxicológicas em um trecho do Rio Paraíba do Sul, SP, Brasil. *Revista Ambiente e Água*, v. 12.
- Ramirez, A.; Rosas, K. G.; Lugo, A. E.; Ramos Gonzalez, O. M. R.; 2014. Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. *Ecology and Society*, v. 19, pp. 1-11.



- Santos, G. G.; Griebeler, N. P.; Oliveira, L. F. C. de.; 2010. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, pp. 115-123.
- Siqueira, G. W.; Aprile, F.; Miguéis, A. M.; 2012. Diagnostico da Qualidade da Água do Rio Parauapebas (Pará-Brasil). Revista Acta Amazônica, v. 42, pp. 413-422.
- Tambosi, L. R.; Vidal, M. M.; Ferraz, S. F. de B.; Metzger, J. P.; 2015. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. Estudos Avançados, v. 29, pp. 151-162.
- Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M.; 2008. Limnologia. 1ª Ed. – São Paulo: Oficina de Textos.
- Von-Ahn, C. M. E.; Pereira Filho, J.; 2015. Diagnóstico da qualidade de água ao longo do estuário do rui Itajaí-Aço, SC. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, pp. 331-342.
- Von Sperling, M.; 2014. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFGM.



AValiação DA FITO-TOXICIDADE DO AGROQUÍMICO GLIFOSATO

| ID 15664 |

¹Thaís Agda Rodrigues da Cruz Primo, ²Júlia Nercolini Göde,, ³Mariana Gomes Oliveira, ⁴Taciana Furtado Ribeiro, ⁵Lucas de Bona Sartor, ⁶Renata Bulling Magro, ⁷Everton Skoronski

¹Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC, e-mail: thaisagdarcp@gmail.com; ²Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC, e-mail: julianercolini@hotmail.com; ³Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: marianagomes.udesc@gmail.com; ⁴Universidade do Estado de Santa Catarina; e-mail: taciana-furtado@hotmail.com; ⁶Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: lbs_bona@hotmail.com; ⁷Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: renatamagro4@gmail.com; ⁷Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC, e-mail: everton.skoronski@udesc.br;

| RESUMO |

Os agroquímicos utilizados para o controle da proliferação de pragas e ervas daninhas nos cultivos agrícolas e plantas são conhecidos como pesticidas, os quais têm sido amplamente aplicados na agricultura para garantir uma alta produtividade do plantio. Os pesticidas são classificados em quatro categorias que variam de acordo com o tipo de praga que almejam controlar, tais como os inseticidas, herbicidas, fungicidas e bactericidas. Dentre os pesticidas mais utilizados no mundo, está o herbicida glifosato (N-(fosfonometil) glicina), que é um composto fosfonato, cuja estrutura química apresenta uma ligação fósforo-carbono (C-P). Sua aplicação tem se mostrado eficaz para o controle do crescimento anual e perene de ervas daninhas na agricultura, silvicultura, áreas urbanas e jardins domésticos. Contudo, sua aplicação é realizada aericamente, de modo que o movimento transfronteiriço do vento pode provocar uma contaminação em áreas distantes do ponto de aplicação. Sendo assim, a pulverização deste composto em larga escala têm causado preocupação, pois ele se liga a partículas do solo, acumulando-se em sua camada superior e gerando impactos ambientais e danos à saúde humana. Os efeitos tóxicos do glifosato se tornaram alvo de muitos estudos em que os bioensaios podem estimar os danos causados por poluentes tóxicos nos ambientes terrestres e aquáticos, como é o caso dos testes de fitotoxicidade. Diante do exposto, este estudo avaliou a fito-toxicidade de soluções do agroquímico glifosato em diferentes concentrações para a espécie de alface *Lactuca sativa* Buttercrunch, levando-se em conta os parâmetros número de sementes germinadas, comprimento do caule e o comprimento da raiz. As concentrações de glifosato testadas foram de 1 µg.L⁻¹, 100 µg.L⁻¹, 500 µg.L⁻¹, 1000 µg.L⁻¹ e 2000 µg.L⁻¹, e o ensaio seguiu os procedimentos descritos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA 1996), método intitulado "Seed Germination / Root Elongation Toxicity Test". Para a análise estatística, considerou-se o número de sementes germinadas de cada tratamento e o comprimento das raízes e do caule de cada uma das sementes germinadas, as quais foram inseridos em equações para a definição dos parâmetros percentuais de Efeito de Germinação (%EG), Inibição do Crescimento da Raiz (%ICR) e Índice de Germinação (%IG). Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e comparados por meio da aplicação do Teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Os resultados revelaram que houve 62,62% de inibição do crescimento e um índice de germinação de apenas 0,37% no tratamento com a solução de glifosato com concentração de 20 mg.L⁻¹, indicando que altas concentrações do herbicida possuem efeitos tóxicos para o crescimento da espécie de alface *L. sativa* Buttercrunch. Apenas a concentração de 20 mg.L⁻¹ obteve diferença significativas em relação às demais concentrações avaliadas, incluindo o tratamento controle para a variável "crescimento da raiz". Deste



modo, para trabalhos futuros recomenda-se que soluções de glifosato com concentrações entre 1 e 20 mg.L⁻¹ sejam avaliadas e testadas quanto a fitotoxicidade, citotoxicidade e a genotoxicidade.

Palavras-chave: Glifosato; Toxicidade; Alfaca.

| INTRODUÇÃO |

Os compostos com funcionalidade de proteger cultivos agrícolas ou plantas de pragas ou ervas daninhas são conhecidos como pesticidas (Abdelhameed et al. 2018). Os pesticidas têm sido amplamente aplicados na agricultura para garantir uma alta produtividade do plantio (Qi et al. 2018). A classificação deste composto é realizada principalmente em relação ao tipo de praga que almeja controlar. Conforme seu modo de ação sobre insetos, ervas daninhas e fungos, os pesticidas são classificados em quatro categorias, tais como inseticidas, herbicidas, fungicidas e bactericidas ((Debnath et al. 2019). Os constituintes orgânicos dos agrotóxicos possuem atribuições funcionais que variam conforme o grupo pelo qual se classificam, sendo eles organofosforados, organoclorados, carbamatos e piretroídes (Konstantinou et al. 2006). Como os pesticidas são biologicamente ativos, eles podem apresentar alta toxicidade, mesmo quando estão presentes em concentrações mínimas (Mayra; Yadav, 2014).

Os pesticidas são aplicados aericamente, portanto, o movimento transfronteiriço deste composto conduz à uma contaminação em áreas distantes do ponto de aplicação, fator que dificulta o monitoramento e controle da substância quando presente no ambiente (Aktar et al. 2009). A pulverização em larga escala de pesticidas polui o solo, as fontes de água, as plantas e os seres vivos, o que pode acarretar em danos potenciais ao meio ambiente e à saúde humana ((Zhang et al. 2019). O uso intensivo e indiscriminado de pesticidas pode levar ao aparecimento de doenças cancerígenas, distúrbios reprodutivos, doença de Parkinson e doenças genéticas em humanos e animais (Debnath et al. 2019).

Dentre os herbicidas amplamente conhecidos, o glifosato (N-(fosfonometil) glicina) é um composto fosfonato cuja estrutura química apresenta uma ligação fósforo-carbono (C-P), conforme ilustra a Figura 1. Considerado como o pesticida mais utilizado no mundo, o glifosato é aplicado principalmente para o controle do crescimento anual e perene de ervas daninhas na agricultura, silvicultura, áreas urbanas e jardins domésticos. O desenvolvimento do glifosato iniciou acidentalmente em 1950 quando Dr. Henri Martin, da companhia farmacêutica suíça (Cilag), sintetizou a molécula de glifosato. No entanto, foi John E. Franz, da Companhia Americana Monsanto, o responsável por conduzir os testes iniciais com o herbicida, tornando-o um produto comercial em 1974 (Duke; Powles, 2008).

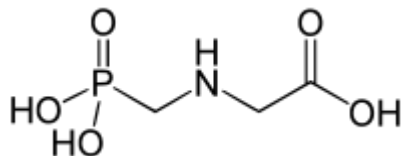


Figura 1: Estrutura química do glifosato (N-(fosfonometil) glicina). Fonte: (Duke and Powles 2008).

O composto se mostra eficaz para a eliminação de ervas daninhas e para o desenvolvimento de variedades geneticamente modificadas de soja, algodão, canola e milho (Annett et al. 2014). O modo de ação do glifosato é único, pois tem como alvo a síntese de 5-enolpiruvil-shiquimato-3-fosfato (EPSPS), o que resulta na inibição da biossíntese de aminoácidos aromáticos na via do shiquimato, danificando a síntese de proteínas e metabólitos secundários e afetando as vias vitais de energia em plantas e microrganismos do solo (Boocock; Coggins, 1983). Por mais que o glifosato seja considerado o herbicida mais eficaz comparado a outros, o uso extensivo e em larga escala ocasiona seu acúmulo no ambiente e em produtos comestíveis, gerando consequências negativas ao meio ambiente e seres humanos (Wang et al. 2016; Zhan et al. 2018).

No ambiente, o glifosato se liga à partículas do solo e se acumula na camada superior do solo, onde pode causar danos estruturais e mudanças nas comunidades microbianas, inibindo o crescimento de microrganismos e facilitando a proliferação de fungos fitopatogênicos. Portanto, o glifosato é frequentemente detectado nas águas subterrâneas e superficiais e nos sedimentos aquáticos do escoamento superficial e do transporte vertical no solo (Zhan et al. 2018). Entretanto, na saúde humana, os resíduos de glifosato nunca excederam o limite estabelecido pela legislação, mas seus efeitos negativos não podem ser descartados. Há evidências de que este herbicida contém contaminantes cancerígenos que causam danos aos órgãos através do estresse oxidativo e inibição da acetilcolinesterase (Mesnage et al. 2015).

No decorrer dos últimos anos, estudos sobre a toxicidade do glifosato têm se tornado foco de pesquisa, e os bioensaios são ferramentas úteis para estimar danos causados por poluentes tóxicos nos ambientes terrestres e aquáticos. Em particular, os testes de fito-toxicidade, que utilizam plantas e/ou vegetais, são indicados por apresentarem algumas vantagens, como simplicidade, confiabilidade, resultados rápidos e baixo custo. A espécie de alface *Lactuca sativa*, é uma das mais utilizadas para este tipo de testes pois demonstra maior sensibilidade ao estresse ambiental do que outros organismos. Além disto, está entre as 10 espécies de plantas recomendadas como indicadores em estudos toxicológicos pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA e pela Organização para



Desenvolvimento Econômico e de Cooperação para a determinação de efeitos ecológicos de substâncias tóxicas (Magdaleno et al. 2015).

Portanto, este estudo avaliou a fito-toxicidade de soluções do agroquímico glifosato em diferentes concentrações para a espécie de alface *Lactuca sativa* Buttercrunch, avaliando como principais parâmetros o número de sementes germinadas e o crescimento do caule e da raiz.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Ensaio Toxicológico

A determinação da fito-toxicidade do glifosato foi efetuada por meio da aplicação do teste com sementes da alface *Lactuca sativa*, o qual seguiu os procedimentos descritos na United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1996), método intitulado “Seed Germination / Root Elongation Toxicity Test”.

Cinco placas de Petri com papel filtro previamente esterilizadas em autoclave à pressão de 1atm e à temperatura de 120°C durante 15 minutos, foram separadas para cada um dos tratamentos.

Os tratamentos analisados foram soluções de glifosato nas concentrações de 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 1000 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 2000 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e um teste em branco (com o uso de água destilada em substituição da amostra). Para o preparo das soluções, inicialmente foi elaborada uma solução Stock de 100 mg. L^{-1} . Para tanto, pesou-se em balança analítica 0,001g de glifosato, o qual foi diluído em água destilada e posteriormente avolumado em balão volumétrico de 10mL.

Primeiramente, as sementes da alface *Lactuca sativa* Buttercrunch foram imersas em água sanitária 10% por 20 minutos. Em sequência, foram lavadas com água destilada por 5 vezes, completando seu tratamento. Em cada placa de Petri foram adicionadas cinco sementes da alface tratada sobre o papel de germinação (papel filtro). Imediatamente, acrescentaram-se 2 mL da amostra sobre as sementes. As placas foram envolvidas em plástico com o objetivo de minimizar a perda de umidade para o meio, e foram introduzidas em ambiente escuro e temperatura controlada em 23°C, onde foram mantidas pelo período de 5 dias. A metodologia aplicada é exemplificada na Figura 2, referente ao trabalho similar realizado por Alves et al. (2018), com a diferença de que os autores utilizaram um maior número de sementes por placa.



Figura 2: Exemplificação da metodologia aplicada para a avaliação toxicológica de agroquímico em sementes da alface *L. sativa*. A figura exibe as sementes germinadas, após o tempo de incubação. Fonte: (Alves et al. 2018)

Análise Estatística

Para a análise estatística do teste de fito-toxicidade, considerou-se o número de sementes germinadas em cada tratamento e mediu-se o comprimento das raízes e do caule de cada uma das sementes germinadas com o uso de um paquímetro analógico, como é exemplificado da Figura 3, no trabalho realizado por Gryczak et al. (2018).

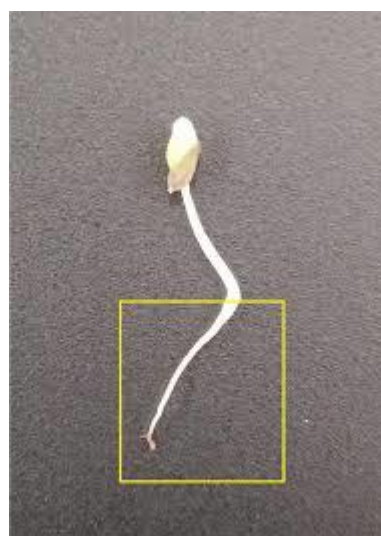


Figura 3: Exemplificação da medição da raiz e do caule das sementes germinadas da alface *Lactuca sativa*. Na figura, a parte destacada é referente à raiz, e a parte logo acima se refere ao caule. Fonte: (Gryczak et al. 2018)



As variáveis citadas acima foram incluídas em equações para a definição dos parâmetros percentuais de Efeito de Germinação (%EG), Inibição do Crescimento da Raiz (%ICR) e Índice de Germinação (%IG), conforme exibem as Equações 1, 2 e 3, respectivamente. Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e comparados por meio da aplicação do Teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

$$\%EG = \frac{NSG}{NTS} \times 100 \quad (1)$$

$$\%ICR = \frac{CMRC - CMRA}{CMRC} \times 100 \quad (2)$$

$$\%IG = \frac{CRA \times NSGA}{CRC \times NSGC} \times 100 \quad (3)$$

Onde,

%EG é o efeito de germinação, dado em porcentagem;

NSG é o número de sementes germinadas, dado em unidade;

NTS é o número total de sementes, dado em unidade;

%ICR é a inibição do crescimento da raiz, dado em porcentagem;

CMRC é o crescimento médio da raiz do grupo controle, dado em centímetro;

CMRA é o crescimento médio da raiz da amostra, dado em centímetro;

%IG é o índice de germinação, dado em porcentagem;

CRA é o comprimento da raiz da amostra, dado em centímetro;

NSGA é o número de sementes germinadas da amostra, dado em unidade;

CRC é o comprimento da raiz do grupo controle, dado em centímetro; e

NSGC é o número de sementes germinadas do grupo controle, dado em unidade.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os resultados obtidos referentes ao número de sementes germinadas e ao comprimento da raiz e caule em cada tratamento testado pelo teste de toxicidade em soluções de diferentes concentrações do agroquímico glifosato podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1: Resultados do teste de toxicidade com alface *L. sativa*. Fonte: os autores, 2020.

Concentração da solução de Glifosato	Número de sementes germinadas	Comprimento Caule (cm)						MÉDIA	Comprimento Raiz (cm)						MÉDIA
0,001mg.L ⁻¹	5	3	2,1	2,8	1,8	2	2,34	3,1	3,6	3,5	2,4	3	3,12		
	5	3,6	2,1	1,5	3,6	0,1	2,18	4,1	2,8	1,5	3,1	0	2,30		
	5	1,7	2,3	2	1,8	2,5	2,06	1,5	3,7	3,3	1,3	3,9	2,74		
	4	2,8	2,7	2	2,3	-	2,45	3,3	2,4	2,7	2,3	-	2,68		
	4	2,4	1,6	1,2	0,1	-	1,325	2,7	2	2,1	0	-	1,70		
MÉDIA	4,6						2,071						2,51		
0,1mg.L ⁻¹	4	2	1,9	2,5	0,9	-	1,825	2,2	1,9	2,2	2,9	-	2,30		
	5	1,8	2,2	2,6	2,3	1,8	2,14	2,3	3,1	3,5	3	2,3	2,84		
	5	2,5	2,9	1,2	0,9	0,3	1,56	2,5	3,7	0	0,6	0,2	1,40		
	5	1,9	2,2	1,3	2	0,7	1,62	2	2,8	1,4	2	0	1,64		
	5	2,3	1,3	1,8	2,2	0,7	1,66	4	3	2,8	2,5	0,1	2,48		
MÉDIA	4,8						1,761						2,13		
0,5mg.L ⁻¹	5	2,8	2,1	2,3	1,1	0,7	1,8	3	3	2,4	0,5	0,2	1,82		
	4	3,2	2,5	3,2	2,6	-	2,875	3,4	2,6	3,1	3,6	-	3,18		
	5	1,7	1,9	1,6	1,8	2	1,8	2,5	2,9	2,8	1,6	2,5	2,78		
	5	2,1	2,3	2,1	2,2	2,3	2,2	2,9	2,6	2,9	2,7	2,3	2,57		
	5	2,9	3,1	0,7	0,6	0,5	1,56	3,2	3,3	0,2	0,7	0,2	2,10		
MÉDIA	4,8						2,047						2,49		
1mg.L ⁻¹	5	2,4	2,8	2,4	1,6	1	2,04	2,6	3,3	3,5	1	0,8	1,88		
	5	1,5	2,1	2,7	1,8	0,6	1,74	0,1	3,2	3,2	1,8	0,4	1,99		
	4	2,2	2,5	2,1	1,4	-	2,05	2,3	1,6	1,9	2,8	-	2,15		
	5	2,6	2,4	2,5	1,9	0,3	1,94	4,1	2,4	3	3,1	0	2,52		
	4	2,9	2,6	3,3	1,3	-	2,525	3,3	2,2	4,3	2,3	-	3,03		
MÉDIA	4,6						2,059						2,31		
20mg.L ⁻¹	4	2,7	1,6	3,3	0,9	-	2,125	1,2	0,1	1,2	0	-	0,63		
	5	2,7	2,9	1,3	2,2	1	2,02	1,1	1,1	0,1	0,7	0,1	0,62		
	4	3,1	1,6	2,8	0,2	-	1,925	1,5	0,8	1,3	0,1	-	0,93		
	4	1,5	2,2	2,2	2	-	1,975	0,7	1,1	1,3	1,1	-	1,05		
	5	2,1	1,9	2,2	0,4	0,6	1,44	0,9	1	0,9	0	0	0,56		
MÉDIA	4,4						1,897						0,76		
Branco	4	2,4	2,4	0,1	0,1	-	1,25	2,3	3	0,6	0,1	-	1,50		
	4	2,1	2,5	2,4	1,4	-	2,1	3,8	3	3,6	1,3	-	2,93		
	5	1,7	1,7	2	1,5	1,5	1,68	1,3	1	2,6	0,9	1,8	1,52		
	4	3,4	1,6	2	0,1	-	1,775	3,7	2,3	2,2	0	-	2,05		
	5	2,3	2,4	2,5	0,7	0,5	1,68	3	2,7	3,1	1,7	0,1	2,12		
MÉDIA	4,4						1,697						2,02		



Os resultados obtidos por meio da aplicação dos dados observados no teste de toxicidade nas Equações 1, 2 e 3 estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2: Efeito de Germinação, Inibição do Crescimento da Raiz e Índice de Germinação dos tratamentos analisados. Fonte: os autores, 2020.

	Branco	0,001mg.L ⁻¹	0,1mg.L ⁻¹	0,5mg.L ⁻¹	1mg.L ⁻¹	20mg.L ⁻¹
Efeito de Germinação (%)	0,88	0,92	0,96	0,96	0,92	0,88
Inibição do Crescimento da Raiz (%)	0,0	-23,92	-5,38	-23,01	-14,33	62,62
Índice de Germinação (%)	1,0	1,29	1,14	1,34	1,19	0,37

Por meio da análise das Tabelas 1 e 2, destaca-se que a concentração de 20 mg.L⁻¹ da solução de glifosato se mostrou mais tóxica para a alface *L. sativa*, comparativamente aos demais grupos testados, pois apresentou um notório valor de inibição do crescimento da raiz e resultou no menor índice de germinação. Aparentemente as concentrações mais baixas analisadas não são prejudiciais ao crescimento da planta, o que pode ser averiguado por meio da aplicação dos testes estatísticos. Os resultados obtidos pelo teste ANOVA podem ser observado na Tabela 3.

Tabela 3: Resultados do teste ANOVA. Fonte: os autores, 2020.

Número de Sementes Germinadas						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,8	5	0,1600	0,6000	0,7003	2,6207
Dentro dos grupos	6,4	24	0,2667			
Comprimento do Caule						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,6688	5	0,1338	1,0505	0,4116	2,6207
Dentro dos grupos	3,0562	24	0,1273			
Comprimento da Raiz						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	10,7558	5	2,1512	8,3977	0,0001	2,6207
Dentro dos grupos	6,1478	24	0,2562			

Para as variáveis “número de sementes germinadas” e “comprimento do caule” o valor de F calculado foi menor que o valor de F crítico, e o valor de P foi maior que 0,05, o que significa que não



existem diferenças estatisticamente significativas entre os grupos avaliados (soluções de glifosato nas concentrações de 0,001 mg.L⁻¹; 0,1 mg.L⁻¹; 0,5 mg.L⁻¹; 1mg.L⁻¹; 20mg.L⁻¹; e o branco) a um nível de significância de 5%. No entanto, para a variável “comprimento da raiz”, os resultados estatísticos mostraram um resultado oposto, com F maior que F crítico e valor de P menor que 0,05, conclui-se que existe diferença significativa entre os grupos de diferentes concentrações das soluções de glifosato. Para a identificação dos grupos que diferem entre si, aplicou-se o teste de Tukey. Os resultados podem ser observados na Tabela 4 e a análise estatística aplicada pode ser interpretada visualmente nos gráficos da Figuras 3, onde letras iguais significam que não existe diferença significativa entre os grupos, e letras diferentes significam que há diferença significativa, a um nível de significância de 5%.

Tabela 4: Resultados do teste de Tukey. Fonte: os autores, 2020.

Concentração glifosato (mg/L)	Comprimento da Raiz					
	0,001	0,1	0,5	1	20	Branco
0,001	-					
0,1	a	-				
0,5	a	a	-			
1,0	a	a	a	-		
20	b	b	b	b	-	
Branco	a	a	a	a	b	-

O teste de Tukey revelou que apenas a maior concentração de glifosato testada (20 mg.L⁻¹) se diferenciou de todos os demais grupos para a variável “crescimento da raiz”, ou seja, as concentrações mais baixas testadas não possuem diferenças significativas em relação ao branco, deste modo, não se mostraram tóxicas para o crescimento das raízes da alface *Lactuca sativa* Buttercruch. Analisando-se os gráficos da Figuras 4, pode-se perceber que apenas altas concentrações de glifosato se mostraram tóxicas ao crescimento da alface utilizada nos testes, dado que está em acordo com os índices obtidos na Tabela 2.

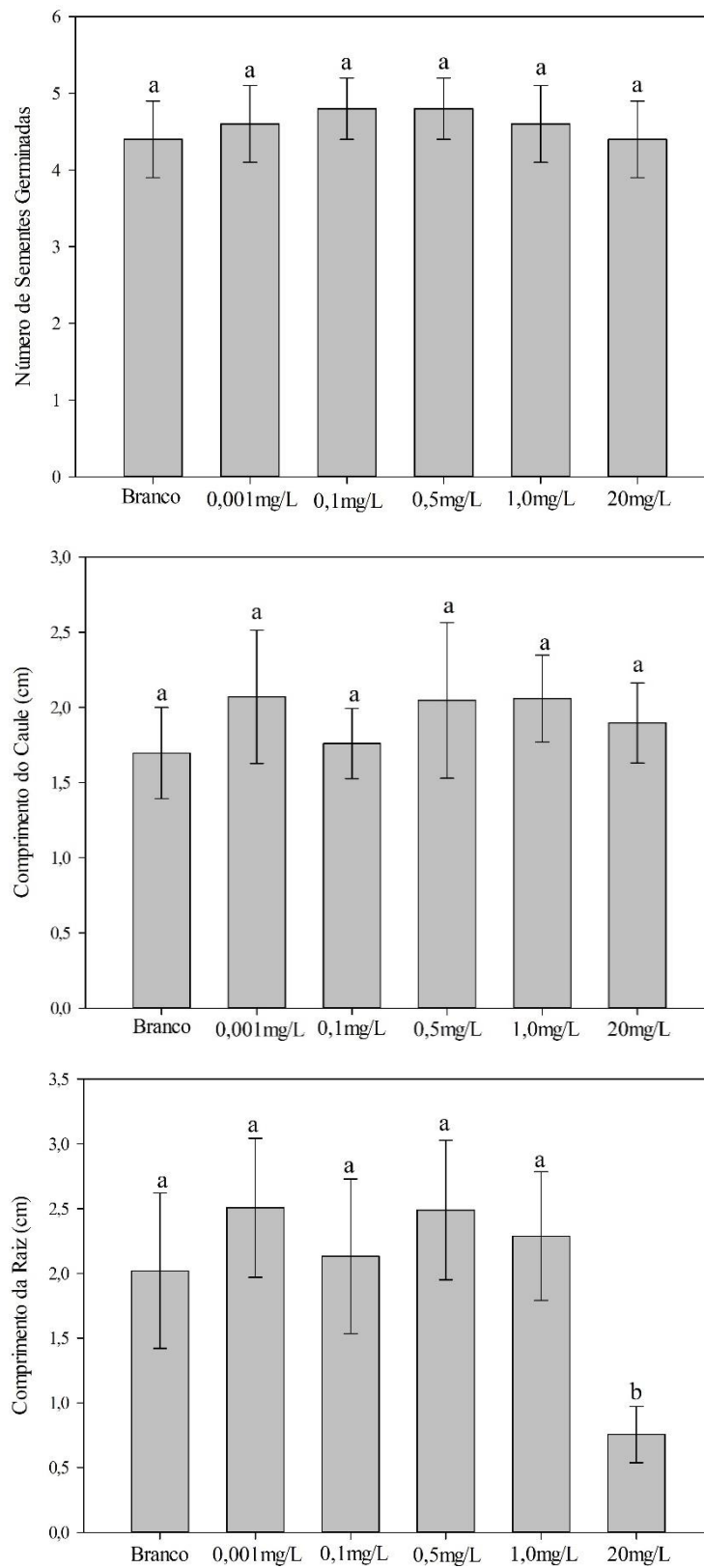
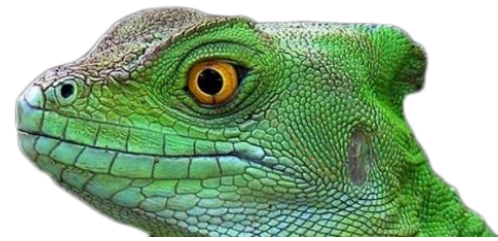


Figura 4: Gráficos referentes aos resultados obtidos pelas análises estatísticas. Fonte: os autores, 2020.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Com a maior porcentagem de Inibição do Crescimento da Raiz e o menor Índice de Germinação, a solução de glifosato com concentração de 20 mg.L⁻¹ se destacou quanto à toxicidade para a alface *L. sativa* Buttercrunch. Além disto, foi a única concentração que estatisticamente se diferenciou significativamente dos demais grupos avaliados, incluindo o grupo controle (branco), para a variável “crescimento da raiz”. Para trabalhos futuros nesta área, recomenda-se que a fito-toxicidade de soluções de glifosato com concentrações entre 1 e 20 mg.L⁻¹ sejam avaliadas, para que seja possível constatar a partir de qual concentração o glifosato se torna tóxico para o crescimento da planta testada. Também se sugere que a citotoxicidade e a genotoxicidade do glifosato sejam determinadas, por meio de testes com o uso de cebola, por exemplo. O entendimento da toxicidade que os químicos e agroquímicos representam para o ecossistema e para a saúde humana é de suma importância para a preservação do direito humano de escolha consciente sobre o tipo de alimento que prefere consumir

Agradecimentos

Os autores do trabalho gostariam de agradecer ao Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos (LabTrat) do Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV - UDESC) pelo apoio e orientação técnica durante a experimentação e a análise estatística realizados.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Abdelhameed, R.M.; El-Zawahry, M.; Emam, H.E.; 2018. Efficient removal of organophosphorus pesticides from wastewater using polyethylenimine-modified fabrics. *Polymer*, v. 155, p. 225-234.
- Aktar, W.; Sengupta, D.; Chowdhury, A; 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, v. 2(1), p. 1-12.
- Alves, T. de A.; Leite, C. T.; Carvalho, M. S.; Maciel, T. L.; Praça-Fontes, M. M; 2018. Alelopatia e efeito bioherbicida de extratos de *Myrsine Umbellata* Mart: Aplicações em *Lactuca sativa* L., um modelo vegetal. *Impactos das tecnologias nas ciências agrárias e multidisciplinar*. Atena Editora, p. 19-2.
- Annett, R.; Habibi, H. R.; Hontela, A; 2014. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology*, v. 34(5), p. 458-479.
- Boocock, M. R.; Coggins, J. R; 1983. Kinetics of 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase inhibition by glyphosate. *FEBS Letters*, v. 154(1), p. 127-133.



- Debnath, D.; Gupta, A. K.; Ghosal, P. S.; 2019. Recent advances in the development of tailored functional materials for the treatment of pesticides in aqueous media: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 70, p. 51-69.
- Duke, S. O.; Powles, S. B.; 2008. Glyphosate: a once-in-a-century herbicide. *Pest Management Science*, v. 64(4), p. 319–325.
- Gryczak, M.; Kilipper, J. T.; Costa, P. D. De; Maccari, A.; 2018. Sementes de *Lactuca Sativa* como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil. *Revista Tecnologia e Ambiente*, v. 24, p. 233–242.
- Konstantinou, I. K.; Hela, D. G.; Albanis, T. A.; 2006. The status of pesticide pollution in surface waters (rivers and lakes) of Greece. Part I. Review on occurrence and levels. *Environmental Pollution*, v. 141(3), p. 555–570.
- Magdaleno, A.; Peralta Gavensky, M.; Fassiano, A. V.; Ríos de Molina, M. C.; Santos, M.; March, H.; Moretton, J.; Juárez, Á. B.; 2015. Phytotoxicity and genotoxicity assessment of imazethapyr herbicide using a battery of bioassays. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22(23), p. 19194–19202.
- Maurya, P.; Yadav, L.; 2014. Uses of pesticide in foods : Curse for health. *Asian Journal of Bio Science*, v. 9(1), p. 123–128.
- Mesnage, R.; Defarge, N.; Spiroux de Vendômois, J.; Séralini, G. E.; 2015. Potential toxic effects of glyphosate and its commercial formulations below regulatory limits. *Food and Chemical Toxicology*, v. 84, p. 133–153.
- Qi, H.; Huang, Q.; Hung, Y.-C.; 2018. Effectiveness of electrolyzed oxidizing water treatment in removing pesticide residues and its effect on produce quality. *Food Chemistry*, Elsevier Ltd, v. 239, p. 561–568.
- USEPA; 1996. Ecological effects test guidelines earthworm subchronic toxicity Test. United States Environmental Protection Agency, April, p. 1–11.
- Wang, S.; Seiwert, B.; Kästner, M.; Miltner, A.; Schäffer, A.; Reemtsma, T.; Yang, Q.; Nowak, K. M.; 2016. (Bio)degradation of glyphosate in water-sediment microcosms – A stable isotope co-labeling approach. *Water Research*, v. 99, p. 91–100.
- Zhan, H.; Feng, Y.; Fan, X.; Chen, S.; 2018. Recent advances in glyphosate biodegradation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 102(12), p. 5033–5043.
- Zhang, J.-W.; Xu, D.-Q.; Feng, X.-Z.; 2019. The toxic effects and possible mechanisms of glyphosate on mouse oocytes. *Chemosphere*, Elsevier Ltd, v. 237, p. 1-10.



OTIMIZAÇÃO DA CLARIFICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA TÊXTIL COM SULFATO DE ALUMÍNIO

| ID 15668 |

Igor Luz Gonçalves¹, Frederico Carlos Martins de Menezes Filho², Cassiano Rodrigues Oliveira³

¹Universidade Federal de Viçosa, e-mail: igor.luz@ufv.br; ²Universidade Federal de Viçosa, e-mail: Frederico.menezes@ufv.br; ³Universidade Federal de Viçosa, e-mail: cassiano.oliveira@ufv.br

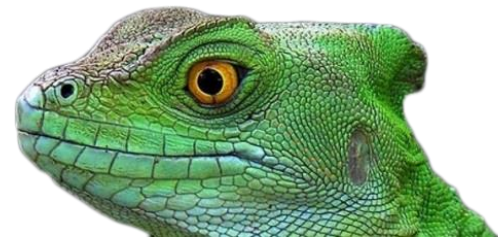
| RESUMO |

Sendo a água um recurso indispensável, tanto para a vida quanto para o setor econômico, sua escassez se torna um fator preocupante. No âmbito das indústrias têxteis, as águas residuárias possuem elevado teor de produtos químicos, tais como corantes, que, descartados de forma incorreta, afetam diretamente o ecossistema aquático e a qualidade do corpo receptor. Consequentemente, faz-se necessária a busca por métodos mais efetivos para o tratamento destes resíduos, como a coagulação química utilizando o sulfato de alumínio. O uso deste coagulante é recorrente e eficaz nas ETA's (Estações de tratamento de água). Contudo, a dosagem incorreta do coagulante afeta diretamente a qualidade do produto final e o custo do tratamento, sendo necessário até efetuar o descarte total da água tratada. Este trabalho tem por objetivo, otimizar a concentração de sulfato de alumínio utilizado para clarificação de águas residuárias têxteis. Para tal, dispôs-se da utilização do Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), associado à Metodologia da Superfície de Resposta (MSR). Foram otimizados três fatores importantes no tratamento de águas residuárias: o tempo de mistura rápida, o tempo de mistura lenta e a dosagem do coagulante, e tendo como variáveis resposta a turbidez e o pH final do produto. Ao final dos ensaios, foi possível obter as equações para as variáveis respostas e elaboração das superfícies de resposta, obtendo-se as faixas ótimas. Para a variável turbidez, apenas a dosagem foi significativa para o modelo, enquanto para a alteração de pH, a dosagem, a interação entre a mistura rápida e mistura lenta, e o efeito quadrático da mistura lenta, se mostraram significativos para o modelo.

Palavras-chave: tratamento de água, delineamento composto central rotacional, superfície de resposta

| INTRODUÇÃO |

Segundo a Agencia Nacional de Águas (ANA, 2017), o crescimento expansivo da demanda hídrica industrial vem acompanhando a conjuntura econômica do país, fazendo com que os resíduos gerados e depositados sem tratamento comprometam a qualidade da água nas áreas urbanas, afetando o atendimento na jusante, principalmente no abastecimento. No mesmo sentido, segundo a Organização Mundial da Saúde (World Health Organization), as emissões e o descarte de resíduos podem acarretar na disseminação de doenças, gerando uma baixa expectativa de vida em diversos



países (WHO, 2002). Isso se relaciona ao fato de a água ser um solvente universal, possuindo capacidade de transporte de partículas, incorporando-as e afetando a sua qualidade (THEODORO, 2016).

Em paralelo, a indústria têxtil é uma das maiores consumidoras de água e que utiliza diversos produtos químicos complexos em suas atividades (VERMA et al., 2012). As águas de descarte dessas indústrias contêm alta coloração, turbidez e produtos tóxicos, necessitando assim de tratamento prévio antes do descarte.

Mesmo a água sendo essencial para o desenvolvimento econômico, a sua utilização de forma inadequada gera desperdício e contaminação (FRANCISCO, 2015), fazendo com que seja necessário o tratamento em Estações de Tratamento de Água (ETA's). Este tratamento utiliza de coagulantes naturais e/ou químicos capazes de promover a aglutinação dos contaminantes na água, que logo após serão submetidos aos choques, no processo de floculação, e removidas pela sedimentação e/ou filtração. (DI BERNARDO & DANTAS, 2005; LIBÂNO, 2008).

A coagulação química e a floculação no tratamento de águas residuárias envolve a adição de produtos químicos dissolvidos, gerando sólidos suspensos e facilitando a remoção pelo processo de filtração (VERMA et al., 2012). Essa metodologia é bastante utilizada para águas residuárias contendo corantes, como tratamento ou pré-tratamento, constituindo a forma mais econômica (ANJANEYULU et al., 2005; GOLOB et al., 2005). Entretanto, o mesmo processo tem algumas limitações como a geração de lodo e a sua ineficácia em alguns corantes solúveis. (ANJANEYULU et al., 2005; HAI et al., 2007).

Por ser um fenômeno complexo, existem diversos fatores inter-relacionados que afetam diretamente a escolha de um coagulante químico. No âmbito da indústria têxtil, estes podem ser divididos em 3 grupos (VERMA et al., 2012), dentre eles os sais metálicos hidrolisados, onde se enquadra o Sulfato de alumínio.

Neste panorama, diversos estudos vem sendo realizados em busca de novos meios de se efetuar um melhor tratamento, evitando problemas comuns como volume de lodo e possíveis problemas de saúde, como é o caso do sulfato de alumínio que, por não ser biodegradável, permanece de forma residual na água (FRANCISCO, 2015). Outro problema decorrente do uso deste tipo de coagulante é a necessidade da correção do pH final para os índices de potabilidade, determinados pela ANA.

Os coagulantes químicos como o Sulfato de Alumínio hidrolisam as partículas, de forma a desestabilizá-las por adsorção, reduzindo assim as forças de repulsão (neutralização da carga), de forma que possam ser removidas pelos processos subsequentes, como a floculação (HOWE et al., 2016). A etapa de coagulação no processo do tratamento em uma ETA é de extrema importância, já



que seu resultado influencia diretamente os processos subsequentes de floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, podendo ocasionar o descarte de toda a água por estar fora dos padrões de potabilidade (LETTERMAN et al., 1999; PAVANELLI, 2001).

No contexto das ETA's, alguns dos parâmetros a serem considerados no processo de coagulação são: pH, concentração do coagulante, sendo ele o sulfato de alumínio, cloreto férrico ou coagulantes naturais (EL-GOHARY E TAWFIK, 2009; KIM et al., 2003; BIDHENDI et al., 2007; CANGELA e BENETTI, 2017), além de fatores como tempo e velocidade de mistura, temperatura e tempo de sedimentação (GURSES et al., 2003; ONG et al., 2005; NAIMABADI et al., 2009). Uma das formas de se obter uma relação entre os fatores, otimizando os processos e reduzindo o número de ensaios é Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), realizado conjunto com a Metodologia da Superfície de Resposta (MSR), em que tem os parâmetros são analisados em conjunto, obtendo-se uma otimização simultânea dos fatores.

A metodologia da superfície de resposta (MSR) é definida como um conjunto de técnicas avançadas, que ajudam a entender e a otimizar a melhor resposta de um experimento, sendo usada para refinar um modelo após a determinação de fatores importantes (MINITAB, 2019). Para a validação do modelo matemático utiliza-se a análise da variância, da estimativa dos efeitos principais e das interações das variáveis independentes nas respostas (MONTGOMERY, RUNGER, 2012). Esse tipo de metodologia já foi aplicado em diversos estudos ambientais (LI et al., 2010, MORAVIA, 2010; ZHANG et al., 2009, CANGELA E BENNETTI, 2017, PAULA et al., 2017, PAULA e FERNANDES, 2017).

Deste modo, o presente trabalho tem como objetivo otimizar a dosagem da concentração de coagulante sulfato de alumínio, utilizando o Delineamento Composto Central Rotacional, associado a Metodologia da Superfície de Resposta, levando-se em conta os fatores tempos de mistura (rápida e lenta) e dosagem, tendo como respostas a turbidez e pH final do produto.

| METODOLOGIA |

Água utilizada

Para a realização dos ensaios, simulou-se uma água residuária de uma indústria têxtil, utilizando corante para tecido em pó, na cor azul índigo, e caulim, na proporção 1:3 (1 grama de corante para 3 gramas de caulim), seguindo os estudos de Gonçalves, Menezes Filho e Oliveira (2019).



O ensaio realizado foi efetuado no equipamento Jar Test, modelo JT303M, composto 6 jarros com capacidade de 2 litros. A água bruta preparada foi homogeneizada dentro do próprio equipamento, com uma rotação de 100 rpm por 10 minutos.

Preparo do coagulante químico

A solução de sulfato de alumínio foi preparada na concentração 1% (1 g/100 mL de água destilada). O produto foi armazenado em frascos refrigerado durante o uso.

Planejamento experimental com Delineamento Composto Central Rotacional- DCCR

O experimento foi realizado com o DCCR aplicável à Metodologia de Superfície de Resposta, buscando-se otimizar os parâmetros tempos de mistura rápida e lenta (TMR e TML, respectivamente) e dosagem do coagulante, constituindo assim as variáveis independentes ($k=3$). Como variáveis resposta tem-se a turbidez e alteração de pH, ambas comparadas com uma amostra padrão, preparada seguindo os critérios citados.

Com base no DCCR, foram feitos 8 ensaios fatoriais completos (2^k), 6 ensaios axiais ($2k$) e 4 repetições no ponto central, totalizando 18 ensaios. O espaçamento axial α foi igual a $(2^k)^{1/4}$. Sendo assim, a Tabela 1 apresenta os níveis fatoriais mínimos (-1) e máximos (+1), o ponto central (0) e os pontos axiais mínimos (-1,68) e máximos (+1,68).

A matriz de tratamento, equações e superfícies de resposta foram obtidas no software R (R FOUNDATION, 2020).

Tabela 1: Níveis de variação dos fatores no DCCR. Fonte: Elaborado pelos autores

Fator Controle	Unidade	Símbolo	Níveis				
			-1,68	-1	0	1	1,68
Tempo de Mistura Lenta (TML)	min	X1	11,64	13	15	17	18,36
Tempo de Mistura Rápida (TMR)	min	X2	1,64	3	5	7	8,36
DOSE	mL	X3	1,32	2	3	4	4,68

A definição dos valores dos fatores de controles seguiu o trabalho de Gonçalves, Menezes Filho e Oliveira (2019). Já as velocidades de mistura foram definidas conforme Ritcher (2009), sendo 40rpm para mistura lenta e 140rpm para mistura rápida.



A partir da definição dos níveis, elaborou-se a matriz de tratamento para os ensaios (Tabela 2). Cada teste consistiu em uma análise multivariada de dados resultantes das combinações dos diferentes níveis (-1,68; -1; 0; 1; 1,68), cada um representando um valor para as variáveis TML, TMR e Dose (Tabela 1).

Cada ensaio foi realizado em triplicata e comparados com a amostra de controle. A turbidez e o pH foram medidos por meio de nefelometria com espalhamento de luz e potenciometria, respectivamente.

Tabela 2: Matriz de delineamento para os experimentos. Fonte: Elaborado pelos autores

Delineamento Composto Central	Número do ensaio	Fatores de Controle			Variável Resposta	
		TML (min)	TMR (min)	DOSE (mL)	Variação de pH (%)	Remoção de Turbidez (%)
Fatoriais Completos	1	-1,00	-1,00	-1,00	Y1	Y1
	2	-1,00	-1,00	1,00	Y2	Y2
	3	-1,00	1,00	-1,00	Y3	Y3
	4	-1,00	1,00	1,00	Y4	Y4
	5	1,00	-1,00	-1,00	Y5	Y5
	6	1,00	-1,00	1,00	Y6	Y6
	7	1,00	1,00	-1,00	Y7	Y7
	8	1,00	1,00	1,00	Y8	Y8
Pontos Centrais	9 (c)	0,00	0,00	0,00	Y9	Y9
	10 (c)	0,00	0,00	0,00	Y10	Y10
	11 (c)	0,00	0,00	0,00	Y11	Y11
	12 (c)	0,00	0,00	0,00	Y12	Y12
Pontos Axiais	9	-1,68	0,00	0,00	Y13	Y13
	10	1,68	0,00	0,00	Y14	Y14
	11	0,00	-1,68	0,00	Y15	Y15
	12	0,00	1,68	0,00	Y16	Y16
	13	0,00	0,00	-1,68	Y17	Y17
	14	0,00	0,00	1,68	Y18	Y18

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Caracterização da água bruta

A amostra padrão seguiu os procedimentos de preparo citados, passando pela etapa de homogeneização. Ao final, mediu-se o pH e a Turbidez. Os resultados foram de 7,87 e 935 NTU,



respectivamente. Nota-se que, seguindo o Ministério da Saúde (2006), a água bruta se encontra nos padrões no quesito pH, entretanto, a turbidez não atende o requisito de potabilidade, necessitando de tratamento.

Resultados dos ensaios de jar test

Os resultados dos ensaios de jar test planejados com o DCCR estão apresentados na Tabela 3, em que destaca-se o melhor resultado obtido para ambas respostas. Para as condições de mistura rápida, mistura lenta e dose de coagulante, sendo essas no ensaio 12, houve uma remoção de 99,5% da Turbidez e redução de pH em de 12,3%. Nesta condição, o tempo de mistura lenta foi de 15 minutos, o tempo de mistura rápida foi de 8 minutos e 21 segundos e a dose foi de 3 mL. As características finais da água para estas condições foram de pH= 6,9 e turbidez=5,0 NTU, tornando a água residuária adequada para lançamento em corpos receptores

Tabela 3: Resultados dos ensaios de Jar test. Fonte: Elaborado pelos autores

Númer o do ensaio	TML (min)	TMR (min)	DOSE (mL)	Redução do pH(%)	Remoção de Turbidez (%)
1	13,0	3,00	2,0	9,4	80,5
2	13,0	3,00	4,0	14,9	99,5
3	13,0	7,00	2,0	13,1	68,4
4	13,0	7,00	4,0	20,8	99,5
5	17,0	3,00	2,0	15,3	48,9
6	17,0	3,00	4,0	21,0	99,5
7	17,0	7,00	2,0	13,5	89,9
8	17,0	7,00	4,0	18,8	99,5
9	11,6	5,00	3,0	16,6	97,7
10	18,4	5,00	3,0	16,6	97,7
11	15,0	1,64	3,0	14,0	99,5
12	15,0	8,36	3,0	12,3	99,5
13	15,0	5,00	1,3	15,9	68,2
14	15,0	5,00	4,7	21,1	99,5
15	15,0	5,00	3,0	15,6	96,0
16	15,0	5,00	3,0	19,2	96,1
17	15,0	5,00	3,0	15,6	78,9
18	15,0	5,00	3,0	19,2	99,5



Metodologia de Superfície de Resposta

A tabela 4 representa os coeficientes das equações para alteração de pH e remoção de turbidez, com a significância das variáveis lineares, quadráticas e interação entre elas.

Tabela 4: Análise do modelo quadrático. Fonte: Elaborado pelos autores

Variáveis	Análise do modelo para a variação de pH					Análise do modelo para remoção de turbidez				
	Coef. Estimado	Erro padrão	t-value	Pr (> t)	Signif.	Coef. Estimado	Erro padrão	t-value	Pr (> t)	Signif.
Intercessão	17,41	0,99	17,55	0,000	***	93,01	5,39	17,24	0,000	***
TML (L)	0,76	0,54	1,42	0,190		-0,74	2,92	-0,25	0,807	
TMR (L)	0,20	0,54	0,37	0,720		2,12	2,92	0,72	0,490	
DOSE (L)	2,41	0,54	4,49	0,002	**	11,93	2,92	4,08	0,004	**
TML*TMR	-1,70	0,70	-2,42	0,042	*	6,64	3,82	1,74	0,120	
TML*DOSE	-0,28	0,70	-0,39	0,706		1,27	3,82	0,33	0,749	
TMR*DOSE	0,22	0,70	0,32	0,757		-3,61	3,82	-0,95	0,372	
TML(Q)	-0,32	0,56	-0,57	0,587		0,05	3,04	0,02	0,986	
TMR (Q)	-1,54	0,56	-2,75	0,025	*	0,69	3,04	0,23	0,826	
DOSE(Q)	0,36	0,56	0,64	0,542		-4,84	3,04	-1,60	0,149	

Legenda: TML- Tempo de mistura lenta; TMR- Tempo de mistura rápida; (L)- Efeito linear; (Q)- Efeito quadrático; Signif. Significância

No ensaio realizado, apenas a dosagem teve maior influência na remoção de turbidez. Consoante ao pH, os tempos de mistura rápida, dosagem, e interação TML*TMR influenciaram na sua alteração. As equações 1 e 2 representam os modelos quadráticos ajustados. A equação para o pH teve ajuste R² de 82,5%, enquanto a equação para Turbidez teve ajuste R² de 75,2%, sendo valores consideráveis de ajuste.

$$Y1(X) = 17,40 + 0,76X_1 + 0,20X_2 + 2,41X_3 - 1,70X_1X_2 - 0,28X_1X_3 + 0,22X_2X_3 - 0,32X_1^2 - 1,54X_2^2 + 0,36X_3^2 \quad (1)$$

$$Y2(X) = 93,01 - 0,74X_1 + 2,12X_2 + 11,93X_3 + 6,64X_1X_2 + 1,27X_1X_3 - 3,61X_2X_3 + 0,05X_1^2 - 0,69X_2^2 - 4,84X_3^2 \quad (2)$$

Sendo: Y1(X)= redução de pH; Y2(X) = remoção de turbidez (%); X₁ =TML (min); X₂ = TMR(min); X₃ = Dose(mL).



A Tabela 5 apresenta análise da variância (ANOVA), que verifica a validação do modelo matemático obtido das variáveis turbidez e pH, ambos com um nível de significância de 95%. Observa-se que, em ambos os casos, os valores de F calculados foram superiores aos valores de F crítico, logo, as superfícies de resposta representam o modelo gerado.

Tabela 5: Tabela ANOVA para pH e Turbidez. Fonte: Elaborado pelos autores

Fonte de variação	Análise da variância para pH					Análise da variância para Turbidez				
	GL	SQ	QM	F	F _{crí}	GL	SQ	QM	F	F _{crí}
Regressão	17	148,16	8,72	4,18	2,32	17	2825,47	166,2	2,69	2,23
Resíduos	8	31,54	3,94			8	932,64	116,58		
Falta de Ajuste	5	15,58	3,72	0,86		5	673,53	134,71		
Erro puro	3	12,96	4,32			3	259,11	86,37		
R ²	0,82						0,75			

Legenda: GL- Grau de Liberdade; SQ- Soma dos quadrados; QM- Quadrados médios; F- Teste F calculado, F_{crí}- Teste F crítico

Por último, tem-se as formações das superfícies de resposta. A Figura 2 demonstra as superfícies de resposta para a alteração do pH. Em (a) tem-se a correlação entre as variáveis TML e TMR, em (b) a relação entre a Dose e TML, e por fim, a relação entre a Dose e TMR (c). Nota-se que as regiões azuladas dos gráficos representam a menor variação, como demonstrado na legenda.

Percebe-se que na interação TML*TMR (Figura 2a), a menor variação de pH ocorreu nos extremos, sendo cerca de 12 minutos para mistura lenta e 2 minutos para mistura rápida, obtendo-se uma alteração menores que 6%. Para a interação TML*Dose (Figura 2b), verifica-se que a dose foi o fator dominante, tendo seu ponto ótimo em 1,5ml para a dose com mistura lenta de 12 minutos, com alteração de menores de 6%. Por fim, para a interação entre TMR*Dose (Figura 2c) obteve-se 2 pontos ótimos, sendo esses em 2 minutos e 8 minutos de mistura rápida com 1,5mL de coagulante, resultando em uma alteração menor que 10%.

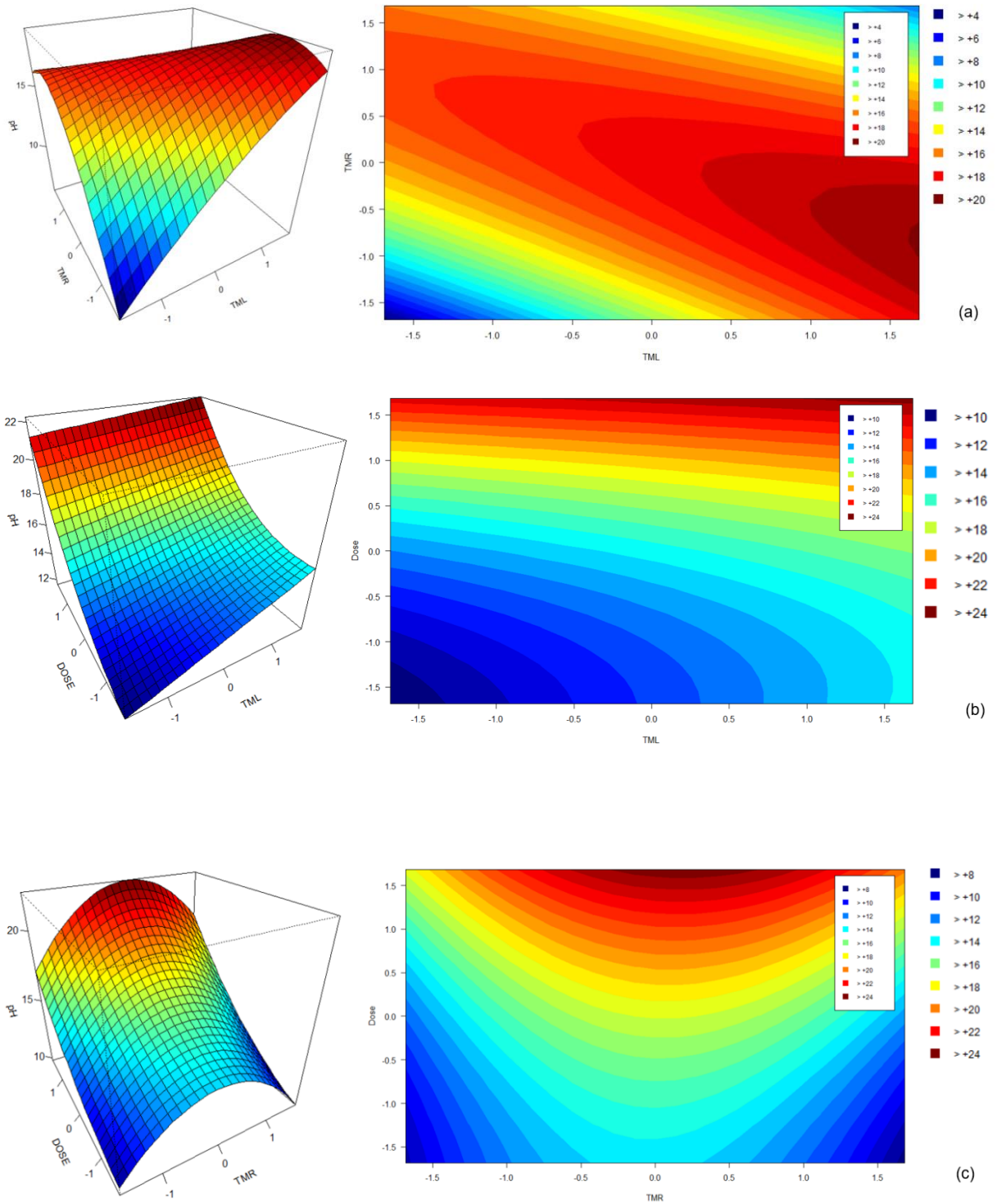
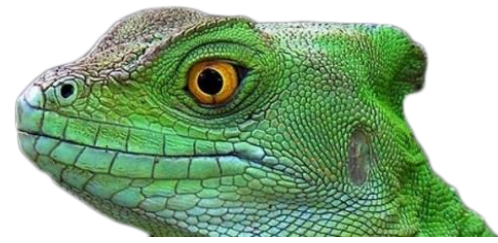


Figura 2: Superfícies de resposta e de contorno para a variável pH. (a) TML*TMR; (b) TML*Dose; (c) TMR*Dose



Semelhante, para a turbidez, gerou-se as superfícies de resposta para o modelo, sendo apresentadas na Figura 3. Em (a) tem-se a relação entre TML e TMR, em (b) a interação entre TML e a Dose, e por fim, em (c) a relação entre TMR e a Dose. Oposta ao pH, os pontos ótimos para remoção de turbidez ocorrem nas regiões de cor vermelhas dos gráficos.

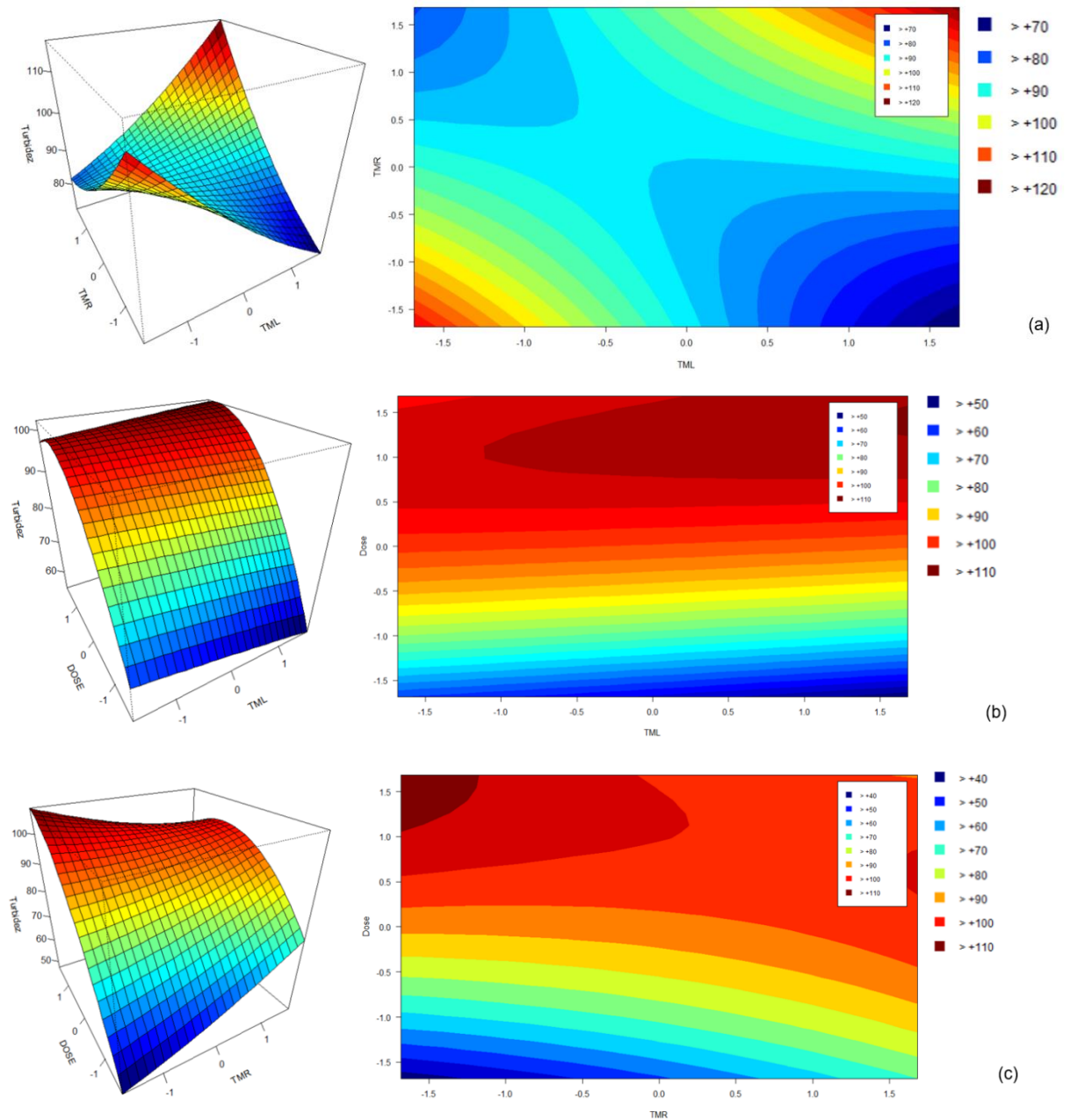


Figura 3: Superfícies de Resposta e contorno para a variável Turbidez(a)TML*TMR; (b)TML*Dose; (c) TMR*Dose



Em análise da primeira superfície, a relação entre TMR*TML, obtêm-se os pontos ótimos nos extremos do gráfico, sendo os valores definidos por 2 minutos de mistura rápida e 12 minutos de mistura lenta. Já para a relação entre a Dose*TML, observa-se a prevalência da dosagem sobre o tempo de mistura, definido pela linearidade das faixas de remoção de turbidez. Semelhante ocorre para a interação entre a Dose*TMR. Para os casos, os tempos de mistura lenta e rápida respectivamente foram de 13 minutos e 4 minutos, com dosagem de 4,5mL.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A coagulação química e a floculação continuam sendo a maneira mais efetiva e econômica para o tratamento de águas residuárias têxteis, podendo ser utilizada em indústrias de pequena e grande escala. Com o uso do Delineamento Composto Central Rotacional- DCCR, associado à Metodologia da Superfície de Resposta, obtendo-se resultados de forma otimizada com um número reduzido de experimentos e com pontos ótimos de cada fator.

Nota-se que para a remoção de turbidez, o fator predominante foi a dosagem de coagulante, enquanto para a alteração do pH, além da dosagem, a interação entre a mistura rápida e a mistura lenta também foram fatores importantes. Vale ressaltar que o ajuste do modelo para a alteração do pH foi de 82,4% e de 75,2% para a remoção de turbidez. Com os ensaios realizados, alcançou-se como resultado ótimo, dentro dos limites pré-estabelecidos, tempos de mistura rápida e lenta de 8,36 e 15 minutos, respectivamente, e dosagem de 3mL.

Usando a metodologia proposta neste trabalho, é possível direcionar os estudos para as regiões demarcadas como ótimas e, com isso, refinar ainda mais o modelo, trazendo assim, benefícios em relação ao custo do tratamento e redução do uso de coagulantes residuais na água, o que acarreta diversos problemas de saúde.

Agradecimentos

O autor agradece aos amigos que estiveram presentes durante a pesquisa, ao técnico Ednei José de Carvalho pela disposição e auxílio no laboratório. A Universidade Federal de Viçosa, *campus* Rio Paranaíba e a todos que acompanharam essa jornada de conhecimento.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agência Nacional de Águas; 2017. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Secretária Nacional de Saneamento Ambiental; Brasília
- Agência Nacional de Águas; Portal da Qualidade das águas. Secretária Nacional de Saneamento Ambiental; Brasília. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: 11 de maio de 2020
- Anjanyulu, Y.; Chary, N. S.; Raj, D. S. S.; 2005. Decolourization of industrial effluents- available methods and emerging Technologies- a review. *Environmental Science and Biotechnology*, 4, p. 245-273.
- Bidhendi, G. R. N. et al.;2007. Evaluation of industrial dyeing wastewater treatment with coagulants and polyelectrolyte a coagulants aid. *Iranian Journal od Environmental Health, Science and Engineering* 4, p. 29-36.
- Cangela, G. L. C.; Benetti, A. D. ; 2018.Otimização da clarificação de águas turvas com sementes de Moringa Oleífera. *Revista DAE*, v. 66, n. 212, p. 5-15.
- Di Bernardo, L.; Dantas, A. D. B. ;2005. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2 ed. São Carlos.
- El-Gohary, F; Tawfic, A.; 2009. Decolourisation and COD reduction of disperse and reactive dyes wastewater using chemical-coagulation followed by sequential batch reactor (SBR) process. *Desalination* 249, p. 1159-1164.
- Francisco, A.A.; 2015. Comparação entre a aplicação do coagulante natural Moringa Oleífera e do coagulante químico Sulfato de Alumínio no tratamento de água com diferentes níveis de turbidez. Paraná.
- Golob, V.; Vinder, A.; Simonic, M.; 2005. Efficiency of coagulation/flocculation method for treatment of dye bath effluents. *Dyes and Pigments* 67, p. 93-97.
- Gonçalves, I. L.; Menezes Filho, F. C. M.; Oliveira, C. R.; 2019. Análise comparativa dos coagulantes Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico no processo de clarificação de água de água residuária têxtil. *Anais do I Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento*. Universidade Federal de Uberlândia.
- Gurses, A. et al.; 2003. Removal of remazol red RB by using Al(III) as coagulants-flocculant: effect of some variables on settling velocity. *Water, Air and Soil Pollution* 146, p. 297-318.
- Hai, F. I.; Yamamoto, K.; Fukushi, K.; 2007. Hybrid treatment systems of dye wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and technology* 37, p. 315-377.
- Howe, K. J.; 2018. Princípios de tratamento de água. São Paulo, SP. p. 128-136.
- Kim, T. et al.; 2003. Effects of Cl-based chemical coagulation on eletrochemical oxidation of textile wastewater. *Desalination* 155, p. 59-65.
- Li, H.; 2010. Bioremediation of turbid surface water using seed extract from Moringa Oleífera Lam. *Current Protocols in Microbiology*, 16:G:1G.2:1 G.2.1-1G.2.14.
- Libânio, M.; 2008. Fundamentos de qualidade e tratamentos de água. 2.ed. Campinas.
- Letterman, R.D.; Amirtharajah,A.; O'Melia, C,R.; 1999. Coagulation and flocculation in: Water quality and treatment. American Water Works Association, 5th Edition, McGraw Hill Inc.
- Ministério da Saúde; 2006. Vigilância e controle da qualidade da água para o consumo humano. Brasília. p. 150-153.
- MINITAB, LLC.; 2020. MINITAB.



- Montgomery, D. D.; Runger, G. C.; 2012 Estatística Aplicada e Probabilidade para Engenheiros. 5ª ed. LTC, Rio de Janeiro.
- Moravia, W. G.; 2010. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Naimabadi, A. et al.; 2009. Decolorization and biological degradation of azo dye reactive Red2 by anaerobic/aerobic sequential process. Iranian Journal of Environmental Health, Science and Engineering 6, p. 67-72.
- Ong, S. A. et al.; 2005. Decolorization of azo dye (Orange II) in sequential UASB-SBR system. Separation and Purification Technology 42, p. 297-302.
- Paula, H. M. DE, et al.; 2017. Dosage optimization of Moringa Oleifera seed and traditional chemical coagulants solutions for concrete plant wastewater treatment, Catalão.
- Paula, H. M., Fernandes, C. E.; 2017. Otimização do tratamento de água cinza a partir do uso combinado de coagulantes químicos. Engenharia Sanitária Ambiental, v.23, p.951-961. Catalão.
- Pavanelli, G.; 2001. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. São Carlos.
- R, 2020, The R Foundation for Statistical Computing
- Ritcher, C. A.; 2009. Relatório técnico. Água: métodos e tecnologia de tratamento São Paulo.
- Theodoro, P. S. et al.; 2016. Uso de coagulantes químicos (cloreto férrico) e orgânico (Moringa Oleífera) no tratamento de águas provenientes de Sistema Lântico. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia- CONTECC. Foz do Iguaçu.
- Verna, A. K. et al.; 2012. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. Journal of Environmental Management 93, p. 154-168.
- WHO.; 2002. Water Pollutants. World Health Organization: biological agents, dissolved chemical, non-dissolved chemicals, sediments, heat. WHO CEHA.
- Zhang, H.; Choi, H. J.; Canazo, P.; Huang, C. P.; 2009. Multivariate approach to the Fenton process for the treatment of landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, v. 161, p. 1306-1312.



AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO ARCADA, CAMBARÁ DO SUL - RS.

| ID 15670 |

¹Edla Letícia Antunes Brizola dos Santos, ²Denise Peresin, ³Geise Macedo dos Santos, ⁴Vania Elisabete Schneider.

1Universidade de Caxias do Sul, e-mail: brizolaleticia@gmail.com; 2Universidade de Caxias do Sul, e-mail: deniseperesin@gmail.com; 3Universidade de Caxias do Sul, e-mail: gmsantos5@ucs.br; 4Universidade de Caxias do Sul, e-mail: veschnei@ucs.br.

| RESUMO |

O monitoramento dos recursos hídricos através da aplicação de índices e indicadores de qualidade ambiental são ferramentas de grande importância que auxiliam na gestão dos ecossistemas aquáticos, apresentando as informações de forma clara e objetiva das condições e do grau de poluição em que se encontram estes ambientes, por meio da interpretação das variáveis físico-químicas e biológicas. Neste contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar a conformidade dos parâmetros físico-químicos e biológicos com o enquadramento do corpo hídrico segundo a Resolução CRH n° 121/12 e através da Resolução CONAMA n° 357/05. As condições da qualidade da água do reservatório de água da bacia do Arroio Arcada foram avaliadas por meio da aplicação do índice de qualidade de água e reservatórios – IQAR e índice de qualidade de água – IQA. Foram amostrados 3 pontos de coleta, nos períodos de junho, agosto e novembro de 2019. A localização dos pontos foi baseada nas características principais do reservatório: P1 área livre de alteração do corpo hídrico, P2 no meio do reservatório e o P3 localizado junto ao barramento. Para os pontos P1 e P2, os resultados foram avaliados pela aplicação do IQAr e com o IQA para o ponto P3.

Os parâmetros avaliados foram: Clorofila a; Coliformes termotolerantes; Cor verdadeira; Demanda bioquímica de oxigênio; Demanda química de oxigênio; Fósforo total; Nitrito; Nitrato; Nitrogênio amoniacal; Nitrogênio total kjeldahl; Sólidos dissolvidos totais; pH; Oxigênio dissolvido; N° de células de Cianobactérias; Turbidez; ORP; Temperatura da amostra, Profundidade total e Transparência da água. Com base nos resultados obtidos, observa-se variações na qualidade com pior resposta no reservatório no período de junho de 2019 pelos altos teores de coliformes termotolerantes. Os demais parâmetros analisados apresentaram-se dentro das condicionantes ao enquadramento do corpo hídrico (classe 4), e em algumas situações no classe 2. Em relação ao P1 avaliado pelo IQA este foi classificado como de qualidade boa. O IQAR dos pontos P2 e P3 foram classificados no geral como classe III, o que indica um ambiente moderadamente degradado, que pode estar superestimado em função dos limites de quantificação dos métodos de análise.

Palavras-chave: Índice da qualidade da água de reservatórios – IQAr; Índice da qualidade da água – IQA; Recursos hídricos,



| INTRODUÇÃO |

Cerca de $\frac{3}{4}$ da superfície do planeta Terra é coberto por água (BIGUELINI; GUMY, 2012). O ciclo hidrológico regula a disponibilidade hídrica de uma região, porém as chuvas, não são distribuídas igualmente pela superfície do planeta. A preocupação com a disponibilidade de hídrica se dá primordialmente por ser a água um fator fundamental para a manutenção da vida de todos os organismos (NASCIMENTO; NEVES, 2014). Com vistas a atender as demandas de consumo de água, uma prática comum é a construção de barramentos que tem como objetivo represar o recurso hídrico e atender as demandas em seus múltiplos usos.

Os reservatórios são alternativas importantes, no suprimento de água bruta para as cidades (SANTOS; FONSECA; ALVES, 2018) tratam-se de sistemas caracterizados pela capacidade de vasta utilização, como por exemplo: para a demanda energética (hidroeletricidade), para as atividades agrícolas como a irrigação, piscicultura, transporte, turismo, dessedentação animal e abastecimento humano (VIANA et al., 2018). Estes ambientes modificados são apontados por inúmeros autores como um sistema híbrido entre rios e lagos, gerados pela modificação de um ecossistema lótico em lêntico (BRITO et al., 2018). A modificação da paisagem altera toda a função ecológica, estrutura natural, volume e o fluxo de água de um ambiente. Os ecossistemas aquáticos são compostos por características físico-químicas e biológicas que lhe atribuem qualidade, e estas variáveis ambientais são empregadas como indicadoras diretas e indiretas da presença de substâncias e organismos que podem afetar significativamente a qualidade da água (NETO et al., 2009).

A água armazenada em ambientes de reservatórios sofre alterações nas suas características ocasionada pelos processos ambientais naturais como a evaporação, evapotranspiração, reações físico-químicas e biológicas (crescimento, morte e decomposição) (MEIRELES, FRISCHKORN; ANDRADE, 2007) e também pela utilização em atividades humanas onde comumente regressam ao ecossistema aquático como efluentes domésticos e industriais, que afetam significativamente as funcionalidades dos recursos hídricos (QUEIRÓZ et al., 2018). As funções dos ecossistemas aquáticos estão cada vez mais afetadas pelas alterações provocadas pela ação do ser humano, devido ao consumo excessivo e descontrolado dos recursos hídricos (QUEIRÓZ et al., 2018). Estas transformações têm efeitos tanto quantitativo quanto qualitativo nas configurações dos recursos hídricos (XAVIER, 2005).

Por este motivo, é importante a realização da avaliação da qualidade da água e o monitoramento dos reservatórios, pois auxiliam na averiguação dos possíveis impactos que o ambiente está sujeito e fornecem informações e garantias de segurança e confiabilidade para a população (MENDONÇA et al., 2018), além do reconhecimento momentâneo das alterações das



propriedades naturais da água (físico-químicas e biológicas) pela determinação e concentração dos parâmetros modificados (GOULART; CALLISTO, 2003). Neste contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar a conformidade dos parâmetros físico-químicos e biológicos com o enquadramento do corpo hídrico segundo a Resolução CRH n° 121/12 e da Resolução CONAMA n° 357/05 e as condições da qualidade da água do reservatório instalado na bacia do Arroio Arcada por meio da aplicação do índice de qualidade de água e reservatórios – IQAR e índice de qualidade de água – IQA.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Área de estudo

A área de estudo encontra-se localizada no município de Cambará do Sul – RS. Trata-se de um reservatório de água de uma pequena central hidrelétrica para abastecimento industrial. O reservatório possui capacidade máxima de acumulação de 3.424.000,00 m³ de água, pertence a Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas e o seu principal afluente é o Arroio Arcada que desagua no Rio Camisas. A localização dos pontos onde foram realizadas as retiradas de amostra estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Informações sobre a localização dos pontos de retirada de amostra.

<i>Ponto</i>	<i>Coordenada geográfica (UTM)</i>	<i>Atitude</i>	<i>Características</i>
1	22J 0593861 / 6797837	942 m	área livre de alteração do corpo hídrico
2	22J 0592855 / 7697729	893 m	meio do reservatório
3	22J 0591980 / 6797369	867 m	barramento

Fonte: Os autores.

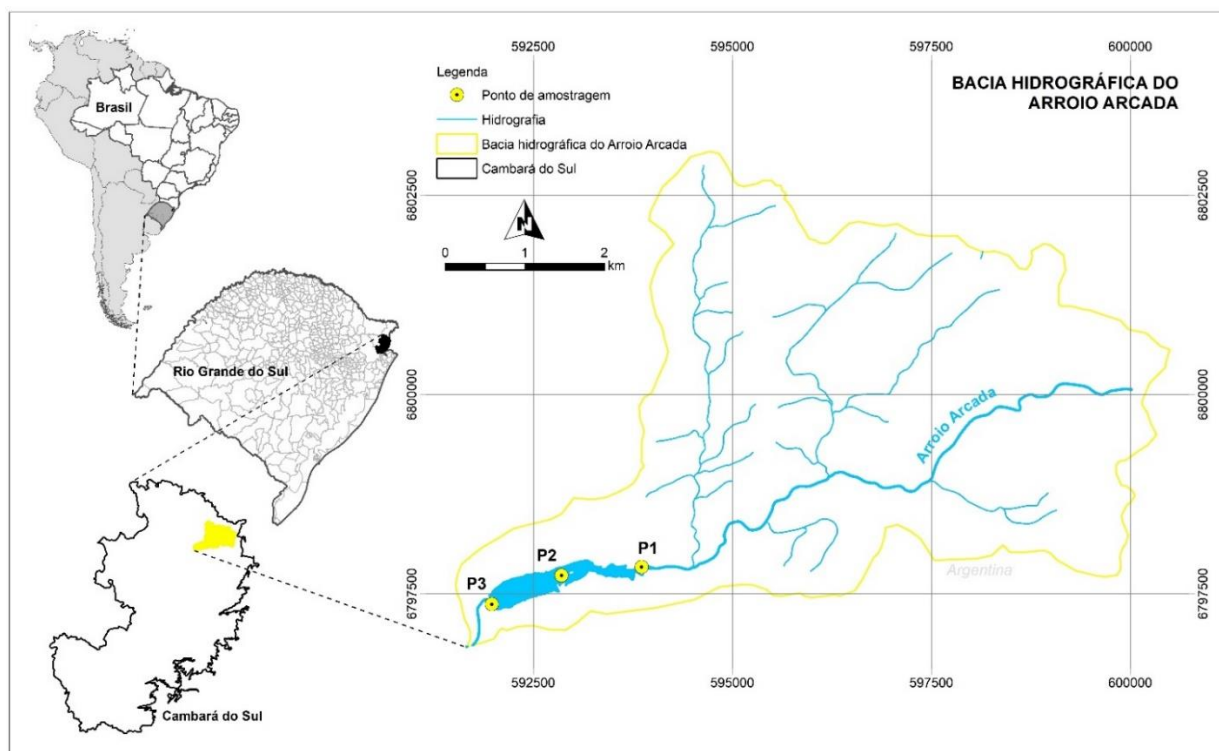
A espacialização dos pontos de retirada de amostra está plotada no mapa apresentado na Figura 1.

As retiradas de amostra foram realizadas nos períodos de junho, agosto e novembro de 2019, totalizando três coletas por ponto de amostragem. O procedimento de retirada de amostra seguiu as orientações descritas pela NBR n° 9.898 (ABNT, 1987), NBR n° 9.897 (ABNT, 1987) e pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2011). Os frascos contendo as amostras foram acondicionados em recipientes apropriados e mantidos sob refrigeração a 4°C ($\pm 2^\circ\text{C}$) até o início dos ensaios em laboratório. A transparência visual da água foi determinada através de leituras do



Disco de Secchi, entre as 10:00 e 16:00 horas. As informações obtidas em campo foram registradas em uma ficha de coleta, contendo informações tais como: local, data da amostragem, horário de início e de término, identificação do ponto de amostragem, localidade, coordenadas, condições climáticas, coletador, tipo do ambiente e ensaios realizados em campo. Os ensaios físicos, químicos e biológicos foram realizados no Laboratório de Análises e Pesquisa Ambientais – LAPAM – UCS, e a contagem de cianobactérias foram realizadas no Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/UCS.

Figura 1. Espacialização dos pontos de retirada de amostra.



Fonte: Os autores.

Os ensaios realizados em campo e em laboratório e as unidades de medida estão apresentados na Tabela 2. As medições in situ foram realizadas utilizando sonda multiparâmetro (U-52 Horiba – MULT 001) e as analisadas em laboratório seguiram os procedimentos do “Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2017).

Classificação, enquadramento e índices de qualidade da água

Os resultados obtidos através dos ensaios físico-químicos e biológicos foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357 (BRASIL, 2005) para verificar a



conformidade do corpo hídrico em função de seu enquadramento determinado pela Resolução CRH nº 121 (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

Tabela 2. Variáveis físico-químicas e biológicas.

<i>Ensaios</i>	<i>Unidade</i>
CLOROFILA A	mg/m ³
COLIFORMES TERMOTOLERANTES	NMP/100mL
COR VERDADEIRA	uC
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	mgO ₂ /L
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO	mgO ₂ /L
FÓSFORO TOTAL	mg P/L
NITRITO	mg NO ₂ -N/L
NITRATO	mg NO ₃ -N/L
NITROGÊNIO AMONIACAL	mg NH ₃ -N/L
NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL	Mg NH ₃ -N/L
SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS	mg/L
PH	pH
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	mg O ₂ /L
CIANOACTÉRIAS	Nº de cél./mL
TURBIDEZ	NTU
ORP	mV
TEMPERATURA DA AMOSTRA	°C
TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA	m

Fonte: Os autores.

Índice da qualidade da água de reservatórios - IQAr

O índice de qualidade da água de reservatórios - IQAr (IAP, 2009) qualifica os ambientes lênticos através de uma matriz de classificação da água em seis classes de qualidade, através da avaliação de nove parâmetros: Déficit de Oxigênio dissolvido (%), Clorofila a (µg/L), Fósforo total (Pmg/L), Profundidade do Disco de Secchi (m), Demanda Química de Oxigênio (02mg/L), Tempo de residência (dias), Nitrogênio inorgânico Total (Nmg/L), Cianobactérias (nº de cél./mL) e Profundidade média (m). A classificação utilizada pelo índice está apresentada na Tabela 3.

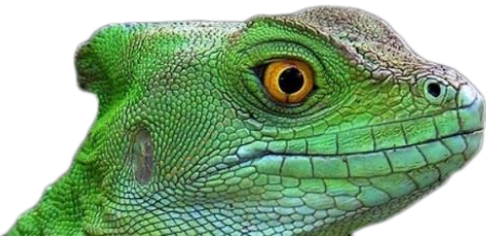


Tabela 3. Classe de qualidade de água de reservatórios e Classificação do IQAr.

<i>CLASSE</i>	<i>Valor do IQAr</i>	<i>Qualificação</i>
CLASSE I	0 – 1,50	Não impactado a muito pouco degradado
CLASSE II	1,51 – 2,50	Pouco degradado
CLASSE III	2,51 – 3,50	Moderadamente degradado
CLASSE IV	3,51 – 4,50	Criticamente degradado a poluído
CLASSE V	4,51 – 5,50	Muito poluído
CLASSE VI	> 5,51	Extremamente poluído

Fonte: Instituto Ambiental do Paraná - IAP, 2015.

O IQAr foi aplicado aos pontos P2 e P3 por apresentarem características de reservatório, sistema lântico.

Índice da qualidade da água - IQA

O IQA avalia a qualidade das águas de rios (CETESB, 2017), utilizando os parâmetros de coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fosforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido. Ao final do cálculo, é possível classificar o corpo hídrico conforme a ponderação final (Tabela 4).

Tabela 4. Faixas do Índice de Qualidade das Águas - Ponderação IQA.

<i>Nota</i>	<i>Conceito</i>
0 a 25	Muito Ruim
26 a 50	Ruim
51 a 70	Regular
71 a 90	Boa
91 a 100	Excelente

Fonte: IQA, adotado pelo NSF- National Sanitation Foundation.

O IQA foi aplicado aos resultados obtidos no ponto P1 por apresentar características de sistema lótico.



| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Variáveis físico-química e biológicas da qualidade da água e avaliação da conformidade do reservatório com o enquadramento do corpo hídrico.

A área de estudo pertence a Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas, região do Alto Taquari-Antas e de acordo com a Resolução CRH n° 121 de 12 de dezembro de 2012 que aprovou o enquadramento da Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas, definiu que o enquadramento do Rio Camisas como classe 4 e definiu metas de médio (10 anos - 2022) e longo prazo (20 anos - 2042) para o enquadramento do corpo hídrico. Através disso foi realizado a avaliação da conformidade das variáveis de interesse para verificar o atendimento a médio prazo. Os resultados das variáveis físico-químicas e biológicas do período de estudo estão dispostos na Tabela 5 de acordo com os valores máximos permitidos (VMP) para enquadramento atual e o previsto.

Tabela 5. Resultados das coletas realizadas nos três períodos, nos pontos P1, P2 e P3 e comparação com o enquadramento atual (Classe 4) e o previsto a médio prazo (classe 2) segundo o Plano de Bacias (Resolução CRH n° 121/12).

VARIÁVEL	JUN.			AGO.			NOV.			VMP CLASSE 2* (médio prazo)	VMP CLASSE 4 + (enquadramento atual)
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3		
<i>n° cel ciano</i>	283	287	241	33	389	388	42	12169	2819	Até 50000 cel/mL	100.000 Cel/mL
<i>Clorofila a (mg/m³)</i>	26,7	16,02	21,36	<0,05	<0,05	5,34	5,34	<0,05	< 0,05	Até 30 µg/L	60 µg/L
<i>Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)</i>	2400 (*)	16000 (*+)	16000 (*+)	<1,8	<1,8	1,8	<1,8	<1,8	1,8	Até 1.000 Colif. T./100mL	Até 4.000 Colif. T./100 mL
<i>Cor verdadeira (uC)</i>	100 (*+)	250 (*+)	40	15	20	40	20	20	30	Até 75 mg Pt/L	Até 75 mg Pt/L
<i>DQO (mgO₂/L)</i>	<5	6	7	<5	<5	< 5	7	7	5	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>DBO (mgO₂/L)</i>	1,8	1,9	3,1	1,6	<1,0	1,2	<1,0	2	1,1	Até 5 mg O ₂ /L	Até 10 mg O ₂ /L
<i>Fósforo total (mg P/L)</i>	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	Até 0,030 mg P/L	0,05 mg P/L
<i>Nitrito (mg NO₂-N/L)</i>	<0,002	<0,002	<0,002	0,004	0,003	0,004	<0,002	<0,002	<0,002	1,0 mg N/L	1,0 mg N/L
<i>Nitrato (mg NO₃-N/L)</i>	0,08	<0,04	0,05	<0,04	<0,04	< 0,04	<0,04	0,05	0,05	10,0 mg N/L	10,0 mg N/L
<i>Nitrogênio amoniacal (mg NH₃-N/L)</i>	<3,0	<3,0	< 3,0	<3,0	<3,0	< 3,00	<3,0	<3,0	< 3,00	3,7 mg N/L / pH ≤ 7,5;	13,3 mg N/L / pH ≤ 7,5;
<i>Nitrogênio inorgânico (mg NH₃-N/L)</i>	< 2,80	< 2,80	< 2,80	<2,80	<2,80	< 2,80	<2,80	<2,80	< 2,80	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>Sólidos suspensos totais (mg/L)</i>	<12,0	<12,0	<12,0	<12,0	<12,0	<12,0	<12,0	<12,0	<12,0	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>Sólidos dissolvidos totais (mg/L)</i>	84	56	48	39	40	35	50	23	38	Até 500 mg/L	Até 500 mg/L
<i>Temperatura Ambiente (°C)</i>	21	16,8	16	18	14,5	18	25	21,3	20	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>Temperatura da amostra (°C)</i>	16,8	22	15,8	15,1	18	14,3	20,23	23	22,8	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>pH</i>	6,4	6,26	6,43	7,02	6,76	5,69 (*+)	5,8 (*+)	5,79 (*+)	7,26	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
<i>Turbidez (NTU)</i>	2,1	2,1	3,5	0,8	4,5	4,5	2,7	3,5	3,7	Até 100 NTU	Até 100 NTU
<i>ORP (mV)</i>	245	297	297	248	270	323	305	282	257	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>Oxigênio dissolvido %</i>	75,33	76,36	79,69	81,85	74,07	73,21	75,7	76,6	90,9	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>Oxigênio dissolvido (mg/L)</i>	7,3	7,4	7,6	8,3	7,6	7,6	6,67	6,61	7,65	não inferior a 5 mg O ₂ /L	superior a 2,0 mg O ₂ /L
<i>Profundidade total (m)</i>	2	6,8	13,36	0,6	2,57	8,5	1,65	5,5	13	Não possui VMP	Não possui VMP
<i>Transparência (m)</i>	0,85	0,85	1,0897	2,833	1,1486	1,3333	1,03	1,2056	1,3333	Não possui VMP	Não possui VMP

Legenda: *desconformidade do parâmetro para a classe 2; + desconformidade do parâmetros a classe 4.

Como pode ser observado na Tabela 5 a concentração (cél./mL) de cianobactérias foram mais elevados no período de novembro de 2019, para todos os pontos amostrais, em comparação com todas as coletas. Esta situação pode ser justificada pelas melhores condições encontradas por esse



grupo no ambiente analisado, como por exemplo, temperatura, luminosidade e nutrientes, que facilitaram a multiplicação destes indivíduos. Mesmo assim, os valores estimados a concentração de células de cianobactérias permaneceram dentro do VMP pela Resolução CONAMA n° 357/05 (BRASIL, 2005) tanto para o enquadramento atual (classe 4) quanto para o previsto (classe 2). No entanto, os maiores valores de clorofila a, foram detectados no período de junho, provavelmente em decorrência da presença de outras classes de organismos fotossintetizantes, que não as cianobactérias.

Em relação aos resultados obtidos para a variável de coliformes termotolerantes, na amostragem realizada no mês de junho ultrapassaram o VMP estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 para a classe 4 nos pontos P2 e P3 e para a classe 2 nos três pontos amostrais (P1, P2 e P3). Segundo os administradores do barramento, junho foi o período onde foi constatado a presença de bovinos advindos das propriedades rurais do entorno do reservatório, os quais haviam se refugiado no interior da vegetação do entorno da represa, e esse fator contribuiu para um maior arraste dos dejetos de bovinos, visto que as bactérias coliformes termotolerantes ocorrem no trato intestinal de animais de sangue quente.

A variável cor verdadeira influenciada pela presença de matéria orgânica solubilizada na água, justificam os resultados do período de junho nos pontos estudados, principalmente nos pontos P1 e P2 que apresentaram valores mais elevados do que o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 para as duas classificações, classe 2 e 4.

Observa-se ainda na avaliação dos resultados apresentados na Tabela 5, uma maior concentração de DBO_5 nos períodos de junho e novembro, indicando uma maior demanda de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica decomposta pelos organismos aeróbios, em comparação com o período de agosto. A DQO também foi mais elevada nos mesmos períodos, ou seja, esses períodos indicam a entrada de substâncias não biodegradáveis no reservatório o que ocasionou na necessidade de consumo de O_2 para estabilizar a matéria orgânica por meio de agentes químicos presentes no reservatório.

Os valores de nitrato nos períodos de junho e novembro denotam ação oxidante, como citado nos parâmetros anteriores. Segundo Resende (2002) o nitrato é a principal fonte de nitrogênio associada a contaminação da água pelas atividades agrícolas. Quando houve a presença de nitrato na água do reservatório, os valores de nitrito apresentam-se abaixo do limite de quantificação do método utilizado pelo laboratório (junho e novembro), em contrapartida, quando os valores de nitrito aumentam (agosto) percebe-se que aumenta o processo de nitrificação (redução de nitrato a nitrito). Conforme Bastos, Bezerra, Bevilacqua (2007) a presença do íon nitrito indica a ocorrência de processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica. Apesar disso, os resultados de



nitrito não apresentaram seus valores mais elevados do que o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para as classes 2 e 4, conforme enquadramento.

Os parâmetros fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio inorgânico e sólidos suspensos totais apresentaram seus resultados abaixo do limite de quantificação do laboratório em todos os pontos e todas as coletas, que são respectivamente $<0,016$ mg P/L, $<3,00$ mg NH₃-N/L, $<2,80$ mg NH₃-N/L e $<2,80$ mg/L.

A determinação dos sólidos dissolvidos totais no período de junho foi mais elevada em comparação com os outros períodos de coleta por ponto amostral, como também foi observado no parâmetro de cor verdadeira. Kindlein (2010) relata que a presença de sólidos dissolvidos (orgânicos e inorgânicos) estão intimamente associados a redução da penetração da luz na água, principalmente por substâncias húmicas e fúlvicas (orgânica) oriundas da decomposição natural de restos vegetais e outros substratos, bem como, pela entrada de material orgânico de origem sanitária, e por meio de compostos inorgânicos como os óxidos de ferro e manganês. Apesar de estarem mais representativos, os teores de sólidos dissolvidos não ultrapassaram o VMP estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para as classes 2 e 4.

Na avaliação do pH observa-se que houve diminuição do pH no P3 no período de agosto e no P1 e P2 em novembro, apresentando uma característica mais ácida nestes períodos, ficando um pouco abaixo da faixa de 6 a 9, determinada pela Resolução CONAMA para todas as classes.

Os baixos teores de turbidez apresentados durante todo o período de estudo nos pontos de amostragem, apontam que a vegetação de mata ciliar no entorno do reservatório protege o solo da ação da erosão, e conseqüentemente a transferência de partículas sólidas no corpo hídrico são amenizadas

Os valores positivos de ORP nos pontos avaliados, denotam que o sistema apresenta um significativo potencial de oxirredução da matéria orgânica ali presente.

A temperatura da água do reservatório variou ao longo do período estudado, sendo a menor temperatura registrada no período de agosto – inverno (14,5 °C) e a temperatura mais alta registrada no período de novembro - primavera (25 °C).

As profundidades dos pontos de coleta variaram durante as três amostragens realizadas, associados a precipitação ocorrida nos períodos, sendo que a maior profundidade foi observada no mês de junho e a menor no mês de agosto em todos os pontos. As profundidades no P1 variaram entre 0,60 m e a 2,0 m, no P2 entre 2,57 m e 6,80 m, e no P3 entre 8,5 m e 13,36 m.



Índice da qualidade da água - IQA

Na Tabela 6 são apresentados os valores calculados para o IQA do ponto P1 e sua classificação segundo a *NSF - National Sanitation Foundation* para o reservatório de Cambará do Sul-RS, foram classificados como BOA.

Tabela 6. IQA e classificação do ponto P1.

<i>PONTO</i>	<i>JUN</i>	<i>AGO</i>	<i>NOV</i>	<i>IQA MÉDIO</i>	<i>CLASSIFICAÇÃO</i>
P1	75,7	74,4	82,8	77,63	BOA (De 71 a 90)

Não houve alteração na qualidade da água do P1 durante o período de estudo, o IQA médio foi de 77,63 considerado águas de qualidade boa, portanto apresenta um resultado satisfatório para a maioria dos parâmetros analisados. Segundo Silva et al., (2009) a avaliação da qualidade da água é um processo de natureza física, química e biológica relacionada à qualidade ambiental, frente aos possíveis impactos antrópicos bem como pelos usos da água de alguma forma possa vir a comprometer a qualidade da água e afetar a saúde humana e ambiental.

Índice da qualidade da água de reservatórios - IQAr

Em situações em que os resultados das análises laboratoriais ficaram abaixo do limite de quantificação do método, os valores utilizados no cálculo do IQAr foram os próprios limites de quantificação. Duas situações ocorreram por conta disso, os parâmetros Nitrogênio inorgânico e DQO possuem uma LQ maior do que o limite mínimo da ponderação do índice, ou seja, o LQ do laboratório para o Nitrogênio inorgânico é igual a 2,80 mg/L e o limite mínimo da ponderação do IQAR é de $\leq 0,15$ mg/l. Para a DQO o LQ é igual a 5,0 mg/L e o limite mínimo da ponderação do IQAR é 3,0 mg/L, ou seja, nos períodos em que os valores estiveram abaixo do LQ, os resultados do índice estarem pode estar superestimado. A Tabela 7 apresenta os resultados da ponderação do IQAr correspondente ao período estudado, e a sua classificação quanto ao grau de impacto e comprometimento do reservatório.

Não houve diferença significativa entre os valores de IQAr para os pontos P2 e P3 durante o período de estudo, ambos apresentaram o mesmo grau de impacto e classificação. Segundo IAP (2009), os reservatórios de água classificados como classe III (moderadamente degradado) possuem uma qualidade de água regular a aceitável, suas principais características são apresentar um déficit significativo de oxigênio dissolvido na coluna d' água, sendo capaz de em certos períodos tornar-se anóxico na camada mais profunda do reservatório, apresentam médio aporte de matéria orgânica e



nutrientes, ampla diversidade de espécies fitoplanctônicas (algas), bem como, moderada tendência a eutrofização e vasto tempo de residência das águas, o que corrobora com os resultados obtidos.

Tabela 7. IQAr e classificação dos pontos P2 e P3.

<i>PONTO</i>	<i>JUNHO</i>	<i>AGOSTO</i>	<i>NOVEMBRO</i>	<i>IQAr médio</i>	<i>classe</i>	<i>classificação da ponderação</i>
IQAR P2	3,34	2,68	2,84	2,95	Classe III	Moderadamente degradado.
IQAR P3	3,34	2,95	2,55		Classe III	Moderadamente degradado.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Com base nos resultados apresentados, pode-se perceber que o principal impacto do reservatório ocorreu no período de junho de 2019, quando bovinos advindos das propriedades rurais do entorno, se refugiaram no interior da vegetação do entorno da represa, contribuindo com aumento de matéria orgânica e coliformes termotolerantes no reservatório.

O pH apresentou certa acidificação em alguns períodos, porém na maioria dos pontos e amostragens manteve-se dentro dos limites mínimos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05. Os demais parâmetros analisados apresentaram-se dentro das conformidades do enquadramento do corpo hídrico (classe 4), que são águas destinadas apenas ao uso para à navegação e à harmonia paisagística segundo a Resolução CONAMA nº 357/05, e em algumas situações em conformidade com o enquadramento previsto (classe 2), que conforme a Resolução CONAMA nº 357/05 são águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e à aquicultura e à atividade de pesca. Foi possível verificar ainda que a mata ciliar presente no entorno do reservatório auxilia para a manutenção da qualidade da água, reduzindo a erosão solo e contribuições externas, como pode ser verificado pelos baixos valores de cor, verdadeira, turbidez e nutrientes.

Em relação ao P1 avaliado pelo IQA este foi classificado como de qualidade boa. Quanto aos resultados da qualidade da água do reservatório - IQAR e por meio da avaliação das variáveis físicos, químicos e biológicos os pontos P2 e P3 foram classificados no geral como classe III, o que indica um ambiente moderadamente degradado, que pode estar superestimado em função dos limites de quantificação dos métodos de análise.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR n° 9.897*: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, jun.1987.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR n° 9.898*: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, jun.1988.
- Apha. Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater. 2017.
- Bastos, R. K., Bezerra, N. R., & Bevilacqua, P. D. (2007). Planos de Segurança da Água: Novos Paradigmas em Controle de Qualidade da Água para Consumo Humano em Nítida Consonância com a Legislação Brasileira. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, (p. 391). Belo Horizonte.
- Biguelini, C. P.; Gummy, M. P. Saúde Ambiental: índice de nitrato em águas subterrâneas de poços profundos na Região Sudoeste do Paraná. Volume 14 – Número 20– Jul/Dez 2012 – pp. 153-175. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/fazciencia/article/view/8724>>.
- Brasil. Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>.
- Brito, S.; Lopez, C.; Rocha, S.; Souza, G.; Marques, M.; Guarda, V.; Greco, M.; Carvalho, M. (2018). Índice Plâncton-Bentônico para Avaliação de Qualidade de Água no Rio Grande - MG/SP. Cap. 3. p. 33 a 49. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/328275199_Indice_Plancton-Bentonico_para_Avaliacao_de_Qualidade_de_Agua_no_Rio_Grande_-_MGSP>.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.
- Goulart, M. D.; Callisto, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. 2003. Revista da FAPAM, ano 2, no 1. p. 9.
- IAP. Instituto Ambiental do Paraná. Monitoramento da qualidade das águas dos rios da Bacia do Alto Iguaçu na região metropolitana de Curitiba, no período de 2005 a 2009 / Instituto Ambiental do Paraná; Curitiba: IAP, 2009. p 114. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/boletins/RELATORIO_AGUA/relatorio_RIOS_2005_2009.pdf>
- Kindlein, C. P. Determinação do teor de nitratos e nitritos na água de abastecimento do município de Nova Santa Rita. Trabalho de conclusão do curso de Química. Centro Universitário La Salle. Canoas. 2010. Disponível em: <https://biblioteca.unilasalle.edu.br/docs_online/tcc/graduacao/quimica_bacharelado/2010/cpkindlein.pdf>.
- Meireles, A. C. M.; Frischkorn, H.; Andrade, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, Bacia do Acaraú, no Semiárido cearense. Revista Ciência Agronômica, v.38, n.1, p. 25-31, 2007. Disponível em: <<http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/145>>.
- Nascimento, F. A. O; Neves, O. F. Qualidade da água: uma análise espacial de fatores que afetam a qualidade da água dos reservatórios em cascata na bacia do Rio Grande. Sinapse Múltipla, 3(2), dez., 103-111, 2014. Disponível em: <<http://periodicos.pucminas.br/index.php/sinapsemultipla>>.
- Neto, J. R. A.; Meireles, A. C. M.; De Andrade, E. M.; Dos Santos, J. C. N.; Batista, A. A. Monitoramento de Coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* nas águas do açude Orós -CE. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos



Hídricos. 2009. Disponível em:
<<https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=3&ID=110&SUMARIO=2221>>.

Queiróz, A. B.; De Souza, N. C.; Luiz, M.R.; Cavalcante, G. G.; Lima, L. M. R. Utilização da cafeína como um indicador de contaminação por esgoto doméstico no açude Bodocongó em Campina Grande, PB. Cap. 7. p. 55 a 65. Disponível em: <<https://www.atenaeditora.com.br/wp-content/uploads/2019/01/E-book-Gest%C3%A3o-de-Recursos-H%C3%ADricos-e-Sustentabilidade-2.pdf>>.

Resende, A.V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Editora EMBRAPA, Planaltina, 2002. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/24718/1/doc_57.pdf>.

Rio Grande do Sul. Resolução nº 121, de 12 de dezembro de 2012. Aprova o enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201708/22162317-resolucao-crh-121-2012-aprova-enquadramento-aguas-superficiais-bacia-taquari-antas-07-01-1.pdf>>

Silva, A. P. S.; Dias, H. C. T.; Bastos, R. K. X.; Silva, E. Qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. R. Árvore, Viçosa-MG, v.33, n.6, p.1063-1069, 2009. p. 8. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/rarv/v33n6/a09v33n6.pdf>>.

Xavier, C. F. Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e das características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região Metropolitana de Curitiba -PR. Dissertação. Programa de pós-graduação em Solos. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2005. Disponível em: <http://www.pgcisolo.agrarias.ufpr.br/portal/wp-content/uploads/2013/04/2005_05_30_xavier.pdf>.



ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM ÁGUA COLETADAS EM CONSUMIDORES FINAIS DE TRÊS CIDADES DA BACIA DO RIO DOS SINOS

| ID 15672 |

¹Eduarda Sthefanie Mittelstadt, ²Marise Wilsmann Krutzmann, ³Cassia Cinara da Costa, ⁴Daniela Montanari Migliavacca Osório, ⁵Daiane Bolzan Berlese.

1 Universidade Feevale, e-mail: eduarda.mittelstadt@gmail.com; 2 Universidade Feevale, e-mail: marisewk@gmail.com; 3 Universidade Feevale, e-mail: cassiac@feevale.br; 4 Universidade Feevale, e-mail: danielaosorio@feevale.br; 5 Universidade Feevale, e-mail: daianeb@feevale.br.

| RESUMO |

O aumento de áreas urbanizadas e polos industriais acaba gerando um aumento de resíduos poluidores, degradando a qualidade ambiental em seu entorno. Em virtude do processo de antropização, a geração de descarga de efluentes líquidos sem tratamento para dentro do leito do rio, provoca o aumento de substâncias tóxicas e metais pesados na água, sendo esse recurso hídrico utilizado para a captação e abastecimento de água pública. No Brasil é utilizado a fluoretação artificial da água, com o intuito de diminuir a prevalência da cárie dentária, porém há controversias diante essa ação, demonstrando que existe efeitos adversos devido a exposição ao flúor, além deste elemento estar acompanhado de várias impurezas, como os poluentes e elementos traço chumbo e arsênio. O objetivo deste estudo foi analisar os parâmetros físico-químicos, como por exemplo, fluoreto e metais pesados em água coletadas em consumidores finais de três cidades que recebem água tratada do Rio dos Sinos, Novo Hamburgo, Campo Bom e São Leopoldo. As análises físico-químicas foram realizadas na Central Análitca da Universidade Feevale. Foram analisados os parâmetros físico-químicos da água de consumidores finais, proveniente do Rio dos Sinos e tratada pelas diferentes concessionárias nas três cidades em São Leopoldo, Novo Hamburgo e Campo Bom. A análise estatística foi realizada pelo software Statistical Package for the Social Sciences v.24.0 (SPSS). Os valores obtidos não apresentam distribuição normal e foram analisados através do teste de Kolmogorov-Smirnov. A aplicação do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para a análise das medianas e das correlações entre os dados para quando o valor de p for significativo ($p < 0,05$). Os resultados demonstraram que o fluoreto estava acima do valor máximo permitido (VMP) da Portaria de Cosnolidação nº 5, Anexo 20, do Ministério da Saúde, na cidade de São Leopoldo, bem como o cromo total com seus valores acima dos VMP em todas as amostras da primeira coleta nas três cidades, contudo o cromo hexavalente estava acima do VMP em todas as amostras da terceira amostragem. Contudo, novos estudos são necessários para elucidar os efeitos do flúor frente aos mecanismos de ação com outros metais como o chumbo nos seres vivos.

Palavras-chave: Padrão de Potabilidade da Água; Metais Pesados; Fluoretação.



| INTRODUÇÃO |

Com o aumento de densidade populacional e de áreas industriais, há uma acentuação à degradação do meio ambiente e da água utilizada para consumo humano (NASCIMENTO et al., 2015). As práticas agrícolas, plantas industriais e a urbanização desenvolvidos sem planejamento previo, além da falta de controle de descargas de efluentes são as principais causas de poluição da hídrica em bacias hidrográficas que acabam recebendo descarga de efluentes industriais e domésticos, produzidos pela população em seu entorno (NASCIMENTO et al., 2015).

Para obter a qualidade da água desejada para o consumo humano é necessário processos de tratamento da água para atingir o padrão de potabilidade. Historicamente, a qualidade e potabilidade da água vem sendo grantidos prioritariamente em decorrenca a qualidade microbiológica, com o enfoque em doenças de veiculação hídrica. Entretanto na atualidade se demonstra cada vez mais evidente que os contaminantes químicos precisam receber a mesma atenção (UMBUZEIRO et al., 2012). A finalidade deste tramento é remover e inativar produtos químicos e organismos patogênicos que representam riscos à saúde da população, além de atender aos padrões organolépticos, de cor, gosto e odor (DANIEL, CABRAL, 2011). No Brasil existe uma legislação que regulamenta o padrão de potabilidade da água, descritos na Resolução do CONAMA nº. 357/2005, no qual as normas específicas sobre qualidade da água e padrões de potabilidade. Os valores máximos permitidos foram estabelecidos a partir de estudos e bioensaios toxicológicos, e de componentes químicos e físico-químicos aptos a alterar as propriedades organolépticas da água, bem como incentivar seu o consumo (FREITAS, FREITAS, 2005).

Todas as normas e legislações de potabilidade de água no Brasil orientam-se nos avanços do conhecimento técnico-científico da área de interesse, as experiências internacionais e os princípios preconizados nos Guias de Qualidade da Água para Consumo Humano recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (UMBUZEIRO et al., 2012). Entretanto, a existência de normas regulamentadoras não asseguram os padrões de qualidade para os domínios sanitário e econômico. Essas normativas assim como o seu cumprimento como lei necessitam reavaliações periodicamente por toda a sociedade civil, pelos gestores públicos além do aporte científico, objetivando uma maior amplitude e legitimidade do proceso (FREITAS, FREITAS, 2005).

Apesar de todas as medidas adotadas para a precaução e distribuição de água, ainda há a possibilidade de indivíduos estarem consumido água fora dos padrões de potabilidade, ou até mesmo água contendo produtos químicos tóxicas que ainda não tenham sido regulamentadas (UMBUZEIRO et al., 2012). Para a ocorrência de efeitos deletérios agudos à uma população é necessário a exposição de altas concentrações de substâncias tóxicas em um curto período, por outro



lado a exposição a pequenas concentrações da mesma substância tóxica por longo período pode gerar efeitos a longo prazo (UMBUZEIRO et al., 2012).

A fluoretação da água tem sido considerada uma prática segura para a saúde da população, essa associação positiva com o flúor é também a idéia predominante na sociedade. No entanto, o flúor está entre os poluentes emergentes que são uma temeridade crescente, além de metais pesados como o chumbo, o arsênio e produtos farmacêuticos, cuja presença está sendo intensificada pela ação humana, conflitando com o fornecimento de uma água "segura" distribuída à população (UNESCO, 2009; ONU, 2016). É relevante avaliar se, com a finalidade da prevenção de cáries, não estamos propagando um elemento tóxico no ambiente e disseminando efeitos prejudiciais na saúde da população.

No mundo há países que adotam a fluoretação da água e outros que a interromperam ou nunca a utilizaram (EIDELWEIN, 2010; BFS, 2012). Embora defensores da permanência da fluoretação da água potável como um importante fator para o declínio da prevalência da cárie dentária (CDC, 1999; POLLICK, 2004; ADA, 2005; RAMIRES; BUZALAF, 2007; PRADO et al., 2014; NARVAI et al., 2014), a maioria das nações desenvolvidas não fluoretam mais a sua água. De acordo com um levantamento da British Fluoridation Society (BFS) de 2012, um total de 377.655.000 milhões de pessoas em todo o mundo bebe água artificialmente fluoretada de 25 países, na Europa Ocidental 97% da população bebe água não fluoretada.

No Brasil, os mais de 73 milhões de pessoas que recebem água fluoretada concentram-se principalmente na região Sul e Sudeste e nas demais capitais brasileiras. Segundo dados do IBGE de 2008, dos 3.351 municípios que fluoretam sua água artificialmente, 1.433 são da região Sudeste e 1.043 da região Sul, portanto, uma expressiva participação de aproximadamente 74% pertence a essas duas regiões do Brasil (IBGE, 2010). Contudo o presente estudo tem como objetivo analisar os parâmetros físico-químicos, como por exemplo, fluoreto e metais pesados em água coletadas de consumidores finais de três cidades localizadas na Bacia do Rio dos Sinos, são elas: Novo Hamburgo, Campo Bom e São Leopoldo.

| MATERIAL E MÉTODOS |

As coletas e armazenamento das amostras foram realizadas de acordo com normas estabelecidas pela ABNT (NBR 9898/1987) e Manual Prático de Análise de Água (FUNASA, 2004). As análises dos parâmetros físico-químicos foram realizadas na Central Analítica da Universidade Feevale, seguindo metodologia de análise de cada parâmetro de acordo com a metodologia proposta



no Standard Methods for Evaluation of Water and Wastewater (APHA, 2017). Os parâmetros analisados foram: fluoreto, cromo total, cromo hexavalente, nitrato, nitrito, ferro, manganês, mercúrio, zinco, sódio, pH, sólidos totais e turbidez. As coletas de água ocorreram em períodos distintos, identificados como: Coleta 0 em 11/05/2017, Coleta 1 em 21/08/2017 e Coleta 2 em 10/01/2018. Os pontos de coleta foram os seguintes: São Leopoldo: Hospital e Unidade de Ensino, Novo Hamburgo: Hospital e Unidade de Ensino e Campo Bom: Hospital e Unidade de Ensino. ocorrem em

A análise estatística dos dados foi realizada usando o software Statistical Package for the Social Sciences v.24.0 (SPSS). Os valores obtidos não apresentam distribuição normal e foram analisados através do teste de Kolmogorov-Smirnov. A aplicação do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para a análise das medianas e das correlações entre os dados para quando o valor de p for significativo ($p < 0,05$).

| RESULTADOS |

Os resultados das análises da água de consumidores finais estão representados na Tabela 1. Alguns parâmetros apresentaram valores (destacados em negrito), fora dos Valores Máximos Permitidos (VMP) estabelecidos pelas Portarias nº 2914/2011 ou PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017, instituída após as duas primeiras coletas. No caso do fluoreto foi utilizado como referência a Portaria Estadual nº. 10/1999 que define os teores de concentração do íon fluoreto nas águas para consumidor final no estado do RS. Foram realizadas três coletas de água nos mesmos consumidores finais realizadas em (0) em 11/05/2017; (1) em 21/08/2017 e (2) em 10/01/2018.

O fluoreto de consumidores de São Leopoldo nos dois pontos das três coletas foi de: -Hospital: 1,760/1,2595/0,8102 (mg/L); - Unidade de Ensino: 1,470/1,3014 /1,0378(mg/L), estando em cinco de seis de suas amostras acima do VMP. Em Novo Hamburgo o resultado das três coletas foi de: - Hospital: 0,6900/0,7959/<0,002 (mg/L); - Unidade de Ensino: 0,6800/0,8205/0,4825(mg/L). Em Campo Bom o fluoreto foi de: - Hospital: 0,4700/ 0,5890/ 0,4273 (mg/L); - Unidade de Ensino: 0,6100/0,6201/0,7703 (mg/L).

O cromo total foi detectado em todas as amostras da primeira coleta, entre o mínimo de 0,187 mg/L (Hospital-NH) e máximo de 0,287 mg/L (Unidade de Ensino- SL), bem acima do VMP de 0,05 mg/L. Por esse fato incluímos a análise do cromo hexavalente nas duas coletas posteriores. O cromo hexavalente foi detectado em todas as amostras da terceira amostragem com teores entre 0,006 mg/L (mínimo) e 0,008 mg/L (máximo) nos pontos pelo Rio do Sinos e de 0,011 mg/L. O pH do



Hospital de São Leopoldo ficou em 3,92 na primeira amostragem (0), bem abaixo do mínimo permitido pelo VMP (6,0). Nos demais pontos dessa coleta e nas duas coletas posteriores em todos os pontos o pH ficou dentro do limite legal para a água potável.

Tabela 1. Resultado análises de água de São Leopoldo, Novo Hamburgo e Campo Bom - Consumidor Final.

Parâmetros físico-químico	São Leopoldo						Novo Hamburgo						Campo Bom						VMP
	Hospital			Unidade de Ensino			Hospital			Unidade de Ensino			Hospital			Unidade de Ensino			
	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2	
Fluoreto (mg/L)	1,7600	1,2595	0,8102	1,4700	1,3014	1,0378	0,6900	0,7959	<0,002	0,6800	0,8205	0,4825	0,4700	0,5890	0,4273	0,6100	0,6201	0,7703	0,9mgL ²
Cromo Total (mg/L)	0,277	<0,0343	<0,0343	0,287	<0,0343	<0,0343	0,187	<0,0343	<0,0343	0,199	<0,0343	<0,0343	0,221	<0,0343	<0,0343	0,249	<0,0343	<0,0343	0,05mg/L
Cromo Hexavalente (mg/L)	-	<0,0018	0,006	-	<0,0018	0,007	-	<0,0018	0,007	-	<0,0018	0,006	-	<0,0018	0,007	-	<0,0018	0,008	-
Nitrato (mg/L N in NO ₃)	0,6600	1,4209	1,0655	0,6496	1,2971	0,8927	0,693	1,4339	0,8308	0,6826	1,3978	0,5632	0,4602	0,6286	0,3899	0,4814	0,6908	0,4786	10mg/L
Nitrito (mg/L N in NO ₂)	0,0100	<0,0011	<0,0011	0,0070	<0,0011	<0,0011	<0,0011	<0,0011	<0,0011	0,003	<0,0011	<0,0011	<0,0011	<0,0011	<0,0012	<0,0011	<0,0011	<0,0011	1,0mg/L
Ferro (mg/L)	<0,0598	0,061	<0,06	<0,0598	0,075	<0,06	<0,0598	<0,0598	<0,06	<0,0598	<0,0598	<0,06	<0,0598	<0,0598	<0,06	<0,0598	<0,0598	<0,06	-
Manganês (mg/L)	0,098	0,043	<0,04	0,078	<0,0431	<0,04	<0,0431	<0,0431	<0,04	<0,0431	<0,0431	<0,04	<0,0431	<0,0431	<0,04	0,049	<0,0431	<0,04	0,4mg/L
Mercúrio (mg/L)	<0,0387	<0,0387	<0,04	<0,0387	0,1311	<0,04	<0,0387	0,1393	<0,04	<0,0387	<0,0387	<0,04	<0,0387	<0,0387	<0,04	<0,0387	<0,0387	<0,04	1µg/L
Zinco (mg/L)	0,029	0,015	0,019	0,02	0,017	0,049	<0,0095	0,074	0,02	0,032	0,05	0,044	<0,0095	<0,0095	<0,01	<0,0095	<0,0095	0,018	5,0mg/L
Sódio (mg/L)	14,75	9,45	8,40	14,35	10,45	9,25	13,3	11,10	9,7	11,35	9,40	8,75	7,15	7,05	5,75	7,60	6,95	5,70	200mg/L
pH	3,92	6,41	6,84	6,45	6,29	6,75	7,32	6,18	7,21	7,25	7,02	7,15	6,55	6,45	6,62	6,28	6,09	6,59	6,00-9,50
Sólidos Totais (mg/L)	177,0	107,0	82,0	164,0	116,0	79,0	170,0	34,0	83,0	104,0	62,0	58,0	80,0	98,0	66,0	187,0	137,0	140,0	1000
Turbidez (NTU)	0,7	0,6	0,5	0,6	0,8	0,5	0,6	0,2	0,4	0,4	0,3	1,5	0,7	1	0,6	0,7	2,5	0,3	5

Legenda:

VMP²: Valor Máximo Permitido para água potável de acordo com a Lei Federal N° 2.914/2011 ou conforme PRC n°5, de 28 de setembro de 2017.

VMP²: (Portaria Estadual n° 10/1999 – RS) que definem os teores de concentração do íon fluoreto nas águas para consumo humano, entre 0,6-0,9mg/L (Ideal 0,8mg/L).

Valores em Cinza: inferiores ao limite de detecção ou de quantificação.

Valores em Destaque Negrito: estão acima do VMP ou abaixo do mínimo.

Coletas de água realizadas em: 0: (11/05/2017) 1: 21/08/2017 e 2: 10/01/2018.

Os demais valores constantes na Tabela 1 que estão em preto são os que foram detectados e estão dentro do padrão legal estabelecido. Os resultados encontrados por Nascimento et al (2015) mostraram que todos os pontos de captação de água eram seguros em termos de saúde humana, ficando dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente. Os valores da Tabela 1 em cinza foram inferiores ao Limite de Detecção ou de Quantificação (LQ) do método de análise. Cabe ressaltar que alguns parâmetros que apresentaram todos os valores abaixo do LQ, foram o chumbo, o níquel e o arsênio (que foi analisado somente na primeira amostragem conforme explicado anteriormente). O sódio, sólidos totais e turbidez foram detectados em todas as amostras, mas dentro do VMP. O nitrito, o ferro, e o mercúrio foram detectados em apenas duas amostras, e o manganês em quatro, mas todos esses valores estão dentro do VMP.

Pelos resultados apresentados nos dois consumidores finais de São Leopoldo, das seis análises, cinco ficaram bem acima do valor máximo de 0,9 mg/L estabelecido na Portaria Estadual 10/1999.



Esses teores de fluoreto da água de consumidores finais excedem os padrões legais, em média de aproximadamente 60%. Os demais pontos nas cidades de Novo Hamburgo e Campo Bom apresentaram os níveis de fluoreto dentro dos limites do VMP. Faculta presumir que o processo da adição de flúor no tratamento da água pode apresentar falhas. O toxicologista William Marcus fez inúmeras pesquisas sobre o efeito sistêmico do fluoreto e indica ser um carcinógeno em qualquer padrão utilizado, solicitando ao EPA ações para a proteção do público, não apenas por causa dos dados sobre o câncer, mas sobre a evidência de fraturas ósseas, artrite, mutagenicidade e outros efeitos patogênicos, sem patamar seguro de ingestão (MARCUS, 1986). A interferência do flúor no metabolismo, nas enzimas, no stress oxidativo causando patologias também é amplamente reportado (NRC, 2006; VALDEZ-JIMÉNEZ et al., 2011; CHOI et al., 2012; SHIVARAJASHANKARA; SHIVASHANKARA, 2012; VANDENBERG et al., 2012). Milhões de pessoas podem estar com as funções da tireoide reduzidas e mais predispostas ao estresse oxidativo e envelhecimento precoce devido à sua exposição ao flúor (YIAMOUYIANNIS, 1983; 1990; SHIVARAJASHANKARA et al., 2001; 2002; TENNANT, 2008; 2010; CONNETT et al., 2010; RAVULA et al., 2012, PAIN, 2017).

Foi constatada a presença do cromo total, em média 4,73 vezes acima do VMP na água de todos os consumidores finais dos três municípios amostrados (NH, SL e CB) na primeira análise. A presença de altas concentrações de poluentes químicos, como cromo, chumbo e níquel, presentes no leito do rio, estão diretamente associados a efluentes líquidos provindos de processos de urbanização e industrialização na bacia hidrográfica (ROBAIANA et al., 2002; NASCIMENTO et al., 2015). Segundo Schulz e Martins-Junior (2001), os metais pesados provenientes de efluentes das indústrias metalúrgicas e de couros da região do Vale dos Sinos levantam preocupações. Os descartes do cromo no meio ambiente, após a utilização no beneficiamento industrial, acabam no ar e nos meios hídricos e a ingestão de cromo pela água potável e os seus compostos contendo cromo hexavalente (Cr VI) são conhecidos carcinógenos (COSTA; KLEIN, 2006; NUDLER et al., 2009). Os mecanismos precisos pelos quais o cromo é um metal essencial e um carcinógeno ainda não estão completamente claros, mas sabe-se que a redução do Cr (VI) a Cr (III) resulta na formação de intermediários reativos que contribuem para a citotoxicidade, genotoxicidade e carcinogenicidade através de eventos celulares e danos oxidativos tais como apoptose, mutações no DNA, dano cromossômico e oxidação de proteínas como enzimas (COHEN et al., 1993; CAPRARA et al., 2016). O estudo de Nascimento e Naime (2009), não encontrou contaminação por cromo total, níquel ou chumbo nas amostras analisadas no Arroio Pampa, localizado no município de Novo Hamburgo, diferentemente do estudo realizado por Robaina et al. (2002), os autores encontraram metais pesados em especialmente cromo, mas também de zinco, cobre e chumbo e níquel em sedimentos de córregos que correm para



o Rio dos Sinos. Um estudo usando linhas celulares de peixes como alternativa ao peixe inteiro confirmou a citotoxicidade, genotoxicidade e o estresse oxidativo de cromo (TAJU et al., 2017).

Como o primeiro resultado apresentou elevados teores de cromo total, em virtude da toxicidade do cromo hexavalente, as demais análises incluíram também a análise do cromo VI. E, houve a constatação da presença do cromo hexavalente na coleta do verão (janeiro/2018) em todas as amostras de água tratada SL e NH (0,007 mg/L) e CB (0,090). Outro estudo realizado na água do Rio dos Sinos em 2011 encontrou a presença de Cromo hexavalente nas amostras em teores similares, sendo em Novo Hamburgo de 0,045 mg/L e São Leopoldo de 0,065 mg/L (OLIVEIRA et al. 2012). O fato de não ter sido constatado Cr+6 na coleta do inverno pode ter a ver com a influência da temperatura e a e das diferenças sazonais de precipitação pluviométrica. Resultados similares foram encontrados por Scalon *et al.* (2010), que mostrou que a genotoxicidade observada em células meristemáticas de *Allium cepa* em exposição às amostras do Rio dos Sinos, nos municípios de Caraá, Taquara, Sapucaia e Novo Hamburgo, foi mais significativa durante a primavera e o verão, e diminuiu nas estações do outono e inverno.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os resultados mostraram que o fluoreto estava acima do VMP nos pontos de coleta avaliados no presente estudo da cidade de São Leopoldo, o cromo total tem seus valores acima dos VMP em todas as amostras da primeira coleta nas três cidades, sabe-se que parte dos países desenvolvidos não fluoretam a água para consumo, devido seus efeitos adversos a saúde humana, porém no Brasil é utilizado a água artificialmente fluoretada. O cromo total apareceu em todas as amostras da primeira coleta, bem acima do VMP de 0,05 mg/L, assim como o cromo hexavalente estava acima do VMP em todas as amostras da terceira amostragem. Devido à constatação da presença do cromo hexavalente nas análises em diversas coletas, é oportuno avaliar a necessidade da realização de mais uma amostragem em todos os pontos para um comparativo mais significativo, bem como, pesquisar sobre o seu mecanismo de ação na água, sendo este metal pesado associado a descarga de efluentes industriais, principalmente metalúrgicas e de curtumes, sem tratamento para dentro da bacia do Rio dos Sinos. Contudo, novos estudos são necessários para elucidar os efeitos do flúor frente aos mecanismos de ação com outros metais como o chumbo nos seres vivos.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 23rd Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017.
- ADA (American Dental Association). 2005. Fluoridation Facts. 60th Anniversary Of Community Water Fluoridation, Illinois, Chicago.
- BFS (British Fluoridation Society). 2012. The extent of water fluoridation (3rd edition, 2012). One in a Million: The facts about water fluoridation.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2005. Resolução 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, p.1- 23.
- CAPRARA, J. F., MACHADO, A. B., BRUSCHI, L. F. R.S., FRANCESCHI, I. D., WANNANACHER, C. M. D., LINDEN, R., TROMBINI, T. L., SILVA, L. B., FEKSA, L.R. 2016. Efeitos da exposição da água com cromo hexavalente em modelo animal sobre parâmetros bioquímicos. *Inovamundi*, A.9, p.221-229.
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Achievements in public health, 1900-1999: fluoridation of drinking.
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention).1999. Ten great public health achievements United States, 1900-1999. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, v. 48, nº12, p.241-243.
- CHOI, A.L., SUN, G., ZHANG,Y., GRANDJEAN, P. 2012. Developmental Fluoride Neurotoxicity: A systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspective*. Harvard, v. 120, nº 10.
- COHEN, M.D.; KARGACIN B.; KLEIN, C.B.; COSTA, M. 1993. Mechanisms of Chromium Carcinogenicity and Toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 23, nº 3, p.255-281.
- CONNETT, P., BECK, J. MICKLEM, H. S. 2010. The Case against Fluoride: How Toxic Waste Ended up in our Drinking Water and the Bad Science and Politics that Keep It there. Chelsea Green Publishing, Vermont, USA.
- COSTA, M.; KLEIN, C.B. 2006. Toxicity and Carcinogenicity of Chromium Compounds in Humans. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 36, nº 2, p.155-163.
- DANIEL, M. H. B; CABRAL, A. R. 2011. A Vigilância da qualidade da água para consumo humano (VIGIAGUA) e os Objetivos do Desenvolvimento do Milênio (ODM). *Cadernos Saúde Coletiva*, vol. 19, no. 4, p. 487-492.
- EIDELWEIN, C. 2010. Panorama, benefícios e controvérsias da fluoretação da água de abastecimento público no Brasil e no mundo: uma revisão de literatura. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- FREITAS, M. B; FREITAS, C. M. 2005. A vigilância da qualidade da água para consumo humano: desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. *Ciência & Saúde Coletiva*, 10(4), 993-1004.
- FUNASA, Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água, Brasília, 2004. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/eng_analAgua.pdf>. Acesso em: novembro, 2018.
- IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. 2010. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Diretoria de Pesquisas Coordenação de População e Indicadores Sociais, Rio de Janeiro.
- MARCUS, W.L. 1986. Lead health effects in drinking water. *Toxicol. Ind. Health*, v. 2, p.363-407.



- NARVAI, P.C; FRIAS, A.C; FRATUCCI, M.V.B; ANTUNES, J.L.F; CARNUT, L; FRAZÃO, P. 2014. Water fluoridation in Brazilians capitals in the beginning of the XXI century: the effectiveness in question. *Saúde Debate*, Rio de Janeiro, v. 38, nº102, p.562-571.
- NASCIMENTO, C. A; et al. 2015. Monitoring of metals, organic compounds and coliforms in water catchment points from the Sinos River basin. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v.75, n. 2, p. 50-56.
- NASCIMENTO, C; NAIME, R. 2009. Panorama do uso, distribuição e contaminação das águas superficiais no Arroio Pampa na bacia do Rio dos Sinos. *Estudos Tecnológicos*, vol. 5, no. 1, p. 101-120.
- NRC (National Research Council). 2006. Fluoride In Drinking Water: A Scientific Review of EPA's Standards Committee on Fluoride in Drinking Water. Board on Environmental Studies and Toxicology Division on Earth and Life Studies, National Research Council Press, Washington.
- NUDLER, S.I; QUINTEROS, F.A; MILER, E.A; CABILLA, J.P.; RONCHETTI, S.A; DUVILANSKI, B.H. 2009. Chromium VI administration induces oxidative stress in hypothalamus and anterior pituitary gland from male rats. *Toxicology Letters*, v. 185, nº 3, p.187-192.
- OLIVEIRA, J.P.W; SANTOS, R.N; PIBERNAT, C.C; JANE MARLEI BOEIRA, J.M. 2012. Genotoxicidade e Análises Físico-Químicas das águas do Rio dos Sinos (RS) usando *Allium cepa* e *Eichhornia crassipes* como bioindicadores. *Biochemistry and Biotechnology Reports*, v. 1, nº 1, p.15-22.
- ONU (Organização das Nações Unidas). 2016. Especialistas da ONU pedem que EUA resolva o problema de contaminação da água por chumbo em Flint.
- PAIN, G.N. A. 2017. Quick Guide to Fluoride Harms. Technical Report.
- POLLICK, H.F. 2004. Water Fluoridation and the Environment: Current Perspective in the United States. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, v. 10, nº 3, p.343-350.
- PRADO, J.R.S; NUNES, J. G; HINNAH, S. S; MARCHETTO, M. 2014. Fluoretação em Água de Abastecimento e a Saúde Pública. *Fluoridation in Water Supply and Public Health E&S - Engineering and Science*, v.2, nº1.
- RAMIRES, I; BUZALAF, M. A.R. 2007. A fluoretação da água de abastecimento público e seus benefícios no controle da cárie dentária – cinquenta anos no Brasil. *Ciência e Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 12, nº4, p.1057-1065.
- RAVULA, S; HARINARAYAN, C.V; PRASAD, U.V; RAMALAKSHMI, T; RUPUNGUDI, A; MADROLA, V. 2012. Effect of fluoride on reactive oxygen species and bone metabolism in postmenopausal women. *Fluoride*, v.45, nº2, p.108-115.
- ROBAINA, L. E; FORMOSO, M. L. L; PIRES, C. A. F. 2002. Metais pesados nos sedimentos de corrente como indicadores de Risco Ambiental – Vale dos Sinos RS. *Revista do Instituto Geológico*, vol. 23, no. 2, p. 35-47.
- SCALON, M.C.S; RECHENMACHER, C; SIEBEL, A.M; KAYSER, M.L; RODRIGUES, M.T; MALUF, S.W; RODRIGUES, M.A.S; SILVA, L.B. 2010. Evaluation of Sinos River water genotoxicity using the comet assay in fish. *Braz. J. Biol.*, v. 70, nº4, p.1217-1222.
- SCHULZ, U. H; MARTINS-JUNIOR, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 61, no. 4, p. 615-622
- SHIVARAJASHANKARA, Y.M; SHIVASHANKARA, A.R. 2012. Neurotoxic Effects of Fluoride in Endemic Skeletal Fluorosis and in Experimental Chronic Fluoride Toxicity. *Journal of Clinical and Diagnostic Research*, v.6, nº4, p.740 –744.
- SHIVARAJASHANKARA, Y.M; SHIVASHANKARA, A.R; BHAT, P.G; RAO, S H. 2002. Brain Lipid Peroxidation And Antioxidant Systems Of Young Rats In Chronic Fluoride Intoxication. *Fluoride*, v.35, nº 3, p.197-203.



- SHIVARAJASHANKARA, Y.M; SHIVASHANKARA, A.R; BHAT, P.G; RAO, S H. 2001. Effect Of Fluoride Intoxication On Lipid Peroxidation And Antioxidant Systems In Rats. *Fluoride*, v.34, nº 2, p.108-113.
- TAJU, G; MAJEED, S.A; NAMBI, K.S.N; HAMEED, A.S.S. 2017 Application of fish cell lines for evaluating the chromium induced cytotoxicity, genotoxicity and oxidative stress. *Chemosphere*, Volume v.184, p.1-12.
- TENNANT, J. 2010. *Healing is Voltage: The Handbook*. 3ª. Edition, Pastoral Medical Association. Tennant Institute, Texas, USA.
- TENNANT, J. 2008. Hypothyroidism- The Epidemic. Tennant Institute Integrative Medicine, Newsletter, v. 1.
- UMBUZEIRO, G. A. et al. 2012. Guia de potabilidade para substâncias químicas. Editora Limiar. São Paulo. p.1-148.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific And Cultural Organization). 2009. World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World. Paris: Unesco; London: Earthscan.
- VALDEZ-JIMÉNEZ, L; FREGOZO, C. S; BELTRÁN, M.L.M; CORONADO O.G; VEGA M.I.P. 2011. Effects of the fluoride on the central nervous system. *Neurologia*. v. 26, nº5, p.297-300.
- VANDENBERG, L.N; COLBORN, T; HAYES, T.B; HEINDEL, J.J; JACOBS, D.R. Jr; LEE, D.H; SHIODA, T; SOTO, A.M; Vom SAAL, F.S; WELSHONS, W.V; ZOELLER, R.T; MYERS, J.P. 2012. Hormones and Endocrine-Disrupting Chemicals: Low-Dose Effects and Nonmonotonic Dose Responses. *Endocrine Reviews*.
- YIAMOUYIANNIS, J. 1983. *Fluoride: The Aging Factor*. Health Action Press, Ohio, USA.
- YIAMOUYIANNIS, J. 1990. Water Fluoridation & Tooth Decay: Results from the 1986-1987 National Survey of US Schoolchildren. *Fluoride*, v. 23, nº 2, p. 55-67.



SIMULAÇÃO DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS NO RIO DOS SINOS/RS UTILIZANDO O MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA SIAQUA-IPH

| ID 15676 |

¹Ana Flavia Brancalion Costa, ²Fernando Mainardi Fan, ²Marcelle Gressler

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: anafaviabc@yahoo.com.br; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernando.fan@ufrgs.br; 3Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: marcellegressler@gmail.com

| RESUMO |

O Brasil, principalmente nos últimos anos, tem sofrido com uma série de lançamentos acidentais de poluentes em corpos hídricos com grande potencial de afetar o abastecimento público. Neste contexto, uma ferramenta de auxílio na tomada de decisão por parte dos gestores do abastecimento de água potável dos municípios é a modelagem matemática de qualidade de água, em escala de bacia hidrográfica. Os modelos de qualidade da água são representações matemáticas das interações que ocorrem nos corpos de água e podem ser utilizados na previsão do transporte de poluentes em lançamentos acidentais. Assim, este trabalho teve como objetivo simular uma pluma de sedimentos no Rio dos Sinos/RS com uso do modelo de qualidade de água SIAQUA-IPH, acrônimo para Simulador Analítico de Qualidade de Água. Para tanto, na calibração do modelo, utilizaram-se os dados de deslocamento da pluma de sedimentos provenientes de um evento hidrossedimentológico ocorrido na região do município de Rolante/RS em 2017. Na caracterização do evento simulado, os dados coletados mostraram que o município de Novo Hamburgo enfrentou cerca de três dias de interrupção do abastecimento e Campo Bom registrou uma turbidez da água no Rio dos Sinos de 10.000 uT, em contrapartida aos 100 uT aceitáveis para o tratamento de água. O modelo de qualidade de água SIAQUA-IPH emprega no cálculo do transporte de poluentes a Equação de Advecção-Dispersão, através de uma solução analítica em escala de bacia hidrográfica, destacando-se o uso do método de convolução dos polutogramas. A metodologia utilizada pelo modelo compreende cinco etapas: 1) pré-processamento de dados geoespaciais; 2) definição de atributos hidráulicos; 3) inserção de lançamentos; 4) cálculo da propagação dos poluentes; e, 5) pós-processamento e visualização dos resultados. Nesta modelagem, utilizaram-se os dados hidráulicos e hidrológicos para a bacia do Rio dos Sinos provenientes do modelo hidrológico MGB-IPH. Adotou-se uma vazão de cheia, aproximada pela Q10 simulada para esta bacia. Na calibração manual da simulação, foram variados os coeficientes de decaimento k , o coeficiente de dispersão longitudinal E_L e um coeficiente corretor de velocidades $C1$. A modelagem apresentou bons resultados principalmente em um cenário de escassez de dados e em escala de bacia, sendo calibrada para os municípios de Taquara, Campo Bom, Novo Hamburgo, São Leopoldo, Esteio e Canoas, através de dados observados acerca do tempo de chegada da pluma de sedimentos em cada município e também dos horários de interrupção do abastecimento público. Os municípios de *Taquara* e *Campo Bom* apresentaram correlação elevada entre o horário de observação da pluma e o início dos polutogramas simulados. Já em *Novo Hamburgo* e *São Leopoldo*, pôde-se observar uma correlação entre a interrupção do abastecimento e o início dos polutogramas. Finalmente, os municípios de *Esteio* e *Canoas*, apresentam uma correlação maior entre os horários de observação da pluma e o pico dos polutogramas. Considerando estas correlações, a modelagem apresentou erros de no máximo 3 horas, o que representa cerca de 4% em relação ao tempo total de simulação de 72 horas. As incertezas presentes na simulação estão ligadas



i) à imprecisão dos dados; ii) a localização das captações; e, iii) à inexistência de dados de concentração de sedimentos. Finalmente, pode-se dizer que o SIAQUA-IPH se mostrou como uma ferramenta adequada para a simulação de transporte de poluentes em escala de bacia e com pouca disponibilidade de dados, sendo mais um aliado no gerenciamento da qualidade de água pelos gestores dos serviços de abastecimento de água potável.

Palavras-chave: SIAQUA-IPH; Qualidade de água; Rio dos Sinos.

| INTRODUÇÃO |

O Brasil, principalmente nos últimos anos, tem sofrido com uma série de lançamentos acidentais de poluentes em corpos hídricos importantes para sua população. Dentre estes lançamentos, pode-se citar, em especial, os acidentes de Cataguases, Minas Gerais, em 2003, que lançou cerca de 1,2 bilhões de litros de resíduos provenientes da indústria de papel no Rio Pombo e que atingiram o Rio Paraíba do Sul no Rio de Janeiro (GONÇALVES *et al.*, 2007); e os rompimentos das barragens de Fundão em Mariana/MG (PALU; JULIEN, 2019) e Brumadinho/MG, em 2015 e 2019, respectivamente, que lançaram milhões de metros cúbicos de resíduo de mina em leitos fluviais.

Somado à ocorrência de desastres ligados intimamente com a presença antropogênica no meio, como o rompimento de barragens, alguns desastres estão conectados à eventos naturais, ainda que seus impactos sejam também afetados pela presença humana, como a ocupação de áreas inundáveis pela população. Canavesi *et al.* (2013) destacam três aspectos dos desastres e suas implicações: i) o clima, que algumas vezes atua como agente deflagrador dos desastres; ii) o meio físico em que os desastres ocorrem, suas susceptibilidades e resiliências e iii) as características sociais que a população afetada possui.

Neste contexto, encontram-se os eventos hidrometeorológicos extremos ocorridos na região do município de Rolante/RS, em janeiro de 2017, que provocaram diversas perdas econômicas, principalmente no ramo agropecuário. Além disso, na noite do dia cinco de janeiro de 2017, cerca de 300 famílias tiveram que deixar suas casas por falta de segurança (GZH, 2017a; GZH, 2017b). A cidade permaneceu ilhada por várias horas, tendo seus acessos bloqueados e o centro da zona urbana totalmente submerso. O encerramento das atividades de salvamento dos bombeiros, deu-se apenas por volta das cinco da manhã do dia seis de janeiro (SEMA; GPDEN/IPH/UFRGS, 2017).

As primeiras notícias veiculadas na mídia, apontavam o rompimento de um açude no município de São Francisco de Assis/RS, localizado ao norte de Rolante, como responsável pela enxurrada que atingiu a cidade. Entretanto, investigações mais detalhadas (SEMA;



GPDEN/IPH/UFRGS, 2017) concluíram que o alto índice pluviométrico e movimentos de terra nas encostas do Vale do Paranhana provocaram o aumento histórico do nível de água do Rio Mascaradas, afluente do Rio Rolante, que perpassa a zona urbana do município de mesmo nome.

Imagens de satélite constataram cerca de 350 cicatrizes de escorregamento na região, somando uma área afetada de aproximadamente 230 hectares. Segundo Dantas *et al.* (2010), a suscetibilidade a movimentos de terra destes terrenos provém de condições de instabilidade geomórfica. Além disso, a cabeceira do Rio Mascaradas apresenta as maiores declividades de toda a bacia do Rio dos Sinos, com até 70 graus de inclinação; assim sendo, os deslizamentos de terra que atingiram a região depositaram no canal uma grande quantidade de material sedimentar, através de fluxos de detritos, também chamados de corridas de massa (SEMA; GPDEN/IPH/UFRGS, 2017).

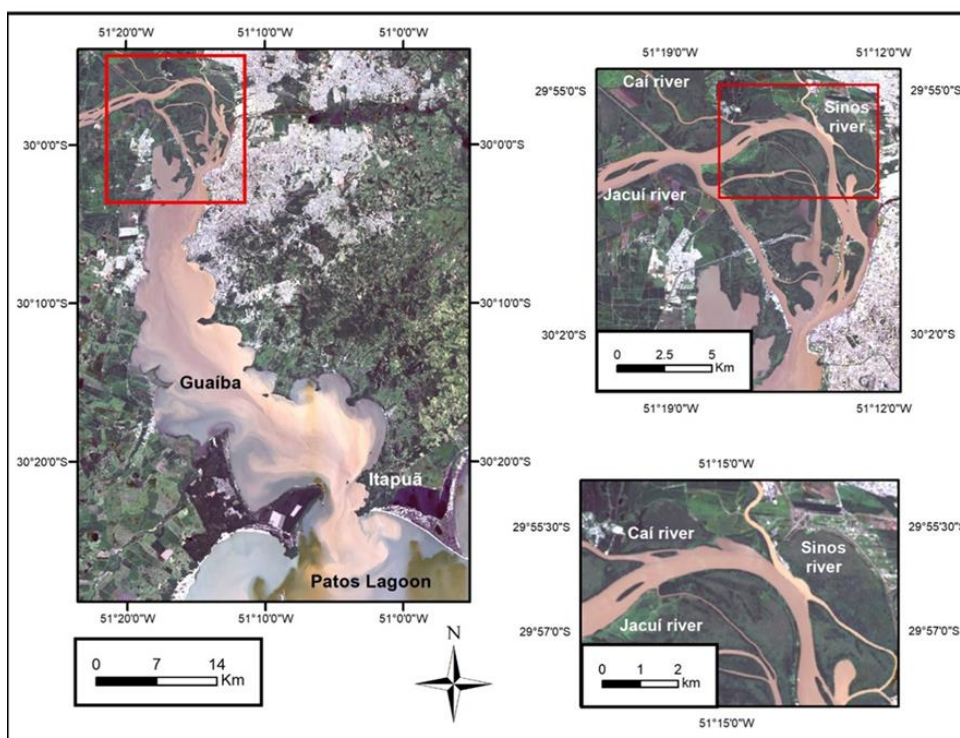


Figura 2: Mancha de Sedimentos encontra o Lagoa Guaíba (SCOTTÁ, 2017).

Os efeitos deste desastre não ficaram restritos apenas ao município de Rolante, já que o rio que atravessa a zona urbana da cidade é um dos principais afluentes do Rio dos Sinos, importante curso de água do Rio Grande do Sul. Os sedimentos provenientes dos escorregamentos afetaram a qualidade da água do Rio dos Sinos, deixando ao menos seis municípios do baixo Sinos sem água. O desabastecimento durou quase três dias em algumas localidades devido a elevada turbidez presente



no canal. Ainda, o fornecimento de energia elétrica foi interrompido em muitos locais, dificultando ainda mais a estabilização dos sistemas de abastecimento, após os eventos destacados.

A Figura 2 apresenta a mancha de sedimentos proveniente do Rio dos Sinos, quando esta atinge o lago Guaíba e que por sua vez, deságua na Lagoa dos Patos. Pode-se notar a elevada concentração de sedimentos que atingiu o maior sistema hidrológico do estado.

Neste contexto, uma ferramenta de auxílio na tomada de decisão por parte dos gestores do abastecimento de água potável dos municípios é a modelagem matemática de qualidade de água, em escala de bacia hidrográfica. Chapra (1997) define os modelos matemáticos como formulações que representam a resposta física dos sistemas a estímulos externos; e em um contexto de qualidade da água, argumenta que a relação de *causa e efeito* entre *transporte e concentração* de poluentes depende de características físicas, químicas e biológicas das águas. Pode-se dizer, então, que os modelos de qualidade da água são representações matemáticas das interações que ocorrem nos corpos de água receptores e os seus respectivos poluentes.

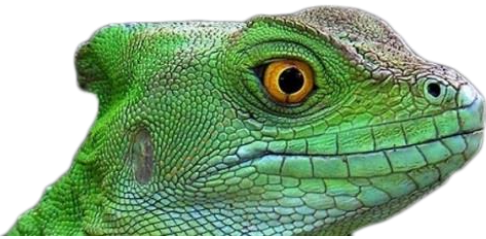
A modelagem matemática tem sido utilizada para atender a diversas demandas da sociedade, como a previsão do transporte de poluentes em lançamentos acidentais, exemplificado pelos escorregamentos de terra que levaram sedimentos para o Rio dos Sinos, no evento descrito (GRAYMAN *et al.*, 2001; USEPA, 2017).

Neste sentido, o objetivo principal deste trabalho é simular uma pluma de sedimentos no Rio dos Sinos/RS através do modelo de qualidade de água SIAQUA-IPH proposto por Fan *et al.* (2013). Para tanto, na calibração do modelo, utilizaram-se os dados de deslocamento da pluma de sedimentos provenientes dos eventos hidrológicos ocorridos na região do município de Rolante em 2017.

| MATERIAL E MÉTODOS |

SIAQUA-IPH

Para a realização da modelagem, utilizou-se o modelo SIAQUA-IPH, assim denominado por ser um acrônimo para Simulador Analítico de Qualidade de Água, que foi desenvolvido por Fan *et al.* (2013) no Instituto de pesquisas Hidráulicas (IPH) da UFRGS. Estudos sobre a aplicabilidade do modelo (FAN *et al.*, 2015), (QUINTELA; FAN, 2017) têm se mostrado interessantes em um contexto de escassez de dados.



O modelo foi acoplado a um Sistema de Informação Geográfica (SIG), por meio de um *plugin* ao *software* livre *MapWindow* através de linguagem VB.Net, visando a representação de impactos de lançamentos acidentais de poluentes em cursos de água na escala de bacia hidrográfica. As principais hipóteses do modelo são: i) regime permanente de vazões; ii) o escoamento considerado como unidimensional; iii) uma mistura completa e instantânea do fluxo com os contaminantes; e iv) uma seção de calha de rio retangular.

A metodologia utilizada pelo modelo compreende cinco etapas: 1) pré-processamento de dados geoespaciais; 2) definição de atributos hidráulicos; 3) inserção de lançamentos; 4) cálculo da propagação dos poluentes; e, 5) pós-processamento e visualização dos resultados

O SIAQUA-IPH utiliza a Equação Unidimensional de Advecção-dispersão, Equação (1) (CHAPRA, 1997; CHANSON, 2004) no cálculo da propagação dos poluentes; e para lançamentos instantâneos, aplica a solução analítica desta equação, Equação (2), para representar o transporte de poluentes nas redes hidrográficas (CHAPRA, 1997; CHANSON, 2004).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} + E_L \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - kc \quad (1)$$

$$c(x, t) = \frac{M}{A \cdot \sqrt{4 \cdot \pi \cdot E_L \cdot t}} \cdot \exp \left[\left(-\frac{(x - u \cdot t)^2}{4 \cdot E_L \cdot t} \right) - k \cdot t \right] \quad (2)$$

Onde c : concentração; t : tempo; u : velocidade média transversal; x : distância; E_L : coeficiente de dispersão longitudinal; k : coeficiente de decaimento ambiental do constituinte; M : massa injetada no sistema; e, A : área da seção transversal onde ocorre a dispersão longitudinal.

O coeficiente de dispersão longitudinal E_L é definido para cada um dos trechos que compõe a rede fluvial do modelo de forma distribuída. O coeficiente é estimado inicialmente por meio de um método automático de decisão com base nas características físicas de cada trecho em um banco de dados de equações empíricas, através das restrições de aplicabilidade de cada uma.

A Figura 3 apresenta um esquema da abordagem matemática utilizada pelo modelo. A primeira informação requerida na simulação diz respeito a quantidade e localização de onde foi realizado o lançamento de poluente. Na Figura 3 esse lançamento é realizado no ponto a, apresentado no *gráfico 1*); após o lançamento, o modelo calcula a propagação no tempo e espaço do poluente através da solução da equação de transporte (Equação 2). O *gráfico 2*) apresenta no ponto c, à montante da confluência, a propagação do poluente no *trecho 2*. O ponto c apresenta uma confluência entre os *trechos 2 e 3*, que são formadores do *trecho 4*; o modelo lida com as confluências através de uma diluição simples e direta, através do aumento de vazões gerado pela afluência do *trecho 3*. Assim, no *gráfico 3*) pode-se observar uma atenuação em relação ao *gráfico 2*, anterior a confluência.

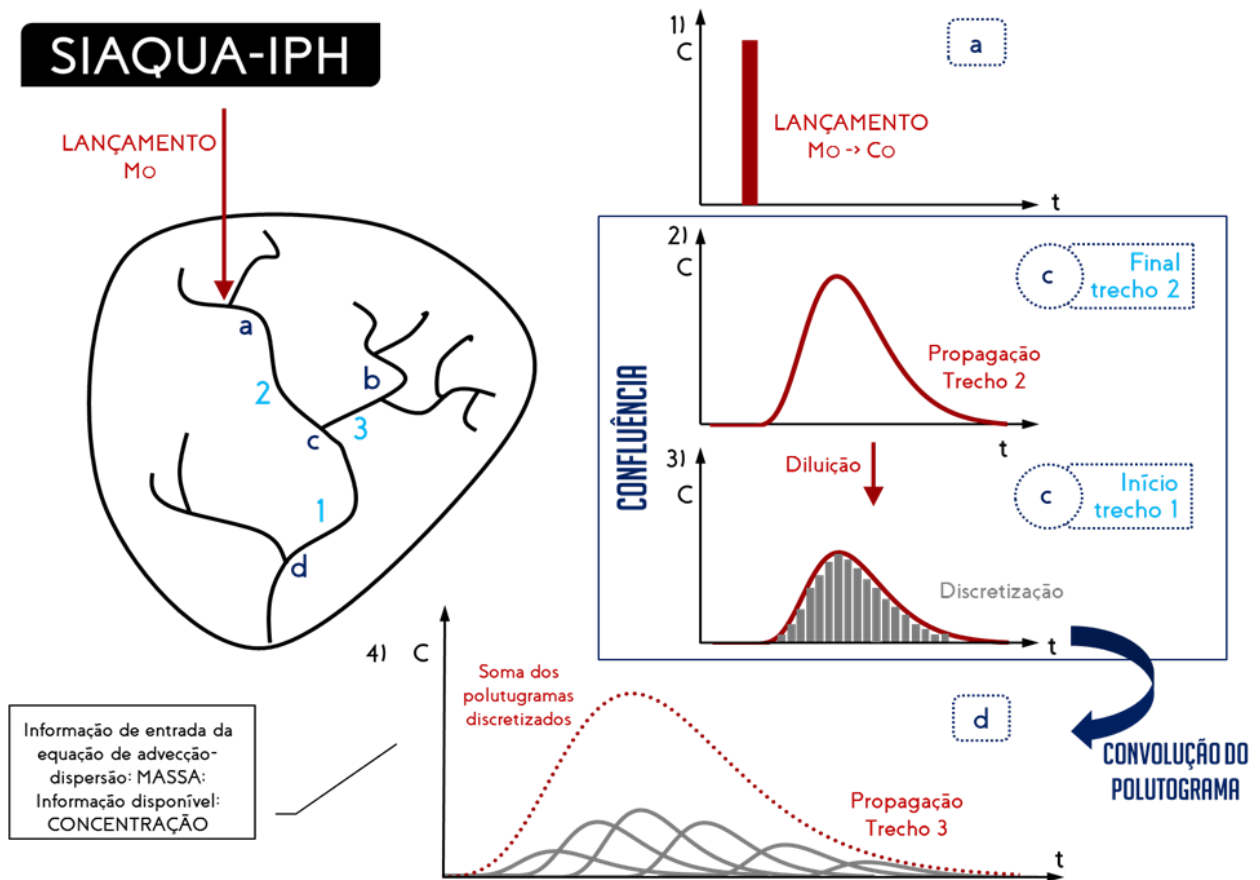
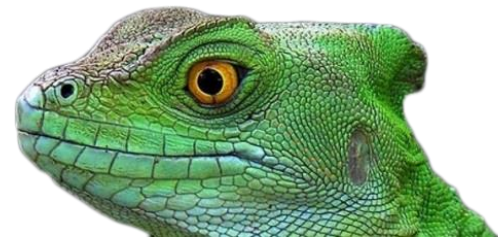
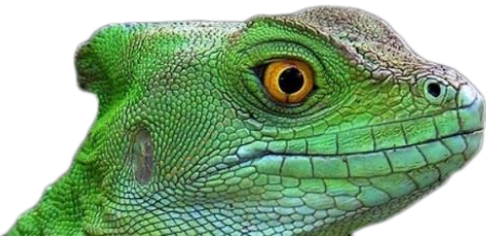


Figura 3: Esquema funcionamento SIAQUA-IPH.

O SIAQUA-IPH utiliza também a metodologia de convolução dos polutogramas (CHANSON, 2004; RIBEIRO *et al.*, 2011). Para isto, pode-se notar que no ponto c, após o procedimento de diluição, obtém-se dados de entrada para o *trecho 1* de **concentração** de poluente ao longo do tempo; porém, o dado de entrada requerido da equação de transporte (Equação 2) a ser aplicada no *trecho 1* é a **massa injetada** no sistema. Assim, para que se compatibilizem os dados de entrada bem como a informação resultante do passo anterior, o polutograma de entrada do *trecho 1* é discretizado em pequenas porções que serão transformadas em dados de massa; logo, para cada um desses novos lançamentos individuais é aplicada a equação de transporte de poluentes, assim, o polutograma resultante é a soma dos polutogramas individuais, o que pode ser observado no *gráfico 4* da Figura 3.

Mais informações acerca deste modelo podem ser encontradas em Fan *et al.* (2013) e Fan *et al.* (2015).



Área de Estudo

A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, apresentada na Figura 4, está localizada no nordeste do estado do Rio Grande do Sul, possui uma área de 3.800 km² e uma malha hídrica de aproximadamente 3.471 km (SCHULZ *et al.*, 2006). É uma das bacias mais importantes economicamente da região sul do país, contando com uma participação de aproximadamente 20% no PIB estadual e com uma população de mais de um milhão e trezentos mil habitantes. O rio principal desta bacia é o Rio dos Sinos, integrante da região hidrográfica do Guaíba. Com uma extensão de quase duzentos quilômetros, tem sua nascente em Caraá e sua foz no município de Canoas, onde desagua no lago Guaíba; os principais afluentes do Rio dos Sinos são o Rio da Ilha, o Rio Paranhana e o Rio Rolante (SEMA, 2014).

Dentre os trinta e dois municípios que estão integrais ou parcialmente inseridos na Bacia do Sinos, está o município de Rolante. Com uma população de quase vinte mil habitantes, segundo o último censo do IBGE (2010), o município localiza-se na encosta da Serra, no Vale do Paranhana. Os municípios de Taquara, com 54.643 habitantes; Campo Bom, com 60.074 habitantes; Novo Hamburgo, com 238.940 habitantes; São Leopoldo, com 214.087 habitantes; Esteio, com 80.755 habitantes; e Canoas, com 323.827 habitantes (IBGE, 2010) estão localizados no baixo Sinos e também são abastecidos pelo Rio principal desta bacia. Sendo assim, aproximadamente um milhão de pessoas são diretamente dependentes da qualidade de água do Rio dos Sinos.

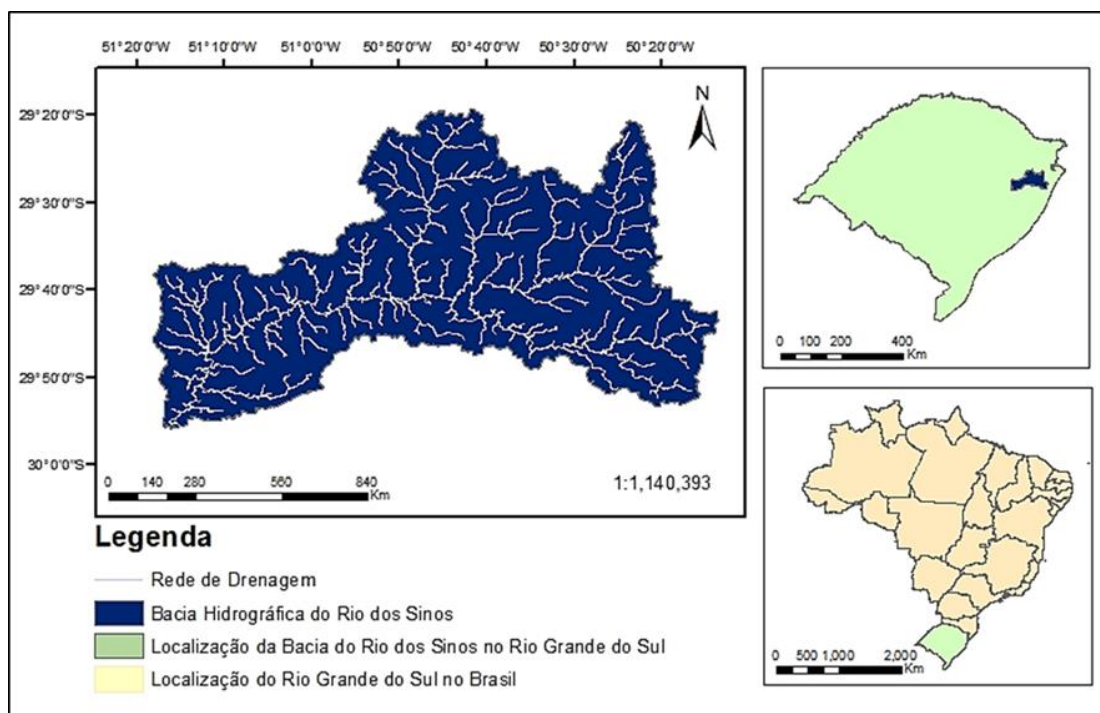


Figura 4: Bacia do Rio dos Sinos.



A maior parte destes municípios são abastecidas pela CORSAN, Companhia Estadual de Saneamento do Estado do Rio Grande do Sul. Os demais municípios têm o gerenciamento do abastecimento público vinculado diretamente às prefeituras. Entre esses, São Leopoldo tem seu abastecimento gerido pela autarquia municipal – SEMAE e Novo Hamburgo pela companhia municipal de economia mista, COMUSA. Durante o evento simulado, formou-se uma rede de comunicação entre as ETAs dos municípios de Campo Bom, Novo Hamburgo, São Leopoldo, Esteio e Canoas, para monitoramento da situação (inclusive para troca de informações técnicas); mesmo não pertencendo à mesma gestão, essa rede conseguiu monitorar e minimizar os efeitos negativos da pluma de sedimentos.

Por ser bastante urbanizada, a bacia do Rio dos Sinos sofre com os impactos humanos. Schultz *et al.* (2006) levantaram cerca de 2000 lançamentos de esgoto e 2000 pontos sem mata ciliar; e Porto e Bremer (2018) classificaram como densa a ocupação urbana nas planícies de inundação do baixo e médio Sinos e dos Rios Paranhana e Rolante, demonstrando que mais de 10 anos depois do primeiro estudo, os impactos antrópicos sobre esta bacia continuam aumentando. Porto e Bremer (2018) ainda atentam para o fato de que as áreas já urbanizadas, por sofrerem com eventos de alagamentos, inundações e escorregamentos, necessitam de obras como diques e contenções.

Caracterização do transporte de sedimentos no Rio dos Sinos

A caracterização do transporte de sedimentos, após os eventos hidrossedimentológicos – deslizamentos de terras, fluxo de detritos, inundações – ocorridos em janeiro de 2017 em Rolante/RS, é importante no entendimento da resposta do Rio dos Sinos aos tempos de condução dos sedimentos ao longo de seu curso.

Buscando-se identificar os tempos característicos do desenvolvimento da pluma de sedimentos nesta bacia, obteve-se com os sistemas de abastecimento público dos municípios localizados à jusante do lançamento, os dias e horários aproximados em que a pluma de sedimentos foi observada em cada cidade e os registros acerca de interrupção do abastecimento ocorridos nesse período devido à carga sedimentar, caso esta se mostrasse superior a capacidade de tratamento das estações.

A Figura 5 apresenta a linha do tempo dos acontecimentos da semana do dia 5 de janeiro de 2017, indicando os horários em que a carga de sedimentos foi observada em cada município e os horários de desligamento dos sistemas de captação. Em alguns municípios, a observação da pluma e a interrupção da captação deram-se de maneira simultânea. Verifica-se que, em geral, os desligamentos foram realizados logo após a observação da mancha de sedimentos.



Em *Rolante*, há a informação de que a captação de água não foi desligada em nenhum momento; porém devido aos estragos na cidade, houve a ocorrência de falta de água, devido à alta demanda nos bairros mais afetados pela enchente.

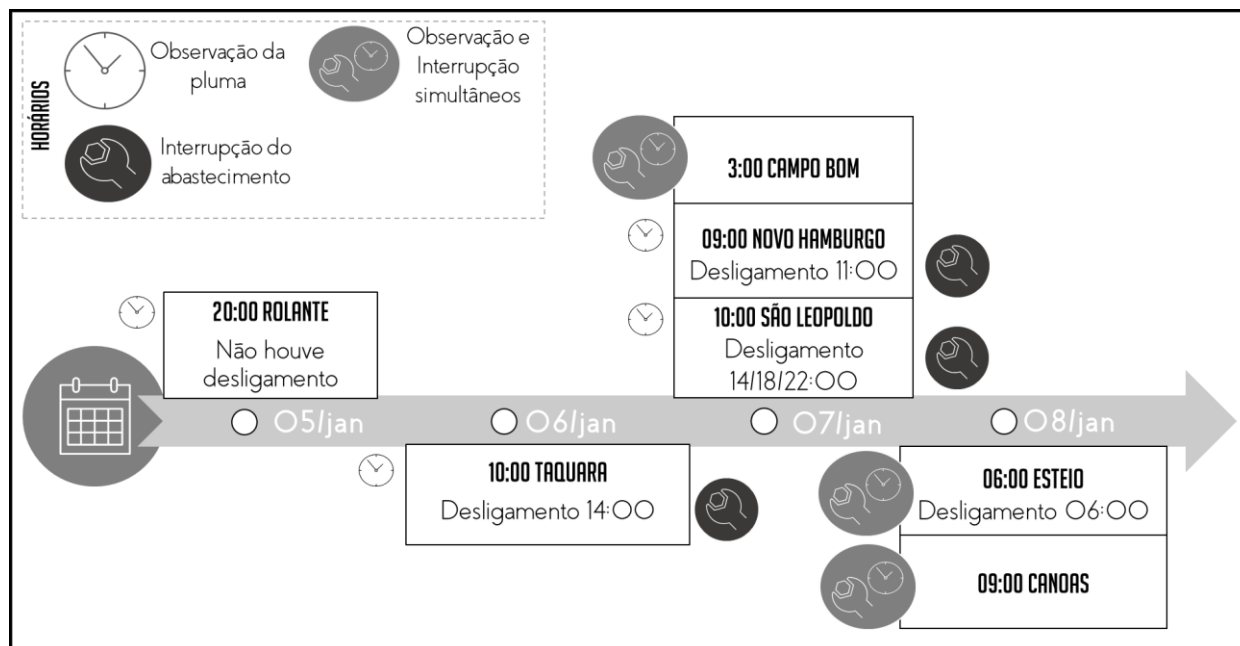


Figura 5: Linha do tempo da pluma de sedimentos no Rio dos Sinos em jan/2017.

No município de *Taquara*, o desligamento aconteceu no dia **06/jan**, aproximadamente às 14 horas e o sistema só pôde ser reestabelecido, cerca de 24 horas depois da interrupção, já no dia 07/jan.

Em *Campo Bom*, o relato é de observação da pluma e interrupção do abastecimento simultâneos no dia **07/jan** às três horas da manhã. A CORSAN do município registrou uma turbidez de 10.000 uT, uma elevação de duzentas vezes a turbidez normal do rio (G1, 2017).

Em *Novo Hamburgo*, a captação também foi desligada no sábado, dia **07/jan**, às 11h. Durante os dias seguintes foram feitas algumas tentativas infrutíferas de religação, porém, a elevada turbidez da água não permitiu a continuidade do processo; assim, a captação só foi religada definitivamente dia 10/jan no começo da manhã, somando três dias de interrupção; também há registros de queima de motores do bombeamento, causados pelos sedimentos presentes na água captada neste município.

Em *São Leopoldo*, onde há duas estações de tratamento de água e três conjuntos motor-bomba para realização da adução da água bruta; o primeiro desligamento ocorreu novamente no dia **07/jan**, às 14 horas, seguido do desligamento das demais, às 18h e 35 min e 22 horas. No dia 08/jan, 09h, foi religada um conjunto de motor-bomba para uma das ETAs. Na tentativa de ligar a segunda, pois a



turbidez já permitia trabalhar com velocidade normal no processo, não foi possível manter a qualidade, resultando novamente no desligamento para limpeza de todos os decantadores. No dia 08/jan, 23h, foi religada a segunda captação e finalmente no dia 09/jan, 17h, foi religada última bomba. A SEMAE informou que a turbidez máxima medida em uma de suas estações de tratamento de água foi de 7.200 uT, em contrapartida aos 100 uT máximos permitidos para água doce de classe 3, que ainda pode ser utilizada para o abastecimento público, após tratamento adequado, segundo a CONAMA 357 (2005).



Figura 6: Decantadores da SEMAE em São Leopoldo/RS após os desastres de Rolante/RS (fonte: SEMAE).

A Figura 6 apresenta os decantadores do sistema de abastecimento da SEMAE em São Leopoldo. Pode-se notar a quantidade de sedimentos que adentrou a estação de tratamento de água e impediu o funcionamento adequado, forçando a interrupção do abastecimento.

A captação da cidade de *Esteio* foi desligada no dia **08/jan**, aproximadamente às 6 horas da manhã e religada na noite do dia 09/jan. E em *Canoas*, a informação obtida é que o tratamento foi interrompido às 9 horas também do dia **08/jan**.

Na Figura 7, evidencia-se a localização dos municípios pertencentes à bacia do Rio dos Sinos afetados pelo transporte de sedimentos provenientes dos desastres e nos quais foram localizados dados à respeito deste evento.

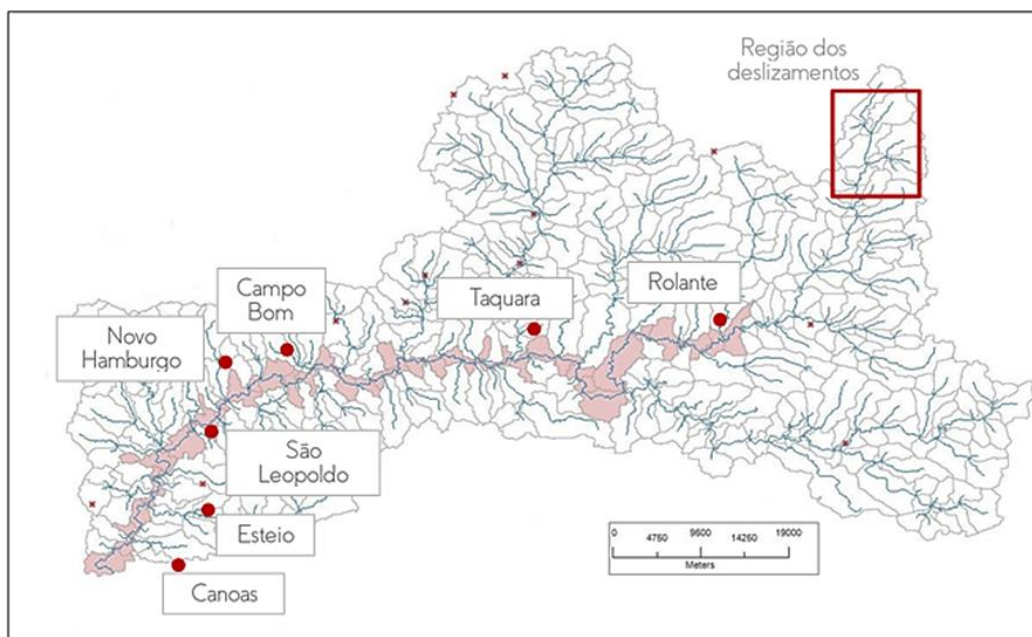


Figura 7: Municípios pertencentes à bacia do Rio Dos Sinos, em que foram relatados deslizamentos ocorridos após os desastres de Rolante em janeiro de 2017.

A Figura 7 também apresenta em destaque os trechos de rio que foram utilizados na simulação, a partir do município de Rolante/RS. Pode-se também observar a localização das cicatrizes dos deslizamentos de terra, bem ao norte da Bacia, em regiões de cabeceira.

Simulação carga sedimentar no Rio dos Sinos

A primeira parte da simulação, referente a etapa de pré-processamento de dados geoespaciais do modelo SIAQUA-IPH, deu-se com a inserção dos dados hidrológicos e hidráulicos da bacia do Rio dos Sinos no modelo. Na preparação desses dados, os trechos do rio principal afetados pela pluma de sedimentos foram quantificados em comprimento, declividade e vazões, através do modelo hidrológico MGB-IPH (COLLISCHONN *et al.*, 2007).

O modelo MGB-IPH (COLLISCHONN *et al.*, 2007) é um modelo hidrológico distribuído para a transformação de chuva em vazão nos sistemas fluviais. Este modelo é uma grande fonte de dados para modelos de qualidade de água, ao passo que pode oferecer dados simulados de vazões, velocidades do escoamento e largura da calha dos rios (FAN *et al.*, 2013). O modelo é subdividido em elementos chamados de minibacias, que compreendem a área de drenagem de cada trecho de rio. Informações mais detalhadas acerca das equações utilizadas pelo modelo podem ser encontradas em Collischonn (2001), Collischonn *et al.* (2007), Paiva (2009) e Fan (2011).



Logo, com este modelo, obteve-se o *shapefile* da rede de drenagem da bacia, subdividido em minibacias; assim como o *shapefile* dos limites dessa bacia, para melhor visualização; e, as vazões de referência, Q90, Q70, Q50, Q30 e Q10 de cada minibacia.

Na ferramenta *Dados de Bacia Hidrográfica* do SIAQUA-IPH, inicialmente foram inseridos os dados de geometria da bacia e conseqüentemente, das respectivas minibacias. A Tabela 1 apresenta um resumo das características dos dados inseridos nesta etapa. Para os dados hidráulicos, utilizaram-se as vazões de referência providas do MGB-IPH e elegeu-se trabalhar em uma situação de cheia (Q90); além disso, optou-se por uma seção retangular para a calha do rio. Por fim, estabeleceu-se um tempo de simulação de 72 horas em evento transiente.

A última etapa da modelagem baseou-se na inserção de um *lançamento de efluente*. A inserção foi realizada no trecho de rio mais próximo do centro urbano da cidade de Rolante, que foi considerada como ponto de partida da simulação (tempo zero). Essa consideração foi tomada pela inexistência de dados acerca do tempo decorrido entre os deslizamentos e a inundação do município de Rolante.

Tabela 1: Resumo dos dados geométricos da bacia.

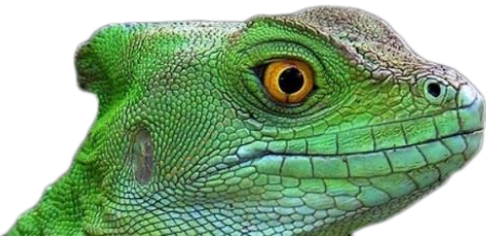
Dados geométricos	
<i>Número de trechos simulados</i>	466
<i>Comprimento médio dos trechos [km]</i>	5
<i>Área da Bacia [km²]</i>	3.706,4
<i>Declividade média da Bacia [m/km]</i>	34,208

A Tabela 8 apresenta o resumo das características do lançamento inserido na simulação.

Tabela 2: Resumo dos dados do lançamento de sedimentos no leito fluvial.

Dados do lançamento	
<i>Massa de sedimentos M_s [kg]</i>	1.523.750.000,00
<i>Trecho de lançamento</i>	402
<i>Coefficiente de decaimento k [1/dia]</i>	0,1
<i>Coefficiente corretor de velocidades $C1$</i>	2

A massa de sedimentos foi estimada de forma bastante aproximada pela Equação (3). O volume de sedimentos mobilizado foi calculado através da área de 230 hectares atingidas por deslizamentos (SEMA; GPDEN/IPH/UFRGS, 2017), considerando-se uma profundidade de meio metro, e que cerca



de 5% destes sedimentos atingiram cursos de água e foram transportados. No evento simulado, não se têm informações sobre medições de concentração dos sedimentos, por isso, a calibração do modelo foi realizada considerando apenas os tempos de transporte da pluma.

$$M_s = \rho_s \cdot V_s \quad (3)$$

Onde: M_s : massa; ρ_s : massa específica dos sedimentos; e, V_s : volume.

Para a calibração manual da simulação, foram variados os coeficientes de decaimento k , o coeficiente de dispersão longitudinal E_L e um coeficiente corretor de velocidades $C1$. O coeficiente de decaimento e o coeficiente corretor de velocidades utilizados estão apresentados na

Tabela 2; para o coeficiente de dispersão longitudinal, escolheu-se a função do modelo que seleciona em uma base de equações empíricas a mais adequada para cada trecho do rio e a aplica.

Tabela 3: Horário de chegada da pluma de sedimentos nas cidades do baixo Sinos.

<i>Cidade</i>	<i>Data</i>	<i>Hora [h]</i>
<i>Rolante</i>	05/01/2017 20:00	0
<i>Taquara</i>	06/01/2017 10:00	14
<i>Campo Bom</i>	07/01/2017 03:00	31
<i>Novo Hamburgo</i>	07/01/2017 09:00	37
<i>São Leopoldo</i>	07/01/2017 10:00	38
<i>Esteio</i>	08/01/2017 06:00	58
<i>Canoas</i>	08/01/2017 09:00	61

A Tabela 3 apresenta os dados coletados sobre a data e horário que os sedimentos provenientes do evento foram observados nas cidades à jusante dos deslizamentos de terra. Adotando-se a cidade de Rolante como o local de início do transporte da pluma, os sedimentos demoraram cerca de 60 horas para atingir a cidade mais próxima da foz do Rio dos Sinos, Canoas.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

A Figura 8 e a Tabela 4 apresentam os resultados da simulação do modelo SIAQUA-IPH o evento relatado.

Para o município de *Taquara*, onde a Tabela 4 mostra que a pluma começou a ser observada **14 horas** após a enchente em Rolante, o polutograma da simulação, Figura 8 a), também tem seu



início aproximadamente **14 horas** após o lançamento, tendo seu pico de concentração aproximadamente entre 16 e 18h após o lançamento.

Em *Campo Bom*, a Tabela 4 mostra uma observação da pluma de sedimentos cerca de **31 horas** após os eventos, e o polutograma da simulação, Figura 8 b), apresenta seu início, aproximadamente **32 horas** após o lançamento, com seu pico, cerca de 4 horas depois.

Já para *Novo Hamburgo* e *São Leopoldo*, os polutogramas, Figura 8 c) e d), respectivamente, mostraram um pequeno atraso para o início da pluma de sedimentos, pois segundo os dados da Tabela 4 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, a pluma teria sido observada 37 e 38 horas após o lançamento; porém, os horários de interrupção do abastecimento se deram em **39 e 42 horas**, o que condiz com os polutogramas que apresentaram um início de concentração de sedimentos entre **39 e 40 horas e 42 horas** depois do lançamento, respectivamente. O pico de concentração para estes municípios foi em aproximadamente 44 e 46 horas de simulação.

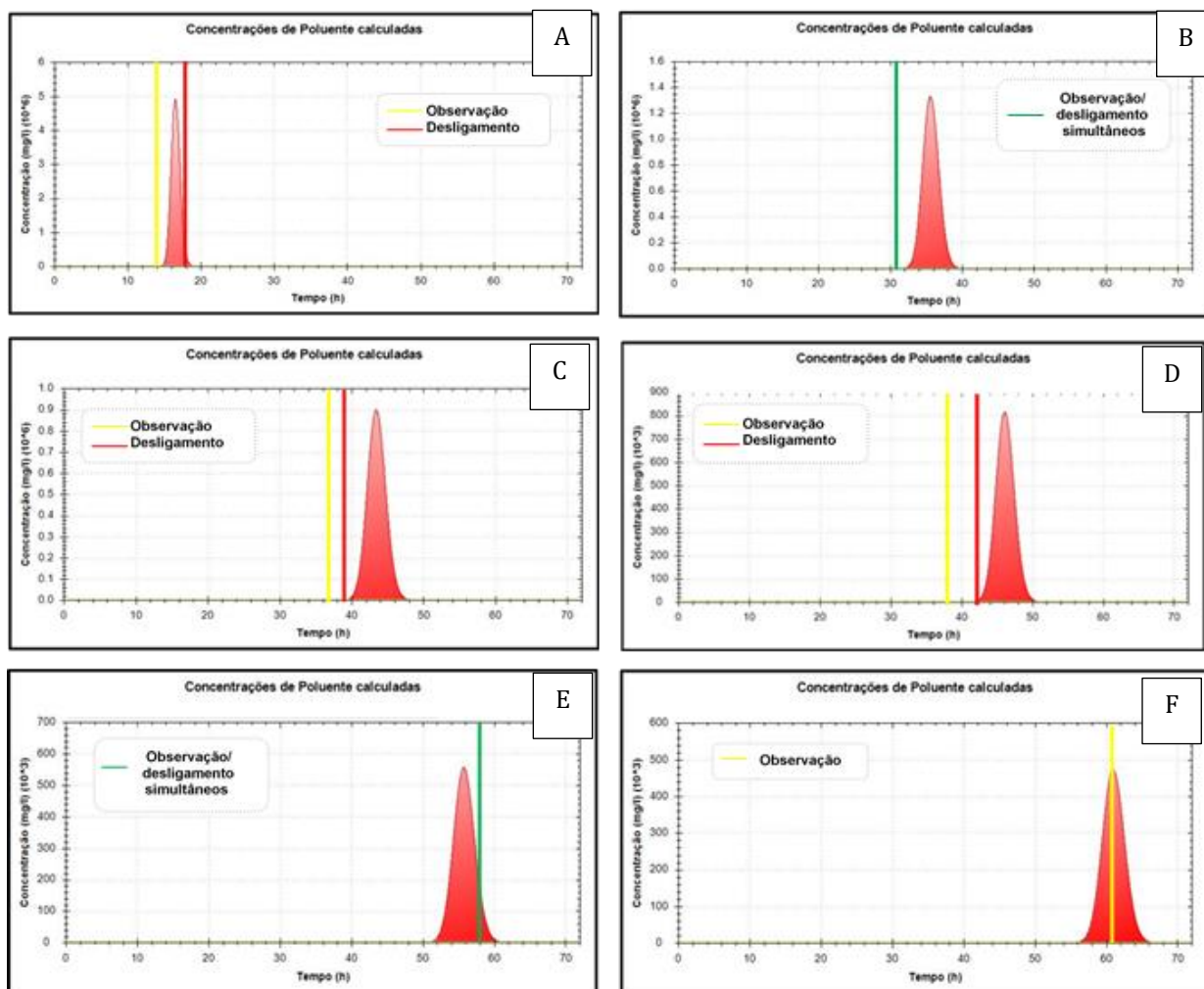


Figura 8: Polutogramas do transporte de sedimentos no Rio dos Sinos: a) Taquara; b) Campo Bom; c) Novo Hamburgo; d) São Leopoldo; e) Esteio e f) Canoas.

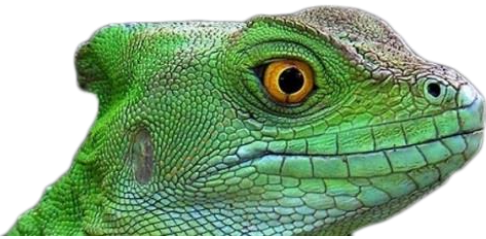


Tabela 4: Comparação dos dados observados e o resultado da simulação.

Cidade	Observação da pluma [h]	Interrupção do abastecimento [h]	Início do polutograma simulado [h]	Pico o polutograma simulado [h]
Taquara	14	18	14	16 - 18
Campo Bom	31	-	32	35 - 36
Novo Hamburgo	37	39	39 - 40	43 - 44
São Leopoldo	38	42	42	46
Esteio	58	-	51 - 52	55 - 56
Canoas	61	-	56	61

A Figura 8 e) e f) apresenta os resultados da simulação para os municípios de *Esteio* e *Canoas*, onde os dados de observação da pluma de sedimentos (desligamentos das captações), apresentados na Tabela 4 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, mostram-se mais aproximados aos tempos de início e pico dos polutogramas de sedimentos. As captações foram desligadas **58 e 61 horas** após o lançamento, enquanto que os polutogramas mostram um tempo de pico de concentração em **56 e 61 horas**, respectivamente; já o início do desenvolvimento da pluma do polutograma, se dá em 52 e 56 horas, respectivamente.

A Tabela 5 apresenta de forma resumida as diferenças horárias entre os dados observados e o resultado da simulação. Pode-se notar três correlações interessantes.

Tabela 5: Resumo dos erros horários entre as observações e a simulação

Cidade	a) Δ (Observação da pluma / Início do polutograma) [h]	b) Δ (Observação da pluma / Pico do Polutograma) [h]	c) Δ (Interrupção do abastecimento / Início do Polutograma) [h]	d) Δ (Interrupção do abastecimento / Pico do Polutograma) [h]
Taquara	0	2 - 4	4	0 - 2
Campo Bom	1	5 - 4	-	-
Novo Hamburgo	2 - 3	6 - 7	0 - 1	4 - 5
São Leopoldo	4	8	0	4
Esteio	7 - 6	2 - 3	-	-
Canoas	5	0	-	-



A primeira, para os municípios de *Taquara* e *Campo Bom*, está relacionada ao horário de observação da pluma e o início do polutograma, Tabela 5 – coluna a), onde as diferenças são de no máximo 1 hora. Já nos municípios de *Novo Hamburgo* e *São Leopoldo*, pode-se observar uma correlação entre a interrupção do abastecimento e o início dos polutogramas, Tabela 5 – coluna c); onde, novamente as diferenças entre essas grandezas são de no máximo 1 hora. E, por fim, os municípios de *Esteio* e *Canoas*, apresentam uma correlação maior entre os horários de observação da pluma e o pico dos polutogramas, Tabela 5 – coluna b), com uma diferença máxima de cerca de 3 horas.

Com base nessas correlações e, ainda, considerando que a simulação teve um tempo total de 72 horas, os erros máximos obtidos nessa simulação foram de aproximadamente 4%. Porém, ainda que se observassem todas as correlações entre os horários de observação/interrupção do abastecimento e início/pico dos polutogramas, apresentadas na Tabela 5, a maior diferença obtida seria entre a observação e o pico do polutograma para a cidade de São Leopoldo. Essa diferença de 8 horas representaria cerca de 11% de erro em relação ao total de tempo simulado. Para a simulação de um evento com uma restrição tão grande de dados, consideram-se os resultados bastante satisfatórios.

Para as correlações encontradas entre os tempos de observação/interrupção e os tempos de início/pico dos polutogramas, pode-se listar algumas possíveis explicações. Uma delas é que as cidades mais próximas da foz do Rio dos Sinos, como Esteio e Canoas, receberam uma quantidade menor de sedimentos, visto que grande parte do lançamento já havia se dispersado, assim sendo, os problemas para as captações deram-se a partir das concentrações de pico dos sedimentos, ao contrário das cidades mais próximas de Rolante, as quais, logo na chegada da pluma de sedimentos, já percebiam uma grande concentração dos mesmos.

Outra explicação diz respeito à qualidade da informação obtida, já que alguns registros foram feitos de forma bastante aproximada pelos funcionários das estações de tratamento de água e não se tem como precisar se estes dados se referem a observação da pluma nas cidades ou apenas ao momento de desligamento das captações.

Finalmente, os polutogramas foram plotados nos trechos de rios, mais próximos dos centros urbanos das cidades listadas, porém, não se tem informação exata da localização das captações, podendo assim, estarem localizadas em trechos diferentes dos que foram utilizados na simulação.

Um ponto importante a se ressaltar, é que os municípios localizados mais perto da foz do Rio dos Sinos tiveram seu abastecimento de água afetado por um período maior de tempo, o que condiz com os polutogramas gerados para estes cenários, pois nestes gráficos a pluma, apesar de se mostrar



com uma concentração menor, apresentou uma duração de tempo maior que nos polutogramas dos municípios mais próximos do lançamento.

Os resultados referentes às concentrações não puderam ser calibrados pela inexistência de dados observados para este parâmetro e, por isso, não são discutidos.

O desabastecimento, relacionado ao evento simulado por este trabalho, pode ter afetado também outros municípios não destacados aqui; porém, ou estes municípios não possuíam dados sobre o evento ou não foi possível contato com as respectivas estações de tratamento de água.

E, finalmente, na elaboração do estudo, notou-se a necessidade de um monitoramento mais efetivo das condições de qualidade de água desta Bacia, responsável pelo abastecimento de mais de um milhão de pessoas, pois a disponibilidade de dados de qualidade de água é quase remota.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O modelo de qualidade de água SIAQUA-IPH foi utilizado na modelagem do evento hidrossedimentológico ocorrido em janeiro de 2017, nas encostas do Vale do Paranhana, ao norte da cidade de Rolante no Rio Grande do Sul, o qual transportou sedimentos até o Rio Rolante, que atingiram o Rio dos Sinos e se propagaram pela bacia, a partir dos dados de observação referentes aos desligamentos das captações de água dos municípios do baixo Sinos.

Os tempos de viagem da pluma de sedimentos foram calibrados para as cidades de Taquara, Campo Bom, Novo Hamburgo, São Leopoldo, Esteio e Canoas.

Os municípios de *Taquara* e *Campo Bom* apresentaram correlação entre o horário de observação da pluma e o início do polutograma com diferenças de no máximo 1 hora. Já em *Novo Hamburgo* e *São Leopoldo*, pôde-se observar uma correlação entre a interrupção do abastecimento e o início dos polutogramas, onde, novamente as diferenças foram de no máximo 1 hora. Finalmente, os municípios de *Esteio* e *Canoas*, apresentam uma correlação maior entre os horários de observação da pluma e o pico dos polutogramas, com uma diferença máxima de cerca de 3 horas. Considerando as correlações e o tempo total de simulação, a modelagem apresentou erros de cerca de 3%, além de que, considerando todas as relações, o erro foi de no máximo 11%.

Assim, pode-se dizer que o resultado da simulação foi bastante positivo em um contexto de escassez de dados e escala de bacia hidrográfica.

Algumas das fontes de incerteza da simulação dizem respeito aos dados que foram obtidos com funcionários das companhias de saneamento com precisão não identificada; à localização das captações, em que se utilizou o local mais próximo do centro urbano das cidades e pode diferir da



localização real das mesmas; além da inexistência de dados de concentração de sedimentos, para os quais não foi possível realizar a calibração.

Por fim, pode-se citar que ademais dos municípios utilizados na calibração deste trabalho, outras cidades pertencentes à bacia do Rio dos Sinos podem ter sofrido consequências relacionadas a este evento. Entretanto, não foi possível localizar dados referentes a este evento e por isso não foram mencionados nessa pesquisa.

Finalmente, pode-se dizer que o SIAQUA-IPH mostrou-se como uma ferramenta adequada para a simulação de transporte de poluentes em escala de bacia, mesmo com pouca disponibilidade de dados, sendo mais um aliado no gerenciamento da qualidade de água pelos gestores dos serviços de abastecimento.

Agradecimentos

A primeira autora gostaria de agradecer o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos concedida e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo apoio recebido.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Canavesi, V., Camarinha, P. I. M., Algarve, V. R., Carneiro, R. L. C., & Alvala, R. C. S. 2013. Análise da susceptibilidade a deslizamentos de terra: estudo de caso de Paraibuna, SP. XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 5251-5258.
- Chanson, 2004. Environmental hydraulics of open channel flows. London: Butterworth-Heinemann. 483 p.
- Chapra, S.C. 1997. Surface Water-Quality Modeling. McGraw-Hill International Edition, New York, 844.
- Collischonn, W., Allasia, D., Da Silva, B. C., & Tucci, C. E. 2007. The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 878-895.
- Collischonn, W. 2001. Simulação hidrológica de grandes bacias.
- CONAMA. 2005. 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, 357.
- Dantas, M. E.; Viero, A. C.; Silva, D. R. A. 2010. “Origem das Paisagens”, in Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul. Org. por Viero, A. C. & Silva, D. R. A. ed. CPRM - Serviço Geológico do Brasil, Porto Alegre/BR, pp. 35-50.
- Fan, F. M., Fleischmann, A. S., Collischonn, W., Ames, D. P., Rigo, D. 2015. Large-scale analytical water quality model coupled with GIS for simulation of point sourced pollutant discharges. *Environmental Modelling software*, 64, 58-71.
- Fan, F. M.; Collischonn, W.; Rigo, D. 2013. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, p. 359-370.



- Fan, F. M. 2011. Acoplamento entre SIG e modelos hidrológicos: Integração do modelo MGB-IPH. Trabalho de Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Gonçalves, J.B.; Almeida, J.R.; Lins, G.A. 2007. Uma análise crítica do acidente em Cataguases-MG, 2003. Revista Ciências do Ambiente On-Line, v.3, n. 2, 9 p.
- Grayman, W. M.; Deininger, R. A.; Males, R. M. 2001. Design of early warning and predictive source-water monitoring systems. American Water Works Association.
- GZH, 2017a. "90% do gado foi levado pelo rio", estima coordenador da Defesa Civil de Rolante." Porto Alegre, RS. 06/01/2017. Disponível em <https://gauchazh.clicrbs.com.br/geral/noticia/2017/01/90-do-gado-foi-levado-pelo-rio-estima-coordenador-da-defesa-civil-de-rolante-9142833.html>
- GZH, 2017b. "Enchente deixa famílias ilhadas e interdita rodovia em Rolante." Porto Alegre, RS. 06/01/2017. Disponível em <https://gauchazh.clicrbs.com.br/geral/noticia/2017/01/enchente-deixa-familias-ilhadas-e-interdita-rodovia-em-rolante-9138632.html>
- G1, 2017. "Lama de enchente deixa oito cidades sem água no vale do Rio dos Sinos". RS. 08/01/2017. Disponível em <http://g1.globo.com/rs/rio-grande-do-sul/noticia/2017/01/lama-de-enchente-deixa-oito-cidades-sem-agua-no-vale-do-rio-dos-sinos.html>
- IBGE. IBGE CIDADES@, 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 11/08/2019.
- Paiva, R. C. D. D. 2009. Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias estudo de caso: bacia do rio Solimões.
- Palu, Marcos C.; Julien, Pierre Y. 2019. Modeling the Sediment Load of the Doce River after the Fundão Tailings Dam Collapse, Brazil. Journal of Hydraulic Engineering, v. 145, n. 5, p. 05019002.
- Porto, D. T., & Bremer, U. F. 2018. Interfaces entre planejamento territorial e gestão de risco de desastres na bacia hidrográfica do rio dos sinos, estado do rio grande do sul, brasil. Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul, (32), 82-97.
- Quintela, R. S., & Fan, F. M. 2017. Estudo de aplicação preliminar do modelo SIAQUA-IPH para dispersão longitudinal de sedimentos em rios resultantes de rompimentos de barragens de rejeitos. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (22.: Florianópolis, 2017). Anais [recurso eletrônico]. [Porto Alegre: ABRH, 2017].
- Ribeiro, C.B.M.; Silva, D. D.; Soares, J.H.P.; Guedes, H.A.S. 2011. Warning system based on theoretical-experimental study of dispersion of soluble pollutants in rivers. Engenharia Agrícola [online], v. 31, n. 5, p. 985-997.
- Scottá, F. Mancha de Sedimentos encontra o Lagoa Guaíba [sem título]. 2017. 1 fotografia.
- Schulz, U.H.; Nabinger, V.; Gomes, L.P. 2006. Relatório final do Projeto Monalisa. São Leopoldo, RS. Comitê de gerenciamento da bacia do Rio dos Sinos - COMITESINOS, 18p.
- SEMA; GPDEN/IPH/UFRGS. 2017. Diagnóstico preliminar. Departamento de Recursos Hídricos da SEMA e Grupo de Pesquisa em Desastres Naturais do IPH/UFRGS. Porto Alegre: DRH/SEMA, 26p.
- SEMA. Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Plano de Bacia. 2014. Disponível em: <http://www.prosinos.rs.gov.br/planos-e-aco-es/plano-de-bacia>. Acesso em 05 jan/2020
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. 1994. Water Quality Standards Handbook, 2nd ed., Technical Report EPA-823-B-94-005a, Office of Water, USEPA, Washington, DC.



EMPREGO DA MORINGA OLEIFERA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS DO CÓRREGO DAS LAJES EM UBERABA- MG

| ID 15685 |

¹Nathália Silva de Lima, ²Diego Andrade Lemos, ³Patrícia Diniz Martins

¹Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: nathalia.silva.lima60@gmail.com; ²Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: diego.lemos@uftm.edu.br; ³Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: patricia_ambiental@hotmail.com

| RESUMO |

A contaminação dos recursos hídricos tem aumentado ao longo do tempo e os coagulantes convencionais utilizados para o tratamento, como o sulfato de alumínio, vem apresentando risco a saúde humana e ao ambiente. A utilização de um coagulante natural pode ser uma alternativa para esse problema, principalmente se tratarmos de corpos hídricos que possuem organismos vivos. Neste contexto, a *Moringa oleifera* é uma espécie arbórea que possui em sua semente proteínas catiônicas solúveis em água, o que possibilita a realização da coagulação, e conseqüentemente, utilização no tratamento de águas superficiais. O presente estudo tem como objetivo principal avaliar efeito tóxico das sementes de *Moringa oleifera* frente ao corpo hídrico do Córrego das Lajes. Para tanto, avaliou-se turbidez, pH, diferentes concentrações de coagulante e toxicidade da semente de moringa frente a hortaliça *Lactuca sativa* (alface). Foram utilizadas sementes secas, descascadas e maceradas em solução salina NaCl (1M) nas concentrações de 50, 75 e 100 mg.L⁻¹. Foram realizados testes em Jar Test com diferentes intervalos de agitação, sendo inicialmente aplicada a velocidade de 100 rpm por 3 minutos para mistura rápida, logo após 15 rpm por 15 minutos para mistura lenta, finalmente deixou-se em repouso para decantação e após 1, 2 e 3 três horas mediu-se a turbidez. Foram observadas reduções de turbidez durante o tratamento de 33,33%, 41,14%, 32,20% para as concentrações de 50 mg.L⁻¹, 75 mg.L⁻¹, e 100 mg.L⁻¹, respectivamente. As diferenças observadas nestes experimentos foram significativas e confirmadas pelos testes de ANOVA e Tukey (p<0,05). O pH manteve-se próximo da neutralidade durante os experimentos, variando de 7,14 a 7,27. A solução coagulante de *Moringa oleifera* não apresentou toxicidade para as sementes de *Lactuca sativa* (alface).

Palavras-chave: Recursos Hídricos; Tratamento de Água; Coagulante Natural.

| INTRODUÇÃO |

Nos últimos anos os recursos hídricos vêm sofrendo contaminação proveniente de diversos setores da sociedade e esta contaminação tem se tornando um fator de risco para a população e o meio ambiente (NISHI *et al.*, 2011). Sendo assim o procedimento de tratamento de águas superficiais é uma etapa de grande importância para a melhoria dos corpos hídricos. A coagulação, etapa



essencial no tratamento de águas é o processo físico-químico que objetiva o agrupamento das partículas em suspensão com a adição de coagulante. Possui também a característica de desestabilizar as partículas coloidais que estão em suspensão, aumentando consideravelmente a velocidade de sedimentação (LIBÂNIO, 2010).

O sulfato de alumínio é o coagulante químico mais utilizado para tratamento de água, devido ao seu baixo custo e facilidade de aquisição. No entanto, é necessário um rigor quanto ao valor de concentração adicionado sob a água em tratamento, tendo em vista suas consequências negativas à saúde do homem. Estudos revelam que o sulfato de alumínio causa doenças que afetam o sistema neurológico, como a doença de Alzheimer, além de uma série de desvantagens para a água e para o ambiente, tais como, produção de grandes volumes de lodo, diminuição do pH e redução de eficiência em países de clima frio devido à baixa temperatura da água. Dessa maneira, a utilização de um coagulante natural surge como uma alternativa para evitar os efeitos negativos, como exemplo a *Moringa oleifera* (NISHI *et al.*, 2011; NDABIGENGESERE e NARASIAH, 1998).

A *Moringa oleifera* (gênero *Moringa* e família Moringaceae) possui apenas um gênero e 14 espécies. É originária do Norte da Índia, mas não é endêmica, por isso, cresce também em outros países tropicais, como o Brasil (PATERNIANI; MANTOVANI; SANT'ANNA, 2009; BEZERRA *et al.*, 2004). Possui tolerância a seca e, além de ser nutritiva e medicinal, estudos comprovam que suas sementes promovem a limpeza da água (MADRONA *et al.*, 2010; CARVALHO, 2005; FRANCISCO *et al.*, 2014).

A moringa possui algumas vantagens que a difere dos coagulantes químicos, sendo elas: não alteração do pH, é biodegradável e o lodo produzido possui menor volume (MORETI *et al.*, 2013). Também pode-se contabilizar a diminuição de turbidez após a utilização da semente de *Moringa oleifera*, que varia de 77% a 90,5% de eficiência de remoção (ARANTES *et al.*, 2015; PATERNIANI; MANTOVANI; SANT'ANNA, 2009; FRANCO *et al.*, 2017; MADRONA *et al.*, 2010).

A ampla utilização da moringa faz com que se torne necessário um estudo toxicológico, a fim de avaliar os efeitos para os seres vivos. Nesse sentido, a semente de *Lactuca sativa* (alface) pode ser utilizada para esse tipo de teste. Trata-se de um teste de toxicidade bastante utilizado pois, é de baixo custo, fácil cultivo e não há necessidade de manutenção entre experimentos, visto que analisa a germinação da semente (GRYCZAK *et al.*, 2018).

Neste contexto, esse estudo objetiva avaliar o potencial de redução da poluição das águas do Córrego das Lajes, bem como o efeito tóxico das sementes de *Moringa oleifera* frente ao corpo hídrico.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Coleta da amostra de água superficial

A coleta da água bruta oriunda do Córrego das Lajes, afluente do rio Uberaba (coordenadas 19°44'05.04"S, 47°56'52.71"O), localizado no município de Uberaba-MG, foi realizada em recipientes plásticos adequados. Todas as amostras foram coletadas no mesmo dia e horário (início da manhã). Em seguida, foram levadas ao Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Triângulo Mineiro para realização dos testes de tratabilidade.

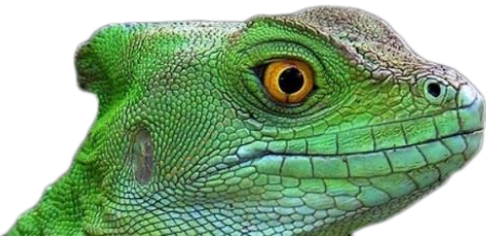
Preparo do coagulante natural

Para o preparo da solução coagulante, foi utilizado o método proposto por Madrona *et al.* (2010). Primeiramente, ocorreu a extração das sementes de vagens maduras que foram secas em estufa à 60 °C por 48 horas. As cascas foram retiradas manualmente e as sementes que estavam em seu interior foram extraídas e maceradas (com pistilo) até se tornarem um material pulverulento.

A solução coagulante de moringa foi preparada por meio da adição de 1g de sementes maceradas em 100 ml de solução salina de NaCl 1M. Posteriormente a mistura foi homogeneizada em agitador magnético por um período de 30 minutos, seguida de filtração convencional em filtro de papel e filtração a vácuo com membrana estéril de 47 mm de diâmetro e poro de 0,45µm. A solução coagulante foi utilizada imediatamente após seu preparo, para não perder a eficiência.

Teste de tratabilidade (Jar Test)

O ensaio de tratabilidade (Jar Test) foi constituído por três etapas principais: mistura rápida, lenta (floculação) e decantação, compreendendo assim o processo de coagulação. Para os ensaios, foram preparadas três concentrações da solução coagulante: 50, 75 e 100 mg.L⁻¹. Os intervalos de tempo para cada velocidade em aparelho Jar test (modelo 218-3LBD) foram ajustados, sendo 3 minutos (100rpm) para a etapa de mistura rápida, 15 minutos (15 rpm) para a floculação e de 1 a 3 horas para a sedimentação dos flocos formados. As diferentes soluções coagulantes, 50, 75, 100 mg.L⁻¹, foram misturadas à água bruta em jarros Jar Test com 2 L de capacidade, ao se iniciar a etapa de mistura rápida (MADRONA *et al.*, 2010). Foram analisados os parâmetros de turbidez e potencial hidrogeniônico (pH) na água bruta coletada e nos testes de tratabilidade, conforme descrito pelo *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, 2012*. A turbidez foi analisada em turbidímetro (modelo DLI-2500, del lab) e o pH em pHmetro de bancada (modelo mPA-



210) (APHA, 2012). Estes experimentos foram feitos em triplicata e realizadas as análises de variância (ANOVA) de fator duplo seguidas de teste de Tukey ($p < 0,05$).

Teste de fitotoxicidade

O teste de fitotoxicidade realizado com as sementes de alface foi baseado na metodologia de Peduto, Jesus, Kohatsu (2019), com adaptações. Foram utilizadas sementes da marca Feltrin do tipo *Lechuga Simpson Black Seed* (Alface Simpson sementes pretas).

Foram utilizadas as três concentrações de solução coagulante (50, 75, 100 mg.L⁻¹), além do controle neutro (apenas água destilada). A montagem foi realizada em placas de Petri de vidro forradas em seu interior com papel toalha. Foram adicionadas 10 sementes dispostas aleatoriamente e avolumado 3 ml das soluções a serem testadas. Para cada solução, foram feitas 4 réplicas. As placas foram embaladas em papel filme, acondicionadas em caixa de cor preta com tampa e levadas a BOD a 20 °C por um período de 120 horas. A germinação foi analisada diariamente (em intervalos de 24h) e após os cinco dias foi realizada a medição do tamanho da radícula. Foram calculados os seguintes índices: porcentagem de germinação absoluta (%GA) (Equação 1); porcentagem do crescimento relativo das radículas (%CRR) (Equação 2); o índice de germinação (IG) (Equação 3) e o crescimento relativo da radícula (CRR) (Equação 4).

$$\% GA = \frac{\text{média aritmética das sementes germinadas nas concentrações testes}}{\text{média aritmética das sementes germinadas no controle neutro}} \times 100 \quad (1)$$

$$\% CRR = \frac{\text{média aritmética do comprimento das radículas das concentrações testes}}{\text{média aritmética do comprimento das radículas no controle neutro}} \times 100 \quad (2)$$

$$IG = \frac{(\%GA) \times (\%CRR)}{100} \quad (3)$$

$$CRR = \frac{\text{média aritmética do comprimento das radículas da concentração teste}}{\text{média aritmética do comprimento das radículas no controle neutro}} \quad (4)$$

A avaliação do grau de fitotoxicidade das amostras foram analisadas de acordo com as Tabelas 1 e 2 (LUMBAQUE *et al.*, 2016; BELO, 2011; PEDUTO, JESUS, KOHATSU, 2019).



Tabela 1 - Classificação a partir do índice de germinação (IG)

Índice de germinação (IG)	Classificação
< 30	Muito fitotóxico
30 - 60	Fitotóxico
60 - 80	Moderadamente fitotóxico
80 - 100	Não fitotóxico
> 100	Potencializa a germinação

Fonte: Belo, 2011; Peduto, Jesus, Kohatsu, 2019

Tabela 2 - Classificação a partir do Crescimento Relativo da Radícula (CRR).

Faixa	Efeito
$0 < CRR < 0,8$	Inibição no crescimento da raiz
$0,8 \leq CRR \leq 1,2$	Nenhum efeito significativo
$CRR > 1,2$	Estímulo do crescimento da raiz

Fonte: Lumbaque et al., 2016; Peduto, Jesus, Kohatsu, 2019

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os dados obtidos nos experimentos mostram que as três concentrações da solução coagulante afetaram a eficiência de remoção de turbidez da amostra de água ao longo do tempo (Figura 1). De forma geral, com o aumento do tempo de decantação, a turbidez da água bruta decaí gradativamente para todas as concentrações.

A amostra de água bruta apresentou turbidez de 3,58 NTU, ou seja, menor do que os valores de turbidez após tratamento com o coagulante natural. Esse processo pode ocorrer devido à quantidade de sólidos suspensos provenientes do preparo da própria solução, o que acarreta o aumento da turbidez (FRANCO *et al.* 2017). A amostra contendo 75 mg.L^{-1} de solução coagulante foi mais eficiente na remoção de turbidez durante o tratamento, apresentando 41,14% de eficiência com o aumento de tempo de decantação de 1 hora para 3 horas, seguindo-se pelas concentrações de 50 mg.L^{-1} (33,33%) e 100 mg.L^{-1} (32,20%). Observa-se que houve uma eficiência de remoção, mesmo utilizando baixas concentrações da solução coagulante durante o tratamento, o que é um avanço, uma vez que diversos trabalhos (FRANCO *et al.* 2017; PATERNIANI; MANTOVANI; SANT'ANNA, 2009; MADRONA *et al.* 2010) constataram que a redução da turbidez utilizando a solução coagulante de moringa ocorre em concentrações mais elevadas e em águas com turbidez mais alta, geralmente acima de 100 NTU.

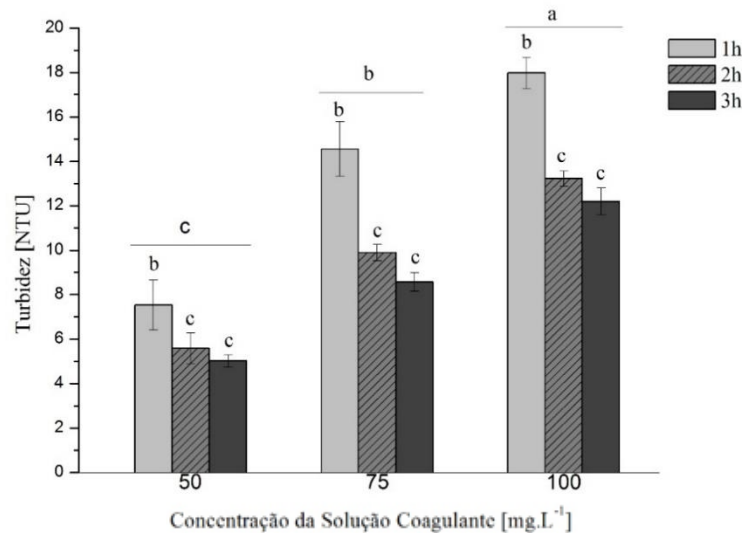
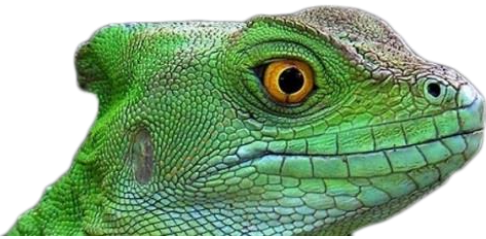


Figura 1 – Turbidez das amostras variando ao longo do tempo de decantação com as diferentes concentrações de solução coagulante. As letras representam as diferenças estatísticas **
Diferença estatística entre as concentrações
Diferença estatística entre os tempo

Vale ressaltar que o aumento do tempo de decantação (de 1 hora para 3 horas), favorece a quantidade de partículas formadas no processo de floculação que conseqüentemente serão sedimentadas (Baptista *et al.* 2014), assim, quanto maior o tempo de decantação, maior a remoção de turbidez (Figura 1). Entretanto, nota-se que a menor eficiência de remoção de turbidez foi observada para a amostra com maior concentração de coagulante natural (100 mg.L⁻¹).

A análise estatística realizada por meio de ANOVA apresentou diferença significativa entre as concentrações assim como entre as variações de tempo de decantação com relação a turbidez. Todas as concentrações da solução coagulante utilizada diferem entre si estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); já em relação ao tempo, apenas o de 1 hora difere dos tempos de 2 e 3 horas enquanto os tempos de 2 e 3 horas não diferem entre si. Os tratamentos representados por letras iguais (Figura 1) não diferem pelo teste de Tukey.

O valor de pH da amostra bruta encontrava-se próximo da neutralidade, sendo este 7,52, ou seja, não foi necessário a correção do mesmo, a média de pH das amostras variou entre os valores de 7,14 a 7,27 (Figura 2).

Nota-se que apesar das diferentes concentrações de solução coagulante adicionadas na água, a variação de pH entre as amostras foi pequena, portanto, a *Moringa oleifera* é um agente coagulante que após sua utilização não altera significativamente o pH da água (NISHI *et al.*, 2011; NDABIGENGESERE e NARASIAH, 1998). De acordo com a resolução Conama nº 357/2005 do



Ministério do Meio Ambiente o pH da água para o Córrego das Lajes deve ser mantido entre 6,0 e 9,5. Portanto, a utilização da *Moringa oleifera* neste corpo hídrico atende aos padrões da legislação, mostrando que a utilização da solução coagulante não causa nenhuma alteração para o parâmetro analisado.

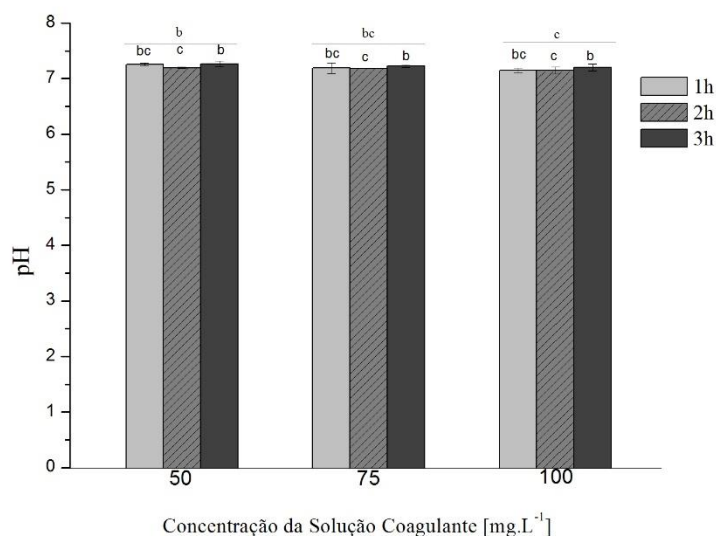


Figura 2 – Comportamento do pH ao longo do tempo em diferentes concentrações de solução coagulante. As letras representam as diferenças estatísticas ** $\frac{\text{Diferença estatística entre as concentrações}}{\text{Diferença estatística entre os tempo}}$

As análises estatísticas em relação ao pH seguiram um comportamento análogo ao da turbidez, onde os tratamentos de tempo e concentração apresentaram diferenças significativas. O teste de Tukey ($p < 0,05$) apontou que a concentração de 100 mg.L⁻¹ se difere estatisticamente da concentração de 50 mg.L⁻¹, enquanto a concentração de 75 mg.L⁻¹ não se difere estatisticamente das outras duas concentrações. Em relação ao tempo, o de 1 hora se difere dos tempos de 2 e 3 horas e os tempos de 2 e 3 horas não se diferem entre si (Figura 2).

Em relação a todos os testes realizados com sementes de alface, a porcentagem de germinação absoluta (%GA) foi superior a 85%. Observou-se que a concentração de solução coagulante de 75 mg.L⁻¹ apresentou a maior porcentagem para as quatro repetições (100%, 100%, 97,5%, 100%), seguido pelos de 50 e 100 mg.L⁻¹, respectivamente. (Figura 3).

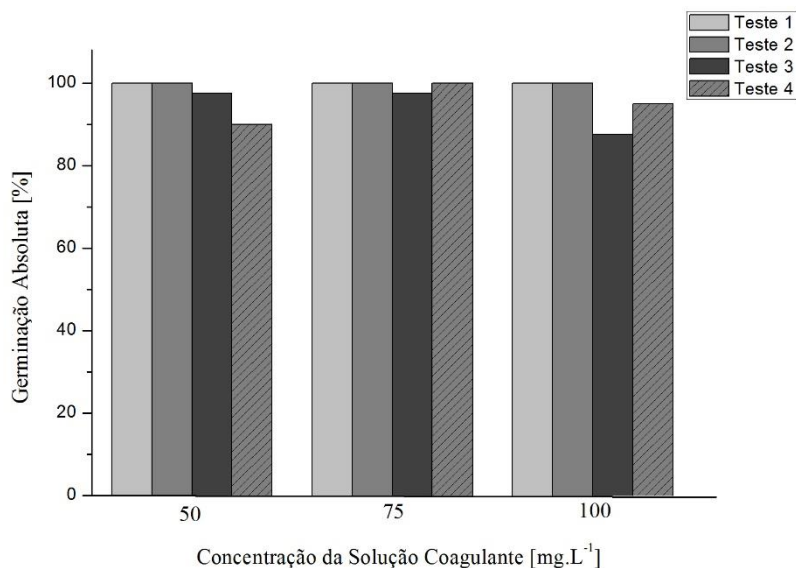


Figura 3 – Percentual de germinação absoluta das sementes de alface nas diferentes concentrações de solução coagulante.

Segundo Gryczak *et al.* (2018), o valor de 85% indica que a espécie proporciona dados confiáveis, ou seja, não vão apresentar toxicidade. A confiabilidade dos resultados é confirmada por Cruz *et al.* (2013); Lapa, (2014) esses autores citam, que 65 % das sementes devem germinar no controle negativo para que o teste com hortaliças seja confiável, nos ensaios realizados por Lapa, (2014) em alface foi encontrado o valor da porcentagem de germinação de 96,7%.

Os valores percentuais do crescimento relativo da radícula são apresentados na Figura 4. Observa-se que as sementes dispostas na concentração de 75 mg.L⁻¹ apresentaram maior porcentagem de crescimento sendo as: 99,09; 124,18; 92,86 e 80,53 % para as repetições 1, 2, 3 e 4, respectivamente, posteriormente as concentrações de 50 e 100 mg.L⁻¹.

Observa-se que, assim como na porcentagem de germinação, a concentração que apresentou condições favoráveis para o crescimento radicular foi a de 75 mg.L⁻¹. No entanto, todas as demais amostras atendem aos padrões da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos que estabelece como germinação a radícula que atingir o tamanho médio igual ou superior a 5 mm (GRYCZAK *et al.* 2018).

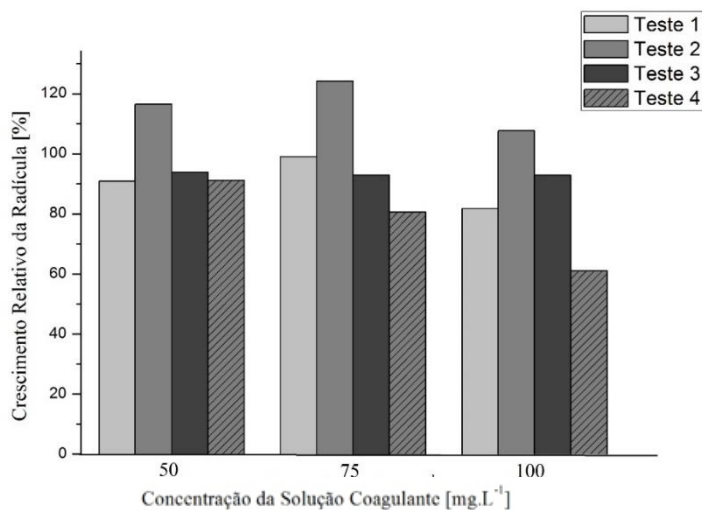


Figura 4 - Percentual do crescimento relativo da radícula das sementes de alface nas diferentes concentrações de solução coagulante.

As Figuras 5 e 6 apresentam o índice de germinação e o crescimento relativo da radícula. Observa-se que para todas as concentrações de solução coagulante, o IG ficou entre 80-100, e os valores do crescimento relativo da radícula variaram de 0,8-1,0.

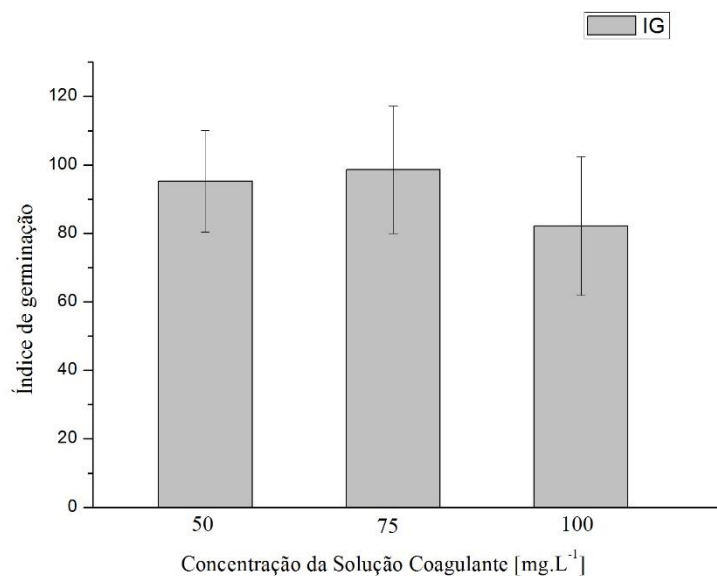


Figura 5 - Índices de germinação (IG) médios calculados para cada concentração e os respectivos erros médios padrão associados.

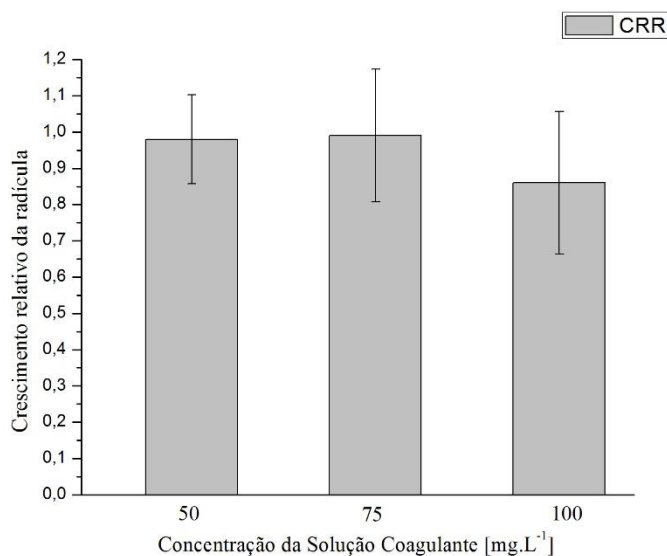


Figura 6 – Crescimento Relativo da Radícula (CRR) médios calculados para cada concentração de coagulante e os respectivos erros médios padrão associados.

Baseado nas tabelas de classificação descritas por (LUMBAQUE et al., 2016; BELO, 2011; PEDUTO, JESUS, KOHATSU, 2019), a solução coagulante utilizada não apresenta nenhum efeito significativo sobre o crescimento relativo da raiz, assim como para o índice de germinação, sendo assim, as amostras classificadas como não fitotóxicas. Portanto, a solução coagulante de moringa não apresentou fitotoxicidade para as sementes de alface, o que pode ser devido à baixa concentração utilizada. Oliveira *et al.* (2016) também encontraram resultados satisfatórios, pois as amostras tratadas com extrato da moringa apresentaram estímulo ao crescimento da raiz, ultrapassando valor de 1,2, valor este padronizado por estudos de Lumbaque *et al.* (2016); Peduto, Jesus, Kohatsu (2019).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os resultados obtidos permitiram avaliar que após a utilização da solução coagulante não houve variação significativa do pH, que se manteve próximo a neutralidade, confirmando que a utilização de solução coagulante contendo moringa não apresenta influência sob esse parâmetro. Os testes de fitotoxicidade com sementes de alface mostraram que a moringa não apresenta efeito tóxico para esta hortaliça. A concentração de 75 mg.L⁻¹ de solução coagulante de *Moringa oleifera* foi a que apresentou melhor resultado para todos os testes, ou seja, foi a mais eficiente na redução de turbidez durante o tratamento, apresentou após a utilização menor variação no pH e as sementes de alface apresentaram maior índice de germinação e crescimento radicular.

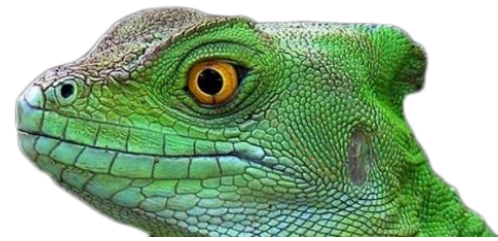


| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- APHA (2012). Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th 21 ed. Washington.
- Arantes, C. C.; Paterniani, J. E. S.; Rodrigues, D. S.; Hatori, P. S.; Pires, M. S. G.; 2015. Diferentes Formas de Aplicação da Semente de *Moringa oleifera* no Tratamento de Água. Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 19, n. 3, p. 266-272.
- Baptista, A. T. A.; Cardines, P. H. F.; Silva, M. O.; Bergamasco, R. R. G.; Vieira, M. S.; 2014. Avaliação da Dosagem e Tempo de Sedimentação no Tratamento de Água Superficial de Baixa Turbidez com Coagulante a Base de *Moringa oleifera* lam. Anais do XX COBEQ, pp. 1-9.
- Belo, S. R. S.; 2011. Avaliação de Fitotoxicidade Através de *Lepidium Sativum* no Âmbito de Processos de Compostagem. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade de Coimbra, 68 f.
- Carvalho, R. M. 2005. Clarificação de águas pluviais ricas em óxidos de ferro acumuladas em cava de mineração através da utilização de um coagulante natural. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 97 f.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil), 2005. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. **D.O.U.**: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63.
- Cruz, J. M.; Lopes, P. R. M.; Montagnolli, R. N.; Tamada, I. S.; Silva, N. M. M. G.; 2013. Toxicity Assessment of Contaminated Soil Using Seeds as Bioindicators. Journal of Applied Biotechnology, v. 1, n. 1, p. 1-10.
- Francisco, J. P.; Silva, J. B. G.; Roque, O. C. C.; Nascentes, A. L.; Silva, L. D. B.; 2014. Evaluation of the Effect of the Seed Extract of *Moringa Oleifera lam* Over the Efficiency of Organic Filters in Wastewater Treatment of Dairy Cattle Breeding. Engenharia Agrícola, v. 34, n. 1, p. 143-152.
- Franco, C. S.; Batista, M. D. A.; Oliveira, L. F. C.; Kohn, G. P.; Fia, R.; 2017. Coagulação com Semente de *Moringa oleifera* Preparada por Diferentes Métodos em Águas com Turbidez de 20 a 100 UNT. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n. 4, p. 781-788.
- Gryczak, M.; Kilipper, J. T.; Costa, P. D.; Maccari, A.; 2018. Sementes de *Lactuca Sativa* como Bioindicador de Toxicidade em Resíduos de Construção Civil. Revista Tecnologia e Ambiente, v. 24, p. 233-242.
- Lapa, M. P.; 2014. Avaliação Ecotoxicológica de Solos Impactados com Borra Oleosa Submetidos a Diferentes Tratamentos de Biorremediação. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Pelotas, 62 f.
- Libânio, M.; 2010. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. 3 ed. São Paulo: Ed. Átomo, 494 p.
- Lumbaque, E. C.; Gomes, M. F.; Carvalho, V. S.; Freitas, A. M.; Tiburtius, E. R. L.; 2016. Degradation and Ecotoxicity of Dye Reactive Black 5 After Reductive-Oxidative Process. Environmental Science and Pollution Ressearch, v. 24, n. 7, p. 6126-6134.
- Madrona, G. S.; Serpelloni, G. B.; Vieira, A. M. S.; Cardoso, K. C.; Bergamasco, R.; 2010. Study of the Effect of Saline Solution on the Extraction of the *Moringa oleifera* Seed's Active Component for Water Treatment. Springer Science + Business Media B.V., p. 409-415.
- Moreti, L. O. R.; Camacho, F. P.; Bongiovani, M. C.; Stroher, A. P.; Nishi, L.; Vieira, A. M. S.; Bergamasco, R.; 2013. Emprego das Sementes de *Moringa oleifera lam*, como Coagulante Alternativo ao Policloreto de Alumínio (PAC), no Tratamento de Água para Fins Potáveis. E-xacta, v. 6, n. 1, p. 153-165.



- Ndabigengesere, A.; Narasiah, K.S.; 1998. Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. *Water Research*, v. 32, n. 3, p. 781-791.
- Nishi, L.; Madrona, G. S.; Vieira, A. M. S.; Bassetti, F. J.; Silva, G. F.; Bergamasco, R.; 2011. Coagulação/floculação com sementes de *Moringa oleifera* Lam para Remoção de Cistos de *Giardia spp.* e Oocistos de *Cryptosporidium spp.* da água. In: International Workshop Advances Cleaner Production. São Paulo: IWACP, p. 1-9.
- Oliveira, Z. L.; Lyra, M. R. C. C.; Arruda, A. C. F.; Barros, C. A. G.; Nascimento, J. F.; Ferreira, S. R. M.; 2016. Avaliação da Toxicidade de Lixiviado do Aterro Sanitário CTCandeias Antes e Após Tratamento com Extratos de *Moringa oleifera* Lam em Bioensaio com Alface - *Lactuca sativa* L. *Anais do XVIII COBRAMSEG*, pp. 19-22.
- Paterniani, J. E. S.; Mantovani, M. C.; Sant'anna, M. R.; 2009. Uso de Sementes de *Moringa oleifera* para Tratamento de Águas Superficiais. *Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 6, p. 765-771.
- Peduto, T. A. G.; Jesus, T. A.; Kohatsu, M. Y.; 2019. Sensibilidade de Diferentes Sementes em Ensaio de Fitotoxicidade. *Revista Brasileira de Ciências, Tecnologia e Inovação*, v. 4, n. 2, p. 200-212.



WATER QUALITY MONITORING THROUGH THE CITIZEN SCIENCE APPROACH – A CASE STUDY OF THE CHAPADINHA STREAM WATER BASIN, BRAZIL

| ID 15688 |

Rodrigo Oliveira Werneck¹, João Paula Cunha de Menezes²

1 Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade de Brasília, DF, Brasil, e-mail: werneck.row@gmail.com; 2 Professor Adjunto da Universidade de Brasília, DF, Brasil, e-mail: joaopauloc@unb.br;

| ABSTRACT |

The social contribution to ecological knowledge outdoes the qualitative properties of a water body, representing the societies collaboration for water resources management. In this sense, this work aimed to train volunteers to monitor the water quality of the Chapadinha stream, Brazil. The methodology followed the principles of Citizen Science constituted by the empowerment of volunteers to use an Educational Kit to collect/analyse physical-chemical and biological parameters of water. The collections were performed in a monitoring station, with seven monthly water sampling campaigns/workshops in 2018. In addition, the volunteer's statements were collected and analysed after each campaign, as well as the environmental characterization of the watershed. In each workshop, an average of 25 volunteers, between 8 and 16 years old, took part and left their testimonies. One of them reviled his desire to see the stream clean and with people having fun by its waters. The participation of the volunteers occurred indirectly, helping the researchers in the collection, analysis and interpretation of the data. More than introducing them to the scientific analysis of water quality, the training has led to further discussions on pollution issues. After interpretation of the results, dissolved oxygen showed values below 5 mg/L, and for total coliforms and *E. coli*, both showed values above 1000 CFU/100 mL. These served to alert the participants of possible contaminants present in the water. About the environmental characterization, cartographic product of land use and cover was generated. In conclusion, incorporating Citizen Science programs in schools for monitoring water quality, with social participation, goes beyond scientific outcomes by providing ways to learn about water resources, improving the interest in science and nature, and enhancing future environmental stewardship in participants. Moreover, the use of environmental characterization linked to the training is exceptional for the holistic comprehension of the watershed and local hydrological dynamics.

Keywords: Citizen Science; Water Quality; Environmental Characterization.

| INTRODUCTION |

Knowledge does not exist by itself, nor does understanding of difficult issues for the population to access. In a slight but compelling way, education, professional capacitation, public information, cultural traditions and social media interacting with each other are able to influence how people behave and respond to changes in the world around them. Community involvement and inclusion of



all citizens in decision-making represent key factors in achieving social and environmental goals (UNESCO-WWAP, 2003).

In this context, technological tools such as computers, geographic information systems and computer databases are almost insignificant since millions of people are deprived of basic education, health, food and drinking water (UNESCO-WWAP, 2003). Knowledge is crucial for the improvement of working and living conditions, for the conservation of the natural environment, to enhance social participation and strengthen democracies, in short, for the ecological and economic development of humanity (UNESCO-WWAP, 2003).

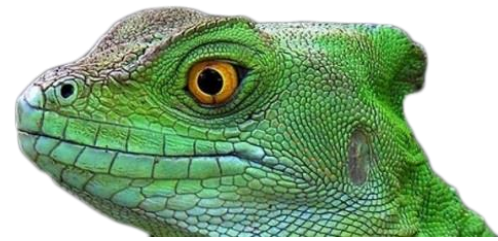
When the exchange of knowledge involves the issue of water, and its properties, considered essential for the satisfaction of the fundamental needs of the human beings existence. Preserving water is necessary to improve the efficiency of its uses (MELO & GATTO, 2014), through specific stimuli, like engaging public participation in science to spur the understanding of environmental systems to seek better solutions to the obstacles (McKINLEY et al., 2016).

In view of this, citizen science represent an approach to scientific inquiry that can contribute to the educational goal of raising interest in science and nature among the population directly involved with the project, by vigorously involving them in research activities, in which participants can gain interest in water resources conservation and management (PHILLIPS, FERGUSON, MINARCHEK, PORTICELLA, & BONNEY, 2014). This process allows citizens, who belong to the river basin where the educative process is located, to act as contributor-collaborators, assuming a role of protagonists in the project of protection of the natural environment (BALDIN, 2015).

In the learning process, in which both the professional and citizen benefit from taking part, the natural resource has the function of assisting the knowledge exchange, serving as a means of internalizing the content in a playful way (ROBINSON, CAWTHRAY, WEST, BONN, & ANSINE, 2019). It is through a monitoring and learning process that the citizen scientist acknowledges the benefits that a freshwater resource can offer to a community. With that, everyone wins, facilitator and citizen scientist, when there are dynamics involving direct participation in methodological, didactic experiences, which facilitate the understanding of the subject addressed (BONNEY, PHILLIPS, BALLARD, & ENCK, 2016).

When integrating a curriculum-based citizen science project with youth participants, it is important to meet environmental science education and rigid conservation science goals (BALLARD, DIXON, & HARRIS, 2017).

Despite the difficulty of evaluating the performance of the participants, a well-designed citizen science project should seek to evaluate its citizens through their interest in science and the environment, their aptitudes for scientific research, their motivations to participate, the change of



behaviour and proactivity towards the project and by the confidence and ability to carry out activities on their own (PHILLIPS et al., 2014).

To captivate the participants to continue conducting citizen science projects, that one may stimulate new participations and consolidate new leaderships to carry on the project is challenging for those who design programs that involve non-professionals in scientific activities to actually empower communities to manage their natural assets, especially water resources (RUFINO et al., 2018).

The case study analysed in this paper sought to integrate citizens to monitor the water quality of the Chapadinha Stream, while pursuing some educational goals. The program was designed to represent a curriculum-based project, taking place at the Nature Park School of Brazlândia, including both data collection and data processing of the water quality in the watershed, yielding space for the students to grasp about environmental monitoring and freshwater resources management through manual activities.

| METHODOLOGY |

Volunteer Integration

In order to establish an institutional partnership in the study area, with a scope for the community and with the possibility of engaging volunteers for the acquisition of water quality data through the citizen science approach, a contact with the AquaRiparia program was established (AQUARIPARIA, 2020).

AquaRiparia is a research network coordinated by the University of Brasilia and the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA), composed of researchers, university students, including several collaborators and volunteers. In addition, the program foresees the generation of protocols for surveying the use and occupation of the river basins with the aim of being replicated throughout the country (AQUARIPARIA, 2020).

The study was developed in cooperation with the Nature Park School of Brazlândia. This rural public school was established in 2014, which today remain a reference of participative management, with a project of sustainability and eco-education which subjects are distributed in four axes: Arts and Crafts, Physical, Environmental and Heritage Education.

The study environment was close to the students, since the Chapadinha Stream passes by the school's backyard. The watercourse can be accessed via a gate at the back of the school lot, and so,



there was no obstacle for the students who composed the group of citizen scientists to monitor the stream's water quality. The Nature Park School presented a suitable environment for the training of volunteers, offering digital resources for educational and scientific development, besides being an adequate physical space to develop pedagogical practices that enhance environmental education.

In this partnership, the school provided a space for performing outdoor classes, overlooking the stream, for the training of the participants and also for the analysis of the data with the Kit, after sampling in the Chapadinha stream. The coordination of the school favoured our activity by including the monitoring of the water as an ordinary class, integrated with the pedagogical proposal of the institution, which included all the students who were present at the school on the monitoring days. Also including a guided field trip to the Veredinha Ecological Park, where participants could get to discover the springs of the Chapadinha stream, while they learned more about water resources and river basin.

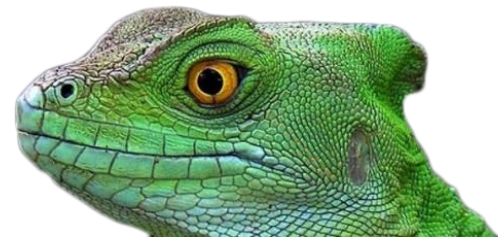
To ensure the internalization of the concepts to be acquired, it was necessary to plan the lessons guided by educational objectives. For the training of the volunteers, dynamics were carried out with the theme of water, and knowledge exchange took place in order to clarify surface water quality monitoring procedures. The dynamics addressed issues such as watershed, contamination of rivers and ponds, land use and occupation, qualitative aspects of water and about the handling and utilization of the educational kit.

These activities aimed to incorporate the importance of aqua and the factors that influence its quality through questioning activities, which arouse the participant's interest in handling the kit appropriately to deal with water quality monitoring.

Every water collection campaign was considered an outdoor workshop, as the participants were given the theoretical concepts that underpin water quality monitoring through dynamics and educational games, in which researchers and students learned from each other.

The kit used by the students, during the entire citizen monitoring of the Chapadinha Stream, was the Technical Ecolkit for fresh and salt water, provided by the company Alfakit (ALFAKIT, 2020). The kit is based predominantly on the colorimetric method for visual comparison. In this method, specific solutions are added to the water samples that acquire stains according to the values of the parameter to be measured. The comparison of the water samples, considering the intensity of the colour resulting from the mixture, with predefined colour scales results in ranges of values that allow an estimation of the water quality parameters.

Ecolkit is an educational kit composed of thermometer, pluviometer, flasks, reagents, gloves, filter paper, dissolved oxygen sample bottle, titrations syringes, colorimetric ribbons for visual comparison in water resistant material with UV protection, instructions manual and safety



information on handling and other materials needed to perform physical-chemical analysis that allow the analysis of parameters, temperature, dissolved oxygen, orthophosphates, nitrate, nitrite, ammonium, total mineral nitrogen, turbidity and pH, which followed the protocol developed by the company for parameter analysis (ALFAKIT, 2020). In each water quality monitoring workshop, participants were instructed on how to manage the kit.

Sampling Protocol

The Ecolit has its own protocol for measuring concentrations of water quality parameters that was followed by researchers and citizen scientists (ALFAKIT, 2020). The protocol was easy for participants to perceive and execute. As there were many citizens, they took turns to check the data collected and assign a concentration range for each parameter observed in the field. The researchers monitored the situation and handled the reagents to ensure the safety of the volunteers. At all times, citizens were accompanied by scientists and carried out the analyses according to the learning acquired from the instructions received beforehand and in the practical experiences with the kit.

In each sampling campaign, the volunteers were provided a case containing the education kit and all its components. Including the sampling protocol printed in a waterproof paper, a data sheet with a pen, an ice pack to keep the coliforms sample cool and a user's manual with safety procedures.

In total, seven water collection campaigns have been carried out in the Chapadinha stream with the Ecolit. In the last four, were also collected to analyse total coliforms and *Escherichia coli*, in the period between the months of May and November 2018, covering both dry and rainy seasons. The coliform samples were packed in ice until the moment of laboratory analysis.

The first three collections, accomplished between May and July 2018, involved only students and scholars from the AquaRiparia project and the project's authors, where all participants were directly involved in the sampling and analysis of data. However, the last four samples, between August and November, involved an average of approximately 25 students per collection date, in addition to the collaboration of AquaRiparian scholars, the project's author and research advisor. The participation of most of the students was indirect, helping in the analysis of the collected data and in the interpretation of what the water quality indicators represented for the Chapadinha stream, without going in the water for sampling.

The citizen monitoring data followed the protocols established by the instruction manual and safety information in handling the kit, in which each parameter presents its own methodology for colorimetric collection and analysis of results (ALFAKIT, 2020). The samples used to generate the coliform data were collected by the scientists with the help of volunteers at the citizen monitoring



point and at the ecological park, thus the analyses were performed in a laboratory according to the protocol presented by Standard Methods for Water and Wastewater (APHA, 2005).

To achieve both scientific and educational goals during the sampling and analysis, the kit parameters were determined only once, without the production of replicas. The students took turns for the analysis of the kit parameters. Each volunteer presented a will to undertake a specific activity, with some preferring to perform activities that do not require entering the water for data collection.

Sample Analysis

Samples dealing with the kit were analysed for various water quality parameters, such as dissolved oxygen (O_2) concentration, hydrogen ionic potential (pH), Temperature, Ammonia (NH_3), Nitrate (NO_3) and Nitrite (NO_2) concentration. All these parameters were gauged applying the colorimetric method.

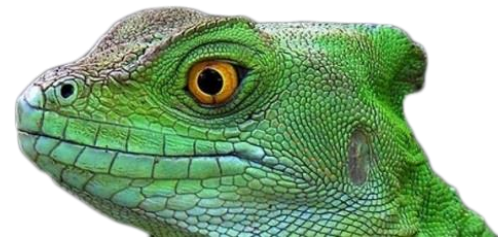
The quantification of total coliforms and *E. coli* was done employing the IDEXX Colilert® test kit, using the Most Probable Number Procedure (MPN). According to the method booklet (IDEXX LABORATORIES, 2020), Colilert® uses the Defined Substrate Technology® (DST®) for the detection of total coliforms and *E. coli* in water. In addition, it implements the reference (APHA, 2005) for collecting and preserving the samples.

Undiluted samples were prepared for total coliforms and *E. coli* in charts that were incubated in a laboratory oven. The oven was kept at a temperature of 37° Celsius required for analysis during the 24-hour period recommended by the analysis method (IDEXX LABORATORIES, 2020).

Volunteer's Statements

The groups that received instructions on how to handle the kit and took part on the hydrological dynamics for the internalization of the watershed concepts came from two separate primary schools, *Escola Classe INCRA 07* and *Escola Classe da Torre*, with students between eight (8) and sixteen (16) years old, belonging from the 4th to the 9th grade.

In addition to managing the kit, the participants received questionnaires to record information about the impressions of the object of study and the conditions of the environment studied. The activities and questionnaires worked on the perception of the students regarding the situation of the body of water at the time of sampling. They also made it possible to identify probable causes of water quality degradation, as part of the practical teaching of water quality parameters and of complementing the environmental awareness carried out at the same collection point.



This questionnaire served as the students' testimonial to the knowledge acquired during the workshops at the Chapadinha Stream. The students were allowed to write down what they had learned and could develop through some points highlighted below. The questionnaire works out as a letter from them to the Chapadinha Stream.

- Does the project with the University of Brasilia enable the participants to perceive the role that the river plays in our lives?
- How important is it to preserve the spring and the environment?
- How can irregular garbage and clandestine sewage affect the streams of the city?
- Can the construction of new neighborhoods in Brazlândia damage the stream in its quantity and quality?
- How is the learning about the stream in relation to its preservation being transmitted to family and relatives?
- How would we like to see the stream in 10 years? (Fuller, emptier, dirtier, cleaner?).

Environmental Characterization of the Watershed

The Chapadinha Stream Basin, affluent to the Descoberto Lake, is located in Brazil, in the Federal District, in the administrative region of Brazlândia, 50 km away from Brasilia.

Figure 1 presents the Study Area of the present work, which contains the location of the Chapadinha Stream Basin, the Descoberto lake and the Nature Park School of Brazlândia, whose water quality sampling point coordinates are (15°41'31.20" S; 48°12'10.80" W).

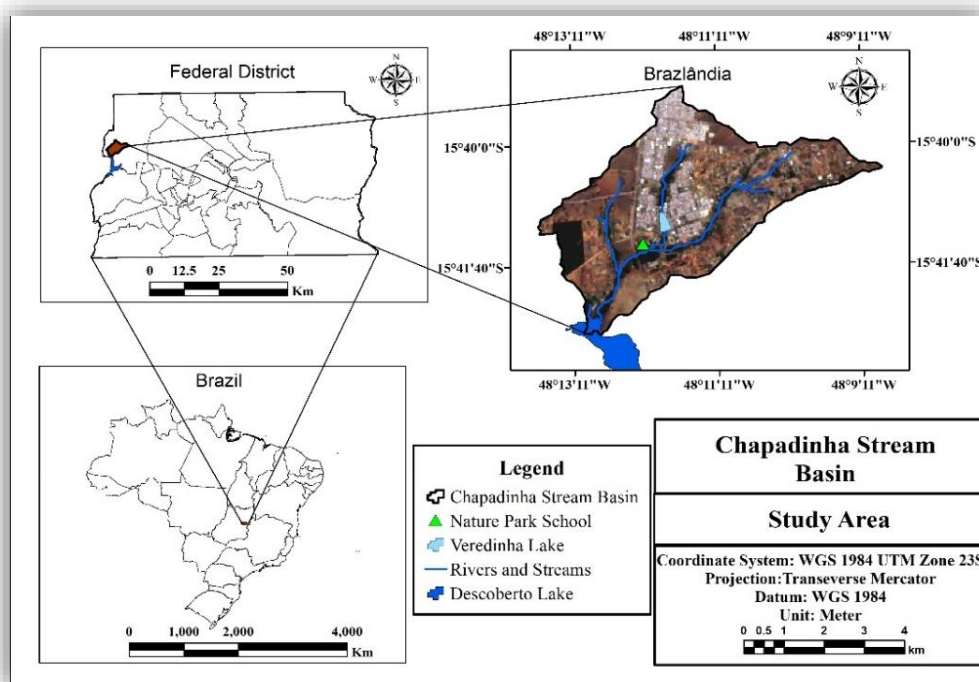


Figure 1 - Study Area Map, location of the Citizen Science monitoring point.



The data were processed in ArcGIS 10.5 software, therefore generating the maps that environmentally characterize the study area.

From the geoprocessing of the shape files of the databases (FERRIGO, 2014; SEDUH, 2020; USGS, 2020) it was possible to generate the Land Use and Cover map, representing their features for the study basin cut by the clip tool in the GIS environment. The 30 meters spatial resolution map/mosaic of the project region from the Landsat-8 satellite was downloaded from the American Geological Survey Service (USGS, 2020). The borderline of the river basin and the drainage network was done using the automatic delimitation tool, through the Spatial Analyst and ArcHydro extensions (ESRI, 2020).

The analysis of land use remains an essential tool for understanding the functioning of the basin, being able to identify the sector's most susceptible to environmental impacts of various conjunctures such as flooding points, deforestation areas, urban regions, roads, water bodies, cultivation areas.

| RESULTS AND DISCUSSION |

Water Monitoring

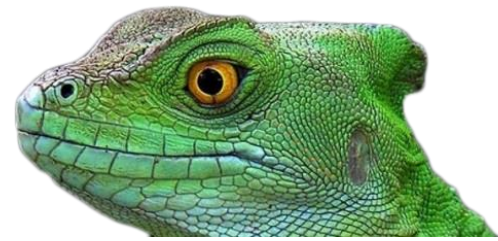
To estimate the water quality, besides understanding the hydrological dynamics of the stream, it was necessary to perform a citizen water collection with the educational Kit. With this, quality parameters were analysed, as well as Total Coliforms and *E. coli* at the monitoring point in the Chapadinha stream.

The citizen monitoring took place in the Nature Park School of Brazlândia, in a class format in which four students' groups were directed to participate in the collections, helping and understanding the dynamics of the water body around them. Moreover, the selected location, at the back of the school lot, favoured the citizen's access to the stream in the sampling campaign.

In all the monitoring campaigns, it was possible to instruct the volunteers about the collection and analysis procedures. In addition to conducting a discussion on the results obtained.

Regarding the physical-chemical and biological parameters verified in the field, only dissolved oxygen, total coliforms and *E. coli* presented concentrations considered discrepant with Brazilian legislation (CONAMA, 2000, 2005).

The following table shows the range of results for each parameter in relation to the respective acceptable quality standard.



Range of values found for each parameter analysed compared to its quality standard.

<i>Parameter</i>	<i>Quality Standard</i>	<i>Range of Values Found</i>
<i>Temperature (°C)</i>	-	20.5 – 24.0
<i>Dissolved Oxygen (O₂)</i>	≥ 5.0 mg/L O ₂	3.0 -10.0
<i>Hydrogen Ionic Potential (pH)</i>	6.0 – 9.0	7.0 - 8.0
<i>Ammonia (mg/L NH₃-N)</i>	3.7 mg/L N, for pH ≤ 7.5 2,0 mg/L N, for pH 7.5 < pH ≤ 8.0	0.1 – 0.5
<i>Nitrate (mg/L N-NO₃⁻)</i>	10.0 mg/L N	0.3 – 2.5
<i>Nitrite (mg/L N-NO₂)</i>	1.0 mg/L N	0.01 – 0.05
<i>Total Coliforms (MPN)</i>	≤ 1000.0	63.1 – 1011.2
<i>E. coli (MPN)</i>	≤ 800.0	0.0 – 1011.2

From the previous table, it can be perceived that of the related indicators, only dissolved oxygen, total coliforms and *E. coli* did not achieve the quality standards in at least one sample.

Thus, the variation in the range found for dissolved oxygen, pointed out values below the minimum of 5 mg/L O₂, and for both *E. coli* and total coliforms samples, at least one of the specimen exceeded the maximum value of 800 CFU/100 mL and 1000 CFU/100 mL, respectively.

These results demonstrate a reasonable probability of punctual and diffuse entry of pollutants along the stream, which may indicate a possible clandestine binding of domestic sewage.

Low oxygen levels in water attest to the probability of significant nutrient deposition in water that raises the Biochemical Oxygen Demand in water (BOD), causing the dissolved oxygen in water to be consumed for the stabilization of organic matter.

The densities of Total Coliforms and *E. coli* were compared at two separate locations, at the Ecological Park and at the School, sampled on the same date. The maximum values were evidenced at the school, in the month of November, a period of intense rainfall in the region, which led to the value of 1011.2 (MPN/100 mL) for both Total Coliforms and *E. coli*. However, at the ecological park, the values acquired in the sample collected of the spring water were only 63.1 (MPN/100 mL) for Total Coliforms, and no presence of *E. coli* was detected in the sampled waters.

Comparing the data obtained with the Brazilian legislation (CONAMA, 2000), the values for *E. coli* and Total Coliforms exceeded the maximum allowed for Class 2 waters.

Therefore, it was recommended that project volunteers avoid direct contact with water, especially during the rainy season to prevent possible contamination.



As a way to understand the hydrological dynamics of the stream under study, watershed and its importance for water quality and quantity were addressed. As follows, a visit was conducted with the students to the Veredinha Ecological Park, with school buses provided by the local education authority and the visit was accompanied by the park's technicians.

The ecological park is a place that shelters several springs that contribute to the Chapadinha stream, hence contributing to the basin as a whole. The visit to the springs at the park, associated to the integrative classes overlooking the stream only corroborated with the end result of making the volunteers more capable to recognize and perceive the aquatic bodies, interpreting their relationship with the water resource.

The Field trip was necessary to internalize the lessons on water quality and watershed, enabling students to better acknowledge the importance of preserving the springs within a nature conservation unit.

Total Coliforms and *E. coli* samples were also collected at the site where it was possible to verify the state of preservation of the spring. After analysis, the presence of such pathogens was undetected in the spring water. The probable absence of such pathogens in the water indicates a satisfactory state of protection of the source, highlighting the importance of a preserved ecological park at the more elevated part of the watershed.

The data collected from the citizen science approach were analysed to enhance tangible information to the reality of the Nature Park School students, being shared and disseminated to the community, in which the project is inserted, contributing to increase access to environmental knowledge.

Thus, in the study, the use of this type of approach in water monitoring was continuously validated, to achieve both scientific and educational objectives, going beyond water quality data. Hence improving the student's interest in science and nature and enhancing future environmental stewardship in participants.

It is noteworthy the use of an educational kit that employs a colorimetric method of visual comparison presents some disadvantages regarding the analysis, since the visual comparison is subjective. And it is up to the analyst to interpret the information from the data obtained, also influenced by the change of analysts from the different group of students who developed the collections. Therefore, in order to achieve better results, the collection, analysis and final interpretation procedures should be repeated, preferably by the same citizen scientist.



Volunteers Statements

The monitoring of water quality with a citizen's science focus is based on environmental education to transfer water science knowledge, linking the two to achieve the objectives of engaging the population to commit to the quality of the water bodies that surround them and that are part of their daily lives.

The understanding of the hydrological dynamics is in charge of the individual's resourcefulness and the degree of interest in the environment, especially water. Thus, to capture the subjective understanding of each student, it was necessary to invite the students to present their testimonies in the form of a letter to the Chapadinha Stream.

The following statements indicate the objectives of integrating students with citizen science and the stream have been achieved. Showing good results in relation to this type of approach, in addition to reinforcing the fact that water quality is important for users and inhabitants who live next to the stream, not only to generate water quality statistics that do not return as information for the various users.

Figure 2 represents the students' integration workshops with the Chapadinha Stream, in which the students left their testimonies about their understanding of the stream and its quality dynamics.



Figure 2 - Citizen Science Integration Workshop at the Chapadinha Stream.

Among the testimonies analysed, we can highlight the testimony of the 1st citizen scientist, because it promoted reflection on the issue of water and its paradox around the value that this resource has for living beings.



"Water is important, because without water you don't live. And if the human being doesn't take care of it, who will?! Hence, the humans have to learn to value it while there is time."

Excerpt taken from the testimony of the 1st citizen scientist.

In relation to the question, whether the construction of new neighbourhoods in Brazlândia could damage the stream in its quantity and quality, the 2nd citizen scientist, explained the question very well, according to his understanding.

"The construction of new neighbourhoods will certainly damage, because they will cut down trees and with that the amount of water will decrease, the number of people will increase, along with the pollution, and with that, there will be no proper quality."

Excerpt taken from the testimony of the 2nd citizen scientist.

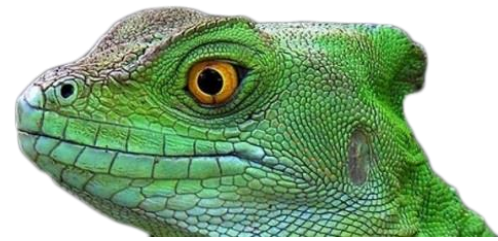
The last testimony, from the letter to the Chapadinha Stream, portrayed the planning and environmental management, reinforced with the questioning about the future and how is the expectation of the students regarding the posteriority of this stream. As for the question of how the students would like to perceive the stream, in 10 years' time, the 3rd citizen scientist expressed his answer most succinctly and concisely.

"I'd like to see the stream fuller, cleaner, and I don't want to see it polluted. (...) I want to witness people taking pictures in it."

Excerpt taken from the testimony of the 3rd citizen scientist.

After analysing the statements of the students of the Nature Park School of Brazlândia, one notices their engagement and stewardship, when the subject is environment and preservation of water resources. The understanding that water is vital for living beings is intrinsically linked to the quality of education, transmitted to the youngest, being of paramount importance the role of the school, in the ordinary life of the students and the way they address subjects related to environmental education.

The objective of integrating citizen scientists with the stream that surrounds the perimeters of the school has been achieved. The internalization of the knowledge acquired in the workshops and



experiences has enabled citizens to become more empowered about the quality of water and the commitment that each one has with the preservation of the environment to ensure the population's quality of life.

Environmental Characterization

As another way of engaging students to become interested in science and nature and understand more about the watershed and factors that contribute to the understanding of water quality in a stream, the environmental characterization of the study area was carried out, highlighting the map of land use and cover.

According to Figure 3, the most observed class in the land use study was the *cerrado*, representing 46.6% of the total area, next comes the class of annual crops/olericulture, with 17.45 % of the total area, followed by urban areas, representing 8.9 % of the total area. These figures indicate that more than 50 % of the Chapadinha stream Sub-basin is composed of remaining native vegetation or protected by nature conservation units.

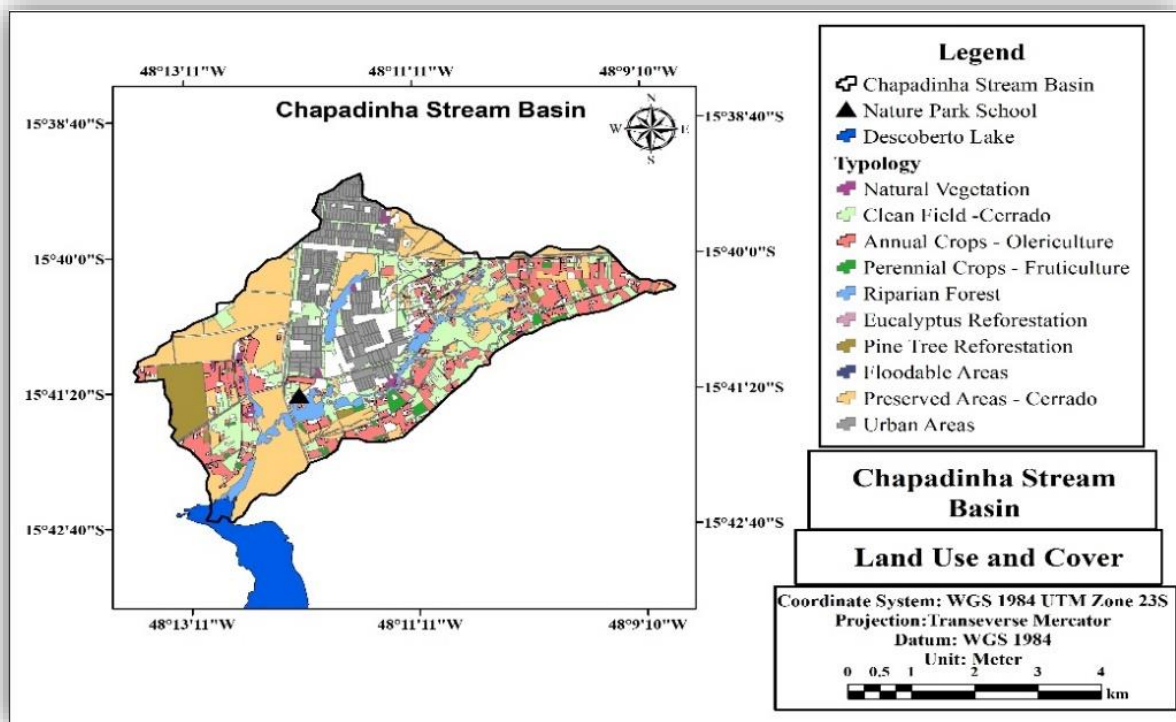


Figure 3 - Land Use and Cover Map of the Chapadinha Stream Basin.



This group of classes reports the low percentage of remaining areas for water bodies, indicating that it is a mixed basin with urban and rural compositions. This was significant to present students how all the features that make up the watershed are geographically distributed, allowing a broader understanding of where possible contaminants are coming from in the studied stream.

Moreover, the aid of environmental characterization linked to the training is exceptional for the holistic comprehension of the watershed and local hydrological dynamics.

| CONCLUSION |

The methodology steps proposed for monitoring water quality with a citizen's science approach have proven to be efficient in training citizen scientists on issues related to water resources management in the Chapadinha Stream Basin.

The students were stimulated and engaged with the project developed at the school. This was demonstrated by the significant number of participants in the workshops and by testimonies provided by them about the Chapadinha Stream, who were optimistic about the future of the stream and the adequate interpretation of the factors that can affect water quality.

The use of geoprocessing applied to environmental characterization, with the generation of cartographic products, is extremely relevant to the holistic understanding of the river basin in the management of water resources, allowing students and educators to appreciate the complexity of layers that compose the hydrological dynamics.

In conclusion, a hands-on engagement in scientific inquiry on water quality is an effective way of empowering citizens to be ecological stewards in the future, enhancing their interest in science, by continuously motivating them for science and environmental action.

Acknowledgements

Thanks to the whole citizen scientists and employees of the Nature Park School in Brazlândia, to all partners of the AquaRiparia project and other volunteers who contributed to the project.

Thanks for the support of the former supervisor Ricardo Tezini Minoti who coordinated the project.

Thanks to Ivo Augusto Lopes Magalhães for his support in the elaboration of the geoprocessing products.



This work was carried out with the support of the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil (CAPES) - Financing Code 001. We would also like to thank the Professional Master's Program in National Network in Water Resources Management and Regulation - ProfÁgua, CAPES/ANA Project AUXPE Nº. 2717/2015, for the scientific technical support provided so far.

| REFERENCES |

- ALFAKIT. (2020). Ecokit Técnico Água Doce/Salgada. Retrieved in February 11, 2020, from <https://alfakit.com.br/produtos/ecokit-tecnico-agua-doce-salgada-cod-6682/>.
- APHA, A. W. W. A. (2005). Standard Methods For Examination of Water And Wastewater (21st ed.). New York: APHA, AWWA, WPCR.
- AQUARIPARIA. (2020). Cuidando de nossas bacias hidrográficas. Retrieved in February 8, 2020, from <http://www.aquariparia.org/>.
- BALDIN, N. (2015). Educação ambiental e representações sociohistóricas do meio ambiente: a visão de crianças de áreas de bacia hidrográfica. III Congresso Internacional de Educação Ambiental Dos Países e Comunidades de Língua Portuguesa, 2, 1187–1202.
- BALLARD, H. L., DIXON, C. G. H., & HARRIS, E. M. (2017). Youth-focused citizen science: Examining the role of environmental science learning and agency for conservation. *Biological Conservation*, 208, 65–75.
- BONNEY, R., PHILLIPS, T. B., BALLARD, H. L., & ENCK, J. W. (2016). Can citizen science enhance public understanding of science? *Public Understanding of Science*, 25, 2–16.
- CONAMA. (2000). Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Brasília.
- CONAMA. (2005). Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Brasília.
- ESRI. (2020). Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA.
- FERRIGO, S. (2014). Análise de Consistência dos Parâmetros do Modelo Swat Obtidos por Calibração Automática – Estudo De Caso da Bacia Do Lago Descoberto - DF. Universidade de Brasília.
- IDEXX LABORATORIES. (2020). Products and Services: Tests for detecting Coliforms/E.coli. Retrieved in February 13, 2020, from <https://www.idexx.com/en/water/water-products-services/colilert/>.
- McKINLEY, D. C., MILLER-RUSHING, A. J., BALLARD, H. L., BONNEY, R., BROWN, H., COOK-PATTON, S. C., ... SOUKUP, M. A. (2016). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 14.
- MELO, M. P., & GATTO, A. (2014). Água como bem comum no quadro da governança democrática: algumas reflexões críticas a partir das bases da economia ecológica e sobre a necessidade de um novo direito público. *Revista Novos Estudos Jurídicos-Eletrônica*, 19, 95–121.
- PHILLIPS, T. B. ., FERGUSON, M. ., MINARCHEK, M. ., PORTICELLA, N. ., & BONNEY, R. (2014). User's Guide for Evaluating Learning Outcomes in Citizen Science. Ithaca, NY: Cornell Lab of Ornithology.



ROBINSON, L. D., CAWTHRAY, J. L., WEST, S. E., BONN, A., & ANSINE, J. (2019). Ten principles of citizen science. *Citizen Science*, 27–40.

RUFINO, M. C., WEESER, B., STENFERT KROESE, J., NJUE, N., GRÄF, J., JACOBS, S., ... BREUER, L. (2018). Citizen scientists monitor water quantity and quality in Kenya. *Citizen Scientists Monitor Water Quantity and Quality in Kenya*.

SEDUH, Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitação. (2020). Mapa de Uso do Solo da Região Administrativa de Brazlândia. Retrieved in February 18, 2020, from <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/>.

UNESCO-WWAP. (2003). *World Water Development Report, Water for People, Water for Life*. Bracelona: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) and Berghahn Books.

USGS, U. S. G. S. (2020). Digital orbital imaging of the Landsat-8 satellite. Retrieved in February 18, 2020, from <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat>



DESTINO AMBIENTAL FOTOQUÍMICO DO PESTICIDA ATRAZINA NO RIO SANTO ANASTÁCIO

| ID 15696 |

¹Natália Garcez Rodrigues, ²Carolina Marconi Maia, ³Marcela Prado Silva Parizi, ⁴Arlen Mabel Lastre Acosta

1Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: natalia.garcez@unesp.br; 2Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: cmarconimaia@gmail.com; 3Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: marcela.prado@unesp.br; 4Universidade de São Paulo, arlenlastre@gmail.com

| RESUMO |

Pesticidas são substâncias tóxicas utilizadas para prevenir ou evitar que o cultivo nas plantações seja prejudicado por pragas ou doenças. Porém, esse grupo de poluentes pode causar graves impactos em seres humanos e outros organismos, ao serem lançados na atmosfera, no solo ou na água. Na região da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, localizada no Pontal do Paranapanema – SP, a contaminação por agrotóxicos em ambientes aquáticos tem sido notória, fator que pode estar atrelado a grande expansão do cultivo da cana-de-açúcar na região, iniciada nos anos 2000. Essa atividade requer uso intensivo de pesticidas, tendo em vista que só no Brasil, cerca de 10% do total da aplicação desses compostos aplicados é voltada para o plantio da cana-de-açúcar. Os danos causados por pesticidas têm se tornado uma preocupação cada vez mais frequente, já que são capazes de persistir no ambiente, gerando graves impactos nos organismos, agindo como desreguladores endócrinos e causando doenças. Sendo assim, é de interesse desse estudo determinar o destino ambiental fotoquímico (uma das principais vias de degradação de poluentes emergentes) no rio Santo Anastácio em relação aos compostos ali presentes, em especial o pesticida atrazina (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina), herbicida de aplicação abrangente muito utilizado em diversos países e comumente encontrado em águas superficiais e subterrâneas devido à sua alta persistência. Esse composto possui grande potencial carcinogênico e pode causar interferências nos sistemas endócrino e reprodutivo. Mesmo com esses fatores evidenciando os danos que esse herbicida pode causar, ele continua sendo encontrado em porções significantes no ambiente, o que salienta a importância de estudar processos eficazes para a degradação desse composto, como a via de degradação fotoquímica. No processo de degradação por reações fotoquímicas, a radiação solar pode ser absorvida diretamente e degradar do composto; ou indiretamente, de modo que ocorram reações químicas entre o poluente e espécies reativas intermediárias, que se formam no meio aquoso conforme as espécies químicas presentes absorvem luz solar. Foram selecionados três pontos em trechos distintos e de fácil acesso ao longo do rio Santo Anastácio. A partir desse procedimento, as amostras foram levadas ao laboratório, onde foram determinadas as concentrações dos parâmetros químicos de interesse (como nitrato, nitrito, carbonato, bicarbonato e carbono orgânico total) por meio de experimentos e da espectrofotometria, assim como foram definidos os valores de pH para cada ponto. Tendo estabelecido as quantificações necessárias, os dados encontrados foram inseridos como variáveis no software APEX (Aqueous Photochemistry of Environmentally-Occurring Xenobiotics), o que possibilitou analisar com clareza o destino ambiental fotoquímico do pesticida dentro do corpo hídrico de interesse. Com o Apex, foram elaborados gráficos (levando em conta variáveis como profundidade e concentração de nitrato) que permitiram a comparação entre as amostras dos três trechos do rio Santo Anastácio, o que possibilitou apontar o ponto 3 como o local onde a degradação da atrazina se mostrou mais eficiente, tendo como base seu tempo de meia-vida (próximo a 10 dias, em uma profundidade de 1 metro). O ponto 2, ao ser comparado aos outros dois locais amostrados, apontou os resultados menos satisfatórios, com um tempo de meia vida superior a 20 dias em uma profundidade de 1 metro, aproximadamente. É válido ressaltar que, mesmo nos resultados insatisfatórios (em comparação aos outros), a via de degradação fotoquímica foi capaz de atuar de forma eficiente na remoção de



micropoluentes em meio aquoso, levando em consideração que esses contaminantes são resistentes à processos de degradação biológicos e não biológicos, o fato das reações fotoquímicas conseguirem agir sobre esses compostos é um fator muito importante.

Palavras-chave: pesticida; atrazina; fotoquímica.

| INTRODUÇÃO |

O aumento populacional e a crescente demanda por alimentos faz com que o uso de agrotóxicos cresça cada vez mais com o passar dos anos (Souza *et al.*, 2012). É estimado que cerca de 700.000 toneladas de agrotóxicos são lançadas no ambiente por ano e seu valor no mercado mundial nos anos 2000 já se aproximava a R\$32 bilhões, correspondendo a uma comercialização que superava 3000 ingredientes ativos (Souza *et al.*, 2012).

A bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio está situada na 22ª Unidade Hidrográfica de Gestão dos Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema (UGRHI 22) e envolve 12 municípios do estado de São Paulo: Álvares Machado, Anhumas, Caiuá, Marabá Paulista, Piquerobi, Pirapozinho, Presidente Bernardes, Presidente Epitácio, Presidente Prudente, Presidente Venceslau, Regente Feijó, Santo Anastácio. A Figura 1 a seguir traz o mapa da bacia, no qual se observa seu contorno, sua hidrografia e os três pontos de coleta ao longo do rio Santo Anastácio.

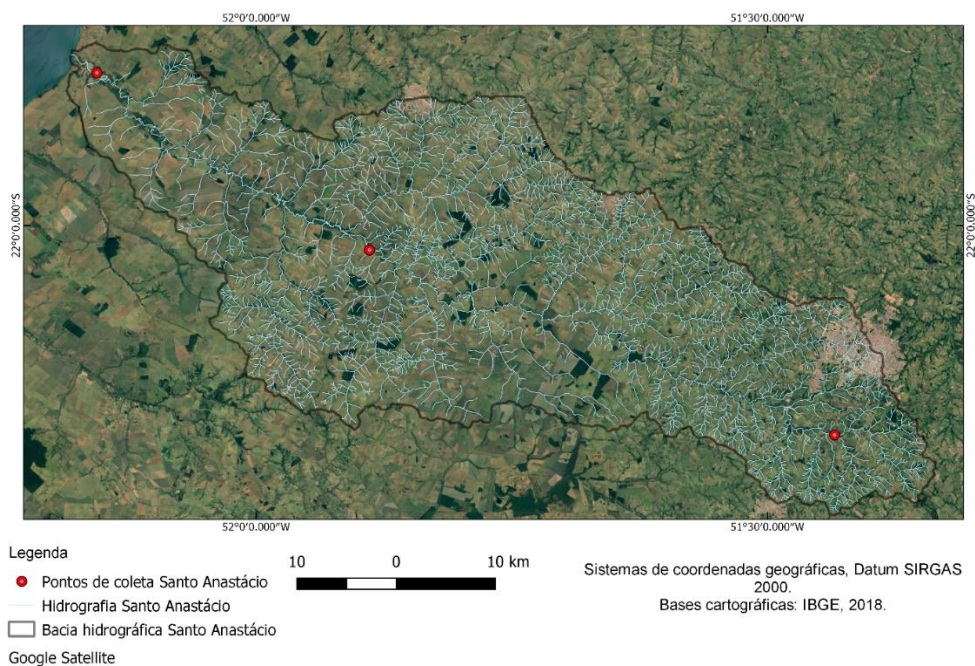


Figura 1: Mapa da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio.



Ao se analisar o uso e ocupação dessa bacia, nota-se a predominância do cultivo de cana em seu território, como nos arredores da represa utilizada pela Sabesp e próximo a nascentes localizadas na margem do rio Santo Anastácio (Dibieso, 2013). Com relação ao uso da água do rio Santo Anastácio, se destaca sua aplicação na irrigação de plantações, dessedentação animal e o fornecimento do recurso hídrico para o município de Presidente Prudente (Matos, 2014).

De acordo com Matos (2014), conforme se intensificou a ocupação da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, o lançamento de fontes poluentes nos corpos hídricos da região se tornou um fator contribuinte para a degradação dos ambientes aquáticos. Entre essas fontes de contaminantes estão os esgotos domésticos, os efluentes industriais e os pesticidas provenientes da agricultura (Matos, 2014). Os pesticidas, devido a sua capacidade de permanecer no solo, podem chegar até os corpos hídricos através da irrigação das culturas, lixiviação e do escoamento superficial (Dias *et al.*, 2018).

Sendo assim, é possível afirmar que o plantio de cana se tornou um fator contribuinte para a contaminação dos ambientes aquáticos da região, visto que essa prática está entre os tipos de cultivo que mais fazem uso de agrotóxicos no Brasil, aproximadamente 10% do total desses compostos químicos utilizados em território nacional são direcionados para as plantações de cana-de-açúcar (Acayaba, 2017). Além desse fator, estudos realizados em alguns dos municípios da bacia constataram a presença de pesticidas nos corpos hídricos da região (Romagnoli, 2018).

Os pesticidas constituem um tipo recente de poluentes (contaminantes emergentes) dos quais se sabe pouco a respeito. Esses compostos também são caracterizados como desreguladores endócrinos, já que mesmo em concentrações baixas, podem interferir nas funções do sistema endócrino dos organismos, assim como causar danos ao sistema imunológico, nervoso e reprodutivo, fatores que também se aplicam à atrazina, composto de interesse deste estudo (Muzardo e Graciani, 2015).

Segundo Coelho *et al.* (2012), a atrazina possui larga aplicação e pode ser utilizada em culturas como sorgo, milho, cana-de-açúcar (como ocorre no Brasil) e muitas outras. Ela é absorvida pelas plantas pela raiz e se descola através do xilema até chegar nas folhagens, agindo como inibidor da fotossíntese o que culmina na necrose e morte das plantas que se quer eliminar; também pode ser utilizado diretamente nas folhas, assim penetra rapidamente, atuando por contato (Souza *et al.*, 2012).

Esse herbicida é utilizado em diversos países, já foi detectado em águas superficiais e subterrâneas através de monitoramentos em muitos locais, como na Europa e nos Estados Unidos, onde foi encontrado em mananciais apresentando concentrações entre 2,9 e 89,0 µg/L, porém foi atestado que sua contaminação nesses ambientes aquáticos podem atingir até 1000 µg/L (Coelho *et al.*, 2012). Além desse composto químico ser um desregulador endócrino e ter potencial



carcinogênico, também é capaz de causar danos ao sistema reprodutivo. Ao se analisar sua composição química, é observado que a atrazina apresenta caráter alcalino e é um derivado nitrogenado pouco polar, além de apresentar propriedades como: solubilidade em água no valor de 33 mg/L e pKa igual 2,35. A Figura 2 a seguir evidencia a estrutura molecular do herbicida.

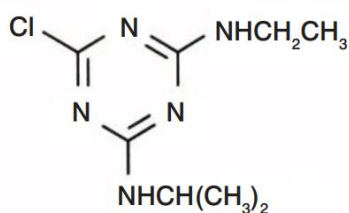


Figura 2: Estrutura molecular da atrazina.

Dessa forma, se torna cada vez mais necessário procurar maneiras de evitar que esse problema ocorra, visto que contaminantes emergentes podem persistir no meio aquoso mesmo após passarem pelos processos físicos e químicos aplicados nas estações de tratamento de água e esgoto e a persistência desses compostos nos corpos d'água pode surtir efeitos graves no ambiente e nos organismos (Montagner, 2017).

A persistência desses poluentes ambientais emergentes tornou necessária a análise de seu potencial de atenuação quando submetido a processos abióticos e bióticos. As reações fotoquímicas se mostraram uma via de degradação não biológica eficiente para a remoção de pesticidas nas águas superficiais, visto que são capazes de degradar com eficácia esses contaminantes resistentes à degradação biológica (Dunnivant e Anders, 2006).

Os processos fotoquímicos, também chamados de fotólise, podem ocorrer de maneira direta ou indireta. Na fotólise direta, a radiação incidente é absorvida pela estrutura do contaminante e causa sua degradação; já no processo fotoquímico indireto, ocorrem reações entre os poluentes e espécies reativas intermediárias, formadas de acordo com a absorção de luz pelas espécies químicas presentes no meio aquoso (como: bicarbonato, carbonato, nitrito e nitrato) (Hensen *et al.*, 2019).

Sendo assim, a fotólise indireta é extremamente influenciada pela composição química dos corpos d'água, que pode variar devido a tendências sazonais, localização, além de passar por processos químicos e biológicos (Vione *et al.* 2018). Como as espécies reativas podem se formar de maneiras variadas, é necessário realizar a quantificação dos componentes químicos que atuam nesse fenômeno, como carbono orgânico total, nitrato, nitrito, matéria orgânica, bicarbonato e carbonato.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Ao longo desse estudo, foram realizados procedimentos laboratoriais para determinar as concentrações de carbono orgânico total, nitrato, nitrito, carbonato e bicarbonato, além da obtenção dos valores de temperatura e pH nos três pontos de amostragem do rio Santo Anastácio.

Sendo assim, foi necessária a elaboração de curvas de calibração para obter as concentrações de nitrato e nitrito em água superficial, utilizando um espectrofotômetro e soluções padrão desses compostos da seguinte forma: para determinar a concentração de nitrato, inicialmente foi elaborada uma curva analítica com auxílio de um espectrofotômetro UV-Vis Agilent Cary60, operando em 525 nm e uso do kit para determinação de nitrato Hanna HI93728-01. Foi preparada uma solução estoque de concentrações de nitrato entre 1,00 e 10,00 mg/L a partir de nitrato de sódio, em água destilada. Com a curva de calibração definida foi possível determinar a concentração de nitrato da água superficial coletada utilizando o kit Hanna e o espectrofotômetro UV-vis. Para que as concentrações de nitrito fossem determinadas, primeiramente se obteve uma curva analítica com auxílio de um espectrofotômetro UV-Vis Agilent Cary60, operando em 466nm e uso do kit para determinação de nitrato Hanna HI93707-01. Uma solução estoque a partir de nitrito de sódio foi preparada e soluções padrões de concentrações de nitrito entre 1,00 e 50,00 µg/L foram preparadas, em água destilada. Com a curva de calibração definida foi possível determinar a concentração de nitrito da água superficial coletada utilizando o kit Hanna e o espectrofotômetro UV-vis.

A determinação de carbonato e bicarbonato (sais do ácido carbônico) das amostras foi efetuada através do método titulométrico, buscando determinar sua alcalinidade do material. A metodologia utilizada baseia-se na determinação da alcalinidade total (T), utilizando na titulação da amostra com ácido sulfúrico (H_2SO_4) e solução indicadora de alaranjado de metila e na determinação de alcalinidade à fenolftaleína (P), utilizando na titulação da amostra ácido sulfúrico (H_2SO_4) e como solução indicadora a fenolftaleína. Para determinação do pH das amostras de água superficial coletada, foi utilizado o equipamento HI2002-02 - Hanna Instruments e para o carbono orgânico total foi necessário utilizar um equipamento Shimadzu TOC-L, disponível no Grupo de Pesquisa em Processos Oxidativos Avançados-AdOx do Centro de Engenharia de Sistemas Químicos do Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da USP (CESQ/PQI-EPUSP). O referido grupo de pesquisa é parceiro no desenvolvimento deste estudo.

Com esses dados obtidos através dos experimentos e equipamentos, essas informações foram inseridas como variáveis para elaboração de gráficos no software APEX (Aqueous Photochemistry of Environmentally-Occurring Xenobiotics), cujos eixos corresponderam à meia vida (em dias) do



pesticida em questão, à concentração de nitrato (mg/L) e à profundidade do corpo d'água (em metros).

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Para realização da coleta foram selecionados três pontos distintos e de fácil acesso ao longo do rio Santo Anastácio. O ponto inicial está situado na estrada SPV 035, no município de Presidente Epitácio - SP, cujas coordenadas são 21°51'0,4"S 52°09'21,2"W; o segundo trecho se localiza no município de Piquerobi - SP, ao lado da rodovia Euclides de Figueiredo e suas coordenadas são: 22°01'25,9"S 51°53'21,7"W; por fim, o último ponto está localizado nas proximidades da rodovia Assis Chateaubriand, no município de Presidente Prudente, e suas coordenadas correspondem a 22°12'16,4"S 51°26'03,9"W. A Figura 3 a seguir exhibe o mapa da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio e os pontos de amostragem ao longo do corpo hídrico de interesse.

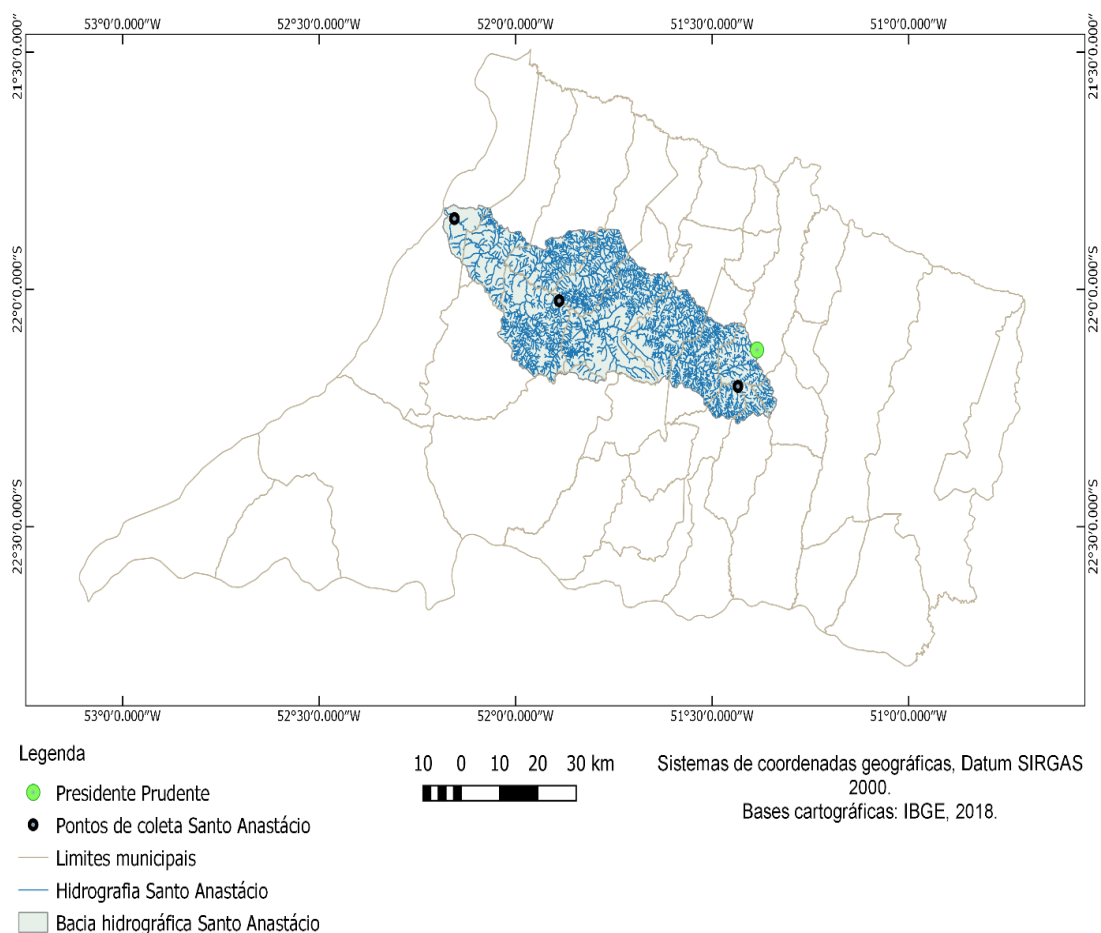


Figura 3: Mapa dos pontos de coleta.



A Tabela 1 a seguir apresenta a média entre os resultados obtidos nas análises dos meses de janeiro e fevereiro com os valores médios de carbonato, nitrato, nitrito, carbono orgânico total (TOC) e pH para cada ponto amostrado. As concentrações de carbonato variaram em torno de 38 até 91 mg/L, nota-se que no ponto 3 o valor do carbonato se destaca em comparação aos outros, essa incidência pode estar relacionada a ocorrência de decomposição de matéria orgânica no local (Abreu, 2016). Com relação às concentrações de nitrato, foram obtidos valores entre 2 e 4 mg/L; já os valores de nitrito estavam em torno de 27 até 31 $\mu\text{g/L}$. Com esses dados foi possível caracterizar os três trechos do rio quanto à sua composição química.

Tabela 1 – Resultados das análises de verão

Pontos	Carbonato (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito ($\mu\text{g/L}$)	TOC	pH
1	38,9	2,64	27,64	8,80	7,12
2	42,25	9,69	148,86	6,93	7,18
3	91,00	3,96	30,46	16,81	7,17

A partir desses resultados, foram elaborados três gráficos para análise do potencial de atenuação fotoquímico do pesticida atrazina. O ponto 3 foi o trecho que apresentou os resultados mais satisfatórios, tomando a profundidade de aproximadamente 1 metro como parâmetro de análise, a atrazina levaria aproximadamente 10 dias para atingir sua meia vida. A Figura 4 a seguir mostra o gráfico elaborado a partir dos resultados do ponto 3.

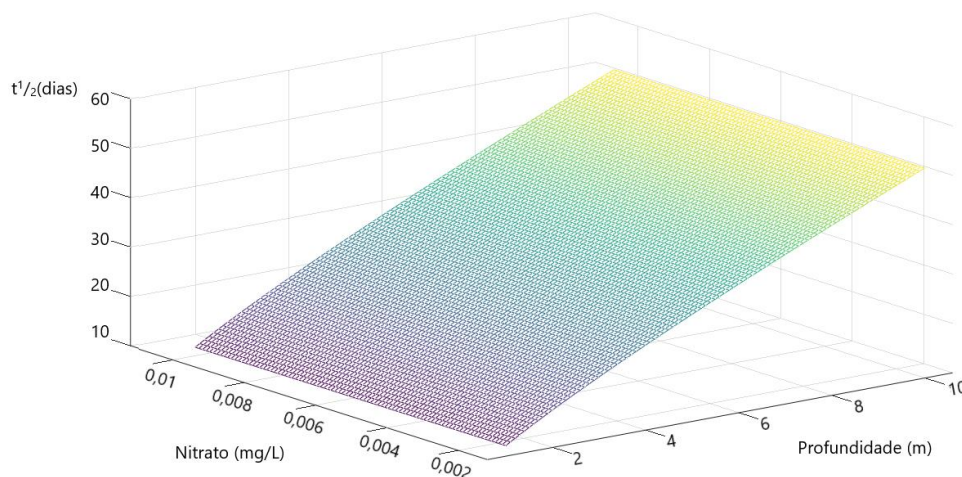


Figura 4: Meia vida da atrazina em função da profundidade e da concentração de nitrato no ponto 3.



No ponto 1 foram observados resultados intermediários em comparação aos outros dois trechos, nesse local o pesticida demoraria um tempo bem próximo de vinte dias para atingir sua meia vida, considerando uma profundidade próxima a um metro. A Figura 5 a seguir traz o gráfico correspondente ao primeiro ponto de coleta.

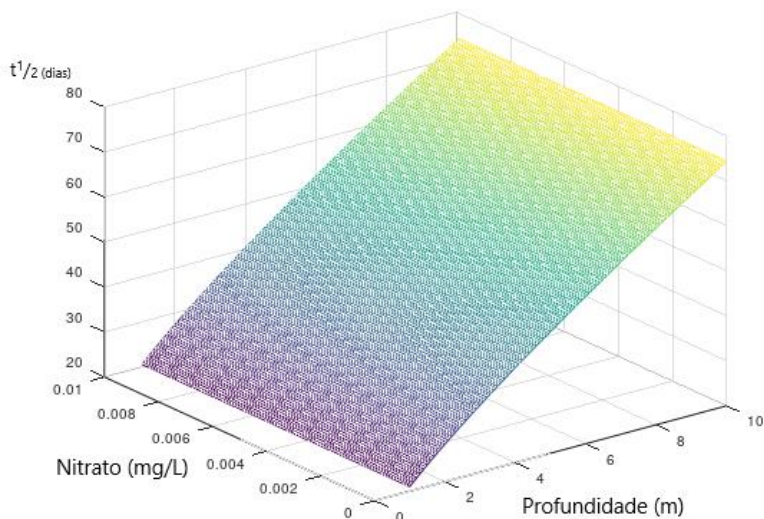


Figura 5: Meia vida da atrazina em função da profundidade e da concentração de nitrato no ponto 1.

Por fim, a Figura 6 mostra o gráfico elaborado a partir dos resultados obtidos no ponto 2, no qual foram observados os resultados menos satisfatórios dos três locais trabalhados. Nesse caso, a atrazina levaria mais de 20 dias para atingir sua meia vida em uma profundidade de 1 metro. Embora tenha tido um resultado muito próximo do ponto 1, pelo gráfico é perceptível que o tempo em dias considerando a mesma profundidade, foi um pouco superior nesse caso.

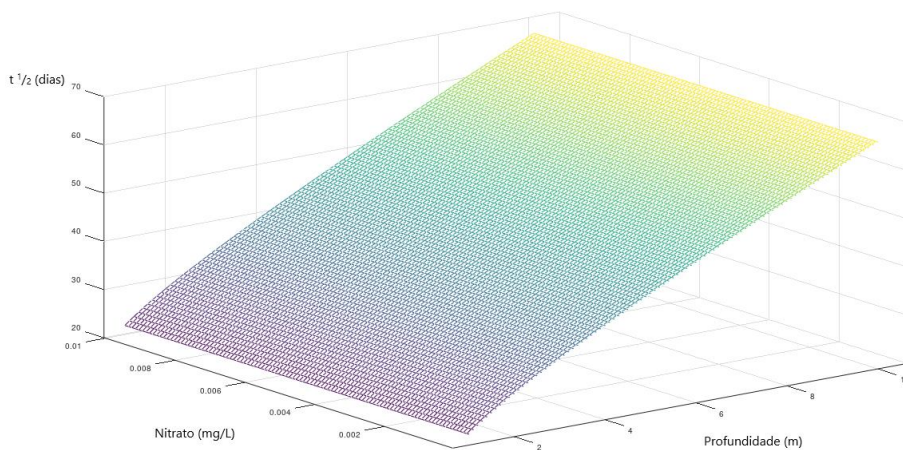


Figura 6: Meia vida da atrazina em função da profundidade e da concentração de nitrato no ponto 2.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A partir das informações encontradas acerca do rio Santo Anastácio, das vias de degradação fotoquímica de contaminantes, assim como a realização de coletas para análises laboratoriais e das simulações realizadas através de gráficos gerados pelo software APEX, foi possível concluir que o destino ambiental fotoquímico do pesticida atrazina é mais favorecido no ponto 3 do rio Santo Anastácio, atingindo sua meia vida em 10 dias, aproximadamente, levando em consideração uma profundidade de 1 metro no corpo d'água. Contudo, apesar da divergência de resultados entre os três pontos de amostragem, visto que um dos locais apresentou melhor desempenho quando comparado com os demais, as reações fotoquímicas se mostraram eficientes na atenuação do contaminante em todos trechos analisados. Sendo assim, se tornou notável a importância de conhecer cada vez mais sobre a atuação dos processos fotoquímicos na descontaminação do meio aquoso, tendo em vista que esses estudos podem trazer grandes benefícios para a sociedade, possibilitando obter informações acerca dos poluentes emergentes e auxiliando na mitigação ou eliminação dos impactos negativos causados por compostos químicos no ambiente e nos seres vivos.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de prestar agradecimentos a Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, pelo suporte e acesso ao conhecimento; assim como à 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 realizar as atividades necessárias.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Abreu, C. A. A.; 2016. Dinâmica do carbono orgânico total do rio Cuiabá – Mato Grosso. Tese (Pós-graduação em recursos hídricos) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, MT.
- 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.
- Dias, A. C. L.; Santos, J. M. B.; Santos, A. S. P.; Bottrel, S. E. C.; Pereira, R. O.; 2018. Ocorrência de atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática. Revista Internacional de Ciências, v. 8, n. 2, p. 234-253.



- Dibieso, E. P.; 2013. Planejamento ambiental e gestão dos recursos hídricos: estudo aplicado à bacia hidrográfica do manancial do alto curso do Rio Santo Anastácio – SP. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, SP.
- Dunnivant, F. M.; Anders, E.; 2006. A basic introduction to pollutant fate and transport. New Jersey: Editora Wiley.
- Coelho, E. R. C.; Vazzoler, H.; Leal, W. P.; 2012. Emprego do carvão ativado para remoção de atrazina em água de abastecimento público. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 17, n. 4.
- Hensen, B.; Olsson, O.; Kummerer, K.; 2019. The role of irradiation source setups and indirect phototransformation: kinetic aspects and the formation of transformation products of weakly sunlight-absorbing pesticides. Science of The Total Environment, v. 695, n. 133808.
- Matos, R. J.; 2014. Estudo biogeográfico do alto curso do rio Santo Anastácio: análise comparativa da qualidade da água em canais de terceira ordem. Tese (Mestrado em Geografia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, SP.
- Montagner, C. C.; Vidal, C.; Acayaba, R. D.; 2017. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. Química Nova, v. 40, n. 9, p. 1094-1110.
- Muzardo, G. A.; Graciani, F. S.; 2015. Impacto ambiental de pesticidas organoclorados: dieldrin, endrin e endosulfan. Espacios, v. 36, n. 6.
- Romagnoli, I.; 2018. Mapeamento da vulnerabilidade e riscos de contaminação das águas subterrâneas na região do Pontal do Paranapanema (UGRHI- 22) frente a expansão do agrohidronegócio. Tese (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual de Botucatu, São Paulo.
- Souza, P. M. S.; Lobo, F. A.; Rosa, A. H.; Fraceto, L. F.; 2012. Desenvolvimento de nanocápsulas de poli-ε-caprolactona contendo o herbicida atrazina. Química Nova, v. 35, n. 1, p. 132-137.
- Vione, D.; Encinas A; Fabbri D.; Calza P.; 2018. A model assessment of the potential of river water to induce the photochemical attenuation of pharmaceuticals downstream of a wastewater treatment plant (Gudiana River, Badajoz, Spain). Chemosphere, v. 198, p. 473-481.



AVALIAÇÃO FITOTOXICOLÓGICA DAS ÁGUAS DE UM RESERVATÓRIO DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

| ID 15706 |

¹Thais de Araujo Goya Peduto, ²Tatiane Araújo de Jesus, ³Roseli Frederigi Benassi

¹Universidade Federal do ABC, e-mail: thais.goya@outlook.com; ²Universidade Federal do ABC, e-mail: tatiane.jesus.ufabc@gmail.com; ³Universidade Federal do ABC, e-mail: roseli.benassi@ufabc.edu.br

| RESUMO |

Os indicadores de monitoramento ambiental nascem como resultado da crescente preocupação com os aspectos ambientais e auxiliam no processo decisório das políticas públicas. Em direção ao monitoramento, estão os testes de ecotoxicidade com indicadores vegetais que possuem ampla aplicabilidade em estudos científicos devido à simplicidade na sua realização e seus baixos custos. Eles objetivam determinar se há inibição na germinação das plântulas indicando certo grau de toxicidade por conta de substâncias tóxicas, apontando também alteração na presença escassa ou excessiva de nutrientes, isso porque, o seu desenvolvimento necessita de elementos químicos essenciais. No Brasil, o teste de toxicidade a partir de indicadores vegetais ainda não é regulamentado como parâmetro para a qualidade das águas, portanto, não possui padronização junto às agências responsáveis pela fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades com potencial poluidor. Entretanto, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento regulamenta, para fins agrícolas, os testes de germinação, que normalmente são adotados como base para a elaboração dos bioensaios, assim como, o arsenal científico. Nesse contexto, os objetivos deste estudo foram: (a) Avaliar a fitotoxicidade de águas de um reservatório urbano usado para fins de abastecimento público por meio de bioensaios com sementes (*Cucumis sativus*, *Lepidium sativum* e *Sinapis alba*); (b) Identificar possíveis correlações entre os parâmetros ambientais e os bioensaios com sementes. A área estudada foi o reservatório Rio Grande inserido na malha urbana da Região Metropolitana de São Paulo. Este reservatório recebe lançamento de águas residuárias pelas ocupações irregulares em seu entorno, despejos de afluentes com característica de esgoto doméstico e industrial, e aplicação de algicida (principalmente sulfato de cobre) nas proximidades da captação. As coletas de amostras de água subsuperficiais e fundas foram realizadas em 2018. As variáveis ambientais amônia, condutividade elétrica, nitrato, pH, oxigênio dissolvido e temperatura da água foram obtidas através da sonda multiparamétrica *in situ*, e as análises de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) realizadas no laboratório da Universidade Federal do ABC. Os bioensaios com as sementes fundamentaram-se em forrar uma placa de Petri com substrato de papel qualitativo, aplicar 3 mL de amostra, dispor 6 sementes, em 6 réplicas, e incubar por 4 dias as espécies *C. sativus*, *L. sativum* e 3 dias, a *S. alba*, a $20^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$, em escuro absoluto. Esse estudo apontou que, (a) poucas amostras apresentaram toxicidade e a maioria potencializou a germinação das sementes; (b) a espécie *L. sativum* apresentou o melhor desempenho, devido aos menores graus de dispersão dos dados, apontados no desvio padrão e os mais elevados graus de toxicidade em comparação com as demais sementes. Nas águas subsuperficiais, os valores de NT estão superior ao permitido na legislação CONAMA 357/2005, assim como, o PT nas águas fundas, e, (c) a germinação das sementes da espécie *L. sativum* apresentou relação positiva com o ciclo do nitrogênio, diferentemente do PT que apontou relação insignificativa ou inversamente proporcional nas águas subsuperficiais, concluindo que, as espécies de sementes apresentaram premissas de que podem ser adotadas como parâmetro de qualidade da água, destacando porém, a necessidade de estudos mais amplos quanto à espécie de semente indicada para uma amostra e monitoramento a longo prazo a fim de confirmar que os resultados obtidos neste estudo representam um padrão consistente.

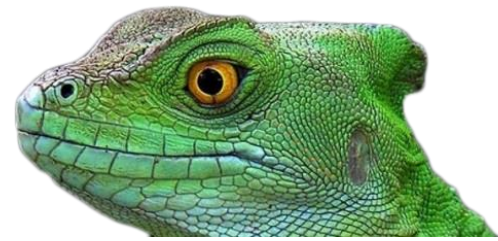
Palavras-chave: Ecotoxicidade; Eutrofização; Monitoramento ambiental; Sementes.



| INTRODUÇÃO |

A eutrofização é definida pelo aumento excessivo da biomassa de produtores primários e é desencadeada pelo enriquecimento nutricional do ambiente (Jeppesen et al., 2017), estando as ações humanas relacionadas diretamente à crescente eutrofização dos sistemas ambientais continentais (Brasil, 2015). As consequências danosas que este processo implica no meio aquático são: alteração da comunidade fitoplanctônica; acúmulo de matéria orgânica proveniente da morte de um grande número de algas; depleção de oxigênio dissolvido; presença de odor e gosto desagradáveis na água; degradação paisagística; redução das espécies aquáticas, e; o potencial tóxico intrínseco às cianobactérias presente nas florações, sendo este relevante quando se trata de reservatório de abastecimento público (Beghelli et al., 2015; Brasil, 2015). A entrada de fertilizantes no reservatório utilizados na bacia hidrográfica e o material lixiviado ricos em matéria orgânica provenientes de áreas de pastagem, promovem o enriquecimento de fósforo e nitrogênio no meio aquático (Beghelli et al., 2015). Os despejos de esgoto doméstico e industrial *in natura* são ricos em matéria orgânica e nutrientes que quando em contato, leva o reservatório a alterações no funcionamento do ecossistema com consequências ecológicas e econômicas (Lópes-Doval et al., 2016). Além disso, o esgoto urbano pode conter altas concentrações de metais como zinco, cobre, arsênio, chumbo, níquel, antimônio, selênio, poluentes orgânicos e compostos organoclorados (USEPA, 1989) que, em elevadas concentrações, são tóxicos para as plantas e organismos presentes no corpo hídrico.

As atividades humanas na bacia hidrográfica resultam em alterações no corpo d'água (Maia et al., 2015) e Pickett et al. (2011) apontam em seu estudo que até 2030 aproximadamente 60% da população do mundo deve viver em áreas urbanizadas, e muitos reservatórios estão localizados ou são influenciados por áreas urbanas e sofrem pressões relacionados às atividades humanas (Lópes-Doval et al., 2016). O reservatório Rio Grande é um braço isolado do complexo Billings que recebe lançamento de águas residuárias pelas ocupações irregulares em seu entorno (Capobianco e Whathely, 2002), despejos de afluentes com característica de esgoto doméstico e industrial (Mariani, 2008), e aplicação de algicida (principalmente sulfato de cobre) nas proximidades da captação (Cunha et al., 2013). Algicidas são compostos que visam conter a proliferação das algas, uma vez que estas dificultam o processo de tratamento de água podendo até, se em grandes quantidades, gerar problemas à saúde. Na estação de estudo, há registros científicos de aplicações de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio ao longo dos anos (Franklin et al., 2016; Pompêo, 2017). Coelho et al. (2020) encontraram altos níveis de hormônios no Córrego Ribeirão Pires e elevados níveis de PT no Córrego Tubarão, dois afluentes do reservatório Rio Grande. Cunha et al. (2013) recomendam que a produção



de cianobactérias e as respectivas toxinas devem ser avaliadas de modo complementar, em destaque os reservatórios usados para fins de abastecimento público.

Kotamäki et al. (2019) ressaltam que há necessidade contínua de unir eficiência de custos à produção de dados confiáveis, sem excessos ou insuficiências na heterogeneidade de tempo ou espaço. O monitoramento ambiental é o alicerce dos indicativos baseado em métodos tradicionais e padrões bem estabelecidos para aplicação no gerenciamento ambiental (Kotamäki et al., 2019). Os indicadores de monitoramento ambiental nascem como resultado da crescente preocupação com os aspectos ambientais e auxiliam no processo decisório das políticas públicas, sendo o monitoramento regular de corpos hídricos importante para desenvolver e aplicar estratégias eficientes em seu gerenciamento (Meerssche e Pinckney, 2019). A Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como, estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes. De acordo com o Decreto Estadual n. 10.755/1997 (São Paulo, 1997), e Brasil (2005) o reservatório Rio Grande está enquadrado na Classe II, que é usado para fins de abastecimento público após tratamento convencional.

Em direção ao monitoramento estão os testes ecotoxicológicos, que visam prever e entender se os efeitos dos contaminantes são passíveis de causar danos aos organismos expostos a agentes tóxicos (Silva e Mattiolo, 2011). Os que são realizados com espécies aquáticas são amplamente empregados em estudos científicos (Paula, 2016; Cervi et al., 2019) e regulamentados pelos órgãos competentes como parâmetro da qualidade das águas, sedimentos e efluentes (Brasil, 2004; Cetesb, 2017). Órgãos nacionais (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (NBR 12.648; NBR 12.713; NBR 13.373; NBR 15.308; NBR 15.350; NBR 15.411; NBR 15.470; NBR 15.499; NBR 15.638) (CETESB, 2017) e internacionais (*United States Environmental Protection Agency (USEPA)* (USEPA, 1989; 1991; 1994a; 1994b; 1994c; 1994d; 1994e; 1995 e 1997) *Environment Canada* (Environment Canada, 1990a; 1990b; 1990c; 1992a; 1992b; 1992c; 1992d; 1992e; 1992f; 1992g; 1994a; 1994b e 1999), *Environment Ontario* (Environment Ontario, 1992), *American Society for Testing Materials (ASTM)* (ASTM, 1994; 1995; 1996 e 2000) normatizam estes testes que possuem dois tipos, os agudos e os crônicos, sendo as vantagens do agudo, a quantificação e qualificação do grau de perturbação causada pelos poluentes, baixo custo, reprodutividade, curto período de tempo, enquanto que os testes crônicos, apresenta respostas mais sensíveis, como, danos ao DNA e inibição de enzimas (Paula, 2016).

Os testes de ecotoxicidade também podem ser realizados com indicadores vegetais e são amplamente empregados em estudos científicos (Belo, 2011; Cruz et al., 2013; Lapa, 2014; Kohatsu et al., 2018; Porto et al., 2019; Coelho et al., 2020) devido à simplicidade na sua realização e seus baixos custos (Peduto et al., 2019). Eles objetivam determinar se há inibição na germinação das



plântulas indicando certo grau de toxicidade, isso porque, o desenvolvimento das plantas necessita de elementos químicos essenciais denominados, micronutrientes e macronutrientes (Porto et al., 2019). No Brasil, os testes de toxicidade a partir de indicadores vegetais não são aceitos como parâmetros para a qualidade das águas, portanto, não possuem padronização junto a estes órgãos competentes. O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento regulamenta, para fins agrícolas, os testes de germinação, que normalmente são adotados como base para a elaboração dos testes de fitotoxicidade, assim como, o arsenal científico de metodologias. Isso porque, em termos científicos, as espécies de sementes e as amostras analisadas são bem variadas (Fantin et al., 2009; Emami et al., 2014; Zhang et al., 2017; Matsubara, 2018; Coelho et al., 2020).

Mendes et al. (2020) avaliaram diferentes variações de temperatura, volume de amostra e tamanho da placa nos bioensaios com *Lactuca sativa*, e constataram diferença entre as metodologias, recomendando o conhecimento aprofundado sobre a utilização das sementes como bioindicadoras. Testes com *L. sativa* para diferentes tratamentos de nanopartículas apontaram que as amostras de sulfato de cobre (CuSO_4) associadas à sintetização por amônia (N-NH_4^+) teve baixo índice de germinação, com valores altamente fitotóxicos e as amostras de sulfato de zinco (ZnSO_4) não apresentaram germinação (Porto et al., 2019). Ovsyannikova e Pryanichnikova (2019), adotaram a espécie *Lepidium sativum* em sua avaliação comparativa da toxicidade das águas do reservatório de produção de petróleo visando determinar os efeitos tóxicos para os objetos biológicos, e concluíram que substâncias orgânicas, como hidrocarboneto de petróleo, causaram a toxicidade nas amostras. Outro estudo teve por objetivo avaliar a relação entre o índice de germinação (IG), a condutividade elétrica (CE) e os sólidos dissolvidos totais (SDT) nas águas dos Córregos Ribeirão Pires e Tubarão com a espécie *Sinapis alba* e encontrou inibição no crescimento das radículas das sementes e forte correlação entre essas variáveis e o IG (Kohatsu et al., 2018). A eficiência da espécie *Cucumis sativus* em bioensaios foi testada a partir de dois compostos tóxicos, o Sulfato de Alumínio (Al_2SO_4) e solução de Metil Metano Sulfonato (MMS), concluindo que é viável a utilização das sementes como modelo em biotestes de fitotoxicidade, apresentando redução significativa no crescimento radicular (Barbosa et al., 2013). Belo (2011) avaliou diversos extratos recorrentemente adotados na compostagem através dos testes de fitotoxicidade com a espécie *L. sativum*, em escala laboratorial, e encontrou resultados satisfatórios, onde as aparas de relva e as lamas de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) não apresentaram toxicidade, a casca de arroz, toxicidade moderada e os extratos de resíduos de galinha, cinzas volantes, palha de trigo e serradura, revelaram ser muito fitotóxicos, ressaltando que, os testes de fitotoxicidade usados, não permitem discriminar qual ou quais os efeitos mais determinantes na inibição das sementes. Apontando assim, a grande variedade de espécies de sementes e amostras analisadas.

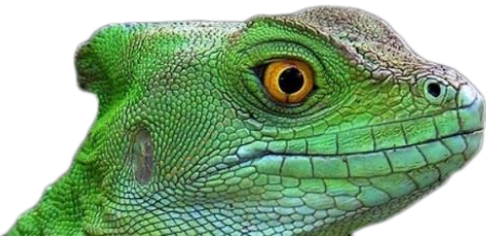


Para tanto, os objetivos deste estudo foram: (a) Avaliar a fitotoxicidade de águas de um reservatório urbano usado para fins de abastecimento público por meio de bioensaios com sementes (*Cucumis sativus*, *Lepidium sativum* e *Sinapis alba*) e (b) Identificar possíveis correlações entre os parâmetros ambientais e os bioensaios com sementes, levantando a hipótese de que estes testes podem ser adotados como parâmetro de qualidade da água, e assim, contribuir com as políticas públicas.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A estação amostral encontra-se no reservatório Rio Grande (23°46'32"S 46°31'34"O), localizado no sudeste de São Paulo, SP, sendo referenciada pela proximidade à captação de água pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) para abastecimento público de São Bernardo do Campo, Diadema e parte de Santo André (Mariani, 2008). As coletas foram realizadas em fevereiro, maio, agosto e setembro de 2018 das águas subsuperficiais e fundas do reservatório. Pela plataforma da Sabesp foram coletados dados referentes à pluviosidade (mm) e volume (hm³) da represa no período que compreende essa pesquisa (Sabesp, 2019). As variáveis ambientais amônia (N-NH₄⁺) condutividade elétrica (CE), nitrato (N-NO₃⁻), pH, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura da água (T) foram obtidos através da sonda multiparamétrica *in situ*. as análises de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) foram realizadas no Laboratório de Análises Ambientais e no Laboratório de Caracterização de Matrizes Ambientais da Universidade Federal do ABC, *campus* Santo André através das metodologias, Método 4500N C - Digestão com persulfato e Método 4500Norg - Titulométrico (APHA, 2005) e Espectrofotométrico - Método 4500P B - Digestão com persulfato (APHA, 2005), em triplicatas.

Os bioensaios foram realizados com as sementes das espécies *C. sativus*, *L. sativum* e *S. alba* e fundamentaram-se em forrar uma placa de Petri cilíndrica de 9 cm de diâmetro com substrato de papel qualitativo, aplicar 3 mL de amostra, dispor 6 sementes em linha reta com espaçamento uniforme e suficiente para minimizar a competição e contaminação entre as sementes em desenvolvimento e envolver a placa com filme de PVC para manter a umidade. Foram inseridos a temperatura de (20 ± 2) °C em incubadora sob escuro absoluto. Cada lote seguiu *n* de 6 réplicas. Os testes propostos são conhecidos como testes de vigor e devem germinar no período inicial da incubação, sendo 4 dias para as espécies *C. sativus*, *L. sativum* e 3 dias para *S. alba* (Brasil, 2009). Após a incubação, foi analisado macroscopicamente se houve germinação e em caso positivo, se o crescimento das radículas das sementes apresentou certo grau de toxicidade como crescimentos



irregulares na radícula e coloração acinzentada ou escura. Para o cálculo do índice de germinação (%IG) (Equação 3) foram medidas as radículas germinadas com o auxílio de um paquímetro digital ($150 \pm 0,01$) mm e aplicados nas equações de porcentagem de germinação absoluta (%GA) (Equação 1) e porcentagem de crescimento médio das radículas (%CMR) (Equação 2). A classificação que determina o grau de toxicidade presente na amostra pode ser feita através de vários índices encontrados na literatura. Neste estudo adotou-se a classificação determinada por Belo (2011), apresentado na Tabela 1.

$$\%GA = (S^{\bar{}} \text{ germinada_amostra}) / (S^{\bar{}} \text{ germinada_controle}) * 100 \quad (1)$$

$$\%CMR = (\bar{L} \text{ radícula_amostra}) / (\bar{L} \text{ radícula_controle}) * 100 \quad (2)$$

$$\%IG = (\%GA * \%CMR) / 100 \quad (3)$$

Onde: $S^{\bar{}} \text{ germinada_amostra}$ é a média aritmética das sementes germinadas na amostra; $S^{\bar{}} \text{ germinada_controle}$ é a média aritmética das sementes germinadas no controle; $\bar{L} \text{ radícula_amostra}$ é a média aritmética do comprimento das radículas da amostra; $\bar{L} \text{ radícula_controle}$ é a média aritmética do comprimento das radículas do controle.

Tabela 1: Categoria de toxicidade representada pelo índice de germinação (IG%).

IG (%)	Categoria
<30	Muito fitotóxico
30-60	Fitotóxico
60-80	Moderadamente fitotóxico
80-100	Não fitotóxico
>100	Potencializa a germinação

Fonte: Adaptado de Belo (2011).

Para verificar o ajuste dos dados à distribuição normal, foi adotado o teste de Shapiro-Wilk com p -valor $> 0,05$. A análise estatística adotada para verificar se existe diferença significativa entre as espécies de sementes foi a análise de variância (ANOVA) seguido pelo teste de Tukey, todos no software Past® versão 4.02. A hipótese nula foi que as espécies são iguais entre si e a hipótese alternativa que pelo menos uma espécie é significativamente diferente. A análise de componentes



principais (ACP) é uma formulação matemática de múltiplas variáveis que visa reduzir a dimensão dos dados expressando suas semelhanças de modo destacado (Santo, 2012). Esta análise foi aplicada nas variáveis ambientais e IG das amostras visando identificar as variáveis mais representativas, através do *software OriginPro* ® versão 9.6.5.169, 2019.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os dados climatológicos indicaram que apenas no dia 21/02/2018, que antecedeu à 1ª coleta, houve pluviosidade de 1,4 mm no reservatório. O volume da represa teve valor médio entre as coletas de 92,9 hm³, destacando a medição do dia 21/08/2018 (referente à 3ª coleta) pelo menor valor, 86,4 hm³. A precipitação nas bacias hidrográficas que compõem o reservatório pode afetar diretamente a disponibilidade de nutrientes, pois carrega impurezas para os corpos d'água (Burgos et al., 2015). As Tabelas 2 e 3 apresentam os resultados das variáveis ambientais e o IG das águas subsuperficiais e fundas.

Tabela 2: Variáveis ambientais e a porcentagem do Índice de germinação da espécie *C. sativus* (IGP), *L. sativum* (IGA) e *S. alba* (IGM) das águas subsuperficiais do reservatório Rio Grande e padrão de qualidade das águas CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005).

Variável	Data				CONAMA 357/2005 Classe II (Brasil, 2005)
	02/2018	05/2018	08/2018	11/2018	
N-NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	16,9 ± 1,5	0,2 ± 0,0	0,4 ± 0,0	0,2 ± 0,0	-
CE (µS cm ⁻¹)	98,4 ± 0,0	92,7 ± 3,4	97,0 ± 0,0	106,0 ± 1,7	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	4,6 ± 0,2	0,7 ± 0,0	1,5 ± 0,0	1,5 ± 0,2	< 10,0 mg L ⁻¹ N < 3,7 (pH ≤ 7,5); 2,0 (7,5 < pH ≤ 8,0); 1,0 (8,0 < pH < 8,5) e 0,5 mg L ⁻¹ N (pH ≥ 8,5)
NT (mg L ⁻¹)	2,9 ± 1,7	2,2 ± 0,9	0,7 ± 0,0	*	< 30 µg L ⁻¹ PT > 5,0 mg L ⁻¹ O ₂ 6,0 a 9,0
PT (µg L ⁻¹)	22,7 ± 3,6	25,7 ± 2,1	27,0 ± 10,0	16,3 ± 5,8	-
OD (mg L ⁻¹)	6,3 ± 0,0	8,6 ± 0,1	9,2 ± 0,0	8,4 ± 0,0	-
pH	7,8 ± 0,1	8,1 ± 0,0	12,5 ± 0,0	8,6 ± 0,1	-
T (°C)	24,2 ± 0,2	24,6 ± 0,1	19,6 ± 0,0	22,7 ± 0,0	-
IGP (%)	104,8 ± 59,5	114,2 ± 17,1	145,1 ± 27,0	143,4 ± 20,2	-
IGA (%)	124,7 ± 3,6	61,3 ± 8,2	89,5 ± 17,0	106,9 ± 23,9	-
IGM (%)	123,4 ± 78,7	102,0 ± 29,6	162,4 ± 26,5	116,9 ± 19,5	-

Os valores em negrito estão acima do permitido pela legislação. (*) ausência de dados.



Tabela 3: Variáveis ambientais e a porcentagem do Índice de germinação da espécie *C. sativus* (IGP), *L. sativum* (IGA) e *S. alba* (IGM) das águas fundas do reservatório Rio Grande e padrão de qualidade das águas CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005).

Variável	Data				CONAMA 357/2005 Classe II (Brasil, 2005)
	02/2018	05/2018	08/2018	11/2018	
N-NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)	24,9 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,5 ± 0,0	0,3 ± 0,0	-
CE (µS cm ⁻¹)	102,6 ± 0,5	90,2 ± 0,1	94,5 ± 2,1	106,0 ± 0,0	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	4,2 ± 0,0	0,5 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,1	< 10,0 mg L ⁻¹ N < 3,7 (pH ≤ 7,5); 2,0 (7,5 < pH ≤ 8,0); 1,0 (8,0 < pH < 8,5) e 0,5 mg L ⁻¹ N (pH ≥ 8,5)
NT (mg L ⁻¹)	2,3 ± 2,0	1,2 ± 0,1	1,0 ± 0,1	*	< 30 µg L ⁻¹ PT
PT (µg L ⁻¹)	63,9 ± 14,7	35,4 ± 0,0	57,0 ± 0,0	33,0 ± 0,0	> 5,0 mg L ⁻¹ O ₂
OD (mg L ⁻¹)	0,3 ± 0,1	7,8 ± 0,0	8,9 ± 0,0	4,5 ± 0,5	6,0 a 9,0
pH	6,9 ± 0,1	7,5 ± 0,0	12,6 ± 0,0	8,6 ± 0,0	-
T (°C)	23,0 ± 0,0	23,8 ± 0,0	18,4 ± 0,0	22,6 ± 0,0	-
IGP (%)	166,5 ± 18,6	116,2 ± 45,9	169,5 ± 22,1	127,3 ± 12,9	-
IGA (%)	89,2 ± 14,0	23,6 ± 14,5	101,0 ± 20,4	126,6 ± 6,9	-
IGM (%)	171,4 ± 39,6	26,2 ± 12,0	181,8 ± 36,8	129,3 ± 28,9	-

Os valores em negrito estão acima do permitido pela legislação. (*) ausência de dados.

Destaca-se, em fevereiro de 2018, as altas concentrações de N-NH₄⁺ (16,9 ± 1,5 µg L⁻¹), N-NO₃⁻ (4,6 ± 0,2 mg L⁻¹), NT (2,9 ± 1,7 mg L⁻¹) e a baixa concentração no pH (7,8 ± 0,1) nas águas subsuperficiais, seguindo o mesmo padrão nas águas fundas, N-NH₄⁺ (24,9 ± 0,1 µg L⁻¹), N-NO₃⁻ (4,6 ± 0,2 mg L⁻¹), NT (2,3 ± 2,0 mg L⁻¹) e concentração baixa de pH (6,9 ± 0,1). Barbieri et al. (2014) apontam que ambientes naturais que recebem águas residuárias, dejetos industriais e agrotóxicos apresentam altas concentrações de amônia, no entanto, o elevado teor de N-NH₄⁺ restringe apenas a fevereiro de 2018, com os demais meses seguindo um padrão médio de (0,4 ± 0,1 µg L⁻¹). O nitrato é uma das formas de nitrogênio que assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, podendo atingir altas concentrações em águas fundas (Kindlein, 2010). Porto et al. (2019) explicam que células vegetais convertem o amônio gerado pela assimilação de nitrato ou fotorrespiração. O nitrogênio, quando em excesso, é um dos contaminantes mais importantes presentes nas águas residuais pois o excesso dele causa problemas relacionados à toxicidade da flora e da fauna aquática, diminuição de oxigênio dissolvido, eutrofização do corpo hídrico e outras questões que afetam à saúde humana (Zoppas et al., 2016). Com enfoque às plantas, o íon nitrato é a única forma de absorção de nitrogênio pelas espécies vegetais (Kindlein, 2010), tornando-se importante determinar a tolerância dos organismos vegetais a esse elemento químico.

O pH referente à coleta de agosto de 2018, tanto nas águas subsuperficiais, como nas fundas, apresentou caráter alcalino (12,5 ± 0,0) e (12,6 ± 0,0), respectivamente, superiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). Mariani (2008) justifica seus dados de pH



alcalinos na represa Rio Grande com a atividade fotossintética que retira o CO_2 e HCO_3^- da água e altera o carbonato resultando no aumento do pH. Os tratamentos com sulfato de cobre tornam as águas represadas mais ácidas devido à toxicidade do cobre (Padovesi-Fonseca e Philomeno, 2004), podendo esta ser a resposta para a acidez encontrada nas águas de fevereiro de 2018. Ainda em fevereiro de 2018, as águas fundas também apontam uma baixa significativa no valor de OD ($0,3 \pm 0,1 \text{ mg L}^{-1}$), e Kindlein (2010) justifica que se houver a presença de muito nitrogênio amoniacal na água, existem matérias orgânicas ou esgoto, em decomposição, e que o ambiente é, provavelmente, pobre em oxigênio, tornando o OD um fator determinante no ciclo do nitrogênio. A temperatura, por sua vez, é um fator determinante nas reações que alteram os processos físicos, químicos e biológicos nos corpos hídricos, em que, temperaturas elevadas podem diminuir a quantidade de oxigênio dissolvido colocando em risco a qualidade da água caso estas recebam tributários de esgoto doméstico (Hermes e Silva, 2004).

O valor de PT das águas fundas ($63,9 \pm 14,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) foi superior às águas subsuperficiais ($22,7 \pm 3,6 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), em fevereiro de 2018, apontando que a proximidade com os sedimentos pode ter relação com estes valores, uma vez que, os sedimentos do reservatório Rio Grande estão carregados de nutrientes e metais (Franklin et al., 2016). É sabido que os sedimentos possuem elevado potencial de acumulação, funcionando como um registro das informações ambientais, em aspectos sazonais e espaciais (Franklin, 2010). No entanto, a ressuspensão de sedimentos não é uma ameaça constante, mas é comum, e podem ser estressores importantes para os organismos (Cervi et al., 2019). A ressuspensão atua na dinâmica dos nutrientes e contaminantes que foram armazenados nas camadas de sedimentos do corpo hídrico ao longo do tempo, causando impactos negativos na qualidade das águas. Em reservatórios rasos esse processo pode ser intensificado devido à pequena profundidade da coluna d'água, como é o caso do reservatório Rio Grande (profundidade mínima e máxima: 7,5 ~ 9,7 m entre as coletas). Além disso, a ressuspensão altera a turbidez, uma vez que há materiais em suspensão, reduzindo a absorção da luz (Brito Jr, 2015).

Franklin et al. (2016) encontraram sedimentos extremamente enriquecidos com Mercúrio (Hg), Cobre (Cu) e Cádmio (Cd) nas camadas superiores da represa Rio Grande e o resultado do lançamento de efluentes domésticos, uso frequente de sulfato de cobre para controle no desenvolvimento das algas e os depósitos de efluentes industriais, foram apontados como as principais justificativas para as elevadas concentrações de metais encontradas nos sedimentos do reservatório Rio Grande (Bostelmann, 2006). O Cu é considerado um elemento essencial na participação da estrutura, composto ou metabólito da planta, uma vez que é fundamental no estágio de florescimento e frutificação assim, a sua deficiência acarreta a morte da plântula, e elevadas concentrações podem apresentar toxicidade (Porto et al., 2019).



Wengrat (2016) realizou uma avaliação histórica paleoambiental da eutrofização e variabilidade natural no reservatório Rio Grande a partir dos sedimentos e encontrou que entre os anos ~1953-1982 o reservatório sofreu com as atividades humanas, com rápido avanço da eutrofização, apresentando os maiores valores de PT na história da represa, e enriquecimento de NT. No ano de 1982, a partir do seu isolamento, a represa indicou melhora em suas águas, no entanto, retornou à condição eutrófica com a urbanização à montante da represa. Apesar desses estudos apontarem dados unicamente dos sedimentos, ocorrem reações bióticas e abióticas nos compartimentos dos sedimentos que reafirmam a importância que eles possuem na qualidade das águas (Stumm e Morgan, 1981). Pômpeo (2017), compilou dados da Cetesb e Sabesp quanto à aplicação de algicida em represas brasileiras nos anos de 2006, 2007 e 2011 e apontou que as aplicações de sulfato de cobre que ocorreram no braço Rio Grande nos anos de 2006 e 2007 foram significativas, com valores estimados de 150 t/ano e 360 t/ano, respectivamente, e cerca de 40 t/ano de sulfato de cobre e 300 t/ano de peróxido de hidrogênio em 2011, ressaltando a importância de avaliar o sistema aquático de modo interno (águas, sedimentos, fauna, flora, entre outros) e externo (uso e ocupação das bacias hidrográficas contribuintes, lançamento de esgoto *in natura*, despejos industriais, entre outros), não tendo como principal forma de controle do crescimento das algas unicamente a aplicação de algicidas, uma vez que, este causa ruptura da célula algal, ocasionando a liberação dos metabólitos na água, inclusive as cianotoxinas.

A *United States Environmental Protection Agency* - USEPA (1989) recomenda que a %GA seja superior a 65% das sementes analisadas para que os dados sejam confiáveis. As espécies *C. sativus*, *L. sativum* e *S. alba* tiveram porcentagem de germinação mínima de 66,7% podendo seguir com as análises dos resultados. Quanto aos dados da %IG da espécie *C. sativus*, todos os valores foram superiores a 100%, indicando que a germinação das sementes foi potencializada em todas as coletas. A espécie *L. sativum* apontou toxicidade na coleta realizada em maio de 2018, tanto nas águas subsuperficiais ($61,3 \pm 8,2$ %) e nas águas fundas ($23,6 \pm 14,5$ %), essa espécie expressou o menor grau de dispersão, apresentando os valores mais baixos de desvio padrão. Valores mais baixos de desvio padrão e variância devem ser preferidos (Mendes et al., 2020). A espécie *S. alba* apresentou resultados similares em maio de 2018 com valor significativamente tóxico nas águas fundas ($26,2 \pm 12,0$ %). Tiquia et al. (2010), apontam que a espécie *L. sativum* é mais sensível à toxicidade de solos contaminados com metais do que outras espécies de plantas, no entanto, a espécie *S. alba* é da mesma família botânica que a *L. sativum*, Brassicaceae, apontando a relação similar de toxicidade entre as espécies.

Para determinar se existe diferença estatística entre as espécies de sementes foi aplicado a ANOVA com as variáveis IGP, IGA e IGM. O teste de normalidade Shapiro-Wilk mostrou que os dados



são normais ($p = 0,13$) e então seguiu-se com a ANOVA, que resultou no valor de $p = 0,06$ e apesar da proximidade do valor de significância ($\alpha = 0,05$), o teste rejeitou a hipótese alternativa e aceitou a hipótese nula, apontando que não existe diferença estatística entre as espécies de sementes. Quanto à ACP para as águas subsuperficiais, o primeiro eixo PC1 responde por 50,7% da variação dos dados e a PC2, 27,5% (Figura 1a), totalizando 78,2%. Para as águas fundas, a PC1 representou 47,4% e a PC2, 32,9%, totalizando 80,3% (Figura 1b).

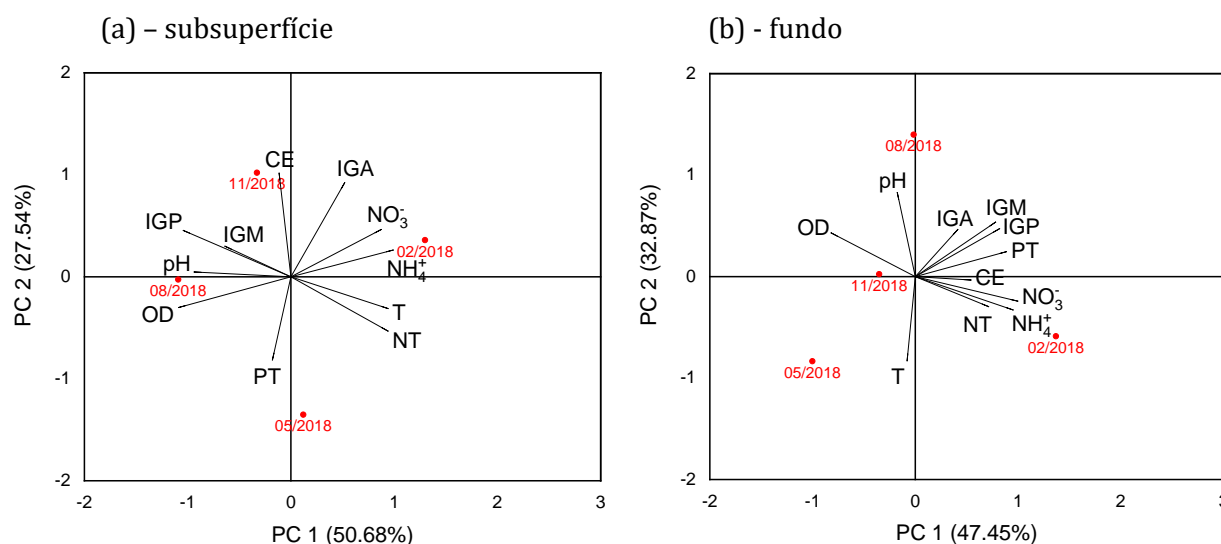


Figura 1: Vetores com as variáveis ambientais e a porcentagem do índice de germinação para (a) águas subsuperficiais e (b) fundas do reservatório Rio Grande nas coletas (fevereiro, maio, agosto e novembro de 2018).

As variáveis mais importantes são as de maiores coeficientes e pesos, tanto negativos como positivos, e foram destacadas em negrito na Tabela 4. Para as águas subsuperficiais foram observadas as variáveis positivas e então, relacionadas entre si, a N-NH₄⁺ (+0,36), NT (+0,35), T (+0,35) e N-NO₃⁻ (+0,32) contrastando com OD (-0,39), IGP (-0,38) e pH (-0,34). O pH, a CE e a capacidade de saturação do OD são fatores físico-químicos e seguem a tendência da temperatura, por quem são influenciados (Mariani, 2008). A espécie *L. sativum* apresentou valor baixo de correlação (+0,19), e foi a única espécie de semente a apresentar que é diretamente influenciada pelo ciclo do nitrogênio. Apesar da eutrofização ser intensificada pelo excesso de nutrientes (Jeppesen et al., 2017), especialmente o PT e o NT, a PC1 das águas subsuperficiais não foi representativa para o PT (-0,07), podendo o NT atuar como limitante na germinação das sementes. Ainda referente às águas subsuperficiais, na PC2 pode se notar que a CE (+0,53) e a IGA (+0,48) são correlacionadas



positivamente entre si, contrastando com o PT (-0,43). Coelho et al. (2020), em seu estudo no mesmo reservatório encontraram relação entre o PT, CE e IG com a espécie *S. alba*, corroborando com o este estudo nas sementes de *S. alba*, e indicando a mesma relação nas espécies *C. sativus* e *L. sativum*. Nas águas fundas, a PC1 resultou em N-NO₃⁻ (+0,42), N-NH₄⁺ (+0,40), PT (+0,37), IGP (+0,34), IGM (+0,33) e NT (+0,30) relacionados entre si, se opondo a variável OD (-0,34). Essas relações apontaram que as espécies de *C. sativus* e *S. alba* tiveram valores mais representativos quando a disponibilidade do nutriente PT aumentou. A PC2 apresentou os escores pH (+0,51), IGM (+0,33), T (-0,51), indicando a relação inversamente proporcional quanto ao pH e a T. Os valores de T foram mantidos nesse estudo por influenciar as variáveis ambientais, no entanto, não foram relacionados com as %IG das espécies de sementes, uma vez que, os testes fitotoxicológicos foram realizados em T estável (20 ± 2 °C) e não com as encontradas nas coletas, em *in situ*.

Tabela 4: Pesos e variância explicada pelas duas primeiras componentes principais da análise dos dados das variáveis limnológicas das águas subsuperficiais e fundas do reservatório Rio Grande, com os valores mais significativos e correlacionados em negrito.

Variável	Águas subsuperficiais		Águas fundas	
	PC1	PC2	PC1	PC2
N-NH ₄ ⁺	+0,36	+0,14	+0,40	-0,20
CE	-0,04	+0,53	+0,23	-0,02
N-NO ₃ ⁻	+0,32	+0,24	+0,42	-0,15
NT	+0,35	-0,28	+0,30	-0,18
PT	-0,07	-0,43	+0,37	+0,15
OD	-0,39	-0,16	-0,34	+0,27
pH	-0,34	+0,02	-0,07	+0,51
T	+0,35	-0,16	-0,03	-0,51
IGP	-0,38	+0,24	+0,34	+0,29
IGA	+0,19	+0,48	+0,17	+0,29
IGM	-0,23	+0,16	+0,33	+0,33
Variância explicada (%)	50,68	27,54	47,45	32,87

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Programas de monitoramento das águas e dos sedimentos são alicerces para tomadas de decisões, visando garantir a sustentabilidade dos ecossistemas. Neste estudo foram adotadas as sementes como parâmetro para a qualidade da água subsuperficial e funda do reservatório Rio Grande, a partir dos testes de toxicidade, retornando às seguintes proposições: (a) a %IG das sementes apresentaram toxicidade em poucos pontos e na maioria potencializam a germinação das



sementes. A espécie *L. sativum* teve os menores graus de dispersão dos dados, apontados no desvio padrão, assim como apresentou graus de toxicidade mais elevados em comparação com as demais sementes. Nas águas subsuperficiais, os valores de NT estão superior ao permitido na legislação (CONAMA 357/2005), assim como o PT nas águas fundas, e, (b) a germinação das sementes da espécie *L. sativum* apresentou relação positiva com o ciclo do nitrogênio, diferentemente do PT que apontou relação insignificativa ou inversamente proporcional nas águas subsuperficiais. Conclui-se que as espécies de sementes apresentam premissas de que podem ser adotadas como parâmetro de qualidade da água fornecendo informações valiosas para fins de gerenciamento da água e avaliação de riscos, destacando porém, a necessidade de estudos mais amplos quanto à espécie de semente indicada e monitoramento a longo prazo para confirmar que os resultados obtidos neste estudo representam um padrão consistente.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Processo: 17/10355-1) à bolsas de treinamento técnico (Processo: 2017/19001-8; 2018/20417-7; 2019/23767-1), à CAPES e ao corpo de funcionários da Universidade Federal do ABC – UFABC, vocês são essenciais.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- APHA - American Public Health Association; 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 25th edition. Washington.
- ASTM - American Society for Testing and Materials; 1994. Standard guide for collection, storage, characterization, and manipulation of sediments for toxicological testing. ASTM/E 1391-94, 21p.
- ASTM - American Society for Testing and Materials; 1995. Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos. ASTM/ E 1563-95, 20p.
- ASTM - American Society for Testing and Materials; 1996. Elements in water by ICP-MS. ASTM D-5673/96, 12p.
- ASTM - American Society for Testing and Materials; 2000. Measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. ASTM/ E 1706-00, 117p.
- Barbieri, E.; Marques, H. L. A.; Bondioli, A. C. V.; Campolim, M. B.; Ferrarini, A. T.; 2014. Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananéia - SP. O Mundo da Saúde, São Paulo, v. 38, n. 1, p. 105-115.



- Barbosa, R. M.; Galter, I. N.; Pereira, C. L.; Martins, L. A. R.; Silva, K. S.; Andrade-Vieira, L. F. (2013). Eficiência do pepino como modelo em bioensaios de fitotoxicidade. I CONICBIO / II CONABIO / VI SIMCBIO. Universidade Católica de Pernambuco – Recife, PE, v. 2, p. 1-8.
- Beghelli, F. G. S.; Rosa, A. H.; Nishimura, P. Y.; Meirinho, P. A.; Leonardi, B. F.; Guiduce, F. S.; Lopez-Doval, J. C.; Pompêo, M.; Moschini-Carlos, V.; 2015. Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, SP: distribuição no meio e efeitos sobre a comunidade planctônica. *Ecologia de reservatórios e interfaces*, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, cap. 19.
- Belo, S. R. S.; 2011. Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal. 68 p.
- Bostelmann, E.; 2006. Avaliação da concentração de metais em amostras de sedimento do reservatório Billings, Braço Rio Grande, São Paulo, Brasil. Dissertação (Mestrado), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 130 p.
- Burgos, M.; Sierra, A.; Ortega, T.; Forja, J. M. (2015). Anthropogenic effects on greenhouse gas (CH₄ and N₂O) emissions in the Guadalete River Estuary (SW Spain). *Science of the Total Environment*, v. 503-504, p. 179-189.
- Brasil; 2004. CONAMA nº 344/04, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2004_344.pdf>. Acesso em: abril de 2020.
- Brasil; 2005. CONAMA nº 357/05, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: abril de 2020.
- Brasil; 2015. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Cianobactérias/cianotoxinas : procedimentos de coleta, preservação e análise – Brasília, DF : Ministério da Saúde, 106 p.
- Brito Jr, A. N.; 2015. Modelagem dos fluxos de ressuspensão de sedimentos de um lago raso subtropical. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL, 31 p.
- Capobianco, J.P.R.; Whately, M.; 2002. Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo. Relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99. Instituto Socioambiental, São Paulo, p. 60.
- Cervi, E. C.; Hudson, M.; Rentschler, A.; Burton Jr, G. A.; 2019. Metal toxicity during short-term sediment resuspension and redeposition in a tropical reservoir. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v. 38, n. 7, p. 1476-1485.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; 2017. Ensaio ecotoxicológicos com organismos aquáticos: Atendimento à legislação Ambiental - Orientações para realização de ensaios e apresentação dos resultados nos documentos encaminhados à CETESB. ELHE - Setor de Ecotoxicologia Aquática.
- Coelho, L. H. G.; Jesus, T. A.; Kohatsu, M. Y.; Poccia, G. T.; Chicarolli, V.; Helwig, K.; Hunter, K.; Roberts, J.; Teedon, P.; Pahl, O.; 2020. Estrogenic Hormones in São Paulo Waters (Brazil) and Their Relationship with Environmental Variables and *Sinapis alba* Phytotoxicity. *Water Air Soil Pollut.* p. 231-150.



- Cruz, J. M.; Lopes, P. R. M.; Montagnolli, R. N.; Tamada, I. S.; Silva, N. M. M. G.; Bidoia, E. D.; 2013. Phytotoxicity of Soil Contaminated with Petroleum Derivatives and biodiesel. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, v. 8, n. 1, p. 49-54 doi: 10.5132/eec.2013.01.007.
- Cunha, D. G. F.; Calijuri, M. do C.; Lamparelli, M. C.; 2013. A Trophic State Index for Tropical/subtropical Reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134.
- Emami, S.; Pourbabaei, A. A., Alikhani, H. A.; 2014. Interactive effect of nitrogen fertilizer and hydrocarbon pollution on soil biological indicators. *Environmental Earth Sciences*. doi: 10.1007/s12665-014-3259-9.
- Environment Canada; 1990a. Biological test method: Acute lethality using *Daphnia* spp. Canada. (Report EPS 1/RM/11), 57p.
- Environment Canada; 1990b. Biological test method: Acute lethality test using rainbow trout. Canada. (Report EPS 1/RM/9), 51p.
- Environment Canada; 1990c. Biological test method: Acute lethality test using threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Canada. (Report EPS 1/RM/10), 45p.
- Environment Canada; 1992a. Biological test method: Growth inhibition test using the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*. Canada. (Report EPS 1/RM/25), 41p.
- Environment Canada; 1992b. Biological test method: Fertilization assay using echinoids (sea urchin and sand dollars). Canada. (Report EPS 1/RM/27), 97p.
- Environment Canada; 1992c. Biological test method: Test of larval growth and survival using fathead minnows. Canada. (Report EPS 1/RM/22), 70p.
- Environment Canada; 1992d. Biological test method: Test of reproduction and survival using cladoceran *Ceriodaphnia dubia*. Canada. (Report EPS 1/RM/21), 72p.
- Environment Canada; 1992e. Biological test method: Toxicity test using early life stages of salmonid fish (rainbow trout, coho salmon, or atlantic salmon). Canada. (Report EPS 1/RM/28), 79p.
- Environment Canada; 1992f. Biological test method: acute test for sediment toxicity using marine or estuarine amphipods. Canada (Report EPS 1/RM/26), 83p.
- Environment Canada; 1992g. Biological test using luminescent bacteria (*Photobacterium phosphoreum*). Canada (Report EPS 1/RM/24), 61p.
- Environment Canada; 1994a. A framework for ecological risk assessment of contaminated sites in Canada: review and recommendations. Gaudet, C., Scientific Series nº 199.
- Environment Canada; 1994b. Guidance document on collection and preparation of sediments for physicochemical characterization and biological testing. Ottawa (Ontario). EPS 1/RM/29, 132p.
- Environment Canada; 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Summary Tables. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca>>.
- Environment Ontario; 1992. Laboratory sediment biological testing protocol. Ontario Ministry of Environment. 26p.
- Fantin, A. C. M.; Freitas, D. P. C.; Fagnani, G. F.; Lapa, T. C. M. do A.; 2009. Teste de sensibilidade em sementes de Rúcula (*Eruca sativa*) e Alface (*Lactuca* sp) em contato com diferentes concentrações do pesticida Glifosato. UNICAMP-CESET, R. Paschoal Marmo, 1888, Jd. Nova Itália - Limeira, SP.



- Franklin, R. L.; 2010. Determinação de mercúrio total e orgânico e avaliação dos processos de metilação e desmetilação em sedimentos do reservatório Rio Grande, Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, 158 p.
- Franklin, R. L.; Fávoro, D. I. T.; Damatto, S. R.; 2016. Trace metal and rare Earth elements in a sediment profile from the Rio Grande reservoir, São Paulo, Brazil – determination of anthropogenic contamination, dating and sedimentation rates. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. v. 307, p. 99-110.
- Hermes, L. C. e Silva, A. S.; 2004. Parâmetros básicos de avaliação de qualidade de água: significância ambiental. *Avaliação da Qualidade das Águas: Manual prático*. Editora: Embrapa, p. 55, ISBN: 85-7383-229-0.
- Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Liu, Z.; 2017. Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction. *Water*, v. 9, n. 2, p. 122, doi:10.3390/w9020122.
- Kindlein, C. P.; 2010. Determinação do teor de nitratos e nitritos na água de abastecimento do município de Nova Santa Rita. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação), Centro Universitário La Salle – UniSalle, Canoas, 68 p.
- Kotamäki, N.; Järvinen, M.; Kauppila, P.; Korpinen, S.; Lensu, A.; Malve, O.; Mitikka, S.; Silander, J.; Kettunen, J.; 2019. A practical approach to improve the statistical performance of surface water monitoring networks. *Environmental Monitoring and Assessment*. p. 191-318. doi: 10.1007/s10661-019-7475-3.
- Lapa, M. P.; 2014. Avaliação Ecotoxicológica de Solos Impactados com Borra Oleosa Submetidos a Diferentes Tratamentos de Biorremediação. Trabalho acadêmico (Graduação) Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas – RS, 62 p.
- López-Doval, J. C.; Montagner, C. C.; Albuquerque, A. F.; Moschini-Carlos, V.; Umbuzeiro, G.; Pompêo, M.; 2016. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of The Total Environment*, v. 575, p. 1307-1324.
- Mariani, C. F.; Pompêo, M. L. M.; 2008. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment—Rio Grande Reservoir, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. 8, p. 284-288.
- Matsubara, M. E.; 2018. Remoção do antibiótico amoxicilina por biorreator com membrana operado em regime de pré-desnitrificação: avaliação do desempenho, identificação de subprodutos e análises ecotoxicológicas. Dissertação (Mestrado) Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal do ABC, Santo André, SP, 155 p.
- Meerssche, E. V.; Pinckney, J. L.; 2019. Nutrient Loading Impacts on Estuarine Phytoplankton Size and Community Composition: Community-Based Indicators of Eutrophication. *Estuaries and Coasts*, v. 42 p. 504-512, doi: 10.1007/s12237-018-0470-z.
- Mendes, P. M.; Neto, J. C. P.; Gonçalvez, L. B.; Macedo, S. C.; Araújo, T. R.; Rodrigues, A. L.; Côrrea, L. B.; Côrrea, E. K.; 2020. Improvement of the phytotoxicological test with lettuce seed germination: reliability and accuracy of the method. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 4, p. 18178-18184, doi: 10.34117/bjdv6n4-112.
- Ovsyannikova, I. V.; Pryanichnikova, V. V.; 2019. The Assessment of the Reservoir Water Phytotoxicity IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, v. 272, n. 2, article number. 022079.
- Padovesi-Fonseca, C. e Philomeno, M. G.; 2004. Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, p. 819-826
- Paula, V. C. S.; 2016. Avaliação da fitotoxicidade e ecotoxicidade do extrato bruto de *Microcystis aeruginosa*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, PR, 55 p.



- Pickett, S. T. A.; Cadenasso, M. L.; Grove, J. M.; Boone, C. G.; Groffman, P. M.; Irwin, E.; Kaushal, S. S.; Marshall, V.; McGrath, B. P.; Nilon, C. H.; Pouyat, R. V.; Szlaveczk, K.; Troy, A.; Warren, P.; 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n. 3, p. 331-362, doi: 10.1016/j.jenvman.2010.08.022.
- Peduto, T. A. G.; Jesus, T. A.; Kohatsu, M. Y.; 2019. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. *Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação*, Uberaba, MG, v. 4, n. 2, p. 200-212, ISSN: 2359-4748.
- Pômpeo, M.; 2017. O Controle da Flora e Fauna Aquáticas pela Resolução CONAMA 467: Considerações Sobre a Normativa Brasileira. *Revista do Departamento de Geografia*. v. 33, p. 24-35, doi: 10.11606/rdg.v33i0.121065.
- Porto, A. S.; Bezerra, M. G. F.; Fabian, F. A.; Santos, J. G.; 2019. Fitotoxicidade por nanopartículas de Cobre e Zinco para diferentes tratamentos na germinação de sementes de *Lactuca sativa*. *Natureza online*, v. 17, n. 1, p. 32-40.
- Santo, R. E. (2012). Utilização da Análise de Componentes Principais na compressão de imagens digitais. *Einstein (São Paulo)*, v. 10, n. 2, doi: 10.1590/S1679-45082012000200004.
- São Paulo; 1997. Decreto Estadual n. 10.755 de 22 de novembro de 1977. *Diário Oficial do Estado*, São Paulo, SP.
- Stumm, W.; Morgan, J. J.; 1981. *Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 780 p.
- Tiquia, S., 2010. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. *Chemosphere*. v. 79, p. 506-512.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency & USACE - U.S. Army Corps of Engineers; 1991. Evaluation of dredged material proposed for ocean - testing manual, EPA - 503/8-91/001. Office of Water (WH-556F).
- USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1994a. Method 3051- Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils U.S. Environmental Protection Agency.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1994b. Test methods forevaluating solid waste physical/chemical methods (SW-846). CD-ROM USEPA, Revision 2 - september, 1994. Method 8270B - Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS): capillary column technique.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1994c. Methods for measuring the toxicity and bioacumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. EPA/600/R-1994/024, 133p.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1994d. Methods for assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. U. S. Environmental Protection Agency. EPA 600/R-94/025.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1994e. Methods for measuring the toxicity and bioacumulation of sediment-associated contaminants with freshawater invertebrates. U. S. Environmental Protection Agency. EPA 600/R-94/024. 133p.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1995. Purple urchin, *Stroglyocentrotus purpuratus* and sand dollar, *Dendraster excentricus*; larval development test method. In: Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to west coast marine and estuarine organisms. EPA/600/R-95/136. Disponível em: <www.epa.gov/neleerd/westmethman.htm>.



USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1997. The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States. Volume 1: National Sediment Quality Survey. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Science and Technology Washington, DC., EPA 823-R-97-006.

USEPA - United States Environmental Protection Agency; 1989. Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites – 600/3-88/029, Washington, DC.

Wengrat, S.; 2016. Avaliação das alterações da biodiversidade de diatomáceas recentes e pretéritas em reservatórios com diferentes estados tróficos (áreas de mananciais da RMSP e arredores, SP). Tese (Doutorado), Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, SP, 137 p.

Zhang, H.; Ma, G.; Sun, L.; Huiying, L. I.; 2017. Effect of alkaline material on phytotoxicity and bioavailability of Cu, Cd, Pb and Zn in stabilized sewage sludge. Environmental Technology. doi: 10.1080/09593330.2017.1351496.

Zoppas, F. M.; Bernardes, A. M.; Meneguzzi, A.; 2016. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 21, n. 11, São Paulo, SP, p. 29-42.



CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES LIMNOLÓGICAS DE RIOS DE CAPTAÇÃO PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO DO OESTE DO PARANÁ

| ID 15708 |

¹Gabriela Medeiros, ²Mailor Wellinton Wedig Amaral, ³Maria Clara Pilatti, ⁴Thaís Tagliati da Silva, ⁵Ricardo Guicho, ⁶Ralphe Rinaldo dos Reis, ⁷Norma Catarina Bueno

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: gabsmedeiros@gmail.com; ²Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: wedig_npi@hotmail.com; ³Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: pilattimariaclara@gmail.com; ⁴Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: thaistagliati1@gmail.com; ⁵Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: ricardoguicho@gmail.com; ⁶Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: ralphe.reis@unioeste.br; ⁷Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: normacatarina@hotmail.com

| RESUMO |

Os sistemas fluviais sofrem diversas alterações ao longo de seu percurso, as quais estão associadas a inúmeros fatores naturais e antropogênicos, sendo que as atividades antrópicas podem causar alterações nas características físicas, químicas e biológicas da água, e por conta disso, esses parâmetros destacam-se como uma das maneiras de avaliar a qualidade da água nos corpos hídricos. Nesse contexto, esse estudo teve como objetivo caracterizar quanto a condições limnológicas rios de nove municípios do oeste do Paraná, visto que são utilizados para captação e abastecimento público. Foram selecionados trechos de três bacias hidrográficas da região oeste do Paraná (bacia do Paraná III, bacia do Piquiri e bacia do Baixo Iguaçu) e suas áreas de convergência, considerando região da cabeceira e região da captação para abastecimento público. Para se obter um N amostral representativo foram selecionados nove municípios: Toledo, Cascavel, Medianeira, Foz do Iguaçu, Santa Tereza do Oeste, Boa Vista da Aparecida, Três Barras do Paraná, Catanduvas e Guaraniaçu. Os dados referentes à amostragem das variáveis físicas e químicas como temperatura (Temp; C), condutividade elétrica (Ce; mS/cm⁻¹), oxigênio dissolvido (OD; mg L⁻¹), turbidez (Turb; NTU) e pH foram mensurados in situ pela sonda multiparâmetro da marca HORIBA, modelo U-5000. Para as análises qualitativas foram obtidas amostras de fitoplâncton utilizando-se rede de plâncton de 25 µm de abertura de malha, com o objetivo de concentrar o material fitoplanctônico. A Análise de Componentes Principais indicou uma variabilidade em relação ao Clorofila *a* (valor da correlação: 0,30) e turbidez (0,32) de forma positiva para os municípios de Cascavel e Toledo; e pH (-0,37), Sólidos totais (-0,37) e DQO (-0,32) negativamente. Esse eixo é responsável pelo agrupamento das amostragens de Guaraniaçu, Três Barras do Paraná, Catanduvas, Medianeira e Boa Vista da Aparecida (negativamente), em função da similaridade dos fatores de maior correlação. O segundo eixo é relacionado positivamente com Nitrogênio amoniacal (0,51) Fósforo total (0,37) e Ortofosfato (0,32), e negativamente por Oxigênio dissolvido (-0,38), Profundidade (-0,364) e DQO (-0,25). Esse eixo isola a estação de amostragem 1 de Foz do Iguaçu (5,00) de forma positiva e a estação de amostragem 2 de Cascavel (-2,55). Em relação a avaliação qualitativa, a análise de cluster reuniu os municípios em 3 grupos distintos em função da ocorrência fitoplanctônica funcional, contendo floras distintas e refletindo diferentes impactos da antropização. O estudo concluiu que os ambientes estudados possuem características físicas naturalmente distintas, contudo, as variáveis ambientais também apontaram níveis distintos de interferência antrópica, como moradias irregulares, descarte de efluentes domésticos e industriais e atividades agropecuárias, que interferem diretamente na quantidade e qualidade da água.

Palavras-chave: limnologia; caracterização multidisciplinar; grupos funcionais.



| INTRODUÇÃO |

O consumo de água no Brasil teve aumento de aproximadamente 80% nas duas últimas décadas e tende a progredir em 26% até 2030, destacando-se o abastecimento urbano como a segunda maior finalidade da utilização de água dos corpos hídricos brasileiros (ANA, 2019). De maneira geral, a urbanização, a agricultura e o desmatamento são os principais fatores antropogênicos que modificam o solo (Vörösmarty et al., 2010; Yu et al., 2013), resultando em inúmeros impactos para os corpos hídricos, gerando, principalmente, a escassez da água (Tundisi & Matsumura Tundisi, 2008).

Os sistemas fluviais sofrem diversas alterações ao longo de seu percurso (Vanotte et al., 1980), as quais estão associadas a inúmeros fatores naturais como fluxo, profundidade, disponibilidade de luz e precipitação (Wetzel, 2001) e antropogênicos, como o descarte de efluentes domésticos e utilização de agrotóxicos (Xiao et al., 2019). Essas atividades podem causar alterações nas características físico-químicas da água (Schulz et al., 2001), e, por conta disso, esses parâmetros destacam-se como uma das maneiras de avaliar a qualidade da água nos corpos hídricos, pois indicam o grau de contaminação da água submetida às mais diversas fontes de poluição (Silva & Jardim, 2007).

Além disso, um dos métodos complementares que auxilia na detecção das relações existentes entre o uso e ocupação do solo e a qualidade da água é a utilização de bioindicadores, definidos como organismos sensíveis a alterações ambientais (Soofiani et al., 2012). Esses organismos respondem às alterações físico-químicas da água, como redução nos níveis de oxigênio dissolvido, elevados níveis de nutrientes e contaminantes tóxicos, variações na condutividade elétrica, turbidez e PH (Triest et al., 2012; Castro-Roa & Pinilla-Agudelo, 2014) modificando o tamanho de suas populações, morfologia, fisiologia e ocorrência em determinados locais (Casé et al., 2008).

O fitoplâncton é um importante componente na comunidade de sistemas límnicos, contribuindo significativamente para a produtividade primária e formando um elo fundamental na ciclagem de nutrientes, transferência de energia no ecossistema aquático (Esteves, 2011). O conhecimento desse grupo de algas é determinado através de indicadores como composição específica e riqueza de espécies, que são fatores importantes para avaliação da qualidade de um sistema aquático, fazendo do fitoplâncton uma importante ferramenta para caracterização ambiental (Soofiani et al., 2012; Santana et al., 2016).

No intuito de compreender a estrutura e funcionalidade do fitoplâncton, bem como identificar padrões que expliquem sua dinâmica nos ambientes aquáticos, é possível aplicar a classificação ecológica de grupos funcionais proposta por Reynolds et al. (2002) e atualizada por Padišák et al.



(2009). Esta categorização agrupa os organismos fitoplanctônicos de acordo com suas similaridades morfológicas, fisiológicas, fenológicas e ecológicas, fornecendo informações sobre suas estratégias de sobrevivência, tolerâncias e sensibilidades (Salmaso et al., 2015). Devido ao seu curto ciclo de vida, tamanho populacional representativo, fácil amostragem e acondicionamento, o fitoplâncton é uma excelente ferramenta para avaliação de alterações ambientais, sendo amplamente utilizado em estudos ecológicos que avaliam a qualidade da água (Litchman & Klausmeier, 2008; Kruk et al., 2017).

Assim, faz-se necessário avaliar e caracterizar rios de captação para abastecimento público, uma vez que eles podem passar por diversas interferências antrópicas, o que afeta diretamente a qualidade da água direcionada para estações de tratamento, bem como na qualidade do produto. Nesse contexto, esse estudo teve como objetivo caracterizar quanto a condições limnológicas rios de nove municípios do oeste do Paraná baseado em fatores físicos, químicos e biológicos, visto que são utilizados para captação e abastecimento público.

| MÉTODOS DE PESQUISA |

Área de estudo

Foram selecionados trechos de três bacias hidrográficas da região oeste do Paraná (bacia do Paraná III, bacia do Piquiri e bacia do Baixo Iguaçu) e suas áreas de convergência, considerando região da cabeceira e região da captação para abastecimento público, seguindo o sentido nascente-foz dos rios amostrados. Para se obter um N amostral representativo foram selecionadas duas estações de amostragem (P1 e P2) por município: Toledo (TOL), Cascavel (CVEL), Medianeira (MED), Foz do Iguaçu (FOZ), Santa Tereza do Oeste (STO), Boa Vista da Aparecida (BVA), Três Barras do Paraná (TBP), Catanduvas (CTD) e Guaraniaçu (GUAR) (Figura 1), sendo o fator de seleção principal a existência da estação de tratamento de água pela SANEPAR, em mananciais superficiais (Tabela 1).

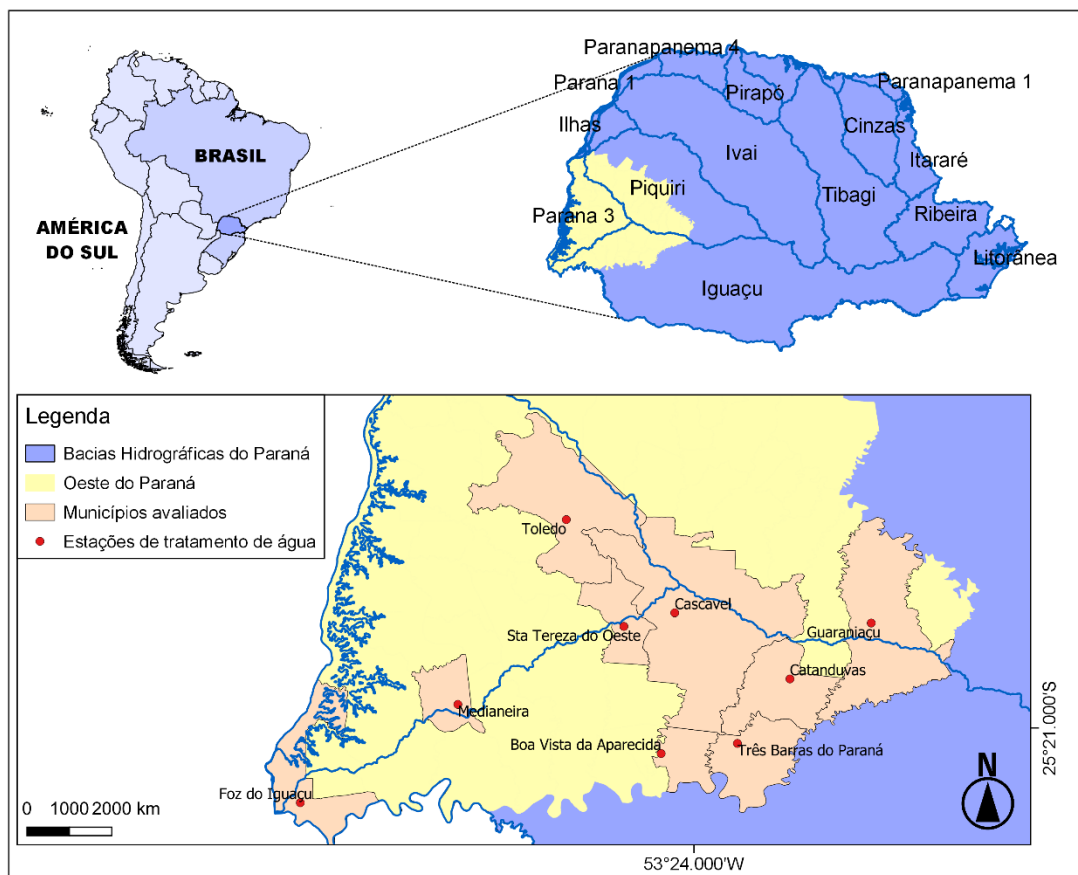


Figura 1: Municípios da região oeste do Paraná, Brasil, selecionados para avaliação da qualidade dos rios utilizados para captação e abastecimento de água da população.

Variáveis abióticas e bióticas

Os dados referentes à amostragem das variáveis físicas e químicas como temperatura (Temp; C), condutividade elétrica (Ce; mS/cm^{-1}), oxigênio dissolvido (OD; mg L^{-1}), turbidez (Turb; NTU) e pH foram mensurados in situ pela sonda multiparâmetro da marca HORIBA, modelo U-5000.

O laboratório de limnologia do GERPEL, Unioeste-campus Toledo, realizaram as análises do consumo de oxigênio ocorrido em função da oxidação química (DQO; mg L^{-1}) e da matéria orgânica (DBO; mg L^{-1}) as concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NT; mg L^{-1}), nitrato (NO_3 ; mg L^{-1}), amônio (NH_4 ; mg L^{-1}), fósforo dissolvido total (PT; mg L^{-1}), ortofosfato (PO_4 ; mg L^{-1}), clorofila *a* (CL_a ; mg L^{-1}), sólidos totais (ST; mg L^{-1}), coliformes totais (CT; NMP/100 mL) e *Escherichia coli* (Ec; NMP/100 mL), seguindo os métodos padronizados no Standard Methods (Apha, 2017). O material para análise das variáveis químicas ocorreu por meio da imersão subsuperficial de frascos de polietileno na coluna d'água, sendo devidamente refrigerado e mantido no escuro até o momento de sua análise em laboratório.



Comunidades fitoplanctônicas

Para as análises qualitativas foram obtidas amostras de fitoplâncton utilizando-se rede de plâncton de 25 µm de abertura de malha, com o objetivo de concentrar o material fitoplanctônico, sendo preservadas em solução de Transeau de acordo com Bicudo & Menezes (2017).

O fitoplâncton foi observado com auxílio de fotomicroscópio Olympus CX41 com câmera fotográfica Olympus SC30 acoplada, e a morfometria dos táxons realizada em aumento de 400 e 1000x. O sistema de classificação adotado em nível de classe foi o de Round (1965, 1971) proposto por Bicudo & Menezes (2017), com exceção de Cyanobacteria, para a qual adotou-se Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005) e de Bacillariophyta, para o qual adotou-se Round et al. (1990).

A caracterização da ocorrência das espécies em grupos funcionais foi realizada a partir da amostragem aleatória de 10 lâminas por estação de amostragem, visando obter uma perspectiva não quantitativa da comunidade ocorrente. Após identificados, os indivíduos foram categorizados em grupos funcionais de acordo com Reynolds et al. (2002) e atualização de Padišák et al. (2009).

Tratamento estatístico dos dados

Considerando as distintas estações de amostragem e a forte influência sobre as comunidades fitoplanctônicas, todas as variáveis coletadas até o momento foram previamente analisadas por meio de estatísticas descritivas (média e coeficiente de variação) de acordo com a sua natureza.

A análise de variância de um critério (one-way ANOVA) foi utilizada para avaliar a variação dos fatores individualmente em função do município, e quando significativa, teste a posteriori de Tukey. A variação dos fatores ambientais entre as estações de amostragem foi verificada através de uma análise de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA), aplicada à matriz de similaridade de Bray-Curtis com 9999 permutações. As variáveis ambientais também foram submetidas à Análise dos Componentes Principais (ACP) com objetivo de caracterizar as estações identificando as variáveis com maior poder de diferenciá-las (Wiegand, 1980).

Para avaliar a similaridade entre os municípios em função dos grupos funcionais, e consequentemente apontar uma caracterização funcional qualitativa desses ambientes, realizou-se uma Análise de Correspondência Múltipla (ACM), por ser a mais recomendada para variáveis qualitativas, bem como variáveis binárias de presença e ausência (Härdle & Simar, 2007). O agrupamento estabelecido foi baseado na semelhança de características dos municípios avaliados. A representação gráfica dos agrupamentos pode ser visualizada por meio de Clusters, que foram estabelecidos de acordo com a distância entre as amostras indivíduos no dendrograma estruturado com base na similaridade estabelecida pelo coeficiente de Jaccard.



Tabela 1: Localização geográfica das estações de amostragem (pontos de cabeceira e pontos de captação) referente as três microbacias na região oeste do Paraná.

Bacia	Cidade	Rio	Estação de amostragem	Lat/long	Profundidade (cm)	Largura (m)	Vazão média (m ³ /s)
Piquiri	Guaraniaçu	Rio Baú	P1	25°40'56"S 52°53'29"O	0,16	5,23	0,08
			P2	25°40'27"S 52°53'20"O			
Paraná III	Catanduvas	Rio Arroio Passo Liso	P1	25°11'13"S 53°08'18"O	0,17	4,1	0,17
			P2	25°12'38"S 53°07'51"O			
	Boa vista Aparecida	Rio Jacutinga	P1	25°25'17"S 53°25'46"O	0,26	5,2	0,22
			P2	25°25'46"S 53°26'17"O			
	Três Barras do Paraná	Córrego Itaguaçu	P1	25°26'11"S 53°11'17"O	0,32	2,8	0,1
			P2	25°26'21"S 53°10'50"O			
Baixo rio Iguaçu	Cascavel	Rio Cascavel	P1	52°53'29"S 53°26'06"O	0,41	4,25	0,41
			P2	52°53'20"S 53°26'19"O			
	Toledo	Rio Toledo	P1	24°45'49"S 53°39'50"O	0,44	6,1	1,81
			P2	24°43'51"S 53°42'40"O			
	Santa Tereza do Oeste	Rio Gonçalves Dias	P1	25°20'29"S 53°35'20"O	0,2	3,25	0,19
			P2	25°30'47"S 53°36'14"O			
Medianeira	Rio Alegria	P1	25°18'35"S 54°30'31"O	0,21	3,3	0,06	
		P2	25°17'30"S 54°40'35"O				
Foz do Iguaçu	Rio Tamanduá	P1	25°30'26"S 54°31'50"O	0,19	3	0,21	
		P2	25°32'13"S 54°31'25"O				

Os dados ambientais foram padronizados de modo que tenham o mesmo peso nas análises (Borcard et al., 2011). Todas as análises foram realizadas por meio da linguagem e ambiente para estatística computacional R (R CORE TEAM, 2014), junto com a biblioteca Vegan (Oksanen et al., 2015).



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os municípios apresentam características distintas não apenas pela qualidade da água, mas, como descrito na caracterização das estações de amostragem (ver mais em Tabela 1), os rios estudados possuem características físicas naturalmente distintas, concordando com a teoria do rio contínuo de Vanotte et al. (1980). Porém, as variáveis ambientais apontaram diferenças que indicam níveis distintos de interferência antrópica. Na Tabela 2 podemos observar diferença entre as médias avaliadas das variáveis físico-químicas entre os municípios com base na Análise de variância (ANOVA-one way) e no agrupamento realizado pelo pós-teste Tukey. Destaca-se inicialmente a diferença entre os ambientes principalmente em função do pH, condutividade, DQO, ortofosfatos e sólidos totais, variáveis que interferem diretamente na qualidade da água e no processo de tratamento de água para abastecimento.

De acordo com a Portaria 2.914/2011 do CONAMA, o pH da água para abastecimento público no sistema de distribuição deve ser mantido entre 6 e 9,5 (Brasil, 2011). Em nosso estudo, os municípios de BVA, FOZ e GUAR apresentaram valores maiores do que 7, enquanto os municípios de CVEL e MED apresentaram valores entorno de 5 (Tabela 2). Diversos estudos relacionam valores baixos de pH com descarte de efluentes industriais, esgoto doméstico e atividades agrícolas, o que influencia negativamente a qualidade da água (Chen & Lu, 2014; Carvalho et al., 2015; Shi et al., 2017). Consequentemente, os custos com o tratamento de água aumentam devido a necessidade de neutralização do pH previamente ao tratamento biológico (CETESB, 2018), uma vez que o pH neutro tende a aumentar a eficiência dos processos de tratamento de água (Venkatesh et al., 2015; Boczkaj & Fernandes, 2017).

A DQO pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico, sendo um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais (CETESB, 2018). No presente estudo, os municípios de FOZ, CTD e STO apresentaram valores médios de DQO superiores a 70 mg/L, indicando ambientes impactados por atividades antrópicas. Em estudos prévios, os corpos hídricos avaliados contiveram valores semelhantes de DQO, sendo caracterizados como áreas sob influência de atividades residenciais e de estação de tratamento de esgoto (Hua, 2017), bem como de atividades agrícolas (Shi et al., 2017). A Resolução 357/2005 do CONAMA (Brasil, 2005) caracteriza a DQO como um importante parâmetro em estudos sobre a qualidade da água, pois representa um teste rápido que fornece indicação do oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica, sendo eficiente no controle de sistemas de tratamentos anaeróbios de esgotos sanitários e de efluentes industriais (CETESB, 2018).



Tabela 2: Comparação de médias ANOVA-one way das variáveis ambientais entre os municípios avaliados.

	T água (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	Con d. (mS /cm ⁻¹)	Prof. (m)	Turb (NT U)	CL- a µg /L	Eci NMP/1 00mL	CT NMP/1 00mL	DB O mg /L	DQO mg/ L	PT mg/ L	NO ₃ mg/ L	NT mg /L	PO ₄ mg/ L	ST mg/ L
BVA	23.2 2 a	3.4 3 b	7.41 a	0.08 a	0.26 abc	9.21 bc	0.5 6 a	428.50 a	12369. 50 abc	1.3 0 a	67.5 0 a	0.0 2 b	0.9 5 ab	0.0 1 a	0.0 1 a	77.2 5 a
TBP	22.4 1 ab	2.5 8 b	6.32 cd	0.05 cd	0.19 bc	13.6 5 b	1.7 2 a	314.50 a	16999. 50 ab	1.7 5 a	16.6 6 d	0.0 6 a	1.2 5 ab	0.1 8 a	0.0 0 bc	41.5 0 bc
FOZ	21.0 4 bc	4.4 7 b	7.27 ab	0.08 a	0.32 abc	9.61 bc	0.7 6 a	250.50 a	9393.0 0 abc	1.0 0 a	77.5 0 a	0.0 3 ab	1.7 5 a	0.0 1 a	0.0 0 ab	71.7 5 a
CVE L	20.8 3 bc	10. 59 a	5.94 de	0.02 e	0.44 a	22.2 5 a	1.6 8 a	1118.0 0 a	14833. 50abc	1.7 2 a	25.8 3 cd	0.0 4 ab	1.8 0 a	0.0 1 a	0.0 0 c	21.7 5 c
TOL	17.9 3 d	4.8 4 b	6.79 abc	0.08 abc	0.16 c	13.2 5 b	1.0 0 a	4695.5 0 a	10112. 00 abc	1.7 6 a	63.3 3 a	0.0 2 b	0.8 0 b	0.0 1 a	0.0 0 ab	67.5 0 a
CTD	22.2 3 ab	2.4 0 b	6.74 abcd	0.04 de	0.34 abc	8.06 bc	0.5 6 a	4611.0 0 a	24196. 00 a	1.0 0 a	71.6 7 a	0.0 2 ab	1.0 0 ab	0.0 1 a	0.0 1 ab	45.0 0 b
ME D	20.9 0 bc	10. 74 a	5.47 e	0.05 bcd	0.41 ab	9.66 bc	2.8 9 a	663.00 a	4865.0 0 bc	1.6 5 a	41.6 6 bc	0.0 1 b	1.2 5 ab	0.0 6 a	0.0 0 c	40.0 0 bc
GU	19.4	4.9	7.31	0.08	0.17	6.07	0.5	445.00	17154.	1.0	58.3	0.0	1.0	0.0	0.0	71.0
AR	5 cd	4 b	ab	ab	bc	c	6 a	a	00 ab	0 a	3 ab	2 b	0 ab	1 a	1 a	0 a
STO	22.5 2 ab	2.5 3 b	6.64 bcd	0.01 e	0.20 bc	10.5 3 bc	1.4 8 a	222.50 a	2907.5 0 c	1.4 5 a	71.6 6 a	0.0 1 b	0.5 5 b	0.0 2 a	0.0 0 c	40.5 0 bc
P- valo r	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.65	0.32	0.11	0.68	0.00	0.13	0.11	0.62	0.00	0.00

O agrupamento do pós-teste Tukey foi representado em letras minúsculas e as diferenças representativas ($p < 0,05$) em negrito (T água: temperatura da água, OD: oxigênio dissolvido, Cond: condutividade elétrica, Prof.: profundidade, Turb: turbidez, CL-a: Clorofila a; Eci: *Escherichia coli*, CT: coliformes totais, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, PT: fósforo total, NO₃: nitrato, NT: nitrogênio Kjeldahl total, PO₄: ortofosfato e ST: sólidos totais) mensuradas nas estações de amostragem dos nove rios urbanos da região oeste do Paraná. BVA: Boa Vista da Aparecida, TBP: Três Barras do Paraná, FOZ: Foz do Iguaçu, CVEL: Cascavel, TOL: Toledo, CTD: Catanduvas, MED: Medianeira, GUAR: Guaraniaçu, STO: Santa Tereza do Oeste.

Os Sólidos Totais são resíduos de um material deixados após evaporação, secagem ou calcinação de uma amostra, durante um intervalo de tempo pré estabelecido e uma temperatura especificada (CETESB, 2018). Em nossas amostragens, os municípios de BVA, FOZ e GUAR destacaram-se pelos altos valores dessa variável (Tabela 2). Os níveis de ST podem estar relacionados com as variações anuais nos níveis de água dos rios (Ewaid & Abed, 2017), contudo, também refletem a carga poluente de um sistema hídrico, consequência da intensa urbanização, ocupação irregular do solo e lançamento indevido de esgotos domésticos (Mouri et al., 2011; CETESB, 2018). Além de afetarem o ecossistema aquático, também representam um problema nas estações de tratamento, por conta de sua complexa destinação final (Jordão & Pessôa, 2011; Buzelli & Cunha-Santino, 2013).



A análise de componentes principais (ACP) para as variáveis ambientais sumarizou 49,77% da variabilidade total dos dados amostrados nos dois primeiros eixos (Figura 2). A dispersão dos escores dos locais amostrados nesses eixos evidenciou uma separação no diagrama dos municípios de amostragem, sugerindo algumas similaridades entre eles (Figura 2). O primeiro eixo da ACP explicou a variabilidade principalmente em relação ao Clorofila *a* (valor da correlação: 0,30) e turbidez (0,32) de forma positiva para os municípios de CVEL e TOL; e pH (-0,37), Sólidos totais (-0,37) e DQO (-0,32) negativamente. Esse eixo é responsável pelo agrupamento das amostragens de GUAR, TBP, CTD, MED e BVA (negativamente), em função da similaridade dos fatores de maior correlação (Figura 2). O segundo eixo é relacionado positivamente com Nitrogênio amoniacal (0,51) Fósforo total (0,37) e Ortofosfato (0,32), e negativamente por Oxigênio dissolvido (-0,38), Profundidade (-0,364) e DQO (-0,25). Esse eixo isola a estação de amostragem P1 de FOZ (5,00) de forma positiva e a estação de amostragem P2 de CVEL (-2,55) de forma negativa, destacando-as das demais em função de valores discrepantes das variáveis de maior correlação (Figura 2).

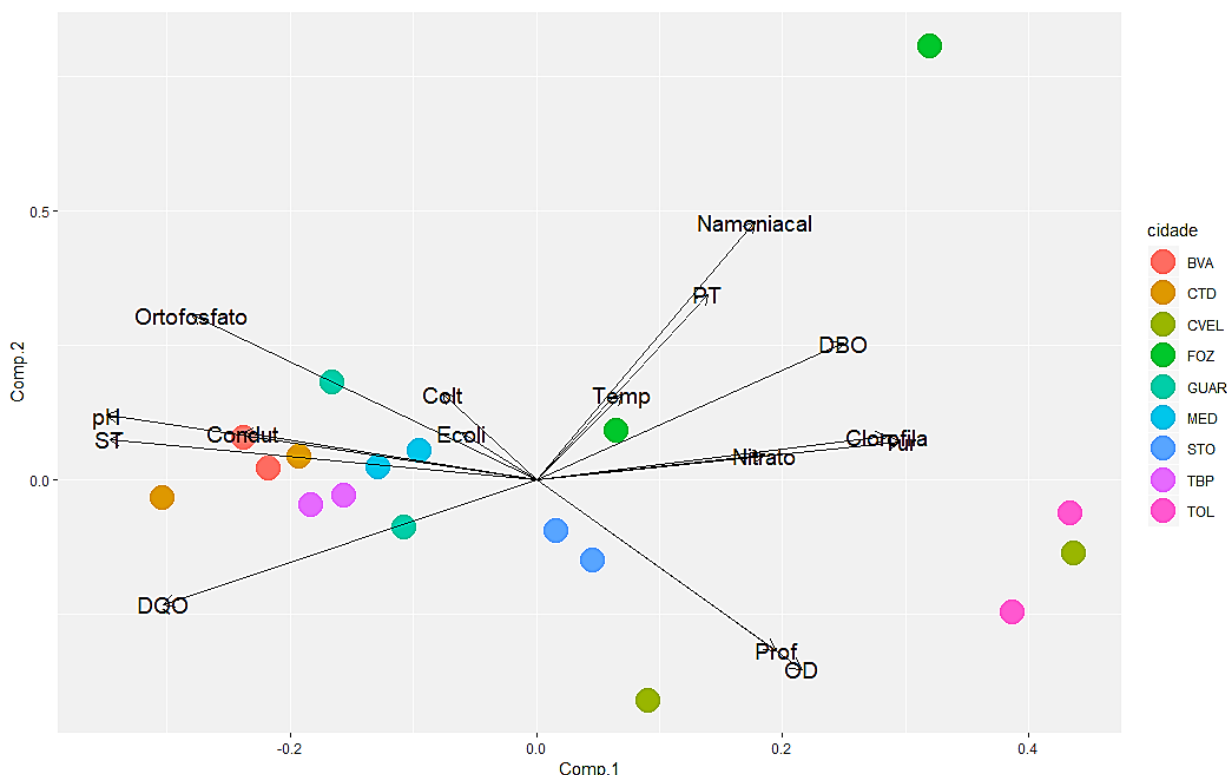


Figura 2: Análise dos componentes principais (ACP) para os dados físicos, químicos e biológicos analisados nos nove municípios avaliados no oeste do Paraná, Brasil. (Temp: temperatura da água, OD: oxigênio dissolvido, Condu: condutividade elétrica, Prof.: profundidade, Tur: turbidez, CL-a: Clorofila *a*; Ecoli: *Escherichia coli*, Colt: coliformes totais, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, PT: fósforo total, N0₃: nitrato, NT: nitrogênio Kjeldahl total, P0₄: ortofosfato e ST: sólidos totais).



A Análise dos componentes principais (ACP) indicou uma relação de altos níveis de nutrientes (PT e NH_3) com a estação de amostragem P1 localizada em FOZ (Figura 2). Esse município apresenta uma população estimada de 258.532 habitantes e 75.3% de domicílios com esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2010). Altos níveis de nutrientes em rios são comumente relacionados com o escoamento agrícola (Tanaka et al., 2013), concomitantemente outros estudos também apontam que a densidade populacional e o percentual urbano são fatores que intensificam as concentrações dessas variáveis nos sistemas lóticos (Cunha et al., 2011; Chen & Lu, 2014; Shi et al., 2017). Isso acontece essencialmente pelo lançamento indevido de esgotos domésticos, sucedendo a promoção da eutrofização e aumentando os custos de tratamento de água potável (Welch, 1992; CETESB, 2018).

A estação de amostragem P2 do município de CVEL apresentou elevados níveis de OD e maior profundidade (Figura 2). Esses parâmetros estão correlacionados principalmente pelas características físicas dos rios, como, por exemplo, o aumento de OD em resposta ao elevado fluxo, o qual pode estar relacionado com uma maior largura e profundidade, ou então pelo aumento da transferência de oxigênio da interface ar-água, resultante da maior turbulência nos rios de fundo rochoso (Heddam, 2014; Carvalho et al., 2015).

A correlação positiva das variáveis Clorofila a e turbidez com os municípios de CVEL e TOL (Figura 2) pode indicar impactos da crescente urbanização e atividades agrícolas. Estudos prévios já correlacionaram a redução da qualidade da água com aumento nos níveis de turbidez (Chen & Lu, 2014; Cunha et al., 2016) e clorofila a (Choi et al., 2015; Cunha et al., 2016; Ma et al., 2016) associados a urbanização e agricultura, favorecendo a ocorrência de patógenos (Khan et al., 2013) e exigindo maiores dosagens de reagentes químicos que encarecem o tratamento da água para abastecimento público (Cunha et al., 2016; CETESB, 2018).

Os sólidos totais e a condutividade elétrica são parâmetros diretamente proporcionais, e seu aumento nos corpos d'água geralmente indica baixa qualidade da água (CETESB, 2018). Estudos prévios relacionaram o aumento na condutividade elétrica da água com fontes pontuais de poluição, como a presença de áreas residenciais próximo aos corpos hídricos (Chatanga et al., 2019) e fontes não pontuais como uso de fertilizantes em áreas agrícolas (Meneses et al., 2015; Hua, 2017; Cheng et al., 2018). De maneira similar, os níveis de DQO da água também são maiores em áreas agricultáveis, pois há carreação de nutrientes do solo para a água (Ribeiro et al., 2014; Shi et al., 2017). Em nosso estudo, os vetores da ACP relacionaram tais variáveis com os municípios de BVA, GUAR, CTD e TBP (Figura 2), refletindo a extensão agrícola dessas regiões (PNUD, 2018).

Quando avaliadas de forma multivariada, as variáveis ambientais que caracterizam a qualidade da água apontam diferença representativa em função dos municípios de acordo com a PERMANOVA



(GI: 8; R^2 : 0,73; F: 3,10; p-valor: 0,001). Esse fator confirma efetivamente a diferença estatística da qualidade da água dos ambientes conforme apontado na ordenação representada pela PCA (Figura 2), bem como indica forte interferência do avanço da urbanização e da agricultura em municípios maiores nas características do ambiente lótico de captação.

Em complemento da caracterização ambiental, quando avaliada de forma qualitativa, a comunidade fitoplanctônica apresentou um total de 51 táxons, agrupados em 12 grupos funcionais (Reynolds et al., 2002, atualizado por Padisák et al., 2009). Os municípios formaram 3 grupos distintos com similaridade mínima de 20% em função da ocorrência fitoplanctônica funcional, sendo possível observar características de perfil de flora distintas (Figura 3a).

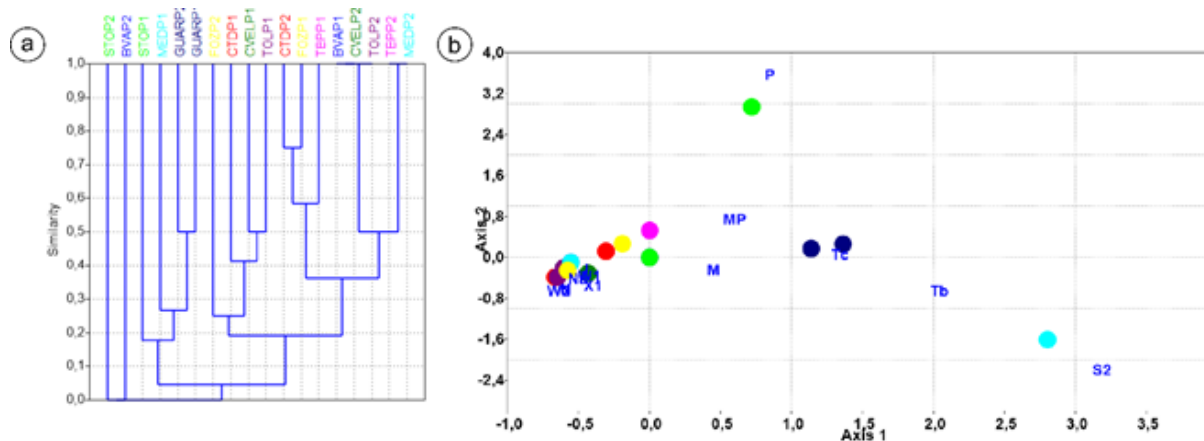


Figura 3: Similaridade dos municípios em relação a ocorrência de espécies fitoplanctônicas agrupadas com base nos grupos funcionais de Reynolds et al. (2002, atualizado por Padisák et al. (2009)). a) Análise de cluster com base na similaridade de Jaccard. b) Análise de correspondência multivariada. BVA: Boa Vista da Aparecida, TBP: Três Barras do Paraná, FOZ: Foz do Iguaçu, CVEL: Cascavel, TOL: Toledo, CTD: Catanduvas, MED: Medianeira, GUAR: Guaraniaçu, STO: Santa Tereza do Oeste.

A diferenciação discrepante de GUAR dos outros municípios, visível pela forte correlação com ortofosfato e DQO, foi relacionada com o grupo funcional TC (Figura 3b). Esse fator pode ser reflexo de ser o único município pertencente a bacia do Rio Piquiri, bem como por conter intensa atividade agropecuária, como a produção bovina (PNUD, 2018), indicando características limnológicas como águas constantemente eutróficas ou rios com baixo fluxo, explicando, por exemplo, o aparecimento de espécies de cianobactérias do gênero *Phormidium* Kützing ex Gomont (Padisák et al., 2009).

Outro fator interessante é o isolamento de um dos pontos de MED, relacionado com os parâmetros biológicos *Escherichia coli* e Coliformes Totais, tendo sido associado com os grupos funcionais S2 e Tb (Figura 3b). Essas características podem refletir a extensão agrícola do município, que em 2010 possuía 73,21% de sua área ocupada por atividades agrícolas (IBGE, 2010),



caracterizando grande utilização de defensivos agrícolas que aumentam a carga de nutrientes carregada para os corpos hídricos, favorecendo o desenvolvimento de bactérias (Lötjönen & Ollikainen, 2019). De maneira geral, os corpos hídricos do grupo S2 são rasos, com alta turbidez, deficiência de luz e suscetíveis ao escoamento hidráulico, favorecendo a ocorrência de cianobactérias como *Arthrospira* Sitzenberger ex Gomont. Por outro lado, riachos e córregos do grupo funcional Tb são altamente lóticos e se relacionam com a ocorrência de espécies móveis de diatomáceas epifíticas, como *Nitzschia* Hassall, *Navicula* Bory e *Gomphonema* Ehrenberg (Padisák et al., 2009).

O isolamento de um dos pontos de STO esteve correlacionado com maior profundidade e OD, e com o grupo funcional P (Figura 3b). Essas variáveis refletem as características físicas do rio em função de alguns fatores incluindo conteúdo de matéria orgânica, temperatura, turbulência e velocidade da água (Fianko et al., 2010). O OD pode estar relacionado com o ponto de STO devido às atividades econômicas como lavoura temporária, pecuária e criação de outros animais (IBGE, 2010), corroborando com informações observadas por Chatanga et al. (2019), cujos valores de OD indicaram a presença de resíduos municipais e industriais, fertilizantes agrícolas e outros agroquímicos no corpo hídrico avaliado. Os ambientes lóticos do grupo P são caracterizados pela estratificação de sua camada superior (epilímnio), eutróficos, recebendo quantidades moderadas de luz, e contendo deficiência de Cálcio e Sílica, favorecendo a ocorrência de espécies como *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen (Padisák et al., 2009). Em nosso estudo, os indivíduos do gênero *Aulacoseira* não foram identificados a nível infraespecífico, porém devem estar relacionados com as características limnológicas específicas das estações de amostragem nas quais ocorreram.

A região Oeste do Paraná é majoritariamente constituída de atividades agrícolas e pecuárias, como produção de trigo, soja, milho, criação de bovinos, galináceos e ovinos, além de ser notável o grande volume comercializado de agrotóxicos nos últimos anos atingindo 27.437 toneladas (PNUD, 2018), o que interfere diretamente na quantidade e na qualidade da água dos corpos hídricos. Particularmente, o Estado do Paraná vivencia uma crise hídrica histórica, a qual já se estende por 10 meses e a previsão do Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná é de estiagem pelo ano de 2020 (Simepar, 2020). Diante desse quadro, o estudo da qualidade da água dos cursos hídricos que fornecem o abastecimento público é de suma importância para fomento de ações que garantam a disponibilidade de água potável para consumo humano.



| COMENTÁRIOS FINAIS |

O presente estudo avaliou as características limnológicas de riachos pertencentes a nove municípios do Oeste do Paraná, constatando que os ambientes estudados possuem características físicas naturalmente distintas. Além disso, o estudo indica a relação entre os municípios e os parâmetros físicos, químicos, biológicos, bem como na flora fitoplanctônica, deixando claro os diferentes níveis de interferência antrópica, como moradias irregulares, descarte de efluentes domésticos e industriais e atividades agropecuárias.

Conclui-se que este estudo contribuiu de forma significativa na caracterização limnológica de inúmeros corpos hídricos pertencentes às três bacias hidrográficas do Estado do Paraná, auxiliando na compreensão dos parâmetros físicos, químicos e biológicos, além dos distintos reflexos, naturais e antrópicos, na qualidade da água de rios de captação e abastecimento. Assim, fornecemos informações cruciais para o fomento de ações que garantam o abastecimento público de qualidade, bem como estudos de otimização de custos nas estações de tratamento, preservando ao máximo os ecossistemas considerando que a escassez de água potável é um problema recorrente no cenário atual.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES pela bolsa de doutorado de GM, à Fundação Araucária/CAPES pela bolsa de mestrado a MWWA, à Fundação Araucária/SANEPAR pela bolsa de iniciação científica à MCP, à Fundação Araucária/SANEPAR pela bolsa de mestrado a TTS. NCB agradece à Fundação Araucária/SANEPAR pelo financiamento da pesquisa através da chamada pública 26/2018 - Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental (PPPSA) Fundação Araucária/SANEPAR.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agência Nacional de Águas (ANA); 2019. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual. Brasília, 11 ed., 100p.
- American Public Health Association (APHA); 2017. Standart Methods for the Examination of wastewater, Washington. DC.
- Bicudo, C. E. M.; Menezes, M.; 2017. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). 3. ed. São Carlos, RiMa, 552p.



- Boczka, G.; Fernandes, A.; 2017. Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: a review. *Chemical Engineering Journal*, v. 320, pp. 608–633. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.084>
- Borcard, D.; Gillet, F.; Legendre, P.; 2011. *Use R!*. Springer. Springer US, New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-78171-6>.
- Brasil. Ministério do meio Ambiente. Conselho Nacional do meio Ambiente. Resolução n. 357. Diário Oficial da União, 17 Mar de 2005.
- Brasil. Ministério da Saúde; 2011. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, v. 148, n. 239, pp. 39–46.
- Buzelli, G. M.; Cunha-Santino, M. B. D.; 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Revista Ambiente & Água*, v. 8(1), pp. 186–205.
- Carvalho, K. Q.; Lima, S. B.; Passig, F. H.; Gusmão, L. K.; Souza, D. C.; Kreutz, C.; Belini, A. D.; Arantes, E. J.; 2015. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, pp. 96–106. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>.
- Casé, M.; Leça E. E.; Leitão, S. N.; Sant Anna E. E.; Schwamborn, R.; de Moraes Junior, A. T.; 2008. Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. *Marine Pollution Bulletin*. v. 56, p. 1343–1352.
- Castro-Roa, D.; Pinilla-Agudelo, G.; 2014. Periphytic diatom index for assessing the ecological quality of the Colombian Andean urban wetlands of Bogotá. *Limnetica*, 33(2), pp. 297–312.
- Chatanga, P.; Ntuli, V.; Mugomeri, E.; Keketsi, T.; Chikowore, N. V. T.; 2019. Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 45, pp. 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.12.002>
- Chen J.; Lu, J.; 2014. Effects of land use, topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in East China. *PLoS ONE*, v. 9, e10271.
- Cheng, X.; Chen, L.; Sun, R.; Kong, P.; 2018. Land use changes and socio-economic development strongly deteriorate river ecosystem health in one of the largest basins in China. *Science of The Total Environment*. v. 616–617, pp. 376–385. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.316>
- Choi, J. W.; Han, J. H.; Park, C. S.; Ko, D. G.; Kang, H. I.; Kim, J. Y.; An, K. G.; 2015. Nutrients and sestonic chlorophyll dynamics in Asian lotic ecosystems and ecological stream health in relation to land-use patterns and water chemistry. *Ecological Engineering*, v. 79, pp. 15–31.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB; 2018. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem: CETESB. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/12/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis.pdf>. Acesso 07 de maio de 2020.
- Cunha, D. G. F.; Dodds, W. K.; Calijuri, M. C.; 2011. Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo state (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. *Environmental management*, v. 48(5), pp. 945–956.
- Cunha, D.G.F.; Sabogal-Paz, L.P.; Dodds, W.K.; 2016. Land use influence on raw surfacewater quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). *Ecological Engineering*, v. 94, pp. 516–524. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.063>



- Esteves, F. A.; 2011. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Inderciência. 3ª ed. 826p.
- Ewaid, S. H.; Abed, S. A. 2017. Water quality index for Al-Gharraf river, southern Iraq. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 43(2), pp. 117–122.
- Fianko, J. R.; Lowor, S. T.; Donkor, A.; Yeboah, P. O.; 2010. Nutrient chemistry of the Densu River in Ghana. *The Environmentalist*, v. 30, pp. 145–152.
- Härdle, W.; Simar, L.; 2007. Applied multivariate statistical analysis. Berlin, Springer, 486p.
- Heddam, S.; Kisi, O.; 2014. Modelling daily dissolved oxygen concentration using least square support vector machine, multivariate adaptive regression splines and M5 model tree. *Journal of Hydrology*, v. 559, pp. 499–509.
- Hua A. K.; 2017. Land Use Land Cover Changes in Detection of Water Quality: A Study Based on Remote Sensing and Multivariate Statistics. *Journal of Environmental and Public Health*.
<https://doi.org/10.1155/2017/7515130>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2010. Censo demográfico. Disponível em:
<https://www.ibge.gov.br/pt/inicio.html>. Acesso dia 10 de maio de 2020.
- Jordão, E. P.; Pessoa, C. A.; 2011. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro: ABES, 6 ed.
- Khan, F. A.; Ali, J.; Ullah, R.; Ayaz, S.; 2013. Bacteriological quality assessment of drinking water available at the flood affected areas of Peshawar. *Toxicological & Environmental Chemistry*, v. 95, pp. 1448–1454.
- Komárek, J.; Anagnostidis, K.; 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 - Nostocales. *J Algological Studies*, v. 56, pp. 247–345.
- Komárek, J.; Anagnostidis, K.; 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H.; Gärtner, G.; Heynig, H.; Möllenhauer, D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag: Jena, pp. 1–548.
- Komárek, J.; Anagnostidis, K.; 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B.; Gärtner, G.; Krienitz, L.; Schagerl, M. D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH: München, pp. 1–759.
- Kruk, C.; Devercelli, M.; Huszar, V. L. M.; Hernández, E.; Beamud, G.; Diaz, M.; Silva, L. H. S.; Segura, A. M.; 2017. Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. *Freshwater Biology*, v. 62, pp. 1681–1692. <https://doi.org/10.1111/fwb.12968>
- Litchman, E.; Klausmeier, C. A.; 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v. 39, pp. 615–639.
<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173549>
- Lötjönen, S.; Ollikainen, M.; 2019. Multiple-pollutant cost-efficiency: Coherent water and climate policy for agriculture. *Ambio*, v. 48(11), pp. 1304–1313.
- Ma, C. Z.; Huo, S. L.; Sun, W. C.; Xi, B. D.; He, Z. S.; Su, J.; Zhang, J. T.; 2016. Establishment of physico-chemical variables and Chl *a* criteria based on land-use patterns and terrestrial ecosystem health. *Ecological Engineering*, v. 97, pp. 355–362.
- Meneses, B. M.; Reis, R.; Vale, M. J.; Saraiva, R.; 2015. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) – Water quality implications. *Science of The Total Environment*, v. 527, pp. 439–447.
- Mouri, G.; Takizawa, S.; Oki, T.; 2011. Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment, Shikoku, Japan: effects of land cover and human impact. *Journal of Environmental Management*, v. 92, pp. 1837–1848.



- Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'hara, R. B.; Simpson, G.L.; Stevens, M. H. H.; Wagner, H.; 2015. Vegan: Community Ecology Package Version 1.
- Padisák, J.; Crossetti, L. O.; Naselli-Flores, L.; 2009 Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, v. 621, pp. 1–19.
- PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento; 2018. Panorama ODS: Oeste do Paraná em números. Brasília, 92p.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.rproject.org>.
- Reynolds, C. S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L.; Melo, S.; 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 24, pp. 417–428.
- Ribeiro, K. H.; Favaretto, N.; Dieckon, J.; Paula Souza, L. C.; Minella, J. P. G.; Almeida, L.; Ramos, M. R.; 2014. Quality of surface water related to land use: a case study in a catchment with small farms and intensive vegetable crop production in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 38, pp. 656–668.
- Round, F. E.; 1965. *The biology of the algae*. Edward Arnold, London.
- Round, F. E.; 1971. The taxonomy of the Chlorophyta, 2. *British Phycological Journal*, v. 6, pp. 235–264.
- Round, F. E.; Crawford, R. M.; Mann, D. G. 1990. *The Diatoms. Biology and morphology of the genera*. Cambridge, Cambridge University Press, 747p.
- Salmaso, N.; Naselli-Flores, L.; Padisák, J.; 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater biology*, v. 60, pp. 603–619.
- Santana, L. M.; Moraes, M. E. B.; Silva, D. M. L.; Ferragut, C.; 2016. Spatial and temporal variation of phytoplankton in a tropical eutrophic river. *Brazilian Journal of Biology*. São Carlos, v. 76, n. 3, p. 600–610.
- Schulz, U. H.; Martins Junior, H.; 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 61, n. 4, pp. 615–622.
- Shi, P.; Zhang, Y.; Li, Z.; Li, P.; Xu, G.; 2017. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, v. 151, pp. 182–190.
- Silva, G. S.; Jardim, W. F.; 2007. Aplicação do método da carga máxima total diária (CMTD) para a amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia, SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n.2, pp. 160–168.
- Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná- SIMEPAR (2020). Governo do Paraná decreta situação de emergência hídrica por causa da estiagem. Disponível em ><https://www.bemparana.com.br/noticia/governo-do-parana-decreta-situacao-de-emergencia-hidrica-por-cao-da-estiagem#.XrhAXkRKjIU>. Acesso em 10 de maio de 2020.
- Soofiani, N. M.; Hatami, R.; Hemami, M. R.; Ebrahimi, E.; 2012. Effects of trout farm effluent on water quality and the macrobenthic invertebrate community of the Zayandeh-Roud River, Iran. *North American Journal of Aquaculture*, v. 74(2), pp. 132–141.
- Tanaka, T.; Sato, T.; Watanabe, K.; Wang, Y.; Yang, D.; Inoue, H.; Li, K.; Inamural, T.; 2013. The irrigation system and the effect of land use on the quality of surface water in the river at Lake Dianchi, Yunnan, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 25 (6), pp. 1107–1116.
- Triest, L.; Lung'ayia, H.; Ndiritu, G.; Beyene, A.; 2012. Epilithic diatoms as indicators in tropical African rivers (Lake Victoria catchment). *Hydrobiologia*, v. 695(1), pp. 343–360.
- Tundisi, J. G.; Matsumura Tundisi, T.; 2008. *Limnologia. Oficina de Textos*, 1. ed. 631p.



- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E.; 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37(1), pp. 130–137.
- Venkatesh, G.; Azraque, K.; Bell, S.; Eikebrokk, B.; 2015. Triple bottom line assessment of raw water treatment: methodology and application to a case study in the municipality of Oppedgård in south-eastern Norway. *Environmental Technology*, v. 36, pp. 1954–1965. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2015.1018337>
- Vörösmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S. E.; Sullivan, C. A.; Liermann, C. R.; Davies, P. M.; 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* v. 467, pp. 555–561.
- Yu, D.; Shi, P.; Liu, Y.; Xun, B.; 2013. Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area. *Ecological Engineering*. v. 53, p. 205–216. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.045>
- Welch, E. B.; 1992. *Ecological Effects of Wastewater*. Londres, Chapman & Hall, 2 ed., 425p.
- Wetzel, R. G.; 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. San Diego. Academic Press, 3 ed., 1024p.
- Wiegleb, G.; 1980. Some applications of principal components analysis in vegetation: ecological research of aquatic communities. Maarel, E. Van Der (Org.), *Vegetation: Ecological Research of Aquatic Communities*. Vegetatio, Oldenburg. pp. 67–73. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-9197-2>.
- Xiao, J.; Wang, L.; Deng, L.; Jin, Z.; 2019. Characteristics, sources, water quality and health risk assessment of trace elements in river water and wells in the Chinese Loess. *Science of the Total Environment*, v. 650, pp. 2004–2012.



POTENCIAL DE ATENUAÇÃO FOTOQUÍMICA DO RIO PIRAPOZINHO – SP FRENTE A MICROPOLUENTES EM DIFERENTES ESTAÇÕES DO ANO

| ID 15711 |

¹Gabriela de Souza Freitas, ²Ana Caroline Fernandes Borges, ³Arlen Mabel Lastre-Acosta, ⁴Marcela Prado Silva Parizi

¹Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: g.freitas@unesp.br; ²Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: ana.borges@unesp.br; ³Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, e-mail: arlenlastre@gmail.com; ⁴Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: marcela.prado@unesp.br

| RESUMO |

A intensificação do setor canavieiro se dá desde 1975, devido a programas de incentivo ocorridos no Brasil, como o PróAlcool; no estado de São Paulo, é também evidenciada pela expansão do cultivo de cana-de-açúcar na região do Pontal do Paranapanema, região essa localizada no extremo oeste do Estado. Aliada ao crescimento desse setor, cada vez mais, surge uma preocupação em relação a presença de agroquímicos, utilizados na melhoria do cultivo, nos corpos hídricos da região. A persistência de poluentes em águas superficiais depende, entre outros fatores, de sua cinética de transformação devido a processos abióticos e bióticos. Entre as transformações abióticas, encontram-se as reações fotoquímicas, que podem representar as mais importantes vias de degradação de poluentes em águas superficiais, divididas em fotólise direta e indireta. Na fotólise direta, os poluentes podem ser degradados pela absorção direta de luz solar, enquanto na fotólise indireta, os poluentes reagem com espécies reativas intermediárias (RI's), formadas a partir da absorção de luz por espécies químicas presentes nos corpos d'água. Portanto, a fotólise indireta depende da composição química dos corpos d'água, com tendências sazonais, devido à combinação de processos biológicos e químicos. O rio Pirapozinho foi escolhido como objeto de estudo desse trabalho justamente por fazer parte do conjunto dos principais rios da região do Pontal do Paranapanema, e conter áreas onde são encontradas vegetação natural, urbanização e plantações de cana-de-açúcar e soja, além de se estender por diversas cidades da região. Para a caracterização desse rio, foi necessária uma revisão bibliográfica para compreensão da composição da bacia hidrográfica e, assim, concluir os melhores locais para a realização dos trabalhos de campo. Através de análises de concentrações de nitrato, nitrito, carbonato, bicarbonato e carbono orgânico total e aferição de pH, foi possível compreender a geração de espécies reativas intermediárias no rio Pirapozinho. O conhecimento do destino de micropoluentes no meio ambiente é essencial para avaliar seus impactos potenciais. Entretanto, são escassos na literatura trabalhos que se dediquem a determinar a atenuação fotoquímica dos micropoluentes em rios brasileiros. Nesse contexto, este estudo caracterizou as águas do rio Pirapozinho, a fim de determinar o seu potencial de atenuação fotoquímica frente a micropoluentes em diferentes estações do ano, utilizando-se, inicialmente, de dados da primavera e do verão.

Palavras-chave: Pesticidas; Fotoquímica; Águas Superficiais.



| INTRODUÇÃO |

Desde 1975, com o programa PróAlcool, a cultura da cana-de-açúcar tem se intensificado no Brasil e esse tem se tornado um dos principais produtores de etanol do mundo (Camara e Caldarelli, 2016). No Pontal do Paranapanema, isso é evidenciado por um aumento de 400% na área destinada à cultura da cana, entre 2004 e 2016 (Evangelista, 2016). Com a intensificação do cultivo, há o aumento do uso de pesticidas utilizados na melhoria da produção, revelando uma preocupação em relação aos corpos hídricos da região (Ismael e Rocha, 2019). Dito isso, esse trabalho tem como objetivo determinar o potencial de atenuação fotoquímico dos pesticidas no Rio Pirapozinho, localizado na Região do Pontal do Paranapanema.

Alguns pesticidas são classificados como poluentes emergentes (PE's) e demonstram ações desreguladoras endócrinas (Reis Filho *et al.*, 2007). Os PE's podem ser definidos como substâncias de crescente utilização pela sociedade, em conjunto com seu potencial de contaminação, com efeitos ao meio ambiente pouco conhecidos (Souza e Souza, 2016; Reis Filho *et al.*, 2007). O termo "emergente" se refere ao fato de pouco se saber a respeito dessas substâncias, ou seja, da necessidade de se entender os riscos que trazem à saúde humana e ao meio ambiente (Revista de Química Industrial, 2013). Já o termo desreguladores endócrinos significa que são substâncias que podem alterar o sistema endócrino e causar efeitos adversos à saúde humana (Jansen *et al.*, 2019).

Os pesticidas são classificados ainda como poluentes orgânicos persistentes (POP's); segundo o Ministério do Meio Ambiente, são substâncias químicas caracterizadas pela alta persistência, ou seja, não são facilmente degradados. Além disso, podem ser transportados por longos percursos, como pelo ar, solo e água. Outra característica é o fato de se acumularem em tecidos gordurosos de seres vivos e serem toxicologicamente preocupantes para o meio ambiente e para a saúde humana (Secretariado da Convenção de Estocolmo, 2010).

Dada a preocupação em relação aos pesticidas, principalmente por se classificarem como poluentes emergentes (PE's) e poluentes orgânicos persistentes (POP's), é de extrema importância a realização de estudos acerca do destino ambiental desses. Esses micropoluentes são encontrados em diferentes águas superficiais do mundo; segundo Acayaba (2017), em corpos d'água no estado de São Paulo, as concentrações detectadas de atrazina foram em torno de 6 e 57 ng/L, de diuron entre 5,1 e 92,8 ng/L e a ametrina entre 5,6 e 72 ng/L; ressaltando que a aplicação da atrazina, diuron e ametrina é utilizada no controle de plantas infestantes nas plantações de cana-de-açúcar (Silva, 2016). Aguilar *et al.* (2019), realizaram análises dos resíduos de praguicidas em águas superficiais na bacia do rio Ayuquila-Armería, no México; em relação à atrazina, a concentração média encontrada foi de 0,09 mg/L, já a ametrina foi de 0,02 mg/L.



A remoção de micropoluentes em ambientes aquáticos, entre os quais os pesticidas, está associada à sua cinética de transformação, recorrentes de processos bióticos e abióticos. A principal via de remoção de poluentes orgânicos persistentes são os processos abióticos, entre os quais se destacam os processos fotoquímicos. As reações fotoquímicas são constituídas pelas fotólises direta e indireta (Carena *et al.*, 2019).

A fotólise direta ocorre através da absorção direta da luz solar (Lastre-Acosta *et al.*, 2018), e se mostra eficiente apenas quando a sobreposição do espectro de absorção do micropolvente pelo espectro de emissão da luz solar é alta (Hensen *et al.*, 2019). Vione *et al.* (2015) explicam que, inicialmente, o substrato se encontra em solo vibracional; em seguida, devido à absorção de um fóton, é excitado vibracionalmente; e por fim, devido a absorção da luz solar, a molécula alcança estado vibracional excitado de energia, podendo resultar na quebra da mesma; sendo que a quebra pode desencadear a transformação da molécula (Vione *et al.*, 2015).

Na fotólise indireta, a luz solar é absorvida por compostos fotoativos, chamados fotossensibilizadores (Vione *et al.*, 2015), ou seja, os micropoluentes podem reagir com espécies reativas intermediárias (RI's), como oxigênio singlete (1O_2), radicais hidroxila (*OH) ou estados triplete da matéria orgânica cromofórica dissolvida ($^3CDOM^*$), formados a partir da absorção de luz por espécies químicas como nitrato, nitrito, bicarbonato e carbonato (Hensen *et al.*, 2019).

Portanto, a quantificação das espécies reativas intermediárias formadas em corpos hídricos é essencial para a determinação da persistência de micropoluentes em ambientes aquáticos (Vione *et al.*, 2015). Essas espécies estão envolvidas em diferentes reações, por isso, ocorre a necessidade de se analisar parâmetros como nitrito, nitrato, carbonato, bicarbonato e matéria orgânica nos corpos hídricos. As reações de formação e sequestro de RI's envolvidas são as seguintes:



Vione e Scozzaro (2019) enfatizaram a importância das reações fotoquímicas para a degradação de poluentes orgânicos, visto que fazem parte de sua principal via de degradação. Além



disso, ressaltaram a necessidade de se analisar alguns parâmetros para a obtenção do destino fotoquímico, como o nitrato e o nitrito, capazes de absorver a luz solar e gerar radical hidroxila (*OH) e a matéria orgânica dissolvida cromofórica (CDOM), capaz de gerar radical hidroxila, oxigênio singlete (1O_2) e estados triplete da matéria orgânica cromofórica ($^3CDOM^*$) (Vione e Scozzaro, 2019).

Lastre-Acosta *et al.* (2018) utilizaram as fotólises direta e indireta para caracterizar a degradação do antibiótico enoxacina (ENO) em águas do rio Suwannee, localizado nos Estados Unidos. Através dos mesmos parâmetros utilizados na pesquisa, concluíram que o tempo de meia-vida do composto é alto e detectaram o surgimento de resistência bacteriana, evidenciando a necessidade de se estudar o destino fotoquímico de compostos, a fim de determinar a persistência em ambientes aquáticos (Lastre-Acosta *et al.*, 2018).

Por outro lado, já existem estudos que buscam compreender o uso de substâncias na melhoria do processo fotoquímico, por exemplo, Silva *et al.* (2017), avaliaram a geração fotoquímica utilizando substâncias derivadas de resíduos biológicos (UW-BOS), forma de matéria orgânica derivada de vegetação e resíduo urbano, concluindo que esse composto pode favorecer a degradação de micropoluentes como pesticidas (Silva *et al.*, 2017).

Em 2014, Brodato e Vione (2014), desenvolveram o software intitulado APEX (Aqueous Photochemistry of Environmentally-Ocurring Xenobiotics), com o intuito de prever a cinética de processos fotoquímicos em águas superficiais, ou seja, o destino de poluentes em meios aquosos, considerando suas características ambientais e os principais processos fotoquímicos que ocorrem em águas superficiais (Brotado e Vione, 2014).

O programa leva em consideração algumas variáveis dependentes do ambiente, que podem ser definidas como a profundidade da água e sua composição química (nitrato, nitrito, carbonato, bicarbonato e carbono orgânico dissolvido). Já as variáveis dependentes do substrato são rendimento quântico da fotólise, rendimentos de formação intermediária a partir do substrato e constantes da taxa de reação com oxigênio singlete, radicais hidroxila e estados triplete da matéria orgânica cromofórica dissolvida. Além dessas variáveis, o programa traz, também, quantidades padrão, como a irradiância e o espectro solar, espectro de nitrito e nitrato, rendimento quântico de *OH e o rendimento quântico da fototransformação de *OH , CO_3^{*-} , $^3CDOM^*$ e 1O_2 por matéria orgânica cromofórica dissolvida (CDOM) (Brodato e Vione, 2014).

Por fim, há um modelo de equações que permite calcular os dados de saída, definidas como as taxas constantes de primeira ordem de transformação do substrato e formação intermediária, tempos de meia-vida do substrato, rendimentos intermediários, estado estacionário de [*OH], [CO_3^{*-}], [$^3CDOM^*$] e [1O_2] (Brotado e Vione, 2014).



A bacia do rio Pirapozinho está localizada na 22ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22), no extremo oeste do estado de São Paulo, conforme a Figura 1. O Rio Pirapozinho, localizado entre os rios Paranapanema e Paraná, em conjunto com o rio Santo Anastácio, faz parte do conjunto dos principais rios da UGRHI- 22 (Rodrigues, 2017). A bacia do rio Pirapozinho tem uma área de aproximadamente 968 km², é composta por um total de outras 12 sub-bacias, abrangendo os municípios de Presidente Bernardes, Presidente Prudente, Álvares Machado, Sandovalina, Pirapozinho, Tarabai e Mirante do Paranapanema.

A vegetação na bacia hidrográfica estudada é escassa. De fato, segundo Ramos *et al* (2019), apenas 15,3% da área de preservação permanente (APP) da bacia hidrográfica está devidamente conservada. O déficit de vegetação observado torna a bacia muito suscetível a degradação ambiental, pois a vegetação protege os solos e recursos hídricos contra contaminações, erosões e movimento de partículas (Ramos *et al.*, 2019).

Desde 2016, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) realiza o monitoramento da qualidade da água do rio Pirapozinho. A companhia tem um ponto de coleta denominado PIZI 02900, localizado na ponte da rodovia SP - 613, próximo ao quilômetro 13, no município de Mirante do Paranapanema, cujas coordenadas são: latitude 22°32'28"S e longitude 52°01'39"W (CETESB, 2019).

Segundo o Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, de 2019, elaborado pela CETESB, a média do índice de qualidade de água foi de 75, o que significa uma boa qualidade da água. Já o índice de estado trófico (IET), que tem por finalidade classificar quanto ao enriquecimento por nutrientes e a relação com o alto crescimento de algas e cianobactérias, obteve uma média de 49, o que implica em um estado oligotrófico - corpo d'água não eutrofizado, com baixa concentração de nutrientes (CETESB, 2019). O índice de qualidade de água para proteção da vida aquática (IVA), apresentou valor 3,0, classificando a qualidade da água como boa; este índice considera a presença e concentração de contaminantes químicos, o efeito sobre os organismos aquáticos, além de pH e oxigênio dissolvido (CETESB, 2019).

Nesse contexto, o presente estudo tem por objetivo caracterizar o potencial fotoquímico da água superficial do rio Pirapozinho frente a micropoluentes, principalmente pela fotólise indireta, em diferentes estações do ano.



| MATERIAL E MÉTODOS |

O estudo abordou a realização de trabalhos de campo, análises laboratoriais e, por fim, a geração de gráficos através do software APEX. Para isso, foi realizada a revisão bibliográfica, a fim de reiterar conhecimentos acerca dos assuntos tratados, como em relação aos pesticidas, vias de degradação e a bacia hidrográfica escolhida; em seguida, foram selecionados os pontos de coleta ideais e as análises laboratoriais.

As atividades em laboratório foram realizadas conforme a descrição contida na tabela 1.

Tabela 1: Descrição das atividades realizadas em laboratório.

PARÂMETRO	METODOLOGIA	EQUIPAMENTOS
Nitrato	Espectrofotometria UV-Vis 525 nm	Espectrofotômetro UV-Vis Agilent Cary60
Nitrito	Espectrofotometria UV-Vis 466 nm	Espectrofotômetro UV-Vis Agilent Cary60
Bicarbonato e Carbonato	Método titulométrico para determinação da alcalinidade total (T) com ácido sulfúrico e alcalinidade parcial (P) com fenolftaleína	
pH	Leituras realizadas através de equipamento	Leitor de pH Hanna Instruments – modelo HI2002-02
Carbono Orgânico Total (TOC/DOC)	Medição utilizando o equipamento Shimadzu TOC-L, disponível no Grupo de Pesquisas em Processos Oxidativos Avançados – AdOx do Centro de Sistemas Químicos do Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da USP (CESQ/PQI-EPUSP), grupo parceiro da referida pesquisa.	Shimadzu TOC-L

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Com o objetivo de caracterizar a água superficial do rio Pirapozinho, três pontos de coleta em áreas com características distintas foram definidos. O ponto 1 está localizado próximo à cidade de Pirapozinho – SP e da estação de tratamento de esgoto (ETE) desta cidade, em que se pode retratar a influência da urbanização na qualidade da água e conseqüentemente na atenuação de micropoluentes. O ponto 2 se encontra próximo ao município de Sandovalina – SP, em estrada de terra, cercado por plantação de soja, onde será possível caracterizar a influência da agricultura nos parâmetros analisados. O ponto 3 está contido na rodovia SP – 613, em Mirante do Paranapanema – SP, em um trecho do rio onde a Área de Preservação Permanente (APP) é preservada.



Foram realizadas três coletas de água em duas diferentes estações do ano, uma durante a primavera e duas durante o verão. Os valores utilizados para o verão são resultados de uma média aritmética simples entre os dois resultados. A tabela 2 apresenta os resultados das análises.

Tabela 2 – Resultados das análises referentes às estações do ano – primavera e verão.

Ponto	PRIMAVERA			VERÃO		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Carbonato (mg/L)	62,00	20,00	17,00	67,50	17,50	18,00
Bicarbonato (mg/L)	0	0	0	0	0	0
Nitrito (ug/L)	251,85	11,43	12,80	189,44	11,27	11,03
Nitrato (mg/L)	3,86	2,74	2,81	7,59	3,22	2,83
TOC (mg/L)	17,56	8,52	8,64	4,36	16,26	21,11
pH	7,27	7,53	7,48	7,09	7,48	7,42

De acordo com a tabela 2, é possível analisar todas as variáveis separadamente e compará-las entre os pontos e as estações do ano. Em relação às concentrações de carbonatos (carbonato/bicarbonato), é sabido que os bicarbonatos e, em menor extensão, os carbonatos, esses menos solúveis, dissolvem-se na água devido à sua passagem pelo solo. Se este solo for rico em calcário, o gás carbônico da água o solubiliza, transformando-o em bicarbonato (Piveli, 2019). Nos três pontos de coleta do rio Pirapozinho, a concentração de bicarbonato foi nula, ou seja, a alcalinidade da água nesses pontos se dá pela presença de carbonato. É possível verificar similaridade entre os mesmos pontos nas duas estações do ano; porém, apresenta notável diferença ao se comparar os pontos 1 e 2, em ambas as estações. Os valores de carbonato e bicarbonato estão relacionados à alcalinidade da amostra e altas concentrações podem indicar a decomposição de matéria orgânica (Abreu, 2016).

Os valores obtidos de nitrito são próximos entre os pontos 2 e 3, em ambas as estações; já no ponto 1, aparece em alta concentração. Costa *et al.* (2018), no trabalho intitulado “Diagnóstico da qualidade da água superficial em uma microbacia urbana”, ao analisar a microbacia do Córrego Gamela, em Jangada-MT, encontrou a concentração máxima equivalente a 12 µg/L de nitrito. A presença de nitrito em água pode significar contaminação recente, provinda de matéria orgânica vegetal ou animal (Costa *et al.*, 2018). Ao se comparar os valores encontrados em ambos os corpos hídricos, é possível verificar semelhança entre o Córrego Gamela e os pontos 2 e 3 do rio Pirapozinho. A concentração de nitrito, verificado no ponto 1, pode ser explicada devido a este ponto estar localizado próximo à estação de tratamento de esgotos (ETE) da cidade de Pirapozinho e receber efluente da referida ETE.



As concentrações obtidas de nitrato se encontram em valores próximos nos três pontos, exceto no ponto 1, durante o verão. Marmontel e Rodrigues (2015) encontraram valores entre 0,7 mg/L e 5 mg/L em quatro diferentes nascentes do Córrego do Pimenta, localizadas na Fazenda Experimental de São Manuel – UNESP. Os valores mais altos de nitrato podem indicar a presença de fertilizantes nitrogenados ou resíduos animais, já os mais baixos, indicam a presença de vegetação ciliar (Marmontel e Rodrigues, 2015; Mathiensen *et al.*, 2015). Além disso, Costa *et al.* (2018), também encontrou valores semelhantes aos verificados em nossa pesquisa, no Córrego Gamela, onde o mínimo foi de 0,7 mg/L e o máximo de 5,2 mg/L (Costa *et al.* 2018).

O pH não dispôs de maiores alterações entre os pontos; ao compará-los, percebe-se que os valores se mantiveram maiores que 7,0 e menores que 8,0, indicando águas alcalinas. Rodrigues (2017) realizou uma análise ambiental da bacia hidrográfica do rio Pirapozinho, no qual verificou diferentes parâmetros em diferentes pontos ao longo do rio, dentre eles o pH, obtendo valores semelhantes aos observados em nossa pesquisa, valor mínimo de 6,70 e máximo de 8,26 (Rodrigues, 2017).

Os valores encontrados para carbono orgânico total (COT) se mostraram semelhantes nos pontos 2 e 3, na estação primavera, enquanto que no verão, esses valores foram maiores que o dobro; já no ponto 1, durante a primavera, apresentou o maior resultado, e durante o verão, foi o menor. Abreu (2016) analisou as concentrações de COT no rio Cuiabá-MT, em diferentes dias, durante os períodos de cheia e estiagem. O valor máximo encontrado foi de 6,669 mg/L durante a cheia (Abreu, 2016). Piazza *et al.* (2017) analisaram a qualidade de águas superficiais em estações de tratamento de água do município de Blumenau-SC, dentre os parâmetros utilizados, está o COT. Os valores encontrados não foram maiores do que 4,44 mg/L (Piazza *et al.*, 2017). A partir desses estudos, é possível concluir que os valores encontrados no rio Pirapozinho são mais elevados que os de outras regiões. A alta concentração de COT indica a baixos valores de oxigênio, ou seja, a ocorrência de intensos processos de decomposição (Abreu, 2016).

Para a geração dos gráficos que nos permitem concluir o potencial de atenuação do rio, foi utilizado o software APEX, em que os modelos matemáticos foram projetados para um dia ensolarado de verão. Através do software, foi possível gerar e comparar o potencial de acordo com a concentração de nitrato, nitrito e DOC, variando em função da profundidade.

A figura 1 contém os gráficos gerados com as análises da primavera, sendo que, para a geração de $^3\text{CDOM}^*$, o parâmetro que se mostrou mais eficaz, foi a presença de nitrito em água; já para a formação de $^*\text{OH}$, o DOC se mostrou mais eficiente; por fim, o nitrato favoreceu a formação de $^1\text{O}_2$.

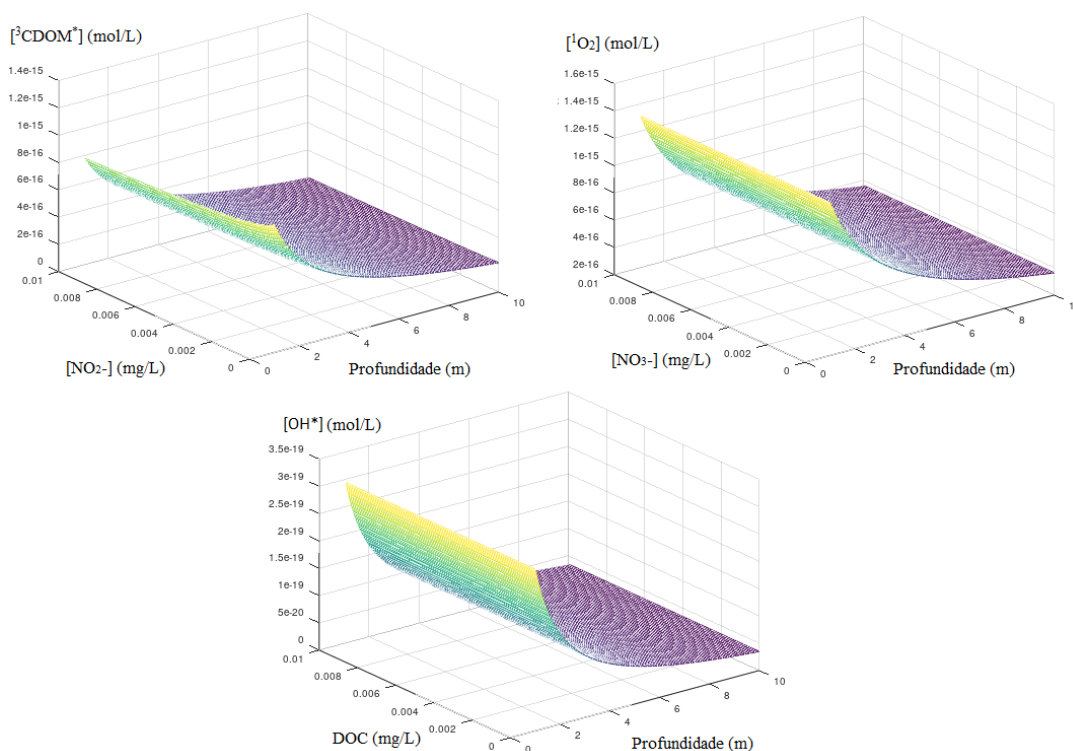


Figura 1: Potencial de geração de espécies reativas intermediárias durante a primavera.

Através da figura 2 é possível verificar a geração de RI's, de acordo com a variação da profundidade e do parâmetro que se mostrou mais eficaz para a formação das espécies durante o verão.

A figura 2 permite inferir que, para a geração de $^3\text{CDOM}^*$ e $^1\text{O}_2$, durante o verão, a maior eficiência foi através da presença de nitrito; já para a formação de $^*\text{OH}$, o DOC, assim como na primavera, foi mais eficiente.

Ao se analisar a figura 1 e a figura 2 em conjunto, é possível verificar que, em todas as formações, a profundidade sempre se mostra ineficaz, sendo inversamente proporcional à geração de RI's. Além disso, apenas em relação a produção de oxigênio singlete, o mesmo parâmetro não é o mais eficaz em ambas as estações, já que durante a primavera, foi o nitrato e durante o verão, o nitrito. Nas outras RI's, o mesmo parâmetro foi eficaz para ambas as estações.

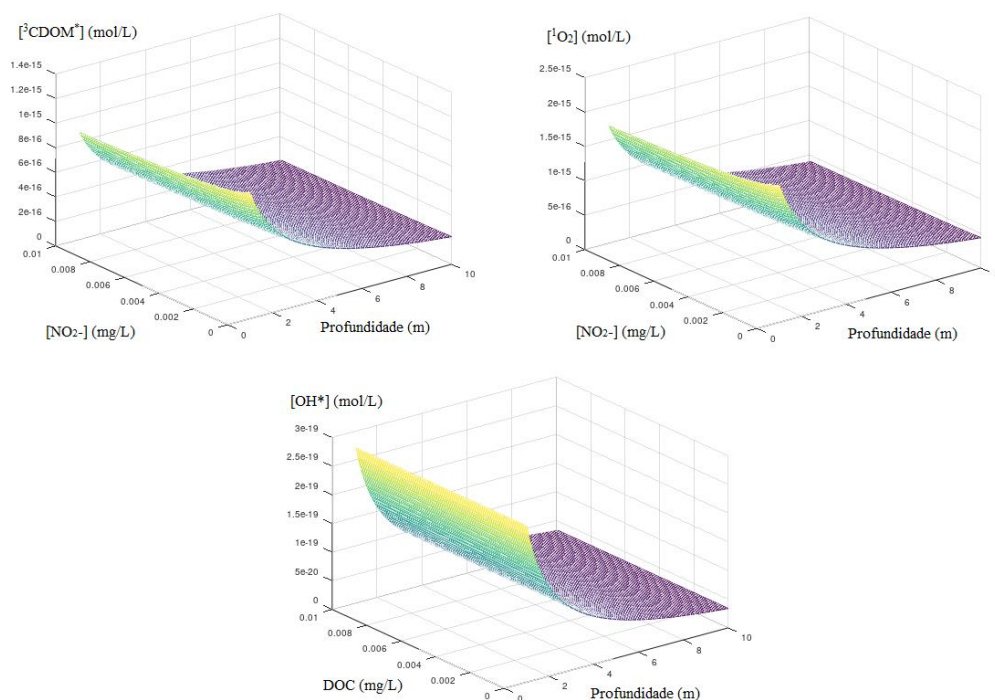


Figura 2: Potencial de geração de espécies reativas intermediárias **durante o verão**.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

De acordo com o estudo realizado a partir da problemática relacionada ao destino ambiental fotoquímico dos pesticidas em meio aquático, especificamente, no rio Pirapozinho, foi possível a obtenção de conclusões parciais acerca das estações do ano, visto que apenas duas delas foram estudadas, o verão e a primavera. Com os ensaios realizados e com a percepção da presença de nitrato, nitrito, carbonato e TOC nas amostras, é evidente a formação de espécies reativas intermediárias, quando esses parâmetros reagem com a luz solar. Portanto, é notória a participação da fotólise indireta como uma das principais vias de remoção dos micropoluentes dos recursos hídricos.

Além do mais, foi possível verificar grande influência da profundidade na persistência dos micropoluentes no meio, ao passo que se degradam mais facilmente em águas mais rasas em ambas as estações estudadas. A presença de nitrito se mostrou como uma das mais eficazes para a geração de espécies reativas intermediárias, já que aparece como a maior responsável em diferentes parâmetros. Por fim, poluentes que tenham maior afinidade por 1O_2 , terão sua degradação favorecida, já que esse representa o maior potencial da taxa de formação e a maior concentração em ambas as estações estudadas.



Apesar de se tratarem de estudos preliminares acerca do tema, é possível verificar a extensão e a necessidade dessas análises, visto a importância do destino ambiental fotoquímico de agroquímicos, utilizados em larga escala.

Agradecimentos

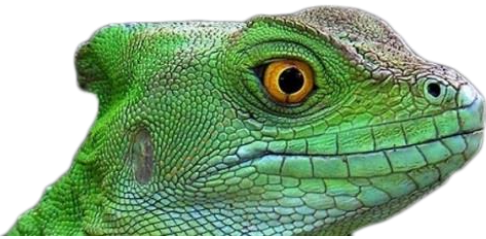
Os Autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), que através do processo nº 2019/13119-2 e processo nº 2019/00696-1, possibilitou a realização das atividades necessárias; além da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, pelo apoio e disseminação de conhecimentos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Abreu, C. A. A. 2016. Dinâmica do carbono orgânico total do rio Cuiabá – Mato Grosso. Dissertação (Pós-graduação em recursos hídricos) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, MT.
- Acayaba, R. D. 2017. Ocorrência de agrotóxicos usados na cana-de-açúcar em corpos d'água do Estado de São Paulo. 83 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Estadual de Campinas, Limeira, SP.
- Aguilar, B. A. R. *et al.* 2019. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México. *Terra Latinoamericana*, v. 37, p. 151-161.
- Brodato, 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*, v. 16, p. 732.
- Calza, P. *et al.* 2017. Photoinduced transformation of pyridinium-based ionic liquids, and implications for their photochemical behavior in surface water. *Water Research*, p. 194-206.
- Carena, L. *et al.* 2019. Photochemical consequences of prolonged hydrological drought: A model assessment of the Lower Lakes of the Murray-Darling Basin (Southern Australia). *Chemosphere*, v. 263.
- Carena, L.; Vione, D. 2018. Modelling the photochemistry of imazethapyr in rice paddy water. *Science of the Total Environment*, p. 1391-1398.
- CETESB. 2019. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2019. Mortandade de peixes: matéria orgânica e nutrientes. São Paulo – SP.
- CETESB. 2019. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2018 [recurso eletrônico]. São Paulo: CETESB.
- Contaminantes emergentes. 2013. *Revista de Química Industrial*, n. 733.
- Costa, K. U. D. *et al.* 2018. Diagnóstico da qualidade da água superficial em uma microbacia urbana. In: IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. São Bernardo do Campo, SP.



- Hensen, B.; Olsson, O.; Kümmerer, K. 2019. The role of irradiation source setups and indirect phototransformation: Kinetic aspects and the formation of transformation products of weakly sunlight-absorbing pesticides. *Science of The Total Environment*, v. 695.
- Jansen, A. *et al.* 2019. The Influence of Persistent Organic Pollutants on Thyroidal, Reproductive and Adrenal Hormones After Bariatric Surgery. *Obesity Surgery*.
- Lastre-Acosta, A. M. *et al.* 2018. Direct and indirect photolysis of the antibiotic enoxacin: kinetics of oxidation by reactive photo-induced species and simulations. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, p. 4337-4347.
- Marmontel, C. V. F.; Rodrigues, V. A. 2015. Parâmetros Indicativos para Qualidade da Água em Nascentes com Diferentes Coberturas de Terra e Conservação da Vegetação Ciliar. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 2, p. 171-181.
- Parizi, M. P. S. *et al.* 2018. Environmental photochemical fate and UVC degradation of sodium levothyroxine in aquaous médium. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 4393-4403.
- Piazza, G. A.; Goulart, J. A. G., Kaufmann, V. 2017. Caracterização espaço-temporal da qualidade das águas superficiais dos mananciais de abastecimento de Blumenau/SC. *REGA*, v. 14, e. 8.
- Piveli, R. P. Curso: "Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos". Disponível em <http://www.leb.esalq.usp.br/leb/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%206%20-%20Alcalinidade%20e%20Acidez.pdf>. Acesso em: 1 dez, 2019.
- Ramos, A. P. M. *et al.* 2019 Avaliação da influência do uso e cobertura da terra na qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Pirapozinho (SP). *Revista Brasileira de Geofísica Física*, v. 12, n. 03, p. 738-753.
- Reis Filho, R. W.; Luvizotto-Santos, R; Vieira, E. M. 2007. Poluentes Emergentes como Desreguladores Endócrinos. *Journal of the Brazilian Society Ecotoxicology*, v. 02, n. 03, p. 283-288.
- Rodrigues, B. M. 2017. Cartografia aplicada à análise ambiental de bacia hidrográfica – um estudo de caso na bacia do rio Pirapozinho. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) – Universidade do Oeste Paulista – Unoeste, Presidente Prudente, SP.
- Secretariado da Convenção de Estocolmo. 2010. Os nove novos POP's. Disponível em https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80104/Convencao%20de%20Estocolmo/cartilha_novos.pdf. Acesso em: 1 dez, 2019.
- Silva, M. P. *et al.* 2017. Photochemical generation of reactive intermediates from urban-waste bio-organic substances under UV and solar irradiation. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, p. 18470-18478.
- Silva, M. P. 2016. Fotodegradação dos herbicidas atrazina e amicarbazona em meio aquoso: destino ambiental e tratamento. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- Souza, M. C. S. A; Souza, G. K. A. 2016. Poluentes Emergentes: um perigo silencioso para o meio ambiente e um desafio para as novas tecnologias de informação e comunicação. *RDU*, Porto Alegre, RS, v. 13, n. 72, p. 76-90.
- Vione, D.; Scozzaro, A. 2019. Photochemistry of Surface Fresh Waters in the Framework of Climate Change. *Environmental Science & Technology*, v. 53, p. 7945-7963.
- Vione, D; Minero, C; Minella, M. 2015. Phototransformation of Pesticides in the Environmental.
- Vione, D. 2020. A Critical View of the Application of the APEX Software (Aqueous Photochemistry of Environmentally-Occurring Xenobiotics) to Predict Photoreaction Kinetics in Surface Freshwaters. *Molecules*.



ASPECTOS DA TÉCNICA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM EM EXPERIMENTO DE COLUNAS

| ID 15714 |

¹Marcelle Martins, ²Samuel Lunardi, ³Vanessa de Andrade Puhl, ⁴Marcus Bruno Soares

1Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: martins.marcelle@outlook.com; 2Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: samuelchinilunardi@gmail.com; 3Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: vanessa.puhl12@gmail.com; 4Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: marcus.soares@ufsm.br.

| RESUMO |

Sendo a disponibilidade de água potável um dos maiores problemas ambientais e de saúde humana, o mundo científico abre espaço para novos sistemas de tratamento aplicados aos mananciais superficiais e subterrâneos. A filtração em margem (FM) é uma das tecnologias mais utilizadas no mundo, sendo inserida no Brasil em meados de 2006 por pesquisadores de Santa Catarina. A técnica se baseia na filtração de água através das margens dos mananciais, sendo a vazão de água filtrada obtida com a instalação de um poço de sucção localizado próximo ao lago, lagoa ou rio. A qualidade de água obtida varia conforme a natureza dos sedimentos, granulometria, atividade microbiológica, qualidade da água bruta, entre outros aspectos. A simulação da técnica foi realizada com meio filtrante constituído de areia com $d_{10} = 1,33$ mm e alta homogeneidade, alimentação contínua com água bruta oriunda de manancial superficial a uma taxa de filtração inicial de $1,95 \times 10^{-4}$ m/s, viabilizando o processo de colmatação de maneira acelerada. Foram processados dados de diários de turbidez, cor aparente, cor verdadeira, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, temperatura, taxa de filtração e condutividade hidráulica (K). A taxa de filtração sofreu uma redução gradual durante os dias de monitoramento atribuídos a colmatação. O valor de K sofreu maior redução nos primeiros 5 cm das colunas, evidenciando a retenção de sólidos maiores na superfície do filtro. Os parâmetros físicos apresentaram redução de turbidez e cor, porém maior dificuldade de remoção de sólidos dissolvidos devido a homogeneidade do meio filtrante. Os aspectos químicos da água bruta não sofreram influência significativa nas colunas de filtração. De maneira geral, a água obtida no processo apresentou boa qualidade. O estudo deve ser retomado com um maior período de monitoramento e maior variação do meio filtrante para que ocorra a exploração do processo de colmatação em diferentes leitos granulares.

Palavras-chave: Colmatação; Filtração; Tratamento.

| INTRODUÇÃO |

Um dos maiores problemas mundiais referentes à questão ambiental e de manutenção de saúde se baseia na necessidade de consumo de água de alta qualidade. Com base no grande avanço populacional e na demanda crescente por água potável para abastecimento, o mundo científico abre espaço para novas tecnologias de tratamento aplicadas a qualidades inferiores de água encontradas nos mananciais superficiais e subterrâneos (TUFENKJI et al., 2002). Nesse cenário, insere-se a



tecnologia de filtração em margem, uma técnica simples e de baixo custo, que pode ser utilizada como pré-tratamento ou, em alguns casos, como tratamento principal.

A filtração em margem (FM) é utilizada em larga escala na Alemanha, sendo que a técnica propicia cerca de 16% de toda a água potabilizada e encaminhada para abastecimento no país (KUEHN et al., 2000). De acordo com Tufenkji et al. (2002), a FM faz parte do tratamento de cerca de 80% da água utilizada para abastecimento na Suíça, também aplicada em uma escala de 50% na França, 48% na Finlândia, 40% na Hungria e 7% nos Países Baixos. Ainda, a tecnologia já é encontrada em locais como Índia e Estados Unidos, além do Brasil. No país, existem locais que executam pesquisas relacionados à técnica em Florianópolis (SC) através da UFSC, iniciando com Sens et al. (2006), e Paiva (2009) na UFPE, em Recife (PE).

O processo de FM se baseia no uso dos materiais sedimentares das margens dos mananciais (lago ou rio) como meio filtrante, através da instalação de um poço próximo. A diferença de nível entre o manancial e o lençol freático propicia o escoamento de água até o poço de sucção, sendo que, no processo, a água obtida possui um padrão de melhor qualidade se comparada com a água bruta do local (SENS et al., 2006). Dessa maneira, a água filtrada pode apresentar características de potabilidade através da melhoria de aspectos físicos, químicos e biológicos, com redução de contaminantes ou, ao menos, com concentrações muito próximas dos valores considerados mínimos de qualidade conforme a legislação aplicada.

A redução de contaminantes na água filtrada em margem, conforme Ray et al. (2002), se relaciona com a retenção física das partículas, além de degradação biológica, trocas iônicas e processos de precipitação e sorção. Ainda, a dispersão de contaminantes presentes nas águas superficiais em aquífero e posterior diluição na água subterrânea, que geralmente é de melhor qualidade, auxilia na redução da concentração de contaminantes na água filtrada em margem. A eficiência da técnica para a potabilização da água depende, principalmente, da natureza do material sedimentar em profundidade, além da velocidade de escoamento, distância do poço em relação ao manancial e a qualidade da água bruta.

O aspecto de colmatação das margens, definida como colmatação externa, é um fator associado à perda de eficiência do sistema devido ao aumento da perda de carga nas primeiras camadas da margem. Contudo, mananciais que possuem a incidência de ventos, escoamento acentuado, ou qualquer forma de revolvimento dos materiais sedimentados no leito, favorecem a limpeza das margens e a diminuição do processo de colmatação (SOARES, 2015). Considerando os processos envolvidos na FM, este trabalho tem como objetivo avaliar a influência da granulometria do meio filtrante em uma simulação da técnica.



| MATERIAL E MÉTODOS |

O sistema de tratamento proposto é constituído por três pilotos que simulam o processo de filtração em margem, fabricados em PVC com 100 mm de diâmetro e cerca de 60 cm de comprimento, estruturados verticalmente em bancadas no Laboratório de Tratamento de Água (LATAG) na Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen (Figura 1).



Figura 1: Sistema em pré-operação. Filtro 1, 2 e 3 com alimentação constante e monitoramento de perda de carga através do painel de medições dos piezômetros, além de análise de água filtrada.

As estruturas detêm camada suporte de pedra britada formada por 5 cm de material com variação de diâmetro entre 1,2 a 19 mm, afim de prevenir a fuga de areia no momento da saída da água no sistema. O meio filtrante de 30 cm de altura é composto por areia limpa com $d_{10} = 1,33$, conforme análise granulométrica de acordo com a NBR 7181 (ABNT, 1984). O coeficiente de curvatura (CC) sendo 0,98 e o coeficiente de uniformidade (CU) de 1,28 atribuem uma característica de homogeneidade e pouca graduação ao meio filtrante. Ainda, fixaram-se quatro piezômetros distribuídos ao longo das colunas para estudo da perda de carga durante a carreira de filtração.

O preenchimento das colunas foi realizado com pequenas adições de água tratada e areia, além de batidas sequenciais para que não ocorresse o aprisionamento de oxigênio no leito, o que poderia proporcionar caminhos preferenciais de filtração e falsos valores de perda de carga no monitoramento hidráulico do sistema. Com a aplicação do método de preenchimento, as densidades das colunas permaneceram similares. Instalou-se um reservatório de amortização acima de cada um dos pilotos, com cerca de 50 litros de capacidade, que alimentam as colunas continuamente com água bombeada de um lago próximo ao LATAG.



Aplicou-se uma taxa de filtração inicial de $1,95 \times 10^{-4}$ m/s, proporcionando uma colmatção acelerada e menor duração de carreira de filtração. Após o início do experimento, foram realizadas análises diárias de turbidez (Turbidímetro Hach®), cor aparente e verdadeira (Espectrofotômetro Hach®), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, e pH (Medidor Multiparâmetros Hach®), além de vazão (método volumétrico) e perda de carga (piezômetros) pelo princípio dos vasos comunicantes. Os resultados de 15 dias de monitoramento foram avaliados conforme a colmatção do meio e sua relação com a granulometria do meio filtrante, além da qualidade de água filtrada.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O monitoramento dos padrões hidráulicos, físicos e químicos proporcionaram dados para a discussão de diversos aspectos do tratamento de água inerentes à simulação de filtração em margem.

Parâmetros hidráulicos

O monitoramento dos parâmetros hidráulicos incluíram a vazão obtida e as alterações do nível de água nos piezômetros. Com base na vazão, observou-se o comportamento da taxa de filtração dos pilotos e, juntamente com o nível de água nos piezômetros, tornou-se possível a obtenção dos valores de condutividade hidráulica (K). Este último recebeu um fator de correção para a temperatura de 10°C , adaptando a variação que a viscosidade da água exerce nos resultados. A taxa de filtração e a condutividade hidráulica (K) são diretamente influenciados pelo processo de colmatção que ocorreu de maneira particular em cada uma das unidades. Partindo de uma taxa de $1,95 \times 10^{-4}$ m/s, os pilotos sofreram reduções graduais no volume de água filtrada (Figura 2).

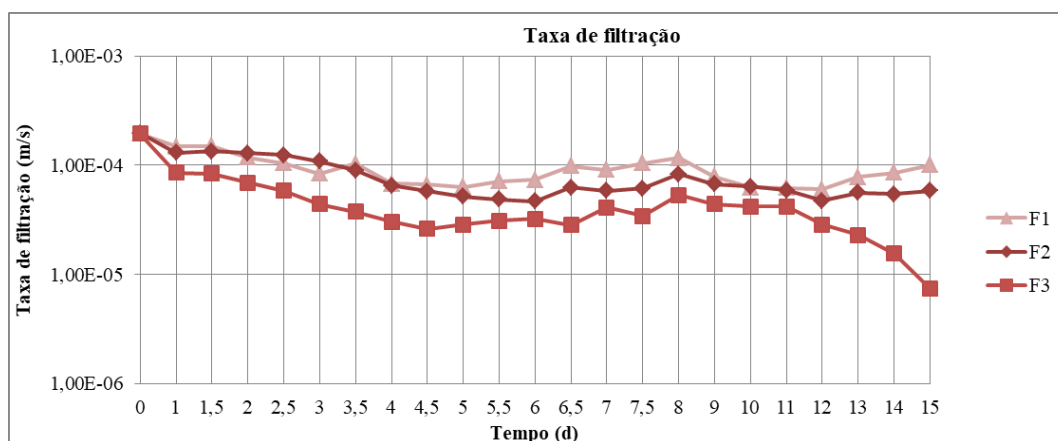


Figura 2: Variação da taxa de filtração nas unidades ao longo dos dias de monitoramento. Legenda: F1 (Filtro 1); F2 (Filtro 2); F3 (Filtro 3).



Alguns processos naturais de descolmatação provavelmente ocorreram durante o monitoramento, devido a movimentação dos sólidos na superfície do meio filtrante, gerando pequenas recuperações da taxa de filtração. A partir do dia 12, observou-se uma colmatação maior no Filtro 3, provavelmente devido a entrada de um material orgânico no sistema conforme a adução realizada no lago. Essa alteração também pode ser visualizada no monitoramento de condutividade hidráulica (K) realizado (Figura 3), sendo que o Filtro 3 apresentou uma colmatação maior na primeira camada (0 a 5 cm), havendo diminuição significativa do valor de K.

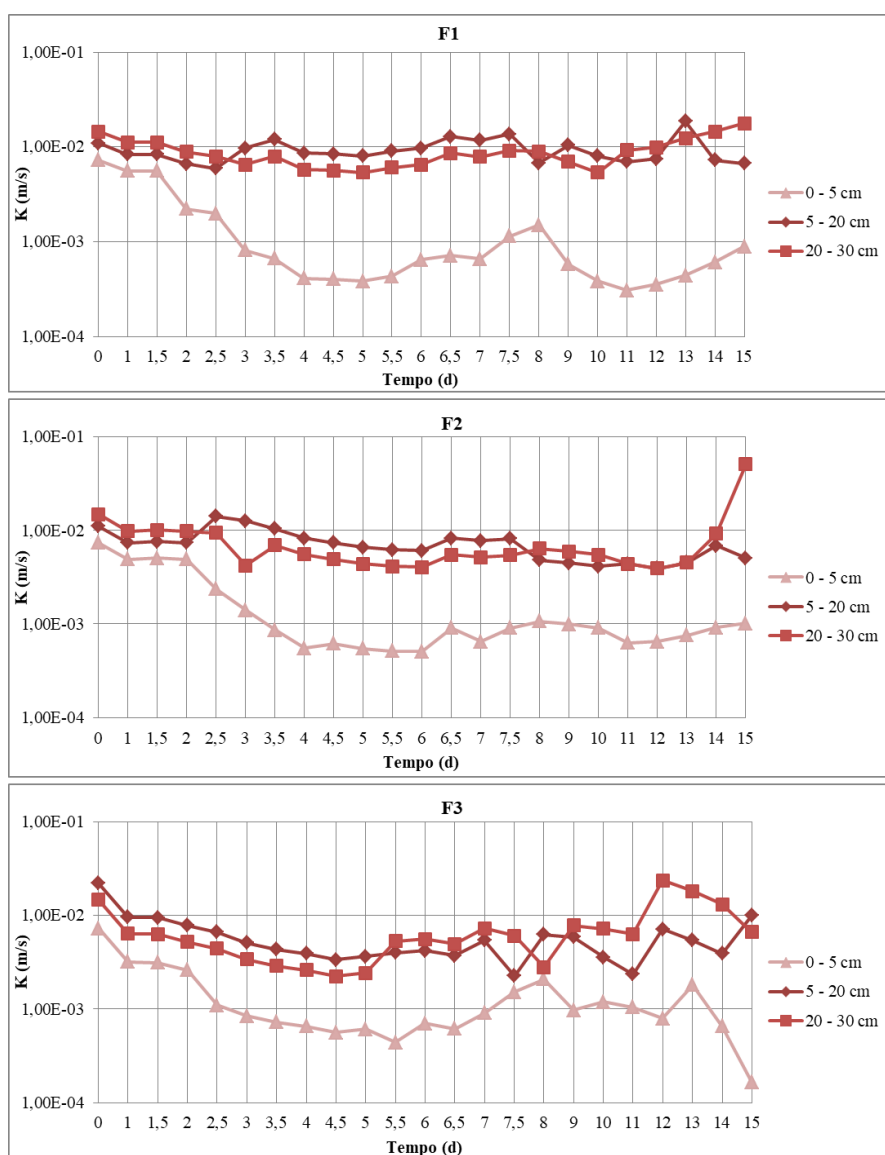


Figura 3: Variação da condutividade hidráulica (K) nas unidades ao longo dos dias de monitoramento. Legenda: F1 (Filtro 1); F2 (Filtro 2); F3 (Filtro 3).



Os Filtros 1 e 2 também apresentaram maior colmatação nos primeiros centímetros de meio filtrante (0 a 5 cm). De maneira geral, as alterações observadas entre 5 e 30 cm podem ser relacionadas a homogeneidade do meio filtrante, que proporciona uma colmatação difusa, não apenas concentradas nos primeiros centímetros mas também em profundidade, devido a possibilidade de avanço dos sólidos no meio poroso. Assim, não houve uma diferença significativa na retenção de sólidos entre as camadas inferiores a 5 cm, aspecto que também pode indicar o transpasse de sólidos até o final da coluna.

Contudo, apesar da colmatação observada, o último dia de monitoramento evidenciou uma taxa de filtração média de $5,83 \times 10^{-5}$ m/s entre as colunas, um valor ainda alto para a filtração em margem. Dessa forma, as características do meio filtrante não proporcionaram uma grande colmatação durante os 15 dias de estudo.

Qualidade da água

Após o primeiro dia de aclimação dos filtros, a água obtida passou a apresentar uma melhor qualidade conforme a efetividade de remoção de aspectos físicos presentes na água bruta. O gráfico de turbidez (Figura 4) apresenta o seu declínio na água filtrada a partir do segundo dia de observação, mantendo-se estável mesmo em períodos de chuva, onde a turbidez da água bruta atingiu valores próximos a 15 uT. A média de turbidez da água bruta correspondeu a $4,69 \pm 3,18$ uT, enquanto a água filtrada correspondeu a $1,19 \pm 0,5$ uT. A remoção de turbidez pelos filtros variou entre 21% a 93%, sendo que o Filtro 3 obteve a maior média (75%), seguido pelo Filtro 2 (74%) e Filtro 1 (72%), respectivamente.

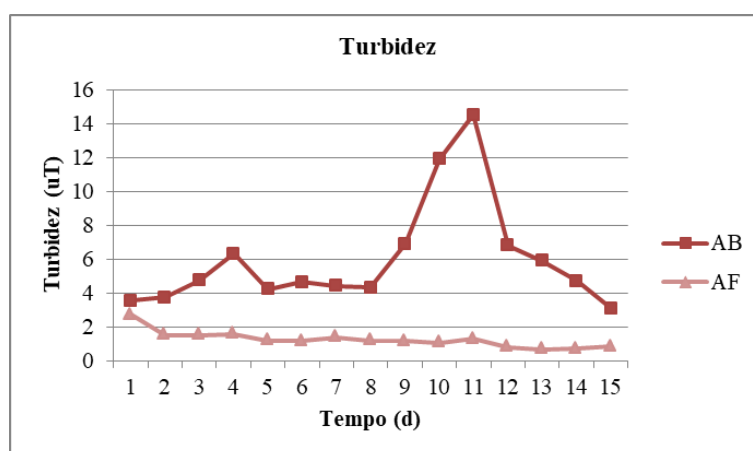


Figura 4: Variação da turbidez ao longo dos dias de monitoramento (AF; n=3). Legenda: AB (água bruta); AF (água filtrada).



A uniformidade na granulometria do meio filtrante proporciona uma colmatção em profundidade, o que possibilita uma maior remoção de sólidos a medida que as partículas presentes da água se acomodam entre os grãos do meio filtrante, passando também a auxiliar na retenção de outros sólidos do fluido. Assim, obteve-se valores próximos a 0,6 uT (Filtro 3) na água filtrada, dentro dos padrões estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº5 (BRASIL, 2017), que exige valores de até 1,0 uT para a água de filtração lenta. Jangada (2014) obteve valores de turbidez abaixo de 0,5 uT utilizando de 0,5 m de meio filtrante natural, correspondendo a 90% de remoção do parâmetro. Com um sistema semelhante, Rabelo (2006) apresentou 84,9% de remoção de turbidez, com média de 0,8 uT na água filtrada. Esses sistemas possuem uma graduação maior de meio filtrante em sua composição, além de menor granulometria, o que permite alcançar melhores taxas de remoção média.

Da mesma maneira, a cor aparente (Figura 5) também sofreu remoção ao longo da carreira, variando de 9% a 73%. A melhor média de remoção foi apresentada pelo Filtro 3 (46%), seguido pelo Filtro 2 (45%) e pelo Filtro 1 (43%), respectivamente. A água bruta apresentou uma média de $118 \pm 40,65$ uC, enquanto a água filtrada correspondeu a $65 \pm 10,94$ uC. O menor valor obtido correspondeu a 38 uC, ainda superior ao máximo exigido pela Legislação (15 uH). Jangada (2014) obteve 85% de remoção nas colunas de filtração com meio filtrante natural, seguido por Rabelo (2006) com 72,2% de remoção.

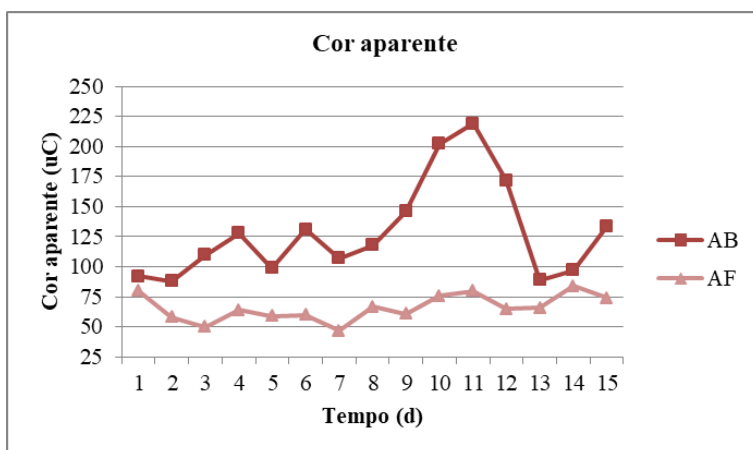


Figura 5: Variação de cor aparente ao longo dos dias de monitoramento (AF; n=3). Legenda: AB (água bruta); AF (água filtrada).

Assim como observado no gráfico de turbidez, os filtros são capazes de exercer um efeito de amortização nos grandes picos de sólidos da água bruta, podendo ser ocasionados pela precipitação e ação dos ventos.



A cor verdadeira se apresenta como um parâmetro de maior dificuldade de remoção, visto que é atribuída aos sólidos dissolvidos no fluido. No experimento, os filtros apresentaram incrementos ocasionais de até 55%, além de remoção máxima de 59% (Figura 6). A média do parâmetro correspondeu a $61 \pm 16,4$ uC na água bruta e $45 \pm 12,7$ uC na água filtrada. O Filtro 3 apresentou uma média positiva de remoção na ordem de 22%, seguido pelo Filtro 1 (21%) e Filtro 2 (16%), respectivamente.

A oscilação do parâmetro pode ser atribuída ao carreamento das partículas dissolvidas ao longo do meio filtrante, tendo em vista os processos de interação entre as partículas retidas e em movimento, além do princípio de que uma maior granulometria e homogeneidade do meio exercem um menor poder de retenção de sólidos devido a maior quantidade de vazios, ou seja, maior porosidade. Nesse sentido, com um meio filtrante natural e com maior graduação, Jangada (2014) obteve 61,3% de remoção de cor verdadeira e Mondardo (2009) apresentou 90% de remoção.

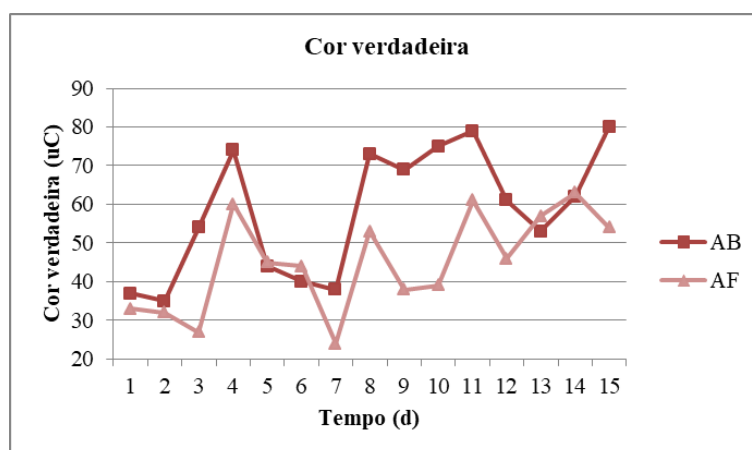


Figura 6: Variação de cor verdadeira ao longo dos dias de monitoramento (AF; n=3). Legenda: AB (água bruta); AF (água filtrada).

Em projetos de escala real, a condutividade elétrica da água bruta pode ser influenciada pelas características do meio filtrante do local, ou seja, a natureza geológica natural, ou ainda, por influência de águas subterrâneas, quando existe comunicação hidráulica entre o manancial superficial e subterrâneo (DASH et al., 2010; MONDARDO, 2009). Contudo, neste experimento, a areia utilizada corresponde a uma natureza inerte, sendo a água bruta a única variante no sistema. Dessa forma, a alteração do parâmetro (Figura 7) é atribuída aos eventos de precipitação que influenciam na qualidade da água bruta, considerando a possível lixiviação de compostos metálicos de maneira natural. As águas bruta e filtrada apresentaram a mesma média de condutividade elétrica para os dias observados, sendo $123,5 \pm 5,02$ $\mu\text{s}/\text{cm}$ e $123,5 \pm 5,28$ $\mu\text{s}/\text{cm}$, respectivamente, onde se considera que as unidades de filtração não ocasionaram grandes alterações no parâmetro.

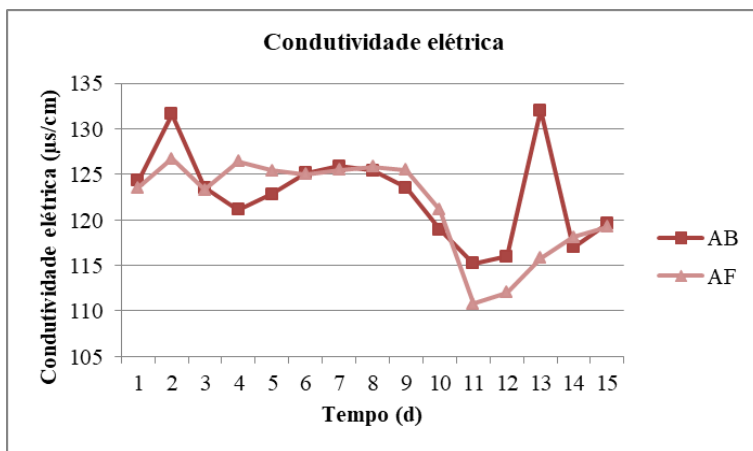


Figura 7: Variação de condutividade elétrica ao longo dos dias de monitoramento (AF; n=3). Legenda: AB (água bruta); AF (água filtrada).

Neste estudo, o pH se apresenta como um parâmetro influenciado por processos químicos e biológicos que ocorrem no meio filtrante a medida em que a colmatção se forma. O pH próximo a neutralidade (6,6 a 7,5) costuma ser o mais favorável para a degradação de matéria orgânica pelos microrganismos. Variações nesta faixa foram identificadas (Figura 8), sendo que a média na água bruta correspondeu a $7,07 \pm 0,21$, sendo $7,4 \pm 0,29$ na água filtrada. Os resultados obtidos encontram-se entre 6,0 a 9,5, que são os recomendados pela Legislação para a água tratada.

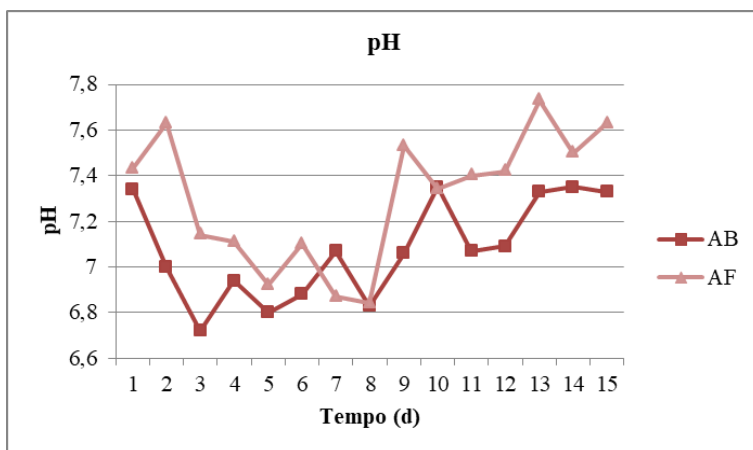


Figura 8: Variação de pH ao longo dos dias de monitoramento (AF; n=3). Legenda: AB (água bruta); AF (água filtrada).

O oxigênio dissolvido também é influenciado pelas atividades químicas e biológicas que ocorrem no meio filtrante (Figura 9), sendo que observou-se um leve declínio do parâmetro na água filtrada ($4,92 \pm 0,9$ mg/L) se comparado com a água bruta ($5,17 \pm 1,26$ mg/L). Os eventos de precipitação influenciam na qualidade da água bruta, sendo que, quando existe uma maior entrada de sólidos no sistema, existe maior consumo de oxigênio devido à degradação (dias 9, 10, 11 e 12).

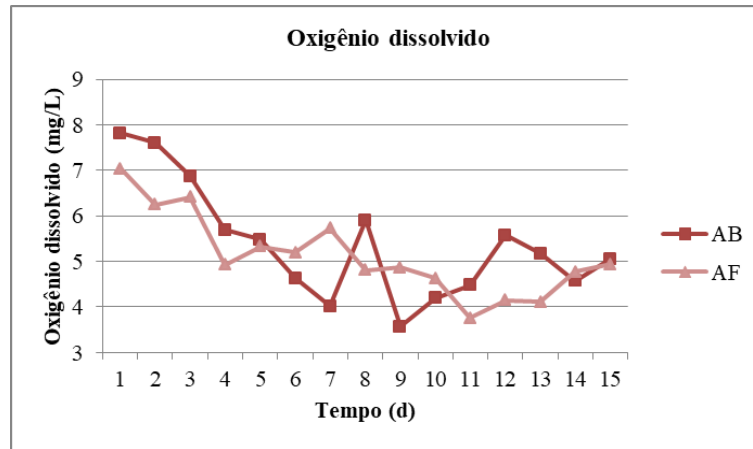
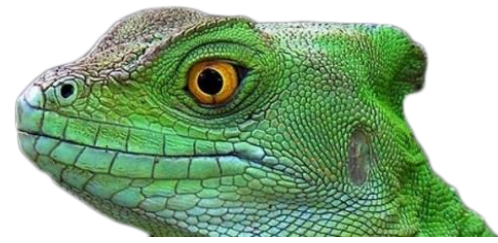


Figura 9: Variação de oxigênio dissolvido ao longo dos dias de monitoramento (AF; n=3). Legenda: AB (água bruta); AF (água filtrada).

A temperatura da água exerce relação com a viscosidade, relacionada aos parâmetros hidráulicos, bem como a degradação microbológica dos compostos orgânicos no meio filtrante. Neste estudo, a água filtrada (Figura 10) manteve-se semelhante a temperatura da água bruta, resultando em uma média de $24,7 \pm 1,88$ °C e $26,6 \pm 1,81$ °C, respectivamente. Considera-se que a água bruta no manancial superficial recebe influência da radiação solar, precipitação e ação dos ventos, enquanto as colunas de filtração permanecem em local coberto, influenciados apenas pela temperatura ambiente. Dessa forma, a água filtrada apresentou uma diferença média de até 2 °C em relação a água bruta.

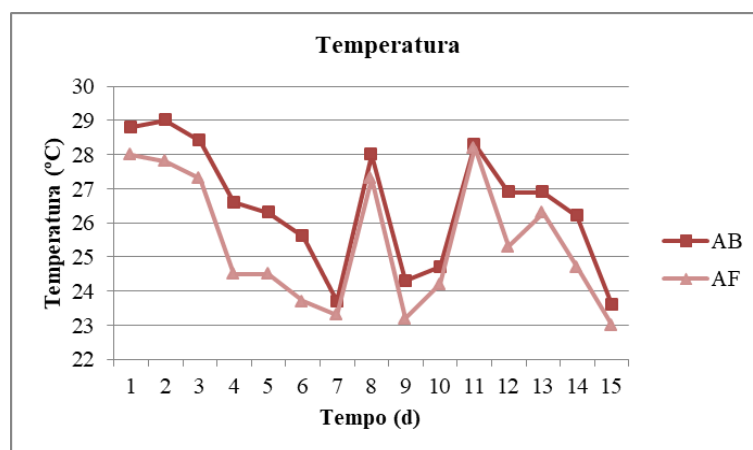


Figura 10: Variação de temperatura ao longo dos dias de monitoramento (AF; n=3). Legenda: AB (água bruta); AF (água filtrada).



Os parâmetros de cor verdadeira, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura não são apontados na legislação como aspectos pertinentes ao consumo humano, contudo, considera-se que os resultados apresentam características de uma água de boa qualidade.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O processo de colmatção depende diretamente do meio filtrante utilizado nas colunas, bem como a taxa de filtração aplicada. Neste estudo, a areia de maior granulometria e homogeneidade, mesmo com a aplicação de uma alta taxa de filtração, sofreu uma colmatção lenta que, ao final do estudo, não apresentou grande diminuição no volume de água filtrada. Contudo, observou-se que os primeiros 5 cm de meio filtrante sofreram redução de permeabilidade hidráulica (K) devido a maior retenção de sólidos na superfície. Os parâmetros físicos evidenciaram remoção de sólidos ao longo da coluna, contudo, a homogeneidade do meio filtrante proporciona transpasse de partículas menores e sólidos dissolvidos atribuídos a cor, o que não ocorre em sistemas com maior graduação do meio. O sistema não apresentou influência significativa nos parâmetros químicos. Estabeleceu-se a necessidade da realização do estudo com meios filtrantes distintos, além de um maior período de monitoramento, a fim de explorar os aspectos da colmatção em simulações variadas.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Associação Brasileira De Normas Técnicas. 1984. NBR 7181: Solo – análise granulométrica. 13 p.
- Brasil. 2017. Portaria da consolidação nº5, de 28 de setembro de 2017. Ministério da Saúde, Distrito Federal. 926 p.
- Dash, R. R., Bhanu Prakash, E. V. P., Kumar, P., Mehrotra, I., Sandhu, C., Grischek T. 2010. River bank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria. *Hydrogeology Journal*, p. 973–983.
- Jangada, V. H. 2014. Remoção de *Cryptosporidium spp.* no tratamento de águas por filtração em margem: simulação com colunas de sedimento e microesferas de poliestireno. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 103 p.
- Mondardo, R. I. 2009. Avaliação da filtração em margem como prétratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. 291 p.
- Kuehn, W.; Mueller, U. 2000. Riberbank filtration: an overview. *Journal AWWA*. p. 60 – 69.
- Paiva, A. L. R. 2009. O processo de filtração em margem e um estudo de caso no Rio Beberibe. Tese (Programa de pós-graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 171 p.



- Rabelo, L. 2006. Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 152p.
- Ray, C.; Grischek, T.; Schubert, J. Wang; J. Speth, T. 2002. A perspective of riverbank filtration. American Water Works Association Journal, v. 94, n. 4, p. 149.
- Sens, M. L.; Dalsasso, R. L.; Mondardo, R. I.; Melo Filho, L. C. 2006. Filtração em margem. In: Pádua, V. L. (coord). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES - Prosab 4, p.173- 236.
- Soares, M. B. 2015. The Influence of High Infiltration Rates, Suspended Sediment Concentration and Sediment Grain Size on River and Lake Bed Clogging. Tese – Technischen Universität Berlin, Berlin, Alemanha, 143 p.
- Tufenkji, N.; Ryan, J. N.; Elimelech, M. 2002. The promise of bank filtration. Environmental science and technology. p. 423 – 428.



SISTEMA DE PRÉ FILTRAÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO VIA FILTRAÇÃO EM DISCO

| ID 15715 |

¹Samuel Lunardi, ²Marcelle Martins, ³Marcus Bruno Domingues Soares, ⁴Vanessa Andrade Puhl

1Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: samuelchinilunardi@gmail.com; 2Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: martins.marcelle@outlook.com; 3Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: marcus.soares@ufsm.br; 4 vanessa.puhl12@gmail.com.

| RESUMO |

Meios de viabilizar o acesso a água potável são demandados pela humanidade desde os primórdios das civilizações, onde se buscam alternativas que procurem facilitar o acesso e tratamento da mesma, que por sua vez se encontra a cada dia mais escassa e em menor qualidade. O sistema de pré-filtração utilizado no presente estudo busca através da tecnologia de filtração em disco, remover parte da matéria presente em água bruta responsável por aferir principalmente cor e turbidez, deste modo facilitando a operação das etapas posteriores de tratamento em uma estação. O presente estudo desenvolveu a análise da eficiência na remoção de parâmetros de cor verdadeira, cor aparente e turbidez, em um manancial superficial utilizando um sistema de filtração em disco e suas variadas configurações como medida de pré-tratamento de água para abastecimento. Operando com taxa de filtração de 120 m³/m².dia, o sistema não apresentou resultados expressivos na remoção dos parâmetros supracitados, vinculando tais resultados às boas condições em que já se encontrava a água bruta natural utilizada para o desenvolvimento das análises.

Palavras-chave: Porosidade; Remoção.

| INTRODUÇÃO |

A água para consumo humano apresenta-se em sua totalidade disponível em meio natural, principalmente em cursos d'água superficiais, encontrada majoritariamente em condições não potáveis, demandando tratamento prévio de modo a viabilizar sua distribuição à população. Tal fator pode ser vinculado a eventos naturais e também às consequências da crescente atividade antrópica, as quais acabam por alterar de maneira negativa a qualidade das águas (RICHTER E AZEVEDO NETTO, 1991).

As características atribuídas à água estabelecidas pelos padrões de potabilidade demandam manutenção adequada e confiabilidade de operação, assim, quando não há atendimento de tais necessidades ocorre a ineficiência do processo, inviabilizando o uso da água como fonte de abastecimento. Ainda, o estudo da qualidade da água é fator determinante para que se possa adequar



tecnologias necessárias para um tratamento eficiente. Deste modo, este estudo fará jus a demanda por estudos alternativos que buscam desenvolver tecnologias adequadas a qualidade de água em suas diferentes peculiaridades (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

Tem-se a filtração com uma das etapas do tratamento de água mais difundidas e antigas utilizadas pela humanidade, compostas por filtros que se diferem tanto pelo sentido de fluxo quanto pela organização e caracterização da camada filtrante até mesmo pela pressão de fluxo exercida no sistema (LEME, 1990). Métodos de filtração que consistam em mais de um obstáculo de passagem para impurezas são pertinentes, pois provém a separação material mais grosseiro da água bruta (GALVIS et al.,1998).

Em águas superficiais onde podem conter diversos tamanhos de partículas e impurezas se faz necessário um tratamento que consista em várias etapas, sendo a primeira delas o pré-tratamento, onde há a separação de sólidos grosseiros, material sedimentado e diversas partículas de tamanho avantajado (VERAS; DI BERNARDO, 2008).

Sólidos suspensos e dissolvidos são fatores diretamente ligados a problemáticas envolvidas na operação e manutenção de Estações de Tratamento de Água, tanto no que se refere aos resíduos gerados, quanto na demanda de produtos químicos para o tratamento. A necessidade de utilização de uma quantidade menor de coagulantes faz com que o lodo presente nos decantadores e filtros tenha menor volume, facilitando a limpeza e destinação. Tal problemática, fundamenta a utilização de pré-filtros concebidos com a finalidade de reduzir e/ou equalizar os parâmetros supracitados. O processo se torna menos oneroso, de fácil operação, existe um aumento na duração de carreiras de filtração e, por consequência, a melhora significativa no resultado final do tratamento (PROSAB, 1999).

O presente estudo apresenta a eficiência da filtração em disco com observação dos parâmetros físicos e químicos aplicada em um manancial superficial como medida de pré-tratamento de água.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O objeto de estudo se dá por um filtro de discos com captação de água proveniente de lago natural, pertencente na área de preservação permanente da Universidade Federal de Santa Maria Campus Frederico Westphalen. A água é levada do lago até o sistema de filtração em disco via bombeamento a uma distância de 30 metros. O bombeamento é composto por uma unidade motobomba Schneider de 3cv e tubulação de recalque de 60 mm de diâmetro em PVC, demonstrados na Figura 1.



Figura 1: Sistema de transporte de água por bombeamento

O piloto de teste Azud Helix Automatic é fornecido pela empresa Novos Fluídos e fabricado pela empresa AZUD, que desenvolve tecnologias associadas a filtração de água, principalmente voltada para práticas de irrigação. O equipamento é composto por 4 válvulas solenoide, 2 compartimentos de filtração com capacidade de 500 discos sobrepostos, interligados por tubulações de 60 mm, e ainda é operado através de um painel de controle eletrônico que comanda as ações a serem executadas pelo sistema através de pulsos hidráulicos identificados por relés (AZUD, 2018). A Figura 2 demonstra a estrutura do piloto de pré-filtração Azud Helix Automatic juntamente a unidade de controle.

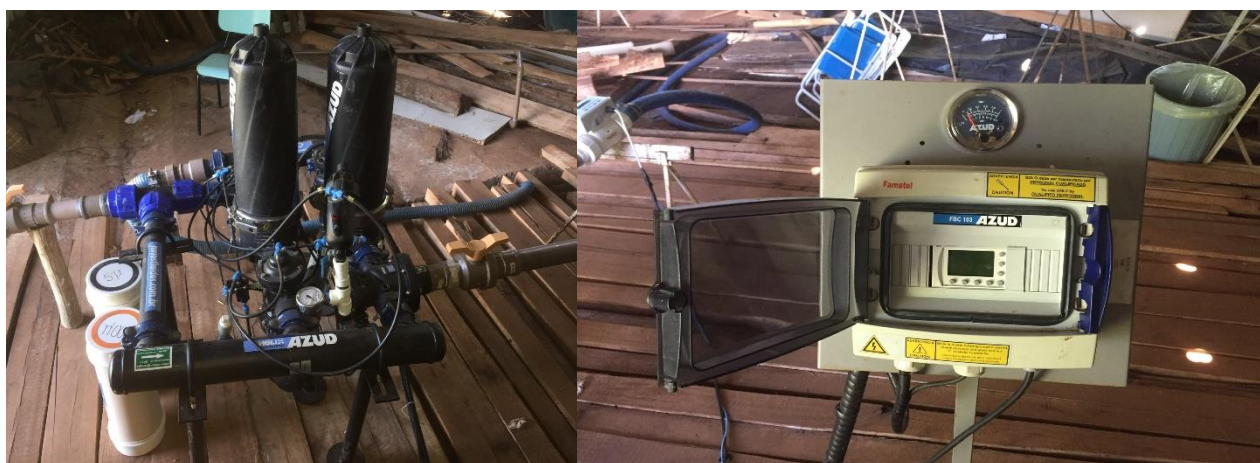
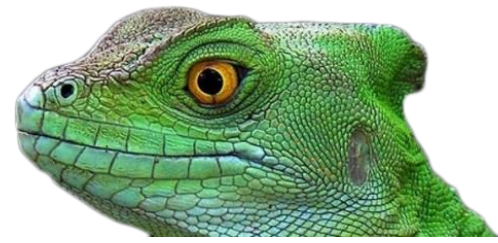


Figura 2: Sistema de transporte de água por bombeamento

O sistema de Filtração em disco consiste em uma estrutura de tubulações e válvulas, arranjadas para que levem a água até cabeçotes de filtração, que simulam uma estrutura natural de filtros, onde há uma maior porosidade nas primeiras camadas, e uma menor ao fim do meio filtrante. O meio filtrante é composto por um conjunto de discos de vinil flexível, sendo que os mesmos têm sua



superfície constituída por ranhuras em relevo, assim, quando sobrepostos, formam entre eles pequenos poros na escala de micron (AZUD, 2018).

A taxa de filtração utilizada durante o experimento foi de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, sendo que ao entrar no compartimento de filtração, sob a pressão mínima de 2 bar, e vazão de 3 l/s, o sistema direciona a água em sentido helicoidal, fazendo com que seja forçada a passar pelos poros, estes por sua vez, retêm partículas maiores que a sua área de infiltração.

As Figuras 3, 4 e 5 demonstram o comportamento do sentido do fluxo interno do sistema assim como exemplifica o funcionamento da estrutura porosa dos discos.

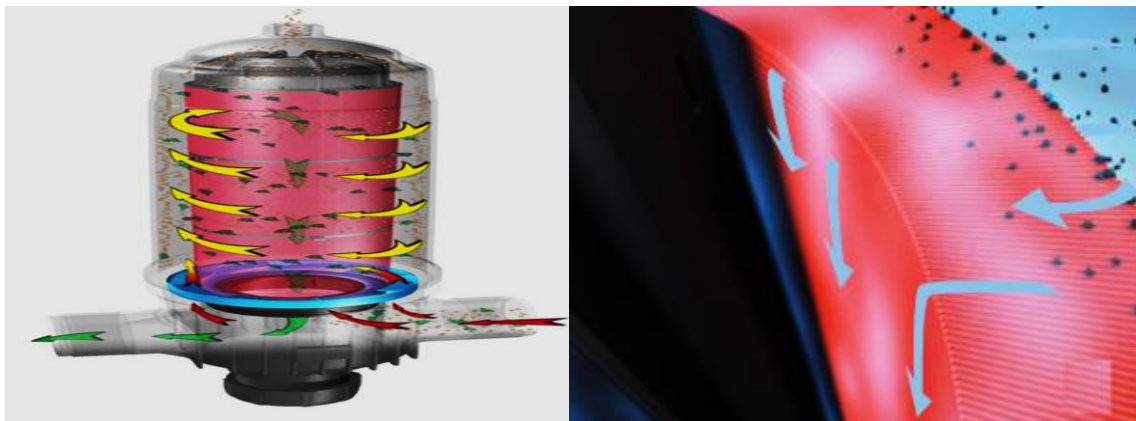


Figura 3: Direcionamento do fluxo interno dos cabeçotes do sistema de filtração

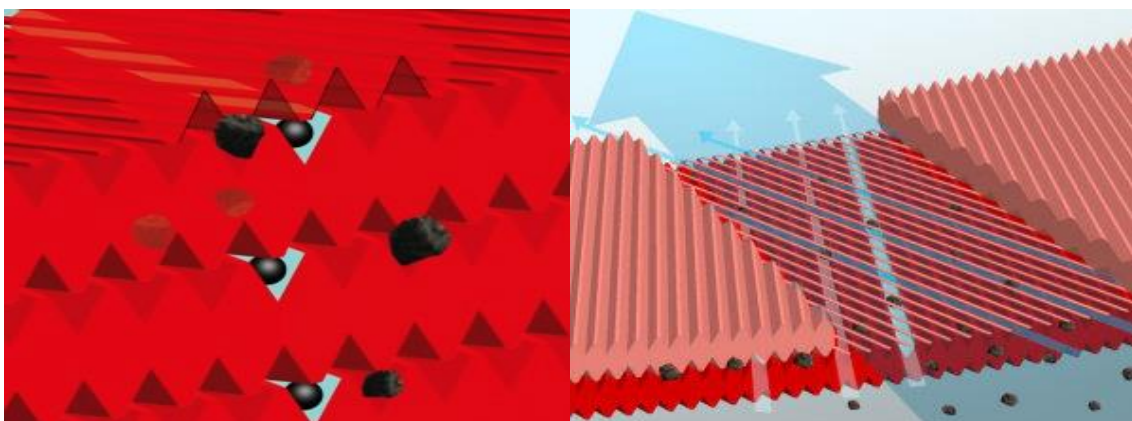


Figura 4: Estrutura porosa do sistema formada pela sobreposição de discos

O equipamento tem sua limpeza programável e automática através da retrolavagem, que se dá pelo contra fluxo de água no interior dos compartimentos, onde há o fechamento da válvula de saída e abertura da válvula que comanda a limpeza.



O funcionamento se deu em 5 configurações de filtros acoplados aos cabeçotes, sendo 100-20 μm , 100-50 μm , 50-20 μm , 50-5 μm e 20-5 μm , que operaram com um tempo de carreira de 2 horas, com aplicação de 2 repetições. Todos os tratamentos serão postos em funcionamento no mesmo dia, com ordem sorteada, de modo que todos fossem submetidos às mesmas condições ambientais da água oriunda do manancial superficial. O fim da carreira se deu concomitante a limpeza programada no equipamento, ou ao momento em que o equipamento registrou seu limite de perda de carga igual a 10 m.c.a.

Foram coletadas amostras de água filtrada em intervalos de 10 minutos, e de água bruta em intervalos de 30 minutos, para aferição dos parâmetros de cor verdadeira (Colorímetro Hach ®), cor aparente (Colorímetro Hach ®), (Turbidímetro Hach ®), pH (Sonda Multiparâmetros Hach ®), temperatura (Sonda Multiparâmetros Hach ®), Condutividade Elétrica (Sonda Multiparâmetros Hach ®), Oxigênio dissolvido (Sonda Multiparâmetros Hach ®), sólidos sedimentáveis por cone de imhoff , além de monitorados os valores de perda de carga internos do sistema através de pressostatos acoplados ao mesmo.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Qualidade da água

Os resultados de qualidade da água provenientes da filtração em disco aplicada como pré-tratamento para abastecimento são analisados atendo-se principalmente a eficiência de remoção dos parâmetros físicos da água bruta, levando em consideração que quanto melhores os resultados, menores são as dificuldades de tratamento nas etapas seguintes.

Após a realização das carreiras de filtração, os dados resultantes foram dispostos graficamente através das Figuras 5, 6 e 7 demonstrando o comportamento dos parâmetros físicos analisados antes e depois da passagem pelo sistema de filtração ao longo das carreiras de filtração, assim como o comportamento hidráulico do sistema (Figura 8). As colunas de filtros à esquerda referem-se à carreira nº1 e à direita a carreira nº2.

Os parâmetros de pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica não apresentaram variações consideráveis em ambas as carreiras, fato este já esperado levando em consideração que o equipamento promove essencialmente a remoção de parâmetros físicos, sendo que também não houveram resultados consideráveis para sólidos sedimentáveis. É possível



observar em alguns pontos onde os valores para os parâmetros de água filtrada foram maiores do que os de água bruta, na ocorrência desses casos a remoção foi considerada 0%.

A Figura 5 demonstra a sequência de gráficos respectivos a cada conjunto de discos condizentes a remoção do parâmetro de turbidez no decorrer dos 120 minutos das carreiras nº1 e nº2, sendo possível observar em ambas, inconstância das linhas de remoção percentual de turbidez que variam de 0 a 30%, assim como a baixa diferenciação entre as colunas de água bruta e água filtrada. Obteve-se como maior resultado médio de remoção para a carreira nº1, 3,79% para o conjunto de discos 50 – 5 µm (Gráfico E), considerando 15,48 NTU como turbidez média de água bruta.

Para a carreira nº2, fora obtido como maior valor de remoção médio 13,57 %, para o conjunto de discos 100 – 20 µm (Gráfico A), tendo 7,4 NTU como turbidez média da água bruta ao longo da carreira.

Os gráficos referentes a eficiência do sistema com relação a remoção do parâmetro cor aparente, foram agrupados e demonstrados na Figura 6, onde são observadas grandes oscilações em picos aleatórios de remoção ao longo de ambas as carreiras, e também certa disparidade entre os valores de água bruta e filtrada, podendo este fato ser associado à remoção de microalgas pelo sistema. Foram obtidos durante a carreira nº1 como maiores resultados médios de remoção para cor aparente de 3,21% com o sistema configurado com o conjunto de 50 – 20 µm (Gráfico A).

Para carreira nº2 obteve-se 8,05% de remoção percentual média do mesmo parâmetro com o sistema também configurado com o conjunto de discos 50 – 20 µm (Gráfico D).

Considerando valores médios de cor aparente de água bruta durante a carreira nº1, 159 uC, e para carreira nº2, 103 uC.

A figura 8 demonstra os gráficos referentes a eficiência do sistema em relação a remoção do parâmetro de cor verdadeira para as carreiras nº 1 e 2, onde a linha de remoção apenas apresentou alguns picos seguidos de remoção nula, e ao observar as diferenças entre água bruta e filtrada, é possível notar pontos onde a água filtrada apresenta maiores valores de cor verdadeira em relação a água bruta, possivelmente ocorrido pela presença de microalgas e de material dissolvido proveniente do fundo do lago que transpassaram a estrutura porosa do filtro.

Os maiores valores de remoção média para a carreira nº1 se deram em 6,45%, condizentes ao conjunto de discos 100 – 20 µm (Gráfico D), onde o valor médio para cor verdadeira da água bruta foi de 41 uC.

Para a carreira nº2 os maiores valores de remoção média forem de 12,98% para o conjunto 50 – 20 µm em uma média do parâmetro para água bruta de 43,4 uC.

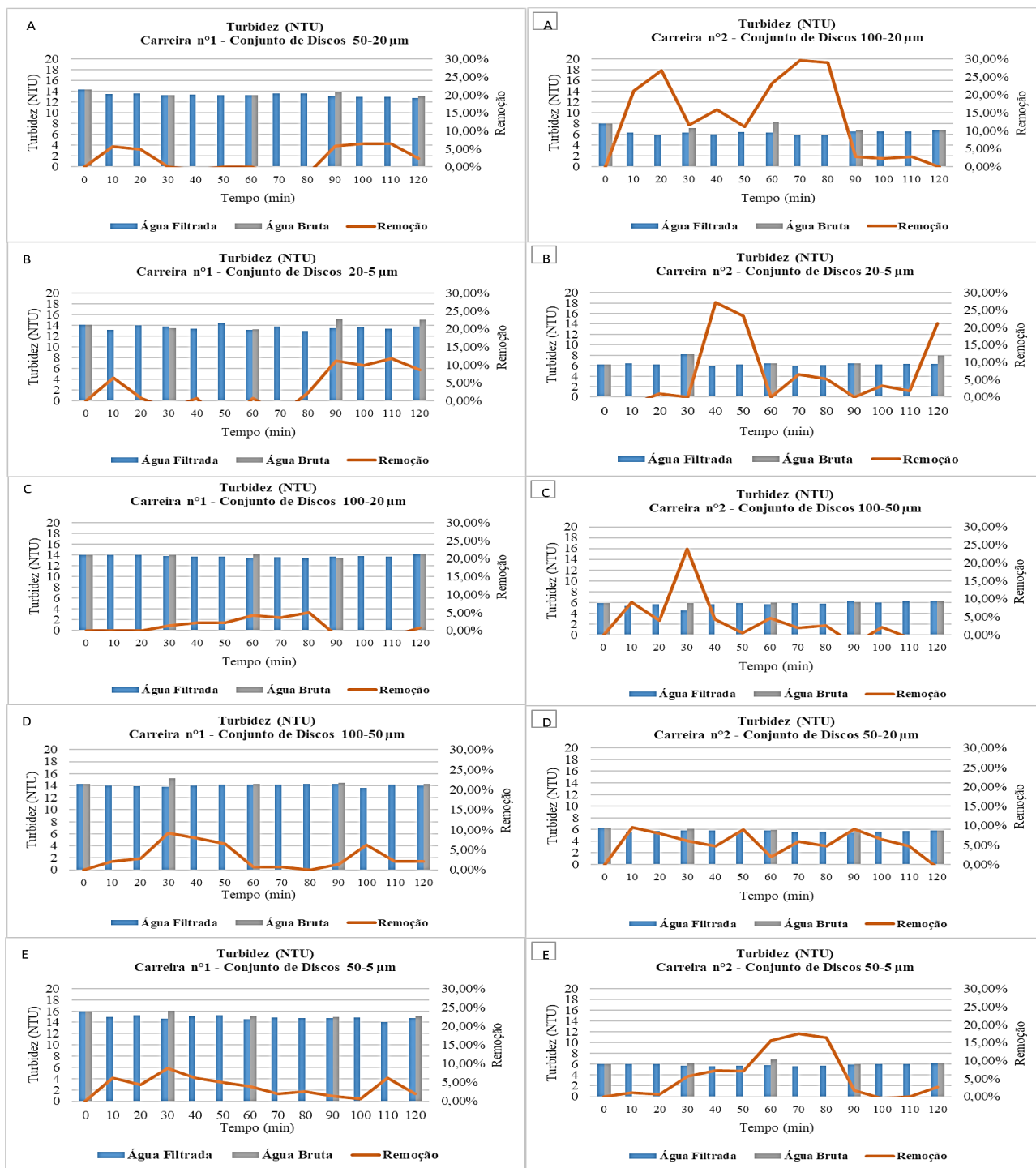


Figura 5: Gráficos de eficiência de remoção de turbidez para as carreira nº1 e nº2

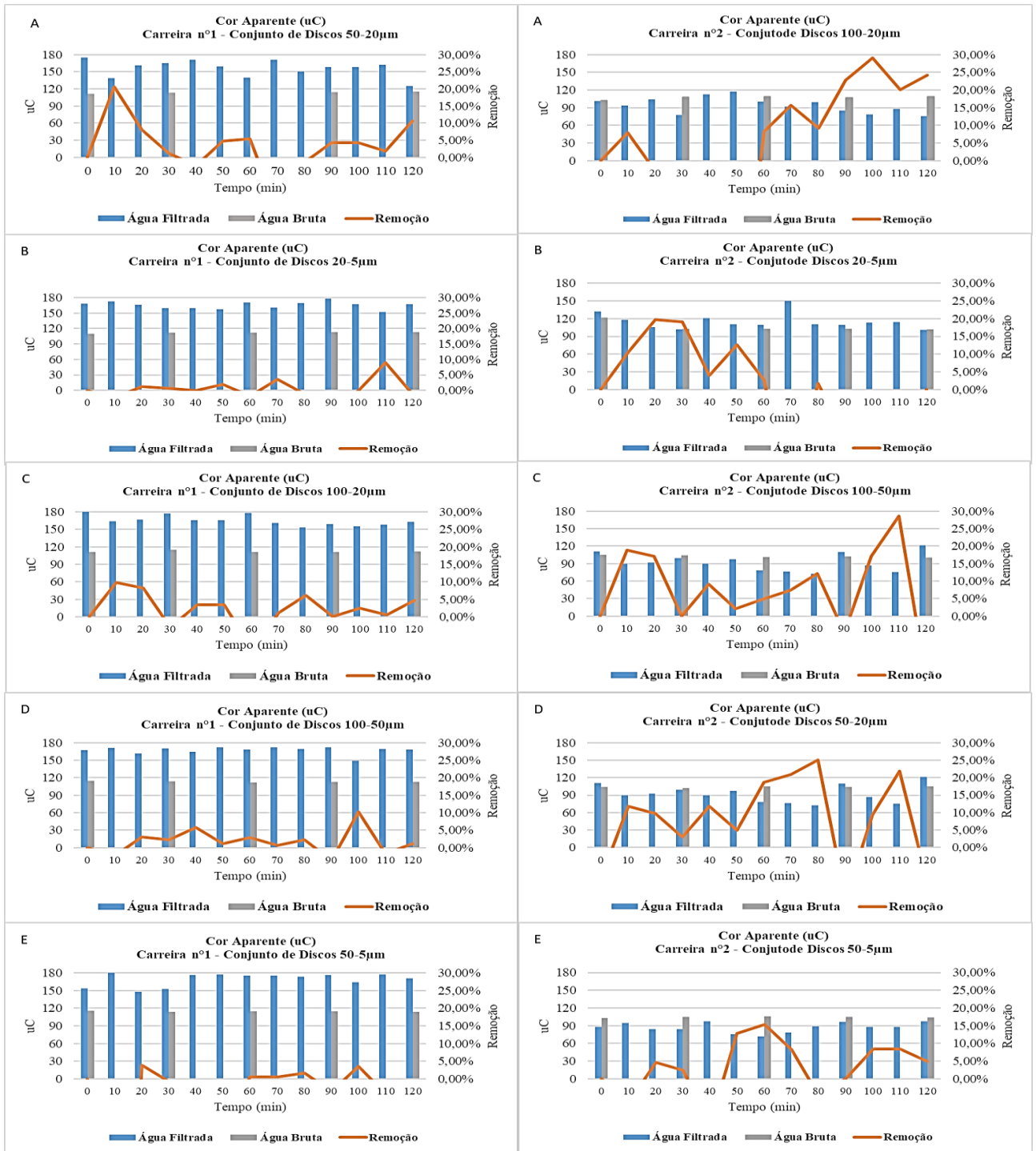
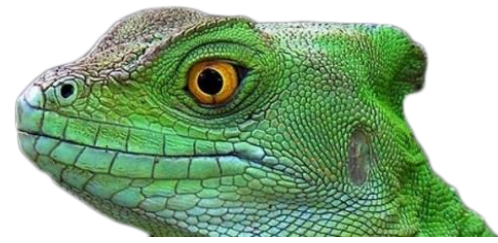


Figura 6: Gráficos de eficiência de remoção de Cor Verdadeira para as carreiras nº1 e nº2

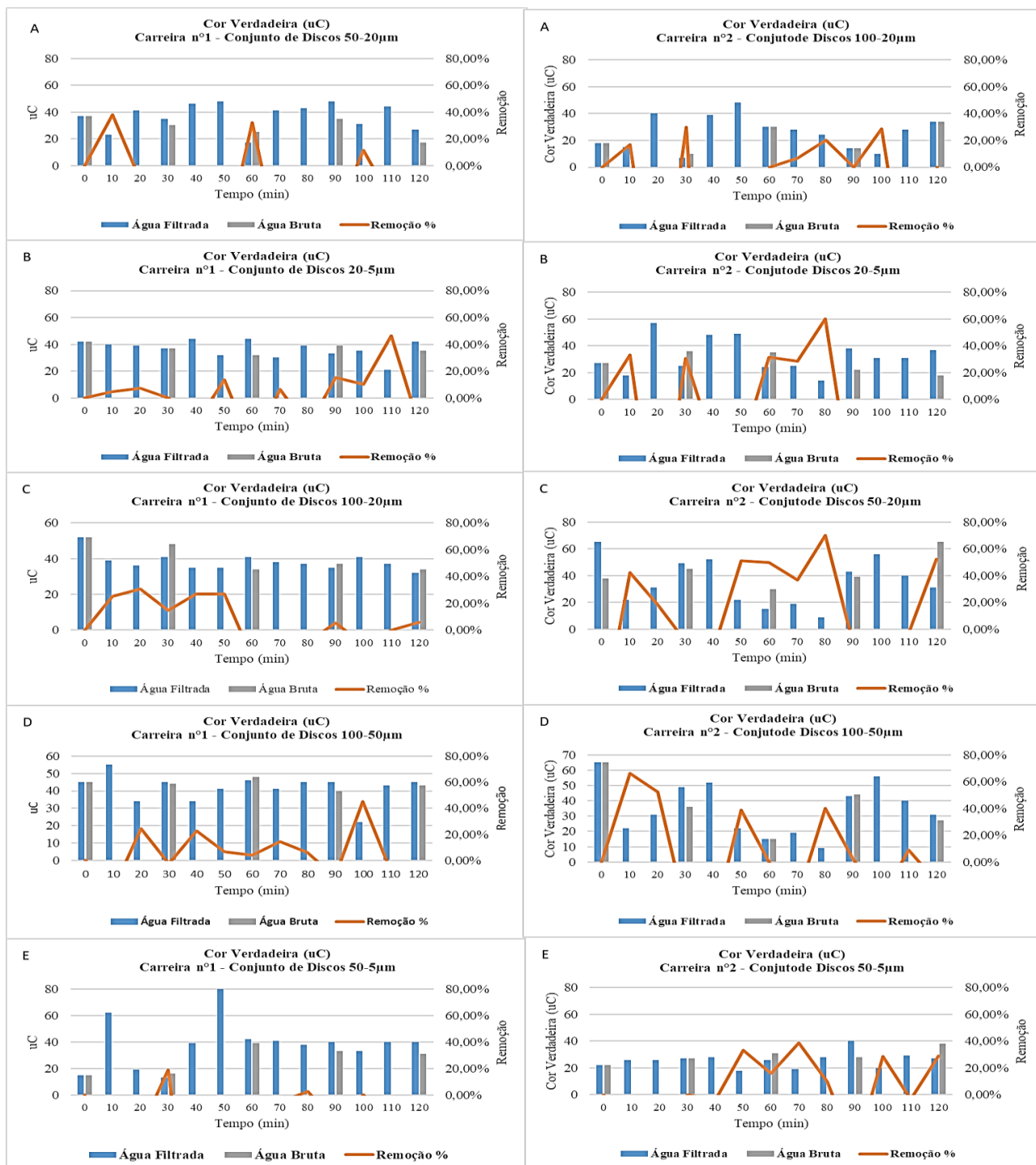


Figura 7: Gráficos de eficiência de remoção de Cor Verdadeira para as carreiras n°1 e n°2

Tais resultados quando comparados a sistemas usuais de pré-filtração por pedregulho tornam-se inexpressíveis, uma vez que sistemas com a taxa de filtração e porosidade semelhante chegam a remover em até 60% os parâmetros de turbidez e cor aparente, como é o caso do estudo realizado por Duarte et al. (2019).



Parâmetros Hidráulicos

A Figura 8 demonstra o comportamento referente a perda de carga interna do sistema, aferido junto ao pressostato acoplado ao monitor do mesmo, onde é possível observar uma tendência à aceleração da perda de carga concomitante ao uso de combinações de discos com ranhuras de diâmetro menor. Este fenômeno é explicado na teoria da filtração, a qual considera o tipo de meio filtrante utilizado e parâmetros como tortuosidade e, principalmente, porosidade. Meios filtrantes que possuem porosidade menor apresentam retenção de material em suspensão mais efetivo, podendo os mesmos serem mais eficientes no melhoramento de parâmetros de qualidade da água. Materiais menos porosos podem ser associados a uma maior remoção de partículas, no entanto quanto maior a quantidade de material retido maior será a colmatação e mais curto será o tempo de carreira.

No presente estudo, embora os valores de perda de carga tenham atingido seu nível máximo em algumas carreiras com conjuntos de discos menores, o sistema não executou a retrolavagem automática, apresentando constância na colmatação dos poros do sistema, fato evidenciado pelo comportamento hidráulico na utilização de conjuntos de discos maiores onde em sua maioria a perda de carga permaneceu estável.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Defronte às análises dos parâmetros de turbidez, cor aparente, e cor verdadeira para os diferentes conjuntos de ranhuras, nota-se que o equipamento de FD, de modo geral, não apresentou remoção significativa de nenhum deles, e até mesmo apresentou piora dos resultados em alguns casos. Assim é possível concluir que quando utilizadas essas configurações do sistema para uma água bruta com baixos valores de turbidez e cor, ocorre a dificuldade de destacar a eficiência a respeito do melhor conjunto de discos, uma vez que os melhores resultados não seguiram um padrão condizente à formatação de discos utilizadas. Aconselha-se submeter o equipamento a um maior número de repetições experimentais, assim como a utilização de água bruta com maiores valores de turbidez e cor, preferencialmente provindas de córregos e rios.



Figura 8: Gráficos de variação da perda de carga para as carreiras n°1 e n°2



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Azud. 2019. Manual do Usuário-Helix automatic pilot test. Múrcia, Espanha, 30p.
- Duarte, G. et al. 2019. Análise da influência da taxa de filtração no desempenho de pré-filtros de pedregulho no tratamento de água para consumo humano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais da ABES. Natal-RN: Abes, 2019. p. 1-7.
- Di Bernardo, L.; Dantas, A. D. 2005. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2. Ed. São Carlos: Rima, 1656 p.
- Galvis, G. et al. 1998. Filtração em Múltiplas Etapas para Tratamento de Água de Abastecimento. In: VIII SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, João Pessoa – Paraíba, p. 11-27.
- Leme, F. P. 1991. Teoria e técnicas de tratamento de água. 2. Ed. Rio de Janeiro: ABES, 1990.
- PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Tratamento de Águas de Abastecimento Por Filtração Em Múltiplas Etapas. ABES. Rio de Janeiro, 1999.
- Richter, C. A.; Azevedo Netto, J. M. Tratamento de água: tecnologia atualizada. São Paulo: E. Blücher.
- Veras, L.R.V; Di Bernardo, L. 2008. Water treatment by multistage filtration systems –MSF, Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 109-116. -Nº 1 -jan/mar.



ESTUDO SOBRE A OCORRÊNCIA E POTENCIAIS IMPACTOS DE FÁRMACOS NO MEIO AMBIENTE

| ID 15716 |

¹Jéssica Torres dos Santos, ²Vitória Sousa Ferreira, ³Louise Hoss, ⁴Guilherme Pereira Schoeler, ⁵Jéssica da Rocha Alencar Bezerra de Holanda ⁶Maurício Silveira Quadro, ⁷Robson Andreazza

1Universidade Federal de Pelotas, e-mail: jessica_jesantos@hotmail.com; 2Universidade Federal de Pelotas, e-mail: vitória.sousa42@gmail.com; 3Universidade Federal de Pelotas, e-mail: hosslouise@gmail.com; 4Universidade Federal de Pelotas, e-mail: guilherme.schoeler@gmail.com ; 5Universidade Federal de Pelotas, e-mail: jessica.rocha@ifpi.edu.br; 6Universidade Federal de Pelotas, e-mail: mausq@hotmail.com; 7Universidade Federal de Pelotas, e-mail: robsonandreazza@yahoo.com;

| RESUMO |

Atividades humanas e industriais são as principais responsáveis pela contaminação dos recursos hídricos, uma vez que grande parte do que é consumido tem como destino final os corpos d'água, superficiais ou subterrâneos. Nesse contexto, uma das preocupações emergentes tem sido a contaminação de mananciais por resíduos de medicamentos, uma vez que essas substâncias possuem um papel de relevância na nossa sociedade, que se estende desde o combate às enfermidades até funções mais recentes, como o de proporcionar cada vez mais o prolongamento da longevidade humana. A diversidade de fármacos existentes implica que esta classe de compostos químicos possui diferentes atividades biológicas, que podem ser mantidas mesmo após metabolização e excreção destes compostos para o meio ambiente. A principal porta de entrada de fármacos no meio aquático é através do efluente oriundo das estações de tratamento de esgotos, uma vez que as tecnologias convencionais de tratamento apresentam limitações na remoção de uma variedade de fármacos. O aumento contínuo da presença de compostos farmacológicos nos mananciais de abastecimento representa uma das problemáticas mundiais do comprometimento da qualidade das águas destinadas para o consumo humano e dos prejuízos inerentes sobre os ambientes aquáticos impactados por estes compostos. Dessa forma, esta revisão de literatura teve como objetivo discutir os conhecimentos sobre a problemática dos fármacos no meio ambiente, através de diferentes trabalhos e estudos de caso que abordam a temática da ocorrência de fármacos no ambiente. A pesquisa caracterizou-se como uma revisão bibliográfica, desenvolvida com base em materiais já elaborados que tem como objetivo explorar um tema com base em referências teóricas publicadas em livros, revistas, periódicos, entre outros. Na busca, foram definidas palavras-chave de modo a facilitar a procura dos artigos, sendo elas: "pharmaceuticals" AND "environmental", e definido o período do ano de publicação para os últimos dez anos (2010-2020). Foram selecionados três artigos para compor a revisão bibliográfica deste trabalho. De forma geral, os três estudos selecionados apontam uma emergente preocupação, com diferentes abordagens, que é a questão da contaminação do ambiente com fármacos. Os dois primeiros investigam a ocorrência de fármacos em lugares pontuais, enquanto o terceiro, baseado em estudos e relatos destas ocorrências, estabelece uma lista prioritária visando o monitoramento e tratamento destes fármacos encontrados. A partir dos estudos apresentados pode-se perceber que, apesar dos medicamentos possuírem uma função vital e serem imprescindíveis para o tratamento de determinadas enfermidades, a sua ocorrência em esgotos sanitários e águas naturais é um importante tópico internacional. Pode-se concluir que é possível discutir as causas e formas de identificação de medicamentos no ambiente, porém, os efeitos para os organismos ainda são desconhecidos, principalmente quando são tratados ao longo de cadeias tróficas. Portanto, fica evidente a necessidade de mais estudos a fim de diagnosticar a situação dos corpos hídricos ao redor do mundo,



bem como seus efeitos nocivos devem ser investigados e os sistemas de tratamento pesquisados, de forma a buscar um gerenciamento mais eficaz dos resíduos de fármacos.

Palavras-chave: Fármacos; Meio ambiente; Contaminação;

| INTRODUÇÃO |

O modelo de desenvolvimento da sociedade ao longo dos anos, especialmente a partir da revolução industrial, tem gerado inúmeros impactos negativos ao meio ambiente, provocando uma série de danos, dentre eles, a poluição atmosférica, do solo e dos recursos hídricos. As atividades humanas e industriais são as principais responsáveis pela contaminação dos recursos hídricos, uma vez que grande parte do que é consumido tem como destino final os corpos d'água, superficiais ou subterrâneos (FILHO *et al.*, 2018).

Atualmente, uma das preocupações emergentes, que tem despertado o interesse da comunidade científica e da sociedade como um todo, tem sido a contaminação de mananciais por resíduos de medicamentos. De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), a definição de medicamentos é: "produto farmacêutico, tecnicamente obtido ou elaborado, com finalidade profilática, curativa, paliativa ou para fins de diagnóstico". Para Balbino & Balbino (2017), os medicamentos se tratam de produtos sólidos ou líquidos compostos por princípios ativos, passível de descarte, tornando-se, assim, um resíduo.

De acordo com Filho *et al.* (2018), a indústria farmacêutica foi uma das que mais cresceu com a evolução dos processos industriais, fazendo com que os seus produtos se tornassem gêneros de extrema necessidade à população. Também Ueda *et al.* (2009) afirmam que o papel de relevância que os fármacos possuem na nossa sociedade é inquestionável, e se estende desde o combate às enfermidades até funções mais recentes, como o de proporcionar cada vez mais o prolongamento da longevidade humana.

Para Pereira (2007) a ação dos fármacos administrados aos seres vivos ocorre em três fases, sendo elas: a fase farmacêutica, na qual ocorre a desintegração da forma de dosagem, seguida da dissolução da substância ativa; a segunda fase também é conhecida como farmacocinética, na qual abrange os processos de absorção, distribuição, metabolismo e excreção, ou seja, é a fase de assimilação e está relacionada ao tempo em que as moléculas do medicamento permanecem no seu local de atuação; por fim, tem-se a fase farmacodinâmica, na qual ocorre a interação do fármaco com o seu receptor e, seu consequente efeito terapêutico.



A diversidade de fármacos existente implica que esta classe de compostos químicos possui diferentes atividades biológicas, que podem ser mantidas mesmo após metabolização e excreção destes compostos para o meio ambiente (LAGES, 2011). Conforme Ueda *et al.* (2009) as características químicas dos fármacos podem apresentar risco à saúde pública e ao meio ambiente, uma vez que seus resíduos possuem alguns componentes resistentes, de difícil decomposição, que podem vir a contaminar o solo e a água.

De acordo com Lages (2011), ainda que uma gama de princípios ativos possua características de estabilidade e resistência a vários fatores externos como pH, temperatura e umidade, e são essências para que os medicamentos possam exercer suas funções no organismo, essas características fazem com que os fármacos se mantenham no meio ambiente como compostos biologicamente ativos. Além disso, a grande maioria dos fármacos possui características lipofílicas e frequentemente apresentam baixa biodegradabilidade, onde estas propriedades intrínsecas apresentam um grande potencial para bioacumulação e persistência no ambiente (CHRISTENSEN, 1998).

Considerando o importante papel que os fármacos possuem na prevenção e tratamento da espécie humana, e também de outros animais, é importante ressaltar a segurança na produção destas substâncias para os consumidores que encontram-se protegida por legislação que obriga a indústria farmacêutica a prolongados e diferentes estudos a fim de avaliar as possíveis reações adversas dessas substâncias nos seus utilizadores, entretanto, pouco se sabe sobre os possíveis efeitos destes compostos nos organismos aquáticos ou terrestres, que possam acidentalmente, de forma direta ou indireta, entrar em contato com os mesmos (ZAPPAROLI *et al.*, 2011).

A principal porta de entrada de fármacos no meio aquático é através do efluente oriundo das estações de tratamento de esgotos, uma vez que as tecnologias convencionais de tratamento apresentam limitações na remoção de uma variedade de fármacos (CARVALO *et al.*, 2009). Como também afirma Zapparoli *et al.* (2011), os efluentes de Estações de Tratamento de Água Residuária (ETARs) são as mais importantes vias de entrada dos fármacos de consumo humano nos meios receptores hídricos, pois além dos efluentes, as lamas produzidas nestas ETARs são também passíveis de ter elevados níveis destes poluentes que, ao serem aplicados nos solos, podem por sua vez contaminar aquíferos. A natureza química de um poluente determina sua taxa de degradação na ETARs e também a porcentagem que se vai encontrar dissolvida na água ou retida nas lamas. Além desta, podem existir outras rotas possíveis que um fármaco segue no meio ambiente depois da sua produção e consumo pelos seres vivos, como mostrado na Figura 1.

Conforme Cartagena (2011), os medicamentos não eram considerados poluentes ambientais, uma vez que o seu acúmulo ou de seus produtos de transformação em solos, águas, ar, tecidos vegetais e tecidos animais eram desconhecidos, portanto, a concentração destes nas matrizes



ambientais é indeterminada, e somente a partir dos anos 90 iniciou-se a quantificação nas águas, concentrações em partes por bilhão (ppb) e partes por trilhão (ppt).

Estudos realizados mundialmente permitem concluir que o problema de contaminação é generalizado, aparecendo nas amostras de água múltiplos fármacos em concentração individual que normalmente não ultrapassam os $\mu\text{g/l}$ de água. Porém, os baixos teores detectados podem ser enganadores, uma vez que embora nestes níveis não produzem efeitos negativos ao homem, são recentes os estudos que mostram o quão problemático podem ser seus efeitos no ambiente (ZAPPAROLI et al., 2011).

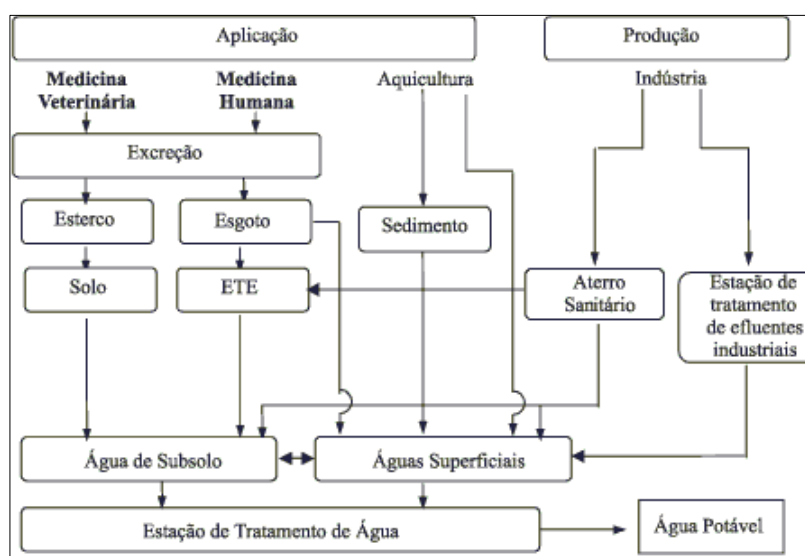


Figura 1: Possíveis rotas de dispersão de fármacos no meio ambiente (Adaptado de Bila et al., 2003)

O aumento contínuo da presença de compostos farmacológicos nos mananciais de abastecimento representa uma das problemáticas mundiais do comprometimento da qualidade das águas destinadas para o consumo humano e dos prejuízos inerentes sobre os ambientes aquáticos impactados por estes compostos (AMÉRICO *et al.*, 2012). Existe uma crescente preocupação com os possíveis efeitos destes compostos em organismos aquáticos expostos, bem como com os diversos elos da cadeia trófica que possam alimentar-se destes organismos contaminados (TORRES *et al.*, 2012). De acordo com Bila e Dezotti (2003), um ponto crítico neste momento é o conhecimento da existência de um nível elevado dessas substâncias no ambiente, para que sejam suficientes para exercer efeitos adversos em seres vivos.

A contaminação dos mananciais por fármacos tem ocorrido em muitos mananciais em diversos lugares e, conseqüentemente, vem se tornando um grande desafio para os sistemas produtores e distribuidores de água, assim como para a saúde pública, uma vez que a grande preocupação em



relação a sua presença na água são os potenciais efeitos adversos para a saúde humana, animal e organismos aquáticos (FILHO, 2017). Dessa forma, esta revisão de literatura teve como objetivo discutir os conhecimentos sobre a problemática dos fármacos no meio ambiente, através de diferentes trabalhos e estudos de caso que abordam a temática da ocorrência de fármacos no ambiente.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A pesquisa caracterizou-se como uma revisão bibliográfica, desenvolvida com base em materiais já elaborados que tem como objetivo explorar um tema com base em referências teóricas publicadas em livros, revistas, periódicos, entre outros. Além disso, uma revisão busca também conhecer e analisar conteúdos científicos sobre determinado assunto (MARTINS; PINTO, 2001). De acordo com Gil (2002), a principal vantagem da pesquisa bibliográfica é permitir ao investigador a cobertura de uma gama de fenômenos muito mais ampla do que aquela que poderia pesquisado diretamente.

Para realizar a busca dos artigos internacionais foi utilizado o portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Na busca, foram definidas palavras-chave de modo a facilitar a procura dos artigos, sendo elas: "pharmaceuticals" AND "environmental", utilizando o recurso de aspas duplas (") no início e no final de cada termo e o operador booleano AND entre as palavras. Além da busca por termos específicos, também foi utilizado o filtro temporal, de acordo com a data da publicação dos artigos, limitando a pesquisa para os últimos dez anos, ou seja, do ano de 2010 até o ano de 2020, conforme mostra a figura 2. Essa forma de busca foi baseada na metodologia descrita no site dos periódicos da CAPES (<http://www.periodicos.capes.gov.br/metalibplus/help/>).

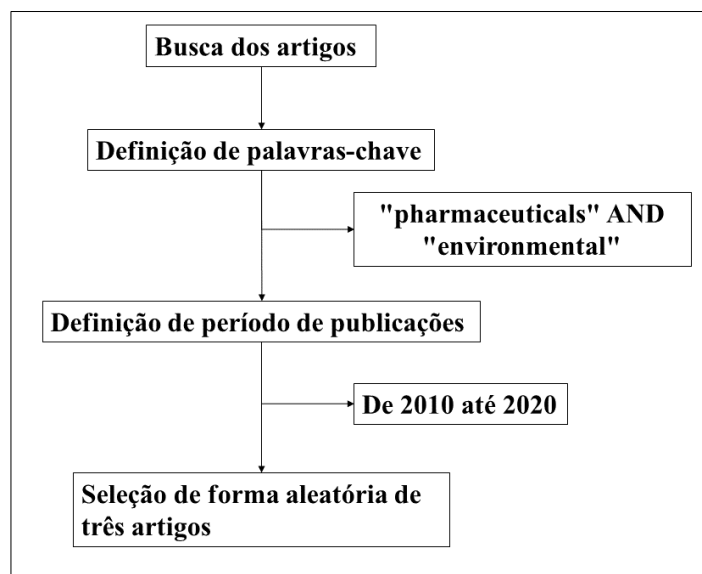


Figura 2: Fluxograma da metodologia

Ao realizar a busca pelos artigos no portal periódicos da CAPES foram encontrados 309 artigos internacionais publicados, abordando a temática de ocorrência de fármacos e seus potenciais impactos no meio ambiente, dentro do período de publicações estipulado anteriormente. Dentre esses artigos, foram selecionados aleatoriamente três artigos, escolhendo como critério metodologias contendo amostragem para a ocorrência de fármacos no ambiente em áreas de estudo diferentes.

A pesquisa de Aukidy *et al.* (2012) se trata de uma investigação da ocorrência de 27 compostos farmacêuticos, pertencentes à nove diferentes classes (seis analgésicos/anti-inflamatórios, sete antibióticos, três reguladores lipídicos, quatro betabloqueadores, três medicamentos psiquiátricos, um antidiabético, um anti-hipertensivo, um diurético e um beta-agonista), no efluente de duas estações de tratamentos de águas residuais (ETARs) e ainda, a avaliação do seu impacto (em termos de concentrações de compostos únicos e cargas de massa da classe terapêutica) em seus respectivos corpos d'água receptores na área sensível do Vale do Pó (norte da Itália).

Os compostos selecionados para o estudo de AUKIDY *et al.* (2012), tiveram, entre outros critérios, o alto consumo pela população. Quanto aos locais de estudo, as duas ETARs foram escolhidas por pertencerem a uma área declarada como em "risco de crises ambientais", por apresentarem períodos de seca prolongados recorrentes que, por consequência, podem reduzir a disponibilidade de água doce para as diferentes necessidades, e em seguida, declarados como uma área sensível devido ao fenômeno de eutrofização. Além disso, foi considerado a representatividade destes dois locais de estudo, pois as duas ETAR, chamadas de "A" e "B", encontram-se nas seguintes situações, respectivamente: uma grande ETAR recebendo as águas residuais de uma área de captação



urbana e industrial e descarregando seu efluente final em um canal de tamanho médio usado principalmente para fins agrícolas, e a presença de uma pequena ETAR tratando as águas residuais de uma bacia hidrográfica urbana.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Foram selecionados três artigos para realizar a revisão bibliográfica deste trabalho, os quais podem ser observados na listagem abaixo com título, autores, periódico e ano de publicação, conforme apresentado na Tabela 1.

De forma geral, os resultados encontrados neste primeiro estudo relatam que, 24 dos 27 produtos farmacêuticos selecionados foram detectados pelo menos uma vez em cada amostra dos efluentes monitorados da ETAR, sendo que 10 compostos sempre foram detectados. Além disso, dos 27 compostos investigados, 16 foram encontrados nos dois efluentes. Uma análise de dados mostrou que, para 13 dos 16 medicamentos comuns detectados, as concentrações médias foram mais altas para o efluente da ETAR B do que o efluente da ETAR A. As hipóteses levantadas para explicar este fato levam em conta possíveis padrões de consumo farmacêutico diferente entre as duas áreas investigadas, resultando em diferentes concentrações de entrada, bem como possíveis eficiências de remoção diferentes alcançadas nos dois sistemas de lodo ativado cujos valores dependem de muitos fatores de projeto e operacionais.

As conclusões obtidas pelos autores neste estudo confirmam que nas áreas de investigação, os compostos mais críticos são os antibióticos sufametoxazol, claritromicina e azitromicina. Além disso, outras substâncias, incluindo alguns analgésicos / anti-inflamatórios, outros antibióticos e a carbamazepina antiepiléptica, também podem ser consideradas para adicionar à lista de potenciais compostos críticos do ponto de vista do risco ambiental. Outro importante ponto ressaltado são as características da massa de água receptora, principalmente a sua vazão média, que podem contribuir para mitigar os riscos ao meio ambiente associado à presença de substâncias tóxicas.

Já no estudo de Andreu *et al.* (2016) foi realizado um monitoramento da ocorrência de 17 produtos farmacêuticos relevantes e 7 metais pesados nas águas do Parque Natural Pego-Oliva Marsh (Comunidade de Valência, Espanha). Para fins deste trabalho de revisão, somente serão considerados os dados referentes a ocorrência de medicamentos, não sendo abordados aqui os dados relativos aos metais pesados.



Tabela 1: Artigos selecionados para a Revisão Bibliográfica

Título	Autores	Periódico	Ano
Monitoring release of pharmaceutical compounds: Occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy.	M. Al Aukidy; P. Verlicchi; A. Jelic; M. Petrovic; D. Barcelo;	Science of The Total Environment	2012
Presence of pharmaceuticals and heavy metals in the waters of a Mediterranean coastal wetland: Potential interactions and the influence of the environment.	V. Andreu; E. Gimeno-García; J.A. Pascual; P. Vazquez-Roig; Y. Picó;	Science of The Total Environment	2016
Identification of priority pharmaceuticals in the water environment of China.	Qian Sui; Bin Wang; Wentao Zhao; Jun Huang; Gang Yu; Shubo Deng; Zhaofu Qiu; Shuguang Lu.	Chemosphere	2012

Para a amostragem deste estudo as alíquotas de água foram coletadas em 34 pontos da área do Parque Natural, sendo estes pontos canais da água e rios mais importantes que cobriam a zona de estudo, bem como de fontes/poços para também ter uma ideia da qualidade das águas subterrâneas da área em relação aos compostos analisados.

Os resultados deste estudo mostraram que 33 das 34 amostras analisadas mostraram a presença de, pelo menos, um produto farmacêutico, sendo apenas a amostra de um poço apresentando um resultado negativo para a presença destas substâncias. As substâncias mais frequentemente observadas neste estudo foram: codeína, ibuprofeno e acetaminofeno, sendo o primeiro aparecendo em mais de 53% das águas analisadas. Além disso, as águas dos rios e canais de irrigação concentraram os maiores valores da maioria dos produtos farmacêuticos. Uma das hipóteses levantadas pelo estudo para a presença destes produtos nos níveis detectados pode ser o funcionamento eficiente das estações de tratamento de águas residuais para a sua remoção.

O estudo conclui, que a maioria dos produtos farmacêuticos apresentaram seus maiores níveis, principalmente na área sudeste do estudo, zona na qual cobre uma parte da faixa costeira e o pé da cordilheira sul, altamente urbanizada e com uma população considerável. Além disso, o estudo ressalta que o desenvolvimento humano em ecossistemas particularmente frágeis, como pântanos



costeiros, pode ser observado no Pego – Oliva Marsh, onde atualmente a importância desses impactos pode ser latente, porém pode emergir causando danos irreversíveis em todos os níveis dos ecossistemas incluindo a saúde humana.

Por fim, no terceiro estudo utilizado nesta revisão, de Sui *et al.* (2012), foi abordado o desenvolvimento um sistema de classificação para identificar os produtos farmacêuticos prioritários no ambiente aquático chinês, uma vez que os autores consideram crucial estabelecer uma lista prioritária destes produtos a fim de identificar quais devem ser monitorados e/ou tratados primeiro. Essa classificação foi baseada em pontuações gerais de três critérios: consumo de produtos farmacêuticos, desempenho de remoção nas ETARs e potenciais efeitos ecológico, todos aplicada à situação da China.

Durante este estudo foram considerados 39 produtos farmacêuticos. Esta escolha foi baseada em dados de consumo disponíveis e relatados nas literaturas anteriores sobre a sua remoção nas ETARs da China. Um sistema de pontuações foi adotado como metodologia para estudo, no qual os produtos farmacêuticos foram divididos com base nas pontuações atingidas por cada um, onde aqueles com pontuação geral mais alta foram considerados mais preocupantes em comparação com aqueles que obtiveram pontuações relativamente baixa.

Analisando os resultados obtidos pode-se perceber que, de forma geral, os antibióticos tem recebido maiores preocupações e tem sido os mais relatados nas ETARs chinesas do que medicamentos de outras classes, conseqüentemente, dentre os 39 compostos selecionados, 28 eram antibióticos. Um dos motivos apontados para este cenário seria a compra destes produtos no território chinês ser liberada sem receita médica, o que ocasiona altas taxas de consumo. Porém, os resultados demonstraram que para alguns antibióticos frequentemente relatados, apesar do grande consumo, o bom desempenho de remoção nas ETARs chinesas e sua hidrofiliçidade levaram a pontuações relativamente baixas no sistema de classificação.

Ao final do estudo conclui-se que, com base nos três critérios estabelecidos, foi possível estabelecer um sistema de classificação para identificar os produtos farmacêuticos prioritários no ambiente aquático na China, no qual 17 produtos farmacêuticos foram considerados prioritários, dentre os quais a eritromicina, ácido diclofenaco e ibuprofeno foram considerados de alta prioridade e outros catorze como moderada prioridade.

De forma geral, os três estudos acima apontam uma emergente preocupação, com diferentes abordagens, que é a questão da contaminação do ambiente com fármacos. Os dois primeiros investigam a ocorrência de fármacos em lugares pontuais, enquanto o terceiro, baseado em estudos e relatos destas ocorrências, estabelece uma lista prioritária visando o monitoramento e tratamento destes fármacos encontrados.



A partir dos estudos apresentados pode-se perceber que, apesar dos medicamentos possuírem uma função vital e serem imprescindíveis para o tratamento de determinadas enfermidades, a sua ocorrência em esgotos sanitários e águas naturais é um importante tópico internacional. Além destes, inúmeros outros estudos apontam a presença de concentrações de diferentes fármacos, em diferentes países, em águas residuárias, rios, córregos, oceanos, águas subterrâneas e até mesmo em água de consumo humano (FENT *et al.*, 2006).

Em estudo realizado por Lindim *et al.* (2019) na Suécia, é sugerido um reforço no monitoramento de controle de diversas substâncias, algumas das quais encontradas também nos estudos apresentados nesta revisão, como: tramadol, ibuprofeno, furosemida, paracetamol, diclofenaco, etinilestradiol, eritromicina e ciprofloxacina. Neste estudo os autores ainda afirmam que mais esforços de monitoramento são desejáveis para diagnosticar a situação atual nas bacias hidrográficas e validar previsões de impacto modeladas.

A Organização Mundial de Saúde - OMS (2011), afirma que, devido ao fato de a concentração dos fármacos em água serem geralmente menores do que em doses terapêuticas, provavelmente indivíduos exposto não sofram de efeitos adversos e assim, não trazem referências de valores formais para qualidade da água em relação a esses contaminantes. Além disso, os custos elevados e uma disponibilidade limitada de tecnologia para a detecção da grande variedade de fármacos são umas das principais dificuldades na implantação de programas de monitoramento. Além do mais, a OMS também cita que tanto o monitoramento quanto um tratamento específico em águas contaminadas para os fármacos só devem ser realizados em áreas que ocorra uma contaminação potencial no local.

O interesse crescente na determinação desses contaminante, como nos estudos de caso apresentados, ocorrem pelo fato de que os fármacos não estão inseridos em normas que regulamentam a qualidade da água e, portanto, podem ser candidatos à futuras legislações, dependendo de pesquisas sobre a sua toxicidade e efeitos potenciais ao meio ambiente e à saúde humana (HERNANDEZ *et al.*, 2007)

Há estudos que buscam apontar os motivos que levaram à esse quadro de ocorrências de fármacos em corpos hídricos, um deles afirma que a sociedade atualmente vem se destacando pelo grande consumo de medicamentos, onde esse consumo elevado reflete na ascensão do consequente desperdício, uma vez que esse desperdício pode ser causado por: prescrição de medicamentos além da dose exata para o tratamento do paciente, interrupção ou mudança de tratamento, distribuição aleatória de amostras grátis e o gerenciamento inadequado de estoques de medicamentos por parte das empresas e dos estabelecimentos de saúde (ANVISA, 2012).



De acordo com Américo *et al.* (2013), ainda existem poucas informações no Brasil sobre a ocorrência de compostos farmacológicos no meio ambiente e nas estações de tratamento de águas e esgoto. Porém, um estudo realizado por Machado *et al.* (2016), no qual foi avaliado a presença de diferentes classes de poluentes emergentes em 100 amostras de água potável coletadas diretamente da torneira, e de sete amostras de água superficial de 22 capitais brasileiras nos meses de junho a setembro de 2011, e no mesmo período de 2012, foram encontrados caféina, triclosan, atrazina, fenolftaleína e bisfenol A, em pelo menos uma das amostras coletadas nas duas campanhas de amostragem.

A presença deste tipo de compostos no ambiente pode interferir na fisiologia, no metabolismo e no comportamento das espécies, bem como causar efeitos secundários que podem alterar a defesa imunológica de organismos tornando-os mais susceptíveis à parasitas e algumas doenças (PETROVIC *et al.*, 2005).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Pode-se concluir que os medicamentos, uma vez utilizados pelos seres vivos, podem vir a serem eliminados no meio ambiente após a sua excreção (pela urina ou pelas fezes), podendo originar compostos sob a forma inalterada. Vários destes compostos, além de serem persistentes no meio ambiente, não são completamente removidos nas estações de tratamento de águas residuais apresentando certa resistência na remoção através de tratamentos convencionais, e sua presença na água pode acarretar impactos negativos tanto para a saúde humana quanto para organismos aquáticos.

Infelizmente, os sistemas de tratamento de efluentes ainda não são suficientemente eficazes na remoção destes resíduos farmacêuticos das águas residuais, e portanto, em todo mundo existe a preocupação emergente em volta da possibilidade de efeitos adversos nos organismos aquáticos pela exposição direta e indireta a esses compostos através da água para consumo ou pelo meio onde vivem.

Pelos estudos selecionados para este trabalho, pode-se perceber que é possível discutir as causas e formas de identificação de medicamentos no ambiente, porém, apesar da preocupação com a possibilidade de efeitos da exposição de seres vivos aos fármacos no ambiente, esses efeitos ainda são desconhecidos, principalmente quando são tratados ao longo de cadeias tróficas. Nesse contexto, percebe-se a necessidade de cada vez mais discussões, pesquisas e convenções, a nível nacional e



internacional sobre a presença inadequada de fármacos nas águas, até mesmo de forma a se conhecer os impactos que estas substâncias podem causar aos organismos.

A ocorrência de fármacos no ambiente tem levantado questões e discussões acerca de abastecimento de água, saúde pública e impactos ambientais, tornando-se essencial detectar a presença dessas substâncias nos mananciais, portanto, fica evidente a necessidade de mais estudos a fim de diagnosticar a situação dos corpos hídricos ao redor do mundo, bem como seus efeitos nocivos devem ser investigados e os sistemas de tratamento pesquisados, de forma a buscar um gerenciamento mais eficaz dos resíduos de fármacos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- AL AUKIDY, M.; VERLICCHI, P.; JELIC, A.; PETROVIC, M.; BARCELO, D.; 2012. Monitoring release of pharmaceutical compounds: Occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy. *Science of the total environment*, v. 438, p. 15-25.
- AMÉRICO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; MINILLO, A.; CARVALHO, S. L.; TORRES, N. H. 2012. Fármacos em uma estação de tratamento de esgoto na região Centro-oeste do Brasil e os riscos aos recursos hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.17, p.61-67.
- AMÉRICO, J.H.P.; TORRES, N.H.; AMÉRICO, G.H.P.; CARVALHO, S.L.; 2013. Ocorrência, destino e potenciais impactos dos fármacos no ambiente. *Revista Saúde e Biologia*, v.8, p. 59-72.
- ANDREU, V.; GIMENO-GARCÍA, E.; PASCUAL, J.A.; VAZQUEZ-ROIG, P.; PICO, Y.; 2016. Presence of pharmaceuticals and heavy metals in the Waters of a Mediterranean coastal wetland: Potential interactions and the influence of the environment. *Science of the total environment*, v. 540, p. 278-286.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2012. Descarte de medicamentos: responsabilidade compartilhada. Disponível em: < <http://189.28.128.179:8080/descartemedicamentos/apresentacao-1> > Acesso em: 10 de maio 2020.
- BALBINO¹, M. L. C.; BALBINO, E. C. 2017. O descarte de medicamentos no Brasil: Um olhar socioeconômico e ambiental do lixo farmacêutico. *Revista Brasileira de Estudos Jurídicos – Faculdades Santo Agostinho*, v. 7, n. 1, p. 87-100.
- BILA, D.M.; DEZOTTI, M.; 2003. Fármacos no ambiente. *Química Nova*, v. 26, n. 4, São Paulo.
- CARTAGENA, C.J.; 2011. Contaminantes orgânicos emergentes en el ambiente: productos farmacêuticos. *Revista Lasallista de Investigación*, v.8.



- CARVALHO, E.V.; FERREIRA, E.; MUCINI, L.; SANTOS, C.; 2009. Aspectos legais e toxicológicos do descarte de medicamentos. *Revista brasileira de toxicologia*, v. 22, p. 1-8.
- CHRISTENSEN, F. M.; 1998. Pharmaceuticals in the environment – a human risk? *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, v. 28, n. 3, p. 212-221.
- FENT, K.; WESTON, A. A.; CAMINADA, D.; 2006. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, v. 76, p. 122-159.
- FILHO, J.A.A.C; ALBUQUERQUE, T.B.V.; SILVA, N.B.N.; FREITAS, J.B.A.; PAIVA, A.L.R.; 2018. Gestão de resíduos farmacêuticos, descarte inadequado e suas consequências nas matrizes aquáticas. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.4, p. 228-240.
- GIL, A.C.; 2002. Como elaborar projetos de pesquisa. São Paulo: Atlas.
- LAGES, A.S.; 2011. Presença Ambiental de resíduos de fármacos: fontes, concentrações, efeitos potenciais e formas de tratamento. Universidade Fernando Pessoa: Faculdade de Ciências da Saúde (Monografia).
- HERNANDEZ, F.; SANCHO, J. V.; IBANEZ, M.; GUERRERO, C. 2007. Antibiotic residue determination in environmental waters by LC-MS. *Trends in Analytical Chemistry*, v. 26, n. 6, p. 466-485.
- LINDIM, C.; ZWART, D.; COUSINS, I.T.; KUTSAROVA, S.; KUHNE, R.; SCHUURMANN, G.; 2019. Exposure and ecotoxicological risk assessment of mixtures of top prescribed pharmaceuticals in Swedish freshwaters. *Chemosphere*, v. 220, p. 344-352.
- MACHADO, K. C. et al. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 572, p. 138-146, 2016.
- MARTINS, G.A.; PINTO, R.L.; 2001. Manual para elaboração de trabalhos acadêmicos. São Paulo: Atlas.
- OMS ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Guidelines for Drinking-water Quality. 4 WHO World Health Organization, Geneva, 2011.
- PEREIRA, D. G. 2007. Importância do metabolismo no planejamento de fármacos. *Química Nova*, v. 30, n. 1, p. 171-177.
- PETROVIC, M.; HERNANDO, M. D.; DIAS-CRUZ, M. S.; BARCELO, D. 2005. Liquid chromatography – tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review. *Journal of Chromatography A*, v. 1067, n. 1/2, p. 1-14.
- SUI, Q.; WANG, B.; ZHAO, W.; HUANG, J.; YU, G.; DENG, S.; QIU, Z.; LU, S.; 2012. Identification of priority pharmaceuticals in the water environment of China. *Chemosphere*, v. 89, p. 280-286.
- TORRES, N.H.; AMÉRICO, J.H.P.; FERREIRA, L.F.R.; NAZATO, C.; MARANHO, L.A.; VILCA, F.Z.; TORNISIELO, V.L. 2012. Fármacos no ambiente – revisão. *REA – Revista de estudos ambientais (online)*, v. 14, p. 67-75.
- UEDA, J.; TAVERNARO, R.; MAROSTEGA, V.; PAVAN, W.; 2009. Impacto Ambiental do descarte de fármacos e estudo da conscientização da população a respeito do problema. *Revista Ciências do Ambiente Online*, v. 5, n. 1.
- ZAPPAROLI, I.D.; CAMARA, M.R.; BECK, C.; 2011. Medidas Mitigadoras para a indústria de fármacos comarca de Londrina – PR, Brasil: Impacto Ambiental do Despejo de Resíduos em Corpos Hídricos. 3º International Workshop | Advances in Cleaner Production.



ANÁLISE DE METAIS EM AMOSTRAS DE ÁGUA DO RIO MUMBUCA COM ICP/OES

| ID 15725 |

¹Tatiana Mayumi Tamura, ²Claudionor Ribeiro da Silva

1Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: taxinhamga@hotmail.com; 2Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: crs.educ@gmail.com

| RESUMO |

A água é um bem valioso, especialmente pela disponibilidade reduzida em termos de qualidade destinada para o consumo e lazer humanos. Devido às ações antropogênicas e naturais, as características físicas, químicas e bacteriológicas da água podem ser alteradas. A quantidade de metais pesados na água é um bom indicador da qualidade dessa água, apontando possíveis efeitos nocivos à saúde e ao ambiente. Nesse contexto, esse trabalho tem como objetivo identificar e quantificar os metais presentes nas amostras de águas superficiais coletadas no rio Mumbuca, que é fonte abastecimento da cidade de Monte Carmelo/MG. Para verificar se existe concentração nos traços de metais acima dos valores de referência, foi utilizada a técnica multielementar, com o uso do ICP-OES (espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente). As amostras analisadas apontaram variação entre os elementos Fe, Al, S, Na, K, P, Pb e pH em função das características descritivas do contexto dos pontos. Os resultados indicam, exceto o pH da água, que os traços de metais pesados estão acima dos valores de referência indicados pela resolução CONAMA 357/2005, que são valores máximos recomendáveis ao consumo humano.

Palavras-chave: Metais pesados; saúde coletiva; qualidade da água.

| ABSTRACT |

Water is a valuable asset due to its reduced availability in terms of quality for human consumption and leisure, for example. Due to anthropogenic and natural actions, the physical, chemical and bacteriological characteristics can be changed. This work aims to identify and quantify the metals present in surface water samples collected in the Mumbuca River, located in the city of Monte Carmelo / MG. In particular, the harmful effects on health and the environment, analyzing whether there is a concentration above the reference values due to the presence of metal traces, was verified using the multi-element technique, using ICP-OES (atomic emission spectrometry with inductively coupled plasma). The analyzed samples showed variation between the elements Fe, Al, S, Na, K, P, Pb and pH according to the descriptive characteristics of the context of the points. The results indicate, except for the pH of the water, that the resolution of CONAMA 357/2005 for heavy metals is above the recommended for human exposure.

Keywords: Heavy metals; Collective health; water quality.



| INTRODUÇÃO |

A água é um componente indispensável à vida, e a sobrevivência de todos os seres, e a sua disponibilidade afeta diretamente o ecossistema. Nesta perspectiva, a disponibilidade de água deve ser disponível tanto em qualidade quanto em quantidade satisfatória para atender a necessidades dos seres vivos (FREIRE, 2010).

A qualidade de vida depende muito de como a água é gerida, sendo ela um recurso econômico à produção de alimentos e até mesmo para o consumo humano. A qualidade da água serve como diagnóstico para avaliar o ambiente em vários aspectos e, principalmente, observada as políticas públicas aplicadas na forma de gerir e planejar o município, no manejo dos cultivos agrícolas e na saúde das pessoas (MAGALHÃES JÚNIOR, 2012).

Quando a água apresenta índices de valores fora dos padrões (BRASIL, 1997), pode-se inferir que a água aparentemente esteja imprópria para consumo. Com escoamento superficial, e outras fontes de dejetos (industriais, esgoto doméstico, lixiviação do solo, depósitos de lixo, entre outros), pode contribuir para a contaminação dos rios e se os níveis de exposição e concentração de metais presentes na água forem acima do indicado pela legislação em vigor (LAWS, 1993) poderá interferir na saúde de seus consumidores e cidadãos.

Assim, há características que devem ser analisadas, como o uso do nas áreas de drenagens contribuidoras. A presença de metais pesados na água pode indicar, por exemplo, o uso de inseticidas na agricultura (FERREIRA, 2015). Assim, a caracterização ambiental, por meio do diagnóstico ambiental, é uma ferramenta de estudo e pesquisa atual e de grande importância nesse contexto (BRANDÃO; LIMA, 2002).

A principal contribuição pretendida com este artigo é diagnosticar a qualidade ambiental, por meio da análise da presença de traços de metais pesados, para fins de consumo humano. Assim, a hipótese é que nas áreas urbanizadas a condição da água está abaixo do indicado pelas legislações em vigor, impondo limites de consumo da água do rio Mumbuca, localizado no Município de Monte Carmelo (MG).

| MATERIAL E MÉTODO |

As amostras de águas foram coletadas em quatro locais (Figura 1) no período considerado seco/chuvoso na cidade de Monte Carmelo (MG). Essas amostras ocorreram no efluente da bacia



hidrográfica do Rio Mumbuca, que está situado por completo no município dessa cidade e permeia a sua área urbana. Usou-se um carro particular para o deslocamento entre os pontos de coletas.

Em laboratório, foram analisados os seguintes elementos químicos: Alumínio, Ferro, Potássio, Sódio, Chumbo, Fósforo, Enxofre e Cálcio e, em cada amostra de água coletada, havia outra coleta para contraprova da presença/ausência desses elementos químicos. Para a coleta de amostras foram utilizadas garrafas de polietileno de 300ml providas de tampa; havia 20ml de ácido nítrico para conservação, o material coletado foi etiquetado e devidamente identificado e homogeneizadas com água do local por três vezes. Essas amostras foram armazenadas e transportadas em caixas térmicas, conservadas com gelo e o procedimento de coleta foi baseado nas definições da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Deve-se mencionar que foram duas garrafas para cada ponto de coleta e para análise utilizou-se o equipamento ICP-OES (espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente) disponível no Laboratório de Análises Ambientais e Agrícolas (LABRAS), localizado na cidade de Monte Carmelo, e ressalta-se que houve pagamento referente às análises para este estudo. Com relação as análises dos elementos químicos seguiram os métodos 3010 e 3120B (Rice et al., 2012).

Os resultados foram comparados com os valores máximos permitidos para concentração de metais em efluentes líquidos presentes na Resolução nº. 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Em laboratório, foram analisados os seguintes elementos químicos: Alumínio, Ferro, Potássio, Sódio, Chumbo, Fósforo, Enxofre e Cálcio e, em cada amostra de água coletada, havia outra coleta para contraprova da presença/ausência desses elementos químicos. Para a coleta de amostras foram utilizadas garrafas de polietileno de 300ml providas de tampa; havia 20ml de ácido nítrico para conservação, o material coletado foi etiquetado e devidamente identificado e homogeneizadas com água do local por três vezes. Essas amostras foram armazenadas e transportadas em caixas térmicas, conservadas com gelo e o procedimento de coleta foi baseado nas definições da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Deve-se mencionar que foram duas garrafas para cada ponto de coleta e para análise utilizou-se o equipamento ICP-OES (espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente) disponível no Laboratório de Análises Ambientais e Agrícolas (LABRAS), localizado na cidade de Monte Carmelo, e ressalta-se que houve pagamento referente às análises para este estudo. Com relação as análises dos elementos químicos seguiram os métodos 3010 e 3120B (Rice et al., 2012).



Os resultados foram comparados com os valores máximos permitidos para concentração de metais em efluentes líquidos presentes na Resolução nº. 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

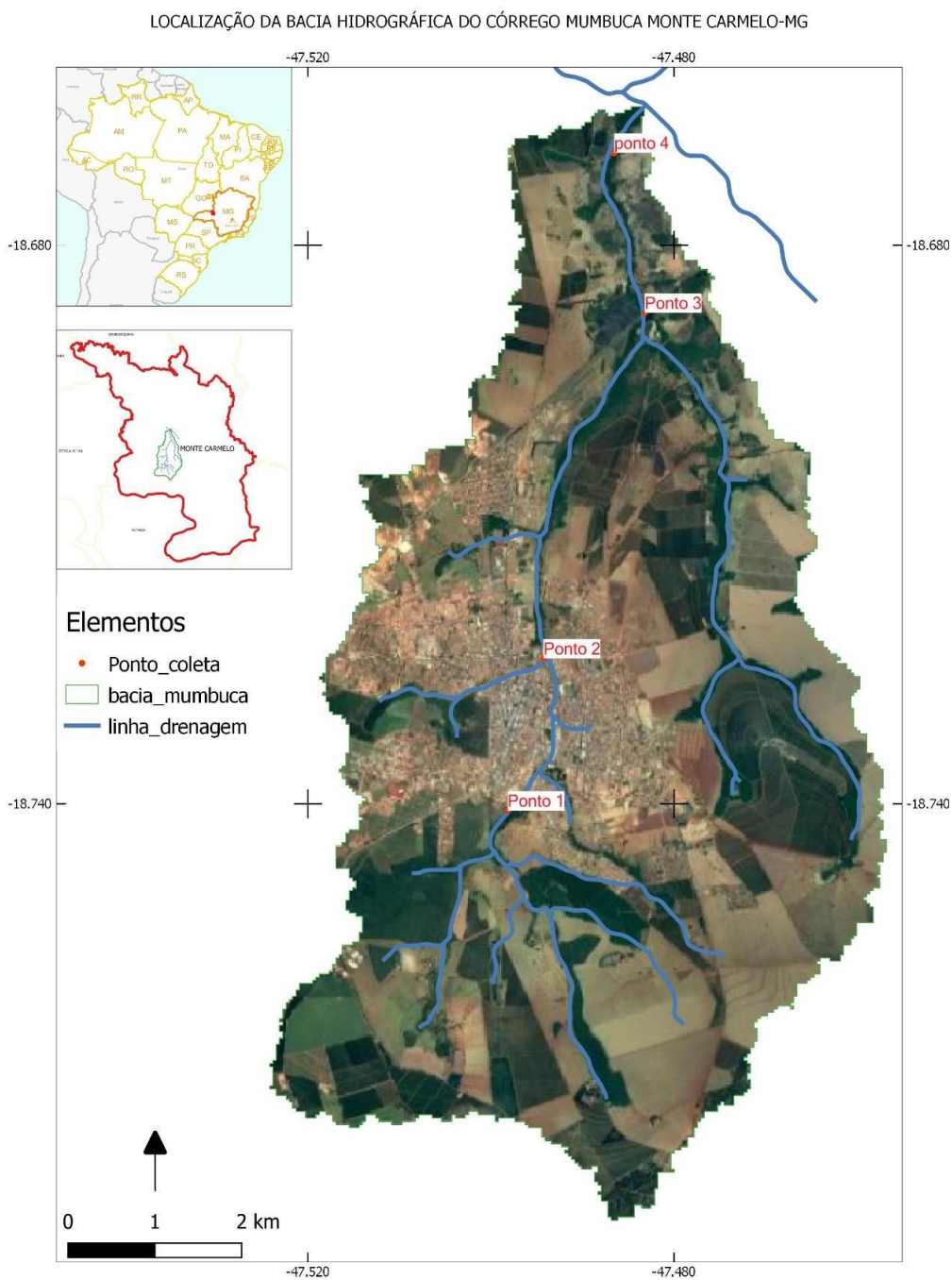


Figura 1: Locais de coletas das amostras de água do rio Mumbuca.



| RESULTADO E DISCUSSÃO |

A Resolução CONAMA n. 357/2005 trouxe em seu bojo as bases da Política Nacional de Recursos Hídricos. Essa resolução busca integrar o uso da água ao conceito do desenvolvimento sustentável no qual é um bem natural que deve atender a saúde e o bem-estar humano, que não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas que permeiam quem usa, o agente poluidor, entre outros atores e, portanto, garantir que as próximas gerações tenham esse direito à vida. A Tabela 1 mostra não somente as coordenadas plano-retangulares dos pontos de coletas, mas também uma descrição com base nessa resolução em torno desses pontos no rio Mumbuca, que foram coletados em duas épocas: seca e chuvosa.

Quanto a análise dos traços de metais nos pontos de coleta, pode-se afirmar, com base nos laudos técnicos, que não houve presença de alguns metais, tais como: níquel, bromo, cádmio, entre outros descritos na Resolução CONAMA n. 357/2005. Com relação aos resultados, estes são expressos em parte por milhão (ppm) e ressalta-se que os limites de quantificação do aparelho ICP-OES estão em sintonia com a não presença mínima desses e de outros metais detectados, mas não quantificados (Rice et al., 2012). A Tabela 2 mostra os metais e os seus valores obtidos para cada ponto amostral em relação às épocas: seca e chuvosa.

Analisando a Tabela 2 permite pontuar que o pH da água está dentro do intervalo aceito pela resolução do CONAMA, para as duas épocas de análise, em todos os pontos amostrados. Por outro lado, muito em função das características do ponto amostral, para o período seco, como indicado na Tabela 1, pode-se afirmar que ocorreram variações de 1,23 a 7,58 vezes maiores, para o alumínio, em relação ao que permite essa resolução. Em relação ao período chuvoso, apenas o ponto 1 ficou abaixo do permitido pela Resolução do CONAMA, para a concentração do alumínio; porém houve aumento de alumínio nos pontos 3 e 4, em relação ao período seco.

No período seco, a taxa de ferro variou, aproximadamente, de 3,6 a 5,3 vezes maiores que o permitido para a presença deste elemento químico. Pelas características locais dos pontos, o ferro e o alumínio são capazes de adsorver os metais pesados, que podem influenciar na disponibilidade e níveis de toxicidade dos metais. Embora não mostrado na Tabela 2, é interessante indicar que a presença de cálcio, que atua na acidez das águas e solubilidade dos metais, ocorreu, respectivamente para os pontos 1, 2, 3 e 4, os seguintes valores: < 5,0; 8,036; 7,386 e 6,801, corroborando com o exposto. Para o período chuvoso, embora com valores reduzidos, essas características se mantiveram, e para as questões de acidez das águas e solubilidade dos metais, houve, respeitando-se a mesma ordem dos pontos amostrais, os seguintes valores para a presença de cálcio: < 5,0; <5,0, 5,961 e 6,598.



Tabela 1: Descrição dos pontos amostrais no rio Mumbuca pós-período seco e chuvoso de coleta.

Ponto	Coordenadas plano-retangulares (m)	Descrição das coletas pós-período	
		seco	chuvoso
1	N= 7926015.00 E= 236594.00	Nascente, área protegida para captação de água pelo DMAE com presença de vegetação ripariana em torno do lago. No entorno da área há presença de pasto; água translúcida, sem odor.	sem mudança
2	N= 7927830.00 E= 236983.00	Há sacola plástica vazia e com lixo, entre outros objetos no córrego; a distância entre o ponto de coleta e o supermercado, posto de gasolina e oficina mecânica nas proximidades não ultrapassa 20m; forte odor e água translúcida.	sem mudança, exceto pelo aumento do volume de água
3	N= 7931956.00 E= 238092.00	Está a jusante do rio Mumbuca; há presença de espuma, odor e transparência na água, fica próximo a rodovia LMG 746 e ao lixão da cidade.	não há presença de espuma, sem odor e transparência da água
4	N= 7933854.00 E= 237715.00	Área particular com cerca margeando o rio Mumbuca e área destina a pastagem; sem odor e água "marrom".	sem odor e água incolor

Tabela 2: Valores máximos segundo a resolução do CONAMA 357/2005 e os obtidos nos pontos amostrais nos período seco e chuvoso.

Parâmetros	Valor Máximo	Ponto amostral	Período	
			seco	chuvoso
Alumínio	0,1 mg/L	1	0,123	< 0,100
		2	0,419	0,302
		3	0,758	0,781
		4	0,652	0,740
Ferro	0,3 mg/L	1	1,088	1,455
		2	1,412	1,451
		3	1,588	1,876
		4	1,557	2,011
Chumbo	0,01 mg/L	1	0,014	0,017
		2	0,014	0,020
		3	0,014	0,021
		4	0,014	0,021
pH	6,0 a 9,0	1	6,6	6,4
		2	6,7	6,7
		3	7,0	6,8
		4	6,9	6,7



No período seco, a concentração do chumbo manteve-se igualmente em todos os pontos amostrais, contrariando o esperado para o segundo e terceiro pontos dessas amostras porque há presença de oficina mecânica e posto de gasolina que podem lavar peças e jogar os resíduos diretamente no rio Mumbuca. Em relação ao período chuvoso, houve um aumento na concentração desse elemento, apesar de se estar no momento da pandemia, se observou no momento da coleta movimentação desses serviços nos pontos amostrais 2 e 3.

Como se sabe, a vazão e a velocidade da água influenciam na precipitação e deposição dos metais nos sedimentos, bem como no seu “soerguimento”. Por essa razão, houve a coleta em dois períodos porque a dinâmica em ambientes tropicais, como é o caso deste estudo, sugere ao menos dois momentos de coleta (Von Sperling, 2009).

A presença do fósforo total foi outro elemento obtido. É expresso em mg/L e o valor de referência da resolução CONAMA equivale a 0,020mg/L, indicado por uma linha vermelha no Gráfico 1, que ilustra os valores obtidos para cada ponto amostral e o valor aceitável para esse elemento químico. Segundo Von Sperling (2009), o elemento fósforo é um parâmetro físico que compõem as características que impressionam nossos sentidos, as chamadas organolépticas, que são a cor, sabor e odor e a turbidez. Como descrito na Tabela 1, os pontos inicial (1) e último (4), as descrições correspondem ao esperado, exceto ao sabor que não se aplica a nenhum dos pontos amostrais e em épocas diferentes. A passagem do ponto 2 para o 3 se justifica pela baixa declividade do relevo cuja velocidade pode interferir nos valores obtidos, contrário entre os pontos 3 e 4.

Na estação seca, apenas os pontos amostrais 1 e 4 se comportam de acordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA. O exposto no Gráfico 1 chama atenção para duas situações: proximidade e discrepâncias de valores de concentração desse elemento nos pontos amostrais. O ponto amostral 1 corresponde a área de captação de água para distribuição à população camerliatana, área desprovida de urbanização e apresenta, na estação chuvosa, quatro vezes mais a presença desse elemento e, como aponta Von Sperling (2009, p. 38), não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento. Por outro lado, observando-se a Tabela 1, há presença de pastagem tanto nesse ponto como no ponto 4 e o excrementos de animais podem estar presentes nessa avaliação, cuja origem antropogênica marca a presença desse elemento.

O ponto amostral 2 está envolvido pela urbanização da cidade e se observou despejos domésticos (*in natura*) nas proximidades desse ponto e, como destaca Von Sperling (2009, p. 218), nos esgotos contém, por exemplo, fósforo presente nos detergentes, restos de alimentos cuja contribuição é superior a oriunda pela drenagem urbana. Essa poluição antrópica está vinculada, entre outros fatores, ao lançamento de resíduos industriais porque há empresas no entorno desse



ponto (QUEIROZ et al., 2007) e essa poluição pode deteriorar mananciais, os usos da água para recreação, lazer e ao uso doméstico pela população.

O ponto amostral 3 manteve a mesma ordem de presença do fósforo e há proteção vegetal no entorno, apesar da água pluvial ser lançada diretamente no rio Mumbuca. Nesse ponto de coleta, independentemente da época, nota-se visualmente que a vazão da água é mais elevada do que nos demais pontos. Talvez isso possa explicar porque houve comportamento similar na época da seca com a chuvosa.

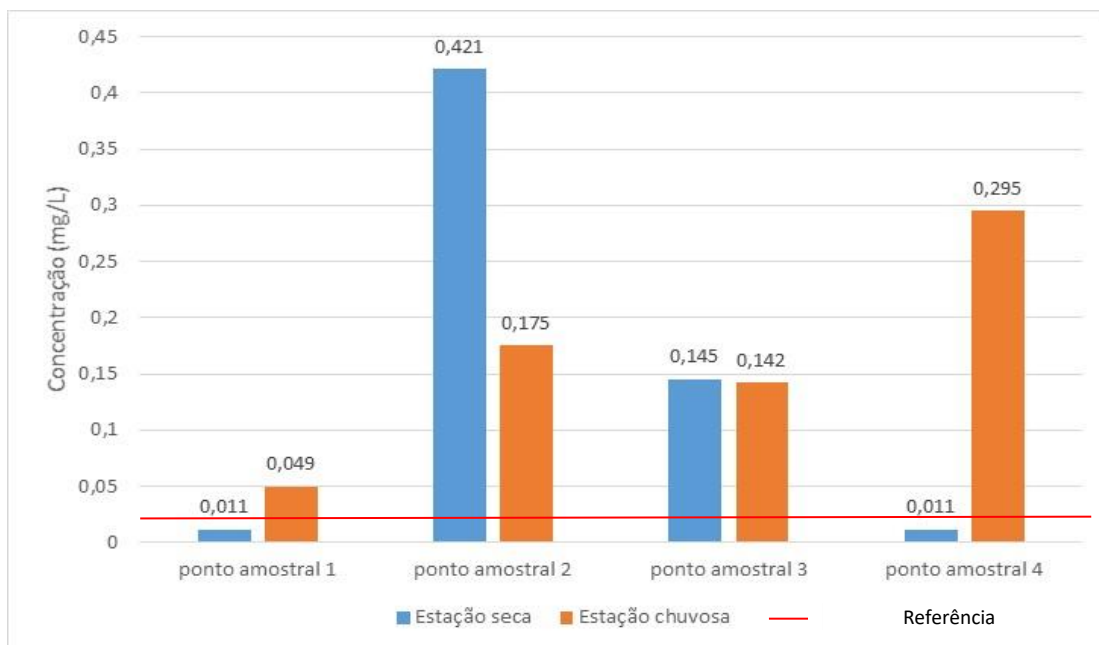
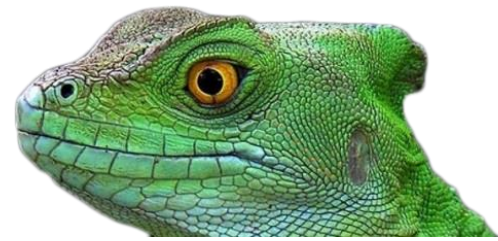


Gráfico 1: Concentração do elemento fósforo total nos pontos amostrais.

O Gráfico 2 ilustra os valores referentes aos elementos sódio, enxofre e potássio obtidos nos pontos amostrais. A ausência de valor no ponto 1 se deve ao fato do aparelho não detectar valor menor do que 1 para sódio nas duas épocas de coleta e a do enxofre para a estação chuvosa. As maiores concentrações ocorreram na estação seca para os três elementos, exceto para o ponto 4 cuja concentração é maior na estação chuvosa. A passagem do ponto amostral 3 para o 4 é quase plana e, portanto, a velocidade da água não permite fluidez, indicando estacionamento da concentração desse elementos.

“O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e os sais são altamente solúveis. Ele é pronto para ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. As concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg/L”, como mostra os resultados no Gráfico 2 (CETESB, s.d, p. 29). “Todas as águas naturais contêm algum sódio, já que ele é um dos elementos mais abundantes na Terra e seus sais são altamente



solúveis em água e nas plantas e animais, já que é um elemento ativo para os organismos vivos. O aumento das concentrações de sódio na água pode provir de lançamentos de esgotos domésticos” (CETESB, s.d, p. 31) e no Gráfico 2 se observa esse fato no ponto 2 pois a medida que se afasta da área central diminui essa exposição.

“O enxofre pode ser encontrado nos ecossistemas aquáticos em diversas formas e a sua importância reside na produtividade do ecossistema por ser a principal fonte para os produtores primários. Suas principais fontes são decomposição de rochas, chuvas e agricultura (pela aplicação de adubos contendo enxofre que posteriormente é carregado aos cursos de água)” (CETESB, s.d., p. 7). Nota-se que há alta concentração no ponto 2, que está localizado no perímetro urbano da cidade, e a medida que se distancia essa concentração vai diminuindo, como ilustra o Gráfico 2.

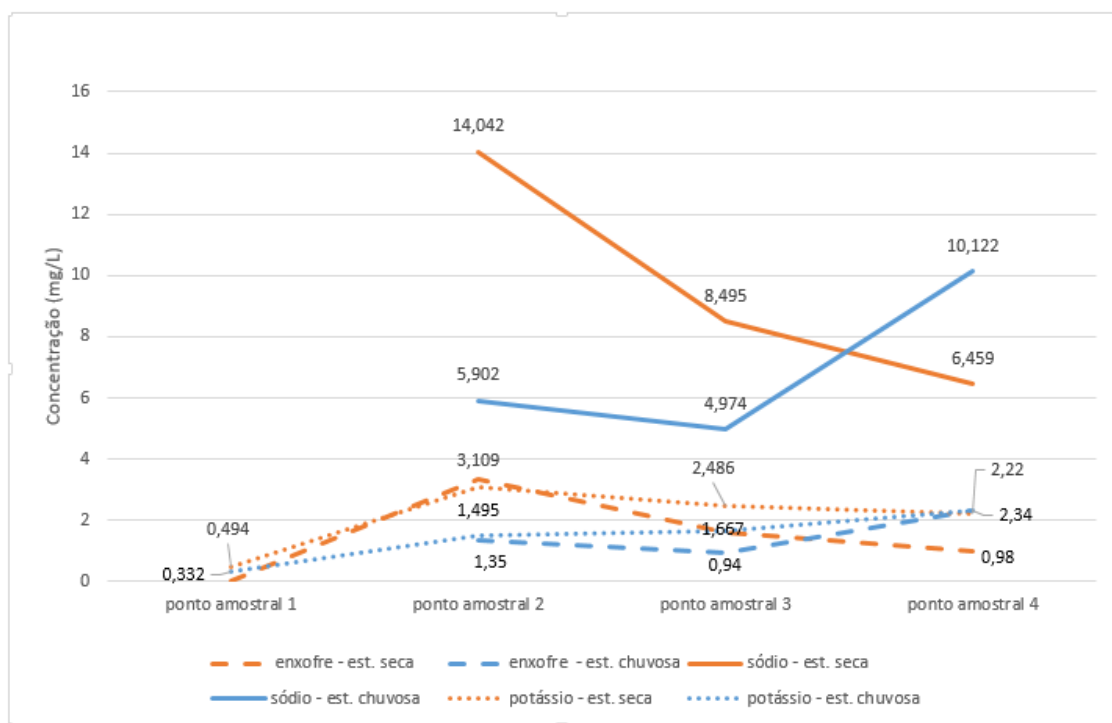


Gráfico 2: Concentração dos elementos enxofre, sódio e potássio nos pontos amostrais para as épocas de coleta.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os resultados apresentados não são conclusivos porque se tornou um estudo preliminar e há outros parâmetros a serem coletados, bem como uma nova coleta em período diferente do executado para se observar as similitudes/diferenças desses resultados.



Os cuidados apresentados em relação à proposta de coleta e os métodos estão coerentes com os resultados da literatura. Em relação à disponibilidade desses dados para o Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), deveria ser uma prática porque a degradação da qualidade da água interfere nos ecossistemas, que pode alterar a biodiversidade e afetar a vida humana ((BARBOSA; BARBOSA, 2008).

Além disso, há pessoas no mundo que morrem de doenças transmitidas pela água, como cólera e diarreias, segundo afirma a Organização Mundial de Saúde (VILLELA et. al, 2009). Assim, deve-se investir no saneamento básico e, principalmente, no tratamento de esgoto de modo a favorecer à comunidade carmelitana.

E, finalmente, esse bem chamado 'água' não é um bem inesgotável, mas finito e se não houver preocupação de todos em relação aos conflitos pelo uso da água, como a cidade de Monte Carmelo já teve oportunidade de enfrentar, apenas por meio de racionamento de água e nada mais, estaremos estacionados. Assim, a gestão e o ordenamento racional desse bem precisam ocorrer pela prefeitura municipal e os cidadãos carmelitanos.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo aporte financeiro para o desenvolvimento dessa pesquisa na forma de bolsa de iniciação científica.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- BARBOSA, P. M. M.; BARBOSA, F. 2008. A biodiversidade aquática: hotspots ainda desconhecidos. In: BARBOSA, Francisco (Org.) *Ângulos da Água: desafios da integração*. Belo Horizonte: Editora UFMG. Cap. 3, p 25-37.
- BRANDÃO, S. L.; LIMA, S. C. 2002. Diagnóstico ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APP), margem esquerda do rio Uberabinha, em Uberlândia (MG). *Revista Caminhos de Geografia, Uberlândia*. v. 3, n. 7, p. 53-61. Disponível em: [http://vampira.ourinhos.unesp.br:8080/cediap/material/diagnostico_ambintal_das_apps_margem_esquerda_do_rio_uberabinha_em_uberlandia_\(mg\).pdf](http://vampira.ourinhos.unesp.br:8080/cediap/material/diagnostico_ambintal_das_apps_margem_esquerda_do_rio_uberabinha_em_uberlandia_(mg).pdf). Acesso em: 07 abr. 2019.
- BRASIL. Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=370>>. Acesso em: 07 abr. 2019.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das Águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Apêndice E – São Paulo: CETESB, s.d.



- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA.
- CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 357 de Março de 2005. Dispõe sobre e a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões para o lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: < www.mma.gov.br/conama > Acesso em: 22 de dez. 2019.
- FERREIRA, R.Q. de S; *et al.* 2015. Diagnóstico ambiental do córrego Mutuca, Gurupi - TO Mutuca stream Environmental diagnosis, Gurupi - TO. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, Pombal, vol.10, n.4, p.08-12. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/3146/3302>. Acesso em: 07 abr. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v10i4.3146>
- FREIRE, R. Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá. 2010. Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual de Maringá, Maringá.2010.
- LAWS, E. A. 1993. Aquatic pollution: an introductory text. 2th. New York: John Wiley & Sons.
- MAGALHÃES JÚNIOR; ANTÔNIO. P. 2012. Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa. 4ª ed. – Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- QUEIROZ, M. T. A.; VEADO, M.A.R.V.; MENEZES, M. A. B. C. 2007. Environmental Pollution Minas Gerais State, Steel Valley. In: In.: International Nuclear Atlantic Conference.
- RICE, E. W. et al. 2012. Standard methods – for the examination of water and wastewater. 22th ed. Washington: American Public Health Association.
- VON SPERLING, M. 2009. Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais.
- VILELA, L. C.; CALDAS, V. T.; GAMBA, R. C. 2010. Análise microbiológica em águas minerais envasadas em embalagens de 510 ml, comercializadas no município de Santos – SP. Disponível em: <http://sites.unisanta.br/revistaceciliana/edicao_03/1-2010-4-6.pdf >. Acesso em: 22 dez 2019.



GOVERNANÇA DOS RECURSOS HÍDRICOS: AS LACUNAS NA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS SOB A PERSPECTIVA DA OCDE

| ID 15730 |

¹Alexandre Rodrigues de Moraes, ²Ana Eloisa Sorrilha, ³Andréia Schypula, ⁴Friedrich Herms
1,2 e 3 – mestrandos do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos
(ProfÁgua) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

4 – Departamento de Oceanografia Química, Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de
Janeiro - UERJ

1 e-mail: moraisprojetos@gmail.com; 2 e-mail: asorrilha@yahoo.com.br; 3 e-mail: andreiaschypula@gmail.com;
4 e-mail: fredwh@uerj.br

| RESUMO |

O presente artigo é uma revisão bibliográfica que parte da compreensão de que a gestão dos recursos hídricos aponta questões que extravasam a competência política em que se baseiam as práticas atuais, levando ao apontamento de diretrizes que favorecem a uma gestão eficiente dos recursos hídricos.

Consequência do movimento para a autonomia energética do país, o Brasil iniciou sua Gestão dos Recursos Hídricos fortemente influenciado pelo setor hidrelétrico, solução encontrada na década de 1970 para vencer a crise do petróleo, sendo até hoje um conceito estruturado da política de Gestão dos Recursos Hídricos.

Paralelamente, resultado da concepção equivocada de que o Brasil tem infinitos recursos hídricos, a sociedade estabelece uma relação de consumo exacerbado que canaliza energias contraditórias ao conceito de que água é um insumo das mais diversas atividades produtivas, tendo assim, valor econômico. Esse paradoxo entre insumo produtivo e desvalor econômico vem ao câmpulo de um conjunto de ações ineficientes na regulação e na redução do consumo dos recursos hídricos.

Partindo de uma análise histórico-política sobre a gestão dos recursos hídricos no Brasil, o Relatório sobre Governança dos Recursos Hídricos, publicado pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) em 2015, vem contribuir para um análise macro da problematização da Gestão dos Recursos Hídricos, onde tratam como “lacunas de gestão”, um conjunto de dimensões que se inter-relacionam e justificam a situação atual de ineficiência dos instrumentos elencados em legislações.

Por fim, o relatório da OCDE sinaliza para ações de mitigação da problemática para cumprimento da legislação em vigor que protege os Recursos Hídricos, tendo por base princípios como a descentralização da gestão, criação de uma agenda de discussão no âmbito de ministérios e a mobilização da sociedade em prol da preservação e conservação das águas.

Palavras-chave: Gestão; Recursos Hídricos; Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico- OCDE



| INTRODUÇÃO |

O relatório “Governança dos Recursos Hídricos no Brasil” levanta uma série de questões pertinentes a gestão hídrica eficiente e eficaz, no âmbito da mitigação dos conflitos por água nas diversas faces que se apresenta, fruto da diversidade de condições hídricas de um país com dimensões continentais e “rico em água, haja vista que o Brasil detêm 12% de toda água doce do mundo (OCDE, 2015).

O artigo que apresentamos é fruto da análise, principalmente das questões diagnosticadas como as principais causas da ineficiência na gestão dos recursos hídricos no Brasil pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico - OCDE, que utilizou uma metodologia participativa na construção do documento, onde poder público, sociedade civil, usuários e demais interessados contribuísem na construção de um diagnóstico, e que passou a ser utilizado por muitos Comitês de Bacia como referência no direcionamento de suas ações.

O Relatório Governança dos Recursos Hídricos no Brasil tem servido como fomento ao contemporâneo debate, seja do ponto de vista científico, cultural ou político, em relação a possibilidade de trabalhar o conceito de gestão hídrica, no campo do planejamento sustentável.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A fonte utilizada para a construção desse artigo foi o Relatório Governança dos Recursos Hídricos no Brasil, publicado pela OCDE em 2015. O artigo é fruto dos estudos realizados no Mestrado Profissional, em rede nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua da Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, na disciplina Governança e Regulação das Águas, onde a atividade em sala possibilitou uma análise crítica, apresentada por representantes desses comitês, discentes integrantes da mesma turma, e vivenciada pelos Comitês de Bacia Hidrográfica do Brasil, às constatações apresentadas pelo relatório que culminou em explicações científicas aos fenômenos vivenciados e não compreendidos por esses Comitês.

Sendo assim, o método utilizado foi o da contraposição conforme a figura 1 abaixo:



Figura 1: método da contraposição.

A escolha do método utilizado, foi baseado na constatação que tínhamos todas informações, resultante dos comitês estudados, que possibilitaria a verificação na prática do que teoriza o Relatório da OCDE, revelando as distintas interpretações dos comitês através dos relatos dos demais alunos e integrantes dos comitês, trazendo valor contemporâneo ao relatório e tonando o estudo como referencial teórico para a Governança das Águas.

As Lacunas Na Gestão Dos Recursos Hídricos - Os multiníveis na Governança dos Recursos Hídricos

A OCDE ao longo do segundo capítulo do “Relatórios de Gestão de Recursos Hídricos no Brasil” (OCDE, 2015), traz uma análise do governo a partir do conceito de gestão multinível sendo:

- 1) entre diferentes ministérios e/ou órgãos públicos em nível de governo central (superior horizontalmente);
- 2) entre as diferentes camadas de governo nos níveis local, regional, provincial/estadual, nacional e supranacional (verticalmente), e;
- 3) entre diferentes atores em nível subnacional (inferior horizontalmente)”.



Figura 2: Quadro de Governança Multinível da OCDE. Fonte: OCDE (2011).

Além da característica estrutural da gestão, o relatório defende que independentemente da estrutura, os governos enfrentam questões de gestão, onde definem como “lacunas” na governação dos recursos hídricos. Estas lacunas estão divididas em sete grupos, possibilitando um diagnóstico interligado a cada nível de governo, pelas áreas de políticas e entre os atores locais e regionais. Esses atores são interdependentes e devem ser analisados sob a dinâmica sistêmica, onde um potencializa a ações do outro.

As Multiface do Brasil

Detentor de 12% das reservas de água doce do Planeta, sendo o que corresponde a 53% dos recursos hídricos da América do Sul, o Brasil ainda apresenta dimensões continentais e parte de suas fronteiras é definida por corpos d’água – são 83 rios fronteiriços e transfronteiriços, além de bacias hidrográficas e aquíferos.

Num contexto tão diversificado hidrograficamente como o do Brasil, ainda é necessário considerar a diversidade institucional, capacidade de desempenho e o nível de desenvolvimento econômico de cada região na construção de um diagnóstico que seja instrumento na Gestão dos Recursos Hídricos.

Nessa perspectiva a OCDE em seu relatório constatou-se uma serie de “lacunas” no processo de gestão:



Tabela 1: Lacunas e seus conceitos. Fonte: OCDE 2015.

LACUNAS IDENTIFICADAS NO RELATÓRIO DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS DA OCDE		
N	LACUNA	CONCEITO
1	Lacuna administrativa	"... limites administrativos dos municípios, regiões e estados raramente correspondem às fronteiras hidrológicas. Isso resulta em uma incompatibilidade no nível subnacional que frequentemente obstrui as políticas de água e complica as relações entre os representantes eleitos, autoridades locais, agências de água, gestores de recursos e usuários finais."
2	Lacuna Política	"...refere-se à fragmentação das tarefas relacionadas à água entre os ministérios e órgãos públicos em nível nacional e entre autoridades locais e regionais do nível subnacional. Essas abordagens isoladas resultam em incoerência entre as necessidades políticas subnacionais e as iniciativas de políticas nacionais, bem como em resultados de qualidade inferior em todas as áreas de política relacionadas aos recursos hídricos."
3	Lacuna de Financiamento	"...refere-se à diferença entre as receitas subnacionais e os dispêndios das autoridades subnacionais para cumprir as suas responsabilidades no setor de recursos hídricos. As autoridades subnacionais geralmente dependem de escalões mais elevados do governo para o financiamento das políticas de recursos hídricos, enquanto o governo central depende das autoridades subnacionais para repassá-las e cumprir as prioridades nacionais e subnacionais."
4	Lacuna de Capacitação	"...é gerada pela insuficiência de especialização técnica e científica e de infraestrutura para formular e implementar políticas de recursos hídricos. Se houver diferença entre a capacidade necessária para assumir as responsabilidades pela água e a capacidade da autoridade local em termos de organização, técnica, procedimentos, rede e infraestrutura, as consequências para a implementação das políticas de recursos hídricos nacionais são inevitáveis."
5	Lacuna do Objetivo	"...ocorre quando objetivos divergentes ou contraditórios entre os níveis de governo, ministérios e órgãos públicos comprometem os objetivos de longo prazo da política integrada de recursos hídricos. As políticas de recursos hídricos são, muitas vezes, esforços de longo prazo, que envolvem o planejamento, a avaliação <i>ex ante</i> , consultas, diversas fases de execução e avaliação <i>ex post</i> ."
6	Lacuna da Responsabilidade	"...refere-se à falta de transparência e abrangência na elaboração das políticas de recursos hídricos. Muitas vezes, o encurtamento do processo decisório introduz riscos de captura e corrupção, em especial quando os governos locais não tiverem a capacidade de monitorar os investimentos e a sociedade civil não estiver plenamente engajada."
7	Lacuna da Informação	"...ocorre quando há uma assimetria ou falta de informação entre ministérios, entre os níveis de governo e entre atores locais envolvidos na política de recursos hídricos. Em muitos casos, as melhorias nas políticas da área são difíceis de pôr em prática porque há poucos dados e informações disponíveis, particularmente sobre as implicações econômicas, financeiras e institucionais."



O Relatório de Gestão de Recursos Hídricos no Brasil, demonstra que essas “lacunas”, interferem diretamente no planejamento, haja vista que no território nacional há a produção de diversos Planos de Bacia, fracos na prática, que refletem a ineficiência do processo estabelecido na construção desses instrumentos, onde se determina que seja seguido o princípio da subsidiariedade, trazendo para cada nível (nacional, estadual e de bacia hidrográfica) suas obrigações. Mas as características do país, citadas anteriormente, junto as lacunas resultam em instrumentos muito amplos, como no caso do Plano Nacional onde não se consegue estabelecer prioridades específicas, e no caso dos Planos Estaduais e de Bacia onde a OCDE diz:

“...são, muitas vezes, “tigres de papel”, que não são implementados devido à falta de convencimento dos atores interessados e tomadores de decisão em cuja competência as medidas deveriam ser tomadas e os recursos alocados. Os planos são, então, muitas vezes “um exercício do tipo pensamento positivo”, pelo qual promessas são feitas para os outros cumprirem.” (OCDE, 2015).

Além das questões relacionadas ao planejamento, constatou-se uma desarticulação com demais setores de interface. Há um isolamento, fruto da ausência de planejamentos como: usos e ocupação do solo, agricultura, ordenação territorial, infraestrutura e biodiversidade. E ainda, uma ação movida pela emergência, já que não há um planejamento cíclico na maioria dos Ministérios.

Conseqüentemente os Planos de Bacia acabam por não definirem os requisitos para uso da água como proposto pela Resolução CNRH 145/2012, que estabelece diretrizes para a elaboração de planos de bacias hidrográficas, e a Resolução CNRH 16/2001, que estabelece os critérios gerais para a outorga de direito de uso dos recursos hídricos.

A OCDE defende que “os planos poderiam definir metas de qualidade da água, limites de consumo da água e lançamento de cargas poluidoras, e padrões de eficiência para o uso da água. Essas metas podem ser facilmente incorporadas aos sistemas de outorga de direito de uso da água, e que sanções poderiam ser impostas em caso de descumprimento.” (OCDE, 2015).

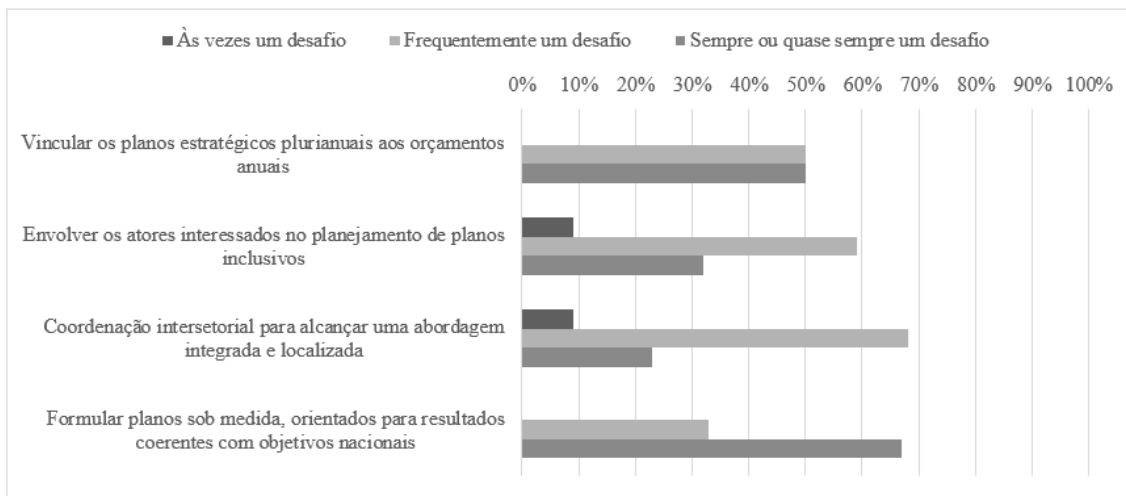


Figura 3: Desafios percebidos pelos estados relacionado ao planejamento e a elaboração de projetos. Fonte.: OCDE (2015).

Entender a devida participação de cada esfera que compõem o sistema de gerenciamento de recursos hídricos, traz uma complexa divisão quanto ao entendimento nos comitês de bacia.

Os Comitês de Bacia têm em sua área de atuação à gestão descentralizada e participativa entre o poder público, os usuários e a sociedade civil (Brasil, 1997). Em seu relatório, a OCDE diz que “os comitês de bacias hidrográficas deveriam atuar como mecanismos de coordenação, para preencher a “lacuna administrativa” e ajustar as políticas de recursos hídricos locais”, dessa forma a participações no Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH e nos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos - CERH's, traria uma integração entre os entes, melhorando a comunicação.

Segundo o relatório “uma lacuna de capacitação é gerada pela insuficiência de especialização técnica e científica e de infraestrutura para formular e implementar políticas de recursos hídricos”.

A reponsabilidade dos membros que compõem o plenário nos comitês, se deparam com a falta de conhecimento para sustentar as discussões e aprovações para a implementação das políticas de recursos hídricos. Entender o que é gestão, como organizar as estruturas internas para validar as decisões, mediar os conflitos, como conseguir olhar a bacia como uma unidade de gestão e a própria mudança no contexto da importância dos múltiplos uso da água.

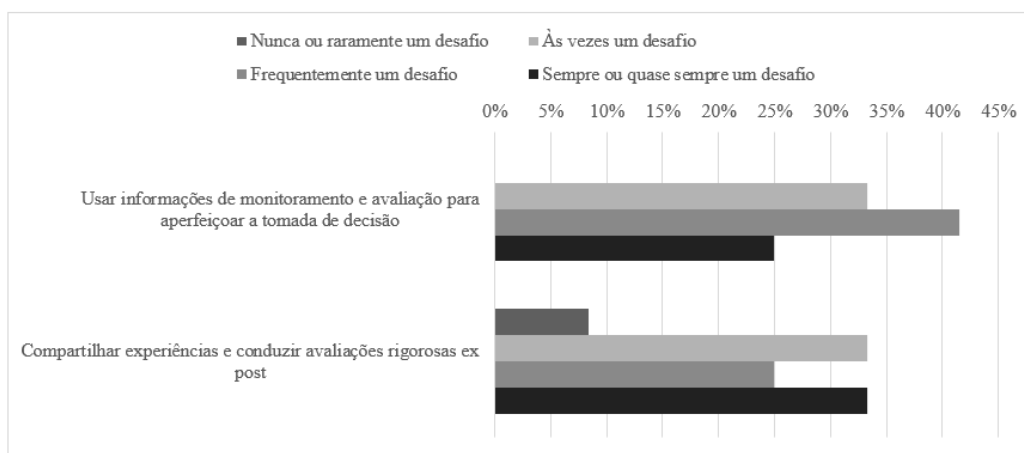


Figura 4: Auto avaliação da capacidade dos Estados. Fonte: OCDE (2015).

Dada as constatações, a OCDE prossegue em seu relatório dando diretrizes para sanar as lacunas de gestão, onde defende que é fundamental elevar a questão da água como prioridade estratégica com benefícios econômicos mais amplos para a agenda política nacional, já que fortalecer o poder, influencia na efetividade dos conselhos nacional e estaduais de recursos hídricos para orientar as decisões estratégicas no nível mais alto.

O fortalecimento das instituições de bacia através da efetividade no engajamento dos atores envolvidos orientado para resultados, assim como, aperfeiçoar a coordenação intersetorial para promover maior coerência e consistência da política, também é citado no relatório como diretrizes para resolver as lacunas em níveis vertical e horizontal

Finalizando as propostas de diretrizes, o relatório da OCDE (2015) propõe a descentralização, tendo o estado como elo do processo, a fim de fortalecer a capacidade e a sustentabilidade financeira das instituições estaduais, promovendo a continuidade e a imparcialidade das políticas públicas para uma visão de longo prazo.

E ainda, conclui que a troca de experiências em todos os níveis para extrair lições das histórias de sucesso e dos desafios comuns é fundamental. E para tal é necessário destacar o papel da Agência Nacional das Águas - ANA na eliminação do “duplo domínio” onde há gestão de mais de um ator, gera problemas na concessão de outorgas para a captação de água ou para a descarga de efluentes.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Apesar de ser um relatório construído anteriormente a grandes eventos políticos como o *Impeachment* de 2016, troca de governo, que alterou o cenário político considerado nas diretrizes, e



o *start* de profundas reformar como a fiscal, a previdenciária e as ambientais , fruto das mudanças no cenário político, o relatório traz diretrizes que fundamentam fenômenos atuais da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil. Podemos considerar que, apesar da grande mudança ideológica e econômica que os fenômenos acima sintetizam, conclui-se que apenas houve o agravamento das lacunas de gestão dos recursos hídricos conforme apresenta o relatório.

O relatório, apesar de ter sido publicado em 2015 e após importantes alterações políticas administrativas no país o diagnóstico e recomendações permanecem válidas e atuais na perspectiva da Gestão dos Recursos Hídricos, aprontando diretrizes fundamentais para uma gestão eficiente. Analisadas de maneira profunda, os problemas na gestão são apresentados numa perspectiva contemporânea, garantindo que cada componente (Governo, órgão públicos e sociedade) tenha clareza do seu papel, assim como, dos desafios a serem vencidos.

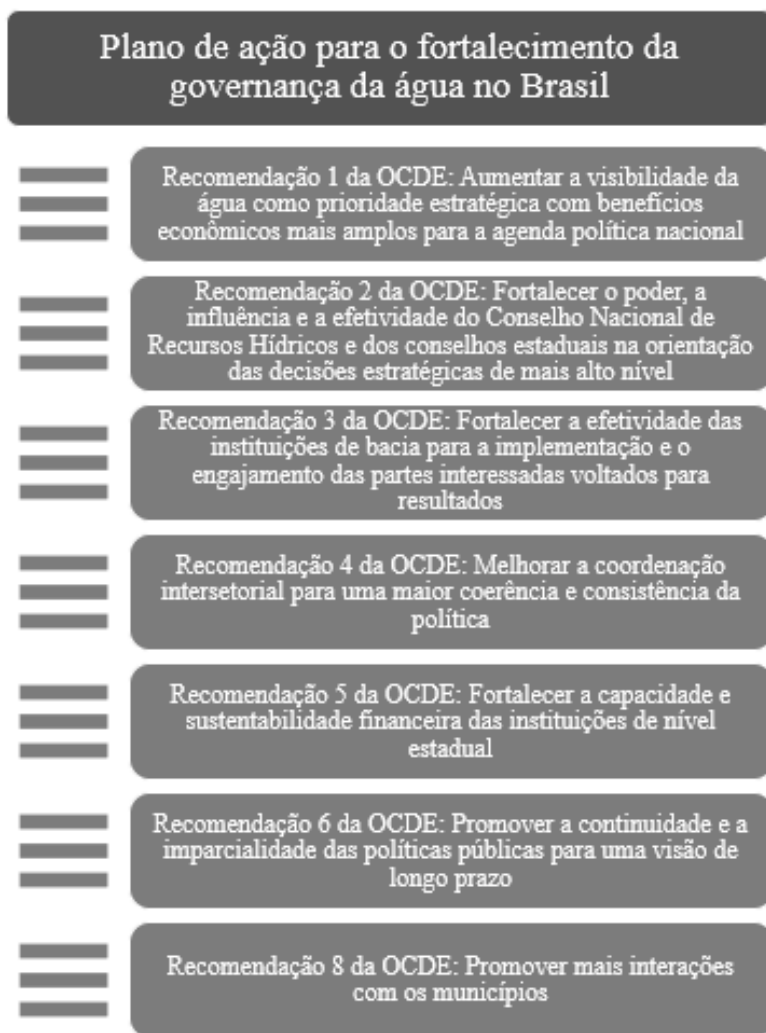
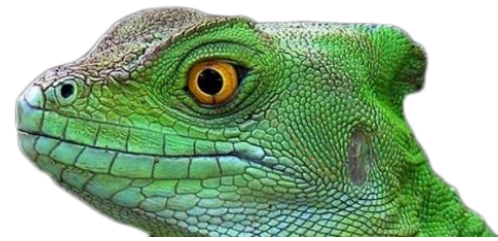


Figura 5: Plano de ação para o fortalecimento da Gestão das Águas no Brasil. Informações do Relatório de Gestão de Recursos Hídricos OCDE 2015.



Por fim o relatório deixa claro a necessidade de uma agenda que discuta de maneira estratégica e no alto escalão do governo a Gestão dos Recursos Hídricos no país, considerando todo o processo histórico na construção dos instrumentos de gestão existentes, mas que também considere a perspectiva de que tratamos de um recursos finito, econômico e fundamental à vida humana e de todo o ecossistemas. Para isso, defende ainda um Pacto Operacional e outro de Alocação das Águas.

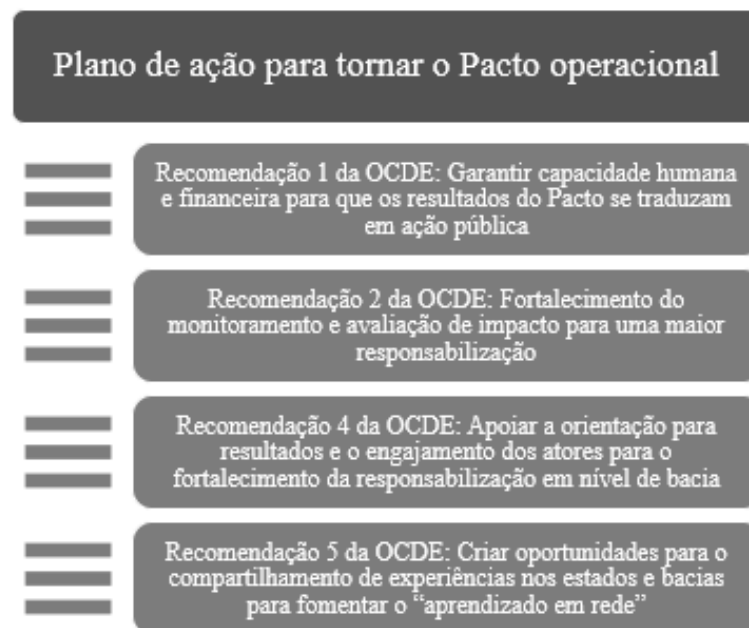


Figura 6: Plano de ação para o Pacto Operacional. Informações do Relatório de Gestão de Recursos Hídricos OCDE 2015.

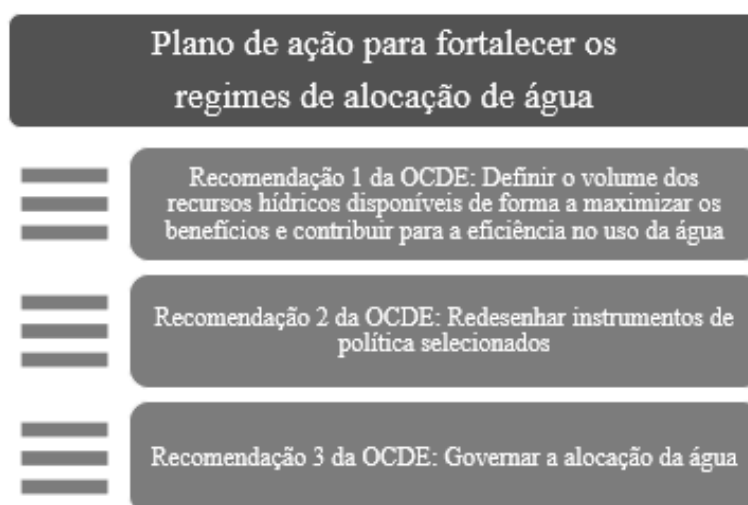


Figura 7: Plano de ação para fortalecer os regimes de alocação de água. Informações do Relatório de Gestão de Recursos Hídricos OCDE 2015.



Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado no âmbito do Curso de Mestrado Profissional em Rede Nacional de Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua que tem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas (ANA) através do Projeto CAPES/ANA AUPEX Nº. 2717/2015. Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ) pelo apoio técnico científico oferecido, e a ANA e a CAPES pelo apoio ao ProfÁgua aportado até o momento.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

BRASIL, Governo Federal - Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução CONAMA 145/2012, Resolução CONAMA 16/2001

BRASIL, Lei Federal nº 9.433/97, de 8 de janeiro de 1997, Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União - Seção 1 - 9/1/1997, Página 470; Coleção de Leis do Brasil - 1997, Página 18 Vol. Brasília, 1997.

OCDE (2011), Water Governance in OECD Countries: A Multi-level Approach, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264119284-en>.

OCDE (2015), Governança dos Recursos Hídricos no Brasil, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264238169-pt>



MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DE UMA PEQUENA CENTRAL HIDRELÉTRICA – SÉRIE HISTÓRICA DE 10 ANOS

| ID 15740 |

¹Denise Peresin, ²Adelmar Posto Merba, ³William Luan Deconto, ⁴Taison Anderson Bortolin, ⁵Vania Elisabete Schneider

1Universidade de Caxias do Sul, e-mail: dperesin@ucs.br; 2Universidade de Caxias do Sul, e-mail: apmerba@ucs.br; 3Universidade de Caxias do Sul, e-mail: wldeconto@ucs.br; 4 Universidade de Caxias do Sul, e-mail: tabortol@ucs.br; 5Universidade de Caxias do Sul, e-mail: veschnei@ucs.br

| RESUMO |

A importância da qualidade da água é destacada na Lei Federal nº 9.433/97 (BRASIL, 1997), a qual institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), sendo um de seus objetivos “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”. Desta forma, os estudos de qualidade constituem-se como ferramentas essenciais para o processo de gestão do recurso hídrico. Cada uso da água exige níveis diferentes de qualidade do recurso hídrico. Os diversos usos podem gerar impactos que refletem no ecossistema aquático de toda a bacia hidrográfica, para onde a água acaba retornando. O presente estudo tem por objetivo avaliar a qualidade da água em dois pontos de influência da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Rio São Marcos, em monitoramento realizado período de maio de 2010 a março de 2020, através de avaliação ao enquadramento do Recurso Hídrico, Índice de Qualidade da água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET). Das amostras coletadas foram analisados parâmetros em campo e através de ensaios laboratoriais. Os resultados foram avaliados quando ao atendimento ao enquadramento do Recurso Hídrico (Classe 3) e pelos Índices: IQA e IET. Os resultados apontaram que, dos parâmetros avaliados apenas o fósforo não atende ao enquadramento estabelecido para o recurso hídrico de Classe 3. Em relação aos resultado do IQA nos pontos analisados, observou-se que os mesmos foram classificados entre as faixas boa, regular e ruim, sendo que 65% das amostragens foram classificadas como regular. Quanto aos resultados do IET, observou-se que os estados de trofia identificados foram elevados e são característicos de corpos d’água com elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, potencializando a floração de algas, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos. A maior parte dos parâmetros analisados não apresentaram variação significativa entre os pontos analisados, ou seja, o barramento e a casa de máquinas que compõem a PCH, não influenciam significativamente a qualidade da água. Porém cargas descartadas a montante, as atividades de uso e ocupação do solo na Bacia, podem contribuir e comprometer a qualidade da água no reservatório.

Palavras-chave: monitoramento da qualidade, enquadramento, índices de qualidade e estado trófico



| INTRODUÇÃO |

A qualidade da água vem sendo cada vez mais degradada devido aos usos e a ocupação do solo que de alguma forma, em maior ou menor grau, poluem os recursos hídricos. Os efeitos combinados da urbanização e das demais atividades antropogênicas associadas ao rápido crescimento populacional das últimas décadas são facilmente visualizadas nos ecossistemas aquáticos. Muitos rios, córregos, lagos e reservatórios têm sido degradados em consequência do impacto crescente das atividades humanas (WENGRAT; BICUDO, 2011; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Esta situação é particularmente visível em áreas de densa população humana, especialmente no meio urbano, onde cursos de água recebem uma grande quantidade de esgoto doméstico e industrial, como também sedimentos e resíduos sólidos urbanos. Deste modo, rios urbanos são transformados, perdendo suas características naturais e alterando a qualidade de suas águas (YU et al., 2013; ZHOU et al., 2011; ORTEGA; CARVALHO, 2013). As fontes que levam à degradação da qualidade da água podem ser classificadas em pontuais, que são aquelas caracterizadas pelos efluentes domésticos e industriais, e em difusas, que são os resíduos provenientes da agricultura (fertilizantes, herbicidas, inseticidas, fungicidas, entre outros), o escoamento superficial (urbano e rural) (CETESB, 2009). As bacias hidrográficas localizadas próximas a áreas urbanas são caracterizadas pela vulnerabilidade ao lançamento de efluentes industriais e domésticos. Além disso, os processos naturais de contaminação das devido ao regime hídrico afetam o arraste de materiais superficiais no período chuvoso.

O comportamento da qualidade da água reflete as condições ambientais da bacia hidrográfica, sendo assim, à medida que a degradação ambiental se intensifica afetando a disponibilidade de água e comprometendo a qualidade dos corpos hídricos, a gestão integrada de bacias hidrográficas assume uma importância cada vez maior (BARBOSA et al., 2003), conhecer as características de qualidade da água amplia o conhecimento ecológico do ecossistema e possibilita detectar alterações provenientes da atividade humana (SOUZA et al., 2014). O monitoramento das águas superficiais destaca-se como um importante instrumento para sua gestão, independentemente do tamanho da bacia, possibilitando a tomada de decisão por parte dos órgãos ambientais. Esse monitoramento propicia a obtenção de dados qualitativos e quantitativos da água, evidenciando requisitos de qualidade traduzidos, de forma generalizada e conceitual, em função de seus usos previstos. É de salientar que a água doce é um recurso natural bastante escasso e distribuído de forma desigual no planeta. Sua disponibilidade para o consumo humano provém da possibilidade de captação em lagos, rios e aquíferos (TUCCI et al., 2001; GIATTI, CUTOLO, 2012). A sua importância está destacada na Lei Federal nº 9.433/97 (BRASIL, 1997), a qual institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH),



sendo um de seus objetivos é “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”. Desta forma, os estudos da sua qualidade constituem-se como ferramenta de avaliação da condição de qualidade dos corpos de águas, indicando o grau de contaminação devido aos materiais orgânicos, nutrientes e sólidos, que normalmente são indicadores de poluição (TYAGI et al., 2013; AKKOYUNLU; AKINER, 2012).

A contaminação dos corpos hídricos por nutrientes e materiais orgânicos pode gerar impactos que refletem no ecossistema aquático de toda a bacia hidrográfica, para onde a água acaba drenando. A transformação de um trecho de um sistema lótico, em lântico, acaba por facilitar o acúmulo de nutrientes e alterar as condições naturais do mesmo. Entre as principais causas do decréscimo da qualidade da água, encontram-se a eutrofização, principalmente relevante em cursos hídricos de baixa velocidade (ambientes lânticos), como lagos, lagoas e represas. Este processo consiste num aumento da fertilidade dos ambientes aquáticos, provocado pela entrada excessiva de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio. Apesar do barramento facilitar o acúmulo de nutrientes, é essencial o estudo das condições externas e da qualidade de água a montante, já que boa parcela da contribuição de nutrientes ocorre pelas atividades e afluentes da região. Um barramento, com exceção da vegetação afogada, não produz contaminação por si só; o que acontece é que armazena e concentra a contaminação gerada sem controle, por diferentes fontes antrópicas da bacia hidrográfica.

O presente estudo tem por objetivo avaliar a qualidade da água em dois pontos de influência da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Rio São Marcos, em monitoramento realizado período de maio de 2010 a março de 2020, através de avaliação ao enquadramento do Recurso Hídrico, Índice de Qualidade da água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET).

| MATERIAL E MÉTODOS |

Área de Estudos/Pontos de Amostragem

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio São Marcos, localizada na porção nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. O Rio São Marcos é um dos afluentes do Rio das Antas, cuja bacia hidrográfica está inserida na Região Hidrográfica do Guaíba. A área de estudo corresponde ao trecho de influência da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Rio São Marcos, situada na divisa entre os municípios de São Marcos e Caxias do Sul na Encosta Superior do Nordeste - Serra Gaúcha, na latitude 28°58'15" sul e longitude 51°04'04" oeste, estando a uma altitude de 746 metros. Na Figura



1 é apresentada a localização da área de estudo em relação ao estado do Rio Grande do Sul e a Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.

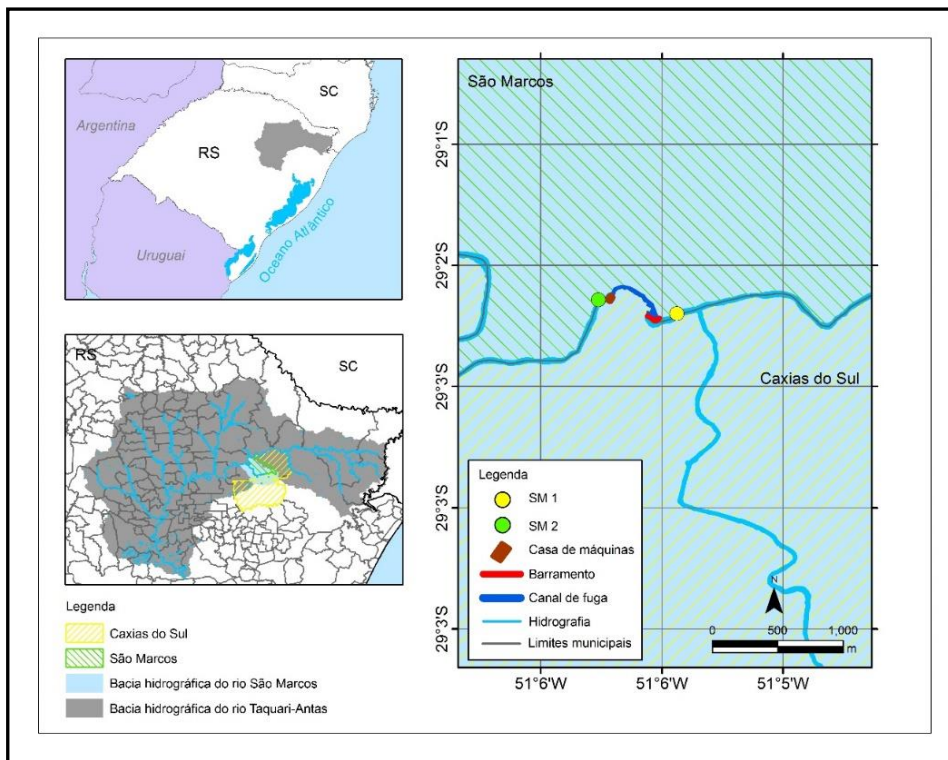


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem na bacia do Rio São Marcos
Fonte: ISAM (2016).

Metodologia De Amostragem/Parâmetros Analisados

As coletas foram realizadas em dois pontos: um a montante e outro a jusante do barramento, no período de maio de 2010 a março de 2020. O ponto a montante do barramento, está localizado nas coordenadas UTM 490905 e 6787939. O ponto Jusante do barramento e do canal de fuga, situa-se nas coordenadas UTM 490475 e 6788100. As amostras nos dois pontos foram coletadas em superfície, seguindo as orientações descritas na NBR N° 9.898 (ABNT, 1987) e no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011). Foram realizadas análises laboratoriais de 13 parâmetros físico-químico e biológicos.



Metodologia de análise dos resultados

Como forma de avaliar a qualidade das águas dos dois pontos analisados, os resultados obtidos foram comparados ao estabelecido para a Classe 3 na Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005). A Classe foi definida com base na Resolução CRH 121/2012 (RIO GRANDE DO SUL, 2012), que enquadrada os corpos hídricos da sub-bacia do Rio São Marcos como Classe 3 até o ano de 2022.

Os resultados também foram analisados através do Índice do Estado Trófico (IET) e Índice de Qualidade de Água - IQA (CETESB, 2009).

O IQA leva em consideração nove parâmetros (Oxigênio Dissolvido, Coliformes Fecais, pH, DBO, Fósforo Total, Temperatura, Nitrogênio Total, Turbidez, Sólidos Totais) e é calculado pela fórmula de produtório. O resultado final é um número entre 0 e 100, que é classificado em 5 categorias, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação da qualidade das águas segundo cálculo do IQA
Fonte: CETESB (2009).

Categoria	Ponderação
Ótima	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Regular	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Péssima	$\text{IQA} \leq 25$

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas. O valor do IET relaciona-se às faixas de classificação apresentadas na Tabela 2.



Tabela 2. Classe de estado trófico e suas características principais
Fonte: Lamparelli (2004), CETESB (2007).

Valor do IET	Categorias de Estado Trófico	Características
$IET \leq 47$	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
$47 < IET \leq 52$	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
$52 < IET \leq 59$	Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
$59 < IET \leq 63$	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos
$63 < IET \leq 67$	Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos
$IET > 67$	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Na Tabela 3 são apresentados os valores de média e desvio padrão da série histórica (maio/2010 a março/2020) de cada ponto, para os parâmetros analisados, bem como dos limites estabelecidos para a Classe 3 pela Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005).



Tabela 3. Média e desvio padrão de cada ponto para cada parâmetro analisado e limites estabelecidos para a Classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005)

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Classe 3 - CONAMA 357/05
Clorofila-a (mg/m ³)	3,8 ± 5,5	3,6 ± 6,2	≤ 60
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	18.804 ± 54.399	12.866 ± 17.081	≤ 2.500 para recreação de contato secundário ≤ 1.000 para criação de animais confinados ≤ 4.000 para os demais usos da água
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg O ₂ /L)	3,7 ± 2,7	3,8 ± 2,8	≤ 10
Demanda química de oxigênio (DQO) (mg O ₂ /L)	14,4 ± 7,5	13,8 ± 8,4	Não estabelece
Fósforo total (mg P/L)	0,17 ± 0,10	0,20 ± 0,11	≤ 0,075 em ambiente intermediário; ≤ 0,15 em ambiente lótico
Nitrogênio total kjeldahl-Nessler (mg NH ₃ -N/L)*	0,9 ± 0,8	0,9 ± 0,7	Não estabelece
Nitrato (mg NO ₃ /L)	2,7 ± 3,0	2,6 ± 2,2	≤ 10
Sólidos suspensos totais (103-105°C) (mg/L)	16,5 ± 15,6	14,7 ± 15,6	Não estabelece
Sólidos totais (103-105°C) (mg/L)	89,5 ± 27,5	98,7 ± 31,6	Não estabelece
Condutividade (mS/cm)	73,1 ± 35,8	78,3 ± 36,7	Não estabelece
Oxigênio dissolvido (OD) (mg O ₂ /L)	9,8 ± 2,1	10,1 ± 2,1	≥ 4
pH a 25° C	7,0 ± 0,5	6,8 ± 0,5	6,0 a 9,0
Temperatura da amostra (°C)	16,4 ± 4,4	16,2 ± 4,4	Não estabelece
Turbidez (NTU)	18,8 ± 29,5	19,0 ± 29,9	≤ 100

Na avaliação das médias e desvio padrão dos parâmetros com limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05, verifica-se que com exceção do fósforo, os demais parâmetros atenderam aos limites da Classe 3. Tanto no ponto 1 (ambiente intermediário), quanto no ponto 2 (ambiente lótico), o fósforo total apresentou concentrações em média duas vezes maior que o estabelecido pela Resolução.

A Figura 2 apresenta a distribuição percentual das categorias de IQA para os dois pontos de monitoramento no período de maio/2010 a março/2020.

Na avaliação da Figura 2, observa-se que o valor de IQA apresentou variações ao longo do tempo, uma vez que é sensível a diversos fatores que influenciam a qualidade da água na bacia



hidrográfica, como eventos chuvosos, que transportam material para a calha do rio, despejos de efluentes e erosão de solo, e/ou sedimentos que alteram a qualidade da água.

Ainda na avaliação da Figura 2, observa-se que os resultados do IQA nos pontos analisados são classificados entre as faixas boa, regular e ruim, porém no maior percentual das campanhas realizadas, 65% foram classificados com IQA regular.

Identifica-se ainda que a categoria do IQA se assemelha entre os pontos (1 e 2) na maior parte das campanhas do período analisado, demonstrando a influência do ponto 1 (montante) sobre o ponto 2 (jusante). A partir do ano de 2016 o monitoramento começou a ser realizado semestralmente e nos anos pares, reduzindo as variações decorrentes da sazonalidade.

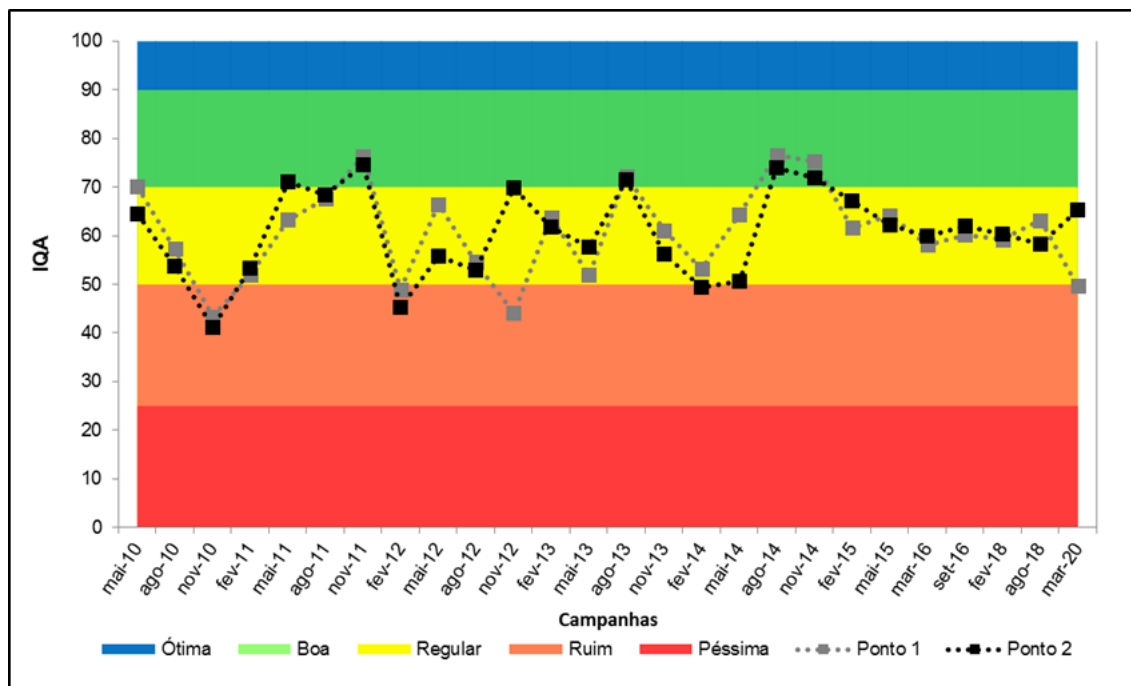


Figura 2. Variação do IQA durante o monitoramento realizado

A Figura 3 apresenta a distribuição percentual das categorias do IET nos pontos monitorados, referente às campanhas realizadas.

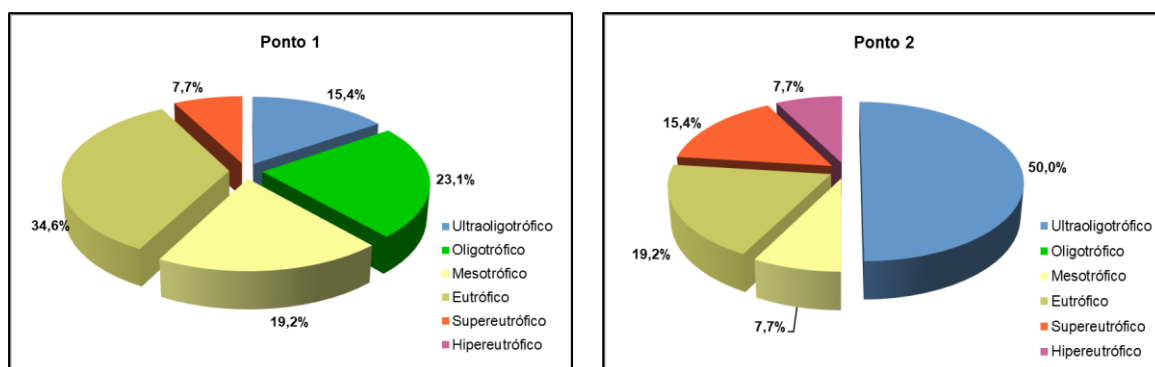


Figura 3. Resumo percentual da variação de IET para os dois pontos de amostragem nos 10 anos de monitoramento.

Observa-se, na Figura 3, que o ponto 1 localizado a montante do barramento em ambiente de águas mais lânticas (reservatório), apresenta uma diversificação da qualidade referente à trofia, com uma soma de 61,5% dos resultados nos estados mesotrófico, eutrófico e supereutrófico. Os outros 38,5% resultam da soma das classificações oligotróficos e ultraoligotróficos. No ponto 2, localizado a jusante do barramento e do canal de fuga, o percentual de campanhas caracterizadas como ultraoligotróficas passou a ser de 50%, e a soma das categorias de mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico somou 50%.

Os estados de trofia elevados identificados nos pontos estudados são característicos de corpos d'água com elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, potencializando a floração de algas, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

As concentrações dos parâmetros físico-químicos e biológicos, comparados aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) para a Classe 3, na qual é enquadrado os corpos hídricos da sub-bacia do Rio São Marcos conforme a Resolução CRH nº 121/12 (RIO GRANDE DO SUL, 2012), indicaram que as concentrações de fósforo total estão acima dos limites definidos na Resolução citada. Enquanto os demais parâmetros atenderam aos limites estabelecidos.

Na avaliação do IQA, verificou-se que na maior parte das campanhas os pontos analisados foram classificadas como Regular, o que indica que se este recurso hídrico fosse utilizado para abastecimento público, as águas seriam impróprias para o tratamento convencional, sendo necessários métodos mais avançados.



Os estados de trofia elevados identificados pelo IET nos pontos estudados, são característicos de corpos d'água com elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, potencializando a floração de algas, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos.

Os dados históricos apresentam modificações sazonais que são representativas da hora e momento da coleta. Por ser um sistema lótico, com pequeno período de residência, qualquer alteração que poderá ser diagnosticada representará a qualidade do momento, mascarando as modificações diárias ou por vezes semanais e mensais. Com a modificação da periodicidade do monitoramento os dados mostram-se mais lineares, visto que foi retirado a variável sazonalidade da amostragem.

A maior parte dos parâmetros analisados não apresentaram variação significativa entre os pontos analisados, ou seja, o barramento e a casa de máquinas que compõem a PCH, não influenciam significativamente a qualidade da água. Porém cargas descartadas a montante, as atividades de uso e ocupação do solo na Bacia, podem contribuir e comprometer a qualidade da água no reservatório.

Recomenda-se a continuidade do monitoramento, uma vez que somente com séries temporais, pode-se inferir com mais segurança a evolução no comportamento do corpo hídrico

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação Universidade de Caxias do Sul e a Pequena Central Hidrelétrica Rio São Marcos pelo apoio recebido.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR n° 9.897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, jun.1987.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR n° 9.898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, jun.1988.

AKKOYUNLU, A., AKINER M.E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: a case study from Turkey's Sapanca Lake Basin Ecol. Indic., 18 (2012), pp. 501-511.

BARBOSA, C. F. et al. Sistema de gestão de recursos hídricos através de Sistema de Gestão Ambiental (SGA) em Áreas de Proteção Ambiental Municipal (APA ou APAM). Campinas: UNICAMP/Instituto de Geociências – IG, 2003. 39 p. Trabalho de Graduação.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 357/05. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 18 mar.2005.



- BRASIL. 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, 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, 8 jan. 1997.
- BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v.8, n.1, 2013.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Guia Nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo: Organizadores: Carlos Jesus Brandão ...[et al.]. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Variáveis de qualidade de água. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#transparencia>>. Acesso em: 19 Mai. 2019.
- GIATTI, Leandro Luiz; CUTOLO, Silvana Audrá. Acesso à água para consumo humano e aspectos da saúde pública na Amazônia Legal. *Ambiente. soc.* São Paulo, v. 15, n. 1, p. 93-109, abril de 2012. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414753X2012000100007&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 28 fev. 2020.
- LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 235p. Tese (Doutorado)–Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- ORTEGA, D.J.P.; CARVALHO, S.L. Avaliação dos efeitos das atividades antropólicas nos recursos hídricos na sub-bacia hidrográfica do Córrego do Ipê - SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.18, n.3, p.97–108, 2013.
- PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L.. Gestão de bacias hidrográficas. *Estud. av.*, São Paulo, v.22, n.63, p.43-60, 2008. Disponível: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010340142008000200004&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 28 abr. 2020.
- RIO GRANDE DO SUL. *Resolução* CRH nº121/12. Aprova o enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 07 jan. 2013.
- SOUZA, M. M. de; GASTALDINI, M. do C. C.. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, p. 263-274, Sept. 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522014000300263&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 14 Mar. 2020.
- TUCCI C. E. M., HESPANHOL I, CORDEIRO NETTO OM. Disponibilidade hídrica. In: *Gestão da água no Brasil*. Brasília: UNESCO.p. 36-41, 2001.
- TYAGI, S.; SHARMA, B.; SINGH, P.; DOBHALL, R. Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, Middleburg, v. 1, n.3, p.34-38, 2013.
- ZHOU F, et al. (2011) Online nanoflow reversed phase-strong anion exchange-reversed phase liquid chromatography-tandem mass spectrometry platform for efficient and in-depth proteome sequence analysis of complex organisms. *Anal Chem* 83(18):6996-7005
- WENGRAT, S. & BICUDO, D.C. 2011. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 200-216.
- YU, H., LIN, H., BERGER, W., YANG, P. (2013): Temporal stability of soil matric potential in the Shale Hills Critical Zone Observatory. Fall Meeting, AGU, San Francisco, CA, 9-13.



AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DA ÁGUA DE REUSO UTILIZADA POR UMA INSTITUIÇÃO DE ENSINO SUPERIOR

| ID 15742 |

¹Gustavo de Sousa Medeiros, ²Flaviane de Oliveira Silva Magalhães Ferraz, ³José Wagner Alves Garrido, ⁴Iagê Terra Guedes de Oliveira

1Universidade Federal do Rio Grande do Norte, e-mail: gustavosousam1515@gmail.com; 2Universidade Federal do Rio Grande do Norte, e-mail: flaviane_oliveira@hotmail.com; 3Universidade Federal do Rio Grande do Norte, e-mail: josewagnerag@gmail.com; 4Universidade Federal do Rio Grande do Norte, e-mail: iage_terra@yahoo.com.br;

| RESUMO |

Com o crescimento da população humana e o conseqüente uso da água para várias atividades cotidianas, os recursos hídricos tornam-se cada vez mais limitados. O reuso de esgoto para fins não potáveis apresenta-se como uma medida mitigadora a esse problema. Visando isso, neste trabalho foi realizada a quantificação do esgoto tratado e reutilizado no ano de 2019 pela UFRN, correlacionado com o custo e a economia da água potável e outros possíveis benefícios. Para isso foram levantados dados do tempo de funcionamento das bombas, multiplicados pelo valor de 100 m³/h correspondente às vazões das bombas e assim obtido o volume mensal de esgoto reutilizado. Logo após, usando a tabela tarifaria da concessionária estadual foi empregado em uma fórmula matemática o volume mensal de esgoto tratado encontrado para calcular o custo caso fosse utilizada água potável. O volume anual de esgoto reutilizado encontrado foi de aproximadamente 150.365 m³, verificando-se uma grande variação no volume mensal destinado a irrigação dos campos de futebol. Estima-se que a UFRN gastaria por ano cerca de R\$ 1.661.926,90 caso não fizesse o reuso. Ainda foram observados valores sociais, acadêmicos e ambientais. Além da importância direta do reuso em poupar a água potável para fins mais nobres; e como medida paliativa à escassez hídrica. Ademais, faz-se necessário um estudo mais detalhado a fim de avaliar a viabilidade financeira.

Palavras-chave: Reuso; esgoto; irrigação.

| INTRODUÇÃO |

A água é um elemento necessário para várias atividades presente no cotidiano dos seres humanos. Logo, a disponibilidade hídrica é um fator muito importante para que se possa ter qualidade de vida e permitir desenvolvimento social e econômico. Com esses avanços, os recursos hídricos ficam limitados pelo crescimento da população humana e pelo uso para atividades como irrigação para produção de alimentos. Dessa forma, observa-se uma alteração no ciclo hidrológico a partir da retirada da água dos mananciais superficiais e subterrâneos para a realização dessas atividades, as quais, muitas vezes, resultam em efluentes que são lançados em corpos hídricos em concentrações acima da capacidade de autodepuração desses corpos.



Sendo assim, para mitigar esse problema é necessário investimento em saneamento, com foco no tratamento de esgoto sanitário. Realizando-o através de estações de tratamento de esgoto, que diminuem a concentração de poluentes a serem lançados no corpo hídrico, não comprometendo a capacidade de autodepuração do mesmo. Outra destinação, mais adequada e indicada para áreas com escassez hídrica, seria fazer o reuso desse efluente final que por sua vez possui várias aplicações, como: (i) irrigação de campos de esportes, praças etc.; (ii) usos paisagísticos; (iii) descarga de toaletes; (iv) combate a incêndios; (v) lavagem de automóveis; (vi) limpeza de ruas; (vii) usos na construção (Prosab, 2006).

Essa prática é prejudicada no Brasil, pois, atualmente, não existe nenhuma lei que especifica os parâmetros físico-químicos e microbiológicos para que se possa fazer o reuso das águas residuais. Entretanto, apresenta a Resolução nº 54, de 28 de Novembro de 2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água (Brasil, 2005). Vale salientar que, em alguns estados do Brasil, existe lei específica para esse fim. Porém, não é o caso do Rio Grande do Norte (RN), o qual é um estado que apresenta escassez hídrica e ao mesmo tempo possui poucos modelos de sucesso quanto à reutilização desses efluentes.

Desta forma, a Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (ETE/UFRN), que está em funcionamento desde 1983, surgiu com o intuito de não prejudicar o abastecimento da própria instituição (por meio da poluição das águas subterrâneas através da disposição inadequada dos efluentes sanitários em fossas sépticas) e para dar uma destinação adequada ao esgoto gerado no Campus Central através do reuso desse efluente sanitário tratado, destacando-se como um exemplo de sucesso dentro do RN e do Brasil, sendo finalista no ano de 2018 da premiação da Organização das Nações Unidas (ONU) sobre os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) na temática de Água Limpa e Saneamento.

Em virtude da localização dessa estação, longe de corpos hídrica associada a grande extensão de áreas verdes existentes no campus, a alternativa encontrada para a destinação final do efluente tratado foi o reuso direto planejado que segundo Lavrador Filho (1987) acontece quando os efluentes depois de convenientemente tratados, são encaminhados diretamente ao local de reuso. Nesse caso, o efluente tratado obedece à Resolução do CONAMA 357/2005, que dispõe sobre o padrão de lançamento de efluentes e enquadramento dos corpos de água, e também foi enquadrada na classe 2, conforme a ABNT 13969/1997 segundo (Terra et al. 2019) sendo reutilizado com a finalidade de irrigação de dois campos de futebol na própria UFRN e de uma plantação de capim ao redor da ETE, que é doado a pequenos agricultores cadastrados. Convém ressaltar que o sistema de reuso foi ampliado para atender os jardins, entretanto ainda não está em funcionamento.



Por meio disso, este artigo, apresenta uma quantificação do esgoto tratado e reutilizado no ano de 2019 pela UFRN, correlacionando com o custo e a economia de água potável e outros possíveis benefícios que a ETE/UFRN proporciona em comparação sistema de esgotamento sanitário da CAERN (Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte). Além de uma análise sobre a destinação final do efluente e os aspectos da valoração ambiental ocasionado pela presença da mesma.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Os dados quantitativos e as informações utilizadas foram levantados na ETE/UFRN, referente ao ano de 2019 com apoio dos técnicos servidores e das observações junto aos operadores.

A UFRN realiza o tratamento e reuso dos esgotos sanitários gerados no campus central desde 1983 em estação de tratamento própria localizada com coordenadas de latitude 5°50'16.37"S e longitude 35°12'4.95"O, ocupa uma área de aproximadamente 22.000 m². A coleta de esgoto no Campus Central abrange praticamente 100% dos prédios, que são transportados até à ETE por uma rede de aproximadamente 7,0 km de extensão. A vazão afluente de esgoto que chega à estação varia ao longo do dia, recebendo em média 315,08 m³/dia de esgoto sanitário.

O sistema que se encontra nessa ETE é iniciado pelo tratamento preliminar que contém os processos de gradeamento (remoção de sólidos grosseiros), caixa de areia (sedimentação e remoção da areia) e uma calha Parshall (medição de vazão afluente). Não se incluem usualmente unidades de decantação primária. Quanto ao tratamento secundário, é denominado como lodo ativado por aeração prolongada, que segundo Von Sperling (1996), a biomassa permanece mais tempo no sistema com isto, há menos DBO disponível para as bactérias, o que faz com que elas se utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para a sua manutenção. Em decorrência, o lodo excedente retirado já sai estabilizado. Ocorre uma eficiência maior ou igual a 95% de remoção da matéria orgânica. Lá também ocorre o tratamento terciário que visa à remoção de micro-organismos patogênicos desse efluente. Após isso, o esgoto já tratado, é disposto em um tanque final, onde fica armazenado e disponível para a irrigação dos campos de futebol e do capim da ETE/UFRN através do sistema de reuso.

O tipo de sistema de reuso colocado em prática na ETE/UFRN é considerado por Lavrador Filho (1987), como reuso planejado, o que ocorre quando reuso é resultado de uma ação humana consciente. Neste caso, a existência da ETE serve para dar a qualidade adequada, de acordo com a



finalidade dessa água de reuso. O esquema abaixo (Figura 1) exemplifica como ocorre o reuso, a partir da extração de água do lençol freático para abastecimento humano, a participação da ETE/UFRN no tratamento do afluente, resultando no efluente tratado reusado para irrigação.

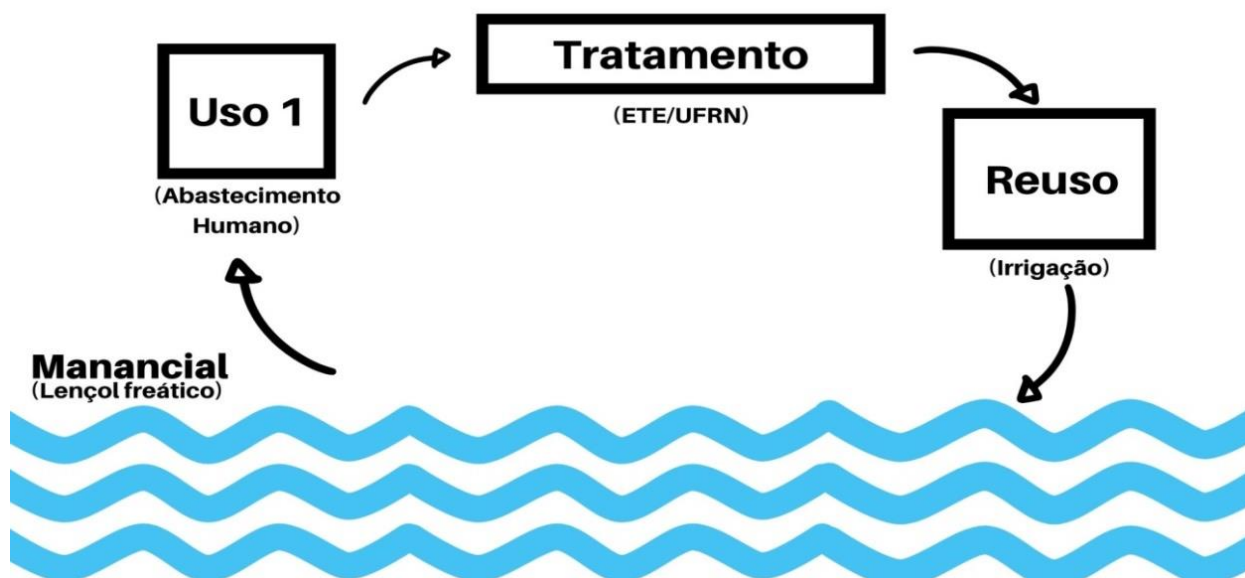


Figura 1: Esquema de reuso planejado. Fonte: Autores baseado em Lavrador Filho (1987)

Sendo assim, o esgoto tratado é destinado para a irrigação de 8.739m² do principal campo de futebol da UFRN, 7.915m² do capim da ETE/UFRN e 4190m² para o minicampo. Totalizando uma área irrigada com água de reuso de, aproximadamente, 20844m² conforme apresentado na Figura 2.

Para controle operacional do sistema da ETE/UFRN, existe uma ficha de procedimento diário (Figura 3), elaborada pelos técnicos servidores, a qual é preenchida pelos operadores de acordo com o horário em que as atividades forem sendo exercidas. Nessa ficha, os operadores registram o horário em que são ligadas e desligadas as bombas (Item 8.1 na ficha), da estação elevatória de esgoto tratado, como também é preenchido o respectivo destino do efluente final. As cinco bombas existentes possuem as mesmas especificações: modelo INI K 65200, com vazão de 100 m³/h e potência de 30kW. Essas informações descritas foram utilizadas para os cálculos explicados logo mais.

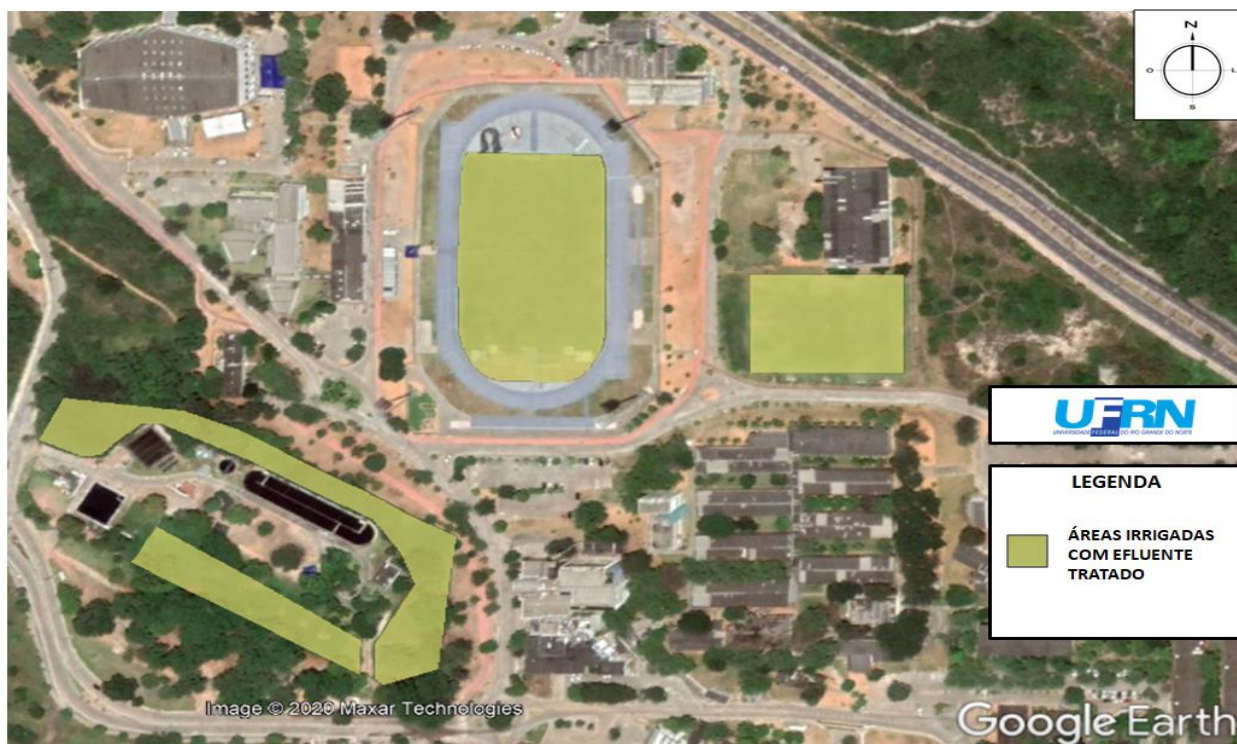


Figura 2: Áreas irrigadas com efluente tratado. / Fonte: Autores.

Vale salientar que os campos de futebol são irrigados quando os responsáveis pela manutenção dessas unidades solicitam por telefone aos operadores da ETE que sejam acionadas as bombas, o que ocorre nos momentos em que não há atividades esportivas.

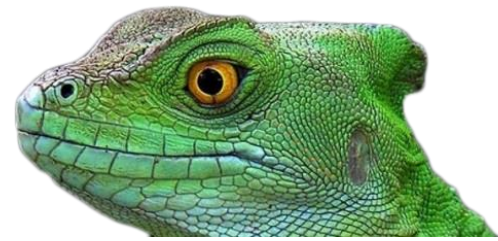
Sendo assim, para determinar o volume (m^3) de esgoto tratado utilizado pela UFRN para irrigação foi aplicada a Equação 1:

$$V = Q * t \quad (1)$$

Onde V é o volume de esgoto tratado reutilizado (m^3), t é o tempo de funcionamento das bombas (hora) extraído das fichas de operação (Figura 3) e Q é a vazão de referência da bomba utilizada.

Os volumes também foram apurados separadamente de acordo com a área irrigada, divididos em: campos de futebol e interior da ETE (capim). Vale salientar que, para esse cálculo, não foram considerados fatores como perda de esgoto tratado na tubulação por rugosidade da mesma, como também as próprias medidas físicas (comprimento e diâmetro) e outros fatores hidráulicos.

**Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
& 10ª Reunião de Estudos Ambientais
Volume 1
Recursos Hídricos e Qualidade da Água**



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
SUPERINTENDÊNCIA DE INFRAESTRUTURA
SETOR DE TRATAMENTO DE ESGOTO E REUSO

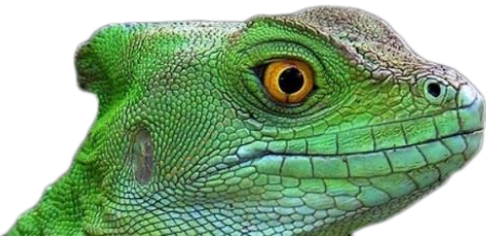


FICHA DE PROCEDIMENTOS									
Data:				Turno: DIURNO					
Operador:									
Entrada:									
Saída:									
Tempo:		ENSOLARADO NUBLADO CHUVOSO							
ETAPAS	DESCRIÇÃO DOS PROCEDIMENTOS	FREQUÊNCIA	HORÁRIO	INFORMAÇÕES					
TRATAMENTO PRELIMINAR	1.1 MEDIR ALTURA DA CALHA PARSHAL (cm)	DIÁRIA	10:00, 14:00 E 19:00						
	1.2 LIMPEZA DA GRADE	QUANDO NECESSÁRIO							
	1.3 REMOÇÃO DA BANDEJA	QUANDO NECESSÁRIO							
	1.4 LIMPEZA DA CAIXA DE AREIA	ÀS SEGUNDAS-FEIRAS		DIREITA	ESQUERDA	QUANTIDADE DE LATAS REMOVIDAS			
	1.5 LIMPEZA DO SENSOR DE VAZÃO E POÇO	INÍCIO DO PLANTÃO							
	1.6 PERFIL HORÁRIO DA VAZÃO AFLUENTE	QUINTAS-FEIRAS	24 HORAS						
EEEB ALOJAMENTO	2.1 VERIFICAÇÃO DAS BOMBAS	INÍCIO DO PLANTÃO		B1	AUTO	MANUAL	NEUTRO		
		INÍCIO DO PLANTÃO		B2	AUTO	MANUAL	NEUTRO		
		INÍCIO DO PLANTÃO		B3	AUTO	MANUAL	NEUTRO		
VALO	2.2 ESVAZIAMENTO DO POÇO SECO	QUANDO NECESSÁRIO		TEMP					
		QUANDO NECESSÁRIO		TEMP					
	2.3 LIMPEZA DA SALA DE BOMBAS	AOS SÁBADOS							
	3.1 VERIFICAÇÃO DO AERADOR/MOTOR/REDUTOR 01	INÍCIO DO PLANTÃO		FREQ.	SENTIDO (+ OU -)				
	3.2 VERIFICAÇÃO DO AERADOR/MOTOR/REDUTOR 03	INÍCIO DO PLANTÃO		FREQ.	SENTIDO (+ OU -)				
	3.3 VERIFICAÇÃO DA COMPORTA	INÍCIO DO PLANTÃO		NÍVEL					
DECANTADOR	3.4 MEDIR ALTURA DO VALO (cm)	DIÁRIA	10:00, 14:00 e 19:00						
	3.5 LIMPEZA DAS LÂMINAS, PASSARELA E ABRIGO	SEXTAS-FEIRAS							
	4.1 CAPINAÇÃO DO TALUDE	QUANDO NECESSÁRIO							
	4.2 OCORRÊNCIA DE FLOTAÇÃO	CONTINUAMENTE							
	4.3 REMOÇÃO DE FLOCOS DE LODO E RESÍDUOS	QUANDO NECESSÁRIO							
	4.4 LIMPEZA DO DEFELETOR	QUANDO NECESSÁRIO							
FILTRO	4.4 RECIRCULAÇÃO	CONFORME SOLICITADO		ABERTURA DO REGISTRO (Nº VOLTAS)					
				ABERTURA DO REGISTRO (Nº VOLTAS)					
				ABERTURA DO REGISTRO (Nº VOLTAS)					
	4.5 DESCARGA	CONFORME SOLICITADO		TEMP	ABERTURA DO REGISTRO (Nº VOLTA)	DESTINO			
				TEMP	ABERTURA DO REGISTRO (Nº VOLTA)	DESTINO			
CLORAÇÃO	5.1 JATEAMENTO DO DECANTADOR (PAREDES, CALHA)	QUANDO SOLICITADO							
	5.2 VERIFICAR UNIDADE EM FUNCIONAMENTO	INÍCIO DO PLANTÃO		CA-1	CA-2				
	5.3 LIMPEZA DA CAIXA DE ENTRADA	QUANDO NECESSÁRIO							
	5.4 TROCA DE CÂMERA	SEXTAS-FEIRAS		CA-1	CA-2				
	5.5 RETROLAVAGEM	SEXTAS-FEIRAS		CA-1	CA-2				
LEITO	6.1 INSPEÇÃO GERAL DO SISTEMA	INÍCIO DO PLANTÃO							
	6.2 DOSAGEM DE CLORO (Kg/dia)	QUANDO NECESSÁRIO							
	6.3 TROCA DE CILINDRO	QUANDO NECESSÁRIO							
	6.4 LIMPEZA DAS XINCANAS	QUANDO NECESSÁRIO							
	6.5 RETIRAR FOLHAGENS	QUANDO NECESSÁRIO							
	7.1 QUANTIDADE DE LATAS REMOVIDAS NA LIMPEZA	DIÁRIA		L1	L2	L3	L4		
	7.2 LIMPEZA DA CALHA NA ENTRADA	APOÓS DESCARGA							
7.3 LIMPEZA DA CALHA NA SAÍDA	APOÓS DESCARGA								
EEET	7.4 VARRIÇÃO DA CALÇADA	QUANDO NECESSÁRIO							
	7.4 CAPINAÇÃO DO ENTORNO	QUANDO NECESSÁRIO							
	8.1 ACIONAMENTO DAS BOMBAS	QUANDO NECESSÁRIO		B1	AUTO	MANUAL	DESTINO		
		QUANDO NECESSÁRIO		B2	AUTO	MANUAL	DESTINO		
		QUANDO NECESSÁRIO		B3	AUTO	MANUAL	DESTINO		
EEEB SETOR I	8.2 ESVAZIAMENTO DO POÇO SECO	QUANDO NECESSÁRIO		TEMP					
		QUANDO NECESSÁRIO		TEMP					
	8.3 LIMPEZA DA SALA DE BOMBAS	AOS SÁBADOS							
	9.1 VERIFICAÇÃO DO NÍVEL DO POÇO ÚMIDO	DIÁRIA	10:30	ALTURA INICIAL	ALTURA FINAL				
		DIÁRIA	10:30	B1	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR	
	9.2 VERIFICAÇÃO DAS BOMBAS	DIÁRIA	10:30	B2	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR	
		DIÁRIA	10:30	B3	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR	
	9.3 ESVAZIAMENTO DO POÇO ÚMIDO	DIÁRIA	10:30	TEMP					
	9.4 ESVAZIAMENTO DO POÇO SECO	DIÁRIA	10:30	TEMP					
	9.5 LIMPEZA DA SALA DE BOMBAS	AOS SÁBADOS							
	9.6 VERIFICAÇÃO DO NÍVEL DO POÇO ÚMIDO	DIÁRIA	14:00	ALTURA INICIAL	ALTURA FINAL				
		DIÁRIA	14:00	B1	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR	
	9.7 VERIFICAÇÃO DAS BOMBAS	DIÁRIA	14:00	B2	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR	
	DIÁRIA	14:00	B3	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR		
9.8 ESVAZIAMENTO DO POÇO ÚMIDO	DIÁRIA	14:00	TEMP						
9.9 ESVAZIAMENTO DO POÇO SECO	DIÁRIA	14:00	TEMP						
9.11 VERIFICAÇÃO DO NÍVEL DO POÇO ÚMIDO	DIÁRIA	16:30	ALTURA INICIAL	ALTURA FINAL					
	DIÁRIA	16:30	B1	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR		
9.11 VERIFICAÇÃO DAS BOMBAS	DIÁRIA	16:30	B2	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR		
	DIÁRIA	16:30	B3	AUTO	MANUAL	NEUTRA	HORÍMETR		
9.12 ESVAZIAMENTO DO POÇO ÚMIDO	DIÁRIA	16:30	TEMP						
9.13 ESVAZIAMENTO DO POÇO SECO	DIÁRIA	16:30	TEMP						
TANQUE FINAL	10.1 REMOÇÃO DE RESÍDUOS DA SUPERFÍCIE	DIÁRIA							
	10.2 LIMPEZA GERAL	QUANDO NECESSÁRIO							
	10.3 EXTRAVASAMENTO	QUANDO SOLICITADO		TEMP					
REDE IRRIGAÇÃO	11.1 VERIFICAÇÃO DA REDE INTERNA	INÍCIO DO PLANTÃO							
	11.2 VERIFICAÇÃO DA REDE DO CAMPO	INÍCIO DO PLANTÃO							
	11.3 VERIFICAÇÃO DOS ASPERSORES	INÍCIO DO PLANTÃO							
	11.4 CAPINAÇÃO NO ENTORNO DOS ASPERSORES	QUANDO NECESSÁRIO							
	11.5 MANUTENÇÃO (BOMBAS E AERADORES)	INÍCIO DE CADA MÊS							
COLETA DE AMOSTRAS DE ESGOTO		QUINTAS-FEIRAS							

* AS DEMAIS ATIVIDADES E ACONTECIMENTOS DEVERÃO SER REGISTRADOS NO LIVRO DE OCORRÊNCIAS.

Figura 3: Ficha do monitoramento diário da ETE/UFRN. / Fonte: Autores.

De acordo com o Inciso I do Art. 29 da Lei nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007, “Os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços de abastecimento de água e



esgotamento sanitário: preferencialmente na forma de tarifas e outros preços públicos, que poderão ser estabelecidos para cada um dos serviços ou para ambos conjuntamente.” (Brasil, 2007). Nesse sentido, foi utilizada a tabela tarifária (Tabela 1) da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) para estimar o custo que a UFRN teria tido em 2019 se utilizasse o sistema público de esgotamento sanitário da CAERN. Posto isto, foi levada em consideração a classificação do consumo como Pública por se tratar de uma estação localizada em uma instituição federal. Os valores encontrados na Tabela 1 ajudaram a elaborar a Equação (2) para estipular o valor, em reais, gasto com relação à irrigação das áreas já citadas nesse artigo. O cálculo foi realizado pelo Excel utilizando os valores de volume total mensal que já haviam sido digitalizados.

$$P = 128,70 + 11,60*(V-20) \quad (2)$$

Onde: P é o preço em real (R\$) e V é o volume de esgoto tratado (m³), valor, este determinado na Equação 1.

Tabela 1: Estrutura tarifária de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário definido pela CAERN.

Estrutura Tarifária (CAERN - 2018)								
Classe de Consumo	Cota básica (m ³)	Tarifa Mínima (R\$)	Consumos Excedentes Medidos (m ³)					
			11 - 15 (m ³)	16 - 20 (m ³)	21 - 30 (m ³)	31 - 50 (m ³)	51 - 100 (m ³)	> 100 (m ³)
Residencial Social	10,00	8,07	4,46	5,27	5,94	6,84	8,85	10,06
Residencial Popular	10,00	25,40	4,46	5,27	5,94	6,84	8,85	10,06
Residencial	10,00	39,99	4,46	5,27	5,94	6,84	8,85	10,06
Comercial	10,00	61,53	7,76	8,33	10,06	10,06	10,06	10,06
Industrial	20,00	134,19			11,06	11,06	11,06	11,06
Pública	20,00	128,70			11,06	11,06	11,06	11,06

Fonte: Brasil, 2018.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Em um primeiro momento, mediante ao que foi exposto, foi feita uma análise sobre a destinação do esgoto tratado. Logo após, foi quantificada a economia de recurso e financeira gerada pela irrigação dos campos de futebol com esse efluente final.

Com base nos dados levantados, verificou-se que em 2019 foi utilizado um volume de 150.365 m³ de água de reuso no campus central da UFRN, sendo destinado cerca de 56% (85.600 m³) para irrigação do capim existente na ETE e o restante para irrigação dos campos de futebol (64.765 m³), conforme apresentado na Figura 4.

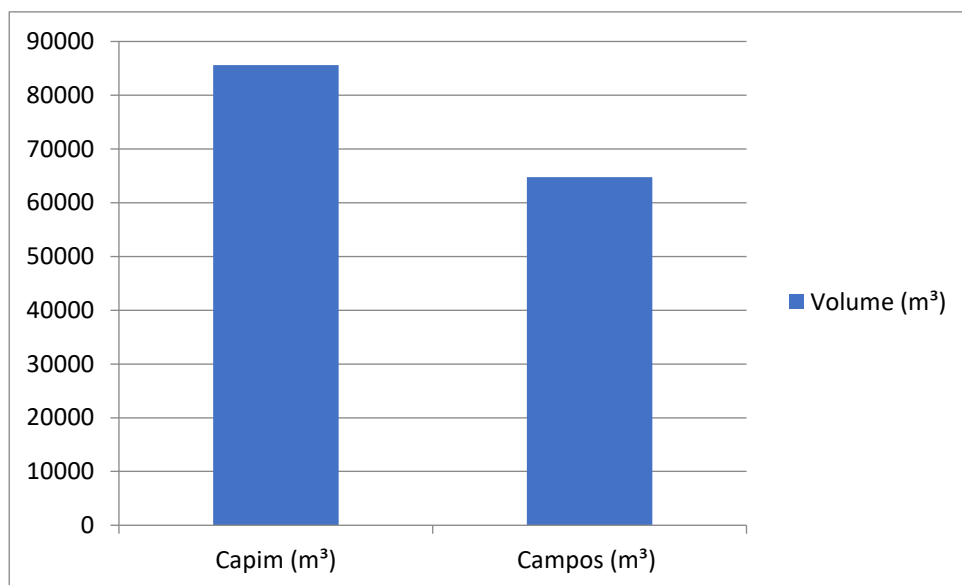


Figura 4: Volume anual de esgoto tratado por área irrigada. / Fonte: Autores.

É importante destacar que o volume destinado à irrigação do plantio de capim apresenta além do necessário para essa finalidade, pela destinação de um volume maior (85.600 m^3) para uma área menor (7.915 m^2), quando comparada com os campos. Isso ocorre porque o excedente é destinado ao capim a fim de controlar o nível do reservatório de esgoto tratado. Logo, o efluente tratado supre as necessidades de irrigações atuais, como também confirma a ideia de expansão do sistema de reuso para as outras áreas verdes do Campus Central.

De modo geral, verificou-se uma demanda de $6,3 \text{ m}^3$ de água de reuso/ m^2 de área irrigada, reduzindo para 3,4 no período chuvoso e para 2,9 no período seco.

Segundo os dados do projeto de irrigação dos campos de futebol baseado no manual da FIFA, o volume necessário para uma boa irrigação do gramado do tipo Bermuda Tifway 419 é de (5 – 10) mL/cm^2 por dia, ou (150 – 300) mL/cm^2 por mês. Como se pode observar na Tabela 02, o volume utilizado na irrigação do campo de futebol ficou abaixo do mínimo necessário em todos os meses do ano de 2019.

Tal fato deve-se a um conjunto de fatores, destacando-se o período chuvoso e problemas de cunho operacionais que acarretam a suspensão da irrigação.

De acordo com os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2009), que afirma que o período de maior precipitação em Natal/RN ocorre entre os meses de Fevereiro e Agosto. Verificou-se, de maneira geral, o maior consumo de esgoto tratado no mês de Agosto, quando foram utilizados 15.793 m^3 e o menor consumo no mês de Junho quando registrou um consumo de 9.193 m^3 .



Tabela 2: Consumo mensal de esgoto tratado para irrigação dos campos de futebol.

Mês	Volume destinado à irrigação dos Campos (m ³)	Consumo Mensal (mL/cm ²)
Janeiro	8715	99,7
Fevereiro	4043	46,3
Março	3188	36,5
Abril	1775	20,3
Maio	2878	32,9
Junho	1157	13,2
Julho	1247	14,3
Agosto	5307	60,7
Setembro	7487	85,7
Outubro	9927	113,6
Novembro	8273	94,7
Dezembro	10768	123,2

Fonte: Autores

A Figura 5 apresenta a variação mensal do volume utilizado conforme os usos.

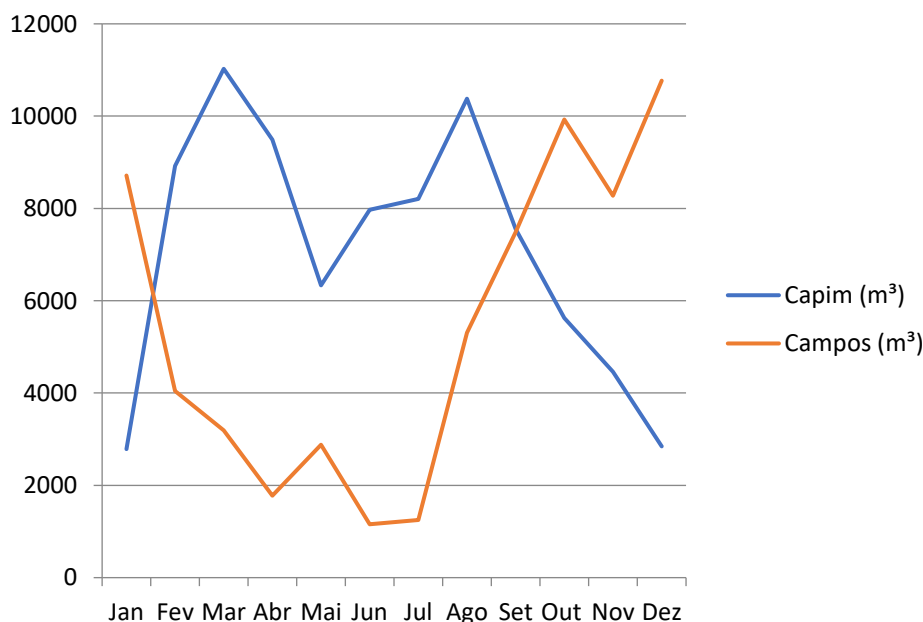


Figura 5: Variação mensal do volume de esgoto tratado para cada destinação. / Fonte: Autores.

Observa-se, portanto, que o volume utilizado para irrigação dos campos de futebol variou ao longo dos meses, sobretudo no período chuvoso quando não é necessária a irrigação com água de reuso. O mês de Dezembro registrou o maior volume (10.768 m³), enquanto que o mês de Junho



registrou o menor volume (1.157 m³), demonstrando a relação inversa entre precipitações e irrigação dos campos.

Ainda analisando a Figura 5, para irrigação do capim registrou-se um volume mínimo no mês de Janeiro (2.785 m³) decorrente do período seco e assim maior necessidade de irrigação nos campos, e o volume máximo no mês de Março (11.025 m³) onde ocorre um dos picos do período chuvoso.

Com base no volume de esgoto tratado que foi utilizado na irrigação, estimou-se que a UFRN teria tido um custo de R\$ 1.661.926,90 (Tabela 3) em 2019 caso utilizasse o sistema de abastecimento da concessionária estadual (CAERN) para irrigação. Entretanto, não se pode afirmar qual a alternativa mais vantajosa, pois para tanto seria necessário contabilizar os custos que a instituição tem com o tratamento e reuso. A Tabela 3 apresenta o volume mensal de esgoto reutilizado e o respectivo custo caso fosse utilizada a rede de abastecimento de água da Concessionária.

Tabela 3: Volumes mensais de esgoto reutilizado e custos mensais com água potável.

Mês	Volume de esgoto tratado (m ³)	Custo considerando água potável (R\$)
Janeiro	11500	127.097,50
Fevereiro	12965	143.300,40
Março	14213	157.106,97
Abril	11267	124.516,83
Maio	9215	101.825,40
Junho	9128	100.866,87
Julho	9450	104.424,50
Agosto	15687	173.402,03
Setembro	15042	166.268,33
Outubro	15553	171.927,37
Novembro	12735	140.756,60
Dezembro	13610	150.434,10
Total	150365	1.661.926,90

Fonte: Autores.

Logo, observa-se uma média de gasto mensal com água potável de R\$ 138.493,906, acompanhado pela média do volume de esgoto tratado mensalmente de 12.530 m³. Também é constatada uma relação diretamente proporcional entre o esgoto reutilizado e o preço que seria cobrado caso fosse utilizada água potável, ou seja, quanto maior o consumo maior será o valor



cobrado. Portanto, o mês de maior volume (Agosto) obteve o maior custo (173.402,03) entre os meses de 2019.

Além dos benefícios já citados e de trazer benefícios ambientais tratando o esgoto bruto e reutilizando recursos naturais através do reuso, é importante ressaltar a relevância da ETE/UFRN para todo o ecossistema que ela se insere, trazendo também benefícios sanitários e sociais, como a influência indireta no abastecimento de uma água potável para toda a comunidade acadêmica.

Além disso, promove atividades que fomentam pesquisa e extensão, como é o caso do Projeto Conhecendo a ETE que oferece palestras em escolas estaduais e visitas à ETE/UFRN que, segundo (FERRAZ E CARVALHO, 2016), “é uma ferramenta de grande importância para as atividades de educação sanitária e ambiental, tanto para o público interno quanto para a comunidade em geral. A visita à ETE/UFRN é, para a grande maioria dos visitantes, uma experiência única, levando-os a pensar sobre a importância do tratamento e reuso do esgoto tratado para a proteção e sustentabilidade ambiental”.

Ademais, também fomenta o ensino, uma vez que a ETE/UFRN é aberta para turmas acadêmicas e recebe a visita de variados cursos através do projeto Conhecendo a ETE, que permite desenvolver a interdisciplinaridade na medida em que podem ser discutidos conceitos e conteúdos de diversas disciplinas curriculares dos cursos de graduação (SOARES *et al.* 2019).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Diante o apresentado e a proposta desse trabalho, percebeu-se que as ações de períodos climáticos, detalhes de monitoramento e operação, peculiaridades de uma universidade, influenciam no tratamento, no reuso e o respectivo destino do efluente final. Além de concluir, por hora, que a UFRN gastaria anualmente cerca de 1,5 milhão de reais através do reuso se utilizasse o sistema de abastecimento da CAERN para irrigação. Além do mais, foi constatado que outros valores como os sociais e acadêmicos estão atrelados à ETE/UFRN.

O efluente tratado destinado à irrigação dos campos de futebol é excedente. Uma vez que o volume destinado é maior do que o necessário para manter a plantação das áreas irrigadas com boa qualidade. Sendo assim, corrobora a ideia de disponibilidade de expansão do sistema de reuso para irrigação de outras áreas do Campus Central.

Também foi verificada a importância de tratar e reutilizar um recurso natural como a água, poupando os recursos hídricos de um local propenso à escassez hídrica, deixando a água potável



para usos mais nobres, como o abastecimento humano. Assim, destinação do esgoto é feita de forma correta e contribui para a promoção do saneamento no Brasil.

Ademais, nota-se que é necessário um estudo mais aprofundado e detalhado sobre os diversos aspectos e impactos que a ETE/UFRN provoca, junto a uma análise sobre sua valoração ambiental para ser definido se no contexto geral a ETE gera mais gastos ou lucro à UFRN.

Agradecimentos

Agradeço a Deus pelo dom da vida e pela saúde de todos os contribuintes.

Agradeço também à Universidade Federal do Rio Grande do Norte, aos servidores e operadores da Estação de Tratamento de Esgoto da UFRN, aos servidores e demais membros da Diretoria de Meio Ambiente pelo apoio e informações fornecidas para que esse trabalho fosse concluído com êxito. Agradeço também à Pró-Reitoria de Extensão da UFRN (*PROEX/UFRN*) e a Pró-Reitoria de Assuntos Estudantis da (*PROAE/UFRN*).

Aos meus familiares e amigos pelo apoio emocional, fundamental para a realização desse artigo.

| REVISÃO BIBLIOGRÁFICA |

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS PÚBLICOS DO RIO GRANDE DO NORTE – ARSEP. Diretoria. Resolução nº 020/2018, de 26 de janeiro de 2018. Dispõe sobre o índice percentual a ser aplicado pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte – CAERN, à tabela das tarifas dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário dos Municípios que possuem Convênio de Delegação com a Agência Reguladora de Serviços Públicos do Rio Grande do Norte - ARSEP. [S. l.], 2018. Disponível em: http://www.diariooficial.rn.gov.br/dei/dorn3/docview.aspx?id_jor=00000001&data=20180127&id_documento=598525. Acesso em: 27 abr. 2020.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 25 de abr. 2020.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS - CNRH. Resolução nº 054/2005, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. [S. l.], 2005. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2018/02/Resolu%C3%A7%C3%A3o-n%C2%BA-54-de-28-de-Novembro-de-2005-CNRH.pdf>. Acesso em: 09 jun. 2020.

FERRAZ, F. O. S. M.; CARVALHO, F. H. D. A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA UFRN COMO IMPORTANTE FERRAMENTA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL. In: Fórum de Educação Ambiental do Rio Grande do Norte, UFRN, 2ª, 2016, Natal - RN.



LAVRADOR FILHO J. Contribuição para o entendimento do reúso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil. São Paulo: Escola Politécnica de São Paulo, Universidade de São Paulo, 1987 (Dissertação, Mestrado) apud BREGA FILHO, D. e MANCUSO, P.C.S. O conceito de reúso da água. In: MANCUSO, P.C.S. e SANTOS, H.F. (Ed.). Reuso da água. Barueri: Manole, 2003. Cap.2, p.21-36.

NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DO BRASIL. Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Consultado em 30 de abril de 2020.

Práticas da UFRN são finalistas do Prêmio ODS Brasil. UFRN, 2018. Disponível em: <<https://ufrn.br/imprensa/noticias/21214/praticas-da-ufrn-sao-finalistas-do-premio-ods-brasil>>. Acesso em: 8 de jun. 2020.

PROSAB (PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO). Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologia de tratamento para esse fim. Rio de Janeiro: Abes, 2006.

SOARES Y. B. da S.; *et al.* A INTERDISCIPLINARIDADE NO PROJETO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL CONHECENDO A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA UFRN. In: Congresso Nacional de Educação Ambiental, UFPB, 6ª, 2019, João Pessoa – PB.

TERRA, I. O. G.; *et al.* ENQUADRAMENTO DA ÁGUA DE REUSO NÃO POTÁVEL NA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 30ª, 2019, Natal-RN. Anais Eletrônicos... Disponível em: <http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento45/TrabalhosCompletoPDF/II-267.pdf>. Acesso em: 08 de maio. 2020.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª Edição. Belo Horizonte, - MG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.



AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS DE CAPTAÇÃO PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO. UMA ABORDAGEM MULTI-DESCRIPTIVA

| ID 15746 |

¹Gabriela Medeiros, ²Ricardo Guicho; ³Kelly Krampe Peres, ⁴Maior Wellinton Wedig Amaral; ⁵Maria Clara Pilatti, ⁶Thaís Tagliati da Silva, ⁷Ralpo Rinaldo dos Reis, ⁸Maritane Prior, ⁹Norma Catarina Bueno

1Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: gabsmedeiros@gmail.com; 2Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: ricardoguicho@gmail.com; 3Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: kellyperes13@gmail.com, 4Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: wedig_npi@hotmail.com; 5Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: pilattimariaclara@gmail.com; 6Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: thaistagliati1@gmail.com; 7Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: ralpo.reis@unioeste.br; 8Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: maritane.prior@unioeste.br; 9Universidade Estadual do Oeste do Paraná, e-mail: normacatarina@hotmail.com

| RESUMO |

Os sistemas fluviais sofrem diversas alterações ao longo de seu percurso, as quais estão associadas a inúmeros fatores naturais e antropogênicos. Com a crescente urbanização, e consequente remoção da vegetação ciliar pelo uso intensivo das bacias hidrográficas os ecossistemas aquáticos sofrem degradação ambiental e a deterioração da qualidade da água aumenta substancialmente os custos do tratamento da água para abastecimento público, uma vez que em áreas protegidas com mananciais de boa qualidade são necessários pouco investimento em tratamento. Nesse contexto, esse estudo teve como objetivo caracterizar quanto a condições da qualidade da água dos rios de captação de água para abastecimento público de nove municípios do oeste do Paraná. Para isso, foram selecionados trechos de três bacias hidrográficas da região oeste do Paraná (bacia do Paraná III, bacia do Piquiri e bacia do Baixo Iguaçu) e suas áreas de convergência, considerando região da cabeceira e região da captação para abastecimento público. Para se obter um N amostral representativo foram selecionados nove municípios: Toledo, Cascavel, Medianeira, Foz do Iguaçu, Santa Tereza do Oeste, Boa Vista da Aparecida, Três Barras do Paraná, Catanduvas e Guaraniaçu. Os dados referentes à amostragem das variáveis físicas e químicas como temperatura (Temp; C), condutividade elétrica (Ce; mS/cm⁻¹), oxigênio dissolvido (OD; mg L⁻¹), turbidez (Turb; NTU) e pH foram mensurados in situ pela sonda multiparâmetro da marca HORIBA, modelo U-5000. Para caracterização. Para caracterização geoambiental dos municípios foram realizados os mapeamentos com base em imagens do projeto Topodata que oferece o Modelo Digital de Elevação (MDE) e suas derivações locais básicas em cobertura nacional. Além desses fatores, foi utilizada a base de dados do Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná (ITCG) para identificar as classes do solo, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para os limites dos municípios e da Agência Nacional das Águas (ANA) para hidrografia. O estudo apontou similaridade entre os rios de captação de água para abastecimento público, do oeste do Paraná, principalmente em função de características limnológicas e de tipo de solo. As principais características que agruparam os municípios foram o pH, condutividade, DQO, ortofosfatos e sólidos totais, as quais refletem diretamente no uso e ocupação predominantemente agrícola de municípios menores com principais atividades econômicas direcionadas à pequenos agricultores e pecuaristas. Outro fator a ser destacado é o reflexo do tipo de solo no agrupamento resultante o qual traz um claro reflexo das características de sólidos e



condutividade que diferenciam mananciais em região de latossolo de região de nitossolo, uma vez que possuem percentual de argila e nutrientes diferentes.

Palavras-chave: limnologia; sensoriamento remoto; caracterização multidisciplinar.

| INTRODUÇÃO |

A dificuldade de acesso à água é retrato de uma gestão com pouco planejamento e fundada apenas em medidas emergenciais. A questão provém de conflitos e dificuldades no acesso aos recursos hídricos e, bem como, no desmatamento das margens dos rios e no tratamento inadequado dos esgotos, afetando todo o ciclo hidrológico. Nesse cenário, o setor de saneamento - especialmente os de provisão de esgotamento sanitário e água - ainda demanda aprimoramento em seus modelos de gestão, que é apontado como um setor pouco valorizado, entretanto, de outra parte, possui grande impacto social (Rossoni *et al*, 2020).

Segundo o último Ranking sobre saneamento realizado no Brasil pelo Instituto Trata Brasil, juntamente com a GO Associados, atualmente no país, usando o Sistema de Informações sobre Saneamento (SNIS) com ano base 2018, quase 35 milhões de pessoas ainda não tem disponibilidade de abastecimento de água, representando 16,38% da população brasileira - 3x a população de Portugal; e ainda, mais de 100 milhões de brasileiros não tem cobertura da coleta de esgoto, representando 46,85% da população do Brasil - mais de 2x a população da Argentina. Além de que, no Brasil, o volume de esgoto tratado é somente 46% do volume total de esgoto do país, considerado abaixo do ideal (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2018).

No que se refere aos rios de captação é necessário considerar os problemas devido as características naturais, observado então, as interações espaciais entre o clima, a distribuição de água, o relevo e a geologia, que constituem de forma articulada uma totalidade ambiental composta pela paisagem natural e pelo espaço (Silva *et al*, 2011). É possível verificar também, nesses ambientes naturais, a relação entre reações e ações, isto é, lançamento de efluentes industriais e domiciliares, ocupação irregular e desordenada, depósito de resíduos sólidos pela população, que podem causar processos de eutrofização pela abundância de carga orgânica, assoreamento, alterações na qualidade da água, mortandade de espécies vegetais e animais (Souza & Azevedo, 2020).

O relevo tem influência no processo de infiltração da água no solo: de modo geral, quanto mais declivoso for o terreno, menor é o tempo de oportunidade para que ocorra o processo de infiltração e recarga do lençol superficial (Oliveira *et al*, 2014). Bem como, as declividades refletem uma taxa



de variação espacial da altimetria que possibilitam salientar quebras no relevo. Portanto, a descrição numérica da superfície fornece uma fonte de informação progressivamente mais confiável que permite estimar variados fenômenos, como por exemplo: erosão de solos, hidrogramas de bacias, fluxos d'água, movimentos de massa, entre outros (Vasconcelos et al., 2012).

Os compartimentos do sistema terrestre, tem influência e é influenciado pelo solo, sendo eles: a água, o ar, os organismos, as rochas e sedimentos e o ar. Assim sendo, o solo interage com eles em todos os processos que indicam a qualidade de vida no planeta. O manejo inadequado dos solos e a degradação provocam desequilíbrio na emissão de gases de efeito estufa e nos fluxos hídricos, apresentando influência direta na regulação da qualidade do ar e da água (EMBRAPA, 2018).

Com a crescente urbanização, e conseqüente remoção da vegetação ciliar pelo uso intensivo das bacias hidrográficas os ecossistemas aquáticos sofrem degradação ambiental e a deterioração da qualidade da água aumenta substancialmente os custos do tratamento da água para abastecimento público, uma vez que em áreas protegidas com mananciais de boa qualidade são necessários pouco investimento em tratamento (Tundisi & Tundisi, 2011). Os custos deste tratamento podem chegar no máximo a R\$ 2,00 ou R\$ 3,00 por 1.000 m³ de água tratada (adição de cloro e flúor) em mananciais urbanos, e em áreas desmatadas este custo do tratamento pode chegar a R\$ 250,00 ou R\$ 300,00 por 1.000 m³, uma vez que será necessário uso de floculantes, coagulantes e desinfetantes (Tundisi & Tundisi, 2010).

Assim, visto a necessidade de estudos que avaliem a qualidade da água para captação e abastecimento para embasar medidas de prevenção e mitigação de impactos antrópicos nesses ambientes, esse estudo tem como objetivo caracterizar e avaliar a qualidade da água de 9 rios de captação para abastecimento público do oeste do Paraná, Brasil.

| MÉTODOS DE PESQUISA |

Área de estudo

Foram selecionados trechos de três bacias hidrográficas da região oeste do Paraná (bacia do Paraná III, bacia do Piquiri e bacia do Baixo Iguaçu) e suas áreas de convergência, considerando região da cabeceira e região da captação para abastecimento público, seguindo o sentido nascente-foz dos rios amostrados. Para se obter um N amostral representativo foram selecionados nove municípios: Toledo, Cascavel, Medianeira, Foz do Iguaçu, Santa Tereza do Oeste, Boa Vista da Aparecida, Três Barras do Paraná, Catanduvas e Guaraniaçu (Figura 1), sendo o fator de seleção



principal a existência da estação de tratamento de água pela SANEPAR, em mananciais superficiais (Tabela 1).

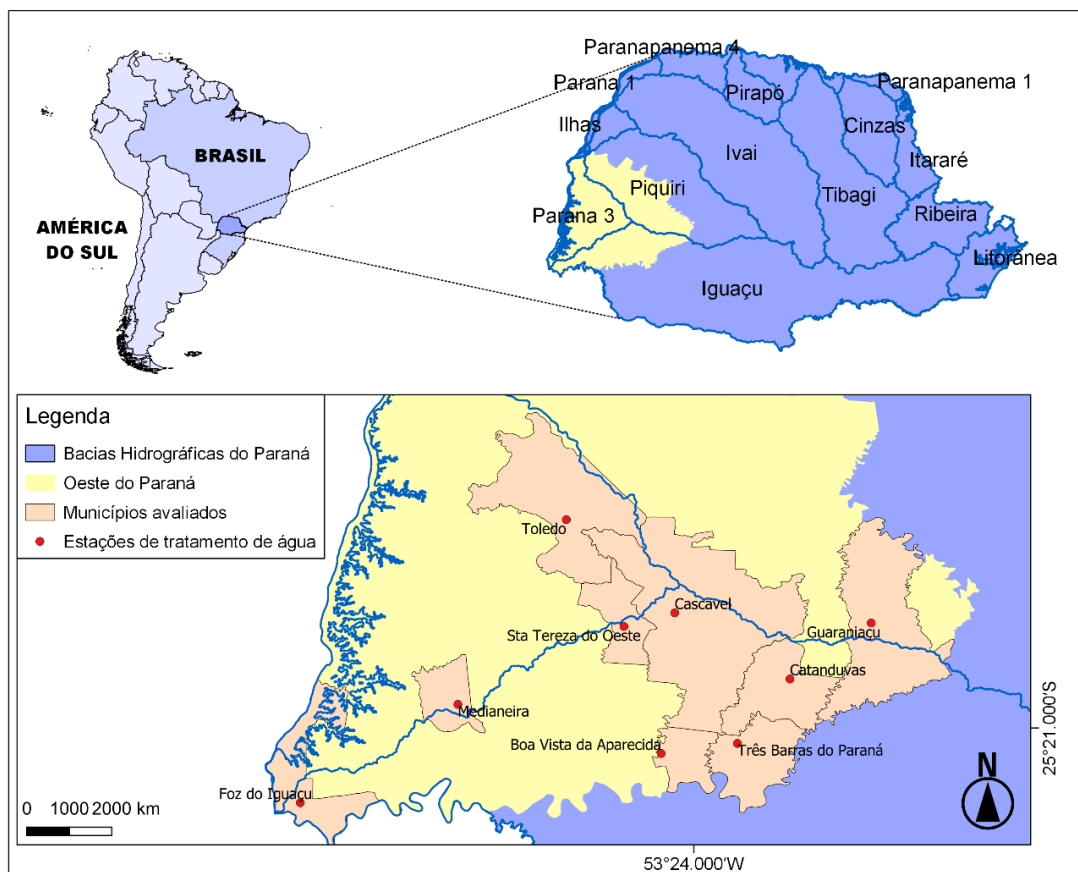


Figura. 1 Municípios da região oeste do Paraná, Brasil selecionados para avaliação da qualidade dos rios utilizados para captação e abastecimento de água da população.

Variáveis abióticas e bióticas

Os dados referentes à amostragem das variáveis físicas e químicas como temperatura (Temp; C), condutividade elétrica (Ce; mS/cm^{-1}), oxigênio dissolvido (OD; mg L^{-1}), pH e turbidez (Turb; NTU) foram mensurados in situ pela sonda multiparâmetro da marca HORIBA, modelo U-5000.

Foram analisados pelo laboratório de limnologia do GERPEL, Unioeste-Campus Toledo, o consumo de oxigênio ocorrido em função da oxidação química (DQO; mg L^{-1}) e da matéria orgânica (DBO; mg L^{-1}) as concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NT; mg L^{-1}), nitrato (NO_3 ; mg L^{-1}), amônio (NH_4 ; mg L^{-1}), fósforo dissolvido total (PT; mg L^{-1}), ortofosfato (PO_4 ; mg L^{-1}), clorofila a (CL_a ; mg L^{-1}), sólidos totais (ST; mg L^{-1}), coliformes totais (CT; NMP/100 mL) e *Escherichia coli* (Ec; NMP/100 mL). As análises foram realizadas seguindo os métodos padronizados no Standard



Methods (Apha 2017). As variáveis químicas foram mensuradas após a coleta do material por meio da imersão subsuperficial de frascos de polietileno, devidamente refrigeradas e mantidas no escuro até o seu destino

Caracterização geoambiental

Para caracterização geoambiental dos municípios foram realizados os mapeamentos com base em imagens do projeto Topodata que oferece o Modelo Digital de Elevação (MDE) e suas derivações locais básicas em cobertura nacional. Fora elaborado a partir dos dados SRTM disponibilizados pelo USGS (United State Geological Survey), na resolução 30 metros. Com isso, direcionou-se a elaboração das cartas de declividade e hipsometria. Para tanto foi utilizado o software QGis 3.4, com a aplicação da ferramenta “r.reclass” e “r.recode” que realizam a reclassificação das altitudes para o mapa hipsométrico, e das declividades. Para o mapa altimétrico foram criadas regras, contendo o número de classes e seus intervalos, essas informações foram calculadas de acordo com a variação da altitude encontrada no MDE. Já para o mapa de declividade foram criadas grades de declividades, cujos valores foram classificados segundo os limiares estabelecidos pela EMBRAPA (1979).

Além desses fatores, foi utilizada a base de dados do Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná (ITCG) para identificar as classes do solo, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para os limites dos municípios e da Agência Nacional das Águas (ANA) para hidrografia.

Tratamento estatístico dos dados

Considerando os distintos pontos de coleta e a forte influência sobre as comunidades fitoplanctônicas, todas as variáveis coletadas até o momento, foram previamente analisadas por meio de estatísticas descritivas (média e coeficiente de variação) de acordo com a sua natureza. Para comparar eventuais diferenças estatísticas de cada variável entre os municípios, foi utilizada

A análise de variância de um critério (one-way ANOVA) foi utilizada para avaliar a variação dos fatores individualmente em função do município, e quando significativa, teste a posteriori de Tukey. A variação dos fatores ambientais entre as estações de amostragem foi verificada através de uma análise de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA), aplicada à matriz de similaridade de Bray-Curtis com 9999 permutações. As variáveis ambientais também foram submetidas à Análise dos Componentes Principais (ACP) com objetivo de caracterizar as estações identificando as variáveis com maior poder de diferenciá-las (Wiegler 1980).

Os dados ambientais foram padronizados de modo que tenham o mesmo peso nas análises (Borcard et al. 2011). Todas as análises foram realizadas por meio da linguagem e ambiente para



estatística computacional R (R CORE TEAM, 2014), junto com a biblioteca Vegan (Oksanen et al. 2015).

Tabela 1: Localização geográfica das estações de amostragem (pontos de cabeceira e pontos de captação) superficial referente as três microbacias na região oeste do Paraná.

Bacia	Cidade	Rio	Estação de amostragem	Lat/long	Profundidade (cm)	Largura (m)	Vazão média (m ³ /s)	
Piquiri	Guaraniaçu	Rio Baú	P1	25°40'56"S 52°53'29"O	0,16	5,23	0,08	
			P2	25°40'27"S 52°53'20"O				
Paraná III	Catanduvas	Rio Arroio Passo Liso	P1	25°11'13"S 53°08'18"O	0,17	4,1	0,17	
			P2	25°12'38"S 53°07'51"O				
	Boa vista Aparecida	Rio Jacutinga	P1	25°25'17"S 53°25'46"O	0,26	5,2	0,22	
			P2	25°25'46"S 53°26'17"O				
Três Barras do Paraná	Córrego Itaguaçu		P1	25°26'11"S 53°11'17"O	0,32	2,8	0,1	
			P2	25°26'21"S 53°10'50"O				
Baixo rio Iguaçu	Cascavel	Rio Cascavel	P1	52°53'29"S 53°26'06"O	0,41	4,25	0,41	
			P2	52°53'20"S 53°26'19"O				
	Toledo	Rio Toledo		P1	24°45'49"S 53°39'50"O	0,44	6,1	1,81
				P2	24°43'51"S 53°42'40"O			
Santa Tereza do Oeste	Rio Gonçalves Dias		P1	25°20'29"S 53°35'20"O	0,2	3,25	0,19	
			P2	25°30'47"S 53°36'14"O				
Medianeira	Rio Alegria		P1	25°18'35"S 54°30'31"O	0,21	3,3	0,06	
			P2	25°17'30"S 54°40'35"O				
Foz do Iguaçu	Rio Tamanduá		P1	25°30'26"S 54°31'50"O	0,19	3	0,21	
			P2	25°32'13"S 54°31'25"O				



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os municípios apresentam características distintas não apenas pela qualidade da água, mas, como descrito na caracterização das estações de amostragem (ver mais em Tabela 1), os rios estudados possuem características físicas naturalmente distintas, concordando com a teoria do rio contínuo de Vanotte et al. (1980). Porém, as variáveis ambientais apontaram diferenças que indicam níveis distintos de interferência antrópica. Na Tabela 2 podemos observar diferença entre as médias avaliadas das variáveis físico-químicas entre os municípios com base na Análise de variância (ANOVA-one way) e no agrupamento realizado pelo pós-teste Tukey. Destaca-se inicialmente a diferença entre os ambientes principalmente em função do pH, condutividade, DQO, ortofosfatos e sólidos totais, variáveis que interferem diretamente na qualidade da água e no processo de tratamento de água para abastecimento.

De acordo com a Portaria 2.914/2011 do CONAMA, o pH da água para abastecimento público no sistema de distribuição deve ser mantido entre 6 e 9,5 (Brasil, 2011). Em nosso estudo, os municípios de BVA, FOZ e GUAR apresentaram valores maiores do que 7, enquanto os municípios de Cascavel e Medianeira apresentaram valores entorno de 5 (Tabela 2). Diversos estudos relacionam valores baixos de pH com descarte de efluentes industriais, esgoto doméstico e atividades agrícolas, o que influencia negativamente a qualidade da água (Chen & Lu, 2014; Carvalho et al., 2015; Shi et al., 2017). Consequentemente, os custos com o tratamento de água aumentam devido a necessidade de neutralização do pH previamente ao tratamento biológico (CETESB, 2018), uma vez que o pH neutro tende a aumentar a eficiência dos processos de tratamento de água (Venkatesh et al., 2015; Boczkaj & Fernandes, 2017).

A DQO pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico, sendo um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais (CETESB, 2018). No presente estudo, os municípios de FOZ, CTD e STO apresentaram valores médios de DQO superiores a 70 mg/L, indicando ambientes impactados por atividades antrópicas. Em estudos prévios, os corpos hídricos avaliados contiveram valores semelhantes de DQO, sendo caracterizados como áreas sob influência de atividades residenciais e de estação de tratamento de esgoto (Hua, 2017), bem como de atividades agrícolas (Shi et al., 2017). A Resolução 357/2005 do CONAMA (Brasil, 2005) caracteriza a DQO como um importante parâmetro em estudos sobre a qualidade da água, pois representa um teste rápido que fornece indicação do oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica, sendo eficiente no controle de sistemas de tratamentos anaeróbios de esgotos sanitários e de efluentes industriais (CETESB, 2018).



Os Sólidos Totais são resíduos de um material deixados após evaporação, secagem ou calcinação de uma amostra, durante um intervalo de tempo pré estabelecido e uma temperatura especificada. Em nossas amostragens, os municípios de BVA, FOZ e GUAR destacaram-se pelos altos valores dessa variável (Tabela 2). Os níveis de ST podem estar relacionados com as variações anuais nos níveis de água dos rios (Ewaid & Abed, 2017), contudo, também refletem a carga poluente de um sistema hídrico, consequência da intensa urbanização, ocupação irregular do solo e lançamento indevido de esgotos domésticos (Mouri et al., 2011; CETESB, 2018). Além de afetarem o ecossistema aquático, também representam um problema nas estações de tratamento, por conta de sua complexa destinação final (Jordão & Pessôa, 2011; Buzelli & Cunha-Santino, 2013).

Tabela 2. Comparação de médias ANOVA-one-way das variáveis ambientais entre os municípios avaliados.

	T água (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	Cond ut. (mS/ cm ⁻¹)	Prof. (m)	Turb. (NTU)	CL- a µg/ L	Eci NMP/1 00mL	CT NMP/1 00mL	DB O mg/ /L	DQO mg/ L	PT mg/ L	NO ₃ mg/ L	NT mg /L	PO ₄ mg/ L	ST mg/ L
BVA	23.2	3.43	7.41	0.08	0.26	9.21	0.5	428.50	12369.5	1.3	67.5	0.02	0.95	0.0	0.01	77.2
	2 a	b	a	a	abc	bc	6 a	a	0 abc	0 a	0 a	b	ab	a	a	5 a
TBP	22.4	2.58	6.32	0.05	0.19	13.6	1.7	314.50	16999.5	1.7	16.6	0.06	1.25	0.1	0.00	41.5
	1 ab	b	d	cd	bc	5 b	20	a	0 ab	5 a	6 d	a	ab	7 a	bc	0 bc
FOZ	21.0	4.47	7.27	0.08	0.32	9.61	0.7	250.50	9393.00	1.0	77.5	0.03	1.75	0.0	0.00	71.7
	4 bc	b	b	a	abc	bc	6 a	a	abc	0 a	0 a	ab	a	0 a	ab	5 a
CVE	20.8	10.5	5.94	0.02	0.44	22.2	1.6	1118.0	14833.5	1.7	25.8	0.04	1.80	0.0	0.00	21.7
L	3 bc	9 a	de	e	a	5 a	8 a	0 a	0abc	2 a	3 cd	ab	a	0 a	c	5 c
TOL	17.9	4.84	6.79	0.08	0.16	13.2	1.0	4695.5	10112.0	1.7	63.3	0.02	0.80	0.0	0.00	67.5
	3 d	b	abc	abc	c	5 b	0 a	0 a	0 abc	6 a	3 a	b	b	0 a	ab	0 a
CTD	22.2	2.40	6.74	0.04	0.34	8.06	0.5	4611.0	24196.0	1.0	71.6	0.02	1.00	0.0	0.01	45.0
	3 ab	b	bcd	de	abc	bc	60a	0 a	0 a	0 a	7 a	ab	ab	0 a	ab	0 b
ME	20.9	10.7	5.47	0.05	0.41	9.66	2.8	663.00	4865.00	1.6	41.6	0.01	1.25	0.0	0.00	40.0
D	0 bc	4 a	e	bcd	ab	bc	85a	a	bc	5 a	6 bc	b	ab	5 a	c	0 bc
GU	19.4	4.94	7.31	0.08	0.17	6.07	0.5	445.00	17154.0	1.0	58.3	0.02	1.00	0.0	0.01	71.0
AR	5 cd	b	b	ab	bc	c	60a	a	0 ab	0 a	3 ab	b	ab	0 a	a	0 a
STO	22.5	2.53	6.64	0.01	0.20	10.5	1.4	222.50	2907.50	1.4	71.6	0.01	0.55	0.0	0.00	40.5
	2 ab	b	bcd	e	bc	3 bc	8 a	a	c	5 a	6 a	b	b	2 a	c	0 bc
P- valo r	*0.00	*0.0	*0.00	*0.00	0.11	*0.00	0.6	0.32	0.11	0.6	*0.00	0.13	0.11	0.6	*0.0	*0.01

O agrupamento do pós-teste Tukey foi representado em letras minúsculas e as diferenças representativas ($p < 0,05$) em negrito (T água: temperatura da água, OD: oxigênio dissolvido, Cond: condutividade elétrica, Prof.: profundidade, Turb: turbidez, CL-a: Clorofila a; Eci: *Escherichia coli*, CT: coliformes totais, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, PT: fósforo total, NO₃: nitrato, NT: nitrogênio Kjeldahl total, PO₄: ortofosfato e ST: sólidos totais) mensuradas nas dezoito estações de amostragem dos rios urbanos da região oeste do Paraná. BVA: Boa Vista da Aparecida, TBP: Três Barras do Paraná, FOZ: Foz do Iguaçu, CVEL: Cascavel, TOL: Toledo, CTD: Catanduvas, MED: Medianeira, GUAR: Guaraniaçu, STO: Santa Tereza do Oeste.

A análise de componentes principais (ACP) para as variáveis ambientais sumarizou 49,77% da variabilidade total dos dados amostrados nos dois primeiros eixos (Figura 2). A dispersão dos



escores dos locais amostrados nesses eixos evidenciou uma separação no diagrama dos municípios de amostragem sugerindo algumas similaridades entre eles (Figura 2). O primeiro eixo da ACP explicou a variabilidade principalmente em relação ao Clorofila *a* (valor da correlação: 0,30) e turbidez (0,32) de forma positiva; e pH (-0,37), Sólidos totais (-0,37) e DQO (-0,32) negativamente. Esse eixo é responsável pelo agrupamento das amostragens de Guaraniaçu, Três Barras do Paraná, Catanduvas, Medianeira e Boa vista da Aparecida (negativamente), em função da similaridade dos fatores de maior correlação, com declive predominantemente ondulado e hipsometria média entre 400 e 600 m (Figura 2). O segundo eixo é relacionado positivamente com Nitrogênio amoniacal (0,51) Fósforo total (0,37) e Ortofosfato (0,32), e negativamente por Oxigênio dissolvido (-0,38), Profundidade (-0,364) e DQO (-0,25). Esse eixo isola o ponto 1 de Foz do Iguaçu com declive suave-ondulado, hipsometria média de 200 m e Nitossolo vermelho eutroférrico (5,00) de forma positiva e o ponto 2 de Cascavel, declive ondulado, hipsometria média de 600 m e Latossolo vermelho distroférrico (-2,55) de forma negativa, destacando dos demais em função de valores discrepantes das variáveis de maior correlação. (Figura 2).

A Análise dos componentes principais (ACP) indicou uma relação dos municípios de Boa Vista da Aparecida, Catanduvas, Guaraniaçu e Medianeira com pH, sólidos totais, ortofosfato e condutividade. Estes municípios podem ser associados a características de pequenas propriedades agrícolas, uma vez que extensas áreas agricultáveis possuem o relevo de plano a suave-ondulado, ou seja, de 0 a 3% a 3 a 8% de declividade respectivamente (Biasi,1992). Outro fator que reforça a correlação é que as variáveis predominantes nesses municípios são forte indicativos de fontes poluidoras não pontuais como uso de fertilizantes (Meneses et al., 2015; Hua, 2017; Cheng et al., 2018). De maneira similar, os níveis de DQO da água também são maiores em áreas agricultáveis, pois há carreação de nutrientes do solo para a água (Ribeiro et al., 2014; Shi et al., 2017), refletindo a extensão agrícola dessas regiões (PNUD, 2018).

É possível observar dois tipos de solos com agrupamentos em quadrantes opostos, sendo eles o Nitossolo, que possui alta relação com o pH, sólidos totais e condutividade elevados, e o Latossolo, no sentido oposto, relacionado com valores inferiores. De acordo com o estudo sobre a mensuração de condutividade elétrica no solo, Molin e Rabelo (2011) apresentam resultados de crescimento da condutividade de acordo com o aumento dos teores de argila nas parcelas analisadas já que a argila é um dos fatores determinantes na capacidade do solo de conduzir corrente elétrica. Essa informação coincide com as características dos solos analisados, onde o Latossolo é um solo bem estruturado com textura classificada de média a argilosa, já o Nitossolo possui também aspecto bem estruturado, porém com textura classificada de argilosa a muito argilosa.

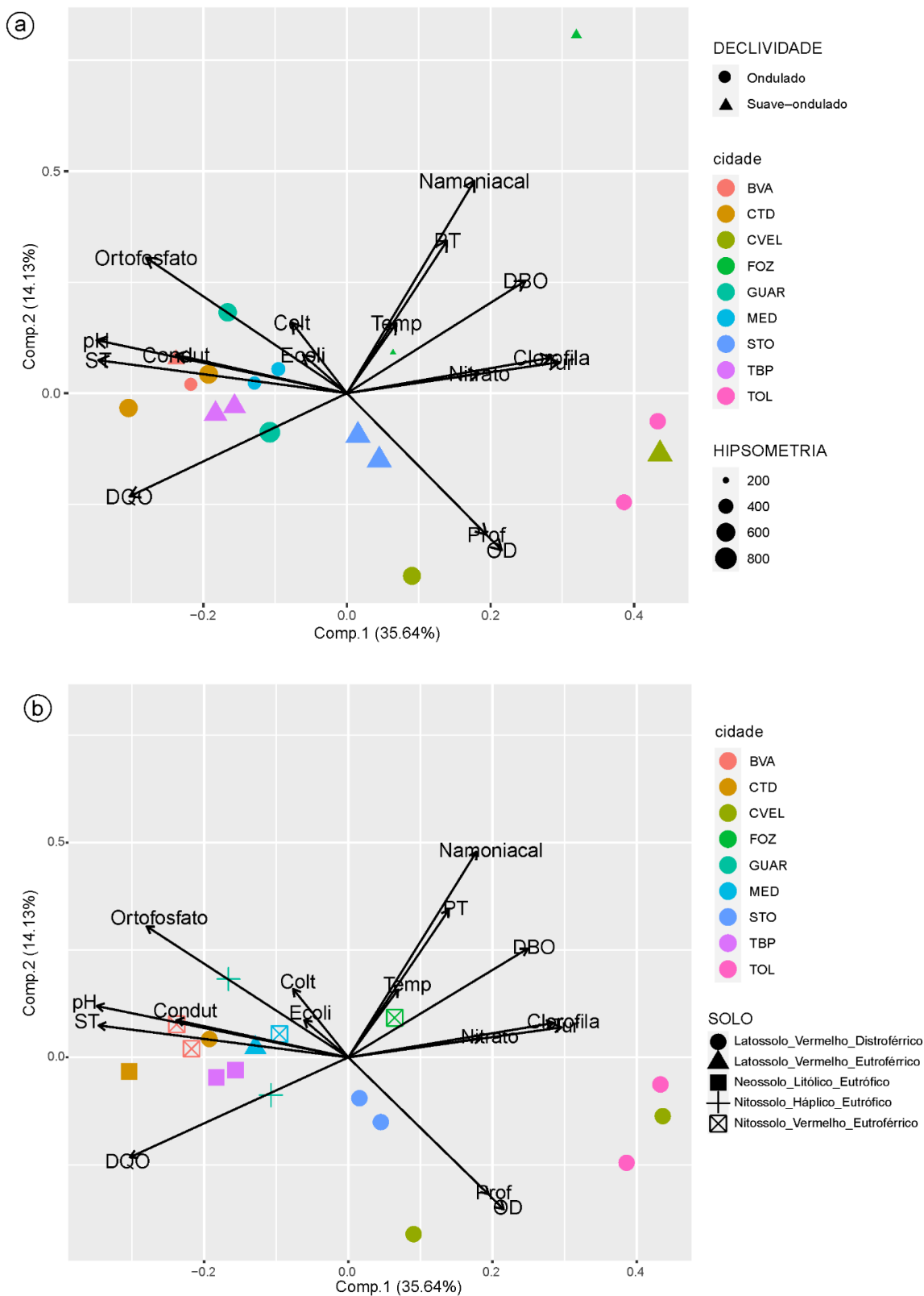


Figura. 2 Análise dos componentes principais para os dados físico, químicos e biológicos analisados nos municípios avaliados no oeste do Paraná, Brasil. a) agrupamento em função da hipsometria e da declividade; b) agrupamento em função do tipo de solo.



Quando avaliadas de forma multivariada, as variáveis ambientais que caracterizam a qualidade da água apontam diferença representativa em função dos municípios de acordo com a PERMANOVA (Gl: 8; R²: 0,73; F: 3,10; p-valor: 0,001). Esse fator confirma efetivamente a diferença estatística da qualidade da água dos ambientes conforme apontado na ordenação representada pela PCA, bem como indica forte interferência do avanço da urbanização em municípios maiores nas características do ambiente lótico de captação (Figura 2).

Tabela 3: comparação das variáveis ambientais em função da Classe de declividade, da hipsometria e da classe de solo.

		Temp	OD	pH	Condut	Prof	Turb	Clorofila	Ecoli	Colt	DBO	DQO	PT	Nitrato	Namoniaco	Ortofosfato	ST
classes de declividade ^{e1}	Suave-ondulado	22.19	3.92	6.64	0.05	0.28	10.97	1.66	300.62	9580.75	1.46	54.3	0.03	1.21	0.06	0.00	52.18
	Ondulado	20.29	6.25	6.64	0.06	0.25	11.85	0.91	194.15	1360.17	1.37	53.16	0.02	1.10	0.00	0.0	54.25
	R ²	0.32	0.13	0.00	0.00	0.01	0.00	0.11	0.15	0.09	0.00	0.00	0.07	0.00	0.12	0.04	0.00
	p-valor	*0.01	0.12	0.09	0.07	0.06	0.00	0.17	0.10	0.22	0.70	0.89	0.27	0.06	0.14	0.40	0.83
correlação com o ponto médio hipsométrico ²	R ²	0.40	0.09	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.22	0.00	0.19	0.32	0.00	0.13	0.01	0.00
	p-valor	*0.00	0.21	0.08	0.09	0.08	0.06	0.07	0.77	*0.04	0.96	0.06	*0.01	0.05	0.13	0.69	0.70
Classe de solo ¹	Nitossolo_Vermelho_Eutroférico	22.58	3.05	6.81	0.06	0.19	11.09	1.02	484.00	1398.74	1.44	44.00	0.03	1.08	0.07	0.00	58.00
	Neossolo_Litólio_Eutroférico	20.45	4.71	7.28	0.08	0.27	7.88	0.69	279.00	1432.73	1.00	71.66	0.02	1.40	0.00	0.00	72.66
	Latossolo_Vermelho_Eutroférico	22.20	2.40	6.70	0.04	0.34	8.06	0.56	461.00	2419.60	1.00	71.67	0.02	1.00	0.00	0.01	45.00
	Nitossolo_Háplico_Eutroférico	17.93	4.84	6.79	0.08	0.16	13.25	1.00	469.55	1011.20	1.76	63.33	0.02	0.80	0.00	0.00	67.50
	Latossolo_Vermelho_Distroférico	21.16	7.48	6.20	0.38	0.32	13.23	1.80	651.57	7903.42	1.53	47.85	0.02	1.21	0.02	0.00	38.85
	R ²	0.68	0.39	0.03	0.04	0.02	0.02	0.01	0.56	0.39	0.24	0.28	0.09	0.01	0.13	0.42	0.49
p-valor	*0.00	0.13	0.01	0.00	0.05	0.01	0.06	*0.02	0.13	0.41	0.33	0.83	0.07	0.74	0.10	*0.04	

¹Anova-*oneway* com pós teste Tukey; ²Correlação de Pearson; *p<0,05

(T água: temperatura da água, OD: oxigênio dissolvido, Cond: condutividade elétrica, Prof.: profundidade, Turb: turbidez, CL-a: Clorofila a; Eci: *Escherichia coli*, CT: coliformes totais, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, PT: fósforo total, NO₃: nitrato, NT: nitrogênio Kjeldahl total, PO₄: ortofosfato e ST: sólidos totais) mensuradas nas dezoito estações de amostragem dos rios urbanos da região oeste do Paraná. BVA: Boa Vista da Aparecida, TBP: Três Barras do Paraná, FOZ: Foz do Iguaçu, CVEL: Cascavel, TOL: Toledo, CTD: Catanduvas, MED: Medianeira, GUAR: Guaraniçu, STO: Santa Tereza do Oeste.



Em função das características de hipsometria, declividade e tipo de solo, as variáveis ambientais responderam diferentemente. A declividade apresentou interferência na temperatura da água, sendo que terrenos mais declivosos apresentam menores temperaturas (tabela 3). Essa relação pode ser justificada devido ao aumento da vazão do rio, visto que água corrente tende a receber menos insolação direta e, portanto, tornando-a mais fria (Vanotte et al., 1980). O aumento da vazão seria a consequência da inclinação do terreno agindo na aceleração da água percolada que cai sobre a bacia. Já quando se trata da hipsometria temperatura, coliformes e fósforo total apresentaram correlação positiva representativa, ou seja, quanto maior a altitude maior foram os valores dessas variáveis (ver valores de correlação na tabela 3). Porém, essa relação pode ser um reflexo de geralmente áreas urbanas serem estruturadas nos pontos mais planos e altos dos municípios a fim de facilitar a expansão (Esteves, 2011).

Outro ponto a ser destacado é a dependência das variáveis temperatura, *E. coli* e sólidos totais, com a classe de solo predominante no ponto de amostragem. Nitossolo Vermelho Eutroférico foi caracterizado por maior temperatura da água, menor concentração de *E. coli* e menor concentração de sólidos totais (ver medias em tabela 3). Em contrapartida Nitossolo Háplico Eutrófico foi relacionado com menor temperatura média, maior concentração de *E. coli* e maior concentração de sólidos totais (Tabela 3). A correlação do Nitossolo Vermelho Eutroférico com os sólidos totais, tem fundamentação na textura deste tipo de solo, onde é classificada como argilosa a muito argilosa, quando comparada ao Latossolo de textura média a argilosa (EMBRAPA, 2018). Porém as outras variáveis podem ser consideradas coincidências, já que a maior concentração de *E. coli* é um indicativo de adensamento urbano e em nada se relaciona com o tipo de solo, assim como a temperatura, refletindo também a extensão agrícola do município, caracterizando grande utilização de defensivos agrícolas que aumentam a carga de nutrientes carregada para os corpos hídricos, favorecendo o desenvolvimento de bactérias (Esteves, 2011; Lötjönen & Ollikainen, 2019).

| COMENTÁRIOS FINAIS |

O estudo apontou similaridade entre os rios de captação de água para abastecimento público, do oeste do Paraná, principalmente em função de características limnológicas e de tipo de solo. As principais características que agruparam os municípios foram o pH, condutividade, DQO, ortofosfatos e sólidos totais, as quais refletem diretamente no uso e ocupação predominantemente



agrícola de municípios menores com principais atividades econômicas direcionadas à pequenos agricultores e pecuaristas.

Outro fator a ser destacado é o reflexo do tipo de solo no agrupamento resultante o qual traz um claro reflexo das características de sólidos e condutividade que diferenciam mananciais em região de latossolo de região de nitossolo, uma vez que possuem percentual de argila e nutrientes diferentes.

Sendo assim, este estudo traz características fundamentais para estudos de planejamento de projetos de conservação e mitigação de impactos em bacias de captação, bem como estudos que busquem otimizar custos com tratamento de água.

Agradecimentos

Os Autores agradecem a Capes pela bolsa de doutorado de GM e RG, à fundação Araucária/SANEPAR pela bolsa de apoio técnico a KKP, à Fundação Araucária/CAPES pela bolsa de mestrado a MWWA, à Fundação Araucária/SANEPAR pela bolsa de iniciação científica à MCP, à Fundação Araucária/SANEPAR pela bolsa de mestrado a TTS. NCB agradece à Fundação Araucária/SANEPAR pelo financiamento da pesquisa através da chamada pública 26/2018 – Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental (PPPSA) Fundação Araucária/SANEPAR.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Biasi, M. de. 1977. A carta clinográfica: os métodos de representação e sua confecção. Revista do Departamento de Geografia da USP. n. 6, São Paulo, p. 45 – 61.
- Brasil. Ministério do meio Ambiente. Conselho Nacional do meio Ambiente. Resolução n. 357. Diário Oficial da União, 17 Mar de 2005.
- Brasil. Ministério da Saúde; 2011. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, v. 148, n. 239, pp. 39–46.
- Boczka, G.; Fernandes, A.; 2017. Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: a review. Chemical Engineering Journal, v. 320, pp. 608–633. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.084>
- Buzelli, G. M.; Cunha-Santino, M. B. D.; 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. Revista Ambiente & Água, v. 8(1), pp. 186–205.



- Carvalho, K. Q.; Lima, S. B.; Passig, F. H.; Gusmão, L. K.; Souza, D. C.; Kreutz, C.; Belini, A. D.; Arantes, E. J.; 2015. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, pp. 96–106. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>.
- Chen J.; Lu, J.; 2014. Effects of land use, topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in East China. *PLoS ONE*, v. 9, e10271.
- Cheng, X.; Chen, L.; Sun, R.; Kong, P.; 2018. Land use changes and socio-economic development strongly deteriorate river ecosystem health in one of the largest basins in China. *Science of The Total Environment*. v. 616–617, pp. 376–385. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.316>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB; 2018. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem: CETESB. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/12/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis.pdf>. Acesso 07 de maio de 2020.
- EMBRAPA-CNPS; 2018. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5ª edição. Brasília: Embrapa -SPI, 355 p.
- Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária – Embrapa. 1979. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. In: reunião técnica de levantamento de solos, 10, 1979, Rio de Janeiro. Súmula...Rio de Janeiro. 83p.
- Esteves, F. A.; 2011. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Inderciência. 3ª ed. 826p.
- Ewaid, S. H.; Abed, S. A. 2017. Water quality index for Al-Gharraf river, southern Iraq. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 43(2), pp. 117–122.
- Hua A. K.; 2017. Land Use Land Cover Changes in Detection of Water Quality: A Study Based on Remote Sensing and Multivariate Statistics. *Journal of Environmental and Public Health*. <https://doi.org/10.1155/2017/7515130>
- Instituto Trata Brasil (ITB); 2020. Instituto Trata Brasil lança mais um Ranking do Saneamento Básico. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/blog/2020/03/12/instituto-trata-brasil-lanca-mais-um-ranking-do-saneamento-basico/>>. Acesso em: 08 de Maio de 2020.
- Jordão, E. P.; Pessôa, C. A.; 2011. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro: ABES, 6 ed.
- Lötjönen, S.; Ollikainen, M.; 2019. Multiple-pollutant cost-efficiency: Coherent water and climate policy for agriculture. *Ambio*, v. 48(11), pp. 1304–1313.
- Meneses, B. M.; Reis, R.; Vale, M. J.; Saraiva, R.; 2015. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) – Water quality implications. *Science of The Total Environment*, v. 527, pp. 439–447.
- Molin, J. P.; Rabello, L. M. 2011. Estudo sobre a mensuração da condutividade elétrica do solo. *Jaboticabal*. V.31, p.90-101.
- Oliveira, A.S.; Silva, A.M.; Mello, C.R.; Alves, G.J.; 2014. Stream flow regime of springs in the Mantiqueira Mountain Range region, Minas Gerais State. *Cerne, Lavras*, v. 20, p. 343-349.
- PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento; 2018. Panorama ODS: Oeste do Paraná em números. Brasília, 92p.
- Poleto, C.; Cardoso, R.; 2012. Gerenciamento de Recursos Hídricos. *Anais do X ENES*, pp.10-16.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.rproject.org>.



- Ribeiro, K. H.; Favaretto, N.; Dieckon, J.; Paula Souza, L. C.; Minella, J. P. G.; Almeida, L.; Ramos, M. R.; 2014. Quality of surface water related to land use: a case study in a catchment with small farms and intensive vegetable crop production in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 38, pp. 656–668.
- Rossoni, H.A.V; Faria, M.T. S; Silva, A.C; Heller, L; 2020. Aspectos socioeconômicos e de desenvolvimento humano municipal determinantes na ausência de prestadores de serviços de esgotamento sanitário no Brasil. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, v.25, p. 393 - 402.
- Shi, P.; Zhang, Y.; Li, Z.; Li, P.; Xu, G.; 2017. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, v. 151, pp. 182–190.
- Silva, E.V da; Rodrigues, J.M.M; Meireles, A.J. de A; .2011. *Planejamento Ambiental e Bacias Hidrográficas (Tomo 1)*. Fortaleza: edições UFC.
- Souza, F.P de; Azevedo, J.P. S; 2020. Panorama das lagoas urbanas no Rio de Janeiro: aspectos relevantes na gestão das Lagoas Rodrigo de Freitas, Araruama e Complexo Lagunar de Jacarepaguá. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, v,25, p. 197 – 204.
- Tundisi, J.G; Matsumura-Tundisi, T; 2010. Impactos potenciais das alterações do código florestal nos recursos hídricos. *Biota neotropical* 10: 67-75. *Limnologia*. Oficina de Textos, 632p.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T; 2011. *Recursos hídricos no século 21*. São Carlos: Editora Oficina de Textos, 328p.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E.; 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37(1), pp. 130–137.
- Vasconcelos, V; Carvalho, O.A.J; Martins, E.S; Couto, A.F.J; Guimarães, R.F; Gomes, R.A.T.; 2012. Sistema de Classificação Geomorfométrica Baseado em uma Arquitetura Sequencial em Duas Etapas: Árvore de Decisão e Classificador Espectral, no Parque Nacional Serra da Canastra. *Revista Brasileira de Geomorfologia [Online]* 13. Disponível em:< <http://www.lsie.unb.br/rbg/index.php/rbg/articloe/view/248>>. Acesso em: 08 de abril de 2020.
- Venkatesh, G.; Azraque, K.; Bell, S.; Eikebrokk, B.; 2015. Triple bottom line assessment of raw water treatment: methodology and application to a case study in the municipality of Oppegård in south-eastern Norway. *Environmental Technology*, v. 36, pp. 1954–1965. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2015.1018337>



PANORAMA DO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NO BRASIL

¹Ana Paula Viana Ferreira, ²Cláudia Hamacher

1UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, e-mail: ana.paulavia1985@gmail.com; 2UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, e-mail: claudia.hamacher@gmail.com

| RESUMO |

Monitorar a qualidade das águas é essencial para o gerenciamento dos recursos hídricos uma vez que a água é um recurso fundamental para a sociedade e vem sofrendo alterações provenientes das ações antrópicas. Os dados obtidos a partir do monitoramento são amplamente utilizados na execução dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. A sociedade como um todo também deve ter acesso a essas informações de forma clara, sucinta e de fácil entendimento para que seja possível a gestão participativa, gestão essa que requer a atuação de distintos públicos e não somente de técnicos especializados. O presente artigo tem como objetivo traçar um panorama acerca do monitoramento da qualidade das águas no Brasil demonstrando, as ações realizadas pela Agência Nacional das Águas e pelos órgãos estaduais gestores de recursos hídricos. Para isso, foi realizado um levantamento intensivo do estado atual do monitoramento das condições das águas interiores superficiais, do uso de índices de qualidade das águas e da divulgação de informações à sociedade em cada Unidade da Federação. Na pesquisa foram utilizados dados do Programa Nacional de Qualidade das Águas obtidos por meio de relatórios, resoluções e canais de comunicação da Agência Nacional das Águas. Em paralelo, foram consultadas as informações disponibilizadas pelos órgãos gestores de recursos hídricos de cada Unidade da Federação por meio dos endereços eletrônicos de cada órgão gestor de recursos hídricos, canais de comunicação, planos diretores de recursos hídricos além de uma pesquisa via e-mail com os responsáveis pelos monitoramentos em cada estado e no Distrito Federal. Entre os principais resultados foi observada uma grande heterogeneidade no Brasil nos aspectos quantidade de estações de monitoramento, variedade dos parâmetros analisados e formas de comunicação com a sociedade. Sobre o uso de índices de qualidade das águas, de acordo com o levantamento realizado, esses não são aplicados pela maioria dos estados brasileiros, dentre os estados que os aplicam, o Índice de Qualidade das Águas da National Sanitation Foundation adaptado pela CETESB é o mais utilizado no país. Os estados de Minas Gerais e São Paulo se destacaram positivamente em todos os aspectos da pesquisa e são os estados que estão mais avançados na gestão da qualidade de suas águas. Foi verificado também que, após o lançamento da Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas, houve melhorias nos monitoramentos de uma maneira geral, no entanto, em função das desigualdades regionais, ainda há espaço para muitos avanços.

Palavras-chave: qualidade das águas; monitoramento; unidades da federação

| INTRODUÇÃO |

A qualidade da água de uma região é determinada tanto por processos naturais quanto pela influência antrópica. Dentre os fatores naturais que afetam as condições das águas pode-se citar a



intensidade das precipitações, o intemperismo e a cobertura vegetal. Já a influência antrópica pode ser proveniente de atividades tais como a agricultura, a concentração urbana, e as indústrias (Souza et al., 2000).

Considerando a importância da água como recurso essencial para a sociedade, conhecer a sua dinâmica e quais fatores interferem em sua qualidade e quantidade é fundamental para que se possa realizar a gestão dos recursos hídricos (Saad, et al., 2007).

A importância de avaliar a qualidade das águas está fundamentada pela Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelecida pela Lei Federal nº 9.433 de 1997, que determina, como um dos seus objetivos, assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água em padrões adequados aos respectivos usos (BRASIL, 1997).

ANA (2013) menciona que ambas as parcelas de água que contribuem para a vazão dos rios – superficial e subterrânea - devem ser monitoradas para que se determine a quantidade de recursos hídricos e verifique suas condições. Nesse sentido, para avaliar a qualidade das águas em rios e reservatórios é necessária a determinação e o acompanhamento ao longo do tempo e do espaço de concentrações e níveis de parâmetros biológicos, físico-químicos e químicos.

Há de se considerar também que usualmente os dados de monitoramento ambiental são utilizados para a produção de relatórios que descrevem tendências e a conformidade com normas e legislações, ou quaisquer outros objetivos que se deseja alcançar. No entanto, apesar da riqueza em dados e informações apresentada nos relatórios, os receptores, em muitos casos, não possuem a capacidade de interpretá-los e compreendê-los em sua totalidade. Diante disso, o público em geral necessita de informações mais sucintas, a partir dos dados de monitoramento, sobre o estado geral de um sistema (CCME, 2001).

Uma possível solução para esse tipo de adversidade é o emprego de índices que combinam as variáveis monitoradas e fornecem a informação sobre a qualidade da água em relação a um estado desejável. Na gestão de recursos hídricos é uma ferramenta útil para descrever, em uma linguagem simples, a qualidade do recurso hídrico e da vida aquática e ainda classificar a qualidade das águas para os mais variados usos (CCME, 2001).

Assim, os índices de qualidade das águas tornam-se uma ferramenta de comunicação para fazer cumprir a Política Nacional de Recursos Hídricos no que diz respeito ao Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) tendo em vista que o SNIRH possui como um dos seus princípios básicos o acesso a informações sobre recursos hídricos a toda a sociedade (BRASIL, 1997).

Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o estado atual do monitoramento da qualidade das águas interiores superficiais, o uso de índices de qualidade das águas e a divulgação de informações à sociedade, no Brasil, em cada Unidade da Federação (UF).



| METODOLOGIA |

Para a realização desse estudo inicialmente foi feito um levantamento sobre a atuação da ANA no monitoramento da qualidade das águas em cada UF, tendo em vista o Programa Nacional de Qualidade das Águas (PNQA).

Nesse levantamento foram verificados os parâmetros monitorados, frequências de coleta, densidade de estações de monitoramento, bem como o uso dos índices de qualidade das águas por cada UF. Esses primeiros dados básicos foram obtidos por meio do Portal Nacional de Qualidade das Águas e por meio do relatório Conjuntura de Recursos Hídricos no Brasil 2019.

As informações mais detalhadas sobre a atuação da ANA foram encontradas nas resoluções relacionadas ao PNQA. Por meio da Comunicação Interna nº 189/2019/SGH da ANA, foi possível verificar o status em que se encontra o programa em cada estado e no Distrito Federal.

Posteriormente, foi feito um levantamento sobre o monitoramento da qualidade das águas realizado pelos órgãos estaduais gestores de recursos hídricos, em cada estado brasileiro e no Distrito Federal. Para a identificação desses órgãos e dos seus respectivos endereços eletrônicos foi utilizada a Lista de Órgãos Gestores Estaduais disponível no endereço eletrônico da ANA.

Foram utilizados também como fonte de consulta, quando disponíveis, os sítios eletrônicos sobre o monitoramento da qualidade das águas e ainda os planos gestores de recursos hídricos de cada órgão gestor.

Nos casos em que as informações procuradas não estavam disponíveis nos sítios dos órgãos estaduais gestores de recursos hídricos e havia a disponibilização de canais de comunicação, foram encaminhadas as solicitações das informações através desses.

Em paralelo a esse levantamento, foi encaminhado um questionário, via e-mail, direcionado aos responsáveis pelo monitoramento da qualidade das águas em cada UF. A lista desses profissionais foi obtida por meio de solicitação ao canal de comunicação da ANA, encaminhada em 14/05/2019, e respondida pelo serviço de informações ao cidadão no dia 22/05/2019.

As informações solicitadas através dos portais dos órgãos gestores e das pesquisas realizadas via e-mail eram: a existência ou não de um programa estadual de monitoramento da qualidade das águas, independente da RNQA, se utilizavam Índices de Qualidade das Águas e, no caso da existência de monitoramento, quais parâmetros eram monitorados e a frequência de amostragem.

A pesquisa realizada em cada uma das UFs ocorreu durante o período de Abril a Junho de 2019.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O levantamento realizado identificou que a nível nacional há um monitoramento realizado pela ANA por meio da Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas (RNQA), criada em 2013. Esse monitoramento conta com 1722 estações de amostragens. Somando-se à RNQA, existem ainda redes estaduais de monitoramento, independentes com frequências de coleta e parâmetros de qualidade próprios. Essas redes, até o ano de 2019, somavam 2873 pontos de monitoramento (ANA, 2019).

Em complemento à RNQA foi criado também pela ANA o Qualiágua, um programa de pagamento às UFs por resultados alcançados por meio de metas de monitoramento impostas pela ANA. Assim, através da RNQA e do Qualiágua, a ANA estabeleceu parâmetros mínimos (Quadro 1) a serem monitorados nas estações estaduais à medida em que os estados forem aderindo ao programa nacional. A RNQA, visando a utilização da infraestrutura nos locais onde já existiam redes de monitoramento próprias das UFs, estimula que, sempre que possível, coincidir seus pontos de monitoramento nacional com as estações de coleta dos programas locais e ainda com a Rede Hidrometeorológica gerenciada pela (ANA, 2016).

Quadro 1 – Parâmetros mínimos para o monitoramento da qualidade das águas – RNQA.

Categoria	Parâmetro
Físico-químico	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
	Temperatura da Água ($^{\circ}\text{C}$)
	Temperatura do Ar ($^{\circ}\text{C}$)
	Turbidez (UNT)
	Oxigênio dissolvido (mg/L de O_2)
	pH
	Sólidos totais dissolvidos (mg/L)
	Sólidos em suspensão (mg/L)
	Alcalinidade Total (mg/L de CaCO_3)
	Cloreto total ($\mu\text{g}/\text{L}$ de Cl)
Microbiológico	Transparência da água
	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5d, 20°C , mg/L de O_2)
	Demanda Química de Oxigênio (mg/L de O_2)
	Carbono Orgânico Total (mg/L como C)
	Coliformes Termotolerantes (n° de CT/100 mL)
Biológico	Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$)
	Fitoplâncton – qualitativo
Nutrientes	Fitoplâncton – quantitativo (n° de células/mL)
	Fósforo solúvel reativo
	Fósforo total (mg/L de P)
	Nitrato ($\mu\text{g}/\text{L}$ de N)
	Nitrogênio Amoniacal (mg/L de N)
	Nitrogênio total (mg/L de N)

Nota: O parâmetro transparência da água é incluído apenas no monitoramento de ambientes lênticos e o parâmetro cloreto é analisado apenas em águas salobras ou salinas. Fonte: A Autora, 2019



Para fins do Qualiágua, as frequências de coleta foram definidas no Relatório de Arranjo da RNQA por região de monitoramento. Sendo assim as amostragens são semestrais na região amazônica, que abrange os estados do Acre, Amapá, Mato Grosso, Pará, Rondônia e Roraima. Para os demais estados, a frequência padrão ficou definida como trimestral.

De acordo com a Comunicação Interna nº 189/2019/SGH da ANA que divulga o balanço das atividades relativas à implantação e execução do programa Qualiágua, em 2017 todas as UFs, com exceção do Piauí, já haviam aderido ao programa. A assinatura dos acordos de cooperação técnica, etapa posterior à adesão ao programa, foi sendo realizada gradativamente a partir desse mesmo ano. Das 26 UFs cujo acordo está estabelecido, 22 já se encontram com operação iniciada e somente 03 delas (Rio de Janeiro, Amapá e Amazonas) ainda não iniciaram a operação (Quadro 2).

Até dezembro de 2018, já havia sido iniciada a operação da RNQA nos estados do Acre, Alagoas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Rio Grande do Sul, Rio Grande do Norte, Rondônia, Roraima, São Paulo, Santa Catarina, Sergipe e Tocantins.

Embora os estados de Goiás e Santa Catarina já tivessem iniciado a operação da RNQA, no período da pesquisa (abril a maio de 2019), não estavam presentes os dados de monitoramento dessas UFs no portal de qualidade das águas da ANA, uma vez que essas unidades ainda não os haviam encaminhado.

Os estados Amapá, Amazonas, Distrito Federal e Rio de Janeiro, apesar de já terem aderido a RNQA, ainda não haviam iniciado, até o mês de maio de 2019, as operações, ora por falta de assinatura dos contratos, ora por falta de definição de metas. Não foram encontradas informações sobre a previsão de início de operação das redes pertencentes a esses estados. O estado do Piauí foi o único que não havia aderido ao programa.

Sobre o monitoramento da Qualidade das Águas nas Unidades da Federação, a Resolução ANA nº 643 de 2016, classificou as UFs em três grupos de acordo com a situação em que se encontravam as estações de monitoramento estaduais e do Distrito Federal quando da definição das metas do programa.

Dessa forma, os estados que no levantamento já possuíam monitoramento da qualidade das águas antes da implementação da RNQA e que monitoravam parâmetros e frequências além da rede nacional foram: Ceará, Distrito Federal, Minas Gerais, São Paulo, Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e Sergipe.



Quadro 2 – Estágio da implementação da RNQA nas UFs e frequência de monitoramento.

UF	Órgão responsável	Status	Estações em operação	Meta (nº de estações)	Frequência
Acre	SEMA	Operação iniciada	17	17	Semestral
Alagoas	SEMARH	Operação iniciada	Sem dados disponíveis *	35	Trimestral
Amapá	SEMA	Cooperação técnica assinada. Sem definição de metas.	0	17	Semestral
Amazonas	SEMA	Apto porém sem contrato assinado	0	103	Semestral
Bahia	INEMA	Operação iniciada	300	552	Trimestral
Ceará	COGERH	Operação iniciada	138	138	Trimestral
Ceará	SEMACE	Operação iniciada	49	49	Trimestral
Distrito Federal	ADASA	Apto porém sem contrato assinado	0	15	Trimestral
Espírito Santo	IEMA	Operação iniciada	31	47	Trimestral
Goiás	SEMAD	Operação iniciada	Sem dados disponíveis*	247	Trimestral
Maranhão	SEMA	Operação iniciada	77	254	Trimestral
Mato Grosso	SEMA	Operação iniciada	97	213	Semestral
Mato Grosso do Sul	IMASUL	Operação iniciada	150	258	Trimestral
Minas Gerais	IGAM	Operação iniciada	506	602	Trimestral
Pará	SEMAS	Operação iniciada	82	273	Semestral
Paraíba	AESA	Operação iniciada	70	70	Trimestral
Paraná	IAP	Operação iniciada	170	208	Trimestral
Pernambuco	CPRH	Operação iniciada	95	113	Trimestral
Piauí	SEMAR	Não aderiu ao programa	0	199	Trimestral
Rio de Janeiro	INEA	Apto. Sem contrato.	0	108	Trimestral
Rio Grande do Norte	IDEMA	Operação iniciada	63	74	Trimestral
Rio Grande do Sul	FEPAM	Operação iniciada	140	279	Trimestral
Rondônia	SEDAM	Operação iniciada	26	31	Semestral
Roraima	FEMARH	Operação iniciada	23	23	Semestral
Santa Catarina	SDS	Operação iniciada.	Sem dados disponíveis *	99	Trimestral
São Paulo	CETESB	Operação iniciada	230	251	Trimestral
Sergipe	SEMARH	Operação iniciada	32	32	Trimestral
Tocantins	NATURATINS	Operação iniciada	50	156	Trimestral

Legenda: SEMA - Secretaria de Estado de Meio Ambiente; SEMARH - Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos; INEMA - Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos; COGERH - Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos; SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente; ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal; IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos; SEMAD - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; IMASUL - Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul; IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas; SEMAS - Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade; AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba; IAP - Instituto Ambiental do Paraná; CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente; SEMAR - Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Naturais; INEA - Instituto Estadual do Ambiente; IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Norte; FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler; SEDAM - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental; FEMARH - Fundação Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos; SDS - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável; CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental; SEMARH - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos; NATURATINS - Instituto Natureza do Tocantins. Nota: *Sem dados disponíveis no Sistema Nacional de Monitoramento dos Recursos Hídricos. Fonte: A Autora, 2019



Desses, os estados de Minas Gerais, São Paulo, Ceará e Distrito Federal apresentaram, para fins de implementação da RNQA, imediata possibilidade de expansão das redes de monitoramento para atendimento às metas do programa nacional, ou seja, as estações de monitoramento existentes não necessitavam de melhorias em suas estruturas. Dessa forma, para fins de definição de metas do programa, esses estados são classificados como grupo 1.

Os demais estados com monitoramento - Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul e Sergipe - necessitam de melhorias nas estruturas existentes, especialmente no que se refere à capacitação e aprimoramento da infraestrutura laboratorial. Para tanto, foram classificados como grupo 2.

No grupo 3 foram colocados os estados em que o monitoramento era inexistente ou não estava consolidado até adesão ao PNQA: Acre, Alagoas, Amapá, Amazonas, Manaus, Pará, Piauí, Roraima, Rondônia, Santa Catarina, Sergipe e Tocantins. Esses estados não possuem rede de monitoramento estadual independente da rede implementada pela ANA.

O quadro 3 traz um resumo dos dados de monitoramento das redes estaduais já existentes e independentes da RNQA e deixa clara a maior capacidade de monitoramento dos estados do grupo 1

Cabe destacar que o estado do Sergipe, para a RNQA, está classificado como grupo 3, no entanto, atualmente opera uma rede de monitoramento com 81 pontos no total, desses, 32 são coincidentes com a RNQA e os demais fazem parte apenas da rede estadual de monitoramento. Além disso, há parâmetros específicos monitorados além daqueles previstos pela rede nacional.

Já o estado do Rio Grande do Norte foi classificado, para metas da RNQA, como um dos estados que já possuía rede de monitoramento da qualidade das águas, porém, as informações verificadas foram que o estado realizou no período de 2008 a 2016 o monitoramento por meio do Programa Água Azul. No entanto, esse programa não está mais em execução e o único monitoramento atualmente realizado é por meio da RNQA.

O estado do Rio de Janeiro ainda não iniciou a operação da RNQA, portanto, apesar dos parâmetros monitorados serem todos pertencentes ao escopo dessa rede, o estado os monitora de forma independente.

Para o estado do Paraná cabe destacar a subdivisão das áreas monitoradas em 5 grupos de acordo com as características de uso e ocupação do solo: áreas de mananciais, de ocupação urbana, industriais, de mineração e agrícolas. Para cada um desses grupos adotou-se parâmetros e frequências variadas de monitoramento, de acordo com a necessidade da região, reduzindo assim os custos com coletas e análises de parâmetros que não influenciam determinada região.



Quadro 3 – Monitoramento da qualidade das águas realizado pelos estados além da RNQA

UF	Nº de estações	Parâmetros além da RNQA	Frequência
Bahia	315	Sal, ST.	Trimestral
Ceará	155	Cci, I, NL,	Trimestral
Ceará	93	Ac (HCO ₃ , CO ₃ e OH ⁻), Cor, NO ₂ , PO ₄ ³⁻ , Sal, SSH, STD, T, Tamb	Trimestral
Distrito Federal	57	Nv	Diário
Espírito Santo	82	AS, NO ₂ , N, PO ₄ ³⁻ , Sal, ST	Trimestral
Goiás	159	ST, NO ₂ , NO, PO ₄ ³⁻ , <i>E. Coli</i> .	Trimestral
Mato Grosso	81	CTt, <i>E. Coli</i> , ST.	Bimestral
Mato Grosso do Sul	165	Ac, HCO ₃ , Bo, Cte, Na, Ni total, NO, Pb, SO ₄ , Zn, Al, As, AS, Ba, T, Ca, Cci, Cd total, CN _i , Cor, Cr total, CTt, Cu dissolvido, DT, D (Ca e Mg), <i>E. coli</i> , Fe dissolvido, Nti, Fft, FnT, Hg total, K, Mg total, Mn total, OG, ST, STD	Trimestral
Minas Gerais	600	Al dissolvido, AS, As total, Ba total, Bo total, Ca, Cci, Cd total, Ci livre, Cor, Cr total, CTe, Cu dissolvido, D (Ca, Mg) D total, <i>E. coli</i> , Fe dissolvido, Fft, C ₆ H ₆ O totais, Hg total, K, Mg total, Mn total, Na, Ni Total, NO, NO ₂ , OG, Pb total, Se, SO ₄ , Tu, Zn Total, Ac, HCO ₃ .	Trimestral
Paraíba	201	Cls, Fe dissolvido, P total e N Total, Sal, ST, Cor	Trimestral
Paraná	76	<i>E. coli</i> , Tx. <i>Daphnia</i>	Trimestral
Pernambuco	138	CCi, Cd total, Cor, Cr total, Efeito Tx, Hg total, Mn total, Ni total, NO ₂ , Pb total, Tu, Zn total, Sal	Trimestral
Rio de Janeiro	321	DBO, N, Nt, P total, pH, STD, T, Tamb, Cte, Tu, OD	Anual, semestral, trimestral e mensal.
Rio Grande do Sul	84	Al, AS, Cd, Cls, Cr Total, Cte, Cu, DBO, DQO, Fe, C ₆ H ₆ O, Hg, K, Mn, N amoniacal, N Kjeldahl, Na, Ni, NO, NO ₃ , NO ₂ , Otf, P total, Pb, pH, ST, T, Tamb, Tr, Tu, Z, Zn, OD	Mensal e trimestral
São Paulo	461	Al dissolvido, Al total, AS, Ba Total, Ca, Cd total, CO dissolvido, Cr total, Cu dissolvido, Cu total, D, <i>E. coli</i> , Ecotoxicologia com <i>Ceriodaphnia dubia</i> , Fe dissolvido, Fe total, Fft, F, Hg total, K, Mg, Mn total, N Kjeldahl, Na, Ni total, NO ₂ , Pb Total, SO ₄ , Zn total, ST	Trimestral
Sergipe	81	Ac, Ag, Ba, HCO ₃ , Br, Ca, CO ₃ , Cd, Cla, Cls, σ , Cor, COT, Cr, CTe, Cu, DBO, D total, Fe, PO ₄ ³⁻ , Hg, K, K total, MF, Mg, Mn, N amoniacal, N total, Na, Ni, NO ₃ , NO ₂ , OD, OG, Pb, pH, STD, SO ₄ , Tamb, Tr, Tu, Z, Zn, F, ST, T	Trimestral

Nota: Foram excluídos os parâmetros monitorados pela RNQA daqueles estados em que todas as estações de monitoramento são abrangidas por essa rede.

Legenda:

Alc	Alcalinidade	Cu	Cobre	Fft	Feoftina
Al	Alumínio	DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio	NO ₂ ⁻	Nitrito
As	Arsênio	DT	Dureza Total	NL	Nutriente Limitante
Ag	Prata	D	Dureza	Nv	Nível d'água



AS	Agente Surfactante	E. Coli	Escherichia Coli	OD	Oxigênio Dissolvido
Ba	Bário	Fe	Ferro	OG	Óleos e Graxas
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato	PO ₄ ³⁻	Fosfato	Pb	Chumbo
Bo	Boro	F ⁻	Fluoreto	pH	Potencial Hidrogeniônico
Ca	Cálcio	C ₆ H ₆ O	Fenóis	PT	Fósforo Total
CO ₃ ⁼	Carbonato	OH ⁻	Hidróxidos	Sal	Salinidade
CCi	Contagem de Cianobactérias	Hg	Mercúrio	SSH	Substâncias Solúveis em Hexano
Cd	Cádmio	I	Intensidade de plantas aquáticas	ST	Sólidos Totais
CN ⁻	Cianeto	K	Potássio	STD	Sólidos Totais Dissolvidos
Cla	Clorofila a	MF	Materiais Flutuantes	SO ₄ ⁼	Sulfato
Cl ⁻	Cloretos	Mg	Magnésio	T	Temperatura
CN ⁻ L	Cianeto Livre	Mn	Manganês	Tamb	Temperatura Ambiente
□	Condutividade	Na	Sódio	Tr	Transparência
Cor	Cor	NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal	Tu	Turbidez
CO	Carbono orgânico	Ni	Níquel	Tx	Toxicidade
Cr	Cromo	NO	Nitrogênio Orgânico	Zn	Zinco
CTe	Coliformes Termotolerantes	N	Nitrogênio	z	Profundidade
CTt	Coliformes Totais	NO ₃ ⁻	Nitrato		

Fonte: A Autora, 2019

O estado de Minas Gerais é o que apresenta maior quantidade de parâmetros monitorados e de estações de monitoramento. Esse fato pode ser explicado pelo entendimento do estado sobre a importância do monitoramento da qualidade das águas como uma ferramenta essencial na busca da conservação, recuperação e uso racional dos recursos hídricos, assim como para a redução de conflitos.

De maneira geral, a região sudeste pode ser considerada a mais avançada em termos de estrutura, no que se refere à quantidade de estações de monitoramento. Além do destaque para o estado de Minas Gerais, os estados de São Paulo e Rio de Janeiro são os que apresentam maior quantidade de estações de monitoramento.

Já no norte do país pode-se verificar o oposto à região sudeste visto que nenhum dos estados possui monitoramento implementado além da RNQA. Esse fato pode ser evidenciado também pela classificação de grupos no diagnóstico e definição das metas do programa. Todos os estados da região norte pertencem ao grupo 3, ou seja, estados em que o monitoramento da qualidade das áreas era inexistente antes da implementação da RNQA.

Foi observado o acompanhamento de parâmetros específicos em determinadas regiões em função das características naturais das suas águas, como é o caso de análises de dureza da água nos estados de Minas Gerais, Sergipe e Mato Grosso do Sul que apresentam áreas cársticas. Esse fato pode



ser exemplificado também pela determinação de salinidade em estados localizados nas regiões costeiras e com aquíferos salinizados: Espírito Santo, Bahia e Pernambuco.

Apesar da heterogeneidade dos parâmetros monitorados e da quantidade de estações entre as UFs brasileiras, foi verificado que a maior parte delas adota uma frequência trimestral de monitoramento, à exceção somente do estado do Mato Grosso, cuja frequência é bimestral.

Os estados do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul, apesar de adotarem frequências variadas de coleta, também realizam amostragens trimestrais em algumas estações de monitoramento.

O estado do Acre, embora não monitore nenhum parâmetro, realizou estudos específicos em 42 pontos de amostragem nos meses de agosto e dezembro do ano de 2009 para a etapa de diagnóstico do Plano Estadual de Recursos Hídricos, atualmente em vigência.

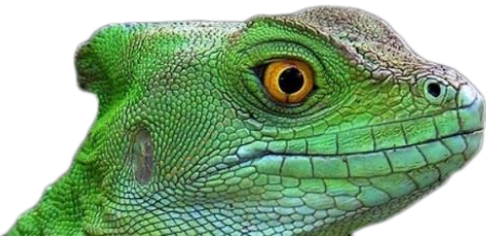
Referente ao uso de Índices de Qualidade das Águas bem como a disponibilização de dados à sociedade, o quadro 4 apresenta os resultados desse levantamento nas UFs que possuem monitoramento de Qualidade das Águas.

Das 27 unidades da federação, 14 delas apresentam a avaliação da qualidade das águas por meio de índices: Acre, Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Rio de Janeiro, São Paulo e Sergipe. Dessas, 13 utilizam o IQA seja na versão original (IQA-NSF), seja na versão adaptada pela CETESB (IQA-CETESB). Apenas o estado do Amazonas utiliza um outro índice, mas não o IQA. O segundo índice mais utilizado no Brasil, o IET, é adotado por 6 estados: Bahia, Ceará, Minas Gerais, Paraná, São Paulo e Sergipe.

Alguns estados criaram seus próprios índices conforme suas necessidades para avaliar e apresentar os dados de monitoramento. Assim, o estado do Paraná criou o IQAR, uma adaptação do IQA NSF, com parâmetros, pesos e classificações adaptados com o objetivo de diferenciar o grau de degradação da qualidade das águas dos reservatórios (IAP, 2017). Esse índice é utilizado também no estado do Ceará.

No Amazonas o Plano Diretor de Recursos Hídricos utiliza o IPO. Essa metodologia foi desenvolvida pela ANA e tem como objetivo avaliar a capacidade de assimilação de carga orgânica do curso d'água (SEMA, 2018).

O estado de Minas Gerais também utiliza outros dois índices diferentes dos empregados nos demais estados. Trata-se do CT e do BMWP. O CT classifica as águas em contaminação baixa, média ou alta de acordo com as concentrações de determinados parâmetros considerados tóxicos. O BMWP reflete a qualidade ecológica da água por meio dos limites de tolerância à poluição orgânica das famílias de macroinvertebrados bentônicos (IGAM, 2017).



Quadro 4 – Uso dos índices de qualidade das águas e disponibilização de dados à sociedade

UF	Índice utilizado	Disponibilização de dados à sociedade e fonte
Acre	IQA CETESB	Sim. Plano Estadual de Recursos Hídricos.
Alagoas	Não utiliza.	Sem evidência
Amapá	Não utiliza.	Sem evidência
Amazonas	IPO	Sim. Plano Estadual de Recursos Hídricos.
Bahia	IQA CETESB e IET	Sim. Portal de Informações sobre Recursos Hídricos.
Ceará	IET e IQAR	Sim. Portal de Informações sobre Recursos Hídricos.
Distrito Federal	Não utiliza.	Sim. Portal de Informações sobre Recursos Hídricos.
Espírito Santo	IQA CETESB	Sim. Plano Estadual de Recursos Hídricos
Goiás	IQA CETESB	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos. Dados desatualizados.
Maranhão	Não utiliza.	Sem evidência
Mato Grosso	IQA CETESB	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos.
Mato Grosso do Sul	IQA CETESB	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos.
Minas Gerais	IQA NSF, IET, CT, BMWP	Sim. Portal de Informações sobre Recursos Hídricos.
Pará	Não utiliza.	Não há disponibilização de dados à sociedade
Paraíba	IQA CETESB	Sim. Portal de Informações sobre Recursos Hídricos.
Paraná	IQA CETESB, IQAR e IET	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos (dados desatualizados).
Pernambuco	Não utiliza.	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos.
Rio de Janeiro	IQA-NSF	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos.
Rio Grande do Norte	Não utiliza.	Sim. Portal de Informações sobre Recursos Hídricos.
Rio Grande do Sul	Não utiliza.	Sem evidência
Rondônia	Não utiliza.	Sem evidência
Roraima	Não utiliza.	Sem evidência
Santa Catarina	Não utiliza.	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos.
São Paulo	IQA CETESB, IVA, IAP, ICF e IET, ICZ, ICF, ICB, IB, CQS	Sim. Relatórios de Monitoramento no site do órgão gestor de recursos hídricos.
Sergipe	IQA CETESB e IET	Sim. Plano Estadual de Recursos Hídricos.
Tocantins	Não utiliza.	Sem evidência

Legenda: IQA NSF – Índice de Qualidade das Águas da National Sanitation Foundation; IQA CETESB – Índice de Qualidade das Águas da National Sanitation Foundation adaptado pela CETESB; IPO – Índice de Poluição Orgânica; IET – Índice de Estado Trófico; IQAR – Índice de Qualidade das Águas para Reservatórios; CT – Contaminação por Tóxicos; BMWP - Biological Monitoring Working Party Score System; IVA – Índice de Proteção da Vida Aquática; IAP - Índice de Qualidade das Águas Brutas para fins de Abastecimento Público; ICZ – Índice da Comunidade Zooplancônica; ICF - Índice da Comunidade Fitoplancônica, ICB- Índice da Comunidade Bentônica; IB – Índice de Balneabilidade; CQS – Critério de Avaliação da Qualidade de Sedimentos. Fonte: A Autora, 2019



Além do uso de índices o IGAM apresenta também à sociedade, em seus relatórios de monitoramento, o Panorama da Qualidade das Águas. Trata-se de uma avaliação de cada estação de amostragem no que diz respeito ao cumprimento ou não dos parâmetros estabelecidos pela resolução utilizada pelo estado na classificação dos corpos de água (IGAM, 2017).

Já o estado de São Paulo, que também utiliza os índices IQA-CETESB e IET, adota outros índices além desses: IAP, IVA, ICF, ICB, ICZ, IB e CQS. O IAP verifica as condições das águas dos rios e reservatórios para fins de abastecimento público. O IVA avalia a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora juntamente com os índices ICZ, ICF e ICB. O IB avalia a qualidade das águas para fins de recreação de contato primário em praias interiores. Por fim, o CQS que classifica o sedimento em categorias de acordo com a contaminação química, comunidade bentônica presente e toxicidade (CETESB, 2018).

Sobre a disponibilização de dados à sociedade, foi observado que há portais específicos para apresentar os dados de monitoramento da qualidade das águas apenas no Ceará, Bahia, Minas Gerais e Paraíba. Cabe ressaltar que, com exceção da Paraíba, todos esses estados podem ser considerados relativamente avançados em termos de monitoramento da qualidade das águas considerando-se o panorama brasileiro, pois, além de possuírem o monitoramento encontram-se com redes de monitoramento que se apresentam aptas e em pleno funcionamento sem a necessidade de melhorias, conforme a classificação da Resolução ANA nº 643 de 2016.

Somente na Bahia e Distrito Federal foi verificada a existência de um sistema estadual de monitoramento da qualidade das águas. Cabe ressaltar que, no sistema de informações do Distrito Federal não há dados de monitoramento de outros parâmetros além do nível d'água para as águas superficiais.

Os Planos Estaduais de Recursos Hídricos foram os principais meios de divulgação da qualidade das águas sendo apresentados pela maior parte dos estados e pelo Distrito Federal. Em alguns estados era a única fonte dessas informações como é o caso dos estados Amazonas, Acre, Espírito Santo e Sergipe.

Outra forma de divulgação dos dados da qualidade das águas para a sociedade foi o próprio site do órgão gestor, meio de comunicação existente em todas as UFs. Além disso, em nove desses sites eram apresentados disponíveis para download os boletins e relatórios periódicos de monitoramento. Foi o caso dos estados: Bahia, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte e São Paulo.

São Paulo e Minas Gerais se destacam por apresentarem mais de um meio de comunicação sobre a condição de suas águas e, também, pela facilidade para encontrar as informações.



Ressalta-se que, o estado do Paraná, apesar de possuir monitoramento da qualidade das águas, além da rede RNQA, apresenta, no endereço eletrônico do órgão, relatórios de monitoramento apenas até o ano de 2017.

Sobre o retorno via e-mail referente aos dados de monitoramento da qualidade das águas para a realização dessa pesquisa, foram encaminhados e-mails a todas as UFs, mas somente 10 estados retornaram o contato: Paraná, Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Acre, Sergipe, Santa Catarina, Rondônia, Tocantins, São Paulo e Rio Grande do Norte.

No âmbito federal estão disponíveis os dados relativos ao monitoramento da qualidade das águas por meio do site do SNIRH e do Portal de Qualidade das Águas. O SNIRH apresenta o mapa interativo e os metadados da RNQA. O Portal da Qualidade das Águas disponibiliza informações sobre o Programa Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas e link para acesso a um sistema de busca das estações de amostragem do programa.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A pesquisa demonstrou a heterogeneidade no número de estações de amostragem tanto da RNQA, quanto nos monitoramentos estaduais. Nesses monitoramentos há também grande diversidade e quantidade de parâmetros avaliados. Em grande parte, esse quadro reflete o próprio contraste que ocorre no país entre as UFs, tanto no que se refere às condições naturais e espaços territoriais, quanto ao aparelhamento dos órgãos gestores do meio ambiente.

A partir dos resultados desse trabalho, fica evidente também as grandes diferenças entre as UFs brasileiras no que se refere à transparência e à disponibilização dos dados de monitoramento para o público em geral. O uso de índices em apenas 14 das UFs, do total de 27, reflete essa questão e traz como consequência o desconhecimento da população em geral no que diz respeito à qualidade das águas do seu estado.

A região norte apresentou o maior número de estados sem análises e monitoramento das suas águas. Na região sudeste, os estados de Minas Gerais e São Paulo, se destacaram positivamente em todos os aspectos da pesquisa: diversidade de parâmetros monitorados, uso de diferentes tipos de índices de qualidade das águas e facilidade de acesso aos dados.

No estado do Paraná as avaliações da qualidade das águas apresentaram-se funcionais, uma vez que o órgão gestor seleciona os parâmetros que serão analisados conforme os seus usos na região da estação de monitoramento, podendo, assim, reduzir prazos de obtenção e disponibilização de resultados e custos, ao evitar análises de variáveis consideradas irrelevantes aos usos da água



naquele local. No entanto esse procedimento não permite a avaliação do estado geral da qualidade das águas, uma vez que o monitoramento se baseia somente no uso do recurso. Ainda não foi possível acessar os dados atualizados de monitoramento desse estado visto que os últimos relatórios disponíveis são do ano de 2017.

Observou-se que, após o lançamento da RNQA pela ANA houve avanços significativos na quantidade e na ordenação de estações de amostragens distribuídas em todo o país visto que alguns estados, que antes não possuíam nenhuma informação sobre a qualidade das suas águas, passaram a realizar as avaliações. Uma única exceção é o Piauí, que ainda não aderiu ao programa nacional de monitoramento.

Em contrapartida, os parâmetros do programa não são capazes de detectar todos os potenciais tipos de contaminação aos quais as estações de amostragem podem estar expostas. Dessa forma, sugere-se como melhoria para o programa RNQA a inserção de avaliações sobre os usos dos recursos hídricos e dos potenciais contaminantes nas regiões das estações de amostragem e então sugeridos os parâmetros que possam fornecer avaliações mais reais e efetivas.

Acerca do uso dos índices de qualidade das águas cabe destacar que o IQA-NSF adaptado pela CETESB é o índice mais utilizado em todo o país visto a principal preocupação com a qualidade das águas para o abastecimento público. No âmbito nacional, esse também é o índice utilizado pela ANA para avaliar as condições de qualidade das águas.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. (2013) Resolução nº 903, de 22 de julho de 2013. Cria a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais – RNQA e estabelece suas diretrizes. Brasília.
- _____. (2016) Resolução nº 643, de 27 de julho de 2016. Altera o Programa de Estímulo de Dados de Qualidade de Água – QUALIÁGUA e dá outras providências. Brasília.
- _____. (2019) Resposta à Comunicação Interna nº 406/2019/COR (Documento 02500.056657/2019-34). Brasília, 2019.
- _____. (2019) *Conjuntura de Recursos Hídricos Brasil 2019*. Brasília: Agência Nacional das Águas. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-deconteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017_rel-1.pdf>. Acesso em 15 mai. 2020.
- BRASIL. (1997) Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídrico, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta a inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº8001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da União*. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>. Acesso em 20 abr. 2019.



CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT – CCME. *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report*. Canada, 2001a. 13 f. Disponível em: <http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_tchrprtftsht_e.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. (2018) *Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo -2018*. Disponível em:< <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/07/Resumo-Executivo-Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2018.pdf>>. Acesso em 01 mai. 2019

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. (2017) *Qualidade das Águas dos Reservatórios do Paraná*. Disponível em: < http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Qualidade_das_aguas/Relatoriofinal.pdf>. Acesso em 21 mai. 2019

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. (2017) *Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais em 2017*.

Saad, A. R.; Semensato JR, D. L.; Ayres, F. M.; Oliveira, P.E. Índice de Qualidade da Água –IQA do reservatório do Tanque Grande, município de Guarulhos, estado de São Paulo, Brasil: 1990 –2006. *Revista UnG – Geociências*, v.6, n.1, p.118-133, 2007.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DO AMAZONAS. (2018) *Plano diretor de Recursos Hídricos: Versão Preliminar*. Disponível em: < <http://meioambiente.am.gov.br/plano-estadual-de-recursos-hidricos/>>. Acesso em 21 mai. 2019.

SOUZA, C. M. N.; FREITAS, C. M.; MORAES, L. R. S. Discursos sobre a relação saneamento-saúde-ambiente na legislação: uma análise de conceitos e diretrizes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 371-379, 2007.



ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA E DE ESTADO TRÓFICO DO BAIXO RIO URUPÁ, MUNICÍPIO DE JI-PARANÁ-RO

| ID 15752 |

¹Geniane Trindade Ribeiro, ²Naara Ferreira Carvalho de Souza, ³Guilherme Bessa Bianchi, ⁴Beatriz Machado Gomes, ⁵Nara Luísa Reis de Andrade

Universidade Federal de Rondônia, e-mail:geniane.ribeiro06@gmail.com; ²Universidade Federal de Rondônia, e-mail:naaraferreira94@gmail.com; ³Universidade Federal de Rondônia, e-mail:guilherme_bbianchi@hotmail.com; ⁴Universidade Federal de Rondônia, e-mail:beatriz@unir.br; ⁵Universidade Federal de Rondônia, e-mail:naraluisar@gmail.com

| RESUMO |

O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade do rio Urupá, manancial de abastecimento do município de Ji-Paraná-RO, por meio do Índice de Qualidade da Água (IQA) e do Índice de Estado Trófico (IET). Para tal, foram realizadas análises de pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), turbidez, nitrogênio, fósforo, sólidos totais e coliformes fecais, no intuito de determinar a qualidade do manancial por meio do IQA, e, adicionalmente, para cálculo do IET, com amostras coletadas em cinco pontos do rio Urupá, no período de abril de 2016 a janeiro de 2017. Para análise dos dados fez-se uso de estatística descritiva e analítica, com testes não-paramétricos de correlação com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). O IQA do rio Urupá enquadrou-se como condições “boas” ($52 < \text{IQA} \leq 79$), sendo satisfatório para a destinação de abastecimento público através da implantação de tratamentos convencionais da água bruta. No tratamento estatístico, os dados apresentaram correlação significativa entre as variáveis turbidez, coliformes fecais e fósforo com o IQA. As maiores médias para os valores do IET foram encontradas no período seco-úmido e úmido ($74,0 \pm 1,8$), o que classifica o corpo hídrico como hipereutrófico (IET > 64), com a presença de elevadas concentrações de fósforo e situações propícias para a produção excessiva de algas durante todos os períodos por ano. Embora o resultado do IQA indique, em média, boa qualidade, os dados de IET alertam para indícios de degradação pelo excesso de nutrientes, sendo que tais dados poderão servir de subsídio para a concessionária de abastecimento público e para os órgãos ambientais e de regulação dos serviços de saneamento do município de Ji-Paraná para continuidade do monitoramento do manancial e realização de ações para a adequada gestão da bacia, com em especial atenção aos trechos destinados a usos consultivos, como é o caso do abastecimento público.

Palavras-chave: IQA; manancial de captação; abastecimento público

| INTRODUÇÃO |

O crescimento desordenado e sem planejamento de áreas urbanas, a ausência de saneamento básico e a expansão das atividades agrícolas aliados ao descumprimento das legislações ambientais vigentes impacta o ambiente aquático alterando as características físico-químicas e bacteriológicas



dos recursos hídricos e influenciando no processo de autodepuração, o que afeta diretamente a disponibilidade de água em quantidade e qualidade (FONTANA et al., 2019; ROCHA, 2013).

Tendo em vista que a Lei Federal 9.433 de 8 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelecendo a água como um bem de domínio público, e que deve ser assegurado as atuais e futuras gerações em quantidade e qualidade adequadas as suas necessidades, o uso de novos instrumentos estabelecidos nessa lei e outros que auxiliem no acompanhamento e na gestão desse recurso é fundamental para a sua preservação.

Assim, foram elaboradas várias metodologias intituladas como índices de qualidade, que se baseiam numa síntese de informações sobre um conjunto de variáveis indicadoras de poluição ou degradação dos recursos hídricos de forma prática e de fácil interpretação, com o intuito de avaliar e monitorar os mananciais superficiais assim como orientar ações de gestão e planejamento da qualidade da água (ANA, 2020).

No Brasil é mais utilizado o Índice de Qualidade da Água (IQA), que surgiu com o intuito de avaliar e classificar o grau da degradação dos recursos hídricos, comparando as condições ambientais em diferentes pontos ao longo dos anos, resultando em informações simplificadas para a população e possibilitando o monitoramento da qualidade hídrica (PEREIRA, 2014). O Índice de Estado Trófico (IET) também é um importante índice de monitoramento dos corpos hídricos, este “classifica os corpos d’água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e cianobactérias” (CETESB, 2017, p.24).

A Agencia Nacional das Águas – ANA, desempenha o monitoramento da qualidade das águas das principais hidrografias nos estados brasileiros, totalizando 1.841 pontos que avaliam a qualidade das águas. Porém o Estado de Rondônia tem apenas 9 pontos de monitoramento sob responsabilidade estadual, o que não contempla todos os municípios, e somente um parâmetro, o oxigênio dissolvido, é analisado (ANA, 2016).

Diante o exposto, a pesquisa objetivou avaliar a qualidade da água do rio Urupá, manancial de abastecimento público do município de Ji-Paraná-RO, por meio da determinação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET) nas imediações do ponto de captação.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Área de estudo

O município de Ji-Paraná está localizado na bacia Amazônica, na porção leste do estado de Rondônia, com uma população de 131.560 habitantes, segundo as estimativas do IBGE (2016).

Pela classificação de Köppen, o clima no Estado predominante é do tipo Aw-Clima Tropical com chuvas de verão, com precipitações médias anuais de 1.963 mm e temperaturas que variam de 24 a 32°C, sendo definido o período úmido entre os meses de janeiro a março, o período úmido-seco nos meses de abril a julho, períodos de transição seco nos meses de setembro e novembro e transição seco-úmido entre os meses de outubro e dezembro (SEDAM, 2012).

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Urupá, a qual contempla uma área de drenagem de 4.172 km² e apresenta 404,3 km de comprimento. Parte do curso do rio está disposta na cidade de Ji-Paraná, onde seu exutório deságua no rio Machado, conforme o mapa de localização (Figura 1).

Os pontos de coletas foram determinados próximos ao ponto de captação de água da CAERD (Companhia de Águas e Esgotos do Estado de Rondônia), que por sua vez dista da foz do rio Urupá 1,9 km. A distância mínima e máxima entre os pontos foi de 384 a 2.144 metros, sendo 1 ponto dentro do terreno da Empresa CAERD, a 40 metros do ponto de captação da água bruta; 2 pontos especializados próximos ao sistema de abastecimento da cidade de Ji-Paraná em área urbana e 2 pontos a montante, mais preservadas (Figura 1).

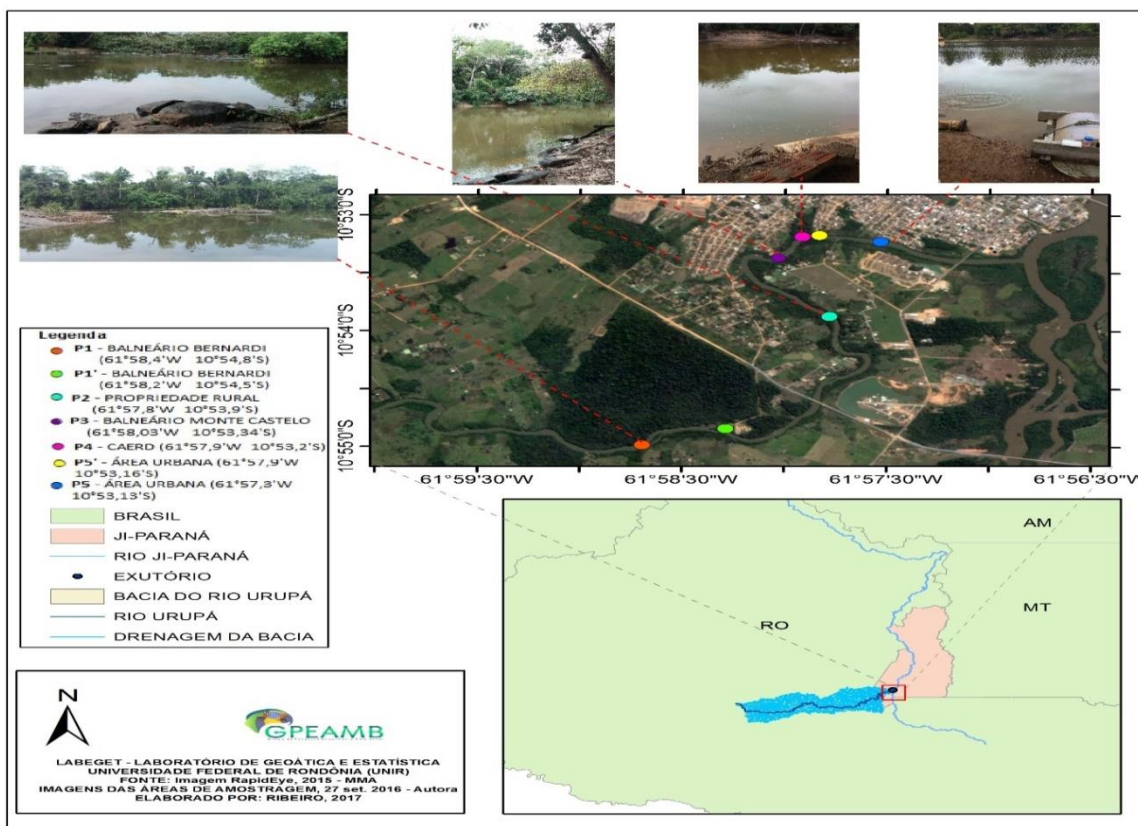


Figura 1: Localização geográfica dos pontos amostrais no rio Urupá, Ji-Paraná-RO, e suas respectivas ilustrações.

Porém, durante as campanhas de amostragem, foi necessário a alteração da posição geográfica de dois pontos (P1' e P5'), devido as interferências de turbulência no rio e a distância mínima entre os pontos ser menor que 125 metros, respectivamente. Assim, o P1' foi alterado a partir da segunda campanha de amostragem e o P5' a partir da terceira, sendo estes representados pelos pontos na cor verde e amarelo na Figura 1 e substituídos pelas marcações de P1 e P5.

As coletas foram realizadas mensalmente, durante 10 campanhas de amostragem, a partir do mês de abril do ano de 2016 a janeiro de 2017, abrangendo os períodos úmido-seco (abril, maio e junho), seco (julho, agosto e setembro), seco-úmido (outubro, novembro e dezembro) (SEDAM, 2012; PINTO, 2015), no intuito de observar as alterações sazonais das variáveis da qualidade da água do rio Urupá e os processos de interação com o uso do solo no seu entorno.

Para adquirir as amostras de água bruta no rio Urupá foi utilizado um coletor artesanal, garrafas plásticas (frascos) de 500 ml para o armazenamento das amostras em duplicata, caixas térmicas para o acondicionamento dos frascos durante as saídas a campo e posteriormente armazenadas em refrigeradores no laboratório de Limnologia e Microbiologia da UNIR até o



momento da realização das análises e entrega das amostras destinadas ao laboratório Qualittá Ambiental. Todas as campanhas de coletas ocorreram no período matutino, geralmente das 8 às 11h.

Análises laboratoriais

A partir das amostras coletadas foram realizadas as análises físico-químicas e microbiológicas para os parâmetros que compõem o IQA e do IET. *In loco* foram avaliados os parâmetros pH e temperatura por meio do aparelho pHmetro LUTRON modelo 221 com sensor termômetro. No laboratório de Limnologia e Microbiologia, do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia – UNIR, *Campus* de Ji-Paraná, foram determinados os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), fósforo (P), sólidos totais, turbidez e Coliformes Termotolerantes, de acordo com os critérios da American Public Health Association (APHA, 2005) e das normativas NBR 10559 (ABNT, 1988), NBR 12614 (ABNT, 1992a) e NBR 10664 (ABNT, 1989).

Não foi possível quantificar o fósforo total devido às dificuldades encontradas para aplicar a metodologia, especialmente devido ao equipamento autoclave estar desativado. Deste modo foi adotada uma adaptação da metodologia original, por meio da NBR 12772 (ABNT, 1992b), que possibilita encontrar concentrações de fósforo aparente, sem a utilização de amostras autoclavadas, sendo assim possível detectar concentrações de fósforo.

E no laboratório Qualittá Ambiental de Ji-Paraná, foi realizada a análise química de Nitrogênio Total, também de acordo com os critérios da American Public Health Association (22ª edição).

Determinação do Índice de qualidade da água (IQA) e do Índice de Estado Trófico (IET)

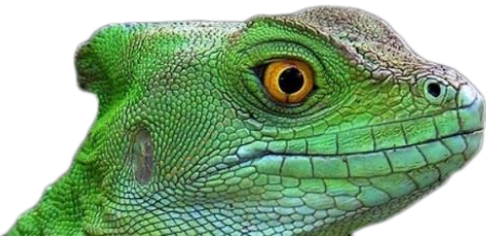
Para realizar os cálculos do IQA foi utilizado o memorial descritivo de cálculos da CETESB, disponível no link <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume2.pdf>>, como base para aplicação das equações das curvas de qualidade (qi) para cada variável que compõe o IQA, para posterior aplicar a Equação (1).

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi} \quad (1)$$

Em que:

IQA: Índice de Qualidade da Água que corresponde de 0 a 100;

qi : qualidade da i -ésima variável extraída da curva média de variação de qualidade (valores de 0 a 100);



w_i : peso correspondente a i -ésima variável, atribuído em função da importância de cada parâmetro que compõe o índice (valores de 0 a 1);

n : número de parâmetros que compõem o cálculo do IQA.

Para a determinação do IQA total de cada amostragem foram considerados os parâmetros estipulados pela Cetesb, sendo: OD, DBO, pH, turbidez, fósforo, nitrogênio, coliformes fecais e sólidos totais. Devido à falta de um padrão para a classificação do IQA no estado de Rondônia foram adotados os níveis de qualidade estabelecidos em outros estados, conforme descrito no Quadro 1.

Quadro 1: Padrões de classificação dos níveis de qualidade para os resultados do IQA adotados em alguns Estados do Brasil (BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP).

Nível de Qualidade	Faixa	Cor de referência
ÓTIMA	$80 < IQA \leq 100$	AZUL CLARO
BOA	$52 < IQA \leq 79$	VERDE CLARO
ACEITÁVEL	$37 < IQA \leq 51$	AMARELO
RUIM	$20 < IQA \leq 36$	VERMELHO
PÉSSIMA	$0 < IQA \leq 19$	PRETO

Fonte: ANA (2016).

O IET tem a finalidade de avaliar o estado trófico do curso d'água, utilizando principalmente a variável Fósforo (agente causador da eutrofização) e clorofila (indicador da eutrofização), além destes, usa-se também a variável transparência, porém é pouco utilizada nos cálculos por ser influenciada pela turbidez que inviabiliza a sua mensuração (WEINBERG, 2013; CETESB, 2015).

Assim, o IET proposto por Lamparelli (2004) utiliza três parâmetros (P, clorofila e transparência), porém a variável transparência é pouco utilizada nos cálculos por ser influenciada pela turbidez que inviabiliza a sua mensuração (CETESB, 2015). Cada parâmetro tem sua fórmula e correção para a padronização dos resultados que indicam o nível de estado trófico de acordo com os ambientes lóticos e lênticos. A seguir, a descrição dos cálculos das variáveis que compõe o IET (EQUAÇÃO 2, 3, 4 e 5).

$$IET(Pt) = 10x \left(6 - \left(\frac{0,42 - 0,36x(\ln Pt^*)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (2)$$



$$IET(Cl) = 10x \left(6 - \left(\frac{-0,7 - 0,36x(\ln Cl)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (3)$$

$$IET(S) = 10x \left(6 - \left(\frac{(\ln S)}{\ln 2} \right) \right) \quad (4)$$

$$IET = \frac{[IET(Pt) + IET(Cl) + IET(S)]}{3} \quad (5)$$

Em que:

IET (Pt): Índice de Estado Trófico para a variável Fósforo total em $\mu\text{g/l}$;

IET (Cl): Índice de Estado Trófico para a variável Clorofila a em $\mu\text{g/l}$;

IET (S): Índice de Estado Trófico para a variável Transparência em metros.

Para o cálculo do IET, foi utilizada a Equação 2, considerou-se apenas os dados da variável fósforo para compor o IET, devido à dificuldade de análises dos demais parâmetros. Segundo Lamparelli (2004) é possível o uso apenas de uma variável para compor o índice sem que prejudique os resultados obtidos sobre o diagnóstico do recurso hídrico estudado, pois as concentrações encontradas para esta variável serão menores, subestimando o fósforo total.

Os níveis de estado trófico para o ambiente lótico são classificados de acordo com o Quadro 2.

Quadro 2: Classificação do estado trófico para os valores de IET em ambientes lóticos.

Categoria (Estado Trófico)	Valores para IET	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	Transparência (m)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$Pt \leq 0,013$	$Cl \leq 0,74$	$S \geq 2,4$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$0,013 < Pt \leq 0,035$	$0,74 < Cl \leq 1,31$	$2,4 > S \geq 1,7$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$0,035 < Pt \leq 0,137$	$1,31 < Cl \leq 2,96$	$1,7 > S \geq 1,1$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$0,137 < Pt \leq 0,296$	$2,96 < Cl \leq 4,70$	$1,1 > S \geq 0,8$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,296 < Pt \leq 0,640$	$4,70 < Cl \leq 7,46$	$0,8 > S \geq 0,6$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$Pt > 0,640$	$< Cl > 7,46$	$S < 0,6$

Fonte: Lamparelli (2004); CETESB (2015).



Análises estatísticas dos dados

Os dados foram organizados por período sazonal (úmido-seco, seco e seco-úmido) para a aplicação das análises estatísticas descritivas e analíticas por meio dos softwares Excel 2010 e Action 3.1 da Estatcamp e SigmaPlot versão 10. Devido os dados apresentarem distribuição não normal foi aplicado o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) para identificar possíveis diferenças significativas entre os períodos sazonais, e para avaliar correlação entre as variáveis com o IQA foi realizada a matriz de correlação não-paramétrica de Spearman, sendo considerado o nível de significância de 5%.

Foram realizadas correções para os valores do pH mensal e sazonal dos dados realizados em abril de 2016 a janeiro de 2017, por meio da aplicação da mediana para os dados e de acordo com von Sperling (2001) esta estatística apresenta boas indicações de tendências centrais para os dados do pH.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os resultados do IQA para os pontos amostrais durante os meses estudados apresentaram variações entre 48 a 73, indicando condições de qualidade da água variam do aceitável à ótima, com predominância na classe boa. Somente ocorreram valores fora desta faixa nos pontos P2, P3 e P4 (Figura 2). Os pontos P2 e P3 apresentaram maiores amplitudes, considerando os valores fora do conjunto de dados, com valor máximo de 84, ocorrido no mês de julho. O ponto P4 apresentou o menor valor, de 46,5, no mês de abril.

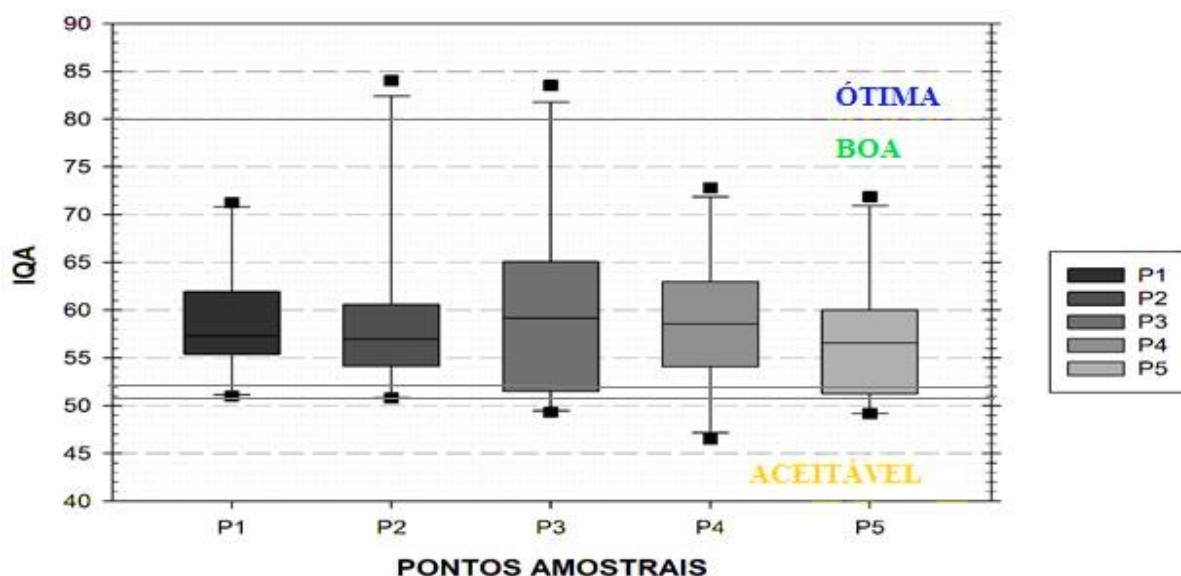


Figura 2: Box-plot dos valores do índice de Qualidade das águas (IQA) dos cinco pontos de monitoramento no rio Urupá entre os meses de abril/16 a janeiro/17, Ji-Paraná/RO.

Assim, 25% dos dados do IQA apresentaram condições de qualidade de água aceitável para os pontos P3 e P5. Para todos os cinco pontos amostrais, 50% dos dados do IQA ficaram na faixa 55 a 60, caracterizando uma condição boa para a qualidade da água e 75% dos valores do IQA ocorreram entre 60 a 65, também representando condições boas para o rio Urupá, com destaque para o ponto P3 que apresentou maior variabilidade dos percentis em relação aos demais pontos e com a maior concentração de 75% dos valores de IQA.

De acordo com a Tabela 1, o IQA para o rio Urupá apresentou nos períodos de transições as menores médias com variações negativas de 7% e no período seco maiores médias ($65,5 \pm 10$), com variações positivas de 11,2% em relação à média total, apresentando o aumento da qualidade da água com o fim das ocorrências das precipitações e redução da qualidade nos períodos de transições para o período seco e úmido.

Pereira (2019) em estudo no mesmo rio, ao longo de dez pontos de coleta encontrou a predominância de qualidade regular da água, compatível com os usos de classe 2, no entanto em alguns pontos houve queda na qualidade da água no período seco possivelmente em decorrência de fontes de poluição pontual na região. Por sua vez, Nunes (2011) encontrou melhores valores de qualidade da água no período seco para esse rio, o que se atribui a redução do carreamento de materiais poluentes pelo escoamento superficial na bacia.

O ponto P2 apresentou variação expressiva em relação aos demais pontos, visto que no período seco apresentou variação positiva de 5,8% e no período seco-úmido teve uma redução de 3%. No tratamento estatístico apresentaram diferenças significativas entre o período de transição



úmido-seco para o seco ($p=0,008$) e do período seco para o seco-úmido ($p=0,001$), de acordo com teste de Kruskal-Wallis para $p \leq 0,05$.

Tabela 6: Médias sazonais (\pm DP) e variação em torno da média total do índice IQA para os pontos amostrais no rio Urupá nos períodos sazonais úmido-seco, seco, seco-úmido e úmido.

Pontos Amostrais	Úmido-seco		Seco		Seco-úmido	
	Média (\pm DP)	Variação (%)	Média (\pm DP)	Variação (%)	Média (\pm DP)	Variação (%)
P1 (Balneário)	58 \pm 2,1	3,4	65,6 \pm 6,2	0,2	53,6 \pm 3,4	-2,5
P2 (área rural)	56,6 \pm 1,5	0,9	69,3 \pm 14	5,8	53,2 \pm 4	-3,3
P3 (Balneário)	56,9 \pm 7	1,4	68,9 \pm 13,4	5,2	54,9 \pm 7,6	-0,2
P4 (área urbana)	55 \pm 8	-2,0	63,7 \pm 8,6	-2,7	57 \pm 5,6	3,6
P5 (área urbana)	54,1 \pm 4,3	-3,6	60,1 \pm 11	-8,2	56,2 \pm 5,7	2,2
Média sazonal	56,1 \pm 4,7	-4,8 ^b	65,5 \pm 10	11,2 ^a	55 \pm 4,9	-6,6 ^b
Média Total	58,9 \pm 7,9					

Notas: os índices a, b, c indicam conjuntos de dados que não são grupos similares com diferença significativa de variância ($p \leq 0,05$) de acordo com o teste de Kruskal - Wallis ($n=15$ por período, com exceção do período úmido com $n=5$).

Dependendo das concentrações e frequências das poluições pontuais ou difusas, condições nas zonas ripárias e dos ciclos hidrológicos, as variações sazonais que o IQA pode sofrer tende a revelar a situação de degradação do ambiente hídrico, sendo que do sentido foz à nascente a qualidade das águas no período úmido alternam da classe ruim a aceitável e no período seco a qualidade tende a aumentar chegando a classe boa (PAULINO, 2014; ARRUDA, 2016).

De acordo com a Tabela 2, as variáveis fósforo, coliformes fecais e turbidez apresentaram correlação significativa ($p=0,04$) com o IQA, sendo a maior correlação com a turbidez ($p=0,02$). Assim, os níveis de qualidade da água são reduzidos quando há o aumento das concentrações das variáveis fósforo, coliformes fecais e turbidez.

Entre as variáveis, o fósforo apresentou correlação significativa com o nitrogênio ($p=0,05$) e turbidez ($p=0,0005$), sendo fortemente influenciável por estas variáveis em relação ao seu aumento. Por sua vez, a DBO apresentou correlação positiva com OD, com significância de $p=0,02$.

A correlação entre o IQA e as variáveis fósforo e coliformes possivelmente se deu devido as concentrações destas estarem em limites superiores ao permitido pela Resolução Conama 357/05, influenciando na redução da qualidade da água no trecho estudado do rio Urupá.



Tabela 7: Coeficientes da Matriz de correlação das variáveis físico-químicas e microbiológicas e do IQA no rio Urupá, com as médias dos cinco pontos amostrais.

	IQA	pH	Temp.	P	ST	OD	DBO	Coli. F	N	Turb.
pH	0,20	1,00								
Temperatura	0,42	-0,16	1,00							
Fósforo (P)	-0,67	-0,22	-0,33	1,00						
Sólidos totais (ST)	-0,16	0,45	-0,49	-0,03	1,00					
OD	0,22	0,38	0,38	-0,24	0,43	1,00				
DBO	-0,10	0,50	-0,15	0,26	0,59	0,72	1,00			
Coliformes fecais	-0,81	-0,13	-0,30	0,50	0,49	0,10	0,28	1,00		
Nitrogênio (N)	0,04	-0,09	0,26	0,63	-0,23	0,05	0,30	0,03	1,00	
Turbidez	-0,72	0,01	-0,52	0,92	0,11	-0,14	0,39	0,49	0,41	1,00

Nota: Valores em negrito expressam conjunto de dados que apresentaram correlação significativa ($p \leq 0,05$).

Segundo Faria (2012), ao analisar a qualidade da bacia do Ribeirão Guaratinguetá, em pontos localizados em áreas com considerável preservação, o IQA apresentou classe regular com tendências para a classe boa, porém as atividades de agropecuária e áreas urbanas favorecem para o aumento das variáveis fósforo, nitrogênio, coliformes fecais e DBO, reduzindo a qualidade hídrica.

Pereira (2014), explica que quando há a relação de uma das variáveis limitantes de eutrofização (fósforo e nitrogênio), são relacionadas ao lançamento de efluentes de agroquímicos ou de pisciculturas e esgotos domésticos no meio hídrico, justificando a relação de ambas.

Para o cálculo do IET foi observado o grau de condições favoráveis para a ocorrência da eutrofização através do agente causador, ou seja, o nutriente fósforo. Conforme ilustrado na Figura 3, os pontos analisados apresentaram poucas variações percentis estando entre a faixa de 71 a 75 graus tróficos. Todos os pontos apresentaram percentis menores que 50% para valores entre 71 e 72, demonstrando poucas variações e mais de 75% representou os valores entre 73,8 a 74,7 do IET.

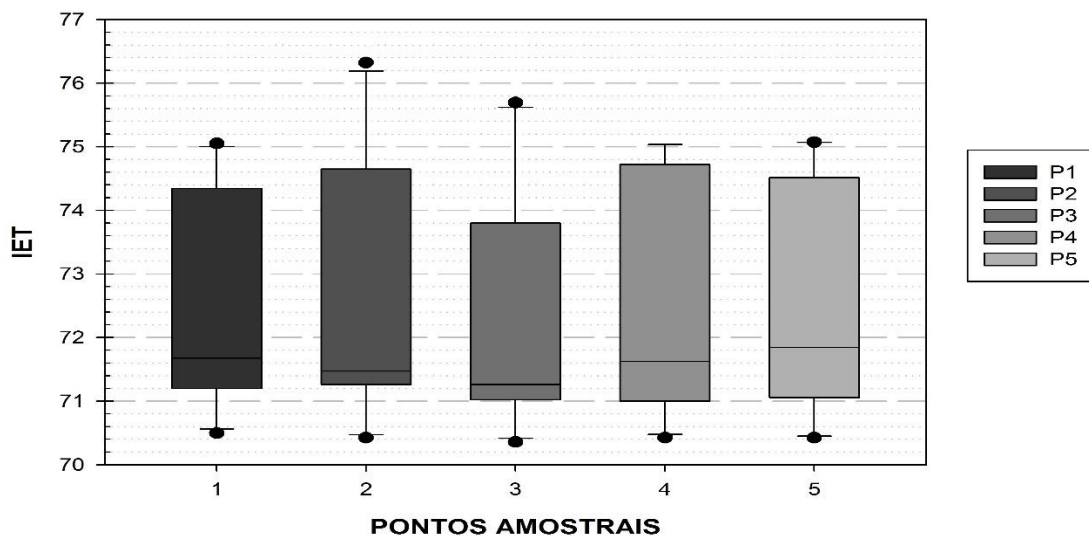


Figura 3: Box-plot dos valores do Índice de Estado Trófico (IET) dos cinco pontos de monitoramento entre abril/16 e janeiro/17 do rio Urupá, Ji-Paraná/RO.

O grau trófico para o rio Urupá apresentou maiores médias no período seco-úmido e úmido ($74,0 \pm 1,8$) devido às variações positivas de +2,1% em relação à média total, e no período seco ocorreram as menores médias com variações de -2,1%, apresentando um ambiente em estado hipereutrófico ($IET > 64$) com característica de elevadas concentrações de fósforo e situações propícias para a produção excessiva de algas durante todos os períodos por ano (Tabela 3).

Tabela 3: Médias sazonais ($\pm DP$) e variação em torno da média total do IET para os pontos amostrais no rio Urupá nos períodos sazonais úmido-seco, seco, seco-úmido e úmido.

Pontos Amostrais	Úmido-seco		Seco		Seco-úmido		Úmido	
	Média ($\pm DP$)	Variação (%)	Média ($\pm DP$)	Variação (%)	Média ($\pm DP$)	Variação (%)	Média ($\pm DP$)	Variação (%)
P1 (Balneário)	72 \pm 1,2	0,0	71 \pm 0,6	0,0	73,8 \pm 1,8	-0,3	74 \pm 0	0,4
P2 (área rural)	72 \pm 1,0	0,0	70,9 \pm 0,5	-0,1	74,3 \pm 2,5	0,4	75 \pm 0	0,4
P3 (Balneário)	72 \pm 1	0,0	70,8 \pm 0,4	-0,3	74 \pm 2,2	0,0	71 \pm 0	0,4
P4 (área urbana)	71,9 \pm 1	-0,1	70,8 \pm 0,3	-0,3	73,9 \pm 1,8	-0,1	75 \pm 0	0,4
P5 (área urbana)	72 \pm 1,1	0,0	70,7 \pm 0,4	-0,3	74 \pm 1,8	0,0	74,3 \pm 0	0,4
Média sazonal	72 \pm 0,95	-0,7 ^b	71 \pm 0,4	-2,1 ^c	74 \pm 1,7	2,1 ^a	74 \pm 1,5	2,1 ^a
Média Total	72,5 \pm 1,8							

Notas: os índices a, b, c indicam conjuntos de dados que não são grupos similares com diferença significativa de variância ($\alpha \leq 0,05$) de acordo com o teste de Kruskal – Wallis (n=15 por período, com exceção do período úmido com n=5).



No tratamento estatístico os dados apresentaram diferenças significativas entre o período seco com a transição seco-úmido ($p=0,001$) e a transição úmido-seco com o período úmido ($p=0,04$), de acordo com teste de Kruskal-Wallis para $p \leq 0,05$.

É possível observar que as médias dos pontos amostrais apresentaram poucas variações entre os períodos, com declínio nos valores classificatórios no período seco, com IET de 70,4, repetido entre os pontos P2 a P5. Com o início das precipitações o IET se eleva, atingindo o valor máximo de 76,3 para o ponto P2.

Todos os pontos nos meses amostrais apresentaram valores de fósforo acima do valor permitido, de 0,1 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05. A média mensal apresentou pouca variação entre os meses de maio a outubro e com aumento das concentrações de fósforo a partir do mês de novembro com valores acima de 2,3 mg/L. A média mínima registrada foi de 1,12 mg/L no mês de agosto e máxima de 2,75 mg/L no mês de dezembro.

Na mesma temática, no estudo de Pereira (2019) o rio Urupá foi enquadrado na classe mesotrófica, porém vale destacar que de maneira semelhante os maiores valores de IET foram obtidos na transição do período de seca para o chuvoso devido a uma maior concentração de fósforo, que com as chuvas intensas é carregado para os rios por meio da lixiviação, aumentando a carga de nutrientes, o que contribui para o processo de eutrofização.

Assim, foi verificado que o comportamento do IET é influenciado pelos períodos sazonais, onde os períodos de maiores incidências solares, temperatura elevada e incremento rotineiro de nutrientes e pouca turbidez favorecem para o aumento dos processos de eutrofização (CETESB, 2013). Maiores valores de grau trófico predominaram no período chuvoso devido a maior concentração de nutrientes presentes nos tributários ou no solo, oriundos de lançamento de efluentes sanitários e de atividades agrícolas e criação de animais.

Follador (2010) elucida que, quanto menor o estado trófico do curso hídrico, maior será a concentração de OD, a qualidade do odor e sabor da água e alta biodiversidade devido a menor interferência da turbidez e maior incidência solar, logo, verifica-se que o incremento do estado trófico pode trazer prejuízos ao corpo hídrico, o que requer atenção, em especial, naqueles trechos destinados aos usos mais nobres, como é o caso do abastecimento público.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Com relação à determinação dos índices de qualidade, o IQA apresentou qualidade “boa” ($52 < \text{IQA} \leq 79$) nos pontos amostrais durante os períodos do ano, contudo as melhores condições de



qualidade ocorreram no período seco, com médias de 65, e nos períodos de transições este índice sofreu influências significativas negativas das variáveis fósforo, coliformes fecais e turbidez, devido aos usos do solo no entorno do rio, evidenciado pela não conformidade das variáveis coliformes fecais e fósforo com a Resolução CONAMA 357/2005.

Por sua vez, o IET apresentou o maior nível trófico, hipereutrófico, em todos os períodos estudados para os pontos amostrais, indicando a possibilidade de comprometimento de qualidade da água devido ao aumento das concentrações do nutriente P.

Desta feita, os resultados obtidos mostraram-se satisfatórios para a avaliação da qualidade da água do rio Urupá, podendo servir de subsídio para a concessionária de abastecimento público do município de Ji-Paraná para efetuar ações conjuntas com os órgãos ambientais para garantir níveis de qualidade aceitáveis do manancial, por meio de medidas de planejamento e gestão da bacia hidrográfica do rio Urupá.

Agradecimentos

Os Autores agradecem aos Laboratórios de Limnologia e Microbiologia, de Química e de Saneamento Ambiental, aos técnicos, professores e alunos do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia – UNIR, *Campus* de Ji-Paraná, pelo o auxílio de equipamentos, reagentes, suporte e apoio para a realização das análises desse trabalho. E aos funcionários da concessionária de abastecimento público, CAERD, pela liberação e limpeza do local de passagem que tem acesso direto com as margens do rio Urupá e auxílio durante as campanhas de coleta.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.772: Água - Determinação de fósforo. Rio de Janeiro, 1992.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.614: Águas – Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – Método de Incubação (20°C, cinco dias). Rio de Janeiro, 1992.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10559: Águas – Determinação de Oxigênio Dissolvido, Método Iodométrico de Winkler e suas modificações. Rio de Janeiro, 1988.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10664: Águas - Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico. Rio de Janeiro, 1989.
- ANA. Agência Nacional de Águas. Portal da Qualidade das Águas: Indicadores de qualidade, [2016]. Disponível em: < <http://portalpnqa.ana.gov.br/>>. Acesso em: 26 jun. 2016.



- ANA - Agência Nacional de águas. Indicadores de qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA), [2020]. Portal da Qualidade das Águas. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx#>>. Acesso em: 10 maio 2020.
- APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. Edition 19. Washington, 1995.
- ARRUDA, J. L. de. Avaliação da Qualidade de água do Rio Cuiabá no perímetro urbano da capital mato-grossense. Cuiabá: UNIC, 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade de Cuiabá, 2016.
- BARRETO, L. V.; et al. Eutrofização em rios brasileiros. Goiânia: Revista Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, v.9, n. 16, p. 2165 – 2179, 2013.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, n. 53, 18 mar. 2005, p. 58-63.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Casa Civil. Legislação Federal. Brasília, 8 de Jan. 1997.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Variáveis de qualidade de água. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#transparencia>>>. Acesso em: 2 abr. 2017.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. IET – Índice do Estado Trófico, 2013. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04.pdf>>. Acesso em: 12 mai. 2020.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São. Apêndice C - Índices de Qualidade das Águas, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 26 jun. 2016.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo, 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2017.pdf>>. Acesso em: 11 mai. 2020.
- FARIA, D. A. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Guaratinguetá, SP. Bauru: UNESP, 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Mestrado), Universidade Estadual Paulista, 2012.
- FOLLADOR, F. A. C. Controle estatístico de processo aplicado a qualidade de águas superficiais – Cascavel, PR. Paraná: UNIOESTE, 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2010.
- FONTANA, A. C. D.; PEREIRA, I. A.; NETO, A. R. P.; OLIVEIRA, D. F.; NASCIMENTO, M. M.; SANTOS, A. G. Investigação de indicativos de qualidade da água em trechos dos rios urbanos Lucaia e Jaguaribe em Salvador, Bahia, Brasil. Revista de Gestão de Água da América Latina, v.16, n.8, 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cidades por Unidades Federativas – Estimativas 2016. IBGE, Rio de Janeiro. Disponível em:



<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2016/estimativa_dou.shtm>. Acesso em: 15 ago. 2016.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP, 2004. Tese (Doutorado em Ciências dos Ecossistemas Terrestres e Aquáticos), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2004.

NUNES, M. L. A. Avaliação da eficiência de diferentes produtos químicos utilizados na coagulação da água. 2011. 84 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Fundação Universidade Federal de Rondônia, Ji-Paraná, 2011.

PAULINO, M. B. Diagnóstico da relação entre o uso do solo e a qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, Novo Hamburgo, RS, com o auxílio de técnicas de geoprocessamento. Curitiba: UFPR, 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2014.

PEREIRA, I. da S. Índices de qualidade da água para consumo humano: modelagem e influência do uso e ocupação do solo. Viçosa: UnV, 2014. Tese (doutorado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, 2014.

PEREIRA, E. S. Uso e ocupação do solo e a qualidade da água na bacia do rio Urupá, Rondônia. Rolim de Moura: UNIR, 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Rondônia, 2019.

PINTO, T. J. da S. Fluxo evasivo de CO₂ na interface água/atmosfera do rio Ji-paraná – RO. Ji-paraná: UNIR, 2015. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Rondônia, 2016.

ROCHA, G. S. A degradação das águas superficiais da cidade de Sobral (CE): Os sistemas lacustres da zona urbana. Fortaleza: UECE, 2013. Dissertação (Mestrado em Geografia), Programa de Pós-graduação em Geografia. Universidade Estadual do Ceará, 2013.

UPERFICIAIS DA CIDADE DE SOBRAL (CE):

SEDAM. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental. Boletim Climatológico de Rondônia, v12, 2010. COGEO – SEDAM, Porto Velho, 2012. Disponível em:

<http://www.sedam.ro.gov.br/images//2016/abril/coordenadorias/cogeo/boletins_anuais/BOLETIM_CLIMATOLOGICO_2010.pdf>. Acesso em: 14 set. 2016.

VON SPERLING, Marcos. Coliformes E pH-médias aritméticas, médias geométricas e medianas. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, João Pessoa, 16-21 set. 2001.

WEINBERG, Ágatha. Uso de Índices de Qualidade de Água para a Caracterização da Bacia Hidrográfica do rio Guandu. Rio de Janeiro: UFRJ, 2013. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica, 2013.



AVALIAÇÃO MULTIRESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA UTILIZADA PARA O ABASTECIMENTO PÚBLICO EM UM MUNICÍPIO DA REGIÃO DA FRONTEIRA NOROESTE - RS

| ID 15754 |

¹Lize Elena Kaufmann Back, ²Táisa Pereira Welter, ³Raíssa Engroff Guimarães, ⁴Gabrielle dos Santos Leite, ⁵Letícia Gabrielhi Rocha, ⁶Rafaela Roberta Morelato, ⁷Carmine Mallmann Haas, ⁸Susana Weyh Wammes, ⁹Jonas Simon Dugatto, ¹⁰Aline Raquel Müller Tones, ¹¹Liziara da Costa Cabreira, ¹²Alcione

Aparecida de Almeida

1Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail:lize-kaufmann@hotmail.com; 2Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: taisa.welter@gmail.com; 3Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: raissa_guimaraes02@hotmail.com; 4Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: santosleitegabrielle@gmail.com; 5Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: leticiagr2103@outlook.com; 6Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: rafaelarobertamorelato@hotmail.com; 7Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: carminehaas25@gmail.com; 8Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: susanawammes@gmail.com; 9Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: jonasdugatto@yahoo.com.br; 10Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: aline.tones@uffs.edu.br; 11Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: liziara.cabrera@uffs.edu.br; 12Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo, e-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br

| RESUMO |

Os agrotóxicos são amplamente utilizados para o controle de pragas agrícolas e para fins de tentar maximizar a produção por hectare cultivada. Sendo assim, o Brasil está entre os maiores consumidores de agrotóxicos do mundo. Como consequências, não apenas as pragas de interesse são afetadas, mas também a qualidade dos solos e águas, a saúde dos organismos vivos presentes nestes meios e inclusive a saúde do ser humano. Depois de serem aplicados e terem contato com a vegetação e solo, parte dos agrotóxicos podem migrar para as águas, por meio da lixiviação e escoamento superficial. Essas águas poluídas por resíduos destes compostos podem chegar ao abastecimento público, assim como já comprovado por diversos cientistas, e acarretando danos à saúde da população exposta, como cânceres. Apesar disso, a utilização de agrotóxicos ainda vem se elevando e mais compostos estão inseridos anualmente no meio ambiente. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi monitorar durante os meses de maio, junho, julho e agosto de 2018, a presença de 18 agrotóxicos em amostras de água de um poço de abastecimento público, no município da Região Fronteira Noroeste – RS. O método de preparo de amostras utilizado foi a extração em fase sólida (SPE), juntamente com a análise de Cromatografia Líquida acoplada com a Espectrometria de Massas (LC-MS). Os resultados obtidos demonstram que neste estudo foram quantificados cinco agrotóxicos nas amostras de águas subterrâneas, sendo eles a atrazina, azoxistrobina, ciproconazol, clomazona e o penoxsulam, com concentrações que variaram de 0,018 a 0,758 $\mu\text{g L}^{-1}$. Identificou-se que tais ingredientes ativos estão relacionados a compostos aplicados nas diferentes culturas produzidas no município e região em que o município se encontra, demonstrando que a população está consumindo águas poluídas por agrotóxicos. Em relação a PC nº 5/2017 do MS e a Portaria Nº 320/2014 da SES/RS, todos os agrotóxicos estudados e nelas citadas, estiveram abaixo do valor máximo permitido para consumo humano, entretanto, nenhuma amostragem atendeu a Diretiva 98/83/CE da Comunidade Europeia.

Palavras-chave: SPE; HPLC-MS; pesticidas.



| INTRODUÇÃO |

A utilização intensiva de agrotóxicos foi incentivada pelo governo brasileiro durante a década de 1960, período conhecido como a “revolução verde”. Esse estímulo influenciou para a dependência dos agentes químicos de controle de ervas daninhas e pragas e, conseqüentemente, foi um impulso para que o Brasil atingisse o topo do *ranking* mundial, aplicando 19 % do total consumido no mundo, e entre os anos de 2000 e 2010, o mercado nacional de consumo de agrotóxicos teve um aumento de 190 %, contra a média mundial de 93 % (ANVISA, 2012; BRASIL, 2016).

De acordo com Libânio (2010), no ano de 2008 no Brasil movimentou-se aproximadamente R\$ 10,3 bilhões em venda de agrotóxicos, sendo 5,2 % de faturamento da indústria química, 45 % em herbicidas, 28 % inseticidas e 21 % em fungicidas. Em relação à região Sul do Brasil, esta permanece em segunda posição quanto à quantidade de agrotóxicos utilizada, somente atrás da região Centro-Oeste (BOMBARDI, 2017) e de acordo com os dados declarados ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2018), no ano de 2017 o Estado do Rio Grande do Sul foi o estado em que ocorreu a terceira maior comercialização de agrotóxicos e afins.

Os agrotóxicos são importantes no processo produtivo agrícola, pois facilitam o controle de insetos, ervas daninha e fungos que atacam as plantações e reduzem a produtividade (SANCHES et al., 2003). Entretanto, quando os agrotóxicos são pulverizados sobre as plantações, não atingem apenas o meio de interesse, mas acabam entrando em contato com organismos não alvos, solo e as águas (BUENO et al., 2017; ZAIDON et al., 2019; MARINHO et al., 2019). Ainda, devido às propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, podem ser transportadas por longas distâncias, pelo vento e água das chuvas, contaminando outras áreas de solo, águas superficiais como os açudes e até mesmo águas subterrâneas (ANDREU, PICÓ, 2004).

Outro grave problema referente à utilização de agrotóxicos é o longo tempo de degradação de seus resíduos no meio ambiente, tanto no solo quanto na água, tornando-se desta forma um problema de saúde pública, visto as diversas complicações que a ingestão de agrotóxicos gera ao ser humano (CHANG; LIN; CHEN, 2011; KARABELAS; PLAKAS, 2011). É importante lembrar que o tempo de meia vida e degradação de cada agrotóxicos envolve diversos fatores ambientais, sendo diferente para cada agrotóxico.

Assim, como demais poluentes e contaminantes emergentes, os agrotóxicos podem causar diversos problemas à saúde humana, mesmo estando presentes no meio ambiente em baixas concentrações ou após anos de sua utilização. Dentre as potenciais doenças relacionadas à exposição e ao consumo indireto de agrotóxicos (ingestão de alimentos, exposição no meio ambiente e consumo



de águas com resíduos de agrotóxicos), podem ser citados o câncer, a má formação genética, problemas no neurodesenvolvimento, Alzheimer, Parkinson e distúrbios em geral (KARABELAS; PLAKAS, 2011; UNITED NATIONS, 2017).

O uso de agrotóxicos de forma inadequada, é considerado uma ameaça para a água potável, inclusive em áreas que a população utiliza águas subterrâneas para abastecimento, pois, mesmo depois de anos sem aplicação, ainda podem ser encontrados resíduos desses, devido a sua difícil biodegradação. Como exemplo, pode-se citar a detecção da Atrazina em águas subterrâneas na União Europeia, alguns anos depois de seu uso ser extremamente banido (UNITED NATIONS, 2017).

A legislação brasileira, perante a Portaria de Consolidação N° 05/2017 do Ministério da Saúde (MS), estabelece valores máximos permitidos (VPM) de concentrações permitida na água de consumo humano para apenas 27 compostos da classe de agrotóxicos (BRASIL, 2017). Contudo, devido à grande extensão do país, que proporciona uma diversidade de culturas cultivadas pela grande diferença de terrenos e clima, impulsiona a indústria agroquímica, e esta vem desenvolvendo rapidamente diversos compostos para serem aplicados em culturas específicas, para determinadas necessidades (combate de insetos ou ervas daninhas) nas diferentes fases de desenvolvimento das plantações (MIZUKAWA, 2016). Entre tanto, a maior parte deles não possuem VPM e não constam na Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS, justamente por haver a dificuldade em acompanhar o avanço das indústrias agroquímicas pela pesquisa da toxicologia destes compostos.

Assim, sabendo que o conceito de qualidade das águas refere-se à confiabilidade do seu uso em termos de saúde humana e o conceito de potabilidade significa à inexistência de contaminantes microbiológicos e toxicológicos (PHILIPPI JR.; SILVEIRA, 2005), e ainda, que a qualidade da água está diretamente relacionada com a proteção da saúde humana (HELLER; PÁDUA, 2006), a legislação brasileira, em relação à presença de agrotóxicos em águas de consumo humano pode ser considerada como muito fraca e falha. Isto porque, ela é branda em relação aos valores máximos permitidos (VPM) e pouco abrangente ao observar o grande número de agrotóxicos liberados anualmente para aplicações na agricultura (BOMBARDI, 2017).

A fim de restringir a presença de agrotóxicos nas águas de abastecimento público, a Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul (SES) implementou a Portaria N° 320/2014, onde constam VPM para mais de 40 ingredientes ativos (agrotóxicos) (RIO GRANDE DO SUL, 2014).

Todavia, a União Europeia possui legislação mais rigorosa para o controle do uso de agrotóxicos e a presença de residuais no meio ambiente, demonstrando a preocupação dos países desenvolvidos quanto aos agrotóxicos (KARABELAS; PLAKAS, 2011). Neste sentido, existe a necessidade de melhorar o controle, a regulamentação e orientar os produtores rurais sobre as melhores práticas de uso dos agrotóxicos para assim evitar a contaminação do meio ambiente, e



ainda, necessita-se aumentar o monitoramento de agrotóxicos em alimentos e águas de abastecimento público.

Deste modo, uma das formas de monitorar a presença de agrotóxicos em águas, tanto superficiais quanto subterrâneas, consiste na pré-concentração das amostras, técnica conhecida como extração em fase sólida (SPE, do inglês, *Solid Phase Extraction*). Esta é uma técnica de grande confiabilidade, ambientalmente adequada, simples, pode ser otimizada para os compostos de interesse (ATRACHE et al., 2013), e usa-se pequenos volumes de solventes por amostra. Ainda, esta técnica junto com a técnica de Cromatografia Líquida Acoplada com a Espectrometria de Massas (LC-MS, do inglês, *Liquid chromatography-mass spectrometry*), é capaz de quantificar concentrações em níveis baixos (nível de traços) e diversos agrotóxicos simultaneamente (VIEIRA et al., 2017).

Neste sentido, levando em consideração a reduzida quantidade de dados de monitoramento de agrotóxicos na região das Fronteira Noroeste e Missões do estado do Rio Grande do Sul, principalmente em municípios com menos de 15 mil habitantes, o objetivo deste estudo foi monitorar a presença de 18 agrotóxicos, em amostras de água subterrânea de abastecimento público, em um município da Fronteira Noroeste – RS, durante os meses de maio, junho, julho e agosto do ano de 2018, por meio da utilização da técnica SPE e LC-MS.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Local de coleta

O presente estudo de monitoramento foi realizado em uma propriedade particular do interior, em um município da Região Fronteira Noroeste/RS, abastecida por água subterrânea de um poço público da associação comunitária local. Esta água não possuía nenhum tipo de tratamento, nem mesmo a desinfecção.

O poço de captação de água subterrânea, objeto deste estudo, se localiza a uma distância de 1,2 km da propriedade de monitoramento, e durante o ano de 2018, o poço comunitário não possuía distância de isolamento da área agricultável e apresentava características de deterioração.

Neste município, toda a população rural é abastecida por poços de águas subterrâneas, sendo a operação e a manutenção dos poços são de responsabilidade da associação e o monitoramento da qualidade da água é realizado pela Vigilância Sanitária do Município (CAMPINA DAS MISSÕES, 2014).



Amostragem

As amostragens ocorreram em 4 meses: maio, junho, julho e agosto, do ano de 2018. A coleta de água foi realizada sempre a jusante de uma caixa da água de armazenamento e distribuição da água para as dependências. Uma alíquota de 1 L de água era coletada em frascos âmbar limpos, transportados sob refrigeração com gelo até o Laboratório de Química Instrumental da UFFS – campus Cerro Largo, e armazenados em temperaturas de 4 ± 1 °C até a etapa de preparo da amostra.

Método de preparo de amostras e análise cromatográfica

Os métodos utilizados para preparo das amostras e para a análise cromatográfica dos agrotóxicos foram previamente otimizados e validados no Laboratório de Química Instrumental e são habitualmente utilizados. A validação de métodos atendeu a Orientação sobre Validação de Métodos Analíticos do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO, 2018).

- a) O método de preparo de amostra utilizado foi a técnica SPE, então, para concentrar as amostras em cartuchos contendo material sorvente consistiu nas seguintes etapas:
- b) filtração de 250 mL de cada amostra, com uma membrana de acetato de celulose (0,45 μm) em um sistema a vácuo;
- c) acidificação da amostra filtrada, com ácido fosfórico, ao pH entre 2,98 a 3,05;
- d) ativação (ou condicionamento) dos cartuchos (500 mg de material sorvente C_{18} , com capacidade de 3 mL) com adição de 3 mL de metanol e 3 mL de água ultrapura acidificada a pH 3, por meio de um sistema SPE vacuum Manifold;
- e) percolação dos 250 mL de cada amostra, para os cartuchos condicionados, com uma vazão de 10 mL min^{-1} , controladas pela bomba à vácuo ligada ao sistema SPE vacuum Manifold;
- f) eluição dos analitos concentrados nos cartuchos, com a adição de duas alíquotas de 1 mL de metanol, e transferência deste volume em vials para cromatografia.

Também foram realizados brancos, que são os controles de interferentes do processo, e preparados da mesma forma que as amostras, mas ao invés da amostra, utilizou-se água ultrapura e realizou-se os mesmos procedimentos executados para as amostras. Além disso, é importante destacar que todas as vidrarias utilizadas passavam por um processo de limpeza rigoroso, onde eram deixados de molho em uma solução de 5 % de detergente Extran, por 24 h, para garantir a remoção de interferentes.

Para a análise cromatográfica, o método instrumental utilizado foi a LC-MS, por meio de um Cromatógrafo Líquido Shimadzu LC-MS 2020 e com coluna Cromatográfica Varian - C_{18} 50 x 2,0 mm, com 2,8 μm de diâmetro de partícula. As condições de operação foram: temperatura de forno de 30



°C; fase móvel composta por água ultrapura (A) e metanol (B), ambas acidificadas com ácido fórmico 0,1 % e formiato de amônia 5 mmol L⁻¹; modo de eluição isocrático com 80 % de B e 20 % de A; vazão de 0,1 mL min⁻¹; e o tempo total de corrida foi de 11 min.

Assim, os compostos monitorados neste estudo foram: Atrazina, Azoxistrobina, Ciproconazol, Clomazona, Difenconazol, Fipronil, Imazetapir, Malationa, Metsulfurom-Metílico, Penoxsulam, Piraclostrobina, Pirimicarbe, Profenofós, Propanil, Propiconazol, Simazina e Tiabendazol.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Determinação de resíduos de agrotóxicos na água utilizada para o abastecimento público

O método cromatográfico utilizado apresentou-se linear, pois os valores do coeficiente de correlação (R) e determinação (R²) das curvas analíticas estiveram acima de 0,99 para todos analitos. Além disso, a exatidão e precisão foram determinadas por meio dos cálculos de recuperação (R %) e desvio padrão relativo (DPR %), respectivamente, em três níveis de concentração, 0,2 µg L⁻¹, 0,4 µg L⁻¹ e 2 µg L⁻¹, os quais serão denominados como nível 1, 2 e 3. O nível 1 é o menor valor dentro do limite de quantificação do método (LQm) para todos analitos, sendo o segundo e o terceiro duas e dez vezes esse valor, respectivamente. Esses valores foram escolhidos para testar a eficiência do método em diferentes faixas da curva de calibração e um método é considerado exato quando os valores de recuperação estão entre 70 - 120 % e a precisão (em termos de repetitividade) quando os valores DPR forem menores que 20 % (INMETRO, 2018). A maioria dos agrotóxicos estudados apresentaram valores de recuperação entre 70-120 % e RSD menor que 20 %, exceto o Fipronil que apresentou recuperações fora da faixa nos níveis 1 e 2 (168 e 126 %, respectivamente), o Metsulfurom-metílico no nível 2 (126 %) e a Azoxistrobina no nível 3 (61 %). Para determinar a precisão intermediária, foram comparados os resultados em dois dias diferentes, no nível 2. Os valores de DPR foram menores que 20 % para maioria dos analitos, exceto para Pirimicarbe (32 %), Profenofós (23 %) e Tiabendazol (25 %), no entanto, como no dia a variação foi menor que 20 % esses podem ser usados na quantificação.

Assim, foi possível aplicar o método e obter resultados seguros para o monitoramento dos 18 agrotóxicos de estudo. Os resultados obtidos no monitoramento estão apresentados na Tabela 1.



Tabela 1 – Resultados obtidos no monitoramento da água subterrânea, utilizada para abastecimento público em um município da Região Fronteira Noroeste – RS, nos meses de maio e agosto de 2018.

Agrotóxicos	Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$)							Classificação toxicológica (ANVISA, 2017) ⁽⁴⁾
	Maio	Junho	Julho	Agosto	LQm ⁽¹⁾	P.C. 05/2017 ⁽²⁾	P.SES 320/2014 ⁽³⁾	
Atrazina	0,019	ND ⁽⁵⁾	ND	0,018	0,002	2,0	-	Classe III
Azoxistrobina	0,091	0,186	0,118	0,104	0,002	-	-	Classe III
Ciproconazol	0,020	<LQm ⁽⁶⁾	0,292	<LQm	0,004	-	60,0	Classe III
Clomazona	<LQm	<LQm	<LQm	0,269	0,020	-	-	Classe III
Difenoconazol	<LQm	ND	ND	<LQm	0,020	-	60,0	Classe III
Epoxiconazol	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,040	-	18,0	Classe III
Fipronil	<LQm	ND	<LQm	<LQm	0,008	-	1,2	Classe II
Imazetapir	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,004	-	1.500,0	Classe III
Malationa	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,008	-	-	Classe III
Metsulfurom- metílico	ND	ND	ND	ND	0,200	-	60,0	Classe III
Penoxsulam	0,758	0,747	0,483	0,669	0,040	-	-	Classe III
Piraclostrobina	<LQm	ND	<LQm	ND	0,008	-	-	Classe II
Pirimicarbe	<LQm	<LQm	<LQm	ND	0,040	-	-	Classe II
Profenofós	ND	ND	<LQm	<LQm	0,040	60,0	-	Classe II
Propanil	<LQm	ND	ND	ND	0,200	-	-	Classe III
Propiconazol	ND	ND	ND	ND	0,002	-	-	Classe II
Simazina	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,020	2,0	-	Classe III
Tiabendazol	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,200	-	-	Classe IV

Fonte: Desenvolvido pelos autores. Nota: (1) Limite de quantificação do método; (2) Valor máximo permitido pela Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do Ministério da Saúde; (3) Valor máximo permitido pela Portaria Nº 320/2014 da Secretaria Estadual de Saúde do Rio Grande do Sul; (4) Classe I – extremamente tóxico; Classe II – Altamente tóxico; Classe III – Medianamente tóxico; Classe IV – Pouco tóxico; (5) Não detectado; (6) Valor abaixo do limite de quantificação do método.

Conforme os resultados apresentados na Tabela 1 observa-se que apenas os agrotóxicos Metsulfurom-metílico e Propiconazol não foram detectados em nenhuma das amostras analisadas. Entretanto, os demais agrotóxicos estiveram presente na água de consumo humano coletada em ao menos um dos meses de análise. Ainda, dos 18 compostos, cinco estiveram acima do limite de quantificação do método a atrazina, azoxistrobina, ciproconazol, clomazona e o penoxsulam e as



concentrações determinadas variaram de 0,018 a 0,758 $\mu\text{g L}^{-1}$, sendo todos classificados como mediante tóxico (ANVISA, 2017).

Em relação à legislação brasileira, Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do Ministério da Saúde (MS) (BRASIL, 2017), e à Portaria Nº 320/2014 da Secretaria Estadual de Saúde (SES) do RS (RIO GRANDE DO SUL, 2014), as concentrações dos compostos estavam de acordo com esta, além disso, foram detectados compostos que não estão são abordados nestas portarias.

Entretanto, a legislação da Comunidade Europeia (CE), a Diretiva 98/83/CE do Conselho da União Europeia, estabelece que o valor máximo permitido (VPM) para os agrotóxicos individualmente em águas de consumo humano é de 0,10 $\mu\text{g L}^{-1}$, e ainda, define que a somatória de todas as substâncias analisadas em uma mesma amostra (cuja presença é presumível) não deve ultrapassar a concentração de 0,50 $\mu\text{g L}^{-1}$ (UNIÃO EUROPEIA, 1998), sendo então mais restritiva que a legislação brasileira. Assim, não atenderam essa diretiva, a Azoxistrobina, nos meses de junho, julho agosto; o Ciproconazol, em julho; o Clomazona, em agosto; e o Penoxsulam estava em desacordo em todos os meses. Também, ao observar o somatório das concentrações dos agrotóxicos quantificados em cada amostragem, verificou-se que todas as amostragens não atenderam o estipulado nesta legislação, visto que a somatória das concentrações dos agrotóxicos ultrapassou o limite de 0,5 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Produção agrícola na Região das Missões e a presença de resíduos de agrotóxicos na água utilizada para o abastecimento público

A maioria dos agrotóxicos analisados neste estudo são recomendados para aplicação em cultivares de soja, trigo e milho, para realizar o controle de pragas que afetam negativamente as mesmas (ANVISA, 2017). Como as principais atividades agrícolas da região são voltadas para a produção de soja, milho e trigo, movimentado a economia dos municípios (IBGE, 2017), a maioria destes agrotóxicos são aplicados no município de estudo e região.

Entretanto, os compostos Penoxsulam e Propanil, são herbicidas recomendados exclusivamente para controle de ervas daninhas que afetam a cultura do arroz (MAPA, 2020). Assim, como foi possível quantificar o penoxsulam e detectar o propanil nas amostras, é possível que estes compostos foram utilizados de má forma, visto que na região, não há a plantação de arroz em escalas maiores que o consumo familiar, ou ainda, foram transportados pela água subterrânea de outras regiões para este local monitorado, visto que estes compostos apresentam alta solubilidade e persistência na água (CABRERA; COSTA; PRIMEL, 2008; ZANELLA, 2010).

Em relação ao penoxsulam, este uso indevido também foi percebido no estudo realizado por Vieira et al. (2017), em municípios do sudoeste do Paraná, onde não há produção de arroz, sendo



detectado em concentrações de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$. De acordo com os dados disponíveis pela União Internacional da Química Pura e Aplicada (IUPAC - *International Union of Pure and Applied Chemistry*) (2020), o índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas (*Groundwater Ubiquity Score - GUS*) deste ingrediente ativo tem baixo potencial de lixiviação para águas subterrâneas ($\text{GUS} = 1,56$), e mesmo assim, neste estudo, este agrotóxico foi quantificado em todas as amostragens e com concentrações de $0,483$ a $0,758 \mu\text{g L}^{-1}$.

No estudo realizado por Primel et al. (2005), o propanil foi quantificado em 12 amostras do rio Vacacaí-Mirim e afluentes, e em 11 amostras do rio Vacacaí e afluentes, com concentrações variando de $0,5$ a mais de $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$, no estado do Rio Grande do Sul. O propanil apresenta baixo potencial de lixiviação ($\text{GUS} = -0,51$) (IUPAC, 2020), entretanto, neste estudo, também foi detectado, mas em concentrações abaixo do LQm, na amostragem de maio.

A atrazina é um herbicida muito utilizado para controle de ervas daninhas nas culturas como da cana-de-açúcar, milho, algodão e sorgo, estando entre os 10 ingredientes ativos mais vendidos no Brasil, porém este é um agrotóxico proibido em alguns outros países (EMBRAPA, 2011; VIEIRA et al., 2017; ANVISA, 2017; BOMBARDI, 2017). No estudo realizado por Vieira et al. (2017), a atrazina foi encontrada em todas as amostras de águas superficiais coletadas, chegando a ser quantificada até $1 \mu\text{g L}^{-1}$. Climent et al. (2018) observaram que a atrazina também foi detectada em todas as amostras de rios da região central do Chile, tanto no período final do verão e no inverno, mas foi quantificada apenas em duas amostras, com concentrações de $0,2$ e $0,209 \mu\text{g L}^{-1}$. De acordo com a IUPAC (2020), a atrazina encontrasse no estado de transição de potencial de lixiviação para águas subterrâneas ($\text{GUS} = 2,57$), e ainda assim, foi detectado a atrazina neste estudo, em duas amostragens de águas subterrâneas, em maio e agosto ($0,019$ e $0,018 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente), coincidindo com o período de plantações de milho, cana-de-açúcar e sorgo da comunidade e região.

A azoxistrobina é um fungicida utilizado em plantações de algodão, soja, trigo e arroz (ANVISA, 2017) e apresenta alto potencial de lixiviação para as águas subterrâneas ($\text{GUS} = 3,10$) (IUPAC, 2020). Na região de estudo, tem-se neste período estudado, a plantação e desenvolvimento do trigo, e anterior a maio, havia a soja em fase final de colheita, e, portanto coincidiu com a aplicação de fungicidas em diversas fases da produção. Assim, este estudo, detectou-se este fungicida em todos os meses, em concentrações que variaram de $0,091$ a $0,186 \mu\text{g L}^{-1}$. Em outro estudo, mas sobre águas superficiais, detectaram também este ingrediente ativo: em duas amostras do rio e afluentes da bacia Lajeado Tacongava - RS, no ano de 2015, com concentrações de $0,1$ e $0,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ (CHIARELLO et al., 2017).

O fungicida ciproconazol é recomendado para a cultura do trigo, aveia, entre outros cereais e algumas frutas, de acordo com a Anvisa (2017) e a IUPAC (2020), e tem potencial de lixiviação para



águas subterrâneas (GUS = 3,4) (IUPAC, 2020). Neste estudo o ciproconazol foi quantificado em duas amostras com concentrações de 0,020 e 0,292 $\mu\text{g L}^{-1}$, sendo detectado nas outras duas amostrados, mas abaixo do limite de quantificação do método. Em estudos realizados por Chiarello et. al (2017), que avaliou a presença de 70 compostos em amostras de águas superficiais da Bacia Hidrográfica Lajeado Tacongava (RS), e por Vieira et al. (2017), foi identificado a presença de 29 compostos em mananciais superficiais da região Sudoeste do Paraná (PR), e apesar do ciproconazol ser utilizado nessas regiões, não foi detectado nas amostras.

A presença do herbicida clomazona foi quantificada em 12 amostras do rio Vacacaí-Mirim e afluentes, e mais em 16 amostras do rio Vacacaí e afluentes, com concentrações variando de 0,5 a mais de 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$, no estado do Rio Grande do Sul (PRIMEL et al., 2005). Em outro estudo foram analisadas águas superficiais e subterrâneas em proximidades das plantações de Tabaco, e durante o período da colheita foi determinado a presença de clomazona em diversos pontos de coleta da bacia de Arvorezinha, chegando a concentrações de 15,69 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 10,84 $\mu\text{g L}^{-1}$, em amostra superficial e subterrânea respectivamente (BORTOLUZZI et al., 2007). O clomazona é um herbicida recomendado para pragas nas culturas do algodão, arroz, batata, cana-de-açúcar, eucalipto, fumo, mandioca, melão, milho, pimentão e soja (ANVISA, 2017). Neste estudo, entretanto, foi quantificado valores menores que 0,269 $\mu\text{g L}^{-1}$ na amostragem de agosto, e provavelmente esteve relacionado principalmente com a cultura do milho, visto que a soja havia sido colhida antes de maio, e a cana-de-açúcar e a mandioca são produzidas para o consumo familiar e apenas pequenas quantidades de agrotóxicos são aplicados a elas. Em relação ao potencial de contaminação de águas subterrâneas, o clomazona é um agrotóxico na faixa de transição de potencial de lixiviação para águas subterrâneas (GUS = 2,72) (IUPAC, 2020).

Os demais agrotóxicos estudados, de acordo com a classificação da IUPAC (2020), em relação ao índice de GUS, são classificados como: baixo potencial de lixiviação para águas subterrâneas: difenoconazol, malationa, piraclostrobina, pirimicarbe, profenofós e propiconazol; faixa de transição de lixiviação para águas subterrâneas: epoxiconazol, fipronil, simazina e tiabendazol; e como alto potencial de lixiviação para as águas subterrâneas: imazetapir e metsulfurom-metílico.

Pesquisadores alertaram por meio de suas pesquisas científicas, que as substâncias não naturais, como os agrotóxicos, não são necessárias para a saúde do ser humano e estão relacionadas a diversas doenças, como cânceres e mal formação de fetos (KARABELAS; PLAKAS, 2011; UNITED NATIONS, 2017). Portanto, os resultados obtidos neste estudo, devem ser um alerta à população e aos órgãos responsáveis pela qualidade ambiental e saúde da população, nas diferentes esferas, municipal, estadual e nacional, pois se evidencia resíduos de agrotóxicos na água de consumo da população.



A preocupação com os resultados obtidos é também devido ao reduzido número de agrotóxicos com VPM abordados na legislação, em relação à quantidade de compostos liberados anualmente, e em relação à concentração permitida ser em geral, muito mais brandas que em outros países, como por exemplo, a Comunidade Europeia (BOMBARDI, 2017). Ainda de acordo com Bombardi (2017), atualmente o Brasil está tomando rumos contrários do que fez a Comunidade Europeia: a legislação estabelece o “princípio da precaução”, determinando que nenhum ingrediente ativo seja liberado se verificado que este causa danos nocivos, direta ou indiretamente, à saúde humana, a água superficial e subterrânea.

Assim, sugere-se além do contínuo monitoramento acerca da presença de agrotóxicos nas águas utilizadas para o consumo humano, a adequação da legislação nacional, baseada em diversos estudos nacionais e internacionais, levando em consideração os agrotóxicos mais utilizados em todas as regiões e as características dos mesmos, como persistência no meio ambiente, solubilidade em água e potencial de contaminação de águas subterrâneas, a fim de limitar a possibilidade de ingestão de agrotóxicos por meio da água de abastecimento público (NETO; SARCINELLI, 2009).

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Com a utilização das técnicas SPE e LC-MS foi possível quantificar cinco agrotóxicos (atrazina, azoxistrobina, ciproconazol, clomazona e penoxulam) e detectar mais 11 outros compostos, com concentrações abaixo do LQm (difenoconazol, epoxiconazol, fipronil, imazetapir, malationa, piraclostrobina, pirimicarbe, profenofós, propanil, simazina e tiabendazol), nas águas de um poço de abastecimento público do interior de um município da Região da Fronteira Noroeste - RS. Entre os agrotóxicos do estudo, dois deles (penoxsulam e propanil), são indicados apenas para a cultura do arroz, cereal que não é produzido na região em escala de comercialização, entretanto, foram detectados nas amostragens, indicando possível utilização inadequada ou ainda estão sendo deslocados pela água subterrânea de outras regiões.

Apesar disso, nenhum agrotóxico foi quantificado acima dos VPM estabelecidos pela legislação vigente no país e no estado (P.C. Nº 05/2017 do MS e P. Nº 320/2014 da SES, respectivamente), em que se encontra o município. Porém, ao considerar a legislação da Comunidade Europeia, todas as amostragens não atenderam as recomendações desta.

Considerando que a região de estudo há o predomínio da agropecuária e havendo conhecimento acerca das atividades agrícolas exercidas, considera-se de extrema importância a realização de monitoramentos de agrotóxicos em águas de abastecimento público, para incentivar



políticas públicas voltadas a conscientização da comunidade sobre o uso correto dos agrotóxicos, de acordo com os receituários agrícolas de especialistas. Além disso, é preciso chamar a atenção para a necessidade de incluir mais ingredientes ativos na legislação brasileira de potabilidade da água e reduzir os VPM dos compostos que estão nesta lista, considerando legislações mais restritivas como as especificadas por parte da Comunidade Europeia.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ANDREU, V.; PICÓ, Y. 2004. Determination of pesticides and their degradation products in soil: critical review and comparison of methods. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 23, n. 10-11, p. 772-789.
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2012. Relatório ANVISA – UFPR sobre Mercado e Regulação de Agrotóxicos. Brasília: ANVISA.
- ATRACHE, L. L. EL et al. 2013. Factorial design optimization of experimental variables in preconcentration of carbamates pesticides in water samples using solid phase extraction and liquid chromatography-electrospray-mass spectrometry determination. *Talanta*, v. 117, p. 392-398.
- BOMBARDI, L. 2017. Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia. São Paulo: FFLCH – USP.
- BORTOLUZZI, E. C. et al. 2007. Investigation of the occurrence of pesticide residues in rural wells and surface water following application to tobacco. *Química Nova*, v. 30, n. 8, p. 1872-1876.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. 2016. Agrotóxicos na ótica do Sistema Único de Saúde / Ministério da Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília: Ministério da Saúde.
- BRASIL. Ministério da Saúde. 2017. Portaria de Consolidação Nº 05, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF.
- BUENO et al. 2017. Pesticide selectivity to natural enemies: challenges and constraints for research and field recommendation. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 47, n.6.
- CABRERA, L.; COSTA, F. P.; PRIMEL, E. G. 2008. Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do Estado do. *Química Nova*, v. 31, n. 8, p. 1982-1986.
- CAMPINA DAS MISSÕES. 2014. Plano municipal de saneamento básico de Campina das Missões - RS. Campina das Missões.
- CHANG, Ken-Lin; LIN, Jun-Hong, CHEN, Shui-Tein. 2011. Adsorption studies on the removal of pesticides (Carbofuran) using activated carbon from rice straw agricultural waste. *International Science Index, Agricultural and Biosystems Engineering*, v. 5, n. 1. Disponível em: <[https://waset.org/publication/Adsorption-Studies-on-the-Removal-of-Pesticides\(Carbofuran\)-using-Activated-Carbon-from-Rice-Straw-Agricultural-Waste/4532](https://waset.org/publication/Adsorption-Studies-on-the-Removal-of-Pesticides(Carbofuran)-using-Activated-Carbon-from-Rice-Straw-Agricultural-Waste/4532)>. Acesso em: abr. 2020.
- CHIARELLO, M. et al. 2017. Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo. *Química Nova*, v. 40, n. 2, p. 158-165.



- CLIMENT, M. J. et al. 2018. Determination of pesticides in river surface waters of Central Chile using spe-GC-MS multi-residue method. *Journal of the Chilean Chemical Society*, v. 63, n. 2, p. 4023–4031.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2011. Determinação de atrazina em solos e água em áreas de cultivo de milho irrigado do Distrito Federal. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/22922/determinacao-de-atrazina-em-solos-e-agua-em-areas-de-cultivo-de-milho-irrigado-do-distrito-federal>. Acesso em: abr. 2020.
- HELLER, L.; PÁDUA, V.L. 2006. Abastecimento de águas para consumo humano. Belo Horizonte: Editora UFMG.
- IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2018. Total das vendas de agrotóxicos e afins nas regiões e estados brasileiros – 2017. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletinsanuais>>. Acesso em: abr. 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2017. Censo Agro 2017: resultados definitivos. Disponível em: https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/agricultura.html?localidade=43&tema=76518. Acesso em: abr. 2020.
- INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. 2018. Orientações sobre Validação de Métodos Analíticos: DOQ-CGCRE-008. Rev. 07. Rio de Janeiro ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Regularização de Produtos - Agrotóxicos. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos>. Acesso em: abr. 2020.
- IUPAC. 2020. International Union of Pure and Applied Chemistry. Agrochemical Information. Global availability of information on agrochemicals. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>. Acesso: abr. 2020.
- KARABELAS, A.; PLAKAS, K. 2011. Membrane Treatment of Potable Water for Pesticides Removal. In: Soloneski S, Larramendy ML (ed.). *Herbicides, Theory and Applications*, Croatia: Published by Intech.
- LIBÂNIO, M. 2010. Características das águas naturais. In: LIBÂNIO, M. (Org). *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomos, cap. 2, p. 25-78.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2020. Consulta de Ingredientes Ativos. Disponível em: http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: abr. 2020.
- MARINHO, M. I. DA C. et al. 2019. Validation and application of a QuEChERS based method for estimation of half-life of imidazolinone herbicides in soils by LC-ESI-MS/MS. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 167, p. 212–217.
- MIZUKAWA, G. 2016. Estratégias de diversificação da indústria de agrotóxicos: de sementes a biopesticidas. 34 p. Monografia (Graduação em Ciências Econômicas). Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- NETO, M.L.F; SARCINELLI, P.N. 2009. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. *Eng Sanit Ambient*, v. 14, n. 1, p. 69 – 78.
- PHILIPPI JR., SILVEIRA, V.F. 2005. Controle da qualidade das águas. In: PHILIPPI JR. (Org). *Saneamento, saúde e ambiente: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Baueri, SP: Manole, cap. 11, p. 415-438.
- PRIMEL, E. G. et al. 2005. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: Predição teórica e monitoramento. *Quimica Nova*, v. 28, n. 4, p. 605–609.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul. 2014. Portaria Nº 320, de 24 de abril de 2014. Estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para



substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no RS. Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. 2003. Pesticidas. *Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 13, p. 53-58, 2003

UNIÃO EUROPEIA. 1998. Directiva 98/83/CE do Conselho de 3 de Novembro de 1998 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=PT>>. Acesso em: abr. 2020.

UNITED NATIONS. 2017. Report of the Special Rapporteur on the right to food. General Assembly, Human Rights Council, Thirty-fourth sessio. Disponível em: <<https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/G17/017/85/PDF/G1701785.pdf?OpenElement>>. Acesso em: abr. 2020.

VIEIRA, M. G. et al. 2017. Avaliação da Contaminação por Agrotóxicos em Mananciais de Municípios da Região Sudoeste do Paraná. *Revista Virtual de Química*, v. 9, n. 5, p. 1800-1812.

ZAIDON, S. Z. et al. 2019. Improved QuEChERS and solid phase extraction for multi-residue analysis of pesticides in paddy soil and water using ultra-high performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Microchemical Journal*, v. 145, p. 614-621.

ZANELLA, R. 2010. Impactos de agroquímicos nos recursos hídricos e organismos não alvo e alternativas para mitigar seus efeitos e reduzir o consumo de água na lavoura de arroz irrigado. Sub-projeto I – Persistência de pesticidas usados na lavoura de arroz, nutrientes, metais pesados e seus efeitos sobre organismos não alvo. Experimento 1 – Persistência dos pesticidas na água de irrigação da lavoura de arroz. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria.



DETERMINAÇÃO DE AGROTÓXICOS EM ÁGUAS NA REGIÃO OESTE DE SANTA CATARINA E SUDOESTE DO PARANÁ

| ID 15755 |

¹Rafaela Roberta Morelato, ²Gabrielle dos Santos Leite, ³Lize Elena Kaufmann Back, ⁴Letícia Gabrielhi Rocha, ⁵Carmine Mallann Hass, ⁶Italo Kael Gilson, ⁷Gisele Louro Peres, ⁸Edinéia Paula Sartori Schmitz, ⁹André Luiz Radunz, ¹⁰Liziara da Costa Cabrera

¹Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: rafaelarobertamorelato@hotmail.com; ²Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: santosleitegabrielle@gmail.com; ³Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: lize-kaufmann@hotmail.com; ⁴Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: leticiagr2103@outlook.com; ⁵Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: carminehaas25@gmail.com; ⁶Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: kael.gilson1988@gmail.com; ⁷Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: gisele.peres@uffs.edu.br; ⁸Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: edineia.schmitz@uffs.edu.br; ⁹Universidade Federal Da Fronteira Sul, e-mail: andre.radunz@uffs.edu.br; ¹⁰Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: liziara.cabrera@uffs.edu.br

| RESUMO |

A água é um recurso natural essencial para a manutenção da vida humana e do meio ambiente. Na agricultura, o aumento da produção de alimentos eleva o uso de agrotóxicos, para o controle de espécies indesejadas que venham a comprometer as produções agrícolas. O uso indiscriminado desses compostos vem sendo uma problemática crescente no que se refere a contaminação dos recursos hídricos. Assim, nesta pesquisa o objetivo foi verificar a presença de 24 agrotóxicos em águas de poços, nascentes, córregos e açudes nas cidades de Planalto - PR e em três municípios da região de Chapecó - SC. As amostragens foram realizadas em outubro de 2019, na primavera. Foram monitorados 24 agrotóxicos: 2,4-D, atrazina, azoxistrobina, bentazona, carbofurano, ciproconazol, clomazona, difenoconazol, epoxiconazol, fipronil, imazapique, imazetapir, malationa, metsulfurometílico, penoxsulam, piraclostrobina, pirazossulfuro-etílico, pirimicarbe, profenofós, propiconazol, simazina, tebuconazol, tiametoxam e trifloxistrobina por meio de cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC- *high-performance liquid chromatography*) acoplada à espectrometria de massas (MS- *Mass Spectrometry*) e o preparo de amostras se deu pela técnica extração em fase sólida (SPE- *Solid Phase Extraction*). Como resultados do monitoramento dos 24 compostos nas amostras de água, seis foram detectados acima do Lqm (Limite de Quantificação do método). Difenoconazol, imazetapir, simazina e penoxulan foram quantificados em apenas um ponto cada, com concentrações de 0,76; e 0,02, 0,46 e 0,11 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. O malationa foi encontrado em todas as amostras com concentrações de 0,40 a 1,04 $\mu\text{g L}^{-1}$. Trifloxistrobina foi quantificada em dois pontos com concentrações de 0,37 e 1,12 $\mu\text{g L}^{-1}$. Por fim, destaca-se que em dois pontos C e D o somatório de todos os compostos são de 2,92 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 1,11 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, ultrapassaram os VPM pela legislação da EEC (Comunidade Econômica Europeia), e não poderiam ser utilizadas para o consumo humano sem a remoção dos mesmos, inclusive, se atendessem os demais parâmetros de qualidade para abastecimento público. No que se refere as legislações nacionais, os compostos em estudo estão em conformidade, ou não são mencionados nestas. Desse modo, destaca-se a importância de estudos de monitoramento da qualidade das águas, tendo em vista que é o principal modo de avaliar o impacto do setor agrícola e promover políticas públicas voltadas à saúde e ao meio ambiente.

Palavras-chave: Agrotóxicos, Água, SPE-LC-MS.



| INTRODUÇÃO |

A agricultura tornou-se essencial para a sobrevivência humana, uma vez que o crescimento populacional gera uma demanda, cada vez maior, da produção de alimentos. Entre os vários processos intensos relacionados à agricultura, o uso de produtos químicos para controlar organismos indesejados, ervas daninhas e aumentar a produção de alimentos fez-se expressivo (SADOWSKI; BAER-NAWROCKA, 2018). Essas mudanças se deram principalmente com a chegada da Revolução Verde, a partir da década de 1960, com a adesão intensiva de tecnologias desde o plantio até a colheita, bem como a seleção de sementes geneticamente modificadas, uso de insumos industriais (agrotóxicos e fertilizantes), mecanização e produção em massa. Esse evento gerou diversas consequências tanto para o ambiente, como também, para a humanidade (PINOTTI, 2013; BORSOI, 2014).

No Brasil, o termo agrotóxico passou a ser adotado a partir da Lei Federal nº 7.802, de 1989, regulamentada pelo Decreto nº 4.074, de 2002, sendo conceituado a partir de: Compostos de substâncias químicas destinadas ao controle, destruição ou prevenção, direta ou indiretamente, de agentes patogênicos para plantas e animais úteis e às pessoas (Brasil. Lei nº 7802, de 11 de julho de 1989). Segundo Carneiro et al. (2015), por meio dos dados da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), nos últimos 10 anos o mercado mundial de agrotóxicos cresceu 93%, entretanto, o mercado brasileiro cresceu 190%.

Os agrotóxicos desempenham papel central no controle de pragas e infestações por doenças, sendo classificados em diferentes categorias com base em sua origem e tipo de praga que visam combater, sendo agrupados como inseticidas, herbicidas e fungicidas. Ao aplicá-los no ambiente, parte não atinge o alvo e dispersa para outros compartimentos ambientais como água, solo e atmosfera (PORTER et al., 2018).

Pela ação da água das chuvas e irrigação, os agrotóxicos podem atingir os corpos hídricos, pois o escoamento superficial favorece a contaminação dos mananciais de águas superficiais, através do transporte do produto adsorvido às partículas do solo ou dissolvido em água. Os agrotóxicos também podem atingir as águas subterrâneas, por meio da lixiviação, que resulta no carregamento dos agrotóxicos, em solução, pela água que alimenta os aquíferos (MARTINI et al., 2012). Além disso, é a água que interliga e gera a integração de diversos ecossistemas, e assim, o conhecimento acerca da contaminação dos corpos hídricos se torna um fator de extrema importância (SOUZA, 2016).

O uso excessivo e descontrolado de agrotóxicos nas lavouras tem sido considerado um importante agente de contaminação, devido à toxicidade dos mesmos, e a permanência de seus resíduos no meio, cada vez maiores, o uso de agrotóxicos podem resultar em riscos para toda flora e



fauna, tanto terrestre quanto aquática, e inclusive para a saúde pública (OLIVEIRA *et al.*, 2009; SANTANA; MOURA; NOGUEIRA, 2013; SILVÉRIO *et al.*, 2012). A exposição humana a agrotóxicos constitui um grave problema de saúde pública em todo o mundo, principalmente nos países em desenvolvimento. O desconhecimento dos riscos e das normas de segurança, a falta de fiscalização e a livre comercialização dos agroquímicos têm contribuído para o agravamento dos quadros de doenças relacionadas a esses produtos. A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que o uso indiscriminado dos agrotóxicos no mundo causa, anualmente, 70 mil intoxicações agudas e crônicas em trabalhadores do campo (GARCIA, 2001).

De acordo com as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos é possível estimar seu comportamento no meio ambiente, desde a aplicação até o destino final, podendo avaliar as interações com o solo e o transporte, quando dissolvidos em água ou até mesmo associados ao substrato. Uma das propriedades dos agrotóxicos que permite avaliar seu comportamento é a solubilidade em água, pois quanto mais solúvel em água, menor é o valor de coeficiente de partição com o carbono orgânico do solo, indicando grande tendência de corresponderem a lixiviados na água (VIEIRA *et al.*, 2017).

Outra forma de realizar o monitoramento dos agrotóxicos no meio em determinado momento, é por meio da análise de amostras de água dos mananciais. Para tanto, a Extração em Fase Sólida (SPE - *Solid Phase Extraction*), juntamente com a análises por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC- *high-performance liquid chromatography*) acoplada à espectrometria de massas (MS- *Mass Spectrometry*), pode ser utilizada para este fim (VIEIRA *et al.*, 2017). Por meio do preparo da amostra é possível promover a extração, concentração dos analitos de interesse e a remoção dos interferentes, utilizando um sorvente denominado “fase sólida” (OSHITA, 2015). Desta maneira, o preparo da amostra é uma etapa crucial dentro de todo o processo analítico (HERCEGOVÁ, 2007; CHEN, 2008; JARDIM, 2010).

Neste sentido, o presente estudo analisou a qualidade da água, quanto a presença de agrotóxicos, em nascentes, poços artesianos, açudes e córregos nos municípios Planalto (PR), Guatambu (SC), Águas Frias (SC) e Chapecó (SC). Os dados foram comparados às normas de potabilidade da Portaria de Consolidação Nº 5/2017 do Ministério da Saúde (MS) a qual, inclui em seu Anexo XX, 27 parâmetros de agrotóxicos. Para complementar a discussão também foi utilizado a Portaria RS/SES No 320/2014, a qual embora seja específica para o estado do Rio Grande do Sul, essa acrescentou mais 46 parâmetros de agrotóxicos na avaliação de potabilidade da água. Nesse trabalho também será discutido utilizando a Diretiva 98/1983 da Comunidade Econômica Europeia (EEC), por essa ser bastante restritiva quanto aos seus limites e contemplar qualquer contaminante orgânico. Ainda será comparado os dados de águas superficiais com a Resolução CONAMA 357, de



2005, que classifica os corpos hídricos de quanto a utilização para os diferentes usos preponderado. Cabe salientar que as portarias e resoluções nacionais não contemplam a maioria dos compostos mais utilizados atualmente. Assim mesmo que a água esteja enquadrada dentro dessas portarias, isso não representa segurança para uso humano e para fauna e flora em geral.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Locais de estudo e coleta das amostras

Águas Frias, Guatambu e Chapecó são municípios localizados na região oeste do estado de Santa Catarina. Águas Frias mais precisamente na latitude 26°52'48" sul e longitude 52°51'33" oeste, estando numa altura de 345 metros. Sua população segundo o censo 2018 é de aproximadamente 2.378 habitantes, trata-se de um município com vertentes agrícolas nas quais as culturas mais cultivadas são soja e milho, além da produção suína e de gado leiteiro. Já Guatambu, se encontra mais precisamente numa altitude de 594 metros. Sua população é de aproximadamente 5.198 habitantes, trata-se de um município de vertentes agrícolas, nas quais as culturas mais comuns são soja, milho e morango, além da produção suína que tem um caráter forte na região devido as indústrias do setor (IBGE, 2018). Chapecó tendo a alcunha de capital do Oeste do estado, encontra-se a 550 km da capital do estado Florianópolis, além de ser uma cidade forte nos ramos agroindustriais (Chapecó, 2012). A cidade tem uma população de aproximadamente 220.389 habitantes, por se tratar de uma cidade voltada a agricultura tem como suas principais culturas mais cultivadas soja e milho, além de ser conhecida como a maior produtora suína do país (IBGE, 2018).

Planalto é um município localizado na região Sudoeste do Paraná, mais precisamente se encontra na latitude 25°42'58" sul e longitude 53°45'58" oeste, estando numa altitude de 400 metros, sendo ao censo do mesmo ano a população tem aproximadamente 16.359 habitantes, trata-se de um município de vertente agrícolas, e a cultura mais cultivada é a soja, além da forte produção avícola e de gado leiteiro que se estende por toda a região (IBGE, 2018).

Para verificar a influência da agricultura convencional em águas de superfície e subterrânea, as coletas foram realizadas em zona rural, em propriedades com cultivo intenso de grãos. Em Planalto (PR) foram coletadas amostras em quatro propriedades agrícolas diferentes: em duas foram coletadas água de nascente e açude, e nas demais somente água de nascente. Em Santa Catarina, nos municípios de Guatambu e Águas Frias, foram coletadas amostras de água de poços artesianos e córregos. Já em Chapecó foi coletado somente água de poço artesiano.



O período de coleta foi na primavera de 2019. Foram coletados 1 L, em cada um dos municípios citados anteriormente. Após coleta as amostras foram conservadas em caixas térmicas e conduzidas até o laboratório da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) mais próximo, ou seja, Realeza - PR e Chapecó - SC, os quais foram mantidas por cerca de 12 h sob refrigeração. Após foram encaminhadas em caixa térmicas para o Laboratório de Química Instrumental da UFFS – *campus* Cerro Largo, onde foram realizados os procedimentos de preparo de amostra e análises. Os tempos de transporte até Cerro Largo, foram de 8 h (do Paraná) e 5 h (de Santa Catarina). Cabe salientar que as amostras chegaram refrigeradas, garantindo assim a conservação das mesmas.

Metodologia de análise

Como se trata de análise de compostos em nível traço, a etapa de limpeza dos materiais de laboratório é imensamente importante a fim de eliminar qualquer contaminação interferente na análise (FRANK, 2019; CAYE, 2019). Os materiais comuns de laboratório, como vidrarias volumétricas entre outros, inclusive, os frascos de vidro âmbar utilizados na coleta passaram por um procedimento de limpeza diferenciado. Todas as vidrarias utilizadas foram enxaguadas de 3-5 vezes com água da torneira e 3-5 vezes com água destilada e após, foram postas de molho por 24 h em Extran® 5% (detergente de alta pureza). Após as 24h, removeu-se o Extran® dos frascos e novamente as vidrarias são enxaguadas de 3 a 5 vezes com água da torneira e 3 a 5 vezes com água ultrapura.

O preparo de amostras fundamentou-se na técnica de SPE, com a determinação das análises por HPLC-MS, da marca LC-MS-2020 Shimadzu®. As etapas que envolveram o preparo de amostra podem ser divididas em 5 fases: Fase 1, a filtração da amostra por membrana (acetato de celulose de 0,45 μm), que tem como finalidade a remoção de qualquer material sólido em suspensão que interfira nas análises, assim como comprometimento e entupimento do sistema cromatográfico. Fase 2, após a filtração, as amostras são acondicionadas em balões volumétricos até aferir seu volume de 250 mL. Em seguida, acidificam-se as amostras a pH 3 com ácido fosfórico, a acidificação permitindo melhores recuperações para os agrotóxicos com características ácidas. Fase 3, para a SPE faz-se necessário a ativação do sorvente/condicionamento dos cartuchos feito através da adição de 2 mL de metanol e 2 mL de água up acidificada a pH 3. Logo após, na fase 4, percola-se as amostras nos cartuchos comerciais de C_{18e-c} a uma vazão de 10 mL min^{-1} para que os compostos de interesse fossem adsorvidos. Fase 5, posteriormente eluíram-se os analitos com 2 mL (2x de 1 mL) de metanol. Junto com as amostras foram realizados 3 brancos do experimento, utilizando água ultrapura. A SPE



possibilitou a concentração dos analitos para que fossem detectados no HPLC-MS, num fator de 125 vezes, uma vez que 250 mL de amostra é eluída em 2 mL.

A determinação dos agrotóxicos se deu por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas. Foram determinados 24 compostos, sendo esses: atrazina, azoxistrobina, bentazona, ciproconazol, difenoconazol, clomazona, epoxiconazol, imazetapir, fipronil, malationa, pirimicarbe, propiconazol, simazina, imazapique, carbofurano, tebuconazol, piraclostrobina, 2,4D, metsulfurometílico, penoxlam, pirazussulfurom-etílico, profenofós, tiametoxam e trifloxistrobina, todos os padrões analíticos com pureza superior a 99% da Sigma Aldrich®.

As condições do sistema HPLC-MS para a separação cromatográfica foram: Coluna analítica Athena com C18 (50 mm x 2,1 mm d.i x 3,0 µm). O forno foi estabilizado a uma temperatura de 30 °C. A fase móvel utilizada foi metanol (B) e água ultrapura (A) ambos acidificados com ácido fórmico grau HPLC a 0,1 % e formiato de amônio 5 mmol L⁻¹, com eluição em gradiente, a qual início com 10 % de B, mantendo por 0,25 min e aumentando para 48 % até 2 min, após sobe para 100 % de B até 8 min, mantêm por 1 min e retorna as condições iniciais até 11 min e mantêm essa condição por mais 3 min. O tempo de corrida cromatográfica foi de 13 minutos. O método foi validado no laboratório conforme as recomendações do INMETRO (2018), no mês de maio de 2019.

O método SPE-LC-MS para 24 agrotóxicos em água vem sendo rotineiramente usado e revalidado a cada ano no Laboratório de Análise Instrumental (UFFS), local onde foram realizadas as quantificações dos agrotóxicos presentes nas amostras.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Conforme os resultados apresentados na Tabela 1, dos vinte e quatro (24) compostos determinados, onze (11) foram detectados, no entanto seis (6) estiveram acima do Lqm (Limite de quantificação do método). De todas as amostras, os analitos encontrados e quantificados em maior número de amostras foram malationa (11 amostras), trifloxistrobina (2 amostras) difenoconazol (1 amostra), imazetapir (1 amostra), simazina (1 amostra) e penoxsulam (1 amostra).

De acordo com a ANVISA (2017), órgão de controle do Ministério da Saúde, os agrotóxicos são classificados em diferentes classes toxicológicas, I, II, III e IV, que representam o grau de periculosidade, extremamente tóxico, altamente tóxico, mediamente tóxico e pouco tóxico, respectivamente para cada classe. Essa classificação tem como função avaliar e classificar toxicologicamente os agrotóxicos, seus componentes e afins, de acordo com o Decreto N° 4.074/2002 (BRASIL, 2002). Dos ingredientes ativos monitorados, havia agrotóxicos classificados de I a IV,



consideração a classificação toxicológica dos agrotóxicos, a qual se dá em função dos efeitos gerados à saúde humana.

O malationa, presente em todas as amostras analisadas, é um inseticida organofosforado de classe toxicológica III, amplamente utilizado devido a sua alta eficácia para aplicação foliar na cultura de milho, soja, sorgo, trigo entre outras culturas produzidas em menores extensões (ANVISA, 2019). Em relação a suas propriedades, não é esperado que esse composto lixivie para as águas subterrâneas sob uso normal, porém sua presença tem sido confirmada em alguns estudos. Vieira et al. (2017) monitoraram 29 agrotóxicos em águas de mananciais de cinco municípios da região sudoeste do Paraná, e das 22 amostras coletadas, cinco apresentaram o composto malationa quantificado nos meses de novembro, fevereiro e abril, e pode estar relacionada com as culturas agrícolas comumente encontradas na região de estudo, além do seu uso no fumacê para prevenção da dengue. Neste presente estudo, este composto foi determinado em todas as amostras em concentrações que variaram de $0,40 \mu\text{g L}^{-1}$ a $1,14 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabela 1).

A simazina, encontrada no Ponto I, um córrego na região rural de Guatambu (Tabela 1), é um herbicida empregado para controle de ervas daninhas em culturas de cana-de-açúcar e milho (ANVISA, 2017). Sua presença em água, possivelmente ocorra devido a lixiviação (CARMO et al., 2013), esse composto tem probabilidade de contaminação tanto da água superficial, quanto subterrânea (GILSON et al., 2020).

O difenoconazole de classe toxicológica I - extremamente tóxico, é um princípio ativo da família dos triazóis, de ação rápida e proeminente atividade sistêmica (DONG et al., 2013). Seus mecanismos de ação ou toxicidade se dão pela habilidade de interferir com o crescimento do fungo e inibir a germinação do esporo, além desses pode se ligar a proteínas por diversas maneiras (interações hidrofóbicas e ligações de hidrogênio, por exemplo), o que leva a toxicidade em nível humano (LI et al., 2013). De acordo com a ANVISA, sua taxa de ingestão diária aceitável é de $0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ (p.c.) (ANVISA, 2016). Dos onze (11) pontos coletados, quatro (Ponto A, D, E F, todos em Planalto-PR, sendo o ponto D águas de açude e os demais nascentes) apresentaram presença do composto difenoconazol com valores menores que o Lqm, enquanto no ponto C (também uma nascente em Planalto) foi de $0,77 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabela 1).

O penoxsulam é um herbicida do grupo químico sulfonanilida triazolopirimidina, aplicado em pré e pós-emergência das plantas infestantes na cultura de arroz, com classificação toxicológica II (altamente tóxico) e ambiental III (produto perigoso), (ADAPAR, 2020). Em dois pontos de amostragem foram detectados a presença do composto, com valores menores que Lqm (Ponto I, Córrego de Guatambu) e na concentração de $0,11 \mu\text{g L}^{-1}$ (Ponto D, Açude em Planalto) (Tabela 1). Embora a cultura de arroz não ocorra nessas regiões esse composto já foi encontrado em águas da



região sudoeste do Paraná (VIEIRA et al. 2017) e na região da Fronteira Noroeste, do Rio Grande do Sul, onde não há intensa cultura de arroz (BACK, 2018).

Para o composto imazetapir detectou-se resíduos de agrotóxicos em apenas duas (2) amostras, ambas no município de Planalto PR. Em uma das amostras (Ponto F, açude em Planalto) (Tabela 1) foi detectado abaixo do limite de quantificação do método, ou seja, menor que é $0,01 \mu\text{g L}^{-1}$. Para a outra amostra (Ponto E, água de nascente em Planalto) (Tabela 1), a concentração encontrada foi de $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$. Ainda se destaca esse composto como um herbicida, usado em culturas de soja, feijão e arroz (ANVISA, 2019), sendo a soja e feijão as culturas agrícolas mais comuns da região de Planalto dos últimos anos (IBGE, 2018), com classificação toxicológica III.

A trifloxistrobina detectada nos pontos C (Planalto 3, água de nascente) com valor de $1,12 \mu\text{g L}^{-1}$ e D (Planalto 4, açude) no valor de $0,37 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabela 1) é um fungicida amplamente utilizado que possui aprovação da União Europeia para uso. Esse composto apresenta baixa toxicidade oral em mamíferos, mas existem evidências de que podem causar efeitos negativos na reprodução ou na fertilidade. É altamente tóxico para aves, peixes e invertebrados aquáticos, mas menos tóxico para abelhas e minhocas. É usado nos cultivos de cereais; ornamentais; legumes, incluindo cenouras, aspargos, cucurbitas, vegetais frutíferos, vegetais de raiz (exceto rabanete); frutas, incluindo maçãs, peras, uvas, morangos culturas tropicais (IUPAC, 2020).

Dos agrotóxicos quantificados, somente a simazina apresenta limites na Portaria de Consolidação Nº 5/2017 do MS que estabelece padrões de potabilidade para águas de utilização humano. O valor encontrado para simazina está dentro do limite estabelecido que é $2 \mu\text{g L}^{-1}$. Na Portaria RS/SES Nº 320/2014, dos agrotóxicos quantificados nesse estudo, apresenta limite para o imazetapir ($1500 \mu\text{g L}^{-1}$), o qual também está em conformidade pois o resultado nessa pesquisa foi muito menor $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$. Já a Resolução Conama 357 de 2005 que pode ser aplicada a águas superficiais, enquadra malationa e simazina com VMP de 0,1 e $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Assim, o valor obtido para simazina no ponto I está em conformidade e o todos os valores de malationa estão superiores ao recomendado para Classe 1 segundo essa Resolução.



Tabela 8 - Agrotóxicos determinados em ($\mu\text{g L}^{-1}$) em águas na região oeste de Santa Catarina e sudoeste do Paraná.

Agrotóxicos	Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$)											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	Lqm
Bentazona	ND	ND	ND	<Lqm	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
Atrazina	ND	ND	<Lqm	<Lqm	<Lqm	<Lqm	ND	ND	<Lqm	<Lqm	<Lqm	0,01
Azoxistrobina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,04
Ciproconazol	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,04
Difenoconazol	<Lqm	ND	0,76	<Lqm	<Lqm	<Lqm	ND	ND	ND	ND	ND	0,10
Clomazona	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,04
Epoxiconazol	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
Imazetapir	ND	ND	ND	ND	0,02	<Lqm	ND	ND	ND	ND	ND	0,01
Fipronil	<Lqm	<Lqm	<Lqm	<Lqm	<Lqm	<Lqm	<Lqm	<Lqm	ND	<Lqm	<Lqm	0,04
Malationa	0,80	0,94	1,04	0,64	1,14	0,64	0,74	0,40	0,53	0,80	0,51	0,20
Pirimicarbe	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,08
Propiconazol	<Lqm	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<Lqm	0,02
Simazina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,46	ND	ND	0,04
Imazapique	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,01
Carbofurano	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
Tebuconazol	<Lqm	ND	ND	<Lqm	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,10
Piraclostrobina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,20
Penoxsulam	ND	ND	ND	0,11	ND	ND	ND	ND	<Lqm	ND	ND	0,04
Pirazossulfurom	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<Lqm	<Lqm	0,04
Profenofós	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,20
Tiametoxam	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,20
Trifloxistrobina	ND	ND	1,12	0,36	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,20
2,4D	<Lqm	<Lqm	<Lqm	ND	<Lqm	<Lqm	ND	<Lqm	<Lqm	<Lqm	<Lqm	1,00
Metsulfurom-metilico	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,10

Fonte: Elaborado pelos autores, 2020. Nota: A: Planalto 1 (Nascente); B: Planalto 2 (Nascente); C: Planalto 3 (Nascente); D: Planalto 4 (Açude); E: Planalto 5 (Nascente); F: Planalto 6 (Açude); G: Chapecó (Poço); H: Guatambu (Poço); I: Guatambu (Córrego); J: Águas Frias (Poço); K: Águas Frias (Córrego); <Lqm: Menor que o valor do Limite de quantificação do método; PC: Portaria de Consolidação N° 5/2017 do MS; C.T.: Classificação toxicológica, ANVISA, 2017; ND: Não detectado.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Através da utilização do método SPE-LC-MS foi possível a realização de análises quantitativas e qualitativas dos compostos de estudo, sendo quantificado 6 compostos (trifloxistrobina, imazetapir, malationa, simazina, difenoconazol, penoxsulam).

Pensando no princípio do somatório de princípios ativos, como é pensada a legislação da ECC, destaca-se os pontos C (Planalto 3, água de nascente) e D (Açude em Planalto 4) que o somatório de



todos os compostos são de $2,92 \mu\text{g L}^{-1}$ e $1,11 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, que ultrapassaram os VPM. Em relação com a legislação brasileira, para o composto simazina, a amostragem no ponto I, encontrou-se em acordo com o VMP Resolução Conama 357 de 2005, e os demais compostos detectados acima do Lqm não se encontram em nenhuma Portaria ou Resolução nacional, embora tenha relato de uso na região.

O uso da malationa é de grande relevância na agricultura e no combate a pragas urbanas, como a dengue, no entanto esse composto tem deixado resíduos em águas com concentrações acima dos valores permitidos.

Esse estudo evidenciou o cenário de crescente uso dos agrotóxicos, cuidados devem ser tomados para que as concentrações destes em águas não venham a aumentar. Sugere-se a realização de monitoramento da qualidade dessas águas a longo prazo, em diferentes períodos do ano, somente assim será possível avaliar o impacto do setor e promover políticas públicas voltadas à saúde e ao meio ambiente.

Agradecimentos

À UFFS pelo fomento à pesquisa através do Edital n.º 459/GR/UFFS/2019.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- AGÊNCIA NACIONAL DE FESA AGROPECUÁRIA DO PARANÁ-ADAPAR. Disponível em: <<http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/Files/defis/DFI/Bulas/Herbicidas/ricer260218.pdf>> Acesso em: abr. 2020.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Guia para validação de métodos analíticos e bioanalítica. Resolução - RDC Nº 166, de 24 de julho de 2017. Disponível em: <<https://www20.anvisa.gov.br/coifa/pdf/rdc166.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária). Monografias autorizadas. D-36 - Difenconazol. 2016. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/D36%2B-%2BDifenconazol.pdf/fce161cd-d3d4-41b2-b4ff-53438306cf4d>>. Acesso em: abr. 2020.
- BACK, L. 2019. Potabilização de águas subterrâneas em área rural por meio da tecnologia de adsorção em coluna de leito fixo de carvão ativado granular. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2018. Disponível em: <<https://rd.uffs.edu.br/bitstream/prefix/2342/1/BACK.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação Nº 05, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF 2017. Disponível em: <<https://portal.arquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.



- BRASIL. Casa Civil. Decreto Nº 4.074, de 04 de janeiro de 2002. Brasília, DF, 2002.
- Brasil. Lei nº 7802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União. 11 julho 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7802.htm>. Acesso em: abr. 2020.
- BORSOI, A. et al. 2014. Agrotóxicos: histórico, atualidades e meio ambiente. Acta Iguazu, v. 3, n. 1, p. 86-100. Disponível em: <<file:///C:/Users/ruan-/Downloads/9650-34813-1-PB.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- CARMO, D. et al. 2013. Comportamento ambiental e toxicidade de herbicidas atrazina e simazina. Revista Ambiente & Água, v. 8, n. 1, p. 133-143. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v8n1/10.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- CARNEIRO, F. F; AUGUSTO, L.G.S. et al. 2015. Dossiê ABRASO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. EPSJV/Expressão Popular. Vol. 1. Disponível em: <http://www.abrasco.org.br/dossieagrototoxicos/wp-content/uploads/2013/10/DossieAbrasco_2015_web.pdf>. Acesso em: abr. 2020.
- CAYE, J. L. 2019. Detecção e quantificação de multirresíduos de agrotóxicos por hplc-ms em águas subterrâneas utilizadas para o consumo humano na zona rural de municípios da região das missões/rs. TCC (graduação) - curso de engenharia ambiental e sanitária, universidade federal da fronteira sul, cerro largo, 2019. Acesso em: março 2020.
- CHEN, Y.; GUO, Z.; WANG, X.; QIU, C., Sample preparation, Journal of Chromatography A, v. 1184, p. 191-219. Disponível em: <<https://www.usf.edu.br/galeria/getImage/427/6745187476525953.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2005.
- DONG, F., LI, J. et al. 2013. Chiral triazole fungicide difenoconazole: absolute stereochemistry, stereoselective bioactivity, aquatic toxicity, and environmental behavior in vegetables and soil. Environmental science & technology, v. 47, n.7, p.3386-3394. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23451708>>. Acesso em: abr. 2020.
- FIGUEIRA, F. H. 2016. Toxicidade do herbicida atrazina sobre sistema dopaminérgico e parâmetros de estresse oxidativo em *Drosophila melanogaster*. Disponível em: <<http://repositorio.furg.br/bitstream/handle/18267/tese%20Figueira.pdf?sequence=1>>. Acesso em: abr. 2020.
- FRANK, J. G. 2019. Análise de multirresíduos de agrotóxicos e aspectos estruturais de poços de captação de águas subterrâneas utilizadas para o abastecimento público em comunidades rurais de municípios da região das missões/rs. 2019. 135 f. Tcc (graduação) - curso de engenharia ambiental e sanitária, universidade federal da fronteira sul, cerro largo, 2019. Acesso em: março 2020.
- GARCIA, E. G. 2001. Segurança e saúde no trabalho rural: a questão dos agrotóxicos. Ministério do Trabalho e Emprego, Fundação Jorge Duprat Figueiredo de Segurança e Medicina do Trabalho. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/134/tde-20032012-130015/publico/disert_agotox_Eduardo_Garcia.pdf> Acesso em: abr. 2020.



- GILSON, I. K., VIEIRA, M. G., STEINK, G., CABRERA, L. C., 2020 Predição teórica da contaminação por agrotóxicos nos recursos hídricos de realça, Paraná. *Biodiversidade*, v19, n2. p.143. Disponível em: <<http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/biodiversidade/article/view/10421>>. Acesso em maio. 2020.
- HELLER, L., B. R., PINTO, V., & PADUA, V. 2005. Terceira edição dos guias da Organização mundial da Saúde: que impacto esperar na Portaria nº 518/2004. Congresso Brasileiro De Engenharia sanitária e Ambiental (Vol. 23). Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000100008>. Acesso em: abr. 2020.
- HERCEGOVÁ, A; DÖMÖTÖROVÁ, M; MATISOVA, E. 2007. Métodos de preparação de amostras na análise de resíduos de pesticidas em alimentos para bebês com subsequente determinação cromatográfica. *Journal of Chromatography A*, v. 1153, n. 1-2, p. 54-73. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000600046>. Acesso em: abr. 2020.
- INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. 2018. Orientações sobre Validação de Métodos Analíticos: DOQ-CGCRE-008. Rev. 07. Rio de Janeiro ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Regularização de Produtos - Agrotóxicos. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos>. Acesso em: abr. 2020.
- IUPAC. 2020. International Union of Pure and Applied Chemistry. Agrochemical Information. Global availability of information on agrochemicals. Disponível em: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>>. Acesso: abr. 2020.
- JARDIM, I. C. S. F. 2010. Extração em fase sólida: fundamentos teóricos e novas estratégias para preparação de fases sólidas. *Scientia Chromatographica*. v.2, n.1, p.13-25. Disponível em: <<http://www.iicweb.org/scientiachomatographia.com/files/v2n1a2.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- LEDOUX, M. 2011. Métodos analíticos aplicados à determinação de resíduos de pesticidas em alimentos de origem animal. Uma revisão das duas últimas décadas. *Jornal de cromatografia A*, v. 1218, n. 8, p. 1021-1036.
- LEITE, G. S. dos et al. 2019. Determinação de agrotóxicos na água de vertente e poços artesianos próximos a lavouras de soja no município de Senador Salgado Filho- RS. IX Seminário de Ensino Pesquisa e Extensão – SEPE. Universidade Federal da Fronteira Sul. Cerro Largo. Disponível em: <file:///C:/Users/Usu%C3%A1rio/Downloads/Nova%20pasta/de%20hoje/13082-Resumo-48101-1-10-20190924.pdf>. Acesso em: abr. 2020.
- LI, Y.; MA, X.; LU, G. 2013. Systematic investigation of the toxic mechanism of difenoconazole on protein by spectroscopic and molecular modeling. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, v.105, n.3, p.155-160. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/bitstream/1/13040/1/DISSERTA%C3%87%C3%830_Tebuconazol%20e%20difenoconazol%20-%20efeitos%20citogenot%C3%B3xicos%20e%20sobre%20a%20hemostasia%20humana.pdf>. Acesso em: abr. 2020.
- LOURENÇO C, LIMA B. 2009. Evolução do agronegócio brasileiro, desafios e perspectivas. *Observat. Econ. Latinoamericana*, 118. Disponível em: <<https://www.eumed.net/cursecon/ecolat/br/09/clbl.htm>>. Acesso em: abr. 2020.
- MARTINI, L. F. D. et al. 2012. Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura do arroz irrigado. *Ciência Rural*, v. 42, n. 10, p. 1715-1721. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/cr/v42n10/a29012cr5047.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- MARTINS, M. L. et al. 2013. Determinação de resíduos de pesticidas e compostos relacionados em água e efluentes industriais por extração em fase sólida e cromatografia em fase gasosa acoplada à



- espectrometria de massa com triplo quadrupolo. *Química analítica e bioanalítica*, v. 405, n. 24, p. 7697-7709.
- OSHITA, D; JARDIM, I. CSF. 2015. Comparação de métodos por cromatografia líquida na determinação de multirresíduos de agrotóxicos em morangos. *Química Nova*, v. 38, n. 10, p. 1273-1281. Disponível em: <<http://static.sites.s bq.org.br/quimicanova.s bq.org.br/pdf/v38n10a04.pdf>>. Acesso em: abr. 2020.
- OLIVEIRA, E.; MAGGI, M.F. et al. 2009. Technology of application of defensives and relations with the risk of contamination of the water and soil. *Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia*, v. 2, n. 3, p. 161-169. Disponível em: <<https://revistas.unicentro.br/index.php/repaa/article/viewFile/1512/1389>>. Acesso em: abr. 2020.
- PORTARIA N.º 518, DE 25 DE MARÇO DE 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <http://189.28.128.100/dab/docs/legislacao/portaria518_25_03_04.pdf>. Acesso em: abr. 2020.
- PORTER, S. N. et al. 2018. Accumulation of organochlorine pesticides in reef organisms from marginal coral reefs in South Africa and links with coastal groundwater. *Marine Pollution Bulletin*, v. 137, n. October, p. 295-305. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30503438>>. Acesso em: abr. 2020.
- PRESTES, O. D. et al. 2009. QuEChERS: um método moderno de preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massas. *Química Nova*, v. 32, n. 6, p. 1620-1634. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000600046>. Acesso em: abr. 2020.
- RIBAS, P. P.; MATSUMURA, A. T. S. 2009. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e meio ambiente. *Revista Liberato*, v.10 n.º 14, p.149-158. Disponível em: <http://www.liberato.com.br/sites/default/files/arquivos/Revista_SIER/v.%2010%2C%20n.%2014%20%282009%29/3.%20A%20qu%EDmica%20dos%20agrot%F3xicos.pdf>. Acesso em: abr 2020.
- RESOLUÇÃO CONAMA no 396, de 3 de abril de 2008. Publicada no DOU n.º 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 64-68. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.
- Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONAMA%20n%C2%BA%20396.pdf>>. Acesso em: maio 2020.
- RHEINHEIMER, D.S.; Gonçalves, C.S. et al. 2003. Impacto das atividades agropecuárias na qualidade da água. *Ciência & Ambiente, Santa Maria*, v. 27, n. 2, p. 85-96. Disponível em: <<https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=161095&biblioteca=vazio&busca=assunto:Brasil&qFacets=assunto:Brasil&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1009>>. Acesso em: abr. 2020.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul. 2014. Portaria N.º 320, de 24 de abril de 2014. Estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no RS. *Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre*.
- SILVÉRIO, F.O. et al. 2012. Análise de agrotóxicos em água usando extração líquido-líquido com partição em Baixa temperatura por cromatografia líquida de alta eficiência. *Química Nova*, v.35, n.10, p.2052-2056. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-140422012001000027>. Acesso em: abr. 2020.



- SILVA, J. M. et al. 2005. Agrotóxico e trabalho: Uma combinação perigosa para a saúde do trabalhador rural. *Ciência & Saúde Coletiva*. v.10, n.4, p.891-903. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.br/scielo.php?pid=S1413-81232005000400013&script=sci_abstract&tlng=pt> . Acesso em: abr. 2020.
- SANTANA, V. S., MOURA, M. C. P., & NOGUEIRA, F. F. 2013. Mortalidade por intoxicação ocupacional relacionada a agrotóxicos, 2000-2009, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, v.47, p. 598-606.
- SOUZA, L. F. C. B. 2016. Determinação de agrotóxicas em amostras de água de manancial e de abastecimento público do município de Londrina, Paraná, Brasil. 2016. 84 p. Dissertação de Mestrado – Ciência Animal, Universidade Estadual de Londrina, Londrina. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.uel.br/document/?code=vtls000205311>>. Acesso em: abr. 2020.
- SABARWAL, A.; KUMAR, K. et al. 2018. Hazardous effects of chemical pesticides on human health–Cancer and other associated disorders. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 63, n. September, p. 103–114.
- SADOWSKI, A; BAER-NAWROCKA, A. 2018. Food and environmental function in world agricultura- Interdependence or competition? *Land Use Policy*. v.71, n.1, p.578-583. Disponível em: <<https://www.science/article/abs/pii/S0264837717300388?via%3Dihub>> . Acesso em: abr. 2020.
- SOARES, D. F.; FARIA, A. M. et al. 2017. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 277–284. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522017000200277&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso: abr. 2020.
- UNIÃO EUROPEIA. Diretiva 98/83/CE do Conselho de 3 de novembro de 1998 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, 1998. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?CELEX:31998L0083&from=P>> . Acesso em: abr. 2020.
- VIEIRA, M. G. et al. 2017. Avaliação da contaminação por agrotóxicos em mananciais de municípios da Região Sudoeste do Paraná. *Revista Virtual da Química*. v.9, n.5, p.1800-1812. Disponível em: <http://static.sites.sbq.org.br/rvq.sbq.org.br/pdf/v9n5_a02.pdf>. Acesso em: abr. 2020.



COMPARAÇÃO DE RESULTADOS DE PARÂMETROS HIDROLÓGICOS OBTIDOS A PARTIR DE DIFERENTES MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO

| ID 15762 |

Sheila Mena Barreto Silveira¹, Alfonso Risso², Julia Machado Pelegrini³, Thawara Giovanna Souza da Fonseca Guidolin⁴, Viviane Mezzomo⁵

1e-mail: sheila@ufrgs.br; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul e-mail: risso@iph.ufrgs.br; 3Universidade Federal do Rio Grande do Sul e-mail: julia.pelegrini26@gmail.com; 4 e-mail: thawara.guidolin@gmail.com; e-mail: vivianemmezzomo@gmail.com

| RESUMO |

Estudos hidrológicos, por envolverem diversos processos naturais complexos, exigem que sejam adotadas inúmeras premissas de projetos (PORTO, 1998 *apud* MARTINS, 2012). A determinação destes parâmetros é uma etapa essencial para que o projeto hidrológico possa ser desenvolvido de forma eficaz, correspondendo o mais próximo da realidade (ALMEIDA *et. al*, 2013). Neste viés que se engloba o presente estudo, o qual visa comparar os resultados de dois parâmetros hidrológicos obtidos através de dois modelos digitais de elevação (MDE) distintos. Os parâmetros analisados são a área de contribuição e tempo de concentração, ambos diretamente relacionados aos dados altimétricos utilizados. Os MDE's utilizados foram obtidos através da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) com resolução de 90 metros e 30 metros. Para o processamento das informações foi utilizado o software de geoprocessamento ArcGis 10.3 (rotina básica do módulo hidrologia), a fim de obter a área de contribuição. O tempo de concentração foi estimado através da equação de Kirpich. As áreas de contribuição apresentaram valores de elevação máximos e mínimos próximos, 940 metros e 942 metros e mínimos, 865 metros e 874 metros para os MDE's de resoluções de 90 metros e 30 metros, respectivamente. No entanto as áreas de contribuição extraídas divergiram em 24%, sendo 0,87 km² e 0,66 km² para as resoluções de 90 metros e 30 metros, respectivamente. Os parâmetros L (comprimento) e S (declividade) da Fórmula de Kirpich (Equação 01) obtidos nos dois cenários foram 1,55 km e 0,04 m/m para a área de contribuição do MDE de 30 metros e 1,70 km e 0,04 m/m para o MDE de 90 metros, respectivamente. O parâmetro L possui uma diferença de 8,8% enquanto o parâmetro S é idêntico. Os valores dos tempos de concentração estimados foram de 3,1 horas e 3,3 horas para os cenários com MDE de 30 metros e 90 metros, respectivamente. A diferença entre ambos resultados foi de, aproximadamente, 6,6%. Logo, a diferença obtida nos dois parâmetros hidrológicos analisados foi de 24% e 6,6%, sendo mais significativa a área de contribuição, devido à dependência direta do MDE utilizado. Portanto, a seleção das premissas básicas de projeto em estudos hidrológicos necessita que seja averiguada a bibliografia correlata assim como os dados públicos disponíveis, permitindo o aumento da garantia de que os resultados correspondam o mais próximo da realidade possível, não superdimensionando as obras e, conseqüentemente os custos associados, e tampouco comprometendo as estruturas hidráulicas executadas.

Palavras-chave: parâmetros hidrológicos; modelos digitais de elevação; hidrologia



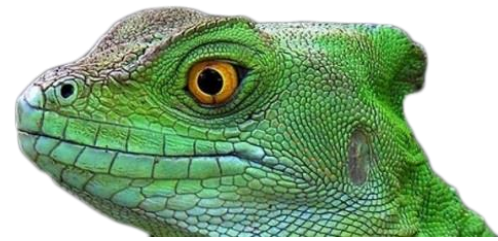
| INTRODUÇÃO |

Estudos hidrológicos exigem que sejam compreendidos diversos processos naturais complexos, os quais são de suma importância na gestão ambiental, hídrica e execução de obras hidráulicas (PORTO, 1998 *apud* MARTINS, 2012; MELLEK, 2012). Projetos que envolvem questões hidrológicas, exigem que sejam adotadas inúmeras premissas de projetos, as quais envolvem inúmeras incertezas (PORTO, 1998 *apud* MARTINS, 2012). A determinação dos parâmetros hidrológicos é uma etapa vital para que o projeto possa ser desenvolvido de forma eficaz, correspondendo o mais próximo da realidade. Neste viés que se engloba o presente estudo, o qual visa comparar os resultados de dois parâmetros hidrológicos obtidos através de dois modelos digitais de elevação (MDE) distintos, obtendo dois cenários distintos. Os parâmetros analisados são a área de contribuição e tempo de concentração, ambos diretamente relacionados aos dados altimétricos utilizados.

A área (ou bacia) de contribuição corresponde à área que contribui com o escoamento para o exutório, sendo um parâmetro relacionado diretamente com a topografia da região. A área de contribuição é dependente dos dados altimétricos utilizados.

O tempo de concentração (T_c) pode ser definido de diversas formas, dependendo da ênfase que o autor deseja expor. Para MATA-LIMA *et al.* (2007) *apud* BOHNEN, SCHUCH E BASTOS (2017), MC CUEN *et al.* (1984) *apud* SILVEIRA (2005) e CHOW *et al.* (1988) *apud* ALMEIDA *et. al.* (2013) o T_c corresponde como o tempo do trajeto da gota d'água precipitada desde o ponto mais afastado até o exutório da bacia de contribuição. Para PAVLOVIC E MOGLEN (2008) *apud* ALMEIDA *et. al.* (2013) o T_c corresponde à celeridade em que o divisor de águas em responde à eventos de precipitação. Eagleson (1970) *apud* ALMEIDA *et. al.* (2013) afirma que o T_c é o tempo estabelecido para que o escoamento superficial alcance o estado de equilíbrio. SILVEIRA (2005) afirma que o T_c é o tempo entre o término da chuva efetiva e o fim do escoamento superficial direto na bacia.

Os modelos digitais de elevação utilizados no estudo em tela foram obtidos a partir da missão espacial, desenvolvida em 2000, denominada de Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). Esta missão espacial possuía o objetivo de mapear o relevo da superfície terrestre, cujos dados estão disponíveis, de forma gratuita, pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) em seu website (WEBER, HASENACK e FERREIRA, 2004; SILVEIRA, 2018; CASTRO *et al.* 2011). O resultado da primeira missão espacial foram modelos digitais de elevação de terreno denominados de SRTM-1 e SRTM-3, possuindo o primeiro a resolução espacial de aproximadamente 30 metros e correspondendo um pixel a 1 arc-second enquanto o segundo as valorações são de, aproximadamente, 90 metros e 3 arc-second (SILVEIRA, 2018).



Modelo digital de elevação (MDE) pode ser definido como a representação digital de superfícies, formada por uma matriz de pixels que exhibe conjuntos de coordenadas x, y e z (elevação) (VALERIANO, 2008 *apud* NICOLETE *et al.*, 2015; BARBOSA, CICERELLI ALMEIDA, 2019; BRAZ, XAVIER, MIRANDOLA, 2018; LUIZ, *et al.*, 2007 *apud* MELLEK, 2012). Em aplicações hidrológicas, a partir do MDE podem ser extraídos parâmetros de forma direta como a área de contribuição e de forma indireta, como o tempo de concentração.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A área de estudo localiza-se no município de Uberlândia, Minas Gerais, e corresponde à área em que será implantada uma usina fotovoltaica, conforme ilustrado na Figura 1. Para tanto, se faz necessária a realização de um estudo hidrológico, a fim de projetar o sistema de drenagem pluvial. Este é o contexto em que será realizada a comparação dos valores dos parâmetros hidrológicos, área de contribuição e tempo de concentração, apenas alterando o modelo digital de elevação.



Figura 1: Localização da Área de Estudo destacada no polígono vermelho.

A primeira etapa realizada foi a obtenção das matrizes altimétricas da missão SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução de 90 e 30 metros. WEBER, HASENACK e FERREIRA (2004) disponibilizou o MDE procesado para a primeira resolução enquanto que para a segunda, o MDE foi extraído diretamente de USGS (2020).



Para a determinação da área de contribuição foram processados os dois modelos digitais de elevação no software de geoprocessamento ArcGis 10.3, de acordo com a rotina básica do módulo de hidrologia: preenchimento das depressões do MDE, direção de fluxo, fluxo acumulado e delimitação da bacia. Com esta metodologia foi possível determinar a área de contribuição, que é idêntica à bacia delimitada a partir do exutório. Destaca-se que por se tratar de um polígono, foram efetuados diversos exutórios, os quais coincidiam com a delimitação do polígono, englobando todos os pixels dos modelos.

Para SILVEIRA (2005), as equações que estimam o tempo de concentração são empíricas e obtidas a partir de preceitos estatísticos precários, ocasionando alta variabilidade de resultados assim como possibilidade de limitação na aplicação. O mesmo autor ainda afirma que estas equações usualmente possuem variáveis relativas ao tamanho da área (bacia) de contribuição, declividade, rugosidade ou resistência ao escoamento e aporte de água. Considerando que o método de Kirpich é um dos métodos mais utilizados no Brasil (MOTA e KOBAYAMA, 2015 *apud* FERREIRA *et. al*, 2017), foi selecionada esta equação para ser estimado o tempo de concentração. A equação 01 exibe a Fórmula de Kirpich, segundo SILVEIRA (2005).

$$T_c = 0,0663 \cdot L^{0,77} \cdot S^{-0,385} \quad (1)$$

Onde: t_c é o tempo de concentração (horas), L o comprimento do rio principal (km) e S a declividade do rio (m/m).

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os dois MDE's (Figura 02) apresentam, para a mesma seção de controle, valores de elevação similares, sendo os máximos 952 metros e 958 metros e mínimos, 564 metros e 560 metros para as resoluções de 90 metros e 30 metros, respectivamente. Analisando este dado bruto já é possível identificar que os valores de elevação, apesar de próximos, podem originar resultados divergentes.

As Figuras 2 e 3 demonstram os MDE's das áreas de contribuição, sendo os valores máximos, 940 metros e 942 metros e mínimos, 865 metros e 874 metros para as resoluções de 90 metros e 30 metros, respectivamente. Este resultado demonstra que os valores máximos de elevação são similares (com diferença de 2 metros) enquanto nos valores mínimos de elevação, a diferença é de 11 metros.

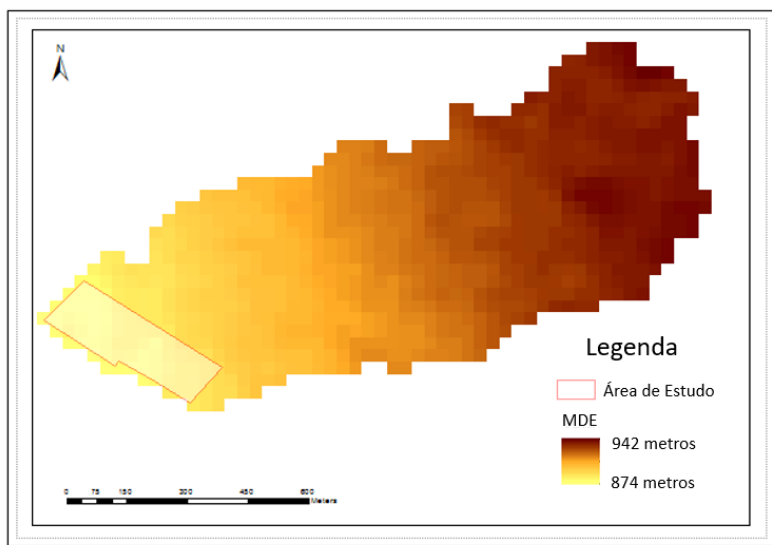


Figura 2: Modelo Digital de Elevação para a resolução de 30 metros da área (bacia) de contribuição da área de estudo.

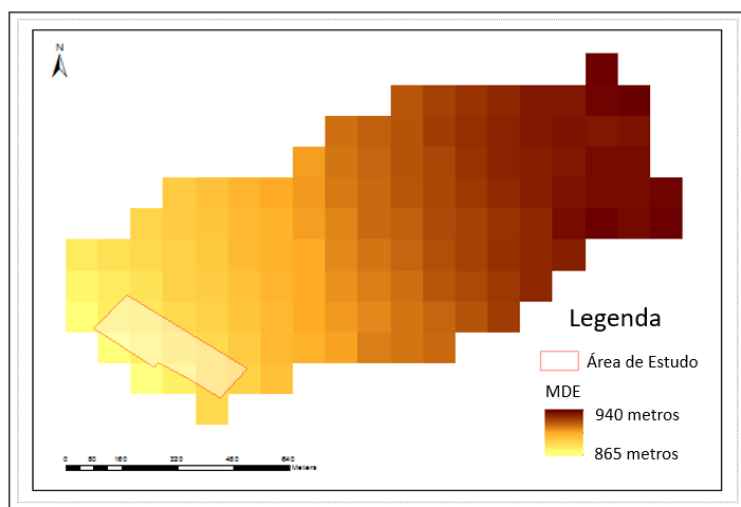


Figura 3: Modelo Digital de Elevação para a resolução de 90 metros da área (bacia) de contribuição da área de estudo.

A Figura 4, a exibe a sobreposição das áreas (bacias) de contribuição extraídas após a rotina realizada no software de geoprocessamento. Nesta imagem é possível notar a tendência de similaridade no formato destas áreas, no entanto, os valores numéricos obtidos foram $0,87 \text{ km}^2$ e $0,66 \text{ km}^2$ para as resoluções de 90 metros e 30 metros, respectivamente. Nota-se a diferença de, aproximadamente, 24% entre os valores.

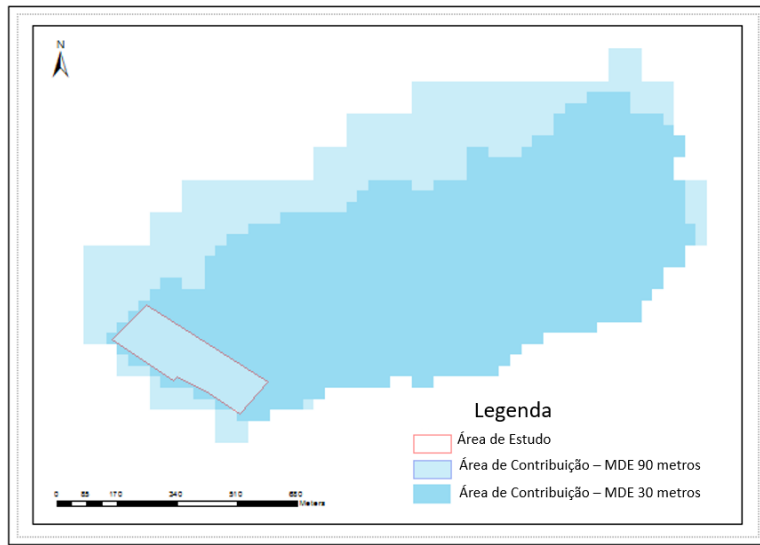


Figura 4: Áreas de Contribuição obtidas através dos MDE's com resolução de 30 metros e 90 metros.

As áreas de contribuição obtidas foram plotadas em imagens aéreas (Google Earth), a fim de ilustrar a abrangência no local de estudo, as quais estão expostas nas Figuras 5 até 7.



Figura 5: Área de Contribuição obtida através dos MDE's com resolução de 30 metros exibida em imagem aérea.



Figura 6: Área de Contribuição obtida através dos MDE's com resolução de 90 metros exibida em imagem aérea.



Figura 7: Áreas de Contribuição exibidas em imagem aérea.

Os parâmetros L (comprimento) e S (declividade) da Fórmula de Kirpich (Equação 01) obtidos nos dois cenários foram 1,55 km e 0,04 m/m para a área de contribuição do MDE de 30 metros e 1,70 km e 0,04 m/m para o MDE de 90 metros, respectivamente. O parâmetro L possui uma diferença de 8,8% enquanto o parâmetro S é idêntico.

Os valores dos tempos de concentração estimados, a partir da Equação 01 (Fórmula de Kirpich), foram de 3,1 horas e 3,3 horas para os cenários com MDE de 30 metros e 90 metros, respectivamente. A diferença entre ambos resultados foi de, aproximadamente, 6,6%.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O estudo demonstrou a comparação dos dois parâmetros hidrológicos alterando apenas a variável altimétrica (MDE), resultando na diferença de valores para a área de contribuição e o tempo de concentração em 24% e 6,6%. Os valores de área de contribuição foram significativamente mais distintos do que o tempo de concentração, pois a resolução espacial do MDE é mais dependente para este parâmetro do que para o tempo de concentração.

Em relação ao tempo de concentração, a proximidade de valores é originada da similaridade dos parâmetros utilizados (L e S). Nota-se que, caso fosse utilizada outra metodologia para a sua estimativa, a tendência é de divergência nos valores obtidos, conforme exposto por SILVEIRA (2005).

Destaca-se que a diferença pode ser mais significativa se a área de estudo for maior, assim como se forem utilizados MDE's de resoluções espaciais menores, como 12,5 metros obtido através do satélite ALOS PALSAR.

Portanto, a seleção das premissas básicas de projeto em estudos hidrológicos necessita que seja averiguada a bibliografia correlata assim como os dados públicos disponíveis, permitindo o aumento da garantia de que os resultados correspondam o mais próximo da realidade possível, não superdimensionando as obras e, conseqüentemente os custos associados, e tampouco comprometendo as estruturas hidráulicas executadas.

Agradecimentos

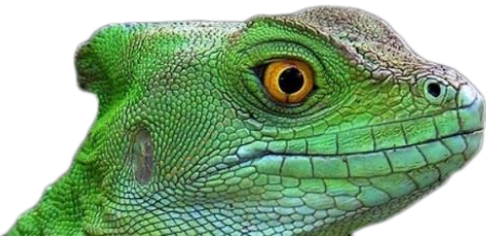
Os Autores gostariam de agradecer à empresa ENGM ENERGIA pela disponibilidade de informações e à UFRGS, pela formação técnica de qualidade e disposição dos professores do departamento de pesquisas hidráulicas para auxiliar os ex-alunos sempre que solicitado.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Almeida, I. K. de, Anache J. A. A., Almeida, V. R., Sobrinho, T. A. 2013. Estimativa de tempo de concentração em bacia hidrográfica. Anais XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, p. 1-2.
- Barbosa, V. R. F., Cicerelli, R. E., Almeida, T. de. 2019. Análise Comparativa entre Modelos Digitais de Elevação (MDE) do satélite ALOS. Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos.
- Bohnen, H. R., Schuch, F. S., Bastos, M. De A. 2017. Determinando o tempo de concentração de uma bacia hidrográfica considerando seu uso e ocupação do solo. V – Gestão Territorial e Cadastro Técnico Multifinalitário.



- BRAZ, A. M., XAVIER, F. V., MIRANDOLA, P. H. M. G. 2018. Análise da diferença entre dados altimétricos em uma bacia hidrográfica através da comparação entre modelos digitais de elevação. *Ateliê Geográfico - Goiânia-GO*, v. 12, n. 1, abr/2018, p. 71-96.
- Castro, F. da S., Xavier, A. C., Cecílio, R. A., Moreira, A. de A., Pena, F. E. da R., Souza, J. M. de. 2011. Uso de imagens de radar SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) na espacialização da temperatura do ar no estado do Espírito Santo. In: *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.8154.*
- Ferreira, P.; Allasia, D.; Tassi, R.; Mello, I.; Fensterseifer, P. 2017. Correção da Estimativa do Tempo de Concentração através do Método de Kirpich para algumas bacias urbanas brasileiras. *Anais do XXII do Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. pp.02-03.
- Nicolete, D. A. P., Carvalho, T. M., Polonio, V. D., Leda, V. C., Zimback, C. R. L. 2015. Delimitação automática de uma bacia hidrográfica utilizando MDE TOPODATA: aplicações para estudos ambientais na região da Cuesta de Botucatu – SP. *Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE. p.3988- 3994.*
- Martins, L. G. B. 2012. Determinação de parâmetros hidrológicos por técnicas de sensoriamento remoto em macrodrenagem urbana. *Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências. P. 26.*
- Mellek, J. E. 2012. Determinação de Parâmetros Hidrológicos da Sub-bacia do Rio Belém usando Sistemas de Informações Geográficas. JOSÉ ELIAS MELLEK. Trabalho apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Especialista em Geoprocessamento. Programa de Especialização em Geoprocessamento, Setor de Ciência e Tecnologia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- USGS. 2020. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/> Acessado em 06/04/2020.
- Silveira, A. L. L. da. 2005. Desempenho de Fórmulas de Tempo de Concentração em Bacias Urbanas e Rurais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH) Volume 10 n.1 Jan/Mar 2005. pp.05-07.*
- Silveira, S. M. B. S. Comparação de metodologias para realização de estudos de estimativa de potencial hidroelétrico em pequenas bacias: estudo de caso na Bacia do Arroio São João – RS. Trabalho de conclusão apresentado ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do título de Engenheiro Hídrico. pp.31-33.
- WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C.J.S. 2004. Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9.



QUALIDADE DA ÁGUA EM UM LAGO ARTIFICIAL NO MUNICÍPIO DE CAÇAPAVA DO SUL - RS

| ID 15773 |

¹Milena da Vitória Caliman, ²Guilherme Pacheco Costa Nova, ³Igor Alves da Silva, ⁴Maria Amélia Zazycki.

1Universidade Federal do Pampa, milenacaliman@gmail.com; 2Universidade Federal do Pampa, guigoquimica@gmail.com; 3Universidade Federal do Pampa, igor.artoro@gmail.com; 4Universidade Franciscana, mazazycki@gmail.com

| RESUMO |

Informações da qualidade e classificação das águas é de extrema importância para saúde, proteção e bem estar da população. O Índice de qualidade das águas (IQA) é um método amplamente difundido que visa avaliar a qualidade de água bruta para o abastecimento público. O objetivo do estudo foi avaliar a qualidade da água em um lago artificial localizado na Universidade Federal do Pampa – campus Caçapava do Sul, RS. Foram coletadas amostras de água em dois pontos e realizados análises físico-químicas e biológicas (Turbidez, Temperatura, pH, DBO, Sólidos Totais, Nitrato, Fósforo e Coliformes Termotolerantes) e determinado o Índice de Qualidade da Água (IQA). Os resultados obtidos do IQA mostraram que a água do lago está classificada como ruim. É importante o monitoramento desse ecossistema devido sua capacidade de abrigar espécies animais e de ser fonte de alimentação a estas espécies.

Palavras-chave: Índice de Qualidade da Água; Poluição hídrica; Monitoramento de águas.

| INTRODUÇÃO |

Problemas relacionados a qualidade da água e sua disponibilidade tem sido um fator determinante para o bem-estar humano e para a manutenção da existência de diversas formas de vida no planeta, pois é devido ao auxílio dela que ocorre diversos processos físicos, químicos e biológicos. Dado o exposto, a escassez e a baixa qualidade dos recursos hídricos são umas das consequências significativas geradas em razão da exploração deste recurso natural de forma não sustentável por vários fatores, como: a ocupação do solo, aos processos produtivos da agricultura/pecuária, ao processo de urbanização, à geração de efluentes domésticos e industriais.

Nas últimas décadas, mudanças no estado qualitativo da água têm sido evidenciada e recebido crescente atenção. Entretanto determinar o estado qualitativo de um recurso hídrico é uma questão difícil por comportar múltiplos aspectos, como processos físicos, químicos, biológicos e suas interações, tornando-a complexa, custosa e de difícil aplicação em tempo real (PINTO et al. 2015).



Em 1970, a National Sanitation Foundation (NSF) – EUA, desenvolveu o Índice de Qualidade das Águas (IQA), para simplificar a interpretação e sintetizar as informações obtidas nas avaliações dos inúmeros parâmetros de qualidade da água. Em 1975, o IQA foi adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) de São Paulo, e começou a ser utilizado no Brasil para monitoramento dos corpos hídricos (CETESB, 2017).

O IQA é composto por nove parâmetros, que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água, sendo eles, oxigênio dissolvido, coliformes fecais, potencial hidrogeniônico, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrato, fosfato, turbidez e sólidos totais. Esses parâmetros de qualidade refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos, fertilizantes e efluentes industriais de origem orgânica biodegradável (CETESB, 2017).

Portanto, trata-se de uma ferramenta que objetiva resumir as variáveis analisadas em um número, possibilitando analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço. Trata-se, portanto, de um número adimensional que expressa a qualidade da água para os diversos fins, porém não é considerado um instrumento de avaliação de atendimento à legislação ambiental, mas sim de comunicação para o público das condições ambientais dos corpos d'água por meio de dados físico-químicos, bacteriológicos e químicos, através de metodologias específicas (VON SPERLING, 2007).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água de um lago artificial na Universidade Federal do Pampa – Campus Caçapava do Sul.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Área de estudo

A área de estudo trata-se de um lago formado na Universidade Federal do Pampa – Campus Caçapava do Sul, devido a construção de uma estrada no qual ocasionou o represamento da água e por ser uma região desprovida dos serviços de saneamento básico, nele é despejado todo o esgoto da faculdade passando apenas por filtros biológicos representados pelas taboas (*Typha domingensis*). O lago ocupa uma área de total de 5257,56 m².



Legenda

- Ponto 1: Taipa de acesso
- Ponto 2: Prédio Restaurante Universitário

Figura 1: Lago artificial localizado na Universidade Federal do Pampa - Campus Caçapava do Sul.

Os pontos de coletas foram escolhidos pois no ponto 1 é a saída do esgoto da instituição e o ponto 2 é a saída do esgoto do restaurante universitário.

Métodos- Ensaios Analíticos

As coletas foram realizadas no mês de junho de 2019. A metodologia utilizada na amostragem, na preservação e no acondicionamento de água, seguiu as recomendações adotadas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos definidos para a avaliação da qualidade da água foram àqueles utilizados na determinação do IQA, descritos na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros e ensaios para análises da qualidade de água.

Parâmetro	Ensaio	Referência
Oxigênio Dissolvido	Método de Winkler - Iodométrico	APHA, 2012.
Coliformes Termotolerantes	Substrato Cromogênico	APHA, 2012.
pH	Potenciômetro	APHA, 2012.
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Método de Winkler - Teste de DBO _{5,20}	APHA, 2012.
Temperatura	Termômetro	APHA, 2012.
Nitrato	UV	APHA, 2012.
Fósforo	Fosfomolibdato	APHA, 2012.
Turbidez	Turbidímetro	APHA, 2012.
Sólidos Totais	Gravimétrico	APHA, 2012.



Índice de Qualidade de Água (IQA)

O IQA foi calculado pelo programa Qualigraf considerando o produto ponderado das notas atribuídas a cada um dos nove parâmetros indicadores (Tabela 2), enquadrando-se, assim, os corpos d'água em cinco classes de qualidade de acordo com a Tabela 3.

Tabela 2: Parâmetros de Qualidade da Água e seu respectivo peso.

Parâmetro de Qualidade da Água	Peso (w)
Oxigênio Dissolvido - OD	0,17
Coliformes Termotolerantes - CTT	0,15
Potencial Hidrogeniônicos - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	0,10
Temperatura - T	0,10
Nitrato - NO ₃ -	0,10
Fosfato - PO ₄ ⁻³	0,10
Turbidez - Tu	0,08
Sólidos Totais - ST	0,08

Tabela 3: Classificação das águas de acordo com o resultado do IQA.

Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação da Qualidade da Água
91 - 100	80 - 100	Ótima
71 - 90	52 - 79	Boa
51 - 70	37 - 51	Razoável
26 - 50	20 - 36	Ruim
0 - 25	0 - 19	Péssima

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A tabela 4 apresenta os dados obtidos nas análises e o valor do IQA correspondente em cada ponto de amostragem.

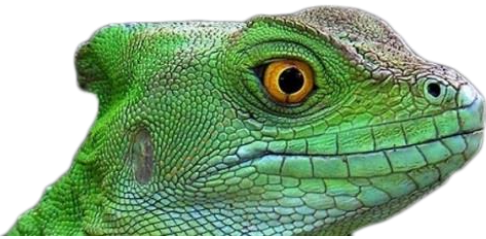


Tabela 4: Parâmetros analisados e seu IQA correspondente.

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2
OD (mg L ⁻¹)	1,0	0,5
T (°C)	14	14,5
CTT (NMP 100ml ⁻¹)	1600	1600
pH	5,7	6.2
DBO (mg L ⁻¹)	1,8	1,8
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	4,2	5,7
PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	3,6	3.1
Tu (UNT)	19,8	15.3
ST (mg L ⁻¹)	530	580
IQA	26	27

Os resultados demonstram que o IQA resultante foi de 26,0 no ponto 1 e 27,0 no ponto 2. Comparando os valores obtidos com os limites presentes na classificação de águas para o estado do Rio Grande do Sul (Tabela 3), a água do lago apresenta características que a categorizam como ruim.

O município de Caçapava do Sul não possui coleta e tratamento de esgoto sanitário, fazendo com que os efluentes sejam lançados diretamente no solo ou lançados em corpos hídricos (PMSB, 2013). Em razão disso a universidade despeja seu esgoto no lago artificial, fazendo com que os efluentes piorem as características da água. Os resultados encontrados corroboram com esta afirmativa.

No lago há a presença de macrófitas da espécie lentilha-d'água na superfície da água, o que é um indicativo de excesso de nutrientes, pois são plantas exigentes em relação aos nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo. Este fenômeno provoca uma diminuição da entrada de luz nas massas de água e fazem baixar o nível de oxigênio dissolvido na água, degradando ainda mais a sua qualidade. Estas espécies são indicadores de desequilíbrios nos ecossistemas e apontam uma consequência da poluição, levando assim à eutrofização, provocando uma acentuada degradação da qualidade das massas de água.



| CONCLUSÃO |

Com base nos valores obtidos no IQA, conclui-se que a qualidade da água do lago da Universidade Federal do Pampa – Campus Caçapava do Sul é classificada como ruim. É importante o monitoramento desse ecossistema devido sua capacidade de abrigar espécies animais e de ser fonte de alimentação a estas espécies.

Com a expansão do Campus na área da Universidade, torna-se ainda maior a responsabilidade de preservação desta área e a busca de alternativas ecologicamente corretas para o tratamento do sistema de esgoto gerado na instituição.

Além disso, avaliar a qualidade da água de arroios, rios, poços e pontos de captação de água em Caçapava do Sul tornam-se de grande importância para saúde, proteção e bem estar da população, uma vez que a cidade não conta com o tratamento do esgoto, fonte de contaminação de corpos hídricos.

| REFERÊNCIAS |

- American Public Health Association (APHA). 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. Ed 22, Washington: American Public Health Association Pub.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 2017. Índice de qualidade da água – conceitos e definições. São Paulo, SP.
- PMSB. Plano municipal de saneamento básico de Caçapava do Sul. 2013. Net. Caçapava do Sul, RS.
- Von Sperling, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. 2007. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, p. 588 (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 7).



DIAGNÓSTICO DO RIACHO PAJEÚ: UMA PERCEPÇÃO SOBRE OS RIACHOS URBANOS

| ID 15775 |

¹Valesca Hellen Ferreira de Sousa, ² Waleska Martins Eloi, ³ Teresa Raquel Lima Farias, ⁴ João Paulo Leite Felix, ⁵ Brenda de Assis Ferreira

1 Instituto Federal do Ceará, e-mail: valescahellenvhfs@gmail.com; 2 Instituto Federal do Ceará, e-mail: waleska@ifce.edu.br; 3 Instituto Federal do Ceará, e-mail: teresafarias@ifce.edu.br; 4 Instituto Federal do Ceará, e-mail: joao.felix@ifce.edu.br; 5 Instituto Federal do Ceará, e-mail: brendadeassiscarvalho@gmail.com

| RESUMO |

O crescimento desordenado das cidades, influenciado pelo processo de urbanização, provocou significativas alterações na fauna, na flora e nos mananciais de diversas cidades, repercutindo na qualidade de vida da sociedade. Dentre os problemas ambientais, destaca-se a degradação dos corpos d'água que cortam grandes centros urbanos. Nesse contexto o presente trabalho objetiva diagnosticar a situação atual do Riacho Pajeú, importante riacho para a história da cidade de Fortaleza - Ceará, que ao longo dos anos sofreu grandes intervenções antrópicas e hoje se encontra praticamente encoberto pelo desordenamento urbano. Para a efetivação deste trabalho foram realizadas revisão bibliográfica; visitas in loco nos trechos situados no Parque Pajeú, no Mercado Central, na Rua do Pocinho e no Paço Municipal de Fortaleza; além da análise de parâmetros de temperatura, fósforo total, turbidez, pH, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e clorofila "a", que foram disponibilizados pela Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA), sendo avaliados com base na Resolução CONAMA nº 357 de 2005, e utilizados para o cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) e do Índice de Estado Trófico (IET). Foi possível verificar que o Riacho Pajeú, se encontra bastante degradado, por causa do acúmulo de lixo e lançamento de esgotos clandestinos, encontrando-se canalizado em boa parte de seu percurso, quando não encoberto totalmente em outros trechos e seus arredores praticamente impermeabilizados. Nota-se que os alagamentos em certas regiões são retratos de como a cidade se desenvolveu, não se preocupando com a preservação dos meios naturais, como a água, o solo e a vegetação. Em relação aos valores do IQA no período observado a classificação "regular" predominou, indicando que não ocorreu, ao longo dos meses em estudo, o melhoramento da qualidade da água nos pontos observados, já os resultados de IET no período foram "ultraoligotrófico e oligotrófica". Com base nos resultados apresentados, dos parâmetros individuais e do IQA e do IET, a qualidade da água do Riacho Pajeú sofre grande influência das altas concentrações de matéria orgânica, proveniente do descarte de lixo e esgoto. Nota-se que apesar do fósforo apresentar, individualmente, teores de concentração elevados, quando aplicados no cálculo do IET, esse apresentou resultado satisfatório com relação ao estado de trofia do recurso hídrico. Nesse contexto, consideramos que é imprescindível conciliar a conservação do ambiente natural com o desenvolvimento da cidade, destacando-se a necessidade de intervenções serem realizadas visando a preservação e a conservação do Riacho Pajeú.

Palavras-chave: Riacho urbano; Qualidade da água; Impactos ambientais



| INTRODUÇÃO |

O crescimento desordenado das cidades tem gerado enormes problemas nas grandes metrópoles brasileiras impactando negativamente o meio ambiente. Dentre os diversos problemas associados a esse processo, se destacam às irregularidades no uso e ocupação do solo como: a indevida utilização de leito de rios, de áreas de preservação, a impermeabilização das ruas e a degradação dos mananciais superficiais.

Segundo Moura, Oliveira e Pêgo (2018, p. 08), “tradicionalmente, urbanização é compreendida como o deslocamento da população das áreas rurais para as áreas urbanas, elevando o que se chama de grau de urbanização, ou seja, a proporção da população urbana sobre a população total do município.”

Notou-se que segunda metade do século XX ocorreu um acelerado desenvolvimento urbano com a concentração da população em espaço reduzido, ocasionando competição do solo e da água, danificando parte da biodiversidade natural. Os principais indicadores desse desenvolvimento estão relacionados com a população (taxa de crescimento, migração e densificação urbana), o econômico (renda, produto bruto e perfil de produção) e o uso do solo (residencial, comercial, industrial e em áreas públicas) (TUCCI, 2007).

Assim, o Brasil do presente não é o mesmo do passado, desde a chegada dos portugueses, o Brasil vem sofrendo modificações significativas no espaço. O rápido crescimento populacional em diversas cidades brasileiras acarretou e vem provocando graves e constantes problemas sociais e ambientais, McGranaham e Martine (2010, p.19) afirmam que:

O crescimento urbano rápido, na falta de uma orientação espacial e de um manejo ambiental adequado, acentua a degradação de recursos naturais de terra, água e vegetação. A falta de serviços básicos nos assentamentos urbanos contribui para problemas de saúde ambiental, particularmente aqueles ligados à água e ao saneamento.

Destarte, o crescimento urbano impacta na modificação do ambiente e o habitat de diversos organismos. Essas alterações fragmentam o meio e originam habitats críticos conhecidos como *hotspot*, áreas que apresentam espécies e habitats ameaçados. Um exemplo é a cidade de São Paulo, que compreende uma importante biodiversidade da Mata Atlântica Brasileira e que devido às ocupações descontroladas encontra-se ameaçada (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2012).

Conforme Tucci (2007) com a expansão e desenvolvimento das cidades, ocorreu um aumento das áreas impermeáveis e como efeito houve a alteração do ciclo hidrológico. Conseqüentemente



nesse processo de urbanização, o escoamento superficial aumentou e os parâmetros como infiltração, escoamento subterrâneo e evapotranspiração diminuíram, ocasionando em muitas cidades pontos de alagamento e inundações (POLETO, 2014).

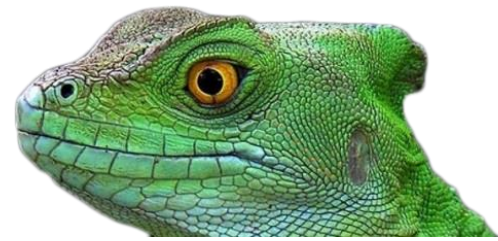
Nota-se que as ações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, coleta e disposição adequada dos resíduos sólidos e drenagem urbana ao mesmo tempo em que requerem o uso da água, também impactam na qualidade e quantidade dos recursos hídricos (BRASIL, 2006). Esse impacto nos recursos hídricos é ocasionado pela redução do volume/vazão de água disponível nos mananciais; a alteração da qualidade da água, a eutrofização; contaminação da água superficial e de aquíferos subterrâneos; a erosão e assoreamento dos mananciais (COSTANZI, 2014).

Para Pereira et al. (2013), a caracterização da qualidade dessas águas é obtida sintetizando os fenômenos físico-químicos e biológicos em um único número, assim tornando-os compreensível à sociedade em geral. Em contrapartida, durante o processo de síntese podem ocorrer perdas de informações sobre o comportamento de cada parâmetro analisado. Ainda de acordo com o autor, os principais índices de qualidade da água utilizados no Brasil são: Índice de Qualidade das Águas (IQA), Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP), Índice de Estado Trófico (IET), Índice de Contaminação por Tóxicos, Índice de Balneabilidade (IB) e o Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA).

Conforme a Agência Nacional das Águas (2019), o IQA avalia a condição de utilização da água para fins de abastecimento público, considerando um tratamento convencional. Esse índice considera nove parâmetros de qualidade: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais. Outro índice utilizado para avaliação da qualidade da água, no Brasil, é o Índice de Estado Trófico (IET)cl, o qual classifica os corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, ou ao aumento da infestação de cianobactérias (SÃO PAULO, 2017).

Em âmbito geral, a maioria dos rios brasileiros que atravessam cidades apresentam grandes problemas ambientais e encontram-se deteriorados (TUCCI, 2001). Tendo em vista que o aumento dos centros urbanos eleva a quantidade de resíduos domésticos e esgotos, sobrecarregando rios e sistemas de tratamento, e ampliam o grau de poluição das águas (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2013).

Em Fortaleza, o desenvolvimento da cidade, ligada a ineficiência de planejamentos urbanísticos, provocou a degradação dos recursos naturais e principalmente dos recursos hídricos. Nesse contexto, o Riacho Pajeú ao longo da história da cidade, sofreu inúmeras interferências no seu percurso natural de escoamento e na qualidade da água. Isso culminou no desaparecimento de boa parte do riacho, o qual foi encoberto pelas ruas e avenidas e na elevada degradação deste.



Nessa perspectiva a preservação do riacho se faz necessária, tanto para a retomada da fauna e flora que hoje praticamente já não existem, como para a inserção na paisagem urbanística da cidade. Deste modo, o presente trabalho tem como propósito diagnosticar as ocupações do solo e a qualidade da água do Riacho Pajeú, situado em Fortaleza - CE, no período de maio a agosto de 2019.

Caracterização do Riacho Pajeú

O Riacho Pajeú está situado dentro do Município de Fortaleza, Ceará. O Município apresenta latitude de $03^{\circ} 43' 02''$ e longitude de $38^{\circ} 32' 35''$, é localizado na Região Nordeste, e tem área absoluta de $314,9 \text{ Km}^2$. O clima é caracterizado como tropical quente subúmido, com temperaturas médias variando de 26° a 28° , o período chuvoso vai de janeiro a maio e a pluviosidade anual é de 1.338 mm (CEARÁ, 2017).

No território de Fortaleza existem quatro bacias hidrográficas: bacia hidrográfica do rio Maranguapinho, bacia hidrográfica Vertente Marítima, bacia hidrográfica do rio Cocó e bacia hidrográfica do rio Pacoti (Figura 1). O Riacho Pajeú está localizado na Bacia Vertente Marítima (SIAFOR, 2018).

De acordo com o Inventário das Fontes de Poluição Hídrica do Município de Fortaleza (SIAFOR, 2019, p.01):

A bacia Vertente Marítima é a única bacia hidrográfica totalmente inserida no município, compreendendo a faixa de terra localizada entre a desembocadura dos Rios Cocó e Ceará, com topografia favorável ao escoamento das águas para o mar. Sua área de construção é de $34,54 \text{ km}^2$. Os principais recursos hídricos são os Riachos Jacarecanga, Pajeú, Maceió e a Lagoa do Papicu.

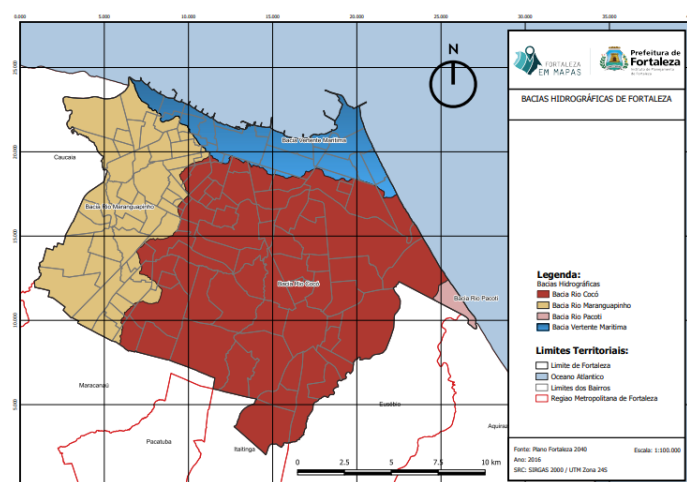


Figura 1: Bacias hidrográficas de Fortaleza (Fonte: Fortaleza em mapas, Prefeitura de Fortaleza, 2019).



O riacho tem sua nascente situada no quarteirão formado pelas ruas Silvia Paulet, José Vilar, Bárbara de Alencar e Dona Alexandrina (Figura 2). O riacho tem aproximadamente 5 km de extensão e deságua na praia formosa (ROSA, 2018).

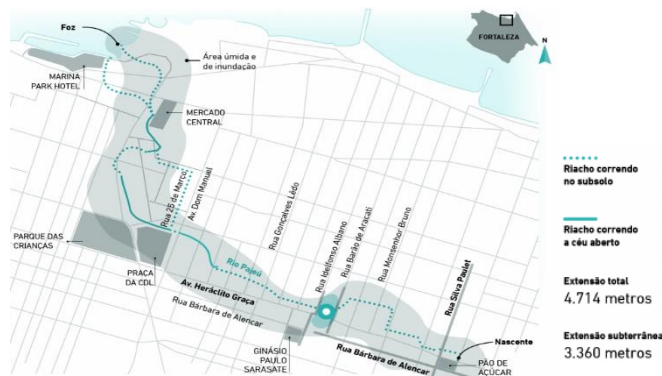


Figura 2: Percurso do Riacho Pajeú (Fonte: O POVO, 2019)

A maior parte do Riacho Pajeú encontra-se coberta por superfície de asfalto. Nos locais onde se encontram expostos é possível visualizar trechos assoreados por folhas, lixos, detritos e algumas vegetações arbustivas. Com isso, a biodiversidade, a vegetação natural, o microclima local, sofrem grandes modificações, decorrentes, portanto, da canalização e desaparecimento de alguns trechos do Pajeú (DUTRA, 2017). Nesse contexto, passou por diversas alterações ao longo da história, desde a ocupação e desenvolvimento da capital este recurso natural tem sofrido degradações em sua vegetação ciliar e na qualidade da água, implicando em prejuízos sociais, urbanísticos e ambientais.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Utilizou-se a pesquisa do tipo exploratória, realizando-se visita ao riacho Pajeú, bem como consulta bibliográfica de diversas fontes, e aquisição de dados da qualidade da água fornecido pela Secretaria de Urbanismo e Meio ambiente (SEUMA).

Visita ao Riacho Pajeú

A visita *in loco* se concentrou no Bairro do Centro (Figura 3), em Fortaleza-Ceará. Os espaços observados foram: o Parque Pajeú, o Paço Municipal de Fortaleza, o mercado Central e um trecho do riacho que se localiza próximo ao Edifício Palácio na Rua do Pocinho, pontos nos quais o riacho não se encontra coberto.

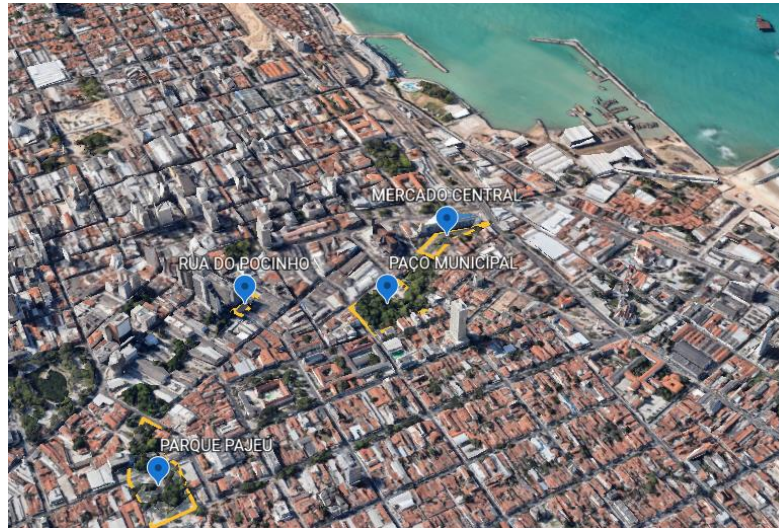
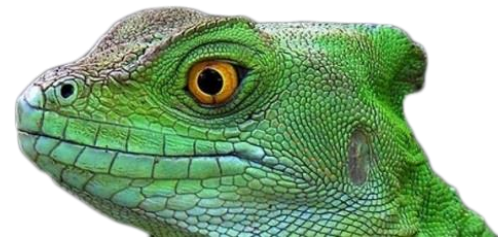


Figura 3 — Localização dos espaços visitados do Riacho Pajeú (Fonte: Google Earth (2019)).

Índices de Qualidade da Água

Os dados da qualidade da água foram fornecidos pela Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA), de quatro pontos distintos, monitorados entre os meses de maio a agosto do ano de 2019. Os parâmetros considerados no estudo foram a temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, sólido total, clorofila “a” e Turbidez. Esses dados foram avaliados de acordo com a Portaria nº 357/2005 do CONAMA e calculados os Índices de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) que foram determinantes na avaliação final do estado de qualidade do corpo hídrico.

O cálculo do IQA é dado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis básicas: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, sólido total e turbidez, conforme a equação 1 (SÃO PAULO, 2017).

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi} \quad (1)$$

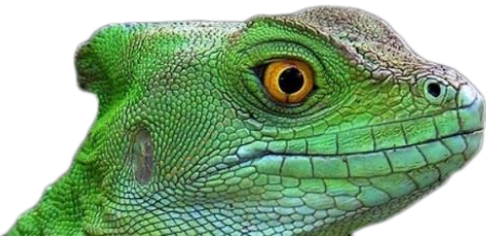
onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e,

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n wi = 1 \quad (2)$$



em que n é o número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Na obtenção do coeficiente “qi” foi utilizado as equações representativas de cada curva, elaboradas pela CETESB - 2017, e as ponderações de cada parâmetro estão indicadas na Tabela 1.

Tabela 1: Peso correspondente (w_i) de cada parâmetro para a determinação do IQA

Parâmetro	Peso
Sólidos Totais	0,08
Turbidez	0,08
Temperatura	0,10
Fósforo total	0,10
Nitrogênio total	0,10
DBO	0,10
pH	0,12
Colif. termotolerantes	0,15
OD	0,17

Fonte: Adaptado de SÃO PAULO (2017).

Com o resultado do IQA, cujo valor varia de 0 a 100, classifica-se a água em níveis de qualidade, conforme mostrado apresenta-se na Tabela 2.

Tabela 2: Classificação da qualidade da água em função do IQA-CETESB

Níveis de qualidade	Intervalo de IQA
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$

Fonte: SÃO PAULO (2017).

Índice de Estado Trófico (IET)

O IET é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila a – IET(CL). As equações 3 e 4 são utilizadas no cálculo dos índices IET (CL) e do IET (PT), ambos para ambientes lóticos, como os rios (SÃO PAULO, 2017).



$$IET (CL) = 10 \times \left(6 - \frac{(-0,7-0,6 \times (\ln CL))}{\ln 2} \right) - 20 \quad (3)$$

$$IET (PT) = 10 \times \left(6 - \frac{(-0,42-0,36 \times (\ln PT))}{\ln 2} \right) - 20 \quad (4)$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

O resultado do IET, para os meses analisados, será a média aritmética, com arredondamento da primeira casa decimal, dos índices IET (CL) e do IET (PT). Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios, são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Classificações do Índice de Estado Trófico

Estado Trófico	Ponderação	P total (mg/m^3)	Clorofila a (mg/m^3)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$P \leq 13$	$CL \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$13 < P \leq 35$	$0,74 < CL \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$35 < P \leq 137$	$1,31 < CL \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$137 < P \leq 296$	$2,96 < CL \leq 4,70$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$296 < P \leq 640$	$4,70 < CL \leq 7,46$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$P > 67$	$CL > 7,46$

Fonte: adaptado de SÃO PAULO (2017).

Os dados obtidos foram organizados para apresentação dos resultados dividido em duas partes:

a) Parte I: nesta etapa foi elaborado o diagnóstico do Riacho Pajeú, abordando as condições físicas do riacho e da qualidade da água, ou seja, “o riacho que temos”. Para isso, foi utilizado informações da visita a campo, do levantamento bibliográfico de artigos e jornais da cidade e coleta de dados de qualidade da água na Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA).

b) Parte II: a segunda etapa envolve os usos possíveis para o entorno do Riacho Pajeú, com o objetivo de revitalizar as condições naturais do riacho e reenquadrá-lo na dinâmica da cidade de Fortaleza.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Parte I: O riacho que temos

Os locais analisados durante a visita *in loco* foram: o Parque Pajeú (Figura 4a), localizado na Av. Dom Manuel, o Paço Municipal de Fortaleza (Figura 4b), o Mercado Central (Figura 4c) e um trecho do riacho que se localiza próximo ao Edifício Palácio na rua do Pocinho (Figura 4d), todos localizados no Centro de Fortaleza. Estes espaços do riacho estão canalizados e encontram-se a céu aberto.



Figura 4: Locais analisados na visita em campo (Fonte: Autora, 2019).

Na visita em campo foram observados diferentes tipos de atividades no entorno do riacho, desde ocupações do tipo residenciais, comerciais, administrativas e de lazer. Observou-se também as condições do riacho, identificando os problemas socioambientais como: a ocupação da terra nas margens; a poluição com esgotos domésticos e resíduos sólidos; o assoreamento e a erosão das margens; a manutenção (limpeza e desobstrução) do riacho; a eficiência da drenagem pluvial, e alagamentos durante os dias chuvosos; a convivência da população ribeirinha com a poluição do mesmo.

O primeiro espaço visitado foi o Parque Pajeú, situado entre a Avenida Dom Manuel e a Rua 25 de Março. Essa praça foi adotada, pela Câmara dos Dirigentes Lojistas (CDL), por meio do Programa de Adoção de Praças e Áreas Verdes (Fortaleza, 2014).

O parque é arborizado, e as vegetações são bem cuidadas, entretanto, a paisagem verde é contrastada com o estado da qualidade da água, conforme mostrado nas Figuras 5 e 6. No riacho encontramos folhas, sacos plásticos, garrafas e papelão. Segundo informações de frequentadores da praça, obtido no dia da visita, a CDL retira com frequência os lixos do riacho. Todavia, a limpeza do rio é feita superficialmente, e não altera em nada a qualidade de sua água, tendo em vista que o



problema da qualidade da água não se comporta de forma pontual, mas se propaga em todo o percurso do rio, correndo de montante a jusante, até a foz.



Figura 5: Arborização no Parque Pajeú (Fonte: Autora, 2019).



Figura 6: Lixo no riacho do Parque Pajeú (Fonte: Autora, 2019).

Alguns frequentadores relatam que a área do riacho é alvo de disposição de esgoto e lixo, e a água do riacho é suja e tem cheiro desagradável. Esse mau cheiro exalado na praça é devido ao tanque de tratamento de esgoto, segundo os frequentadores esse mau cheiro causa náuseas e incômodos. As ocupações predominantes visualizadas nas proximidades do Parque Pajeú são comerciais e algumas residências.

O segundo espaço visitado foi o Paço Municipal, sede da Prefeitura de Fortaleza (Figura 7a), onde verificou-se durante a visita que as paredes do canal são cimentadas e tendem a diminuir a seção de escoamento, podendo prejudicar futuramente a drenagem das águas. Outro fator evidente é a coloração escura da água e a presença de algumas folhas na calha do rio.



Assim como no Parque Pajeú, as áreas entorno do riacho são limpas e conservadas e contrastam, novamente, com a situação precária da água. As ocupações predominantes visualizadas nas proximidades desse segundo trecho podem ser classificadas como comerciais e administrativas.

O terceiro espaço visitado foi o trecho localizado próximo ao edifício Palácio, na rua do Pocinho (Figura 7b). Seu entorno é ocupado por áreas privadas de estacionamentos e comércios. Como se encontra em terrenos particulares esse trecho é abandonado e esquecido pela população e pelos órgãos públicos, afirmação comprovada pela situação em que o trecho se encontra: pouca vegetação ciliar, construções irregulares em suas margens e tubulações de esgoto com destino para dentro do riacho, visualizado nas Figuras 8a e 8b.

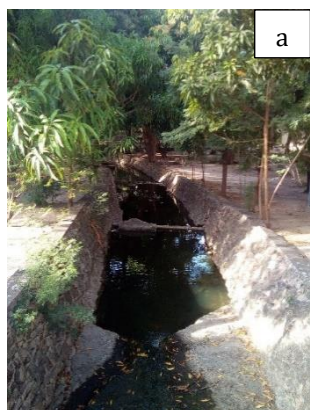
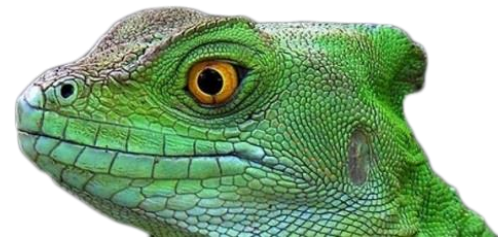


Figura 7: a) Trecho do riacho Pajeú localizado dentro da sede da Prefeitura de Fortaleza, b) Trecho do riacho Pajeú próximo ao edifício Palácio (Fonte: Autora, 2019).



Figura 8: Vegetação e tubulações com escoamento para dentro do riacho (Fonte: Autora, 2019).

O último espaço visitado foi o trecho localizado no Mercado Central, no qual observa-se acúmulos de lixo, como sacos plásticos, garrafas, papelão e folhas secas na calha do rio (Figura 9).



Com base na visita exploratória e conversas com algumas pessoas nos locais, percebe-se o quanto o riacho Pajeú está abandonado. São lixos, esgotos, ocupações irregulares, impermeabilização da calha do riacho e a diminuição da seção de escoamento que denigrem a função e a importância do recurso hídrico. Essas problemáticas interferem na qualidade do ar, no aumento da temperatura local e da preservação da fauna e flora, impactando diretamente na saúde e na qualidade de vida da população e da biodiversidade.



Figura 9: Trecho do riacho Pajeú atrás do Mercado Central (Fonte: Autora, 2019).

Impactos urbanos

Em períodos chuvosos, um dos problemas recorrentes em algumas regiões de Fortaleza são os alagamentos. Isso se deve pelo aumento de áreas impermeáveis e a obstrução de sistemas de drenagem por lixos, descartados pela própria sociedade.

Em abril de 2019, saiu uma matéria no jornal O POVO sobre a situação do Riacho Pajeú e sua relação com os alagamentos que ocorrem na Av. Heráclito Graça em períodos de chuva. A ocorrência de alagamentos estaria relacionada com a falta de vegetação, solo e planície de inundação, sendo esses fatores que interferem no controle da drenagem da água. A ausência desses fatores faz com que o escoamento superficial aumente e assim, sobrecarrega o sistema de drenagem (O POVO, 2019). Pela Figura 10 pode-se observar que os alagamentos causam prejuízos materiais e ambientais tanto aos moradores como frequentadores da região.



Figura 10: Alagamento na Av. Heráclito Graça (Fonte: O POVO, 2019).

Verifica-se também que o Riacho Pajeú encontra-se canalizado em boa parte de seu percurso, e contribui para a drenagem das águas da chuva que escoam em algumas regiões do centro, com o crescimento da cidade as áreas em seu entorno foram impermeabilizadas, processo o qual interferiu no escoamento superficial da água e na infiltração da água no solo. Assim, o sistema de drenagem foi se tornando ineficiente frente ao volume de água que deveriam drenar, ocasionando alagamentos em avenidas centrais da cidade. Por fim, os alagamentos são retratos de como a cidade se desenvolveu, não se preocupando com a preservação dos meios naturais, como a água, o solo e a vegetação.

Qualidade da água

Um fator preponderante na situação atual do Riacho Pajeú é a avaliação da qualidade de suas águas. Os dados da qualidade de água, fornecidos pela SEUMA, foram coletados em 4 (quatro) pontos distintos, abrangendo os meses de maio a agosto. Esse período de coleta ocorreu no fim do período chuvoso e início dos períodos secos da cidade de Fortaleza, conforme as características climáticas da região.

Com esses dados foram calculados o Índice de Qualidade da água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) para a análise simplificada da situação da qualidade da água do riacho. Os parâmetros analisados e seus respectivos valores máximos permitidos conforme Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doces de Classe II, estão organizados no Quadro 1.



Quadro 1: Parâmetros analisados e os respectivos valores máximos permitidos (VMP)

PARÂMETROS	VMP	Unidade
Temperatura	NE	°C
pH	6.0 - 9.0	-
Nitrogênio Total	NE	mg/l
Oxigênio Dissolvido	≥ 5	mg/l
Turbidez	100	uNT
Clorofila "a"	30	ug/l
Fósforo Total	(2)	mg/l
Demanda Bioquímica de Oxigênio	5	mg/l
Sólidos Totais	NE	mg/l
Coliformes Termotolerantes	2000	NMP/100ml

Fonte: Adaptado CONAMA (2005).

Notas: VMP: Valor máximo permitido;

NE: Não especificado;

(1): 3,7mg/L para $\text{pH} \leq 7,5$; 2,0mg/L para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; 1,0mg/L para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$; 0,5mg/L para $\text{pH} > 8,5$;

(2): Ambiente lântico: 0,02mg/L;

Ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambientes lânticos: 0,025mg/L;

Ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários: 0,1mg/L

Índice de Qualidade da Água (IQA)

Para o estudo, o cálculo do IQA teve como objetivo simular, de forma clara e objetiva, a situação hídrica do riacho em um único índice, a partir dos dados de maio, junho, julho e agosto. A Tabela 4 identifica os valores dos parâmetros base para o cálculo do IQA. Os valores em desconformidade estão hachurados com cor amarela.

Na Tabela 4 nota-se que os valores referentes a Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes e fósforo total foram os parâmetros que apresentaram alguma desconformidade com a Resolução nº 357/2005 do CONAMA.

Com relação ao parâmetro de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), todos os valores se encontraram superior a 5 mg/L, estando, portanto, em desconformidade com o indicado no CONAMA nº357/2005, para águas doces de classe II. Percebe-se também que os valores de DBO aumentaram mês a mês, caracterizando a elevada quantidade de matéria orgânica dentro do riacho, isso pode estar relacionado com o fator diluição, em que a vazão do Riacho influencia na concentração desse parâmetro.

A demanda bioquímica de oxigênio é uma forma indireta para a obtenção da quantidade de matéria orgânica em esgotos ou no corpo d'água, através da indicação do potencial consumo de oxigênio dissolvido (SPERLING, 2005).

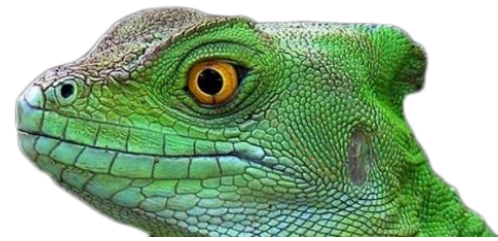


Tabela 4: Valores de concentração dos parâmetros utilizados para o cálculo do IQA

PARAMETRO	PONTO	MESES			
		MAIO	JUNHO	JULHO	AGOSTO
Temperatura	T1	29,6	28,1	29,2	28
	T2	29	29,1	30	27
	T3	28	28	28,6	28
	T4	29	28,5	29	28
pH	PH1	7,2	7,25	7,6	6,6
	PH2	7,3	7,32	6,92	7
	PH3	7,4	7,12	6,91	6,8
	PH4	7,4	7,55	6,97	6,9
OD	OD1	6,02	6,02	7	6,3
	OD2	7,02	7,11	6,8	5,8
	OD3	7,99	6,89	6,5	4,4
	OD4	7,05	7,14	6,2	3,7
DBO	DBO1	8,2	11,6	50,1	71,99
	DBO2	18,3	21,2	60,2	46,2
	DBO3	14,7	21,1	68	78,05
	DBO4	21,4	28,9	66,02	42,3
Fósforo Total	P1	0,36	0,31	2,67	0,63
	P2	0,45	0,31	0,55	0,1
	P3	0,27	0,12	0,73	1,02
	P4	0,44	0,26	0,22	0,86
Nitrogênio total	N1	3,82	2,75	1,35	3,8
	N2	3,45	3,25	2,05	2,03
	N3	8,02	3,98	2,3	3,35
	N4	3,45	3,01	1,25	3,9
Sólidos totais	ST1	<0,47101	673	328	141
	ST2	358	561	256	161
	ST3	424	447	411	152
	ST4	561	433	392	156
Turbidez	TD1	10,5	10,5	5,17	0,65
	TD2	5,8	4,3	0,04	0,66
	TD3	6,8	7,1	0,05	0,08
	TD4	6,4	5,67	0,3	0,09
Coliformes Termotolerantes	CT1	1300	1400	980	1600
	CT2	2200	1200	300	840
	CT3	880	1810	400	900
	CT4	960	1500	1800	1200

Fonte: SEUMA (2019).

Em relação aos valores de concentração de OD, verifica-se que a maioria dos valores se encontram acima de 5 mg/L, valor indicado na Resolução nº 357/2005 do CONAMA. Entretanto no mês de agosto, nos pontos 3 e 4, ocorreu uma diminuição desse parâmetro. Para Sperling (2005), o



teor de oxigênio dissolvido tende a diminuir quando as bactérias utilizam o oxigênio, nos seus processos respiratórios, para a estabilização da matéria orgânica. Sendo o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos.

O oxigênio dissolvido é considerado o parâmetro mais importante para a indicação da qualidade de um corpo d'água. Assim, o valor de OD para garantir a sobrevivência da maioria dos peixes, de água doce, é de 4 mg/L e de 5 mg/L para trutas e salmões. A variação do OD tem relação com os processos físicos, químicos e biológicos que acontecem nos recursos hídricos (LIBÂNIO, 2010).

Observa-se que enquanto a concentração de DBO aumentava, a concentração de OD sofria uma pequena variação de sua quantidade, mostrando a relação que ambos os parâmetros apresentam, pois quando há uma maior valor de matéria orgânica os micro organismos necessitarão de uma maior quantidade de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica diminuindo a concentração de oxigênio disponível na massa líquida.

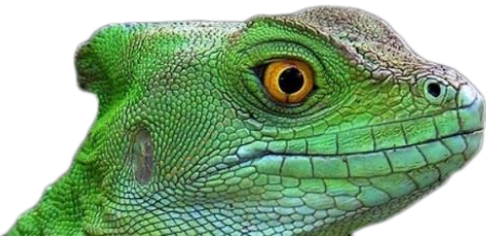
Em relação aos valores de Coliformes Termotolerantes somente uma amostra ultrapassou os limites permitidos em legislação.

Para a validação e o melhor entendimento do estado da qualidade da água foi calculado o Índice de Qualidade da Água (IQA). De acordo com Sperling (2005, p.254):

Os índices de qualidade não são um instrumento de avaliação de entendimento à legislação ambiental, mas sim de comunicação para o público das condições ambientais dos corpos d'água. Pelo seu caráter reducionista, em que vários itens de qualidade são convertidos em uma nota ou avaliação única, os índices são bastante polêmicos, uma vez que mascaram a multiplicidade de condições que ocorrem em um curso d'água. Por outro lado, a capacidade de síntese proporcionada por um índice, desde que entendidas suas limitações intrínsecas, é de grande valia para a comunicação com o público.

O Quadro 2 mostra os resultados obtidos do IQA e sua respectiva classificação de qualidade.

Diante dos resultados obtidos, o menor IQA foi observado no mês de agosto com 35,62, ruim, (Ponto 04) e o de maior valor foi verificado no mês de maio com 61,32, boa, (Ponto 03). A melhor classificação obtida ocorreu no período chuvoso. Nesse período há o aumento da vazão de escoamento e conseqüentemente a alteração da concentração de alguns parâmetros de qualidade da água. Verifica-se que as maiores concentrações de Oxigênio dissolvido estão presentes nos meses de maio e junho, justificando os melhores resultados no IQA. Em contrapartida, os valores de concentração da demanda bioquímica de oxigênio foi aumentando nos meses de junho, julho e



agosto, o que contribuiu juntamente com os menores valores de oxigênio dissolvido na obtenção dos menores índices de qualidade.

Quadro 2: Classificação pontual do Índice de Qualidade da Água (IQA)

MESES	PONTO	RESULTADO	CLASSIFICAÇÃO
MAIO	P1	58,24	BOA
	P2	49,37	REGULAR
	P3	61,32	BOA
	P4	48,04	REGULAR
JUNHO	P1	54,06	BOA
	P2	48,88	REGULAR
	P3	50,47	REGULAR
	P4	46,92	REGULAR
JULHO	P1	37,01	REGULAR
	P2	46,06	REGULAR
	P3	42,58	REGULAR
	P4	43,51	REGULAR
AGOSTO	P1	41,28	REGULAR
	P2	47,61	REGULAR
	P3	37,36	REGULAR
	P4	35,62	RUIM

A classificação “regular” predominou em todos os pontos e meses analisados. Esse resultado nos indica que não ocorreu, ao longo dos meses em estudo, o melhoramento da qualidade da água nos trechos compreendidos dos pontos 01, 02, 03 e 04.

Índice de Estado Trófico (IET)

A Tabela 7 identifica os valores dos parâmetros base para o cálculo do IET e os valores em desconformidade estão hachurados com cor amarela.

Quase todos os valores de fósforo se apresentam em desconformidade a Resolução nº 357/2005. Esse valor indica a possibilidade da contribuição de despejos de esgotos domésticos ou do escoamento de águas pluviais contaminadas que contribuem para o aumento do teor de fósforo. A alta concentração de nutrientes no riacho contribui para o crescimento de plantas aquáticas, causando a eutrofização do recurso hídrico.



Tabela 7: Valores de concentração dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET

MESES	PONTO	MESES			
		MAIO	JUNHO	JULHO	AGOSTO
Clorofila "a"	1	2,48	2,48	0,9	8,5
	2	2,26	2,19	0,31	7,12
	3	1,39	2,15	0,47	2,63
	4	2,63	2,14	0,8	2,97
Fósforo Total	1	0,36	0,31	2,67	0,63
	2	0,45	0,31	0,55	0,1
	3	0,27	0,12	0,73	1,02
	4	0,44	0,26	0,22	0,86

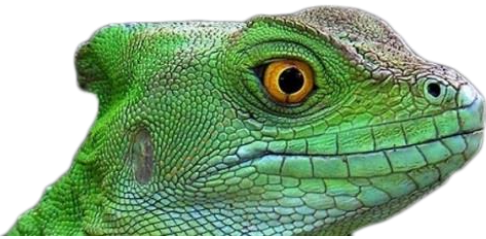
Fonte: SEUMA (2019).

Assim, o cálculo do IET possibilitou a avaliação do estado trófico do Riacho Pajeú e na análise da relação da concentração de nutrientes no meio líquido com as fontes de poluição e a qualidade ambiental do riacho. De acordo com o Quadro 3, o IET total das campanhas de maio, junho, julho e agosto de 2019 demonstraram classificações “ultraoligotrófico e oligotrófica”.

Com base nos resultados apresentados, dos parâmetros individuais e dos Índices de Qualidade da Água (IQA) e do Índice de Estado Trófico (IET), a qualidade da água do Riacho Pajeú sofre grande influência das altas concentrações de matéria orgânica, proveniente do descarte de lixo e esgoto. Nota-se que apesar do fósforo apresentar, individualmente, teores de concentração elevados, quando aplicados no cálculo do IET, esse apresentou resultado satisfatório com relação ao estado de trofia do recurso hídrico.

Quadro 3: Classificação pontual do IET

MESES	PONTO	RESULTADO	CLASSIFICAÇÃO
MAIO	1	43.30	Ultraoligotrófico
	2	43.30	Ultraoligotrófico
	3	40.04	Ultraoligotrófico
	4	44.07	Ultraoligotrófico
JUNHO	1	42.91	Ultraoligotrófico
	2	42.91	Ultraoligotrófico
	3	39.83	Ultraoligotrófico
	4	41.81	Ultraoligotrófico
JULHO	1	44.11	Ultraoligotrófico
	2	44.11	Ultraoligotrófico
	3	37.93	Ultraoligotrófico
	4	37.12	Ultraoligotrófico
AGOSTO	1	50.08	Oligotrófico
	2	50.08	Oligotrófico
	3	46.26	Ultraoligotrófico
	4	46.34	Ultraoligotrófico



Parte II: O riacho que podemos ter

O Riacho Pajeú ao longo do seu percurso é alvo de diversas intervenções antrópicas no meio natural que afetam a qualidade de sua água, da vegetação, fauna, além da poluição visual gerada pelo acúmulo de lixo, conforme pode-se visualizar nas visitas *in loco*.

Nota-se que boa parte do corpo hídrico está sob a superfície asfáltica, poucos trechos ainda restam a céu aberto, e menor ainda os que são acessíveis pela população. Ainda canalizado, o riacho coleta as águas de escoamento superficial atuando como parte do sistema de drenagem urbana, bem como faz parte da paisagem natural da capital.

Assim, para o funcionamento eficiente do escoamento das águas pluviais e a utilização dos espaços do Riacho Pajeú são necessárias medidas de recuperação e revitalização de algumas áreas. Essas medidas visam a preservação e a conservação da fauna e da flora, como também, o controle de alagamentos em alguns trechos.

São necessárias intervenções na reconstrução da vegetação ciliar, na limpeza e no monitoramento da água, mapeamento dos pontos de lançamento de esgoto clandestino, a adequação correta deste ao sistema e destino final dos efluentes e a conscientização ambiental da sociedade.

Visando recuperar as áreas já degradadas, aproximar a sociedade do recurso hídrico e a preservação do riacho foi elaborado o quadro resumo com algumas sugestões de interferências nos trechos estudados do Riacho Pajeú (Quadro 4).

Quadro 4: Sugestões para a obtenção do riacho que podemos ter

Mercado Central	Revitalização da área com a construção de um parque linear, devolvendo a região a vegetação ciliar e a qualidade da água. Essa revitalização integraria a o riacho ao Centro de Fortaleza
Paço Municipal	Criação de um Museu histórico sobre o Riacho Pajeú, disponibilizando um maior acesso à informação sobre o riacho e, para reintegrá-lo ao Centro de Fortaleza.
Trecho localizado na Rua do Pocinho	Construção de uma praça para convívio e lazer.
Parque Pajeú	Desenvolvimento de práticas educacionais como agricultura urbana, piqueniques e práticas físicas, para o convívio da sociedade com os espaços ambientais e o fortalecimento de sentimento de pertença com o meio.



| COMENTÁRIOS FINAIS |

As intervenções antrópicas ocorridas no riacho contribuíram para seu esquecimento e quase desaparecimento, nota-se pela disposição de lixo no riacho, o descaso que parte da sociedade apresenta para com os recursos hídricos urbanos e o quanto ainda precisa ser realizado para o alcance do riacho desejado.

Para um ambiente equilibrado é imprescindível conciliar a conservação dos meios naturais, como fauna, a flora e a água, com o desenvolvimento da cidade. Infelizmente, o que se predominou nos períodos de elevado contingente populacional na cidade foram as alterações executadas no meio para a construção de edificações verticais, de áreas impermeáveis e a canalização de boa parte do Riacho Pajeú, comprometendo seu bom estado para a geração futura.

Os valores do IQA-CETESB do Riacho Pajeú no período observado apresentaram faixas de valores em sua maioria “regular”. Os parâmetros que mais tiveram influência negativa sobre o cálculo do parâmetro foram: DBO e Fósforo Total, tendo esses relação direta com a poluição encontrada no riacho.

Os valores IET-CETESB do Riacho apresentaram bons resultados, em que o valor da concentração de clorofila “a” se sobressaiu dos valores de fósforo total, sendo decisivo para a o nível de trofia da água.

Destaca-se a necessidade de intervenções visando a preservação e a conservação do Riacho Pajeú.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS – ANA. *Bacia do Paraná é a mais poluída do país*. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/noticias-antigas/bacia-do-parana-a-c-a-mais-poluada-do-paas.2019-03-15.7439948989>>. Acesso em: 01 nov. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. *Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos*. Agência Nacional de Águas, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. 2. ed. Brasília: ANA, 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. *Caderno setorial de recursos hídricos: saneamento*. Brasília: MMA, 2006.

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE). *Perfil Básico Municipal – Fortaleza*. Fortaleza: 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *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, e dá outras providências, 2005.



- COSTANZI, R.N. Saneamento Ambiental e Reúso de Água Integrado aos Recursos Hídricos. In: POLETO, C. (Org.). *Bacias hidrográficas e recursos hídricos*. 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2014. Cap. 07, p. 159-177.
- DUTRA, M. G. *O Rio Secreto de Fortaleza: Análise das consequências da ação antrópica sobre o Riacho Pajeú e suas implicações na paisagem urbana*. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais. Fortaleza: 2017.
- FORTALEZA. Prefeitura de Fortaleza e CDL requalificam Parque Pajeú. 2014. Disponível em: <<https://www.fortaleza.ce.gov.br/noticias/prefeitura-de-fortaleza-e-cdl-requalificam-parque-pajeu>>. Acesso em: 05 dez. 2019.
- LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010.
- MARTINE, G; McGRANAHAN, G. A transição urbana brasileira: trajetória, dificuldades e lições aprendidas. In: BAENINGER, R. (Org.). *População e cidades: subsídios para o planejamento e para as políticas sociais*. Campinas: Núcleo de Estudos de População-Nepo/Unicamp. Brasília: UNFPA, 2010. Cap. 01, p. 11-24.
- MOURA, L; OLIVEIRA, S. PÊGO, B. *Escalas da Urbanização Brasileira*. Texto para discussão, nº 2372. Rio de Janeiro.: Ipea, 2018. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=32768&Itemid=433>. Acesso em: 10 jul. 2019.
- O POVO. *Fundamental para a história e renegado pela Cidade, riacho Pajeú está cheio de esgoto e lixo*. 18/04/2019. Disponível em: <<https://www.opovo.com.br/jornal/2019/04/17/o-triste-destino-do-sena-tupiniquim.html>>. Acesso em: 25 nov. 2019.
- PEREIRA, R. F. et al. *Análise de sensibilidade dos parâmetros do índice de qualidade de água (IQA)*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves. Anais... Bento Gonçalves: SBRH, 2013. p. 1-8.;
- POLETO, C. Bacias hidrográficas urbanas. In: POLETO, C. (Org.). *Bacias hidrográficas e recursos hídricos*. 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2014. Cap. 02, p. 29-47.
- ROSA, M.E.R. *Educação ambiental e suas implicações na drenagem urbana nas áreas de vulnerabilidade e riscos de inundação na bacia hidrográfica do riacho Pajeú*. Monografia. Fortaleza: 2018.
- SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB-SP. Índice de Qualidade de Água – IQA-CETESB, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>> Acesso em: 06 dez. 2019.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. *Cities and Biodiversity Outlook*. Montreal: 2012. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/publicacoes/cidades-sustentaveis/category/138-geral>>. Acesso em: 31 out. 2019.
- SISTEMA DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS DE FORTALEZA – SIAFOR. SEUMA. *Monitoramento da qualidade da água dos recursos hídricos. Inventário das Fontes de Poluição Hídrica do Município de Fortaleza*. 2019. Disponível em: < <http://siafor.fortaleza.ce.gov.br/siafor/publico/consulta.jsf>>. Acesso em: 25 nov. 2019.
- TUCCI, C.E.M. *Gestão da água no Brasil*. Brasília: UNESCO, 2001.
- TUCCI, C.M. *Inundações urbanas*. 1. ed. Porto Alegre: ABRH/RHAMA, 2007.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 3a ed. 456 p. 2005.



COEFICIENTES DE PICO DE CONSUMO HÍDRICO: ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE A APLICAÇÃO DE EQUAÇÕES EMPÍRICAS, AVALIAÇÃO DE DADOS DE CONSUMO E SUGESTÃO NORMATIVA.

| ID 15783 |

¹Kauan Polli de Oliveira, ²Daniela Bonazzi Sodek ³Laura Maria Canno Ferreira Fais, ⁴José Gilberto Dalfré Filho ⁵André Luís Sotero Salustiano Martim

1. Universidade Estadual de Campinas, e-mail: kauanpolli1998@gmail.com; 2. Universidade Estadual de Campinas, e-mail: danibonazzi@hotmail.com 3. Universidade Estadual de Campinas, e-mail: laura@ft.unicamp.br 4. Universidade Estadual de Campinas, e-mail: dalfre@unicamp.br 5. Universidade Estadual de Campinas, e-mail: sotero@fec.unicamp.br;

| RESUMO |

O dimensionamento das redes de distribuição de água em uma determinada região deve garantir o suprimento de água 24 horas por dia, atendendo os horários de maior demanda, definidos como fatores de pico de consumo. Desta forma é importante que a água chegue aos usuários de maneira eficaz, garantindo a quantidade e a qualidade adequadas para a realização das atividades necessárias. Tem-se então como premissa a vazão média demandada pela população, e as flutuações que podem ocorrer deste valor, ponderadas a partir dos coeficientes adimensionais de pico K1 (coeficiente do dia de maior consumo) e K2 (coeficiente da hora de maior consumo). A metodologia deste trabalho utilizou o cálculo através dos dados de consumo hídrico e também através da aplicação de equações empíricas. Estes valores foram comparados com os valores sugeridos pela norma NBR 9649/1986, que sugere o uso dos valores $K1 = 1,2$ e $K2 = 1,5$ na falta dos dados de consumo hídrico. Entretanto, algumas pesquisas que avaliaram o consumo hídrico de três regiões com base nos dados de consumo hídrico de três a quatro anos destas regiões indicaram que os coeficientes de pico sugeridos pela norma podem incorrer em subdimensionamento. Para o cálculo com base em dados de consumo hídrico, foram utilizados os resultados de dois estudos previamente desenvolvidos na Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (FEC-UNICAMP), que definiram os coeficientes de pico de consumo hídrico para as mesmas três regiões de estudo da presente pesquisa (Parque Jambeiro (Campinas), Parque Oziel (Campinas) e Jardim América II (Várzea Paulista), todas localizadas no interior do estado de São Paulo) com base em dados fornecidos pelas concessionárias. As análises realizadas levaram em consideração que o coeficiente de pico de consumo hídrico C_p é dado pelo produto entre K1 e K2. Para a aplicação das equações empíricas, foram utilizadas sete equações desenvolvidas em diversas regiões do mundo, disponíveis na literatura específica da área de sistemas de abastecimento de água. A população das regiões de estudo foi estimada com base em dados populacionais e de densidade demográfica disponibilizados por órgãos governamentais. Como as equações empíricas foram desenvolvidas em regiões que pouco se assemelham as condições demográficas e socioeconômicas daquelas avaliadas pelo presente artigo, foi utilizada a média dos resultados obtidos através destas equações, a fim de diminuir as incertezas obtidas. Como resultado, obteve-se que em todos os bairros analisados a sugestão normativa foi superada tanto pela aplicação das equações empíricas quanto pela avaliação dos dados de consumo hídrico, em todos os anos aos quais se referiram os estudos, não havendo, desta maneira, nenhum ano em que a referência normativa tenha sido adequada ou suficiente para descrever o consumo hídrico. Os dados de consumo hídrico indicaram um coeficiente de pico 2,4 vezes maior do



que a sugestão normativa, ao passo em que as equações empíricas sugerem a adoção de um valor, em média, duas vezes maior do que aquele indicado pela norma. Além disso, constatou-se que há uma tendência de que a utilização de equações empíricas resulte em valores de coeficientes de pico maiores do que os dados de consumo hídrico indicam, com um fator de segurança de aproximadamente 1,55. Concluiu-se também que, como a vazão de demanda de uma região depende do coeficiente de pico, o subdimensionamento evidenciado pode resultar em eventual falta de recurso hídrico nos dias em que forem verificados os picos de consumo (principalmente se a capacidade de oferta do manancial em que se é feita a captação não for elevada). Futuras pesquisas podem se concentrar em ampliar o número de regiões avaliadas na comparação entre diferentes fontes de obtenção de coeficientes de pico de consumo hídrico, podendo-se também explorar a avaliação dos dados de consumo hídrico para determinação do valor de C_p e posterior correlação com fatores locais como população residente, área de abastecimento, clima típico, entre outros fatores, agregando valor aos resultados já existentes na literatura específica da área, e ampliando também o conhecimento relacionado ao dimensionamento de redes de distribuição de água.

Palavras-chave: Coeficiente de pico; Equação empírica; Consumo hídrico.

| INTRODUÇÃO |

A sobrevivência da espécie humana, a preservação do meio ambiente, da biodiversidade e das relações entre os seres vivos e ambientes naturais são fatores fundamentalmente dependentes da disponibilidade da água (BACCI; PATACA, 2008). Em se tratando do consumo humano, este recurso hídrico é substancial para a sobrevivência, estando relacionado ao preparo de alimentos, higiene, saneamento, geração de energia, atividades industriais e a diversos outros elementos (SANTOS, 2018).

Neste contexto, é importante que a água chegue aos usuários de maneira eficaz, garantindo a quantidade e a qualidade adequadas para a realização das atividades necessárias. Para isso, são desenvolvidos os sistemas de abastecimento de água, que são caracterizados por conter infraestruturas de captação, tratamento, armazenamento e distribuição da água da natureza (HELLER; PADUA, 2006). O enfoque deste artigo é dado à infraestrutura de distribuição, que, segundo Righetto (2002), deve garantir o suprimento de água em condições normais e anormais, fornecendo em cada ponto da rede as demandas de consumo com pressões desejadas. A figura 1 apresenta um esquema representativo de um sistema de abastecimento de água.

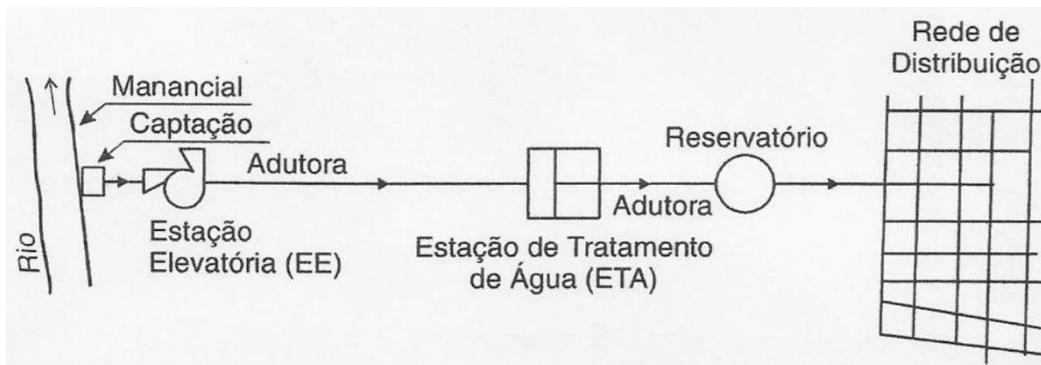
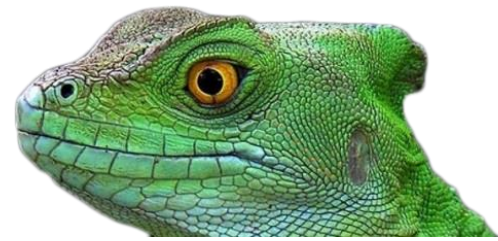


Figura 1: Sistema de abastecimento de água (TSUTIYA, 2006).

A concepção de um sistema de distribuição de água pressupõe o conhecimento a respeito da vazão de demanda Q_d . Para isso, é necessário conhecer as definições relativas as vazões de consumo Q_{wc} e de vazamento Q_{wl} . Trifunovic (2006) define Q_{wc} como a quantidade de água diretamente utilizada pelos consumidores e Q_{wl} como a quantidade perdida fisicamente no sistema, de modo que a vazão de demanda é dada pela Equação 1:

$$Q_d = Q_{wc} + Q_{wl} \quad (1)$$

sendo que os termos Q_d , Q_{wc} e Q_{wl} são comumente expressos em metro cúbico por hora (m^3/h) ou em metro cúbico por segundo (m^3/s).

Além da média de consumo e do consumo total, o dimensionamento da rede de distribuição deve levar em conta as flutuações que ocorrem na demanda de água para o cálculo da vazão de consumo Q_{wc} . Para tanto, são utilizados os coeficientes de pico, que são adimensionais obtidos a partir do quociente entre a demanda em um momento particular e a demanda média de um determinado período (TRIFUNOVIC, 2006). Dois coeficientes amplamente utilizados para o cálculo da infraestrutura de distribuição de água são o coeficiente do dia de maior consumo K_1 e o coeficiente da hora de maior consumo K_2 que são adimensionais obtidos a partir do quociente entre a demanda em um momento particular e a demanda média de um determinado período, amplamente utilizados para o cálculo da infraestrutura de distribuição de água.

De acordo com Tsutiya (2006), a obtenção de K_1 é feita da seguinte maneira: Observa-se, durante o período de um ano, o mês que apresentou o maior consumo de água. Posteriormente, verifica-se em qual dia desse mês houve o maior consumo, e este consumo é dividido pela média diária anual, obtendo-se o coeficiente. Seguindo conceitos semelhantes, K_2 é obtido a partir da divisão entre o máximo consumo horário no dia de maior consumo e a média horária de consumo



neste dia. Calculados os coeficientes K_1 e K_2 , a vazão de consumo é dada pela equação 2 (PORTO, 2001):

$$Q_{wc} = \frac{K_1 * K_2 * p * q_m}{h} \quad (2)$$

em que p é a população a ser abastecida, determinado por métodos estatísticos de previsão populacional, q_m é a cota média de consumo per capita da população em litros/habitantes/dia e h é o número de horas de operação do sistema.

A NBR 9649/1986 recomenda, na ausência de dados locais, a utilização dos coeficientes $K_1=1,2$ e $K_2=1,5$. No entanto, estes coeficientes são influenciados pelas características da região, podendo variar de acordo com a área de interesse (PORTO, 2001). Além disso, o estudo de Santos (2018), que avaliou os dados de consumo hídrico referentes ao território abastecido pelo reservatório do Irerê, localizado no município de Várzea Paulista/SP, no triênio 2015, 2016 e 2017, inferiu que os valores sugeridos pela NBR 9649/1986 para K_1 e K_2 eram menores do que a demanda do local efetivamente demonstrou, como ilustra a Figura 2.

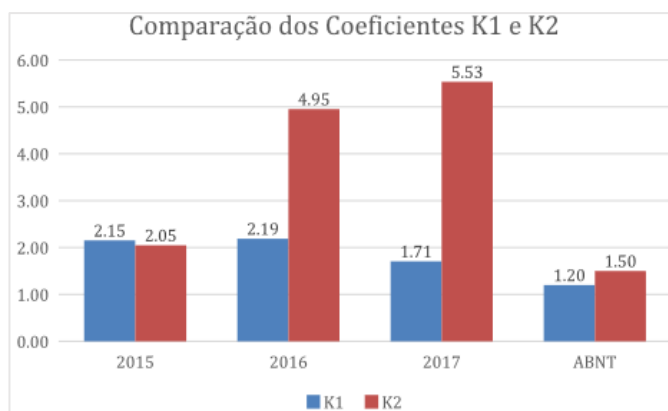
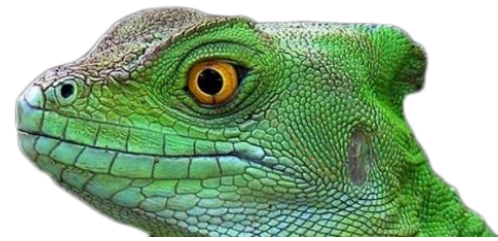


Figura 2: Gráfico de comparação entre os valores calculados para os coeficientes de pico k_1 e k_2 e os sugeridos pela NBR 9649/1986 (SANTOS, 2018).

Uma investigação para inferir os coeficientes de pico de uma região a partir dos dados de consumo foi também realizada por Chang (2017), que avaliou os dados de volume de saída do reservatório em dois setores da cidade de Campinas/SP (Parque Jambeiro e Parque Oziel), no período compreendido entre os anos de 2014 e 2017. As diferenças relativas entre os valores encontrados para os coeficientes de pico e os valores recomendados pela NBR 9649/1986 foram menores do que aquelas referentes ao reservatório Irerê (exibidas na Figura 2), porém os coeficientes de pico inferidos nas duas regiões de Campinas/SP também indicavam que a utilização



de $K_1=1,2$ e $K_2=1,5$ pode incorrer em subdimensionamento do sistema em alguns anos, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1: Valores de coeficientes de pico de consumo hídrico no Parque Jambeiro e Parque Oziel nos anos compreendidos entre 2014 e 2017 (CHANG, 2017)

Ano	Parque Jambeiro	Parque Oziel		
	K_1	K_2	K_1	K_2
2014	1,19	1,53	1,32	1,74
2015	1,30	1,40	1,46	1,73
2016	1,24	1,35	1,68	2,06
2017	1,29	1,74	1,31	1,53
Média	1,26	1,5	1,44	1,77

Outra maneira de estimar os coeficientes de pico para realização do dimensionamento de um sistema de distribuição de água consiste na utilização de equações empíricas que podem ser encontradas na literatura internacional (HARMON, 1918; BABBIT, 1928; METCALF, 1935; JOHSON, 1942; GIFFT, 1945; DE MARINIS, 2004; BALACCO, 2017). As equações apresentadas por estes autores foram desenvolvidas com base em regiões de diversos países, que possuem condições climáticas e sociais divergentes entre si e das regiões brasileiras, o que pode conduzir a incertezas nos resultados obtidos a partir da aplicação de uma destas equações a uma localidade brasileira. A fim de minimizar estas incertezas, pode-se recorrer ao cálculo da média dos resultados obtidos pela aplicação de todas estas equações a um determinado território, excluindo possíveis *outliers*, facilmente identificáveis a partir de elementos visuais como gráficos.

Este trabalho apresenta os resultados dos valores de coeficientes de pico de consumo hídrico gerados a partir da aplicação de sete equações empíricas disponíveis na literatura para as regiões abastecidas pelo reservatório Irerê (Jardim América II, em Várzea Paulista/SP) e para os bairros Parque Jambeiro e Parque Oziel (ambos localizados em Campinas/SP). Também é desenvolvida uma análise comparativa com os valores inferidos por Chang (2017) e Santos (2018) para estas mesmas regiões, e com os valores recomendados pela NBR 9649/1986. Por fim, é feito um levantamento de hipóteses a respeito da influência das divergências encontradas entre os valores calculados e medidos para os valores recomendados nas redes de distribuição de água, que pode servir como base para futuras pesquisas.

A determinação dos coeficientes de pico de consumo hídrico de uma região podem seguir três principais caminhos: através dos dados de consumo hídrico; através da aplicação de equações empíricas e através da sugestão normativa. O ideal sempre que possível, é trabalhar com dados de consumo histórico de pelo menos um ano, para evitar efeitos da sazonalidade. Na falta dos dados de



consumo hídrico, a NBR 9649/1986, uma das únicas normas brasileiras a recomendarem um valor para coeficientes de pico em ocasião de falta de outras fontes, indica a utilização de $K1 = 1,2$ e $K2 = 1,5$.

| MATERIAL E MÉTODOS |

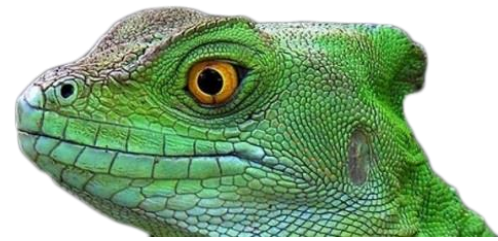
Para o cálculo com base em dados de consumo hídrico, foram utilizados os resultados de dois estudos previamente desenvolvidos na Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (FEC-UNICAMP), que definiram os coeficientes de pico de consumo hídrico para as mesmas três regiões de estudo da presente pesquisa (Parque Jambreiro (Campinas), Parque Oziel (Campinas) e Jardim América II (Várzea Paulista), todas localizadas no interior do estado de São Paulo) com base em dados fornecidos pelas concessionárias. As análises realizadas levaram em consideração que o coeficiente de pico de consumo hídrico C_p é dado pelo produto entre $K1$ e $K2$.

Para a aplicação das equações empíricas, foram utilizadas sete equações desenvolvidas em diversas regiões do mundo, disponíveis na literatura específica da área de sistemas de abastecimento de água. A população das regiões de estudo foi estimada com base em dados populacionais e de densidade demográfica disponibilizados por órgãos governamentais. Como as equações empíricas foram desenvolvidas em regiões que pouco se assemelham as condições demográficas e socioeconômicas daquelas avaliadas pelo presente artigo, foi utilizada a média dos resultados obtidos através destas equações, a fim de diminuir as incertezas obtidas.

As pesquisas de Chang (2017) e Santos (2018) apresentam os valores de coeficientes de pico para três regiões do interior do estado de São Paulo e são baseadas em dados de consumo hídrico fornecidos pela empresa privada responsável pelo tratamento e distribuição da água nas respectivas localidades, sendo os valores obtidos apresentados pela Figura 2 e pela Tabela 2.

As equações empíricas empregadas neste estudo correlacionam o coeficiente de pico C_p , definido pelo produto entre os coeficientes de pico horário e diário, com a população do território em questão. Sendo N a população da região abastecida em milhares de habitantes, Harmon (1918) propôs uma relação direta entre C_p e a população de uma região, exibida pela Equação 3:

$$C_p = \frac{18 + \sqrt{N}}{4 + \sqrt{N}} \quad (3)$$



Denominando-se P como a população da região abastecida em número de habitantes, Babbit (1928) também buscou uma correlação direta entre a população e o coeficiente de pico, obtendo a Equação 4:

$$C_p = 20 * P^{-0,2} \quad (4)$$

Metcalf e Eddy (1935) propuseram que para populações maiores que cinco mil habitantes o C_p diminui de maneira logarítmica, e para populações menores que este número o C_p é constante, como demonstrado na Equação 5:

$$C_p = \begin{cases} 4, & N \leq 5 \\ \frac{4,8}{N^{0,113}} & N > 5 \end{cases} \quad (5)$$

Johnson (1942) encontrou a expressão apresentada na Equação 6 para a relação entre a população e o C_p :

$$C_p = \frac{5,2}{N^{0,15}} \quad (6)$$

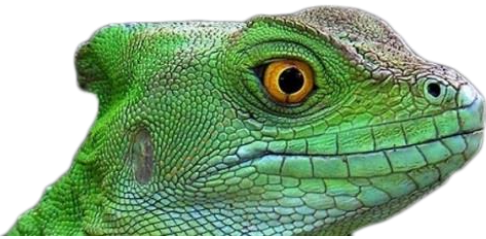
Uma revisão da Equação 4 foi feita por Giffit (1945), que utilizou os dados dos estudos de Metcalf e Eddy (1935) e Johnson (1942) e concluiu que uma relação mais assertiva é dada pela Equação 7:

$$C_p = \frac{5}{N^{0,167}} \quad (7)$$

De Marinis et al. (2004) propôs a Equação 8 para descrever a correlação entre o Coeficiente de Pico e a população de uma região:

$$C_p = 11 * P^{-0,2} \quad (8)$$

As equações elaboradas utilizando uma abordagem determinista podem fornecer um erro considerável, por conta da aleatoriedade observada na demanda de água (BALACCO, 2017). Por este motivo, Balacco (2017) propôs a Equação 9, baseando-se nos resultados de Zhang et al (2005), que



desenvolveu uma metodologia baseada na confiabilidade para a estimativa de picos instantâneos de consumo residencial de água.

$$C_p = 1,8 + \frac{1,8}{\sqrt{N}} \quad (9)$$

A aplicação destas equações pressupõe o conhecimento a respeito da população da região. No que diz respeito ao Parque Jambeiro, a prefeitura do município de Campinas fornece, por meio de seu *site*, uma população equivalente a 9128 habitantes. No caso do Parque Oziel e do Jardim America II, a população foi estabelecida por meio do produto entre a área e a densidade demográfica estimada para aquela região, e corresponde a 1660 e 1890 habitantes, respectivamente.

A referência normativa utilizada como base para análise comparativa desenvolvida é a NBR 9649/1989, que consiste em uma das únicas normas brasileiras a recomendarem um valor para coeficientes de pico de consumo hídrico em ocasião de falta de outras fontes (como dados de consumo).

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Como resultado, obteve-se que em todos os bairros analisados a sugestão normativa foi superada tanto pela aplicação das equações empíricas quanto pela avaliação dos dados de consumo hídrico, em todos os anos aos quais se referiram os estudos previamente desenvolvidos e utilizados como base para este artigo, não havendo, desta maneira, nenhum ano em que a referência normativa tenha sido adequada ou suficiente para descrever o consumo hídrico.

As equações 3,4,5,6,7,8 e 9 foram utilizadas a fim de determinar o coeficiente de pico das três regiões avaliadas. Para isso, considerou-se as populações de 9128, 1660 e 1890 habitantes para o Parque Jambeiro (Campinas/SP), Parque Oziel (Campinas/SP) e Jardim America II (Várzea Paulista/SP), respectivamente. A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos, ao passo em que a Figura 3 exibe um gráfico de barras que possibilita melhor avaliação visual dos valores de coeficiente de pico de consumo hídrico apresentados na Tabela 2.



Tabela 2: Valores de coeficientes de pico de consumo hídrico nas regiões de estudo com base nas equações empíricas e seus respectivos autores.

Região	Coeficiente de Pico (Cp)						
	Harmon (1918)	Babbit (1928)	Metcalf (1935)	Johson (1942)	Giff (1945)	De Marinis (2004)	Balacco (2017)
Pq. Jambeiro	2,99	3,23	3,74	3,73	3,46	1,78	2,40
Pq. Oziel	3,65	4,54	4,00	4,82	4,59	2,50	3,20
Jd. America II	3,60	4,42	4,00	4,73	4,50	2,43	3,11

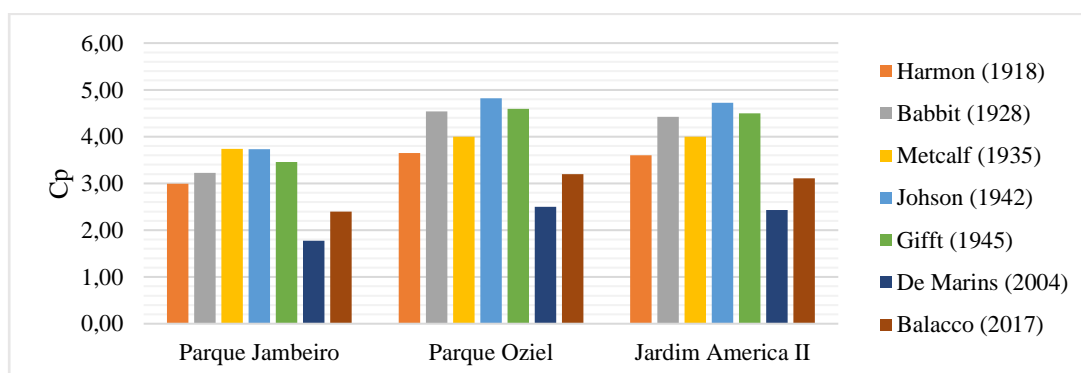


Figura 3: Gráfico de barras comparativo relativo aos valores calculados para o coeficiente de pico Cp com base nas equações empíricas (Autoria própria).

Utilizando os valores de coeficiente de pico de consumo hídrico obtidos a partir da aplicação das equações empíricas, e as avaliações de Chang (2017) e Santos (2018), foi construído um gráfico de barras, exibido na Figura 4, que apresenta as semelhanças e diferenças experimentadas por estas duas fontes de resultados. Estes valores também foram comparados com os coeficientes de pico sugeridos pela norma.

Para uma melhor visualização no que diz respeito aos valores fornecidos pelas equações empíricas, utilizou-se a média de todas as equações. Cada uma destas equações tem sua fonte de dados em diferentes regiões do mundo, e nenhuma delas foi desenvolvida observando os dados de regiões brasileiras. Portanto, utilizar a média dos valores constitui estratégia mais assertiva do que a escolha de uma delas. Além disso, tem-se que o coeficiente de pico sugerido pela norma, equivalente a 1,8, é dado pelo produto entre o coeficiente de pico diário (K1), correspondente a 1,2, e o coeficiente de pico horário (K2), correspondente a 1,5.

Os resultados de Chang (2017) e Santos (2018) são relacionados a cada ano em que se avaliou os dados de consumo hídrico. Por este motivo, foi tomado o produto entre a média dos valores apresentados para K1 e K2. No caso do Parque Jambeiro (Campinas/SP) e Parque Oziel (Campinas/SP), os valores médios podem ser apreciados na Tabela 1. No caso do Jardim America II



(Várzea Paulista/SP), os valores de K1 e K2 são exibidos na Figura 01 e o produto entre as médias corresponde a Tabela 3 apresenta os valores correspondentes a cada fonte de obtenção do coeficiente de pico de consumo hídrico.

Tabela 3: Valores de coeficientes de pico de consumo hídrico para as três regiões de estudo obtidos através três fontes diferentes (equações empíricas, sugestão normativa e avaliação de dados de consumo hídrico)

Território	Cp			
	Valor médio pelas equações empíricas	Valor sugerido pela NBR 9649/1986	Valor médio pelos dados de consumo hídrico	
			Chang (2017)	Santos (2018)
Parque Jambeiro	3,05	1,8	1,89	-
Parque Oziel	3,90	1,8	2,55	-
Jardim America II	3,83	1,8	-	8,42

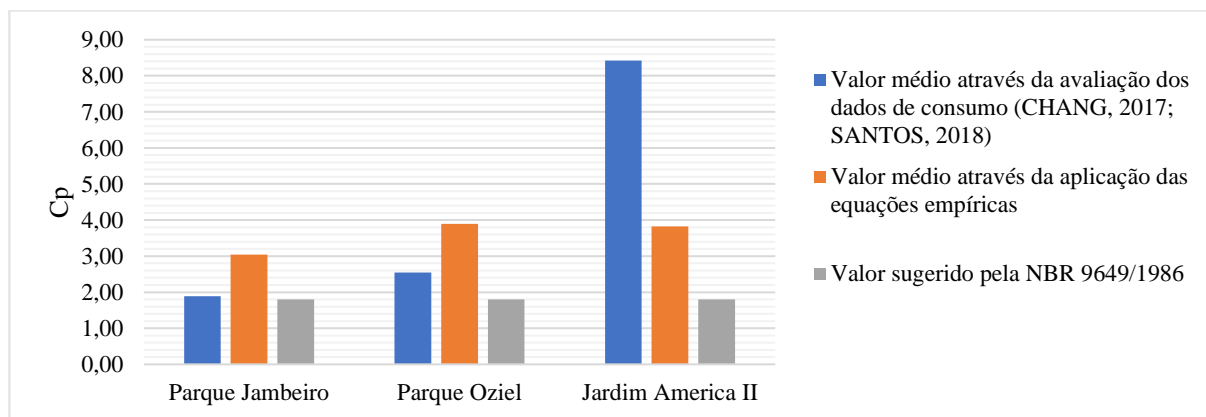
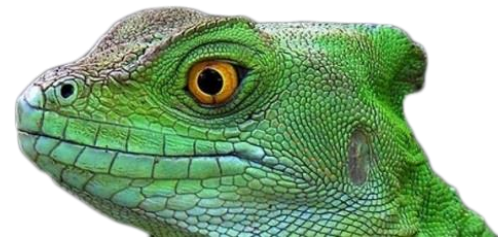


Figura 4: Gráfico de barras comparativo relativo aos valores calculados para o coeficiente de pico C_p com base nas avaliações dos dados de consumo, aplicação das equações empíricas e sugestão normativa (CHANG, 2017; SANTOS, 2018; NBR 9649/1986)

A avaliação dos dados apresentados pelas Tabelas 1, 2 e 3 e pela Figura 4 permite observar que os valores fornecidos pela aplicação das equações empíricas desenvolvidas por Harmon (1928), Babbit (1928), Metcalf (1935), Johnson (1942), Giffit (1945), De Marinis (2004) e Balacco (2017) foram maiores que os valores sugeridos pela NBR 9649/1986 para as três regiões avaliadas. Para os territórios correspondentes ao Parque Oziel e ao Jardim América II, as equações empíricas sugerem um valor de coeficiente de pico de consumo hídrico equivalente a aproximadamente 200% (217% e 213%, respectivamente) daquele que é sugerido pela NBR 9649/1986. Para o Parque Jambeiro, este percentual é de 169%. Infere-se, por conseguinte, que os valores fornecidos pelas equações



empíricas superaram o valor recomendado pela NBR 9649/1986, em média, em 99,5% (que corresponde à média entre os três percentuais apresentados).

Também é possível notar que em todos os casos o valor correspondente à recomendação normativa é superado pelos valores fornecidos pela análise dos dados de consumo hídrico feita por Chang (2017) e Santos (2018). No Parque Jambeiro, o valor obtido pela análise dos dados de consumo equivale a 105% do valor normativo. Em relação ao Parque Oziel, este percentual sobe para 142%. Para o Jardim America, a relação observada é de 468%, sendo este o valor mais discrepante observado nas análises comparativas realizadas. Assim, obtém-se que os valores obtidos através da avaliação dos dados de consumo hídrico superaram os valores recomendados pela NBR 9649/1986, em média, em 138,2%.

Para exemplificar as divergências entre os valores obtidos através das equações empíricas e através dos dados de consumo hídrico em relação ao valor normativo, foi construído o gráfico de barras exposto pela Figura 5, que possibilita melhor compreensão das divergências encontradas:

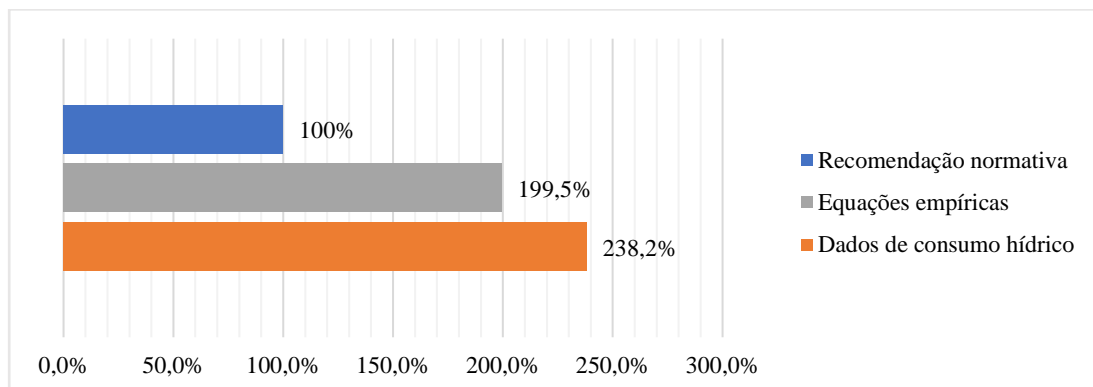


Figura 5: Relação entre o C_p obtido e o C_p sugerido pela NBR 9649/1986 (Autoria própria).

O valor do coeficiente de pico de consumo hídrico fornecido pelas equações empíricas superou o valor obtido através da avaliação dos dados de consumo hídrico nas regiões do Parque Jambeiro e do Parque Oziel (em 161% e 153%, respectivamente) e foi superado no território correspondente ao Jardim America II (em 220%). Desta maneira, os valores de coeficiente de pico de consumo hídrico resultante da aplicação das equações empíricas foram, em média, 19,4% maiores que os obtidos a partir dos dados de consumo. A Figura 6 contém um gráfico de barras que exhibe este percentual:

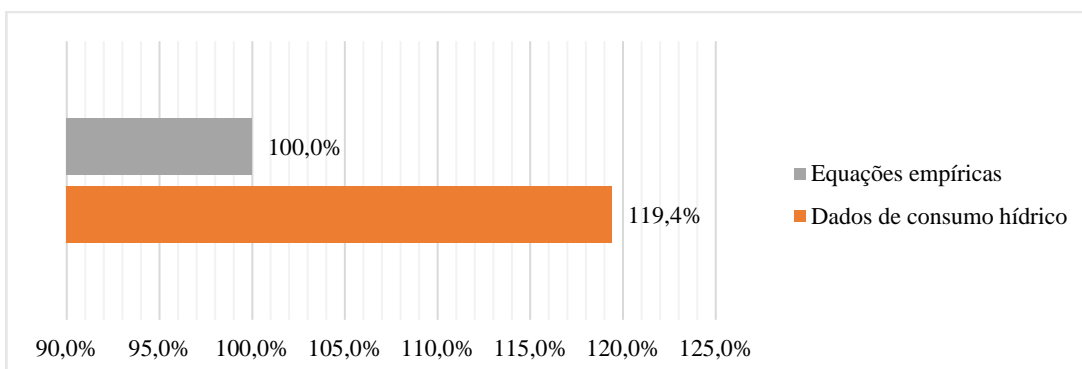


Figura 6: Relação entre o C_p obtido através dos dados de consumo hídrico e o C_p obtido através das equações empíricas (Autoria própria).

Outro aspecto importante a se observar é a variabilidade dos coeficientes de pico de consumo hídrico em relação à região em que são avaliados. No caso da recomendação normativa, o valor sugerido é constante e independente da região em que se está sendo feita a análise. Em relação às equações empíricas, o valor depende da população apresentada pelo território, e, portanto, varia de acordo com a região: nos três bairros avaliados, a maior variação observada foi entre o Parque Jambeiro ($C_p = 3,05$) e Parque Oziel ($C_p = 3,90$), totalizando uma diferença absoluta de 0,85. Maior variabilidade é encontrada quando se observa o valor médio obtido através do cálculo baseado em dados de consumo: para o Parque Jambeiro, o C_p equivale a 1,89, enquanto que para o Jardim America II, o C_p corresponde a 8,42, resultando em uma diferença absoluta de 6,53.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Esta pesquisa apresentou uma análise comparativa entre os valores de coeficientes de pico de consumo hídrico (C_p) obtidos a partir de três diferentes fontes. A primeira fonte é constituída pelo cálculo do C_p através dos dados de consumo hídrico, realizada por Chang (2017) e Santos (2018). A segunda fonte consistiu na aplicação de equações empíricas para o cálculo do C_p . Por fim, a terceira fonte utilizada foi a NBR 9649/1986. Estas três fontes foram utilizadas em três diferentes localidades: Parque Jambeiro (Campinas/SP), Parque Oziel (Campinas/SP) e Jardim America II (Várzea Paulista/SP). A análise desenvolvida possibilitou as conclusões seguintes.

A aplicação das equações empíricas nos três diferentes territórios resultou em um valor de C_p , em média, aproximadamente duas vezes maior do que o valor de C_p sugerido pela NBR 9649/1986. Em se tratando da utilização dos dados de consumo hídrico, obteve-se um C_p , em média, aproximadamente 2,4 vezes maior do que o recomendado pela norma.



Nota-se, ainda, que em todos os bairros analisados a sugestão normativa foi superada tanto pela aplicação das equações empíricas quanto pela avaliação dos dados de consumo hídrico, em todos os anos aos quais se referiram os estudos de Chang (2017) e Santos (2018), não havendo, desta maneira, nenhum ano em que a referência normativa tenha sido adequada ou suficiente para descrever o consumo hídrico. Estes resultados indicam que pode estar ocorrendo o subdimensionamento das redes de distribuição de diversos sistemas de abastecimento de água, tendo em vista a ampla utilização do valor recomendado pela NBR 9649/1986 na concepção e no dimensionamento das redes, sendo está uma das poucas referências que falam a respeito de um valor a ser adotado para o C_p .

A aplicação das equações empíricas resultou em valor de C_p maior que o obtido através dos cálculos baseados em dados de consumo hídrico para duas das três regiões avaliadas. A exceção ocorreu no Parque Jambeiro, em que foi observado o maior valor de C_p obtido dentre todos os avaliados (correspondente a $C_p = 8,42$). Este valor, embora não possa ser considerado como *outlier*, pois tem sentido físico e não é grande o suficiente para incorrer em absurdo, é discrepante das outras observações. Algumas hipóteses que podem explicar isso consistem em: consumo hídrico atípico, divergente em relação aos outros anos; erro em medição no volume do reservatório ou na contabilização do C_p ; início de tendência de consumo irregular em determinados períodos do ano. Para que se valide alguma destas hipóteses ou para que se tome o conhecimento de que se trata da realidade do consumo local, é necessário que futuras pesquisas se concentrem na avaliação dos coeficientes de pico desta região relativos a outros anos.

Excluindo-se a exceção ocorrida no Parque Jambeiro, pode-se afirmar que há uma tendência de que a utilização de equações empíricas resulte em valores de coeficientes de pico maiores do que os dados de consumo hídrico indicam, com um fator de segurança de aproximadamente 1,55 (isto é, o valor médio obtido através das equações empíricas é 55% maior que o valor médio obtido através da avaliação dos dados de consumo hídrico).

Conclui-se também que, como a vazão de demanda Q_d depende do coeficiente de pico, o subdimensionamento pode resultar em eventual falta de recurso hídrico nos dias em que forem verificados os picos de consumo (principalmente se a capacidade de oferta do manancial em que se é feita a captação não for elevada).

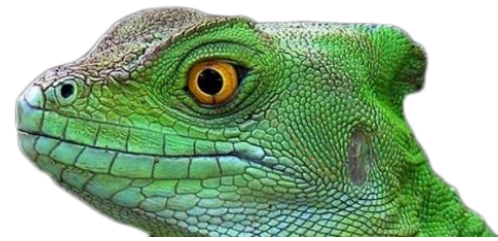
Futuras pesquisas podem se concentrar em ampliar o número de regiões avaliadas na comparação entre diferentes fontes de obtenção de coeficientes de pico de consumo hídrico, utilizando os dados aqui apresentados e ampliando o conhecimento na literatura específica. Ademais, é verificada a ausência de equações empíricas desenvolvidas em regiões brasileiras, o que dificulta a determinação dos coeficientes de pico no dimensionamento dos projetos de redes de



distribuição de água e induz a utilização do valor normativo, que pode estar aquém do necessário. Deste modo, outro campo de atuação consiste na avaliação dos dados de consumo hídrico para determinação do valor de C_p e posterior correlação com fatores locais como população residente, área de abastecimento, clima típico, entre outros.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1986. NBR 9649: Projeto de Redes Coletoras de Esgoto. Rio de Janeiro, p.7.
- Babbitt, H. E. 1928. Sewerage and Sewage Treatment. Wiley: New York. 3 ed, p. 20-33.
- Bacci, D.; Pataca, E. 2008. Educação para a água. Revista Estudos Avançados. Vol.22, No. 63. p. 211-226.
- Balacco, G.; Carbonara, A. 2017. Evaluation of Peak Water Demand Factors in Puglia (Southern Italy). Water, vol. 9, p. 96.
- Chang, P. S. 2017. Revisão dos coeficientes de consumo e após a crise hídrica em dois setores da cidade de Campinas: Parque Jambeiro e Parque Oziel. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas. p. 48.
- De Marinis, G.; Gargano, R. 2004. La richiesta di portata per piccoli agglomerati residenziali. Proceedings... In: 23º Convegno Di Idraulica E Costruzioni Idrauliche. Trento, Italia.
- Giffit, H. M. 1945. Estimating Variations in domestic Sewage Flows. Water Works Sewerage, vol 92, p. 175-177.
- Harmon, W.G. 1918. Forecasting sewage at Toledo under dry weather conditions. Eng. News Rec. Vol.80, p. 1233.
- Heller, L.; Padua, V.L. Abastecimento de água para consumo humano. 1 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, p. 73-79.
- Ippolito, G. 1993. Appunti di Costruzioni Idrauliche. Editora Liguori. P. 155-158.
- Johson, C. F. 1942. Relation between average and extreme sewage flow rates. Eng. News Rec. Vol 129, p. 500-501.
- Metcalf, L.; Eddy, H. P. 1935. American Sewerage Practice, Volume III: Design of Sewers. McGraw-Hill. Vol I, 3 ed.
- Porto, R. M. 2001. Hidráulica básica. 2. ed. São Carlos: EESC-USP, p. 172.
- Righetto, A. M. 2002. Operação ótima de sistema urbano de distribuição de água. Seminário: Planejamento, Projeto e Operação de Redes de Abastecimento de Água, p. 2.
- Santos, A. L. R. 2018. Avaliação dos coeficientes de consumo de água K1 e K2: influência das características do bairro Jardim América II nos coeficientes de consumo K1 e K2. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas.
- Trifunovic, N. 2006. Introduction to urban water distribution. Unesco-IHE Lecture Note Series. CRC Press, p. 22.



Tsutiya, M. T. 2006. Abastecimento de água. São Paulo, p.51.

Zhang, X.; Buchberger, S. 2005. A Theoretical explanation for peaking factors. Proceedings... ASCE EWRI Conferences. p. 15-19.



ANÁLISE DO ÍNDICE PADRONIZADO DE PRECIPITAÇÃO PARA A LOCALIDADE DE PELOTAS/RS

| ID 15789 |

¹Pedro Rodrigues Brisolara da Cunha, ²Maria Clotilde Carré Chagas Neta, ³Claudia Fernanda Almeida Teixeira-Gandra, ⁴Rita de Cássia Fraga Damé, ⁵Marcia Aparecida Simonete, ⁶Roberta Karsburg Machado

¹Universidade Federal de Pelotas, e-mail: pedrobrisolara@gmail.com; ²Universidade Federal de Pelotas, e-mail: netamariacc@gmail.com; ³Universidade Federal de Pelotas, e-mail: cfteixei@gmail.com; ⁴Universidade Federal de Pelotas, e-mail: ritah2o@hotmail.com; ⁵Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: marciasimonete@gmail.com; ⁶Universidade Federal de Pelotas, e-mail: robertakarsburg@gmail.com

| RESUMO |

Apesar dos avanços tecnológicos para a produção das culturas, o meio agrícola ainda é muito dependente de fatores meteorológicos e climáticos, sendo necessário estudar e avaliar eventos como a estiagem e excessos hídricos, por exemplo, com o intuito de entender melhor seu comportamento e tomar decisões cruciais para evitar perdas no campo. Neste contexto, o município de Pelotas, na região sul do estado do Rio Grande do Sul tem grande importância econômica para a região, com uma produção anual de 70,5 mil toneladas de arroz. Com tamanha importância econômica e para atender a produção de cereais, os recursos hídricos devem ser suficientes para atender as demandas do setor agrícola, já que a economia da cidade é baseada na produção de arroz irrigado. Para entender melhor estes fenômenos, podem ser utilizados índices, com a finalidade de avaliar o panorama hídrico de uma região, através do levantamento de dados, em relação a uma determinada escala de intensidade. Dentre os mais diversos índices para avaliar intensidades de estiagem e excessos de precipitação, tem-se o Índice Padronizado de Precipitação (SPI), em inglês, *Standardized Precipitation Index*. Esse índice foi desenvolvido por McKee et al. (1993), com o objetivo de quantificar déficits e excessos de precipitação e como eles atuam sobre determinados segmentos, em diversas escalas de tempo. Assim, objetivou-se analisar o Índice Padronizado de Precipitação (SPI) para a localidade de Pelotas, utilizando dados de precipitação diária no período de 10/01/1961 a 31/03/2020. Para a aplicação do SPI foram constituídas séries de totais mensais, nas escalas temporais de 1, 3, 6, 9, 12 e 24 meses. Para cada conjunto de dados definidos (escala temporal) foram ajustados à distribuição Gama de dois parâmetros, com a finalidade de relacionar a probabilidade e a precipitação. A partir da determinação do SPI para cada escala foi contabilizado o número de ocorrências de eventos classificados como Extremamente úmido, Muito úmido, Moderadamente úmido, Próximo ao normal, Seca ligeira, Moderadamente seco, Muito seco e Extremamente seco. Os resultados obtidos mostraram que houve uma pequena variabilidade no regime pluvial, os quais variaram de 96 mm (abril - mínimo) a 135 mm (fevereiro e setembro - máximos). Considerando a Normal Climatológica no período de 1971-2000, a série analisada apresenta um comportamento similar, com exceção dos meses de fevereiro (12% abaixo), (13% acima) e setembro (10% abaixo). Para o período analisado, o volume encontrado foi de 1362 mm e a distribuição da precipitação nas quatro estações do ano foi 27% no verão, 22% no outono, 27% no inverno e 24% na primavera. Com relação aos resultados do SPI, a classe de severidade com maior ocorrência foi a Próximo ao Normal (PN), com 272, 265, 282, 260, 269, 272 valores compreendidos entre 0,40 a -0,49, para as escalas do SPI-1, SPI-3, SPI-6, SPI-9, SPI-12 e SPI-24 meses, respectivamente. Na sequência as demais classes de severidade, tanto úmidas, quanto secas. Considerando a situação atual do Estado com relação a seca e as duas últimas classes Muito seco (MS, -1,50 a -1,99) e Extremamente seco (ES, $\leq -2,00$), observa-se que na escala



de um mês do SPI foi encontrado a maior frequência, 35 e 20 eventos, respectivamente. A partir dos resultados pode-se concluir que o SPI é um índice fácil de ser utilizado e torna-se uma metodologia interessante quando o objetivo é analisar a seca meteorológica de uma localidade, pois utiliza apenas informações de precipitação.

Palavras-chave: Variabilidade; déficit de precipitação; excesso hídrico

| INTRODUÇÃO |

A análise da precipitação pluvial é fundamental para o planejamento de inúmeras atividades agrícolas, econômicas, sociais, dentre outras estratégicas para o desenvolvimento socioeconômico de um determinado município, região ou estado, sendo responsável pela recarga do potencial hídrico das bacias. No entanto, essa disponibilidade não ocorre de maneira uniforme em todo território, devido à existência de dinâmicas climatológicas diferenciadas em cada local. Os regimes pluviométricos estão diretamente relacionados a fenômenos meteorológicos, dos quais variam em intensidade, quantidade e frequência, contribuindo para a formação de distintas paisagens e espaços (AMARAL e BAPTISTA, 1997).

Os fenômenos naturais e complexos como o excesso ou o déficit hídrico quando afetam determinado local, podem causar impactos sociais e ambientais, muitas vezes, de grandes proporções, especialmente quando ocorre em um estado com a devida importância econômica, como o Rio Grande do Sul.

O Rio Grande do Sul é responsável por cerca de 70% da produção nacional de arroz, além da maior produção de fumo e trigo do país, e considerado o terceiro maior produtor de soja, a nível nacional (IBGE, 2020). Com tamanha importância agrícola, é necessário haver disponibilidade hídrica para atender tal demanda de produção, uma vez que o estresse hídrico prejudica o desenvolvimento e produtividade das culturas (EMBRAPA, 1992).

Culturas essenciais para o desenvolvimento da economia gaúcha, como soja e fumo, são culturas de verão e sensíveis a estiagem (FEE, 2011), causando grande impacto financeiro, como por exemplo, na região de Pelotas, onde houve 50% de perdas na colheita da soja devido à estiagem, enquanto na região de Santa Maria este índice chega a 57% (RIO GRANDE DO SUL, 2020). Dado a importância da produção de soja, que é essencialmente um produto com finalidade de exportação, é perceptível também este efeito em outros setores, como por exemplo, a indústria (FOCHEZATTO e GRANDO, 2011).



Outro evento de estiagem, registrado no ano de 2008, causou um impacto financeiro de 2,1% no Produto Interno Bruto (PIB) do Estado (FEE, 2016). A estiagem, diferente de fenômenos como as cheias, que são percebidas rapidamente, tem uma percepção lenta (SILVEIRA, 2016).

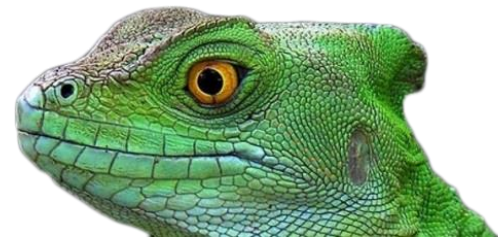
Berlato et al. (2005) associaram os fenômenos El Niño e La Niña, quanto à variabilidade da precipitação pluvial proporcionada por estes fenômenos e a produção de milho no estado do Rio Grande do Sul. Os resultados mostraram que houve tendência, embora fraca, de redução da produtividade média, desde o início dos anos 1920 até a metade dos anos 1940. Nesse período, houve forte queda de produtividade nos anos agrícolas 1942/1943 e 1944/1945, associada a precipitações pluviais inferiores à média climatológica, determinada por dois eventos de La Niña. A partir daí, até o final dos anos 1960, houve estagnação da produtividade da cultura, ou seja, mais de 20 anos com produtividade média no Estado quase constante e abaixo da média histórica. Grande parte desse período coincidiu com precipitações pluviais abaixo da média histórica.

Com o objetivo de quantificar o comportamento dos excessos e déficits hídricos em uma determinada região podem ser usados índices, tais como o Índice Padronizado de Precipitação (Standardized Precipitation Index – SPI), o Índice de Severidade de Seca de Palmer (PDSI), o Índice de Moreno, dentre outros.

Blain et al. (2010) com o objetivo de verificar, na escala anual, a possibilidade de utilizar o SPI no monitoramento das deficiências e excessos de precipitação em cinco localidades do estado do Espírito Santo, concluíram que a principal característica das séries de SPI é a grande variabilidade espaço-temporal, indicando que em uma mesma região, meses extremamente secos podem ser precedidos e seguidos de meses úmidos ou normais. Além disso, distintos casos de seca podem ocorrer de forma aleatória entre as localidades, em um mesmo período.

Na interpretação dos valores encontrados de SPI e, portanto, da classe de severidade, considera-se que o evento seco começa quando o SPI torna-se negativo e termina quando este volta a apresentar valores positivos (BLAIN e KAYANO, 2011). Fernandes et al. (2009) comentam que os resultados positivos de SPI mostram precipitação maior que a mediana ou média e os valores negativos demonstram precipitações menores, podendo o mesmo ser utilizado, tanto em climas secos, quanto em clima úmidos.

O Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC, 2020) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) disponibiliza gráficos com o valor do SPI calculado para diferentes escalas temporais a partir de janeiro de 1981 até os meses do ano corrente, abrangendo 124 regiões (caixas de 2.5º x 2.5º de latitude e longitude) sobre o Brasil. As escalas temporais consideradas no cálculo do SPI correspondem ao acúmulo da precipitação em 1, 3, 6, 9, 12, 18 e 24 meses consecutivos. O índice é negativo para condições de déficit hídrico, nas quais a precipitação é inferior



à média histórica (climatológica), e positivo para condições de excesso hídrico, que indicam precipitação superior à média histórica.

Entretanto, é importante salientar também algumas limitações que o SPI apresenta, pois apesar de sua simplicidade e versatilidade, capacitado para monitorar importantes condições agrícolas e hidrológicas, baseia-se apenas na precipitação e não na umidade do solo e topografia, como faz o PDSI. Dessa forma, acaba sendo mais eficaz nos meses de inverno.

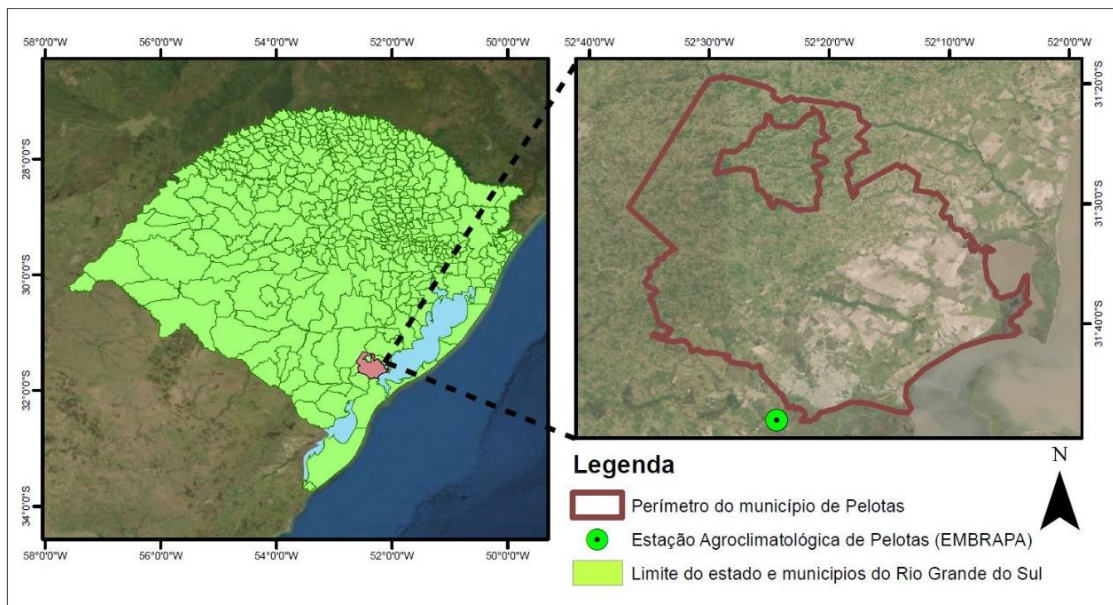
Fernandes et al. (2009) comentam que os resultados positivos de SPI (McKee et al., 1993) mostram precipitação maior que a mediana ou média e os valores negativos demonstram precipitações menores, podendo o mesmo ser utilizado, tanto em climas secos, quanto em clima úmidos.

Ainda sobre as escalas temporais do SPI, Júnior (2012) relata que o SPI 3 meses reflete as condições a curto prazo, o SPI 6 meses representa eventos de média duração, essencial para monitoramento do período de transição entre o seco e o chuvoso e o SPI 12 meses mostra padrões de precipitação de longo prazo, o que segundo o autor, é importante para o monitoramento da variabilidade anual e interanual.

Diante do exposto, objetivou-se determinar e estabelecer as classes de severidade, tanto úmidas, quanto secas, do Índice Padronizado de Precipitação, para a localidade de Pelotas, no estado do Rio Grande do Sul.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Foram utilizados os dados diários de precipitação do período de 01/01/1961 a 31/03/2020 da localidade de Pelotas/RS (31°46'34" S e 52°21'34" W), obtidos da Estação Agroclimatológica, mantida pelas Universidade Federal de Pelotas (UFPel) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). De acordo com a classificação climática de Köppen, o município é localizado em uma região subtropical e úmida, com uma média anual de precipitação de 1366,9 mm. Na Figura 1 é apresentado o perímetro do município de Pelotas e a localização da Estação Agroclimatológica.



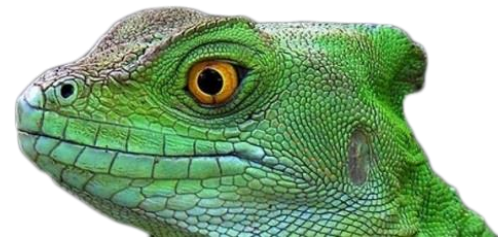
A partir do banco de dados de chuva diária foi constituída a série de total mensal, para posterior cálculo do Índice Padronizado de Precipitação (SPI), de acordo com a metodologia de Mckee et al. (1993), nas escalas temporais de 1, 3, 6, 9, 12 e 24 meses. Para cada conjunto de dados definidos (escala temporal) foram ajustados à distribuição Gama de dois parâmetros (BLAIN e BRUNINI, 2007; ULIANA et al., 2015), com a finalidade de relacionar a probabilidade e a precipitação. A distribuição Gama, citada anteriormente, é definida para uma variável aleatória contínua positiva x pela função de densidade de probabilidade, sendo expresso através da Equação 1.

$$g(x) = \frac{1}{\beta} \left(\frac{x}{\beta}\right)^{\alpha-1} \frac{\exp\left(-\frac{x}{\beta}\right)}{\Gamma(\alpha)}, \quad x > 0 \quad (1)$$

Onde: $\alpha > 0$ e $\beta > 0$ são respectivamente, os parâmetros de forma e de escala. A função Gama $\Gamma(\alpha)$ na Equação (1) é definida por:

$$\Gamma(\alpha) = \int_0^{\infty} y^{\alpha-1} e^{-y} dy \quad (2)$$

Para estimar os parâmetros α e β foi utilizado o método da Máxima Verossimilhança (THOM, 1966), segundo as Equações (3), (4) e (5).



$$\alpha = \frac{1}{4A} \left(1 + \sqrt{1 + \frac{4A}{3}} \right) \quad (3)$$

$$\beta = \frac{\bar{X}}{\alpha} \quad (4)$$

$$A = \ln(\bar{X}) - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \ln(X) \quad (5)$$

Onde: \bar{X} é a média aritmética da precipitação pluvial (mm), N o número de observações da série de precipitação.

Os resultados dos parâmetros de forma e escala foram usados para encontrar a probabilidade cumulativa de um evento de precipitação observado, para a escala de tempo considerada. A probabilidade cumulativa é dada pela Equação 6.

$$G(x) = \int_0^x g(x) dx = \frac{1}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} \int_0^x x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}} dx \quad (6)$$

Substituindo $t = x/\beta$, a Equação 6 se transforma na Equação 7, denominada função Gama incompleta.

$$G(x) = \frac{1}{\Gamma(\alpha)} \int_0^{\frac{x}{\beta}} t^{\alpha-1} e^{-t} dt \quad (7)$$

Como a função Gama é indeterminada para $x = 0$ e caso uma distribuição de precipitação contenha zeros, a probabilidade cumulativa toma a seguinte forma (Equação 8).

$$H(x) = q + (1 - q)G(x) \quad (8)$$



Onde: $H(x)$ é a distribuição de probabilidade cumulativa, q a probabilidade de ocorrência de valores nulos, $G(x)$ é a distribuição cumulativa teórica. Se “ m ” é o número de zeros em uma série temporal de precipitação, Thom (1966) indica que “ q ” pode ser estimado por $m/n+1$.

A distribuição de probabilidade cumulativa $H(x)$ é transformada em uma variável aleatória normalizada (Z), com média zero e desvio padrão 1, onde a variável (Z) corresponde ao valor de SPI. O valor de (Z) ou SPI pode ser obtido pela aproximação matemática desenvolvida por Abramowitz e Stegun (1965), que converte a probabilidade cumulativa em uma distribuição normal, a variável (Z), em que Z é definido pelas Equações 9 e 10.

$$Z = \text{SPI} = - \left(t - \frac{C_0 + C_1 t + C_2 t^2}{1 + d_1 t + d_2 t^2 + d_3 t^3} \right) \quad \text{para } 0 < H(x) \leq 0,5 \quad (9)$$

$$Z = \text{SPI} = + \left(t - \frac{C_0 + C_1 t + C_2 t^2}{1 + d_1 t + d_2 t^2 + d_3 t^3} \right) \quad \text{para } 0,5 < H(x) < 1,0 \quad (10)$$

Onde: t é definido pelas Equações 11 e 12:

$$t = \sqrt{\ln \left[\frac{1}{(H(x))^2} \right]} \quad \text{para } 0 < H(x) \leq 0,5 \quad (11)$$

$$t = \sqrt{\ln \left[\frac{1}{(1-H(x))^2} \right]} \quad \text{para } 0,5 < H(x) < 1,0 \quad (12)$$

Os coeficientes utilizados nas Equações 9 e 10 são: $C_0 = 2,515517$; $C_1 = 0,802853$; $C_3 = 0,010328$; $d_1 = 1,432788$; $d_2 = 0,189269$; $d_3 = 0,001308$. Após a determinação dos valores obtidos através das equações supracitadas, para cada escala temporal, faz-se uso da Tabela 1 para classificação dos valores quanto a sua severidade, de extremamente úmido a extremamente seco (FERNANDES et al., 2010).

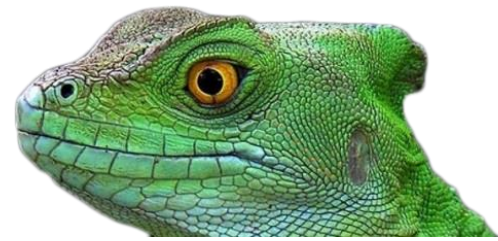


Tabela 1: Intensidade de severidade de acordo com o Índice Padronizado da Precipitação (SPI) (FERNANDES et al., 2010)

SPI (adimensional)	Classe de severidade
$\geq 2,00$	Extremamente úmido
1,00 a 1,99	Muito úmido
0,50 a 0,99	Moderadamente úmido
0,49 a -0,49	Próximo ao normal
-0,50 a -0,99	Seca ligeira
-1,00 a -1,49	Moderadamente seco
-1,50 a -1,99	Muito seco
$\leq -2,00$	Extremamente seco

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Na Figura 2 é apresentado o comportamento da precipitação média mensal da localidade de Pelotas, considerando o período de 01/01/1961 a 31/03/2020, o valor médio no período e a Normal Climatológica no período de 1971 a 2000.

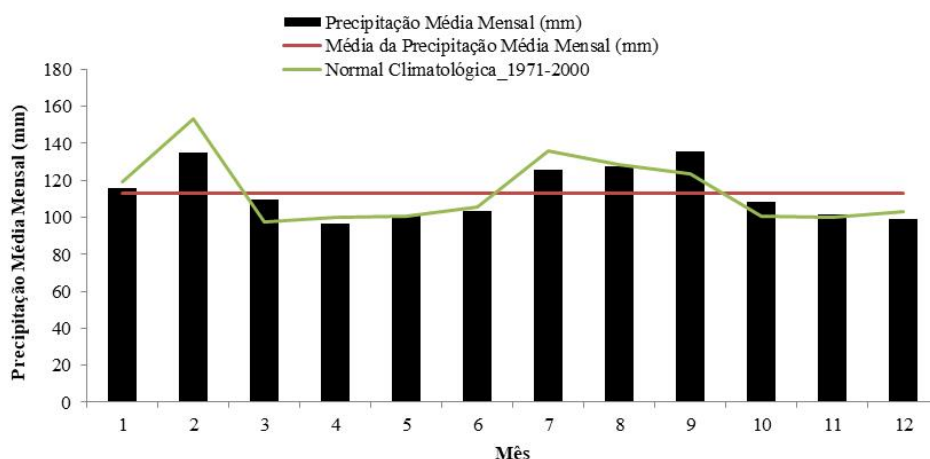


Figura 2: Médias mensais das precipitações (mm), no período de 01/01/1961 a 31/03/2020 e o valor médio, bem como a Normal Climatológica (1971-2000), para a localidade de Pelotas/RS.

Analisando-se as médias mensais dos valores de precipitação observa-se que os mesmos apresentam uma pequena variabilidade no regime pluvial, os quais variaram de 96 mm (abril - mínimo) a 135 mm (fevereiro e setembro - máximos). Considerando a Normal Climatológica no



período de 1971-2000, a série analisada apresenta um comportamento similar, com exceção dos meses de fevereiro (12% abaixo), (13% acima) e setembro (10% abaixo).

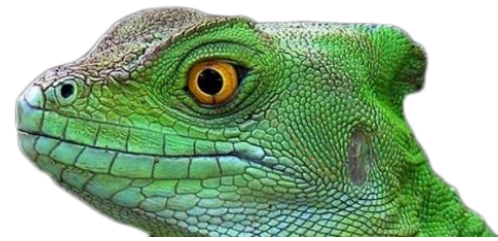
Matzenauer (2005) observou que em algumas regiões da metade norte do estado do Rio Grande do Sul, o volume de chuvas ultrapassaram 1900 mm anuais, enquanto que na metade sul, algumas regiões apresentaram volumes inferiores a 1400 mm anuais, caracterizando, portanto, uma variabilidade significativa. Considerando o período analisado no presente trabalho, o volume encontrado foi de 1362 mm e a distribuição da precipitação nas quatro estações do ano foi 27% no verão, 22% no outono, 27% no inverno e 24% na primavera. Segundo Berlato (1992), apesar da variabilidade observada no RS, a distribuição da precipitação nas estações do ano, é bastante uniforme apresentando, em média, 24% no verão, 25% no outono, 25% no inverno e 26% na primavera.

De acordo com Soares (2020), a falta de chuva generalizada tem levado o estado do Rio Grande do Sul a estiagem mais severa desde 2012. Considerando que os totais mensais de precipitação registrados nos meses de novembro de 2019, 38,3 mm, janeiro de 2020, 45,3 mm, fevereiro de 2020, 23,8 e março de 2020, 41,0 mm, ficaram bem abaixo do esperado para Pelotas, fato também ocorrido nas demais regiões do Estado, fez com que 364 municípios decretassem emergência.

Por mais que os rios estejam com profundidade reduzida e açudes e barragens permaneçam praticamente secos em diferentes pontos do território gaúcho, conforme indicam os relatórios da Secretaria Estadual do Meio Ambiente, meteorologistas explicam que não há nenhum fenômeno atípico que justifique a estiagem. Em 2012, por exemplo, o La Niña contribuiu para o quadro de tempo seco. Nesse sentido, a chuva no Estado vêm acontecendo de forma irregular, ou seja, cada curto período de precipitação tem sido acompanhado de semanas de clima seco.

Nas Figuras 3, 4, 5, 6, 7 e 8 é possível observar a variação temporal dos Índices Padronizados de Precipitação para as escalas de 1 (SPI-1), 3 (SPI-3), 6 (SPI-6), 9 (SPI-9), 12 (SPI-12) e 24 (SPI-24) meses, respectivamente, para a localidade de Pelotas/RS. Verifica-se que, independente da escala temporal analisada, os valores positivos e negativos do SPI ficam em torno de 50% do valor zero. De acordo com Blain (2011) quando a escala temporal de cálculo é curta (SPI-1, mensal, por exemplo), o SPI move-se com elevada frequência acima e abaixo de zero (Figura 3). Com o aumento do período de análise (demais escalas), o SPI “responde” mais lentamente às alterações na variabilidade. Períodos com índices negativos tornam-se menores em número, porém mais longos em duração temporal.

De acordo com Mckee et al. (1993), uma das vantagens da utilização do SPI para o monitoramento da seca é a habilidade desse índice em ser estimado para diversas escalas temporais.



Para Hayes et al. (1999), essa habilidade torna o SPI um valioso método para estudos de disponibilidade hídrica, de curta ou longa duração.

A partir do cálculo do SPI nas diferentes escalas temporais foi realizada uma contagem do número de ocorrência das mesmas, com o propósito de determinar qual a classe predominante na localidade estudada, para o período de 01/01/1961 a 31/03/2020 (Tabela 2). Nesse sentido, a classe de severidade com maior ocorrência foi a Próximo ao Normal (PN), com 272, 265, 282, 260, 269, 272 valores compreendidos entre 0,40 a -0,49, para as escalas do SPI-1, SPI-3, SPI-6, SPI-9, SPI-12 e SPI-24 meses, respectivamente. Na sequência as demais classes de severidade, tanto úmidas, quanto secas.

Considerando a situação atual do Estado com relação a seca e as duas últimas classes Muito seco (MS, -1,50 a -1,99) e Extremamente seco (ES, $\leq -2,00$), observa-se que na escala de um mês do SPI foi encontrado a maior frequência, 35 e 20 eventos, respectivamente.

Gross et al. (2012) analisaram alguns municípios do Rio Grande do Sul afetados pela seca, entre os anos de 2000 e 2010 e destacaram que os municípios com economia voltada para o setor agrícola sofreram sérios danos em decorrência da estiagem. Este setor economicamente é o primeiro a ser afetado, pela falta de infraestrutura de irrigação e armazenamento de água para a produção, tendo em vista que o solo mantém a umidade por um determinado período de tempo. Após o prolongamento do déficit de precipitação, o esgotamento da água do solo diminui, por evaporação e/ou infiltração, provocando a escassez de água. As culturas que são mais vulneráveis à estiagem são as de verão, como o feijão, o milho e a soja e, nas últimas décadas, os registros de perdas em função da estiagem são periódicos, visto que ocorreram e estão ocorrendo em curto espaço de tempo.

Considerando o mesmo período inicial analisado por Gross et al. (2012), houve ocorrência de eventos de MS e ES nos anos de 2003, 2005, 2007, 2009, 2010, 2012, 2013, 2017, 2019 e 2020 (fevereiro), sendo apenas os anos de 2010 e 2017, com eventos de La Niña.

Berlato et al. (2005) associaram os fenômenos El Niño e La Niña, à variabilidade da precipitação pluvial e a produção de milho no estado do Rio Grande do Sul e encontraram que houve tendência de redução da produtividade média, desde o início do ano de 1920 até a metade do ano de 1940. Nos anos agrícolas de 1942/1943 e 1944/1945, houve forte queda de produtividade, que estaria associada a precipitações pluviais inferiores à média climatológica, registrada por dois eventos de La Niña. A partir do ano de 1960, houve estagnação da produtividade da cultura, ou seja, mais de 20 anos com produtividade média praticamente constante e abaixo da média histórica. É preciso destacar que parte deste período coincidiu com precipitações pluviais que estariam abaixo da média histórica.



As alterações nas condições meteorológicas associadas a esses fenômenos influenciam diversos setores, como a agricultura, a economia, entre outros. A avaliação dos efeitos do El Niño e La Niña sobre o Rio Grande do Sul e a interferência destes sobre a seca pode fornecer subsídios importantes na formulação de estratégias para minimizar os impactos negativos.

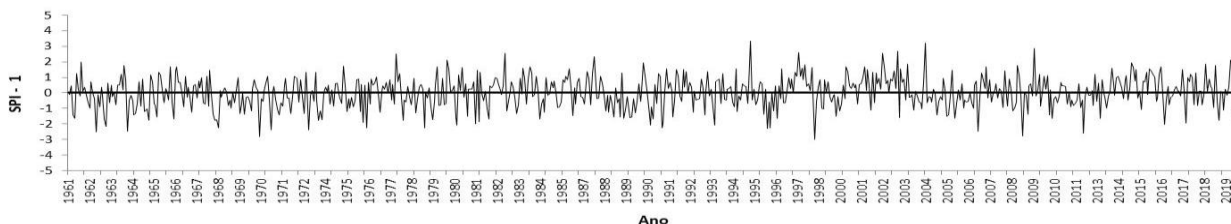


Figura 3: Índice Padronizado de Precipitação (SPI-1), na escala mensal para a localidade de Pelotas/RS.

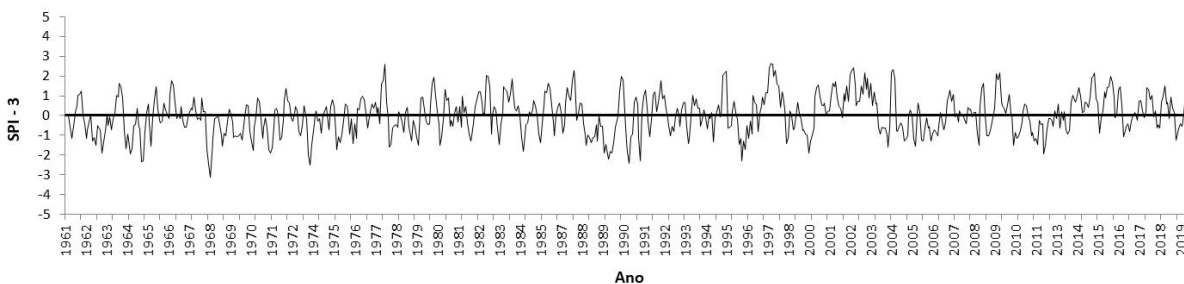


Figura 4: Índice Padronizado de Precipitação (SPI-3), na escala de 3 meses para a localidade de Pelotas/RS.

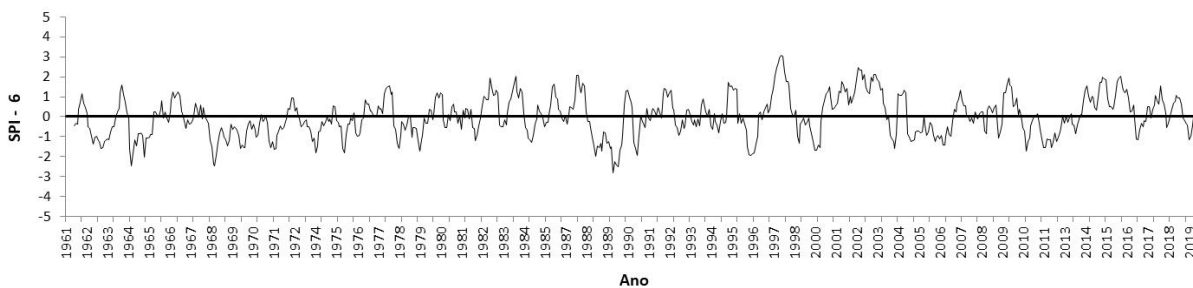


Figura 5: Índice Padronizado de Precipitação (SPI-6), na escala de 6 meses para a localidade de Pelotas/RS.

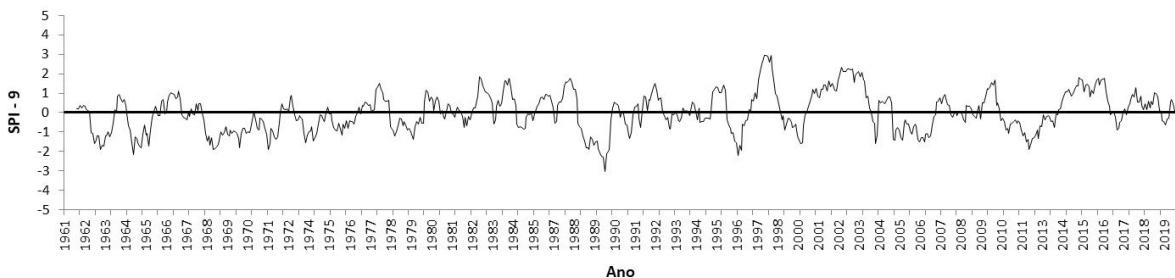


Figura 6: Índice Padronizado de Precipitação (SPI-9), na escala de 9 meses para a localidade de Pelotas/RS.

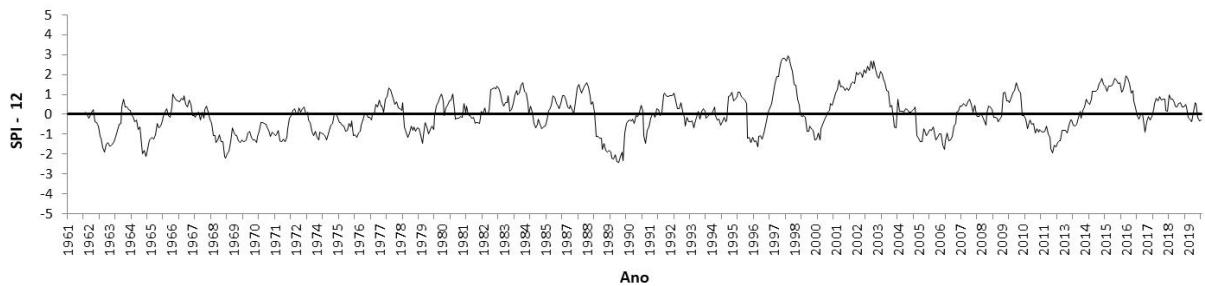
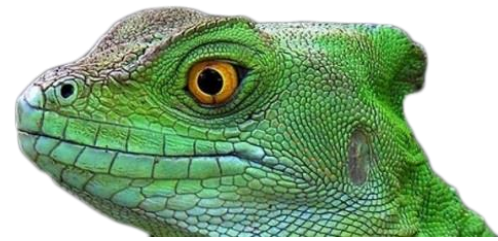


Figura 7: Índice Padronizado de Precipitação (SPI-12), na escala de 12 meses para a localidade de Pelotas/RS.

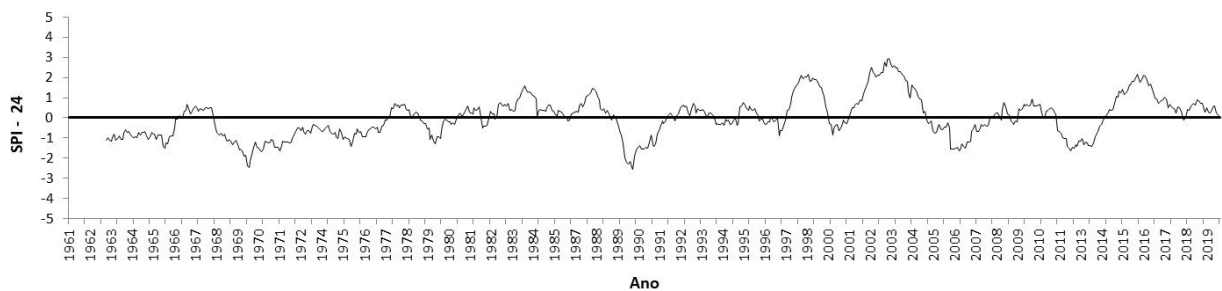


Figura 8: Índice Padronizado de Precipitação (SPI-24), na escala de 24 meses para a localidade de Pelotas/RS.

Tabela 2: Número de ocorrências de classes de severidade nas escalas temporais do Índice Padronizado de Precipitação, SPI-1, SPI-3, SPI-6, SPI-9, SPI-12 e SPI-24, para a localidade de Pelotas/RS, no período de 01/01/1961 a 31/03/2020.

Classe de severidade	SPI (adimensional)	SP-1	SP-3	SP-6	SP-9	SP-12	SP-24
Extremamente úmido (EU)	$\geq 2,00$	11	21	17	20	22	30
Muito úmido (MU)	1,00 a 1,99	100	91	113	99	94	67
Moderadamente úmido (MoU)	0,50 a 0,99	111	100	72	100	92	93
Próximo ao normal (PN)	0,49 a -0,49	272	265	282	260	269	272
Seca ligeira (SL)	-0,50 a -0,99	108	112	105	104	102	109
Moderadamente seco (MoS)	-1,00 a -1,49	54	79	73	78	86	81
Muito seco (MS)	-1,50 a -1,99	35	29	36	35	24	28
Extremamente seco (ES)	$\leq -2,00$	20	12	8	7	11	8

| COMENTÁRIOS FINAIS |

O Índice Padronizado de Precipitação é fácil e torna-se uma metodologia interessante quando o objetivo é analisar a seca meteorológica de uma localidade, pois utiliza apenas informações de

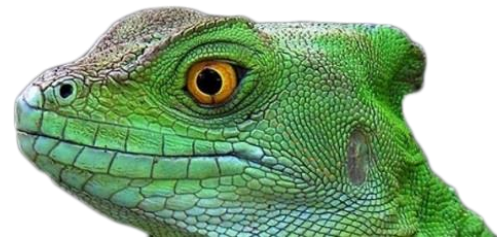


precipitação. No entanto, é aconselhável utilizar outros índices que consideram, por exemplo, informações de umidade do solo, para melhor caracterizar a seca. Para a localidade em estudo e período analisado, houve uma maior frequência de ocorrência de eventos classificados como Próximo ao Normal. Na maioria dos anos utilizados não houve uma boa correlação com os anos de ocorrência de La Niña.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Abramowitz, M.; Stegun, I. A.; 1965. Handbook of mathematical functions with formulas, graphs, and mathematical tables. New York: Dover, 1046p.
- Berlato, M. A.; 1992. As condições de precipitação pluvial no Estado do Rio Grande do Sul e os impactos das estiagens na produção agrícola. In: Bergamaschi, H. Agrometeorologia aplicada à irrigação. Porto Alegre: Ed. Universitária UFRGS, 1992. cap.1, p.11-24.
- Berlato, M. A.; Melo, I. B.; Cordeiro, A. P. A.; Porto, R. O.; Ferreira, T. N.; Almeida, A. C.; Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.;
- Blain, G.; 2011. Aplicação do índice padronizado de precipitação pluvial. *Bragantia*, Campinas, v. 70, n. 1, p.234-245.
- Blain, G. C.; Brunini, O.; 2007. Análise da escala temporal de monitoramento das secas agrícolas e meteorológicas no Estado de São Paulo, *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.22, p.255-261.
- CPTEC-Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – Índice Padronizado de Precipitação. Disponível em:<<http://clima1.cptec.inpe.br/spi/pt>>. Acesso em: maio. 2020.
- Everling, P.; 2005. As estiagens e as perdas na agricultura: fenômeno natural ou imprevidência? *Esteio: Federacite*, p.17-42.
- Fernandes, D. S.; Heinemann, A. B.; Paz, R. L. F. E.; Amorim, A. O. Desempenho de índices quantitativos de seca na estimativa da produtividade de arroz de terras altas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.45, n.8, p.771-779, ago. 2010. FochezattoGross, J. A.; Reis, J. T.; Sausen, T. M.; 2012. Avaliação Socioeconômica dos Municípios Afetados pela estiagem no Rio Grande do Sul de 2000 a 2010. *Anais do Congresso Brasileiro sobre Desastres Naturais*.
- Hayes, M. J.; Svoboda, M. D.; Wilhite, D.A.; Vanyarkho, O. V.; 1999. Monitoring the 1996 drought using the Standardized Precipitation Index. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v.80, p.429-438.
- Matzenauer, R.; 2002. Estimativa do consumo relativo de água para a cultura do milho no Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v.10, n.1, p.35-43.
- Mckee, T. B.; Doesken, N. J.; Kleist, J.; 1993. The relationship of drought frequency and duration to times scale. *Anais do Boston: American Meteorological Society*. p.179-184. (Preprints).
- Soares, F.; 2020. Entenda as causas que levaram o RS a passar por estiagem em 2020. Disponível em:<<https://gauchazh.clicrbs.com.br/geral/noticia/2020/05/entenda-as-causas-que-levaram-o-rs-a-passar-por-estiagem-em-2020-cka2h2oqj0033015ncw7y28b0.html>>. Acesso em: maio. 2020.

**Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
& 10ª Reunião de Estudos Ambientais**
Volume 1
Recursos Hídricos e Qualidade da Água



Thom, H. C. S.; 1966. Some methods of climatological analysis. Geneva, World Meteorological Organization, 53p.
(WMO, 199 - TP, 103 - Technical, 81)

Uliana, E. M.; Reis, E. F.; Souza, A. P.; Silva, J. G. F.; Xavier, A. C.; 2015. Utilização do índice de precipitação padronizado para a região norte do estado do Espírito Santo. Irriga, Botucatu, v.20, n.3, p.414-428.



MONITORAMENTO NICTEMERAL AO LONGO DA COLUNA D'ÁGUA E VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS, NO DELTA DO JACUÍ, LAGO GUAÍBA, RS

| ID 15813 |

Marco Vinicius Martins¹, Simone Caterina Kapusta², Cristiano Poletto³

1 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: marcohidrogeologia@gmail.com; 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Campus Porto Alegre, e-mail: simone.kapusta@poa.ifrs.edu.br; 3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: cristiano.poletto@ufrgs.br

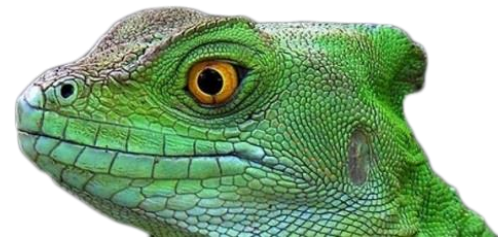
| RESUMO |

A água é um bem essencial à vida, participante da grande maioria dos processos ambientais e nas atividades humanas voltadas à produção, consumo e lazer. Variações espaço-temporais das variáveis da água, a análise das alterações nictemerais (modificações ao longo das 24h do dia) e da distribuição vertical também são importantes para verificar a saúde do ecossistema e tomada de decisões. A preocupação ambiental é crescente na bacia hidrográfica do Lago Guaíba, o aporte de carga orgânica dos rios formadores, principalmente dos rios Gravataí e Sinos comprometem a qualidade da água no Delta do Jacuí, o Canal Navegantes e boa parte da margem esquerda do lago, estão mais comprometidos. Os usos da água no Delta são múltiplos e nele estão dois pontos de captação de água bruta para consumo após os tratamentos. No presente trabalho foram avaliadas variáveis físicas e químicas da água em dois pontos amostrais, no canal esquerdo (Canal Navegantes) e no canal direito (Canal Jacuí), ambos localizados no Delta do Jacuí, em Porto Alegre e Eldorado do Sul, RS. Os valores de pH, oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez e condutividade elétrica foram obtidos na coluna d'água em três profundidades (superficial, média, fundo), nos meses de setembro e novembro de 2019 e janeiro e fevereiro de 2020, com o auxílio de equipamentos portáteis, em um perfil de 24h. Através da análise de variância, verificou-se que para pH, os valores médios na água superficial foram significativamente mais elevados. Condutividade e OD espacialmente se diferiram. Por meio da correlação foram detectados valores positivos da temperatura com o pH (0,46), do pH com oxigênio (0,30) e negativo para condutividade e oxigênio dissolvido (-0,55). O (PCA) quando analisados o componente principal 1 e 2, Juntos representam 75,62% de toda a variância dos dados. Para os meses, verificou-se diferença significativa entre todos. Os locais de amostragem evidenciaram inversão térmica em setembro e novembro e estratificação térmica e química em fevereiro.

Palavras-chave: Nictemeral; Espaço-temporal; Delta do Jacuí

| INTRODUÇÃO |

A água é um bem essencial à vida, participante da grande maioria dos processos ambientais e nas atividades humanas voltadas à produção, consumo e lazer. É um recurso natural renovável,



fluido, com ocorrência aleatória no tempo e no espaço, e extremamente vulnerável à degradação (LANNA, 1993).

No Brasil, as principais fontes de degradação dos recursos de água doce são esgotos domésticos e industriais, que lançados nos corpos de águas continentais na quase totalidade sem nenhuma forma de tratamento, resultando na degradação ecológica e sanitária do corpo hídrico, com significantes prejuízos ecológicos, econômicos e sociais (ESTEVES & MENEZES, 2011). A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do ser humano, sendo, de uma forma geral, influenciada pelo uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (VON SPERLING, 1996).

Embora a degradação da qualidade da água seja quase sempre o resultado de atividades humanas, certos fenômenos naturais podem resultar em qualidade abaixo da exigida para determinados propósitos. As diferenças na qualidade da água podem resultar de processos internos e externos (MEYBECK et al., 1996). E o termo “qualidade da água” é usado pra expressar a adequação da água para sustentar vários usos ou processos.

A qualidade da água pode oscilar com tempo e o local, diferenças minuto a minuto e dia-a-dia resultantes da mistura de água e flutuações nas entradas, geralmente como resultado de condições meteorológicas, variações diurnas (24 horas) resultantes de ciclos biológicos e ciclos de fotoperíodo que causam alterações, como exemplo sobre os de oxigênio dissolvido e pH. Padrões diurnos também resultam das descargas de resíduos de fontes domésticas e industriais (MEYBECK et al., 1996).

Nesse sentido, além das variações espaço-temporais das variáveis da água, a análise nictemeral (24h) e distribuição vertical, conjuntamente são importantes, como fontes de suprimentos, na avaliação da comunidade fitoplânctônica, e entender quais fatores determinantes direcionam a comunidade em uma seca severa (PINTO & BECKER, 2014). Análise da variação nictemeral em um período de estratificação na estação do outono verificaram as mudanças na posição vertical em relação à luz, regime de mistura e pressão do pastejo em um reservatório subtropical (BECKER & HUSZAR, 2009).

Propriedades físicas e químicas da água influenciam diretamente organismos da água e podem afetar em sua distribuição vertical e nictemeral (RANGEL et al., 2009). Grupos funcionais de fitoplâncton foram influenciados em ambas as escalas sazonal e nictemeral (BARBOSA et al., 2011) onde estudos de curto prazo, como da variação nictemeral pode ser uma importante ferramenta para entender importantes padrões na distribuição do zooplâncton local (SILVA et al., 2018), os autores analisaram o padrões de migração vertical das espécies de Cladocera e relacionaram com os parâmetros físicos e químicos da água.

O Delta do Jacuí, localizado na porção norte do Lago Guaíba à leste do estado do Rio Grande do Sul, é formado pela confluência dos rios Gravataí, dos Sinos, Jacuí e Caí, formando um conjunto de



ilhas fluviais, apresentando ambientes peculiares, que atuam como um imenso filtro natural, contribuindo para a qualidade das águas do Guaíba e com a produtividade de pescado (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Nesse sistema tem-se a Área de Proteção Ambiental Estadual Delta do Jacuí (APAEDJ) e o Parque Estadual Delta do Jacuí - PEDJ (RIO GRANDE DO SUL, 2005).

Apesar da grande importância do Lago Guaíba para região metropolitana de Porto Alegre, há um histórico descaso com sua qualidade. O lago apresenta-se poluído, com percepção pública dessa realidade e limitação de usos diretos de suas águas (ANDRADE et al., 2019).

No entanto, o aporte de carga dos rios formadores, principalmente dos rios Gravataí e Sinos, bem como alguns pontos da margem esquerda do lago, estão mais comprometidos em função de maior adensamento populacional associado à menor vazão de tributários relacionados (GUERRA, 1999; ANDRADE et al., 2012). Ressalta-se ainda que os locais de captação da água para o abastecimento público do município de Porto Alegre são oriundos da região deltaica e do lago, e que diversos episódios de alteração no gosto e cor da água tem sido relatados pela população, principalmente, durante o verão.

Em estudo de Martinez & Poleto (2014) na rede de drenagem da sub-bacia Almirante Tamandaré que escoar para o Canal Navegantes no Delta do Jacuí indicou que os sedimentos estavam moderadamente a altamente contaminados por metais pesados e associados ao intenso tráfego da região. Essas partículas e poluentes são transportados através da rede drenagem, estes associados aos sedimentos podem posteriormente ser liberados, por ocasião de modificações das características do ambiente (por exemplo: teores de oxigênio dissolvido e pH) (POLETO & CASTILHOS, 2008 apud SARI, POLETO e CASTRO, 2013).

De acordo com Andrade & Giroldo (2014), o Lago Guaíba e sua região deltaica está em diferentes estágios de eutrofização, correspondente aos fluxos que ali aportam, com influência da variação sazonal.

Martins et al. (2019) destacam que o acompanhamento e análise nictemeral são relevantes para a compreensão da situação comportamental das variáveis abióticas, visto que em seus estudos observaram variações limnológicas ao longo da coluna d'água em um ciclo de 24 horas.

Visando colaborar com subsídios para o entendimento dos processos ocorrentes no sistema deltaico, o presente trabalho analisou a distribuição vertical e nictemeral de algumas variáveis limnológicas da água em dois pontos com influências de fluxos distintos de seus rios formadores, durante as estações da primavera e do verão.



| MATERIAL E MÉTODOS |

A Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba possui uma área de 2.973,31 Km², dos quais 482,25 Km² pelo Delta do Jacuí. Abrange, total ou parcialmente, o território de 14 municípios, incluindo a capital do Estado do Rio grande do Sul, Porto Alegre, e outros municípios da região metropolitana. Com predominância de atividades industriais, o setor de serviços à agropecuária. A Bacia possui 19 unidades de Conservação, de domínios federal, estadual e municipal, com destaque para o para o Parque e APA do Delta do Jacuí (Comitê do Lago Guaíba, 2016).

Os pontos amostrais onde o estudo foi desenvolvido estão localizados no Delta do Jacuí, Lago Guaíba, em Porto Alegre no canal esquerdo (P1 - Canal Navegantes), em área próxima, porém não inserido no PEDJ e o outro em Eldorado do Sul, no canal direito (P2 - Canal Jacuí) (Figura 1).

As campanhas amostrais foram realizadas nos meses de setembro e novembro de 2019 e janeiro e fevereiro de 2020, sendo que as amostras foram obtidas com uma garrafa de Van Dorn horizontal (2 L), ao longo de um perfil vertical (superfície, meio, fundo) a cada duas horas, durante o período de 24h, as campanhas tiveram início as 09:00 da manhã aproximadamente. Em cada amostra foram obtidos os valores de temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade (µS/cm), e turbidez (NTU) com a utilização de medidores, Multiparâmetro AK88- Akso e Horiba U-53.

Dados de precipitação mensal e média histórica foram cedidos pela empresa Somar Meteorologia que utiliza uma interpolação das estações do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Para análises de dados descrições estatísticas foram realizadas, análise de correlação paramétrica (Spearman), usando todos os dados abióticos para determinar as relações entre eles. Teste (ANOVA) foi usado para determinar diferenças entre as profundidades, locais e tempo. Quando a ANOVA foi significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey com intervalo de confiança de 95% (p <0,05). Análise do componente principal (PCA) foi utilizada para avaliar a relação entre os fatores abióticos na coluna d'água, no espaço e no tempo. Para PCA foram considerados dois cenários, um que inclui as variáveis abióticas (temperatura, oxigênio dissolvido, pH condutividade) com todas as campanhas amostrais e outro cenário (temperatura, OD, pH, Condutividade, Turbidez), somente para os meses de setembro e novembro, uma vez que os dados de turbidez não foram obtidos em janeiro e fevereiro. As análises estatísticas e os gráficos foram efetuados com o Programa R (R Development Core Team 2019).



Figura 1: Localização geográfica dos pontos de coletas, Canal Navegantes (P1) e Canal Jacuí (P2) no Delta do Jacuí, Lago Guaíba, RS.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O cenário meteorológico para o período do estudo foi caracterizado como período seco com significativa estiagem, que teve início em novembro na segunda campanha e perdurou durante as campanhas de janeiro e fevereiro (Figura 2).

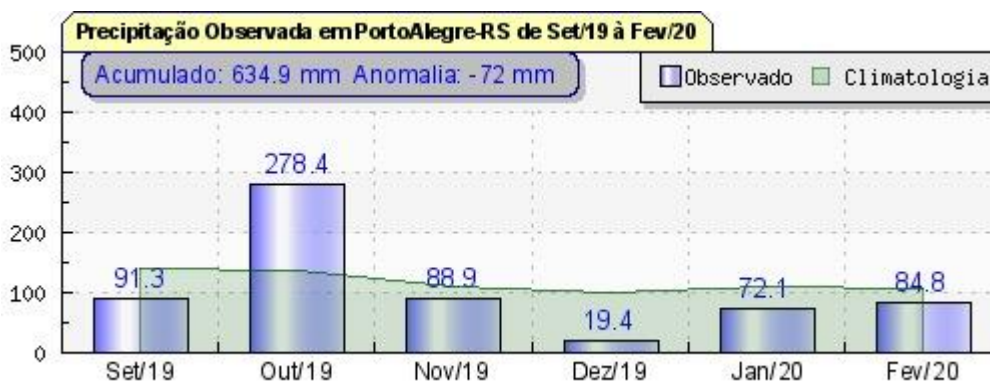
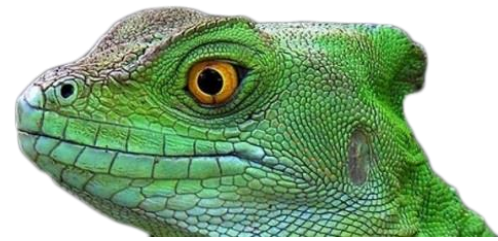


Figura 2: Precipitação mensal (Observado) e média histórica (Climatologia) para o período. (Fonte: SOMAR)



Na figura 3 constam os valores estimados de correlação de Spearman, na parte superior, as distribuições de cada variável em sua diagonal principal e a relação entre cada variável associada na parte inferior.

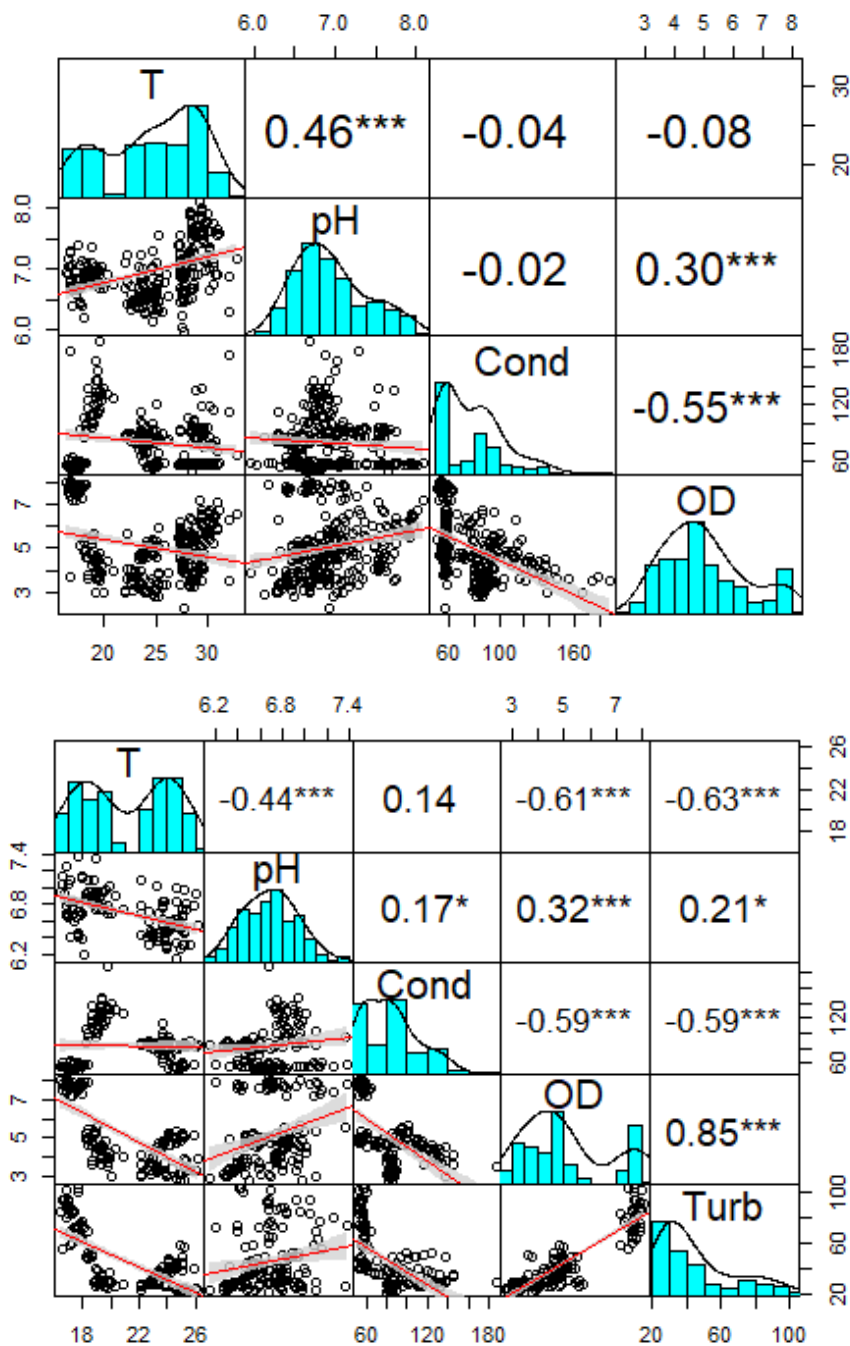


Figura 3: Histograma, diagrama de dispersão e coeficiente de correlação Spearman, entre as variáveis, Temperatura, pH, Condutividade e Oxigênio dissolvido - OD para todas as campanhas (Cenário 1). Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio dissolvido - OD e Turbidez para as campanhas de setembro e novembro de 2019 (Cenário 2).



Através da correlação de Spearman, verificou-se no cenário 1 correlação positiva da temperatura e o pH (0,46) e do pH e oxigênio dissolvido (0,30). Correlação negativa foi detectada para condutividade e oxigênio dissolvido (-0,55). No cenário 2 (inclusão da turbidez e análise considerando somente as coletas de setembro e novembro) verificou-se correlação negativa entre a temperatura e pH (-0,44), temperatura e oxigênio dissolvido (-0,61), temperatura e turbidez (-0,63), correlação negativa entre condutividade e OD (-0,59) e turbidez (-0,59), enquanto que pH e oxigênio apresentam correlação positiva (0,32), assim como OD e turbidez (0,85), conforme pode ser visualizado na Figura 3.

Em relação à análise temporal e espacial, através da ANOVA, diferenças significativas foram detectadas para o pH e para a condutividade. Como resultado, encontrou-se diferença significativa apenas entre os valores de pH, com mês (sazonal) e com lugar (espaço) como blocos e condutividade, com lugar como blocos. Com ($F = 8,929$ e $p < 0,05$), ($F = 4,116$ e $p < 0,05$) e ($F = 3,125$ e $p < 0,05$), respectivamente. Além disso, no primeiro caso, o bloqueamento (redução do erro experimental e conseqüentemente aumento de precisão) por mês foi efetivo ($F = 112,927$ e $p < 0,05$), enquanto que por lugar não ($F = 2,168$ e $p = 0,142$), indicando que pode haver influência significativa dos meses (sazonalidade), mas não dos lugares (espaço). No caso da condutividade, o lugar foi significativo ($F = 310,578$ e $p < 0,05$) Foi conduzido então, um teste post-hoc de Tukey para verificar quais as diferenças entre os valores de pH e condutividade. No caso do pH, verificou-se que o valor da superfície é significativamente diferente dos outros valores, não havendo, porém, diferença significativa entre os valores da profundidade média e fundo. Para os meses, verificou-se diferença significativa entre todos, seguindo a ordem fevereiro > janeiro > setembro > novembro. No caso da condutividade, verificou-se que o valor de superfície é significativamente maior que o valor da profundidade média, mas não que o valor de fundo.

A partir da análise de PCA, pode-se verificar que o componente principal 1 (PC1) representa 40,49% da variância total dos dados e o componente principal 2 (PC2) 35,13%. Juntos representam 75,62% de toda a variância dos dados. Unidades amostrais que se encontram no primeiro quadrante são influenciadas positivamente por temperatura e pH, enquanto unidades que se encontram no segundo quadrante são influenciadas positivamente por condutividade (Figura 4). Verifica-se também a relação do P2, no mês de setembro, para oxigênio dissolvido – OD. Quando a turbidez é incluída na análise, nas campanhas amostrais de setembro e novembro pode-se verificar que o componente principal 1 (PC1) representa 58,52% da variância total dos dados e o componente principal 2 (PC2) 27,53%. Juntos representam 86,05% de toda a variância dos dados. Unidades amostrais que se encontram no primeiro quadrante são influenciadas positivamente por temperatura enquanto unidades que se encontram no segundo quadrante são influenciadas positivamente por turbidez e OD (Figura 5).

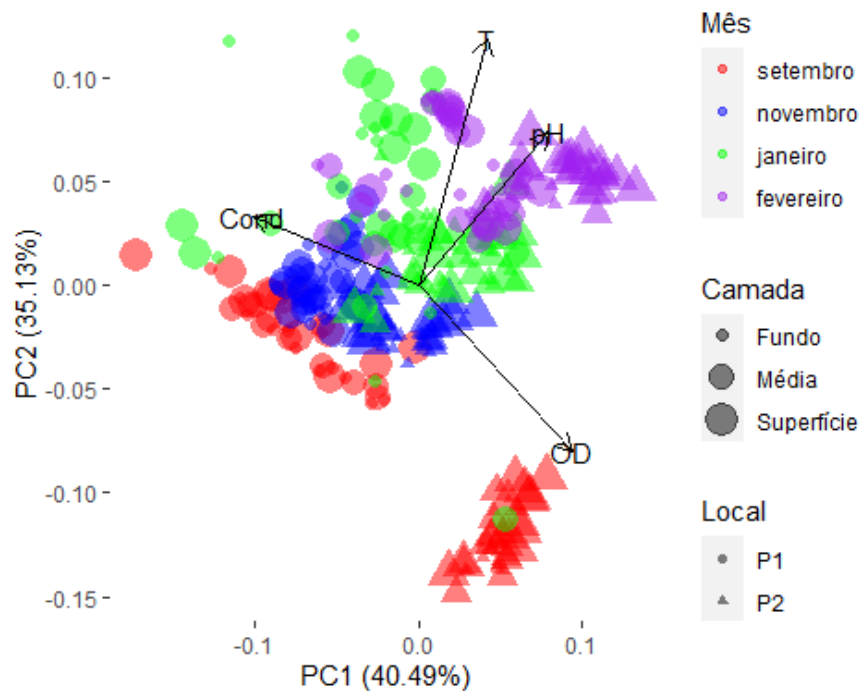
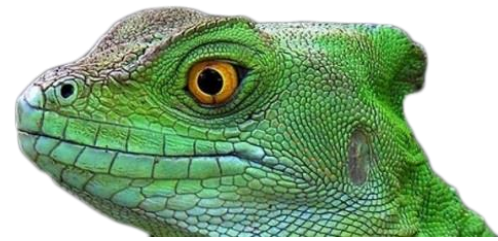


Figura 4: Análise de componentes principais (PCA) aplicada as variáveis abióticas (T-Temperatura, pH, OD, Cond - condutividade) no P1 (Canal Navegantes) e P2 (Canal Jacuí), nas camadas superior (SUP) média (MED) e fundo (FUN), nos meses de setembro e novembro de 2019 e janeiro e fevereiro de 2020.

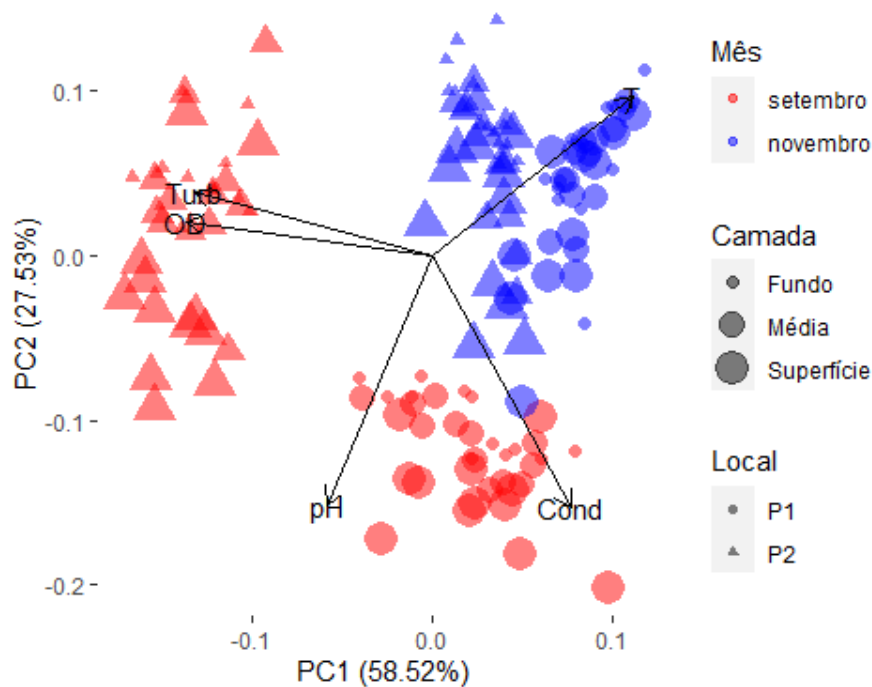


Figura 5: Análise de componentes principais (PCA) aplicada as variáveis abióticas (T-Temperatura, pH, OD, Cond- condutividade e Turbidez) no P1 (Canal Navegantes) e P2 (Canal Jacuí), nas camadas superior (SUP) média (MED) e fundo (FUN), nos meses de setembro e novembro de 2019.



Considerando a variação nictemeral a temperatura seguiu o padrão para sazonalidade, de forma clara há um aumento da campanha de setembro < novembro < janeiro < fevereiro para todas as camadas. Verifica-se inversão térmica no período noturno em novembro no P1 e em setembro e novembro P2 (figura 6), e estratificação em fevereiro nos dois pontos amostrais. Para pH os valores na superfície foram maiores durante os ciclos e nos locais de estudo, os maiores valores encontrados foram na campanha de fevereiro que ficaram acima de 7 em todas as camadas no P2 (Figura 6). E novembro a variação nictemeral para três profundidades estiveram abaixo do valor neutro, tendendo a uma situação mais ácida, em fevereiro os valores mais básicos (P2) foram acima da neutralidade para todo o ciclo de 24 horas.

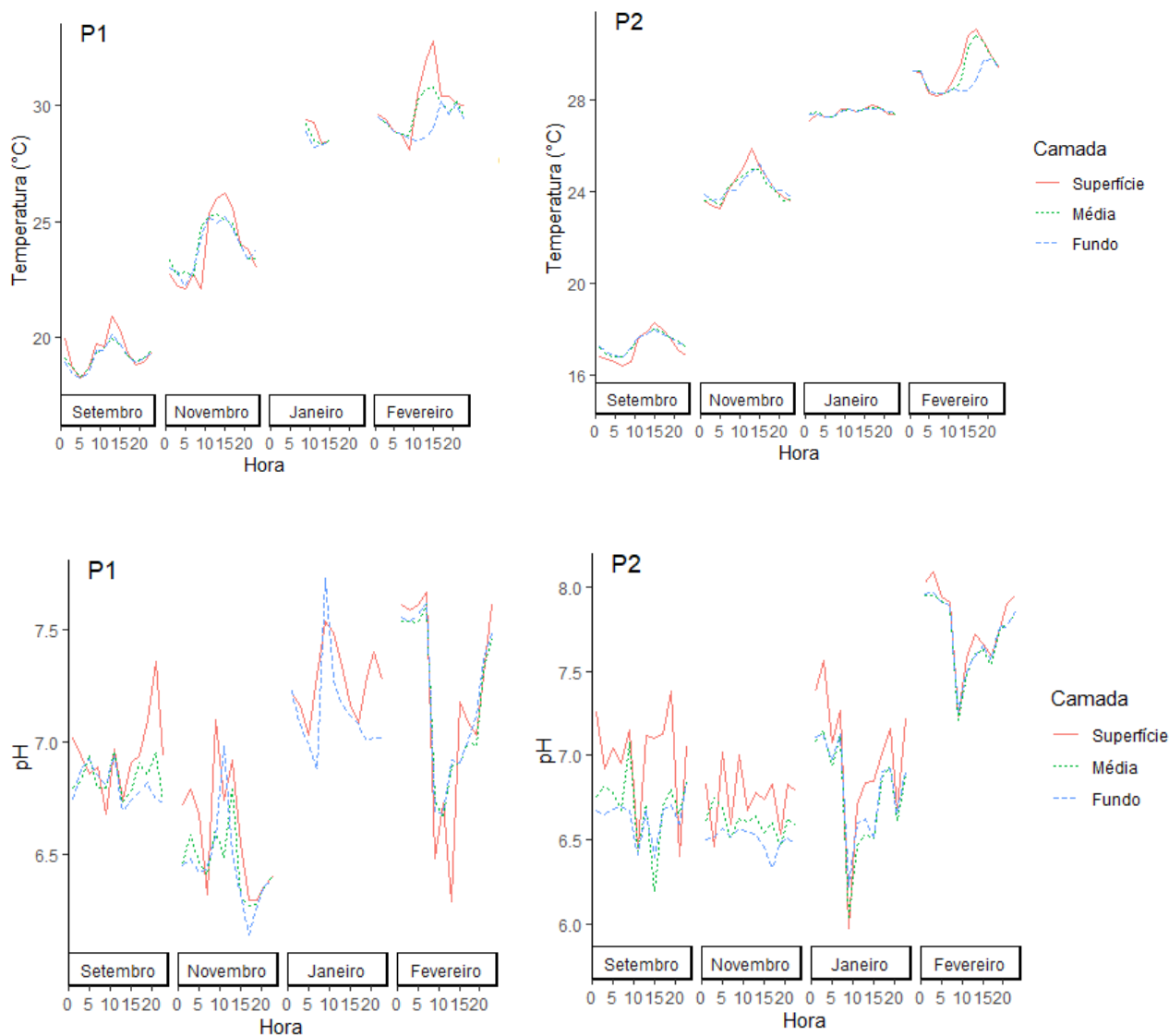
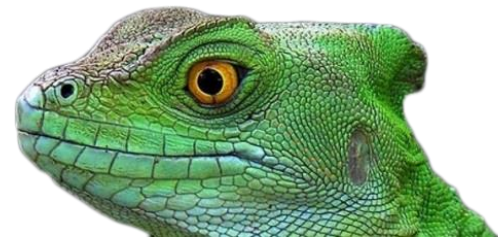


Figura 6: Valores da temperatura e pH ao longo de 24 h, Delta do Jacuí Lago Guaíba, P1 - Canal Navegantes, P2 - Canal Jacuí



A condutividade em relação à variação nictemeral teve dois picos acentuados em setembro e janeiro no P1 bem como valores acima de $100 \mu\text{S}/\text{cm}$, a média foi maior no P1 nas escalas tempo, espaço e nictemeral, com valor médio de $119,8 \mu\text{S}/\text{cm}$ em setembro e $110,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ em janeiro. Apesar de não constar na Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005) esse parâmetro pode indicar alterações no ambiente aquático (CETESB, 2016). No P2 em novembro ocorreram os maiores resultados comparados às outras campanhas (Figura 8).

Em relação ao oxigênio dissolvido – OD, no P1 predominaram valores abaixo de $5 \text{ mg}/\text{L}$ nas três primeiras campanhas amostrais (Figura 7). Os menores valores no P1 ocorreram na camada de fundo às 13:00 horas nas campanhas amostrais de setembro ($3 \text{ mg}/\text{L}$), novembro ($2,8 \text{ mg}/\text{L}$) e janeiro ($3,26 \text{ mg}/\text{L}$) e às 9:00 horas na campanha de fevereiro ($8,1 \text{ mg}/\text{L}$) e às 3:00 horas na superfície em fevereiro ($7,2 \text{ mg}/\text{L}$). Foi verificada estratificação química no mês de fevereiro no P1.

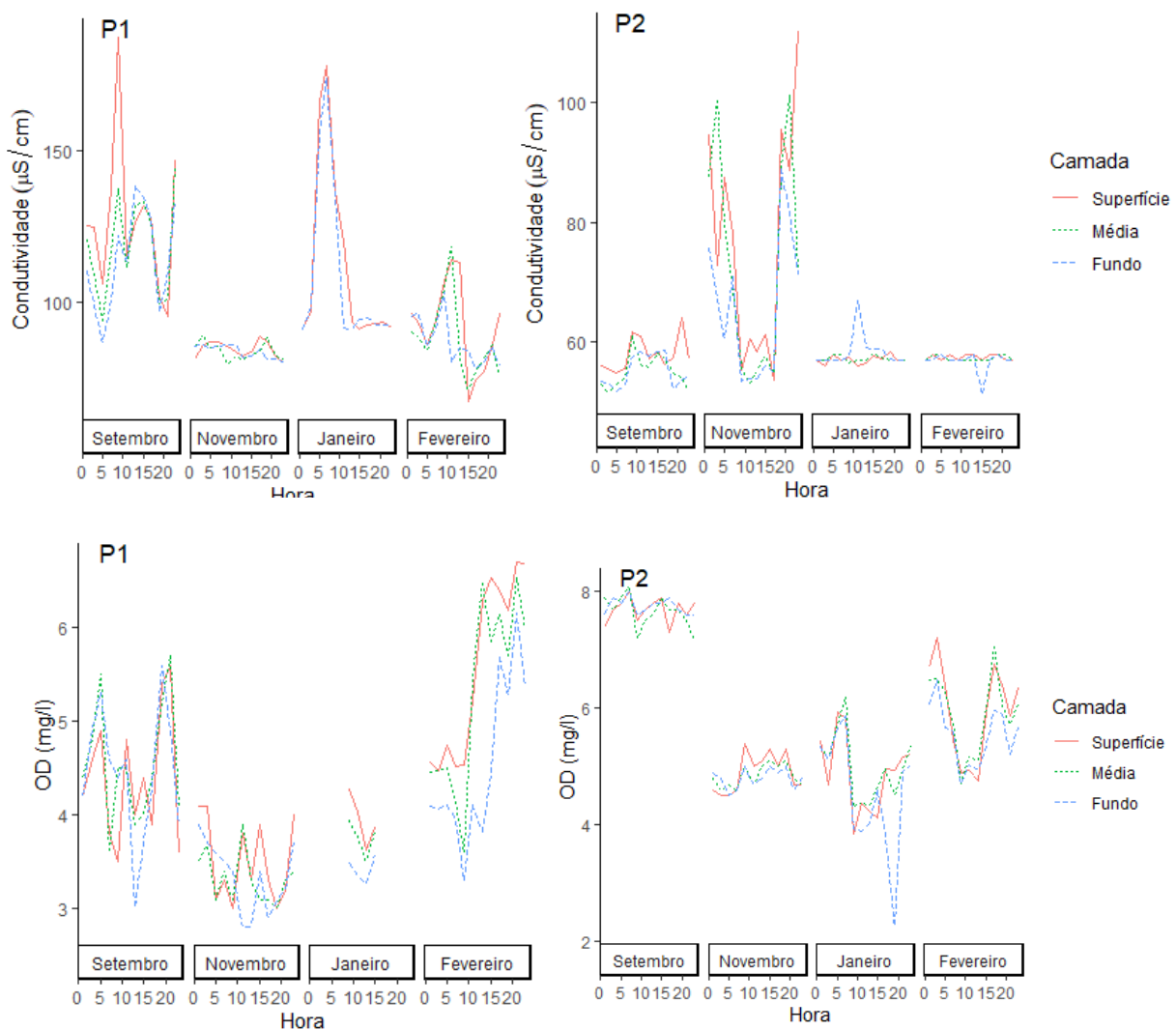


Figura 7: Valores da Condutividade e OD ao longo de 24 h, Delta do Jacuí Lago Guaíba.



A variação nictemeral da turbidez seguiu um padrão de declínio nos valores após as 17:00 horas no P1 e diminuição nos valores para a segunda campanha, em ambos os pontos amostrais, sendo que, os valores não ultrapassaram 55 NTU em todo período amostrado, os maiores valores e uma oscilação sem uma definição foi verificado no P2 ficando na faixa de 102 NTU e 55 NTU no mês de setembro, a Resolução CONAMA 357 de 2005 estabelece o valor máximo e 100 NTU para as Classes I, II e III.

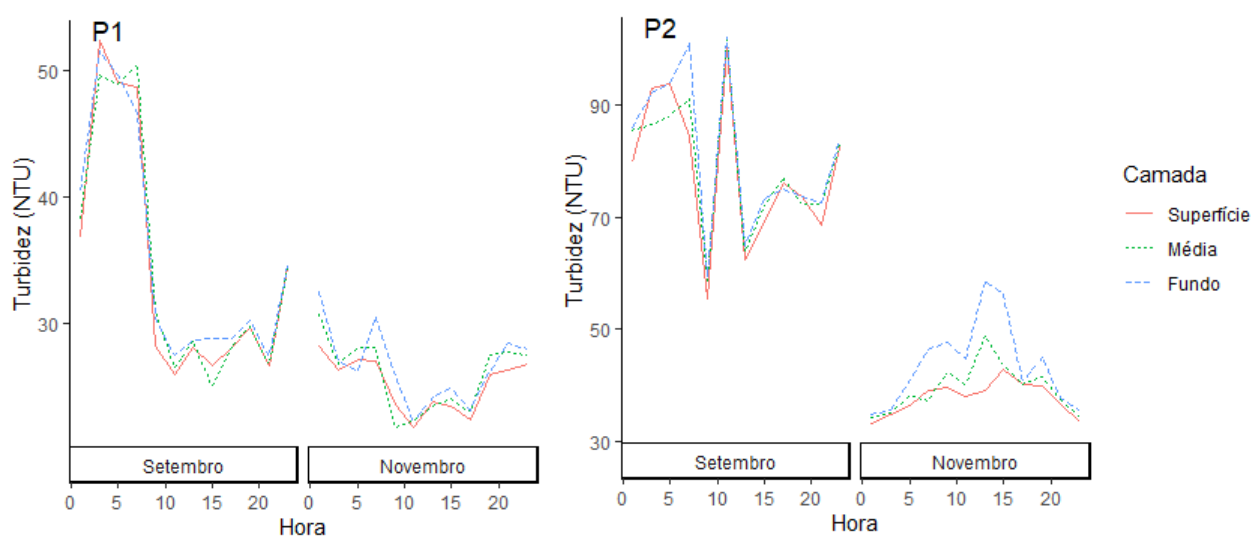


Figura 8: Valores da Turbidez ao longo de 24 h, Delta do Jacuí Lago Guaíba.

Os valores mais elevados de condutividade (média de $100,6 \mu\text{S}/\text{cm}$) e os menores valores de oxigênio dissolvido OD (média de $4,1 \text{ mg}/\text{L}$) no P1 (Canal Navegantes) indicam um maior comprometimento na qualidade da água no referido ponto, quando comparado com o P2. Esses valores de condutividade foram superiores aos encontrados por outros estudos nesse canal (MARTINS et al. 2017, 2019; ANDRADE et al. 2018), estando no limiar do citado para ambientes aquáticos de água doce, que de maneira geral, apresentam valores entre 10 a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ (VON SPERLING 2007 apud PIRATOBA et al., 2017). Sendo que valores superiores podem ser decorrentes da decomposição de matéria orgânica ou carga orgânica. Esses resultados provavelmente são influenciados pela contribuição dos afluentes dessa região, que segundo Bendati (2000) apresentam elevada carga orgânica devido à contribuição de altas taxas de esgoto sanitário oriunda de uma região de alta densidade populacional e baixas capacidades de autodepuração. No P2 (Canal Jacuí) os valores são similares aos estudos desenvolvidos na região (BENDATI, 2000; ANDRADE et al. 2018).



Para o mês de novembro os valores de Turbidez foram acima da amostragem anterior no (P2) possivelmente reflexo da pluviosidade ocorrida no mês de outubro (Figura 2), ali nessa região tem maior influência do Rio Jacuí, que aporta 85% da vazão no Delta. Existe uma relação direta e não linear entre concentração de sólidos suspensos (CSS) e a descarga dos rios, esta se apresenta variável no tempo. (ANDRADE NETO et al., 2012), e a ação do vento atrelado às baixas profundidades do verão podem ressuspender os sedimentos na coluna de água (NICOLODI et al. 2010).

A temperatura se correlacionou moderadamente e positivamente com o pH, mas sem uma linearidade expressiva. A condutividade segundo Esteves et al., (2011) pode fornecer importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, como sobre os fenômenos importantes que ocorram na sua bacia de drenagem, a variação diária informa a respeito de processos importantes, como produção primária (redução dos valores) e decomposição (aumento dos valores) e também ajuda a detectar fontes poluidoras.

Em relação aos locais de amostragem em estudo de Andrade & Giroldo (2014) analisaram dados limnológicos próximos a estes pontos, atribuíram para estação do verão como déficit na qualidade da água principalmente no Canal Navegantes, e em relação ao P2 se difere qualitativamente melhor no espaço e tempo, e o aumento da temperatura no verão coincidiu com o aumento do pH.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O aumento da temperatura foi acompanhado por baixas precipitações e menores valores dos níveis da profundidade.

A maior correlação positiva foi verificada entre a temperatura e pH (0,46) seguido de pH e oxigênio dissolvido (0,30), e correlação negativa da temperatura com o oxigênio (-0,55) no gráfico da correlação observa-se que com o aumento da temperatura o oxigênio dissolvido decai.

Para o pH observou-se diferenças significativas sazonais ($F = 8,929$ e $p < 0,05$) e espaciais ($F = 4,116$ e $p < 0,05$), e o bloqueamento para mês foi mais efetivo ($F = 112,927$ e $p < 0,05$) indicando maior influência. Os valores superficiais foram significativamente diferentes das demais profundidades, mas não houve diferenças significativas entre meio e fundo.

A condutividade evidenciou diferenças significativas espaciais ($F = 3,125$ e $p < 0,05$), bloqueamento no caso da condutividade, o lugar foi significativo ($F = 310,578$ e $p < 0,05$), a superfície é significativamente diferente da camada média, mas não do fundo.



Os componentes principais 1 e 2 do PCA representam 75,62% de toda a variância, o pH influenciou positivamente P2 e P1 destaque para os meses de fevereiro e janeiro, a temperatura maior para o mês de janeiro e fevereiro com destaque para o P1, a condutividade influenciou positivamente o P1 destacando-se os meses de setembro e janeiro, o OD foi correlacionado para o mês de setembro no P2.

Foi observada variação nictemeral para todas as variáveis abióticas, pH e a condutividade não se definiram um padrão e as maiores amplitudes nos valores de condutividade dentro de um ciclo observado no P1 ocorreram nos meses de setembro e janeiro assim como espacialmente maiores em relação ao P2, e uma amplitude observada no mês de novembro para o P2. A variação da turbidez estava sempre abaixo do preconiza a Resolução CONAMA 357/2015, assim como a correlação foi positiva para mês de setembro com o P2, local de maior vazão e aporte no Delta do Jacuí.

Durante o desenvolvimento do estudo, podemos concluir que o canal Navegantes é mais comprometido em relação à qualidade hídrica, observou-se durante o período estudado que os valores de oxigênio dissolvido foram menores em relação aos estudos anteriores citados, o que corrobora que há um decaimento qualitativo no ecossistema deste local, assim como a condutividade que apresentou valores acima dos observados.

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 BIBLIOGRÁFICAS |

Andrade, L.C.; Andrade, R.R.; Camargo, F.A.O. 2018. The historical influence of tributaries on the water and sediment of Jacuí's Delta, Southern Brazil. *Revista Ambiente e Água*, v. 13, p. 1.

Andrade, L.C.; Rodrigues, L.; Andreazza, R.; Camargo, F.A.O. 2019. Lago Guaíba: uma análise histórico-cultural da poluição hídrica em Porto Alegre, RS, Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(2), 229-237. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019155281>

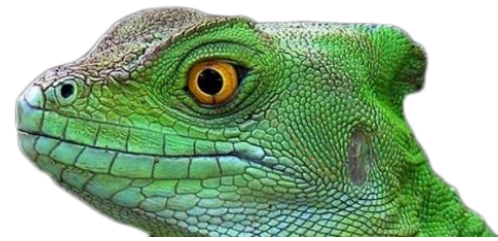
Andrade Neto, J.; Rigon, L.; Toldo JR., E.; & Schettini, C. 2012. Descarga sólida em suspensão do sistema fluvial do Guaíba, RS, e sua variabilidade temporal. *Pesquisas em Geociências*, 39(2), 161-171. [doi:https://doi.org/10.22456/1807-9806.35910](https://doi.org/10.22456/1807-9806.35910)



- Andrade, R. R.; Colares, E. R. C.; Krigger, S. S.; Maizonave, C. R. M.; Morandi, I. C. 2012. Lago Guaíba (RS): índice de qualidade da água – IQA, 2000 a 2009. *ECOS Técnica*, n. 4, p. 5-14.
- Andrade, R. R.; Giroldo, D. 2014. Limnological characterisation and phytoplankton seasonal variation in a subtropical shallow lake (Lake Guaíba, Brazil): a long-term study. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 4, p. 442-456.
- Barbosa, L. G.; Barbosa, P. M. M.; Barbosa, F. A. R. 2011. Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(1), 63-73. <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.020>
- Becker, V.; de Souza Cardoso, L.; Huszar, V.L.M. 2009. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquat Ecol* 43, 285-293.
- Bendati, M.M.; Schwarzbach, M.S; Maizonave, C.R.M.; Bittencourt, L.; Bringhenti, M. 2000. Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) como suporte para a gestão da bacia hidrográfica. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: Abes, 2000. Não paginado. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/v-076.pdf>>. Acesso em: 6/5/2020.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 357/2005. “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.
- Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Água. 2016. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>> Acesso em 6/5/2020.
- DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgotos. Revista Ecos N 39 <http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/dmae/usu_doc/ecos_39_e_ecos_tecnica_final.pdf> Acesso em 06 de maio de 2020.
- Esteves, F.A.; Barros-Figueiredo, M.P.; Petruccio, M.M. 2011. Principais Cátions e Ânions. In Esteves, F.A. (org.). Fundamentos de Limnologia. Interciência. 3 ed. Rio de Janeiro, p: 299-321.
- Esteves, F.A. & Menezes, C.F.S. 2011. Papel da Água e da Limnologia na Sociedade Moderna. In Esteves, F.A. (org.). Fundamentos de Limnologia. Interciência. 3 ed. Rio de Janeiro, p: 63-72.
- Lanna, A.E. (1993) O papel do estado na preservação da água . *Revista ECOS*, n. 0, p. 6-7.<<http://dmaerevista.procempa.com.br/revistas/revista0/paginas.html>> Acesso em 06/05/2020
- Martínez, L.L.G., Poletto, C. 2014. Assessment of diffuse pollution associated with metals in urban sediments using the geoaccumulation index (Igeo). *J Soils Sediments* 14, 1251–1257. <https://doi-org.ez45.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11368-014-0871-y>
- Martins, M.V; Garcia, L.F.; Kapusta, S.C. 2017. Variação espaço-temporal de algumas variáveis físicas e químicas das águas superficiais na região sul da Ilha do Pavão, Delta do Jacuí. In: 18ª Mostra de Pesquisa, Ensino e Extensão IFRS, Campus Porto Alegre, Porto Alegre. 18ª Mostra de Pesquisa, Ensino e Extensão IFRS, Campus Porto Alegre, 2017. v1.
- Martins, M.V.; Kapusta, S.C.; Poletto, C. 2019. Vertical distribution and nictemeral variation of some physical and chemical water variables in the Jacuí Delta, Lagoa Guaíba, RS. *Annals of the 5th Symposium on Sustainable Systems - Vol. 1 / Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Fernando Periotto (Orgs) - Porto Alegre, RS: Editora GFM, 1.537p : il. ; 29.7 cm pp 178-187.*



- Meybeck, M.; Kuusisto, E.; Mäkelä, A.; Mälkki, E. 1996. Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. UNEP/WHO, 383p
- Nicolodi, J.L.; Toldo, E.E.; Farina, J.L. 2010. Dinâmica e ressuspensão por ondas no Lago Guaíba (RS, Brasil) e implicações nos locais de captação de água para abastecimento humano. Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, v. 37, n. 1, p. 25-39.
- Pinto, T.S.; Becker, V. 2014. Diel dynamic of phytoplankton functional groups in a tropical water supply, Extremoz Lake, northeastern Brazil. *Acta limnologica Brasiliensia*, vol. 26 no. 4, p. 356-366.
- Piratoba, A.R.A.; Ribeiro, H.M.C.; Morales, G.P.; Gonçalves, W.G.E. 2017. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente e Água*, v. 12, p. 435-456.
- Porto Alegre. Departamento Municipal de Água e Esgotos - DMAE. Lago Guaíba. Disponível em: http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmae/default.php?p_secao=197. Acesso em: 6/5/2020
- Rangel, L.M.; Silva, L.H.S.; Arcifa, M.S.; Perticarrari, A. 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 69(1), 75-85.
- R Core Team .2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL.
- Rio Grande do Sul. Lei no 12.371 de 11 de novembro de 2005. "Cria a Área de Proteção Ambiental - APA - Estadual Delta do Jacuí e o Parque Estadual Delta do Jacuí e dá outras providências". Publicada no DOE nº 215, de 14 de novembro de 2005, 69p.
- Rio Grande do Sul. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. SEMA/RS. Plano da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. 2016. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/g080-bacia-hidrografica-do-lago-guaiba>>. Acesso em: 6/5/2020.
- Rio Grande do Sul. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Estadual Delta do Jacuí. Porto Alegre. 2017. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/planos-de-manejo>>. Acesso em: 6/5/2020.
- Rio Grande do Sul. Portaria SEMA Nº 20, de 22 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre aprovação e homologação do Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Estadual Delta do Jacuí – APAEDJ. Publicada no DOE de 02 de março de 2017.
- Silva, E.S.; Rocha, O.; Santos-Wisniewski, M.J. 2018. Diel vertical migration of Cladocera in a compartment of a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 30, e304.
- Sari, V.; Poletto, C.; Castro, N.M.R. 2013. Caracterização dos processos Hidrossedimentológicos em bacias rurais e urbanas. *ENCICLOPÉDIA BIOSFERA*, Centro Científico Conhecer, v.9, N.16; p 596
- Von Sperling, M. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.



AVALIAÇÃO DO POTENCIAL CITOTÓXICO E MUTAGÊNICO DA ÁGUA DO RIO MARMELEIRO – PR EM GIRINOS DE *LITHOBATES* *CATESBEIANUS*

| ID 15835 |

¹Jaqueline Klem Bohrer, ²Gracieli Mapelli, ³Daiana Lauxen Schütz, ⁴Elisângela Düsman, ⁵Juan Carlos Pokrywiecki, ⁶Rodrigo Lingnau, ⁷Marilete Chiarelto, ⁸Ticiane Sauer Pokrywiecki

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão, e-mail:

jaquelinebohrer@alunos.utfpr.edu.br; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão, e-mail: gracymapelli@hotmail.com; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão, e-mail: daianalauxen@hotmail.com; 4Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão, e-mail: edusman@utfpr.edu.br; 5Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão, e-mail: juan@utfpr.edu.br; 6Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão, e-mail: rodrigolingnau@gmail.com; 7Departamento de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Prefeitura Municipal de Marmeleiro, e-mail: marilete.ch@gmail.com; 8Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão, e-mail: ticiane@utfpr.edu.br

| RESUMO |

Atualmente, a degradação dos recursos hídricos é uma das maiores preocupações do ponto de vista ambiental, uma vez que esta pode causar danos diretos ou indiretos à saúde e à sobrevivência dos diversos organismos expostos. Esta poluição pode estar diretamente associada ao uso e ocupação do solo ao longo da bacia hidrográfica, seja a partir de despejos de efluentes urbanos e/ou industriais não tratados, assim como os provenientes da agricultura, os quais são transferidos e transportados no ambiente de diversas maneiras podendo atravessar diferentes compartimentos ambientais, atingindo o solo e, principalmente, a água. A presença de agroquímicos no ambiente pode provocar efeitos deletérios em organismos não-alvo, causando perda da biodiversidade e danos à saúde pública. A avaliação da ecotoxicidade desempenha um importante sistema de alerta precoce para a presença desses contaminantes no ambiente, visto que suas respostas aparecem antes que ocorram prejuízos irreversíveis a todo o ecossistema. Nesse contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar a citotoxicidade e a mutagenicidade de girinos de rã-touro (*Lithobates catesbeianus*) expostos a água do Rio Marmeleiro, o qual localiza-se no Sudoeste do Estado do Paraná, sendo esta fonte de água para abastecimento urbano do município. As amostras de água foram coletadas no início da estação do outono de 2018. Os pontos escolhidos para coleta foram: nascente do Rio (P1), início da área urbana (P2), ponto de captação da água para o abastecimento urbano (P3), ponto na área central (P4), ponto no lançamento do efluente tratado da estação de tratamento de esgoto – ETE (P5), foz do Rio (P6). Os girinos foram obtidos de uma fonte comercial, todos provenientes da mesma desova e na mesma fase de desenvolvimento (entre as fases 26 a 39 de Gosner). Os girinos permaneceram por 22 dias nas soluções controle e tratamento (água do Rio Marmeleiro), a temperatura de $22 \pm 2^\circ\text{C}$, com aeração constante. Após o tratamento crônico, realizou-se a retirada do sangue caudal dos girinos para confecção das lâminas a partir do esfregaço. Foi determinada a frequência de micronúcleos e outras alterações nucleares (células com broto, células binucleadas e células reniformes) em 1000 eritrócitos para cada girino. A análise estatística dos dados foi feita pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$; $n=5$). De acordo com as condições experimentais, os resultados indicaram que os pontos P1 e P2 foram estatisticamente diferentes ao controle negativo (CO-) no que se refere a presença de micronúcleos, enquanto para as alterações nucleares os pontos P3, P4 e P6 apresentaram média estatisticamente diferentes do controle negativo (CO-). Esses resultados indicam que os contaminantes de origem



variada estão exercendo efeitos citotóxicos e mutagênicos ao bioindicador utilizado, permitindo inferir que as ações antrópicas estão afetando a qualidade da água do Rio Marmeleiro. Os testes de toxicidade utilizando espécies aquáticas mostraram-se como uma importante ferramenta de alerta para possíveis distúrbios ocorridos nesse ecossistema, uma vez que desempenham efeitos, mesmo que sutil, sobre espécies não aquáticas, seja através do consumo da água ou pela cadeia alimentar. O estudo mostrou a necessidade de monitoramento constante em locais com forte pressão antrópica, assim como a importância dos testes de ecotoxicidade para entendimento da dinâmica e impacto desta poluição nos corpos hídricos. Para trabalhos futuros sugere-se que outras avaliações sejam realizadas em diferentes estações do ano, assim como o uso de outras espécies de bioindicadores, para um melhor monitoramento e compreensão das condições ambientais locais.

Palavras-chave: Mananciais; Agroquímicos; Micronúcleo.

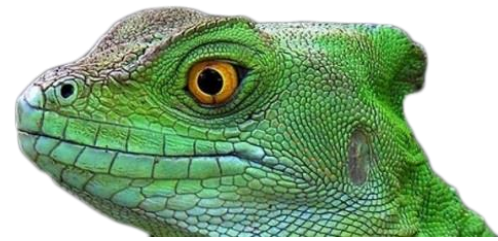
| INTRODUÇÃO |

O crescimento populacional resultou em um aumento das atividades agrícolas e industriais e, por essa razão, diferentes poluentes são lançados no meio ambiente (Arias et al., 2007) os quais podem acumular-se tanto no ar, no solo e nas águas (Claxton et al., 1998; Ohe et al., 2004), promovendo alterações ou até mesmo efeitos nocivos ao meio ambiente e, por decorrência, atingindo direta ou indiretamente à saúde dos seres vivos (Maschio, 2009).

A ocupação urbana ao longo da bacia hidrográfica, provoca consequências nos ecossistemas aquáticos, acarretando alterações nos padrões de escoamento, aumento no transporte de sedimentos e poluentes para o rio (Righetto et al., 2009). Os organismos que habitam essas áreas podem sofrer danos no ácido desoxirribonucleico (DNA), assim como os humanos que fazem uso desta água poluída correm risco de efeitos genotóxicos semelhantes (Landrigan; Fuller, 2012). Diversos problemas de saúde humana, incluindo alguns tipos de câncer, vêm sendo atribuídos à presença de diversos contaminantes no meio ambiente (Fatima; Ahmad, 2006).

As amostras ambientais, em sua grande maioria, são misturas complexas compostas por diversos contaminantes oriundos de diferentes atividades antrópicas (Leme; Marin-Morales, 2008). O ecossistema aquático, quando comparado a outros, é o que mais sofre com a ação do homem, em virtude de servir com o destino final de inúmeros poluentes (Claxton et al., 1998) uma vez que os organismos presentes nestes ambientes são os primeiros a serem atingidos (Bickham et al., 2000). Nesse contexto, ao longo dos anos a comunidade científica vem procurando e desenvolvendo vários estudos e metodologias as quais visam contribuir na compreensão de como diversas substâncias podem interagir nos ecossistemas bem como seus efeitos sob os seres vivos (Moron et al., 2006).

Durante um longo período, o monitoramento ambiental consistia basicamente na identificação das características físico-químicas, entretanto, ao contrário dos ensaios ecotoxicológicos, essas



análises apenas identificam e quantificam as substâncias presentes na amostra, não sendo capaz de detectar os possíveis efeitos sobre a biota (Zagatto; Bertoletti, 2008). Desta maneira ensaios de ecotoxicidade vêm sendo cada vez mais utilizados para a determinação de efeitos nocivos em organismos aquáticos, sendo realizados com o intuito de avaliar as consequências que substâncias químicas podem causar aos organismos expostos a elas (Walker et al., 2012).

Ainda que se mostre difícil estabelecer uma ligação direta entre os efeitos ecológicos da poluição e a saúde humana, o uso de diferentes espécies como bioindicadores forneceu a base conceitual para se tornar possível essa conexão (Bickham et al., 2000). Um dos grupos de animais considerado como excelentes bioindicadores é o dos anfíbios, visto que possuem ovos sem casca e pele altamente permeável os tornando sensíveis as variações ambientais presentes na água e no solo, assim como, apresentam uma fisiologia conhecida, diversidade de espécies, multiplicidade de habitats onde podem ser encontrados, adaptação e tolerância à oxigênio em baixas concentrações e variações de temperatura, manutenção simples que engloba relativa facilidade de serem conduzidos e de resistir a condições abióticas (Blaustein; Kiesecker, 2002; Burggren; Warburton, 2007).

Os anfíbios são considerados espécies-chave nos ecossistemas aquáticos e os declínios em suas populações podem, portanto, ter um impacto profundo na estrutura e funcionamento do ecossistema, uma vez que estes possuem participação efetiva em diferentes habitats, sendo capazes de retratar efeitos em diferentes níveis tróficos, pois podem comportar-se como predador ou presa. Estes organismos podem expressar a realidade de um ecossistema tanto em trabalhos realizados em condições laboratoriais como em campo, potencializando os resultados (Schiesari et al. 2009; Vasconcelos et al., 2016).

Segundo Bueno-Guimarães et al. (2001) os girinos de anuros da espécie *Lithobates catesbeianus* tem se revelado bons sentinelas das modificações ambientais, respondendo de maneira precoce e satisfatória às alterações negativas ocorridas no ambiente através de mecanismos de defesa sensíveis, ao mesmo tempo em que resistem às diversas situações em que são expostas no processo de experimentação, resultando então, em um bom modelo experimental para estudos ecotoxicológicos.

Entre as técnicas empregadas na determinação dos efeitos citotóxicos e mutagênicos de um agente químico ou físico sob um organismo, o teste de micronúcleo (MN) tem sido amplamente utilizado por ser uma técnica relativamente fácil e possuir uma alta precisão (Russo et al., 2004; Arslan; Parlak, 2017). Micronúcleos são fragmentos de cromossomos ou cromossomos inteiros que acabaram não sendo incluídos dentro do núcleo da célula filha no decorrer da divisão celular, ou, devido a alterações nucleares durante a mitose, pode-se resultar em atrasos na divisão do material genético e não-incorporação no núcleo principal (Palhares; Grisolia, 2002).



A bacia hidrográfica do Rio Marmeleiro é considerada de suma importância para o município, tendo em vista que é utilizada para abastecimento de água para a população, além de receber em seu percurso o efluente da estação de tratamento de esgoto – ETE. Essa bacia compreende aproximadamente 47 Km de extensão e conta com 14 afluentes, os quais em sua grande maioria localizam-se na área rural (Thiel et al., 2016).

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo avaliar, sob condições laboratoriais, o potencial citotóxico e mutagênico, a partir da frequência de alterações nucleares e micronúcleos, respectivamente, de girinos de *Lithobates catesbeianus* expostos a água do Rio Marmeleiro – PR.

| MATERIAL E MÉTODOS |

As amostras foram coletadas no Rio Marmeleiro, localizado na cidade de Marmeleiro, Sudoeste do estado do Paraná, na estação do outono de 2018, seguindo as recomendações do *Standard Methods* (Apha, 1998). Os pontos definidos para a coleta das amostras foram: nascente do Rio (P1), início da área urbana (P2), ponto de captação da água para o abastecimento urbano (P3), ponto na área central (P4), ponto no lançamento do efluente tratado da estação de tratamento de esgoto – ETE (P5) e um ponto na foz do Rio (P6), conforme coordenadas geográficas descritas na Tabela 1.

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos pontos de coleta.

Pontos	Coordenadas	Características
P1	26°22'46"S, 53°03'45"W	Nascente do Rio Marmeleiro
P2	26°09'39"S, 53°01'34"W	Início da área urbana
P3	26°09'29"S, 53°01'22"W	Captação de água para abastecimento urbano
P4	26°09'8"S, 53°01'12"W	Área central
P5	26°09'8"S, 53°01'12"W	Lançamento de efluentes da ETE
P6	26°05'46"S, 52°59'10"W	Foz do Rio Marmeleiro

O teste do micronúcleo com sangue de girinos de rã-touro (*L. catesbeianus*) seguiu a metodologia descrita por Gauthier et al. (2004) e Gonçalves et al. (2015), com modificações. Os girinos foram obtidos de uma fonte comercial, todos provenientes da mesma desova e na mesma fase de desenvolvimento (entre as fases 26 a 39 de Gosner), pesando cerca de 5 gramas. Eles foram aclimatados em aquários contendo 5 litros de água mineral, por 7 dias. Em seguida, foram separados



em grupos de 5 girinos por aquário, juntamente com 5 litros das amostras de cada ponto coletado ao longo de toda a extensão do Rio Marmeleiro descritos a cima (1 litro por girino). O grupo controle negativo foi realizado com 5 litros de água mineral.

Os girinos permaneceram por 22 dias nestas soluções controle e tratamento, a temperatura de $22 \pm 2^\circ\text{C}$, com aeração constante e foram alimentados com ração para peixe a cada 4 dias. Após o tratamento crônico, os girinos foram anestesiados e eutanasiados por aproximadamente 10 minutos em solução de benzocaína a 5%. Depois da confirmação da morte, foi feita a retirada do sangue caudal dos girinos.

O sangue foi colocado sobre uma lâmina limpa e seca e foi feito o esfregaço do mesmo para a confecção da lâmina. As lâminas preparadas foram fixadas por 1 hora em metanol, secas à temperatura ambiente, fixadas com álcool 96% por 30 minutos, secas à temperatura ambiente por 12 horas, e coradas com Giemsa 20% diluído em tampão fosfato (pH 6,8), durante 20 minutos. As lâminas foram analisadas determinando a frequência de micronúcleos e outras alterações nucleares (células com broto, células binucleadas e células reniformes) em 1000 eritrócitos para cada girino, usando o microscópio óptico de luz, com aumento da objetiva de imersão (100 X).

Realizou-se o cálculo do número médio de micronúcleos, do percentual de micronúcleos, do número médio de alterações nucleares e do percentual de alterações nucleares de cada grupo controle e tratados. A análise estatística dos dados foi realizada pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$; $n=5$) pelo programa GraphPad InStat.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

De acordo com a análise estatística para presença de micronúcleos (Tabela 2 e Figura 1), podemos verificar que o P1 e o P2 se mostraram estatisticamente diferentes ao controle negativo (CO-), demonstrando potencial mutagênico das águas do Rio Marmeleiro nestes pontos de coleta.

O potencial mutagênico identificado na nascente (P1) e no início da área urbana (P2) podem ter sido influenciados pela área de contribuição da bacia hidrográfica do Rio Marmeleiro, tendo em vista que a mesma se apresenta quase que em sua totalidade em áreas agrícolas o que pode contribuir para poluições oriundas do uso e ocupação do solo, a partir do emprego de agroquímicos. A ocupação agrícola utiliza diversos produtos causadores de desequilíbrio ambiental, tais como pesticidas, fertilizantes e sais (Embrapa, 2010). Esses agroquímicos podem contaminar os corpos hídricos a partir do escoamento superficial, provocando danos aos animais presentes nesses



ambientes (Knutson et al., 2004), como demonstrado no presente estudo com os girinos de *L. catesbeianus*.

Os resultados de uma revisão feita por Benvindo-Souza et al. (2020) revelaram que os agroquímicos tem sido o principal tópico de discussão na indução de micronúcleos e outras anormalidades nucleares em girinos anuros. Amaral et al. (2018) com intuito de avaliar mudanças comportamentais e efeitos mutagênicos em girinos de rã-touro (*L. catesbeianus*) exposto ao pesticida Abamectina (ABA), em diferentes concentrações, indicou que a presença dessa substância em ambientes aquáticos pode provocar impactos negativos sobre as populações de anfíbios, onde maiores concentrações do pesticida alteraram a morfologia e pigmentação do aparelho bucal e causou alterações nucleares nos eritrócitos dos girinos.

De acordo com a Agência de Defesa Agropecuária do Paraná – ADAPAR (2020) a ABA é indicado como acaricida e inseticida nas culturas de batata, feijão, tomate, soja entre outras espécies, as quais são muito empregadas na região Sudoeste do Paraná. Esse agroquímico ocasionalmente acaba tendo como destino final os corpos hídricos, seja através do escoamento superficial das lavouras ou até mesmo por percolação no solo atingindo os lençóis subterrâneos e é cada vez mais frequente na literatura, relatos sobre os efeitos prejudiciais destes compostos em anfíbios (Lajmanovich et al., 2014; Babini et al., 2016; Bernabò et al., 2016; Pérez-Iglesias et al., 2016; Gonçalves et al., 2017; De Arcaute et al. 2020).

Os resultados obtidos podem ser ratificados pelos encontrados por Borges et al. (2018) onde foi avaliado a genotoxicidade por meio do teste de micronúcleo em girinos da espécie *Physalaemus cuvieri* coletados em áreas agrícolas e em unidade de conservação, o estudo indicou que os girinos coletados em áreas agrícolas apresentaram maior frequência de micronúcleos em relação aos que se encontravam em áreas preservadas. Este resultado foi justificado com a hipótese de que a presença de agroquímicos nas áreas de plantações de milho e soja tenham exercido danos as células deste anfíbio.

Com relação as alterações nucleares (Tabela 2 e Figura 1), os pontos P3, P4 e P6 apresentaram média estatisticamente diferentes do controle negativo (CO-), indicando potencial citotóxico das águas desses pontos. Conforme Sodré et al. (2010), além de agroquímicos, também são encontrados nos corpos hídricos de todo o mundo compostos derivados de fármacos, produtos para cuidados pessoais, estrog nios naturais e sint ticos, subprodutos industriais, entre outras substâncias. Evidências essas que podem justificar a citotoxicidade encontrada no ponto de capta o de água para abastecimento urbano (P3), na área central (P4) e na foz do Rio Marmeleiro (P6).



Tabela 2: Número médio total de micronúcleos e de alterações nucleares, percentual médio de micronúcleos e de alterações nucleares e tipos de alterações nucleares dos grupos controle negativo (CO-) e tratados com as águas do Rio Marmeleiro.

Pontos de Coleta	Número Médio Total de Micronúcleos	Percentual Médio de Micronúcleos	Número Médio Total de Alterações Nucleares	Percentual Médio de Alterações Nucleares	Tipos de Alterações Nucleares		
					Brotos	Binucleada	Reniforme
CO-	0,20±0,447 ^a	0,1	0,40±0,548 ^a	0,2	00	01	01
P1	2,20±1,304 ^b	1,1	0,40±0,894 ^a	0,2	01	00	01
P2	2,00±0,817 ^{cb}	0,8	2,50±0,577 ^a _b	1,0	03	04	03
P3	1,80±0,837 ^{ab}	0,7	4,6±3,209 ^b	2,3	07	08	08
P4	0,80±0,837 ^{ab}	0,4	3,8±1,095 ^b	1,9	06	08	05
P5	0,40±0,548 ^{ac}	0,2	3,2±1,643 ^{ab}	1,6	04	12	00
P6	0,20±0,447 ^a	0,1	3,8±1,483 ^b	1,9	00	19	00

Valores com a mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.



Figura 1: Células sanguíneas de girinos de rã-touro (*L. catesbeianus*) em aumento de 100 X. A: Célula micronucleada; B: Célula binucleada; C: Células sem alterações.

As águas superficiais recebem grandes quantidades de contaminantes, sejam eles proveniente da agricultura, das indústrias ou de origem doméstica. Essas águas, que muitas vezes contém uma mistura de substâncias complexas, com potencial tóxico, são utilizadas como fontes de água potável para o consumo humano, na irrigação e atividades recreacionais. Em consequência, esta poluição pode ser um sério problema para a saúde pública, devido aos efeitos adversos aos quais é capaz de provocar, bem como a deterioração do ecossistema e da diversidade da biota local (Morales; Jordão, 2002; Pellacani et al., 2006).

Considerando que o P3 se mostrou citotóxico, e o mesmo é usado pela Estação de Tratamento de Água (ETA) para captação de água para abastecimento urbano do município de Marmeleiro, é um resultado de grande preocupação, tendo em vista que os processos convencionais de tratamento empregados nas ETAs não são capazes de remover estes contaminantes com eficiência (Verliefde et al., 2007; Benotti et al., 2009), ainda que essas substâncias sejam detectadas em baixas concentrações no meio ambiente, seus efeitos adversos não são totalmente conhecidos (Lonappan et al., 2018).



No estudo realizado por Thiel et al. (2016) com intuito de avaliar a qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Marmeleiro – PR para abastecimento público, constatou-se que apesar da maioria dos indicadores analisados estarem dentro do exigido pela legislação vigente, alguns pontos apresentaram variações significativas para alguns parâmetros, no período amostrado. Demonstrando que este manancial vem sofrendo com intensas atividades antrópicas, estando em concordância com o exposto neste estudo, no qual se mostrou citotóxico e mutagênico aos girinos de *L. catesbeianus*, revelando que este ambiente recebe descargas de poluentes, os quais podem ter origem pontual ou difusa.

Desta maneira, torna-se difícil prever qual ou quais poluentes são responsáveis pela toxicidade apresentada à biota aquática, tendo em vista que o potencial tóxico de uma amostra nem sempre depende da presença de uma única substância, mas sim da interação de diferentes tipos e condições favoráveis, que podem resultar em alterações ou sinergismos, reduzindo ou acentuando os efeitos tóxicos individuais (Meybeck; Helmer, 1996). Alguns estudos sugerem a influência da sazonalidade na indução de efeitos citotóxicos (Lemos; Erdtmann, 2000; Souza; Fontanetti, 2006), considerando que o índice de chuvas e conseqüentemente a vazão podem influenciar as concentrações dos poluentes na água.

Assim, o conhecimento do potencial citotóxicos e mutagênico dos mananciais é importante para o estabelecimento de ações que minimizem danos à saúde humana e ao meio ambiente (Moraes; Jordão, 2002). Em decorrência disso, existem inúmeros testes de toxicidade empregados na avaliação da qualidade da água e do ambiente (Egito et al., 2007). A utilização destes proporciona a avaliação dos efeitos de determinados poluentes, os quais podem auxiliar na obtenção de dados que sejam capazes de colaborar com o entendimento dos fatores que estão interferindo na saúde de diversos organismos.

Evidenciando assim que, os resultados obtidos no presente estudo podem estar relacionados ao uso e ocupação do solo ao longo da bacia hidrográfica do Rio Marmeleiro, bem como de toda sua área de contribuição. Fato esse que merece uma devida atenção, tendo em vista que esse manancial é usado para abastecimento de água no município, levando em consideração que os processos convencionais de tratamento de água não são eficientes na remoção de agroquímicos e outros contaminantes persistentes, a presença desses compostos podem estar afetando a saúde da população que faz o uso direto ou indireto deste manancial.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os testes de citotoxicidade e mutagenicidade em organismos aquáticos mostram-se como um importante instrumento de alerta para possíveis distúrbios nesse ecossistema, tendo em vista que, os mesmo auxiliam na detecção de agentes tóxicos presentes na água, que por sua vez, exercem efeitos, mesmo que sutis em espécies superiores, seja através do consumo dessa água ou por meio da cadeia alimentar.

O teste do micronúcleo e das demais alterações nucleares com girinos de *L. catesbeianus* permitiu a avaliação dos danos decorrente da sua exposição a água do Rio Marmeleiro, apresentando um indicativo da qualidade deste manancial. Os resultados encontrados são preocupantes e demonstram a necessidade da realização de um monitoramento ambiental contínuo deste recurso a fim de garantir a melhoria da qualidade da água para a população que faz seu uso assim como para as espécies que dele dependem.

Esses resultados podem ainda ter sofrido interferência do período em que foi realizada a coleta das amostras, onde o outono representa uma estação menos chuvosa no estado do Paraná, podendo então os contaminantes estarem mais concentrados na água, influenciando diretamente os dados. Para trabalhos futuros sugere-se que essa avaliação seja realizada com maior periodicidade abrangendo todas as estações do ano, bem como a utilização de mais espécies bioindicadoras.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR pela concessão da bolsa de mestrado. E ao Departamento de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Prefeitura Municipal de Marmeleiro pelo apoio a partir do projeto Avaliação global da bacia hidrográfica do Rio Marmeleiro: parâmetros físico-químicos, biológicos, citotóxicos e presença de hormônios estrógenos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Adapar - Agência de Defesa Agropecuária do Paraná; 2020. Instruções de uso do Abamex (Abamectina). Disponível em: <<http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Inseticidas/abamex270218.pdf>>. Acesso em: 29 de março de 2020.
- Amaral, D. F.; Montalvão, M. F.; Mendes, B. O. et al.; 2018. Behavioral and mutagenic biomarkers in tadpoles exposed to different abamectin concentrations. Environmental Science and Pollution Research, v. 25, n. 13, p. 12932-12946.



- Apha/Awwa/Wef; 1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington DC: APHA. 20. ed.
- Arias, A. R. L.; Buss, D. F.; Alburquerque, C. et al.; 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde*, v. 12, n. 1, p. 61-72.
- Arslan, O. Ç.; Parlak, H.; 2017. Micronucleus test good biomarker for determination of genetic changes in aquatic organism. *Journal of Aquatic Pollution and Toxicology*, v. 1, n.3:18.
- Babini, M. S.; Bionda, C. L.; Salas, N. E.; Martino, A. L.; 2016. Adverse effect of agroecosystem pond water on biological endpoints of common toad (*Rhinella arenarum*) tadpoles. *Environmental Monitoring and Assessment*. 188: 459.
- Batista, N. J. C.; Cavalcante, A. A. D. C. M., Oliveira, M. G. et al.; 2016. Genotoxic and mutagenic evaluation of water samples from a river under the influence of different anthropogenic activities. *Chemosphere*, v. 164, p. 134-141.
- Benotti, M. J.; Trenholm, R. A.; Van Der Ford, B. J. et al.; 2009. Pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in U.S. drinking water. *Environmental Science & Technology*, v. 43, p. 597.
- Bernabò, I.; Guardia, A.; Macirella, R. et al.; 2016. Effects of long-term exposure to two fungicides, pyrimethanil and tebuconazole, on survival and life history traits of Italian tree frog (*Hyla intermedia*). *Aquatic Toxicology*. 172: 56-66.
- Blaustein, A. R.; Kiesecker, J. M.; 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology letters*, v. 5, n. 4, p. 597-608.
- Bickham, J. W.; Sandhu, S.; Hebert, P. D. N. et al.; 2000. Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology. *Mutation Research*, v. 463, p. 33-51.
- Boer, J.; Hoeijmakers, H.; 2000. Nucleotide excision repair and human syndromes. *Carcinogenesis*, Oxford, v. 21, n. 3, pp. 453-460.
- Borges, R. E.; Assis, R. A.; Benvindo-Souza, M. et al.; 2018. O teste do micronúcleo para a fauna selvagem: girinos como modelos de estudos. *Anais do XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia*, pp. 221-223.
- Bosch, B.; Gorla, N.; Aiassa, D.; 2011. Micronucleus test in post metamorphic *Odontophrynus cordobae* and *Rhinella arenarum* (Amphibia: Anura) for environmental monitoring. *J. Toxicol. Environ. Health Sci.* 3 (6), 155-163.
- Bueno-Guimarães, H. M.; Ferreira, C. M.; Garcia, M. L. B.; Saldiva, O. P. H. N.; 2001. Tadpole epithelium test: potential use of *Rana catesbeiana* histopathologic epithelium changes to evaluate aquatic pollution. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 67, p. 202-209.
- Burggren, W. W.; Warburton, S.; 2007. Amphibians as animal models for laboratory research in physiology. *ILAR journal*, v. 48, n. 3, p. 260-269.
- Christofolletti, C. A.; (2008). Avaliação dos potenciais citotóxico, genotóxico e mutagênico das águas de um ambiente lêntico, por meio dos sistemas-teste de *Allium cepa* e *Oreochromis niloticus*. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista,
- Instituto de Biociências de Rio Claro – São Paulo.
- Claxton, L. D.; Houk, V. S.; Hughes, T. J.; 1998. Genotoxicity of industrial wastes and effluents. *Mutation Research*, v. 410, p. 237-243.

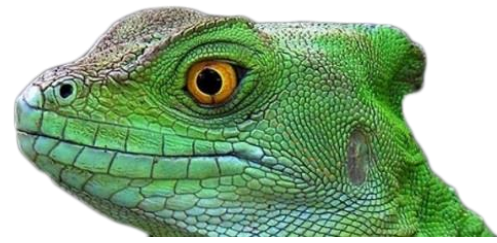


- Costa, B. F. D.; Roche, K. F.; 2020. Toxicidade aguda em área urbana da microbacia do córrego Água Boa (MS). Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 25, n. 1, p. 31-39.
- De Arcaute, C. R.; Brodeur, J. C.; Soloneski, S.; Larramendy, M. L.; 2020. Toxicity to *Rhinella arenarum* tadpoles (Anura, Bufonidae) of herbicide mixtures commonly used to treat fallow containing resistant weeds: glyphosate–dicamba and glyphosate–flurochloridone. Chemosphere, v. 245, p. 125623.
- Dearfield, K.L.; Cimino, M.C.; Mccarroll, N.E.; Mauer, I.; Valcovic, L.R.; 2002. Genotoxicity risk assessment a proposed classification strategy. Mutation Research, Amsterdam, v.521, p.121-135.
- Egito, L. C. M.; Medeiros, M. G.; Medeiros, S. R. B.; Agnez-Lima, L. F.; 2007. Cytotoxic and genotoxic potencial os surface water from the Pitimbu river, northeastern/RN Brazil. Genetics and Molecular Biology, v. 30, p.425-441.
- Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; 2010. Impactos ambientais das atividades agrícolas. Disponível em: <www.cana.cnpm.embrapa.br/espec.html>. Acesso em: 25 de abril de 2020.
- Fatima, R. A.; Ahmad, M.; 2006. Genotoxicity of industrial wastewaters obtained from two different pollution sources in northern India: a comparison of three bioassays. Mutation Research, Amsterdam, v.609, p.81-91.
- Gauthier, L.; Tardy, E.; Mouchet, F.; Marty, J.; 2004. Biomonitoring of the genotoxic potential (micronucleus assay) and detoxifying activity (EROD induction) in the River Dadou (France), using the amphibian *Xenopus laevis*. Science of the Total Environment. v. 323, p. 47-61.
- Gonçalves, M. W.; Campos, C. B. M.; Batista, V. G. et al.; 2017. Genotoxic and mutagenic effects of Atrazine Atanor 50 SC on *Dendropsophus minutus* Peters, 1872 (Anura: Hylidae) developmental larval stages. Chemosphere, v. 182, p. 730-737.
- Gonçalves, M. W.; Vieira, T. B.; Maciel, N. M. et al.; 2015. Detecting genomic damages in the frog *Dendropsophus minutus*: preserved versus perturbed areas. Environmental Science and Pollution Research. v. 22, n. 5, p. 3947-3954.
- Knutson, M. G.; Richardson, W. B.; Reineke, D. M. et al.; 2004. Agricultural ponds support amphibian populations. Ecological Applications. 14: 669-684.
- Lajmanovich, R. C.; Cabagna-Zenklusen, M. C.; Attademo, A. M. et al.; 2014. Induction of micronuclei and nuclear abnormalities in tadpoles of the common toad (*Rhinella arenarum*) treated with the herbicides Liberty® and glufosinate-ammonium. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, v. 769, p. 7-12.
- Landrigan, P. J.; Fuller, R.; 2012. Environmental pollution: an enormous and invisible burden on health systems in low- and middle-income counties. World Hosp Health Serv, v. 50, n. 4, p. 35.
- Leme, D. M.; Marin-Morales, M. A.; 2008. Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water – a case study. Mutation Research, Amsterdam, v.650, p.80-86.
- Lombardi, J. V.; 2004. Fundamentos de toxicologia aquática. Sanidade de organismos aquáticos. Livraria Varela Editora. São Paulo, p. 263-272.
- Lonappan, L.; Rouissi, T.; Brar, S. K. et al.; 2018. An insight into the adsorption of diclofenac on different biochars: Mechanisms, surface chemistry, and thermodynamics. Bioresource Technology, v. 249, p. 386-394.
- Maschio, L. R.; 2009. Avaliação do potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico das águas do rio Preto na área de influência da região de São José do Rio Preto – Doutorado (tese). Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista – São Paulo.



- Meybeck, M.; Helmer, R.; 1996. An introduction to water quality. Water quality assessments-a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring, v. 2, p. 19-39.
- Moraes, D. S. L.; Jordão, B. Q.; 2002. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. Revista Saúde Pública, v. 36, n.3, p. 370-374.
- Moron, V.; Robertson, A. W.; Ward, M. N.; 2006. Seasonal predictability and spatial coherence of rainfall characteristics in the tropical setting of Senegal. Monthly Weather Review. 134, 3248–3262.
- Natarajan, A. T.; 2002. Chromosome aberration: past, present and future. Mutation Research, Amsterdam, v.504, p.3-16.
- Obe, M. G.; Pfeiffer, P.; Savage, J. R. K. et al.; 2002. Chromosomal aberrations: formation, identification and distribution. Mutation Research, Amsterdam, v. 504, p.17-36.
- Ohe, T.; Watanabe, T.; Wakabayashi, K.; 2004. Mutagens in surface waters: a review. Mutation Research, v. 567, p. 109 -149.
- Palhares, D.; Grisolia, C. K.; 2002. Comparison between the micronucleus frequencies of kidney and gill erythrocytes in tilapia fish, following mitomycin C treatment. Genetics and Molecular Biology, v. 25, n. 3, p. 281-284.
- Pellacani, C.; Buschini, A.; Furlini, M. et al.; 2006. A battery of in vivo and in vitro tests useful for genotoxic pollutant detection in surface waters. Aquatic toxicology, v. 77, n. 1, p. 1-10.
- Pérez-Iglesias, J.M.; Franco-Belussi, L.; Moreno, L. et al.; 2016. Effect of glyphosate on hepatic tissue evaluating melanomacrophages and erythrocytes responses in neotropical anuran *Leptodactylus latinasus*. Environmental Science and Pollution Research. 23: 9852- 9861.
- Righetto, A. M.; Moreira, L. F. F.; Sales, T. E. A.; 2009. Manejo de águas pluviais urbanas. Rio de Janeiro: ABES, v. 4.
- Russo, C.; Rocco, L.; Morescalchi, M. A.; Stinho, V.; 2004. Assessment of environmental stress by the micronucleus test and the Comet assay on the genome of teleost populations from two natural environments. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 57, n. 2, p. 168-174.
- Schiesari, L.; Werner, E. E.; Kling, G. W.; 2009. Carnivory e diferenciação de nicho baseada em recursos em larvas de anuros: implicações para a cadeia alimentar e ecologia experimental. Biologia de Água Doce, v. 54, n. 3, p. 572-586.
- Schmid, C. W.; Deininger, P. L.; 1975. Sequence organization of the human genome. Cell, v. 6, n. 3, p. 345-358.
- Sodré, F. F.; Locatelli, M. A. F.; Jardim, W. F.; 2010. Occurrence of emerging contaminants in Brazilian drinking waters: a sewage-to-tap issue. Water, Air, and Soil Pollution, v. 206, n. 1-4, p. 57-67.
- Thiel, N. A.; Chiarelto, M.; Pokrywiecki, J. C. et al.; 2016. Avaliação da qualidade de água para abastecimento público do município de Marmeleiro – PR. Anais do XIII Congresso Nacional de Meio Ambiente. Poços de Caldas – MG. 7 p.
- Vasconcelos, A. M.; Daam, M. A.; Santos, L. R. et al.; 2016. Acute and chronic sensitivity, avoidance behavior and sensitive life stages of bullfrog tadpoles exposed to the biopesticide abamectin. Ecotoxicology, v. 25, n. 3, p. 500-509.
- Verliefde, A.; Cornelissen, E.; Amy, G. et al; 2007. Priority organic micropollutants in water sources in Flanders and the Netherlands and assessment of removal possibilities with nanofiltration. Environmental Pollution, v.146, p. 281.

**Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
& 10ª Reunião de Estudos Ambientais**
Volume 1
Recursos Hídricos e Qualidade da Água



Walker, C. H.; Sibly, R. M.; Hopkin, S. P.; Peakall, D. B.; 2012. Principles of Ecotoxicology. Taylor & Francis Group, 4 ed, p. 386.

Zagatto, P. A.; Bertoletti, E.; 2008. Ecotoxicologia Aquática: princípios e alterações. São Carlos: Rima editora, 2. ed, p. 486.