



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



Estimativa da Capacidade de Suporte em Corpo Hídrico Urbano de Pequeno Porte

Marcio Ricardo Salla¹, Guilherme Resende Ponce², Roseli Mendonça Dias³, Edmar Isaias de Melo⁴, Maria Lyda Bolanos Rojas⁵, Caroline Yuka Mori Saito⁶

¹Doutor e professor da Faculdade de Engenharia Civil da UFU, membro permanente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (PPGEC/UFU), Av. João Naves de Ávila, 2121, Santa Mônica, CEP: 38400-902, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil, E-mail: marcio.salla@ufu.br (autor para correspondência); ²Mestrando pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC/UFU), Brasil, E-mail: guilherme.ponce@ufu.br; ³Doutora e professora da Faculdade de Engenharia Civil da UFU, membro permanente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (PPGEC/UFU), E-mail: rmdias@ufu.br; ⁴Doutor e professor do Instituto de Química da UFU, membro permanente do Programa de Pós-graduação em Química (IQ/UFU), E-mail: emelo@ufu.br; ⁵Doutora e professora da Faculdade de Engenharia Civil da UFU, E-mail: marialyda@ufu.br; ⁶Graduanda do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Brasil, E-mail: caroline.saito@ufu.br.

Artigo recebido em 28/05/2024 e aceito em 23/02/2025

RESUMO

A poluição hídrica é uma realidade em muitas cidades brasileiras. O agente poluidor deve responsabilizar-se pela identificação e quantificação dos impactos ambientais, sociais e econômicos gerados pelo seu empreendimento, a fim de garantir usos múltiplos em quantidade e qualidade da água para as gerações futuras. Neste contexto, o diagnóstico da qualidade da água e consequente prognóstico por meio de avaliação da capacidade de suporte em corpo hídrico urbano poluído é fundamental na tomada de decisão ambiental, especificamente para o córrego Mumbuca, Monte Carmelo, Minas Gerais. O artigo engloba a etapa de levantamento bibliográfico para a caracterização da bacia hidrográfica e definição da topologia hídrica, etapa de trabalho de campo para caracterização hidrogeométrica, amostragens de água e medições de vazão volumétrica, etapa laboratorial para diagnóstico da qualidade da água e modelagem computacional para a calibração do modelo de qualidade da água e estudo da capacidade de suporte. Como principais resultados, o Índice de Qualidade da Água é ruim e/ou muito ruim em trecho do córrego Mumbuca a jusante das confluências com as ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto. A métrica estatística do Erro Médio Absoluto evidenciou a necessidade de manutenção de uma *baseline* confiável de dados monitorados para o ajuste do modelo de qualidade da água. As cargas máximas admissíveis para as ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto foram de 7,00 kg DBO/dia, 1,00 kg Amônia/dia e 0,02 kg Fósforo total/dia. Diante do cenário de poluição, os gestores devem propor a eliminação das ligações clandestinas de esgoto doméstico na revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico.

Palavras-chave: Recursos Hídricos, Carga Poluente, Córrego Mumbuca, Autodepuração.

Carrying Capacity Estimation in Small Urban Water Bodies

ABSTRACT

Water pollution is a reality in many Brazilian cities. Polluters must be responsible for identifying and quantifying the environmental, social, and economic impacts generated, in order to ensure multiple uses in terms of water quantity and quality for future generations. In this context, the diagnosis of water quality and consequent prognosis through assessment of the carrying capacity in polluted urban water bodies is fundamental in environmental decision-making, specifically for the Mumbuca stream, Monte Carmelo, Minas Gerais. This paper covers the bibliographic survey stage for characterizing the Mumbuca stream basin, Monte Carmelo, Minas Gerais, and defining the water topology; fieldwork stage for defining hydrogeometric characteristics, water sampling and flow measurements; laboratory analysis stage for diagnosing water quality; and computational modeling for calibrating the water quality model and studying the support capacity. The main results indicate that the Water Quality Index is poor and/or very poor in a stretch of the Mumbuca stream downstream of the confluences with the illegal connections of domestic sewage. The statistical metric of the Mean Absolute Error highlighted the need to maintain a reliable baseline of measured data to adjust the water quality model. The maximum admissible loads for the clandestine connections to domestic sewage were 7.00 kgDBO/day, 1.00 kgAmmonia/day and

0.02 kgTotal Phosphorus/day. Given the pollution scenario, managers should propose the elimination of clandestine connections of domestic sewage in the reviewed Municipal Basic Sanitation Plan.

Keywords: Water Resource, Pollutant Load, Mumbuca Stream, Self-purification.

Introdução

A maioria das cidades brasileiras apresenta problemas estruturais com o saneamento básico, com consequentes impactos ao ecossistema aquático, à saúde e ao bem-estar da população (Massa & Chiavegatto Filho, 2020; Vilarinho e Couto, 2023; Vitor et al., 2021).

Diante das limitações orçamentárias e prioridades, as questões ambientais são normalmente negligenciadas pela gestão pública. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2024), a população brasileira com acesso ao sistema de esgotamento sanitário e tratamento de esgoto é de apenas 47,5% e 44,3%, respectivamente. A nível estadual mineiro, este cenário também é preocupante, com apenas 64,4% da população com acesso ao sistema de esgotamento sanitário e 47,9% com acesso ao esgoto tratado.

Os principais causadores de poluição hídrica urbana são os esgotos industriais e domésticos brutos lançados diretamente no curso de água, geralmente motivados pela inexistência ou falha na rede de coleta e de transporte, pela ausência de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e pelas ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto na rede de drenagem pluvial (Liu et al., 2023; Shayan et al., 2023; Valdés, et al., 2021; Zhao et al., 2024).

De acordo com Kubota e Orfão (2023), a escassez hídrica de qualidade é ocasionada pelo uso e ocupação da terra de forma desequilibrada, onde existe acentuado desmatamento com consequente processo erosivo e sedimentação do corpo hídrico e lançamento de esgoto doméstico e industrial nas áreas urbanas. Este cenário é agravado em países em desenvolvimento devido à reduzida cobertura quantitativa dos serviços públicos de água de abastecimento, esgotamento sanitário, drenagem pluvial e manejo dos resíduos sólidos.

Além do impacto ambiental negativo junto ao ecossistema aquático, o aporte de carga poluidora de esgoto doméstico e industrial junto ao corpo hídrico superficial causa impacto social e torna-se um dos principais problemas na saúde pública. A poluição hídrica potencializa a proliferação de microrganismos patogênicos causadores de doenças de veiculação hídrica. Esses patógenos causam infecções por meio do contato com água imprópria ao consumo (Correia et al., 2021; Viana et al., 2022). Infelizmente o problema

relacionado às doenças de veiculação hídrica está institucionalizado no Brasil, uma vez que o governo federal disponibiliza material referente à “Diretriz para atuação em situações de surtos de doenças e agravos de veiculação hídrica” (Ministério da Saúde, 2018). De acordo com o Sistema Único de Saúde (SUS, 2024), no período entre janeiro de 2021 até novembro de 2024, apesar do número elevado de internações ocasionadas por doenças de veiculação hídrica, a taxa de mortalidade é considerada baixa em todas as regiões do país. A região Nordeste e Norte do país, onde os problemas com a infraestrutura urbana são maiores, ocorreram 210.493 internações e 2.141 óbitos. Já no Estado de Minas Gerais foram 25.163 internações, 498 óbitos e uma taxa de mortalidade de 1,98.

Este grave problema ambiental e social estimula as pesquisas na área de planejamento e gestão de recursos hídricos em escala local e em escala de bacia hidrográfica. A literatura traz uma quantidade imensa de pesquisas, cujas linhas de investigação se concentram principalmente no diagnóstico de qualidade da água em corpos hídricos impactados pela urbanização (Anh et al., 2023; Wang et al., 2024; Zhao et al., 2024) e nas modelagens matemáticas de transporte, dispersão, decaimento, transformações e sorções de compostos químicos orgânicos e inorgânicos (Borota et al., 2024; Ferreira et al., 2023; Klink et al., 2024; Le et al., 2019; Nakamura et al., 2019; ; Zheng et al., 2024).

Existe atualmente uma tendência em trabalhar com a avaliação e gestão dos riscos ambientais, ou seja, avaliação da capacidade de suporte associada aos eventos climáticos extremos, à disponibilidade hídrica, ao uso e ocupação desordenados da terra, ao aumento da produção industrial, entre outros (Bai et al., 2022; Hu et al., 2021; Peng et al., 2021). Dentro da avaliação da capacidade de suporte, qualquer agente poluidor ou consumidor de recursos hídricos deve responsabilizar-se pela identificação e quantificação dos impactos ambientais, sociais e econômicos gerados pelo seu empreendimento, a fim de garantir usos múltiplos em quantidade e qualidade da água para as gerações futuras (Salla et al., 2023; Wang et al., 2022).

Os objetivos do artigo foram, em período crítico de capacidade de transporte e diluição de poluentes, diagnosticar a qualidade de água e relacioná-la com a influência antrópica, calibrar

um modelo matemático de autodepuração e, na sequência, avaliar a capacidade de suporte em corpo hídrico urbano poluído, ou seja, avaliar a máxima carga poluente de matéria orgânica e nutrientes que o córrego Mumbuca suporta a fim de permanecer dentro dos limites deliberados nas resoluções ambientais, tais como Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) e Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM, 2008).

De uma forma geral, o estudo fornece uma base científica consistente que justifica a necessidade de eliminação das ligações clandestinas de esgoto doméstico, além do que pode ser uma referência bibliográfica em futuras revisões do Plano Municipal de Saneamento Básico no município de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro.

Material e Métodos

Este artigo engloba etapas de levantamento de dados bibliográficos, trabalho de campo, trabalho laboratorial e modelagem computacional, cujo fluxograma da metodologia para estimativa da capacidade de suporte em corpo hídrico urbano de pequeno porte é apresentado na Figura 1.

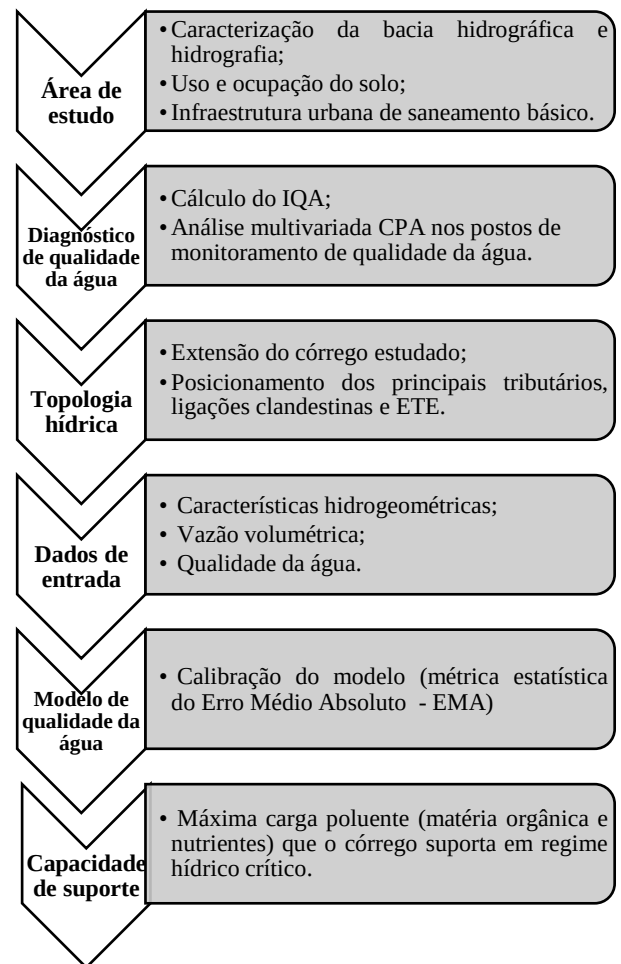


Figura 1. Fluxograma da metodologia

O conhecimento detalhado da área objeto de estudo é fundamental para o sucesso do planejamento e gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica. Atrrelado a isso, o programa de monitoramento em meses de estiagem permite diagnosticar a qualidade da água em período crítico de capacidade de transporte e dispersão de poluentes.

Constatada a poluição por meio de Índice de Qualidade da Água, a identificação georreferenciada e caracterização das principais fontes poluidoras são fundamentais para uma consistente estruturação da topologia hídrica.

Na sequência, dentro da etapa de simulação computacional, a entrada dos dados hidrogeométricos, vazão volumétrica e qualidade da água na topologia hídrica permite a calibração do modelo matemático de autodepuração, obtida pelo ajuste dos dados monitorados e perfis simulados de qualidade da água; este ajuste normalmente é avaliado por métricas estatísticas.

Já na etapa final desta sequência metodológica, após a calibração do modelo, é avaliada a capacidade de suporte do córrego, onde

estima-se a máxima carga poluente (matéria orgânica e nutrientes) que o corpo hídrico suporta em regime hídrico crítico.

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do córrego Mumbuca tem uma área de 53,58 km² e está totalmente inserida no município de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro (ver Figura 2); praticamente toda a área urbana de Monte Carmelo está concentrada no médio curso do córrego, com pequenos fragmentos populacionais fora da bacia na porção oeste; a população total urbana de Monte Carmelo é de 47.692 habitantes e densidade populacional de 35,51 hab/km² (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2024). Segundo Novais et al. (2018), o clima no Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba tem domínio tropical com seis a sete meses secos (tipo Aw no sistema de classificação Köppen), intensidade pluviométrica média anual de 1.300 a 1.450 mm e temperatura ambiente média no mês mais frio entre 18°C e 20°C e temperatura média anual entre 22°C e 26°C; o solo característico na bacia é Latossolo Vermelho distrófico -LVd8 (Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos [SISEMA], 2024).

O córrego Mumbuca estende-se por cerca de 14 km, desde sua nascente principal na região sul, a uma altitude próxima a 970 m, até seu desague no rio Perdizes na região norte, a uma altitude próxima a 821 m; o rio Perdizes é um tributário do rio Paranaíba em área remansada do reservatório da Central Hidrelétrica Emborcação, também em sua margem esquerda. Os principais tributários ao córrego Mumbuca são urbanos,

incluindo os córregos Exposição, Olaria e Monjolo, além do córrego Lambari em área rural; os principais usos e ocupação da terra na bacia incluem agronegócio/extrativismo (66,2%), área urbana (22,7%) e vegetação nativa (11,1%).

Aproximadamente 60% da demanda de água para abastecimento urbano é suprida por poços tubulares profundos distribuídos na área urbana (Departamento Municipal de Água e Esgoto [DMAE], 2021). Os outros 40% da demanda é suprida por captações superficiais, sendo 38% advinda de reservatório de acumulação na cabeceira do córrego Mumbuca, conforme identificação do reservatório na Figura 2; com isso, o regime hídrico no córrego regularizado pelo reservatório de acumulação ocasiona, em períodos de escassez hídrica extrema, vazão nula em 315 m de extensão de córrego imediatamente a jusante do reservatório; apesar disso, a perenidade nos tributários urbanos e rurais mantém o regime perene para a maioria do comprimento no córrego Mumbuca.

A porcentagem populacional em Monte Carmelo com acesso ao sistema de abastecimento de água é de 99,11%, coleta de esgoto de 98,7% e esgoto tratado de apenas 73,2% (SNIS, 2024). As etapas de tratamento de esgoto na ETE incluem, na sequência, tratamento preliminar, tratamento biológico em reator anaeróbio de fluxo ascendente (mais leito de secagem), filtro biológico descendente e decantador secundário; apesar da ETE da cidade de Monte Carmelo ter capacidade para tratar 100% da carga poluente gerada, a rede de coleta e transporte não contempla toda a área urbana, além do que existem ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto em galerias de águas pluviais na região central da cidade (DMAE, 2021; Marques et al., 2019).

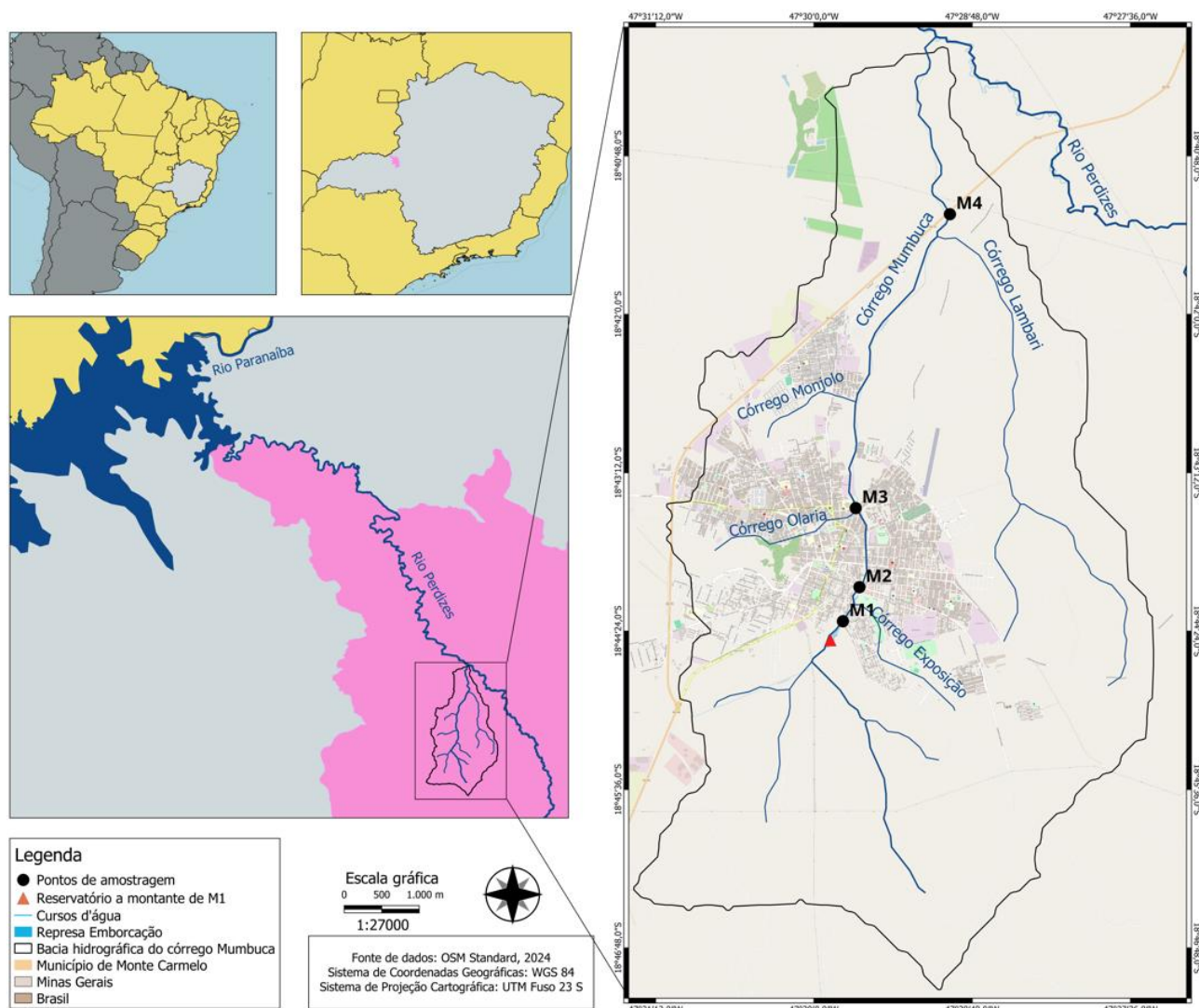


Figura 2. Bacia hidrográfica do córrego Mumbuca: localização, hidrografia e postos de monitoramento.

Diagnóstico de qualidade da água

Os quatro postos de monitoramento de qualidade da água (M1, M2, M3 e M4 na Figura 2) foram alocados estrategicamente ao longo do córrego Mumbuca, a fim de identificar os impactos das cargas poluentes das ligações clandestinas e da ETE. A periodicidade bimestral para os trabalhos de campo, especificamente nos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2023 e abril, junho e agosto de 2024, considerou o período crítico de capacidade de transporte e dispersão de poluentes, período este indicado para a avaliação da capacidade de suporte (Salla et al., 2023). Todo o planejamento de campo, preparo dos frascos, coleta e preservação das amostras de água seguiram as orientações contidas em Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1987a) e (ABNT, 1987b).

Com relação ao Índice de Qualidade da Água (IQA), a metodologia desenvolvida pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados

Unidos é consagrada na divulgação da qualidade da água superficial para a comunidade leiga (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico [ANA], 2024). Permite apenas evidenciar a potencial presença de carga poluente no curso de água natural sem, contudo, identificar precisamente a origem e constituição. A metodologia utiliza o produto ponderado da métrica de nove parâmetros físicos, químicos e biológicos com os respectivos pesos de importância no potencial poluidor, conforme a equação (1).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Na qual: IQA é o Índice de Qualidade das Águas, entre zero e 100, adimensional; q_i é a qualidade do i -ésimo parâmetro, que relaciona a concentração ou valor real de cada parâmetro com a métrica da metodologia, entre zero a 100; w_i é o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, entre zero e um; n é o número total de parâmetros i (nove, incluindo oxigênio dissolvido OD, coliformes termotolerantes, pH,

Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO, nitrato, fósforo total P_{total} , temperatura da água, turbidez e Sólidos Totais ST). Os pesos w correspondentes aos parâmetros de qualidade da água são 0,17 para OD, 0,15 para coliformes termotolerantes, 0,12 para pH, 0,10 para DBO, 0,10 para temperatura da água, 0,10 para nitrato, 0,10 para P_{total} , 0,08 para turbidez e 0,08 para ST (ANA, 2024).

Os parâmetros OD, temperatura da água e pH foram analisadas em campo por meio sonda multiparamétrica; para os outros parâmetros, foram utilizadas as metodologias definidas por American Public Health Association (Baird, et al., 2017). A Tabela 1 mostra as faixas de valores do IQA e classes de qualidade definidas pela *National Sanitation Foundation* (NSF) e utilizadas por ANA (2004).

Tabela 1. Valores de IQA e classes (ANA, 2004)

Valor do IQA	Classe de qualidade
$90 < IQA \leq 100$	Excelente
$70 < IQA \leq 90$	Bom
$50 < IQA \leq 70$	Médio
$25 < IQA \leq 50$	Ruim
$0 < IQA \leq 25$	Muito ruim

Por meio da ferramenta computacional Past4.03, a análise multivariada do componente principal CPA foi utilizada na avaliação estatística das variáveis ambientais que mais impactam na qualidade da água ao longo do córrego Mumbuca. A metodologia transforma as variáveis de análises, especificamente os parâmetros de qualidade da água, em quantidade similar de componentes principais; apenas os dois primeiros eixos principais são utilizados (eixo X ou Componente Principal 1 e eixo Y ou Componente Principal 2), os quais explicam a maioria das variâncias dos resultados. A metodologia estatística CPA tem uma boa aceitação acadêmica em função da redução de variáveis ambientais a serem analisadas (Costa et al., 2021; Meireles et al., 2024; Silva et al., 2024).

Topologia Hidrica

A Figura 3 identifica o médio e baixo curso do córrego Mumbuca, que corresponde ao trecho de 9,73 km estudado, e os aportes pontuais assumidos. O estudo iniciou-se imediatamente a jusante do reservatório de acumulação utilizado para captação superficial, no posto de monitoramento M1 (ver Figura 2), em uma região ainda sem aporte de carga poluidora clandestina, e finalizou na confluência do córrego Mumbuca com o rio Perdizes.

Os três tributários urbanos considerados incluem o córrego Exposição na margem direita e os córregos Olaria e Monjolo na margem esquerda, enquanto o único tributário rural considerado inclui o córrego Lambari na margem direita. O monitoramento de qualidade da água na foz desses córregos evidenciou o aporte de esgoto doméstico bruto clandestino, principalmente nos córregos Exposição e Olaria; a finalização da instalação de interceptores na sub-bacia do córrego Monjolo no ano de 2023 despoluiu o córrego; todavia, a ausência da conexão do interceptor ao emissário de esgoto bruto ainda ocasiona a poluição pontual e concentrada diretamente no córrego Mumbuca. A sub-bacia rural do córrego Lambari é conservada, apesar do uso agrícola em 68,2% da área, conferindo uma boa qualidade da água. Para a definição das porcentagens de uso e ocupação da terra, a microbacia do córrego Mumbuca foi classificada em quatro categorias principais de uso e ocupação, sendo vegetação nativa, agricultura, pastagem e área urbanizada. A classificação baseou-se nos dados do MapBiomas retirados de SISEMA (2024). Para a obtenção das porcentagens de cada categoria, a delimitação da bacia foi sobreposta à camada de uso e ocupação da terra. Em seguida, os cálculos das áreas correspondentes foram realizados manualmente utilizando a ferramenta "Área" do software QGIS.

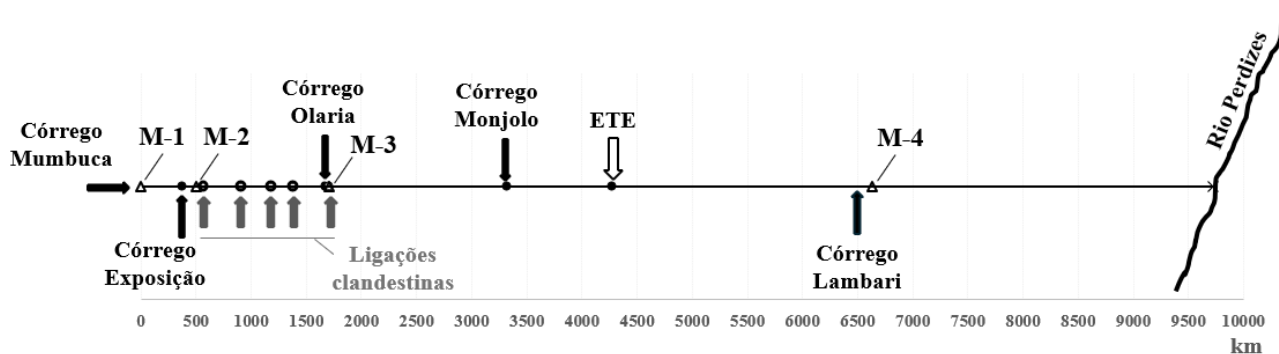


Figura 3. Topologia hídrica

As visitas in loco e análises dos traçados da rede de esgotamento sanitário e da rede de drenagem pluvial evidenciam a existência de ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto em rede de drenagem pluvial; as posições corretas dos exutórios da rede de drenagem pluvial no córrego Mumbuca foram obtidas pelo traçado da rede disponibilizado por DMAE (2021); o aporte pontual clandestino de esgoto doméstico bruto soma, pelo menos, cinco pontos de lançamento, sendo alguns visíveis e coincidentes com trechos finais das galerias de águas pluviais; já outros pontos não aparentes, possivelmente também em trechos finais de galerias, estão situados em região canalizada e fechada do córrego na região central da cidade.

Já na transição entre o médio e baixo curso do córrego Mumbuca, em sua margem esquerda, ocorre o lançamento pontual de esgoto tratado pela ETE (ver Figura 3). A discretização longitudinal em 14 trechos permitiu visualizar as variações longitudinais das grandezas geométricas, grandezas hidráulicas e concentrações dos parâmetros, além de permitir representar as entradas pontuais (tributários, ligações clandestinas e ETE).

Dados de entrada

Características Hidrogeométricas

As propriedades físicas e geométricas incluem a formato da seção transversal, largura, comprimento, profundidade, coeficiente de rugosidade de Manning e declividade longitudinal, as quais afetam diretamente a dinâmica dos processos biogeoquímicos.

As relações geométricas foram utilizadas na estimativa do volume líquido por trecho discretizado, necessário na obtenção da massa poluente. O comprimento e largura por trecho rural e comprimento por trecho urbano foram obtidos a partir de ferramenta SIG, enquanto a largura por trecho urbano foi obtida a partir de medidas de campo. Para os trechos urbanos não retificados foi assumido o formato tipo “U”, que traz uma variação da largura superficial com a profundidade líquida; já nos trechos urbanos retificados e trechos rurais foram assumidos o formato retangular, onde a largura superficial não muda com a variação da profundidade líquida.

A declividade longitudinal é obtida a partir da relação entre diferença das cotas topobatimétricas de fundo das seções de montante e jusante de cada trecho e o comprimento do respectivo trecho. As cotas topobatimétricas de

fundo foram obtidas em três seções transversais na área urbana com equipamento topográfico de precisão. A declividade longitudinal obtida para esse trecho urbano foi assumida fixa para todo o córrego Mumbuca.

Quanto à estimativa do coeficiente de rugosidade de Manning, dentre a diversidade de metodologias, optou-se pelo método Cowan (Chow, 1959), o qual permite uma análise conjunta de diversos fatores que influenciam na resistência ao escoamento.

O método Cowan é função do material do leito, profundidade do fluxo, geometria e variações da seção transversal, obstruções, irregularidades da largura na superfície, tipo e densidade da vegetação e grau de meandrização do canal, conforme equação (2).

$$\eta = (\eta_0 + \eta_1 + \eta_2 + \eta_3 + \eta_4) \cdot m \quad (2)$$

Na qual: η_0 representa uma base de valor para um canal retilíneo e uniforme de acordo com o material predominante na superfície de contato; η_1 representa o fator de correção para as irregularidades na superfície (erosão, assoreamento, saliências e depressões); η_2 é referente às variações quanto à forma e tamanho da seção transversal; η_3 considera as obstruções no canal; η_4 considera o tipo, a densidade e a altura da vegetação no canal; e m representa o grau de meandrização do canal (razão entre o comprimento real e a distância retilínea do trecho).

Vazão Volumétrica

As vazões das afluentes no córrego Mumbuca incluem o posto de monitoramento M1 no próprio córrego, que indica o ponto inicial das simulações, os córregos tributários Exposição, Olaria, Monjolo e Lambari, o efluente sanitário tratado pela ETE e as cinco ligações clandestinas.

As vazões da ETE foram obtidas no relatório de monitoramento ambiental disponibilizado pela autarquia municipal de água e esgoto (DMAE, 2019).

As vazões nos postos M1 (Q_{M1}) e M4 (Q_{M4}) e nos quatro tributários (Q_{A1} , Q_{A2} , Q_{A3} e Q_{A4}) foram obtidas por meio dos trabalhos de campo, multiplicando a velocidade média pela área da seção transversal do curso de água. A seção transversal real foi levantada com auxílio de um teodolito, utilizando divisões de 1 em 1 m em cabo de aço esticado na seção transversal, fixaram-se algumas verticais fictícias ao longo desta seção (formando-se subáreas transversais). Em cada subárea foram

medidas as velocidades pontuais em pontos específicos por meio de micro molinete fluviométrico acoplado a um contador de giro, cuja quantidade de pontos é função da profundidade média de cada subárea. A vazão total é a soma das vazões nas subáreas, calculadas pela multiplicação da velocidade média por sua correspondente subárea (Salla et al., 2013).

O monitoramento no posto M4 (Q_{M4}) possibilitou estimar as vazões das ligações clandestinas na área urbana (Q_{LC}), de acordo com a equação (3); cada uma das 5 ligações clandestinas recebeu a mesma parcela de vazão.

$$Q_{LC} = [Q_{M4} - (Q_{M1} + Q_{A1} + Q_{A2} + Q_{A3} + Q_{A4} + Q_{ETE})] \quad (3)$$

Qualidade da Água

As concentrações de OD, DBO, nitrogênio orgânico (NO), amônia, nitrato, fósforo orgânico e fósforo inorgânico foram utilizadas na estimativa das cargas poluentes no posto M1, nos córregos tributários Exposição, Olaria, Monjolo e Lambari, no efluente sanitário tratado pela ETE e nas cinco ligações clandestinas.

Alguns parâmetros de qualidade da água na saída da ETE foram obtidos no relatório de monitoramento ambiental disponibilizado pela autarquia municipal de água e esgoto (DMAE, 2019), enquanto outros parâmetros foram extraídos de Santos et al. (2019).

Com relação aos postos M1 e córregos tributários houve um programa de monitoramento nos meses de estiagem de 2023 (abril, junho, agosto e outubro) e 2024 (abril, junho e agosto). Para as ligações clandestinas, foram adotados valores típicos de esgoto doméstico bruto (Mota & Von Sperling, 2009; Salla et al., 2023).

Modelo de Qualidade da Água

Para as simulações matemáticas foi utilizada a ferramenta computacional *Water Quality Simulation Program* (WASP) (United States Environmental Protection Agency [EPA], 2024). As simulações hidrodinâmicas consideraram os processos advectivos e de diluição da porção dissolvida poluente na massa líquida, utilizando o padrão hidrodinâmico *Kinematic Wave*, o qual relaciona a vazão volumétrica com as grandezas hidráulicas a partir da declividade de fundo e rugosidade das paredes laterais e fundo. Para as simulações do balanço de massa dos parâmetros OD, DBO, NO, amônia, nitrato, fósforo orgânico P_{org} e fósforo inorgânico P_{inorg} foi utilizado o módulo de eutrofização EUTRO da ferramenta

computacional WASP (EPA, 2024; Salla et al., 2023).

O processo de calibração ajustou os dados monitorados de qualidade da água em M2, M3 e M4 com os perfis simulados, a partir da otimização dos termos cinéticos físicos e bioquímicos; Nakamura et al. (2019) foram referência apenas nas definições iniciais das constantes de reaeração, constante de desoxigenação, constante de mineralização de NO dissolvido, constante de nitrificação e constante de mineralização de P_{org} . Para os outros termos menos sensíveis foram respeitados os limites e equacionamentos empíricos definidos por Brum et al. (2022) e EPA (2024); cada termo cinético manteve um valor fixo ao longo dos 9,73 km de córrego.

Na avaliação do ajuste entre simulação e dados monitorados, a métrica estatística do Erro Médio Absoluto (EMA) foi utilizada, a fim de minimizar o impacto de dados monitorados discrepantes ou *outliers*. Como exemplo desta métrica, o EMA de um determinado parâmetro igual a 2,0 significa uma possível discrepância média de $\pm 2,0$ mg/L em relação ao dado médio monitorado.

Em cada campanha de campo nos meses de estiagem (abril, junho, agosto e outubro de 2023 e abril, junho e agosto de 2024), ocorreu uma amostragem e medição de vazão volumétrica única por aporte pontual, o que não representa a variabilidade diária da carga poluente no curso de água. Com isso, no processo de calibração, foram consideradas as médias das vazões volumétricas e concentrações dos aportes pontuais como dados de entrada.

Capacidade de Suporte

Possivelmente as ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto em rede de drenagem pluvial na área urbana de Monte Carmelo persistam a curto e médio prazo, em função da dificuldade de identificação e eliminação; com isso, há a tendência da manutenção da poluição hídrica do córrego Mumbuca, mesmo após a finalização das instalações e interligações dos interceptores na malha urbana.

A avaliação da máxima carga poluente (matéria orgânica e nutrientes) que o córrego Mumbuca suporta, ou seja, a avaliação da capacidade de suporte do córrego objetiva auxiliar os gestores ambientais na definição da quantidade máxima de ligações clandestinas; nesta avaliação de carga máxima poluente, as concentrações de OD, DBO, amônia, nitrato e P_{total} no curso de água devem permanecer dentro dos limites deliberados

na resolução ambiental para a classe três, especificamente $OD \geq 4,0$ mg/L, $DBO \leq 10,0$ mg/L, $Amônia \leq 13,3$ mg/L, $nitrato \leq 10,0$ mg/L e $P_{total} \leq 0,15$ mg/L (CONAMA, 2005; COPAM, 2008).

O prognóstico da capacidade de suporte no córrego Mumbuca ocorreu para a média das vazões regularizadas monitoradas nos meses críticos de abril, junho, agosto e outubro de 2023 e abril, junho e agosto de 2024.

Resultados e discussão

Diagnóstico de Qualidade da Água

O monitoramento de qualidade da água em período de estiagem permite avaliar a amplitude máxima da degradação no ecossistema aquático local, visto

que neste período a massa líquida sobrenadante tem uma capacidade limitada de transporte, dispersão e autodepuração da matéria orgânica e de nutrientes. Bega et al. (2021), em um estudo sobre a dinâmica temporal da qualidade da água em um córrego urbano poluído por esgoto doméstico, também evidenciaram o impacto negativo dos meses de estiagem na qualidade de água. A Figura 4 traz a sazonalidade dos valores de IQA ao longo do córrego Mumbuca, especificamente nos postos M1, M2, M3 e M4. Os valores de IQA entre 42 e 70 em M1 (qualidade ruim e média), 25 e 69 em M2 (qualidade muito ruim, ruim e média), 22 e 39 em M3 (qualidade muito ruim e ruim) e 25 e 60 em M4 (qualidade muito ruim, ruim e média) evidenciam que:

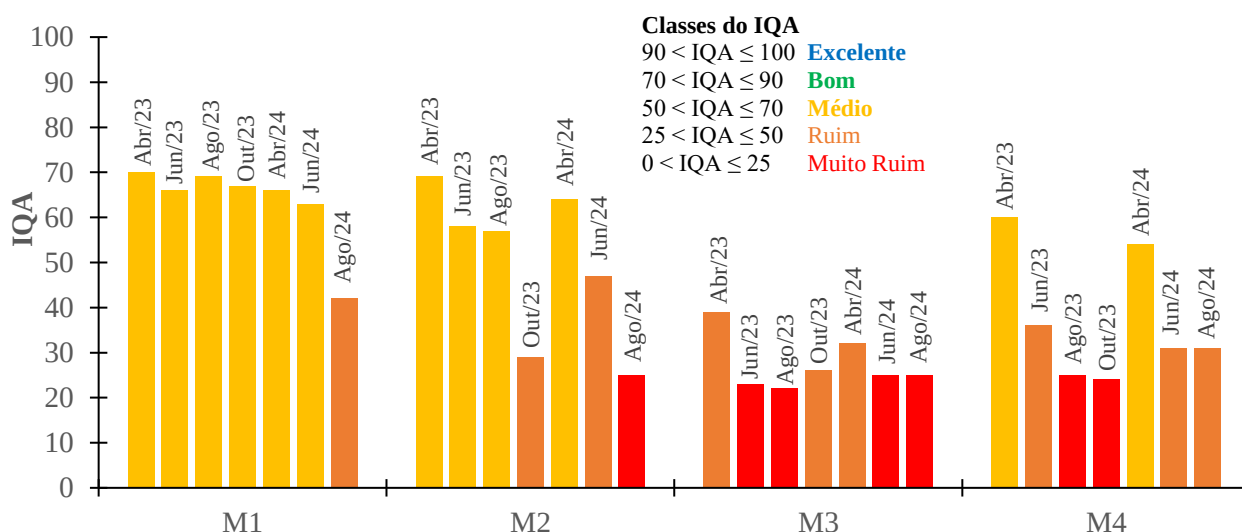


Figura 4. Sazonalidade de IQA por posto de monitoramento

- No mês de agosto de 2024, a vazão praticamente nula a jusante do reservatório de acumulação de água para fins de abastecimento público refletiu negativamente na qualidade da água nos postos M1 e M2, principalmente. Foi o único mês em que o IQA resultou ruim no posto M1 e muito ruim no posto M2;

- A região imediatamente a jusante do reservatório de acumulação de água para fins de abastecimento público não está totalmente livre de aportes pontuais de cargas poluidoras, justificado pelo IQA médio na maioria das campanhas em M1; acredita-se que ainda haja o lançamento de resíduos de lavagem de roupa em rede de drenagem pluvial;

- Existe lançamento de esgoto bruto no córrego Exposição, justificado pelo IQA médio no posto M2 inferior ao IQA médio em M1;

- Os lançamentos clandestinos de esgoto bruto na área urbana são os principais causadores da degradação da qualidade da água no córrego, justificado pelo IQA ruim e muito ruim em M3; acrescenta-se em M3 as cargas poluentes do córrego Olaria;

- Apesar do lançamento de carga poluente da ETE e aspecto poluído em M3, o córrego Mumbuca possui uma certa capacidade de autodepuração, justificada pelo IQA médio a ruim em M4; ao longo dos 6,2 km de córrego entre M3 e M4, houve melhora do IQA em todas as campanhas.

Campos e Barcarolli (2023), na avaliação da qualidade de água em um sistema lótico, constataram que as atividades antrópicas do município de Caçador, Santa Catarina, interferem na qualidade da água do Rio do Peixe em função

do lançamento *in natura* do esgoto sanitário, com consequente decréscimo do IQA em trechos urbanos do curso de água.

Alves et al. (2022), em avaliação da qualidade da água nas principais hidrografias do município de Cuiabá, Mato Grosso, constatarem o elevado impacto negativo da urbanização, motivado pelo lançamento de esgoto doméstico bruto durante todo o ano e pelo carreamento superficial de poluentes durante o período chuvoso.

A estatística multivariada CPA por posto de

monitoramento auxiliou na avaliação dos parâmetros mais impactantes ou relevantes nos resultados de IQA. Na Figura 5, o *biplot* das componentes principais explicou 94,9% da variância total dos resultados, sendo 82,9% da variância no componente 1 e 12,0% da variância no componente principal 2. Os pontos inseridos no polígono de cada posto de monitoramento indicam as sete campanhas de campo em período de estiagem (abril, junho, agosto e outubro de 2023 e abril, junho e agosto de 2024).

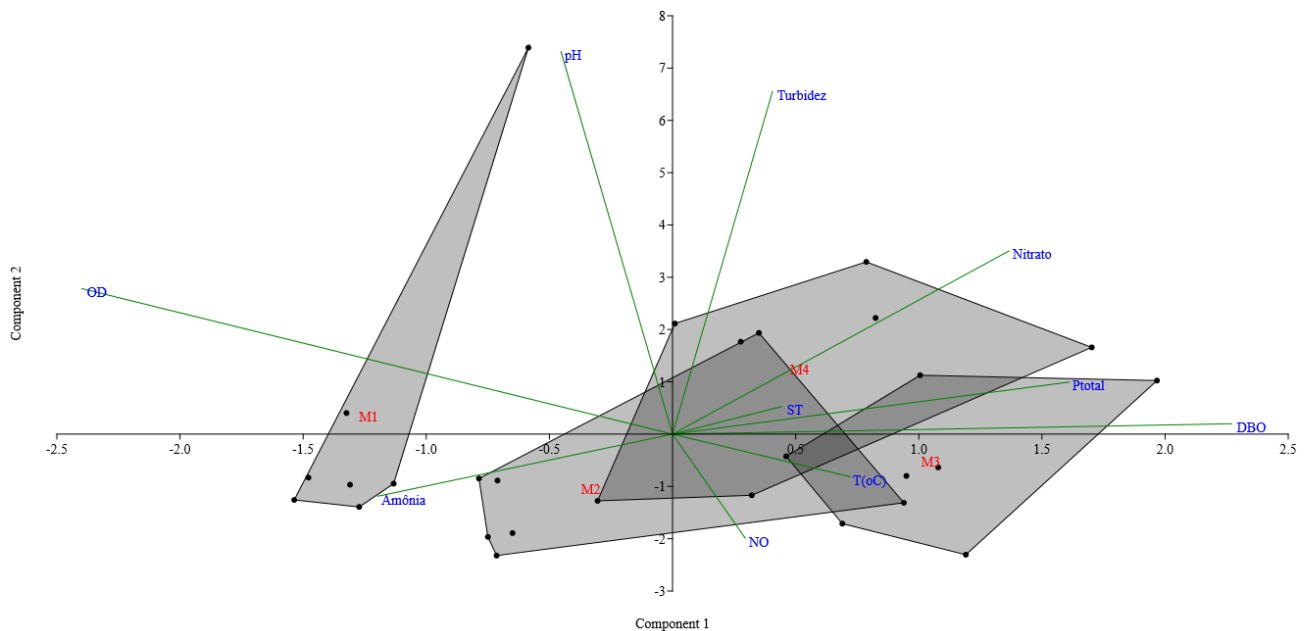


Figura 5. Análise de CPA por posto de monitoramento

Ainda na Figura 5, o direcionamento do parâmetro OD sobre o polígono de M1 indica que o IQA médio em todas as campanhas é refletido pelas elevadas concentrações do parâmetro OD. Este parâmetro é o principal indicador da qualidade do ecossistema aquático, o que justifica a sua avaliação na maioria dos estudos ambientais (Brum et al., 2022; Hutchins et al., 2021; Poton et al., 2023).

Já o IQA médio em M2 inferior ao IQA médio de M1 é refletido pelos parâmetros DBO, fósforo total, sólidos totais, nitrogênio orgânico e nitrato em duas campanhas e pelo parâmetro amônia em cinco campanhas; lembra-se que o posto M2 recebe a carga poluente do tributário córrego Exposição.

O IQA ruim e muito ruim em M3 é refletido fortemente pelo parâmetro DBO seguido por fósforo total e temperatura da água em todas as campanhas; lembra-se que o posto M3 recebe a carga poluente das ligações clandestinas de esgoto; os resultados estatísticos em M3 ilustram a importância da matéria orgânica carbonácea no

equilíbrio do ecossistema aquático; Bega et al. (2021) também identificaram a matéria orgânica carbonácea como o principal parâmetro comprometedor do IQA em águas superficiais urbanas.

O IQA no posto M4 ligeiramente superior ao IQA em M3, apesar de ainda apresentar valores baixos, é refletido fortemente pelos parâmetros fósforo total e DBO, seguido pela temperatura da água, sólidos totais e nitrato; o lançamento de esgoto tratado pela ETE, a montante do posto M4, e o processo natural de autodepuração do corpo hídrico explicam a relevância dos parâmetros DBO e fósforo total, enquanto o processo natural de autodepuração explica a relevância do parâmetro nitrato. De acordo com Zhang et al. (2022), o tempo de exposição dos poluentes orgânicos e nutrientes na massa líquida tem uma relação direta com o processo químico de mineralização do fósforo e nitrogênio e processo bioquímico de degradação da matéria orgânica carbonácea.

Dados de Entrada

Os 14 trechos discretizados pela topologia hídrica (ver Figura 3) possuem comprimentos longitudinais entre 45 e 3100 m, largura da calha principal do córrego entre 1,0 e 5,0 m, rugosidade de Manning entre 0,025 e 0,047 m^{-1/3}.s e declividade de fundo fixa e igual a 0,49%.

A Tabela 2 traz os valores médios de entrada para a vazão volumétrica e parâmetros nas afluentes assumidas pela topologia hídrica (ver Figura 3) no processo de calibração do modelo de qualidade da água; esses valores correspondem às médias obtidas ao longo das sete campanhas realizadas em meses de estiagem.

No córrego Mumbuca, imediatamente a jusante do reservatório de acumulação para fins de abastecimento público, confirmou-se a boa

qualidade da água, com todos os parâmetros dentro dos limites deliberados pelas resoluções ambientais (CONAMA, 2005; COPAM, 2008) para a classe 3. Para os tributários córregos Exposição e Olaria, os parâmetros fora dos limites deliberados pelas resoluções ambientais (CONAMA, 2005; COPAM, 2008) para a classe 3, especificamente $OD \geq 4,0$ mg/L, $DBO \leq 10,0$ mg/L e $P_{total} \leq 0,15$ mg/L, evidenciam o lançamento de esgoto doméstico bruto nos corpos hídricos. Para o tributário córrego Monjolo, a finalização da instalação de interceptor fez com que os parâmetros se mantivessem dentro dos limites deliberados pelas resoluções ambientais (CONAMA, 2005; COPAM, 2008) para a classe 3. Da mesma forma, o tributário rural córrego Lambari atende aos limites deliberados pelas resoluções ambientais para a classe 3.

Tabela 2. Valores médios de entrada para a vazão volumétrica e parâmetros

Aportes pontuais	Vazão m ³ /s	OD	DBO	NO	Amônia mg/L	Nitrato	P _{total}
Córrego Mumbuca	0,0980	6,88	1,00	44,93	12,03	0,53	0,14
Córrego Exposição	0,0168	4,13	11,00	36,28	11,04	2,38	0,42
Córrego Olaria	0,0327	3,50	11,00	42,37	12,09	3,24	0,52
Córrego Monjolo	0,0322	5,25	2,00	61,62	7,85	2,62	0,13
Córrego Lambari	0,0047	6,00	2,00	5,00	10,00	0,10	0,10
Ligações clandestinas	0,0522	0,00	95,00	15,00	10,00	0,05	2,00
ETE	0,0730	0,50	40,00	20,00	10,00	0,10	2,00

Modelo de Qualidade da Água

Conforme já mencionado anteriormente, no processo de calibração foram assumidos valores médios para os dados de entrada de vazão e concentração dos parâmetros. As simulações baseadas em valores médios permitiram trabalhar em regime estacionário em escala diária. De acordo com a Figura 6, os perfis longitudinais simulados foram comparados com as séries monitoradas nos postos de monitoramento M2, M3 e M4.

As vazões médias no córrego Mumbuca, em período de estiagem, variaram entre 0,0980 m³/s no posto M1 até 0,3096 m³/s após a confluência com o córrego Lambari, cujas maiores contribuições são provenientes das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto na rede de drenagem pluvial, do córrego Olaria e da ETE (ver Figura 6).

A análise geral dos perfis simulados evidencia que as cargas poluentes lançadas no curso de água de pequeno porte ocasionam os maiores impactos nos parâmetros OD, DBO, nitrato e fósforo total, motivados pelas cinéticas de

reaeração natural, degradação da matéria orgânica, mineralização de nitrogênio orgânico, nitrificação da amônia e mineralização do fósforo orgânico. As ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto foram mais impactantes do que a ETE para os parâmetros OD e DBO, enquanto os impactos foram similares para os nutrientes, justamente pela baixa capacidade de remoção de nutrientes e alta capacidade de remoção de matéria orgânica carbonácea em processo biológico vigente na ETE da cidade de Monte Carmelo. Em função das vazões reduzidas, as cargas poluentes dos tributários não impactaram consideravelmente na qualidade da água do córrego Mumbuca, com exceção ao parâmetro nitrato na confluência com o córrego Olaria.

Entre os postos M2 e M3, as elevadas cargas de matéria orgânica provenientes das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto fizeram com que o processo de degradação da matéria orgânica prevalecesse sobre a reaeração natural. No baixo curso do córrego Mumbuca, a jusante da região de mistura da ETE com o córrego, o impacto da autodepuração natural ficou

evidenciado pela ascensão gradual do parâmetro nitrato.

Os termos cinéticos bioquímicos calibrados resultaram em:

- Constante de desoxigenação igual a $0,35 \text{ dia}^{-1}$, valor este próximo a $0,28 \text{ dia}^{-1}$ obtido por Obin et al. (2021) em curso de água de grande porte com recebimento de elevada carga de matéria orgânica carbonácea; Já Guimarães et al. (2019) obtiveram coeficientes menores, entre $0,12$ a $0,18 \text{ dia}^{-1}$, em função da reduzida carga de matéria orgânica carbonácea no córrego. Brum et al. (2022), em uma análise probabilística na calibração da constante de desoxigenação, alcançaram valores próximos a $0,49 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de pequeno porte com lançamento de carga poluente doméstica e industrial;

- Constante de mineralização do nitrogênio orgânico dissolvido igual a $0,001 \text{ dia}^{-1}$. Raeisi et al. (2022) alcançaram $0,25 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de médio porte em situação crítica de aporte de poluente domésticos e industriais;

- Constante de nitrificação igual a $0,70 \text{ dia}^{-1}$. A discrepância com $0,15$ a $0,20 \text{ dia}^{-1}$ obtida por Guimarães et al. (2019) é motivada pela elevada carga afluyente de amônia no córrego Mumbuca; a discrepância com $0,09 \text{ dia}^{-1}$ obtido por Obin et al. (2021) está no porte do curso de água;

- Constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido igual a $0,05 \text{ dia}^{-1}$. Obin et al. (2021) e Raeisi et al. (2022) obtiveram, respectivamente, $0,14 \text{ dia}^{-1}$ e $0,25 \text{ dia}^{-1}$ para curso de água de médio e grande porte em situação crítica de aporte de poluente domésticos e industriais.

- Com relação à constante de reaeração global, as discrepâncias nos valores são ocasionadas pelas oscilações turbulentas superficiais geradas por rugosidade das paredes, declividade de fundo e vazão volumétrica. O estudo utilizou a equação de Owens para relacionar a constante de reaeração com a velocidade média do escoamento e a lâmina líquida (EPA, 2024), alcançando $0,50 \text{ dia}^{-1}$ para os trechos de córrego na área urbana e $4,00 \text{ dia}^{-1}$ para os trechos na área

rural. Valores próximos foram obtidos por Guimarães et al. (2019). Utilizando a mesma equação da literatura, Brum et al. (2022), em curso de água de pequeno porte com recebimento de carga poluente doméstica e industrial, adotaram valores entre $11,30$ e $12,85 \text{ dia}^{-1}$ para a constante de reaeração como valores iniciais em análise probabilística de calibração. Em curso de água de médio porte com recebimento crítico de poluentes domésticos e industriais, Raeisi et al. (2022) obtiveram ka igual a $2,69 \text{ dia}^{-1}$.

Nakamura et al. (2019), em estudo em curso de água de médio porte com recebimento de carga elevada de matéria orgânica, obtiveram valores próximos para a constante de desoxigenação ($0,36 \text{ dia}^{-1}$), constante de nitrificação ($0,65 \text{ dia}^{-1}$) e constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido ($0,02 \text{ dia}^{-1}$). Na Figura 6 observa-se que os perfis simulados estão inseridos dentro das nuvens de dados monitorados no período de estiagem, o que permite afirmar que as simulações respeitaram as tendências de comportamento desses dados monitorados. Todavia, dois fatores prejudicaram as métricas estatísticas de ajuste entre os perfis longitudinais simulados e as séries monitoradas nos postos M2, M3 e M4, que foram os valores médios de entrada utilizados na calibração e as séries dispersas de dados monitorados ou *outliers* por posto de monitoramento. Contudo, a métrica EMA minimizou o impacto de dados monitorados discrepantes ou *outliers*, alcançando $1,09$ para OD, $8,28$ para DBO, $22,5$ para NO, $1,52$ para amônia, $0,44$ para nitrato e $0,21$ para o fósforo total. Assumindo a ordem de grandeza dos valores limites dos parâmetros para a classe 3 do córrego, o EMA pode ser considerado baixo apenas para os parâmetros amônia e nitrato. Isso evidencia a necessidade de manutenção de uma *baseline* confiável para os dados monitorados nos postos M2, M3 e M4.

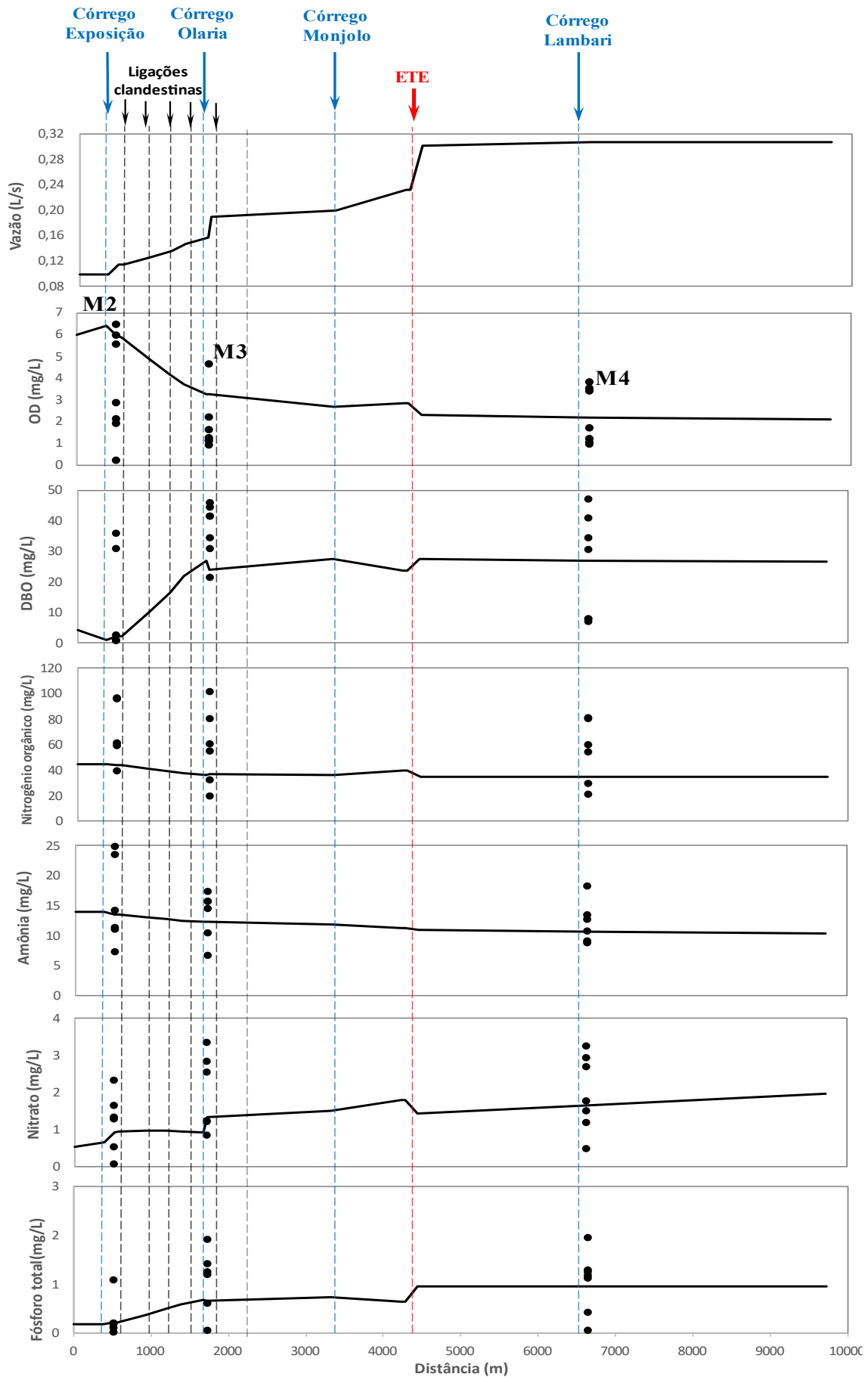


Figura 6. Comparação entre perfis simulados e dados monitorados em período crítico

Capacidade de Suporte

Os resultados obtidos no processo de calibração do modelo de qualidade da água mostram que o córrego Mumbuca, em período de estiagem, não tem capacidade autodepuradora para as cargas poluentes das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto. Isso ficou evidente principalmente pelo IQA ruim e muito ruim no posto M3.

Fixando os termos cinéticos previamente calibrados e assumindo valores limites dos parâmetros de qualidade da água para a classe 2 do corpo hídrico (CONAMA, 2005) nos tributários córrego Exposição, córrego Olaria, córrego Monjolo e córrego Lambari, as cargas máximas admissíveis para as ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto foram de 7,00 kg DBO/dia, 1,00 kg Amônia/dia e 0,02 kg Fósforo total/dia. Em comparação com as cargas poluentes brutas utilizadas no processo de calibração do modelo, as cargas poluentes referentes à capacidade de suporte equivalem a apenas 25,0% das cargas de DBO e amônia e apenas 1,1% da carga de fósforo total. Esses percentuais evidenciam a necessidade de melhoria na infraestrutura urbana de esgoto e drenagem pluvial na área urbana de Monte Carmelo, Minas Gerais.

Infelizmente, no período de estiagem, o córrego Mumbuca não possui a capacidade autodepuradora para a carga poluente da ETE. Somente após a confluência do córrego Mumbuca com o rio Perdizes, cuja vazão de referência $Q_{7,10}$ é igual a $0,6587 \text{ m}^3/\text{s}$ (SISEMA, 2024), é que os parâmetros de qualidade da água se adequam aos limites preconizados por CONAMA (2005) e COPAM (2008).

Pani et al. (2024) realizaram estudo similar de capacidade de suporte no rio Poti, Teresina, Piauí; os autores avaliaram a carga poluente máxima de esgoto doméstico que o curso de água suporta, a fim de que os parâmetros simulados permanecessem dentro dos limites definidos por órgão ambiental.

Conclusão

1. A continuidade do programa de monitoramento da água no córrego Mumbuca é fundamental para diagnosticar o impacto das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto antes e após a implantação completa do sistema de coleta e transporte de esgoto sanitário na área urbana de Monte Carmelo, Minas Gerais;

2. A continuidade do programa de monitoramento da água no córrego Mumbuca permitirá o melhor ajuste entre as simulações e os dados monitorados;

3. No período crítico de disponibilidade hídrica, o córrego Mumbuca não possui capacidade de diluição, transporte e autodepuração para as cargas poluentes advindas das ligações clandestinas de esgoto bruto na área urbana de Monte Carmelo, Minas Gerais;

4. Os gestores públicos devem propor a eliminação das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto, cuja ação e o prazo de execução devem ser incluídas na revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico.

Agradecimentos

À Universidade Federal de Uberlândia, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de iniciação científica e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG (processo APQ 01699-17 Demanda Universal) pelo apoio financeiro de reserva técnica, que viabilizou os trabalhos de campo e laboratoriais.

Referências

- Alves, J.A., Siqueira, A.P.C., Doris, E.F.G.O., Bruno, L.C.G.S., & Cruz, I.F. (2022). Presença de contaminantes convencionais e emergentes em mananciais de água do município de Cuiabá (MT): potenciais fontes e riscos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 27(40), 01-16. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.272220220057>.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2024). *Indicadores de Qualidade – Índice de Qualidade das Águas (IQA)*. Brasília. <https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx/default.aspx#>.
- Anh, N.T., Can, L.D., Nhan, N.T., Schmalz, B., Luu, & T.L. (2023). Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 8(1), 01-12,. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100424>.

- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1987a). *ABNT NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. ABNT.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1987b). *ABNT NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. ABNT.
- Baird, R.B., Eaton, A.D. & Rice, E.W. (2017) *Standard methods for examination of water and wastewater*. American Public Health Association. (23 ed). American Water Works Association
- Bai, X., Jin, J., Zhou, R., Wu, C., Zhou, Y., Zhang, L., & Cui, Y. (2022). Coordination evaluation and obstacle factors recognition analysis of water resource spatial equilibrium system. *Environmental Research*. 210(1), 01-11. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112913>.
- Bega, J.M.M., Oliveira, J.N., & Albertin, L.L. (2021). Dinâmica temporal da qualidade da água em um córrego urbano. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 26(5), 903-913. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200163>
- Borota, M., Timis, E.C., Hutchins, M.G., Cristea, V.M., Bowes, M., & Miller, J. (2024). Hydrodynamics and phosphorus loading in an urbanized river channel influences response to future managed change: Insights from advection-dispersion modelling. *Science of The Total Environment*. 927(1), 01-10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171958>.
- Brum, M., Fan, F.M., Salla, M.R., & Von Sperling, M. (2022). Analysis of a probabilistic approach for modelling and assessment of the water quality of rivers. *Journal of Hydroinformatics*. 24(1). 01-16. <https://doi.org/10.2166/hydro.2022.157>.
- Campos, R.F.F., & Barcarolli, I.F. (2023). Análise da interação antrópica na qualidade da água de um sistema lótico, Rio do Peixe, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 16(1), 542-556. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p542-556>.
- Chow, Ven Te. (1959). *Open-Channel Hydraulics*. McGraw-Hill civil engineering series. United States: Blackburn Press.
- CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. (2005). *Resolução nº 357, 17 de março de 2005, que 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*. https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450.
- COPAM. Conselho Estadual De Política Ambiental. (2008). *Deliberação Normativa conjunta. 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*. <http://www.igam.mg.gov.br/gestao-das-aguas/enquadramento>.
- Correia, C.V., Huszcz, G.B., Paes, B.A., Santos, A.G.E., & Martens, L.B. (2021). Doenças de Veiculação Hídrica e seu Grande Impacto no Brasil: Consequência de Alterações Climáticas ou Ineficiência de Políticas Públicas? *Brazilian Medical Students Journal*. 5(8), 01-07. <https://doi.org/10.53843/bms.v5i8.100>.
- Costa, J. S., Rodrigues, L.S., Silva, A. G. C., Reis, T.C, Melo, M. D. G. G., & Liberato, M. A. R. (2021). Estado de conservação e qualidade da água em uma bacia hidrográfica periurbana na Amazônia Central. *Scientia Plena*, 17(9), 01-19. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2021.091701>
- DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto de Monte Carmelo. (2019). *Relatório de Monitoramento Ambiental. Monte Carmelo*. <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/>.
- DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto. (2021). *Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo*. <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/plano-municipal-de-saneamento-basico>.
- EPA. Environmental Protection Agency. *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP)*. 2024. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/ceam/water-quality-analysis-simulation-program-wasp>.
- Ferreira, D.M., Pontes, P.R.M., Dall'Agnol, R., Guimarães, T., Salomão, G., & Silva, M.S.

2023. Modeling transport and fate of metals for risk assessment in the Parauapebas river. *Environmental Impact Assessment Review*. 102(1), 01-13. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107209>.
- Guimarães, T.M.H., Salla, M.R.; Pereira, C.E.; Justo, B.B.; & Riquieri, J.C. (2019). Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica. *Revista Geociências*, 38(1), 229-240. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v38i1.13387>.
- Hu, G., Zeng, W., Yao, R., Xie, Y., & Liang, S. (2021). An integrated assessment system for the carrying capacity of the water environment based on system dynamics. *Journal of Environmental Management*. 295(1), 01-11. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113045>.
- Hutchins, M.G., Qu, Y., & Charlton, M.B. (2021). Successful modelling of river dissolved oxygen dynamics requires knowledge of stream channel environments. *Journal of Hydrology*, 603(1), 01-12. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126991>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2024). *Cidades e Estados*. <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/monte-carmelo.html>.
- Klink, J., Perelló, L.A., Abily, M., Saló, J., Rodríguez-Roda, I., Marcé, R., Gernjak, W., & Corominas, L. (2024). Coupling hydrological and sanitation datasets to simulate wastewater-derived contamination in European rivers: model development and calibration. *Environmental Modelling & Software*. 178(1), 01-12. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106049>.
- Kubota, L.A.A., & Orfão, N.H. (2023). Doenças de Veiculação Hídrica: Uma análise do perfil a partir da literatura. *Research, Society and Development*. 12(11), 01-17. <https://doi.org/10.33448/rsd-v12i11.43756>.
- Le, T.T.H., Fettig, J., & Meon, G. (2019). Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 19(1), 54-65. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.06.006>
- Liu, Y., Su, B., Mu, H., Zhang, Y., Chen, L., & Wu, B. (2023). Effects of point and nonpoint source pollution on urban rivers: From the perspective of pollutant composition and toxicity. *Journal of Hazardous Materials*. 460(1), 01-10. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132441>.
- Marques, J.G.B., Costa, E.S., & Matsuoka, J.V. 2019. Diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário de Monte Carmelo de acordo com o plano municipal de saneamento básico. *Revista GeTeC*. 8(20), 01-20. <https://revistas.fucamp.edu.br/index.php/getec/article/view/1616>.
- Massa, K.H.C., & Chiavegatto Filho, A.D.P. (2020). Basic sanitation and self-reported health in Brazilian capitals: a multilevel analysis. *Revista Brasileira de Epidemiologia*. 23(1), 01-13. <https://doi.org/10.1590/1980-549720200050>.
- Meireles, R. R., Ribeiro, H. M. C., Moraes, V. M. C., De, T. C., Almeida, T. S. R., Pantoja, D. N. S. M., & de Souza, L. G. N. (2024). Avaliação da Qualidade da Água da Baía do Portel e do Rio Camarapi, Município de Portel–Marajó, Amazônia Oriental. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 17(2), 1251-1267. <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>
- Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador (2018). Diretriz para Atuação em Situações de Surto de Doenças e Agravos de Veiculação Hídrica. https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/diretrizes_agravos_veiculacao_hidrica.pdf.
- Mota, F.S.B., & Von Sperling, M. (2009). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Projeto PROSAB 5. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. ABES. Rio de Janeiro.
- Nakamura, C.H., Salla, M.R., Jesus, J.A.O., & Silva, G.H.R. (2019). Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions. *Water Environment Research*, 91(12), 1678-1691. <https://doi.org/10.1002/wer.1175>.
- Novais, G.T., Brito, J.L.S., & Sanches, F.O. (2018). Unidades climáticas do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba. *Revista Brasileira de Climatologia*. 23(1), 223-243. <https://doi.org/10.5380/abclima.v2>.

- Obin, N., Tao, H., Ge, F., & Liu X. (2021). Research on Water Quality Simulation and Water Environmental Capacity in Lushui River Based on WASP Model. *Water*. 13(20), 01-20. <https://doi.org/10.3390/w13202819>.
- Pani, D.F., Reis, J.A.T., Rodrigues, M.B., Mendonça, A.S.F., Marques, S.M., & Silva, F.G.B. (2024). Prospects for reducing the contribution of organic load in a water basin with significant urban occupation. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 29(1), 01-09. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220230079>.
- Peng. T., Deng H., Lin Y., & Jin Z. (2021). Assessment on water resources carrying capacity in karst areas by using an innovative DPESBRM concept model and cloud model. *Science of The Total Environment*. 767(1), 01-15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144353>.
- Poton, I.S.B., Reis, J.A.T., Almeida, K.N., Rodrigues, M.B., Mendonça, A.S.F., & Silva, F.G.B. (2023). Simulação da qualidade da água do rio Pardo com incorporação de análise de incerteza. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 28(1), 263-271. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220220157>
- Raeisi N., Moradi S., & Scholz M. (2022). Surface Water Resources Assessment and Planning with the QUAL2KW Model: A Case Study of the Maroon and Jarahi Basin (Iran). *Water*. 14(5). 01-18 <https://doi.org/10.3390/w14050705>.
- Salla, M. R., Pereira, C.E., Alamy Filho, J. E., Paula, L.M., & Pinheiro, A.M. (2013). Self-depuration study of Jordão River, located in Dourados River Basin. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 18(2), 105-114. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>.
- Salla, M. R., Alamy Filho, J. E., & Pereira, C. E. (2023). Modeling of Aquatic Ecosystem Dynamics in a Run-of-River Reservoir in Brazil. *Clean-Soil Air Water*. 51(5), 01-14. <https://doi.org/10.1002/clen.202200286>.
- Santos, L.V.A.S., Oliveira, S.S., Souza, A.S.N., & Michelin, D.C.G.S. (2019). Evaluation of performance of the UASB reactor in the treatment of the effluent of Federal University of Sergipe. *Revista DAE*. 68(227), 01-14. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.092>.
- Shayan M.N.M., Tanaka, Y., Hirano, R., Nakaya, Y., & Satoh, H. (2023). A simple and rapid method for detecting fecal pollution in urban rivers by measuring the intrinsic β -D-glucuronidase activity of Escherichia coli. *Water Research*. 246(1), 01-07. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120689>.
- Silva, J.A.A., Lemos, M.S., Silva, N.C., Dantasa, K.G.F., & Filho, H.A.D. (2024). Avaliação Multivariada da Qualidade das Águas Superficiais e Água Final de Abastecimento Público de Belém, Pará, Brasil. *Química Nova*, 47(6), 01-09. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20240013>.
- SISEMA. Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. (2024). *Infraestrutura de Dados Espaciais*. <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>.
- SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Ministério das Cidades. (2024). *Painel de Informações sobre Saneamento. Brasília*. <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis>
- SUS. Sistema Único de Saúde. Ministério da Saúde. (2024). *DATASUS*. <https://datasus.saude.gov.br/informacoes-de-saude-tabnet/>.
- Valdés, M.E., Santos, L.H.M.L.M., M. Castro, C.R., Giorgi, A., Barceló, D., Rodríguez-Mozaz, S., & Amé, M.V. (2021). Distribution of antibiotics in water, sediments and biofilm in an urban river (Córdoba, Argentina, LA). *Environmental Pollution*. 269(1), 01-10. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116133>.
- Viana, A.R., Figueira, C.V.N., AINETTE, D.I.M., Gonçalves, L.F., Rodrigues, L.F.V., Santos, R.C., & Mendes, V.G.R. (2022). Epidemiological profile of waterborne viral, bacterial and parasitological diseases in Brazil from 2012 to 2021: hospitalizations and mortality. *Brazilian Journal of Development*. 8(9), 63519-63536. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n9-207>.
- Vilarinho, C.M.R., & Couto, E.A. (2023). Saneamento básico e regulação no Brasil: desvendando o passado para moldar o futuro.

- Revista Digital de Direito Administrativo*. 10(2) 01-26. <https://doi.org/10.11606/issn.2319-0558.v10i2p233-257>.
- Vitor, G.A., Lando, G.A., Duarte, C.A.L., Marques, D.A.V., & D'Angelo, I.B.M. (2021). Health and sanitation in Brazil: a narrative review on the association of basic sanitation conditions with waterborne diseases. *Research, Society and Development*. 10(15), 01-12. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i15.22913>.
- Wang, X.Y., Liu, L., Zhang, S.L., & Gao, C. (2022). Dynamic simulation and comprehensive evaluation of the water resources carrying capacity in Guangzhou city, China. *Ecological Indicators*. 135(1), 01-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108528>.
- Wang, R., Liu, L., Tao, Z., Wan, B., Wang, Y., Tang, X., Li, Y., & Li, X. (2024). Effect of urbanization and urban forests on water quality improvement in the Yangtze River Delta: A case study in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management [online]*. 351(1), 01-10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119980>.
- Wang, R., Liu, L., Tao, Z., Wan, B., Wang, Y., Tang, X., Li, Y., & Li, X. (2024). Effect of urbanization and urban forests on water quality improvement in the Yangtze River Delta: A case study in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management [online]*. 351(1), 01-10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119980>.
- Zhang, X., Chen, P., Han, Y., Chang, X., Dai, S. (2022). Quantitative analysis of self-purification capacity of non-point source pollutants in watersheds based on SWAT model. *Ecological Indicators*, 143(1), 01-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109425>.
- Zhao, Y.L., Sun, H.J., Wang, X.D.; Ding, J., Lu, M.Y., Pang, J.W., Zhou, D.P., Liang, M., Ren, N.Q., & Yang, S.S. (2024). Spatiotemporal drives of urban water pollution: Assessment of 102 cities across the Yangtze River Basin. *Environmental Science and Ecotechnology [online]*. 20(1), 01-15. <https://doi.org/10.1016/j.es.2024.100412>.
- Zheng, Y., Wang, X., Li, S., Dong, G., Wang, Q., Chen, Y., & Xue, S. (2024). Numerical simulation model of water quality evolution in urban rivers considering adsorption-desorption process of nitrogen and phosphorus in sediments. *Journal of Hydrology*. 636(1), 01-14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131104>.