



**Universidade Federal de Itajubá**  
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas



Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos  
**PROFÁGUA**

Aline Dias de Sá

**Uso da modelagem de qualidade da água na gestão dos recursos hídricos  
aplicada à bacia do rio Santo Antônio/MG**



Itabira – Minas Gerais

2020

Aline Dias de Sá

**Uso da modelagem de qualidade da água na gestão dos recursos hídricos  
aplicada à bacia do rio Santo Antônio/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

19 de outubro de 2020

Banca Examinadora:

---

Orientador: Prof. Dr. Eduardo de Aguiar do Couto

Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

---

Prof. Dr. Roberto César de Almeida Monte-Mor

Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Lúcia Calijuri

Departamento de Engenharia Civil – UFV

---

Itabira – Minas Gerais

2020

À minha família, em especial aos meus pais, Jorge e Neide, que se fazem presentes e celebram todas minhas conquistas.

Ao meu namorado, Marconi, meu companheiro, por todo amor, incentivo, apoio e compreensão.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pois não conseguiria chegar até aqui sem as bênçãos do Senhor.

Agradeço a todo corpo docente da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), pólo Itabira, que se empenharam para integrar à faculdade ao programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA).

Ao meu orientador, Prof. Dr. Eduardo de Aguiar do Couto, pela orientação madura e objetiva, sempre me incentivando e guiando pelos melhores caminhos de estudos e pela confiança em mim depositada. Agradeço a dedicação do seu tempo em me ajudar com correções de artigos, prêmios, projetos de pesquisa, que me proporcionaram crescimento acadêmico, e também, pela paciência e amizade durante esse período.

A todos os professores que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, com conhecimentos, experiência, apoio acadêmico e emocional, em especial a Profa. Dra. Eliane Maria Vieira, que me auxiliou na elaboração dos mapas deste trabalho, a Profa. Dra Ana Carolina Vasques Freitas, que me ajudou na estruturação inicial do trabalho e com os dados de reanálises de temperatura, e ao Prof. Dr. Roberto César de Almeida Monte-Mor, pelo incentivo e disponibilidade em me ajudar com dados e cálculos de hidrologia.

À minha família, pelo amor e carinho, em especial aos meus pais, Jorge e Neide, sempre acreditando no meu potencial, me apoiando e incentivando a estudar, sendo os primeiros a comemorar as minhas conquistas com muito orgulho, e à minha irmã Natália, que está sempre ao meu lado, deixando a caminhada mais leve e descontraída.

Ao meu namorado Marconi, por me ajudar a crescer e enfrentar todos os desafios de forma especial e carinhosa, compartilhando comigo todos os momentos e planos para o nosso futuro.

À minha amiga, Shirley Ávila, que abriu as portas da sua casa e me acolheu com uma irmã. Agradeço a amizade e consideração.

A todos os amigos desta turma de Mestrado, que cada um com sua personalidade se tornaram inesquecíveis nesta minha caminhada, aprendi muito com vocês e tenham a certeza de que estas amizades ultrapassam este período acadêmico para toda a vida.

O presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Uma pessoa inteligente resolve um problema, um sábio o previne.

*Albert Einstein*

## RESUMO

SÁ, Aline Dias de. **Uso da modelagem de qualidade da água para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Santo Antônio – 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, 2020.

O lançamento de efluentes domésticos sem tratamento prévio nos corpos hídricos é um dos grandes problemas do saneamento básico que possui diversas implicações na qualidade da água e reflete na saúde da população que dela depende. Aliado a isso, são necessários altos investimentos neste setor para solucionar este problema, e por isso, é essencial realizar um planejamento eficiente utilizando-se ferramentas que possibilitem a análise das interações que ocorrem no corpo hídrico. Para isso, podem ser utilizados os modelos matemáticos, que analisam conjuntamente qualidade e quantidade de água, além de simular o comportamento atual e futuro do corpo hídrico. Desta forma, o objetivo desta pesquisa é avaliar alternativas de gestão dos recursos hídricos para a bacia do rio Santo Antônio, utilizando modelagem matemática de qualidade da água. Os parâmetros modelados foram: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), variações de nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e *Escherichia coli* utilizando o modelo QUAL-UFMG. Para a calibração e validação do modelo foram utilizados dados do monitoramento de estações fluviométricas de qualidade localizadas no rio Santo Antônio. Ao final, foram simulados 3 cenários de intervenção prevendo a implantação de sistemas de tratamento de efluentes e considerando o trecho inicial do rio com classificação mais restrita, classe 1. Os resultados mostraram que o rio Santo Antônio tem capacidade de autodepuração e diluição para todos os parâmetros analisados, com exceção do fósforo total no trecho próximo à sua foz. No cenário atual, a modelagem de fósforo total revelou que apenas 14,8%, do trecho próximo à sua foz, atende a legislação. Entretanto, nos cenários que previam a implantação de tratamento de efluentes em todas as sedes urbanas da bacia, o trecho passou a estar em conformidade em 66,8% de sua extensão. Ao considerar parte do trecho do rio como classe 1, a modelagem de cenários futuros do parâmetro *E. coli* indicou a necessidade de tratamento secundário de efluentes em todas as sedes urbanas da bacia. Por outro lado, a modelagem de DBO revelou que a implantação de sistemas de tratamento secundário apenas em sedes urbanas com população superior a 5 mil habitantes seria capaz de diminuir as concentrações a valores dentro do limite da legislação. Isso demonstra que a modelagem de OD e DBO, apenas, é insuficiente para determinar a necessidade de intervenção para melhoria da qualidade da água de um curso hídrico.

**Palavras-Chave:** QUAL-UFMG. Efluentes domésticos. ETEs. Modelagem de qualidade da água.

## ABSTRACT

SÁ, Aline Dias de. **Use of water quality modeling to assess the self-purification capacity of the Santo Antônio river - 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, 2020.

The release of untreated domestic effluents into water bodies is one of the major problems of basic sanitation, which has several implications for water quality and reflects on the health of the population that depends on it. Allied to this, high investments in this sector are necessary to solve this problem, and for this reason, it is essential to carry out an efficient planning using tools that enable the analysis of the interactions that occur in the water body. For that, mathematical models can be used, which jointly analyze water quality and quantity, in addition to simulating the current and future behavior of the water body. Thus, the objective of this research is to evaluate alternatives for the management of water resources for the Santo Antônio River basin, using mathematical modeling of water quality. The modeled parameters were: dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), nitrogen variations (organic, ammoniacal, nitrite and nitrate), total phosphorus and *Escherichia coli* using the QUAL-UFMG model. For the calibration and validation of the model, data from the monitoring of quality fluviometric stations located on the Santo Antônio river were used. At the end, 3 intervention scenarios were simulated, foreseeing the implementation of effluent treatment systems and considering the initial stretch of the river with a more restricted classification, class 1. The results showed that the Santo Antônio river has self-cleaning and dilution capacity for all parameters analyzed, with the exception of total phosphorus in the section near its mouth. In the current scenario, the total phosphorus modeling revealed that only 14.8% of the stretch near its mouth meets the legislation. However, in the scenarios that envisaged the implementation of effluent treatment in all urban centers in the basin, the stretch became compliant in 66.8% of its extension. When considering part of the stretch of the river as class 1, the modeling of future scenarios for the *E. coli* parameter indicated the need for secondary effluent treatment in all urban centers of the basin. On the other hand, BOD modeling revealed that the implementation of secondary treatment systems only in urban centers with a population greater than 5,000 inhabitants would be able to decrease concentrations to values within the limit of the legislation. This demonstrates that the modeling of DO and BOD alone is insufficient to determine the need for intervention to improve the quality of water in a watercourse.

**Keywords:** QUAL-UFMG. Domestic effluents. STP. Modeling water quality.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d’água. Delimitação das zonas de autodepuração. ....	8
Figura 2 – Etapas da pesquisa de modelagem da qualidade da água do rio Santo Antônio ....	20
Figura 3 – Mapa de localização da bacia do rio Santo Antônio .....	22
Figura 4 – Municípios abrangidos pelo limite da bacia hidrográfica do rio Santo Antônio ....	23
Figura 5 – Mapa das zonas climáticas da bacia do rio Santo Antônio .....	25
Figura 6 – Mapa de biomas da bacia do rio Santo Antônio .....	26
Figura 7 – Mapa da situação dos empreendimentos hidrelétricos da bacia do rio Santo Antônio .....	27
Figura 8 – Mapa de empreendimentos da bacia do rio Santo Antônio .....	28
Figura 9 – Planilha “FórmulasCoefic” do modelo QUAL-UFMG .....	35
Figura 10 – Planilha “Diagrama Unifilar” do modelo QUAL-UFMG .....	36
Figura 11 – Dados de entrada iniciais da Planilha “RioPrincipal” do modelo QUAL-UFMG	37
Figura 12 – Parte dos cálculos dos perfis de concentração da planilha “RioPrincipal” do modelo QUAL-UFMG .....	37
Figura 13 – Sobreposição dos critérios de enquadramento para a bacia do rio Santo Antônio	39
Figura 14 – Mapa de temperaturas médias, referente aos anos de 2016 e 2018, da bacia do rio Santo Antônio.....	41
Figura 15 – Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Santo Antônio.....	54
Figura 16 – Mapa de localização dos lançamentos de efluentes no rio Santo Antônio com destaque às microbacias de drenagem e localização das estações fluviométricas em cada sub-bacia .....	56
Figura 17 – Diagrama Unifilar do rio Santo Antônio .....	58
Figura 18 – Mapa do modelo digital de elevação elaborado para a bacia do rio Santo Antônio .....	63
Figura 19 – Perfil longitudinal do rio Santo Antônio .....	63
Figura 20 – Perfil de vazão do rio Santo Antônio (situação atual).....	71
Figura 21 – Perfil de OD do rio Santo Antônio (situação atual) .....	72
Figura 22 – Perfil de DBO do rio Santo Antônio (situação atual) .....	73
Figura 23 – Perfil das variações de Nitrogênio do rio Santo Antônio (situação atual) .....	75
Figura 24 – Perfil de Fósforo e suas variações no rio Santo Antônio (situação atual).....	77



Figura 25 – Perfil de <i>E. coli</i> do rio Santo Antônio .....	78
Figura 26 – Perfil de OD e DBO das simulações dos cenários do rio Santo Antônio.....	80
Figura 27 – Perfis das variações de Nitrogênio dos cenários do rio Santo Antônio .....	82
Figura 28 – Perfil de variações de Fósforo dos cenários do rio Santo Antônio .....	83
Figura 29 – Perfil de <i>E. coli</i> dos cenários do rio Santo Antônio .....	85

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos da parte mineira da bacia do rio Doce.....	22
Quadro 2 – Imagens de satélite utilizadas para elaboração do mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Santo Antônio .....	30
Quadro 3 – Seleção das camadas para o limite da bacia do rio Santo Antônio .....	31
Quadro 4 – Estações da rede de monitoramento da bacia do rio Santo Antônio .....	32
Quadro 5 – Disponibilidade de dados nas estações fluviométricas do rio Santo Antônio.....	34
Quadro 6 – Valores de DBO <sub>5</sub> em função das características do curso d’água.....	38
Quadro 7 – Concentração de saturação de oxigênio em água limpa (mg/L) .....	40
Quadro 8 – 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 Santo Antônio....	42
Quadro 9 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K <sub>1</sub> , K <sub>s</sub> e K <sub>d</sub> ) (base e, 20 °C) .....	43
Quadro 10 – Valores de coeficientes K <sub>2</sub> (d <sup>-1</sup> ) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d’água (base e, 20°C) .....	43
Quadro 11 – Equações para estimativa do coeficiente K <sub>2</sub> , segundo Melching e Flores (1999) .....	43
Quadro 12 – Equações para estimativa do coeficiente K <sub>2</sub> , segundo Tsioglou e Wallace.....	44
Quadro 13 – Valores típicos de K <sub>2</sub> (base e, 20°C).....	44
Quadro 14 – Valores usuais dos coeficientes do modelo de coliformes totais e fósforo em rios .....	45
Quadro 15 – Valores usuais dos coeficientes do modelo de nitrogênio em rios.....	46
Quadro 16 – Carga per capita dos parâmetros físico-químicos dos esgotos sanitários .....	48
Quadro 17 – Projeção da população urbana dos municípios da bacia do rio Santo Antônio, para o ano de 2035 e tipologias de ETEs existentes e projetadas .....	51
Quadro 18 – Eficiências típicas de remoção para DBO <sub>5</sub> , Amônia-N, N <sub>total</sub> , P <sub>total</sub> e Coliformes.....	52
Quadro 19 – Localização dos pontos de lançamentos de efluentes no rio Santo Antônio com valores de vazão do rio e dos lançamentos .....	59

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 – Distribuição da população nos municípios inseridos na UPGRH DO3.....	24
Tabela 2 – Dados de vazão de esgoto e índices de coleta e tratamento do esgoto na bacia do rio Santo Antônio.....	29
Tabela 3 – Dados de temperatura de cada trecho do rio Santo Antônio.....	60
Tabela 4 – Dados de entrada do rio Santo Antônio.....	60
Tabela 5 – Dados de entrada iniciais dos corpos hídricos afluentes do rio Santo Antônio modelados.....	61
Tabela 6 – Coeficientes dos corpos hídricos afluentes do rio Santo Antônio modelados.....	62
Tabela 7 – Declividade de cada trecho definido.....	64
Tabela 8 – Estimativa do QPC, da vazão gerada, da porcentagem de efluentes lançados e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos de ETEs existentes na bacia do rio Santo Antônio.....	65
Tabela 9 – Estimativa das cargas dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos na bacia do rio Santo Antônio.....	67
Tabela 10 – Estimativa das cargas dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos utilizadas como lançamento pontual na modelagem do rio Santo Antônio.....	68
Tabela 11 – Calibração e validação do modelo analisados a partir do índice RMEQ.....	69

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AAI	Avaliação Ambiental Integrada
AGEVAP	Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
ANA	Agência Nacional das Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
CEIVAP	Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais
CNS	Coefficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias a 20 °C de temperatura
DBOC	Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea
DBOr	Demanda Bioquímica de Oxigênio do rio
DGI-INPE	Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
DRS	Despacho de Registro de Adequação do Sumário Executivo
DN	Deliberação Normativa
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuárias
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
F <sub>nitr</sub>	Fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDE-Sisema	Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IEDE-MG	Infraestrutura Estadual de Dados Espaciais de Minas Gerais
IEF	Instituto Estadual de Florestas
INDE	Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
INCA	Modelo de Captação Integrada
K <sub>1</sub>	Coefficiente de desoxigenação no laboratório (d <sup>-1</sup> )

$K_2$	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 ( $d^{-1}$ )
$K_{nitrOD}$	Coeficiente de inibição da nitrificação por baixo OD ( $d^{-1}$ )
$K_{nn}$	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 ( $d^{-1}$ )
LULC	Uso e ocupação do solo
N	Nitrogênio
$N_{amon}$	Nitrogênio amoniacal
$N_{nitra}$	Nitrato
$N_{nitri}$	Nitrito
NMP	Número mais provável
$N_{org}$	Nitrogênio orgânico
$N_{tot}$	Nitrogênio total
OD	Oxigênio Dissolvido
ODr	Oxigênio Dissolvido no rio
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
$OD_{sat}$	Oxigênio Dissolvido de saturação
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
PARH	Plano de Ação de Recursos Hídricos
PB	Projeto Básico
PCH	Pequena Central Hidrelétrica
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
$P_{inorg}$	Fósforo inorgânico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
$P_{org}$	Fósforo orgânico

PROFÁGUA	Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos
$P_{tot}$	Fósforo total
Q	Vazão
$Q_{d\text{ méd}}$	Vazão doméstica média de esgoto (L/s)
$Q_{10}$	Vazão de referência em que 10% dos dados diários de vazão da série são iguais ou superiores a ela, ou seja, 90% das vazões diárias são inferiores.
$Q_{7,10}$	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)
$Q_{90}$	Vazão de referência em que 90% dos dados diários de vazão da série são iguais ou superiores a ela, ou seja, 10% das vazões diárias são inferiores.
QPC	Quota per capita de água (L/hab.d)
R	Coefficiente de retorno esgoto/água
RHN	Rede Hidrometeorológica Nacional
RMEQ	Raiz Média dos Erros Quadrados
$R_{O_{2amon}}$	Relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito
$R_{O_{2nitri}}$	Relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de nitrito oxidado a nitrato
RPI	<i>River Pollution Index</i>
SAD-IPH	Sistema de Apoio à Decisão/Instituto de Pesquisas Hidráulicas
$S_{amon}$	Fluxo de liberação de amônio pelo sedimento de fundo (g/m <sup>2</sup> .d)
SEMAD	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SISEMA	Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
$S_{Pinorg}$	Fluxo de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (g/m <sup>2</sup> .d)
SSD	Sistema de Suporte à Decisão
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
T	Temperatura (°C)
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFV	Universidade Federal de Viçosa

UH	Usina Hidrelétrica
Und log	Unidade logarítmica
UNESCO	Organização das Nações Unidas para Educação, a Ciência e a Cultura
UNESP	Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WASP	<i>Water Quality Simulation Program</i>
WWAP	<i>World Water Assessment Programme</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>ADERÊNCIA DO ESTUDO ÀS LINHAS DE PESQUISA DO PROFÁGUA .....</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>5</b>
<b>3.1</b>	<b>Objetivo geral .....</b>	<b>5</b>
<b>3.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>5</b>
<b>4</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>6</b>
<b>4.1</b>	<b>Qualidade da água e gestão de recursos hídricos .....</b>	<b>6</b>
<b>4.2</b>	<b>A capacidade de autodepuração em cursos hídricos.....</b>	<b>7</b>
<b>4.3</b>	<b>Modelos de qualidade da água .....</b>	<b>10</b>
<i>4.3.1</i>	<i>Modelo de Streeter-Phelps.....</i>	<i>14</i>
<i>4.3.2</i>	<i>Modelo QUAL2E.....</i>	<i>15</i>
<i>4.3.3</i>	<i>Modelo QUAL2Kw.....</i>	<i>16</i>
<i>4.3.4</i>	<i>Modelo QUAL-UFMG.....</i>	<i>17</i>
<b>5</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>20</b>
<b>5.1</b>	<b>Caracterização da área de estudo .....</b>	<b>21</b>
<b>5.2</b>	<b>Mapa de uso e ocupação do solo .....</b>	<b>30</b>
<b>5.3</b>	<b>Levantamento de informações sobre lançamento de efluentes urbanos e monitoramento de qualidade da água da bacia.....</b>	<b>30</b>
<b>5.4</b>	<b>Seleção de dados do monitoramento de qualidade da água.....</b>	<b>33</b>
<b>5.6</b>	<b>Determinação e Inserção dos dados no modelo.....</b>	<b>38</b>
<b>5.7</b>	<b>Modelagem da situação atual.....</b>	<b>48</b>
<b>5.8</b>	<b>Calibração do modelo.....</b>	<b>49</b>
<b>5.9</b>	<b>Validação do modelo .....</b>	<b>50</b>
<b>5.10</b>	<b>Determinação de cenários futuros .....</b>	<b>50</b>
<b>5.11</b>	<b>Modelagem dos cenários .....</b>	<b>53</b>
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>54</b>
<b>6.1</b>	<b>Mapa de uso e ocupação do solo .....</b>	<b>54</b>
<b>6.2</b>	<b>Diagrama Unifilar .....</b>	<b>55</b>
<b>6.3</b>	<b>Dados de entrada para modelagem de qualidade da água.....</b>	<b>59</b>
<i>6.3.1</i>	<i>Dados de entrada iniciais e coeficientes do modelo .....</i>	<i>59</i>
<i>6.3.2</i>	<i>Cálculo de concentração dos efluentes .....</i>	<i>64</i>
<b>6.4</b>	<b>Calibração e validação do modelo .....</b>	<b>69</b>
<b>6.6</b>	<b>Simulação – situação atual.....</b>	<b>70</b>
<b>6.7</b>	<b>Simulação dos cenários.....</b>	<b>79</b>
<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>88</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>89</b>
	<b>APÊNDICES.....</b>	<b>98</b>



## 1 INTRODUÇÃO

A água é elemento essencial para sobrevivência dos seres vivos no planeta e um recurso indispensável para o desenvolvimento das atividades econômicas. A Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433/1999, evidencia a água como um recurso dotado de valor econômico e de natureza limitada. Devido a estas duas principais características da água, é imprescindível a existência de um modelo de gestão dos recursos hídricos eficiente que proporcione a utilização da água de forma equilibrada em quantidade e qualidade para todos que dela necessitem.

De acordo com Leão *et al* (2016) a problemática em torno da água ganhou destaque nos últimos anos devido aos casos recorrentes de déficit hídrico em diversas cidades brasileiras e ao redor do mundo, fazendo assim, que a temática ganhasse espaço na agenda internacional. Neste sentido, em 2015, a Agenda 2030 traçou um plano de ações focado no planeta e nas pessoas, contendo 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), sendo que um deles é assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos (ONU, 2015).

A essencialidade da água a torna o único meio pelo qual grandes crises mundiais podem ser abordadas conjuntamente, como de energia, alimentos, saúde e economia. A tendência é que no futuro o uso dos recursos hídricos sofram gradualmente mais pressão e espera-se que mudanças climáticas ameacem sua disponibilidade, e simultaneamente a tudo isso, a demanda por água aumente (UNESCO, 2012). Sendo assim, é necessário realizar um planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos de maneira eficaz e estratégica, visando reduzir as pressões ambientais que colocam em risco a sua disponibilidade.

É importante enfatizar que a degradação da qualidade da água tem relação direta com a quantidade disponível para uso. Isso porque, a água para abastecimento humano, por exemplo, exige condições e padrões de qualidade mais restritivos do que para outros tipos de usos. Sendo assim, para que as águas de um manancial que recebe cargas poluentes possam ser utilizadas para abastecimento humano, estas devem ser submetidas a tratamentos que possibilitem que suas águas alcancem o padrão determinado para esse uso. Dependendo do nível de contaminação, o tratamento do corpo hídrico é inviável financeiramente. Logo, esta água fica restrita a usos menos exigentes e a quantidade para usos mais nobres é comprometida.

Assim, de acordo com a Agência Nacional das Águas - ANA e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - PNUMA (2013), para o atendimento das necessidades básicas dos seres humanos e do meio ambiente, a qualidade da água é tão importante quanto a quantidade. Mas, as organizações ainda ressaltam que, apesar de ambas estarem intimamente

interligadas, a quantidade volumétrica da água nas últimas décadas recebeu mais atenção do público, investimentos e apoios científicos.

Leão *et al* (2016) ressaltam que os investimentos em sistemas de abastecimento de água para redução de perdas, criação de políticas públicas de incentivo ao reuso e aumento da eficiência no uso da água pelo setor agrícola e industrial são algumas ações necessárias para reduzir os riscos de escassez hídrica. Porém, para reverter o quadro de poluição e contaminação dos corpos hídricos, buscando aumentar a oferta de água e reduzir os riscos de vulnerabilidade e escassez hídrica é fundamental que se priorize ações no setor de saneamento direcionando investimentos para rede coletoras de esgotos sanitários e aumento do índice de tratamento de esgotos coletados.

No Brasil, as redes coletoras de esgotos alcançam 61,4% da população urbana. Entretanto, nem todo esgoto coletado é tratado. Desta porcentagem, 18,8% do esgoto coletado não recebe nenhum tipo de tratamento. E ainda, 38,6% da população urbana não são atendidas nem mesmo com a coleta do esgoto. O lançamento direto dos efluentes em corpos hídricos podem ocorrer desde que atendam as condições e padrões especificadas na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, que em relação ao parâmetro DBO exige-se uma remoção de 60% da carga. Porém, a realidade brasileira é de que, de toda a carga de efluentes gerada no país, apenas 39% são removidas com tratamento (ANA, 2017).

A situação de atendimento da população urbana da bacia do rio Santo Antônio com serviços de esgotamento sanitário pode ser caracterizada da seguinte forma: 72,5% do esgoto da bacia possuem redes coletoras, mas apenas 3,4% destes, passam por algum tipo tratamento, 0,8% é atendida com solução individual (fossa séptica) e 26,6% do esgoto lançado na bacia carece de atendimento com redes coletoras e tratamento de esgoto (ANA, 2017). Desta forma, dos esgotos lançados nos corpos hídricos da bacia, 95,8% estão em desacordo com a legislação vigente referente a lançamentos de efluentes. Isso compromete a qualidade da água, podendo inviabilizar usos atuais e ainda impactar na saúde da população, evidenciando assim, a necessidade de um planejamento que contemple a implantação de redes coletoras e tratamentos de esgotos.

Na tomada de decisões sobre a melhoria da qualidade ambiental da bacia, é necessário avaliar além da sustentabilidade ambiental, a financeira, com a aplicação adequada do dinheiro público. Assim, é essencial utilizar instrumentos que possibilitem compreender a situação atual de poluição da bacia e também realizar previsões de cenários futuros, dos quais, a melhor solução simulada deve ser utilizada para assegurar os investimentos. Nesta seara, os modelos de qualidade da água são ferramentas importantes para auxiliar no planejamento e

gerenciamento dos recursos hídricos, analisando cenários de intervenção e medidas de controle ambientais (SILVA; FARIA; MOURA, 2017).

Silva, Faria e Moura (2017) ressaltam que os modelos de qualidade da água podem ser aplicados em estudos de concepção de tratamento de esgotos, e também em estudos de empreendimentos de usinas hidrelétricas e processos de licenciamento ambiental. Estes modelos são capazes de simular o transporte de contaminantes em rios e gerar resultados consistentes, possibilitando assim, realizar o monitoramento ambiental dos corpos hídricos (CUNHA; FERREIRA, 2019).

Existem diversos estudos que utilizam a modelagem de qualidade da água como suporte à tomada de decisão, como por exemplo, o estudo “Atlas Esgoto: despoluição das bacias hidrográficas”, de âmbito nacional, no qual a ANA em parceria com a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades (SNSA/MCidades) elaborou um diagnóstico do esgotamento sanitário no Brasil, sendo a avaliação do impacto dos lançamentos de esgotos urbanos nos corpos d’água apoiada pela modelagem matemática de qualidade da água (ANA, 2017).

Para Fleck, Tavares e Eyng (2013), a possibilidade de estimar o potencial de autodepuração e de ser utilizado como base concreta nos processos de tomada de decisão, são características dos modelos de qualidade da água que auxiliam na gestão e proteção dos recursos hídricos.

Portanto, para auxiliar nas tomadas de decisões da bacia do rio Santo Antônio, esta pesquisa visa utilizar o modelo matemático de qualidade da água, QUAL-UFMG, para avaliar alternativas de gestão de recursos hídricos para a bacia do rio Santo Antônio, a partir da simulação dos impactos dos lançamentos de esgotos urbanos. Para isso, serão consideradas a situação atual da bacia e cenários futuros, com horizonte para 2035.

## **2 ADERÊNCIA DO ESTUDO ÀS LINHAS DE PESQUISA DO PROFÁGUA**

O Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA) possui duas áreas de concentração e quatro linhas de pesquisa. Este estudo insere-se na área de concentração “Regulação e governança de recursos hídricos” que destaca a falta de entendimento da gestão de recursos hídricos sob uma visão holística e multidisciplinar. Isso reflete no não cumprimento da Lei das Águas em sua plenitude, devido aos diferentes atores e relações de poder desenvolvidas nos colegiados do sistema de gestão. Assim, ressalta-se o papel dos gestores, em nível municipal, estadual ou federal, na atuação da regulação do acesso e serviços básicos de abastecimento de água e saneamento e demais serviços públicos relacionados. Neste sentido, o objetivo final desta área é o desenvolvimento de novas metodologias que possibilitem arranjos mais eficientes para a gestão de recursos hídricos e para a gestão de riscos e eventos críticos abordados em duas linhas de pesquisa derivadas desta área de concentração (UNESP, 2018).

A linha de pesquisa que se relaciona este estudo é a de “Segurança hídrica e usos múltiplos da água”, pelo fato desta incentivar, entre outros aspectos, projetos sobre poluição de corpos hídricos que buscam o entendimento da dinâmica espacial e temporal deste problema para a realização de modelos de previsão e gestão de risco de eventos extremos. Para isso, dentre outras opções, podem ser desenvolvidas modelagens de cargas e eventos críticos de contaminação de corpos hídricos, com o objetivo de estimar cargas de poluição, identificar fontes poluidoras e traçar estratégias de controle de poluição para melhoria da gestão de eventos críticos de contaminação e no subsídio da tomada de decisões pelos órgãos gestores e colegiados do sistema de gestão das águas (UNESP, 2018).

Logo, este trabalho adere-se perfeitamente a área de concentração e linha de pesquisa do PROFÁGUA, pois neste estudo foi utilizado um modelo de qualidade da água para auxiliar na gestão de recursos hídricos da bacia do rio Santo Antônio, ou seja, estimou-se as cargas de poluição na dinâmica espacial e temporal do rio, e ainda traçou-se estratégias de controle com previsão de cenários que possibilitam subsidiar decisões de órgãos gestores.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar alternativas de gestão dos recursos hídricos para a bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, utilizando modelagem matemática de qualidade da água.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Identificar possíveis fontes de contaminação pontual e difusa na bacia do rio Santo Antônio;
- 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 Santo Antônio;
- Simular diferentes cenários de intervenção nas condições sanitárias da bacia com vistas ao estabelecimento de prioridades na tomada de decisões.

## 4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 4.1 Qualidade da água e gestão de recursos hídricos

Segundo a UNESCO (2012) a água é essencial para o bem-estar das pessoas, para o adequado funcionamento dos sistemas naturais e para a produção econômica. Entretanto, para a utilização do ser humano é necessário que a água esteja livre de contaminações físicas, químicas e biológicas. Também dependem de água limpa os animais, plantas e habitats que sustentam a biodiversidade. Somado a isso, é necessário determinado grau de qualidade para movimentar as indústrias, para a produção de alimentos e fornecimento de energia (ANA; PNUMA, 2013). Sendo assim, o elemento central para a sustentabilidade das funções desempenhadas pela água no planeta, é o seu grau de qualidade.

É importante ressaltar 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.

Para von Sperling (2014a) 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, 2012).

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

As fontes de poluição podem ser divididas em fontes pontuais e 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 a poluição difusa está associada 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; TEIXEIRA FILHO; ROSTON, 2006).

Brites e Gastaldini (2007) destacam que 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. Ressaltam ainda que, em casos de bacias hidrográficas urbanizadas a carga poluente e o volume escoado aumentam, gerando assim, maior impacto devido a urbanização.

#### **4.2 A capacidade de autodepuração em cursos hídricos**

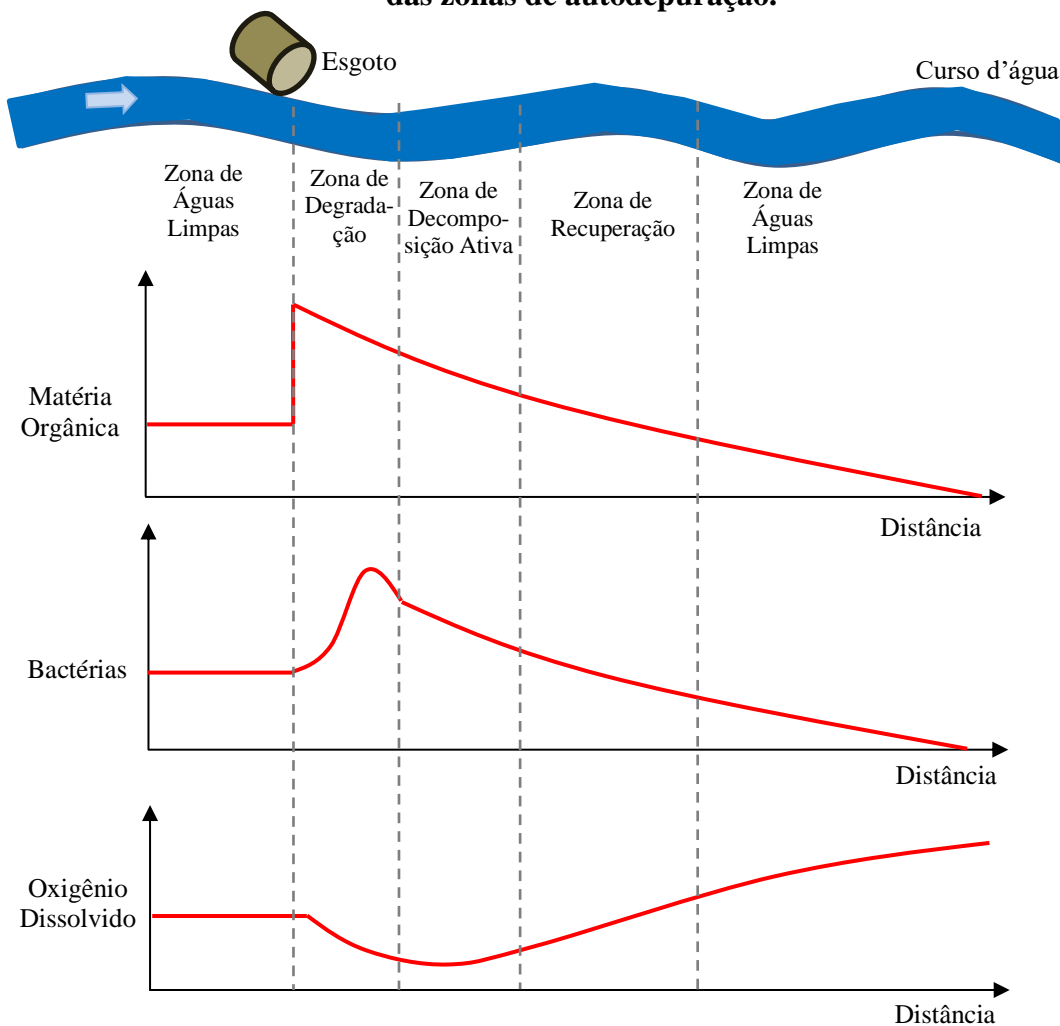
A autodepuração é o processo natural pelo qual um corpo hídrico passa para se recuperar do lançamento de uma descarga de material orgânico biodegradável (GOMES *et al.*, 2018). Fraga (2015) destaca que o principal meio de introdução de matéria orgânica nos cursos d'água ocorre pelos lançamentos de efluentes domésticos, agrícolas e industriais.

É possível observar o fenômeno da autodepuração nos ambientes aquáticos quando ocorre o lançamento de um poluente e após um determinado espaço e tempo o meio apresenta características próximas daquelas anteriores ao evento de poluição (FERREIRA, 2014). Fraga (2015) considera que no momento anterior ao lançamento dos poluentes, o ecossistema aquático está em estado de equilíbrio. Entretanto, o lançamento da matéria orgânica causa uma desorganização no meio quebrando este estado de equilíbrio, mas existe uma tendência natural de reorganização do ecossistema aquático, entendido como o processo de autodepuração.

Von Sperling (2014a) destaca que em decorrência do incremento de concentração de certos produtos e subprodutos da decomposição, não existe uma autodepuração absoluta. O que ocorre é o equilíbrio do ecossistema mas em condições diferentes das anteriores.

A degradação da matéria orgânica, que acarreta no fenômeno de autodepuração, ocorre em função da ação de microorganismos aeróbios presentes na água associados aos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD) (CUNHA, 2016). Neste sentido, von Sperling (2014a) afirma que a autodepuração pode ser indentificada fisicamente no rio observando-se a trajetória dos parâmetros matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido, que se dividem em quatro zonas, sendo elas, a de degradação, decomposição ativa, recuperação e águas limpas, representadas na Figura 1.

**Figura 1 – Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. Delimitação das zonas de autodepuração.**



Fonte: Adaptado de von Sperling (2014a)



Observa-se, na Figura 1, que no momento anterior a introdução de esgoto, o corpo hídrico apresentava-se em equilíbrio, na zona de águas limpas. Após o lançamento de esgoto, verifica-se a zona de degradação, na qual altera-se as características químicas da água, aumentando a concentração de matéria orgânica instantaneamente, e conseqüentemente, a concentração de bactérias também aumenta gradativamente devido a maior disponibilidade de alimento. Entretanto, a concentração de oxigênio dissolvido irá diminuir, conforme as bactérias aumentam. Isso ocorre devido ao fato das bactérias decompositoras aeróbias utilizarem o oxigênio como acceptor final de elétrons na sua respiração.

Na zona de decomposição ativa, observa-se que a ação das bactérias diminuem a concentração de matéria orgânica, esta restrição de alimento resulta também na diminuição das bactérias. Posteriormente, na zona de recuperação, com a matéria orgânica praticamente toda consumida, a quantidade de bactérias decairá juntamente ao consumo de oxigênio, resultando no aumento deste último parâmetro. E por fim, a evolução destes parâmetros, neste sentido, tem como consequência o reequilíbrio do ecossistema aquático, porém, em condições diferentes da inicial.

Assim, a autodepuração surge como uma opção que pode ser utilizada, desde que se respeite os critérios técnicos estabelecidos na legislação vigente (SALLA *et al.*, 2013). Entretanto, devido ao fato de a maior parte dos municípios brasileiros enfrentarem uma realidade de carência de recursos financeiros, que impossibilitam investimentos na área de saneamento, a autodepuração acaba sendo utilizada mesmo sem a observância destes critérios estabelecidos. Neste sentido, evidencia-se a importância da avaliação da capacidade de autodepuração dos cursos hídricos, para evitar causar danos ao ambiente e à saúde da população.

Neste contexto, Fraga (2015) salienta que são necessários estudos específicos para conhecer a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber e diluir, sem causar prejuízos as suas características naturais, visto que, esta capacidade de autodepuração pode variar de um corpo hídrico para outro. Com isso, os estudos sobre autodepuração, almejando assegurar a qualidade dos recursos hídricos, vem crescendo no Brasil.

Vargas e Marques (2015) avaliaram a capacidade de autodepuração do córrego Pomba Cuê em Foz do Iguaçu/PR com a aplicação do modelo Streeter-Phelps, fazendo a comparação de cenários de qualidade de água do córrego com e sem tratamento de esgoto em dois períodos distintos. A modelagem resultou em uma eficiente comparação de cenários, revelando que o córrego tem capacidade de suportar a carga de efluente *in natura* mantendo os padrões acima dos estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 nas duas situações. Na simulação do

cenário com tratamento, o parâmetro OD não baixou como ocorria no cenário sem tratamento, ele aumentou com relação à distância, mostrando assim, a eficiência do modelo para comparação de cenários, sendo possível sua aplicação em ações de planejamento e em tomadas de decisões.

Santos *et al* (2020) também utilizaram o modelo de Streeter-Phelps para avaliar a capacidade autodepurativa de um corpo d'água urbano da microbacia do Irurá, pertencente a bacia do rio Tapajós, no município de Santarém/PA. Neste trabalho foi utilizada a equação completa de Streeter-Phelps levando em consideração as parcelas de déficit pontual, DBO pontual, nitrificação, demanda de sedimento, fotossíntese e respiração, para modelar o parâmetro OD. Os coeficientes utilizados no modelo foram ajustados, o que possibilitou prever o nível de decaimento do OD a qualquer tempo de percurso do corpo d'água. Verificou-se que a demanda de sedimentação e o OD diminuem no decorrer do curso hídrico, a fotossíntese apresentou valores mínimos em todo percurso e a contribuição da nitrificação para o consumo de OD foi significativa, podendo indicar lançamentos de esgotos domésticos ou outras fontes de nitrogênio drenadas através das chuvas.

Diante disso, Guedes (2009) ressalta que é importante entender o funcionamento dos corpos hídricos, relativo as mudanças nas características morfológicas e físicas e o aporte de cargas poluidoras dos sistemas fluviais, para que seja possível representá-los através de modelos matemáticos.

### **4.3 Modelos de qualidade da água**

No passado, as decisões de engenheiros e planejadores eram baseadas em dados descritos em parâmetros estatísticos e probabilidades referente as características do ciclo da água e da hidráulica. Entretanto, nos dias atuais, esses profissionais devem considerar as mudanças pelas quais a sociedade está atravessando, tais como, variabilidade climática e crescimento populacional, que alteram o padrão de consumo da água, e ainda, influenciam fatores como, a precipitação, a evaporação, a infiltração e o escoamento superficial. Sendo assim, é necessário ponderar em seus planejamentos as probabilidades de eventos futuros que não poderiam ser descritos baseados apenas em dados históricos (UNESCO, 2012).

Segundo Fleck, Tavares e Eyng (2013), uma das maiores preocupações do século XXI são referentes aos impactos ambientais causados pelo desenvolvimento econômico atual. Para Fan, Bravo e Collischonn (2016) os cursos hídricos tem sua qualidade perturbada, causando

problemas de saúde pública e desequilíbrios ambientais, quando são utilizados para diluir e transportar para longe os efluentes gerados por atividades antrópicas.

Diante disso, os modelos matemáticos podem ser utilizados como ferramenta de análise de qualidade da água, possibilitando estimar o potencial de autodepuração e principalmente, sendo base concreta no processo de tomada de decisões, auxiliando assim, na gestão e proteção dos recursos hídricos (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013). De acordo com Moruzzi *et al.* (2012) a tomada de decisão sobre o gerenciamento dos recursos hídricos e planejamento ambiental em curto, médio e longo prazo, podem contar com o auxílio de modelos matemáticos que estimam os focos de poluição existente.

Neste contexto, para que um modelo de qualidade da água auxilie no gerenciamento dos recursos hídricos, além de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, estes devem ser capazes de simular diferentes cenários de desenvolvimento da bacia, baseado nas atividades econômicas que interferem na qualidade da água, possibilitando assim, propor alternativas de mitigação dos impactos (SILVA, FARIA; MOURA, 2017). Para Fleck, Tavares e Eyng (2013), a resposta rápida do comportamento do curso hídrico para diversas condições e variáveis é uma vantagem interessante dos modelos matemáticos de qualidade de água. Pois assim, é possível elaborar ações e programas que visem evitar um colapso hídrico, baseado na avaliação das condições atuais de um corpo hídrico e da previsão de cenários de degradação (LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018).

Segundo Guedes (2009), além subsidiar a tomada de decisões na alocação de cargas poluidoras ao longo dos cursos hídricos, a modelagem matemática de qualidade da água também pode ser utilizada no apoio de decisões dos órgãos ambientais, quanto ao processo de licenciamento ambiental de fatores potencialmente impactantes, como as usinas hidrelétricas. Neste sentido, há vários modelos matemáticos utilizados em Sistemas de Suporte à Decisão (SSD), como por exemplo os modelos de STREETER-PHELPS, MONERIS, SWAT, QUAL-2E, QUAL 2K e QUAL-UFMG (SILVA, 2015).

Para estudar os efeitos sobre a capacidade de autodepuração de um corpo d'água simulado, Cunha e Ferreira (2019) aplicaram dois modelos diferentes de OD-DBO, sendo o modelo A completo, formado por equações de transporte advectivo e difusivo e de processos de transformação para cada substância específica, e o modelo B simples, utilizando soluções analíticas conhecidas, que consideram o escoamento unidimensional permanente e uniforme, o transporte permanente e como reações cinéticas apenas a oxidação da matéria orgânica. Para a simulação, os autores desenvolveram dois padrões hidráulicos, o primeiro com vazão menor e o segundo com vazão maior variando o coeficiente e utilizaram parâmetros observados na

literatura. O resultado simulado mostrou que o aumento das concentrações dos efluentes deterioram mais rapidamente a qualidade da água e que o OD não é um bom parâmetro para medir poluição orgânica, já que responde lentamente as variações de carga, isso quando comparado à DBO. De maneira geral, os modelos mostraram-se capazes de simular o transporte de contaminantes em rios, gerando resultados consistentes e mostrando, assim, toda a sua potencialidade no monitoramento ambiental de corpos d'água.

Lee *et al* (2017) avaliaram os efeitos da instalação de uma Estação de Tratamento de Águas Residuárias (ETAR) para o tratamento de águas residuárias de áreas residenciais e águas tributárias poluídas na qualidade geral do rio Galing, na Malásia. Foram elaborados cinco cenários de gestão para o rio a fim de melhorar a qualidade da água. Cada cenário foi avaliado utilizando um modelo de qualidade da água. E a partir das simulações do modelo, conclui-se que a melhor solução seria a coleta por rede de esgoto das águas residuárias de todos os drenos e bueiros ao longo do rio e o transporte para a ETAR para tratamento, em seguida, estas águas devem ser bombeadas para a montante do rio para descarga. Caso a carga de poluição fosse reduzida em 80%, a qualidade da água melhoraria na mesma proporção saindo da Classe IV e atingindo a Classe II.

Lai *et al* (2013) acoplaram os modelos *River Pollution Index* (RPI) e *Water Quality Simulation Program* (WASP) e usou-se uma função combinada para simular o efeito de OD, sólidos suspensos, DBO e nitrogênio amoniacal carregados para a bacia do rio Kaoping no Taiwan. Os resultados da modelagem indicaram uma contribuição significativa de sólidos suspensos para o cálculo do RPI, especialmente nas seções superiores da bacia na estação chuvosa, pois após as tempestades ocorre a erosão do solo, o que ocasiona o aumento de sólidos suspensos, que tem como consequência o aumento do OD, devido a turbulência. Além disso, as taxas de fluxos mais elevadas das estações chuvosas causaram descarga de poluentes nas seções superiores e turbulência do fluxo que causaram aumento nas concentrações de OD. Os resultados de qualidade da água modelados foram utilizados para o cálculo do RPI. Assim, a integração dos sistemas mostrou-se um grande avanço na avaliação da qualidade da água e no desenvolvimento de estratégias de gestão de rios, que pode ser facilmente adotado para outros rios semelhantes.

Pathak *et al* (2018) avaliaram as características de qualidade da água do rio Ramganga, na Índia, usando dados mensais de longo prazo e aplicando o Modelo de Captação Integrada de Nitrogênio (INCA-N) e Fósforo (INCA-P) para a bacia. A aplicação do modelo reproduziu a hidrologia e a dinâmica de nutrientes para a bacia de Ramganga com sucesso, apesar desta possuir morfologia e características pluviométricas altamente variáveis. Além disso, modelou

com eficiência a dinâmica sazonal e a variabilidade espacial em larga escala de fluxos e nutrientes, apesar das restrições de dados.

Silva, Faria e Moura (2017) aplicaram o modelo de qualidade da água SAD-IPH (Sistema de Apoio à Decisão/Instituto de Pesquisas Hidráulicas) na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, MG, vizinha da área de estudo deste trabalho. O resultado da modelagem foi satisfatório, apresentando boa aderência aos dados de campanha de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), para os parâmetros DBO, OD e fósforo total. Entretanto, os parâmetros nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato e coliformes termotolerantes foram subestimados pelo modelo, apresentando valores inferiores aos do monitoramento, possivelmente, devido ao desconhecimento de todas as fontes de poluição. Por fim os autores ainda destacam que o modelo se mostrou de fácil manuseio e entendimento, e por serem implementados em uma plataforma SIG gratuita constituem uma opção de ferramenta para o gerenciamento de recursos hídricos.

Neste sentido, Reis (2009) destaca que uma limitação da utilização de modelos de simulação está no contraste entre o grau de detalhe exigido pelo modelo para uma variável e a possibilidade de sua medição no campo ou de dados disponíveis.

Para Fan, Collischonn e Rigo (2013) os modelos de qualidade da água existentes são de escala espacialmente reduzida, se limitando a representar uma região relativamente pequena de um corpo hídrico. Entretanto, alguns problemas de qualidade da água, como o lançamento acidental de substâncias perigosas e o rompimento de barragens de mineração, necessitam análises em uma escala espacial maior, abrangendo bacias hidrográficas com trechos de rios de centenas a milhares de quilômetros de extensão. Nestes casos, é interessante realizar a integração da modelagem de qualidade da água com SIG.

Antes do rompimento da barragem de rejeitos de mineração, a bacia do rio Doce era caracterizada pelo problema dos lançamentos de afluentes domésticos no rio. Assim, Lins *et al.* (2012) avaliaram a qualidade da água na bacia do rio Doce por meio de um modelo hidrológico integrado a um SIG, denominado SGAG. O sistema foi capaz de analisar o efeito de lançamentos múltiplos de efluentes na qualidade da água no período de estiagem. Dessa forma, o modelo integrado mostrou-se uma ferramenta promissora e simples para investigação da qualidade da água de bacias hidrográficas sujeitas a lançamentos pontuais de efluentes.

Wan *et al* (2014) investigaram a ligação entre os efeitos do Uso e Ocupação do Solo (LULC) e a qualidade da água de riachos na escala de sub-bacias hidrográficas, na bacia do Lago Tai, e o desempenho do modelo de regressão hierárquica Bayesiana. Para isso, os autores realizaram monitoramento da qualidade da água, coletaram dados espaciais para diferentes

categorias de LULC por meio de GIS, analisaram os dados, construíram um modelo de regressão linear hierárquica bayesiana, exploraram diferentes características de LULC na qualidade da água e analisaram as variações espaciais dos impactos. O resultado deste estudo mostrou que as relações entre LULC e qualidade da água do riacho são complicadas pois os efeitos variam em grades áreas. A modelagem indicou que terras urbanas e agrícolas são importantes fontes de concentrações de nitrogênio e fósforo, e as terras residenciais rurais são uma das principais fontes de nitrogênio. Sendo que, práticas agrícolas, como a aplicação excessiva de fertilizantes resultam em maiores concentrações de nutrientes nos arrozais, pastagens artificiais e florestas artificiais. Por fim, o estudo sugere que a modelagem bayesiana é uma poderosa ferramenta para o desenvolvimento do uso do solo e políticas de gestão da água, por analisar as relações entre uso do solo e qualidade da água em diferentes escalas.

Abbaspour *et al* (2015) utilizou o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para construir um modelo hidrológico da Europa em nível de sub-bacia, no qual o modelo foi calibrado para um grande número de vazões do rio, estações, cargas de nitrato de rios e safras de trigo, milho e cevada. O estudo possibilitou o conhecimento sobre a disponibilidade de água doce continental e a qualidade da água em uma sub-bacia com intervalo de tempo mensal. Desta forma, os autores destacam que, é possível construir um modelo continental com alta resolução espacial e temporal com a tecnologia disponível em ferramentas de construção e calibração de modelos, a partir de dados disponíveis gratuitamente. Assim, uma melhor disponibilidade de dados tornaria as previsões do modelo mais precisas e as incertezas menores.

Neste trabalho será utilizado o modelo QUAL-UFMG para modelagem de qualidade da água do rio Santo Antônio – MG. Sendo assim, serão destacados a seguir, além do modelo aplicado, apenas o modelo de STREET-PHELPS e o QUAL-2E, por estarem relacionados a criação do modelo QUAL-UFMG.

#### 4.3.1 Modelo de Streeter-Phelps

De acordo com Vargas e Marques (2015) o modelo de Streeter-Phelps foi criado com a finalidade de se calcular a distância necessária para recuperação do oxigênio dissolvido através de mecanismos naturais. No modelo, a simulação do oxigênio dissolvido se realiza através do princípio da cinética de desoxigenação e reaeração (TONON, 2014).

Segundo Bezerra, Mendonça e Frischkorn (2008) duas equações diferenciais ordinárias constituem o modelo de Streeter-Phelps, sendo elas, a equação de demanda bioquímica de oxigênio que modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica e a equação da

reaeração que modela o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica. Von Sperling (2014a) destaca que a maioria dos modelos mais avançados disponíveis atualmente se baseia na estrutura do modelo de Streeter-Phelps. Ressalta ainda, que devido a simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada, as simulações de oxigênio dissolvido no Brasil utilizam este modelo.

Holanda *et al.* (2017) aplicaram o modelo simplificado de Streeter-Phelps para avaliar a capacidade do rio Piranhas-Açu, localizado no estado do Rio Grande do Norte, de receber efluentes de fontes pontuais, avaliando o déficit de OD e a concentração de OD. Para isso foram estabelecidas concentrações de 100, 200, 300, 400 e 500 mg/L de DBO dos efluentes, simuladas em diferentes cenários. Sendo que no cenário 1, analisou-se o comportamento do rio ao se autodepurar após receber as diferentes concentrações de efluentes. No cenário 2 comparou-se os resultados do cenário 1 com a Resolução Conama nº 357/2005 que revelaram que o rio é passível de receber efluentes de até 500 mg/L sem extrapolar os limites de OD definidos na legislação. Por fim, no cenário 3, foram simulados os comportamentos do rio no período de seca e cheia e comparados com a Resolução Conama nº 357/2005, que demonstraram que o rio suporta receber efluentes com concentrações superiores a 500 mg/L no período de cheia. Entretanto, no período de seca o rio diminui drasticamente sua capacidade de autodepuração suportando concentrações próximas à 100 mg/L de efluentes.

Gonçalves *et al.* (2012) também utilizaram o modelo de Streeter-Phelps para simular o processo de autodepuração no córrego São Simão/SP, que permitiu identificar as zonas de autodepuração do córrego. Além disso, a simulação indicou a necessidade de tratamento de esgotos em nível primário, com eficiência de 30% de remoção de DBO para que as águas permaneçam com concentração de OD acima de 2,0 mg/L.

#### 4.3.2 Modelo QUAL2E

Segundo Von Sperling (2014a) o modelo de qualidade da água QUAL2E, desenvolvido pela Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), é o mais conhecido e utilizado dentro da geração relativamente mais recente de modelos de qualidade da água desenvolvidos.

Utilizado frequentemente para simular os efeitos de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios, o modelo QUAL2E, simula ciclos detalhados de OD/DBO e de nutrientes, sendo considerados os efeitos de respiração de algas, reaeração e

demanda de oxigênio de sedimentos. Além disso, metais também podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não (REIS, 2009).

Rezende (2011) avaliou a aplicação do modelo QUAL2E para concentrações de nitrogênio e fósforo no rio Monjolinho, São Paulo/SP, e os resultados demonstraram que, devido as particularidades do rio, mesmo que os efluentes da estação de tratamento de esgoto sejam lançadas dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA o rio poderá sofrer alterações em sua qualidade referente ao parâmetro nitrogênio amoniacal.

Knapik *et al.* (2011) afirmam que a interface do modelo é amigável e que este pode ser utilizado pra caracterizar a qualidade da água de uma bacia hidrográfica para vários parâmetros simultaneamente, tanto para o rio principal, como para seus tributários. Ademais, Tonon (2014) afirma que o QUAL2E pode simular até 15 constituintes de qualidade de água: OD, DBO, temperatura, algas, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, elemento não-conservativo arbitrário e três substâncias conservativas e uma arbitrária não conservativa.

De acordo com Knapik *et al.* (2011) dois componentes básicos possibilitam realizar a modelagem, as equações para representar o escoamento e as equações de transporte de massa, que retratam a variação da concentração da variável de qualidade de água. Além disso, o modelo utiliza mecanismos de advecção e dispersão para o transporte de poluentes.

#### 4.3.3 Modelo QUAL2Kw

Durante muitos anos, o modelo QUAL2E foi utilizado para simulações de qualidade da água em rios. Entretanto, com o aparecimento de novos problemas ambientais, tornou-se necessária a atualização dos modelos de qualidade de água existentes. Assim, foi criado o modelo QUAL2K e, posteriormente, o modelo QUAL2Kw. Sendo este último, um modelo com características totalmente ecológicas, possibilitando simular diversas interações que ocorrem nos ecossistemas aquáticos (GUEDES, 2009).

Guedes (2009) destaca que a principal diferença entre os modelos QUAL2E e QUAL2Kw ocorre com a modificação realizada em relação a interação entre variáveis para melhorar a aproximação dos resultados da modelagem com as condições reais do rio, a análise de sensibilidade, que passa a ser feita de forma separada, e também o fato de neste último, a modelagem dos afluentes ser realizada separada do rio principal, sendo representados como fontes pontuais. No QUAL2E essas modelagens são feitas juntas, o que aumenta o tempo de processamento.



Soares (2018) realizou simulações numéricas como modelo QUAL2Kw para obter um modelo para OD, DBO pH, temperatura, nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal e para avaliar a qualidade das águas por meio de análises físico-químicas e microbiológicas juntamente com ensaios de ecotoxicidade utilizando o estágio embrio-larval de zebrafish em um trecho do rio dos Bois - Goiás, com dados de campanhas amostrais de 2015 à 2016. A calibração do modelo apresentou um bom ajuste, e a simulação demonstrou que OD, DBO e nitrogênio amoniacal apresentaram-se em desconformidade com a Resolução Conama nº 357/2005. Baseado no cenário crítico de OD encontrado no mês de outubro de 2015, os autores ainda realizaram análises de incerteza para o OD e análise de sensibilidade para o coeficiente de desoxigenação e reeração, evidenciando a significância do coeficiente de reeração na determinação das concentrações de OD.

Kannel *et al* (2007) observaram que o rio Bagmati, no Nepal, é altamente poluído com águas residuárias municipais não tratadas provenientes de áreas urbanas, que atuam como um fator importante para a diminuição de OD na área da cidade e à jusante. Assim, os autores objetivaram em seu estudo determinar as cargas de poluição máximas totais que o rio pode receber garantindo os critérios de qualidade da água para os parâmetros OD, DBOC, nitrogênio, fósforo, pH e temperatura da água, ao examinar o impacto das cargas de resíduos nos corpos hídricos receptores. Para isso, o modelo QUAL2Kw foi calibrado e validado usando dados de 2000, e assim, foi aplicado para simular várias estratégias de gestão da qualidade da água nas quais os critérios de qualidade deveriam ser mantidos durante o período crítico. O resultado da modelagem concluiu que todos os parâmetros analisados estavam dentro de faixas estabelecidas para manter os critérios de qualidade da água. Com exceção apenas do parâmetro DBOC, que apresentou concentração máxima de 8,5 mg/L, sendo a faixa máxima estabelecida de 3,0mg/L. Entretanto, é um valor razoável considerando que o Nepal é um país em desenvolvimento, e mesmo na Europa esse valor é difícil de ser alcançado.

#### 4.3.4 Modelo QUAL-UFMG

O modelo QUAL-UFMG foi desenvolvido a partir do modelo QUAL2E (von Sperling, 2014a). Este modelo utiliza uma plataforma em excel, que proporciona maior simplicidade e clareza nas etapas da modelagem (LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018). O modelo QUAL-UFMG modela DBO, OD, nitrogênio total e suas frações orgânicas, amoniacal, nitrito e nitrato, fósforo total e suas frações orgânicas e inorgânicas e coliformes termotolerantes ou *E. coli*.

Salla *et al.* (2013) enfatizam que o modelo não considera a influência de algas e suas inter-relações, pelo fato destes constituintes não serem relevantes em ambientes lóticos.

Salla *et al.* (2013) avaliaram a capacidade de autodepuração do rio Jordão/MG, utilizando o modelo QUAL-UFGM, considerando as contribuições reais do córrego Brejo Alegre no período de estiagem. Os dois cenários simulados levaram em consideração as cargas poluidoras estimadas da Estação de Tratamento de Esgoto e a capacidade de diluição do rio para vazão crítica  $Q_{7,10}$ . Apesar da ausência de monitoramento de qualidade da água na maioria dos afluentes existentes no trecho do rio Jordão estudado, as calibrações dos parâmetros geraram resultados aceitáveis. A simulação demonstrou que apenas o parâmetro DBO extrapolou os limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 em toda extensão do rio. Em relação aos cenários futuros, a simulação revelou que o rio Jordão não possui capacidade de autodepuração natural para efluente tratado pelo sistema australiano – composto por lagoa anaeróbia seguida de facultativa – e lodo ativado convencional. Para que a concentração de OD permanecesse acima do limite mínimo da Resolução Conama nº 357/2005 o rio só poderia receber o efluente tratado pelo sistema australiano de 12,1% da população de 2010 ou de 18,7% desta população com o tratamento composto pelo sistema australiano seguido de lodo ativado convencional.

Gomes *et al.* (2018) aplicaram o QUAL-UFGM para modelar sazonalmente a qualidade da água do rio Sinos/RS, utilizando dados de nove estações de monitoramento de qualidade da água, avaliando as variáveis DBO, OD, fósforo total e nitrogênio total, que permitiu perceber que sua qualidade é alterada em função da sazonalidade. Isso porque, no período outono/inverno foram observadas as concentrações mais adequadas dos parâmetros em relação a legislação vigente de qualidade da água. O modelo se mostrou adequado para avaliação da qualidade da água, devido à similaridade entre dados observados e curva de calibração simuladas. Nos resultados da modelagem, as menores concentrações de OD foram relacionadas com os pontos nos quais haviam lançamentos de maiores concentrações de matéria orgânica, desta forma, o oxigênio disponível para os organismos é consumido trazendo consequências negativas para o meio, como a mortandade de peixes. As maiores concentrações de fósforo ocorreram em uma região de aglomerados populacionais e industriais cuja carga de efluente pode estar sendo direcionada para esse arroio. Já as maiores concentrações de nitrogênio podem ser explicadas pelo transporte de sedimentos e esgoto através desse arroio, que drena carga de contaminantes diretamente para o curso hídrico, sem um tratamento prévio.

Silva (2015) também aplicou o modelo QUAL-UFGM para avaliar a qualidade dos principais cursos hídricos da bacia do rio Goiana/PE. O comportamento do rio ao longo do

trecho estudado foi entendido com maior clareza com o uso do modelo, que constatou o comprometimento da qualidade da água, caracterizado por frequentes valores de coliformes termotolerantes, fósforo total e OD em desacordo com a legislação. A partir dos cenários simulados verificou-se a que os efluentes deveriam passar por um tratamento de eficiência mínima de 70%. E concluiu com uma proposta preliminar de enquadramento dividindo o rio em duas Classes: Classe I e Classe II, no qual cada trecho apresenta suas peculiaridades de uso.

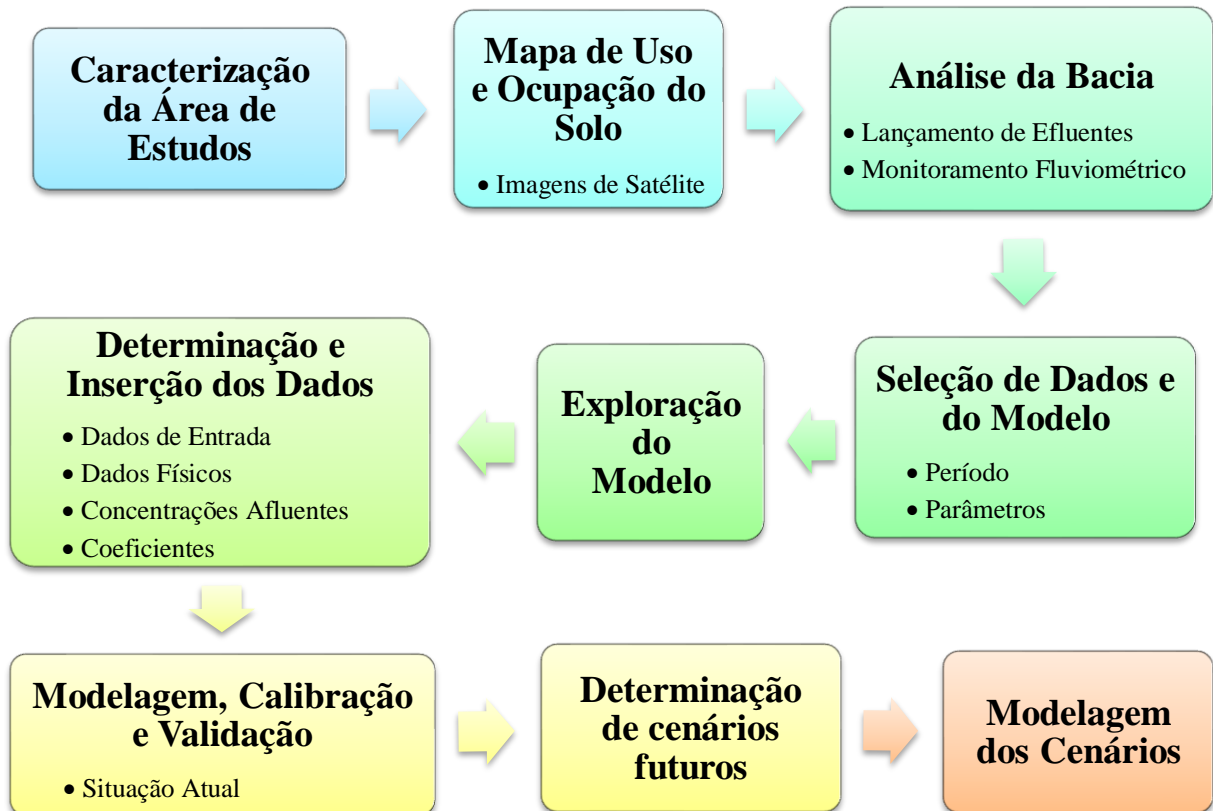
Oliveira Filho e Lima Neto (2018) ressaltam que o modelo QUAL-UFMG foi aplicado em cursos hídricos perenes da região Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil. Entretanto, em sua pesquisa testaram a plataforma QUAL-UFMG no semiárido brasileiro, modelando o rio Poti, na cidade de Teresina/PI, o que resultou na confirmação de que o modelo pode ser utilizado como ferramenta para prever a qualidade da água de rios localizados em regiões semiáridas.

Lima, Mamede e Lima Neto (2018) com o objetivo de efetuar um diagnóstico, avaliação da qualidade da água e classificação dos corpos hídricos preliminar visando futuro enquadramento, também utilizaram o modelo, no semiárido brasileiro, para estimar cargas de entrada de fósforo na Bacia do Açude Acarape do Meio/CE. Após a calibração e validação do modelo, foram gerados cenários de intervenção, sendo que, o cenário 1 considerou uma redução de 50% da concentração de fósforo em cada ponto de poluição, considerando melhoria da eficiência de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) e intervenções nas atividades agropecuárias. A simulação resultou em uma redução em sua concentração, passando da situação atual de 0,56 para 0,27 mg/L. Em relação a carga de entrada no reservatório, passaria de 13,7 para 6,8 ton/ano. Mas mesmo ocorrendo estas diminuições, o rio Pacoti/CE ainda permaneceria na classe IV. Sendo assim, não proporcionaria melhorias eficazes na qualidade da água para seu uso preponderante. Já no cenário 2 focou apenas na melhoria da eficiência da capacidade de remoção das ETEs em 85%, sem qualquer intervenção nas outras atividades agropecuárias. Neste caso, a concentração de fósforo diminuiria na mesma proporção do cenário 1, para 0,30 mg/L. Concluindo assim, que o cenário 2 seria o mais viável para implementação.

## 5 METODOLOGIA

As próximas seções, deste trabalho, apresentam os critérios metodológicos utilizados. As etapas realizadas neste estudo são apresentadas no organograma da Figura 2.

**Figura 2 – Etapas da pesquisa de modelagem da qualidade da água do rio Santo Antônio**



A primeira fase deste trabalho constituiu no levantamento de informações, em documentos e em sites oficiais, para realizar a caracterização da área de estudo. Visando a análise da situação atual da bacia em relação ao uso do solo, a segunda fase desta pesquisa consistiu na elaboração do mapa de uso e ocupação do solo, com imagens de satélite de 2019.

Posteriormente, foi realizada a análise referente aos lançamentos de efluentes das sedes urbanas da bacia e a localização e disponibilidade de dados nas estações fluviométricas de monitoramento. Selecionadas as estações a serem utilizadas, o próximo passo foi a seleção dos parâmetros e períodos. De posse dos dados que seriam utilizados, selecionou-se o modelo de qualidade da água que possibilitasse a modelagem dos parâmetros escolhidos.

A fase seguinte foi conhecer o modelo e elaborar o diagrama unifilar para estabelecer os trechos a serem modelados. Para a concretização da modelagem, a próxima etapa foi o

cálculo das cargas e concentrações do esgoto lançado nos cursos d'água e a determinação dos dados de entrada e coeficientes a serem inseridos no modelo, visando resultar na modelagem da situação atual da bacia. Os coeficientes serão descritos posteriormente.

Em seguida, para verificar se a modelagem da situação atual representa a realidade do rio estudado, passou-se para a etapa de calibração do modelo, com dados de qualidade da água disponíveis nas estações fluviométricas dos anos de 2016, 2018 e 2019. Após a calibração, realizou-se a etapa de validação, visando confirmar se o modelo é capaz de representar a realidade do rio em períodos distintos, utilizando-se dados de qualidade da água dos anos de 2008 a 2010.

Nesta fase, tem-se um maior conhecimento sobre a área a ser modelada, permitindo assim, a determinação mais precisa de necessidades de intervenção em cenários futuros. Assim, baseado em metas do Atlas Esgoto (ANA, 2017) e do Plano de Ações de Recursos Hídricos da UPGRH Santo Antônio (PARH-Santo Antônio) (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a), foram definidos cenários de intervenção com tratamento de efluentes. E ainda, determinou-se um cenário menos restritivo que poderia ser utilizado como prioridade de ação.

Por fim, com o modelo validado e calibrado, os cenários futuros foram modelados e seus resultados foram comparados à legislação vigente, a fim de avaliar o potencial de autodepuração do rio Santo Antônio, ou seja, se as cargas efluentes lançadas neste rio ultrapassam seus padrões de classificação ou se na sua dinâmica ele consegue suportar as descargas.

Abaixo são descritos os procedimentos utilizados em cada uma das etapas mencionadas.

## **5.1 Caracterização da área de estudo**

Situada na região Sudeste do Brasil, a bacia do rio Doce possui uma área de drenagem de aproximadamente 86.715 km<sup>2</sup>, dos quais 86% pertencem ao estado de Minas Gerais e o restante ao Espírito Santo. No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é dividida em seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRH's), com Comitês de Bacia já estruturados (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a), conforme descrito no Quadro 1:

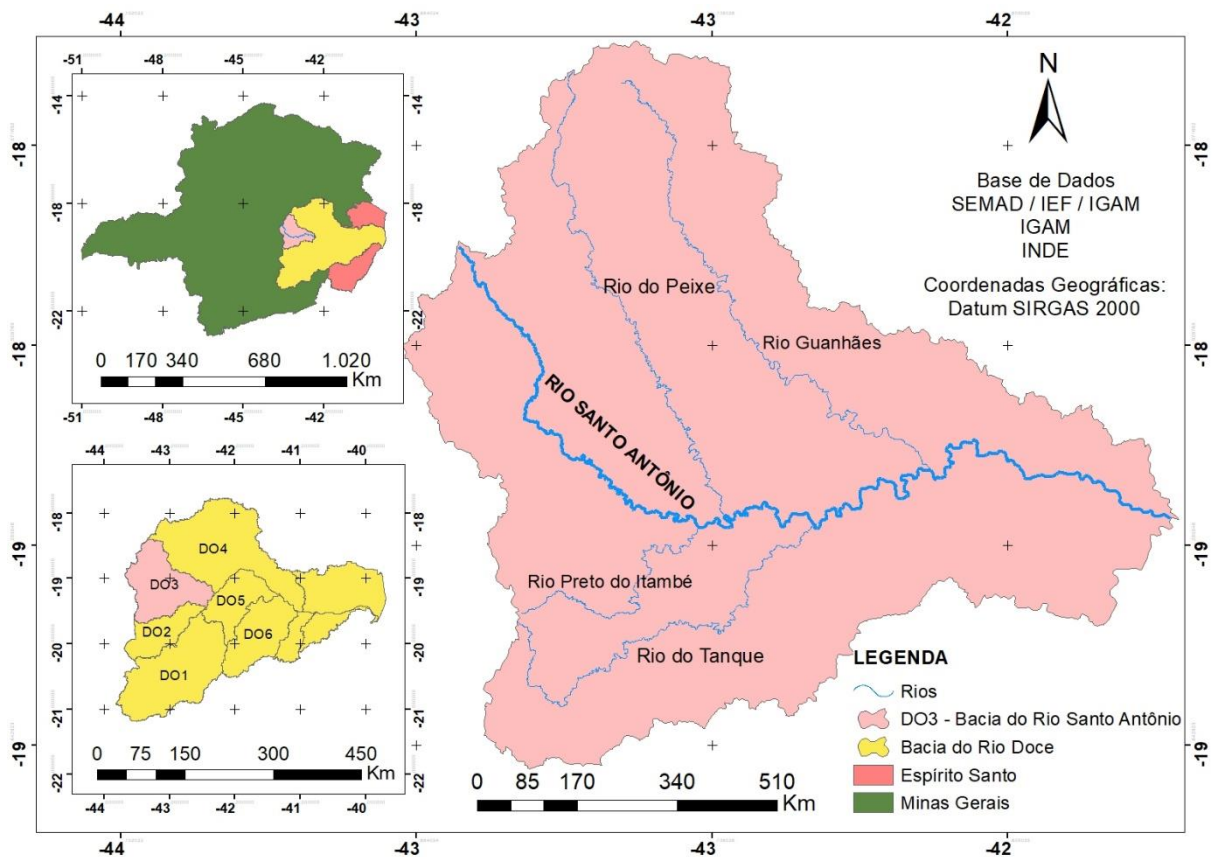
**Quadro 1 – Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos da parte mineira da bacia do rio Doce**

<b>Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRH's)</b>
DO1 – Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Piranga
DO2 – Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba
DO3 – Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Santo Antônio
DO4 – Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Suaçuí
DO5 – Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Caratinga
DO6 – Comitê de Bacia hidrográfica Águas do rio Manhuaçu

Fonte: CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME (2010a)

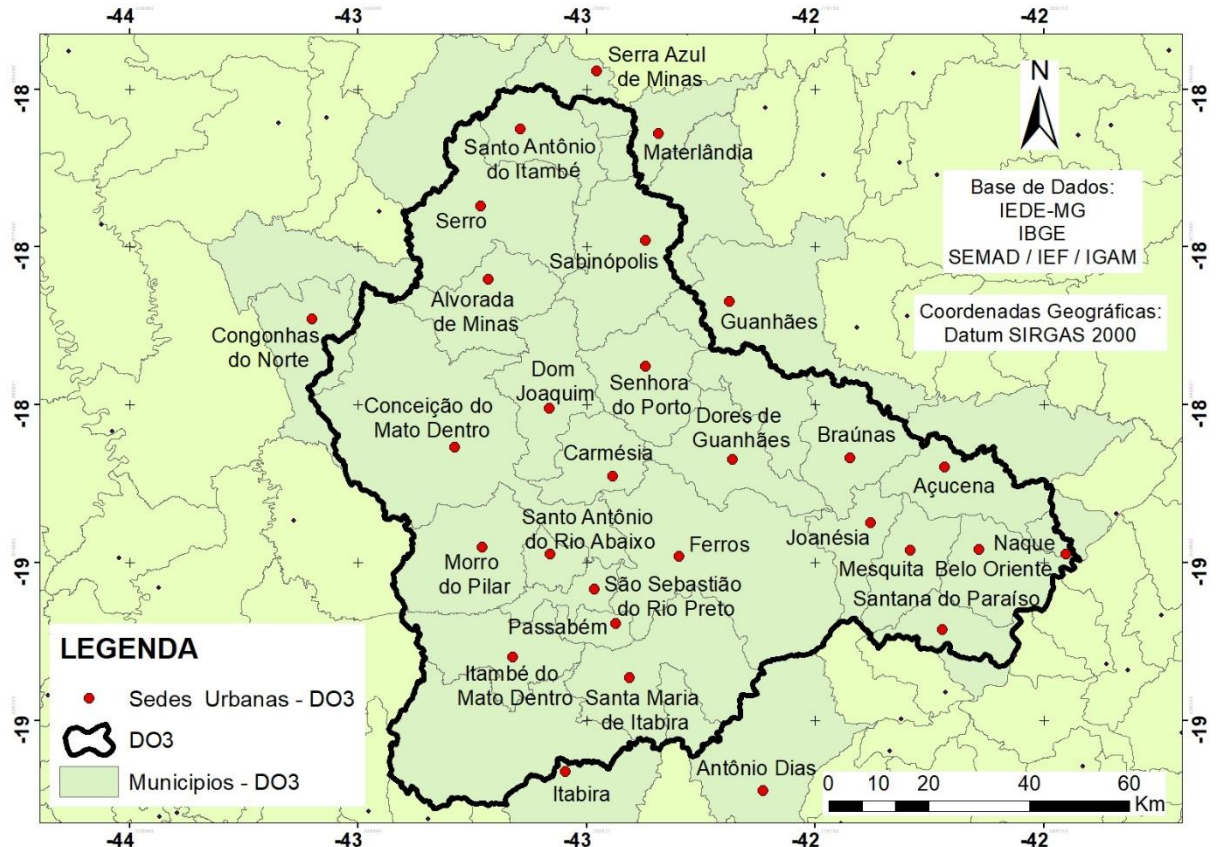
Nesta pesquisa a área de estudo compreende a área da UPGRH DO3 composta pela bacia do rio Santo Antônio, que de acordo com o Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Santo Antônio (CBH-SANTO ANTÔNIO, 2013) ocupa uma área de 10.429,46 km<sup>2</sup> e possui como principal curso d'água o rio Santo Antônio, que nasce na Serra do Espinhaço no município de Conceição do Mato Dentro e tem 280 km de extensão. A bacia tem importantes tributários do rio principal, sendo na margem esquerda, o rio do Peixe e o rio Guanhães e, pela margem direita, o rio Preto do Itambé e o rio Tanque, conforme é apresentado na Figura 3.

**Figura 3 – Mapa de localização da bacia do rio Santo Antônio**



A bacia do rio Santo Antônio abrange 29 municípios, entretanto, salienta-se que a sede urbana dos municípios de Congonhas do Norte, Serra Azul de Minas, Materlândia, Guanhães, Itabira e Antônio Dias não estão inseridos dentro da UPGRH, como pode ser observado na Figura 4. Sendo assim, são 23 municípios que possuem sede urbana dentro dos limites da UPGRH.

**Figura 4 – Municípios abrangidos pelo limite da bacia hidrográfica do rio Santo Antônio**



A Tabela 1 foi construída a partir de informações de porcentagem de área dos municípios dentro da bacia e localização das sedes urbanas do PARH-Santo Antônio (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a) e dados populacionais extraídos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), referente a estimativa de população do IBGE no ano de 2018.

Em relação a distribuição da população da bacia do rio Santo Antônio, percebe-se, pela Tabela 1, que cerca de 61% da população reside em área urbana e 39% na área rural. Para este cálculo foram consideradas apenas as populações dos municípios com sede urbana dentro dos limites da UPGRH DO3.

**Tabela 1 – Distribuição da população nos municípios inseridos na UPGRH DO3**

Municípios	Sub Bacia Sede	% Área na Bacia	População Total	Urbana	Rural
1. Açucena	DO3	43,13	9.575	4.477	5.098
2. Alvorada de Minas	DO3	100,00	3.606	1.475	2.131
3. Antônio Dias*	DO2	14,57			
4. Belo Oriente	DO3	100,00	26.396	22.205	4.191
5. Braúnas	DO3	100,00	4.835	1.531	3.304
6. Carmésia	DO3	100,00	2.617	1.403	1.214
7. Conceição do Mato Dentro	DO3	78,65	17.641	12.086	5.555
8. Congonhas do Norte*	FORA	9,81			
9. Dom Joaquim	DO3	100,00	4.482	2.888	1.594
10. Dolores de Guanhães	DO3	100,00	5.185	1.610	3.575
11. Ferros	DO3	100,00	9.949	4.674	5.275
12. Guanhães*	DO4	33,43			
13. Itabira*	DO2	64,00			
14. Itambé do Mato Dentro	DO3	100,00	2.107	838	1.269
15. Joanésia	DO3	100,00	4.674	1.777	2.897
16. Materlândia*	DO4	19,13			
17. Mesquita	DO3	100,00	5.666	3.565	2.101
18. Morro do Pilar	DO3	100,00	3.211	2.438	773
19. Naque	DO3	34,72	6.939	6.523	416
20. Passabém	DO3	100,00	1.664	954	710
21. Sabinópolis	DO3	58,92	15.525	10.020	5.505
22. Santa Maria de Itabira	DO3	100,00	10.836	6.507	4.329
23. Santana do Paraíso	DO3	100,00	33.934	31.427	2.507
24. Santo Antônio do Itambé	DO3	100,00	3.877	1.153	2.724
25. Santo Antônio do Rio Abaixo	DO3	100,00	1.770	885	885
26. São Sebastião do Rio Preto	DO3	100,00	1.520	825	695
27. Senhora do Porto	DO3	100,00	3.527	1.297	2.230
28. Serra Azul de Minas*	DO4	29,65			
29. Serro	DO3	54,22	20.993	12.993	8.000
<b>TOTAL</b>			<b>166.595</b>	<b>102.124</b>	<b>64.471</b>
<b>TOTAL (%)</b>			<b>100</b>	<b>61</b>	<b>39</b>

\*Sedes municipais localizadas fora da bacia do rio Santo Antônio (DO3).

Fonte: Consórcio Ecoplan-Lume (2010a); SNIS, IBGE (2018)

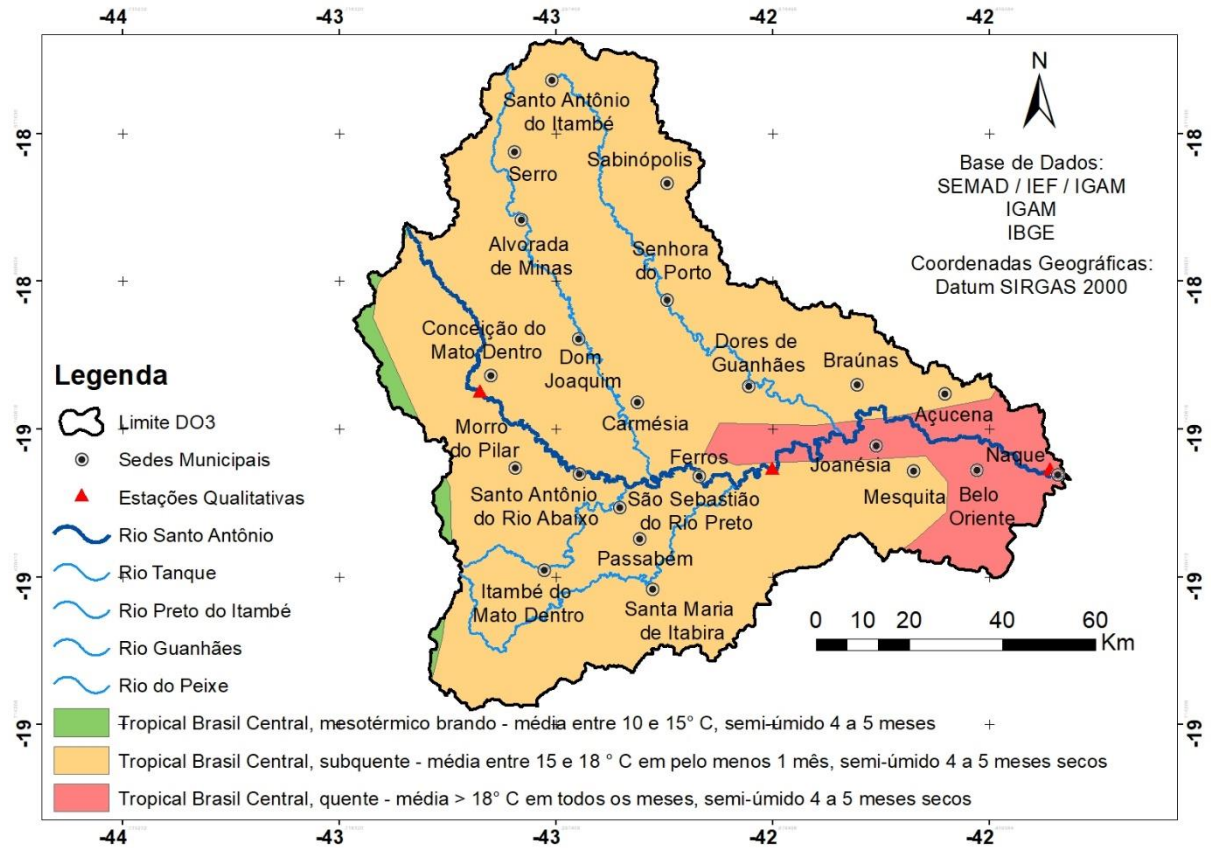
É importante ressaltar que, para este estudo, a população do município Santana do Paraíso foi desconsiderada, pois este município, apesar de estar 100% localizado dentro dos limites da bacia do rio Santo Antônio, seus cursos hídricos confluem com o rio Doce e não com o rio Santo Antônio, que é objeto de estudo desta pesquisa.

A partir da observação da Figura 5, percebe-se que a bacia do rio Santo Antônio possui clima zonal Tropical Brasil Central, classificada em relação a umidade, como semi-úmido, em sua totalidade, por apresentar de 4 a 5 meses secos. Já em relação à temperatura, a bacia se subdivide em três áreas. A zona mesotérmica, na qual ocorre as médias de temperatura mais baixas da bacia, entre 10°C e 15°C, coincidindo com a área de montanha da bacia. A zona subquente é a predominante, com temperaturas médias entre 15°C e 18°C, em pelo menos um



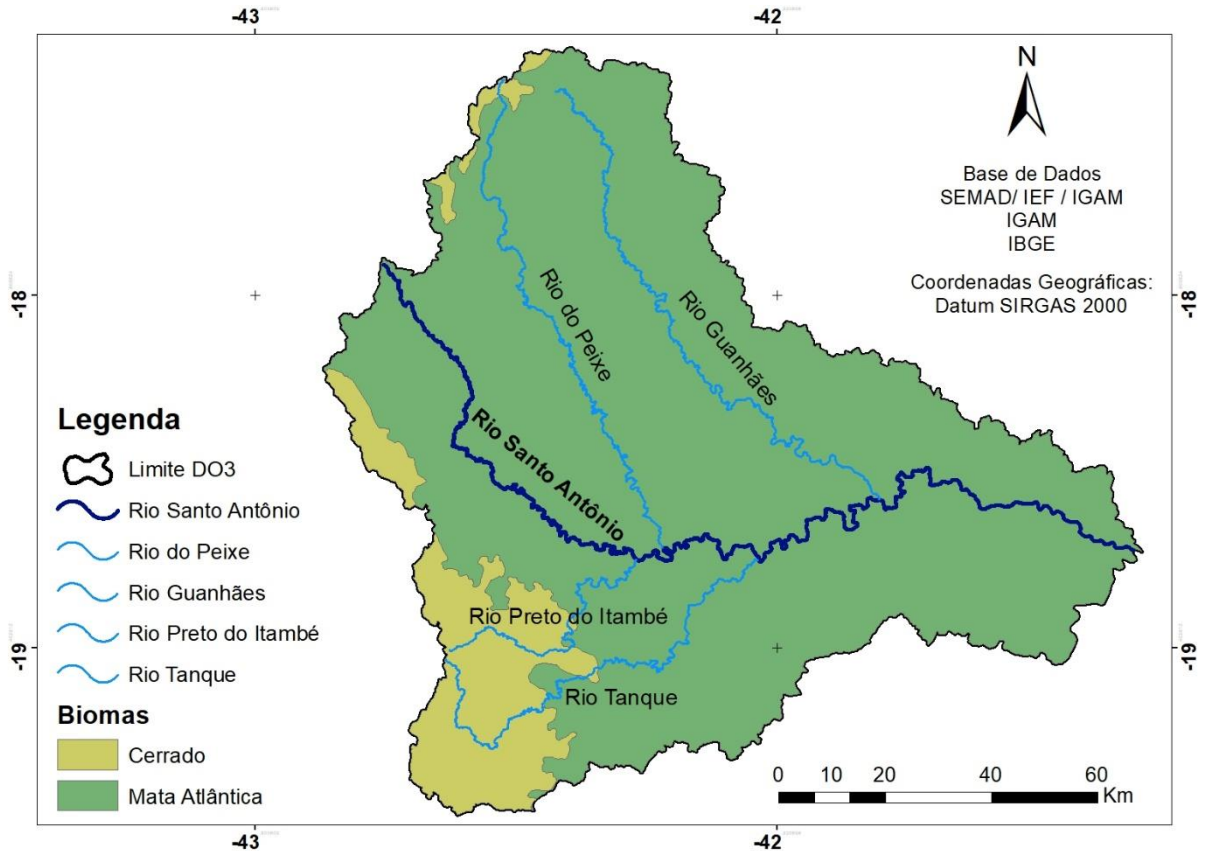
mês. E a zona quente, localizada na região do baixo curso do rio Santo Antônio, próximo à sua foz, com médias de temperatura maiores que 18°C em todos os meses.

**Figura 5 – Mapa das zonas climáticas da bacia do rio Santo Antônio**



A vegetação original da área desenvolve-se predominantemente sobre o bioma da Mata Atlântica, possuindo também uma pequena área sobre o bioma do Cerrado, localizada na área da nascente dos rio Preto do Itambé e rio Tanque, como pode ser observado na Figura 6.

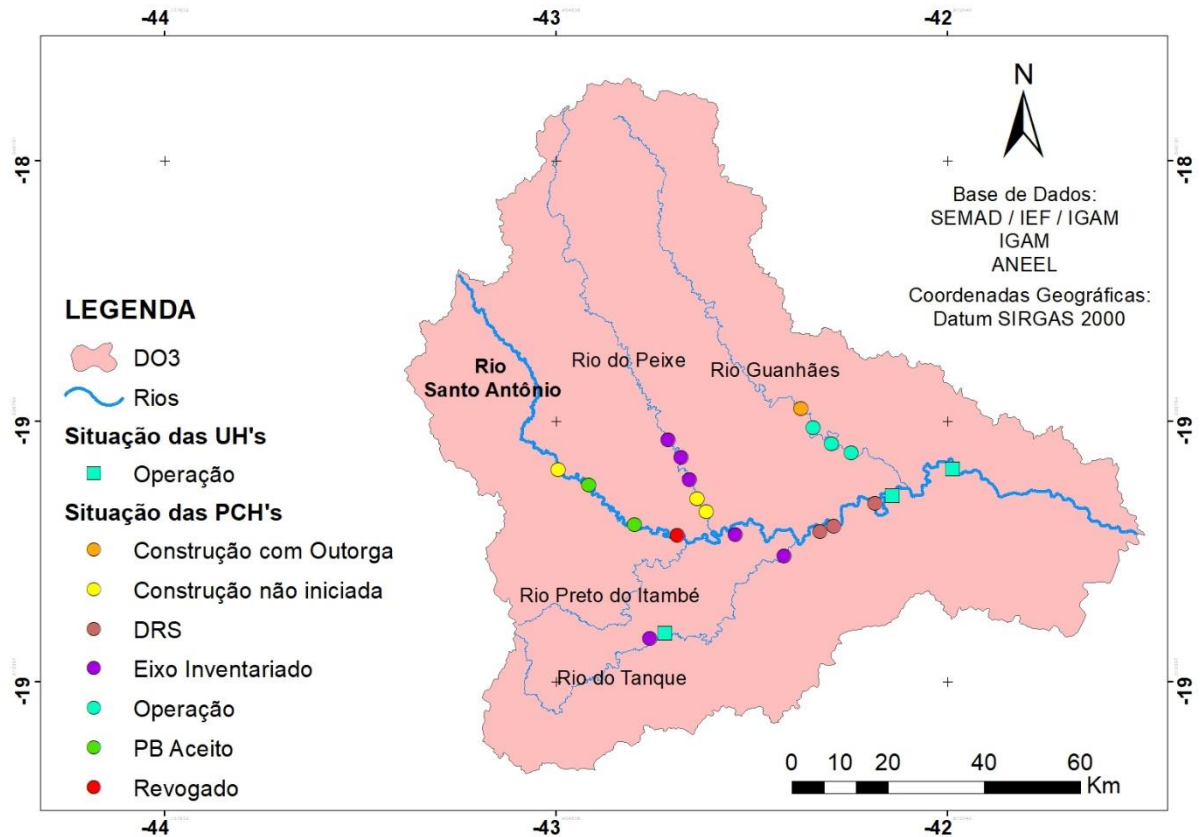
**Figura 6 – Mapa de biomas da bacia do rio Santo Antônio**



Existem diferentes projetos de exploração de recursos naturais na bacia, sendo que alguns já estão em operação. Na Figura 7 são apresentados os empreendimentos hidroelétricos, Usinas Hidrelétrica (UH's) e Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH's). Na bacia há três UH's em operação, sendo uma localizada no rio Tanque e as outras duas no baixo curso do rio Santo Antônio e dezenove PCH's em diferentes situações.

Analisando a figura é possível perceber a densidade de projetos desta natureza visando a exploração deste recurso natural, no qual, existem três PCH's em operação, no rio Guanhões e ainda mais uma neste mesmo rio em construção com outorga. Outras três PCH's outorgadas, mas que ainda não iniciaram a construção, sendo duas no rio de Peixe e uma no rio Santo Antônio. Outras duas PCH's no rio Santo Antônio com Plano Básico (PB) aceito. E ainda seis PCH's com eixo inventariado, sendo três no rio do Peixe, duas no rio Tanque e uma no rio Santo Antônio. Outras três PCH's estão com Despacho de Registro de Adequação do Sumário Executivo (DRS), documento que avalia a adequabilidade do potencial hidroenergético em relação ao estudo de inventário hidrelétrico, antes da conclusão do licenciamento ambiental. E uma PCH com a outorga revogada.

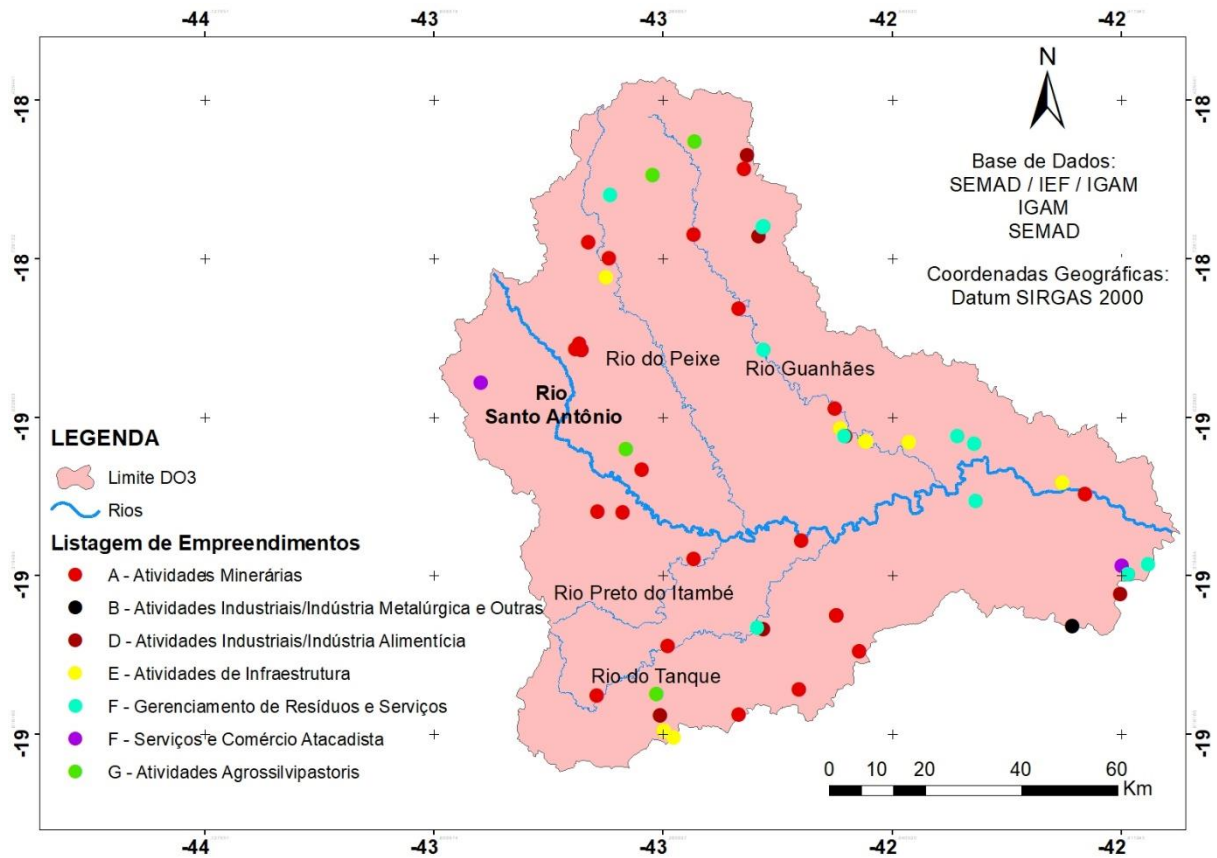
**Figura 7 – Mapa da situação dos empreendimentos hidrelétricos da bacia do rio Santo Antônio**



De acordo com o Consorcio Ecoplan-Lume (2010a) a soma do Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios da bacia revelam que predomina o setor de serviços, com 44% do PIB, seguido do setor industrial, que corresponde a 38% do PIB. Ressalta-se que a representatividade do PIB Industrial está relacionada à extração de minério de ferro pela Companhia Vale do Rio Doce, principalmente no município de Itabira e indústrias de produção de celulose, como a de Belo Oriente.

Na Figura 8, observa-se os empreendimentos licenciados na bacia do rio Santo Antônio, no qual, destaca-se que, dos 57 empreendimentos listados, 26 são atividades minerárias, evidenciando assim, a importância deste recurso para a bacia.

**Figura 8 – Mapa de empreendimentos da bacia do rio Santo Antônio**



Em relação ao esgotamento sanitário, na Tabela 2 é apresentada a situação da bacia do rio Santo Antônio, na qual 84% da vazão de esgoto gerada é lançada *in natura* nos corpos d'água, sendo que destes, 61% possui coleta. Já a vazão de esgotos tratada na bacia revela um índice de 15,7%, sendo que destes, 1,9% são de tratamento individual. Esta porcentagem representa basicamente os únicos municípios que possuem tratamento coletivo de seus efluentes, sendo eles, Carmésia (94,5%), Itambé do Mato Dentro (89,4%), Serro (71,1%) e Conceição do Mato Dentro (41,6%). Evidenciando assim, a deficiência sanitária da bacia, no qual dos 23 municípios com sede urbana dentro de seu limite, apenas 4 possuem tratamento de esgoto.

É importante ressaltar que os dados disponíveis sobre a situação do esgotamento sanitário, com informações de um mesmo período para todos os municípios, são do Atlas Esgoto (ANA, 2017), que utilizou dados do ano de 2013.

Assim, este estudo baseou-se nas informações e avaliações da situação de coleta, tratamento e lançamentos dos esgotos, disponibilizadas pelo Atlas Esgoto da ANA (2017), para realizar os cálculos de concentração dos parâmetros a serem inseridos no modelo de qualidade da água.

Tabela 2 – Dados de vazão de esgoto e índices de coleta e tratamento do esgoto na bacia do rio Santo Antônio

Município	Índice sem atendimento - sem Coleta e sem Tratamento (2013)	Índice de Atendimento por Solução Individual (2013)	Índice de Atendimento com Coleta e sem Tratamento (2013)	Índice de Atendimento com Coleta e com Tratamento (2013)	Vazão - sem Coleta e sem Tratamento (L/s) (2013)	Vazão - Solução Individual (L/s) (2013)	Vazão - com Coleta e sem Tratamento (L/s) (2013)	Vazão - com Coleta e com Tratamento (L/s) (2013)	Vazão Total em 2013 (L/s)
Açucena	25,3%	1,4%	73,3%	0,0%	1,1	0,1	3,1	0,0	4,3
Alvorada de Minas	33,7%	2,6%	63,8%	0,0%	0,5	0,0	0,9	0,0	1,4
Belo Oriente	11,3%	2,9%	85,8%	0,0%	2,2	0,6	16,9	0,0	19,7
Braúnas	10,8%	0,4%	88,8%	0,0%	0,2	0,0	2,0	0,0	2,2
Carmésia	4,2%	1,3%	0,0%	94,5%	0,1	0,0	0,0	1,9	2
Conceição do Mato Dentro	17,3%	1,7%	39,4%	41,6%	4,6	0,4	10,4	11,0	26,4
Dom Joaquim	21,3%	2,2%	76,6%	0,0%	1,0	0,1	3,6	0,0	4,7
Dores de Guanhães	46,4%	0,0%	53,6%	0,0%	1,6	0,0	1,9	0,0	3,5
Ferros	54,2%	0,6%	45,2%	0,0%	3,1	0,0	2,6	0,0	5,7
Itambé do Mato Dentro	4,2%	0,0%	6,4%	89,4%	0,0	0,0	0,0	0,6	0,6
Joanésia	59,4%	0,8%	39,8%	0,0%	2,7	0,0	1,8	0,0	4,5
Mesquita	14,9%	0,0%	85,1%	0,0%	0,4	0,0	2,4	0,0	2,8
Morro do Pilar	45,1%	0,4%	54,6%	0,0%	1,4	0,0	1,7	0,0	3,1
Naque	16,0%	0,4%	83,7%	0,0%	1,2	0,0	6,1	0,0	7,3
Passabém	35,5%	0,3%	64,2%	0,0%	0,5	0,0	0,8	0,0	1,3
Sabinópolis	21,7%	3,8%	74,5%	0,0%	2,8	0,5	9,7	0,0	13
Santa Maria de Itabira	17,1%	0,4%	82,5%	0,0%	1,6	0,0	7,5	0,0	9,1
Santana do Paraíso	20,0%	3,3%	76,7%	0,0%	6,2	1,0	23,7	0,0	30,9
Santo Antônio do Itambé	26,2%	1,4%	72,4%	0,0%	0,7	0,0	2,0	0,0	2,7
Santo Antônio do Rio Abaixo	46,4%	3,9%	49,7%	0,0%	0,7	0,1	0,7	0,0	1,5
São Sebastião do Rio Preto	81,7%	0,2%	18,0%	0,0%	1,5	0,0	0,3	0,0	1,8
Senhora do Porto	18,5%	2,6%	78,9%	0,0%	0,3	0,0	1,4	0,0	1,7
Serro	26,3%	2,6%	0,0%	71,1%	3,3	0,3	0,0	9,0	12,6
<b>VAZÃO TOTAL</b>					37,7	3,1	99,5	22,5	162,8
<b>% VAZÃO TOTAL</b>					23,2	1,9	61,1	13,8	100,0

Fonte: ANA (2017)

## 5.2 Mapa de uso e ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação do solo, foi confeccionado utilizando as imagens do banco de dados da Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais DGI/INPE (2019). Para isso, foram selecionadas as três imagens de satélite, sem nuvens, que abrangiam toda a área da bacia, descritas no Quadro 2.

**Quadro 2 – Imagens de satélite utilizadas para elaboração do mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Santo Antônio**

Satélite	Resolução	Órbita	Datas de passagens
Landsat 8	30m	217/073	19/08/2019
		217/074	19/08/2019
		218/073	11/09/2019

Para unir todas as imagens em apenas uma, utilizou-se a ferramenta '*mosaico*' disponível no software Spring 5.5.5, conseguindo assim, uma imagem única que cobria toda área da bacia do rio Santo Antônio. Posteriormente, com este mesmo software, foi gerado o mapa de uso do solo realizando-se a segmentação e classificação supervisionada. Os elementos presentes nas imagens foram identificados na classificação e associados por meio da composição falsa cor RGB-654. Feito isso, a imagem classificada foi exportada ao software Arcgis 10.2.2, no qual foi possível finalizar o mapa em um layout para apresentação.

## 5.3 Levantamento de informações sobre lançamento de efluentes urbanos e monitoramento de qualidade da água da bacia

Entre os dados levantados para esta etapa, destaca-se as informações sobre os lançamentos de efluentes e monitoramento fluviométrico, que possibilitaram elaborar o diagrama unifilar, que consiste em uma representação esquemática do curso d'água que é objeto de estudo e seus principais afluentes. Para isso, foram necessários realizar o download de dados geoespaciais.

No estado de Minas Gerais, o Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA) desenvolveu a Plataforma IDE-Sisema. Essa Plataforma possui pastas temáticas com arquivos de dados geoespaciais que podem ser visualizados em um mapa online, e também estão disponíveis para download de maneira gratuita nos formatos KML e *shapefile*.

As camadas baixadas possuem dados de todo o estado de Minas Gerais. Para selecionar os dados da bacia do rio Santo Antônio aplicou-se a ferramenta de seleção e exportação como nova camada do programa Arcgis 10.2.2, como é descrito no Quadro 3.

**Quadro 3 – Seleção das camadas para o limite da bacia do rio Santo Antônio**

<b>Camada original</b>	<b>Fonte</b>	<b>Camada após aplicação da ferramenta de seleção</b>
Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos UPGRH	SEMAD/IEF/IGAM	Limite da bacia do rio Santo Antônio DO3
Drenagem da Bacia Hidrográfica do Rio Doce	IGAM	Drenagem da bacia do rio Santo Antônio
		Drenagem dos rios principais
		Drenagem do rio Santo Antônio
Vazões calculadas para Bacia do Rio Doce	UFV/IGAM	Vazões calculadas para bacia do rio Santo Antônio
Ottobacia do Rio Doce	IGAM	Ottobacia da bacia do rio Santo Antônio
Sedes Municipais	IBGE	Sedes municipais da bacia do rio Santo Antônio
Mancha Urbana EMBRAPA 2015	IBGE/EMBRAPA	Mancha urbana da bacia do rio Santo Antônio 2015
Municípios de Minas Gerais	IEDE-MG	Municípios da bacia do rio Santo Antônio
Estações Fluviométricas	ANA/IGAM	Estações fluviométricas da bacia do rio Santo Antônio
Curvas de Nível	INPE/TOPODATA	Curvas de nível da bacia do rio Santo Antônio
Usinas hidrelétricas	ANEEL	Usinas hidrelétricas da bacia do rio Santo Antônio
Pequenas Centrais Hidrelétricas	ANEEL	Pequenas Centrais Hidrelétricas da bacia do rio Santo Antônio

A partir destas camadas foi possível elaborar um mapa de localização dos lançamentos de efluentes no rio Santo Antônio, e baseado nas análises realizadas desta figura, produzir o diagrama unifilar.

A camada apresentada no Quadro 3, “Estações fluviométricas da bacia do rio Santo Antônio”, foi analisada juntamente aos dados sobre as estações de monitoramento da plataforma Hidroweb (2020). Desta forma, foram separadas as estações que possuíam dados

disponíveis para consulta das que não disponibilizavam as séries na plataforma. Assim, para este estudo foram utilizados os dados das estações fluviométricas apresentadas no Quadro 4.

**Quadro 4 – Estações da rede de monitoramento da bacia do rio Santo Antônio**

Rio	Responsável	Tipo	Código	Estação	Latitude	Longitude
Rio Santo Antônio	ANA	Quali-Quantitativa	56750000	Conceição do Mato Dentro	-19,01444444	-43,44611111
Rio Santo Antônio	IGAM-MG	Qualitativa	56755000	Conceição do Mato Dentro	-19,07277778	-43,44527778
Rio Santo Antônio	ANA	Quali-Quantitativa	56775000	Ferros	-19,23222222	-43,02000000
Rio Santo Antônio	IGAM-MG	Qualitativa	56789000	Ferros	-19,22138889	-42,87972222
Rio Santo Antônio	ANA	Quali-Quantitativa	56825000	Naque Velho	-19,18805556	-42,42277778
Rio Santo Antônio	IGAM-MG	Qualitativa	56826000	Naque	-19,22333333	-42,34305556
Rio Preto do Itambé	IGAM-MG	Qualitativa	56761000	Ferros	-19,28777778	-43,17777778
Rio Guanhões	ANA	Quali-Quantitativa	56800000	Senhora do Porto	-18,89472222	-43,08250000
Rio Guanhões	IGAM-MG	Qualitativa	56807000	Dores de Guanhões	-19,05277778	-42,87833333
Rio Tanque	ANA	Quali-Quantitativa	56787000	Fazenda Barraca	-19,33194444	-43,07027778
Rio Tanque	IGAM-MG	Qualitativa	56788000	Ferros	-19,28444444	-43,01611111
Rio do Peixe	ANA	Quali-Quantitativa	56765000	Dom Joaquim	-18,96055556	-43,24305556
Rio do Peixe	IGAM-MG	Qualitativa	56766000	Carmésia	-19,09777778	-43,17138889

Posteriormente, analisou-se a localização das sedes municipais da camada “Sedes municipais da bacia do rio Santo Antônio”, junto as camadas “Drenagem da bacia do rio Santo Antônio” e “Drenagem dos rios principais”, apresentadas no Quadro 3, o que possibilitou delimitar a microbacia de drenagem que cada cidade estava inserida. Desta forma, foi possível traçar o caminho dos efluentes urbanos até sua confluência com o rio Santo Antônio. Em seguida, com o auxílio do programa Google Earth, foram determinadas as coordenadas geográficas destes pontos de confluência, organizadas em planilha Excel. Depois, a planilha foi exportada para o programa Arcgis 10.2.2, possibilitando a criação de uma camada em formato *shapefile* de pontos, utilizada para visualização e apresentação em um mapa.



A partir da análise da localização das estações fluviométricas, e dos pontos criados, foi possível elaborar o diagrama unifilar, que apresenta a entrada de afluentes e efluentes no rio Santo Antônio.

#### **5.4 Seleção de dados do monitoramento de qualidade da água**

Foram utilizados os dados de três estações de qualidade, e destas, foram selecionados para modelagem os parâmetros: DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e *E. coli*. Para o parâmetro oxigênio dissolvido, utilizou-se os dados das três estações de qualidade e das três estações quali-quantitativas. Notou-se que o período mais recente com série histórica de dados completa ocorreu em 2019, com amostragem quadrimestral.

No Quadro 5 é apresentada a disponibilidade de dados dos parâmetros analisados, por um período de 20 anos. Nota-se que, apenas nos anos de 2016, 2018 e 2019, há dados disponíveis para todos os parâmetros analisados, nas estações de qualidade. Por esse motivo, os dados deste período foram selecionados para realizar a calibração do modelo. Observa-se também, que nos anos de 2008 a 2010, há disponibilidade de dados para todos os parâmetros, nas estações de qualidade, exceto para o parâmetro *E. coli*. Assim, os dados deste período foram utilizados para validar o modelo, exceto para *E. coli*.

**Quadro 5 – Disponibilidade de dados nas estações fluviométricas do rio Santo Antônio**

ANOS	56750000 Quali- Quanti	56755000 Qualidade	56775000 Quali- Quanti	56789000 Qualidade	56825000 Quali- Quanti	56826000 Qualidade
2019		1 – 2 – 3	1	1 – 2 – 3	1	1 – 2 – 3
2018	1	1 – 2 – 3	1	1 – 2 – 3	1	1 – 2 – 3
2017	1		1		1	
2016	1	1 – 2	1	1 – 2	1	1 – 2
2015	1		1		1	
2014	1		1		1	
2013	1		1		1	
2012	1		1		1	
2011	1		1		1	
2010	1	1 – 2	1	1 – 2	1	1 – 2
2009	1	1 – 2	1	1 – 2	1	1 – 2
2008		1 – 2	1	1 – 2	1	1 – 2
2007			1		1	1 – 2
2006	1		1		1	1 – 2
2005	1		1		1	1 – 2
2004			1		1	1 – 2
2003			1		1	1 – 2
2002	1		1		1	1 – 2
2001			1		1	1 – 2
2000			1		1	1 – 2
1999			1		1	1

**Legenda:**

Dados disponíveis

Sem dados para o período

1 – Disponibilidade de dados para o parâmetro Oxigênio Dissolvido;

2 – Disponibilidade de dados para os parâmetros DBO, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrito, Fósforo Orgânico e Fósforo Inorgânico;

3 – Disponibilidade de dados para o parâmetro *E. coli*.

**5.5 Seleção e exploração do modelo de qualidade da água**

No Brasil, diversos autores que objetivam avaliar a capacidade de autodepuração de cursos hídricos, simular cenários, prever o comportamento de corpos hídricos e subsidiar a tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos, tem utilizado o modelo QUAL-UFMG (Salla *et al* 2013, Silva 2015, Gomes *et al* 2018 e Lima, Mamede e Lima Neto 2018). 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, o modelo QUAL-UFMG foi selecionado para ser aplicado como ferramenta de avaliação da autodepuração da qualidade da água do rio Santo Antônio.

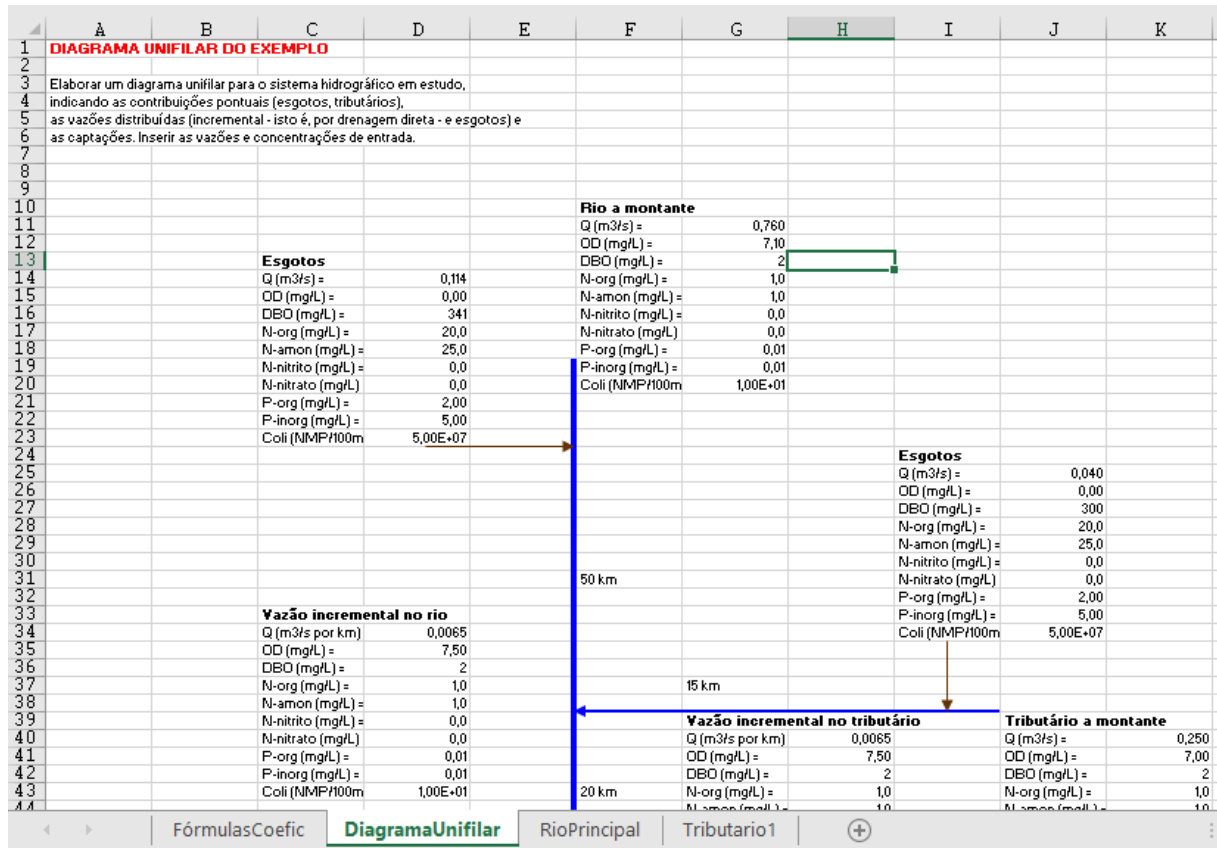
O modelo QUAL-UFMG foi baixado conforme indicado por von Sperling (2014a), este programa contém quatro planilhas: “FórmulasCoefic”, “DiagramaUnifilar”, “RioPrincipal” e “Tributário1”. A primeira planilha, contém todas as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem do rio e quadros com valores usuais dos coeficientes, extraídos de von Sperling (2014a), conforme apresentado na Figura 9.

**Figura 9 – Planilha “FórmulasCoefic” do modelo QUAL-UFMG**

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	<b>MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS</b>										
2	<b>OD, DBO, N, P, COLIFORMES</b>										
3	<b>Marcos von Sperling - UFMG</b>										
4	<b>Referência: Livro: Von Sperling, M. (2007). Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. DESA-UFMG.</b>										
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	<b>FÓRMULAS E COEFICIENTES DO MODELO</b>										
10											
11	<b>Preencher células em amarelo (dados físicos e variáveis do modelo)</b>										
12	<b>Verificar valores nas células cinza (coeficientes do modelo); se necessário, alterá-los</b>										
13											
14	<b>Pressupostos:</b>										
15	Processos de conversão: equações do QUAL2E, sem modelagem de algas										
16	<input type="checkbox"/> modelo assume dispersão longitudinal nula										
17	<input type="checkbox"/> modelo de DBO não é válido para condições de anaerobiose										
18											
19											
20	<b>EQUAÇÕES DA PLANILHA</b>										
21											
22	Col1	Contagem do número de segmentos									
23	Col2	Distância acumulada de percurso (km)					dist	dist = dist(-1) + comprim segmento			
128	Col107	Concentração de P total ao longo do tempo (mg/l)				Ptot	Ptot = Porg + Pinorg				
129	Col108	Concentração de coliformes ao longo do tempo (NMP/100ml)				Colit	Coli(t) = Colio - Kb*Colio*deltat				
130											
131											
132	<b>EQUAÇÕES E COEFICIENTES DO MODELO</b>										
133											
134	<b>OD E DBO</b>										
135											

A segunda planilha é destinada para o usuário detalhar o diagrama unifilar do rio a ser modelado, conforme mostra a Figura 10. 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 10 – Planilha “Diagrama Unifilar” do modelo QUAL-UFMG**



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 11.

Os cálculos dos perfis de concentração ocorrem a partir das colunas: distâncias e tempos, vazões, concentrações afluentes e no trecho inicial (mistura) do segmento, coeficientes do modelo que podem variar ao longo do rio e cálculos do modelo (concentrações no final de cada segmento). Na figura 12, é apresentada parte desta planilha.



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 “Tribuário1”, 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.

## 5.6 Determinação e Inserção dos dados no modelo

Os dados referentes a vazão dos cursos d’água da bacia do rio Santo Antônio foram extraídas da camada *shapefile* “Vazões calculadas para bacia do rio Doce”, apresentada no Quadro 3, que contém a informação de vazão de cada trecho dos cursos hídricos da bacia em sua tabela de atributos. Os dados de DBO dos corpos hídricos, foram adotados consultando valores tabelados no livro do Von Sperling (2014a), conforme apresentado no Quadro 6.

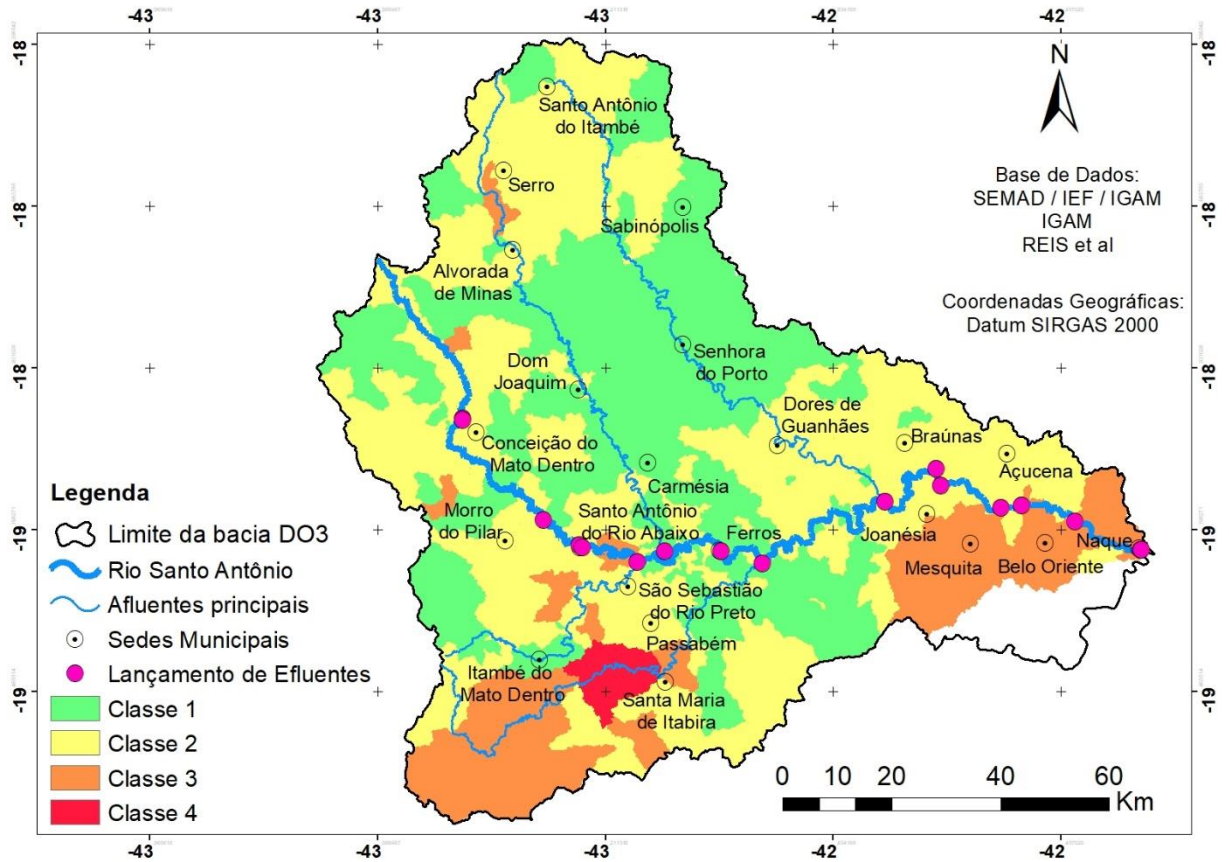
**Quadro 6 – Valores de DBO<sub>5</sub> em função das características do curso d’água**

Condição do rio	DBO <sub>5</sub> do rio (mg/L)
Bastante limpo	1
Limpo	2
Razoavelmente limpo	3
Duvidoso	4
Ruim	>10

Fonte: Von Sperling, 2014a.

Para calcular a concentração de DBO em cada curso hídrico, analisou-se o mapa de Reis *et al* (2019) com o resultado da sobreposição dos critérios de enquadramento da bacia do rio Santo Antônio, que possibilitou visualizar a pressão exercida na bacia em cada ponto analisado, conforme apresentado no mapa da Figura 13. A partir dos valores de DBO das estações fluviométricas que apresentaram valores médios de 2,0 mg/L de DBO em todo o rio e ainda pelo estudo realizado por Sá *et al* (2018) no alto curso do rio Santo Antônio, no qual os valores aferidos no rio e em seus tributários foram inferiores a 1,0 mg/L, determinou-se que os cursos hídricos que estivessem na área classificada por Reis *et al* (2019) como Classe 1 e 2, seriam estabelecidos os valores de 1,0 mg/L de DBO, e os de Classe 3 e 4, com valores de 2,0 mg/L.

**Figura 13 – Sobreposição dos critérios de enquadramento para a bacia do rio Santo Antônio**



Segundo Von Sperling (2014a) o valor de OD pode ser estimado em função do grau de poluição aproximado do curso d'água, sendo que, se este apresentar poucos indícios de poluição, pode-se considerar o teor de Oxigênio Dissolvido no rio ( $OD_r$ ), a montante dos lançamentos como 80 a 90% do valor de saturação do oxigênio. Neste estudo, a nascente do rio Santo Antônio é o ponto à montante do rio e para a estimativa da DBO foi considerado “bastante limpo”, de acordo com a classificação apresentada no Quadro 6.

Para calcular a concentração de saturação do oxigênio das águas em suas nascentes, foi utilizada a relação entre temperatura e altitude apresentada no Quadro 7.

**Quadro 7 – Concentração de saturação de oxigênio em água limpa (mg/L)**

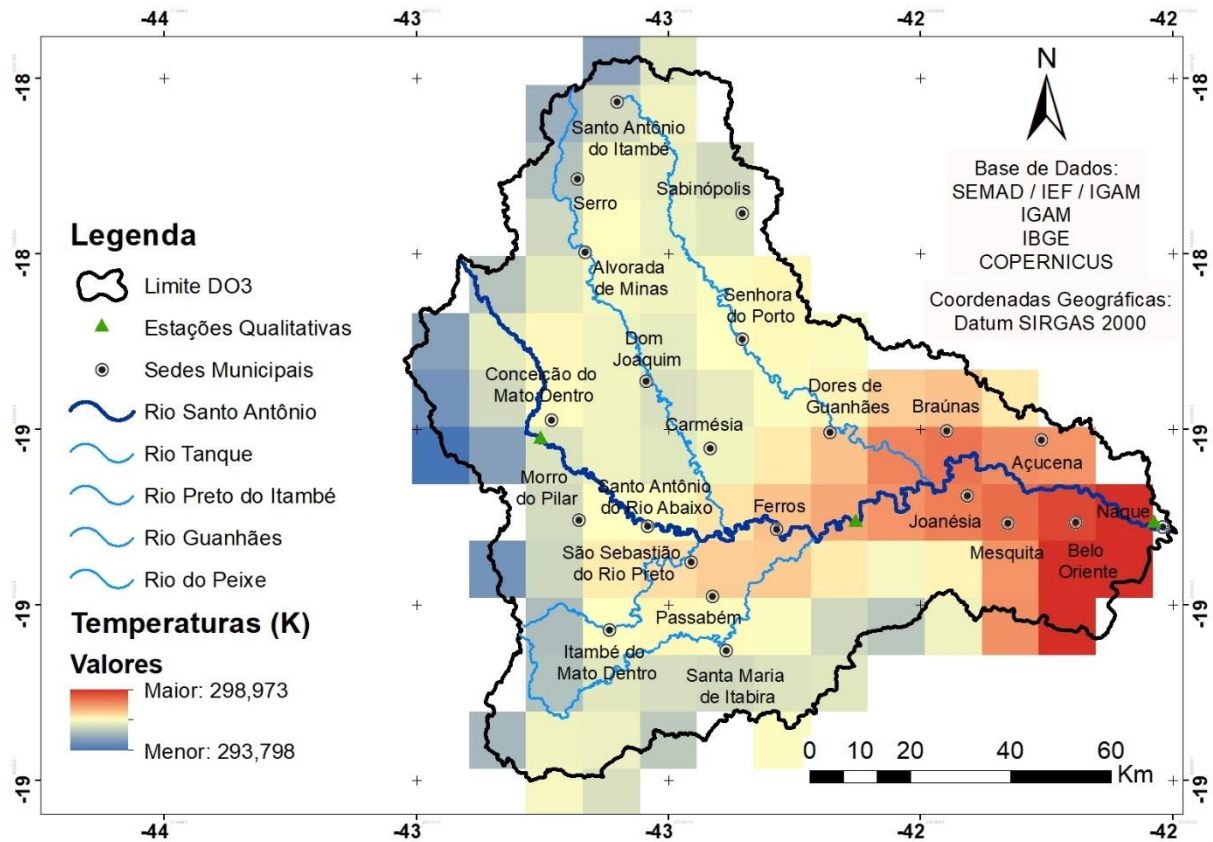
Temperatura (°C)	Altitude (m)			
	0	500	1000	1500
10	11,3	10,7	10,1	9,5
11	11,1	10,5	9,9	9,3
12	10,8	10,2	9,7	9,1
13	10,6	10,0	9,5	8,9
14	10,4	9,8	9,3	8,7
15	10,2	9,7	9,1	8,6
16	10,0	9,5	8,9	8,4
17	9,7	9,2	8,7	8,2
18	9,5	9,0	8,5	8,0
19	9,4	8,9	8,4	7,9
20	9,2	8,7	8,2	7,7
21	9,0	8,5	8,0	7,6
22	8,8	8,3	7,9	7,4
23	8,7	8,2	7,8	7,3
24	8,5	8,1	7,6	7,2
25	8,4	8,0	7,5	7,1
26	8,2	7,8	7,3	6,9
27	8,1	7,7	7,2	6,8
28	7,9	7,5	7,1	6,6
29	7,8	7,4	7,0	6,6
30	7,6	7,2	6,8	6,4

Fonte: Von Sperling, 2014a.

Assim, foi necessário obter dados médios de temperatura dentro da bacia, no período de 2016 a 2019, para relacioná-la à altitude e encontrar a concentração de saturação de ODr. Para isso, utilizou-se dados de reanálise do ERA5-Land da Copernicus (2019), que podem ser visualizados no mapa da Figura 14. Neste mapa, as temperaturas são apresentadas na escala Kelvin. Assim, para utilização no modelo, estes valores foram transformados para a escala Celsius. Sabendo-se que, o zero absoluto na escala Kelvin equivale à -273,15 na escala Celsius, a transformação ocorre de forma simples, subtraindo-se 273,15 ao valor apresentado na escala Kelvin, resultando assim no valor na escala Celsius.



**Figura 14 – Mapa de temperaturas médias, referente aos anos de 2016 e 2018, da bacia do rio Santo Antônio**



Em relação aos dados físicos do rio, a distância foi calculada pelo programa Arcgis 10.2.2 por meio do somatório dos trechos do rio Santo Antônio da camada “Drenagem do rio Santo Antônio”, apresentada no Quadro 3.

De acordo com von Sperling (2014a) a declividade do rio é estabelecida a partir de seu perfil longitudinal. Logo, para calcular a declividade do rio Santo Antônio fez-se necessário traçar seu perfil longitudinal. A partir do programa Arcgis 10.2.2, foram adicionadas as camadas de “curva de nível da bacia do rio Santo Antônio” e “Drenagem do rio Santo Antônio”, apresentadas no Quadro 3, e utilizando a ferramenta “*create TIN*”, foi criado um modelo digital de elevação no formato TIN. E, posteriormente, utilizou-se a ferramenta “*TIN to raster*” para transformar o formato TIN para o formato raster, pois este último é formado por uma malha regular de pixels, possibilitando assim, o cálculo da declividade a partir da altimetria e distância regular entre os pixels.

Como o interesse do estudo é calcular a declividade apenas do rio Santo Antônio, utilizando a ferramenta “*interpolate line*” foi desenhada uma linha contornando o curso d’água de interesse e com a ferramenta “*Profile Graph*”, o programa gerou o gráfico com o perfil

longitudinal. E, em seguida, extraiu-se os valores de altitude e distância percorridas pelo rio, e com o auxílio do Excel, calculou-se a declividade do rio Santo Antônio.

Já para o cálculo de velocidade e profundidade de cada curso hídrico modelado, foi necessário inserir no QUAL-UFMG os coeficientes da equação de velocidade e profundidade, apresentadas nas equações 1 e 2:

$$v = a \cdot Q^b \quad (1)$$

$$H = c \cdot Q^d \quad (2)$$

Em que:

$v$  = Velocidade (m/s<sup>2</sup>)

$Q$  = Vazão (m<sup>3</sup>/s)

$H$  = Profundidade (m)

$a, b, c, d$  = Coeficientes de descarga

Para isso, foram adotados valores médios de coeficientes apresentados por von Sperling (2014a), obtidos para bacia do rio da Velhas e do rio Paraopeba no estado de Minas Gerais, conforme apresentado no Quadro 8.

**Quadro 8 – 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 Santo Antônio**

Rios estudados na bacia do rio das Velhas e Paraopeba	Velocidade		Profundidade	
	a	b	c	d
Rio Principal	0,175	0,437	0,259	0,465
Tributários	0,370	0,316	0,196	0,435

Fonte: Adaptado de von Sperling (2014a).

Assim, foram utilizados na modelagem os valores médios dos coeficientes de “Rio Principal”, apenas para o rio Santo Antônio. Os demais cursos d’água modelados, foram adotados os valores médios de “Tributários”.

Os coeficientes de desoxigenação ( $K_1$ ), de decomposição ( $K_d$ ) e de sedimentação ( $K_s$ ) foram adotados de acordo com os valores típicos, apresentados por von Sperling (2014a) no Quadro 9.

**Quadro 9 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO ( $K_1$ ,  $K_s$  e  $K_d$ ) (base e, 20 °C)**

Origem	$K_1$ (laboratório)	Rios rasos		Rios profundos	
		$K_d$	$K_s$	$K_d$	$K_s$
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, 2014a.

O valor do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) para o rio Santo Antônio, foi calculado a partir das equações apresentadas nos quadros 10, 11 e 12, sendo que o modelo automaticamente adota o menor valor resultante das equações para utilizar na modelagem.

**Quadro 10 – Valores de coeficientes  $K_2$  ( $d^{-1}$ ) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C)**

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,93 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 0,8 \text{ m/s}$
Churchill et al (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$
Owens et al (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$

Fonte: Von Sperling, 2014a.

**Quadro 11 – Equações para estimativa do coeficiente  $K_2$ , segundo Melching e Flores (1999)**

Tipo de curso d'água	Vazão ( $m^3/s$ )	Equação para $K_2$
Rios com poços e corredeiras	$Q < 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 517 (v \cdot i)^{0,524} \cdot Q^{-0,242}$
	$Q > 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 596 (v \cdot i)^{0,528} \cdot Q^{-0,136}$
Rios com controle de canal	$Q < 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 88 (v \cdot i)^{0,333} \cdot H^{-0,353}$
	$Q > 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 142 (v \cdot i)^{0,333} \cdot H^{-0,660} \cdot B^{-0,243}$

Fonte: Von Sperling, 2014a.

**Quadro 12 – Equações para estimativa do coeficiente  $K_2$ , segundo Tsvoglou e Wallace**

Tipo de curso d'água	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Equação para $K_2$
Rios pequenos	0,03 m <sup>3</sup> /s < Q < 0,3 m <sup>3</sup> /s	$K_2 = 31,6 \cdot v \cdot i$
Rios médios	0,3 m <sup>3</sup> /s < Q < 8,5 m <sup>3</sup> /s	$K_2 = 15,4 \cdot v \cdot i$

Fonte: Adaptado de von Sperling, 2014a.

Já para os demais cursos hídricos modelados, utilizou-se as equações apresentadas nos Quadros 10 e 13 e a Equação (3), sendo que o modelo automaticamente adota o menor valor resultante das equações para utilizar na modelagem.

$$K_2 = m \cdot Q^n \quad (3)$$

Em que:

$K_2$  = Coeficiente de aeração

$Q$  = Vazão (m<sup>3</sup>/s)

$m$  e  $n$  = Coeficientes de ajuste

Para o cálculo desta equação foram adotados os valores médios de coeficientes obtidos por von Sperling, em seu estudo realizado em 1983, para cursos d'água da região metropolitana de Belo Horizonte. Para os rios principais, com vazão superior a 10 m<sup>3</sup>/s os valores de  $m=20,74$  e  $n=-0,42$ , e para os tributários com vazão inferior a 10 m<sup>3</sup>/s, os valores de  $m=15,98$  e  $n=-0,60$  (VON SPERLING, 2014a).

**Quadro 13 – Valores típicos de  $K_2$  (base e, 20°C)**

Corpo d'água	$K_2$	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Von Sperling, 2014a.

Já os coeficientes do modelo de *E. coli*, fósforo e nitrogênio foram adotados de acordo com os valores usuais apresentados por von Sperling (2014a), nos Quadros 14 e 15.

**Quadro 14 – Valores usuais dos coeficientes do modelo de coliformes totais e fósforo em rios**

	Símbolo	Descrição	Unidade	Valores usuais do coeficiente (20°C)	Faixa de valores aceita pelo QUAL2E	Coeficiente de temperatura $\Theta$ (Adimensional)
<b>Modelo <i>E. coli</i></b>	<b><math>K_b</math></b>	Coeficiente de decaimento bacteriano	$d^{-1}$	0,5 a 1,5	-	1,07
<b>Modelo P</b>	<b><math>K_{spo}</math></b>	Coef. de sedimentação do P orgânico	$d^{-1}$	0,02 a 0,05	0,001 a 0,1	1,024
	<b><math>K_{oi}</math></b>	Coef. de conversão do P orgânico a P inorgânico	$d^{-1}$	0,2 a 0,3	0,01 a 0,7	1,047
	<b><math>S_{Pinorg}</math></b>	Fluxo de liberação de P inorgânico pelo sedimento de fundo	$g/m^2.d$	0,0 a 0,2	Variável	1,074

Fonte: Adaptado de von Sperling (2014a)

Quadro 15 – Valores usuais dos coeficientes do modelo de nitrogênio em rios

Símbolo	Descrição	Unidade	Valores usuais do coeficiente (20°C)	Faixa de valores aceita pelo QUAL2E	Coefficiente de temperatura $\Theta$ (Adimensional)
$K_{so}$	Coef. de sedimentação do N orgânico	$d^{-1}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Remansos: <math>0,10 d^{-1}</math></li> <li>• Rios lentos: águas naturais a moderadamente poluídas: <math>0,05 d^{-1}</math>; águas fortemente poluídas: <math>0,10 d^{-1}</math></li> <li>• Rios rápidos: águas naturais: <math>0,02 d^{-1}</math>; águas moderadamente poluídas: <math>0,05 d^{-1}</math>; águas fortemente poluídas: <math>0,10 d^{-1}</math></li> <li>• Corredeiras: <math>0,00 d^{-1}</math></li> </ul>	0,001 a 0,1	1,024
$K_{oa}$	Coef. de conversão do N orgânico a amônia	$d^{-1}$	0,20 a 0,25	0,02 a 0,40	1,047
$K_{an}$	Coef. de conversão da amônia a nitrito	$d^{-1}$	0,15 a 0,25	0,10 a 1,00	1,080
$K_{nn}$	Coef. de conversão do nitrito a nitrato	$d^{-1}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cursos d'água profundos: <math>0,10</math> a <math>0,50 d^{-1}</math></li> <li>• Cursos d'água rasos: <math>0,20</math> a <math>1,00 d^{-1}</math> ou mais</li> <li>• Segundo Thomann e Mueller: os valores de <math>K_{an}</math> são similares aos do coeficiente <math>K_d</math> (decomposição da DBO), incluindo a distinção entre rios rasos e profundos</li> </ul>	0,20 a 2,00	1,047
$S_{amon}$	Fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo	$g/m^2.d$	0,00 a 0,50 (menores valores para rios rápidos e limpos)	Variável	1,074
$f_{nitr}$	Fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD	-	$f_{nitr} = 1 - e^{-K_{nitroD} \cdot OD}$	-	-
$K_{nitrOD}$	Coefficiente de inibição da nitrificação por baixo OD (equação de $f_{nitr}$ )	L/mg	0,60	0,00 a 1,00	-
$R_{O2amon}$	Relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito	$mgO_2/mg$ Namon	3,2	-	-
$R_{O2nitri}$	Relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de nitrito oxidado a nitrato	$mgO_2/mg$ Nnitri	1,1	-	-

Fonte: Von Sperling (2014a)

Para preencher as planilhas de cálculo dos perfis de concentração, considerou-se uma segmentação de 0,2 km em todo o comprimento do rio Santo Antônio, o que resultou em 1350 segmentos para a modelagem. Os valores de vazão dos corpos hídricos foram identificados na camada *shapefile* “Vazões calculadas para bacia do rio Santo Antônio”, apresentada no Quadro 3. 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), no qual 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.

Ressalta-se que os valores de vazão e carga do Atlas Esgoto (ANA, 2017) foram calculados com base na população de 2013 do SNIS. Para este estudo, considerou-se a distribuição de lançamento de efluente em cada curso d’água, mas os valores foram recalculados, considerando a população estimada pelo IBGE referente ao ano de 2018. E para calcular a população responsável pela geração de efluentes para cada lançamento considerado, multiplicou-se a população urbana estimada pelo IBGE de 2018 à porcentagem de lançamento.

Sendo assim, a vazão doméstica dos esgotos de cada sede urbana foi calculada a partir da Equação (4):

$$Q_{d\text{méd}} = \frac{\text{Pop} \cdot \text{QPC} \cdot \text{R}}{86.400} \quad (4)$$

Em que:

$Q_{d\text{méd}}$  = vazão doméstica média de esgotos (L/s)

Pop = população (hab)

QPC = quota per capita de água (L/hab.d)

R = coeficiente de retorno esgoto/água

Os valores de QPC e R foram calculados substituindo na equação (1) os valores de população e vazão do Atlas Esgoto (2017). Com o valor de  $\text{QPC} \cdot \text{R}$ , foram calculados os valores de  $Q_{d\text{méd}}$ , com os dados de população estimada pelo IBGE de 2018. Ressalta-se foi adotado o valor usual do coeficiente de retorno de ( $\text{R} = 0,8$ ).

As cargas e concentrações de cada parâmetro analisado foram calculadas a partir das Equações (5) e (6):

$$carga (kg/d) = \frac{população(hab) \cdot carga\ per\ capita (g/hab \cdot d)}{1000 (g/kg)} \quad (5)$$

$$concentração(mg/L) = \frac{carga (kg/d) \cdot 10^6(mg/kg)}{vazão (L/s) \cdot 86.4000 (s/d)} \quad (6)$$

Para o cálculo da carga, foram considerados valores típicos de contribuição per capita dos parâmetros, usualmente utilizados em estudos e projetos, conforme apresentado no Quadro 16.

**Quadro 16 – Carga per capita dos parâmetros físico-químicos dos esgotos sanitários**

Parâmetro	Carga per capita (g/hab.d)	
	Faixa	Típico/Utilizado
DBO <sub>5</sub>	40 – 60	54
Nitrogênio Orgânico	2,5 – 4,0	3,5
Nitrogênio Amoniacal	3,5 – 6,0	4,5
Nitrito	~ 0	~ 0
Nitrato	0,0 – 0,2	~ 0
Fósforo Orgânico	0,2 – 1,0	0,3
Fósforo Inorgânico	0,25 – 1,5	0,7
<i>E. coli</i>	10 <sup>9</sup> – 10 <sup>12</sup>	10 <sup>12</sup>

Fonte: Adaptado de von Sperling (2014a)

### 5.7 Modelagem da situação atual

Inicialmente, com o auxílio dos croquis do Atlas Esgoto, elaborados pela ANA (2017), foi possível identificar todos os corpos hídricos que recebem lançamentos de esgotos sanitários. Simultaneamente, com o programa Arcgis 10.2.2 abriu-se as camadas *shapefile* referentes às sedes municipais, manchas urbanas, curvas de nível e vazões, apresentadas no Quadro 3. Que possibilitaram extrair os valores de altitude, vazão dos afluentes no ponto à montante do lançamento de esgoto e a distância percorrida pelo curso d'água até a confluência com o rio Santo Antônio.

Nesta etapa foram identificados 22 afluentes do rio Santo Antônio, que recebiam cargas de esgoto sanitário. Indicando, desta forma, a necessidade de realizar a modelagem também destes afluentes, para obter o valor da concentração do parâmetro após o processo de



autodepuração ao longo de seu percurso, até chegar ao rio principal. Além disso, foi necessário determinar a forma de entrada dos efluentes das sedes urbanas no rio Santo Antônio. Separando assim, os efluentes lançados diretamente neste rio e os efluentes lançados em outros corpos hídricos, chegando de forma diluída no rio Santo Antônio.

Sendo assim, com o auxílio de uma planilha Excel, organizou-se em tabelas os dados de entrada iniciais, adotados e extraídos das camadas *shapefile*, os coeficientes e os valores de cargas e concentrações calculados, de acordo com as características de cada corpo hídrico.

Após extrair, adotar e calcular todos os valores necessários para a modelagem, foram copiadas 22 planilhas “Tributário1”, do programa QUAL-UFGM, sendo uma para cada afluente a ser modelado. Os resultados das modelagens dos afluentes foram vinculados as células da planilha de modelagem do “RioPrincipal, do programa QUAL-UFGM, permitindo assim, uma modelagem automática do rio Santo Antônio. Além disso, analisou-se também as confluências dos corpos hídricos que ocorrem, antes do rio principal, sendo estas também vinculadas ao rio que eles afluíam.

## 5.8 Calibração do modelo

Para realizar a calibração do modelo, na planilha de modelagem do rio Santo Antônio, foram inseridas duas colunas, ao lado dos resultados da modelagem de cada segmento. Na primeira coluna, foram inseridas as médias dos valores observados nas estações fluviométricas, no período de 2016, 2018 e 2019, referentes a cada parâmetro. Na segunda coluna, foram calculados os erros quadrados, sendo subtraído o valor resultante da modelagem naquele segmento do valor médio observado na estação fluviométrica, elevado ao quadrado.

Assim, a calibração do modelo foi realizada através da minimização da função objetivo representando a soma dos quadrados dos erros (observado – estimado), pela Equação (7), da Raiz da Média dos Erros ao Quadrado (RMEQ). Essa função é também conhecida pelo seu termo em inglês *Root Mean Square Error* (RMSE). Santos *et al* (2014) explica que este índice mede a magnitude média dos erros estimados, tendo sempre valores positivos e a indicação de melhor qualidade dos dados medidos ou estimados ocorre quando se resulta em valores próximos de zero. A ferramenta “solver” do Excel foi utilizada para a otimização.

$$RMEQ = \sqrt{\frac{\sum(Y_{obs} - Y_{est})^2}{n}} \quad (7)$$

Em que:

$Y_{obs}$  = valor observado

$Y_{est}$  = valor estimado na modelagem do segmento

n = número de dados

Destaca-se que apenas o coeficiente  $K_2$ , não foi calibrado com o Solver, pois seus valores são calculados no final de cada trecho discretizado na modelagem, a partir das equações mencionadas anteriormente. E os valores de vazão do rio foram calibrados manualmente. A partir dos valores extraídos de vazão em cada ponto de interesse do rio, fixou-se esses valores e calculou-se as vazões incrementais necessárias no decorrer do rio, para se alcançar a vazão determinada em cada ponto.

### **5.9 Validação do modelo**

Para realizar a validação do modelo, criou-se uma cópia da planilha calibrada, e foram alterados os valores médios observados na estação fluviométrica, para valores médios do período de 2008 a 2010. Ressalta-se que, não foi possível validar o parâmetro *E. coli*, devido à indisponibilidade de dados para este período.

### **5.10 Determinação de cenários futuros**

Os cenários foram definidos para o horizonte de 2035, devido a disponibilidade de informações como projeção de população e diagnóstico do esgotamento sanitário no Atlas Esgoto da ANA (2017), conforme mostra o Quadro 17.

Em 2013, foram identificadas apenas 4 ETEs em toda bacia do rio Santo Antônio. A projeção de 2035, contempla ETEs para todas as sedes urbanas, com eficiência mínima de 60%. O Atlas Esgoto da ANA (2017) apresenta duas propostas de ETEs para o município de Belo Oriente, sendo uma para atendimento da sede municipal, e outra para atendimento do distrito de Perpétuo Socorro. Neste estudo, será considerada apenas a ETE de atendimento da sede urbana, pois este distrito encontra-se na área incremental da bacia, sendo que seus lançamentos são escoados para o rio Doce e não para o rio Santo Antônio.

A partir das projeções da tipologia de sistema de ETE, utilizou-se os valores de eficiência apresentados por von Sperling (2014b), expostas no Quadro 18, para determinar a eficiência de remoção de DBO, amônia, nitrogênio total, fósforo total e *E. coli*.

**Quadro 17 – Projeção da população urbana dos municípios da bacia do rio Santo Antônio, para o ano de 2035 e tipologias de ETEs existentes e projetadas**

<b>Município</b>	<b>População Urbana (2035)</b>	<b>Tipologia dos sistemas de ETEs existentes (2013)</b>	<b>Ef. DBO (2013)</b>	<b>Tipologia dos sistemas de ETEs projetados (2035)</b>	<b>Ef. DBO (2035)</b>
Açucena	5.063	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Alvorada de Minas	2.132	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Belo Oriente	29.343	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio + Filtro Biológico Percolador	90%
Braúnas	2.546	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	70%
Carmésia	1.693	Sem Informações	60%	Reator Anaeróbio	60%
Conceição do Mato Dentro	12.998	Reator Anaeróbio + Filtro Aeróbio + Decantador	85,8%	Reator Anaeróbio + Filtro Percolador + Decantadores Secundários + físico-químico	93%
Dom Joaquim	3.250	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Dores de Guanhães	2.535	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Ferros	5.335	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio + Lodo Ativado Convencional	89%
Itambé do Mato Dentro	1.125	Filtro Biológico + Reator Anaeróbio	85%	Reator Anaeróbio+ Filtro Percolador - sem decantador	85%
Joanésia	2.550	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Mesquita	4.019	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Morro do Pilar	2.420	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Naque	7.179	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Passabém	891	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Sabinópolis	11.033	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Santa Maria de Itabira	6.710	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio + Filtro Percolador + Decantador	78%
Santo Antônio do Itambé	1.795	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Santo Antônio do Rio Abaixo	1.149	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
São Sebastião do Rio Preto	814	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Senhora do Porto	1.262	Inexistente	0%	Reator Anaeróbio	60%
Serro	15.597	Reator Anaeróbio + Lagoa Aerada + Lagoa Facultativa/Maturação	92,7%	Reator Anaeróbio + Lagoa Facultativa	92,7%

Fonte: ANA, 2017

**Quadro 18 – Eficiências típicas de remoção para DBO<sub>5</sub>, Amônia-N, N<sub>total</sub>, P<sub>total</sub> e Coliformes**

Sistema	Eficiência média de remoção				
	DBO <sub>5</sub> (%)	Amônia-N (%)	N total (%)	P total (%)	Coliformes (und. log.)
<b>Reator UASB</b>	60-75	< 50	< 60	< 35	~ 1
<b>UASB + lodos ativados</b>	83-93	50-85	< 60	< 35	1-2
<b>UASB + filtro biológico percolador de alta carga</b>	80-93	< 50	< 60	< 35	1-2
<b>UASB + lagoa aerada facultativa</b>	75-85	< 30	< 30	< 35	1-2

Fonte: Adaptado de von Sperling (2014b)

Para prever situações futuras de lançamentos de efluentes e a dinâmica do fenômeno de autodepuração do rio Santo Antônio foram simulados três cenários, com projeções populacionais para o ano de 2035. Os cenários 1 e 2 apresentam a situação ideal de saneamento para a bacia com a implantação de tratamentos de efluentes secundários em todas as sedes urbanas, sendo o cenário 1 com eficiência de remoção média dos sistemas indicados pelo Atlas Esgoto da ANA (2017) e o cenário 2 com implantação de sistemas com eficiência de remoção de 90% para DBO, baseado nas metas de qualidade da água determinadas pelo PARH – Santo Antônio (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a).

- **Cenário 1:** implantação de sistema de tratamento secundário, conforme indicação do Atlas Esgoto da ANA (2017), em todas as sedes urbanas da bacia, considerando-se a média de eficiência de remoção de cada sistema, com um horizonte de projeção para 2035.
- **Cenário 2:** implantação de sistema de tratamento secundário, conforme metas estabelecidas para a bacia, no PARH - Santo Antônio (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a), em todas as sedes urbanas da bacia, considerando-se a eficiência de sistemas com remoção de 90% da DBO, com um horizonte de projeção para 2035.

Entretanto, conhecida as dificuldades financeiras, principalmente de municípios menores, que constituem a maior parte da bacia, foi simulado ainda um terceiro cenário apresentando uma solução que pode ser utilizada como prioridade nos investimentos da bacia, no qual considerou-se a implantação de tratamentos de efluentes secundários apenas nas sedes urbanas com uma população superior a 5 mil habitantes, considerando as eficiências de remoção indicadas pelo Atlas Esgoto da ANA (2017).

- **Cenário 3:** implantação de sistema de tratamento secundário, conforme indicação do Atlas Esgoto da ANA (2017), apenas nas sedes urbanas que contenham mais de 5 mil habitantes, com um horizonte de projeção para 2035.

### **5.11 Modelagem dos cenários**

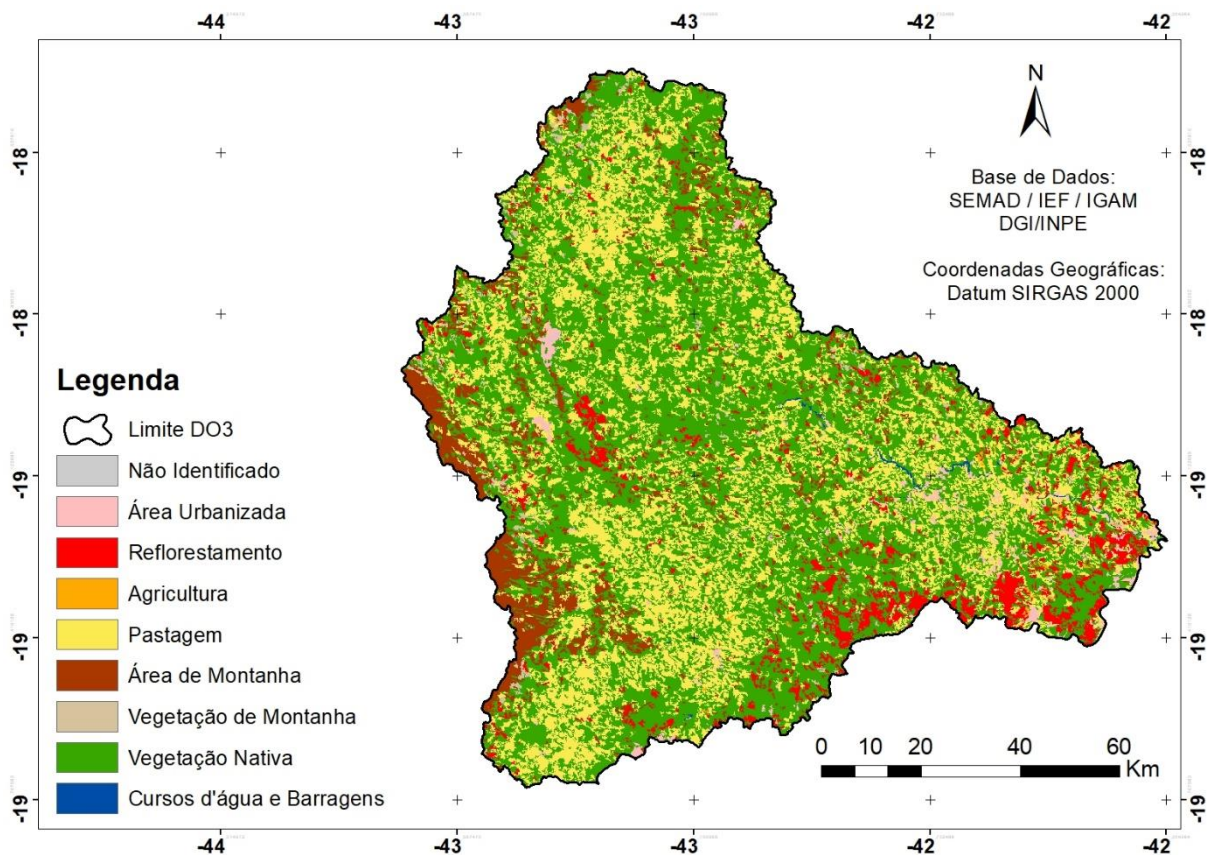
Para a modelagem dos cenários, observou-se cada situação proposta, e foram recalculadas as vazões e cargas dos efluentes das sedes urbanas de cada município, utilizando as Equações (4), (5) e (6), expostas anteriormente, considerando a projeção de população para o ano de 2035, disponíveis no Atlas Esgoto da ANA (2017).

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Mapa de uso e ocupação do solo

A classificação das imagens de satélite da UPGRH DO3 resultou na Figura 15, com 8 classes de cobertura do solo. Analisando os resultados, verifica-se que a bacia é relativamente bem preservada com cerca de 53% de sua área coberta com vegetação natural. Segundo a Ecoplan-Lume (2010b), a bacia do rio Santo Antônio quando comparada as UPGRH's que compõem a bacia hidrográfica do rio Doce, apresenta melhor estado de conservação. A porcentagem reduzida de áreas urbanas, comparada a outras bacias, pode ser apontada como um fator importante para este estado de conservação. Evidencia-se, que a concentração das áreas de reflorestamento ocorrem próximas a região do Vale do Aço, que é um pólo industrial que demanda por essa matéria prima.

**Figura 15 – Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Santo Antônio**



Outra classe que merece destaque é a cobertura do solo por pastagens, que representou cerca de 31%, indicando assim, um percentual considerável desta atividade na economia da bacia.

De acordo com os dados da “Pesquisa da Pecuária Municipal” do IBGE (2018a), na bacia do rio Santo Antônio, em 2018, havia um rebanho bovino de aproximadamente 356 mil cabeças de criação. Enquanto a população desta bacia, neste mesmo período era de cerca de 167 mil habitantes. Isso significa que existem mais do dobro de cabeças de gado na bacia do que população humana.

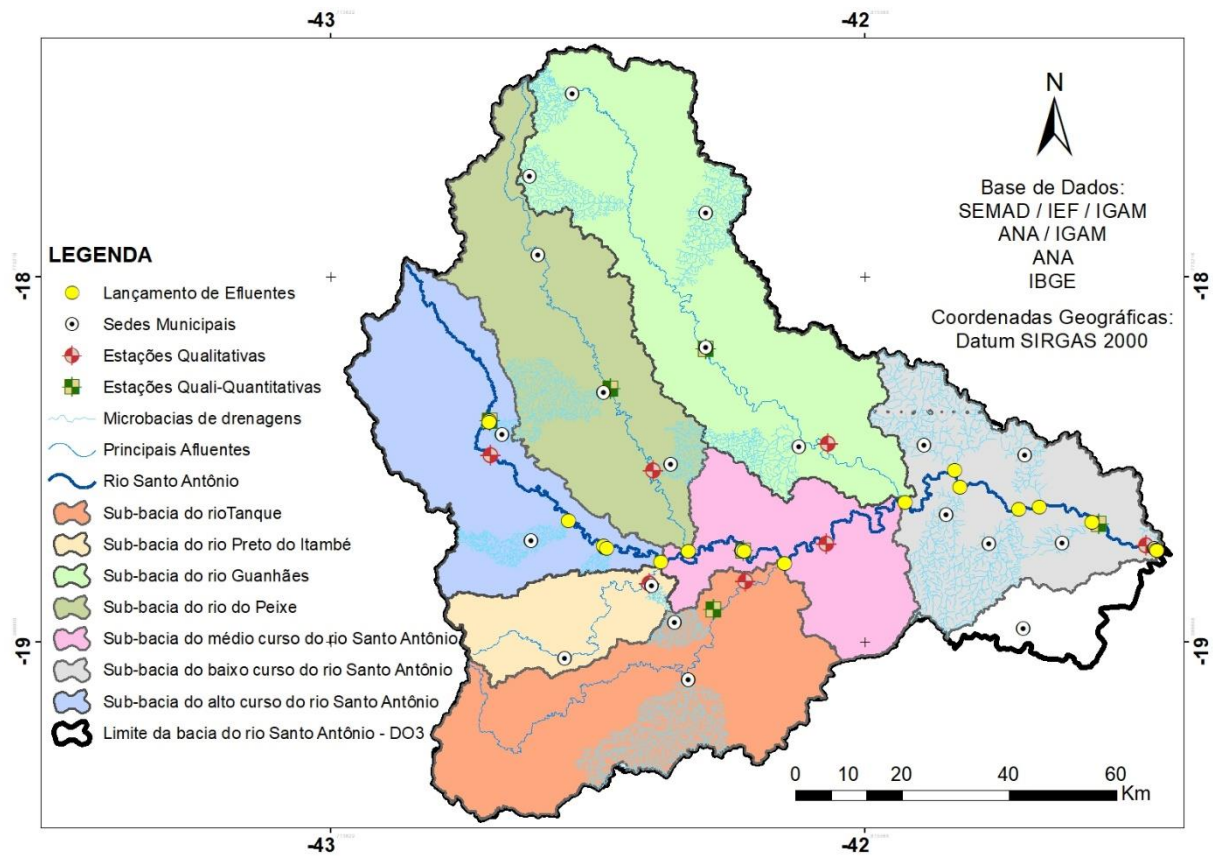
O Censo Agropecuário realizado pelo IBGE (2017) revela que em relação à utilização das terras, 64% das pastagens estavam plantadas em boas condições, 38% compunham áreas de pastagens naturais e 8% de pastagens plantadas em más condições. Ainda, a produção de origem animal com maior destaque na bacia é a produção leiteira (IBGE, 2018b).

A principal classe de uso do solo no estudo de Fernandes *et al* (2011) na microbacia de Macaé/RJ também foram as pastagens, com mais de 50% de cobertura, sem sinais aparentes de erosão e com a atividade de produção leiteira de subsistência. Ao analisar as concentrações de nitrogênio total na água, os autores concluíram que a quantidade de currais nesta área foi considerada insignificante como fonte de nitrogênio.

## 6.2 Diagrama Unifilar

A análise das camadas *shapefile*, apresentadas no Quadro 3, resultou, primeiramente, no mapa apresentado na Figura 16, no qual é possível visualizar a divisão das sub-bacias, a localização das sedes municipais geradoras de efluentes sanitários, a localização das estações fluviométricas com dados de qualidade, as microbacias de drenagens de cada sede urbana e os pontos de lançamento de efluentes no rio Santo Antônio.

**Figura 16 – Mapa de localização dos lançamentos de efluentes no rio Santo Antônio com destaque às microbacias de drenagem e localização das estações fluviométricas em cada sub-bacia**



De acordo com a Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia do Rio Paraíba do Sul (COHIDRO – CONSULTORIA, ESTUDOS E PROJETO, 2013) os pontos de monitoramento de uma rede fluviométrica em uma bacia hidrográfica não se baseiam em uma densidade previamente estabelecida, que seria a definição de um número de estações por km<sup>2</sup>. Esta determinação ocorre de acordo com a hidrografia do curso principal e seus principais afluentes sendo monitorados, além de situações específicas que necessitam de controle permanente. Neste sentido, observa-se pela Figura 16, que ao dividir a Bacia do Rio Santo Antônio em sub-bacias, cada uma delas apresenta uma estação fluviométrica de qualidade e uma estação fluviométrica quanti-qualitativa, com dados disponíveis, exceto a sub-bacia do rio Preto do Itambé, que tem apenas uma estação de qualidade. As estações existentes, mas sem dados disponibilizados no Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), são monitoramentos de situações específicas como reservatórios de usinas hidrelétricas ou corpos hídricos afetados pela área de mineração, que não fazem parte da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN), e por isso não estão no banco de dados do SNIRH.

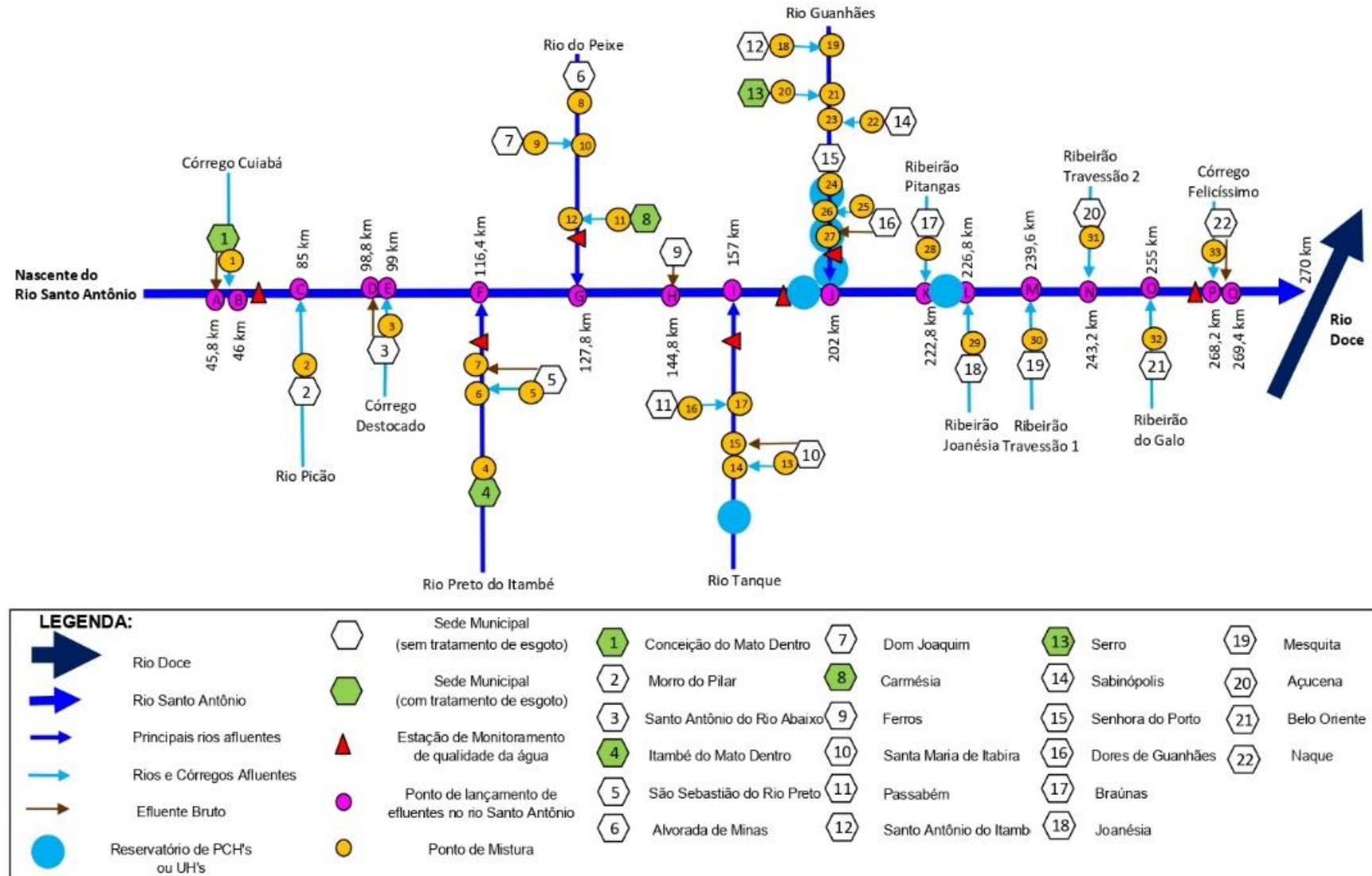


É importante ressaltar que a área incremental da Bacia do Rio Santo Antônio, representada na cor branca, no mapa da Figura 16, deságua suas contribuições no rio Doce, por isso é desconsiderada nas análises.

A análise das camadas utilizadas para confeccionar o mapa da Figura 16 resultou na elaboração do diagrama unifilar do rio Santo Antônio, representado na Figura 17, no qual a linha principal ao centro simboliza o rio Santo Antônio, alvo da modelagem deste estudo, desaguando no rio Doce. Cada hexágono representa as sedes municipais geradoras dos efluentes, sendo que, os hexágonos brancos são as sedes que lançam os esgotos *in natura* nos corpos d'água e os verdes, as sedes que submetem o efluente a algum tratamento antes de lançarem nos corpos hídricos. Os triângulos vermelhos simbolizam as estações fluviométricas de qualidade da bacia. Os pontos de mistura dos efluentes com os corpos d'água ou mesmo a confluência de dois cursos hídricos está representada em amarelo no diagrama. Já os pontos em rosa são especificamente os lançamentos de efluentes brutos ou diluídos no rio Santo Antônio, sendo estes, utilizados como lançamentos pontuais na modelagem do rio, e os círculos azuis representam os barramentos das UH's e PCH's.

A partir do diagrama unifilar apresentado na Figura 17, observa-se a existência de 22 sedes municipais geradoras de efluentes na bacia analisada, dos quais apenas 4 possuem algum tipo de tratamento de seus efluentes. Identifica-se, nos corpos hídricos afluentes, que há 33 pontos de misturas, incluindo a mistura dos esgotos brutos aos corpos d'água e de dois corpos hídricos, sendo que pelo menos um possui efluentes diluídos em seu curso. Já no curso do rio Santo Antônio, existem 17 lançamentos de efluentes, dos quais 4 são pontos de lançamento de esgotos bruto diretamente no rio Santo Antônio, e os outros 13 são lançamentos que ocorrem em seus afluentes. Nota-se também a existência de 7 estações fluviométricas com dados de qualidade da água, e 6 barramentos provenientes de empreendimentos hidrelétricos.

Figura 17 – Diagrama Unifilar do rio Santo Antônio



### 6.3 Dados de entrada para modelagem de qualidade da água

#### 6.3.1 Dados de entrada iniciais e coeficientes do modelo

Ainda sob a análise das camadas apresentadas no Quadro 3, foram localizados os pontos de lançamentos de efluentes no rio Santo Antônio, com suas coordenadas e distância no decorrer do rio. Além disso, extraiu-se os valores de vazão da nascente e foz do rio Santo Antônio e as vazões de lançamento dos pontos identificados, conforme apresentado no Quadro 19, no qual estão realçados os lançamentos de esgoto bruto, sem diluição, no rio Santo Antônio.

**Quadro 19 – Localização dos pontos de lançamentos de efluentes no rio Santo Antônio com valores de vazão do rio e dos lançamentos**

Pontos de Lançamento	Longitude	Latitude	Distância (km)	Vazão Q <sub>7,10</sub> do Rio (m <sup>3</sup> /s)	Vazão de Lançamento (m <sup>3</sup> /s)
Nascente	-43,587471	-18,753215	0	0,0025	-
A	-43,447457	-19,015184	45,8	0,9587	0,084
B	-43,447457	-19,017686	46,0	1,0262	0,001
C	-43,313732	-19,182840	85,0	3,5452	0,327
D	-43,254908	-19,224793	98,8	4,4774	0,001
E	-43,249352	-19,228609	99,0	4,4774	0,073
F	-43,158832	-19,252330	116,4	4,7035	1,971
G	-43,112824	-19,234064	127,8	6,6362	5,242
H	-43,019455	-19,234594	144,8	11,9833	0,006
I	-42,951391	-19,254550	157,0	12,1528	5,586
J	-42,747996	-19,152273	202,0	18,4298	6,702
K	-42,664652	-19,097523	222,8	24,4537	0,851
L	-42,656314	-19,126360	226,8	25,1206	0,423
M	-42,556319	-19,162968	239,6	25,7066	0,591
N	-42,522440	-19,159184	243,2	26,1995	0,242
O	-42,434402	-19,184980	255,0	26,6566	0,134
P	-42,326304	-19,231625	268,2	27,1916	0,041
Q	-42,324224	-19,232395	269,4	27,1916	0,0004
Foz	-42,318121	-19,237362	270,0	27,2184	-

**Legenda:** \*As linhas realçadas, destacam os pontos de lançamento *in natura* sem diluição.

O rio Santo Antônio pode ser subdividido em 3 trechos: alto, médio e baixo curso. Esta divisão, proveniente das sub-bacias, foi utilizada para calcular a temperatura média destes trechos, de acordo com os dados de reanálise do ERA5-Land (COPERNICUS, 2019), e considerada na modelagem nos ajustes dos coeficientes. Na tabela 3 são apresentados os valores de temperatura calculados para cada trecho.

**Tabela 3 – Dados de temperatura de cada trecho do rio Santo Antônio**

Trecho	Distância	Temperatura (°C)
Alto curso	0km a 117km	22,58
Médio curso	117km a 203km	23,83
Baixo curso	203km a 270km	24,83

Ressalta-se que, toda a modelagem do rio Santo Antônio e dos 22 afluentes, considerou as nascentes dos corpos d'água, o ponto mais a montante. Assim, os dados referentes às concentrações de nitrogênio, fósforo e coliformes, para os dados de entrada, foram consideradas zero. Já os dados de ODr, ODSat (oxigênio dissolvido de saturação), DBO<sub>r</sub> e altitude, utilizados no rio Santo Antônio, estão apresentados no Tabela 4.

**Tabela 4 – Dados de entrada do rio Santo Antônio**

Dados	Valor
ODr	7,11 mg/L
ODSat	7,90 mg/L
DBO <sub>r</sub>	1,0 mg/L
Altitude	1130 m

Na Tabela 5 estão dispostos os dados de entrada utilizados na modelagem dos afluentes do rio Santo Antônio. Já na Tabela 6 são exibidos os coeficientes destes afluentes para modelagem. Como as características de todos os corpos hídricos são similares, foram adotados os mesmos coeficientes para todos os afluentes, com exceção daqueles que recebem efluentes tratados. Estes casos estão realçados na tabela, no qual foram adotados coeficientes de acordo com as características dos efluentes. Já para o coeficiente  $K_{nn}$  (coeficiente de conversão do nitrito a nitrato), também destacado, foi considerado o valor de 1 para todos os cursos d'água menores e os afluentes principais, que possuem uma extensão maior, foi considerado o valor de 1,5.

Tabela 5 – Dados de entrada iniciais dos corpos hídricos afluentes do rio Santo Antônio modelados

CURSOS D'ÁGUA	Vazão Nascente (m³/s)	Vazão no Lançamento (m³/s)	Vazão na Foz (m³/s)	OD nascente (mg/L)	DBO nascente (mg/L)	T (°C)	ODsat (mg/L)	Distância do trecho (km)	Distância dos lançamentos (km)	Altitude (m)
Córrego Cuiabá	0,0058	0,035	0,084	7,38	1	23,00	8,20	7,58	4,8	660
Rio Picão	0,0061	0,1966	0,327	7,34	1	22,20	8,15	6,89	5,43	570
Córrego Destocado	0,0055	0,071	0,073	7,38	1	23,00	8,20	6,63	6,23	510
Rio Preto do Itambé	0,0031	0,5638 / 1,8757	1,971	7,34	1	22,25	8,15	75,45	25,32/69,38	660
Córrego das Posses	0,0026	0,0241	0,0504	7,25	1	23,50	8,05	6,89	4,45	570
Rio do Peixe	0,0031	0,961 / 2,9386 / 4,5697	5,242	7,34	1	22,50	8,15	152,7	49,39/98,5 / 127,15	660
Ribeirão Folheta	0,0058	0,583	0,5915	7,34	1	22,80	8,15	27,47	26,61	570
Ribeirão Guarani	0,0024	0,218	0,2508	7,29	1	22,75	8,10	13,72	9,11	570
Rio Tanque	0,0031	2,909 / 3,9445	5,586	7,43	2	22,50	8,25	133,5	92,16/108,99	540
Ribeirão Jirau	0,0021	0,9257	0,9841	7,43	2	22,30	8,25	35,65	14,64	540
Ribeirão Passabém	0,0034	0,093	0,2071	7,29	1	23,00	8,10	15,6	8,55	630
Rio Guanhães	0,3016	0,3016 / 1,7571 / 2,9564 / 4,2246 / 5,5215 / 5,8564/	6,702	7,20	1	23,15	8,00	168,71	0/38,22/66,68 / 90,65/132,51	720
Ribeirão Areia	0,0013	0,2068	0,2116	7,34	1	21,90	8,15	10,55	8,91	720
Ribeirão do Lucas	0,0034	0,0494	0,4499	7,34	1	22,50	8,15	28,94	6,02	750
Ribeirão Corrente	0,0032	0,268	0,5143	7,25	1	22,65	8,05	35,91	7,4	720
Ribeirão da Guarda	0,0063	0,4107	0,4234	7,38	1	23,00	8,20	15,22	14,4	510
Ribeirão Pitangas	0,041	0,5265	0,851	7,43	1	23,72	8,25	24	14,85	420
Ribeirão Joanésia	0,0102	0,2979	0,423	7,43	1	23,90	8,25	33,36	25	360
Ribeirão Travessão 1	0,0058	0,1162	0,591	7,34	2	24,5	8,15	25,9	13,57	360
Ribeirão Travessão 2	0,0055	0,1533	0,242	7,34	1	23,70	8,15	16,41	6,04	480
Ribeirão do Galo	0,0084	0,0856	0,134	7,38	2	25,20	8,20	17,12	7,35	270
Ribeirão Felicíssimo	0,0247	0,0372	0,041	7,43	2	25,90	8,25	4,92	4,34	210

Tabela 6 – Coeficientes dos corpos hídricos afluentes do rio Santo Antônio modelados

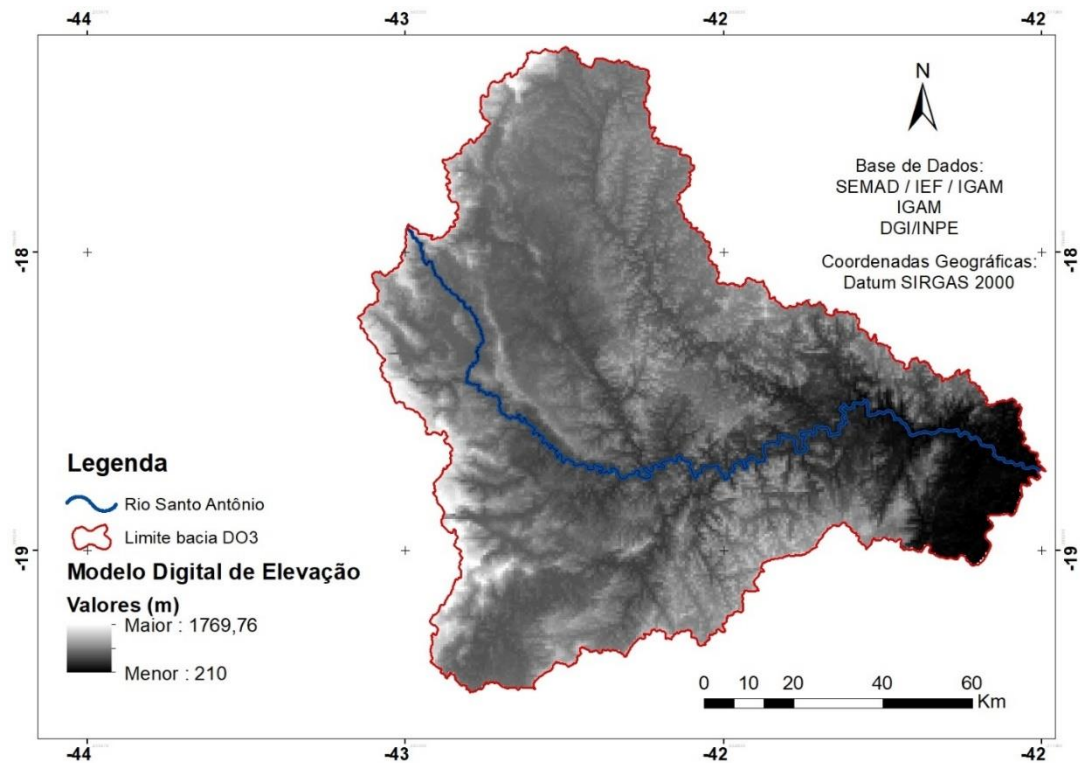
CURSOS D'ÁGUA	a	b	c	d	K1	Kd	Ks	K2	Kso	Koa	Kan	Knn	Snamon	Kspo	Koi	Kspinorg	Kb
<b>Córrego Cuiabá</b>	0,37	0,316	0,196	0,435	<b>0,33</b>	<b>0,67</b>	0,10	0,69	0,00	0,20	<b>0,67</b>	1,00	0,00	0,1	0,1	0,00	0,50
Rio Picão	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Córrego Destocado	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
<b>Rio Preto do Itambé</b>	0,37	0,316	0,196	0,435	<b>0,33</b>	<b>0,68</b>	0,10	0,69	0,01	0,20	<b>0,68</b>	<b>1,50</b>	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Córrego das Posses	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
<b>Rio do Peixe</b>	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	<b>1,50</b>	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Folheta	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
<b>Ribeirão Guarani</b>	0,37	0,316	0,196	0,435	<b>0,31</b>	<b>0,60</b>	0,10	0,69	0,01	0,20	<b>0,60</b>	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
<b>Rio Tanque</b>	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	<b>1,50</b>	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Jirau	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Passabém	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
<b>Rio Guanhões</b>	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	<b>1,50</b>	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Areia	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
<b>Ribeirão do Lucas</b>	0,37	0,316	0,196	0,435	<b>0,34</b>	<b>0,70</b>	0,10	0,69	0,01	0,20	<b>0,70</b>	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Corrente	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão da Guarda	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Pitangas	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Joanésia	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Travessão 1	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão Travessão 2	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Ribeirão do Galo	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50
Córrego Felicíssimo	0,37	0,316	0,196	0,435	0,35	0,75	0,10	0,69	0,01	0,20	0,75	1,00	0,01	0,1	0,1	0,00	0,50

**Legenda:**

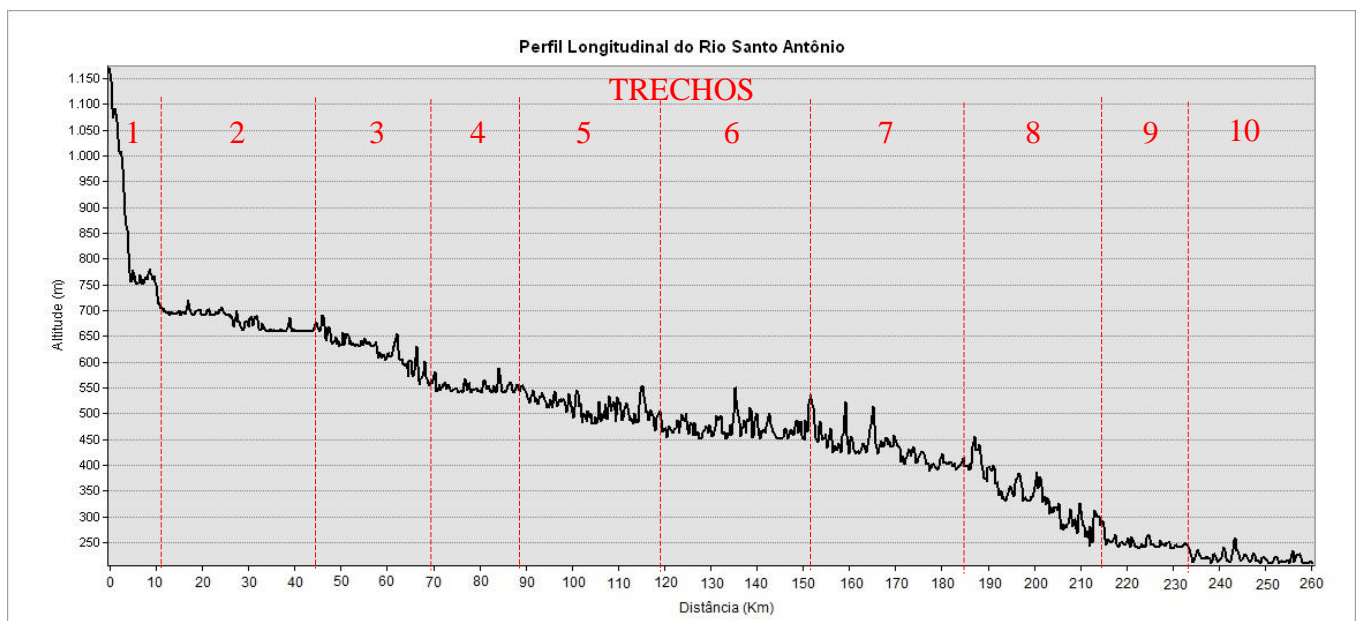
\*As células realçadas representam os coeficientes adotados para os cursos hídricos que recebem efluente tratado.

Nas Figuras 18 e 19 são apresentados o modelo digital de elevação e o perfil longitudinal do rio Santo Antônio, respectivamente.

**Figura 18 – Mapa do modelo digital de elevação elaborado para a bacia do rio Santo Antônio**



**Figura 19 – Perfil longitudinal do rio Santo Antônio**



Observando-se o gráfico resultante, foram definidos 10 trechos que apresentaram uma homogeneidade na declividade. A subdivisão destes trechos e suas respectivas declividades encontram-se na Tabela 7.

**Tabela 7 – Declividade de cada trecho definido**

<b>Trecho</b>	<b>Intervalo</b>	<b>Declividade (m/m)</b>
Trecho 1	da nascente até o km 11,10	0,04031
Trecho 2	do km 11,10 até o km 45,23	0,00090
Trecho 3	do km 45,23 até o km 70,32	0,00490
Trecho 4	do km 70,32 até o km 89,48	0,00119
Trecho 5	do km 89,48 até o km 120,47	0,00383
Trecho 6	do km 120,47 até o km 153,91	0,00036
Trecho 7	do km 153,91 até o km 185,95	0,00106
Trecho 8	do km 185,95 até o km 215,42	0,00397
Trecho 9	do km 215,42 até o km 233,86	0,00121
Trecho 10	do km 233,86 até a foz	0,00030

A partir da Tabela 7, observa-se que a maior declividade, de 0,04031 m/m ocorre nos primeiros 10 quilômetros do rio delimitado como “Trecho 1”. Já o trecho com menor declividade, de 0,00030 m/m, ocorre nos últimos 40 quilômetros do rio no “Trecho 10”. Os demais trechos demarcados mantêm valores de declividade entre 0,001 e 0,004 m/m, havendo entre estes os “Trechos 2 e 6” com declividade menos acentuada, 0,00090 e 0,00036 m/m, respectivamente. As declividades encontradas foram inseridas no modelo, nos trechos definidos.

### 6.3.2 Cálculo de concentração dos efluentes

Os valores calculados da QPC, da vazão de efluentes gerada e a porcentagem lançada nos corpos hídricos, tomando por base a população urbana de 2018 e as eficiências de remoção adotadas de acordo com as características das ETEs existentes estão apresentadas na Tabela 8, na qual estão destacadas as sedes municipais que possuem algum tipo de tratamento de efluentes e as sedes municipais que lançam seus efluentes brutos diretamente no rio Santo Antônio. Nota-se pela Tabela 8 dentre as populações consideradas, responsáveis pela geração de efluentes, a mais expressiva é a sede municipal de Belo Oriente, com 21.561 habitantes, sendo que as demais possuem populações menores que 10 mil habitantes. Já as eficiências de remoção, percebe-se que a sede municipal do Serro é a que possui maior eficiência para DBO, com 93%. O município de Carmésia, apesar de apresentar a menor eficiência de remoção de DBO, com 60%, se destaca pelo fato ter maior percentual de efluentes tratados, 94,50%. As eficiências de remoção dos demais poluentes foram considerados as mesmas nas quatro ETEs.



**Tabela 8 – Estimativa do QPC, da vazão gerada, da porcentagem de efluentes lançados e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos de ETEs existentes na bacia do rio Santo Antônio**

Sede Municipal	Curso Hídrico	População		% Lançada	Vazão e (L/s) 2018	Eficiência DBO (%)	Eficiência Norg (%)	Eficiência Namon (%)	Eficiência Ptot (%)	Eficiência <i>E. coli</i> (und log)
		Urbana	QPC							
Conceição do Mato Dentro*	Córrego Cuiabá	5028	146,31	41,60	10,64	86	50	40	25	10 <sup>2</sup>
Conceição do Mato Dentro	Córrego Cuiabá	6485	146,31	53,66	13,73	0	0	0	0	0
Conceição do Mato Dentro**	Rio Santo Antônio	367	146,31	3,04	0,78	0	0	0	0	0
Morro do Pilar	Rio Picão	2431	82,47	99,70	2,90	0	0	0	0	0
Santo Antônio do Rio Abaixo	Córrego Destocado	164	106,46	18,50	0,25	0	0	0	0	0
Santo Antônio do Rio Abaixo**	Rio Santo Antônio	687	106,46	77,60	1,06	0	0	0	0	0
Itambé do Mato Dentro*	Rio Preto do Itambé	749	51,06	89,40	0,55	85	50	40	25	10 <sup>2</sup>
Itambé do Mato Dentro	Rio Preto do Itambé	89	51,06	10,60	0,07	0	0	0	0	0
São Sebastião do Rio Preto	Córrego das Posses	579	149,06	70,20	1,25	0	0	0	0	0
São Sebastião do Rio Preto	Rio Preto do Itambé	243	149,06	29,50	0,52	0	0	0	0	0
Alvorada de Minas	Rio do Peixe	1437	69,35	97,40	1,44	0	0	0	0	0
Dom Joaquim	Ribeirão Folheta	2824	106,55	97,80	4,35	0	0	0	0	0
Carmésia*	Ribeirão Guarani	1326	99,46	94,50	1,91	60	50	40	25	10 <sup>2</sup>
Carmésia	Ribeirão Guarani	59	99,46	4,20	0,08	0	0	0	0	0
Ferros**	Rio Santo Antônio	4646	77,60	99,40	5,22	0	0	0	0	0
Santa Maria de Itabira	Córrego Jirau	5603	94,89	86,10	7,69	0	0	0	0	0
Santa Maria de Itabira	Rio Tanque	878	94,89	13,50	1,21	0	0	0	0	0
Passabém	Ribeirão Passabém	951	88,26	99,70	1,21	0	0	0	0	0
Santo Antônio do Itambé	Ribeirão Areia	1137	156,71	98,60	2,58	0	0	0	0	0
Serro*	Ribeirão do Lucas	9234	64,14	71,07	8,57	93	50	40	25	10 <sup>2</sup>
Serro	Ribeirão do Lucas	3421	64,14	26,33	3,17	0	0	0	0	0
Sabinópolis	Ribeirão Corrente	9639	84,11	96,20	11,73	0	0	0	0	0
Senhora do Porto	Rio Guanhões	1263	88,82	97,40	1,62	0	0	0	0	0
Dores de Guanhões	Ribeirão do Guarda	317	145,82	19,72	0,67	0	0	0	0	0
Dores de Guanhões	Rio Guanhões	1293	145,82	80,28	2,73	0	0	0	0	0
Braúnas	Ribeirão Pitangas	1525	94,34	99,60	2,08	0	0	0	0	0
Joanésia	Ribeirão Joanésia	1763	154,29	99,20	3,93	0	0	0	0	0
Mesquita	Ribeirão Travessão 1	3565	50,56	100,00	2,61	0	0	0	0	0
Açucena	Ribeirão Travessão 2	4414	60,29	98,60	3,85	0	0	0	0	0
Belo Oriente	Ribeirão do Galo	21561	62,71	97,10	19,56	0	0	0	0	0
Naque	Córrego Felicíssimo	6156	79,58	94,38	7,09	0	0	0	0	0
Naque**	Rio Santo Antônio	341	79,58	5,22	0,39	0	0	0	0	0

\*Sedes municipais que possuem tratamento de efluentes.

\*\*Sedes municipais que lançam esgoto bruto diretamente no rio Santo Antônio

As cargas calculadas para cada ponto de lançamento estão apresentadas na Tabela 9. Percebe-se que as sedes municipais com maiores contingentes populacionais da Tabela 8, correspondem às maiores cargas de poluentes da Tabela 9, sendo a maior delas, as sedes urbanas de Belo Oriente. Por outro lado, as menores cargas ocorrem nas sedes com menores contingentes populacionais, e também, nas que possuem tratamentos de efluentes.

As cargas resultantes das modelagens dos 22 afluentes e as cargas já calculadas das sedes municipais que lançam esgoto bruto sem diluição no rio Santo Antônio, estão dispostas na Tabela 10, utilizadas como lançamentos pontuais para modelagem do rio Santo Antônio. Nota-se que as maiores cargas ocorrem nos afluentes que recebem maiores contribuições de lançamentos de efluentes devido aos maiores contingentes populacionais.

Tabela 9 – Estimativa das cargas dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos na bacia do rio Santo Antônio

Pontos de Lançamento	Sede Municipal	Curso Hídrico	DBO (kg/d)	N <sub>org</sub> (kg/d)	N <sub>amon</sub> (kg/d)	P <sub>org</sub> (kg/d)	P <sub>inorg</sub> (kg/d)	<i>E. coli</i> (org/d)
1	Conceição do Mato Dentro*	Córrego Cuiabá	38,01	8,80	28,17	0,47	1,09	5,03·10 <sup>13</sup>
1	Conceição do Mato Dentro	Córrego Cuiabá	350,21	22,70	29,18	1,95	4,54	6,49·10 <sup>15</sup>
B	Conceição do Mato Dentro**	Rio Santo Antônio	19,84	1,29	1,65	0,11	0,26	3,67·10 <sup>14</sup>
2	Morro do Pilar	Rio Picão	131,26	8,51	10,94	0,73	1,70	2,43·10 <sup>15</sup>
3	Santo Antônio do Rio Abaixo	Córrego Destocado	8,84	0,57	0,74	0,05	0,11	1,64·10 <sup>14</sup>
D	Santo Antônio do Rio Abaixo**	Rio Santo Antônio	37,09	2,40	3,09	0,21	0,48	6,87·10 <sup>14</sup>
4	Itambé do Mato Dentro*	Rio Preto do Itambé	6,07	1,31	2,04	0,07	0,17	7,49·10 <sup>12</sup>
4	Itambé do Mato Dentro	Rio Preto do Itambé	4,80	0,31	0,40	0,03	0,06	8,88·10 <sup>13</sup>
5	São Sebastião do Rio Preto	Córrego das Posses	31,27	2,03	2,61	0,17	0,41	5,79·10 <sup>14</sup>
7	São Sebastião do Rio Preto	Rio Preto do Itambé	13,14	0,85	1,10	0,07	0,17	2,43·10 <sup>14</sup>
8	Alvorada de Minas	Rio do Peixe	77,58	5,03	6,46	0,43	1,01	1,44·10 <sup>15</sup>
9	Dom Joaquim	Ribeirão Folheta	152,52	9,89	12,71	0,85	1,98	2,82·10 <sup>15</sup>
11	Carmésia*	Ribeirão Guarani	28,64	2,32	3,10	0,12	0,27	1,33·10 <sup>13</sup>
11	Carmésia	Ribeirão Guarani	3,18	0,21	0,27	0,02	0,04	5,89·10 <sup>13</sup>
H	Ferros**	Rio Santo Antônio	250,88	16,26	20,91	1,39	3,25	4,65·10 <sup>15</sup>
13	Santa Maria de Itabira	Córrego Jirau	302,54	19,61	25,21	1,68	3,92	5,60·10 <sup>15</sup>
15	Santa Maria de Itabira	Rio Tanque	47,44	3,07	3,95	0,26	0,61	8,78·10 <sup>14</sup>
16	Passabém	Ribeirão Passabém	51,36	3,33	4,28	0,29	0,67	9,51·10 <sup>14</sup>
18	Santo Antônio do Itambé	Ribeirão Areia	61,39	3,98	5,12	0,34	0,80	1,14·10 <sup>15</sup>
20	Serro*	Ribeirão do Lucas	34,90	16,16	29,83	0,85	1,98	9,23·10 <sup>13</sup>
20	Serro	Ribeirão do Lucas	184,74	11,97	15,39	1,03	2,39	3,42·10 <sup>15</sup>
22	Sabinópolis	Ribeirão Corrente	520,52	33,74	43,38	2,89	6,75	9,64·10 <sup>15</sup>
24	Senhora do Porto	Rio Guanhães	68,22	4,42	5,68	0,38	0,88	1,26·10 <sup>15</sup>
25	Dores de Guanhães	Ribeirão do Guarda	17,14	1,11	1,43	0,10	0,22	3,17·10 <sup>14</sup>
27	Dores de Guanhães	Rio Guanhães	69,80	4,52	5,82	0,39	0,90	1,29·10 <sup>15</sup>
28	Braúnas	Ribeirão Pitangas	82,34	5,34	6,86	0,46	1,07	1,52·10 <sup>15</sup>
29	Joanésia	Ribeirão Joanésia	95,19	6,17	7,93	0,53	1,23	1,76·10 <sup>15</sup>
30	Mesquita	Ribeirão Travessão 1	192,51	12,48	16,04	1,07	2,50	3,57·10 <sup>15</sup>
31	Açucena	Ribeirão Travessão 2	238,37	15,45	19,86	1,32	3,09	4,41·10 <sup>15</sup>
32	Belo Oriente	Ribeirão do Galo	1164,30	75,46	97,02	6,47	15,09	2,16·10 <sup>16</sup>
33	Naque	Córrego Felicíssimo	332,45	21,55	27,70	1,85	4,31	6,16·10 <sup>15</sup>
Q	Naque**	Rio Santo Antônio	18,39	1,19	1,53	0,10	0,24	3,41·10 <sup>14</sup>

\*Sedes municipais que possuem tratamento de efluentes.

\*\*Sedes municipais que lançam esgoto bruto diretamente no rio Santo Antônio

**Tabela 10 – Estimativa das cargas dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos utilizadas como lançamento pontual na modelagem do rio Santo Antônio**

<b>Pontos de Lançamento</b>	<b>Curso Hídrico / Sede Municipal</b>	<b>DBO (kg/d)</b>	<b>N<sub>org</sub> (kg/d)</b>	<b>N<sub>amon</sub> (kg/d)</b>	<b>Nitrito (kg/d)</b>	<b>Nitrato (kg/d)</b>	<b>P<sub>org</sub> (kg/d)</b>	<b>P<sub>inorg</sub> (kg/d)</b>	<b><i>E. coli</i> (org/d)</b>
A	Córrego Cuiabá	361,61	32,84	53,86	7,98	1,34	2,54	6,21	$6,33 \cdot 10^{15}$
B	Conceição do Mato Dentro	19,90	1,29	1,66	0,00	0,00	1,64	0,26	$3,68 \cdot 10^{14}$
C	Rio Picão	177,40	11,56	21,15	2,49	0,31	1,03	2,10	$2,49 \cdot 10^{15}$
D	Santo Antônio do Rio Abaixo	37,17	2,41	3,10	0,00	0,00	0,21	0,48	$6,88 \cdot 10^{14}$
E	Córrego Destocado	16,15	5,93	14,03	3,10	0,73	0,09	0,15	$1,30 \cdot 10^{14}$
F	Rio Preto do Itambé	190,26	17,33	52,37	21,13	38,61	1,67	2,77	$8,59 \cdot 10^{14}$
G	Rio do Peixe	352,98	44,79	80,68	44,75	135,33	4,32	8,82	$2,17 \cdot 10^{15}$
H	Ferros	251,07	16,27	20,92	0,00	0,00	1,39	3,25	$4,65 \cdot 10^{15}$
I	Rio Tanque	469,10	54,44	90,84	49,97	124,28	5,54	11,06	$3,69 \cdot 10^{12}$
J	Rio Guanhões	483,82	100,76	109,77	68,39	347,41	9,23	42,79	$8,12 \cdot 10^{15}$
K	Ribeirão Pitangas	156,50	11,68	28,88	11,41	5,34	1,10	1,92	$1,35 \cdot 10^{15}$
L	Ribeirão Joanésia	99,85	9,09	29,67	17,27	16,97	0,83	1,83	$1,47 \cdot 10^{15}$
M	Ribeirão Travessão 1	184,57	16,13	34,00	17,19	11,45	1,46	3,28	$2,65 \cdot 10^{15}$
N	Ribeirão Travessão 2	170,39	16,29	30,03	13,16	5,47	1,44	3,65	$3,33 \cdot 10^{15}$
O	Ribeirão do Galo	556,45	58,26	79,22	33,00	11,04	5,08	13,99	$1,26 \cdot 10^{16}$
P	Ribeirão Felicíssimo	295,11	20,43	32,63	4,09	0,45	1,76	4,19	$5,59 \cdot 10^{15}$
Q	Naque	18,29	1,19	1,52	0,00	0,00	0,10	0,24	$3,39 \cdot 10^{14}$

## 6.4 Calibração e validação do modelo

Na Tabela 11 estão dispostos os resultados do índice RMEQ para o processo de calibração referente às variáveis analisadas, com dados de 2016 e 2018, e 2019, e os resultados da validação, com dados de 2008 a 2010, no qual, para *E. coli* não havia dados disponíveis neste período para validação. Ressalta-se que valor ótimo deste índice deve ser o mais próximo de zero.

**Tabela 11 – Calibração e validação do modelo analisados a partir do índice RMEQ**

Parâmetro	Coef. calibrados	Valor calibrado	Restrições aplicadas	RMEQ Calibração	RMEQ Validação
OD	K1	0,23	0,08 a 0,45	0,61	1,12
DBO	Kd	0,23	$Kd \geq K1; 0 \leq Kd \leq 1,0$	2,05	2,00
	Ks	0,23	$0 \leq Ks \leq 0,35$		
Norg	Kso	0,00	$0,001 \leq Kso \leq 0,1$	0,13	0,32
Namon	Koa	0,02	$0,02 \leq Koa \leq 0,40$	0,18	0,29
Nnitri	Kan	0,1	$0,1 \leq Kan \leq 1,0$	0,02	0,03
Nnitra	Knn	2,00	$0,2 \leq Knn \leq 2,0$	0,18	0,23
Ptot	Kspo	0,1	$0,001 \leq Kspo \leq 0,1$	0,03	0,03
	Koi	0,1	$0,1 \leq Koi \leq 0,7$		
<i>E. coli</i>	Kb	0,78	$0,05 \leq Kb \leq 1,5$	35,99	-

Observa-se pela Tabela 11, que os valores do RMEQ se mantiveram próximos de zero, mantendo-se abaixo da unidade, exceto os parâmetros DBO e *E. coli*, que apresentaram os maiores valores do índice. Segundo Stone (1993) a desvantagem do RMEQ é que apenas alguns valores diferentes, entre observado e modelado, produzem aumento significativo do índice.

Nota-se uma discrepância entre os índices de nitrogênio e oxigênio nos dois processos, sendo que nos dados de validação as concentrações de nitrogênio são menores, quando comparadas ao período de 2016, 2018 e 2019. Pelo fato de o processo de nitrificação consumir oxigênio, suas concentrações se relacionam com as do nitrogênio e por isso também sofrem alterações. Em razão dos dados de validação e calibração diferirem em um período de quase 10 anos, possivelmente, dentro deste período, ocorreram novos usos do solo, que aumentaram a geração de cargas de nitrogênio.

Estudos similares como o de Gomes *et al* (2018) e Silva *et al* (2017) também realizaram a calibração de suas modelagens utilizando o índice RMEQ para avaliarem a eficiência de seus modelos. Gomes *et al* (2018) realizaram a calibração manual do QUAL-UFMG para condições sazonais, outono/inverno e primavera/verão, da vazão do rio dos Sinos/RS, com dados

coletados *in situ* realizadas bimestralmente entre fevereiro de 2011 a fevereiro de 2012, e durante o processo de calibração observou-se a necessidade de introduzir um trecho com poluição difusa de DBO e a liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo, pelo fato dos trechos estarem localizados em áreas urbanas com expressiva aglomeração de residências e indústrias, o que contribuiu para melhores resultados no processo de calibração.

Já Silva *et al* (2017) utilizaram o modelo SAD-IPH para modelagem do rio Piracicaba/MG. Para sua calibração foram utilizados dados de monitoramento de qualidade da água do período de 2009 a 2012 de 12 estações monitoradas pelo IGAM, que resultou em índices abaixo da unidade, sendo que apenas para nitrito e coliformes termotolerantes o índice superou o valor de 1, ficando ainda, abaixo do valor de 2. Para os parâmetros nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e coliformes termotolerantes os valores simulados foram inferiores aos monitorados. Isso pode ter ocorrido devido ao desconhecimento de todas as fontes de poluição e pela estimativa indireta dos efluentes industriais por não haver informações em cadastros confiáveis.

Neste sentido, os valores mais elevados do índice RMEQ dos parâmetros DBO e Coliformes Totais, deste estudo, em comparação aos demais, podem ser justificados pelo desconhecimento de todas as fontes de poluição, visto que os valores simulados foram inferiores aos observados.

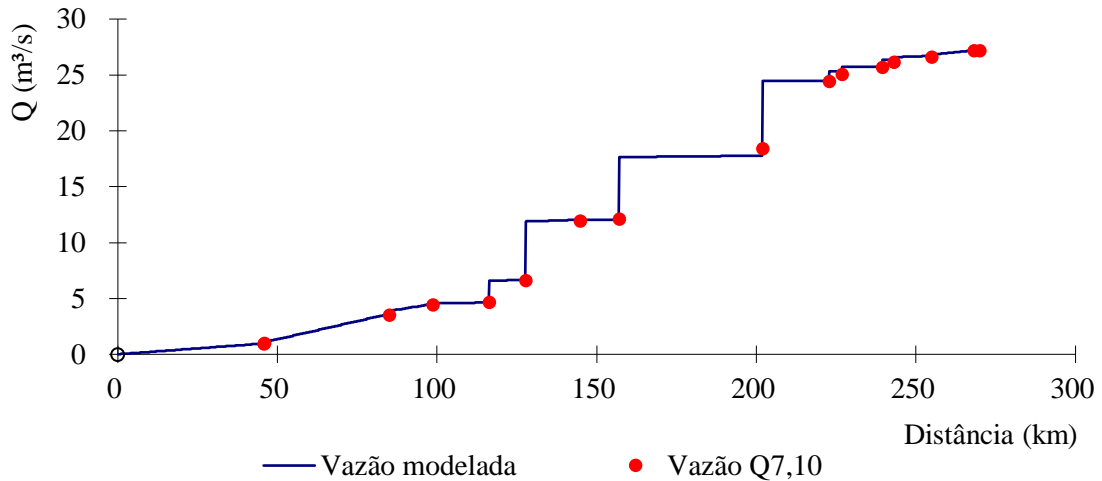
## **6.6 Simulação – situação atual**

O resultado da modelagem da situação atual do rio Santo Antônio 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 Santo Antônio, modelado pelo QUAL-UFMG, está apresentado no gráfico da Figura 20, no qual percebe-se que a vazão aumenta abruptamente em 4 pontos específicos do rio. Primeiro, entre 100 e 150 km, há dois aumentos consideráveis na vazão do rio, demarcados pelos 4º e 5º pontos da vazão  $Q_{7,10}$ . Estes pontos são exatamente a confluência dos rios Preto do Itambé e do Peixe, com o rio Santo Antônio. Já entre os 150 e 250 km, há aumentos ainda mais significativos na vazão do rio, demarcados pelos 7º e 8º pontos da vazão  $Q_{7,10}$ , que representam as confluências dos rios Tanque e Guanhões, com o rio Santo Antônio.

Assim, as contribuições mais relevantes de vazão do rio Santo Antônio, são seus principais afluentes.

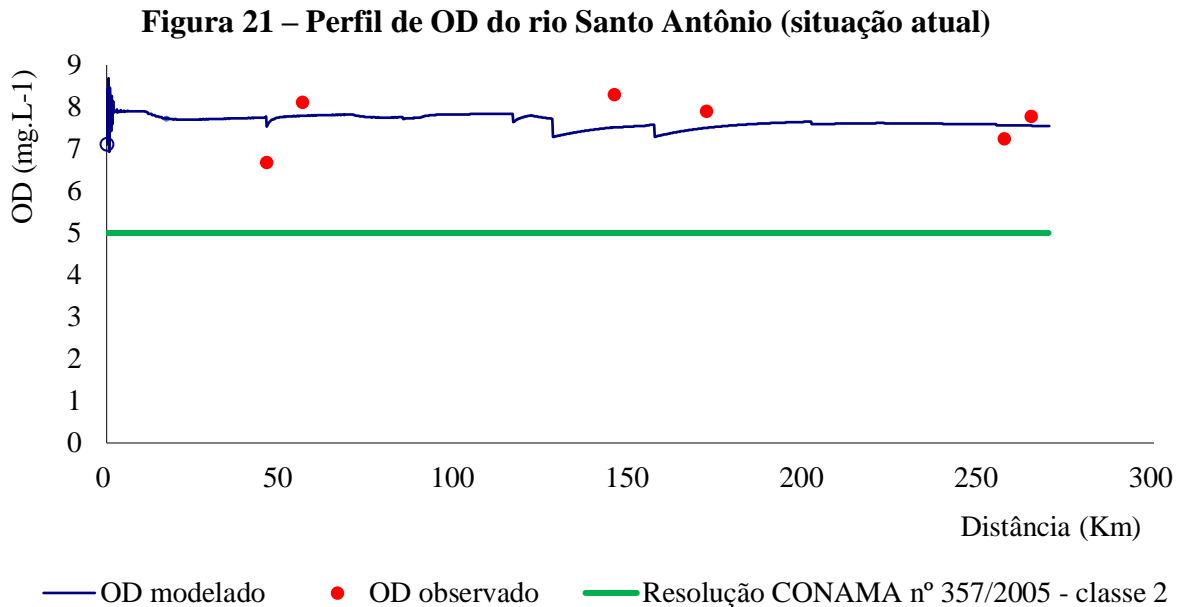
**Figura 20 – Perfil de vazão do rio Santo Antônio (situação atual)**



De acordo com von Sperling (2014a) 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 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.

No gráfico da Figura 21, tem-se o perfil modelado de OD do rio Santo Antônio, no qual as concentrações deste parâmetro se mantiveram, em todo seu percurso, acima de 5 mg/L, estabelecido pela legislação vigente como padrão para corpos d'água classe 2. Nota-se nos primeiros 10 quilômetros maior variação nas concentrações de OD, trecho que supera o valor da concentração de saturação da nascente do rio de 7,9 mg/L. Com a diminuição da altitude e aumento da temperatura, naturalmente, a concentração de saturação irá aumentar, e devido a maior declividade deste trecho, ocorre a dissolução natural do oxigênio atmosférico à água. Assim, a maior concentração da modelagem atingiu o valor de 8,68 mg/L, neste trecho. Após este trecho de maior turbulência, percebe-se, na modelagem, que o rio manteve concentrações entre 7 e 8 mg/L. É possível observar, ainda, que as quedas nos valores de OD perceptíveis no gráfico, são provenientes da introdução de efluentes no rio das sedes urbanas. Entre os quilômetros 100 e 200, nota-se duas suaves quedas nas concentrações de OD, que

correspondem as confluências dos rios de Peixe e Tanque, com o rio Santo Antônio. O menor valor da modelagem foi de 6,93 mg/L.



No estudo realizado no rio dos Sinos/RS, Gomes *et al* (2018) observaram maiores concentrações de OD no período de outono/inverno, e próximo à nascente, devido a turbulência que existe neste trecho e a entrada de matéria orgânica de cargas insignificantes, que não contribuem com o decaimento do teor de OD. Já as menores concentrações foram observadas próximas a foz do rio, sendo correlacionada a um ponto de lançamento de alta concentração de matéria orgânica, sendo relatado ainda, como consequência negativa, a mortandade de peixes.

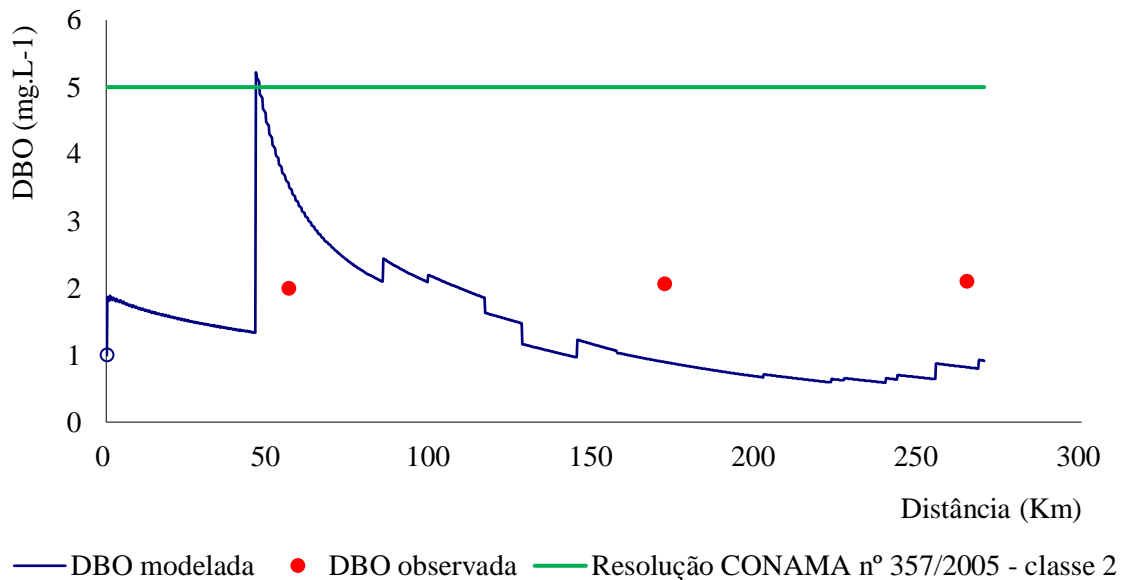
Já no estudo de Oliveira Filho e Lima Neto (2018), no rio Poti em Teresinha/PI, os autores alcançaram uma calibração com coeficientes de eficiência superiores a 0,75 (coeficiente este, com valor ótimo de 1) e desvio padrão entre dados medidos e modelados, inferior a 20%, mesmo desconsiderados os processos referentes à fotossíntese, respiração algal e nitrificação. Além disso, as concentrações em toda extensão do rio se mantiveram em conformidade com a legislação vigente, para cursos hídricos de classe 2 e observou-se uma tendência de decaimento progressivo do OD ao longo do trecho estudado, justificada pela contribuição de matéria orgânica proveniente de esgotos domésticos interligados à drenagem pluvial da cidade de Teresina.

O perfil de DBO do rio Santo Antônio está apresentado no gráfico da Figura 22, no qual suas 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 99,6% de sua extensão. A menor concentração de DBO modelada de 0,6 mg/L ocorreu próximo a foz do rio, e a maior



concentração de 5,2 mg/L, ocorreu próximo aos 50 km do rio, no ponto onde o córrego Cuiabá deságua no rio Santo Antônio. Este córrego recebe lançamentos de efluentes da sede urbana do município de Conceição do Mato Dentro, sendo este o principal responsável pela elevação da concentração de DBO.

**Figura 22 – Perfil de DBO do rio Santo Antônio (situação atual)**



Esta modelagem demonstra a necessidade do aumento da eficiência de cobertura e tratamento de efluentes na sede urbana de Conceição do Mato Dentro, visto que, ocorre um aumento de 400% na concentração do rio, neste ponto. Após este pico de concentração, que extrapola os limites da legislação, é possível notar no gráfico o processo de autodepuração no rio, no qual, dentro de cerca de 40 quilômetros, entre a confluência do rio com o córrego Cuiabá e com o rio Picão, as concentrações de DBO diminuem gradativamente. Assim, salienta-se 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 são insuficientes para demonstrar toda a realidade do curso d'água. No caso do rio Santo Antônio, 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.

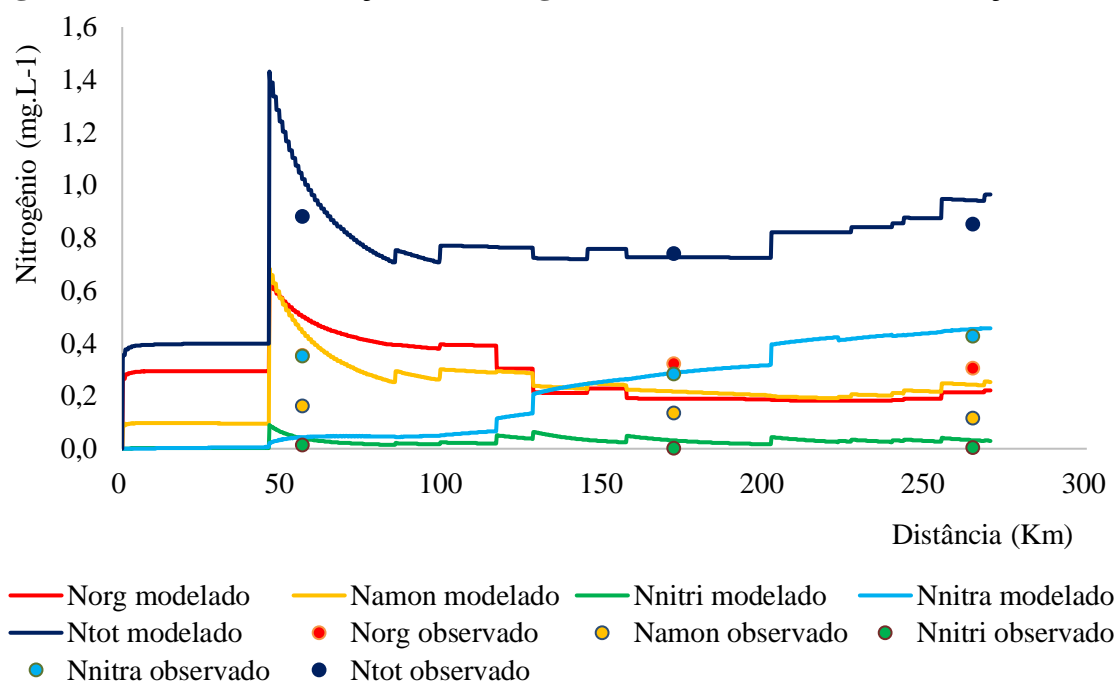
É importante ressaltar que o PARH-Santo Antônio (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a) apresenta proposta de enquadramento Classe 1 da nascente até o município de Ferros, ou seja, para os primeiros 150 km de extensão do rio. Logo, o ideal seria que neste trecho a

concentração de DBO permanecesse com valores inferiores à 3 mg/L estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 para águas de classe 1.

No rio Piracicaba/MG, Silva *et al* (2017) relacionaram os picos de DBO observados com a descarga concentrada de efluentes sanitários e industriais, ressaltando ainda um ponto localizado próximo à foz associado ao lançamento de efluentes industriais de laticínios e couros, situados na cidade de Ipatinga. Já em seu estudo no rio dos Sinos/RS, Gomes *et al* (2018) observaram que no trecho dos 100 primeiros quilômetros deste rio, anterior ao município de Paraobé, foi registrado na modelagem a menor concentração de DBO igual à 0 mg/L. Já a maior concentração, de 3 mg/L, ocorre após este trecho com o lançamento de efluentes no trecho em que o rio avança por regiões com menores aglomerações populacionais. Contudo, a modelagem demonstra que o rio é capaz de diluir toda concentração de matéria orgânica recebida possibilitando que os níveis de DBO decaiam.

No gráfico da Figura 23 estão apresentados os perfis das variações de nitrogênio do rio Santo Antônio, no qual em todo o seu curso hídrico, as concentrações das diferentes formas de nitrogênio se mantiveram abaixo do padrão estabelecido pela legislação vigente, para corpos d'água classe 2. Os menores valores destas variações foram de 0 mg/L, e as maiores concentrações alcançaram os valores de 0,63 mg/L, para nitrogênio amoniacal, 0,13 mg/L, para nitrito e 0,58 mg/L, para nitrato. Normalmente, as concentrações de nitrito são menores que as de nitrato, em função da taxa de crescimento dos microrganismos que exercem a conversão de um composto em outro. As bactérias nitrificantes que convertem nitrito em nitrato possuem taxa de crescimento maior que as que convertem amônia em nitrito. Por isso, o nitrito é rapidamente consumido (FERREIRA, 2000).

A partir do gráfico da Figura 23, percebe-se que a maior concentração de nitrogênio orgânico ocorre na confluência do córrego Cuiabá com o rio Santo Antônio, revelando novamente, a necessidade de diminuição das concentrações do efluente gerado na sede do município de Conceição do Mato Dentro, através de melhorias na estação de tratamento de esgoto.

**Figura 23 – Perfil das variações de Nitrogênio do rio Santo Antônio (situação atual)**

Destaca-se que, de acordo com von Sperling (2014a), as formas predominantes de nitrogênio em um corpo d'água podem fornecer indicações sobre o estágio da poluição ocasionada por algum lançamento de esgoto. Para uma poluição recente, o nitrogênio estará sob a forma de nitrogênio orgânico ou amoniacal, e se remota, sob a forma de nitrato e nitrito, sendo este último normalmente em concentrações mais reduzidas. Isso ocorre pelo fato do nitrogênio em esgotos sem tratamento estar presente principalmente em sua forma orgânica ou amoniacal.

Desta forma, observa-se na Figura 23, que ocorre o aumento da concentração de nitrogênio orgânico apenas nos pontos de lançamentos *in natura* no rio Santo Antônio, sendo eles provenientes das sedes urbanas de Conceição do Mato Dentro, Ferros e Naque. As concentrações de nitrogênio amoniacal aumentam nos pontos de lançamentos de efluentes *in natura* e nos corpos hídricos com concentrações diluídas. A única exceção é a sede municipal de Santo Antônio do Rio Abaixo, devido à baixa carga gerada, com uma população de menos de mil habitantes.

Já as concentrações de nitrato aumentam gradativamente, conforme ocorrem as transformações do nitrogênio orgânico e amoniacal. E as concentrações de nitrito aparecem de forma mais reduzida, destacando-se seu maior pico, também após a confluência do córrego Cuiabá com o rio Santo Antônio.

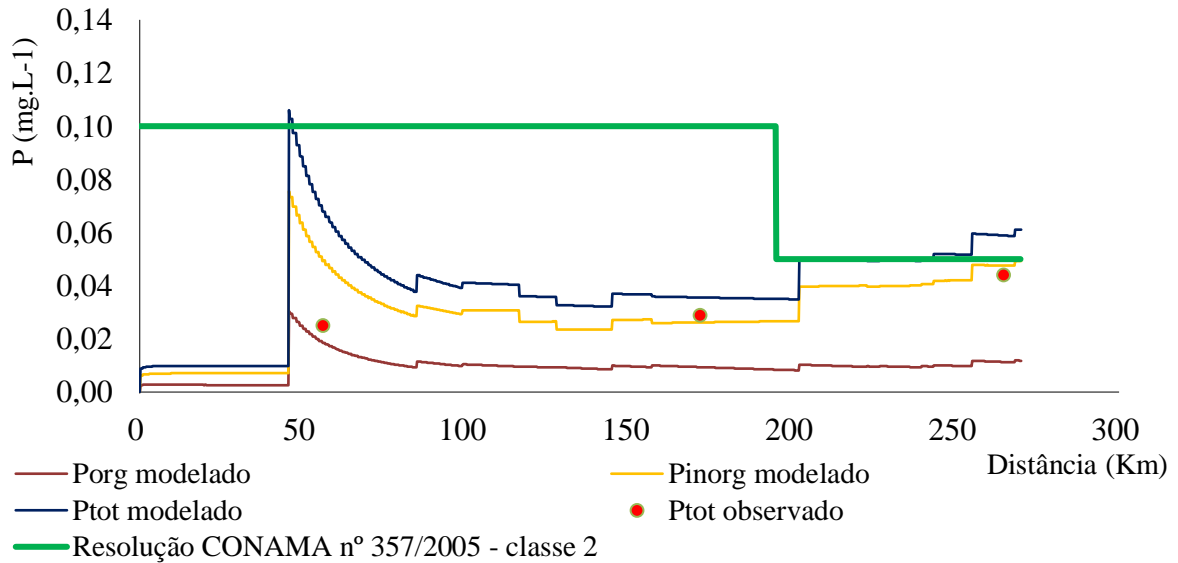
O estudo realizado por Salla *et al* (2013) no rio Jordão/MG apresentou valores abaixo do limite estabelecido pela Resolução Conama n° 357/2005, para rios de classe 2, de concentrações de nitrogênio e suas frações. As concentrações modeladas, com concentrações

de nitrato e amônio superiores aos de nitrogênio orgânico sinalizam a ocorrência de autodepuração por demanda nitrificada. Entretanto, devido ao fato das concentrações de nitrogênio serem baixas, os autores concluíram que os processos mais atuantes e responsáveis pela autodepuração do rio, para o período de estiagem estudado, foram a reaeração natural e a demanda carbonácea. No rio Piracicaba/MG estudado por Silva *et al* (2017), a concentração de nitrogênio na sua forma orgânica foi subestimada pelo modelo, mas as demais frações (nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), apresentaram valores similares aos dados de campo. Já no estudo de Gomes *et al* (2018), a concentração máxima de Nitrogênio Total ocorreu no período de outono/inverno, no ponto em que há o surgimento de uma maior concentração populacional ao longo da bacia, e a menor concentração, próxima à nascente do rio, no período de primavera/verão. Os autores justificam os picos de concentrações pelo transporte de sedimentos e esgoto através do arroio, que drena carga de contaminantes diretamente para o curso d'água, sem um tratamento prévio.

O perfil das variações de Fósforo está apresentado no gráfico da Figura 24. Ressalta-se que a legislação diferencia os padrões para ambientes lênticos e lóticos, sendo estabelecido os valores de 0,10 mg/L para ambientes lóticos, como é o caso do primeiro trecho, da nascente à primeira Usina Hidrelétrica do rio, e no segundo trecho, após o barramento desta Usina Hidrelétrica há uma alteração na dinâmica do rio, no qual considerou-se o padrão de 0,05 mg/L, estas diferenças dos limites da legislação, em dois trechos, podem ser observados na linha verde da Figura 24.

Assim, no primeiro trecho do rio, 98,3% de sua extensão se manteve dentro dos limites estabelecidos pela legislação. A maior concentração modelada, de 0,115 mg/L, ocorreu no ponto de afluência do córrego Cuiabá. Já no segundo trecho, apenas 14,8% de sua extensão atenderam os padrões da Resolução Conama nº 357/2005. Observa-se, pelo gráfico da Figura 24, que na altura do km 200, há uma importante contribuição de fósforo, proveniente da afluência do rio Guanhões e posteriormente, do ribeirão do Galo. Os picos nas concentrações de fósforo na bacia coincidem com os pontos nos quais há as maiores populações urbanas e que são destacadas pelo ANA (2017), no Atlas Esgoto, como locais de atenção ao fósforo, com valores mínimo e máximo de 0,037 e 0,063 mg/L, respectivamente.

**Figura 24 – Perfil de Fósforo e suas variações no rio Santo Antônio (situação atual)**

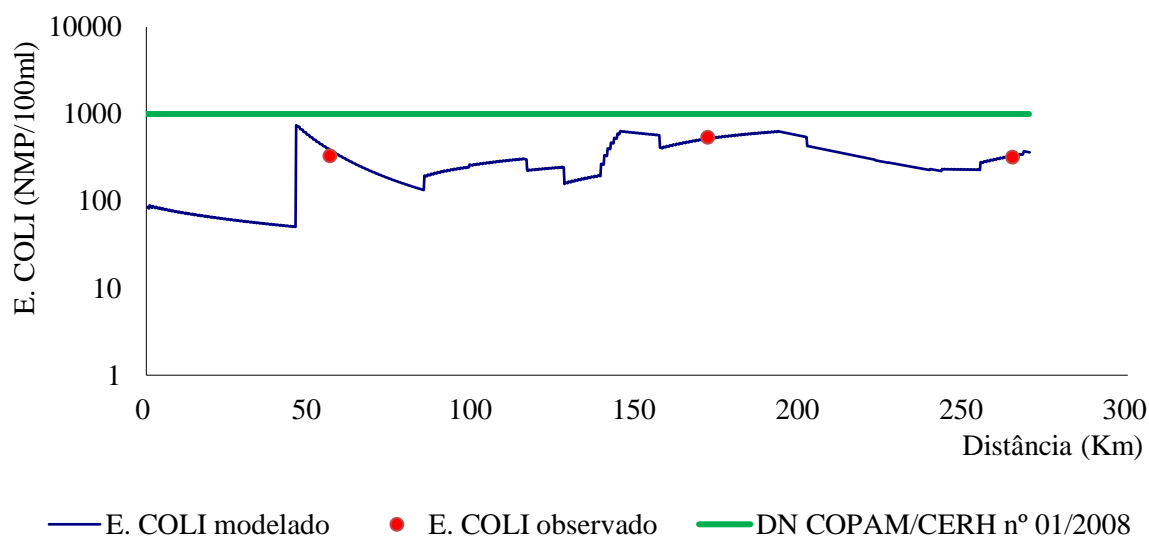


A modelagem de fósforo realizada por Silva *et al* (2017) no rio Piracicaba/MG, apresentou valores compatíveis com os dados das campanhas de monitoramento, havendo no final do seu trecho um pico de concentração de fósforo atribuído à grande quantidade de lançamentos de esgotos *in natura*. Já no diagnóstico realizado por Lima *et al* (2018) na bacia hidrográfica do açude Acarape do Meio/CE, a degradação ambiental foi atribuída ao tratamento inadequado das ETEs que concentram lançamento do esgoto em um único ponto da rede de drenagem e pelos rebanhos bovino e suíno e também pelos matadouros.

No gráfico da Figura 25 está apresentado o perfil de *E. coli* do rio Santo Antônio, que atendeu ao limite preconizado pela Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01/2008, em toda extensão do rio. Ressalta-se que este parâmetro foi analisado por esta legislação, devido ao fato da Resolução Conama nº 357/2005 preconizar padrões apenas para coliformes termotolerantes, e prevê que sua substituição pelo parâmetro *E. coli* pode ser realizada de acordo com limites estabelecidos pelo órgão competente (BRASIL, 2005).

Apesar dos resultados do índice RMEQ na calibração apresentar um valor de 35,99, distante da unidade, nota-se pela análise gráfica que as concentrações observadas estão próximas às modeladas. Esta discrepância ocorre em função da ordem de grandeza dos dados de concentração de *E. coli*, no qual variações proporcionalmente baixas para o parâmetro, apresentam-se altas no cálculo do índice.

**Figura 25 – Perfil de *E. coli* do rio Santo Antônio**



Na simulação dos Coliformes Termotolerantes no estudo de Silva *et al* (2017), a modelagem resultou em concentrações subestimadas deste parâmetro, no qual os dados não apresentaram aderência em relação aos dados do monitoramento, sendo associado pelos autores ao desconhecimento de todas as fontes de poluição.

De maneira geral, a partir da modelagem da situação atual percebe-se que para os parâmetros OD, DBO, frações de nitrogênio e *E. coli*, o rio Santo Antônio possui capacidade de autodepuração, uma vez que consegue diluir as cargas provenientes dos lançamentos de efluentes urbanos domésticos, de forma que, mantém-se dentro dos limites preconizados pela Resolução Conama nº 357/2005 e DN COPAM/CERH nº 01/2008 para corpos hídricos classe 2. Já o parâmetro fósforo total, atende aos padrões apenas no trecho anterior aos reservatórios de usinas hidrelétricas. Após estes, a dinâmica do rio é alterada, tornando-o incapaz de diluir e autodepurar as cargas de fósforo proveniente dos efluentes domésticos urbanos, sendo que apenas 14,8% da extensão deste trecho apresenta-se dentro dos padrões da legislação. Destaca-se que as concentrações de DBO e fósforo total extrapolam os padrões da legislação no ponto de afluição do córrego Cuiabá com o rio Santo Antônio, devido a carga de efluentes despejadas neste curso hídrico proveniente do esgoto doméstico da sede urbana de Conceição do Mato Dentro.

## 6.7 Simulação dos cenários

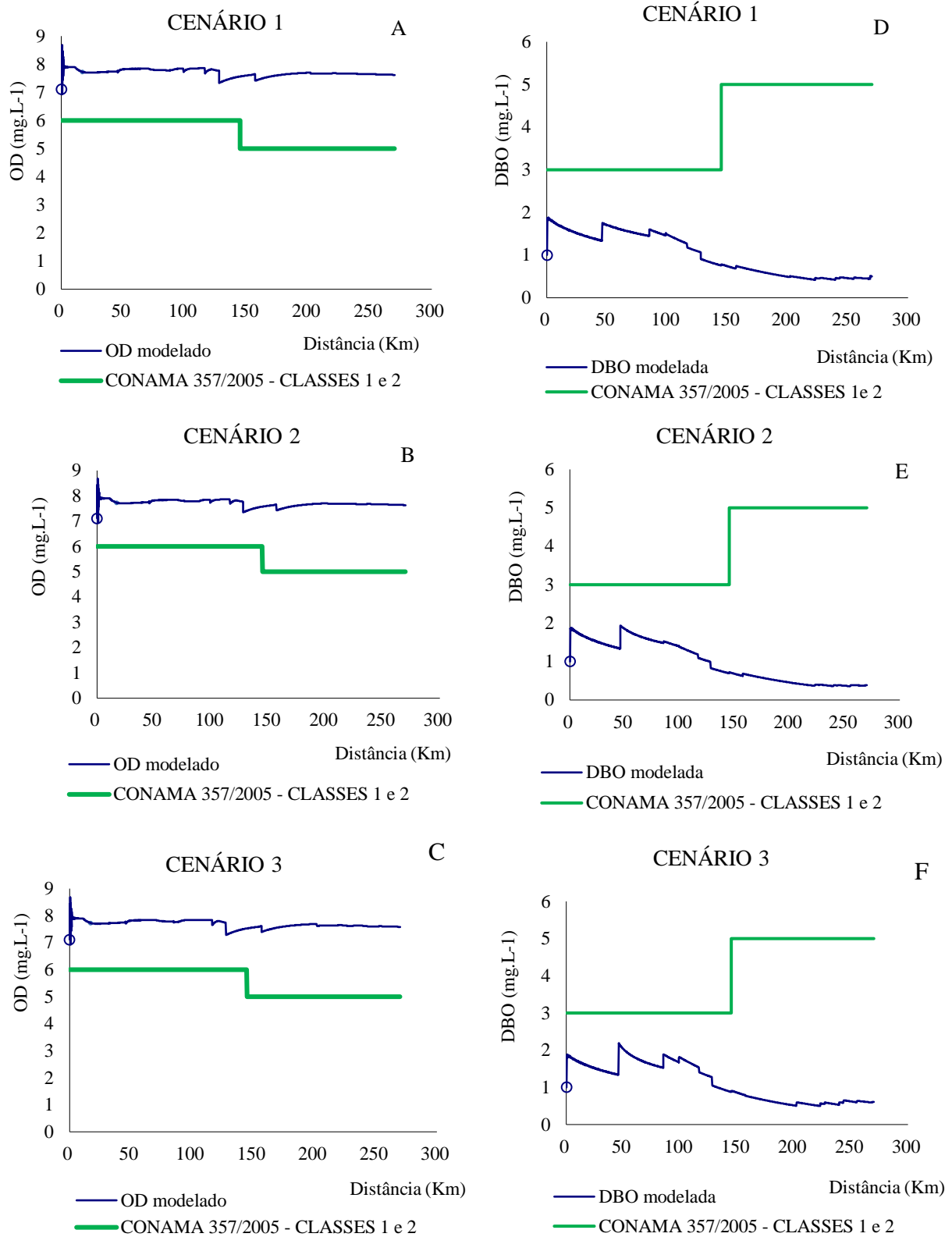
Os cenários 1 e 2 apresentam cenários distintos de implantação de tratamentos de efluentes secundários, considerando todas as sedes urbanas, sendo o cenário 1 com eficiência de remoção de DBO dos sistemas entre 60 e 93% e de 1 a 2 unidades logarítmicas de *E. coli*, indicados pela ANA (2017) no Atlas Esgoto e o cenário 2 com implantação de sistemas com eficiência de remoção de 90% para DBO e 2 unidades logarítmicas de *E. coli*, baseado nas metas de qualidade da água determinadas no PARH – Santo Antônio (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a). Já a eficiência de remoção dos parâmetros nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e fósforo, foram considerados de acordo com o nível de tratamento compatível, sendo 50, 40 e 25%, respectivamente. E ainda, o cenário 3, considera a implantação de tratamentos de efluentes secundários apenas nas sedes urbanas com uma população superior a 5 mil habitantes, com eficiências de remoção utilizadas no cenário 1.

Os gráficos apresentados na Figura 26, representam a simulação dos cenários hipotéticos do perfil de OD e DBO. A modelagem foi analisada juntamente a Resolução Conama nº 357/2005, de acordo com a proposta preliminar de enquadramento no PARH – Santo Antônio (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010a), no qual o rio foi classificado como Classe 1 da nascente até a cidade de Ferros, e deste ponto até sua foz, como Classe 2.

Analisando-se o perfil de OD (Gráficos A, B e C) do rio Santo Antônio, nota-se que não ocorreram mudanças expressivas quando comparados os três cenários, na Figura 26 e a situação atual, da Figura 21. Dessa forma, evidencia-se que o rio Santo Antônio tem poder de diluição e autodepuração em toda sua extensão, nos cenários com ou sem tratamento dos efluentes.

Já nos gráficos de concentrações de DBO (Gráficos D, E e F) ao se comparar as simulações dos cenários, da Figura 26, com a situação atual, da Figura 22, percebe-se uma mudança, no qual ao melhorar o atendimento e eficiência da ETE da sede urbana de Conceição do Mato Dentro, o rio Santo Antônio passa a atender o limite estabelecido pela legislação, inclusive para Classe 1, em toda extensão do rio. Nota-se que o cenário 3, apesar de apresentar a solução mais simplificada das simulações, mostra-se eficiente na melhoria da qualidade da água do rio, revelando assim, uma possível prioridade na execução das ações dentro da bacia.

**Figura 26 – Perfil de OD e DBO das simulações dos cenários do rio Santo Antônio**



Salla *et al* (2013) simularam dois cenários em seu estudo de autodepuração do Rio Jordão em Minas Gerais. Para o cenário 1, consideraram a existência de um sistema australiano



- tratamento secundário formado de lagoa anaeróbia seguida de facultativa - para o esgoto bruto da área urbana do município de Araguari/MG. Já para o cenário 2, consideraram o tratamento com sistema de lodos ativados para este mesmo efluente. A simulação dos cenários revelou que o Rio Jordão não possui capacidade de autodepuração natural para efluentes tratados, sendo que nos cenários 1 e 2, respectivamente, apenas 3,4 e 9,2% da extensão do rio respeitaram os limites da Resolução Conama 357/2005 para OD, e para o parâmetro DBO, todo o trecho apresentou-se acima do limite estabelecido pela legislação.

Oliveira Filho e Lima Neto (2018) com o objetivo de calibrar e testar a plataforma QUAL-UFMG para modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina/PI, utilizaram a vazão de 39 m<sup>3</sup>/s para calibração do modelo, e simularam diferentes cenários de vazão características do semiárido. Considerando-se uma vazão mais elevada que a de calibração (vazão superada em 10% do tempo, Q<sub>10</sub> = 304 m<sup>3</sup>/s), os parâmetros OD e DBO permaneceram em conformidade com os limites da Resolução 357/2005. Entretanto, ao se considerar uma vazão inferior (vazão superada em 90% do tempo, Q<sub>90</sub>=1,9m<sup>3</sup>/s) estes mesmos parâmetros passam a se apresentar desconformes aos limites da legislação.

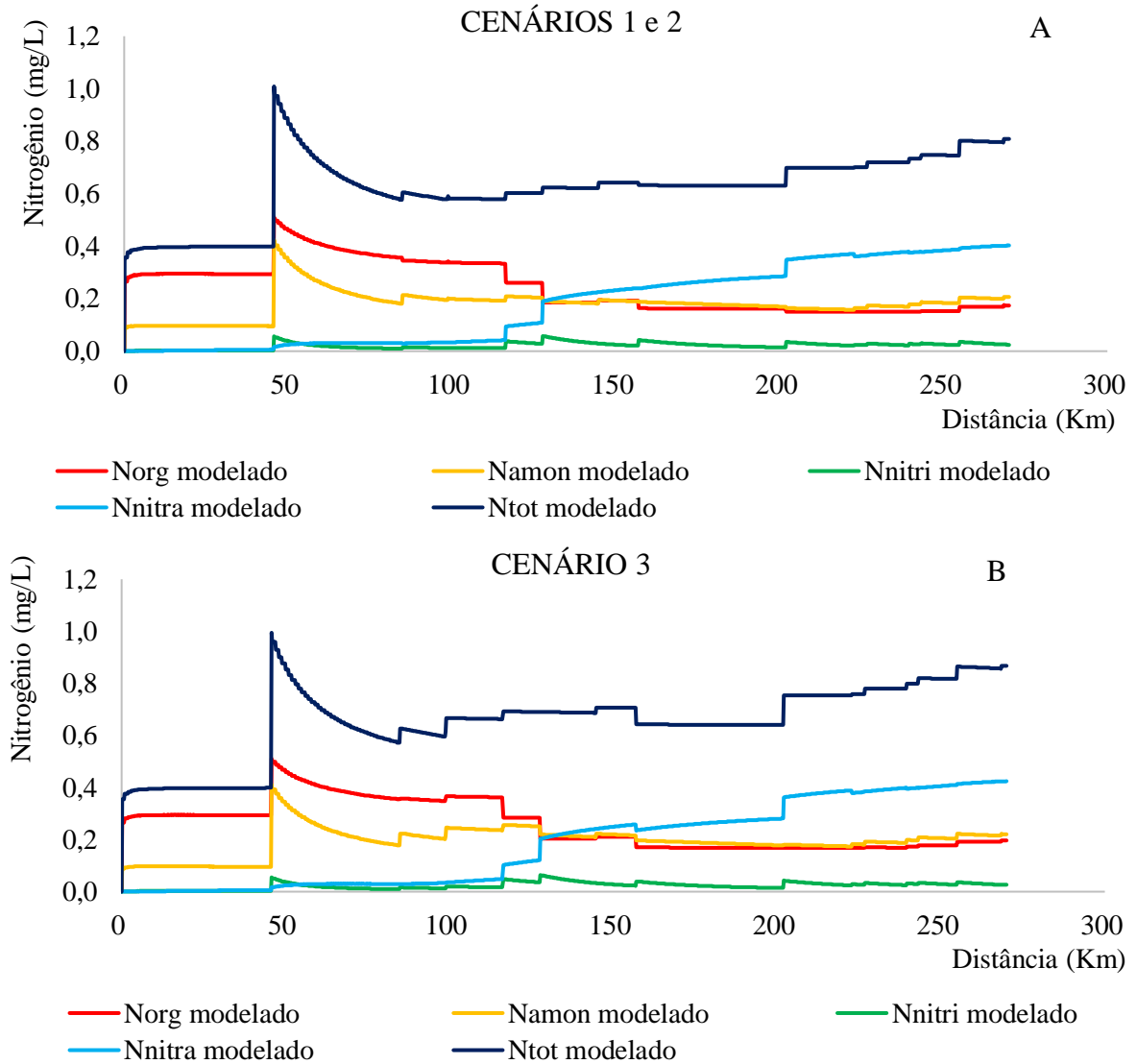
Fraga *et al* (2020) realizaram a modelagem no rio Piracicaba, em Minas Gerais, e simularam um cenário ao qual as ETEs fora de operação, em obras e projetos existentes estivessem funcionando, e obtiveram como resultado maiores valores de OD e menores concentrações de DBO, que possibilitaram o atendimento aos limites estabelecidos na Resolução Conama nº 357/2005, sendo que na situação atual as concentrações de DBO do período seco extrapolaram os limites da legislação.

Na simulação dos perfis das variações de Nitrogênio, os cenários 1 e 2 são apresentados no mesmo gráfico, da Figura 27A, pois as eficiências de remoção adotadas para os dois cenários foram as mesmas. Na modelagem da situação atual, apresentada na Figura 23, o rio apresentava concentração máxima de 1,43 mg/L de Nitrogênio Total, nas simulações dos cenários ocorre a diminuição de 30% das concentrações em todas as variações de Nitrogênio.

Ao comparar os gráficos A e B da Figura 27, observa-se que no cenário 3, Figura 27B, no qual apenas as sedes urbanas com população superior a 5 mil habitantes possuem tratamento de esgoto, o gráfico apresenta os picos de concentrações de nitrogênio provenientes das sedes urbanas que não receberam tratamento, enquanto na Figura 27A, dos cenários 1 e 2, estas concentrações não se apresentam aparentes, pelo fato de serem tratadas. Nota-se entre os quilômetros 50 e 150, da Figura 27B, três picos de concentração provenientes dos lançamentos de efluentes das sedes urbanas de Morro do Pilar pelo rio Picão, Santo Antônio do Rio Abaixo pelo Córrego do Destocado e esgoto bruto, Itambé do Mato Dentro e São Sebastião do Rio

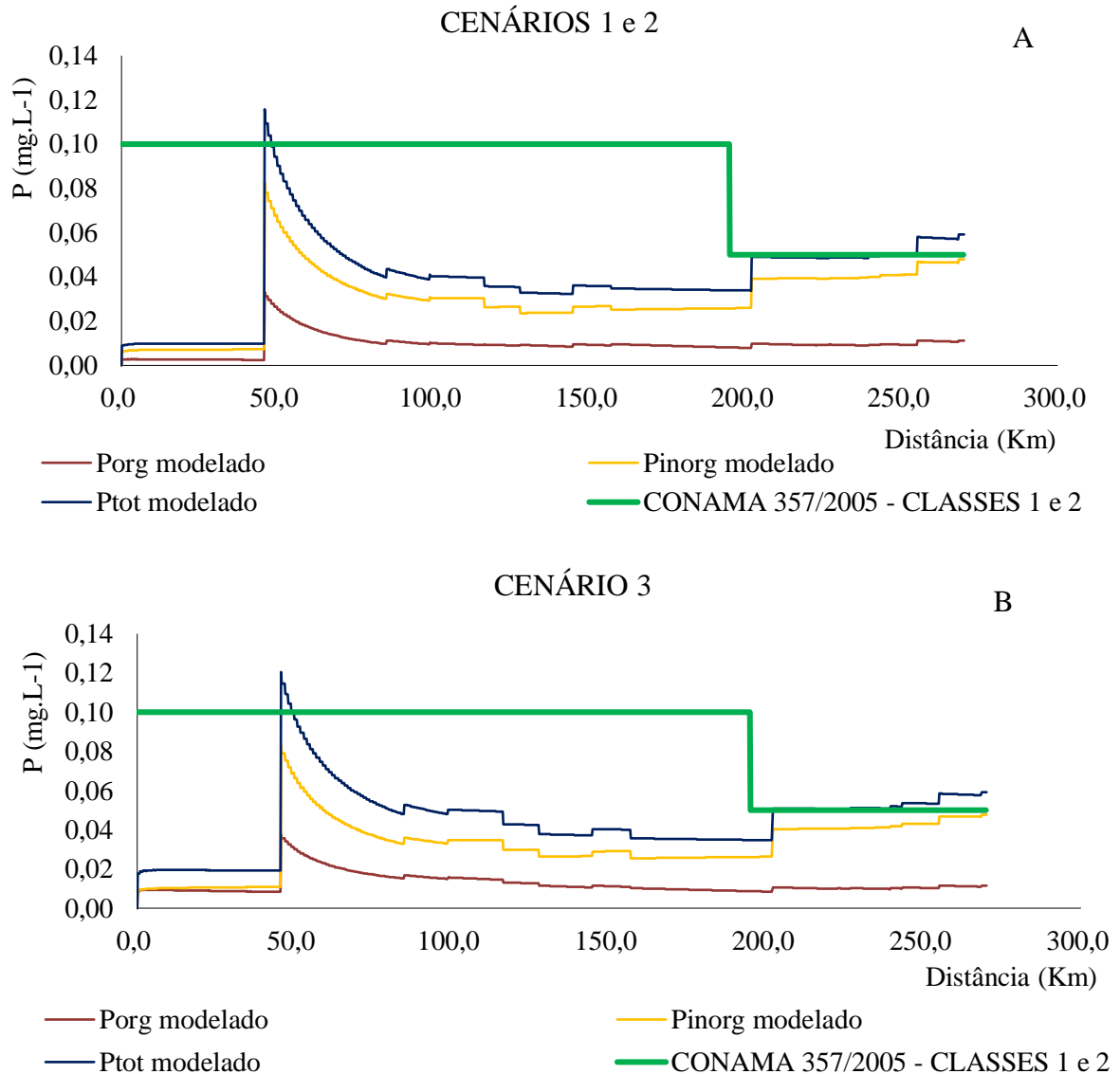
Preto pelo rio Preto do Itambé, com concentrações iguais à 0,63, 0,67 e 0,69 mg/L de nitrogênio total, respectivamente. As concentrações destes mesmos pontos no gráfico da Figura 27A são; 0,61, 0,59 e 0,60 mg/L, respectivamente.

**Figura 27 – Perfis das variações de Nitrogênio dos cenários do rio Santo Antônio**



Da mesma forma que o nitrogênio, as concentrações de fósforo no rio são apresentadas no mesmo gráfico, da Figura 28, pelo fato de se ter adotado as mesmas porcentagens de eficiência de tratamento para este parâmetro. A eficiência de remoção de fósforo em sistemas de tratamento de efluentes secundários é muito baixa, por isso não é possível notar mudanças expressivas ao comparar os gráficos de simulações da situação atual e dos cenários.

**Figura 28 – Perfil de variações de Fósforo dos cenários do rio Santo Antônio**



Nos dois primeiros cenários, Figura 28A, a modelagem revela que no primeiro trecho, 98,8% de sua extensão se manteve dentro dos limites estabelecidos pela legislação, já no segundo trecho, 66,8% de sua extensão atendeu os limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005. Os valores mínimo e máximo dos trechos foram 0,009 e 0,116 mg/L, no primeiro e 0,034 e 0,059 mg/L, no segundo. O pico de concentração de fósforo que extrapolou o padrão preconizado pela legislação foi proveniente do efluente da sede urbana de Conceição do Mato Dentro. No cenário 3, Figura 28B, 97,8% da extensão do primeiro trecho que respeitou a legislação, enquanto 14,8% do segundo trecho apresentou-se em desacordo com a Resolução Conama nº 357/2005, com valores mínimos e máximos de 0,018 e 0,120 mg/L, no primeiro trecho e 0,035 e 0,059 mg/L, no segundo trecho. As sedes urbanas municipais que possuem

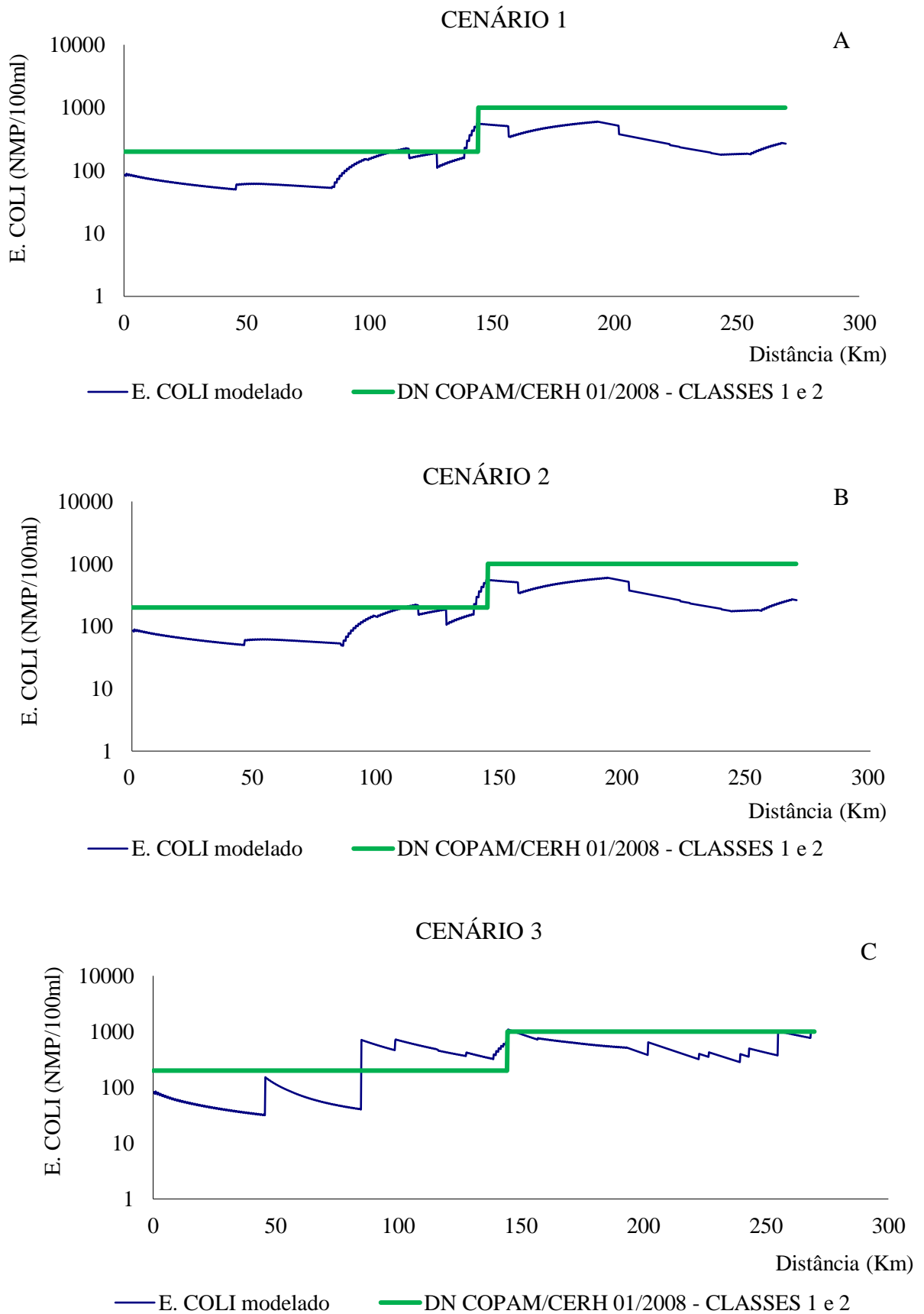
maior contingente populacional se localizam próximo a foz do rio Santo Antônio, e coincide com o trecho que necessita de maior atenção quanto às concentrações de fósforo, devido ao fato de existirem reservatórios de usinas hidrelétricas.

Na simulação de cenários de Salla *et al* (2013) para as concentrações de fósforo e de nitrogênio e suas frações, tanto no cenário considerando tratamento de efluentes com sistema australiano, quanto o cenário de tratamento com lodos ativados, o nitrogênio se manteve com concentrações dentro dos limites da Resolução Conama nº 357/2005 para classe 2, já as de fosforo extrapolaram os limites da legislação em todo trecho modelado. As concentrações de nitrogênio total apresentaram-se entre 4,1 e 5,3 mg/L, para o primeiro cenário, e 3,9 a 5,0 mg/L, para o segundo cenário. Já as concentrações de fósforo foram de 0,74 a 0,97 mg/L e 0,85 a 1,11 mg/L, para os cenários 1 e 2, respectivamente.

Lima *et al* (2018) simularam cenário de intervenção no rio Pacoti, a fim de diminuir a carga de aporte de fósforo que aflui deste rio para o Açude Acarape do Meio na região semiárida brasileira. O cenário 1 considerou a redução de cargas de fósforo de ETEs e atividades agropecuárias em 50%, já o cenário 2, focou em apenas aumentar a eficiência das ETEs para uma capacidade de remoção de 85%, sem efetuar redução nas cargas poluidoras. No primeiro cenário, as concentrações de fósforo passaram de 0,56 mg/L da situação atual, para 0,27 mg/L, mantendo o rio na classe 4, mostrando assim, a ineficácia deste cenário para melhoria de qualidade da água para usos preponderantes mais nobres, mas diminuindo-se em 50% a carga de aporte de fósforo no Açude Acarape do Meio. No segundo cenário, a concentração de fósforo na última seção de controle passou a ser 0,30 mg/L, demonstrando que com menores investimentos alcançou-se praticamente a mesma eficiência de remoção que o cenário 1. E ainda se houvesse a implantação de programas de redução de cargas poluidoras simultâneas a execução do cenário 2, possivelmente se atingiria o enquadramento do corpo hídrico.

Os gráficos simulados para os perfis de concentração de *E. coli* são apresentados na Figura 29. Apesar das concentrações da situação atual atenderem o padrão para Classe 2, pela meta de qualidade da bacia, o trecho da nascente até a cidade de Ferros deve atender a Classe 1, indicando a necessidade de remoção de carga de *E. coli*. Sendo assim, analisou-se o atendimento das simulações da modelagem no trecho 1 (0 a 145 km) e trecho 2 (145 a 270 km).

**Figura 29 – Perfil de *E. coli* dos cenários do rio Santo Antônio**



O cenário 1 e 2, da figura 29A e 29B, apresentaram modelagens muito semelhantes, sendo que no primeiro trecho (classe 1), 91% da extensão do rio atendeu aos limites preconizados pela legislação, no cenário 1. Já o cenário 2, foram 92% do trecho dentro do padrão. Os valores mínimos e máximos foram  $4,99 \times 10^1$  e  $5,61 \times 10^2$  NMP/100ml, no cenário 1, e  $4,87 \times 10^1$  e  $5,58 \times 10^2$  NMP/100ml, no cenário 2. No segundo trecho (classe 2), ambos os cenários atenderam aos limites da Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01/2008, em toda sua extensão, com valores mínimos e máximos de  $1,78 \times 10^2$  e  $6,03 \times 10^2$  NMP/100ml, no cenário 1, e  $1,73 \times 10^2$  e  $6,02 \times 10^2$  NMP/100ml, no cenário 2. Isso demonstra que, a implantação de sistemas de tratamentos de efluentes com eficiência de remoção de 1 unidade logarítmica em todas as sedes urbanas que ainda não possuem ETEs, tem a mesma efetividade que implantar sistemas de tratamentos de efluentes com eficiência de remoção de 2 unidades logarítmicas. Ou seja, a implantação de reatores UASB sem pós-tratamento tem resultado semelhante ao cenário com pós-tratamento.

Já no cenário 3, que compreende a implantação de ETEs apenas em cidades com população superior a 5 mil habitantes, as concentrações de *E. coli* atenderam o limite preconizado pela legislação em 58,5% do primeiro trecho (classe 1). No segundo trecho, 96,6% de suas extensão se manteve de acordo com o limite da DN COPAM/CERH nº 01/2008, com valores mínimos e máximos de  $3,16 \times 10^1$  e  $7,24 \times 10^2$  NMP/100ml, no trecho 1, e  $2,83 \times 10^2$  e  $1,09 \times 10^3$  NMP/100ml, no trecho 2.

Na simulação de cenários de Salla *et al* (2013) apenas 2,8% do rio Jordão/MG apresentou-se de acordo com a Resolução Conama nº 357/2005, com valores mínimo e máximo de  $1,10 \cdot 10^{10}$  e  $1,60 \cdot 10^{10}$  NMP/100ml, no cenário 1, que previa a implantação de sistemas de tratamentos australianos, e  $4,41 \cdot 10^{10}$  e  $6,50 \cdot 10^{10}$  NMP/100ml de valores mínimo e máximo no cenário 2 com tratamento de efluentes por sistema de lodos ativados. Já Oliveira Filho e Lima Neto (2018) modelaram o parâmetro coliformes termotolerantes sob diferentes vazões. No cenário com vazão  $Q_{10}=304\text{m}^3/\text{s}$  o rio Poti apresentou 58,4% em conformidade com a Resolução Conama nº 357/2005.

De maneira geral, a partir da simulação dos cenários 1 e 2 percebe-se que com a implantação de ETEs de tratamento secundário em todas as sedes urbanas da bacia, e avaliando uma classificação mais restritiva para o trecho do rio da nascente até a sede urbana de Ferros, como classe 1, os parâmetros OD, DBO e frações de nitrogênio se mantiveram atendendo aos padrões estabelecidos pela legislação. Quanto às concentrações de fósforo total, também continuaram dentro dos limites preconizados pela legislação no trecho anterior aos

reservatórios, com um pico apenas no ponto de afluência com o córrego Cuiabá, já no trecho posterior aos reservatórios 66,8% de sua extensão se apresentou dentro dos padrões da legislação. Isso ocorre devido ao fato dos sistemas de tratamento secundário possuírem baixa eficiência de remoção de fósforo. Contudo, as concentrações de *E. coli*, com a nova classificação dos trechos do rio apresentou-se no primeiro trecho, classe 1, com 91% de sua extensão dentro dos padrões quando implantado sistema de tratamento secundário e 92% quando acoplado também um pós-tratamento. Já o segundo trecho, classe 2, nos dois cenários o rio atendeu os limites preconizados pela legislação.

Já a simulação do cenário 3 percebe-se que caso sejam implantadas ETEs de tratamento secundário apenas nas sedes urbanas com população superior a 5 mil habitantes e avaliando também a classificação mais restritiva, classe 1, para o primeiro trecho do rio, os parâmetros OD, DBO e frações de nitrogênio continuam obedecendo aos limites da legislação. A concentração de fósforo total mantém-se no primeiro trecho com comportamento similar ao cenário 1 e 2, entretanto, no segundo trecho, após os reservatórios, a porcentagem de atendimento aos padrões continua a mesma da situação atual, 14,8%. E as concentrações de *E. coli* no primeiro trecho, classe 1, apresentou 58,6% de sua extensão em conformidade com a legislação, e no segundo trecho, classe 2, 96,6%. O que evidencia que este parâmetro é o que necessita de maior atenção na gestão dos recursos hídricos da bacia.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do mapa de uso e ocupação do solo foi possível constatar que a bacia do rio Santo Antônio é bem preservada, com 53% de sua área coberta com vegetação nativa, o que contribui para a manutenção da qualidade da água na bacia. Contudo, 31% de sua cobertura do solo é composta por pastagens, o que indica a forte presença da atividade pecuária na bacia, sinalizando assim, a necessidade de monitoramento de poluição provenientes deste tipo de atividade na bacia.

Na simulação do cenário atual, concluiu-se que apesar da 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. As concentrações de DBO e fósforo total excederam a legislação no trecho de confluência com córrego Cuiabá, que recebe o lançamento dos efluentes domésticos da sede urbana de Conceição do Mato Dentro, demonstrando assim, a necessidade de melhoria na ETE da cidade. Neste sentido, o fato de o rio conseguir se reestabelecer do decorrer do trecho à jusante da poluição, revela que o rio Santo Antônio possui uma boa capacidade autodepurativa. Porém, próximo à sua foz este se torna incapaz de reduzir as concentrações de fósforo total, que excedem novamente a legislação. Esta mudança de comportamento do rio segue o mesmo padrão, também, na modelagem do nitrogênio e suas frações, mas neste caso, suas concentrações não ultrapassam os limites da legislação.

Nas simulações de cenários futuros, considerando-se uma avaliação mais restritiva para o trecho do rio da nascente até a sede urbana de Ferros, como classe 1, 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.



## REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K.C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLOVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 524, p. 733-752, Mai. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169415001985>. Acesso em: 28 ago. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. 2017. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos>. Acesso em: 17 out. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). **Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: ANA, 2013. *E-book*. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/CuidandoDasAguas-Solucao2aEd.pdf>. Acesso em: 17 out. 2019.

BEZERRA, Iury Steiner de Oliveira; MENDONÇA, Luiz Alberto Ribeiro; FRISCHKORN, Horst. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 16, n. 2, p. 249-255, abr./jun. 2008. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0370-44672008000200020](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0370-44672008000200020). Acesso em: 17 out. 2019.

BRASIL. **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://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 17 out. 2019.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte, MG: Secretário Adjunto da Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável e Secretário Executivo do COPAM e CERH/MG, [2008]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/DeliberaNormativaConjuntaCOPAM-CERHno01-2008.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2020.

BRASIL. **Lei nº 9.433 de 8 de fevereiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal. Brasília, DF: Presidente da República, [1997]. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm). Acesso em: 12 out. 2019.

BRITES, Ana Paula Zubiaurre; GASTALDINI, Maria do Carmo Cauduro. 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. 2007. Disponível em:

<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:Uo-ZVne9DqYJ:coral.ufsm.br/iurh/index.php/trabalhos%3Fdownload%3D28:brites-e-gastaldini+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: 12 out. 2019.

COHIDRO – CONSULTORIA, ESTUDOS E PROJETOS. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e Planos de Ação de Recursos Hídricos das Bacias Afluentes**. Avaliação quali-quantitativa da rede de monitoramento RP-03. Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP). Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP). Contrato nº 21/2012. Revisão Final. nov./2013. Disponível em: [http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq\\_pubMidia\\_RP\\_03.pdf](http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq_pubMidia_RP_03.pdf). Acesso em: 27 jun. 2020.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTO ANTÔNIO. **A bacia**. 2013. Disponível em: <http://www.cbhsantoantonio.org.br/a-bacia>. Acesso em: 15 nov. 2019.

CONSÓRCIO 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 Santo Antônio (PARH-SANTO ANTÔNIO)**. CBH-DOCE, 2010a. Disponível em: [http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PARH\\_Santo\\_Antonio.pdf](http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PARH_Santo_Antonio.pdf). Acesso em: 17 set. 2019.

CONSÓRCIO 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: Relatório Final. vol. 1, CBH-DOCE, 2010b**. Disponível em: [http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PIRH\\_Doce\\_Volume\\_I.pdf](http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PIRH_Doce_Volume_I.pdf). Acesso em: 17 set. 2019.

COPERNICUS. **ERA5-Land monthly averaged data from 1981 to present**. 2019. Disponível em: <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/10.24381/cds.68d2bb30?tab=form>. Acesso em: 07 dez. 2019.

CUNHA, Amanda de Cássia da. **Estudo de Autodepuração Hídrica do Ribeirão Tatu Utilizando o Modelo de Streeter & Phelps**. 2016. Dissertação (Mestrado em Tecnologia, na área de Ambiente) – Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2016. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/305582>. Acesso em: 12 out. 2019.

CUNHA, Cynara de Lourdes da Nóbrega.; FERREIRA, Aldo Pacheco. Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 24, n. 3, p.473-480, jun. 2019. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S1413-41522019005007102&lng=en&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1413-41522019005007102&lng=en&nrm=iso&tlng=pt). Acesso em: 17 out. 2019.

DIVISÃO DE GERAÇÃO DE IMAGENS DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (DGI/INPE). **Catálogo de imagens**. 2019. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acesso em: 09 ago. 2019.

FAN, Fernando Mainardi; BRAVO, Juan Martin; COLLISCHONN, Walter. Modelagem baseada em agentes para a simulação da dispersão de poluentes em cursos d'água. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 21, n. 4, p. 739-746, out./dez. 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n4/1809-4457-esa-21-04-00739.pdf>. Acesso em: 17 out. 2019.

FAN, Fernando Mainardi; COLLISCHONN, Walter; RIGO, Daniel. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamento com duração variada. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 18, n.4, p. 359-370, out./dez. 2013. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522013000400359&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522013000400359&script=sci_abstract&tlng=pt). Acesso em: 17 out. 2019.

FERNANDES, Milton Marques; CEDDIA, Marcos Bacis; RAMOS, Gaspar Monteiro; GASPAS, Arlene; MOURA, Márcia Rodrigues. Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé – RJ. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.8, n.2, p.105-116, abr./jun. 2011. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/include/getdoc.php?id=1594&article=593&mode=pdf#:~:text=Quanto%20ao%20uso%20do%20solo,sua%20C3%A1rea%20ocupada%20pela%20agricultura.&text=Estas%20formas%20de%20manejo%20do,da%20C3%A1gua%20na%20microbacia%20GI%20C3%B3ria>. Acesso em: 02 set. 2020.

FERREIRA, Andrezza Marques. **Capacidade de autodepuração nos cursos médio e baixo do Rio Uberaba**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/14202>. Acesso em: 12 out. 2019.

FERREIRA, Eduardo S. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 26 a 28 out. 2000. Buenos Aires/AR. Organizado pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Disponível em: [ftp://ftpaluno.umc.br/Aluno/Tatiane\\_Faustino/DP/Bioqu%EDmica/CIN%20C9TICA%20QU%20CDMICA%20E%20FUNDAMENTOS%20DOS%20PROCESSOS%20DE.PDF](ftp://ftpaluno.umc.br/Aluno/Tatiane_Faustino/DP/Bioqu%EDmica/CIN%20C9TICA%20QU%20CDMICA%20E%20FUNDAMENTOS%20DOS%20PROCESSOS%20DE.PDF). Acesso em: 28 set. 2020.

FLECK, Leandro; TAVARES, Maria Herminia Ferreira; EYNG, Eduardo. 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: 17 out. 2019.

FRAGA, Micael de Souza. **Modelagem da qualidade da água do Rio Piracicaba visando a avaliação de sua capacidade de autodepuração**. 2015. Dissertação (Mestrado de *Magister Scientiae*) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/7356>. Acesso em: 12 out. 2019.

FRAGA, Micael de Souza.; REIS, Guilherme Barbosa; SILVA, Demetrius David; MOREIRA, Michel Castro; BORGES, Alisson Carraro; GUEDES, Hugo Alexandre Soares. 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. Disponível em: <http://sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2020.002.0017/1942>. Acesso em: 06 de jun. 2020.

GOMES, Sara Helena Raupp; GUEDES, Hugo Alexandre Soares; SIQUEIRA, Tirezah Moreira; CORRÊA, Luciara Bilhalva; ANDREAZZA, Robson; HÜFFNER, Anelise Nardi. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFGM. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. [s.l.], v. 23, n. 2, p. 275-285, mar./abr. 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/esa/v23n2/1809-4457-esa-23-02-275.pdf>. Acesso em: 12 out. 2019.

GONÇALVES, Júlio César de Souza Inácio.; SARDINHA, Diego de Souza.; SOUZA, Antônio Donizetti Gonçalves.; DIBIAZI, André Luis Bigaram.; GODOY, Letícia Hirata; CONCEIÇÃO, Fabiano Tomazini da. Avaliação espaço-temporal na qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 141-154, set./dez. 2012. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1980-993X2012000300012](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2012000300012). Acesso em: 17 out. 2019.

GUEDES, Hugo Alexandre Soares. **Modelagem da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Pomba**. 2009. Dissertação (Mestrado de *Magister Scientiae*) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/3683>. Acesso em: 12 out. 2019.

HIDROWEB. **Séries Históricas de Estações**. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN). Agência Nacional de Águas (ANA). 2020. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 02 ago. 2020.

HOLANDA, Victor Prisco Diogo de; SOARES, Thainá Rayanne; VERAS, Roani Simões; ALENCAR, Ingrid Fernandes de Oliveira; SALES, Raquel Jucá de Moraes. Análise do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no rio Piranhas-Açu, sujeito a lançamento de efluentes, mediante a utilização do modelo de Streeter-Phelps simplificado. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v. 38, n. 1, p. 55-66, 2017. Disponível em: <https://periodicos.unifor.br/tec/article/view/5430>. Acesso em: 17 out. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário**. Tabela 6883 – Número de estabelecimentos agropecuários com área e Área dos estabelecimentos agropecuários, por tipologia, utilização das terras, sexo do produtor e grupos e classes de atividades. SINDRA. 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6883>. Acesso em: 08 ago. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa da Pecuária Municipal**. Tabela 74 – Produção de origem animal, por tipo de produto. SINDRA. 2018b. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939/>. Acesso em: 02 ago. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa da Pecuária Municipal**. Tabela 3939 – Efetivo dos rebanhos, por tipo de rebanho. SINDRA. 2018a. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939/>. Acesso em: 02 ago. 2020.

KANNEL, Prakash Raj; LEE, S.; LEE, Y.S.; KANEL, S.R.; PELLETIER, G.J. Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. **Ecological Modelling**, vol. 202, Issues 3–4, p. 503-517, abr. 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380007000051>. Acesso em: 28 ago. 2020.

KNAPIK, Heloise Garcia; FERNANDES, Cristóvão Vicente Scapulatempo; BASSANESI, Karine; PORTO, Mônica Ferreira do Amaral. Qualidade da água da bacia do rio Iguaçú: diferenças conceituais entre os modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S.I.], v. 16, n. 2, p. 75-88, abr./jun. 2011. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=3&SUMARIO=41>. Acesso em: 17 out. 2019.

LAI, Y.C.; TU, Y.T.; YANG, C.P.; SURAMPALLI, R.Y.; KAO, C.M. Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation. **Journal of Hydrology**, v. 478, p. 89-101, jan. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169412010293>. Acesso em: 20 ago. 2020.

LEÃO, Renata de Souza; PAZ, Mariana Gutierrez Arteiro da; CIBIM, Juliana Cassano. A outra face da crise: a importância do setor do saneamento no contexto da escassez hídrica. **Revista Acesso Livre**, [s.l.], n. 5, jan./jul. 2016. Disponível em: <https://doaj.org/article/bfc05fcd0e7f4bd7bbbedb269adca3a5c>. Acesso em: 20 nov. 2019.

LEE, Ingyu; HWANG, Hyundong; LEE, Jungwoo; YU, Nayoung; YUN, Jinhunck; KIM; Hyunook. Modeling approach to evaluation of environmental impacts on river water quality: A case study with Galing River, Kuantan, Pahang, Malaysia. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 353, p. 167-173, jun. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380017300674>. Acesso em: 28 ago. 2020.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA NETO, Iran Eduardo. 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. 2018. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522018000100125](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522018000100125). Acesso em: 17 out. 2019.

LIMA, Ricardo Neves de Souza; RIBEIRO, Celso Bandeira de Melo; BARBOSA, Claudio Clemente Faria.; ROTUNNO FILHO, Otto Corrêa. 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. 2016. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522016000100139](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522016000100139). Acesso em: 12 out. 2019.

LINS, Regina Camara; MENDES, Carlos André B.; AGRA, Sidnei Gusmão.; CARVALHO,

Alexandre E. de; FRAGOSO JUNIOR, Carlos Ruberto. Integração de um modelo hidrológico a um SIG para avaliação de qualidade da água na bacia do rio Doce. **Rev. Brasileira de Recursos Hídricos**, [s.l.], v. 17, n. 4, p. 171-181, out./dez. 2012. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=96&SUMARIO=1477>. Acesso em: 17 out. 2019.

MANSOR, Maria T.C.; TEIXEIRA FILHO, José; ROSTON, Denis M. 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. 2006. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1415-43662006000300026](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662006000300026). Acesso em: 12 out. 2019.

MORUZZI, Rodrigo Braga; CONCEIÇÃO, Fabiano Tomazini; SARDINHA, Diego de Souza; HONDA, Felipe Pereira.; NAVARRO, Guillermo Rafael Beltran. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego da água branca, Itirapina (SP). **Revista Geociências**. São Paulo, UNESP, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012. Disponível em: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7233>. Acesso em: 17 out. 2019.

OLIVEIRA FILHO, Antônio Alves de; LIMA NETO, Iran Eduardo. 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. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522018000100003](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522018000100003). Acesso em: 17 out. 2019.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA (UNESCO). **Visão geral das mensagens centrais do relatório mundial das Nações Unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos 4; o manejo dos recursos hídricos em condições de incerteza e risco**. Versão em português publicada pelo escritório da UNESCO em Brasília. UNESCO-WWAP, 2012. Disponível em: [https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000215491\\_por](https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000215491_por). Acesso em: 12 out. 2019.

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/WWDR2015ExecutiveSummary\\_POR\\_web.pdf](http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015ExecutiveSummary_POR_web.pdf). Acesso em: 12 out. 2019.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Transformando o nosso mundo: a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: UNICRIO, 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>. Acesso em: 17 out. 2019.

PATHAK, Devanshi; WHITEHEAD, Paul G.; FUTTER, Martyn N.; SINHA, Rajiv. Water quality assessment and catchment-scale nutrient flux modeling in the Ramganga River Basin in north India: An application of INCA model. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 631-632, p. 201-215, ago. 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718307770>. Acesso em: 28 ago. 2020.

REIS, Guilherme Barbosa; ABREU, Vitor de Oliveira; FRAGA, Micael de Souza; TOZI, Tiago; SILVA, Demetrius David da. Proposta de enquadramento de corpos hídricos em classes de uso na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio (MG). **Revista Nativa Pesquisas Agrárias e Ambientais**, Sinop, v. 7, n. 2, p. 189-196, mar/abr. 2019. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/6333>. Acesso em: 19 out. 2019.

REIS, José Sergio Aleluia dos. **Modelagem matemática da qualidade de água para o alto rio das Velhas/MG**. 2009. 169 f. Dissertação (Mestrado de Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009. Disponível em: <https://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/2221>. Acesso em: 17 out. 2019.

REZENDE, Gabriela Rahal. Estudo do sub-bacia hidrográfica do rio Monjolinho, São Carlos - SP, utilizando o modelo matemático de qualidade da água QUAL-2E. **Periódico Eletrônico "fórum ambiental da Alta Paulista"**. Organização da Associação Amigos da Natureza Alta Paulista, v. 7, n. 1, p. 166-180, 2011. Disponível em: [https://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum\\_ambiental/article/view/111](https://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/article/view/111). Acesso em: 17 out. 2019.

SÁ, Aline Dias de; CORDEIRO, Juni; CALAZANS, Giovanna Moura; QUINTÃO, Pablo Lopes; VIEIRA, Ellen Dayane. Análise da qualidade da água em atrativos naturais na região de Santo Antônio do Rio Abaixo (MG). **Research, Society and Development**. [s.l.], v. 7, n. 4, p. 01-30, 2018. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/304/265>. Acesso em: 02 out. 2019.

SALLA, Marcio Ricardo.; PEREIRA, Carlos Eugênio.; ALAMY FILHO, José Eduardo; PAULA, Liliane Magnavaca.; PINHEIRO, Aline Martins. Estudo de autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. [s.l.], v. 18, n. 2, p. 105-114, abr./jun. 2013. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S1413-41522013000200002&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1413-41522013000200002&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt). Acesso em: 12 out. 2019.

SANTOS, Wesley de Oliveira; SILVA, Ketson Bruno da; COELHO, Daniela da Costa Leite; SILVA, Karen Mariany Pereira; ESPÍNOLA SOBRINHO, José; SILVA, Paulo Cesar Moura da; BATISTA, Rafael Oliveira. Variabilidade espacial e temporal das precipitações para a Microrregião de Pau dos Ferros – RN. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 3, p. 434-441, 2014. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233131>. Acesso em: 09 set. 2020.

SANTOS, Raquel Freitas dos; SANTOS, Zaqueu dos; SOUSA, Mirian Santos de; LOPES, Ruy Bessa; MOURA, Lucinewton Silva de. Modelagem matemática da autodepuração da microbacia do Irurá no município de Santarém – Pará. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v. 41, n. 1, p. 1-14, jun. 2020. Disponível em: <https://periodicos.unifor.br/tec/article/view/10275>. Acesso em: 29 ago. 2020

SILVA, Maria Conceição Araújo Alves da. **Modelagem matemática da qualidade da água como suporte ao enquadramento da bacia do rio Goiana - PE**. 2015. Dissertação (Mestrado de Tecnologia Ambiental) – Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Recife, 2015.

SILVA, Maytê Maria Abreu Pires de Melo.; FARIA, Sergio Donizete; MOURA, Priscilla Macedo. 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. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522017000100133&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522017000100133&script=sci_abstract&tlng=pt). Acesso em: 17 out. 2019.

SISEMA. **Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. Belo Horizonte: IDE-Sisema, 2019. Disponível em: [idesisema.meioambiente.mg.gov.br](http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br). Acesso em: 17 set. 2019.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS); INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Série histórica – Municípios: Informações e indicadores municipais consolidados**. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. 2018. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 18 jun. 2020.

SOARES, Samara Silva. **Modelagem da qualidade da água, em um trecho do rio dos Bois, Goiás**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2018. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/8365>. Acesso em: 25 nov. 2019.

STONE, R.J. Improved statistical procedure for the evaluation of solar radiation estimation models. *Solar Energy*, v. 51, n. 4, p. 289-291, out. 1993. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038092X93901247>. Acesso em: 09 set. 2020.

TEODORO, Anderson; IDE; Carlos Nobuyoshi; RIBEIRO, Maria Lúcia.; BROCH, Synara Aparecida Olendzki.; SILVA, Jhonatan Barbosa. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 18, n. 3, p. 275-288, jul./set. 2013. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522013000300275&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522013000300275&script=sci_abstract&tlng=pt). Acesso em: 12 out. 2019.

TONON, Kesse. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG na bacia do rio Lambari - Poços de Caldas (MG)**. 2014. Dissertação (Mestrado de Ciência e Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2014. Disponível em: [http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNIFAL\\_cce23f3367296968989dc1860c07b1bd](http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNIFAL_cce23f3367296968989dc1860c07b1bd). Acesso em: 17 out. 2019.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO (UNESP). **ProfÁgua – Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos**. 2018. Disponível em: <https://www.feis.unesp.br/#!/pos-graduacao/profagua/programa/areas-de-concentracao-e-linhas-de-pesquisa/>. Acesso em: 28 ago. 2020.

VARGAS, Eduardo Hermes; MARQUES, Felipe Souza. Análise de autodepuração do curso d'água Pomba Cuê utilizando o modelo Streeter Phelps. **Revista Pleiade**, [s.l.], v. 9, n. 17, p. 83-92, jan./jun. 2015. Disponível em: <https://pleiade.uniamerica.br/index.php/pleiade/article/view/283/468>. Acesso em: 17 out. 2019.



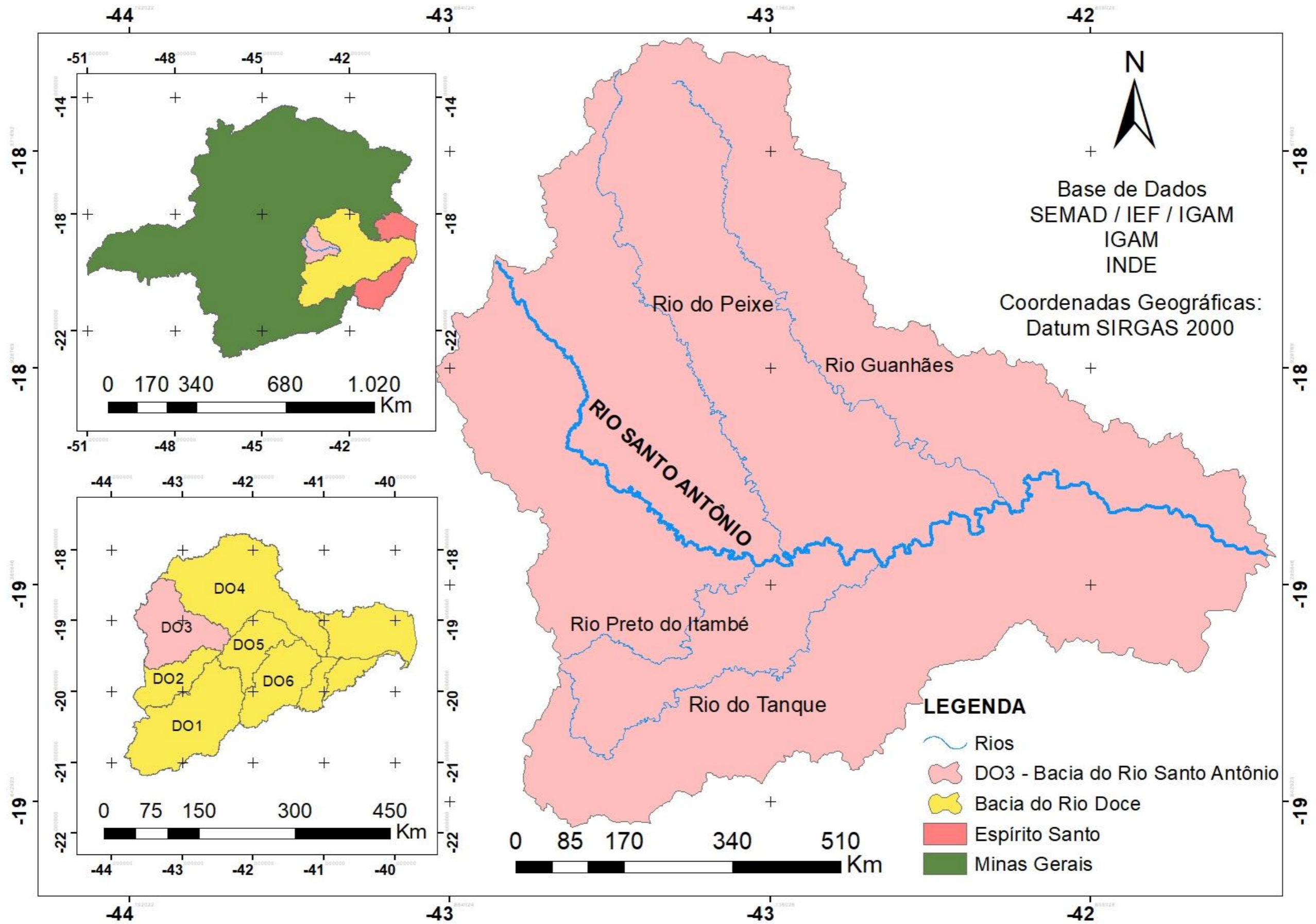
VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. vol. 7, 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. vol. 1, 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b

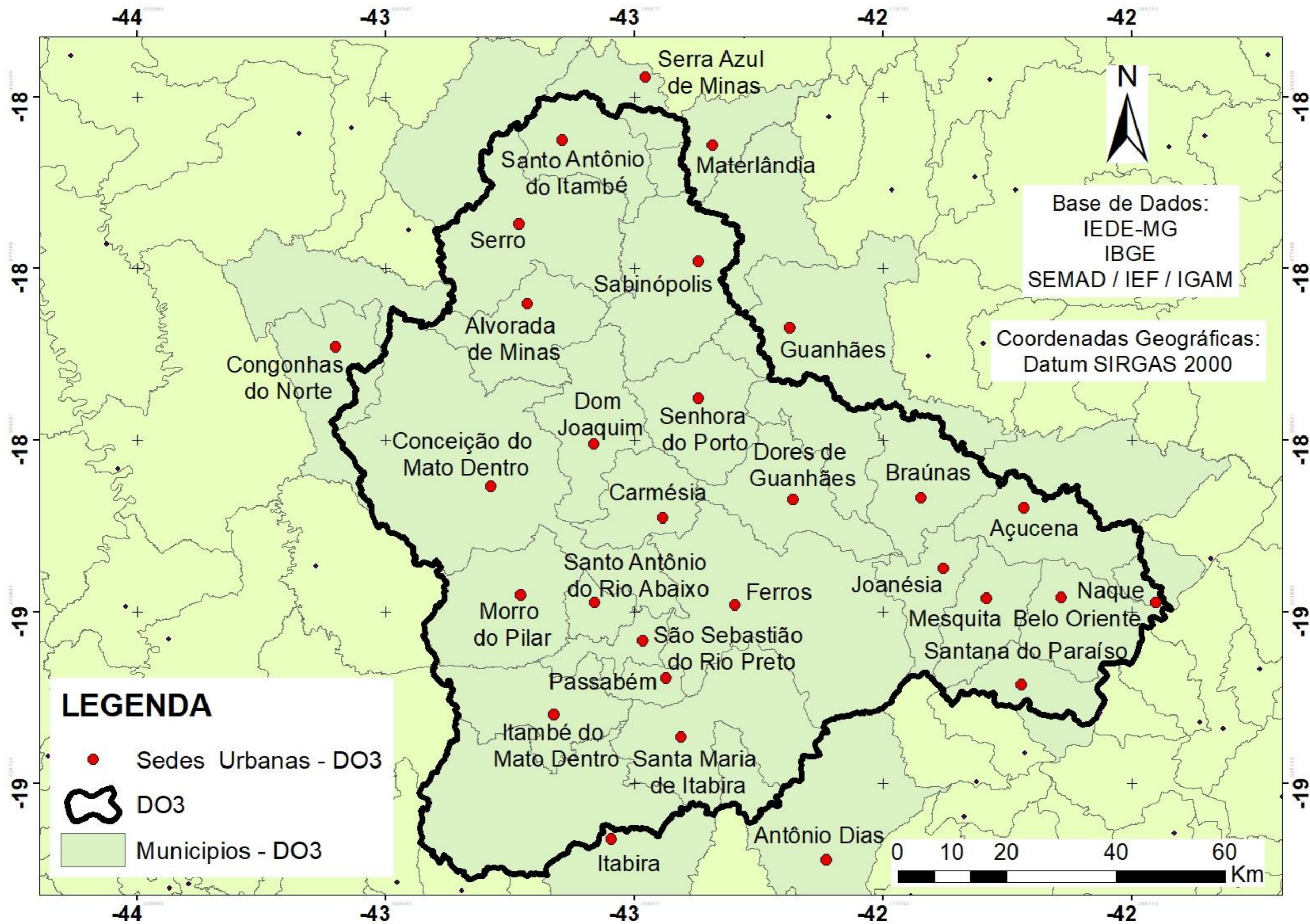
WAN, Rongrong; CAI, Shanshan; LI, Hengpeng; YANG, Guishan, LI, Zhaofu; NIE, Xiaofei. Inferring land use and land cover impact on stream water quality using a Bayesian hierarchical modeling approach in the Xitiaoxi River Watershed, China. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 1-11, jan. 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479713007287>. Acesso em: 28 ago. 2020.

**APÊNDICES**

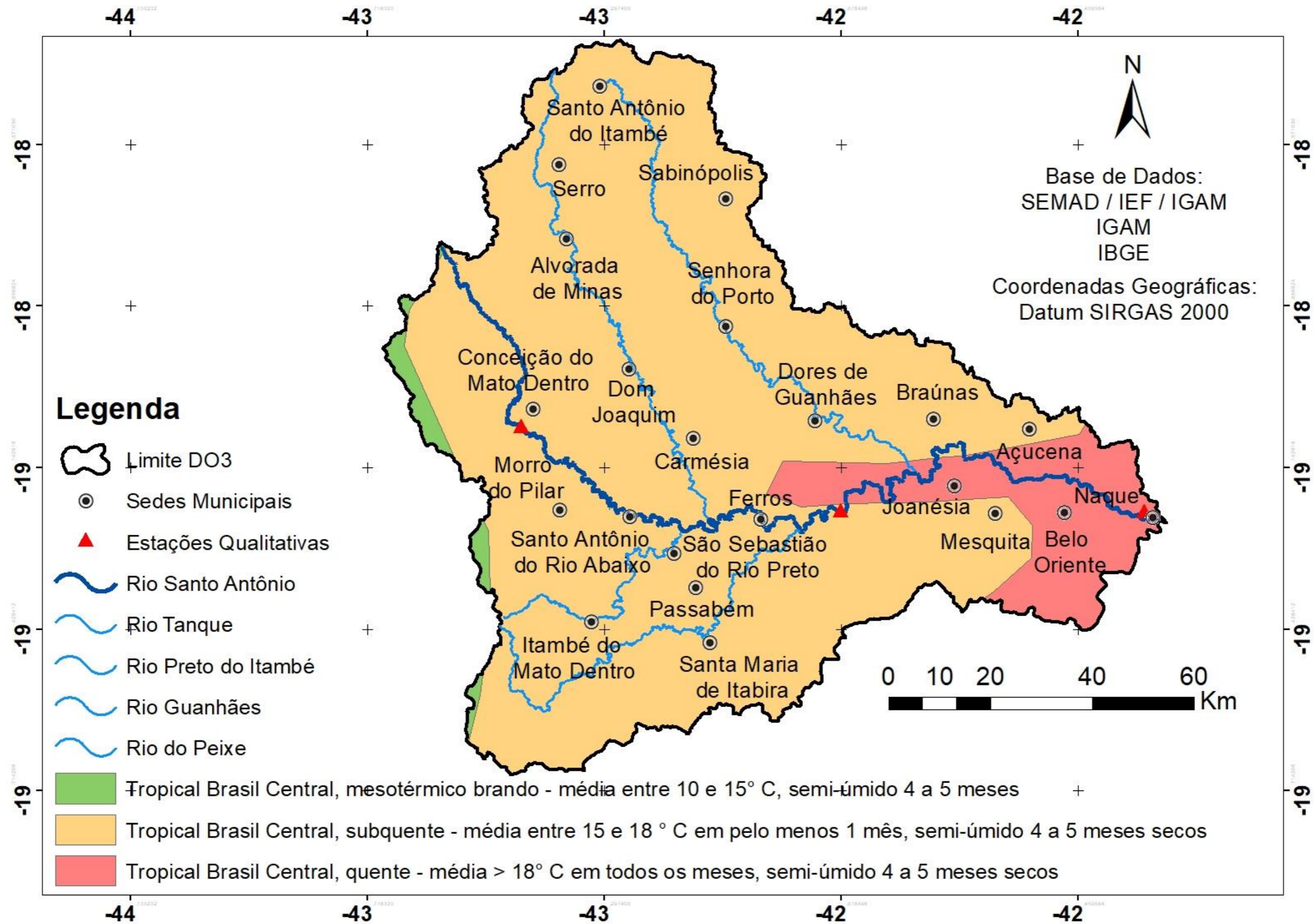
APÊNDICE 1 – Mapa de localização da bacia do rio Santo Antônio



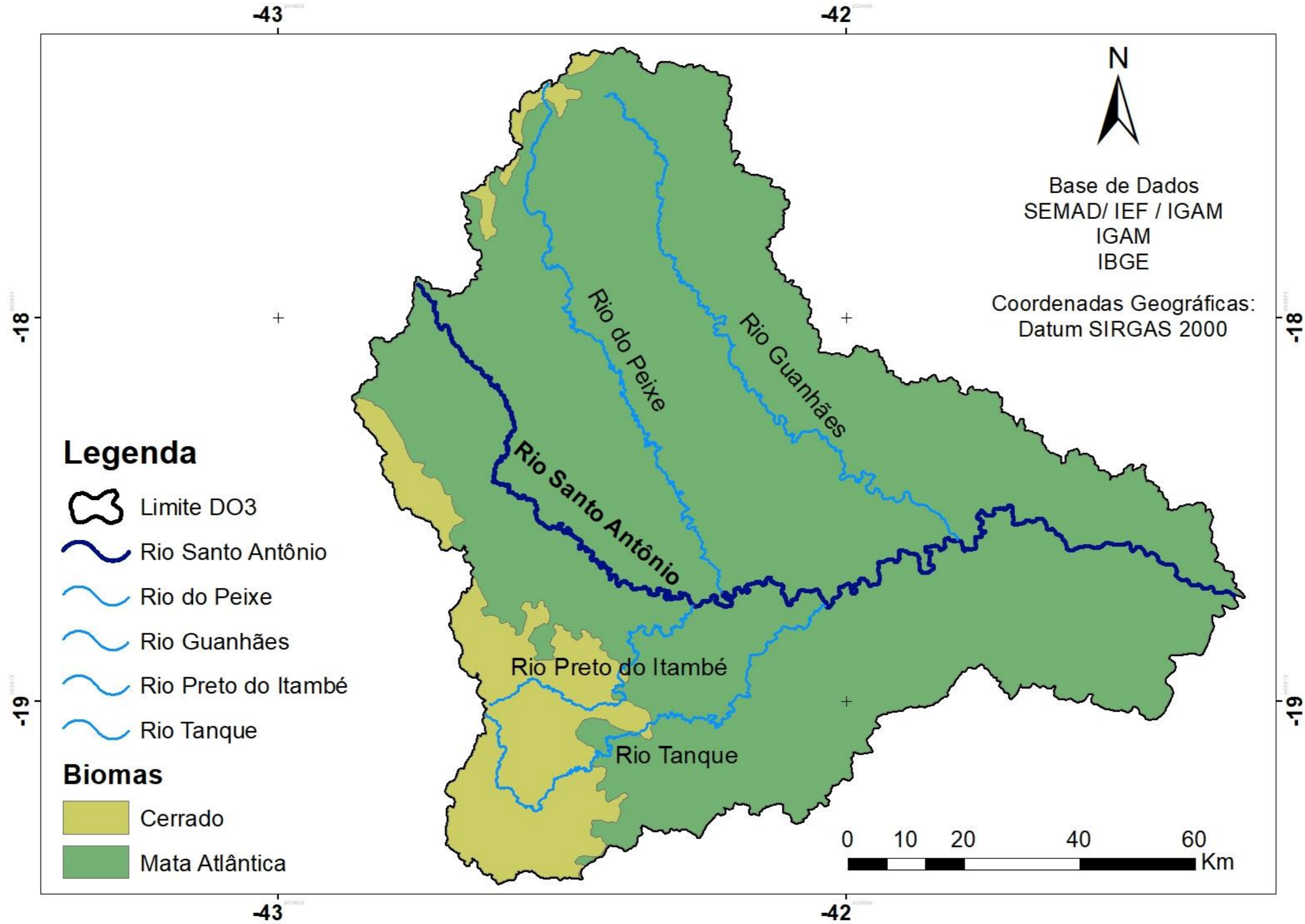
## APÊNDICE 2 - Municípios abrangidos pelo limite da bacia hidrográfica do rio Santo Antônio



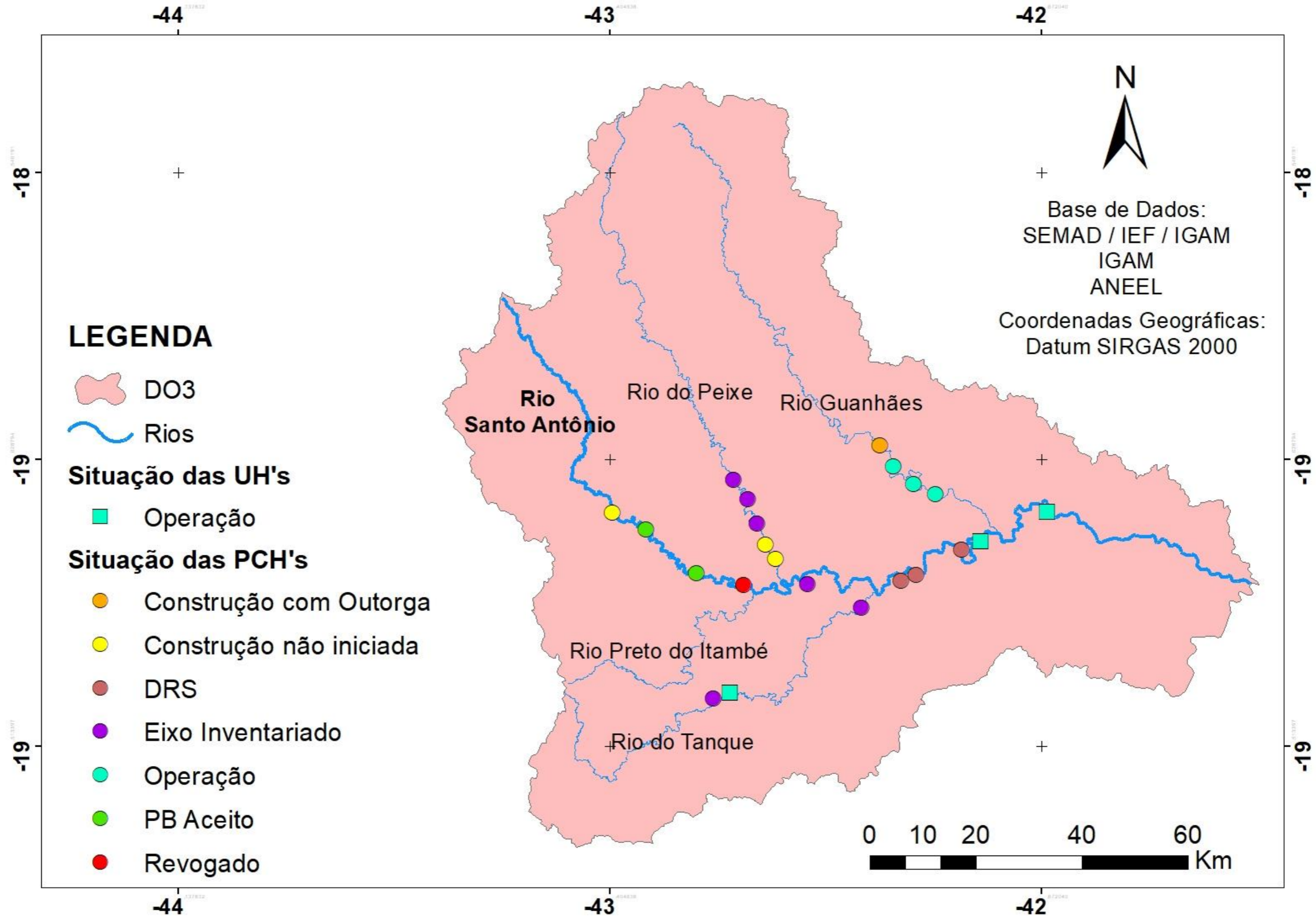
APÊNDICE 3 - Mapa das zonas climáticas da bacia do rio Santo Antônio



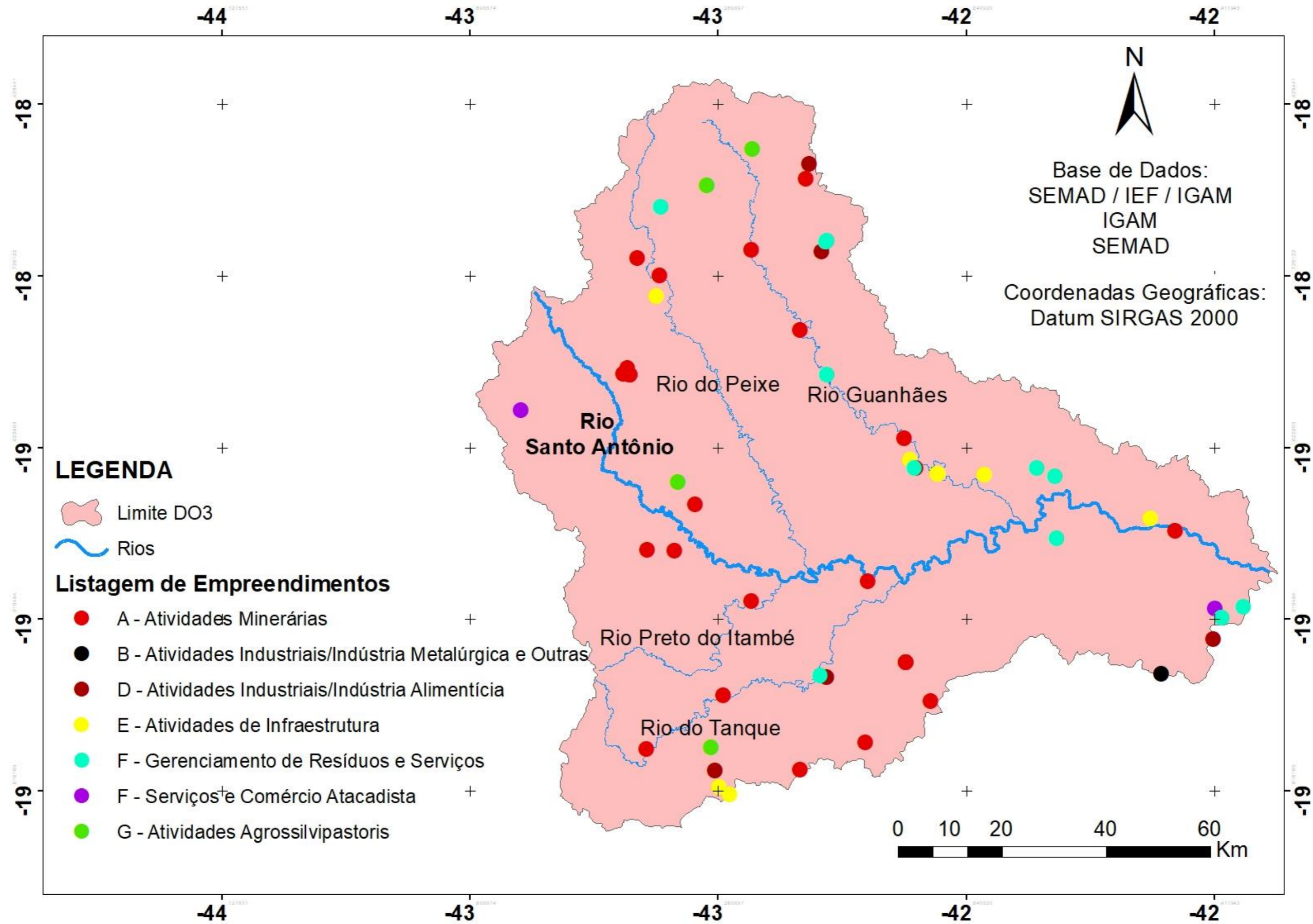
APÊNDICE 4 - Mapa de biomas da bacia do rio Santo Antônio



### APÊNDICE 5 - Mapa da situação dos empreendimentos hidrelétricos da bacia do rio Santo Antônio

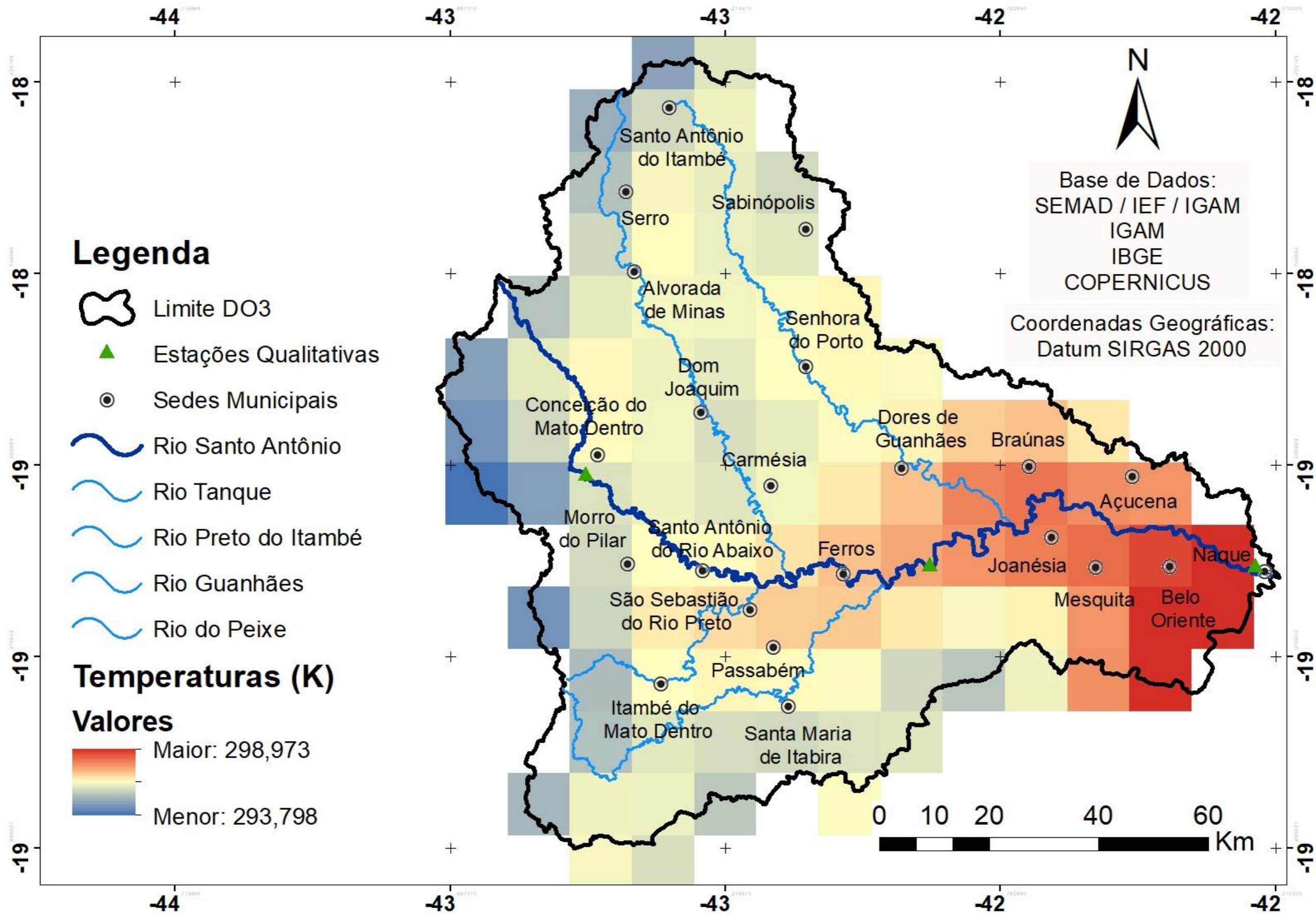


### APÊNDICE 6 - Mapa de empreendimentos da bacia do rio Santo Antônio

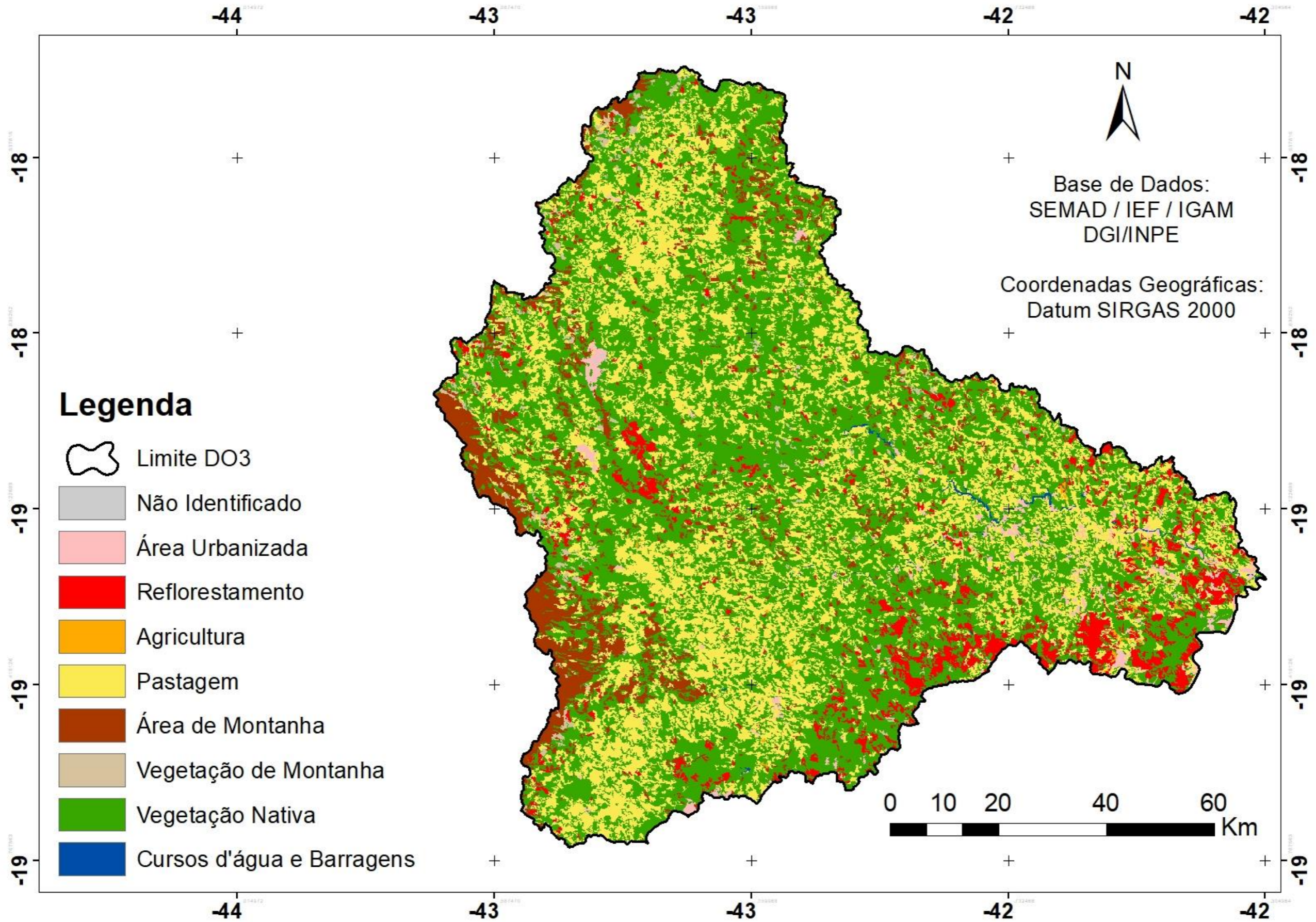




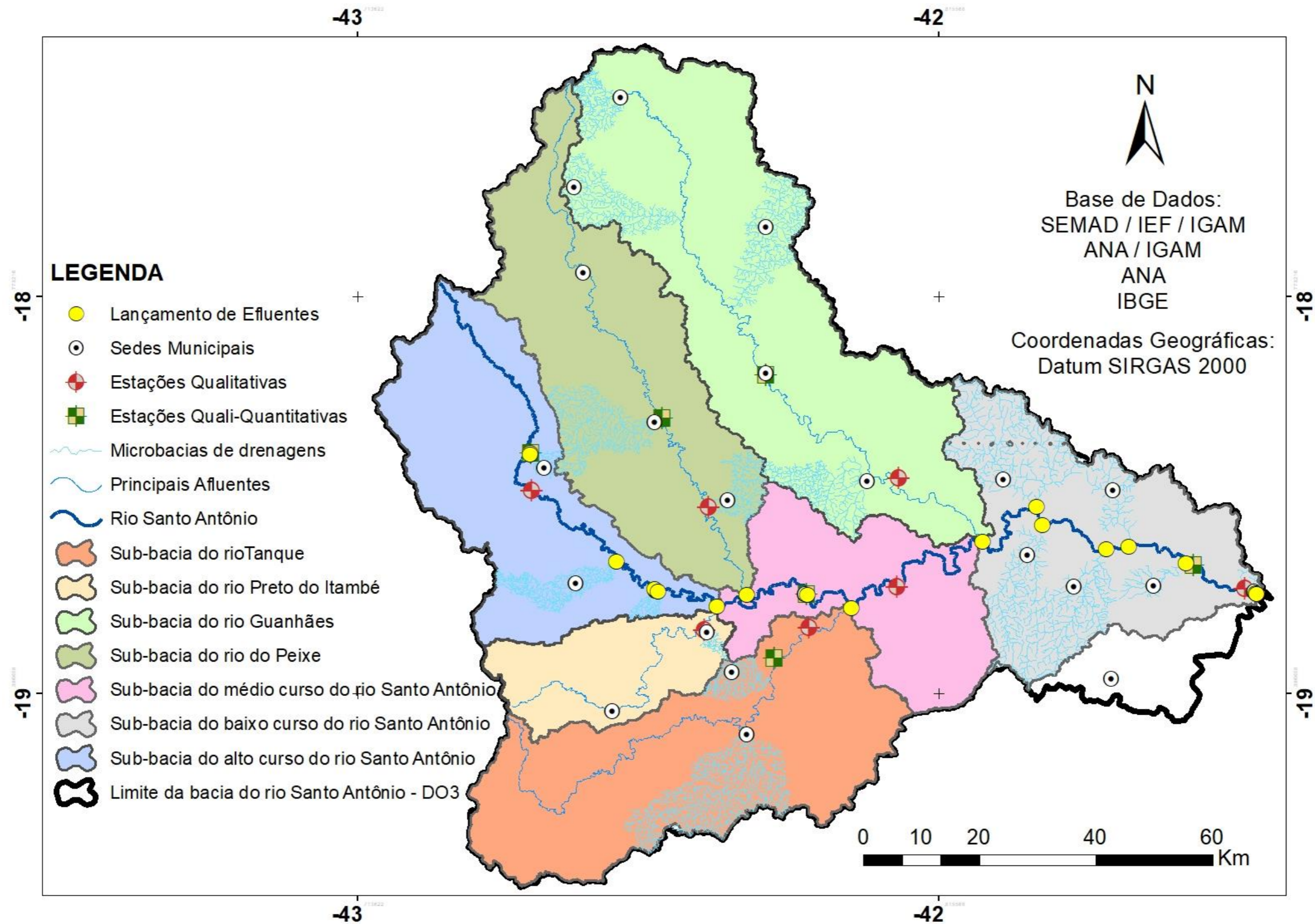
APÊNDICE 7 - Mapa de temperaturas médias, referente aos anos de 2016 e 2018, da bacia do rio Santo Antônio



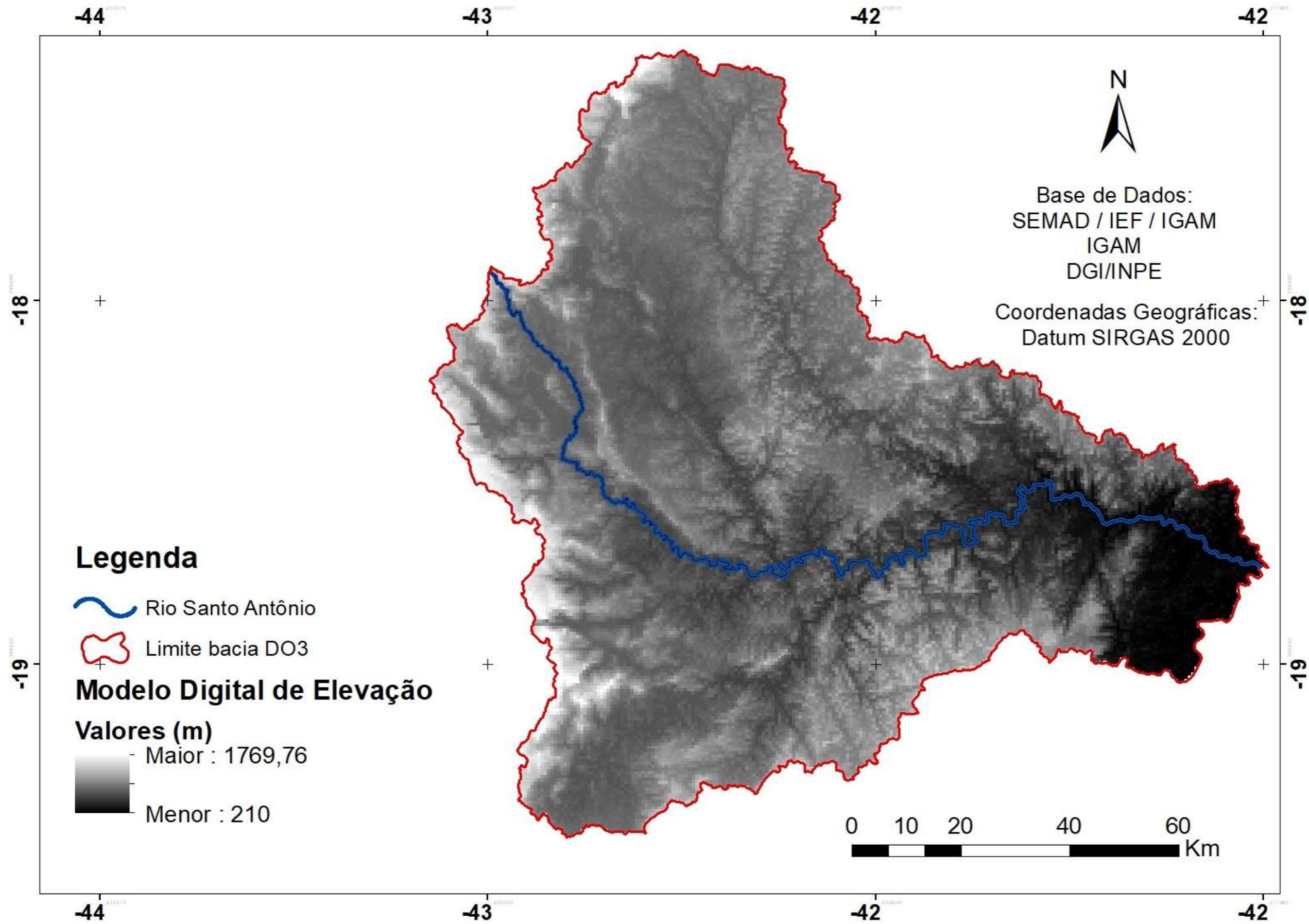
### APÊNDICE 8 - Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do rio Santo Antônio



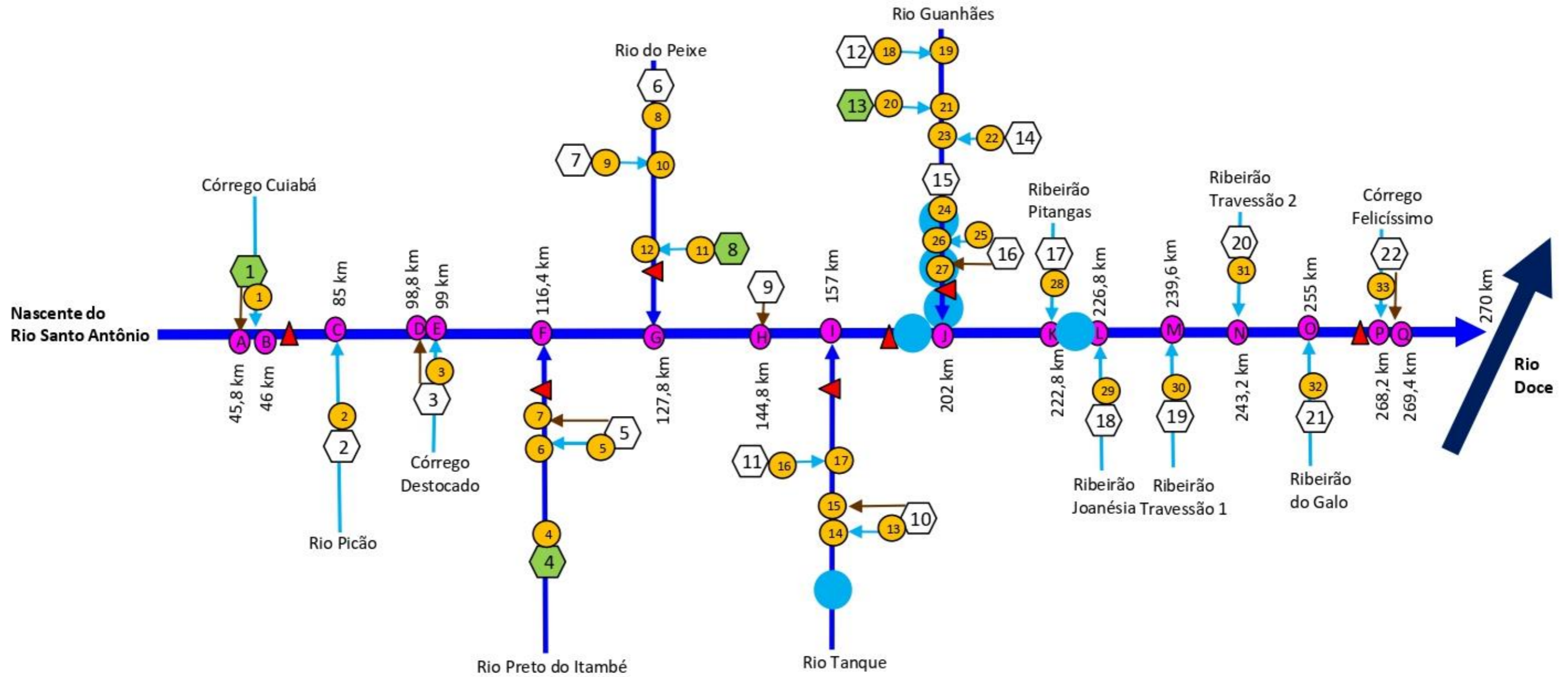
**APÊNDICE 9 - Mapa de localização dos lançamentos de efluentes no rio Santo Antônio com destaque às microbacias de drenagem e localização das estações fluviométricas em cada sub-bacia**



### APÊNDICE 10 - Mapa do modelo digital de elevação elaborado para a bacia do rio Santo Antônio



**APÊNDICE 11 - Diagrama Unifilar do rio Santo Antônio**



LEGENDA:			
	Rio Doce		Sede Municipal (sem tratamento de esgoto)
	Rio Santo Antônio		Sede Municipal (com tratamento de esgoto)
	Principais rios afluentes		Estação de Monitoramento de qualidade da água
	Rios e Córregos Afluentes		Ponto de lançamento de efluentes no rio Santo Antônio
	Efluente Bruto		Ponto de Mistura
	Reservatório de PCH's ou UH's		1 Conceição do Mato Dentro
			2 Morro do Pilar
			3 Santo Antônio do Rio Abaixo
			4 Itambé do Mato Dentro
			5 São Sebastião do Rio Preto
			6 Alvorada de Minas
			7 Dom Joaquim
			8 Carmésia
			9 Ferros
			10 Santa Maria de Itabira
			11 Passabém
			12 Santo Antônio do Itambé
			13 Serro
			14 Sabinópolis
			15 Senhora do Porto
			16 Dolores de Guanhões
			17 Braúnas
			18 Joanésia
			19 Mesquita
			20 Açucena
			21 Belo Oriente
			22 Naque