



Universidade Federal de Itajubá
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas
Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos
PROFÁGUA

HEVERTON FERREIRA ROCHA

**USO DA MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA NA GESTÃO
DOS RECURSOS HÍDRICOS APLICADA À BACIA DO RIO SANTA
BÁRBARA-MG**

Itabira – Minas Gerais

2024

HEVERTON FERREIRA ROCHA

**USO DA MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA NA GESTÃO
DOS RECURSOS HÍDRICOS APLICADA À BACIA DO RIO SANTA
BÁRBARA-MG.**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Curso de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA) na Universidade Federal de Itajubá.

Área de concentração: Regulação e Governança de Recursos Hídricos

Linha de Pesquisa: Segurança Hídrica e Usos

Múltiplos da Água

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Eduardo de Aguiar do Couto

Departamento de Engenharia Ambiental - UFLA

Prof. Dr. Fernando Neves Lima

Instituto de Engenharias Integradas - UNIFEI

Prof. Dr. Abrahão Alexandre Alden Elesbon

Professor Titular - IFES Colatina

Itabira – Minas Gerais

2024

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, José Rocha e Namir, que me ensinaram o valor do esforço, da resiliência e do conhecimento. Ao meu irmão, Marcus Vinícius, por estar sempre ao meu lado como uma fonte de força e inspiração. À minha esposa, Rosana, cuja paciência, amor e apoio incondicional foram a âncora nos momentos mais desafiadores. E ao meu filho, Lucas Francisco, que trouxe luz aos meus dias mais difíceis e me lembrou o motivo de cada sacrifício.

Este título é tanto meu quanto de vocês, que compartilharam comigo o peso das dificuldades e me ajudaram a construir cada passo desta caminhada. Que este sonho realizado seja uma prova do poder da união, do amor e da determinação.

A vocês minha eterna gratidão e amor.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente queria agradecer a Deus, que sabe de minhas lutas e de meu sonho em concluir essa fase de minha vida, onde aprendi muito com todas as pessoas com quem tive o prazer de conviver, tanto do corpo docente, quanto do corpo discente. Vocês são demais. Me emociono ao lembrar de minha avó Maristela (Diquinha) que morreu em decorrência de uma doença de veiculação hídrica. Ela que cuidou de mim em minha primeira infância, sei que intercede por mim desde então, desde então sei que meu destino é curar o meio ambiente em suas várias vertentes. Muito obrigado também à COPASA, onde dei meus primeiros passos no saneamento ambiental, trabalhando em serviços operacionais com pessoas incríveis, que me ensinaram muito. Foi quando estava trabalhando nesses serviços pesados e cansativos que comecei na academia, ainda na cidade de Caratinga, onde me graduei em Engenharia Sanitária e Ambiental e Civil. A profissão me escolheu, espero retribuir atuando de maneira correta com toda carga de conhecimento que esse mestrado me proporcionou.

Um agradecimento muito especial ao professor Eduardo, que com paciência e sabedoria (foram 3 mudanças de cidade durante o mestrado) me guiou no caminho acadêmico, pois me deu a honra de ser seu orientado. Na pessoa dele quero cumprimentar todos os professores que não pouparam esforços em aulas nas sextas e sábados, para fazer do ProfÁgua no Campus Itabira da UNIFEI uma realidade. É por causa de vocês que ainda acredito na educação como fator potencializador para transformar essa sociedade tão carente de ciência que vivemos hoje.

Minha família, que é minha razão de viver. Então a meus pais, meu irmão e principalmente minha esposa Rosana e meu filho Lucas meu muito obrigado... Eles sabem de minha determinação, quero retribuir toda ausência que eles tiveram de suportar, com muito trabalho e afinho que esse mestrado me proporcionará.

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

“Enquanto o poço não seca, não sabemos dar valor à **água**.”

Thomas Fulle.

RESUMO

Rocha, Heverton Ferreira. **Uso da modelagem de qualidade da água na gestão dos recursos hídricos aplicada à bacia do rio Santa Bárbara-MG**. 2024. 78 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA) Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2024.

A modelagem matemática da qualidade da água é essencial para avaliar o efeito do despejo de cargas poluentes em corpos hídricos. Tal ferramenta possibilita a avaliação de cenários de intervenção, a aplicação de ações de controle, a verificação e quantificação do processo de autodepuração dos corpos d'água, além de permitir a simulação de cenários atuais e futuros da qualidade da água dos cursos hídricos. Sob esse contexto, o principal objetivo desta pesquisa foi realizar a modelagem da qualidade da água do rio Santa Bárbara, a fim de dar suporte à gestão dos recursos hídricos. Para a modelagem matemática foram modelados os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), variações de nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e fósforo utilizando o modelo QUAL-UFMG. Adicionalmente, examinaram-se cenários futuros que levaram em conta o crescimento populacional na bacia hidrográfica, com previsões para o ano de 2033. No cenário 1 foi considerada a implantação de tratamento de esgoto nas sedes urbanas dos municípios de Barão de Cocais e Santa Bárbara para 90% de suas populações. Já no cenário 2, foi considerado a implantação de tratamento de esgoto em todas as sedes urbanas dentro da área de estudo para 90% de suas populações. No cenário atual, com exceção do fósforo, todos os parâmetros estudados se mantiveram dentro dos limites estabelecidos para as águas de classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005 em 100% do trecho estudado e apenas 7,6% para o fósforo. Para os cenários 1 e 2 em 2033, os parâmetros analisados se mantiveram dentro dos limites estabelecidos para as águas de classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005 em todo o trecho estudado para todos os parâmetros, exceto o fósforo, que se manteve fora dos padrões em 92,4% ao longo do manancial objeto do estudo. Assim, verificou-se que, para uma melhor gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara é necessário além de intensificar o tratamento de efluentes e o controle sobre as fontes poluidoras, considerando a eficiência do tratamento de esgotos e o número de habitantes das principais cidades da bacia, é necessário também realizar o controle de poluições difusas decorrentes do uso e ocupação do solo (resíduos de atividades agrícolas, erosão do solo e sedimentos) oriundas de seus tributários.

Palavras-chaves: QUAL-UFMG, qualidade da água, saneamento ambiental.

ABSTRACT

Rocha, Heverton Ferreira. **Use of water quality modeling in water resources management applied to the Santa Bárbara river basin-MG.** 2021. 78 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA) Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2024.

Mathematical modeling of water quality is essential for evaluating the impact of pollutant discharges on water bodies. It enables the assessment of intervention scenarios, the implementation of control measures, the verification and quantification of self-purification processes in water bodies, and the simulation of current and future water quality scenarios in rivers. The main objective of this research was to conduct water quality modeling of the Santa Bárbara River to support water resources management. For the mathematical modeling, the parameters dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), nitrogen variations (organic, ammoniacal, nitrite, and nitrate), and phosphorus were modeled using the QUAL-UFMG model. Additionally, future scenarios were examined that accounted for population growth in the watershed, with projections for 2033. In Scenario 1, the urban centers of the municipalities of Barão de Cocais and Santa Bárbara were considered to have implemented sewage treatment for 90% of their populations, while in Scenario 2, all urban centers within the study area of the basin were considered to have implemented sewage treatment for 90% of their populations. In the current scenario, with the exception of phosphorus, all studied parameters remained within the limits established for Class 2 waters according to CONAMA Resolution 357/2005 for 100% of the studied section, with only 7.6% compliance for phosphorus. For Scenarios 1 and 2 in 2033, the analyzed parameters would remain within the established limits for Class 2 waters according to CONAMA Resolution 357/2005 along the entire study section for all parameters, except for phosphorus, which remained non-compliant in 92.4% of the studied water body. Thus, it was concluded that for improved water resources management in the Santa Bárbara River watershed, it is necessary not only to intensify effluent treatment and control pollution sources, considering sewage treatment efficiency and population size of the main cities within the watershed, but also to address diffuse pollution sources arising from land use and occupation (such as agricultural residues, soil erosion, and sediments) originating from its tributaries.

Keywords: QUAL-UFMG, water quality, environmental sanitation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU.	8
Figura 2 - As quatro dimensões da Segurança Hídrica de acordo com o Plano Nacional de Segurança Hídrica da ANA Fonte: ANA (2019).	9
Figura 3 - Etapas da metodologia da pesquisa.	25
Figura 4 – Bacia do rio Santa Bárbara Fonte: Autor (2024).	27
Figura 5 - Hidrografia da bacia do rio Santa Bárbara	28
Figura 6 - Sub-Bacias dentro da bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara	29
Figura 7 - Diagrama da Bacia do rio Santa Bárbara e possíveis interferências na qualidade da água	30
Figura 8 Classe de enquadramento do rio Santa Bárbara.	32
Figura 9 - Localização dos principais usos da água na bacia do rio Santa Bárbara.	35
Figura 10 - Captação de água bruta no rio Santa Bárbara para o abastecimento público do SAA de João Monlevade	36
Figura 11 - Localização do reservatório da UHE PETI dentro da bacia estudada.	37
Figura 12 - Planilha “FórmulasCoefic” do modelo QUAL-UFGM	41
Figura 13 - Planilha “Diagrama Unifilar” do modelo QUAL-UFGM	42
Figura 14 - Dados de entrada iniciais da Planilha “RioPrincipal” do modelo QUAL-UFGM.	43
Figura 15 - Parte dos cálculos dos perfis de concentração da planilha “RioPrincipal” do modelo QUAL-UFGM	44
Figura 16 - Rede de monitoramento de qualidade da água da bacia do rio Santa Bárbara	46
Figura 17 – Mapa de regionalização de vazão com a localização da área de estudo	47
Figura 18 - Uso do solo na bacia Santa Bárbara no ano de 1985	59
Figura 19 - Uso do solo na bacia Santa Bárbara no ano de 2020	59
Figura 20 - Diagrama unifilar do rio Santa Bárbara.	63
Figura 21 - Mapa altimétrico da bacia do rio Santa Bárbara.	66
Figura 22 - Perfil de vazão calibrada do rio Santa Bárbara.	73
Figura 23 - Perfil de OD calibrado do rio Santa Bárbara	74
Figura 24 - Perfil de DBO calibrado do rio Santa Bárbara	76
Figura 25 - Perfil de Nitrogênio Amoniacal calibrado do rio Santa Bárbara	80
Figura 26 - Perfil de Nitrogênio orgânico calibrado do rio Santa Bárbara	80
Figura 27 - Perfil de Nitrato calibrado do rio Santa Bárbara.	81

Figura 28 - Perfil de Nitrito calibrado do rio Santa Bárbara	81
Figura 29 - Perfil de Fósforo calibrado no rio Santa Bárbara	84
Figura 30 - Parâmetros do rio Santa Bárbara em relação a seu enquadramento	88
Figura 31 - Cenário 1 OD	90
Figura 32 - Cenário 1 DBO	90
Figura 33 - Cenário 2 OD	91
Figura 34 - Cenário 2 DBO	91
Figura 35 - Cenário 1 x Cenário 2 OD	91
Figura 36 - Cenário 1 x Cenário DBO	91
Figura 37 – Cenário 1 do Namon	93
Figura 38 - Cenário 1 do Norg	93
Figura 39 - Cenário 1 do Nitrito	93
Figura 40 - Cenário 1 do Nitrato	93
Figura 41 - Cenário 2 do Namon	94
Figura 42 - Cenário 2 Norg	94
Figura 43 - Cenário 2 do Nitrito	95
Figura 44 - Cenário 2 Nitrato	95
Figura 45 - Cenário atual x cenário 1 Namon	96
Figura 46 - Cenário 1 x cenário 2 Namon	96
Figura 47 - Cenário atual x cenário 1 Norg	96
Figura 48 - Cenário 1 x cenário 2 Norg	96
Figura 49 - Cenário atual x cenário 1 Nitrito	97
Figura 50 - Cenário 1 x cenário 2 Nitrito	97
Figura 51 - Cenário atual x cenário 1 Nitrato	97
Figura 52 - Cenário 1 x cenário 2 Nitrato	97
Figura 53 - Cenário atual para Fósforo	99
Figura 54 - Cenário 1 para Fósforo	99
Figura 55 - Cenário 1 x Cenário 2 para concentrações de Fósforo	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Índice de tratamento de esgoto na bacia do rio Santa Bárbara.	15
Tabela 2 Investimento em tratamento de esgoto estimado pelo PIRH Piracicaba	15
Tabela 3 - Porcentagem de área territorial municipal inserida na bacia do rio Santa Bárbara	27
Tabela 4 - Vazões dos cursos hídricos que compõe a bacia do rio Santa Bárbara.	47
Tabela 5 – Dados de entrada do cálculo da vazão incremental.	48
Tabela 6 – Resultado da vazão incremental do rio Santa Bárbara.	48
Tabela 7 - Faixas de QPC utilizadas.	53
Tabela 8 - Área de ocupação e uso do solo na bacia do rio Santa Bárbara	58
Tabela 9 - Estimativa da vazão de lançamento de esgoto pelos municípios para o ano de 2022.	67
Tabela 10 - Estimativa da vazão de lançamento de esgoto pelos municípios para o ano de 2033.	67
Tabela 11 - Cargas poluidoras estimadas para o ano de 2022	68
Tabela 12 - Cargas poluidoras estimadas para o ano de 2033.	69
Tabela 13 - Valores dos coeficientes calibrados para a modelagem do rio Santa Bárbara.	69

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água.	18
Quadro 2 - Características dos principais modelos de qualidade da água.	19
Quadro 3 - Quantitativo Populacional da bacia do rio Santa Bárbara.	26
Quadro 4 - Tamanho das principais sub-bacias do rio Santa Bárbara e suas atividades econômicas	29
Quadro 5 - Localização do reservatório da UHE PETI dentro da bacia estudada.	38
Quadro 6 - Rede de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Santa Bárbara.	45
Quadro 7 - Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K1, Ks e Kd) (base e, 20°C).	49
Quadro 8 - Valores de coeficientes K2 (d-1) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C)	49
Quadro 9 - Equações para estimativa do coeficiente K2, segundo Tsivoglou e Wallace.	50
Quadro 10 - Equações para estimativa do coeficiente K2, segundo Melching e Flores (1999).	50
Quadro 11 - Valores típicos dos coeficientes do modelo de Fósforo em rios.	50
Quadro 12 - Valores típicos dos coeficientes do modelo de Coliformes em rios.	51
Quadro 13 - Valores usuais dos coeficientes do modelo de Nitrogênio em rios.	51
Quadro 14 - Valores das concentrações dos parâmetros físicos e químicos no esgoto utilizados na modelagem matemática.	53
Quadro 15 - Valores médios dos coeficientes de descarga a, b, c e d utilizados para cálculo de velocidade e profundidade dos cursos hídricos da bacia do rio Santa Bárbara	55
Quadro 16 - Municípios da sub-bacia do rio Santa Bárbara que possuem tratamento de efluentes	56
Quadro 17 - Proposta de remoção de carga orgânica sugerida (DBO) pela Revisão do Plano de Bacia do rio Piracicaba para o ano de 2032, para os municípios da bacia do rio Santa Bárbara.	57

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AGEDOCE - Agência de Água na bacia do rio Doce

ANA – Agência Nacional das Águas

CBH-DOCE – Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Doce

CBH-PIRACICABA - Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDE-SISEMA – Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

K_1 – Coeficiente de desoxigenação no laboratório (d^{-1})

K_2 – Coeficiente de reaeração (d^{-1})

K_{an} – Coeficiente de conversão da amônia em nitrito (d^{-1})

K_b – Coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})

K_d – Coeficiente de decomposição (d^{-1})

K_{nn} – Coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (d^{-1})

K_{oa} – Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1})

K_{oi} – Coeficiente de conversão do fósforo orgânico a inorgânico (d^{-1})

K_s – Coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (d^{-1})

K_{so} – Coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (d^{-1})

K_{spo} – Coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (d^{-1})

MDE – Modelo Digital de Elevação

N – Nitrogênio

N_{amon} – Nitrogênio amoniacal

N_{org} – Nitrogênio orgânico

OD – Oxigênio Dissolvido

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

P – Fósforo

PAP – Plano de Aplicação Plurianual

PARH – Plano de Ações de Recursos Hídricos

PIRH – Plano Integrado de Recursos Hídricos

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

Q – Vazão

$Q_{7,10}$ – Vazão de referência da menor média de 7 vazões diárias consecutivas que pode se repetir, em média, uma vez a cada 10 anos (período de retorno de 10 anos)

QPC – Quota per capita de água (L/hab.d)

R – Coeficiente de retorno esgoto/água

RMEQ – Raiz Média dos Erros Quadrados

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

UPGRH – Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos

UNESCO - Organização da Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	JUSTIFICATIVA E ADERÊNCIA DO ESTUDO ÀS LINHAS DE PESQUISA DO PROFÁGUA	4
3	OBJETIVOS	5
3.1	Objetivo geral	5
3.2	Objetivos específicos	5
4	REVISÃO DE LITERATURA	6
4.1	Segurança Hídrica e os objetivos de desenvolvimento sustentável da 5	6
4.2	Importância do saneamento Básico na gestão dos recursos hídricos	10
4.3	Uso e Ocupação do Solo como fator de Interferência nos Recursos Hídricos	12
4.4	Indicadores de esgotamento sanitário na região de estudo	13
4.5	Modelagem da Qualidade da Água	16
4.6	Aplicação da modelagem matemática de qualidade da água	22
5	METODOLOGIA	25
5.1	Caracterização da área de estudo	25
5.1.1	Geografia e População	25
5.1.2	Hidrografia	27
5.1.3	Clima	32
5.1.4	Vegetação	33
5.1.5	Atividades econômicas	33
5.1.6	Usos da água	34
5.1.7	Abastecimento de água	37
5.2	Uso e Ocupação do Solo	39
5.3	Modelo da Qualidade da Água	40
5.3.1	Seleção e exploração do modelo de qualidade da água	40
5.3.2	Rede de monitoramento e seleção de dados de qualidade da água	44
5.4	Determinação e Inserção dos dados no modelo	46
5.4.1	Vazão	46
5.4.2	Parâmetros cinéticos	48
5.5	Modelagem do cenário atual, calibração e validação do modelo	54
5.6	Simulação de cenários futuros	56
		14

6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
6.1	Uso e ocupação do solo	58
6.2	Diagrama Unifilar	61
6.3	Declividade e perfil longitudinal- área de estudo	64
6.4	Vazão de lançamento de esgoto pelos municípios inseridos na área de estudo e cargas poluidoras	66
6.5	Calibração e Validação do Modelo	69
6.6	Modelagem do Cenário Atual	72
6.7	Simulação dos Cenários	88
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
8	PRODUTO DA PESQUISA	104
	REFERÊNCIAS	105

1 INTRODUÇÃO

Entre os recursos naturais disponíveis, os recursos hídricos destacam-se como um dos mais importantes para a manutenção da vida e para o desenvolvimento das atividades humanas. No entanto, a qualidade desses recursos tem sido comprometida devido ao uso indiscriminado e à descarga contínua de poluentes, como esgotos domésticos, efluentes industriais, resíduos de defensivos agrícolas e rejeitos provenientes das atividades agrícolas e pecuárias. Esses contaminantes, associados a outras formas de poluição oriundas das atividades humanas, promovem alterações significativas na estrutura e no funcionamento dos sistemas aquáticos. Essas mudanças impactam diretamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos e, em última instância, refletem em prejuízos para a saúde e o bem-estar humano (SILVA *et al.*, 2017). Em um contexto de crescimento populacional e pressão crescente sobre os recursos naturais, assegurar a sustentabilidade dos recursos hídricos se apresenta como um dos maiores obstáculos da sociedade atual.

A urbanização acelerada e descontrolada tem causado efeitos negativos na qualidade e na disponibilidade de água. A falta de um planejamento apropriado e de infraestrutura de saneamento básico em zonas urbanas resulta no despejo direto de esgotos domésticos e industriais nos recursos hídricos, contribuindo para a contaminação das águas. De acordo com Azevedo-Santos *et al.* (2017), crescimento populacional e mudanças climáticas provavelmente afetarão muito os recursos hídricos no Brasil. Assim, um processo de tomada de decisão baseado em ciência é necessário para garantir uma gestão adequada da bacia hidrográfica focada na segurança hídrica.

O declínio na qualidade da água emergiu como uma questão crítica mundial à medida que atividades antropogênicas se intensificam e as mudanças climáticas projetam alterações significativas no ciclo hidrológico (ABBOTT *et al.*, 2019). A crescente preocupação reside na garantia de disponibilidade hídrica adequada para atender às necessidades de saúde pública, segurança alimentar e abastecimento. Com uma população mundial projetada para alcançar 9,7 bilhões em 2050, espera-se um aumento de 20 a 30% na demanda por água (UNESCO, 2017). Contudo, atualmente já enfrentamos desafios para suprir a demanda por água de qualidade, comprometendo ainda mais a sustentabilidade ambiental desse recurso essencial a longo prazo.

No Brasil, cerca de 32,1 milhões de pessoas ainda não têm acesso a água potável, e 90,3 milhões não possuem coleta adequada de esgoto. Além disso, 47,8% do esgoto coletado

não recebe tratamento, sendo despejado diretamente em rios, lagos e mares (SNIS, 2022). Essa prática de afastar os esgotos sem tratá-los adequadamente reflete uma visão higienista equivocada, que se limita a remover os resíduos das áreas urbanas sem considerar os impactos ambientais e a saúde pública, além de comprometer os recursos hídricos. Essa abordagem tem levado ao colapso da qualidade da água em muitos rios urbanos, resultando em graves consequências ambientais e sociais (RIBEIRO *et al.*, 2015).

A Resolução CONAMA nº 357/2005, estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, define os padrões e critérios para a classificação, controle e qualidade das águas no Brasil, visando a proteção e o uso sustentável dos recursos hídricos. Esta resolução organiza as águas em diferentes classes, considerando os usos preponderantes, como abastecimento humano, recreação, preservação da vida aquática, agricultura e industrial. Entre os principais parâmetros, estão os limites de concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), fósforo e coliformes termotolerantes, os quais são indicadores diretos da poluição por esgoto doméstico. Entretanto, a falta de infraestrutura de saneamento e o não cumprimento desses parâmetros têm levado à degradação progressiva dos recursos hídricos.

Exemplos concretos desse cenário podem ser observados em rios como o Tietê, em São Paulo, e o rio das Velhas, na região metropolitana de Belo Horizonte, onde o lançamento de esgoto não tratado (doméstico e/ou industrial) resultou em níveis críticos de poluição. No rio Tietê, a concentração de DBO ultrapassa 60 mg/L em determinados trechos, enquanto a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) chega a quase zero, o que inviabiliza a vida aquática em grandes extensões do rio (JARDIM E MATTOS 2019). Isso está em flagrante desacordo com os padrões da CONAMA 357, que estabelece um valor máximo de 5 mg/L de DBO para águas de classe 2 e exige concentrações de oxigênio dissolvido acima de 5 mg/L.

A visão limitada de apenas afastar o esgoto e o despejo inadequado em corpos hídricos resultam em impactos significativos no custo de captação de água para abastecimento. O tratamento da água torna-se cada vez mais caro e complexo à medida que os rios se tornam mais poluídos, exigindo maiores investimentos em tecnologia e processos de purificação (LOPES E SILVA, 2021). Ademais, a poluição hídrica afeta diretamente a saúde da população, com surtos de doenças de veiculação hídrica, como diarreia, hepatite A e leptospirose, sendo comumente associadas ao contato com águas contaminadas por esgoto.

Além dos impactos urbanos, a atividade mineradora também exerce forte pressão sobre os recursos hídricos, especialmente em regiões como Minas Gerais, onde a mineração é uma das principais atividades econômicas. A extração de minérios, em particular, gera

grandes volumes de resíduos sólidos e líquidos que, se não geridos adequadamente, podem causar contaminação por metais pesados e outros poluentes, afetando tanto os cursos d'água quanto os aquíferos subterrâneos. Essas imperícias humanas recentes envolvendo barragens de rejeitos, como os ocorridos em Mariana (2015) e Brumadinho (2019), evidenciam o potencial de destruição que essas atividades podem acarretar aos ecossistemas aquáticos e à população que depende desses recursos para sua subsistência (CASTRO *et al.*, 2020).

A silvicultura e o uso extensivo de pastagens também contribuem para a degradação dos recursos hídricos. - O manejo inadequado relacionado ao plantio de espécies exóticas de rápido crescimento, como o eucalipto, pode alterar significativamente a dinâmica hídrica local, reduzindo a infiltração de água no solo e diminuindo a recarga dos aquíferos. Além disso, áreas florestadas com espécies exóticas consomem grandes quantidades de água, resultando na diminuição dos fluxos dos rios e no aumento da erosão do solo, afetando a qualidade da água (FARIA *et al.*, 2017). Da mesma forma, o uso intensivo de pastagens para pecuária leva à compactação do solo e à perda de vegetação nativa, o que aumenta o escoamento superficial e a sedimentação dos corpos d'água, afetando sua qualidade e disponibilidade (SILVA *et al.*, 2017).

Diante dos desafios crescentes para a preservação e a gestão sustentável dos recursos hídricos, a modelagem matemática de qualidade da água tem se mostrado uma ferramenta valiosa para orientar decisões técnicas e de políticas públicas. Nesse contexto, esta pesquisa busca fornecer informações cruciais para a gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Santa Bárbara, utilizando a modelagem matemática para avaliar a qualidade da água. Através dessa abordagem, espera-se não apenas apoiar o planejamento de intervenções, mas também identificar os pontos mais impactados na bacia, permitindo a priorização de ações de mitigação e recuperação ambiental.

2 JUSTIFICATIVA E ADERÊNCIA DO ESTUDO ÀS LINHAS DE PESQUISA DO PROFÁGUA

A modelagem matemática da qualidade da água é uma ferramenta essencial para o gerenciamento eficaz dos recursos hídricos. Neste contexto, o presente trabalho propôs o uso da modelagem matemática, utilizando o modelo **QUAL-UFMG**, para avaliar o efeito da implantação do tratamento de esgoto na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara. A escolha desta bacia se justifica pela ausência de estudos específicos sobre modelagem de qualidade da água nesse local, o que torna esta pesquisa pioneira na região.

O uso do modelo **QUAL-UFMG** aplicado aos cenários propostos, foi capaz de não só avaliar a qualidade atual das águas do rio Santa Bárbara, como também de prever cenários futuros relacionados ao desenvolvimento da bacia. Este estudo se insere na área de concentração "Regulação e Governança de Recursos Hídricos" e na linha de pesquisa "Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água", que têm como foco o desenvolvimento de projetos voltados para o controle da poluição hídrica, a otimização dos usos múltiplos da água e a mitigação da degradação dos ambientes aquáticos.

Assim, pesquisas que simulam a qualidade da água são ferramentas essenciais e eficientes na administração dos recursos hídricos. É crucial o desenvolvimento de modelos inovadores para quantificar e prever cargas poluentes e eventos críticos de contaminação, a fim de aprimorar a exatidão das projeções de poluição, identificar as origens da poluição e definir estratégias de controle. Esses padrões também são fundamentais para aprimorar a administração de eventos críticos de poluição, ajudando as entidades responsáveis a tomar decisões mais precisas.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Utilizar as ferramentas de modelagem matemática para avaliar a qualidade das águas superficiais na bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara, utilizando o modelo QUAL-UFGM, como forma de suporte à tomada de decisão nos processos de planejamento e gestão de recursos hídricos.

3.2 Objetivos específicos

- Avaliar o atendimento dos limites estabelecidos pela legislação vigente, na simulação da situação atual da bacia, em relação à conformidade das variáveis de qualidade da água analisadas no rio Santa Bárbara;
- Simular diferentes cenários de intervenção nas condições sanitárias da bacia com vistas ao estabelecimento de prioridades na tomada de decisões.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Segurança Hídrica e os objetivos de desenvolvimento sustentável

A ONU (2013), conceitua a segurança hídrica como a capacidade de uma população salvaguardar o acesso sustentável a quantidades adequadas e de qualidade aceitável de água para manter os meios de sustento, o bem-estar humano e o desenvolvimento socioeconômico, para garantir a proteção contra a contaminação da água e os desastres a ela relacionados, e para preservar os ecossistemas em um clima de paz e estabilidade política. No entanto, devido ao número crescente de pressões aplicadas aos recursos hídricos, o problema da disponibilidade de água é considerado fundamental, sendo essa uma questão que deve dominar o século XXI.

De acordo com OMS (2011), as companhias devem realizar uma avaliação global de riscos e gestão de riscos, abordagens que englobam todas as etapas do abastecimento, a fim de assegurar a segurança do sistema. Tais abordagens são conhecidas como planos de controle e segurança da água, que são partes integrantes do conceito de segurança hídrica.

Aproximadamente 80% da população mundial está exposta a altos níveis de ameaças à segurança hídrica. As áreas urbanas e a agricultura são importantes fontes de poluição da água, o que ameaça a vida aquática e aumenta as pressões sobre os ecossistemas de água doce. Em 2010, especialistas estimaram que de 10 mil a 20 mil espécies que vivem em água doce estavam extintas ou em risco (UNESCO, 2015).

De acordo com Rebouças (2011), até a última década do século passado, os indicadores mais seguros de estabilidade e riqueza de uma nação eram suas reservas de petróleo ou de recursos minerais não renováveis. Contudo, na atualidade inicia-se um processo de questionamento desses indicadores, justamente porque a água é um recurso escasso e que tem valor econômico e estratégico.

Inevitavelmente, as pressões sobre o ambiente hidrológico para atender às necessidades alimentares e energéticas de uma crescente população humana mundial aumentarão. A produção de alimentos terá de aumentar em 70% até 2050 para atender à demanda projetada, segundo uma estimativa de 2018 da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2018).

De acordo com o relatório do *World Water Assessment Programme* (WWAP, 2015), a demanda hídrica deverá crescer em todos os setores de produção nos próximos anos. Já o relatório desenvolvido pelo *Water Resources Group* mostra projeções das mudanças na

demanda (agrícola, industrial e doméstica) e na disponibilidade hídrica global entre 2009 e 2030. Mesmo considerando um cenário com poucas mudanças futuras, chamado de “business-as-usual”, prevê-se um déficit hídrico global de 40% em 2030 (2030 WRG, 2009).

O relatório da ONU que trata de segurança hídrica realizado a partir de vários estudos em diferentes lugares do mundo, propõe que uma comunidade deve assegurar o acesso sustentável a volumes adequados e aceitáveis de água de alta qualidade para sustentar meios de vida, bem-estar humano e progresso socioeconômico, para assegurar a proteção contra a poluição hídrica e desastres associados, além de preservar ecossistemas em um ambiente de paz e estabilidade política. Dessa forma, pode-se perceber que a água deve ser gerenciada de forma sustentável em todo o seu ciclo com foco interdisciplinar, de forma que ela contribua com o desenvolvimento de melhoria ambiental, socioeconômico e a resiliência da sociedade diante dos impactos ambientais e doenças de veiculação hídrica, sem comprometer a saúde presente e futura das populações e dos ecossistemas (ONU, 2015).

Ainda de acordo com o órgão internacional, para atingir a segurança da água é necessária alocação entre os usuários de forma justa, eficiente e transparente. A água para satisfazer as necessidades humanas básicas deve ser acessível para todos a um preço justo, durante todo o ciclo deve ser coletada e tratada para prevenir a poluição e as doenças, e que devem existir mecanismos justos, acessíveis e eficazes para administrar ou resolver disputas e conflitos que possam surgir (ONU, 2018).

O tema é de tal importância, que a Organização das Nações Unidas trouxe o tema nos objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Os ODS, como são conhecidos os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, são um apelo global à ação para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir que as pessoas, em todos os lugares, possam desfrutar de paz e de prosperidade. Estes são os objetivos para os quais as Nações Unidas estão contribuindo a fim de que possamos atingir a Agenda 2030 no Brasil. O conceito de segurança hídrica está alinhado com a agenda de tais objetivos, que corresponde aos programas, ações e diretrizes que direcionam o trabalho da ONU e de seus Estados membros rumo ao desenvolvimento sustentável. A Agenda 2030 contém 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), apresentados na Figura 1, que são integrados e indivisíveis (ONU, 2015).

Figura 1 - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU.



Fonte: ONU (2015).

Como pode-se perceber, o tema de segurança hídrica se relaciona diretamente com alguns dos ODS, mas é o objetivo 6 que fala de forma direta em assegurar e universalizar a disponibilidade e gestão sustentável da água e o saneamento; melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição; aumentar substancialmente a eficiência do uso sustentável da água; implementar a gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis; proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água; entre outros (ONU, 2015).

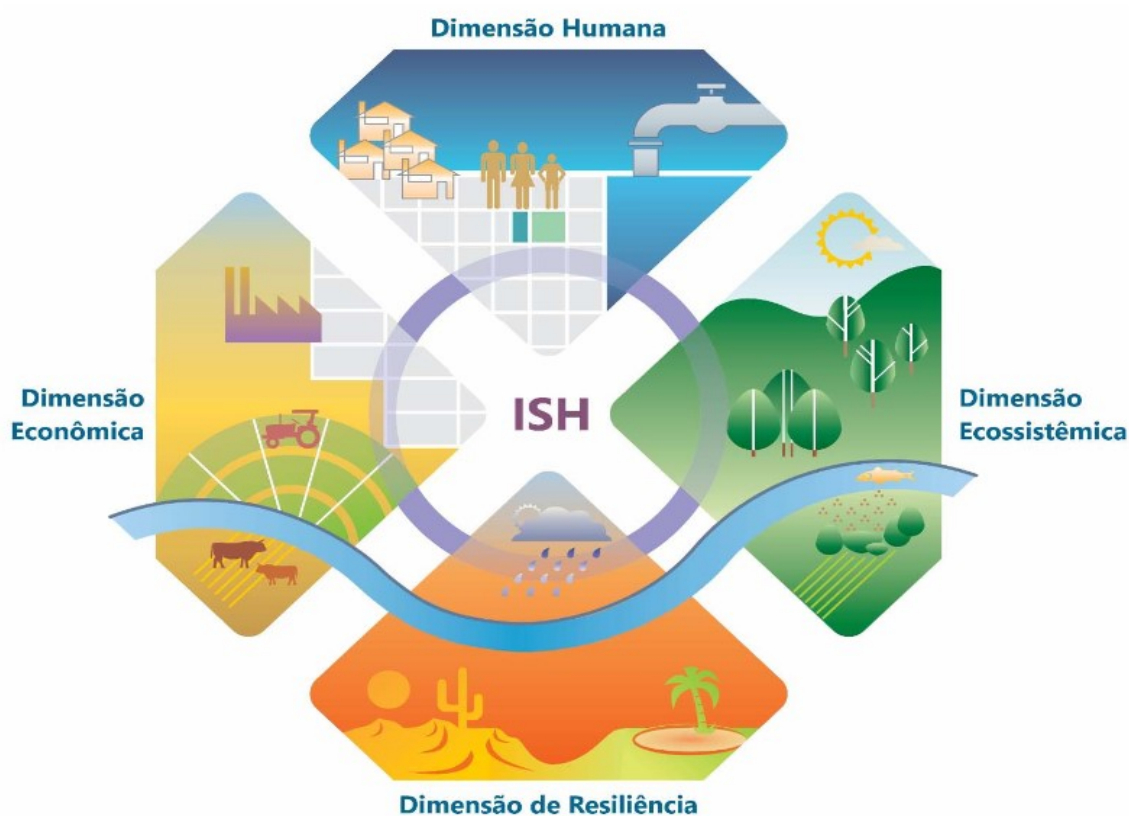
Dentro deste cenário, ainda se pode relacionar a segurança hídrica com os objetivos 2 (Erradicar a fome) pois a segurança na oferta de água é essencial para a produção de alimentos, o objetivo 3 (Saúde de qualidade) implica em um sistema de saneamento eficiente e com ampla cobertura, a água é fundamental também para alcançar o objetivo 7 (energia renováveis e acessíveis). É notório que a segurança hídrica está intrinsecamente ligada ao cumprimento dos objetivos da Agenda 2030.

O conceito de segurança hídrica também está vinculado aos objetivos definidos na Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº. 9.433 de 8 de janeiro de 1997, no artigo 2, inciso I, mostra que entre os objetivos da referida lei está "assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos" (BRASIL, 1997). Mesmo diante da consciência de que água é um

recurso indispensável, há permanentes ameaças à quantidade e qualidade da água doce disponível no planeta (REBOUÇAS *et al.*, 1999).

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) no ano de 2019, lançou o Plano Nacional de Segurança Hídrica pode ser alcançada em um cenário em que a infraestrutura esteja planejada, dimensionada, implantada e gerida adequadamente, atendendo tanto ao equilíbrio entre a oferta e a demanda de água quanto a situações contingenciais, fruto da vulnerabilidade a eventos climáticos extremos. Os objetivos do plano se alinham ao conceito de segurança hídrica proposto pela ONU considerando as quatro dimensões apresentadas na Figura 2 como delineadoras do planejamento da oferta e do uso da água em um país.

Figura 2 - As quatro dimensões da Segurança Hídrica de acordo com o Plano Nacional de Segurança Hídrica da ANA



Fonte: ANA (2019).

Pode-se inferir com tais informações que para o alcance da segurança hídrica dentro desse cenário atual de aumento da demanda, degradação, escassez de água, mudanças climáticas entre outras, é preciso investir no fortalecimento institucional, na gestão da informação e no desenvolvimento de infraestrutura.

Segundo o Banco Mundial (2017), ferramentas como marcos legais e regulatórios, monitoramento de recursos, tomada de decisões sob incerteza, análises de sistemas e previsão, e investimentos em tecnologias para aumentar a produtividade, conservar e proteger recursos, reciclar águas pluviais e águas residuais e desenvolver fontes de água não convencionais, são necessários para garantir o alcance e fortalecimento da segurança hídrica.

4.2 Importância do saneamento Básico na gestão dos recursos hídricos

Conforme a lei Federal 11.445/2007, o saneamento básico compreende os serviços públicos de Abastecimento de Água, Esgotamento Sanitário, Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos e Manejo de Águas Pluviais Urbanas (BRASIL, 2007). O que se pode perceber, é a transversalidade em que a água e seu ciclo, possui dentre todos chamados “quatro pilares” do saneamento no país.

É cada vez mais notório que a gestão de recursos hídricos age como fator fundamental no desenvolvimento econômico, social e territorial de um país, sendo, portanto, um elemento estratégico, principalmente diante dos usos múltiplos, que intensificam a pressão sobre a quantidade e a qualidade da água (ANA, 2022).

O desenvolvimento crescente e diversificado da economia implica em maior necessidade de uma gestão eficiente e participativa, que possa contribuir para gerenciar a escassez ou o estresse hídrico, regular a demanda e compartilhar os usos múltiplos (TUNDISI, 2013).

De acordo com Banco Mundial (2017), a Gestão de Recursos Hídricos pode ser entendida como um processo de planejamento e desenvolvimento que abrange as instituições, infraestrutura, incentivos e sistemas de informação que apoiam e orientam a gestão da água. Procura-se aproveitar os benefícios da água, buscando garantir a disponibilidade em quantidade e qualidade para atender aos diversos usos, incluindo serviços de água potável e saneamento, produção de alimentos, geração de energia, recreação, proteção de ecossistemas, entre outros. Inclui também o gerenciamento de riscos relacionados à água, incluindo inundações, seca e contaminação.

Pode-se dizer que o saneamento é um termômetro que mede o nível de desenvolvimento das sociedades. Uma das formas refere-se ao saneamento básico, sobretudo ao tratamento do esgoto, para que a água possa ser reutilizada. O cuidado com a saúde não é algo apenas contemporâneo aos nossos dias, provas arqueológicas nos indicam que os babilônicos no ano de 3750 a.c. já utilizavam coletores de esgoto na cidade de Nipur, os

egípcios por sua vez no ano 2750 a.c. possuíam tubulações de cobre no palácio do faraó Chéops, e por volta do ano 2000 a.c. passaram a utilizar o **sulfato** de alumínio para clarear a água (REZENDE *et al.*, 2002).

Ressalta-se que, para cada tipo de uso da água, existe um padrão especificado na Resolução CONAMA nº357/2005. A legislação define cinco classes para a água doce, sendo elas, classe especial, I, II, III e IV. A classe especial é destinada ao consumo humano e preservação dos ambientes aquáticos, já a classe IV pode ser utilizada apenas para navegação e harmonia paisagística (BRASIL, 2005). Nesta classificação, os usos mais nobres exigem o atendimento à padrões de qualidade mais elevados, já para os usos menos nobres os padrões de qualidade são menos exigentes. Assim, o conceito de qualidade da água é relativo, pois tem dependência direta com seu tipo de uso.

O enquadramento de corpos d'água estabelece o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo. Mais do que uma simples classificação, o enquadramento deve ser visto como um instrumento de planejamento. De acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH, 2010), deve tomar como base os níveis de qualidade que deveriam possuir ou ser mantidos para atender às necessidades estabelecidas pela sociedade e não apenas a condição atual do corpo d'água em questão. O enquadramento busca assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e a diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes

Independentemente da legislação, os requisitos de qualidade da água são estabelecidos de acordo com o seu uso pretendido. Von Sperling (2014), destaca que a qualidade da água se caracteriza pelas condições naturais e de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, sendo, portanto, o resultado da atuação do homem e de fenômenos naturais. Neste contexto, a cada dia a utilização e a ocupação do solo estão sendo alteradas com o desenvolvimento das tecnologias, o aumento dos padrões de consumo e o crescimento das populações humanas, que se deslocam para ambientes urbanos. Estas mudanças ocorrem a um ritmo acelerado e estão causando impactos ambientais, principalmente sobre a água (UNESCO, 2015).

De acordo com Salla *et al.* (2013), os impactos ambientais vividos pela sociedade atualmente, vem trazendo uma reflexão quanto à necessidade da implementação de ações visando garantir um meio ambiente sustentável. A escassez de água com qualidade compatível a usos mais nobres, neste sentido, é um dos grandes desafios a serem enfrentados no início do século XXI. Isso ocorre devido ao aumento dos índices de urbanização das bacias hidrográficas, que exige maior demanda de água para abastecimento e,

consequentemente, aumento na geração de efluentes. Em complemento, a Unesco (2015) afirma que o crescimento populacional, a urbanização, as políticas de segurança alimentar e energética, a globalização e o aumento do consumo influenciam vigorosamente na demanda hídrica global, sendo que para 2050 há uma previsão de um aumento de 55% na demanda hídrica mundial, em relação a demanda existente em 2015. Devido a extensão mundial do problema referente a poluição das águas, torna-se evidente a necessidade de preservação e recuperação dos recursos hídricos (TEODORO *et al.*, 2013).

4.3 Uso e Ocupação do Solo como fator de Interferência nos Recursos Hídricos

Existem dois tipos de fontes de poluição hídrica, as fontes pontuais e fontes difusas. Segundo Lima *et al.* (2016), a maior fonte artificial de poluição pontual de corpos hídricos é representada pelas águas residuárias, que são os efluentes domésticos e as descargas industriais. Contudo, só podem ser consideradas pontuais se possuírem uma localização definida e ocorrer de maneira concentrada no espaço ao serem lançados no corpo hídrico. Já as fontes de poluição consideradas difusas, estão associadas às precipitações pluviométricas, geradas em áreas extensas e lançadas aos corpos hídricos de maneira intermitente, principalmente a partir de áreas rurais, como por exemplo, a pecuária que gera resíduos de criação animal, como nutrientes, matéria orgânica e coliformes carregadas para os corpos d'água através das drenagens das precipitações (MANSOR *et al.*, 2006). Na bacia objeto deste estudo, há ainda uma extensa atividade de mineração, como fator de degradação dos parâmetros ambientais, inclusive os recursos hídricos.

Na poluição difusa, os poluentes lançados nos corpos hídricos variam suas concentrações em função da magnitude entre bacias hidrográficas, diferentes eventos de precipitação e o tipo de uso e ocupação do solo (BRITES *et al.*, 2007). Ressalta-se ainda que, em casos de bacias hidrográficas urbanizadas a carga poluente e o volume escoado aumentam, gerando assim, maior impacto devido a urbanização.

Durante o período chuvoso, por exemplo, pode ocorrer um arraste de partículas e contaminantes contidos no solo, o que impacta o ecossistema aquático uma vez que causa uma maior diluição de contaminantes, devido ao aumento da vazão do rio. Já durante as estações mais secas, há redução da vazão do curso d'água, influenciando no aumento da concentração de diferentes variáveis de qualidade e na diminuição da oxigenação contida no sistema aquático, com consequências indesejáveis para a fauna presente no curso d'água (GOMES *et al.*, 2018).

Segundo Faber (2011), o desenvolvimento das primeiras aglomerações urbanas e povoados ocorreu, em grande parte, nas proximidades de rios, evidenciando a dependência vital dos recursos hídricos para a sobrevivência e expansão das comunidades humanas. O aumento da população acarreta intensificação no uso e na transformação da terra, bem como alterações significativas no uso e demanda de água. Diante disso, torna-se imprescindível um planejamento integrado da ocupação e uso do solo na bacia hidrográfica, de modo a alinhar os processos ecológicos naturais da bacia com as necessidades socioeconômicas crescentes da população (CARAM, 2010).

Garcias e Afonso (2013), apontam que a poluição dos rios brasileiros é intensificada pela falta de um controle rigoroso sobre o uso e a ocupação do solo em áreas marginais, com impacto particularmente grave para populações de baixa renda, frequentemente carentes de infraestrutura de saneamento básico, o que contribui para a degradação ambiental e insalubridade dessas áreas. Contudo, a ocupação inadequada das margens fluviais não se limita às classes sociais mais desfavorecidas; em várias cidades, é possível observar edificações de diferentes níveis socioeconômicos instaladas de forma irregular em zonas de proteção, frequentemente desmatando áreas de vegetação ciliar, o que agrava a vulnerabilidade desses ambientes e reduz a resiliência dos cursos d'água.

De acordo com Mello *et al.* (2020), mudanças no uso e ocupação do solo associadas ao aumento da demanda por água, crescimento populacional e mudanças climáticas provavelmente afetarão muito os recursos hídricos no Brasil. Assim, um processo de tomada de decisão baseado em ciência é necessário para garantir uma gestão adequada da bacia hidrográfica focada na segurança hídrica (AZEVEDO-SANTOS *et al.*, 2017).

Claramente, é necessário entender os efeitos espaciais e temporais do uso e ocupação do solo na qualidade da água, bem como projeções futuras dos impactos potenciais da mudança no uso da terra na qualidade da água se o Brasil quiser sustentar ou melhorar a qualidade de vida de seus cidadãos.

4.4 Indicadores de esgotamento sanitário na região de estudo

Como em praticamente todo o Brasil, um dos maiores problemas relacionados à poluição hídrica na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, a qual o rio Santa Bárbara integra, é a falta de tratamento de efluentes sanitários. Segundo o estudo “Consolidação do Estado da Arte sobre a Situação e a Gestão de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Doce” constante na revisão do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Doce, na Circunscrição Hidrográfica do rio Piracicaba, 49,3% da população não possui infraestrutura

para coleta de esgoto sanitário e 57,7% não tem o esgoto sanitário tratado (ENGEORPS, 2022).

A falta de sistemas de esgotamento sanitário adequados é um dos principais problemas socioambientais da Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba. De acordo com Plano de Ações de Recursos Hídricos da bacia do rio Piracicaba (PARH Piracicaba), em 2010, os municípios inseridos na bacia coletavam 84,6% do esgoto produzido, tratando apenas 19,4%. Os municípios de Catas Altas e Ipatinga tratavam 100% do esgoto produzido, e os municípios de Itabira e São Domingos do Prata tratavam 60% e 30%, respectivamente. Treze municípios da bacia do Piracicaba apresentavam índices de coleta de esgoto superior a 80%, entretanto, no que tange ao tratamento, a grande maioria dos municípios da bacia apresenta índice de tratamento de esgotos inexistente (ECOPLAN-LUME, 2010).

Um levantamento recente realizado pelos Comitês integrantes da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, a partir da atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia (PIRH-Doce), mostrou que a baixa cobertura dos serviços de saneamento básico ainda é um dos principais gargalos à recuperação ambiental do território da bacia. Atualmente, apenas 8,3% dos cerca de 295 milhões de metros cúbicos de efluentes coletados nos 228 municípios da bacia são tratados e, todos os anos, mais de 270 milhões de metros cúbicos são lançados sem tratamento nos cursos d'água. As redes coletoras de esgoto alcançam apenas 23,5% da população, deixando mais de 2,8 milhões de pessoas sem acesso a esse serviço (ENGEORPS, 2022).

Conforme o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Doce, os indicadores de atendimento de esgotamento sanitário obtiveram melhoras em relação aos indicadores informados pelo PIRH em 2010. Em relação à todas as Circunscrições Hidrográficas da Bacia Hidrográfica do rio Doce, apenas a DO2 Piracicaba possui índice de atendimento de esgotamento sanitário similar ao do Estado de Minas Gerais, sendo 43,2%, contra 44% respectivamente (ENGEORPS, 2022). Esse cenário demonstra um avanço nos índices de atendimento de esgotamento sanitário em relação ao cenário de 2010. Esse progresso sugere que intervenções de saneamento básico, especialmente em áreas críticas, podem estar contribuindo para a redução de cargas poluentes e melhorando a qualidade das águas dos afluentes do rio Doce.

Quando se verifica a Bacia do rio Santa Bárbara, há uma piora considerável nos índices de tratamento de esgoto. É isso o que dizem os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico (SNIS, 2021). Do total de esgotos gerados pela população, apenas 3,98% são tratados. Isso implica em dizer que diariamente são lançados

sem tratamento, cerca de 15.179 m³ de esgoto *in natura* nos mananciais ao longo da bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara. No Tabela 1 pode-se identificar a situação dos municípios da bacia do rio Santa Bárbara, referente a tratamento de esgoto sanitário.

Para este estudo, não serão considerados os esgotos gerados nos municípios de Bom Jesus do Amparo, Catas Altas e Bela Vista de Minas. Os municípios de Bom Jesus do Amparo e Catas Altas encontram-se distantes da calha principal do rio Santa Bárbara, objeto da pesquisa. Já o município de Bela Vista de Minas localiza-se na porção final do rio Santa Bárbara, fora da área objeto do estudo, onde encontra-se o exutório deste no rio Piracicaba.

Tabela 1 - Índice de tratamento de esgoto na bacia do rio Santa Bárbara.

MUNICÍPIO	POPULAÇÃO ATENDIDA	VOLUME DE ESGOTO COLETADO PO DIA (m ³)	VOLUME DE ESGOTO TRATADO POR DIA (m ³)
Barão de Cocais	33.232	2.782,00	0
Bela Vista de Minas**	9.620	578	0
Bom Jesus do Amparo	2.691	403	403
Catas Altas**	4.078	268	227,8
Itabira*	3630	544,5	0
João Monlevade	80.903	3.860,92	0
Santa Bárbara	29.349	1.060,82	0
São G. Rio Abaixo	11.114	1.612,00	0
TOTAL	174.617	11.109,24	630,8

*Dados estimados para parte do território do município que se encontra dentro da bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara objeto do estudo. **Fora da área objeto do estudo

Fonte: SNIS (2022).

Importante destacar que na revisão do PIRH Piracicaba (ENGEORPS, 2023), visando subsidiar a execução das ações em esgotamento sanitário por parte dos municípios incluídos no Processo de Efetivação do Enquadramento, os municípios de Barão de Cocais, Itabira, João Monlevade e Santa Bárbara, possuem prioridade na bacia, uma vez que geram mais de 250 toneladas por ano de DBO geradas pela população urbana dos municípios da bacia do rio Santa Bárbara.

Todos os municípios pertencentes a bacia do rio Santa Bárbara possuem ações a serem realizadas para que o rio permaneça como classe 2, para isso devem ser envidados esforços, descritos no PIRH Piracicaba. A tabela 2 traz o resumo do montante aproximado que deve ser executado em coleta e tratamento de esgotos para manutenção da classe de enquadramento atual do manancial. Até o ano de 2042, o orçamento necessário alocado para

a ação de melhoria dos mananciais da bacia do rio Santa Bárbara é de aproximadamente 42,8 milhões de reais.

Tabela 2 Investimento em tratamento de esgoto estimado pelo PIRH Piracicaba

MUNICÍPIO	Investimento em tratamento (R\$)			
	2027	2032	2042	Total
Barão de Cocais	8.191.189,97	761.657,66	800.751,59	9.753.599,22
Bela Vista de Minas**	1.020.336,43	1.715.203,51	196.679,33	2.932.219,28
Bom Jesus do Amparo	924.392,02	54.487,05	97.261,93	1.076.141,01
Catas Altas**	1.223.230,41	21.132,83	34.118,06	1.278.481,30
Itabira*	13.706.833,51	953.984,38	1.418.543,47	16.079.361,36
João Monlevade	2.618.700,22	404.094,05	20.271,08	3.043.065,35
Santa Bárbara	3.858.889,38	2.603.910,11	613.104,09	7.075.903,59
São G. Rio Abaixo	500.820,49	906.416,35	243.917,66	1.651.154,50
Total	32.044.392,43	7.420.885,94	3.424.647,21	42.889.925,61

*Dados estimados para parte do território do município que se encontra dentro da bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara objeto do estudo. **Fora da área objeto do estudo

Fonte: Autor (2024). Adaptado Engecorps (2023).

De acordo com o Plano de Aplicação Plurianual da bacia do rio Piracicaba (PAP Piracicaba), no qual a bacia do rio Santa Bárbara está inserida, pertencente à bacia hidrográfica do rio Doce, estão previstos, para os anos de 2024 e 2025, investimentos na ordem de 42,5 milhões de reais em projetos e obras voltados à melhoria dos índices de coleta e tratamento de esgoto da população urbana dos municípios. Esses recursos, provenientes da cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, são geridos e executados pela AGEDOCE, entidade delegatária equiparada às funções de Agência de Água na bacia do rio Doce. As intervenções visam a melhoria da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba, que engloba a bacia do rio Santa Bárbara ao longo dos anos indicados. Estes programas são excelentes ferramentas e podem beneficiar os municípios que integram a área objeto do estudo, melhorando assim os índices atuais dos sistemas municipais de esgotamento sanitário, que com certeza refletirão em melhorias da qualidade das águas dos mananciais objeto deste estudo.

4.5 Modelagem da Qualidade da Água

A qualidade da água de um manancial é importante para gestão de recursos hídricos de uma determinada bacia hidrográfica. A modelagem se torna ainda mais importante quando tal manancial é utilizado para abastecimento público de água, como é o caso do rio Santa Bárbara.

A modelagem matemática da qualidade da água pode se apresentar como uma ferramenta complementar à gestão dos recursos hídricos, de apoio à tomada de decisão e auxílio no planejamento de uma bacia hidrográfica. Por meio de modelos matemáticos, é possível avaliar os efeitos do lançamento de cargas poluentes, simular diferentes cenários de desenvolvimento de bacias, elaborar planos de manejo, estudar possíveis impactos ambientais de atividades humanas, realizar estudos de projeto de tratamento de esgoto e estimar medidas de custo a serem tomadas, entre outros (SILVA et al., 2017; SALLA et al., 2013).

Existem muitos modelos matemáticos de qualidade da água do rio. A utilização de modelos deve ser realizada com base na escolha mais adequada para cada situação para auxiliar os processos de pesquisa e gestão da água (OPPA, 2007). Na mesma linha, Sardinha *et al.* (2008), afirma que a variedade de modelos matemáticos que simulam a qualidade da água dos cursos hídricos é grande. Sendo assim, a escolha pelo modelo mais adequado, deve ser promovida de acordo com as necessidades do pesquisador.

A implementação da política nacional de recursos hídricos (PNRH) requer ferramentas para determinar se os objetivos estão sendo alcançados, quais custos podem ser incorridos e quais medidas são mais adequadas para implementar. Uma dessas ferramentas é a modelagem matemática (LARENTIS, 2004).

Nas últimas décadas, muitos modelos de qualidade da água foram aplicados com sucesso como ferramentas para apoiar o processo de gestão de recursos hídricos (FAN *et al.*, 2012). A maioria dos modelos matemáticos de qualidade da água é usada para simular os principais parâmetros que determinam a qualidade da água em um curso d'água, como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e oxigênio dissolvido (DO). O principal objetivo da modelagem desses parâmetros é determinar a concentração máxima autorizada para descarga de matéria orgânica, de forma a não ultrapassar o limite do potencial de autodepuração do corpo receptor, ou então, avaliar o efeito do aporte de cargas poluidoras.

O modelo clássico de *Streeter-Phelps* foi desenvolvido no ano de 1925, inicialmente para estudar o comportamento do rio Ohio, nos Estados Unidos. O objetivo era estudar o comportamento do oxigênio dissolvido (OD) após o lançamento de uma carga poluidora no corpo receptor. Foram formuladas equações matemáticas para representar a qualidade da água utilizando a previsão do déficit de OD para os casos de poluição por matéria orgânica biodegradável. Todos os modelos matemáticos de qualidade da água que surgiram a seguir foram fundamentados a partir do modelo Streeter- Phelps (FRAGA, 2015). No Quadro 1 é apresentada a evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água a partir do modelo de Streeter-Phelps.

Quadro 1 - Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água.

Ano	Evolução dos Modelos
1925	Streeter-Phelps
Década de 40	Modelos empíricos de nutrientes
Década de 50	Modelos para rios
Década de 60	Fundamentação e direção de trabalhos para desenvolvimento de uma ampla classe de modelos
Década de 70	Modelos para simular eutrofização e modelos para rios mais complexos
Década de 80	Conhecimentos mais específicos de ecossistemas
Década de 90	Novas ferramentas matemáticas
2000-2007	Aplicações de modelos usando estratégias numéricas

Fonte: Adaptado de Fleck; Tavares; Eyng (2013).

O ano de 1976 foi marcado em relação à evolução dos modelos de qualidade da água, com a apresentação dos modelos QUAL-SEMOG, CEQUAL-W2, QUAL2E, HSPF e MIKE 11 (REIS, 2009). No Quadro 2 são apresentadas as características dos principais modelos de qualidade da água utilizado.

Quadro 2 - Características dos principais modelos de qualidade da água.

Modelos	Desenvolvido por	Parâmetros simulados	Corpo hídrico indicado	Finalidade
Streeter-Phelps (EUA - 1925)	Streeter e Phelps	DBO; OD.	Rios	Analisar como o consumo de oxigênio dissolvido varia ao longo do espaço e do tempo, após o lançamento de carga poluente.
WASP (Water Analysis Simulation Program - Programa de Simulação de Análise de Água) (EUA - 1970)	Departamento de agricultura Norte Americano	Nitrogênio; Fósforo; OD; DBO; Algas; Produtos químicos orgânicos; Metais; Mercúrio; Agentes patogênicos; Temperatura.	Rios, lagos, reservatórios e estuários	Simula os processos de hidrodinâmica e qualidade da água em uma, duas ou três dimensões, objetivando avaliar o destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos
QUAL2E (EUA - 1985)	USEPA (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)	OD; DBO; Temperatura; Algas; Amônia; Nitrito; Nitrato; Nitrogênio orgânico; Fósforo orgânico; Fósforo dissolvido; Coliformes; Três substâncias conservativas; uma arbitrária não conservativa.	Rios	Pode ser utilizado em estado estacionário ou dinâmico. Em estado estacionário, é utilizado para avaliar o impacto do lançamento de uma carga poluente no corpo receptor. Dinamicamente, permite determinar os efeitos das frações dos dados meteorológicos e das mudanças da concentração de oxigênio dissolvido, sobre a qualidade da água do curso hídrico em análise.
CE-QUAL-W2 (EUA - 1986)	US Army Engineer Waterways Experiment Station	Temperatura; SS; SDT; DBO; OD; pH; Amônia; Nitrato; Fósforo; Cloretos; Algas; Matéria Orgânica Dissolvida; CO ₂ ; Ferro; etc.	Rios, lagos, reservatórios e estuários	Simular o processo de eutrofização dos cursos hídricos,
QUAL2Kw (EUA - 2004)	Departamento de Ecologia do Estado de Washington - Greg Pelletier e Steven C. Chapra	Condutividade Elétrica; Sólidos Inorgânicos Suspensos; OD; DBO; Nitrogênio Orgânico; Nitrogênio Amoniacal; Nitrato; Fósforo Orgânico; Fósforo Inorgânico; Fitoplâncton; Detritos; Patógenos; Variável genérica; Alcalinidade; Carbono Inorgânico Total; Algas de fundo; Nitrogênio por algas de fundo; Fósforo por algas de fundo.	Rios	Pode ser utilizado em regime permanente ou dinâmico. No regime permanente, pode simular o impacto dos lançamentos de efluentes na qualidade da água, identificando a magnitude e as características da qualidade das fontes pontuais e difusas. No regime dinâmico, é possível analisar as frações de oxigênio dissolvido ocorridas ao longo dos dias devido à respiração das algas e às mudanças climáticas.

Modelos	Desenvolvido por	Parâmetros simulados	Corpo hídrico indicado	Finalidade
QUAL-UFGM (Brasil - 2007)	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFGM) - Von Sperling	DBO; OD; Nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrato e nitrato); Fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico); coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Rios	Possibilita a simulação rápida e simples do oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total e suas frações, e coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>).

Fonte: Adaptado de Fleck; Tavares; Eyang (2013).

O QUAL2E é um modelo matemático unidimensional, disponibilizado como software de uso livre, amplamente empregado para a determinação da qualidade da água em corpos hídricos. Sua aplicação, no entanto, é limitada a cenários em que a velocidade de fluxo do curso d'água e a vazão de lançamento de carga poluente permanecem constantes (PALMIERI *et al.*, 2006). Uma limitação significativa do modelo é a desconsideração do processo de mortalidade de algas como um fator de aumento da concentração da demanda bioquímica de oxigênio no corpo receptor, o que restringe sua aplicabilidade para grandes cursos d'água. Conforme Kanapik *et al.* (2008), o processo de modelagem com o QUAL2E baseia-se em dois componentes fundamentais: as equações representativas dos processos de escoamento e as equações de transporte de massa, que descrevem a variação na concentração das variáveis de qualidade da água em análise. O transporte de poluentes no modelo é descrito por dois mecanismos principais: Advecção e dispersão, que permitem representar de forma detalhada os processos físicos envolvidos no deslocamento e diluição dos contaminantes no corpo hídrico.

Esse modelo é bastante versátil e possibilita a avaliação de processos que envolvem vários constituintes ao decorrer de um curso de água, como: Oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e coliformes.

O modelo QUAL2K surgiu como sucessor do QUAL2E. As principais diferenças entre os modelos supracitados são apresentadas por Chapra *et al.* (2008), que observou uma maior flexibilidade do QUAL2K para representar o sistema fluvial, pois ele permite o uso de segmentos de comprimento variável ao longo do rio, enquanto o QUAL2E utilizava segmentos de comprimento fixo, o que limitava a precisão em alguns trechos. O QUAL2K também permite a aplicação de condições de contorno diferenciadas ao longo do modelo, possibilitando uma representação mais precisa de pontos de lançamento de poluentes.

Alternativamente, Von Sperling (2007), desenvolveu a plataforma QUAL-UFMG a partir de simplificações do modelo QUAL2E e adaptação de suas equações para planilhas eletrônicas em Excel. As principais simplificações do modelo QUAL-UFMG em relação ao QUAL2E consistem na desconsideração da dinâmica de algas e da dispersão longitudinal. A literatura dispõe de diversos trabalhos científicos sobre o uso do QUAL-UFMG, tais como: Mourão Júnior (2010), Salla *et al.* (2013) e Teodoro *et al.* (2013).

Cabe salientar que nos referidos estudos, o QUAL-UFMG foi aplicado a cursos de água perenes, localizados nas regiões Centro-Oeste e Sudeste do Brasil. Desse modo, esta

pesquisa tem como objetivo calibrar e testar a plataforma QUAL-UFMG para modelagem da qualidade da água no rio Santa Bárbara, bem como simular diferentes cenários com instalação de tratamento de esgoto em municípios onde localiza-se o curso d'água em estudo.

4.6 Aplicação da modelagem matemática de qualidade da água

Os autores Paz e Barbosa (2010), inferiram que o modelo QUAL-UFMG se mostrou uma importante ferramenta para analisar os efeitos da poluição por fontes pontual e não pontual e para avaliação de cenários num trecho do rio Capibaribe, objetivando o cumprimento da legislação pertinente. Teodoro *et al.* (2013), também trabalharam com esse modelo para gerar cenários para o Rio Taquari e enalteceram sua simplicidade e eficácia, corroborando o que Lindenschmidt (2006) afirmara no estudo de incertezas de modelos na modelagem da qualidade de rios quanto à complexidade dos arquétipos.

Já, Amin *et al.* (2017), utilizaram o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para estimar a carga de nutrientes e de sedimentos em uma bacia cárstica na Pensilvânia (EUA). Os principais resultados demonstraram que o modelo SWAT, ajustado para as condições específicas da bacia cárstica, foi eficaz para estimar a carga de sedimentos e nutrientes, embora com algumas limitações devido à natureza complexa da geologia cárstica. O modelo foi capaz de simular a variabilidade espacial e temporal nas cargas de nitrogênio e fósforo, refletindo o impacto do uso do solo e das práticas de manejo agrícola na qualidade da água. Amin *et al.* (2017), destacam que a adaptação do modelo para as condições cársticas foi crucial para melhorar a precisão das estimativas, uma vez que as características únicas dessas bacias afetam diretamente o transporte de nutrientes e sedimentos.

Salla *et al.* (2013), realizaram uma análise da capacidade de autodepuração do Rio Jordão, localizado em Minas Gerais, utilizando o modelo QUAL-UFMG. O estudo considerou as contribuições efetivas do córrego Brejo Alegre durante o período de estiagem. Para a avaliação, foram simulados dois cenários que incorporaram as cargas poluidoras estimadas provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e a capacidade de diluição do rio sob condições de vazão crítica $Q_{7,10}$. Embora a maioria dos afluentes do trecho do rio Jordão analisado não tenha sido objeto de monitoramento de qualidade da água, a calibração dos parâmetros do modelo resultou em dados considerados aceitáveis. A simulação revelou que o único parâmetro que ultrapassou os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 ao longo da totalidade do trecho estudado foi a Demanda

Bioquímica de Oxigênio (DBO). Em relação às simulações de cenários futuros, os resultados indicaram que o Rio Jordão não apresentava uma capacidade natural de autodepuração para o efluente tratado por um sistema australiano, nem para o tratamento convencional de lodo ativado. Para que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) permanecesse acima do limite mínimo estipulado pela referida resolução, o rio poderia receber efluente tratado pelo sistema australiano somente correspondente a 12,1% da população de 2010 ou até 18,7% dessa população no caso de utilização do tratamento australiano seguido do processo convencional de lodo ativado. Esses resultados evidenciam a necessidade de estratégias de gestão hídrica e de melhoria dos sistemas de tratamento de esgoto para garantir a qualidade da água no Rio Jordão.

Costa e Teixeira (2011), aplicando o mesmo modelo para a Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Ouro em Araraquara, São Paulo, obtiveram como coeficiente de desoxigenação (K_1) um valor médio de $0,40 \text{ d}^{-1}$ e para o coeficiente de reaeração (K_2) um valor de $10,5 \text{ d}^{-1}$. Estudando a modelagem do Rio Poti, no Estado do Piauí, Oliveira Filho e Lima Neto (2018), encontraram K_2 igual a $3,44 \text{ d}^{-1}$ e coeficientes de decomposição da DBO (K_d) e do decaimento bacteriano (K_b) iguais a $0,85 \text{ d}^{-1}$ e $0,5 \text{ d}^{-1}$, respectivamente.

Sá (2020) utilizou o modelo QUAL-UFMG para modelagem da qualidade da água na gestão dos recursos hídricos aplicada à bacia do rio Santo Antônio/MG. O modelo traduziu a realidade do rio, que possui uma boa capacidade autodepurativa, pois mesmo tendo uma pequena cobertura de tratamento de efluentes na bacia, apenas os parâmetros DBO e fósforo total ultrapassaram os limites preconizados pela legislação para corpos hídricos classe 2. Já nas simulações de cenários futuros, concluiu-se que a implantação de sistemas secundários de tratamento de efluentes apenas em sedes urbanas com população superior a 5 mil habitantes foi capaz reduzir as concentrações de DBO do rio à valores dentro do limite da legislação. Entretanto, a análise dos parâmetros fósforo total e *E. coli* expõem a necessidade de implantação de sistemas secundários de tratamento de efluentes em todas as sedes urbanas da bacia, com atenção especial ao trecho próximo à sua foz. Isso demonstra que a modelagem de OD e DBO, apenas, é insuficiente para determinar a necessidade de intervenção para melhoria da qualidade de um curso hídrico (SÁ, 2020).

Carneiro (2021), utilizou a modelagem matemática utilizando o modelo QUAL-UFMG na avaliação da qualidade da água da sub-bacia hidrográfica do Alto Paraopeba/MG. A modelagem matemática se ajustou melhor na calibração do rio Paraopeba, identificando locais onde existem grandes contribuições de esgoto *in natura*. A simulação de

cenários, com o aumento da eficiência dos tratamentos já existentes e implantação no município com ausência de tratamento, apresentou redução na concentração da DBO, em um local estratégico da bacia, próxima a uma cidade importante no contexto regional.

Martins *et al.* (2021), utilizaram a modelagem matemática utilizando o modelo QUAL-UFMG na avaliação da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Araçuaí, em Minas Gerais. A modelagem matemática se ajustou bem a realidade do corpo hídrico, apresentando bons resultados em relação ao índice da Raiz Média do Erro ao Quadrado (RMEQ), se considerado um cenário hipotético com implantação de estações de tratamento de esgoto com eficiência de 85% na remoção de DBO para todos os municípios da bacia que não possuem a infraestrutura até o ano de 2033.

Dessa forma, o modelo QUAL-UFMG vem se mostrando uma ferramenta precisa e indispensável para a composição de qualquer sistema de monitoramento da qualidade de água. Mendes (2014), enalteceu os resultados satisfatórios que esse arquétipo proporcionou para a gestão e geração de cenários para a Bacia Hidrográfica do Rio Jaguaribe, Ceará. Somando a ele um banco de dados de qualidade de água consistente e um correto e atualizado mapeamento do uso e ocupação do solo, a gestão dos recursos hídricos no semiárido será mais eficiente, eficaz e racional.

5 METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos propostos utilizou-se a metodologia apresentada a seguir, conforme resumida na Figura 3.

Figura 3 - Etapas da metodologia da pesquisa.



Fonte: Autor (2024).

5.1 Caracterização da área de estudo

5.1.1 Geografia e População

A bacia do rio Santa Bárbara é um importante pólo regional devido às atividades ligadas à exploração mineral. Em função dessa característica, as cidades que possuem seus territórios dentro dessa região hidrográfica, apresentam uma população em franco crescimento, frente a atração de vagas de emprego, como pode ser observado no Quadro 3, no comparativo populacional do censo 2010 com a população estimada no ano de 2022, de acordo com Instituto Brasileiro de Geografia e estatística (IBGE, 2022). O crescimento teve um aumento de 6,46% na população.

Quadro 3 - Quantitativo Populacional da bacia do rio Santa Bárbara.

MUNICÍPIO	POPULAÇÃO CENSO 2010	POPULAÇÃO CENSO 2022
Barão de Cocais	28.442	30.778
Bela Vista de Minas	10.004	10.167
Bom Jesus do Amparo	5.491	5.631
Catas Altas	4.846	4.846
Itabira	109.783	113.343
João Monlevade	73.610	80.187
Santa Bárbara	27.876	30.466
São G. Rio Abaixo	9.777	11.850
TOTAL	269.829	287.268

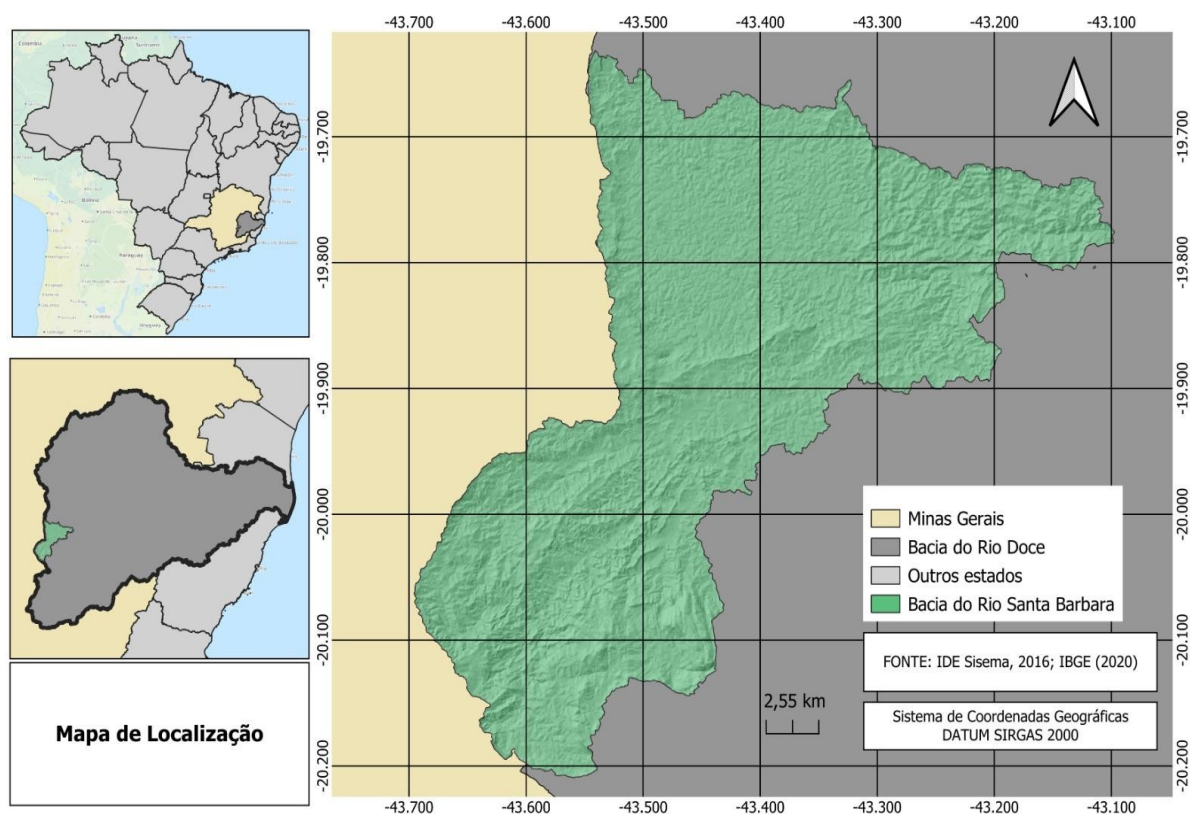
Fonte: IBGE (2022).

O rio Santa Bárbara está localizado no estado de Minas Gerais, no Sudeste do Brasil. Ele tem sua origem na união dos rios Conceição e do rio São João. A sua foz está localizada nas coordenadas 19°47'01.2"S e 43°05'52.0"W, desaguando no rio Piracicaba (ALVES, 2013).

A bacia do rio Santa Bárbara compreende os municípios de Catas Altas, Itabira, São Gonçalo do Rio Abaixo, João Monlevade, Bom Jesus do Amparo, Barão de Cocais, Bela Vista de Minas e Santa Bárbara, conforme ilustrado na Figura 4. Ela tem uma área de 1 590,73 km²e possui uma rede de drenagem abundante, com os principais rios sendo o rio Barão de Cocais, o rio Conceição, o rio Una e o rio Santa Bárbara. Essa sub-bacia pertence à bacia hidrográfica do Rio Piracicaba e por consequência, à bacia do Rio Doce (ALVES, 2013).

Os territórios dos municípios de Barão de Cocais, Bom Jesus do Amparo e São Gonçalo do Rio Abaixo estão totalmente inseridos na bacia. A Tabela 3 apresenta a participação territorial (%) dos municípios na bacia do rio Santa Bárbara.

Figura 4 – Bacia do rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

Tabela 3 - Porcentagem de área territorial municipal inserida na bacia do rio Santa Bárbara

Município	Área (km ²)	Área na bacia (km ²)	%
Barão de Cocais	340,53	340,53	100
Bela Vista de Minas	109,16	43,04	39
Bom Jesus do Amparo	195,57	195,57	100
Catas Altas	240,01	76,50	32
Itabira	1253,69	112,49	9
João Monlevade	99,16	13,56	14
Santa Bárbara	683,94	450,32	66
São Gonçalo do Rio Abaixo	363,79	363,79	100

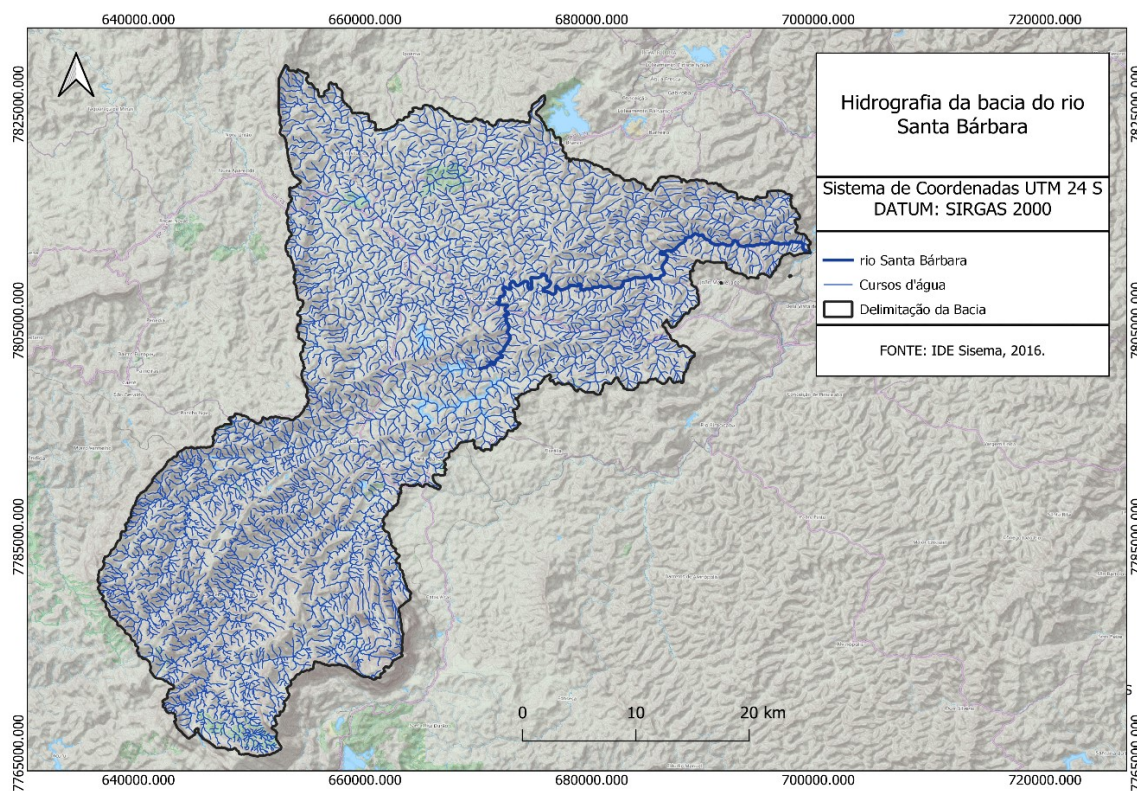
Fonte: Marques (2016).

5.1.2 Hidrografia

De acordo com Deodoro (2013), a bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara possui uma densa rede de drenagem, de padrão predominantemente dendrítico. Esse padrão refere-se a

um sistema de drenagem fluvial onde há uma rede de rios e riachos que se ramificam de maneira semelhante a um padrão de galhos de árvore. Nesse tipo de drenagem, conforme poderá ser observado na Figura 5, os cursos d'água principais se dividem em afluentes menores, criando um arranjo que se assemelha a uma árvore, com troncos (rios principais) e ramos (afluentes) se espalhando pelo terreno principalmente.

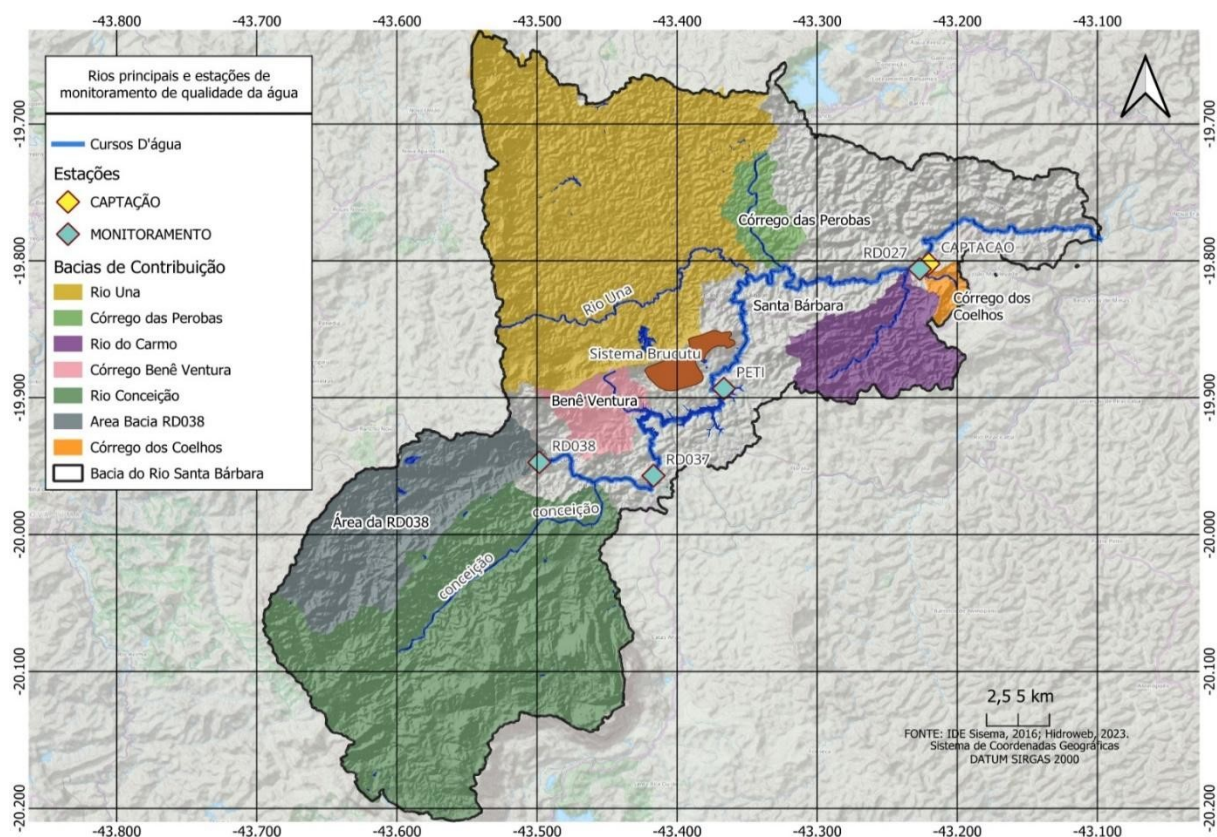
Figura 5 - Hidrografia da bacia do rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

Conforme pode ser observado na Figura 6, entre os principais afluentes do rio Santa Bárbara, podemos destacar o Rio Una, com uma área de Drenagem de aproximadamente 437,84 km², como também o rio Conceição, com aproximadamente 424 km² de área de drenagem, além dos córregos Perobas, do Carmo e dos Coelho. Destaca-se na paisagem da bacia, uma das principais intervenções antrópicas na calha principal do rio Santa Bárbara entre os municípios de Santa Bárbara, Barão de Cocais e São Gonçalo do Rio Abaixo, a barragem para geração de energia hidroelétrica (UHE) de Peti, conforme será apresentado à posteriori, no item usos dos recursos hídricos.

Figura 6 - Sub-Bacias dentro da bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

No Quadro 4, é possível identificar o tamanho de cada bacia e sua contribuição para o aumento da quantidade de água do rio Santa Bárbara. Além disso, pode-se inferir como essas sub-bacias têm a capacidade de alterar a qualidade do principal corpo hídrico, seja pelo adensamento populacional, seja pelas características predominantes de uso e ocupação do solo nas quais estão inseridas.

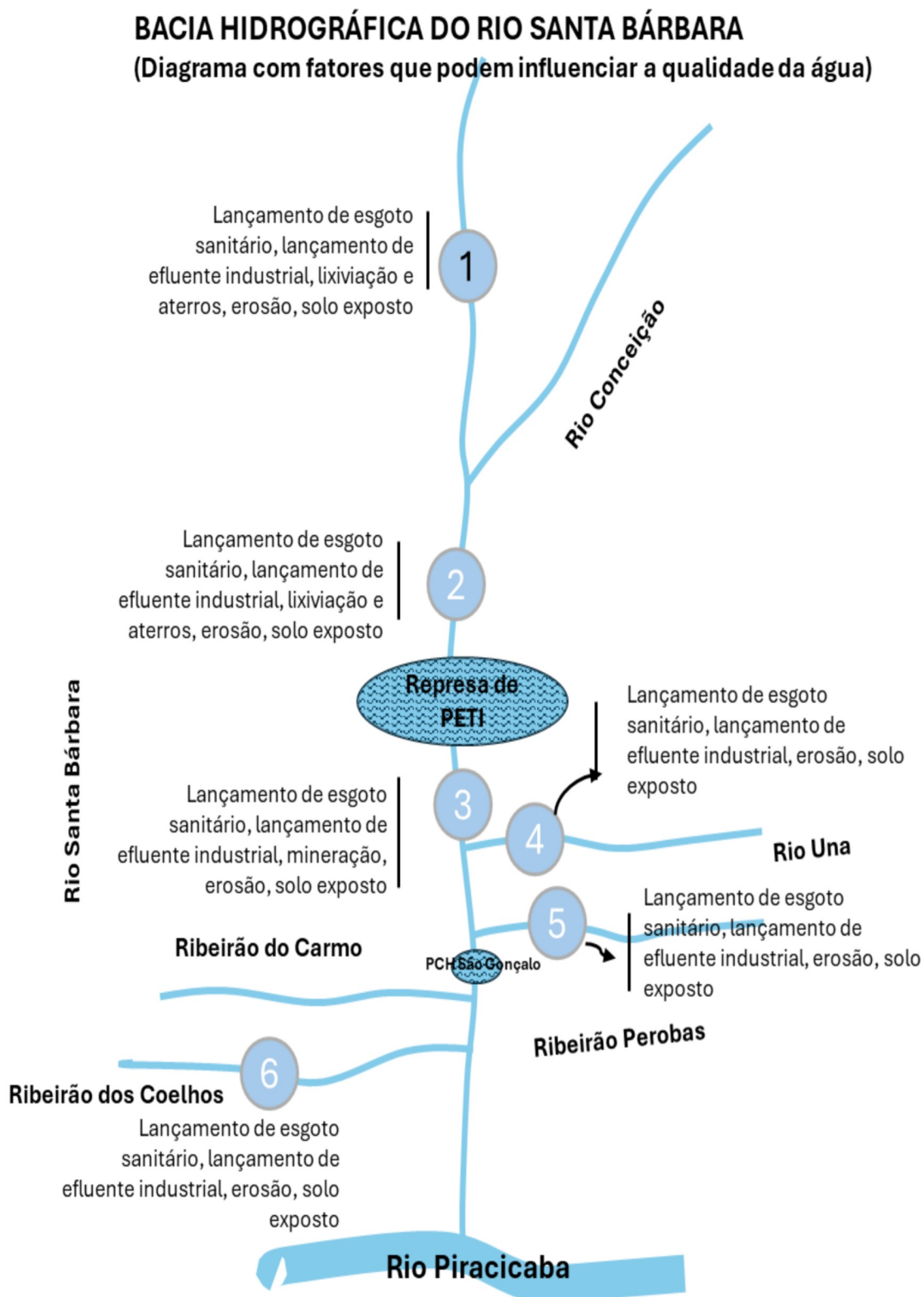
Quadro 4 - Tamanho das principais sub-bacias do rio Santa Bárbara e suas atividades econômicas

Manancial	Área de drenagem (km²)	Principais atividades econômicas
Rio Una	437,84	Agropecuária, silvicultura e mineração
Perobas	33,21	Perímetro urbano e agricultura
Carmo	81,5	silvicultura
Coelho	9,97	Adensamento populacional urbano
Conceição	424,00	Agropecuária, silvicultura e mineração

Fonte: Autor (2024).

Na Figura 7 é apresentado o diagrama da bacia hidrográfica com fatores que tem o poder de influenciar a qualidade das águas do rio Santa Bárbara dentro da área de estudo.

Figura 7 - Diagrama da Bacia do rio Santa Bárbara e possíveis interferências na qualidade da água

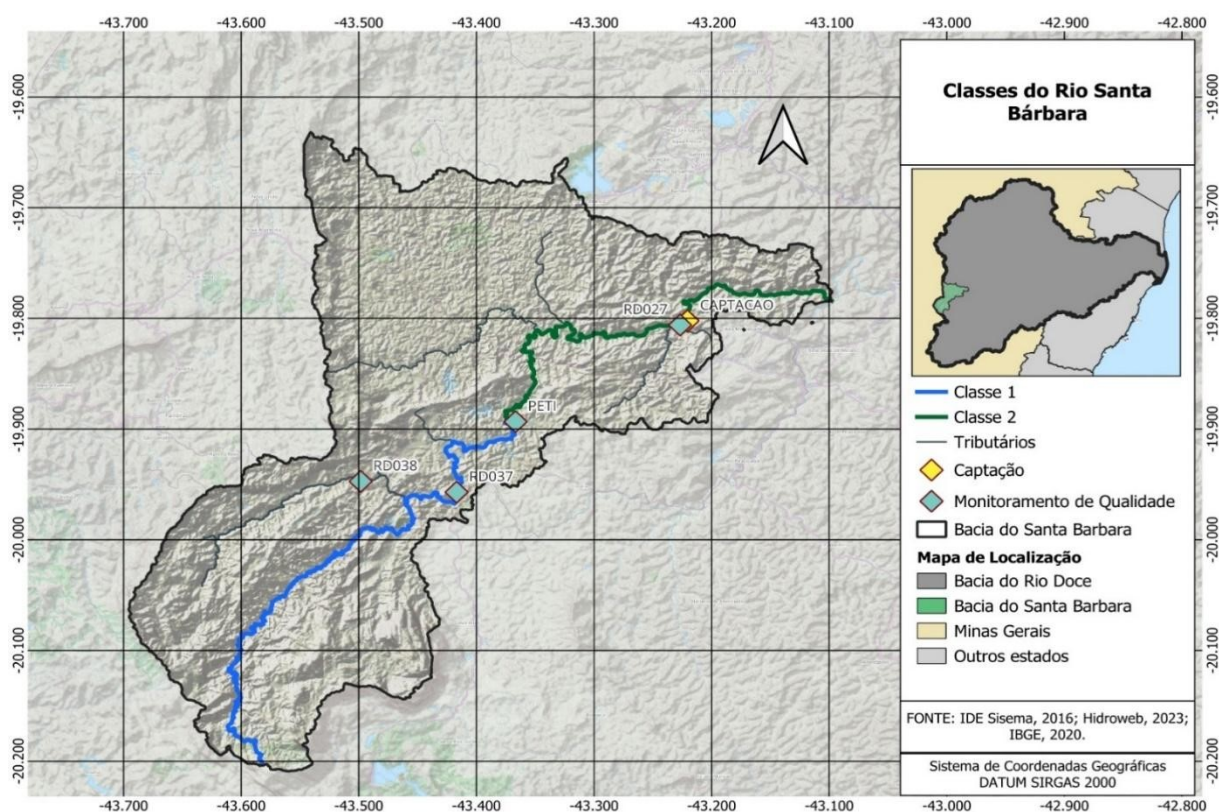


Fonte: Autor (2024).

Algo que chama a atenção na bacia do rio Santa Bárbara, é a classe que o rio se enquadra. De acordo com a revisão do Plano de Bacia do rio Piracicaba (ENGEORPS, 2023), o manancial apresenta proposta de enquadramento Classe 2 como mais preponderante, mas existe um seguimento do rio Santa Bárbara dentro da área objeto do estudo, classificada como sendo classe 1, segundo a deliberação normativa CERH-MG nº 89, de 15 de dezembro de 2023.

A confluência do rio Santa Bárbara, que atravessa a área urbana da sede do município de Barão de Cocais, é enquadrada como classe 2. Após a confluência com o rio Conceição, o manancial passa a ser enquadrado como classe 1 (ENGEORPS, 2023). Até a confluência com o córrego Brucutu, próximo à mina de extração de minério de ferro de mesmo nome, todo o trecho do rio é classificado como classe 1, incluindo a extensão completa da barragem da UHE PETI. A partir da confluência com o córrego Brucutu até seu exutório no rio Piracicaba, o rio Santa Bárbara é enquadrado como classe 2, em um trecho de 53,3 km de extensão, conforme ilustrado na Figura 8.

Figura 8 Classe de enquadramento do rio Santa Bárbara.



Fonte: Autor (2024).

5.1.3 Clima

De acordo com a classificação de Koppen, a região possui duas subclasses climáticas: Cwa, com clima temperado úmido, inverno seco e verão quente, indicando locais de altitudes mais baixas, no sentido noroeste da bacia; e Cwb, com clima temperado úmido, inverno seco e verão moderadamente quente, típico de altitudes mais elevadas, na porção mais sudoeste (MARQUES, 2016).

5.1.4 Vegetação

Grande parte da bacia é composta por floresta estacional semidecidual. A definição ecológica desse tipo de vegetação está relacionada à dupla estacionalidade climática: uma tropical, com época de intensas chuvas de verão seguidas por estiagem acentuada, e outra subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo intenso frio de inverno, que causa a perda parcial de suas folhas (IBGE, 1992).

A região das nascentes do Rio Conceição, com base no clima, na altitude e na associação com os biomas Mata Atlântica e Caraça, é formada por campos de altitude e cerrados. Segundo Scolforo (2007), as seguintes classes de vegetação são ocorrentes na bacia: Floresta estacional sub Montana e Montana, Campo, Campo rupestre, Cerrado, Eucalipto e Pinus.

5.1.5 Atividades econômicas

A economia dos municípios que compõem a bacia do rio Santa Bárbara é sustentada por três atividades interligadas: Mineração, reflorestamento com eucalipto e pinus, e siderurgia. Esses recursos naturais têm sido, e continuam sendo, elementos fundamentais no processo de crescimento econômico e desenvolvimento social da região. A área abriga o maior complexo siderúrgico da América Latina, consolidando-se como um dos polos mais importantes da economia de Minas Gerais (MOURÃO JUNIOR, 2010).

A bacia se destaca pela intensa atividade minerária, envolvendo tanto a extração de minério de ferro quanto de ouro. Entre as principais operações na região estão as minas de minério de Ferro de Brucutu, em São Gonçalo do Rio Abaixo, Gongo Soco, em Barão de Cocais, e as minas de Fazendão, São Luiz e Tamanduá em Catas Altas e a Mina de exploração de ouro, no Córrego do Sítio 2 (CD II), zona rural do município de Santa Bárbara. Além da mineração e da siderurgia, a silvicultura também desempenha um papel relevante na

economia local, especialmente como insumo para a produção de celulose, com destaque para a atuação da empresa Celulose Nipo-Brasileira S. A. (CENIBRA) na região.

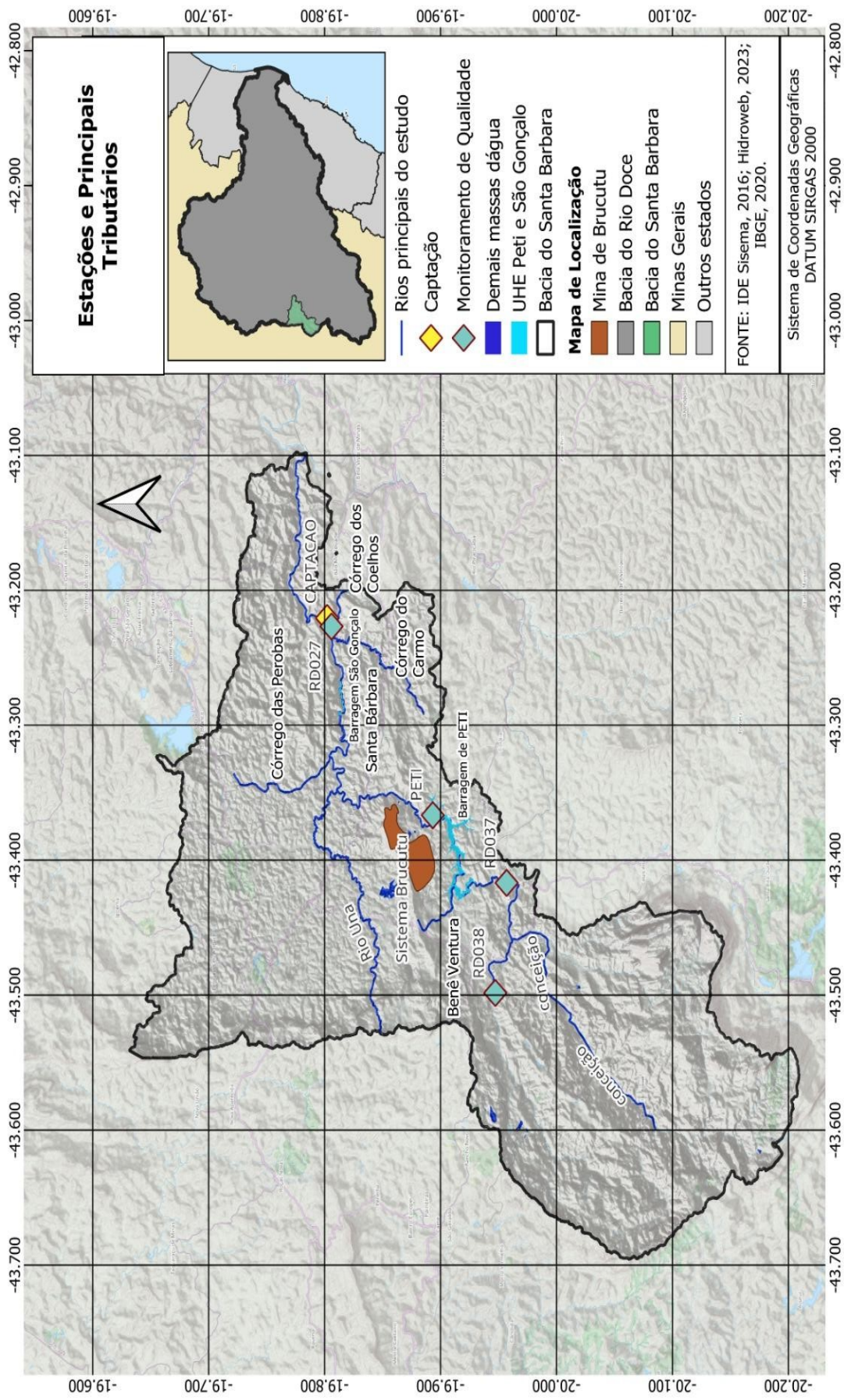
Essas atividades, embora cruciais para o desenvolvimento econômico, exercem grande pressão sobre os recursos naturais da bacia, especialmente sobre os recursos hídricos, ressaltando a importância de uma gestão integrada e sustentável.

5.1.6 Usos da água

Segundo dados extraídos do IDE-SISEMA (2024), há o total de 356 outorgas cadastradas na área de estudo, divididas entre diversas tipologias de usos, com destaque para mineração que possui um total de 58 outorgas, com volume outorgado de 0,97 m³/s, com aproximadamente 21% do total outorgado na bacia entre mananciais superficiais e subterrâneos. Na Figura 9, é possível verificar o mapa da bacia com a localização da Mina de Brucutu, principal empreendimento de extração mineral da bacia. A Mina possui a maior produção mineral de minério de ferro no estado de Minas Gerais. De acordo com a Mineradora VALE (2021), a mina produz anualmente cerca de 30 milhões de toneladas/ano de minério de ferro e possui uma área de aproximadamente 16,2 km².

Com importância relevante para região e que possui relação direta com os recursos hídricos locais, é o sistema de geração de energia hidroelétrica (UHE) de PETI. Ela foi inaugurada em 1905, com concessão pertencente à Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). O reservatório possui área de 5,81 km², com volume de acumulação de 80,04 km³ e queda nominal de 78 m, que movimenta duas turbinas, resultando em uma capacidade instalada de 9,4 MW (CEMIG, 2019).

Figura 9 - Localização dos principais usos da água na bacia do rio Sant Bárbara.



Fonte: Autor (2024).

Também é possível observar o uso mais nobre e prioritário do rio Santa Bárbara conforme a Lei Federal 9.433/97 (BRASIL, 1997), destinado ao abastecimento público da sede do município de João Monlevade. Na Figura 10, é possível observar a captação de água Bruta no rio Santa Bárbara. Com vazão nominal de 309 L/s, é responsável por abastecer mais de 97% da localidade, que é realizado pelo Departamento de Água e Esgoto (DAE), autarquia responsável pela prestação de serviços de Abastecimento de Água e Coleta e tratamento de esgoto da localidade.

Como já mencionado anteriormente, existe também na bacia hidrográfica a barragem para geração de energia hidroelétrica (UHE) de Peti. Este aspecto é relevante em virtude da alteração no regime de escoamento do corpo hídrico, de lótico para lântico na altura dos trechos 17,2 km e 28,4 km, conforme Figura 11.

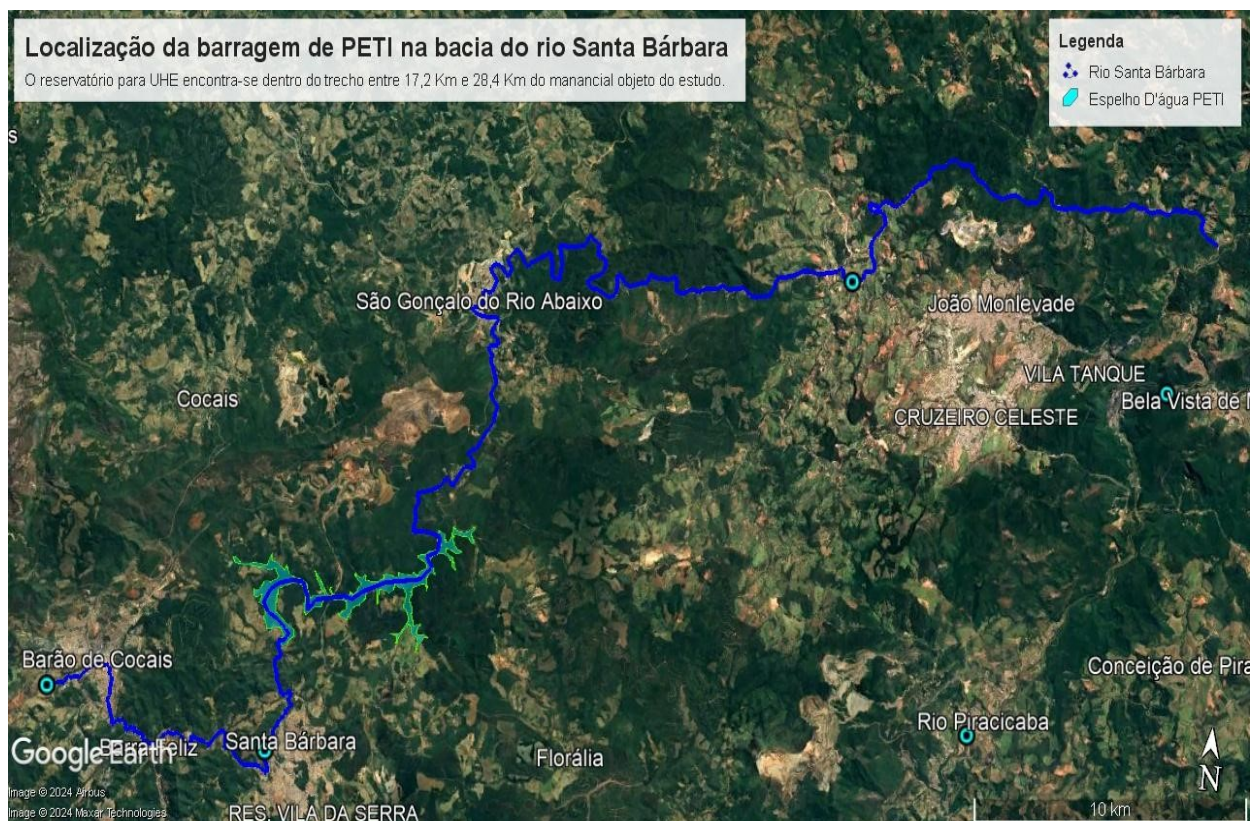
Ainda existe mais uma UHE São Gonçalo, pertencente ao grupo CPRL energia, entre os municípios de São Gonçalo do Rio Abaixo e João Monlevade, pouco antes da estação de monitoramento RD027, que possui um barramento do rio nos trechos entre 50,2 km e 55,4 km e 0,37 km² de área, notadamente menor que da UHE PETI.

Figura 10 - Captação de água bruta no rio Santa Bárbara para o abastecimento público do SAA de João Monlevade



Fonte: Autor (2024).

Figura 11 - Localização do reservatório da UHE PETI dentro da bacia estudada.



Fonte: Google Earth (2024).

Além das outorgas, há também na bacia o total de 455 usos insignificantes cadastrados, divididos entre as mesmas tipologias já apresentadas, com o acréscimo de duas tipologias: controle de cheias e controle de vazões.

5.1.7 Abastecimento de água

Os índices utilizados para caracterizar a situação do abastecimento de água na área de estudo foram o de atendimento urbano de água obtido por meio da série histórica do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referente ao ano de 2022 (SNIS, 2022), e a classificação quanto à captação de água para consumo humano, consultado no Atlas Água da ANA (ANA, 2017).

Os dados são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5 – Índice de atendimento nos SAA dos municípios da bacia do rio Santa Bárbara.

Município	População Urbana*	Índice de atendimento urbano de água em %	Tipo de captação**
Barão de Cocais	25.652	83,35	Superficial
Bela Vista de Minas	9.551	93,94	Superficial
Bom Jesus do Amparo	2.562	45,50	Superficial
Catas Altas	4.806	87,81	Superficial
Itabira	113.343	95,48	Mista
João Monlevade	80.187	100	Mista
Santa Bárbara	23.383	76,75	Mista
São G. Rio Abaixo	11.114	93,79	Mista

Fonte: Autor (2024). Adaptado de SNIS (2022) *ANA (2017)**.

O índice de atendimento urbano de água é calculado por meio da divisão da população urbana atendida com abastecimento de água pela população urbana do município (SNIS, 2022). Com relação ao índice de atendimento da população, apenas o município de João Monlevade inserido no território da bacia do rio Santa Bárbara apresenta índice compatível com a meta de universalização proposta pelo novo marco legal do saneamento (BRASIL, 2020), que prevê 99% da população atendida com água potável.

Já em comparação com as médias de atendimento do estado de Minas Gerais (83,84%) e do país (84,24%), a bacia do Santa Bárbara possui índice de atendimento pouco superior, de 84,57%.

De acordo com o Plano de Aplicação Plurianual da bacia do rio Piracicaba (PAP Piracicaba), no qual a bacia do rio Santa Bárbara está inserida, pertencente à bacia hidrográfica do rio Doce, estão previstos, para os anos de 2024 e 2025, investimentos na ordem de 8,4 milhões de reais em projetos e obras voltados à melhoria dos índices de abastecimento de água para áreas urbanas na região objeto do estudo (CBH PIRACICABA, 2023). Esses recursos, provenientes da cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, são geridos e executados pela AGEDOCE, entidade delegatária equiparada às funções de Agência de Água na bacia do rio Doce. As intervenções visam a melhoria nos sistemas de abastecimento de água das sedes urbanas nas cidades na bacia do rio Piracicaba, onde está inserida a bacia do rio Santa Bárbara ao longo dos anos indicados. Estes programas são excelentes ferramentas e podem beneficiar os municípios

que integram a área objeto do estudo, melhorando assim os índices atuais dos sistemas municipais de abastecimento de água.

5.2 Uso e Ocupação do Solo

O mapa de uso e ocupação do solo foi realizado levando-se em conta a evolução ao longo do tempo (1985-2020) do uso do solo na bacia do rio Santa Bárbara. Utilizou-se da base de dados do MapBiomas para adquirir imagens de alta resolução. Foram selecionadas imagens próximas temporalmente e que cobrissem toda a região de estudo desejada. As cenas foram das datas de 13 e 18 de setembro de 2020. As bandas utilizadas para produção da composição colorida foram as bandas 5, 6, 7 e 8. A imagem RGB foi produzida com a combinação da banda 5 em vermelho e a banda 8 para azul e verde. Os procedimentos de processamento digital de imagens foram realizados no software SPRING, em sua versão 5.5.6, foram utilizados os comandos de mosaico e realce (contraste).

Os processamentos dos dados obtidos no QGIS foram realizados no software Excel. Neste os dados foram tratados e organizados. Posteriormente, a base de dados de uso do solo de 1985 a 2020 foi importada para o R.Studio e realizadas as explorações estatísticas em linguagem de programação R. Para se obter os resultados de tendência estatística, para analisar qual possível cenário de uso do solo que possa influenciar nos parâmetros de qualidade da água do rio Santa Bárbara, se utilizou o método de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) com o pacote de ferramentas trend, mais especificamente o comando trend. O Mann-Kendall é projetado para detectar tendências monotônicas (crescente ou decrescente). Ele não exige que a relação seja linear, sendo útil em estudos espaciais para identificar gradientes ou padrões contínuos, como declínio de cobertura vegetal ou aumento de urbanização. Os resultados que serão demonstrados posteriormente neste trabalho, explicam alguns comportamentos observados no modelo, uma vez que são características dominantes do tipo de uso do solo local. Um exemplo de como isso pode interferir no uso e ocupação do solo, é quando ocorre o crescimento de atividades ligadas à silvicultura e também à mineração. Essas atividades interferem de forma direta e seus efeitos são sentidos em períodos de curto e médio prazos, tanto em quantidade como também na qualidade das águas em bacias hidrográficas que sediam essas atividades econômicas (FERRAZ *et al.* 2019).

Para produzir os mapas de uso do solo, foi utilizada a base de dados do MapBiomas em sua coleção 6. As imagens rasters escolhidas foram dos anos de 1985 e 2020. A

classificação e esquema de cores e legenda adotados foram realizados de acordo com o manual da plataforma.

Na realização das operações de cartografia, foi utilizado o software QGIS 3.16. Nele, foram realizados os processos de máscara no raster obtido do pré-processamento do Spring, assim como para os rasters obtidos do MapBiomias. Além destas, foram produzidas as cartas temáticas e obtidas as informações de área ocupada por cada classe de uso do solo, por meio do comando `r.report` do GRASSGIS.

5.3 Modelo da Qualidade da Água

5.3.1 Seleção e exploração do modelo de qualidade da água

Diversos autores que objetivam avaliar a capacidade de autodepuração de cursos hídricos no Brasil, tanto para simular os cenários, prever o comportamento de corpos hídricos e subsidiar a tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos, têm utilizado o modelo QUAL-UFMG (SALLA *et al.*, 2013, SILVA 2015, GOMES *et al.*, 2018 e LIMA *et al.*, 2018). Isso ocorre considerando a sua aplicabilidade, a interface amigável de fácil operacionalização, por ser uma planilha do Excel, e a utilização de parâmetros básicos para a modelagem, que estão disponíveis nas estações fluviométricas existentes na bacia. Diante disso, o modelo QUAL-UFMG foi selecionado para ser aplicado como ferramenta de avaliação da autodepuração da qualidade da água do rio Santa Bárbara.

O modelo QUAL-UFMG foi baixado conforme indicado por von Sperling (2014). O modelo contém quatro planilhas: “FórmulasCoefic”, “DiagramaUnifilar”, “RioPrincipal” e “Tributário1”. A primeira planilha contém todas as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem do rio e quadros com valores usuais dos coeficientes, extraídos de von Sperling (2014), conforme apresentado na Figura 12.

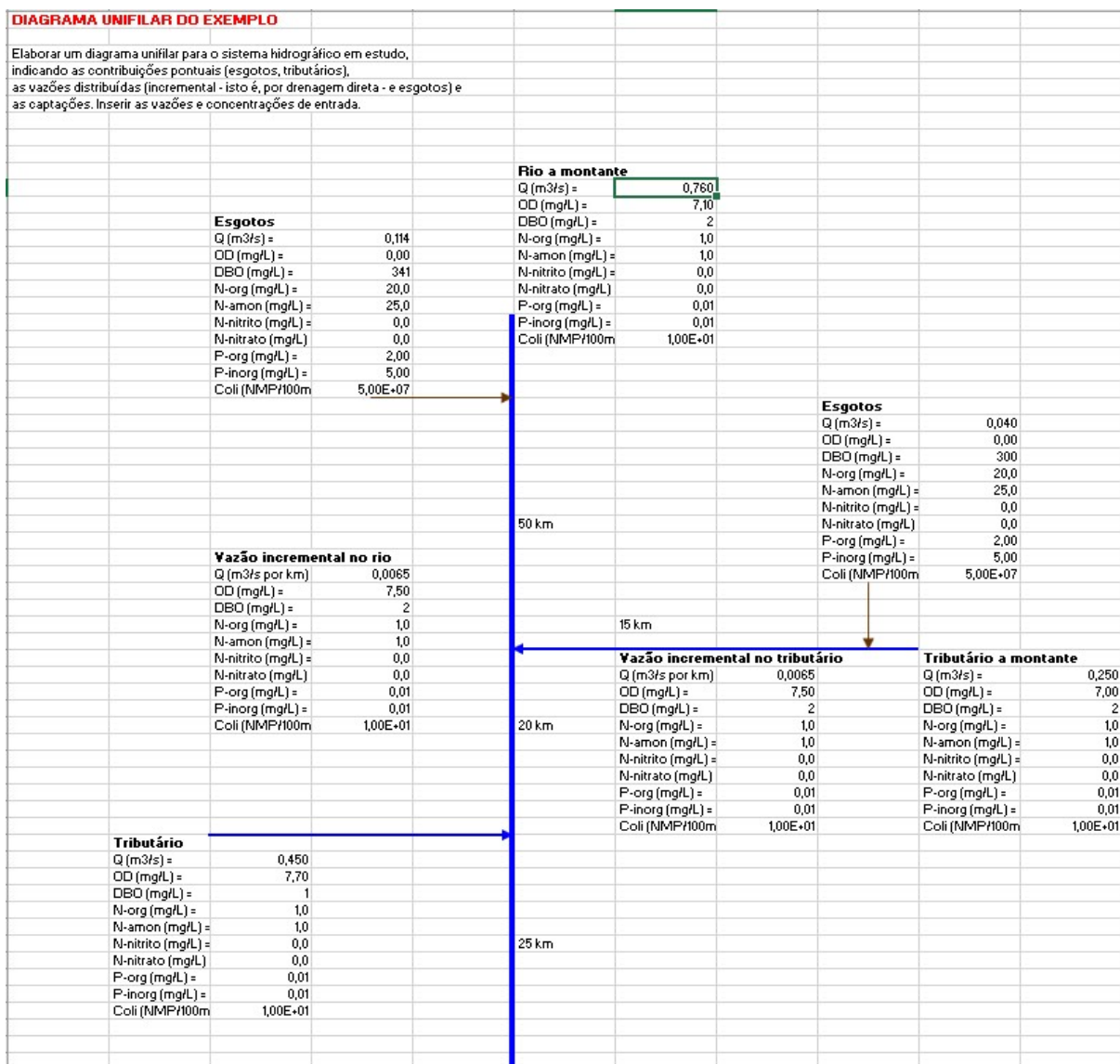
Figura 12 - Planilha “FórmulasCoefic” do modelo QUAL-UFMG

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS										
2	OD, DBO, N, P, COLIFORMES										
3	Marcos von Sperling - UFMG										
4	Referência: Livro: Von Sperling, M. (2007). Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. DESA-UFMG.										
5											
6	Este programa é gratuito e tem o intuito de contribuir.										
7	O autor não se responsabiliza por eventuais erros no programa, mas é grato se for comunicado de algum.										
8											
9	FÓRMULAS E COEFICIENTES DO MODELO										
10											
11	Preencher células em amarelo (dados físicos e variáveis do modelo)										
12	Verificar valores nas células cinza (coeficientes do modelo); se necessário, alterá-los										
13											
14	Pressupostos:										
15	Processos de conversão: equações do QUAL2E, sem modelagem de algas										
16	O modelo assume dispersão longitudinal nula										
17	O modelo de DBO não é válido para condições de anaerobiose										
18											
19											
20	EQUAÇÕES DA PLANILHA										
21											
22	Col1	Contagem do número de segmentos									
23	Col2	Distância acumulada de percurso (km)									dist
128	Col107	Concentração de P total ao longo do tempo (mg/l)									Ptot
129	Col108	Concentração de coliformes ao longo do tempo (NMP/100ml)									Colit
130											dist = dist(-1) + comprim segmento
131											Ptot = Porg + Pinorg
132											Coli(t) = Colio - Kb*Colio*deltat
133											
134	OD E DBO										
135											
FórmulasCoefic											
DiagramaUnifilar											
RioPrincipal											
Tributario1											
+											

Fonte: Von Sperling (2014).

A segunda planilha é destinada para o usuário detalhar o diagrama unifilar do rio a ser modelado, conforme mostra a Figura 13. Ressalta-se que as planilhas não estão vinculadas umas às outras, assim, o usuário tem liberdade de alterar a posição das setas e os dados, os quais julgar mais relevantes a serem apresentados no Diagrama Unifilar.

Figura 13 - Planilha “Diagrama Unifilar” do modelo QUAL-UFMG



Fonte: Von Sperling (2014).

Os cálculos e resultados da modelagem do rio ocorrem na planilha “RioPrincipal”. As células da planilha não são protegidas, sendo possível a alteração de fórmulas ou criação de novas colunas, se necessário. As células coloridas em amarelo devem ser preenchidas com os dados calculados e adotados para a modelagem, conforme pode ser observado na Figura 14.

Figura 14 - Dados de entrada iniciais da Planilha “RioPrincipal” do modelo QUAL-UFMG.

	A	B	C	D	E	F	G	H		
1	MODELO DE QUALIDADE DA AGUA DE RIOS - QUAL-UFMG									
2	OD, DBO, N, P, COLIFORMES									
3	Marcos von Sperling - UFMG									
4	Referência: Livro: Von Sperling, M. (2007 e 2014). Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. DESA-UFMG e Editora UFMG.									
5	Versão com vários pontos de entrada pontual e difusa. Preencher os dados de entrada nas linhas e colunas respectivas									
6	Versão 2017: inclusão de mais células de comentários; utilização de três métodos para cálculo de K2; uso da declividade do canal, que passa ser um dado de entrada (em uma									
7										
8	Preencher células em amarelo (dados físicos e variáveis do modelo)									
9	Verificar valores nas células cinza (coeficientes do modelo); se necessário, alterá-los									
10										
11										
12	DADOS DE ENTRADA INICIAIS			Símbolo	Valor					
13										
14	DADOS DO RIO A MONTANTE (CABECEIRA OU HEADWATER)									
15	Vazao do rio (m3/s)			Qr	0,760					
16										
17	OD do rio (mg/l)			ODr	7,1					
18	DBO5 do rio (mg/l)			DBOr	2					
19										
20	Profundidade - coeficientes da equação $H = c \cdot Q^d$			c	0,285	Exemplo 3.7)				
21	(estes coeficientes são específicos de cada rio)			d	0,583					
22										
23										
24	COEFICIENTES DO MODELO									
25										
26										
27										
28										
29										
30										
31										
32										
33										
34										
35										
36										
37										
38										
39										
40										
41										
42										
43										
44										
45										
46										
47										
48	Desoxigenação									
49	Coef. desoxigenação (1/d)			K1	Preencher na Col 61	1,047	Coeficientes K resultantes na temperatura T			
50	Coef. decomposição DBO (1/d)			Kd	Preencher na Col 62	1,047				
51	Coef. sedimentação DBO (1/d) (0 p/ nenhuma sediment)			Ks	Preencher na Col 63	1,024				
52										
53										
54	Reaeração									
55	Coefic reaeração K2 (1/d) - Melching e Flores, rios com poços e corredeiras			Calculado na coluna 63	Teta	1,024	Valor máximo a ser aceito, a critério do usuário; se não se desejar restrição, colocar o valor de 100, que é o máximo			
56										
57	Valor máximo aceito para K2 (1/d)			K2 máx	100,00					
58										
59										
60										
61										
62										
63										
64										
65										
66										
67										
68										
69										
70										
71										
72										
73										
74										
75										
76										
77										
78										
79										
80										
81										
82										
83										
84										
85										
86										
87										
88										
89										
90										
91										
92										
93										
94										
95										
96										
97										
98										
99										
100										
101										
102										
103										
104										
105										
106										
107										
108										
109										
110										
111										
112										
113										
114										
115										
116										
117										
118										
119										
120										
121										
122										
123										
124										
125										
126										
127										
128										
129										
130										
131										
132										
133										
134										
135										
136										
137										
138										
139										
140										
141										
142										
143										

Figura 15 - Parte dos cálculos dos perfis de concentração da planilha “RioPrincipal” do modelo QUAL-UFGM

PLANILHA DE CÁLCULO DOS PERFIS DE CONCENTRAÇÃO

Delta de distância para integração comprimento de cada segmento) - Delta d (km): 0,10

Preencher Delta t

Verificar última linha na planilha abaixo

Se a extensão for inferior ao comprimento a ser estudado, copiar a última linha para baixo até atingir o comprimento desejado

Se a extensão for superior ao comprimento a ser estudado, excluir as linhas excedentes

DISTÂNCIAS E TEMPOS

SEGMENTO	DISTÂNCIA (km)	TEMPO DE PERCURSO No trecho (d)	Acumulado (d)
0	0,0	0,005	0,000
1	0,1	0,005	0,005
2	0,2	0,005	0,009
3	0,3	0,005	0,014
4	0,4	0,005	0,018
5	0,5	0,005	0,023
6	0,6	0,005	0,027
7	0,7	0,005	0,032
8	0,8	0,005	0,036
9	0,9	0,005	0,041
10	1,0	0,005	0,045

VAZÕES

VAZÕES COMENTÁRIO (esg pontual, tribut, captação, esg distrib)	VAZÕES PONTUAIS Tributário (m3/s)	Esgoto (m3/s)	VAZÕES DISTRIBUI (valor da vazão em Incremental (m3/s))
Esgoto pontual bruto		0,114	0,00065
			0,00065
			0,00065
			0,00065
			0,00065
			0,00065
			0,00065
			0,00065
			0,00065
			0,00065

lo (mas verificar se a distância na última linha da simulação corresponde à real distância do rio)

Preencher valores de vazão apenas onde houver contribuição; demais células deixar em branco

Fonte: Von Sperling (2014).

A planilha contém ainda uma parte para apresentação dos resultados da modelagem, com o atendimento à legislação do rio modelado e os gráficos de perfis de concentração ao longo do percurso, localizados no final da planilha.

E por fim, o programa possui a quarta e última planilha “Tributário1”, que deve ser utilizada caso o usuário necessite realizar a modelagem de algum tributário do rio principal. O funcionamento desta planilha é idêntico à planilha “RioPrincipal”, e caso seja utilizada, seus resultados devem ser exportados para a terceira planilha, visto que, as planilhas não são vinculadas.

5.3.2 Rede de monitoramento e seleção de dados de qualidade da água

Apesar da bacia hidrográfica apresentar alguns pontos de monitoramento da qualidade da água, esses dados não estão disponíveis de forma acessível. Para este estudo foram utilizados dados extraídos de 3 (três) estações de qualidade da água, sendo 2 (duas) do IGAM (RD027 e RD037) e 1 (uma) da CEMIG (UHE PETI) conforme o Quadro 6.

Quadro 6 - Rede de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Santa Bárbara.

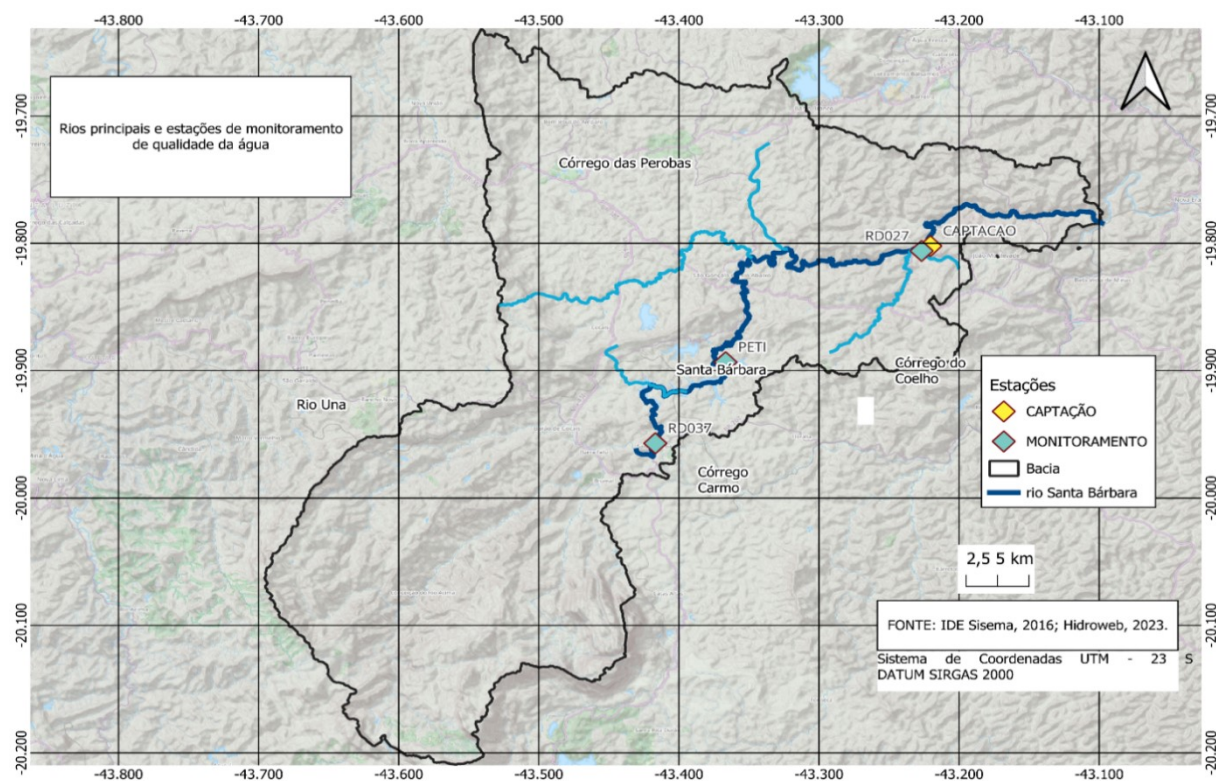
Ponto	Estação	Latitude	Longitude	Curso D'água	Descrição
P1	RD037	19°57'30.35"S	43°25'7.37"O	Rio Santa Bárbara	Rio Santa Bárbara no perímetro urbano da sede do município de Santa Bárbara, após a confluência com rio Conceição.
P2	56650080	19°53'36.88"S	43°21'59.36"O	Rio Santa Bárbara	Rio Santa Bárbara na barragem da UHE PETI.
P3	RD027	19°48'28.44"S	43°13'36.42"O	Rio Santa Bárbara	Rio Santa Bárbara à jusante da confluência com ribeirão Una.

Fonte: Autor (2024).

Foram utilizados dados de três estações de qualidade, e destas, foram selecionados para modelagem os parâmetros: OD, DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo orgânico e inorgânico. Notou-se que o período mais recente com série histórica de dados completa ocorreu entre 2020 e 2023 com amostragem trimestral em todas as estações. Os dados de 2020 e 2021 foram utilizados para calibração e 2022 e 2023 para validação do modelo.

Conforme poderá ser observado na Figura 16, a primeira estação de qualidade da água ainda é a RD037, localizando-se ainda no perímetro urbano da sede do município de Santa Bárbara, enquanto a estação 56650080 localiza-se próximo a UHE PETI. A estação mais a jusante é a RD027, situando-se entre as sedes dos municípios de São Gonçalo do Rio Abaixo e João Monlevade.

Figura 16 - Rede de monitoramento de qualidade da água da bacia do rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

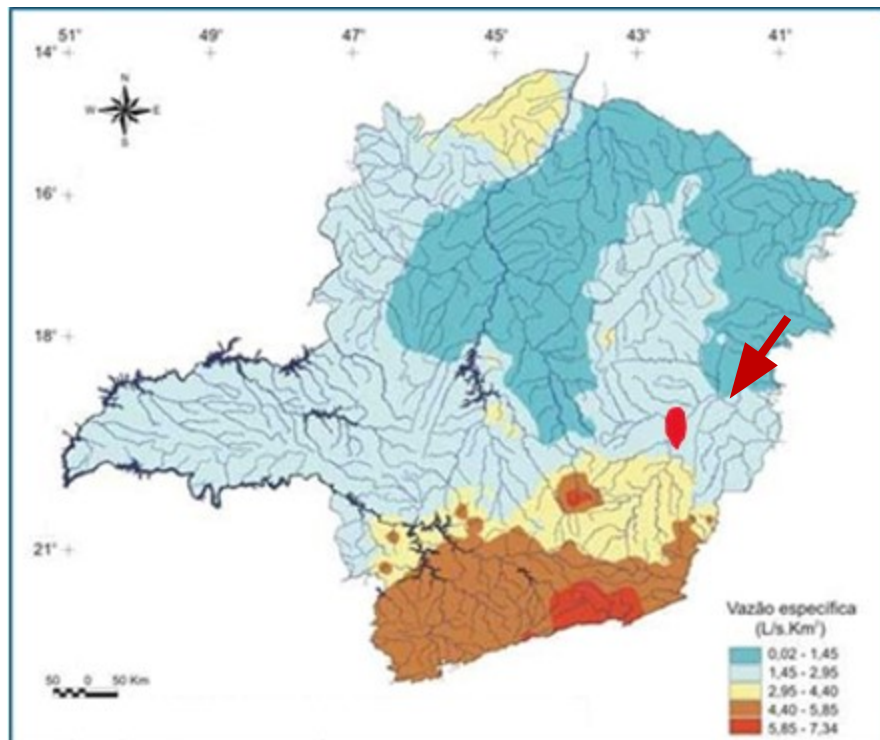
5.4 Determinação e Inserção dos dados no modelo

5.4.1 Vazão

Para a definição da vazão do rio modelado, utilizaram-se modelos ajustados para os corpos hídricos das sub-bacias, obtidos no *Atlas Digital das Águas de Minas* (Hidrotec). O modelo ajustado para o rio Santa Bárbara foi calculado utilizando a vazão de referência **Q7,10**, que corresponde à vazão mínima ocorrida em um curso d'água durante sete dias consecutivos, com um tempo de retorno de dez anos. Essa vazão é considerada um parâmetro criterioso para avaliação da segurança do dado calculado.

Para o cálculo da vazão neste estudo, adotou-se o modelo de regionalização do Hidrotec. A vazão específica foi obtida a partir do mapa apresentado na Figura 17. Considerando que a área de estudo se encontra na região com valores entre 1,45 e 2,95 L/s.km², adotou-se o valor médio de 2,2 L/s.km², uma vez que esse valor se adequa melhor à realidade da bacia, cuja calha principal do rio Santa Bárbara apresenta regularização de vazão devido aos barramentos da UHE Peti e da UHE São Gonçalo.

Figura 17 – Mapa de regionalização de vazão com a localização da área de estudo



Fonte: Hidrotec (2011), adaptado pelo Autor (2024).

A fórmula para o cálculo da vazão total (Q) é dada pela equação 1, que diz:

$$Q = q \cdot A$$

(1)

Onde:

- Q é a vazão total ($Q_{7,10}$) (em m^3/s ou m^3/dia),
- q é a vazão específica (em $m^3/s.km^2$ ou mm/dia),
- A é a área da bacia (em km^2 ou m^2).

As áreas de drenagem foram obtidas por intermédio do *Software* Q.GIS 3.34.2.

O resultado é apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Vazões dos cursos hídricos que compõe a bacia do rio Santa Bárbara.

Curso hídrico	Área de drenagem (km ²)	q (l/s.km ²)	Vazão- rio/Q _{7,10} (m ³ /s)
Rio Santa Bárbara	1.472,41	2,2	3,24
Rio Conceição	424,00	2,2	0,93
Rio Una	437,84	2,2	0,96
Córrego Perobas	33,21	2,2	0,073
Córrego do Carmo	81,5	2,2	0,18
Córrego dos Coelhos	9,97	2,2	0,022

Fonte: Autor (2024). Adaptado de Hidrotec (2011).

Segundo Von Sperling (2014), ao longo de seu percurso, o corpo hídrico geralmente recebe uma contribuição difusa, não proveniente de tributários definidos. Essas vazões ingressam no curso d'água por drenagem direta, ou seja, a bacia de contribuição drena diretamente para o rio. Dessa forma, torna-se essencial calcular a vazão incremental para que a simulação represente adequadamente a realidade.

Os dados utilizados para cálculo da vazão incremental estão descritos na Tabela 5.

Tabela 5 – Dados de entrada do cálculo da vazão incremental.

Variáveis	Cabeceira	Região Final do Trecho
Área de contribuição (km ²)	149,7	1440,76
Vazão (l/s)	3240	3169,67

Fonte: Hidrotec (2011), adaptado pelo Autor (2024).

A vazão incremental foi calculada pela diferença entre as vazões dos pontos inicial e final de cada trecho. Para obter a vazão incremental linear, esse valor foi dividido pela extensão do trecho correspondente. Para se obter a vazão incremental linear por segmento, foi multiplicado o valor da vazão incremental linear pela distância dos trechos. Os resultados desses cálculos estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 –Vazão incremental do rio Santa Bárbara.

Variáveis	Resultados
Vazão Incremental (l/s)	2.840,67
Distância de Percurso (km)	85
Vazão Incremental Linear (m ³ /s.km)	0,03
Distância de Segmentos (km)	0,2
Vazão Incremental Linear por Segmento (m ³ /s)	0,006

Fonte: Hidrotec (2011), adaptado pelo Autor (2024).

5.4.2 Parâmetros cinéticos

A seguir serão apresentados os valores típicos dos coeficientes utilizados nas principais reações da modelagem matemática. Os coeficientes relacionados a remoção de DBO são: de desoxigenação (K1), de decomposição (Kd) e de sedimentação (Ks). Os valores típicos para esses coeficientes estão apresentados no Quadro 7.

Quadro 7 - Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K1, Ks e Kd) (base 20°C).

Origem	K1	Rios Rasos		Rios Profundos	
	Laboratório	K _d	K _s	K _d	K _s
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,10-0,35	0,35-0,50	0,05-0,20
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,20-0,40	0,40-0,80	0,05-0,25	0,30-0,45	0,00-0,15
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,10	0,30-0,45	0,00-0,05
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24	-
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20	-

Fonte: Von Sperling (2014).

O fenômeno de reaeração está relacionado com a reposição de oxigênio no corpo hídrico, e pode ser expresso pelo coeficiente de reaeração K2, que permite quantificar o processo de transferência de oxigênio da atmosfera para a água. O modelo QUAL-UFGM utiliza as equações apresentadas no Quadro 8, Quadro 9 e Quadro 10 para calcular o coeficiente de reaeração, adotando como resultado o de menor valor entre eles.

Quadro 8 - Valores de coeficientes K2 (d-1) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C)

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,9.v^{0,5}.H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$
Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
Churchill <i>et al</i> (1962)	$5,0.v^{0,97}.H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
Owens <i>et al</i> (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)	$5,3.v^{0,67}.H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$

Notas: - v: velocidade do curso d'água (m/s); H: altura da lâmina d'água (m).

Fonte: Von Sperling (2014).

Quadro 9 - Equações para estimativa do coeficiente K2, segundo Tsvoglou e Wallace.

Tipo de cursos d'água	Vazão (m³/s)	Equação para K2
Rios pequenos	0,03 m³/s < Q < 0,3 m³/s	K2=31,6.v.i
Rios médios	0,3 m³/s < Q < 8,5 m³/s	K2=15,4.v.i

Notas: - v: velocidade do curso d'água (m/s); - i: declividade do rio (m/m)

Fonte: Von Sperling (2014).

Quadro 10 - Equações para estimativa do coeficiente K2, segundo Melching e Flores (1999).

Tipo de cursos d'água	Vazão (m³/s)	Equação para K2
Rios com poços e corredeiras	Q < 0,556 m³/s	K2=517.(v.i) ^{0,524} .Q ^{-0,242}
	Q > 0,556 m³/s	K2=596.(v.i) ^{0,528} .Q ^{-0,136}
Rios com controle de canal	Q < 0,556 m³/s	K2=88.(v.i) ^{0,313} .H ^{-0,353}
	Q > 0,556 m³/s	K2=142.(v.i) ^{0,333} .H ^{-0,660} .B ^{-0,243}

Notas: - v: velocidade do curso d'água (m/s); - i: declividade do rio (m/m); - Q: vazão do rio (m³/s); - B: largura do rio (m); - H: profundidade (m).

Fonte: Von Sperling (2014).

Nos Quadro 11 e 12 são apresentados os valores típicos dos coeficientes para a modelagem do fósforo e de coliformes, respectivamente. Já no Quadro 13 são observados os valores típicos dos coeficientes de reação do ciclo de nitrogênio.

Quadro 11 - Valores típicos dos coeficientes do modelo de Fósforo em rios.

Símbolo	Descrição	Unidade	Valores intermediários de coeficiente (20°C)	Coeficiente de temperatura (adimensional)
K _{spo}	Coef. de sedimentação do P orgânico	d ⁻¹	0,02 a 0,05	1,024
K _{oi}	Coef. de conversão do P orgânico a P inorgânico	d ⁻¹	0,2 a 0,3	1,047
S _{Pinorg}	Fluxo de liberação de P inorgânico pelo sedimento de fundo	d ⁻¹	0,0 a 0,2	1,074

Fonte: Von Sperling (2014).

Quadro 12 - Valores típicos dos coeficientes do modelo de Coliformes em rios.

Símbolo	Descrição	Unidade	Valores intermediários de coeficiente (20°C)	Coeficiente de temperatura (adimensional)
Kb	Coef. de decaimento bacteriano	d ⁻¹	0,5 a 1,5	1,07

Fonte: Von Sperling (2014).

Quadro 13 - Valores usuais dos coeficientes do modelo de Nitrogênio em rios.

Símbolo	Descrição	Uni.	Valores usuais do coeficiente (20°C)	Coeficiente de temperatura θ (adimensional)
Kso	Coef. de sedimentação do N orgânico	d-1	- Remansos: 0,10 - Rios lentos: águas naturais a moderadamente poluídas: 0,05; águas fortemente poluídas: 0,10 - Rios rápidos: águas naturais: 0,02; águas moderadamente poluídas: 0,05; águas fortemente poluídas: 0,10 - Corredeiras: 0,00	1,024
Koa	Coef. de conversão do N orgânico em amônia	d-1	0,20 a 0,25	1,047
Kan	Coef. de conversão da amônia a nitrito	d-1	0,15 a 0,25	1,080
Knn	Coef. de conversão do nitrito a nitrato	d-1	- Cursos d'água profundos: 0,10 a 0,50 - Cursos d'água rasos: 0,20 a 1,00 ou mais - Segundo Thomanne Mueller: os valores de Kan são similares aos do coef. Kd (decomposição da DBO) incluindo a distinção entre rios rasos e profundos	1,047
Samon	Fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo	g/m2.d	0,00 a 0,50 (menores valores para rios rápidos e limpos)	1,074
fnitr	Fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD	-	Fnitr = 1 – e –KnitrOD. OD	-
KnitrOD	Coef. de inibição da nitrificação por baixo OD (equação de fnitr)	L/mg	0,60	-

Símbolo	Descrição	Uni.	Valores usuais do coeficiente (20°C)	Coeficiente de temperatura θ (adimensional)
RO2amon	Relação entre o oxigênio consumido para cada unidade de amônia oxidada a nitrito	mgO2/ mgNamon	3,2	-
RO2nitri	Relação entre o oxigênio consumido para cada unidade de nitrito oxidado a nitrato	mgO2/ mgNnitri	1,1	-

Fonte: Von Sperling (2014).

Para preencher as planilhas de cálculo dos perfis de concentração, considerou-se uma segmentação de 0,2 km em todo o comprimento do rio Santa Bárbara, o que resultou em 425 segmentos para a modelagem. Os valores de vazão dos corpos hídricos foram identificados na camada *shapefile* “Vazões calculadas para bacia do rio Santa Bárbara”. Para este estudo foi utilizada a vazão de referência $Q_{7,10}$.

Para o cálculo das vazões dos efluentes, foram utilizadas informações disponíveis nos croquis do Atlas Esgoto, elaborados pela ANA (2017), que apresenta valores de vazão e carga produzidos por cada sede urbana da bacia, e posteriormente foram calculadas as porcentagens de carga lançadas em cada curso hídrico.

Para este estudo, considerou-se a distribuição de lançamento de efluente em cada curso d'água, mas os valores foram recalculados, considerando a população informada pelo IBGE referente ao Censo 2022 e a população estimada calculada para o ano 2033. E para calcular a população responsável pela geração de efluentes para cada lançamento considerado, multiplicou-se a população urbana do Censo 2022 e a população estimada calculada por progressão geométrica para o ano 2033.

Segundo Von Sperling (2018) os valores típicos de consumo de água per capita de população reportados na literatura (e considerados para esse trabalho) são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Faixas de QPC utilizadas.

Faixa da população (hab)	Consumo per capita - QPC (L/hab.d)
< 5000	90 -140
5000 - 10000	100 -160
10000 - 50000	110 - 180
50000 - 250000	120 -220

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2018).

Com os valores de QPC apresentados na Tabela 7 e a população urbana de cada município, com uma taxa de retorno de 80% (R=0,8) e utilizando a equação 2 (VON SPERLING, 2014) tem-se:

$$Q_{dmed} = \left(\frac{pop.QPC.R}{1000} \right) \left(\frac{m^3}{d} \right) \quad (2)$$

Os valores das cargas poluidoras lançadas no Santa Bárbara foram encontrados por meio da equação 3, utilizando os valores de concentrações apresentados no

Quadro 14 (VON SPERLING, 2014).

$$carga \text{ (kg/d)} = \frac{Concentração \left(\frac{g}{m^3} \right) \cdot vazão \cdot \left(\frac{m^3}{d} \right)}{1000(g/hg)} \quad (3)$$

Obs.: g/m³ = mg/L

Quadro 14 - Valores das concentrações dos parâmetros físicos e químicos no esgoto utilizados na modelagem matemática.

Parâmetro		DBO ₅	N Org	N Amon	Nitrito	Nitrato	P Org	P Inorg
Concentração (mg/L)	Faixa	250 - 400	15 - 25	20 - 35	≈ 0	0 - 1	1 - 6	2 - 9
	Utilizado	250	15	20	0	0	1	2

Fonte: Autor (2024). Adaptado de Von Sperling (2014).

De acordo com Von Sperling (2018) para avaliação e análise do impacto da poluição e da eficácia das medidas de controle, é necessária a quantificação das cargas poluidoras afluentes ao corpo d'água. A variação das cargas poluidoras relacionou-se com as vazões do esgoto e o porte do município. Utilizou-se valores de literatura conforme Von Sperling (2018).

Sendo:

- 54 g/hab.d para DBO;
- 3,5 g/hab.d para N orgânico;
- 4,5 g/hab.d para N amoniacal;
- Nitrito (NO_2^-): 0,03 g/hab/dia;
- Nitrato (NO_3^-): 0,12 g/hab/dia;
- Fósforo Orgânico: 2 g/hab/dia;
- Fósforo Inorgânico: 1,5 g/hab/dia.

5.5 Modelagem do cenário atual, calibração e validação do modelo

Para a modelagem do cenário atual, foi realizado o levantamento dos municípios que fazem lançamentos de esgoto diretamente no rio Santa Bárbara e nos seus afluentes. Para tal, foi realizada consulta na Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Rio Piracicaba (ENGEORPS, 2022). Utilizou-se também o Software Q.GIS 3.34.2, para definir os pontos de lançamentos, bem como a distância de cada ponto. Com essas informações, foi possível confeccionar o Diagrama Unifilar, que é a representação do sistema em estudo.

Foi elaborada uma planilha para o rio principal, no trecho que compreende a área de estudo, incluindo os lançamentos de esgotos das localidades de Barão de Cocais, Santa Bárbara, Distrito de Cocais (pertencente a Barão de Cocais), São Gonçalo do Rio Abaixo, Distrito de Chapada dos Tanoeiros (pertencente a Itabira) e João Monlevade e os principais tributários do rio Santa Bárbara. Os dados dos parâmetros hidráulicos e de qualidade da água foram inseridos nas planilhas nos campos correspondentes, e, dessa forma, foi realizada a modelagem do cenário atual, conforme o Quadro 15.

Quadro 15 - Valores médios dos coeficientes de descarga a, b, c e d utilizados para cálculo de velocidade e profundidade dos cursos hídricos da bacia do rio Santa Bárbara

Corpo Hídrico	Velocidade		Profundidade	
	a	b	c	d
Rio Principal – Santa Bárbara	0,390	0,359	0,304	0,589

Fonte: Autor (2024).

A partir da modelagem do cenário atual, foi realizada a calibração do modelo, que consiste em ajustar os parâmetros e coeficientes das equações para que as características físicas, químicas e biológicas do rio sejam as mais realísticas, ou seja, aproximando os resultados da modelagem aos dados reais medidos.

Foi utilizado neste estudo o método de obtenção do Erro quadrático médio (RMEQ) ou RMSE em inglês (*root mean-square error*) conforme equação 4, para a calibração e a validação. O que justifica a utilização do RMEQ é que ele apresenta um bom comportamento estatístico proporcionando uma medição direta do erro do modelo (VON SPERLING, 2014). Foi utilizado também o recurso Solver do Excel, para otimizar o ajuste do modelo. O ajuste foi obtido a partir dos valores de cada coeficiente utilizado (Kd, K1, Ks, citar os outros) que proporcionam os menores valores de RMEQ. Os dados de monitoramento de qualidade de água do IGAM utilizados são referentes aos anos de 2022 e 2023.

$$RMEQ = \frac{\sqrt{\sum (y_{obs} - y_{est})^2}}{n} \quad (4)$$

Em que:

Y_{obs} = valor observado

Y_{est} = valor estimado

n = número de dados

A validação buscou confirmar os ajustes dos coeficientes e dos parâmetros obtidos na calibração do modelo. Para a validação foram utilizados os dados de monitoramento de qualidade de água referentes ao ano de 2022 e 2023.

5.6 Simulação de cenários futuros

Os cenários simulados tiveram como referência os dados levantados na Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piracicaba (ENGEORPS, 2022). O documento contempla o diagnóstico do esgotamento sanitário na bacia do rio Piracicaba, com destaque para suas implicações na qualidade dos corpos d'água receptores, os investimentos necessários de tratamento e a proposta de diretrizes e estratégia integrada para a realização das ações. O estudo contém uma série de dados, que trazem embasamento para enquadramento dos corpos d'água da bacia do rio Piracicaba, cujo rio Santa Bárbara é um dos afluentes, tem como horizonte o ano de 2032, e avalia a remoção de carga orgânica requerida (DBO) compatibilizando a solução proposta com a qualidade da água dos corpos receptores com os usos mais exigentes.

De acordo com o estudo de Revisão do Plano de Bacia do rio Piracicaba, apenas dois municípios que integram a sub-bacia do rio Santa Bárbara possuem tratamento de efluentes, conforme apresentado no Quadro 16. Ressalta-se que apenas uma pequena porção do território de Itabira, situada na bacia do rio Santa Bárbara, não dispõe de tratamento de esgoto e abriga uma população reduzida, conforme demonstrado anteriormente. Já o município de Catas Altas não destina atualmente seus efluentes domésticos para a bacia o rio Santa Bárbara. Por sua vez, o município de Bela Vista de Minas situa-se na porção final do rio Santa Bárbara, fora da área de estudo, onde se encontra o exutório do rio no rio Piracicaba.

Quadro 16 - Municípios da sub-bacia do rio Santa Bárbara que possuem tratamento de efluentes

Município	População total (2021)	População atendida	Índice de atendimento	Tipo tratamento	Eficiência adotada
Bom Jesus do Amparo	6.182	5.402	98%	Reator Anaeróbio + Lagoa Facultativa	80%
Catas Altas*	5.465	3.606	66%	Reator Anaeróbio + Lagoa Facultativa	85%

*Fora da área objeto do estudo

Fonte: ANA (2022).

O primeiro cenário proposto para a simulação utiliza as informações apresentadas pela Revisão e atualização do Plano de Bacia do rio Piracicaba e as projeções populacionais

para o ano de 2032. Contempla a implantação de tratamento de efluentes para os municípios de João Monlevade, Barão de Cocais e Santa Bárbara, que detém a maior concentração populacional da região e estão inseridos na sub-bacia do rio Santa Bárbara. Para a remoção de DBO, utilizou-se a eficiência adotada por ANA (2017). Para a remoção de outras variáveis foram utilizados dados informados por Von Sperling (2014) baseados nos processos de tratamento sugeridos no Atlas Esgoto.

O segundo cenário proposto para a simulação contempla a implantação de tratamento de efluentes, conforme previsto na Revisão e atualização do Plano de Bacia do rio Piracicaba, para todos os municípios inseridos na bacia do rio Santa Bárbara. O Quadro 17 apresenta as proposições para o tratamento de cada município inserido na área. O processo de referência é aquele presente na revisão do Plano de Bacia Hidrográfica, que por sua vez, utilizou como base os processos presentes no Atlas esgoto da ANA de 2017.

Quadro 17 - Proposta de remoção de carga orgânica sugerida (DBO) pela Revisão do Plano de Bacia do rio Piracicaba para o ano de 2032, para os municípios da bacia do rio Santa Bárbara.

MUNICÍPIO	POPULAÇÃO 2032	POPULAÇÃO ATENDIDA	EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO	PROCESSO DE REFERÊNCIA
Barão de Cocais	38.350	35.402	90%	Lagoa Anaeróbia + Facultativa + Maturação
Bela Vista de Minas**	12.269	10.580	90%	Reator anaeróbio + Filtro Biológico Percolador + Decantadores Secundários
Bom Jesus do Amparo	8.199	5.402	80%	Reator Anaeróbio + Lagoa Facultativa
Catas Altas**	6.495	5.402	85%	Reator Anaeróbio + Lagoa Facultativa
Itabira*	6850	5.402	88%	Reator anaeróbio + Filtro Biológico Percolador + Decantadores Secundários
João Monlevade	105.260	3.606	95%	Reator anaeróbio + Filtro Biológico Percolador
Santa Bárbara	33.873	5.402	80%	Lagoas de Estabilização (Sistema Australiano)

MUNICÍPIO	POPULAÇÃO 2032	POPULAÇÃO ATENDIDA	EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO	PROCESSO DE REFERÊNCIA
São G. Rio Abaixo	16.114	5.402	80%	Lagoas de Estabilização (Sistema Australiano)

*População inserida no território dentro da Bacia objeto deste estudo

**Locais fora da área objeto do estudo

Fonte: PIRH Piracicaba (2023); Von Sperling (2014).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Uso e ocupação do solo

Em 1985, o solo na bacia do rio Santa Bárbara era na maioria de seu território ocupado por pastagens (50%) e acompanhada de mosaico de agricultura e pastagem, que chegava a 63% de todo o território, se mostrando uma expressiva atividade da região. A segunda classe com maior ocupação na bacia foi a de formação florestal (30,65 %). A classe de mineração ocupava a menor área do território entre as atividades econômicas da bacia, mas que possui um potencial de interferência nos recursos hídricos considerável, uma vez que altera de forma frontal tanto a qualidade como a quantidade dos recursos hídricos.

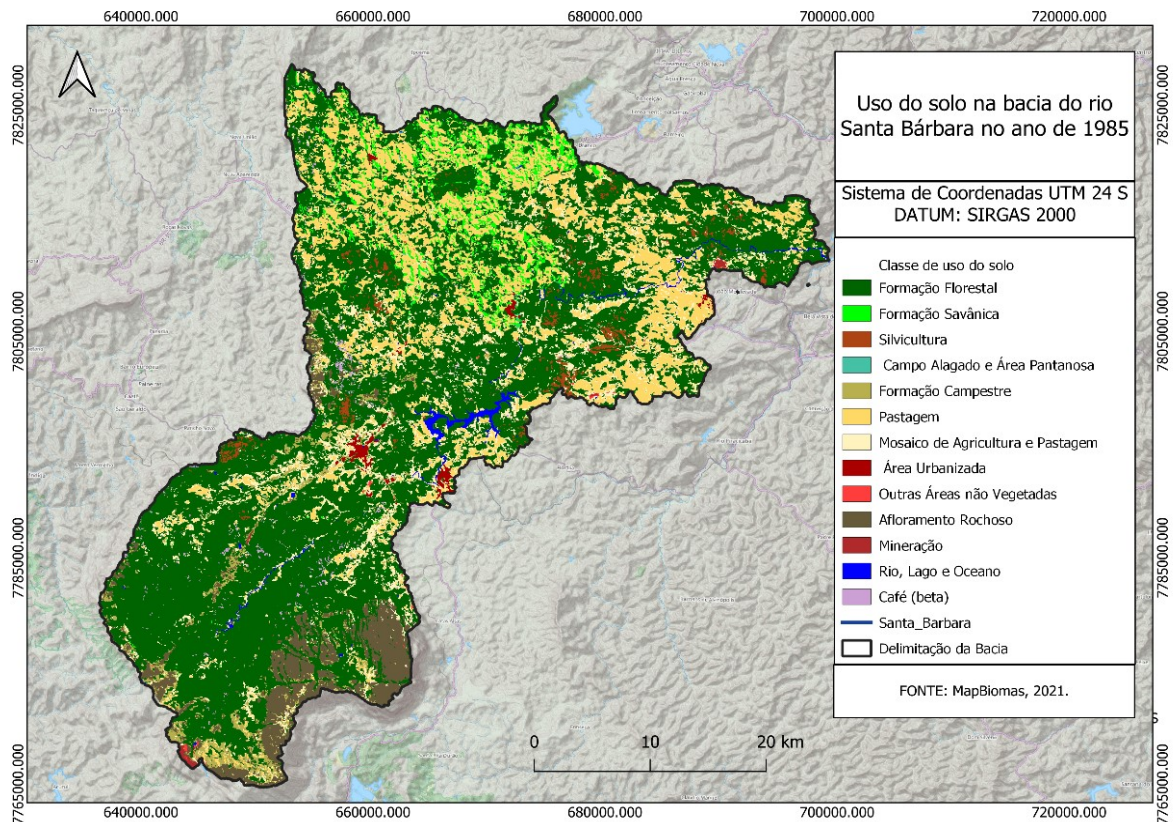
Na Tabela 8 é possível verificar o uso e ocupação do solo da bacia do rio Santa Bárbara, o que cada um representava no ano de 1985 e o que representa em 2020. Nas Figuras 18 e 19 é possível notar essa diferença através dos mapas apresentados.

Tabela 8 - Área de ocupação e uso do solo na bacia do rio Santa Bárbara

Classe	1985		2020	
	ha	(%)	ha	Área (%)
Soja	0	0.000%	5	0.000%
Cana	0	0.000%	43	0.000%
Mineração	3617	0.042%	10119	0.116%
Outras áreas não vegetadas	7475	0.086%	10309	0.119%
Outras Formações não Florestais	6124	0.070%	1352	0.016%
Campo Alagado	27285	0.314%	30393	0.350%
Formação Campestre	49401	0.568%	55241	0.636%
Área Urbanizada	35655	0.410%	60972	0.702%
Rio, Lago e Oceano	68877	0.792%	64629	0.744%
Café	18757	0.216%	65535	0.754%
Outras Lavouras Temporárias	8266	0.095%	80450	0.926%
Formação Savânica	104957	1.207%	108052	1.244%
Afloramento Rochoso	107318	1.234%	110902	1.277%
Silvicultura	58326	0.671%	241769	2.783%
Mosaico Agricultura e Pastagem	1133868	13.039%	1623276	18.685%
Formação Florestal	2665155	30.648%	2714726	31.249%
Pastagem	4400908	50.608%	3509695	40.400%

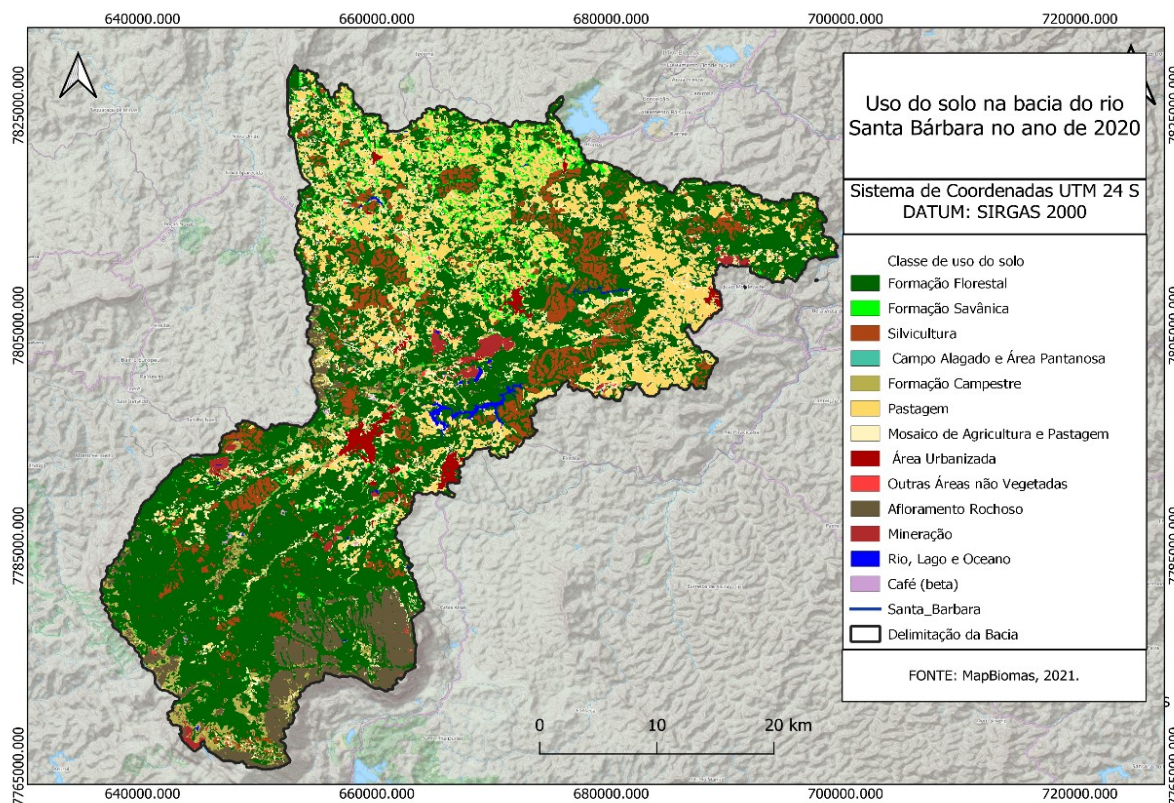
Fonte: Autor (2024).

Figura 18 - Uso do solo na bacia Santa Bárbara no ano de 1985



Fonte: Autor (2024).

Figura 19 - Uso do solo na bacia Santa Bárbara no ano de 2020



Fonte: Autor (2024).

Conforme os dados apresentados, a atividade de uso do solo se alterou em nível significativo para as classes de Pastagem, que se reduziu de 50% para 40%. Já o Mosaico de Agricultura e Pastagem que ocupava 13% do território da bacia em 1985, passou para 18%. É possível notar também que a Silvicultura evoluiu positivamente para 2,78 % da paisagem, crescendo cerca de 414%, além da classe de mineração que praticamente triplicou (279%).

Pesquisas sobre o impacto das florestas plantadas na qualidade da água, considerando diferentes práticas de manejo e distintas condições regionais, indicam que operações como a construção e manutenção de estradas não pavimentadas, colheita, preparo do solo e fertilização influenciam as concentrações e exportação de nutrientes e sólidos suspensos nas bacias hidrográficas (BROWN *et al.*, 2005).

Já Ferraz *et al.* (2019), os autores avaliaram o uso da água em diferentes áreas de plantio florestal no Brasil por meio da análise dos limiares teóricos para o manejo da evapotranspiração, onde foi constatado os efeitos das práticas florestais sobre a exportação de nutrientes e sedimentos em bacias hidrográficas, destacando a importância do planejamento na construção de estradas e da conservação do solo.

Carvalho-Santos *et al.* (2016), analisa o impacto das plantações de Pinus em áreas montanhosas de Portugal e como práticas de manejo, como a fertilização e colheita, influenciam as concentrações de nutrientes e sólidos suspensos.

Esses trabalhos reforçam que práticas mal planejadas de manejo em florestas plantadas podem gerar impactos significativos na qualidade da água, especialmente devido ao aumento de sedimentos e nutrientes transportados para os corpos d'água. Isso destaca a necessidade de estratégias de manejo sustentável e mitigação de impactos.

De acordo com Mello *et al.* (2020), os impactos provenientes de alterações no uso e ocupação do solo, interferem de forma direta no ciclo hidrológico e na gestão de recursos hídricos. Políticas públicas e projetos que contemplem a redução dos referidos impactos devem ser priorizados, assim como uma requalificação ambiental da bacia.

Neste entendimento, a modificação na cobertura do solo com a evolução da área urbanizada (crescimento de 171%) impacta diretamente no aumento da demanda por recursos hídricos para atendimento da população residente e flutuante. Ademais, intensifica-se a produção de resíduos sólidos urbanos que quando não devidamente destinados provocam a alteração na qualidade da água de mananciais superficiais e subterrâneos. Outro impacto da urbanização do território é o de aumento na demanda bioquímica de oxigênio proveniente da rede de esgotamento sanitário ou de outras atividades não devidamente saneadas, reduções de

limites ribeirinhos estipulados por lei e aumento do desmatamento de nascentes (Cohen, 2016; Mello e Randhir, 2018). Um exemplo de curso d'água que sofre com os impactos da urbanização é o Rio das Velhas, no Estado de Minas Gerais, que é degradado pela poluição do esgoto doméstico e industrial de Belo Horizonte (Pompeu *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2016), embora as condições tenham melhorado um pouco como resultado da coleta e tratamento de esgoto recentemente implementados (DE CARVALHO *et al.*, 2019).

O aumento na pressão por disponibilidade de água para a devida depuração dos efluentes encontra uma conexão com o aumento do consumo dos recursos hídricos pela população, bem como pela redução da água produzida devido a atividade mineradora. A mineração mais que triplicou na bacia, aumentando sua área explorada na bacia do rio Santa Bárbara em aproximadamente 279%. A degradação da qualidade da água devido às atividades de mineração representa um problema recorrente em diversas regiões do Brasil, com impactos severos sobre os ecossistemas aquáticos e os recursos hídricos disponíveis. Da Silva *et al.* (2019), ao estudarem locais de prospecção de rochas semipreciosas no sul do Brasil, também observaram contaminação significativa dos sedimentos por óxidos minerais como Al_2O_3 e metais pesados, incluindo zinco (Zn), zircônio (Zr) e chumbo (Pb).

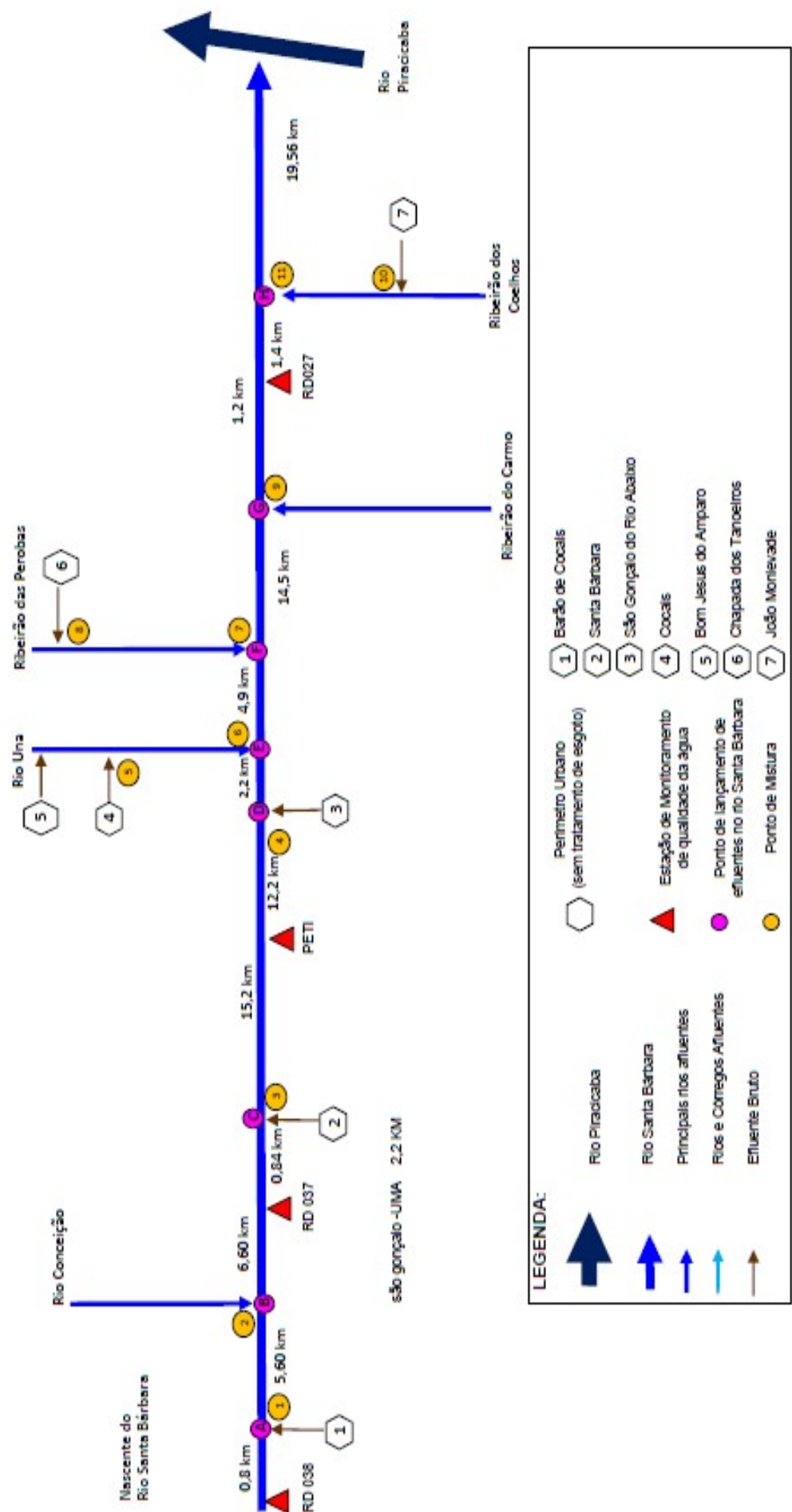
Além disso, as práticas de rebaixamento do lençol freático nas áreas de mineração afetam diretamente tanto a qualidade quanto a quantidade de água disponível, comprometendo os múltiplos usos dos recursos hídricos e exacerbando o estresse hídrico regional. Essas atividades não apenas aumentam a carga de poluentes nos sistemas aquáticos, mas também reduzem a disponibilidade de água para o abastecimento público e outras finalidades, o que reforça a necessidade de estratégias de mitigação e monitoramento contínuo da qualidade da água em regiões de intensa atividade mineradora.

6.2 Diagrama Unifilar

Foi utilizado o Software Q.GIS 3.34.2., para definir os pontos de lançamentos, bem como a distância de cada ponto. Com essas informações, foi possível confeccionar o Diagrama Unifilar, que é a representação do sistema em estudo. Elaborou-se o diagrama unifilar, com a representação do rio principal, seus afluentes, os pontos de lançamento de esgotos dos municípios de Barão de Cocais, Santa Bárbara, Distrito de Cocais (pertencente a Barão de Cocais), Bom Jesus do Amparo, São Gonçalo do Rio Abaixo, Distrito de Chapada dos Tanoeiros (pertencente a Itabira) e João Monlevade conforme ilustrado na Figura 2020.

Observa-se a identificação de 3 pontos de monitoramento de qualidade da água no rio Santa Bárbara: Estação RD 037, sob responsabilidade do IGAM, localizada no perímetro urbano de Santa Bárbara/MG; a estação 56650080, da CEMIG, localizada na barragem da UHE PETI; e a estação RD 027, também sob responsabilidade do IGAM, mais a jusante de RD037. No diagrama unifilar também estão representados os pontos de misturas (esgoto e afluentes-ribeirões) das sete localidades inseridas na área de estudo, somente a sede do município de Bom Jesus do Amparo possui estação de tratamento de esgoto.

Figura 20 - Diagrama unifilar do rio Santa Bárbara.



Fonte: Autor (2024).

Foram identificados quatro pontos de monitoramento de qualidade da água, todos localizados no rio principal, sendo considerados neste estudo somente os 3 principais. Além disso, foram registrados oito pontos de lançamento de esgoto no rio Santa Bárbara e doze pontos de mistura, correspondendo ao encontro dos lançamentos de esgoto com os corpos hídricos e das confluências dos afluentes com o rio principal.

Para este estudo, considerando a maior quantidade de dados disponíveis a montante do município de Barão de Cocais, adotou-se como nascente do rio o trecho próximo ao ponto de monitoramento RD038 do IGAM, situado no início da sede urbana do referido município. Nesse local, o rio ainda não é impactado pelo lançamento de esgoto bruto coletado sem tratamento na localidade.

A sede do município de Barão de Cocais apresenta alta densidade populacional, o que contribui para a deterioração da qualidade da água do manancial. Essa deterioração é percebida no distrito urbano de Barra Feliz (município de Santa Bárbara), onde o rio Conceição encontra-se com o rio Santa Bárbara, evidenciando um agravamento das condições da qualidade da água no trecho principal do rio.

Das sete localidades que lançam efluentes no rio Santa Bárbara ou em seus afluentes, apenas o município de Bom Jesus do Amparo dispõe de uma estação de tratamento de esgoto. Esse cenário reforça a necessidade de ampliação e implementação de sistemas de tratamento de efluentes para mitigar os impactos sobre a qualidade da água na bacia hidrográfica.

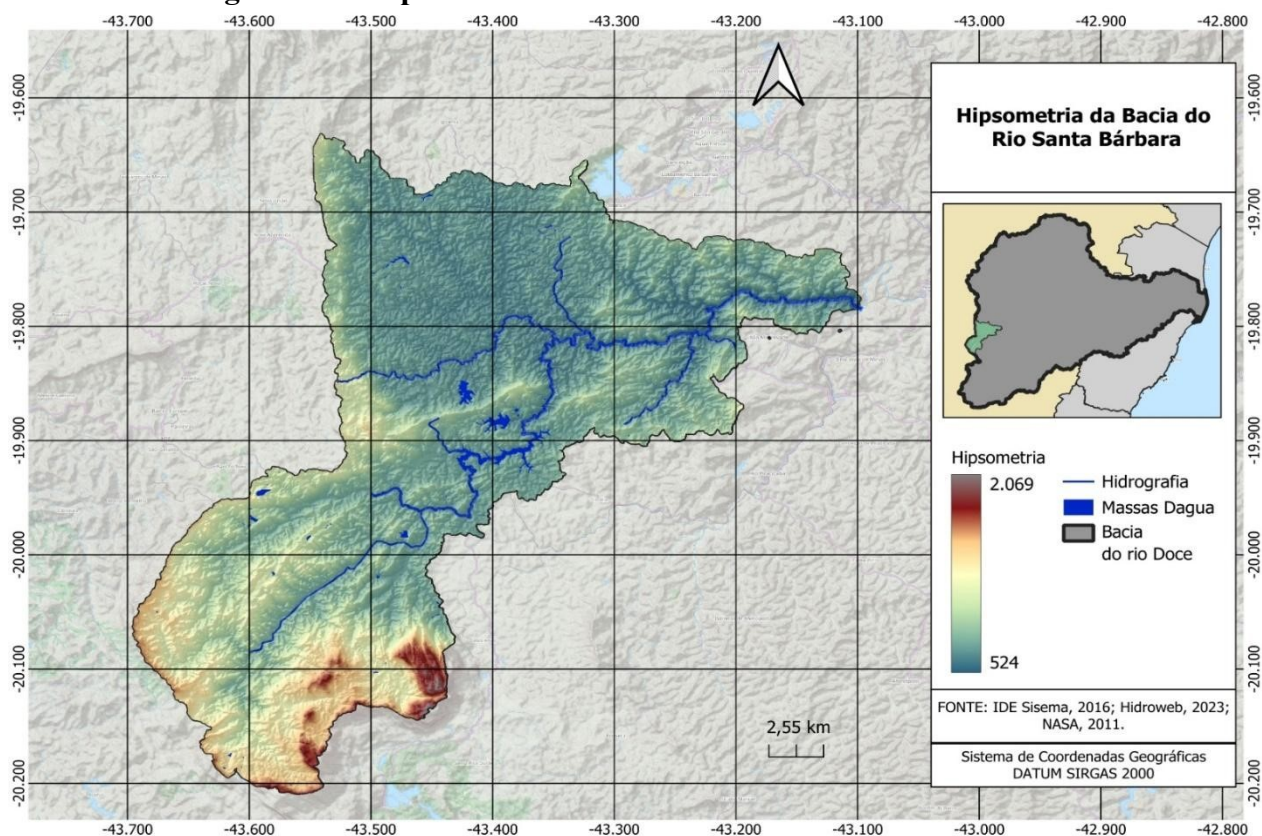
6.3 Declividade da área de estudo

A morfologia da bacia hidrográfica exerce influência significativa sobre variáveis meteorológicas e hidrológicas, uma vez que a declividade do terreno determina a velocidade do escoamento superficial. Além disso, fatores como temperatura, precipitação e evaporação são modulados pela altitude da bacia. A topografia da região, por sua vez, desempenha um papel crucial nos processos de transporte e deposição de materiais, afetando tanto a mobilidade de sedimentos quanto a distribuição de nutrientes ao longo dos cursos d'água. Essas interações entre relevo, clima e hidrologia destacam a importância de uma análise integrada da geomorfologia para a compreensão da dinâmica dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. (GALVÍNCIO *et al.*, 2006).

É importante destacar, que a bacia do rio Santa Bárbara é extensa e engloba em suas cabeceiras territórios com altitudes que ultrapassem os dois mil metros. A área objeto do estudo, considerou como origem da bacia, o ponto de monitoramento de qualidade da água do IGAM RD038, com coordenadas geográficas 19°56'55.56" de latitude sul, e 43°29'49.12" de longitude oeste. Por este motivo, apesar do mapa Hipsométrico demonstrar territórios com altitudes elevadas, a que foi considerada como ponto de origem por este estudo, possui aproximadamente 736 m de altitude, conforme descrição abaixo.

As altitudes do local modelado variam de 736 m a 534 m. A declividade do rio é aproximadamente 0,0024 m/m (ou 0,24%). Isso indica que, em média, o rio desce 0,0024 metros por cada metro percorrido ao longo de seu curso dentro da área objeto do estudo. A maior declividade ocorre na região dentro do perímetro urbano de Barão de Cocais, e a menor, é encontrada no exutório do rio Santa Bárbara com rio Piracicaba, ao final do trecho em estudo. A declividade apresentada na área de estudo pode contribuir com o escoamento superficial e com o carreamento de solo em áreas com pouca ou sem cobertura vegetal. O mapa altimétrico da bacia do rio Santa Bárbara, é apresentado na Figura 21.

Figura 21 - Mapa altimétrico da bacia do rio Santa Bárbara.



Fonte: Autor (2024).

6.4 Vazão de lançamento de esgoto pelos municípios inseridos na área de estudo e cargas poluidoras

Nas Tabelas 9 e 10 são apresentados os resultados para estimativa de vazão de lançamento de esgoto pelos municípios para os anos de 2022 e 2033.

Tabela 9 - Estimativa da vazão de lançamento de esgoto pelos municípios para o ano de 2022.

Município	População Urbana (2022)	QPC	R	Lançamento (m³/s)	Lançamento (m³/d)
Barão de Cocais	27700	110	0,8	0,0282	2.437,62
Bom Jesus do Amparo	3631	100	0,8	0,0034	290,48
Chapada dos Tanoeiros	1955	90	0,8	0,0016	140,76
Cocais	2852	90	0,8	0,0024	205,34
João Monlevade	10966	120	0,8	0,0122	1052,74
Santa Bárbara	27419	110	0,8	0,0279	2412,91
São G. Rio Abaixo	10665	110	0,8	0,0109	938,52

Fonte: Elaborado pelo Autor (2024) a partir de dados do IBGE (2022). Von Sperling (2014).

Tabela 10 - Estimativa da vazão de lançamento de esgoto pelos municípios para o ano de 2033.

Município	População Urbana (2033)	QPC	R	Lançamento (m³/s)	Lançamento (m³/d)
Barão de Cocais	34879	110	0,8	0,0355	3069,40
Bom Jesus do Amparo	4852,5	100	0,8	0,0045	388,20
Chapada dos Tanoeiros	2852	90	0,8	0,0024	205,34
Cocais	4122	90	0,8	0,0034	178,07
João Monlevade	14980	120	0,8	0,0166	1438,08
Santa Bárbara	34565	110	0,8	0,0352	3041,76
São G. Rio Abaixo	13462	110	0,8	0,0137	1184,67

Fonte: Projeção elaborada pelo Autor (2024) a partir de dados de IBGE (2024). Von Sperling (2014).

O município de Barão de Cocais apresentou a maior contribuição na vazão do lançamento de esgoto, enquanto a menor contribuição foi do distrito urbano de Chapada dos Tanoeiros (município de Itabira).

A variação das cargas poluidoras relacionou-se com as vazões do esgoto e o porte do município. Dessa forma, o município de Barão de Cocais apresentou maior valor de cargas poluidoras, seguido por Santa Bárbara e São Gonçalo do Rio Abaixo nos dois cenários apresentados. A carga foi estimada pela relação entre a população e a carga per capita, conforme Tabela 11 e 12.

Tabela 11 - Cargas poluidoras estimadas para o ano de 2022

Município	População Urbana (2022)	Carga DBO (Kg/dia)	Carga N Orgânico (kg/dia)	Carga N Amoniacal (kg/dia)	Nitrito (kg/dia)	Nitrato (kg/dia)	Fósforo Orgânico (kg/dia)	Fósforo inorgânico (kg/dia)
Barão de Cocais	27700	1495,81	96,95	124,65	0,0831	33,240	5,540	41,550
Bom Jesus do Amparo	3631	196,07	12,71	16,34	0,0108	4,3572	0,726	5,446
Chapada dos Tanoeiros	1955	105,57	6,84	8,80	0,005	2,346	0,391	2,932
Cocais	2852	154,01	9,98	12,83	0,008	3,422	0,570	4,278
João Monlevade	10966	592,16	38,38	49,35	0,032	13,159	2,193	16,449
Santa Bárbara	27419	1480,65	95,97	123,39	0,082	32,903	5,483	41,129
São G. Rio Abaixo	10665	575,91	37,33	47,99	0,083	12,798	2,133	15,997

Fonte: Elaborado pelo Autor (2024) a partir de dados de IBGE (2022). Von Sperling (2014).

Tabela 12 - Cargas poluidoras estimadas para o ano de 2033.

Município	População Urbana (2022)	Carga DBO (Kg/dia)	Carga N Orgânico (kg/dia)	Carga N Amoniacal (kg/dia)	Nitrito (kg/dia)	Nitrato (kg/dia)	Fósforo Orgânico (kg/dia)	Fósforo inorgânico (kg/dia)
Barão de Cocais	34879	1883,49	122,08	156,96	0,104	41,855	6,975	52,319
Bom Jesus do Amparo	4852,5	262,04	16,98	21,84	0,014	5,823	0,970	7,278
Chapada dos Tanoeiros	2852	154,01	9,98	12,83	0,008	3,422	0,570	4,278
Cocais	4122	222,59	14,43	18,55	0,012	4,946	0,824	6,183
João Monlevade	14980	808,92	52,43	67,41	0,044	17,976	2,996	22,471
Santa Bárbara	34565	1866,53	120,98	155,54	0,103	41,478	6,913	51,848

Município	População Urbana (2022)	Carga DBO (Kg/dia)	Carga N Orgânico (kg/dia)	Carga N Amoniacal (kg/dia)	Nitrito (kg/dia)	Nitrato (kg/dia)	Fósforo Orgânico (kg/dia)	Fósforo inorgânico (kg/dia)
São G. Rio Abaixo	13462	726,96	47,12	60,58	0,040	16,154	2,692	20,193

Fonte: Projeção elaborada pelo Autor (2024) a partir de dados de IBGE (2024). Adaptado de Von Sperling (2014).

6.5 Calibração e Validação do Modelo

Os coeficientes calibrados, com auxílio da ferramenta solver, para a modelagem do rio Santa Bárbara são apresentados na Tabela 13, juntamente os resultados do índice RMEQ para o processo de calibração referente às variáveis analisadas, com dados de 2020 e 2021, e os resultados da validação, com dados de 2022 a 2023. Ressalta-se que valor ótimo deste índice deve ser o mais próximo de zero.

Tabela 13 - Valores dos coeficientes calibrados para a modelagem do rio Santa Bárbara.

Parâmetro	Coeficiente Calibrado	Valor Calibrado	RMEQ Calibração	RMEQ Validação
OD	K_1	0,32	1,12	1,02
DBO	K_d	0,63	0,39	0,12
	K_s	0,20		
Norg	K_{so}	0,10	0,74	0,40
Namon	K_{oa}	0,20	0,47	0,70
Nnitrito	K_{an}	0,25	0,31	0,31
N nitrato	K_{nn}	0,95	0,42	0,34
Ptotal	K_{spo}	0,05	0,27	0,27

Fonte: Autor (2024).

Observa-se que os valores do RMEQ se mantiveram próximos de zero, mantendo-se abaixo da unidade, exceto os parâmetros OD, que apresentaram os maiores valores do índice. O que pode explicar esse ajuste entre o modelado e o medido nas estações de monitoramento e o modelado não ter tido tanta aderência assim é a transição entre regime lótico e lântico, pois justamente na estação de monitoramento na barragem da UHE de PETI que os resultados foram mais discrepantes. Cunha *et al.* (2020), apontaram que modelos mais complexos, como CE-QUAL-W2, são mais adequados para simular a transição entre fluxos lóticos e lânticos em reservatórios, pois permitem a modelagem em duas dimensões, capturando variações verticais e horizontais que o QUAL-UFGM não resolve. Para que a metodologia da modelagem aconteça de forma satisfatória requer alta resolução espacial para

capturar as mudanças abruptas nas dinâmicas hidrodinâmicas e de qualidade da água. O QUAL-UFMG, por ser unidimensional, assume homogeneidade longitudinal em trechos contínuos, limitando sua aplicação na modelagem de zonas de transição.

Martins *et al.* (2021), encontraram resultados similares dos coeficientes calibrados onde K_1 alcançou o valor de 0,45, K_s o valor de 0,14 e K_d o valor de 0,68 em estudo realizado no rio Araçuai. Esses coeficientes são diretamente ligados às concentrações de OD e DBO. No estudo supracitado foi observado que a maior parte do manancial, cerca de 96,5% do trecho, satisfaz o limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, não devendo ultrapassar 5mg/L. Os autores concluíram que o modelo QUAL-UFMG se mostrou satisfatório, uma vez que ocorreu um bom ajuste, já que os valores do índice de RMEQ se mantiveram próximos a zero.

Estudos recentes têm utilizado o índice de Raiz do erro médio quadrático (RMEQ) para avaliar a eficiência de calibração de modelos de qualidade da água, como demonstrado no trabalho de Gomes *et al.* (2018). No estudo realizado por Gomes *et al.* (2018), o modelo QUAL-UFMG foi calibrado de forma manual para o rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul, considerando condições sazonais distintas: outono/inverno e primavera/verão. Os dados utilizados na calibração foram coletados bimestralmente no período de fevereiro de 2011 a fevereiro de 2012. Durante o processo de calibração, a inclusão de trechos representativos da contribuição de poluição difusa, principalmente em áreas urbanas densamente povoadas, e a consideração da liberação de fósforo inorgânico pelos sedimentos de fundo demonstraram ser cruciais para aprimorar a precisão do modelo. Esses ajustes garantiram maior representatividade dos impactos reais nos parâmetros analisados, como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total (N_{total}), Fósforo Total (P_{total}) e Oxigênio Dissolvido (OD). Os valores do RMEQ obtidos variaram entre as estações e os parâmetros modelados: para OD, 0,65 no outono/inverno e 0,79 na primavera/verão; para DBO, 0,46 no outono/inverno e 1,26 na primavera/verão; para N_{total} , 0,38 no outono/inverno e 5,65 na primavera/verão; e para P_{total} , 0,11 no outono/inverno e 0,27 na primavera/verão. Embora os valores do RMEQ tenham indicado um bom ajuste geral entre os dados simulados e observados, notou-se uma exceção relevante para a variável N_{total} na primavera/verão, cujo elevado desvio possivelmente reflete a alta variabilidade desse parâmetro nos trechos analisados. Esse desvio no ajuste para N_{total} pode estar associado a fatores como heterogeneidade espacial do transporte de nutrientes no rio ou até mesmo erros amostrais e

laboratoriais. Assim, análises complementares e estudos mais detalhados são recomendados para compreender melhor essas discrepâncias e refinar os ajustes do modelo. De modo geral, os resultados obtidos confirmam a eficácia do índice RMEQ como ferramenta para avaliar a qualidade da calibração, destacando também a necessidade de considerar características específicas da bacia hidrográfica e da sazonalidade nos processos de modelagem.

Silva *et al.* (2017), aplicaram o modelo SAD-IPH para simular a qualidade da água no rio Piracicaba, em Minas Gerais. A calibração do modelo utilizou dados de monitoramento obtidos pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) entre 2009 e 2012, abrangendo 12 estações de monitoramento ao longo do rio. Os resultados mostraram que os índices de ajuste foram, em sua maioria, inferiores à unidade, exceto para os parâmetros nitrito e coliformes termotolerantes, que ultrapassaram esse valor, embora permanecendo abaixo de 2. Os valores do nitrito e coliformes termotolerantes foram subestimados pelo modelo em comparação com as concentrações reais. Tal discrepância pode estar relacionada a fatores como sub-representação de fontes pontuais e difusas de contaminação microbiológica no modelo ou incertezas nos parâmetros utilizados para a calibração dessa variável. Esses resultados indicam a necessidade de refinamentos adicionais na modelagem para coliformes, considerando maior detalhamento das fontes de esgoto e ajustes nos coeficientes que governam sua dinâmica no corpo hídrico.

Tais resultados corroboram as observações de Silva *et al.* (2017), que destacam a importância de ajustes locais e sazonais nos parâmetros do modelo, especialmente em regiões com múltiplas fontes de poluição. Esses estudos reforçam que a calibração baseada em índices estatísticos, como o RMEQ, combinada com a inclusão de dados representativos das condições reais, é indispensável para melhorar a eficácia e a aplicabilidade do modelo QUAL-UFMG na simulação de cenários de qualidade da água.

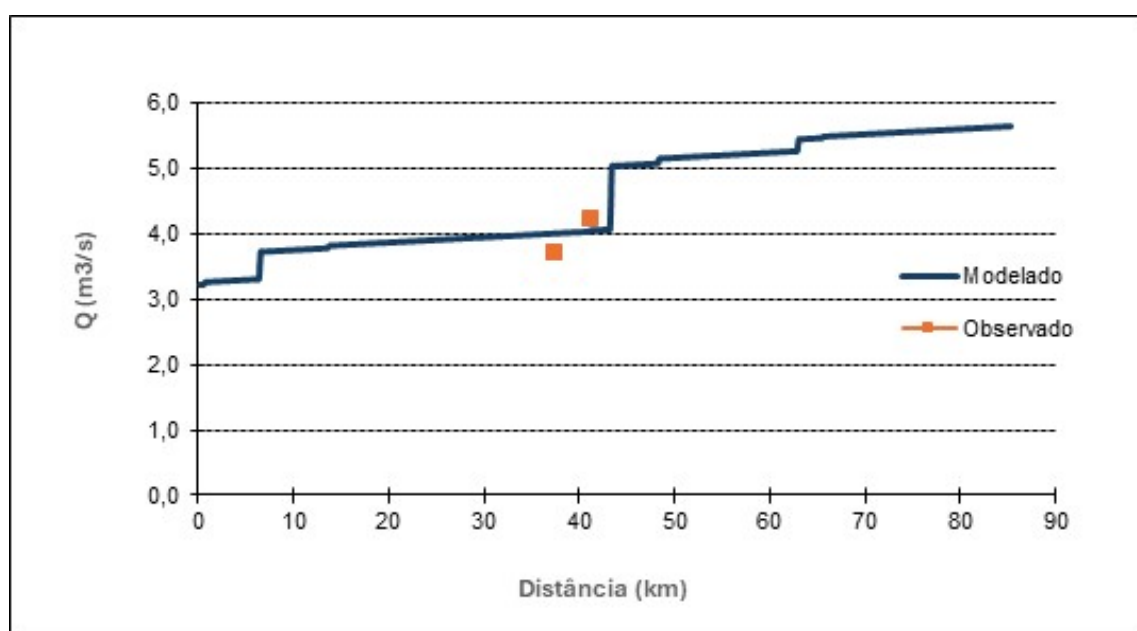
6.6 Modelagem do Cenário Atual

O resultado da modelagem da situação atual do rio Santa Bárbara é apresentado em forma de gráficos bidimensionais relacionando a concentração de determinado parâmetro com a distância, ao longo do rio. As concentrações modeladas no QUAL-UFMG das variáveis de qualidade da água foram comparadas com os valores observados nas estações

fluviométricas de qualidade e com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, referentes à classe 2.

O perfil da vazão do rio Santa Bárbara, modelado pelo QUAL-UFMG, está apresentado no gráfico da Figura 22, no qual percebe-se que a vazão aumenta abruptamente em um ponto específico do rio, próximo ao trecho do km 43. Este ponto é exatamente a confluência com o rio Una, maior afluente do rio Santa Bárbara.

Figura 22 - Perfil de vazão calibrada do rio Santa Bárbara.



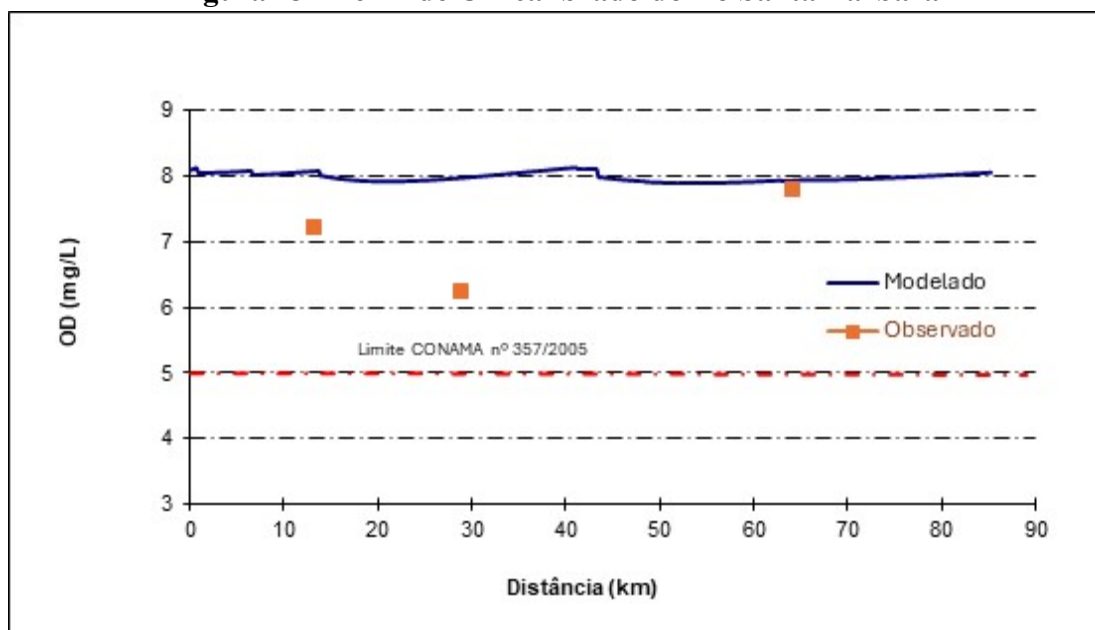
Fonte: Autor (2024).

As concentrações deste parâmetro se mantiveram, em todo o percurso do rio Santa Bárbara, acima de 5 mg/L, limite estabelecido pela legislação vigente como padrão para corpos d'água classe 2. Nota-se no trecho modelado uma tendência de estabilidade, que próximo ao km 43, encontro com rio Una, tem-se o menor valor medido, e uma maior discrepância entre o que é modelado e o valor encontrado nas estações de qualidade da água. Assim, a maior concentração da modelagem atingiu o valor de 8,14 mg/L, no trecho final, próximo ao exutório no rio Piracicaba. Entre os quilômetros 20 e 60, nota-se duas suaves quedas nas concentrações de OD, que correspondem às confluências do rio Una e Córrego dos Coelhos no rio Santa Bárbara. O menor valor da modelagem foi de 7,89 mg/L, bem acima do limite imposto pela resolução CONAMA 357/2005.

Figura 23, é apresentado o comportamento da calibração do modelo em relação à OD. De acordo com von Sperling (2014) o oxigênio possui baixa solubilidade, sendo que no ar sua concentração é de aproximadamente 270 mg/L, enquanto em condições normais de temperatura e pressão, a sua concentração se reduz para cerca de 9 mg/L no ambiente aquático. A altitude e a temperatura causam variação na solubilidade do OD. Em águas limpas, por exemplo, à temperatura de 20 °C ao nível do mar, a concentração de saturação de OD é igual à 9,2 mg/L.

As concentrações deste parâmetro se mantiveram, em todo o percurso do rio Santa Bárbara, acima de 5 mg/L, limite estabelecido pela legislação vigente como padrão para corpos d'água classe 2. Nota-se no trecho modelado uma tendência de estabilidade, que próximo ao km 43, encontro com rio Una, tem-se o menor valor medido, e uma maior discrepância entre o que é modelado e o valor encontrado nas estações de qualidade da água. Assim, a maior concentração da modelagem atingiu o valor de 8,14 mg/L, no trecho final, próximo ao exutório no rio Piracicaba. Entre os quilômetros 20 e 60, nota-se duas suaves quedas nas concentrações de OD, que correspondem às confluências do rio Una e Córrego dos Coelho no rio Santa Bárbara. O menor valor da modelagem foi de 7,89 mg/L, bem acima do limite imposto pela resolução CONAMA 357/2005.

Figura 23 - Perfil de OD calibrado do rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

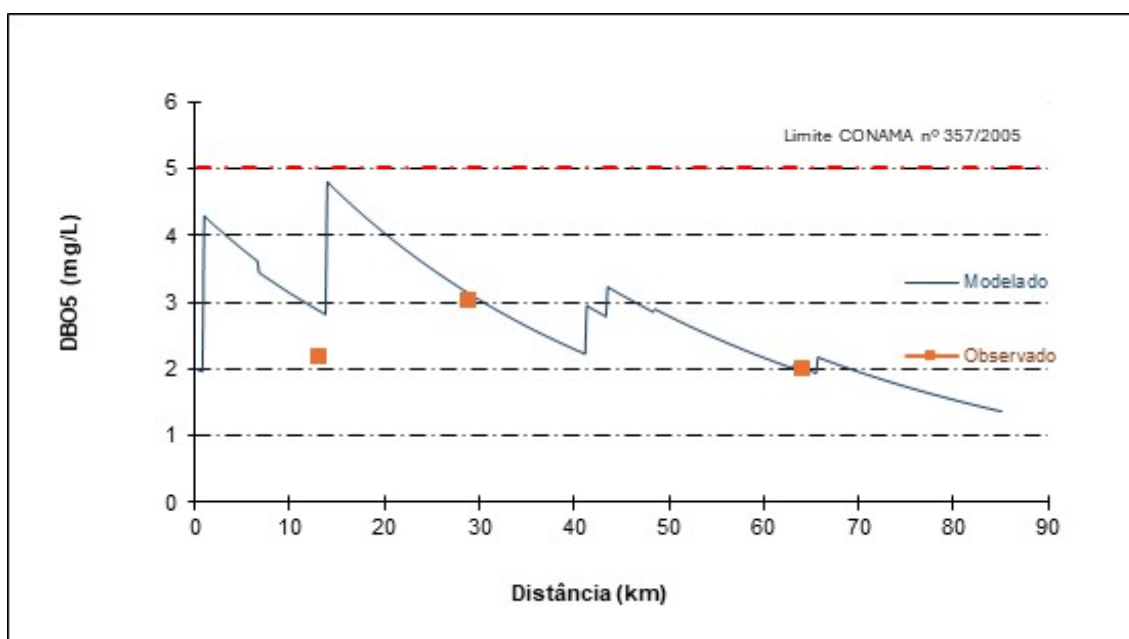
É possível verificar de forma clara que ocorre uma discrepância entre o valor modelado e aquele medido pela estação de qualidade da água localizada na barragem da UHE PETI. Além da alteração do regime hidrológico do rio Santa Bárbara mudar (de lótico para lântico), existe dentro da bacia situações que podem justificar a não aderência dos valores de OD, que é a entrada de afluentes, como o rio Una, maior afluente do rio Santa Bárbara, que possui extensas áreas de agropecuária, silvicultura e mineração. Já o Córrego dos Coelhos, apesar de apresentar uma pequena área de contribuição, é o local de maior adensamento populacional dentro da bacia do rio Santa Bárbara, já próximo a seu exutório com o rio Piracicaba.

Gomes *et al.* (2018), verificaram que, em áreas com densa urbanização e silvicultura ao longo da bacia, o QUAL-UFGM subestimou a redução de OD devido à entrada de matéria orgânica dos afluentes. Concentrações de OD simuladas variaram entre 3 e 5 mg/L, enquanto os dados monitorados indicaram valores inferiores a 3 mg/L em trechos urbanos. Fraga *et al.* (2020) relataram que os resultados de OD não aderiram completamente aos dados monitorados devido à alta carga orgânica recebida de afluentes e uso intenso do solo para pastagem e silvicultura, com valores de OD simulados acima de 4 mg/L, enquanto monitoramentos apontaram trechos com menos de 2 mg/L.

Apesar da discrepância dos dados, ainda assim, os níveis de OD do rio Santa Bárbara mantiveram-se em conformidade com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios Classe 2, apresentando valores superiores a 5 mg/L em toda a extensão do rio estudado (85 km). Esses resultados destacam a eficácia do modelo calibrado em representar as condições reais de qualidade da água.

O perfil de DBO calibrado do rio Santa Bárbara está apresentado na Figura 24. Observa-se que as concentrações de DBO permaneceram dentro do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos classe 2, de até 5,0 mg/L, em 100% de sua extensão. A menor concentração de DBO modelada, de 1,9 mg/L, ocorreu próximo a foz do rio Santa Bárbara, e a maior concentração, de 4,8 mg/L, ocorreu próximo aos 16,8 km do rio, no ponto em que o município de Santa Bárbara lança seus esgotos sem tratamento diretamente no manancial.

Figura 24 - Perfil de DBO calibrado do rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

A elevação da DBO se deve ao lançamento de esgoto doméstico em um corpo hídrico. Isso ocorre devido à presença de alta concentração de matéria orgânica biodegradável, como restos de alimentos, fezes, detergentes e outros resíduos orgânicos. Essa matéria orgânica serve como substrato para os microrganismos heterotróficos presentes no ambiente aquático, que a decompõem por processos bioquímicos, principalmente através da respiração aeróbica. Durante esse processo, ocorre um consumo significativo de oxigênio dissolvido (OD), o que pode comprometer a qualidade da água e o equilíbrio ecológico do ecossistema aquático.

Esta modelagem demonstra a necessidade do aumento da eficiência de cobertura e tratamento de esgotos na sede urbana de Santa Bárbara, visto que, ocorre um aumento de

171,43% na concentração do rio, neste ponto. Após este pico de concentração, que não extrapola os limites da legislação, mas que causa desequilíbrio no corpo d'água, é possível notar o processo de autodepuração no rio, uma vez que nos próximos 30 quilômetros as concentrações de DBO diminuem gradativamente. Os resultados observados salientam a importância da modelagem de qualidade da água para gestão e gerenciamento dos cursos hídricos, visto que apenas os pontos de monitoramento de qualidade da água podem ser insuficientes para demonstrar toda a realidade do curso d'água. No caso do rio Santa Bárbara, os 3 pontos de monitoramento indicam que a concentração de DBO são praticamente constantes ao longo do rio, enquanto a modelagem demonstra os picos de concentrações e o processo de autodepuração.

Em estudos sobre qualidade da água, como o realizado por Salla *et al.* (2013), no rio Jordão (MG), identificou-se que o lançamento de esgoto doméstico não tratado elevou significativamente a DBO em trechos urbanos, resultando em concentrações superiores a 25 mg/L. Em áreas impactadas, a redução do oxigênio dissolvido foi correlacionada com o aumento de compostos orgânicos biodegradáveis, afetando a sobrevivência de espécies sensíveis.

No estudo realizado no Rio Piracicaba/MG, Silva *et al.* (2017), associaram os picos de DBO às descargas concentradas de efluentes sanitários e industriais. Foi identificado um ponto crítico próximo à foz do rio, onde há contribuições significativas de efluentes provenientes de indústrias de laticínios e couros situadas na cidade de Ipatinga, destacando o impacto direto das atividades industriais na qualidade da água.

Por outro lado, Gomes *et al.* (2018), ao modelar a qualidade da água no Rio dos Sinos/RS, registraram, nos primeiros 100 km do rio, uma concentração mínima de DBO igual a 0 mg/L antes de alcançar o município de Parobé. Após este trecho, observou-se uma concentração máxima de DBO de 3 mg/L, atribuída ao lançamento de efluentes em regiões menos densamente povoadas. A modelagem demonstrou que o rio possui capacidade de diluição suficiente para reduzir a concentração de matéria orgânica ao longo de seu curso, possibilitando a queda progressiva dos níveis de DBO.

Outro fator que pode justificar a elevação das taxas de DBO é a dinâmica que esta apresenta. Existem diferenças significativas em cenários de regime hidrológico lótico para lântico, com implicações importantes na modelagem da qualidade da água, como ocorre no

rio Santa Bárbara, uma vez que o barramento da UHE se inicia no trecho do Km 19 e finda-se por volta do km 30, logo à frente da sede urbana do município de Santa Bárbara. Foi realizada a inserção de valores diferentes para o coeficiente de reaeração, a fim de simular um curso d'água menos turbulento, mas sem alterações significativas no parâmetro DBO. Em corpos d'água de baixa velocidade ou represados, como em reservatórios e lagos como a barragem da UHE PETI, o regime lântico reduz significativamente o transporte advectivo, favorecendo o acúmulo de matéria orgânica em suspensão e sedimentos. A estratificação térmica pode limitar a reaeração e a troca de gases entre as camadas de água e a atmosfera, resultando em concentrações mais elevadas de DBO e oxigênio dissolvido mais baixo em águas profundas (zona hipolítica). Nesse regime, a decomposição anaeróbica da matéria orgânica pode tornar-se dominante em zonas anóxicas, agravando a redução da qualidade da água. Estudo de Haghverdi (2020), em um reservatório mostrou que a DBO aumentou em 150% em regiões lânticas devido à retenção de matéria orgânica e à limitação na troca de gases com a atmosfera. Enquanto isso, simulações com QUAL-UFMG para o mesmo sistema não capturaram adequadamente o acúmulo de DBO nas camadas mais profundas, devido à falta de modelagem da estratificação.

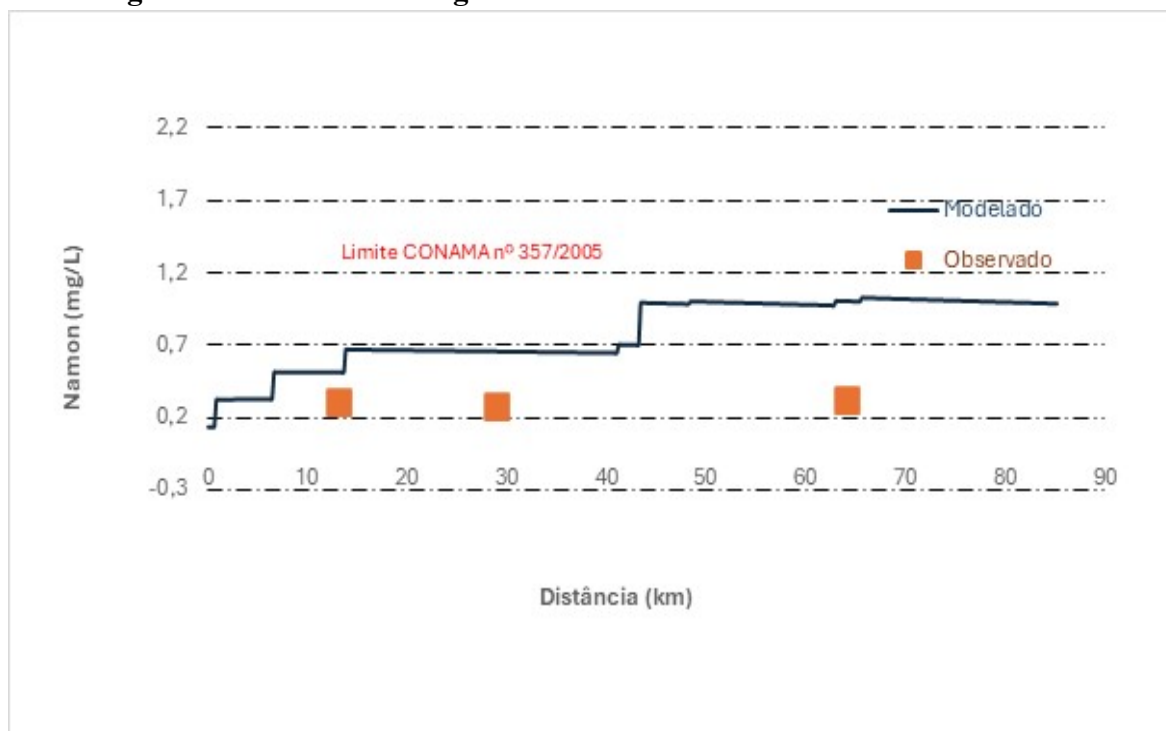
Esses estudos ilustram a importância de avaliar as contribuições específicas de diferentes fontes de poluição, considerando tanto a densidade populacional quanto os impactos industriais, no comportamento dos parâmetros de qualidade da água. A modelagem de DBO é uma ferramenta crucial para entender o potencial de autodepuração de rios sujeitos a diversas pressões antropogênicas.

Nas Figuras 25 a 28 estão apresentados os perfis calibrados das variações de nitrogênio do rio Santa Bárbara. Em todo o curso do rio, as concentrações das diferentes formas de nitrogênio se mantiveram abaixo do padrão estabelecido pela legislação vigente nos trechos onde ocorreu medição, para corpos d'água classe 2. As maiores concentrações alcançaram os valores de 1,09 mg/L, para nitrito, 1,04 para nitrogênio amoniacal, 0,84 para nitrogênio orgânico e 0,53 mg/L, para nitrato. Pode ser observado que a porção relacionada ao nitrogênio amoniacal modelada ficou no limite da resolução CONAMA 357/2005. As concentrações de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) frequentemente excedem as de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) em corpos d'água impactados por atividades antropogênicas devido às condições ambientais e processos bioquímicos que regem o ciclo do nitrogênio. Essa

prevalência pode ser explicada por fatores como Lançamento de Esgotos com Elevado Teor de Matéria Orgânica. O nitrogênio amoniacal é a forma inicial de nitrogênio liberada no ambiente pela degradação de matéria orgânica ou por efluentes domésticos e industriais. Em sistemas aquáticos impactados por esgotos não tratados ou parcialmente tratados, o NH_4^+ é predominante, pois ainda não foi completamente transformado em nitrito e nitrato via nitrificação. Segundo Oliveira *et al.* (2019), em um estudo sobre a qualidade da água do rio Paraopeba (MG), as concentrações de nitrogênio amoniacal chegaram a 4,5 mg/L, enquanto nitrito e nitrato apresentaram valores médios de 0,1 mg/L e 1,2 mg/L, respectivamente. Os autores atribuíram esse padrão ao grande aporte de esgoto bruto e à limitada disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD), necessária para a nitrificação. Corpos hídricos com regime lântico ou de baixo fluxo, a retenção de matéria orgânica e nutrientes contribui para a acumulação de NH_4^+ . A redução do movimento da água limita a reoxigenação natural e a mistura, prejudicando ainda mais os processos de nitrificação. Santos *et al.* (2021), em um estudo sobre reservatórios no semiárido brasileiro, relataram que a concentração de NH_4^+ em reservatórios lânticos era, em média, 2,3 vezes maior do que em trechos lóticos a montante. Esse comportamento foi associado ao aumento do tempo de retenção e à deposição de matéria orgânica.

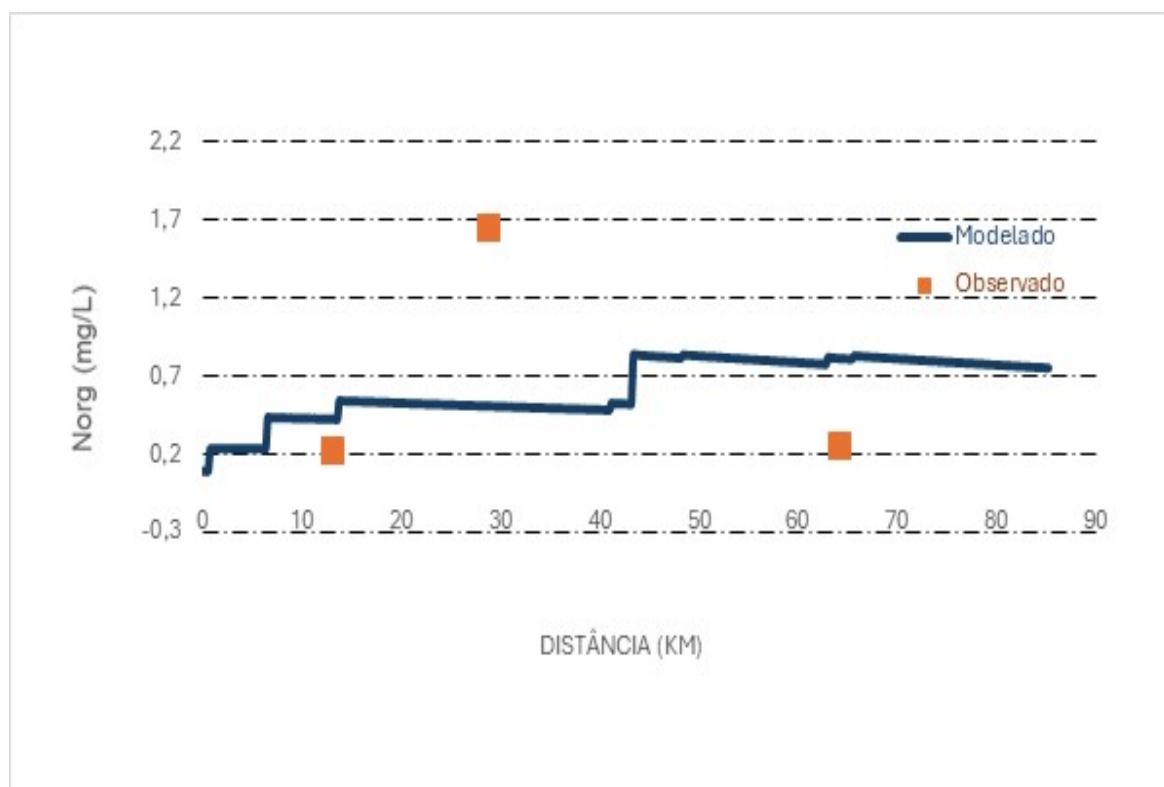
A partir do gráfico da Figura 25, percebe-se que a maior concentração de nitrogênio orgânico ocorre na confluência do rio Una com o rio Santa Bárbara. Essa situação demonstra a necessidade de diminuição das concentrações do efluente gerados no Distrito de Cocais, como também contaminação por fontes difusas, uma vez que a bacia do rio Una é extensa e marcada por uso extensivo de pastagens e silvicultura.

Figura 25 - Perfil de Nitrogênio Amoniacal calibrado do rio Santa Bárbara



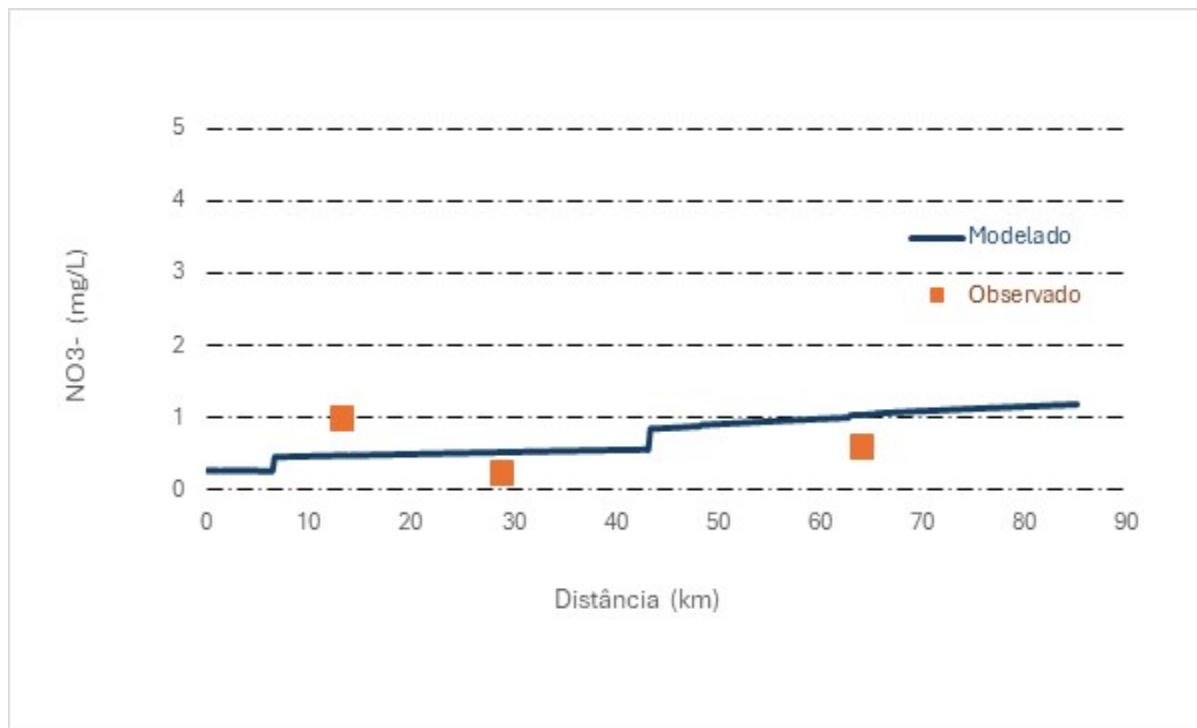
Fonte: Autor (2024).

Figura 26 - Perfil de Nitrogênio orgânico calibrado do rio Santa Bárbara



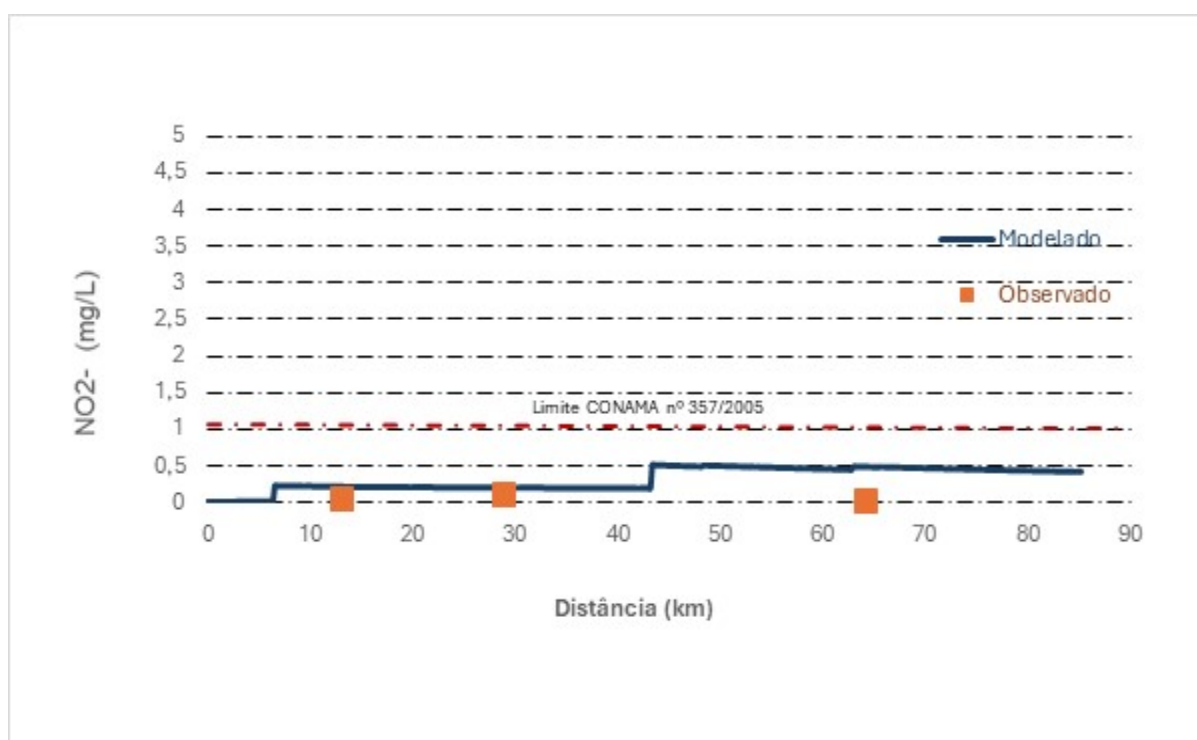
Fonte: Autor (2024).

Figura 27 - Perfil de Nitrato calibrado do rio Santa Bárbara.



Fonte: Autor (2024).

Figura 28 - Perfil de Nitrito calibrado do rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

É possível identificar que quando se trata do nitrogênio Amoniacal, a estação de monitoramento de qualidade localizada na barragem da UHE PETI, registra as maiores medições de Nitrogênio Orgânico. Somente esse parâmetro se eleva de forma dispare das outras frações do nitrogênio tanto medido com o modelado. A predominância de concentrações de nitrogênio orgânico (Norg) em condições de ambiente lântico em relação ao amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) pode ser atribuída a processos ecológicos e biogeoquímicos característicos de sistemas aquáticos com baixa energia e velocidades reduzidas de escoamento. Esses processos incluem a sedimentação de partículas orgânicas, maior tempo de residência da água, e menor taxa de oxigenação, que influenciam diretamente a dinâmica do nitrogênio em diferentes formas. Matsumura-Tundisi (2005) realizaram estudos em reservatórios tropicais como o de Furnas, Brasil, mostram concentrações elevadas de Norg em comparação com NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- , atribuídas ao acúmulo de matéria orgânica e baixa taxa de mineralização. Ambientes lóticos apresentam maior oxigenação e taxa de escoamento, o que favorece a rápida transformação de Norg em NH_4^+ e subsequente nitrificação para NO_2^- e NO_3^- . Por isso, nesses sistemas, as concentrações de nitrogênio inorgânico tendem a superar as de Norg.

Na modelagem realizada por Fraga *et al.* (2020), para a bacia do rio Piracicaba/MG, verificou-se que as concentrações de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal permaneceram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. No entanto, os autores destacaram um aumento expressivo nesses parâmetros em decorrência do aporte de carga orgânica originado dos principais centros urbanos, como os municípios de Rio Piracicaba e João Monlevade. Esse comportamento é atribuído à maior concentração de efluentes domésticos e industriais lançados nesses trechos do curso d'água.

De maneira similar, no rio Santa Bárbara, observou-se um incremento nas concentrações de nitrogênio total e amoniacal nas regiões próximas à contribuição do rio Una. O rio Una é o maior afluente do rio Santa Bárbara, com uma área de contribuição de 437,84 km². A bacia do rio Una é marcada pela presença de agropecuária, silvicultura e mineração. O distrito urbano de Cocaís, que não possui sistema de tratamento de esgoto, localiza-se relativamente próximo a foz do manancial com o rio Santa Bárbara, o que pode estar causando essa elevação considerada no modelo. Esse fenômeno demonstra que a carga de nutrientes é diretamente influenciada pelas contribuições pontuais e difusas, sendo

potencializada pela insuficiência de tratamento de esgoto nos municípios adjacentes e pela intensificação de atividades antrópicas na bacia hidrográfica (FRAGA *et al.*, 2020).

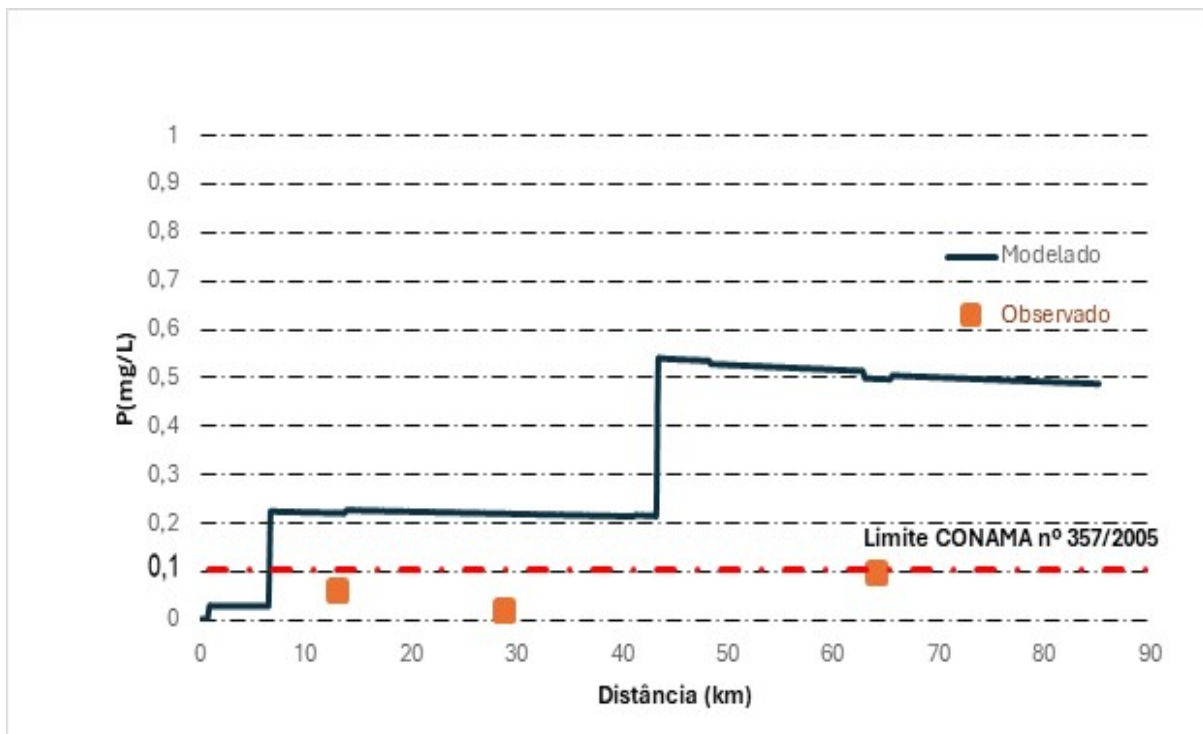
No rio Piracicaba/MG, Silva *et al.* (2017), constataram que o modelo subestimou as concentrações de nitrogênio orgânico, enquanto as frações de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato apresentaram valores consistentes com os dados de campo. Esse comportamento é explicado pela complexidade das interações entre as diferentes fontes de nitrogênio e pelos desafios em caracterizar precisamente as condições locais.

Por sua vez, Gomes *et al.* (2018), identificaram no rio dos Sinos/RS que as maiores concentrações de nitrogênio total ocorreram no outono/inverno, no ponto onde se observa maior densidade populacional ao longo da bacia. Já as menores concentrações foram observadas próximo às nascentes, durante o período de primavera/verão. Os autores atribuem esses picos à contribuição de sedimentos e esgoto transportados por arroios que drenam contaminantes diretamente para o curso principal, sem prévio tratamento. Além disso, esse fenômeno identificado pelos autores pode ser apenas o efeito de diluição, relacionada ao uso e ocupação do solo da bacia, uma vez que no verão a vazão tende a ser maior.

Logo após a confluência do rio Santa Bárbara com o rio Conceição, no trecho 6,6 km, as concentrações de Fósforo ficam fora do enquadramento para rios de classe 2. A concentração de Fósforo na modelagem chega a 0,542 mg/L, mais de cinco vezes maior que o máximo permitido para a classe 2, que é de 0,1 mg/L, no trecho próximo ao km 43,4, local da foz do rio Uma com o rio Santa Bárbara.

Conforme pode ser visto na Figura 29, o modelo superestimou as concentrações de Fósforo. A superestimação das concentrações de fósforo em modelos de qualidade da água, como o QUAL-UFGM, em comparação com os dados observados em estações de monitoramento, pode ocorrer devido a diversos fatores técnicos e científicos relacionados à parametrização, limitações do modelo, características do corpo hídrico e fontes de entrada de fósforo.

Figura 29 - Perfil de Fósforo calibrado no rio Santa Bárbara



Fonte: Autor (2024).

Modelos como o QUAL-UFGM utilizam parametrizações generalizadas para processos como sedimentação, ressuspensão e assimilação do fósforo por organismos aquáticos. Esses processos, no entanto, são fortemente influenciados por variáveis locais, como a presença de vegetação aquática, condições hidrológicas específicas e taxas de deposição e incorporação nos sedimentos. Estudos indicam que a sedimentação do fósforo particulado pode ser subestimada em ambientes lênticos, levando a maiores concentrações simuladas na coluna d'água (CHAPRA, 2008; MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Modelos frequentemente superestimam a carga de fósforo ao adotar condições conservadoras para fontes difusas, como escoamento superficial de áreas agrícolas e urbanas. Por exemplo, quando o coeficiente de exportação de fósforo no uso do solo é superestimado, o modelo gera concentrações mais altas do que as observadas em campo (PANAGOPOULOS *et al.*, 2011). No caso do estudo realizado não foram consideradas contribuições difusas na modelagem, o que pode justificar tal comportamento é que o modelo não esteja considerando algum fenômeno que contribua para a redução do P, como a sedimentação no ambiente lênticos.

De acordo com Matsumura-Tundisi (2005), o modelo QUAL-UFMG superestimou o fósforo total em cerca de 30% em relação aos valores medidos, devido à parametrização conservadora das taxas de sedimentação e assimilação. Após ajustes nos coeficientes de sedimentação, as simulações ficaram mais próximas dos dados observados. Simulações do QUAL-UFMG indicaram concentrações de fósforo mais altas do que as medidas no campo devido à superestimação das cargas difusas provenientes da agricultura. A adoção de coeficientes de exportação ajustados ao uso do solo local melhorou significativamente os resultados (Oliveira *et al.*, 2019).

As duas grandes entradas de fósforo mais drásticas que o modelo mostrou se deram exatamente na confluência dos maiores afluentes do rio Santa Bárbara, que são o rio Una e rio Conceição, nessa ordem. O comportamento do fósforo em corpos hídricos, especialmente o aumento de suas concentrações durante períodos chuvosos, pode ser explicado pela predominância de fontes difusas de aporte. Diferentemente do nitrogênio, cujas formas dissolvidas e particuladas apresentam comportamentos diferenciados em períodos de maior escoamento superficial, o fósforo apresenta características que favorecem seu transporte associado ao material particulado em suspensão. Essa dinâmica é atribuída a processos de erosão, transporte de sedimentos e carreamento de fertilizantes aplicados nas áreas de cultivo, que são intensificados durante eventos de precipitação (JARVIE *et al.*, 2008).

O fósforo, ao contrário do nitrogênio, apresenta menor mobilidade no solo, sendo adsorvido pelas partículas de argila e matéria orgânica. No entanto, eventos de escoamento superficial mobilizam essas partículas, promovendo o transporte de fósforo particulado para os corpos hídricos (JARVIE *et al.*, 2012). Por outro lado, as frações nitrogenadas são mais solúveis e podem ser lixiviadas para o lençol freático, reduzindo sua disponibilidade na superfície e, conseqüentemente, nos corpos d'água superficiais em comparação ao fósforo (KLEINMAN *et al.*, 2011).

O fósforo em sistemas aquáticos está frequentemente associado a partículas de solo, especialmente na forma de fósforo particulado. Durante eventos de chuva intensa, o aumento da energia cinética da água e a erosão do solo promovem o carreamento de sedimentos ricos em fósforo para os corpos hídricos (JARVIE *et al.*, 2012). Um estudo realizado por Smith (2003), aponta que, em áreas agrícolas, até 90% do fósforo transportado para os rios pode estar na forma particulada e que em períodos chuvosos, as concentrações de fósforo nos

afluentes do rio aumentaram em até 200%, enquanto as de nitrogênio dissolvido mostraram variações mais modestas, dependendo do uso e manejo do solo. Oliveira *et al.* (2016), observaram que as concentrações de fósforo em reservatórios da bacia aumentaram significativamente durante o período de chuvas, com valores até 1,5 vezes maiores que nos períodos de estiagem. Esse aumento foi atribuído ao transporte difuso de sedimentos agrícolas.

Foi realizado um estudo para avaliar a qualidade da água no reservatório da UHE PETI por Cesar *et al.* (2020), que utilizaram dados de qualidade da água fornecidos pela CEMIG entre os anos de 2008 e 2019, obtidos em 4 estações de monitoramento. Notou-se que os indicadores de qualidade da água a montante do reservatório apresentaram resultados insatisfatórios, principalmente aqueles relacionados ao fósforo e coliformes termotolerantes. As análises das amostras coletadas na área do reservatório indicaram índice de qualidade da água “bom” e índice de estado trófico “mesotrófico”. Os valores de referência para este parâmetro, definidos pela DN COPAM/CERH-MG nº 08/2022, correspondem a 0,03 mg.L⁻¹ para ambientes lênticos e 0,05 mg.L⁻¹ para tributários diretos de ambientes lóticos ou intermediários com 2 a 40 dias de residência. Os pontos de controle localizados pelo regime de escoamento lênticos, apresentaram valor médio inferior ao limite estabelecido pela legislação, ou seja, inferior a 0,03 mg.L⁻¹. Por sua vez, o ponto PT001S, tributário de ambiente lêntico, obteve o resultado médio da concentração de fósforo de 0,0632 mg.L⁻¹, apresentando 25% das amostras com valores acima de 0,08 mg.L⁻¹, alcançando o valor máximo de 0,263 mg.L⁻¹.

A superestimação das concentrações de fósforo no QUAL-UFMG é atribuída a limitações no tratamento de processos biogeoquímicos, parametrizações conservadoras e simplificações na representação do sistema hídrico. Melhorias na calibração, na inclusão de processos locais específicos e no uso combinado de outros modelos podem reduzir discrepâncias entre as previsões modeladas e os dados observados.

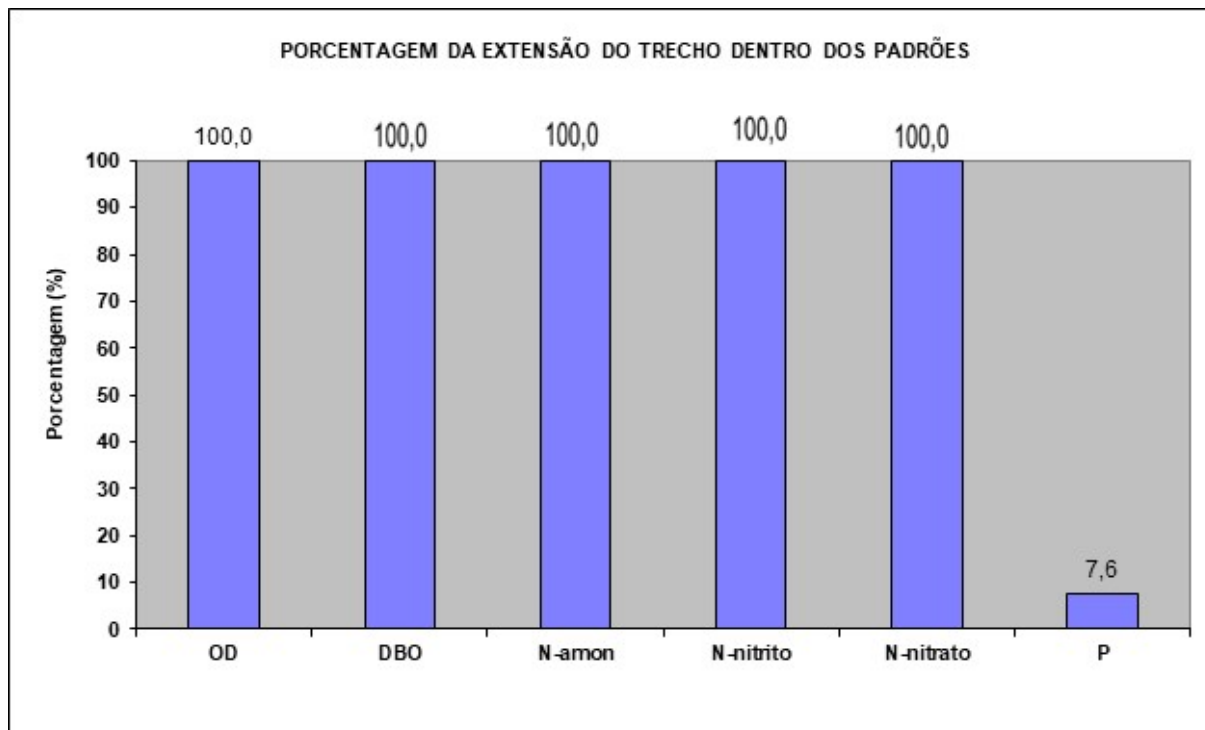
É importante ressaltar que a revisão do Plano de Bacia do rio apresenta proposta de enquadramento Classe 2 para como preponderante, mas existe um seguimento do rio Santa Bárbara dentro da área objeto do estudo, classificada como sendo classe 1, segundo a deliberação normativa CERH-MG nº 89, de 15 de dezembro de 2023. Conforme definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, os rios Classe 1 têm como principal uso o

abastecimento público sem necessidade de tratamento convencional, além da preservação de ecossistemas aquáticos. No caso do Rio Santa Bárbara, a importância que ele desempenha no trecho enquadrado é para o abastecimento local. O manancial desempenha um papel crucial no fornecimento de água para Barão de Cocais e comunidades adjacentes, como também a qualidade das águas para proteção e preservação ecológica, uma vez que o rio abriga espécies aquáticas sensíveis a mudanças na qualidade da água, sendo fundamental manter as condições naturais para preservar a biodiversidade. O rio apresenta uma qualidade de água ainda preservada nas suas nascentes, sendo essencial assegurar que a qualidade permaneça elevada na bacia do rio Piracicaba (ENGEORPS, 2023).

Desde a confluência do rio Santa Bárbara com o Rio Conceição, (trecho 8,6 km), até a confluência com Córrego Brucutu (trecho 32,5 km), ponto a jusante da barragem da UHE PETI que deriva da Mina de extração de minério de ferro localizada dentro da bacia do rio Santa Bárbara, o corpo hídrico é considerado classe 1. Logo, o correto para seguir a legislação seria que neste trecho a concentração de DBO permanecesse com valores inferiores à 3 mg/L, 0,5 mg/L para nitrogênio amoniacal, 1,0 mg/L para nitrito, 10 mg/L para nitrato e 0,01 para fósforo estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 1.

Conforme pode ser observado na Figura 30, para as variações de fósforo, os resultados mostram que este parâmetro é o maior problema da bacia. Na modelagem realizada, apenas 7,6% do rio Santa Bárbara atende a resolução CONAMA 357/2005. Somente para esse parâmetro o modelo identificou estar fora dos padrões para rio classe 2.

Figura 30 - Parâmetros do rio Santa Bárbara em relação a seu enquadramento



Fonte: Autor (2024).

6.7 Simulação dos Cenários

Os cenários 1 e 2 apresentam estratégias distintas de implantação de tratamentos de efluentes das localidades dentro da área de estudo. Considerando apenas as sedes urbanas dos municípios de Barão de Cocais e Santa Bárbara, sendo o cenário 1 com eficiência de remoção de DBO dos sistemas entre 80 e 95%, indicados pela ANA (2017) no Atlas Esgoto. Já o cenário 2 considera a implantação de sistemas de tratamento de esgoto em todas as localidades urbanas dentro da área de estudo, com a mesma eficiência de remoção, baseado nas metas de qualidade da água determinadas pela Revisão do PIRH Piracicaba (ENGEORPS, 2022).

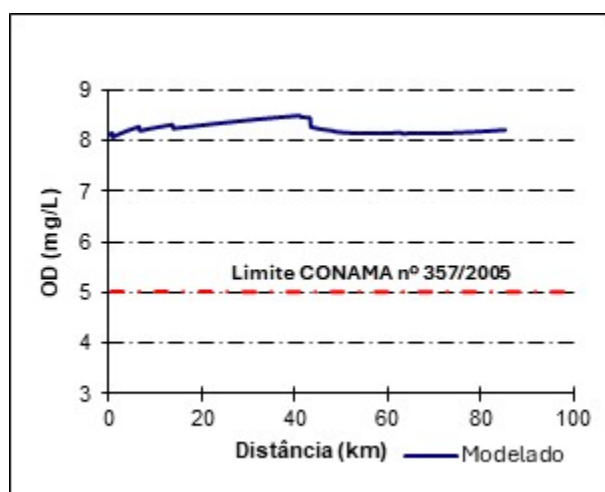
A eficiência de remoção de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e fósforo no tratamento secundário convencional é limitada, raramente superando 30 a 50% (HENZE *et al.*, 2008). Embora o tratamento secundário seja essencial para a degradação da matéria orgânica dissolvida e coloidal, alcançando até 90% de eficiência, sua concepção não prioriza a remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio (VON SPERLING, 2005). O tratamento primário, por sua vez, foca na remoção de sólidos grosseiros e sedimentáveis por processos

físicos, como gradeamento, desarenação e decantação primária, reduzindo a carga orgânica em até 30%. Já o tratamento terciário utiliza processos avançados, como nitrificação/desnitrificação e desinfecção por cloro, ozônio ou radiação ultravioleta, para atingir padrões mais rigorosos, especialmente em corpos d'água sensíveis ou reutilização do efluente (VON SPERLING, 2005).

Os gráficos apresentados nas Figuras 31 e 32, representam a simulação do cenário hipotético 1 do perfil de OD e DBO. A modelagem foi analisada juntamente a Resolução CONAMA nº 357/2005, de acordo com o enquadramento no PARH-Piracicaba (ENGEORPS, 2022), no qual o rio foi classificado integralmente como Classe 2, em toda área objeto do estudo.

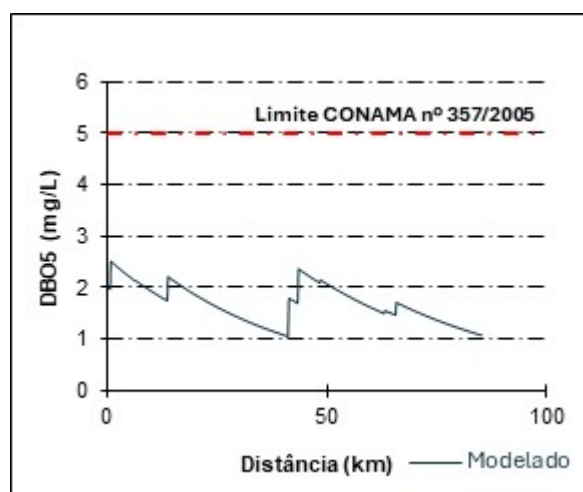
Na Figura 31, observa-se que os teores de OD se mantiveram estáveis, sempre acima de 8,0 mg/L. Se comparado ao cenário atual, é possível verificar que o manancial possui grande capacidade de autodepuração para esse parâmetro, uma vez que não ocorreu grandes variações, pois já se encontra dentro de uma média considerada satisfatória para corpos d'água classe 2. Já no cenário que envolve a DBO, na Figura 32, nota-se uma melhora considerável nas concentrações de DBO, mesmo com tratamento de esgoto somente das sedes urbanas de Barão de Cocais e Santa Bárbara, maiores contribuintes da bacia no que tange lançamento de esgoto domiciliar in natura. Os valores de DBO caem consideravelmente ficando entre 2,5 mg/L e 1,1 mg/L, abaixo dos 4,8 mg/L e 1,9 mg/L do cenário atual, e atendendo também o limite para classe 1.

Figura 31 - Cenário 1 OD



Fonte: Autor (2024).

Figura 32 - Cenário 1 DBO

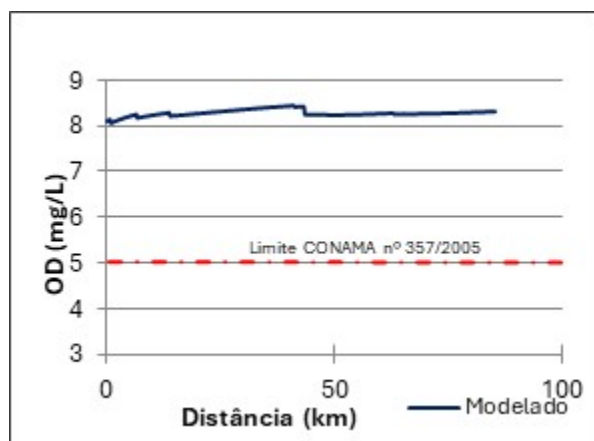


Fonte: Autor (2024).

Os gráficos apresentados nas Figuras 33 e 34, representam a simulação do cenário hipotético 2 do perfil de OD e DBO. A modelagem foi analisada juntamente com a Resolução CONAMA nº 357/2005, de acordo com o enquadramento no PARH-Piracicaba (Engecorps, 2022), no qual o rio foi classificado integralmente como Classe 2, em toda área objeto do estudo.

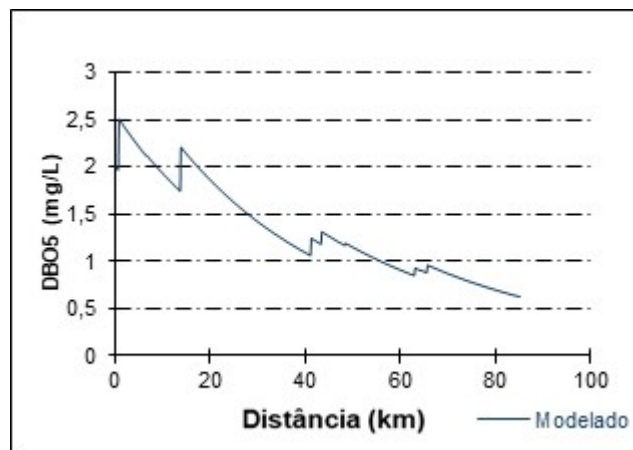
Na Figura 33, observa-se que os teores de OD se mantiveram estáveis, sempre acima de 8,0 mg/L, levemente melhor que no cenário 1, como poderá ser observado no comparativo à frente, confirmando que o manancial possui grande capacidade de autodepuração para esse parâmetro, uma vez que não ocorreu grandes variações, pois já se encontra dentro de uma média considerada satisfatória para corpos d'água classe 2. Já no cenário que envolve a DBO, na Figura 34, nota-se uma leve melhora nas concentrações de DBO em comparação ao cenário 1, onde o tratamento de esgoto seria implantado em todas as sedes urbanas inseridas dentro da bacia do rio Santa Bárbara. Os valores de DBO caem consideravelmente se comparados com cenário ficando entre 0,9 mg/L e 2,5 mg/L, abaixo dos 2,5 mg/L e 1,1 mg/L do cenário 1, ou seja, ocorreria uma diminuição de aproximadamente 50% da concentração de carga de DBO se compararmos com cenário atual e de até 88% se compararmos o cenário 2 ao atual.

Figura 33 - Cenário 2 OD



Fonte: Autor (2024).

Figura 34 - Cenário 2 DBO

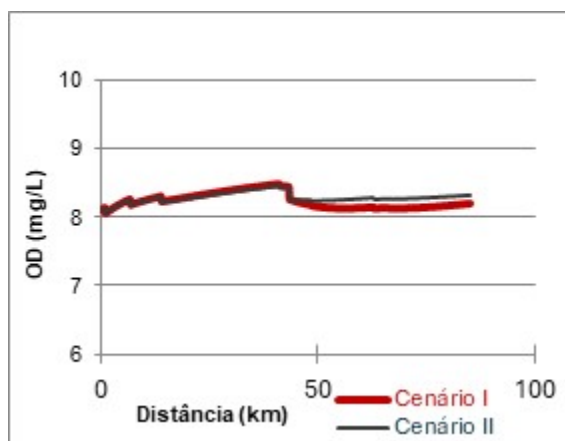


Fonte: Autor (2024).

As Figuras 35 e 36 demonstram o comportamento da modelagem do rio Santa Bárbara nos cenários 1 e 2 para os parâmetros OD e DBO. Conforme afirmado anteriormente, para o parâmetro OD não ocorreram grandes alterações, os modelos se comportaram de

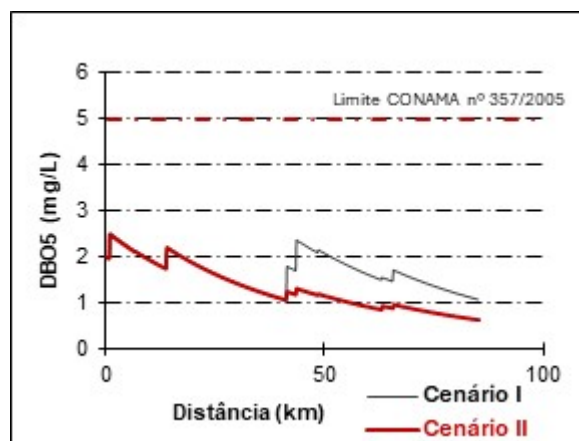
maneira semelhante. Já para o parâmetro DBO ocorreu uma leve alteração, sendo perceptível a melhoria do modelo do cenário 2, na altura do município de São Gonçalo do rio Abaixo e próximo a foz, onde o córrego dos coelhos lança suas águas carregadas de efluente proveniente das residências do bairro industrial de João Monlevade, que apesar de possuir uma bacia pequena, tem grande adensamento populacional.

Figura 35 - Cenário 1 x Cenário 2 OD



Fonte: Autor (2024).

Figura 36 - Cenário 1 x Cenário DBO



Fonte: Autor (2024).

Martins *et al.* (2021), ao utilizarem a modelagem matemática utilizando o modelo QUAL-UFMG na avaliação da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Araçuaí, em Minas Gerais, considerando o cenário projetado para 2033 onde todos municípios que ainda não contam com tratamento de esgoto, implantassem tratamento de esgoto com remoção de DBO de 85%, alcançaram concentrações de OD variando entre 7,51 a 7,84 mg/L em todo o curso d'água e DBO variando de 0,3 a 2 mg/L, fazendo com que todo o curso d'água estudado ficasse dentro dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005.

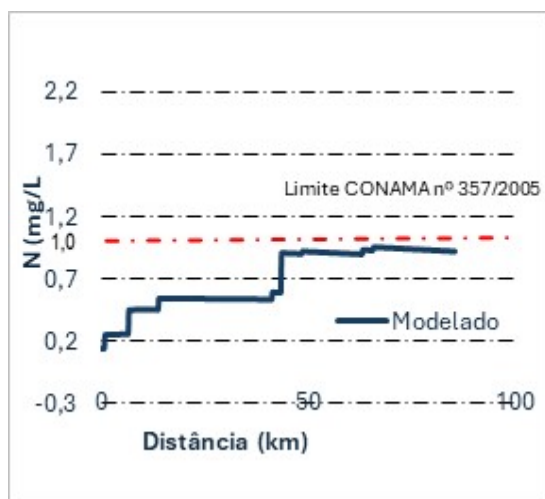
No estudo conduzido por Perin (2013), no rio km 119, situado em Campo Mourão - PR, foram realizados cenários simulados para eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em sistemas de tratamento de efluentes de um laticínio e de uma estação de tratamento de esgoto. Os cenários incluíram eficiências de 70% e 90% de remoção de DBO. Observou-se que, no cenário com 90% de eficiência, o rio km 119 apresentaria conformidade completa para o parâmetro Oxigênio Dissolvido (OD) e atingiria 97,3% de conformidade para a DBO no trecho analisado.

Outro estudo realizado por Mourão Júnior (2010), simulou um cenário de melhoria na bacia do rio Piracicaba. Considerou-se uma eficiência de 80% para DBO, 90% para

coliformes termotolerantes e 35% para fósforo em estações de tratamento de esgoto que atendem as sedes urbanas, cujos efluentes são lançados diretamente no curso principal do rio. Os resultados indicaram que todo o curso d'água poderia atingir os padrões de qualidade da Resolução CONAMA 357/2005 para classe 2 no que se refere às variáveis de OD e DBO. Entretanto, para alcançar os limites estipulados para fósforo e coliformes termotolerantes, seria necessária a implementação de tratamento terciário, evidenciando a limitação do tratamento secundário em atender a totalidade dos parâmetros normativos.

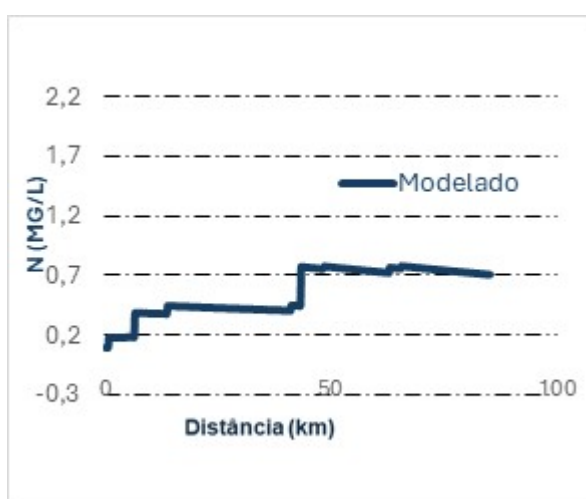
Na simulação dos perfis das variações de Nitrogênio, o cenário 1 é apresentado em gráficos distintos, da Figura 37 a Figura 40. Na modelagem do cenário hipotético 1, apresentado na Figura 37, o rio apresentou concentração máxima de 0,95 mg/L para Namon. Ao observarmos este cenário, nota-se uma leve queda nas concentrações de Namon se comparado com cenário atual, onde a concentração máxima chegou a 1,04 mg/L. O mesmo ocorre com as concentrações de Norg, que na modelagem do cenário 1 alcançou concentração máxima de 0,78 mg/L, frente a 0,84 mg/L do cenário atual conforme observado na Figura 38. Com quedas levemente menores aparecem Nitrito, onde no cenário 1 apresentou valor de concentração de 0,51 mg/L frente a 0,53 mg/L do cenário atual. Finalizando com a fração de Nitrato, no cenário 1 modelado o valor alcança concentração de 1,16 mg/L, pouco mais se comparado ao cenário atual, com valor de 1,18 mg/L para nitrato.

Figura 37 – Cenário 1 do Namon



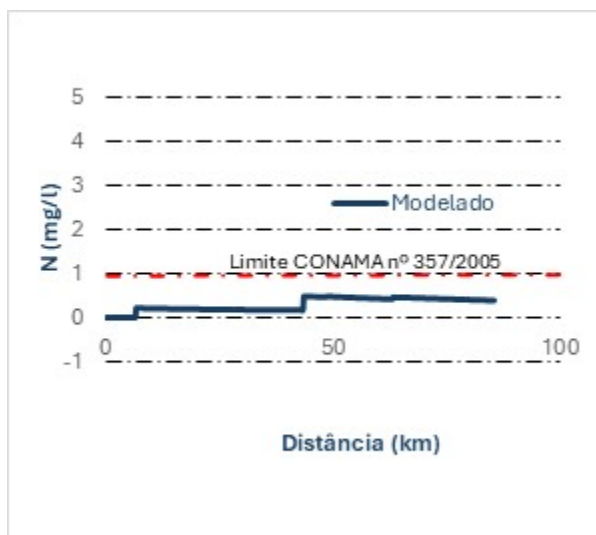
Fonte: Autor (2024).

Figura 38 - Cenário 1 do Norg



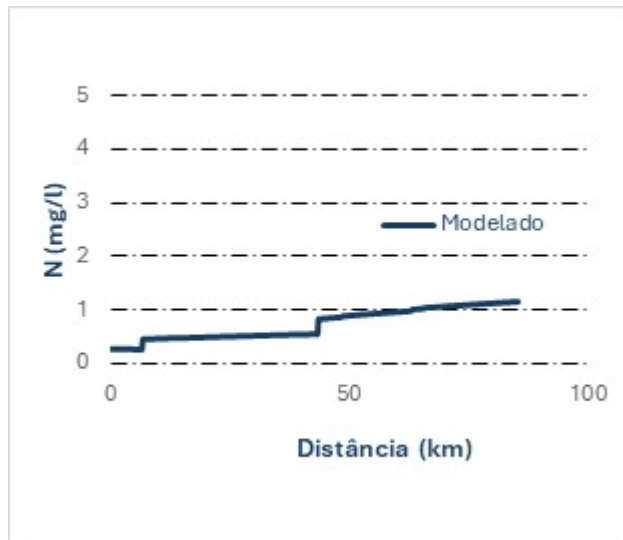
Fonte: Autor (2024).

Figura 39 - Cenário 1 do Nitrito



Fonte: Autor (2024).

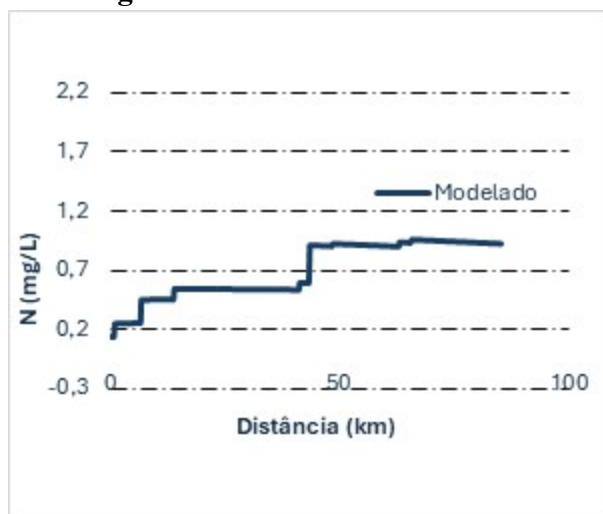
Figura 40 - Cenário 1 do Nitrato



Fonte: Autor (2024).

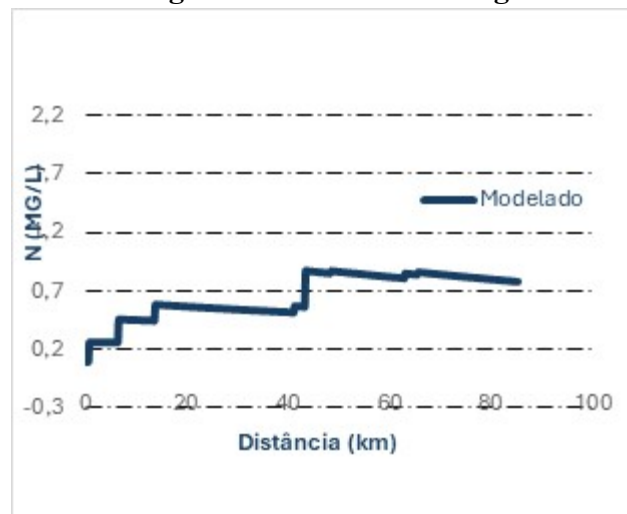
Na simulação dos perfis das variações de Nitrogênio, o cenário 2 é apresentado em gráficos distintos, entre as Figuras 31 e 44. Na modelagem do cenário hipotético 2, apresentado na Figura 41, o rio apresentou concentração máxima de 0,83 mg/L para Namon. Ao observarmos este cenário, observamos uma leve queda nas concentrações de Namon se comparado ao cenário 1, onde a concentração máxima chegou a 0,95 mg/L. O mesmo ocorreu com as concentrações de Norg, que na modelagem do cenário 1 alcançou concentração máxima de 0,78 mg/L, frente a 0,70 mg/L do cenário 2 conforme observado na Figura 42. De forma similar ao comparar os cenários atual e 1, as quedas de Nitrito e Nitrato foram pequenas ao comparar os cenários 1 e 2. Para Nitrito, onde no cenário 1 apresentou valor de concentração 0,51 mg/L frente a 0,37 mg/L do cenário 2 (Figura 43). Finalizando com a fração de Nitrato, no cenário 1 modelado o valor alcança concentração de 1,16 mg/L, pouco mais se comparado ao cenário atual, com valor de 0,98 mg/L para nitrato (Figura 44).

Figura 41 - Cenário 2 do Namon



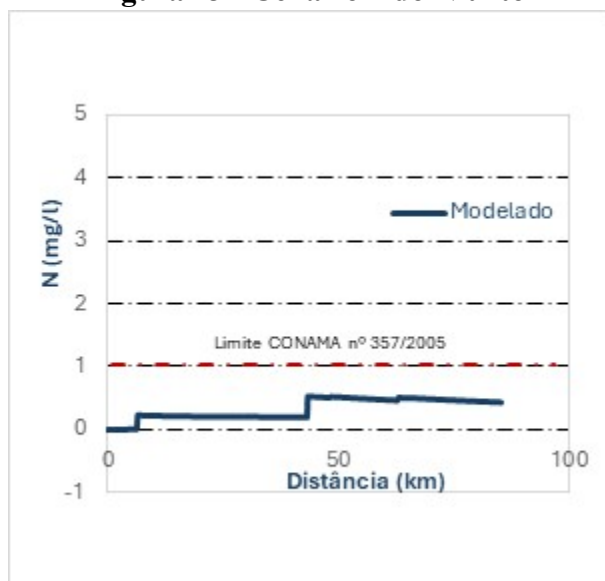
Fonte: Autor (2024).

Figura 42 - Cenário 2 Norg



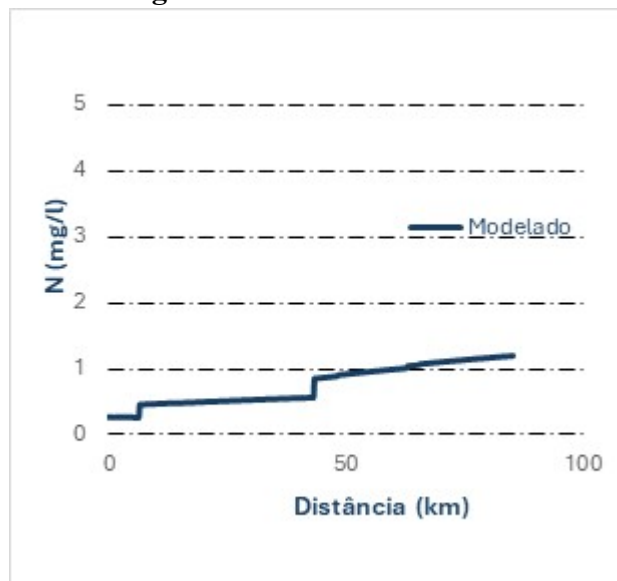
Fonte: Autor (2024).

Figura 43 - Cenário 2 do Nitrito



Fonte: Autor (2024).

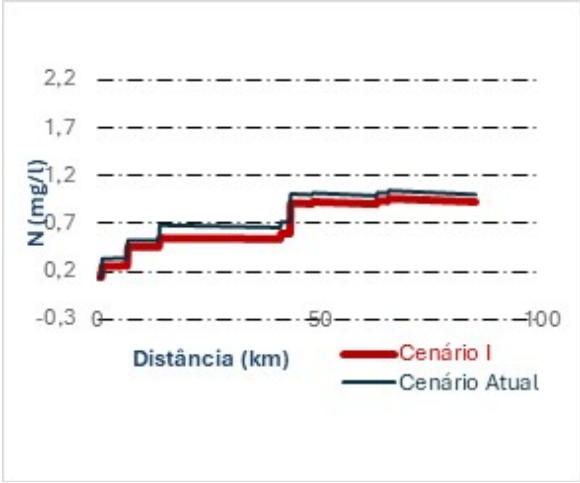
Figura 44 - Cenário 2 Nitrato



Fonte: Autor (2024).

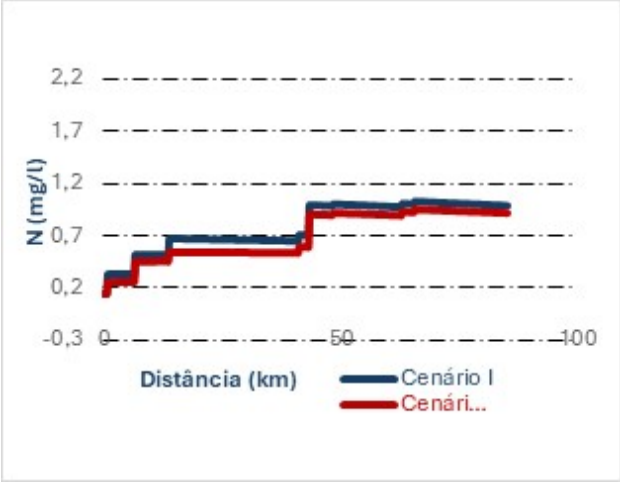
Em nenhum momento os limites de concentração do rio Santa Bárbara, objeto do estudo, ultrapassa aquilo que está estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos de classe 2, em todos os cenários propostos. Entre as Figuras 45 e Figura 52, é realizada a comparação entre os cenários realizados, comprovando a linearidade das concentrações das frações de Nitrogênio, tendo uma melhora na comparação entre o cenário atual e cenário 1, e uma pequena melhora quando comparado os cenários 1 e 2.

Figura 45 - Cenário atual x cenário 1 Namon



Fonte: Autor (2024).

Figura 46 - Cenário 1 x cenário 2 Namon



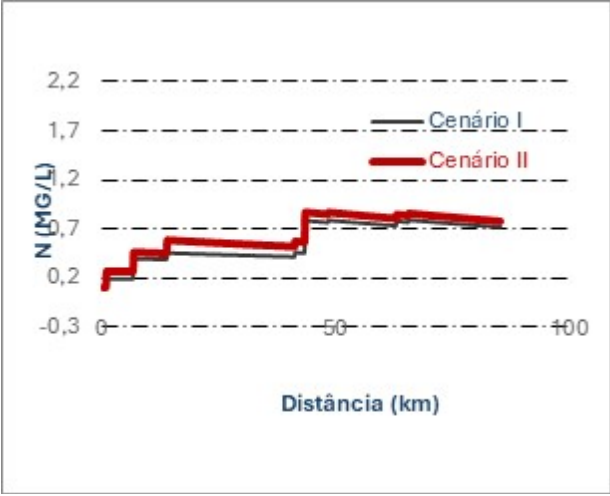
Fonte: Autor (2024).

Figura 47 - Cenário atual x cenário 1 Norg



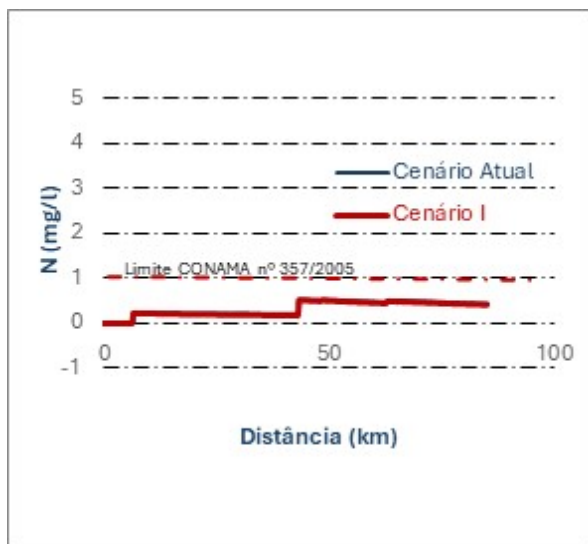
Fonte: Autor (2024).

Figura 48 - Cenário 1 x cenário 2 Norg



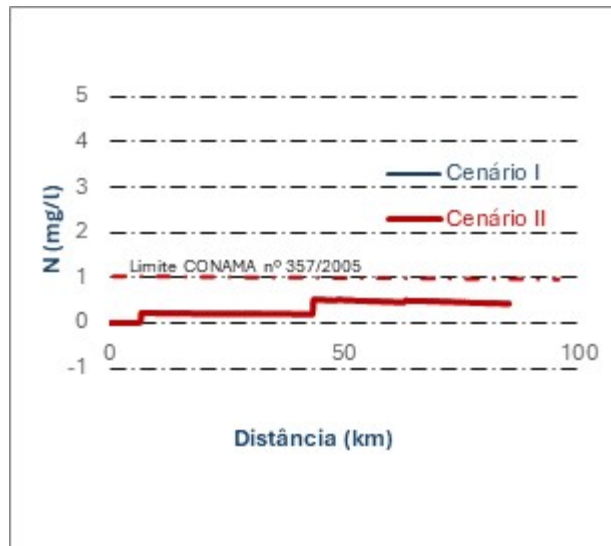
Fonte: Autor (2024).

Figura 49 - Cenário atual x cenário 1 Nitrito



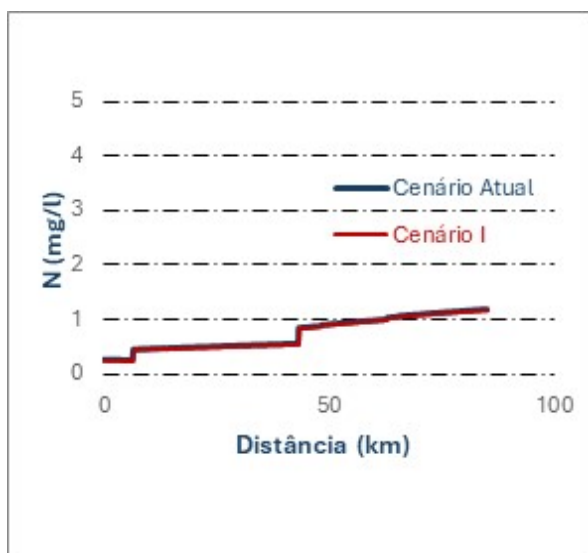
Fonte: Autor (2024).

Figura 50 - Cenário 1 x cenário 2 Nitrito



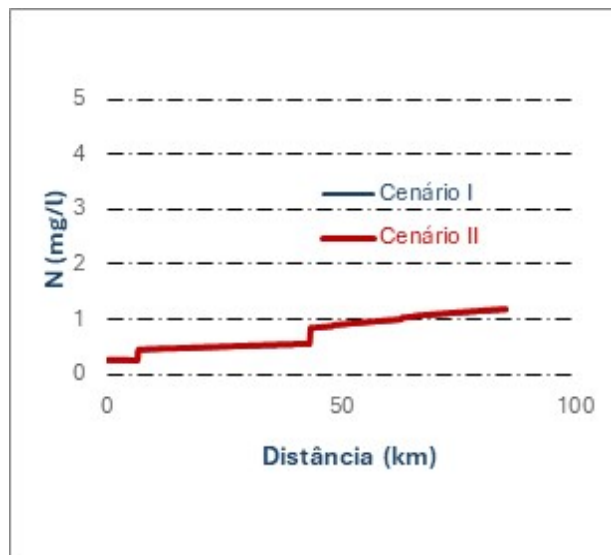
Fonte: Autor (2024).

Figura 51 - Cenário atual x cenário 1 Nitrato



Fonte: Autor (2024).

Figura 52 - Cenário 1 x cenário 2 Nitrato



Fonte: Autor (2024).

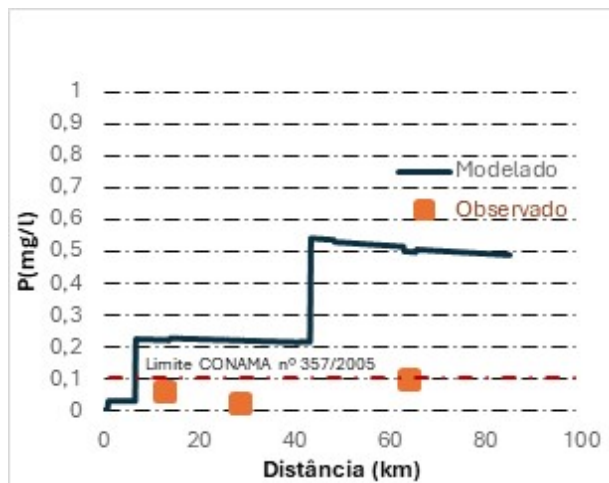
Mesmo com uma considerável entrada de efluentes sem tratamento, o rio Santa Bárbara demonstrou boa capacidade de autodepuração em si tratando do nitrogênio e suas frações (Norg, Namon, Nitrito e Nitrato).

Gomes *et al.* (2018), em seu estudo da modelagem sazonal no rio Sinos, percebeu que a concentração máxima de Ntotal no outono/inverno foi igual a 1,95 mg.L⁻¹, no ponto de monitoramento localizado no município de Parobé, quando há o surgimento de uma maior concentração populacional ao longo da bacia. A menor concentração foi igual a 0,52 mg.L⁻¹, no ponto localizado próximo à nascente do Rio dos Sinos. Durante a primavera/verão, a concentração máxima de Ntotal foi igual a 20,24 mg.L⁻¹, no Arroio Portão. Enquanto isso, a menor concentração foi igual a 0,43 mg.L⁻¹, próximo à nascente do Rio dos Sinos. As maiores concentrações podem ser explicadas pelo transporte de sedimentos e esgoto através desse arroio, que drena carga de contaminantes diretamente para o curso d'água, sem um tratamento prévio.

As concentrações de fósforo no cenário atual do rio Santa Bárbara são apresentadas na Figura 53. Percebe-se que logo no início do trecho estudado do manancial, ocorre a entrada de fósforo no manancial por meio do rio Conceição. Apenas 7,6 km está dentro dos limites para rios de classe, enquadramento prevalente do rio Santa Bárbara. A eficiência de remoção de fósforo em sistemas de tratamento secundário de efluentes é limitada se comparável a remoção de DBO, que pode chegar a 95%, enquanto a remoção de fósforo pode chegar a 50% dependendo das configurações do esgoto tratado (VON SPERLING, 2018). É notadamente considerável a entrada de fósforo no rio Santa Bárbara, principalmente por seus tributários, por isso não é possível notar mudanças expressivas ao comparar os gráficos de simulações da situação atual e do cenário 1, conforme as Figura 53 a 55.

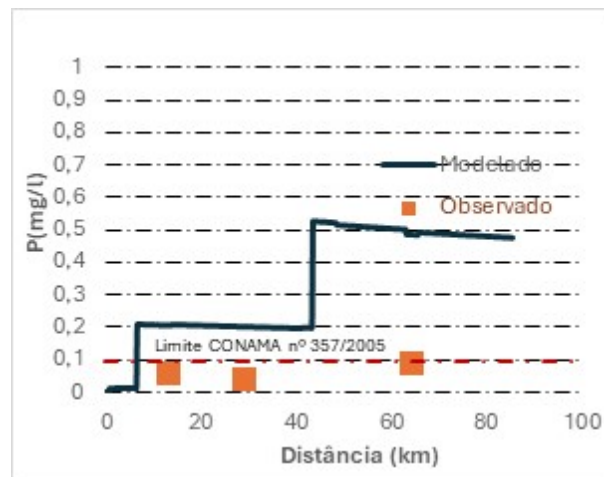
Ao compararmos os cenários 1 e 2, é possível notar uma melhora considerável das concentrações de fósforo no rio Santa Bárbara, com valor máximo de 0,296 mg/L, abaixo das concentrações do cenário atual e cenário 1 que alcançaram os valores 0,542 e 0,527 mg/L respectivamente.

Figura 53 - Cenário atual para Fósforo



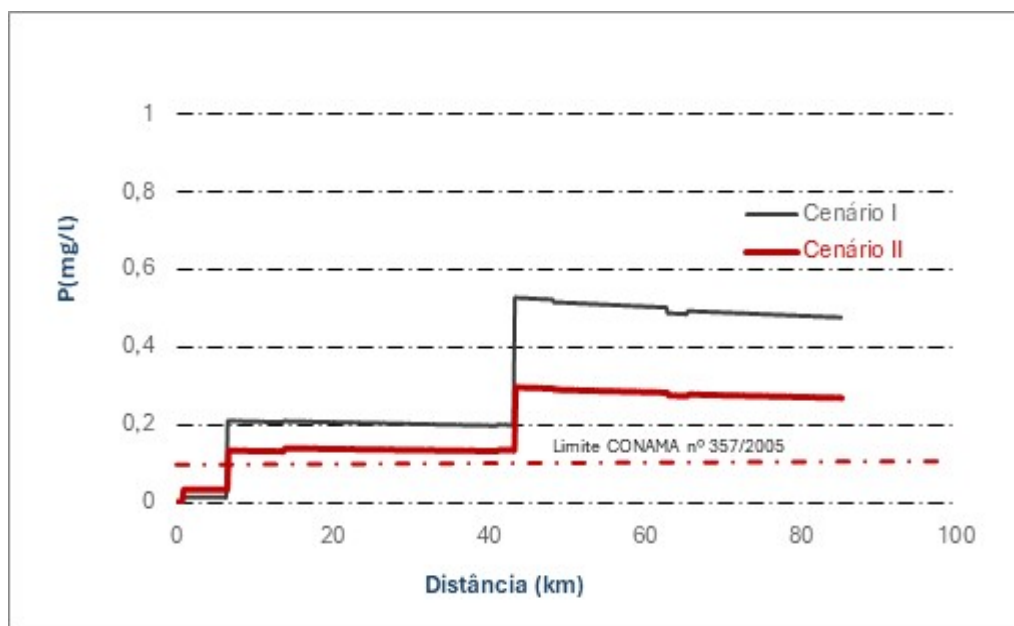
Autor (2024).

Figura 54 - Cenário 1 para Fósforo



Fonte: Autor (2024).

Figura 55 - Cenário 1 x Cenário 2 para concentrações de Fósforo



Fonte: Autor (2024).

Em todos os cenários, inclusive o atual, a modelagem revela que apenas o primeiro trecho, de apenas 6,6 km está dentro dos parâmetros da Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos de classe 2. Em todos os cenários simulados 92,4% da extensão do rio Santa Bárbara não se manteve dentro dos limites estabelecidos pela legislação, apesar dos pontos medidos nas estações estarem dentro do limite da legislação. Em si tratando de valores

dos trechos modelados, no cenário atual o valor alcançado foi de 0,542 mg/L, no primeiro cenário de 0,527 e 0,296 mg/L, no segundo. O pico de concentração de fósforo que extrapolou o padrão preconizado pela legislação foi proveniente do deflúvio do rio Conceição. É notório observar que as intervenções nos sistemas de esgotamento sanitário local, com a instalação de sistemas de tratamento de esgoto, melhorariam consideravelmente qualidade da água do rio, reduzindo para metade a concentração de fósforo no rio Santa Bárbara, mas mesmo assim não seria o bastante.

Marques (2016) realizou a avaliação da concentração de elementos químicos dos sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara. Os valores de fósforo nas duas amostragens ficaram abaixo do determinado pela legislação vigente, que envolve dados das Resoluções CONAMA n. 357/2005, 430/2011 e 454/2012. Em grande parte das águas superficiais naturais as concentrações variam de 0,005 mg/L a 0,020 mg/L, valores acima desse limite indicam algum tipo de contaminação. Analisando os resultados, os pontos P5 (0,06 mg/L), P9 (0,07 mg/L) e P10 (0,06 mg/L) obtiveram as concentrações máximas para o período chuvoso, e os pontos P7 (0,05 mg/L), P9 (0,04 mg/L) e P10 (0,05 mg/L) se destacaram no período seco. Os valores mais acentuados no período chuvoso ocorreram, possivelmente, em função do aporte de material alóctone carregado para esses corpos hídricos.

As concentrações de fósforo encontrados na modelagem realizada neste trabalho podem estar relacionadas à atividade predominante das bacias contribuintes do rio Santa Bárbara, como também a processos de mineração na bacia de drenagem, além de erosão do solo, que pode adicionar quantidades consideráveis de fosfatos nos rios. Mesmo que na bacia do rio Santa Bárbara todas as localidades urbanas inseridas dentro de seus domínios tratassem seus esgotos, a concentração de fósforo ficaria fora dos padrões preconizados pela legislação vigente no país tanto para classe 2, que é a classe predominante do manancial, muito como para classe 1, que é um nível de qualidade mais exigente.

Não se deve perder de vista que o QUAL-UFMG não considera explicitamente os processos de sedimentação, que têm um papel significativo na redução das concentrações de fósforo em sistemas lênticos, como lagos ou reservatórios. A sedimentação ocorre quando partículas contendo fósforo, sejam orgânicas ou inorgânicas, se depositam no fundo do corpo d'água. Estudos indicam que essa remoção natural pode representar uma fração substancial da redução de fósforo, dependendo das condições do fluxo e da retenção hídrica (Chapra, 2008; Flynn *et al.*, 2016). Em reservatórios como Peti, o tempo de retenção e o regime lêntico

favorecem a deposição de fósforo particulado, processo que o QUAL-UFMG não modela adequadamente.

Já em relação ao tratamento de esgotos propostos pelo Atlas Esgoto da ANA e sugeridos no PIRH-Piracicaba, sabe-se que são projetados para remover matéria orgânica e sólidos suspensos, o que resulta na redução de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) , mas não são eficazes na remoção de fósforo. O fósforo dissolvido requer processos específicos de adsorção química (como precipitação química com sais de ferro ou alumínio) ou de assimilação biológica intensa para ser removido. No entanto, o tratamento secundário convencional não possui mecanismos projetados para atingir esses objetivos, resultando em remoções que raramente superam 30 e 50% (VON SPERLING, 2005). Para remover fósforo de forma significativa, é necessário o uso de processos terciários, como precipitação química ou filtração biológica avançada, os quais não são considerados nos cenários estudados no presente trabalho.

Os dados simulados pelo QUAL-UFMG podem superestimar as concentrações de fósforo em função da falta de representação de mecanismos como assimilação biológica e fixação em sedimentos. Na realidade, processos naturais, como o consumo de fósforo por fitoplâncton ou adsorção em partículas sedimentares, podem reduzir substancialmente as concentrações de fósforo no corpo hídrico. Essa limitação metodológica pode explicar a divergência entre os dados simulados e os medidos nas estações de monitoramento. Portanto, a divergência entre as concentrações de fósforo simuladas pelo QUAL-UFMG e os dados reais ocorre devido à ausência de mecanismos cruciais, como sedimentação e tratamento terciário. A implementação de ajustes no modelo e o uso de ferramentas mais avançadas podem melhorar a aderência entre simulações e observações de campo.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise do mapa de uso e ocupação do solo da bacia do Rio Santa Bárbara para o ano de 2020 revelou que a maior parte da bacia está associada à classe de pastagem, seguida por mosaicos de formação florestal e mosaicos de agricultura e pastagem. Este padrão de ocupação indica a presença significativa de áreas com solos expostos e atividades agrícolas que podem envolver o uso de fertilizantes. Esses fatores contribuem negativamente para a qualidade da água, devido ao carreamento de sedimentos e ao transporte de nutrientes e matéria orgânica para os corpos d'água por meio do escoamento superficial, especialmente em períodos de chuvas intensas.

Na simulação do cenário atual, o modelo superestimou as concentrações de fósforo, constatando uma limitação do modelo em função da falta de representação de mecanismos como assimilação biológica e fixação em sedimentos. Nos outros parâmetros o modelo se ajustou bem, com RMEQ abaixo de um, exceto no parâmetro OD que apresentou o valor 1,12. O que pode explicar tal situação é a alteração no regime de escoamento onde o ponto de monitoramento se encontra, na barragem da UHE PETI. Tal situação pode demonstrar que o modelo QUAL-UFMG, amplamente utilizado para simulações de qualidade da água em rios, é baseado em equações de transporte advectivo-dispersivo e na solução de balanços de massa. Embora eficiente para cenários de regime predominantemente lótico, apresenta limitações quando aplicado a sistemas lênticos, devido à ausência de modelagem explícita da estratificação térmica, representação simplificada de processos anaeróbicos e subestimação da retenção de matéria orgânica.

As simulações de cenários futuros indicaram melhorias específicas. No Cenário 1, em que as sedes urbanas de Barão de Cocais e Santa Bárbara implantaram sistemas de tratamento de esgoto, observou-se uma redução expressiva nos índices de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que diminuíram em cinco vezes em relação ao Cenário 2. Além disso, os índices de Oxigênio Dissolvido (OD) mantiveram-se estáveis e dentro dos limites aceitáveis, indicando a capacidade do corpo hídrico de diluir e autodepurar a matéria orgânica ao longo de toda a sua extensão, independentemente da presença de tratamento de efluentes.

O comportamento do nitrogênio e suas frações (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato) também demonstrou estabilidade em todos os cenários, corroborando a eficiência do processo natural de autodepuração para este parâmetro na bacia.

Já o comportamento do fósforo no modelo foi o que demonstrou maiores concentrações, onde apenas 7,6 % do trecho estudado se manteve dentro dos valores permitidos para rios classe 2 conforme resolução CONAMA 357/2005, apesar das medições das estações de qualidade da água não apontarem tal elevação nos teores de tal parâmetro de qualidade da água. Tal situação além de demonstrar que o modelo utilizado superestimou os valores de OD, que podem também estar influenciados pela entrada de nutriente dos tributários que possuem extensas bacias hidrográficas, com uso e ocupação de solo que potencializam tal situação.

Apesar do modelo apresentar essa baixa aderência no parâmetro fósforo, nos outros parâmetros a aderência foi satisfatória. Diante disso foi possível observar uma melhora considerável na qualidade da água do rio Santa Bárbara nos cenários simulados, principalmente uma diminuição considerável de DBO, o que demonstra a importância da implementação de políticas públicas de melhoria no tratamento de efluentes dos municípios que compõem a bacia hidrográfica objeto do estudo, uma vez que existem programas de despoluição de bacias dentro do comitê de bacia que o manancial estudado integra. Ainda mais se considerarmos que o manancial é responsável 97% da água tratada e distribuída na sede municipal de João Monlevade/MG.

É sugerido que seja realizado novos estudos com o intuito de que ocorra a implementação de ajustes no modelo e o uso de ferramentas mais avançadas que levem em considerações variáveis que podem melhorar a aderência entre simulações e observações de campo.

8 PRODUTO DA PESQUISA

Como produto desta pesquisa, foi confeccionada uma cartilha que visa informar a população sobre a qualidade da água do rio Santa Bárbara, como também e sensibilizar os usuários da bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara, sobre a importância da preservação ambiental para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos. Ela busca também promover práticas sustentáveis para mitigar impactos ambientais negativos.

A cartilha é considerada um meio eficiente de divulgação de informação uma vez que tem facilidade de distribuição, pode ser entregue em mãos, enviada digitalmente ou disponibilizada em locais estratégicos da comunidade. A linguagem acessível, permite adaptar o conteúdo ao nível educacional e cultural da população. Constitui um meio de comunicação de referência permanente, como também funciona como um material de consulta onde os moradores podem acessar sempre que necessário. Também pode ser de considerável eficácia educacional uma vez que tem potencial para aumentar a conscientização e promover mudanças de comportamento sustentável da população local. Também possui um custo e benefício baixo em comparação a campanhas audiovisuais ou workshops presenciais.

REFERÊNCIAS

- ABBOTT, B.W., BISHOP, K., ZARNETSKE, J.P., MINAUDO, C., CHAPIN II, F.S., DRAUSE, S., HANNAH, D.M., CONNER, L., ELLISON, D., GODSEY, S.E., PLONT, S., MARÇAIS, J., KOLBE, T., HUEBNER, A., FREI, R.J., HAMPTON, T., GU, S., BUHMAN, M., SAYEDI, S.S., RSACHE, O., CHAPIN, M., HENDERSON, K.D., PINAY, G. (2019). **Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions.** Nat. Geosci. 12, 533–540.
- ALVES, D. L. A. (2013) **Análise espacial dos fragmentos florestais na bacia do rio Santa Bárbara/ MG Com Aplicações em Corredores Ecológicos.** UFMG. Belo Horizonte.
- AMIN, M.G.M; VEITH, T.L; COLLICK, A.S; KARSTEN, H.D.; BUDA, A.R. (2017) Simulating hydrological and nonpoint source pollution processes in a karst watershed. *Agricultural Water Management*. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377416302578>>. Acesso em: 21 jul. 2023.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2016). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil** . Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce: rompimento da barragem de Mariana-MG. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <<https://goo.gl/uoqPj3>>. Acesso em: 6 ago. 2023.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2017). **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas.** Brasil. Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf. Acesso em: 15 abr. 2023.
- ANA. Agência Nacional de Águas (2019). **Plano Nacional de Segurança Hídrica.** Brasília.
- AZEVEDO-SANTOS, VM, FEARNSSIDE, PM, OLIVEIRA, CS, PADIAL, AA, PELICICE, FM, LIMA, DP, SIMBERLOFF, D., LOVEJOY, TE, MAGALHÃES, ALB, ORSI, ML, AGOSTINHO, A. A., ESTEVES, FA, POMPEU, PS, LAURANCE, WF, PETRERE, M., MORMUL, RP, VITULE, J. RS. (2017). **Removendo o abismo entre a ciência da conservação e as decisões políticas no Brasil.** Biodivers. Conserv. 26, 1745–1752.
- BANCO MUNDIAL. **Gestão de Recursos Hídricos.** O Grupo Banco Mundial, 2017. Disponível em: <https://www.worldbank.org/en/topic/waterresourcesmanagement>. Acesso em: 22 abr. 2023.
- 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.** Brasília: DOU, 1997.

BRASIL (2005). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) [2005]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/CONAMA/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 20 mar. 2023.

BRASIL (2007). Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Institui a Política Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: DOU, 2007.

BRASIL (2020). Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020. **Novas diretrizes para a Política Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: DOU, 2020.

BRITES, A. Z., GASTALDINI, M.C.C. (2007). Avaliação de carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s.l.], v.12, n.4, p.211-221, out./dez..

BROWN, A. E., ZHANG, L., MCMAHON, T. A., WESTERN, A. W., & VERTESSY, R. A. (2005). **A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation**. Journal of Hydrology, v.10, n34, p.128-136.

CARAM, R. D. O. (2010). **Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia**. Tese (doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, São Paulo.

CARNEIRO, G. C. A. (2021). **Modelagem matemática e análise estatística multivariada aplicadas à avaliação da qualidade da água da sub-bacia hidrográfica do Santa Bárbara**. 2021. 116 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA) Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais.

CARVALHO-SANTOS, C., NUNES, J. P., MONTEIRO, A. T., & HEIN, L. (2016). Assessing the effects of land use and management on ecosystem services: **A case study in a mountain area in Portugal**. Hydrology and Earth System Sciences, v.2, n12, p.96-106.

CASTRO, R.; MONTEIRO, T. (2020). Desastres de mineração e a segurança de barragens no Brasil: lições de Mariana e Brumadinho. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 22, n. 1, p. 52-68.

CEMIG - COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. **Dados Básicos**. (2019). Disp.: http://www.cemig.com.br/pt-br/a_cemig/nossos_negocios/usinas/Paginas/Peti.aspx?ItemId=49&IdExterno=9&Tipo=usina. Acessado em: 9mar2023.

CÉSAR, G. C. L., KELES, J. A., CORDEIRO, J., LAGE, M, A,. (2020). Avaliação da qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de PETI. **Revista Geociências**, São Paulo: UNIFESP, v. 39. n.3 , p. 817 – 829.

CHAPRA, S. C. (2008). **Surface Water-Quality Modeling**. Waveland Press.

COHEN, J. E. (2016). The impact of urbanization on water resources. *Environmental Reviews*, 24(1), 1-14.

CBH-PIRACICABA. COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRACICABA. Deliberação Normativa CBH Piracicaba nº 98 de 19 de Dezembro de 2023. **Plano de Aplicação Plurianual 2024-2025**. Governador Valadares. 2023. 5 p. Disponível em: <https://www.cbhpiracicabamg.org.br/institucional/deliberacao-cerh/deliberacoes-normativas>. Acesso em: 10 set. 2024.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Revista Ambi-Agua**, v. 6, n. 2, p. 232-245. 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.196>. Acesso em: 17 mai. 2023.

CUNHA, D. G. F., et al. (2020). **Comparing one-dimensional and two-dimensional water quality models in reservoir systems**. *Environmental Modelling & Software*.

DE CARVALHO, M. P., et al. (2019). **Efeitos do saneamento básico na qualidade das águas do rio das Velhas**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 24(3), 112-125.

DEODORO, S. C. **Análise da bacia do rio Santa Bárbara (MG) baseada em análises morfométrica e multicriterial**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

ECOPLAN-LUME. Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM); Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA); Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-DOCE). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce**: Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos Piracicaba (PARH-PIRACICABA). CBH-DOCE, 2010a. Disponível em: http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PARH_Santo_Antonio.pdf>. Acesso em: 19 set. 2024.

ENGECORPS. Engecorps Engenharia S.A. **Consolidação do Estado da Arte Sobre a Situação e a Gestão De Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do rio Doce**. CBH-DOCE, 2022.

ENGECORPS. Engecorps Engenharia S.A. **Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce), Incluindo seus Respectivos Planos Diretores de Recursos Hídricos (PDRHs)/Planos de Ações de Recursos Hídricos (PARHs), e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia em Classes segundo os Usos Preponderantes e Atualização do Enquadramento dos Cursos d'Água da Bacia do Rio Piracicaba**. São Paulo, 2023.

FABER, M. **Importância dos Rios para as primeiras civilizações (2011)**. ISSN 1ª edição. Disponível em: <http://www.historialivre.com/antiga/importancia_dos_rios.pdf>. Acesso em: abril 2023.

FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F.; YANG, T. (2012). Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-Calculated hydraulic characteristics. **Environmental Modeling & Assessment**, n.1, v.17, p.639-651.

FARIA, R. S.; PADOVESI-FONSECA, C. (2020). **Gestão ecológica das águas: uma comparação das diretrizes do Brasil e da Europa**. Revista Ciência & Trópico, Recife, v.44, n.1, p. 83-99. DOI: 10.33148/cetropicov44n1(2020)art5. Disponível em: <https://periodicos.fundaj.gov.br/CIC/article/view/1900> Acesso em: 10 mar. 2024.

FERRAZ, S. F. B., LIMA, W. P., & RODRIGUES, C. B. (2019). "Managing forest plantation landscapes for water conservation." *Forest Ecology and Management*.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Medianeira, v. 1, n. 7, p. 47-62, 2013. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/recit/article/view/4206/pdf>. Acesso em: 27 jan. 2020.

FLYNN, R. M., TORGERSEN, T., & VOLTZ, T. J. (2016). **Nutrient dynamics in regulated rivers**. Journal of Environmental Quality, 45(4), 1231–1244.

FRAGA, M. S (2015). **Modelagem da qualidade da água do Rio Piracicaba visando a avaliação de sua capacidade de autodepuração**. Dissertação (Mestrado de *Magister Scientiae*) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015. Disponível em: <https://locus.ufv.br/handle/123456789/7356>. Acesso em: 29 mai. 2023.

FRAGA, M. de S.; REIS, G. B.; SILVA, D. D.; MOREIRA, M. C.; BORGES, A. C.; GUEDES, H. A. S. Modelagem sazonal da qualidade da água do rio Piracicaba para o cenário atual e futuro. **Revista Ibero- Americana de Ciências Ambientais**, [s.l.], v. 11, n. 2, p. 145-160, fev./mar. 2020. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0017>. Acesso em: 14 mai. 2020.

GALVÍNCIO, J. D., SOUZA, F. A. S., SHIRINIVASAN, V. S. Análise do relevo da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa. **Revista de Geografia**, Recife, p.54-69. 2006. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/viewFile/228652/23074>. Acesso em: 10 out. 2024.

GARCIAS, C. M., AFONSO, J. A. C. **Revitalização de rios urbanos**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA), 1, 2013. 131-144.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. **Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. [s.l.], v. 23, n. 2, p. 275-285, mar./abr. 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018169332>. Acesso em: 27 jan. 2024.

HAGHVERDI, A.B (2020). Impact of Flow Regime Alteration on Dissolved Oxygen Dynamics in Reservoirs. *Journal of Hydrology* v. 13, n. 4, p. 188-207.

HENZE, M., VAN LOOSDRECHT, M. C. M., EKAMA, G. & BRDJANOVIC, D. (2008) Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. **IWA Publishing, London, UK**. <https://doi.org/10.2166/9781780401867>.

HIDROTEC. **Atlas Digital das Águas de Minas**. Universidade Federal de Viçosa (UFV). 2011. Disponível em: <http://www.atlasdasaguas.ufv.br/>. Acesso em: 12 mai. 2023.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2023). **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte. Disponível em: <http://200.198.57.118:8080/handle/123456789/21>. Acesso em: 03 mai. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92 p.

JARDIM, R.; MATTOS, R. (2019). Poluição dos rios urbanos e os desafios para o saneamento no Brasil. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental*, v. 13, n. 2, p. 231-249.

JARVIE, H. P., HAYGARTH, P. M., NEAL, C., BUTLER, P., SMITH, B., NADEN, P. S., JOYNES, A., NEAL, M., WICKHAM, H., ARMSTRONG, L., HARMAN, S., PALMER-FELGATE, E. J. (2008). Stream water chemistry and quality along na upland - lowland rural land-use continuum, south west England. *Journal of Hydrology*, v.350, p. 215 – 231.

JARVIE, H. P., NEAL, C., & WITHERS, P. J. A. (2012). Nutrient enrichment and water quality in the context of ecological restoration. *Science of the Total Environment*, 434, 68-79.

KANAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; FERNANDES, C. V. S.; MASINI, L. S.; MARIN, M. C. F. C.; PORTO, M. F. A. (2008). Análise crítica da calibração do modelo de qualidade de água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, n.2, v.5, p.25-37.

KENDALL MG (1975). **Rank Correlation Methods**. 4^a ed. London: Charles Griffin.

KLEINMAN, P. J. A., SHARPLEY, A. N., BUDA, A. R., MCDOWELL, R. W., & ALLEN, A. L. (2011). **Soil controls of phosphorus in runoff: Management barriers and opportunities**. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(3), 329-338.

LARENTIS, D. G. (2004). **Modelagem matemática de qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas-RS**. 2004. 159f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. (2018). Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 125-135, jan./fev.. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018167115>. Acesso em: 09 mai. 2023.

LIMA, Ricardo Neves de Souza; RIBEIRO, Celso Bandeira de Melo; BARBOSA, Claudio Clemente Faria.; ROTUNNO FILHO, Otto Corrêa. (2016). Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 139-150, jan./mar. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522016000100139. Acesso em: 12 out. 2023.

LINDENSCHMIDT, K.E. (2006) **Effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertain in river water quality modeling**. *Ecological Modeling*. v. 190, p. 72-86.

MANN, HB. (1945) **Non-parametric tests against trend**. *Econometria*. v. 13. pr, v. 246.

LOPES, D. G.; SILVA, L. A. (2021). Impactos econômicos e ambientais da poluição hídrica: um estudo sobre os custos do tratamento de água. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 3, p. 357-368.

MANSOR, M.T.C.; TEIXEIRA FILHO, J., ROSTON, D. M. (2006) Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. **Campina Grande**, v. 10, n. 3, p. 715-723, jul./set. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662006000300026. Acesso em: 29 mai. 2023.

MARQUES, L. S. **Avaliação espaço temporal da qualidade da água e da concentração e distribuição de elementos químicos em sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara-MG**. 2016. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.

MARTINS, G. M.F.; COUTO, E.A.; MARQUES, G.M. (2021) **Modelagem matemática como suporte à gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Araçuaí (MG)**. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.12, n.11, p.335-348.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita reservoir, S.P.). In: SEGERS, H.; MARTEN, K. (Eds.). **Aquatic Biodiversity II: the diversity of aquatic ecosystems**. Amsterdam: Springer, 2005. p. 367-378.

MELLO, K., RANDHIR, T. O. (2018). **Urban growth and water stress in metropolitan São Paulo**. *Land Use Policy*, 79, 403-414.

MELLO, K., TANIWAKI, R. H., PAULA, F. R., VALENTE, A. R., RANDHIR, O. T., MACEDO, R. D., LEAL, G. C., RODRIGUES, B. C., HUGHES, M. R. Impactos do uso do solo em múltiplas escalas na qualidade da água: avaliação, planejamento e perspectivas futuras no Brasil. *Revista de Gestão Ambiental*, 2020.

MENDES, W. J. S. (2014). **Adaptação do modelo de Streeter-Phelps para modelagem da qualidade da água em uma grande bacia semiárida**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

MOURÃO JÚNIOR, P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG: estudo de caso sub-bacia do rio Piracicaba**. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

OLIVEIRA FILHO, A. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 3-14, jan./fev. 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017142354>. Acesso em: 09 jul. 2024.

OLIVEIRA, M. L. (2016). **Desenvolvimento de Método para Avaliação de Desempenho de Sistemas de Abastecimento de Água: Aplicação no Caso da RIDE DF e Entorno**. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTRH. DM – 180/16, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 235p.

OLIVEIRA, CF, DO VALLE JUNIOR, RF, VALERA, CA, RODRIGUES, VS, SANCHES FERNANDES, L. F., PACHECO, FAL, 2019. Modeling grassland conservation and its impact on stream water quality using partial least squares path modeling. *Sci. Total Environ.* 697, 134081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134081>.

OLIVEIRA, LM, MAILLARD, P., PINTO, EJA, 2016. Modeling the effect of land use/soil coverage on nitrogen, phosphorus and dissolved oxygen loads in Rio das Velhas using the concept of exclusive contribution area. *Environ. Monit. Assess.* 188 (6), 333. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5323-2>.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim**. 2007. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

OMS. Organização Mundial de Saúde (2011). **Diretrizes para a qualidade da água potável**. Genebra: OMS. Quarta edição.

OMS. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA – FAO (2018). **Compartilhar a água**. Fórum Mundial da Água, Brasília: FAO, p. 1-6. Disponível em: <<http://diplomatie.org.br/wpcontent/uploads/2018/03/Suplemento-FAO-Fórum-Mundial-da-Água.pdf>>. Acesso em: 14 mai. 2023.

ONU. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (2013). **O que é segurança hídrica? Infográfico**. Nova York. Disponível em: <<http://www.unwater.org/publications/water-security-infográfico/>>. Acesso em: 13 de mai de 2023

ONU. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (2015). **Transformando o nosso mundo: a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável**. Nova York. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>. Acesso em: 17 out. 2023.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA (UNESCO). **Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos recursos Hídricos: água para um mundo sustentável**. Sumário Executivo. Programa de Avaliação Mundial da Água das Nações Unidas, Gabinete do Programa de Avaliação Global da Água. Divisão de Ciências Hídricas. UNESCO, 2015. Disponível em: http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015Executiv eSummary_POR_web.pdf. Acesso em: 22 out. 2023.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. J. Qual2e model for the Corumbataí River. **Ecological Modelling**, n.1-2, v.198, p.269-275, 2006.

PANAGOPOULOS, Y., MAKROPOULOS, C., BALTAS, E., MIMIKOU, M. (2011). **SWAT parameterization for the identification of critical diffuse pollution source areas under data limitations**. Ecol. Model. 222 (19), 3500 e 3512.

PAZ, D.H.I. da; BARBOSA, I.M.B.R. (2010) **Estudo da redução da carga orgânica lançada em um trecho do Rio Capibaribe para atendimento à legislação ambiental**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2010. Maceió.

PERIN, L. T. **Uso do modelo QUAL/UFGM no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio km 119, Campo Mourão (PR)**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2013.

POMPEU, PS, et al. (2005). **Impactos antrópicos na ictiofauna do Rio das Velhas**. Ictiologia Neotropical, 3(4), 305-311.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G.. **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999.

REBOUÇAS, A. C. **Proteção dos recursos hídricos. Doutrinas Essenciais de Direito Ambiental**, v. 2, p. 26-64, mar., 2011.

REIS, J. S. A. **Modelagem matemática da qualidade da água para o alto Rio das Velhas/MG**. 2009. 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

REZENDE, S, C.; HELLER, L. (2002). O saneamento no Brasil: Políticas e interfaces. Belo Horizonte: UFMG.

SÁ, A. D. (2020). Uso da modelagem de qualidade da água para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Santa Bárbara – MG. 2020. 125 f. **Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas**. Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais.

SALLA, R.M.; PEREIRA, C.E.; ALAMY FILHO, J.E.; PAULA, L.M. de; PINHEIRO, A.M. (2013). Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Revista de Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105-114.

SANTOS, J. et al. (2021). **Influência do Regime Hidrológico na Dinâmica do Nitrogênio em Reservatórios Tropicais**. *Journal of Hydrology*, 595, 125706.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; CONÇALVES, J. C. S. I. (2008) **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP)**. *Engenharia Sanitária Ambiental*, n.3, v.13, p.329-338.

SCOLFORO, J.R e CARVALHO, L.M.T. **Mapeamento e inventário da flora nativas dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras:UFLA,288 P,2007.

SILVA, José Irivaldo Alves Oliveira; LEITE, José Rubens Morato. **O instituto jurídico da segurança hídrica e a necessidade de um ajuste normativo e jurisprudencial**. *Novos Estudos Jurídicos*, v. 24, n. 3, p. 972-1005, 2019. Disponível em: <<https://siaiap32.univali.br/seer/index.php/nej/article/view/15510/pdf>>. Acesso em: 27 abr. 2023.

SILVA, M. M. A. P. de M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. [s.l.]. v. 22. n. 1. p. 133-143. jan./fev. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017134420>. Acesso em: 17 out. 2023.

SISEMA. **Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. Belo Horizonte: IDE-SISEMA, 2024. Disponível em: idesisema.meioambiente.mg.gov.br. Acesso em: 17 set. 2024.

SMITH, R. A (2003). Eutrophication and nutrient transport in the Mississippi River Basin. *Hydrological Processes*.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - Série Histórica. **Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento**. 2021. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 03 setembro de 2024.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - Série Histórica. **Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento**. 2022. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 04 setembro de 2024.

TEODORO, A.; IDE; C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFGM: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 18, n. 3, p. 275-288, jul./set. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300010>. Acesso em: 06 mai. 2023.

TUNDISI, J. G. **Governança da Água**. Revista UFGM, v. 20, n.2, p. 222-235. 2013. <https://doi.org/10.35699/2316-770X.2013.2698>. Acesso em: 25 abr. 2023.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. The United Nations World Water Development Report 2017. **Wastewater the Untapped Resource**. França, 2017. Disponível em: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017-waste-water-the-untapped-resource/>. Acesso em: 02 mar. 2023.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **Water for a sustainable world**. Paris, 2015. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2023

VALE. Revisão dos recursos da Mina de Brucutu: **relatório interno**. Belo Horizonte: Vale, 2021. 58 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFGM), v.7, 1ª Ed., 588 p, 2007.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. vol. 7, 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFGM, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto.** vol. 1, 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (WWAP). **The United Nations World Water Development Report 2015:** Water for a Sustainable World. Paris, UNESCO, 2015.

2030 WATER RESEARCH GROUP (2030 WRG). **Charting Our Water Future:** Economic frameworks to inform decision-making. Water Research Group, 2009.