



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

KÉRLLEN SABRINA VIEIRA MOREIRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA
DO RIO SIRIRI EM SERGIPE, UTILIZANDO O MODELO
QUAL-UFMG**

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2021

KÉRLEN SABRINA VIEIRA MOREIRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO
RIO SIRIRI EM SERGIPE, UTILIZANDO O MODELO QUAL-
UFMG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Recursos Hídricos da Universidade Federal de
Sergipe, como um dos requisitos para obtenção do título
de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Marcus Aurélio Soares Cruz

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2021

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

M838m Moreira, Kérlen Sabrina Vieira
Modelagem da qualidade da água da sub-bacia do rio Siriri em
Sergipe, utilizando o modelo QUAL-UFMG / Kérlen Sabrina Vieira
Moreira ; orientador Marcus Aurélio Soares Cruz. – São Cristóvão,
SE, 2021.
83 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade
Federal de Sergipe, 2021.

1. Recursos hídricos. 2. Água – Qualidade – Medição. 3. Modelos
matemáticos. 4. Métodos de simulação. 5. Bacias hidrográficas –
Sergipe. I. Cruz, Marcus Aurélio Soares, orient. II. Título.

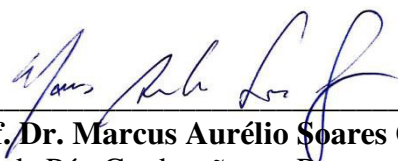
CDU 556.18:004.942(813.7)

KÉRLEN SABRINA VIEIRA MOREIRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO SIRIRI EM
SERGIPE, UTILIZANDO O MODELO QUAL-UFG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Sergipe, como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

APROVADA: 13 de julho de 2021



Prof. Dr. Marcus Aurélio Soares Cruz
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos
Orientador



Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos



Prof. Dr. Ricardo de Aragão
Universidade Federal de Campina Grande

SÃO CRISTÓVÃO - SE

2021

Dedico esse trabalho aos meus pais
Ailton da Silva Moreira e Marinalva Vieira Moreira.

AGRADECIMENTOS

A Deus que me amou primeiro, me deu força e me sustentou em todos os momentos.

Ao meu orientador Marcus Aurélio Soares Cruz, por todo apoio e dedicação profissional, pelo auxílio nas ocasiões mais complicadas, contribuindo para que eu me superasse e crescesse como profissional, e pela compreensão nos mais momentos difíceis, sempre serei grata por isso.

À Universidade Federal de Sergipe, a todos os professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos pelo acolhimento, pela orientação, pela qualidade de ensino, pelas experiências enriquecedoras e pelos momentos de descontração.

À todos os meus colegas de turma, por dividir as angústias e os momentos de felicidade, pelo conhecimento compartilhado, e por todas as conversas na hora do almoço, a pluralidade desse grupo mostra como são especiais.

A todos os amigos que fiz nesses anos, com carinho especial a Érica, Gabrielle e Cristiana, que foram meu ponto de apoio e cuidado em vários momentos, que me acolheram, me ajudaram na adaptação e não deixaram que a distância fosse mais um complicador, por todos os momentos maravilhosos compartilhados, as levarei para sempre.

A todos os meus familiares e amigos, em especial aos meus irmãos Mariana, Lidiane e Maicon, por todo apoio e incentivo, por todas as conversas consoladoras e por não permitirem que eu desistisse.

Aos meus pais Ailton e Marinalva, que são minha base, minha fortaleza, meus maiores incentivadores, que ousaram sonhar comigo e nunca mediram esforços para que alcançasse meus objetivos, vocês são meu orgulho e essa vitória é dedicada a vocês.

A todos que de alguma forma contribuíram para essa conquista, meu agradecimento.

RESUMO

Tendo em vista o avanço dos processos de degradação da qualidade da água em bacias hidrográficas em função do crescimento desordenado, de atividades econômicas e de processos naturais, a modelagem se apresenta como uma alternativa fundamental na gestão dos recursos hídricos. Modelos matemáticos são capazes de antever situações, simular diferentes cenários, considerando fontes de poluição difusas e pontuais. O presente trabalho teve como objetivo modelar a qualidade da água da Sub-Bacia do Rio Siriri aplicando o modelo matemático QUAL-UFMG simulando cenários futuros e buscando evidenciar fontes poluidoras para construir um diagnóstico da bacia. O QUAL-UFMG é um modelo desenvolvido por Von Sperling baseado no modelo QUAL2E, e que possibilita uma simulação rápida e simples de qualidade de águas em rios a partir dos seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total e suas frações, fósforo e suas frações e coliformes termotolerantes. Para tal, foram utilizadas variáveis de qualidade de água para calibração, oriundos de 24 campanhas de amostragem que compreendem o período de outubro de 2014 a setembro de 2016 e que foram analisadas em duas campanhas seco e chuvoso. Além disso, também se utilizou dados de vazão de duas estações fluviométricas disponibilizados pela Agência Nacional das Águas (ANA) para o mesmo período. Os parâmetros modelados foram: oxigênio dissolvido, fósforo total e coliformes termotolerantes. A simulação foi feita considerando a situação da bacia entre 2014 e 2016 com efluente bruto sendo lançado diretamente no curso d'água, e outros três cenários: efluente tratado com tratamento primário convencional, efluente tratado com tratamento secundário convencional, e redução da concentração de fósforo em 30% em função da aplicação de técnicas agropecuárias como o plantio direto. Observou-se entre as variáveis analisadas, valores nas áreas antropizadas que indicam uma maior degradação da qualidade da água, especialmente no ponto 5 que recebe uma carga maior de efluente não tratado. A calibração realizada de forma manual apresentou ajustes satisfatórios entre dados medidos e estimados para os períodos seco e chuvoso em todos os pontos. Os coeficientes cinéticos utilizados demonstraram valores que corroboram com os que encontrados na literatura. Quanto aos cenários simulados, obteve-se para oxigênio dissolvido um acréscimo de cerca de 10% para período chuvoso e de 20% para o seco, alcançando valores próximos a 7mg/l em um dos cenários; para fósforo se atingiu uma atenuação de 27% da carga, com valores inferiores a 0,040 mg/l em quase todos os trechos; coliformes apresentou resultados melhores no período seco, com diminuições da carga orgânica próximo a 30%. Resultados que evidenciam a necessidade de aplicação de tratamento de efluentes na sub-bacia do rio Siriri tanto primário quanto secundário, que ocasionaria reduções significativas de parcelas da carga poluidora presente atualmente na bacia, além de influenciar nas concepções das classes de enquadramento do curso d'água. Quanto ao modelo mostrou-se de fácil manuseio e entendimento, apresentando resultados comprovadamente satisfatórios.

Palavras-chave: Monitoramento. Modelos Matemáticos. Recursos Hídricos.

ABSTRACT

In view of the progress of water quality degradation processes in hydrographic basins due to disorderly growth, economic activities and natural processes, modeling presents itself as a fundamental alternative in the management of water resources. Mathematical models are able to foresee situations, simulate different scenarios, considering diffuse and punctual pollution sources. The present work aimed to model the water quality of the Siriri River Sub-Basin by applying the QUAL-UFGM mathematical model simulating future scenarios and seeking to evidence polluting sources to build a diagnosis of the basin. QUAL-UFGM is a model developed by Von Sperling based on the QUAL2E model, which allows a quick and simple simulation of water quality in rivers based on the following parameters: dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, total nitrogen and its fractions, phosphorus and its fractions and thermotolerant coliforms. To this end, water quality variables were used for calibration, from 24 sampling campaigns covering the period from October 2014 to September 2016 and which were analyzed in two dry and rainy campaigns. In addition, flow data from two fluviometric stations provided by the National Water Agency (ANA) for the same period were also used. The modeled parameters were: dissolved oxygen, total phosphorus and thermotolerant coliforms. The simulation was made considering the situation of the basin between 2014 and 2016 with raw effluent being released directly into the watercourse, and three other scenarios: effluent treated with conventional primary treatment, effluent treated with conventional secondary treatment, and reduction of phosphorus concentration by 30% due to the application of agricultural techniques such as direct planting. Among the analyzed variables, values in anthropized areas were observed that indicate a greater degradation of water quality, especially in point 5, which receives a greater load of untreated effluent. Calibration performed manually showed satisfactory adjustments between measured and estimated data for the dry and rainy periods at all points. The kinetic coefficients used showed values that corroborate those found in the literature. As for the simulated scenarios, there was an increase for dissolved oxygen about 10% for the rainy season and 20% for the dry season, reaching values close to 7mg/l in one of the scenarios; for phosphorus, an attenuation of 27% of the charge was achieved, with values below 0.040 mg/l in almost all stretches; coliforms showed better results in the dry period, with decreases in organic load close to 30%. Results showed the need for the application of effluent treatment in the Siriri River sub-basin, both primary and secondary, which would cause significant reductions in portions of the polluting load currently present in the basin, in addition to influencing the conceptions of the river classification classes. As for the model, it was easy to handle and understand, with demonstrably satisfactory results.

Keywords: Monitoring. Mathematical Models. Water Resources.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Representação do balanço de massa do modelo QUAL2E.....	23
Figura 2 - Representação das inter-relações do modelo QUAL2E.....	24
Figura 3 - Representação das Inter-relações dos parâmetros modelados.....	27
Figura 4 - Localização da sub-bacia do rio Siriri.....	33
Figura 5 - Parcela urbana da área contribuinte da sub-bacia.....	42
Figura 6 - Diagrama unifilar para o período chuvoso.....	50
Figura 7 - Diagrama unifilar para o período seco.....	51
Figura 8 - Calibração para oxigênio dissolvido no período chuvoso.....	56
Figura 9 - Calibração para oxigênio dissolvido no período seco.....	57
Figura 10 - Calibração para fósforo total no período chuvoso.....	58
Figura 11 - Calibração para fósforo total no período seco.....	58
Figura 12 - Calibração para coliformes no período seco.....	60
Figura 13 - Calibração para coliformes no período seco.....	60
Figura 14 - Cenários simulados para oxigênio dissolvido no período chuvoso.....	63
Figura 15 - Cenários simulados para oxigênio dissolvido no período seco.....	64
Figura 16 - Cenários simulados para fósforo total no período chuvoso.....	66
Figura 17 - Cenários simulados para fósforo total no período seco.....	66
Figura 18 - Cenários simulados para coliformes no período chuvoso.....	68
Figura 19 - Cenários simulados para coliformes no período seco.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas dos pontos de coleta.....	29
Tabela 2 - Estatística básica das variáveis de qualidade de água analisadas.....	30
Tabela 3 - Características Hidráulicas.....	44
Tabela 4 - Parâmetros estatísticos analisados.....	56

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Equações da curva-chave.....	35
Quadro 2 - Valores para o consumo per capita de água.....	36
Quadro 3 - Coeficientes médios anuais de exportação de fósforo.....	38
Quadro 4 - Contribuições de fósforo por drenagem fluvial.....	38
Quadro 5. Contribuições de coliformes no esgoto bruto doméstico.....	39
Quadro 6 - Valores usuais de K1 em condições de laboratório.....	40
Quadro 7 - Valores típicos de Kd	40
Quadro 8 - Valores de K2 (d^{-1}) segundo modelos baseados em dados hidráulicos.....	40
Quadro 9 - Valores dos coeficientes do modelo de fósforo em rios.....	42
Quadro 10 - Valores cinéticos de K1.....	47
Quadro 11 - Valores cinéticos de K2.....	48
Quadro 12 - Valores cinéticos de Kd.....	49
Quadro 13 - Valores cinéticos de Fósforo e Coliformes para o período chuvoso.....	50
Quadro 14 - Valores cinéticos de Fósforo e Coliformes para o período seco.....	51

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
C	Coeficiente de retorno
C _m	Concentração a montante (mg/l)
C _e	Concentração do esgoto (mg/l)
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
cm	Centímetro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
d	Dia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
H	Profundidade média
Hab	Habitante
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ITPS	Instituto Tecnológico e Pesquisa do Estado de Sergipe
K ₁	Coeficiente de desoxigenação no laboratório (d ⁻¹)
K ₂	Coeficiente de reaeração (d ⁻¹)
K _b	Coeficiente bacteriano (d ⁻¹)
K _d	Coeficiente de desoxigenação no rio (d ⁻¹)
Kg	Quilograma
Km	Quilômetro
Koi	Coeficiente de conversão de fósforo orgânico a inorgânico (d ⁻¹)
Ks	Coeficiente de remoção de DBO por Sedimentação (d ⁻¹)

Kspo	Coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação (d^{-1})
L/s	Litros por segundo
M	Metros
m ³ /s	Metros cúbicos por segundo
mg/L	Miligramas por litro
mm	Milímetros
NMP	Número Mais Provável
NSE	Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe
OD	Oxigênio Dissolvido
ph	Potencial hidrogeniônico
P _{tot}	Fósforo Total
q	Consumo per capita
Q	Vazão (m ³ /s)
Q _e	Vazão do esgoto (m ³ /s)
Q _m	Vazão a montante (m ³ /s)
QUAL2E	Modelos aprimorados de qualidade de água de riachos
QUAL-UFMG	Modelo de Qualidade de Águas baseado na QUAL2E
R ²	Coeficiente de Determinação
Spinorg	Coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo
UNT	Unidades nefelométricas de turbidez
USEPA US	Environmental Protection Agency
v	Velocidade (m/s)
WASP	Programa de Simulação de Análise de Água

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
3.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA	17
3.2 MODELOS MATEMÁTICOS.....	18
3.3 QUAL2E	21
3.4 QUAL-UFMG.....	24
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	32
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
4.2 APLICAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG.....	33
4.2.1 Obtenção dos dados de entrada.....	33
4.2.1.1 <i>Variáveis de qualidade de água</i>	33
4.2.1.2 <i>Análise Descritiva dos variáveis monitoradas</i>	35
4.2.1.3 <i>Vazão</i>	38
4.2.1.4 <i>Dados Hidráulicos</i>	39
4.2.1.5 <i>Estimativa das vazões e cargas incrementais</i>	40
4.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	44
4.4 SIMULAÇÃO DOS CENÁRIOS.....	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	49
5.1 CARACTERÍSTICAS HIDRAÚLICAS.....	49
5.2 CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	52
5.2.1 Parâmetros Cinéticos.....	52
5.2.1.1 <i>Coeficiente de Desoxigenação (K1)</i>	52
5.2.1.2 <i>Coeficiente de Reação (K2)</i>	53
5.2.1.3 <i>Coeficiente de Decomposição (Kd)</i>	54
5.2.1.4 <i>Parâmetros cinéticos de fósforo e coliformes</i>	55
5.2.2 Parâmetros de Qualidade.....	56
5.2.2.1 <i>Oxigênio Dissolvido (OD)</i>	56
5.2.2.2 <i>Fósforo Total</i>	58
5.2.2.3 <i>Coliformes Termotolerantes</i>	59

5.2.3 Análise Estatística.....	61
5.3 SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS.....	62
5.3.1 Oxigênio Dissolvido (OD).....	63
5.3.2 Fósforo Total.....	65
5.3.3 Coliformes Termotolerantes.....	68
6 CONCLUSÕES.....	70
REFERÊNCIAS.....	73

1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade da água, quantidade e qualidade, é indispensável para a sobrevivência das espécies e desenvolvimento de atividades econômicas, sendo considerada como um fator limitante para o crescimento de uma região (LUZ, TOMAZONI e POKRYWIECKI, 2019).

O conseqüente avanço da urbanização vem interferindo na qualidade desse recurso natural, com a disposição de efluentes de forma inadequada e sem tratamento nos cursos d'água, aumentando a concentração da matéria orgânica, de nutrientes e de substâncias tóxicas no meio, e tornando-se uma preocupação relevante para gestores e planejadores urbanos (SALLA *et al.*, 2013; ORSSATTO, 2008).

Uso, ocupação e manejo do solo em uma bacia hidrográfica interferem na qualidade da água do corpo hídrico, uma vez que influenciam no ciclo hidrológico e na dinâmica do escoamento superficial e subterrâneo, ocasionando diferentes graus de resistência às ações dos agentes externos, e processos que modelam a sua morfologia (PINTO; OLIVEIRA; PEREIRA, 2010).

É importante ressaltar que a qualidade da água superficial não está associada somente às atividades antrópicas como urbanização, atividades industriais e agrícolas, mas também em função de fatores naturais tais como fisiografia da bacia, erosão do solo, precipitação e clima, podendo variar espacial e sazonalmente (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016). Portanto, faz-se necessário monitorar os parâmetros de qualidade nos corpos hídricos, observando as especificidades de cada bacia hidrográfica que fornecem água para a população para os mais diversos usos (ROCHA; PEREIRA, 2016).

Diante dessa premissa, a modelagem se apresenta como uma estratégia bastante importante para avaliar a condição atual do corpo hídrico, assim como antever situações e cenários patogênicos, para subsidiar a gestão desse recurso e proporcionar a elaboração de ações e programas para equacionar o problema (LIMA; MAMEDE; NETO, 2018; KNAPIK, 2009).

A modelagem pode ser descrita como uma representação da realidade ou uma tradução simplificada e generalizada do que se apresenta como as características mais importantes de uma situação do mundo real, ou como uma abstração da realidade utilizada para se obter clareza conceitual – limitar a variedade e complexidade do mundo real a um nível que se pode entender e representar (VON SPERLING, 2007).

Modelos ambientais de qualidade da água objetivam representar a realidade de um fenômeno de interesse, através de padrões constatados ou medidos, de maneira a determinar a concentração máxima de lançamento de matéria orgânica, simulando as substâncias que podem estar dissolvidas, ou em suspensão, ao longo da coluna d'água (VON SPERLING, 2007; BATISTA; CABRAL, 2017).

Dentro deste contexto, modelos são utilizados para prever situações reais e auxiliar na tomada de decisão, como o QUAL2E desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – UESPA) capaz de simular diferentes cenários de desenvolvimento na bacia, considerando tanto fontes pontuais como difusas de poluição, sendo utilizado em estado estacionário ou dinâmico (REIS, 2009).

Tomando como base o QUAL2E, o pesquisador Von Sperling (2007) desenvolveu o modelo QUAL-UFMG, saindo da linguagem computacional através de equações implementadas na plataforma Microsoft Excel, de fácil utilização e com uma simulação simples, rápida e clara (LIMA; MAMEDE; NETO, 2018; TEODORO *et al.*, 2013).

Esse modelo matemático possibilita a simulação rápida e simples do oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total e suas frações, fósforo e suas frações e coliformes termotolerantes (PASSOS, 2012).

Considerando a modelagem matemática como uma ferramenta importante no gerenciamento de recursos hídricos, e que a sub-bacia do Rio Siriri caracterizada pela diversidade de uso e ocupação do solo, bem como pastagem, pecuária, o cultivo de cana-de-açúcar e capim de corte, centros urbanos, extração de petróleo e exploração mineral, vêm sofrendo com degradações ao longo dos anos em função de atividades antropogênicas, principalmente pelo lançamento de efluentes sanitários, justifica-se o estudo de qualidade de água da bacia, a partir da aplicação do modelo QUAL-UFMG, utilizando variáveis de qualidade de água, simulando cenários futuros que englobam tratamentos de esgoto primário e secundário, de forma a analisar os impactos desse prognóstico, como a alteração da qualidade de água da sub-bacia do Siriri e os efeitos das aplicações desses cenários.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Modelar a qualidade da água da Sub-bacia do Rio Siriri aplicando o modelo matemático QUAL-UFMG, simulando cenários futuros que possibilitem evidenciar fontes poluidoras, os efeitos da aplicação de tratamentos de esgoto, e o diagnóstico final da bacia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Caracterizar a qualidade da água no rio Siriri a partir de análises estatísticas dos parâmetros de monitoramento;
- b) Calibrar o modelo QUAL-UFMG possibilitando a simulação das variáveis;
- c) Simular a qualidade da água em função dos cenários pré-propostos;
- d) Realizar o diagnóstico final da situação da bacia.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA

Os recursos hídricos são indispensáveis para a subsistência de todos os seres vivos, assim como são essenciais para o equilíbrio dos ecossistemas e para atividades econômicas, constituindo-se como um dos mais importantes recursos naturais (GOMES *et al.*, 2018).

Contudo, a sua qualidade está comprometida devido ao uso indiscriminado e o desperdício, pelo lançamento continuado de esgotos residenciais, de efluentes das indústrias, de agrotóxicos e rejeitos da agricultura e pecuária, assim como de poluentes de outras atividades antrópicas, que, direta ou indiretamente, provocam alterações nas características, na estrutura e no funcionamento dos sistemas hídricos, afetando também a sua disponibilidade (SILVA; FARIA; MOURA, 2017).

Diante dessa premissa se faz necessário monitorar o corpo hídrico, buscando obter informações sobre a qualidade da água, que posteriormente podem ser utilizadas para subsidiar a gestão de recursos hídricos e a tomada de decisões (PERIN, 2013).

Esse monitoramento pode ser realizado a partir da análise dos parâmetros físico-químicos da água, observando valores e orientações da legislação vigente, como a resolução nº 430 (BRASIL, 2011) que dispõe sobre padrões e condições de lançamento de efluentes, complementando a Resolução nº 357 /2005 (BRASIL, 2005) do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (PERIN, 2013).

De acordo com Metze *et al.* (2017) novas tecnologias de monitoramento de água vem surgindo, e podem levar a inovações em estruturas regulatórias que podem incluir medidas com base nas combinações de compostos químicos e nos efeitos de suas propriedades ecológicas em um corpo hídrico.

Uma forma eficaz de avaliar os impactos do lançamento de poluentes nos corpos hídricos, bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controles ambientais, é através da utilização de modelos de qualidade das águas, que podem ser inseridos em sistemas integrados de suporte à decisão e apoio ao planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica (SILVA; FARIA; MOURA, 2017).

3.2 MODELOS MATEMÁTICOS

Segundo Perin (2013) os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em um sistema, transcrevendo-os para um conjunto de equações matemáticas. Tais modelos começaram a ser desenvolvidos no início do século XX e foram se aprimorando ao passar dos anos, desde os conceitos básicos de equilíbrio de massa, até o uso atual de softwares de computador (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013; COX, 2003).

Segundo Zieminska e Skrzypski (2012) um modelo pode ser usado para prever a qualidade da água, simulando o comportamento do meio aquático, levando em conta as mudanças que afetam os parâmetros de qualidade ou mudanças em sua intensidade.

O modelo de Street-Phelps criado em 1925, é o pioneiro no estudo de qualidade de água, com objetivo de simular o comportamento do oxigênio dissolvido em um corpo receptor após receber uma carga poluente, através de equações matemáticas (PERIN, 2013). A

simulação de oxigênio dissolvido (OD) é realizada por meio do princípio da cinética, baseada em dois fenômenos: a desoxigenação e a reaeração, a partir de duas equações diferenciais ordinárias que modela ambos (TONOM, 2014; BEZERRA; MENDONÇA; FRISCHKORN, 2008).

A reaeração vai depender do grau de agitação ao qual a massa de água está exposta, fato não considerado pelo modelo, entre outros fatores como: velocidade de deslocamento da água, a profundidade do canal, acidentes topográficos, ação do vento, entre outros (DELLOSSO, 2009).

Desde então, mais de noventa anos se passaram e a abordagem básica para modelar a qualidade da água superficial não se alterou, uma vez que todos os modelos baseiam-se em dois princípios básicos, ou seja, a conservação da massa e energia, utilizando equações diferenciais ordinárias e parciais para descrever a dinâmica de fenômenos que ocorrem nas águas superficiais associadas à propagação de vários poluentes (ZIEMINSKA; SKRZYPSKI, 2012).

Os modelos podem ser classificados de diferentes maneiras, de acordo com sua estruturação básica e seus objetivos, como demonstrado a seguir:

- Modelo distribuído ou concentrado: modelos distribuídos são aqueles quando suas variáveis e parâmetros são funções contínuas do espaço e/ou tempo; e é dito concentrado quando não leva em consideração a variabilidade espacial da bacia (TUCCI, 1998).
- Modelo estacionário ou modelo dinâmico: os modelos dinâmicos são utilizados para representar as variações que ocorrem em um corpo d' água, quando se incorpora a variabilidade temporal e espacial; os modelos estacionários, também chamados de permanentes, são aqueles onde se admite que todas as variáveis são constantes no tempo (VON SPERLING, 2014).
- Modelo estocástico ou determinístico: modelos estocásticos introduzem a probabilidade na formulação do modelo, e incorporam incertezas nas medições, parâmetros e variáveis; os modelos determinísticos por sua vez, buscam a representação do comportamento do sistema (TUCCI, 1987).

- Segundo Wrobel *et al.*, (1989) modelos unidimensionais simulam fenômenos considerando apenas uma dimensão no espaço; bidimensionais simulam os processos preterindo uma das direções, podendo ser bidimensionais no plano e no perfil, onde o primeiro considera as direções longitudinal e transversal e o segundo considera as direções longitudinal e vertical; e os modelos tridimensionais retratam todas as direções.
- Conceitual ou Empírico: modelos conceituais consideram os conceitos físicos relacionados aos processos hidrológicos; os empíricos são fundamentados em análises estatísticas, como métodos de correlação e análise de regressão e usam funções que não tenham relação com os processos físicos envolvidos e (SANTOS, 2009).

A seleção adequada do modelo utilizado na determinação da qualidade da água dependerá dos dados disponíveis e do tipo de problema a ser considerado, e influencia diretamente no resultado da modelagem (FERRER *et al.*, 2012). Os principais modelos utilizados atualmente na modelagem da qualidade da água de rios são: WASP, Daflow, Mike 11, QUAL2E e QUAL-UFGM.

O *Water Analysis Simulation Program* (WASP) é um modelo de simulação de qualidade da água de mistura completa que avalia o fluxo e efluxo no corpo hídrico, foi desenvolvido para funcionar em 1, 2 ou 3 dimensões para avaliar o destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos. O WASP é baseado em um conjunto de equações que tentam descrever todos os mecanismos relevantes em um corpo d'água, sendo flexível a modo de descrever os processos cinéticos de dispersão e advecção suas entradas, processos de transporte e morfologia geofísica. As cargas pontuais e difusas são retratadas no modelo através da integração com modelos hidrodinâmicos e de transporte de sedimentos. Os constituintes modelados são: OD, DBO, nitrogênio, fósforo, algas, produtos químicos orgânicos, metais, mercúrio, agentes patogênicos e temperatura. O módulo toxi também avalia a cinética de substâncias tóxicas (MOSES *et al.*, 2016; MARTINS, 2015; PAULA, 2011).

O DAFLOW modelo unidimensional que simula em regime não permanente de rios bem misturados. O modelo não admite afluxos laterais ao longo da calha do rio e usa equações de continuidade da massa e do momento unidimensional, utilizando também um sistema de diferenças finitas na resolução das equações. O DAFLOW aproxima as vazões

variáveis no curso para regime permanente, transformando-as em fluxo crescente/decrecente uniforme. Este modelo foi planejado para modelar o fluxo em sistemas com maior declividade, simulando o destino e o movimento dos parâmetros dissolvidos em rios (MARTINS, 2015).

O modelo MIKE 11 é destinado à modelagem hidráulico-hidrológica, foi desenvolvido para modelar as variações na descarga e nível da água em rios, assim como as entradas e saídas através das condições de contorno do rio, simula também qualidade de água, transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação e outros corpos d'água continentais. É composto por vários módulos nomeadamente chuva-vazão, hidrodinâmico, advecção-dispersão que em alguns casos podem ser utilizados em combinação. O módulo chuva-vazão é um modelo determinístico, conceitual e simples, representando a fase terrestre do ciclo hidrológico. Em se tratando da modelagem de rios, no módulo hidrodinâmico, o modelo é unidimensional e não permanente, permitindo a simulação em fluxos dinâmicos em redes ramificadas, baseada na formulação das equações de Saint-Venant e possibilita uma aproximação versátil e abrangente. As principais aplicações são: análise de riscos de inundação; previsão de inundação de tempo real; previsão de qualidade de água e rastreamento de poluente; avaliação de qualidade de água em rios, reservatórios e áreas alagadas; transporte de sedimentos e morfologia de rio e integração da água superficial e subterrânea. Os parâmetros de qualidade de água simulados são OD, DBO (com demanda bentônica), coliformes, fósforo, nitrogênio, organismos aquáticos (fitoplâncton e zooplâncton) e metais (DOULGERIS, 2012; LUCAS *et al.*, 2011; WEINBERG, 2018).

O QUAL-2E é um modelo unidimensional de estado permanente, utilizado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e difusas na qualidade da água de rios. É amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil (WEINBERG, 2018).

3.3 QUAL2E

O modelo QUAL2E desenvolvido e lançado pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) em 1985, é um dos mais citados na literatura, devido a sua elevada popularidade e aplicabilidade (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

É um modelo unidimensional utilizado em estado estacionário ou dinâmico. Em estado estacionário, o modelo é usado para avaliar o impacto do lançamento de uma carga

poluente no corpo receptor. Em contrapartida, dinamicamente o modelo permite determinar as variações dos dados meteorológicos e das mudanças da concentração de oxigênio dissolvido e, conseqüentemente, os efeitos sobre a qualidade da água em análise (PALMIERI; CARVALHO, 2006).

O QUAL2E é um modelo versátil, disponível como software de uso livre que permite a simulação de até 15 constituintes da qualidade da água em qualquer combinação desejada pelo usuário, sendo eles: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, algas, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, uma substância arbitrária não conservativa e três conservativas. Substâncias conservativas são aquelas que não reagem com outras, não sofrem alterações por processos químicos, físicos e biológicos, e apenas diminuem sua concentração no ambiente aquático por meio de processos físicos de diluição e transporte (FRASSON, 2013; RYU *et al.*, 2016).

No seu protótipo, o modelo permite múltiplas descargas de resíduos, abstrações, afluentes e influxos não pontuais aplicáveis a fluxos tributários e entradas incrementais (BABBAR, 2014).

A aplicabilidade do modelo é restrita para valores constantes de velocidade de fluxo do curso hídrico e vazão de lançamento da carga poluente, assumindo que advecção e dispersão são significativas apenas ao longo da direção do fluxo (PALMIERI; CARVALHO, 2006; MCAVOY *et al.*, 2003; NOH; CHOI; LEE, 2014).

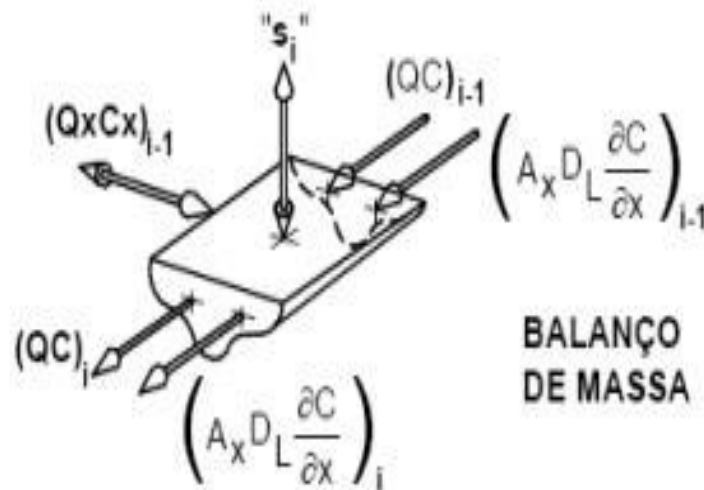
O modelo QUAL2E resolve numericamente o sistema de equações diferenciais envolvendo OD e DBO por diferenças finitas usando os dados de entrada, e também possui a capacidade de realizar uma análise de incerteza (MCAVOY *et al.*, 2003). A modelagem é efetuada com base em equações que representam o processo de escoamento e o transporte de massa, indicando a variação da concentração da variável simulada (KNAPIK *et al.*, 2009). Equação básica do balanço de massa de transporte do modelo, com respeito a tempo e espaço é dado na Equação 1:

$$V \frac{\partial c}{\partial t} = \partial \left(Ax D_L \frac{\partial c}{\partial x} \right) dx - \frac{\partial (Ax U c)}{\partial x} dx + V \frac{dc}{dt} \pm Fe \quad (1)$$

Em que: V = volume; c = concentração da variável; Ax = área da seção transversal; D_L = coeficiente de dispersão longitudinal; U = velocidade média do escoamento; Fe = fontes externas.

A figura 1 apresenta a representação esquemática do balanço de massa do modelo QUAL2E. O termo dC/dt retrata os processos físicos, biológicos e químicos que ocorrem em um rio, demonstrando as transformações dos parâmetros independente dos processos de advecção e dispersão (KNAPIK; BASSANESI; FERNANDES, 2009).

Figura 1 – Representação do balanço de massa do modelo QUAL2E.



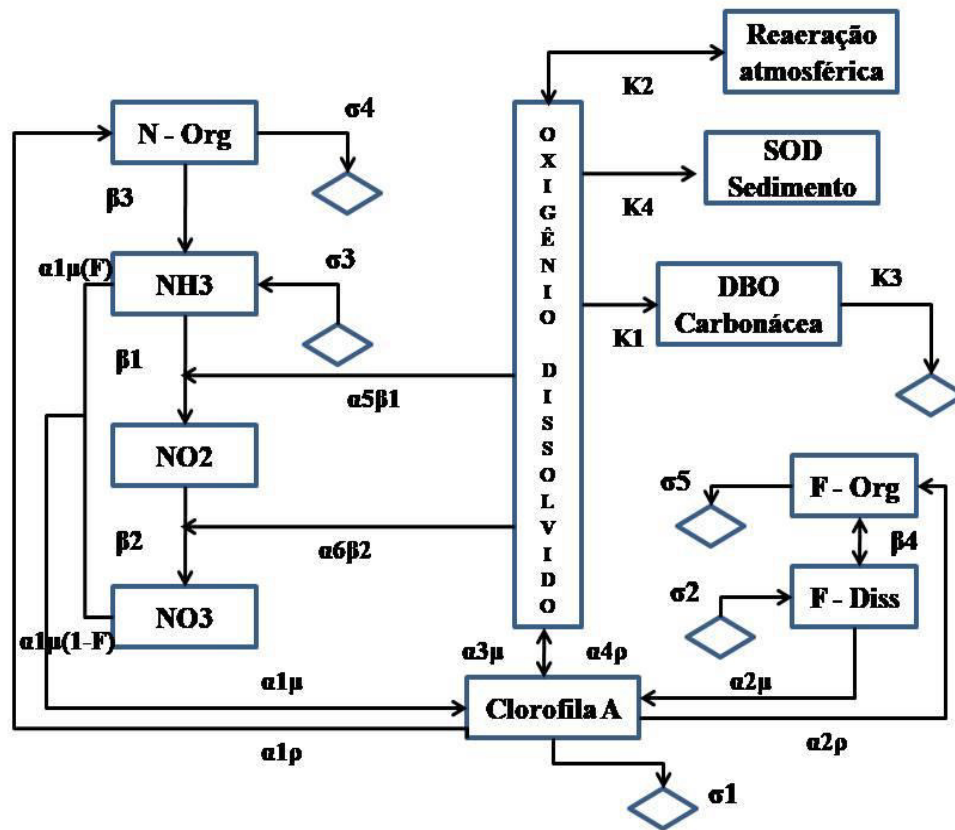
Fonte: Knapik, Bassanesi e Fernandes (2009).

A figura 2 apresentada abaixo demonstra a representação das inter-relações entre os ciclos dos parâmetros modelados pelo QUAL2E. Nela, destaca-se os coeficientes F , K , α , β , σ , ρ e μ que retratam as taxas nas quais ocorrem a conversão de nitrogênio de sua forma orgânica para as inorgânicas (amônia, nitrito e nitrato), reações de sedimentação e estabilização da matéria orgânica, reaeração atmosférica, fotossíntese de algas e decaimento de fósforo (KNAPIK; BASSANESI; FERNANDES, 2009).

Os dados meteorológicos são necessários para simular alterações na qualidade da água dentro do fluxo usando QUAL2E, a quantidade de biomassa de algas é simulada usando radiação solar e duração (RYU *et al.*, 2016).

É importante salientar que o modelo é limitado a simulações em períodos de tempo em que o fluxo é constante, e desconsidera a morte de algas como um fator de acréscimo da concentração de DBO no corpo receptor, o que restringe sua aplicabilidade (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013). No entanto, segundo Babbar (2014) o modelo se estabeleceu como um dos mais completos em relação à qualidade de água, principalmente em relação à tomada de decisão política.

Figura 2 - Representação das inter-relações do modelo QUAL2E.



Fonte: Adaptado de RYU *et al.*, (2016).

3.4 QUAL-UFMG

O modelo QUAL-UFMG desenvolvido pelo pesquisador Von Sperling (2007) possibilita a modelagem da qualidade da água de rios, baseando-se nas características do modelo QUAL2E, elaborado pela USEPA, saindo da condição de linguagem computacional para a plataforma em Excel (PASSOS, 2012; LIMA; MAMEDE; NETO, 2018).

O modelo é unidimensional, adequado á rios com baixas vazões e com escoamentos em regime permanente. Engloba fenômenos envolvidos no balanço de oxigênio dissolvido, simulando-os em condições de anaerobiose, incluindo o consumo de oxigênio dissolvido pela nitrificação, as cargas externas e internas sem vazão, assim como a sedimentação da matéria orgânica (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

De acordo com Teodoro *et al.* (2013) o modelo proporciona uma simulação rápida e simples, de melhor clareza em cada etapa da modelagem, para os seguintes parâmetros:

oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total e suas frações, fósforo e suas frações e coliformes termotolerantes.

A estrutura é muito parecida com o modelo QUAL2E, mas apresenta algumas simplificações (GUEDES, 2009):

- Integração numérica pelo método de Euler;
- Desconsideração da dispersão longitudinal;
- Considera-se a mesma seção transversal ao longo do escoamento, o modelo original adota a seção retangular;
- A simulação da demanda bioquímica de oxigênio não contempla a anaerobiose;
- Não inclusão da modelagem das algas em todas suas inter-relações, por se tratar de um processo complexo, onde a determinação dos coeficientes é dificultosa.

Essas alterações foram feitas para simplificar o modelo e torná-lo mais acessível, facilitando sua execução (PERIN, 2013).

Segundo Von Sperling (2007) os dados de entrada necessários para o modelo são:

- Vazão do rio, a montante do lançamento (Q_r);
- Vazão de esgotos (Q_e);
- Oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento (OD_r);
- Oxigênio dissolvido no esgoto (OD_e);
- DBO5 no rio, a montante do lançamento (DBO_r);
- DBO5 no esgoto (DBO_e);
- Coeficiente de desoxigenação (K_1) e coeficiente de decomposição (K_d);
- Coeficiente de reaeração (K_2);
- Velocidade de percurso do rio (v);
- Tempo de percurso (t);
- Temperatura do líquido (T);
- Concentração de saturação de OD (C_s);
- Fósforo orgânico do rio ($Forgr$);
- Fósforo inorgânico do rio ($Finorgr$);
- Coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação (K_{spo});
- Coeficiente de conversão de fósforo orgânico a inorgânico (K_{oi});

- Coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (Spinorg);
- Nitrogênio orgânico do rio (Norgr);
- Amônia-N do rio (Namon);
- Nitrito-N do rio (Nnitrit);
- Nitrato-N do rio (Nnitrat);
- Coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação (Kso);
- Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (Koa);
- Coeficiente de conversão da amônia a nitrito (Kan);
- Coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (Knn);
- Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo (Snamon);
- Coliformes no rio (Colif);
- Coeficiente de decaimento bacteriano (Kb).

O modelo utiliza a interface do Excel para entrada dos dados, simulação do modelo, e apresentação dos dados de saída. É subdividido em quatro planilhas, sendo elas:

1^a- Fórmulas Coefic - Planilha que possui todas as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem do rio, e os valores usuais dos coeficientes utilizados nas equações;

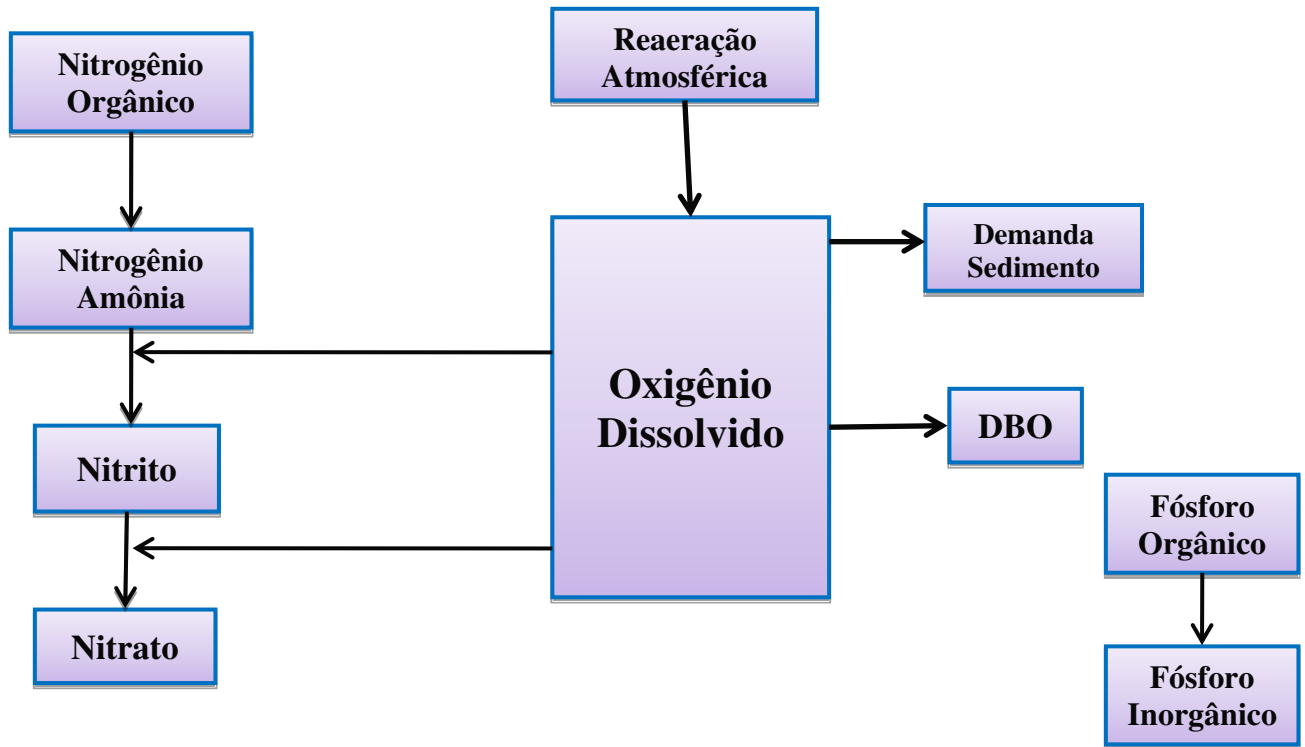
2^a- Diagrama Unifilar - Planilha destinada ao usuário para especificar o diagrama unifilar do rio que está sendo modelado;

3^a- Rio Principal - Contém a modelagem do rio principal, onde os cálculos são feitos e os resultados apresentados;

4^a- Tributario1 – Esta planilha é opcional, caso seja modelado algum tributário do rio principal, esta deverá ser utilizada e os resultados da simulação deverão ser transferidos para a planilha Rio-Principal;

As interações entre os constituintes modelados pelo QUAL-UFMG estão representadas na figura 3.

Figura 3 - Representação das Inter-relações dos parâmetros modelados.



Fonte: Adaptado de Mourão Júnior (2010).

Os resultados finais da simulação são apresentados em gráficos e tabelas. E para esses dados de saída têm-se as seguintes equações padrões para a modelagem de oxigênio dissolvido, fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes.

- Modelagem de OD

$$\frac{dC}{dt} = K_2 * (C_s - C) - K_d * L - S_d + F - R - R_{O_2amon} * (f_{nit} - K_{an}) * N_{amon} \quad (2)$$

Em que: dC/dt = acumulação da concentração de oxigênio dissolvido; $K_2(C_s - C)$ = reaeração; $K_d * L$ = decomposição; S_d = demanda de sedimento; F = fotossíntese; R = respiração; $R_{O_2amon} * (f_{nit} - K_{an}) * N_{amon}$ = nitrificação.

- Modelagem de DBO5

$$\frac{dL}{dt} = -K_d * L - K_s * L + L_{rd} \quad (3)$$

Em que: dL/dt = acumulação da concentração da Dbo última; $K_d * L$ = decaimento; $K_s * L$ = sedimentação; L_{rd} = carga difusa.

- Modelagem para fósforo e suas frações

✓ Fósforo orgânico

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} * P_{org} - K_{spo} * P_{org} \quad (4)$$

Em que: dP_{org}/dt = acumulação de fósforo orgânico; $K_{oi} * P_{org}$ = conversão do fósforo orgânico em inorgânico; $K_{spo} * P_{org}$ = sedimentação.

✓ Fósforo inorgânico

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} * P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (5)$$

Em que: dP_{inorg}/dt = acumulação de fósforo inorgânico; $K_{oi} * P_{org}$ = conversão do fósforo orgânico em inorgânico; S_{Pinorg}/H = liberação pelo sedimento de fundo.

- Modelagem para nitrogênio e suas frações

✓ Nitrogênio orgânico

$$\frac{dN_{organico}}{dt} = -K_{oa} * N_{org} - K_{so} * N_{org} \quad (6)$$

Em que: $dN_{organico}/dt$ = acumulação de nitrogênio orgânico; $K_{oa} * N_{org}$ = amonificação; $K_{so} * N_{org}$ = sedimentação.

✓ Nitrogênio amoniacal

$$\frac{dN_{amoniacal}}{dt} = K_{oa} * N_{org} - f_{nitri} * K_{an} * N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (7)$$

Em que: $dN_{amoniacal}/dt$ = acumulação de nitrogênio amoniacal; $K_{oa} * N_{org}$ = amonificação; $f_{nitri} * K_{an} * N_{amon}$ = nitrificação; S_{Namon}/H = liberação pelo sedimento de fundo.

✓ Nitrito

$$\frac{dN_{nitrito}}{dt} = f_{nitri} * K_{an} * N_{amon} - K_{nn} * N_{nitrito} \quad (8)$$

Em que: $dN_{nitrito}/dt$ = acumulação de nitrito; $f_{nitri} * K_{an} * N_{amon}$ = conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito; $K_{nn} * N_{nitrito}$ = conversão de nitrito em nitrato.

✓ Nitrato

$$\frac{dN_{\text{nitrato}}}{dt} = K_{nn} * N_{\text{nitr}} \quad (9)$$

Em que: dN_{nitrato}/dt = acumulação de nitrato; $K_{nn} * N_{\text{nitr}}$ = conversão de nitrito em nitrato.

✓ Nitrogênio total

$$N_{\text{Total}} = N_{\text{Organico}} + N_{\text{Amoniacal}} + N_{\text{Nitrito}} + N_{\text{Nitrato}} \quad (10)$$

- Modelagem para coliformes

$$\frac{dN}{dt} = -K_b * N \quad (11)$$

Em que: dN/dt = acumulação de coliformes; $K_b * N$ = decaimento dos coliformes.

O QUAL-UFMG justifica a escolha de uma possível aplicação pela interface simples e facilidade de uso, pelo cálculo direto do percentual de atendimento aos padrões pré-estabelecidos nas legislações ambientais vigentes para cada parâmetro de qualidade de água simulado, e pela qualidade dos gráficos gerados que proporcionam uma melhor visualização dos resultados (WEINBERG, 2018). Em função disso, o modelo vem se mostrando uma ferramenta precisa e indispensável em qualquer processo de monitoramento de qualidade de água, assim como em planos de gestão de bacias, tendo sua eficácia comprovada por diversos pesquisadores.

Gomes *et al.* (2018) utilizou o QUAL-UFMG para modelar sazonalmente a qualidade da água do Rio dos Sinos no estado do Rio Grande do Sul, foram utilizadas nove seções de monitoramento em um período de dois anos. Obteve-se um bom ajuste na calibração para as quatro variáveis que foram simuladas: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total e nitrogênio total, com índices sempre entre os aceitáveis. Notou-se maiores concentrações de DBO próximo ao município de Novo Hamburgo, que recebe grandes lançamentos de efluentes domésticos e industriais, assim como evidenciou-se uma diminuição dessa carga ao longo do avanço do curso d'água por trechos menos populosos, onde o rio é capaz de diluir boa parte da matéria orgânica que recebe. Também foi possível perceber que a qualidade de água é alterada em função da sazonalidade, já que houve diferenças nas

concentrações das variáveis qualitativas e nos valores dos índices cinéticos das equações utilizadas na simulação.

O QUAL-UFMG também foi aplicado no rio Taquarizinho no Mato Grosso do Sul por Teodoro *et al.* (2013), com intuito de avaliar a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e de diluição de efluentes a partir da simulação de cenários hipotéticos, além de estudar a proposta de outorgar os lançamentos de efluentes, apoiado na inclusão de equações que possibilitem determinar vazões de diluição e custos pela disposição desses efluentes. A área estudada é uma das mais impactadas da região do Pantanal, sofrendo com atividades antropogênicas, principalmente com os usos de fertilizantes, que é potencializado no período chuvoso. Foram realizadas medições ao longo do trajeto do rio e dos seus afluentes.

Encontrou-se resultados satisfatórios na calibração com um ótimo ajuste entre os parâmetros medidos e estimados, comprovado nos testes estatísticos. Foram propostos diferentes cenários que possibilitassem propor alternativas para o curso d'água, onde as vazões de referência foram variadas, assim como a classe de enquadramento do Taquarizinho e a concentração de DBO5 para os lançamentos de efluentes, buscando verificar a interferência do regime da descarga líquida nos perfis de OD e DBO5, nas vazões de diluição e nos custos pela outorga de efluentes, além de simular a presença de seis empreendimentos alocados no rio. Os autores concluíram que o modelo se mostrou de capaz de estimar os cenários propostos variando enquadramento, vazões de referência e a carga orgânica, e demonstrou que o rio Taquarizinho detém uma elevada capacidade de autodepuração, e que pode suportar a instalação de alguns empreendimentos de grande porte.

Martins (2015) analisou as condições atuais e futuras da qualidade da água da bacia do rio Piraquara na cidade do Rio de Janeiro, aplicando o QUAL-UFMG a partir de um plano de monitoramento que foi concebido para a bacia, que contou com seis pontos de coleta e cinco parâmetros analisados: OD, DBO, fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes. A bacia sofre um processo contínuo de poluição das águas, sobretudo por lançamento de efluentes domésticos, e a autora buscou que os pontos de coleta fossem representativos quanto a isso. Quanto à calibração com exceção de nitrogênio e fósforo todas as variáveis analisadas apresentaram resultados satisfatórios. Simulou-se dois cenários propondo a ampliação do sistema de coleta de esgoto, para os anos de 2016 com 75% de coleta, e para 2030 com 90% de coleta.

Constatou-se a degradação do rio Piraquara ao longo do seu trajeto evidenciando a influência da ocupação urbana, e que a maior parte do curso d'água modelado encontra-se fora

dos padrões ambientais pré-estabelecidos pela CONAMA nº 357 de 2005, principalmente para coliformes termotolerantes. As simulações evidenciaram que a redução das concentrações dos parâmetros de OD, DBO e coliformes ao longo do corpo hídrico é bastante relevante, principalmente para o segundo cenário. Identificou-se então, a necessidade de além do esgotamento sanitário apropriado, serem implementadas outras ações que colaborem com a melhoria da qualidade da água, por meio de uma estrutura de gestão adequada.

Calmon *et al.* (2016) investigou o uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem de autodepuração aplicando o modelo QUAL-UFMG na bacia do rio Pardo no Espírito Santo, simulando as variáveis OD e DBO, e com intuito de dar suporte ao processo de enquadramento do cursos d'água. Avaliou-se a disponibilidade hídrica da bacia a partir de curvas de permanência das vazões, e definiu-se seções de monitoramento em diferentes pontos da bacia, para verificar a influência do processo de autodepuração no decréscimo de parcela da carga orgânica. Foram simulados três cenários de tratamento de esgotos relacionados a diferentes eficiências de remoção de DBO em três horizontes que compreendem os anos de 2014, 2020 e 2030, e duas condições de abatimento de cargas orgânicas, que consideram para primeira condição ausência da oxidação da matéria orgânica com Kd nulo, e para a segunda presença da oxidação da matéria orgânica e o coeficiente Kd estimado por meio da equação.

Constatou-se que a aplicação do modelo permitiu a estimativa das probabilidades de conformidade entre as condições de qualidade do rio Pardo, nas diferentes seções de controle consideradas, e que a concentração crítica de DBO em todos os cenários da qualidade da água do corpo hídrico apresentou-se associada ao lançamento de efluente no trecho urbano. Em contrapartida, nesse panorama de disposição de esgoto bruto, o efeito de diluição foi mais expressivo, com uma redução de 31% da carga orgânica. Concluiu-se que a incorporação das capacidades de autodepuração na bacia criou abatimentos de parcelas da carga orgânica relevantes, que influenciaram a frequência de atendimento de padrões de qualidade referentes ao parâmetro de DBO.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Japaratuba ($10^{\circ} 13'$ e $10^{\circ} 47'$ de latitude Sul e $36^{\circ} 48'$ e $37^{\circ} 19'$ de longitude Oeste) é uma das oito grandes bacias que compõem o Estado de Sergipe. Apresenta uma área de 1.674,24 km² equivalente a 7,61% do território estadual, e 247,30 km de perímetro. O seu rio principal, que dá nome à bacia, possui extensão de 113, 21 km, nasce na Serra da Boa Vista entre os municípios de Feira Nova e Graccho Cardoso e deságua no Oceano Atlântico, no município de Pirambu (SERGIPE, 2014). A bacia abrange 18 municípios sergipanos total e parcialmente.

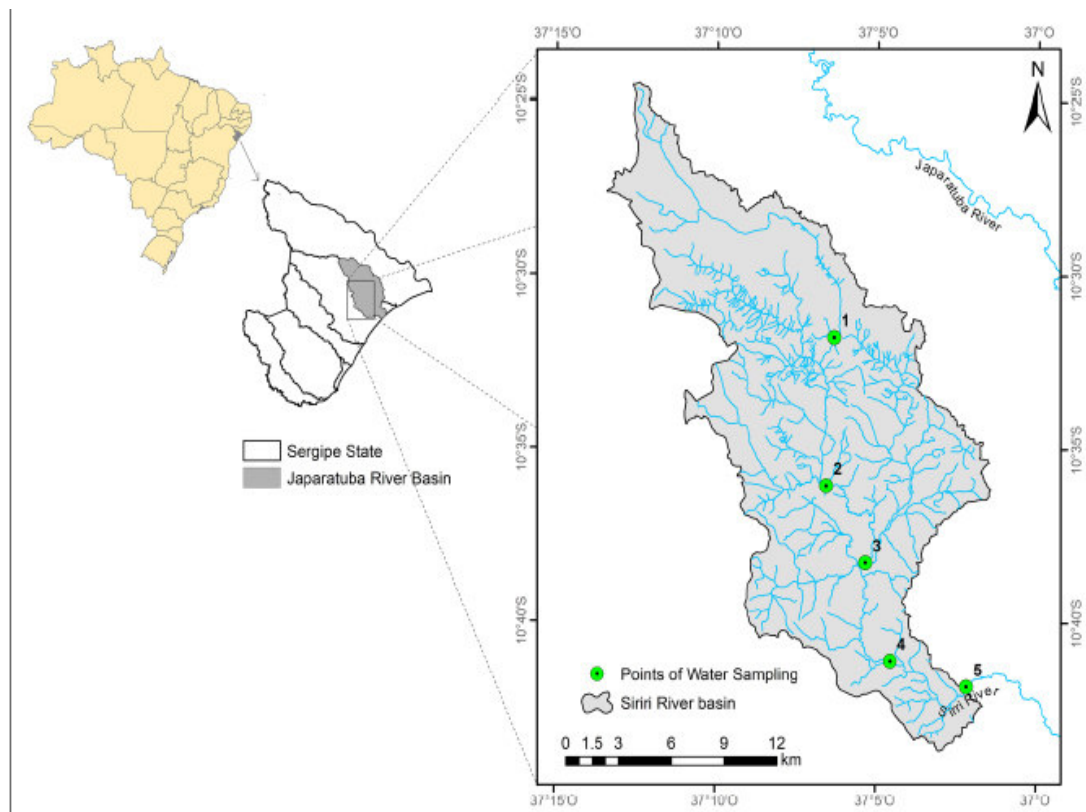
A bacia é formada pela sub-bacia do Rio Japaratuba Mirim, principal contribuinte pela margem esquerda do Rio Japaratuba, com área equivalente a 20 % da área total da bacia, a sub-bacia do Rio Siriri pela margem direita com 23,37% da área total, além da sub-bacia do rio Japaratuba que corresponde à porção maior de 54% da área total da bacia (ARAGÃO *et al.*, 2013).

A sub-bacia do rio Siriri (Figura 4), um dos principais afluentes do rio Japaratuba, tem uma área de cerca de 430 km², estando localizada entre as coordenadas e $10^{\circ} 24'$ e $10^{\circ} 46'$ Sul e $36^{\circ} 53'$ e $37^{\circ} 13'$ Oeste. Tem total importância para a unidade de planejamento do rio Japaratuba em virtude da sua extensão, e por dispor de nove municípios inseridos em sua área de influência, parcial ou totalmente (SANTOS; SENA; MENDONÇA, 2015).

De acordo com Netto *et al.* (2009) o relevo da região caracteriza-se pela presença de planícies litorâneas e vales fluviais, tabuleiros costeiros, cristas e interflúvios tabulares e feições dissecadas de colinas. Os solos predominantes da região são os Argissolos, ocupando 65% da área. Possui uma grande diversidade de uso e ocupação do solo, destacando-se: capim de corte, cultivo de cana-de-açúcar, pastagem, atividades agrícolas, centros urbanos e atividades de exploração mineral como petróleo, gás e potássio (GONÇALVES, 2015).

Ainda segundo Aragão *et al.* (2009) a bacia do rio Japaratuba tem sido impactada nos últimos dois séculos sofrendo alterações de regimes hidrológicos e da qualidade das águas, especificamente na sub-bacia do rio Siriri por concentrar as principais atividades agropecuárias e de extrativismo mineral. A ausência de sistemas de esgotamento sanitário, e a presença de um grande número de comunidades ocupando a região de estuário provocam alterações quali-quantitativa nos recursos disponíveis (SERGIPE, 2014).

Figura 4 - Localização da sub-bacia do rio Siriri.



Fonte: Cruz *et al.* (2019).

4.2 APLICAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG

4.2.1 Obtenção dos dados de entrada

4.2.1.1 Variáveis de qualidade de água

Para a calibração do modelo e a simulação de cenários futuros são necessários alguns parâmetros hidráulicos e de qualidade da água.

Cruz *et al.* (2019) realizaram o monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Japaratuba, em um período que compreende outubro 2014 a setembro de 2016, aplicando técnicas de análise multivariada para a interpretação dos parâmetros. Os autores concluíram que a qualidade da água estava sendo alterada em função das atividades desenvolvidas na bacia, e que seria necessário a criação de um plano de gestão ambiental, visando o monitoramento do recurso hídrico. Diante dessa premissa, surge outra vertente a ser investigada, que seria a modelagem das variáveis de qualidade de água com a geração de cenários futuros, a partir da grande base de dados que foi criada, o que possibilitaria um

processo de gerenciamento. Portanto, foram utilizados nesse trabalho dados secundários oriundos desse monitoramento.

Foram realizadas 24 campanhas de amostragem, que aconteceram em cinco pontos de distintos para compor com características distintas de uso da terra: ponto P1—predominância de cultivo de cana-de-açúcar; P2 - cobertura vegetal de baixa densidade e grandes áreas de pastagem; P3 - baixa densidade vegetação nativa, pastagem e zonas úmidas; P4 - cana de açúcar terra cultivada e P5 - áreas urbanas (CRUZ *et al.*, 2019).

Essas coletas foram realizadas de acordo com as metodologias recomendadas pelos Métodos Padronizados de Exame de e águas residuais (Rice *et al.*, 2012). As amostras para análise físico-química e microbiológica foram coletadas em três frascos (dois polietilenos e um tipo âmbar), armazenado em gelo a 4 ° C e transportado para o laboratório para análises em menos de 24h. Parâmetros relacionados à qualidade da água foram analisados no Laboratório de Análise de Água do Instituto Tecnológico e Pesquisa do Estado de Sergipe (ITPS).

As variáveis analisadas foram: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio total, nitrato, fósforo total, total de sólidos dissolvidos, clorofila-a e coliformes termotolerantes. No entanto, nessa modelagem se utilizou apenas oxigênio dissolvido, fósforo total e coliformes termotolerantes, que são as variáveis que o modelo simula, que possuem dados suficientes, e que atendem o objetivo de avaliar o grau de poluição da bacia e que estão entre as variáveis presentes no modelo e para essas existem dados suficientes. Essas variáveis foram avaliadas em duas campanhas: período chuvoso contemplando os meses de março a agosto, e o período seco de setembro a fevereiro.

A localização dos pontos de coleta na bacia hidrográfica do rio Siriri está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 - Coordenadas dos pontos de coleta.

Pontos	Município	Latitude	Longitude
P1	Siriri	10° 31' 46.4'' S	37° 6' 18.9'' W
P2	Siriri	10° 36' 34.2'' S	37° 5' 54.6'' W
P3	Siriri	10° 38' 15.4'' S	37° 5' 18.5'' W
P4	Rosário do Catete	10° 41' 2.2'' S	37° 4' 45.6'' W
P5	Rosário do Catete	10° 41' 49.0'' S	37° 2' 8.7'' W

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2016).

4.2.1.2 Análise Descritiva dos variáveis monitoradas

Cruz *et al.*, (2019) utilizou o software R versão 3.2.2 para as análises estatísticas dos parâmetros que foram monitorados, com objetivo de avaliar valores médios, mínimos, máximos e o desvio padrão de toda a série. O desvio que é uma medida de dispersão que demonstra a variação em relação á média, quanto maior for esse valor, maior será a dispersão dos dados analisados, e quanto mais próximo de 0 mais homogêneo são as amostras (PAES, 2008).

Os valores médios de cada variável foram comparados com a legislação vigente, de acordo com o estabelecido para classe II das águas doces da Resolução Conama 357/2005, e está demonstrado abaixo (tabela 2).

Tabela 2 - Estatística básica das variáveis de qualidade de água analisadas.

Parâmetros	Média	Conama (357/2005) Classe II	Minímo	Máximo	Desvio Padrão	Coef. Variação
ph	7,24	Entre 6,0 e 9,0	6,78	7,39	0, 259	0, 036
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	277,3	>100 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ *	154,1	384,1	87, 615	0, 316
Nitrato (mg/L N)	1, 064	10,0 mg/L N	0, 690	1, 560	0, 359	0, 337
Nitrogênio Total (mg/L N)	2,10	3,7 mg/L N, para $\text{pH} \leq 7,5$	0, 360	11, 37	2, 13	1, 11
Fósforo Total (mg/L P)	0, 054	0, 025 mg/L P	0, 040	0, 090	0, 022	0, 407
Fósforo Reativo Dissolvido (mg/L P)	0, 066		0, 040	0, 100	0, 024	0, 364
Turbidez (UNT)	12,32	Até 100 UNT	3,16	19,58	6, 517	0, 529
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	154,8	500 mg/L	86,3	215,1	49, 317	0, 318
Oxigênio Dissolvido (mg/L O ₂)	6, 250	Não inferior 5 mg/L O ₂	4, 620	6, 950	0, 974	0, 156
Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	15,84	Até 30 $\mu\text{g/L}$	7,54	21,09	6, 211	0, 392
Coliformes Termotolerantes (NMP. 100 mL ⁻¹)	67587,50	1000 UFC/100 mL	844,0	392400,0	118848,15	1, 758

Fonte: Cruz *et al.* (2019).

A análise dos parâmetros monitorados possibilita avaliar a qualidade da água da sub-bacia que será simulada, de forma que se tenha um conhecimento prévio da condição do corpo hídrico e se proponha cenários condizentes com a realidade da área estudada. Dentre os parâmetros analisados e comparados com a legislação, somente Fósforo Total (P_{tot}) e Coliformes (Colif) apresentaram valores superiores ao permitido.

O P_{tot} apresentou valor médio de 0,054 mg/L um pouco superior a 0,050 mg/L determinado como limite máximo para Classe II pela Resolução Conama 357/2005, que pode estar relacionado com o uso de fertilizantes e erosão do solo em trechos da sub-bacia, e com os diferentes usos do solo. O ponto 5 apresenta uma concentração superior ao permitido pela legislação e aos valores encontrados nos demais pontos, o que evidencia o impacto causado pelos lançamentos de efluentes na área e a variação de concentrações entre as amostras resultantes do grau de diluição no rio (CRUZ *et al.*, 2019).

O aporte excessivo de fósforo nos corpos hídricos seja em função de atividades agropecuárias ou lançamento de esgoto doméstico, pode desencadear processos de eutrofização ou fertilização, que consequentemente poderá ocasionar proliferação de algas e macrófitas, comprometendo diversos usos e afetando a qualidade da água, além de acarretar a intoxicação da fauna e flora pelo excesso de nutrientes no solo (Pereira *et al.*, 2010; Quevedo; Paganini, 2011). O que reforça a importância de simular cenários que englobem esse parâmetro, de maneira a estudar o seu potencial poluidor e os impactos do uso em demasia.

De acordo com Rezende (2011) simulações feitas com modelos matemáticos constataram que o nitrogênio e o fósforo são bons parâmetros indicadores do nível de poluição de corpo hídrico, pois são capazes de identificar cargas pontuais irregulares no perfil do rio e o seu estágio de poluição em relação à eutrofização.

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos principais parâmetros de caracterização das águas, se mostrando essencial para detectar os efeitos da poluição orgânica e eutrofização (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIROS, 2010). É o principal fator limitante da produção aquática.

As águas de rios, sob condições naturais, apresentam altas concentrações de oxigênio tendendo à saturação, o OD se reduz ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, em virtude do seu consumo na decomposição desses compostos (SILVA; SOUSA; KAYANO, 2007). Sob essa perspectiva,

pode se afirmar então que águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, e águas limpas concentrações elevadas.

O valor médio encontrado para OD foi de 6,25 mg/L atendendo os padrões exigidos pela legislação vigente para Classe II, que estabelece para OD valores não inferiores a 5 mg/L. Entretanto, se considerarmos a Classe I esse valor pode apontar que a água da sub-bacia necessita de uma cautela para usos nobres. Observa-se uma variação desses valores nos pontos monitorados, diminuindo sua concentração de montante para jusante, influenciado pela descarga de efluentes domésticos, e composição de matéria orgânica oriunda do uso de fertilizantes.

Ainda de acordo Cruz *et al.* (2019) essa alternância considerável nas concentrações de OD da água em cada ponto ao longo do ano, pode indicar a influência da sazonalidade climática em relação à irregularidade na distribuição da precipitação mensal durante o período analisado. Fato esse, que também foi evidenciado em outros estudos por Orssato (2008) e Nozaki *et al.* (2014), onde períodos de seca e de chuva influenciaram na quantidade de OD.

O oxigênio dissolvido é de essencial importância na manutenção da vida aquática e da qualidade da água, e um fator fundamental no desenvolvimento de qualquer planejamento na gestão de recursos hídricos (PINTO; OLIVEIRA; PEREIRA, 2010)

Para coliformes termotolerantes o valor médio foi de 67587,50 NMP/100 mL, sendo que para todos os pontos analisados se mostrou excedente ao estabelecido Conama 357/2005 para classe II que corresponde a 1000 UFC/100 mL. As regiões urbanas apresentaram uma quantidade superior dessa variável, como esperado, impulsionado pelo lançamento de esgotamento sanitário in natura no curso d'água.

Segundo Conama (2005) coliformes termotolerantes são bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, que está presente em fezes humanas e de animais homeotérmicos, e podem ocorrer em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal.

Em ecossistemas aquáticos excrementos humanos podem gerar além de problemas sanitários diretos aqueles ligados a eutrofização, que com o crescimento de algas podem desequilibrar a oferta de oxigênio dissolvido, impactando a diversidade biológica e uso para o abastecimento, uma vez que na composição dessa variável pode-se constatar concentrações significativas de nutrientes, além dos constituintes microbiológicos (FONTES, ARAÚJO, 2008; RECHE, PITTTOL, FIUZA, 2010).

4. 2. 1. 3 Vazão

De acordo com Fiorezi, Oliveira e Franco (2013), dados de vazão são essenciais para o planejamento e gestão de uma bacia hidrográfica, assim como, são necessários para a avaliação da disponibilidade de água para irrigação e atividades agropecuárias, para o projeto de barragens e usinas hidrelétricas e avaliação dos riscos de cheia e seca. Entretanto, muitas bacias, principalmente de pequeno porte, não possuem séries de vazões medidas, ou possuem séries defasadas em termos de qualidade e quantidade.

A regionalização de vazões se apresenta como alternativa, possibilitando estimar as vazões em seções que não possuem dados fluviométricos, transferindo variáveis hidrológicas de postos com dados observados para os locais sem medições (LUCAS *et al.*, 2018).

Uma variedade de técnicas pode ser utilizada, variando de métodos de base puramente física a métodos de base puramente empírica. As abordagens de base física buscam estimar dados hidrológicos a partir de uma compreensão da física descrevendo diversas partes do ciclo hidrológico, como evaporação, interceptação e armazenamento, e os de base empírica objetivam estimar vazões avaliando as relações entre os índices hidrológicos e as características da bacia (SOLANS; MELLADO-DÍAZ, 2015).

Os métodos de regionalização mais usuais são: como o Método tradicional, Método baseado na interpolação linear, Método proposto por Chaves *et al.* (2002), Método da interpolação linear modificado e o Método Chaves modificado.

A sub-bacia do Siriri possui instaladas duas estações fluviométricas que são mantidas pela Agência Nacional das Águas (ANA), a do Siriri (código 50043500) e do Rosário do Catete (código 50047000), ambas estão localizadas na área de influência do ponto 2 no trecho estudado, e do ponto 5 respectivamente. Considerando que a série histórica da estação Siriri é bastante curta foram utilizados somente dados de vazão da estação Rosário do Catete, e foi aplicada uma técnica de regionalização onde esses dados foram espacializados transferindo informação para os demais pontos, conforme a necessidade do modelo que demanda dados de vazão, profundidade e velocidade, que foram posteriormente calculados a partir do resultado encontrado na regionalização realizada.

Vale ressaltar que ao se utilizar uma série de dados é necessária uma análise de consistência como o intuito de minimizar ou eliminar possíveis erros existentes, usufruindo de informações de boa qualidade e aumentando a confiabilidade desses dados que são essenciais

em estudos de gestão de recursos hídricos, assim como planejamento e manejo de bacias hidrográficas (LEMOS *et al.*, 2013).

De acordo com o que foi proposto por Cruz *et al.* (2021) aplicou-se a metodologia de transferência de vazão indicada para a sub-bacia do Siriri, onde determinou-se o fluxo de referência da bacia em função da série histórica, e o valor encontrado foi usado na transferência de informações para os demais pontos, considerando variáveis físicas.

Calculou-se uma vazão específica para ponto 5 a partir da vazão média histórica da estação Rosário do Catete, e com o valor encontrado estimou-se a vazão de referência para cada ponto com base no produto entre a área da bacia e a precipitação na área que contribui para o ponto de coleta. A regionalização foi feita para o período chuvoso e para o seco.

A precipitação média de cada ponto foi calculada a partir do método das isoietas, que utiliza curvas que unem os pontos de igual altura de precipitação para um período determinado, e consiste na ponderação da precipitação entre as mesmas calculando a média dos valores de duas isoietas pela área entre as isoietas, e ao totalizar-se os produtos divide-se pela área total da bacia (LOUREIRO e FERNANDES, 2013).

Conforme encontrado os valores de vazão pela regionalização, calculou-se também a velocidade média em cada ponto, considerando-se então a vazão calculada e a área da seção transversal, para os períodos seco e chuvoso.

4. 2. 1. 4 *Dados Hidráulicos*

Para se obter a caracterização hidráulica do Rio Siriri fez-se necessário a utilização de duas curvas-chave relacionando a vazão do rio à altura da água, e a vazão do rio à velocidade, utilizando dados históricos de estações fluviométricas, de maneira a obter os coeficientes de ajuste que serão calculados em função da velocidade, profundidade e vazão médias, demonstrado nas equações abaixo, e que são necessários para cálculo do o coeficiente de reaeração (MOURÃO JÚNIOR, 2010).

$$V = a * Q^b \quad (12)$$

$$H = c * Q^d \quad (13)$$

Em que: V = velocidade média do rio (m/s); H = profundidade média (m); Q = vazão (m³/s); a, b, c e d são coeficientes de ajuste. E são constantes empíricas.

É importante que se observe que à medida que o rio flui de montante à jusante, tem-se alterações da velocidade e da profundidade, em virtude do aumento da vazão e consequentemente da seção transversal ao longo do trajeto, provocando variações no perfil de profundidade de um local para o outro no curso d'água, influenciando nos valores dos coeficientes (VON SPERLING, 2014).

Utilizou-se dados históricos de vazão da estação Rosário do Catete monitorada pela ANA para o mesmo período do monitoramento da qualidade da água, onde plotou-se as curvas-chave da estação para velocidade em função da vazão e altura d'água em função da vazão, gerando dois gráficos bidimensionais (V, Q) e (H, Q), e se encontrou duas equações para estimativa do coeficiente de reaeração, que estão demonstradas abaixo.

Quadro 1 - Equações da curva-chave.

Equações da Curva-Chave	
H x Q	$H = 1.785 Q^{2.691}$
V x Q	$V = 1.798 Q^{3.432}$

Fonte: Autoria própria.

4. 2. 1. 5 Estimativa das vazões e cargas incrementais

Como o modelo QUAL-UFMG não contabiliza o despejo do efluente, e não executa o cálculo das vazões de diluição, aplicou-se a Equação 5 para cálculo da diluição e determinação das cargas brutas que chegarão ao corpo hídrico, com base em dados fornecidos pela literatura.

$$C_j = \frac{Q_m \cdot C_m + Q_e \cdot C_e}{Q_e + Q_m} \quad (14)$$

Em que:

Q_m : vazão a montante (m^3/s); C_m : concentração a montante (mg/L); Q_e : vazão do esgoto (m^3/s); C_e : concentração do esgoto (mg/L);

A vazão do esgoto (Q_e) foi calculada a partir de dados de população, contribuição per capita, infiltração, contribuição específica, no caso de despejos domésticos, por exemplo, e é dado pela equação 6:

$$Q_e = \frac{Pop * q * C}{86400 s} \quad (15)$$

Em que:

Pop: número de habitantes; *q*: consumo per capita; *C*: coeficiente de retorno;

O coeficiente de retorno é a relação média entre o volume da água consumida pelo usuário e o de esgoto produzido, e usualmente é aceito como sendo de 80%.

O consumo per capita vai variar em função da população e do porte da comunidade, como demonstrado no quadro 2 abaixo:

Quadro 2 - Valores para o consumo per capita de água.

Porte da Comunidade	Faixa da População (hab)	Consumo per capita (q) (L/hab.dia)
Povoado Rural	< 5000	90 – 140
Vila	5000 – 10000	100 – 160
Pequena Localidade	10000 – 50000	110 – 180
Cidades Médias	50000 – 250000	120 – 220
Cidades Grandes	> 250000	150 – 300

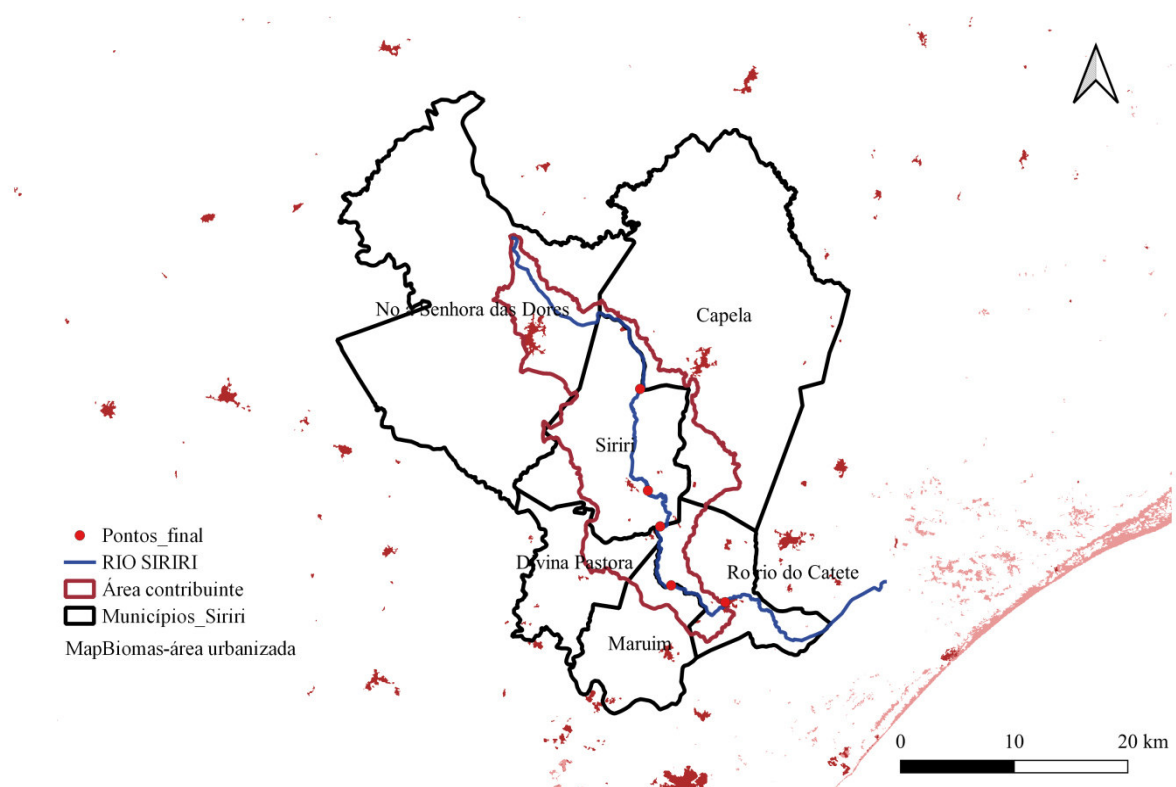
Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

A vazão de esgoto foi calculada segundo a especificidade de cada ponto de coleta, considerando a parcela da população urbana e rural inserida na área de contribuinte da sub-bacia do Siriri, estimada para o ano de 2020 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e de ferramentas de geoprocessamento.

Observou-se a parcela urbana inserida nos pontos de monitoramento, a partir do mapa de uso e ocupação do solo obtido da plataforma Mapbiomas, e com base nessa imagem estimou-se o percentual da população localizada na área de contribuição de cada ponto, e esse valor foi utilizado no cálculo da vazão de esgoto de cada trecho.

A figura 5 abaixo apresenta a porção urbana de cada município localizada na área de influência dos pontos de monitoramento, utilizada no cálculo de vazão.

Figura 5 - Parcela urbana da área contribuinte da sub-bacia.



Fonte: Autoria Própria.

Após se conhecer a vazão de esgoto lançada na sub-bacia, calculou-se então a carga orgânica doméstica do esgoto, ou seja, a concentração média de DBO a partir da contribuição per capita, fazendo as devidas transformações para cada ponto, observando-se a porção urbana de cada município presente na área de influência na bacia.

Em relação à contribuição difusa que o curso d'água recebe ao longo do seu trajeto, vale ressaltar, que é mais complexo de ser quantificada e, conseqüentemente, modelada em função da dificuldade de traçar seus caminhos (GOMES *et al.*, 2018).

Von Sperling (2014) afirma que vazões e cargas distribuídas que adentram a calha do rio sem ser resultante de tributários definidos, algumas vezes não são consideradas na modelagem, em razão da simplificação do cálculo, no entanto, se esta contribuição estiver ligada a poluição difusa e for representativa em relação à qualidade da água precisa ser considerada.

E pode ser calculada em função da vazão incremental em cada segmento do trecho simulado, onde cada segmento teria um balanço de massa, pela equação geral da mistura (5).

Na literatura é possível encontrar estimativas de cargas potenciais de fósforo de fontes difusas, a partir de uma abordagem que relaciona a carga com o tipo de uso do solo, e que aplica taxas ou coeficientes em $\text{kg.km}^2.\text{ano}^{-1}$, como o proposto por Lima *et al.*, (2016) e exemplificado abaixo no quadro 3.

Quadro 3 - Coeficientes médios anuais de exportação de fósforo.

Fonte	P _{Total} ($\text{kg.km}^2.\text{ano}^{-1}$)
Afloramento rochoso	10, 22
Área urbana	12, 41
Cultura agrícola	126, 29
Floresta	14, 24
Mineração	12, 41
Pastagem	10, 22
Sivicultura	14, 24
Solo exposto	12, 41

Fonte: Adaptado de Lima *et al.*, (2016).

Assim como, estimativas das contribuições médias de fósforo por drenagem pluvial (Quadro 4), mas que podem variar amplamente de local para local.

Para efeito de comparação e modelagem matemática, as contribuições de nitrogênio pela drenagem pluvial seriam de 5 a 10 vezes maiores que a contribuição de fósforo.

Quadro 4 - Contribuições de fósforo por drenagem fluvial.

Fonte	Tipo	Faixas e valores típicos e faixas ($\text{kg.P/km}^2.\text{ano}$)	
		Faixa usual	Valores Típicos
Drenagem	Áreas de matas e florestas	1 a 100	10
	Áreas agrícolas	10 a 500	50
	Áreas Urbanas	10 a 1000	100

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Quanto às contribuições típicas de coliformes no esgoto bruto doméstico, assim como outros organismos patogênicos, estão demonstrados no quadro 5.

Quadro 5 - Contribuições de coliformes no esgoto bruto doméstico.

Organismos	Contribuição per capita (org/hab.d)	Concentração (org/100mL)
Coliformes Totais	$10^9 - 10^{13}$	$10^6 - 10^{10}$
Coliformes Termotolerantes	$10^9 - 10^{12}$	$10^6 - 10^9$
Escherichia Coli	$10^9 - 10^{12}$	$10^6 - 10^9$
Streptococos fecais	$10^7 - 10^{10}$	$10^4 - 10^7$

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Destaca-se a amplitude entre os intervalos que evidencia a grande incerteza associada a esta estimativa para esgotos domésticos, e que esses valores precisam ser considerados como valores médios para uma comunidade e não um indivíduo isoladamente (Von Sperling, 2014).

4.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO

A calibração é uma das etapas mais difíceis de realizar ao se utilizar um modelo matemático, sendo essencial ao processo. É uma maneira de ajustar os parâmetros das equações matemáticas à realidade física, química e biológica do corpo hídrico, de tal forma que a simulação represente as características reais do rio dentro de uma precisão desejada (BÄUMLE, 2005).

Não é um processo simples, trata-se do ajuste dos dados medidos com os dados estimados pelo modelo, e depende da combinação de dados hidráulicos, hidrológicos e de qualidade de água (MOURÃO JUNIOR, 2010).

A calibração será feita utilizando os valores medidos de OD, fósforo dissolvido e coliformes termotolerantes seguindo a metodologia proposta por Von Sperling (2007), que contemplam os dois anos da série no período de outubro de 2014 a setembro de 2016, levando em consideração que a série de dados medidos é curta, e por isso foi utilizada em sua totalidade na calibração.

Para calibração o trecho a ser modelado foi subdividido em quatro trechos contemplando os pontos de coleta, e juntamente com os dados quantitativos de qualidade da

água e de parâmetros hidráulicos que foram usados para construção do diagrama unifilar do corpo d'água.

De acordo com Perin (2013) a modelagem do OD divide-se em cinética da desoxigenação e cinética da reaeração. O modelo utiliza três coeficientes que foram ajustados segundo as características do rio Siriri e de acordo com uma faixa de valores presentes na literatura, são eles: coeficiente de desoxigenação (K_1), o coeficiente de decomposição (K_d) e o coeficiente de reaeração (K_2). Os coeficientes cinéticos foram alterados de forma manual no modo tentativa e erro, até que a curva simulada apresentou o melhor ajuste aos dados medidos em campo.

O coeficiente K_1 depende das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras, efluentes tratados possuem uma taxa de degradação mais lenta, em função de maior parte da matéria orgânica já ter sido removida (BÄUMLE, 2005). Valores médios de K_1 são encontrados na literatura e são relacionados à origem e característica do efluente (quadro 6).

Quadro 6 - Valores usuais de K_1 em condições de laboratório.

Origem	K_1 (d^{-1})
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

Fonte: Adaptado Von Sperling (2014).

O coeficiente K_d varia em função da profundidade do curso d'água, considerando que rios mais rasos são mais suscetíveis à influência da demanda do sedimento, e essa faixa de valores também está disponível na literatura e demonstrado no quadro 7.

Quadro 7 - Valores típicos de K_d .

Origem	K_d (d^{-1})	K_d (d^{-1})
	Rios Rasos	Rios Profundos
Esgoto bruto concentrado	0,50 – 1,00	0,35 – 0,50

Esgoto bruto de baixa concentração	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Efluente primário	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Efluente secundário	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20

Fonte: Adaptado Von Sperling (2014).

Os valores para K2 foram obtidos a partir de equações fornecidas por Von Sperling (2014) e ajustadas em função de dados calculados de velocidade média e profundidade média do curso d'água. Esses modelos estão demonstrados no quadro 8.

Quadro 8 - Valores de K2 (d⁻¹) segundo modelos baseados em dados hidráulicos.

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

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Em que:

v: velocidade do curso d'água em (m/s) e H: altura d'água em (m).

A calibração para o fósforo é um pouco mais complexa pelo aporte desses nutrientes por fontes difusas, e ocorre em função dos coeficientes de oxidação, sedimentação e liberação de nitrogênio e fósforo. Knapik (2009) destacou a ausência de estudos nacionais para determinação destes coeficientes, apesar desses compostos orgânicos representarem uma contribuição significativa em termos de interferência na qualidade da água.

Para a calibração do fósforo os coeficientes necessários são: coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação (K_{spo}), coeficiente de conversão de fósforo orgânico a inorgânico (K_{oi}), coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (Spinorg). Utilizou-se valores disponíveis na literatura para o modelo QUAL2E que podem ser aplicados no QUAL-UFMG, e são apresentados no quadro 9.

Quadro 9 - Valores dos coeficientes do modelo de fósforo em rios.

Símbolo	Unidade	Valores intermediários do coeficiente	Faixa de valores pro QUAL2E	Coeficiente de temperatura
Kspo	d ⁻¹	0,02 a 0,05	0,001 a 0,1	1,024
Koi	d ⁻¹	0,2 a 0,3	0,01 a 0,7	1,047
Spinorg	g/m ² .d	0,0 a 0,2	Variável	1,074

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Para calibração de coliformes o coeficiente utilizado é o coeficiente de decaimento bacteriano (Kb), e que encontrado na literatura na faixa de 1 d⁻¹, não havendo variação em função de nenhuma particularidade do efluente.

De modo a minimizar os desvios médios, aumentar a confiança nos resultados e avaliar a qualidade da calibração utilizou-se dois coeficientes: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe, e o coeficiente de determinação, cuja as equações estão sendo apresentadas a seguir.

$$NSE = 1 - \frac{\sum[Y_{obs} - Y_{est}]^2}{\sum[Y_{obs} - Y_{obsmed}]^2} \quad (16)$$

Em que: Yobs = parâmetro de qualidade da água observado; Yest = dado estimado pelo modelo; e Yobsmed = média dos valores observados.

$$r^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Y}_{iest} - \bar{Y}_{iobs})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_{iobs} - \bar{Y}_{iobs})^2} \quad (17)$$

Em que: $\hat{Y}_{iest}$ = dado estimado pelo modelo; Yobs = parâmetro de qualidade da água observado; $\bar{Y}_{iobs}$ = média dos valores observados.

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe varia entre $-\infty$ a 1, sendo o valor de 1 indicativo de um ajuste perfeito. Quando o valor encontrado de NSE for maior que 0,75, o desempenho do modelo é considerado bom, para valores resultantes entre 0,36 e 0,75, o desempenho é considerado aceitável, e por fim, valores de NSE inferiores a 0,36 indicam que o ajuste é ruim, e a calibração do modelo não satisfatória (BALTOKOSKI *et al.*, 2016).

O coeficiente de determinação trabalha com um intervalo entre 0 e 1, onde 1 significaria um ajuste perfeito, valores próximos a 0 a um ajuste não satisfatório, e valores superiores a 0,5 são considerados aceitáveis (MORIASI *et al.*, 2007).

4.4 SIMULAÇÃO DOS CENÁRIOS

Uma vez calibrado o modelo, passa-se as simulações de diferentes cenários. Neste trabalho simulou-se situações que envolvam fontes pontuais e difusas de poluição, como lançamento de efluentes domésticos, e o uso de fertilizantes na agricultura.

Três cenários foram simulados:

- Efluente tratado com tratamento convencional primário;
- Efluente tratado com tratamento convencional secundário;
- Diminuição da carga de fósforo em 30% em função da aplicação de técnicas agropecuárias como o plantio direto.

O cenário 1 considerou-se que o esgoto bruto lançado na bacia recebe uma tratamento convencional primário, onde se trabalha com uma eficiência de remoção da DBO em 35%, do fósforo também em 35% (Von Sperling, 2014) e de coliformes termotolerantes em 95% (COLARES e SANDRES, 2013).

O cenário 2 abrange o tratamento secundário do efluente em um sistema lagoa anaeróbica + lagoa facultativa com uma remoção de 80% da DBO, de 55% em fósforo e 99% em coliformes termotolerantes (VON SPERLING, 2014).

O cenário 3 contempla redução da carga de fósforo em 30% considerando que algumas técnicas de manejo agrícola contribuem para diminuição de fósforo no solo e consequentemente nos corpos d'água, e baseado em resultados encontrados na literatura. Constantin *et al.* (2010) aplicou diferentes tratamentos no solo e concluiu que o plantio direto abaixou o teor mineral do solo em comparação ao tratamento convencional, diminuindo sua concentração de maneira significativa, além de reduzir a lixiviação de nitrogênio em 26% .

Segundo Anderson (2016) a maior atividade microbiana do solo no sistema de plantio direto pode contribuir para a diminuição da necessidade de fertilizantes como nitrogênio e fósforo, o que foi comprovado por ele na aplicação dessa técnica na cultura do milho, obtendo resultados satisfatórios com a redução desses insumos em 30% para fósforo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERÍSTICAS HIDRAÚLICAS

As características hidráulicas estão apresentadas na tabela 3, com os valores calculados para todos os pontos e utilizados na estimativa dos parâmetros cinéticos para os períodos chuvoso e seco.

Tabela 3 - Características Hidráulicas.

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5
Área (km ²)	46,65	156,13	228,08	286,10	307,77
Precipitação (mm)	1135	1160	1180	1210	1285
Largura (m)	0,50	1,20	2,30	2,00	4,50
Profundidade (m)	0,78	0,71	0,42	1,55	0,50
Velocidade (Chuvoso) (m/s)	1,71	2,68	3,52	1,41	2,13
Vazão (Chuvoso) (m ³ /s)	0,67	2,29	3,40	4,37	4,80
Velocidade (Seco) (m/s)	0,57	0,89	1,17	0,47	0,71
Vazão (Seco) (m ³ /s)	0,22	0,76	1,13	1,46	1,60

Fonte: Autoria própria.

As variáveis hidráulicas foram utilizadas como dados de entrada para a simulação em cada ponto de monitoramento, e estão demonstradas nos diagramas unifilares seguintes da sub-bacia do Siriri para os períodos seco e chuvoso (figura 6 e figura 7).

Esses parâmetros exibidos na tabela foram utilizados na calibração nos cálculos dos coeficientes cinéticos de cada trecho, apresentando variabilidade entre eles.

Nota-se valores maiores de vazão e velocidade no período chuvoso em todos os pontos, como esperado, em razão do escoamento superficial decorrente da precipitação.

Se considerarmos os valores médios para a bacia, têm-se 3,10 m³/s de vazão para o tempo chuvoso, e 1,03 m³/s para o tempo seco, para velocidade a bacia dispõe de 2,29 m/s para chuvoso e 0,762 para seco, e de profundidade um valor médio de 0,792 m, resultados parecidos como os demonstrados por Guedes (2009).

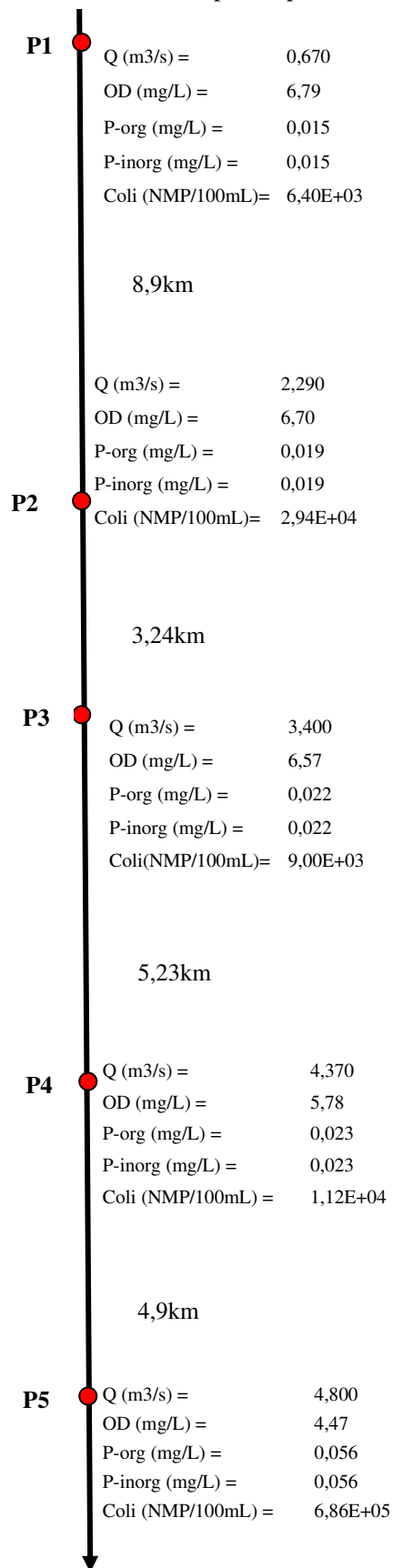
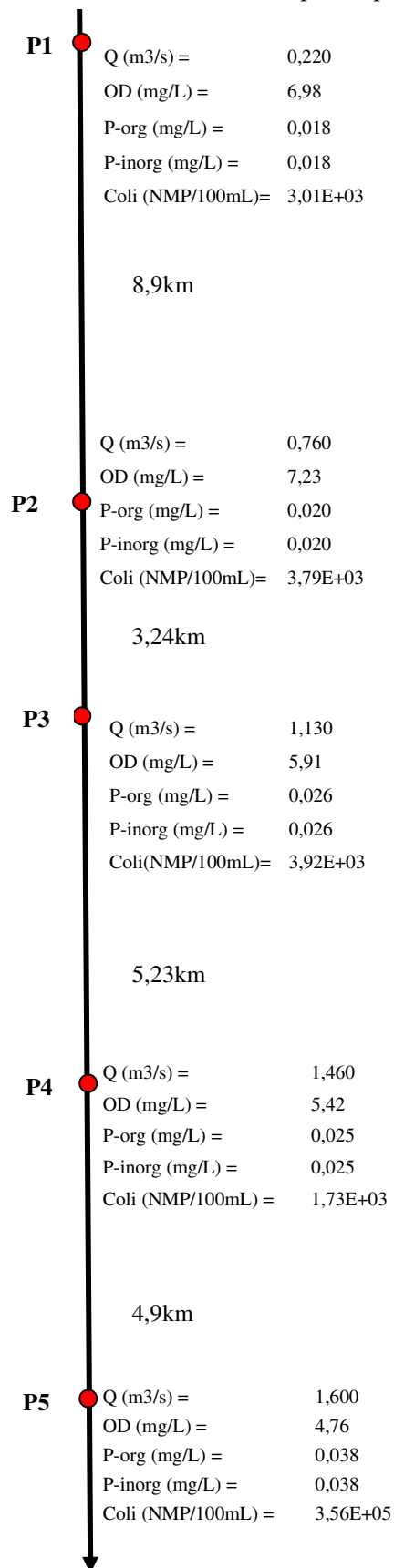
Figura 6 - Diagrama unifilar da Sub-Bacia do rio Siriri para o período chuvoso.

Figura 7 - Diagrama unifilar da Sub-Bacia do rio Siriri para o período seco.

5.2 CALIBRAÇÃO DO MODELO

5.2.1 Parâmetros Cinéticos

A calibração foi realizada com aplicação da série completa de variáveis de qualidade de água, do período de outubro de 2014 a agosto de 2016, variando os diferentes coeficientes cinéticos, observando a faixa de variação na literatura. Os parâmetros foram calibrados de forma manual até que se encontrou um bom ajuste com os dados monitorados.

Dessa forma, foi feita a calibração do modelo QUAL-UFGM para as seguintes variáveis: OD, Coliformes Termotolerantes e Fósforo, para o período chuvoso e seco. Posteriormente, com intuito de aumentar a confiabilidade e diminuir os erros calculou-se o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe e coeficiente de determinação.

5.2.1.1 Coeficiente de Desoxigenação (K_1)

Os valores estimados de K_1 para cada trecho e para os períodos chuvoso e seco estão demonstrados no quadro 10.

Quadro 10 - Valores cinéticos de K_1 .

Trechos	Período Chuvoso	Período Seco
	$K_1(d^{-1})$	$K_1(d^{-1})$
Trecho 1	0,55	0,45
Trecho 2	0,50	0,42
Trecho 3	0,45	0,42
Trecho 4	0,45	0,45

Fonte: Autoria Própria.

Observa-se que os valores de K_1 estimados para a sub-bacia do Siriri para o período seco estão entre os valores estipulados por Von Sperling (2014) para esgoto bruto concentrado, e para o período chuvoso os trechos 3 e 4 estão entre o valor determinado, os demais estão acima do intervalo que compreende 0,35 - 0,45.

Ressalta-se que os valores de K_1 dependem das características da matéria orgânica, além da temperatura. Efluentes tratados tendem a apresentar valores baixos de K_1 , pois maior parte da matéria orgânica pode já ter sido removida, o que explicaria valores mais altos de K_1

nessa bacia considerando que trabalhamos com esgoto in natura sendo lançado no corpo d'água.

O período chuvoso apresentou valores mais significativos que o período seco, que podem estar associado ao acréscimo de matéria orgânica no corpo hídrico em função do aumento da precipitação, que acarreta no arraste da matéria orgânica proveniente de culturas, pastagens, ruas, entre outros pelo escoamento superficial. Segundo Guedes (2009) quanto maior a presença de matéria orgânica remanescente, mais rápido o processo de desoxigenação ocorrerá fazendo com que os valores de K1 tendem a aumentar.

Os valores estimados corroboram com o que foi encontrado por Lima *et al.* (2018) e Costa e Teixeira (2010) que calibraram para o coeficiente K1 $0,45 \text{ d}^{-1}$ e $0,40 \text{ d}^{-1}$ respectivamente, ressaltando mais uma vez as fontes pontuais de poluição.

5.2.1.2 Coeficiente de Reação (K2)

O quadro 11 traz os valores estimados da constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica (K2) para cada trecho e para os períodos chuvoso e seco.

Quadro 11 - Valores cinéticos de K2.

Trechos	Período Chuvoso	Período Seco
	K2 (d^{-1})	K2 (d^{-1})
Trecho 1	2,13	10,83
Trecho 2	0,16	3,10
Trecho 3	0,69	2,48
Trecho 4	0,57	0,78

Fonte: Autoria Própria.

Os valores de K2 foram calculados em função da profundidade, vazão e velocidade e da equação da curva-chave, seguindo os modelos baseados em dados hidráulicos e que foram demonstrados no quadro 7.

Nota-se valores maiores para o período seco em comparação com o chuvoso, com diferenças não muito significativas apenas no trecho 4. Destaca-se o trecho 1 do período de estiagem que apresentou uma amplitude bem maior se comparado com o período chuvoso.

Este trecho apresentou um valor muito discrepante em relação aos outros valores calibrados, que pode ser explicado pelo valor muito baixo de vazão nesse trecho ($0,49 \text{ m}^3/\text{s}$)

se comparado com os demais. Condições de baixas vazões tendem a apresentar valores bastante elevados de K₂ (VON SPERLING, 2014). O que também justifica valores mais altos de K₂ no período seco.

Em relação à profundidade, rios mais rasos tendem a possuir valores típicos de K₂ maiores, devido à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície (VON SPERLING, 2005). Os trechos modelados apresentam profundidades menores que 1,5 metros.

Luz, Tomazoni e Pokrywiecki (2019) obtiveram valores altos de K₂ no estudo da bacia do rio Ligeiro em todos os períodos analisados, resultados associados a baixas profundidades e ao aumento das velocidades, que facilitam a mistura no perfil transversal devido à turbulência da água na superfície. Tal como, Costa e Teixeira (2010) que estimaram coeficientes cinéticos de rereação médios de 10,5 d⁻¹.

Lima *et al.* (2018) encontraram para K₂ o valor de 5,44 d⁻¹, enquanto Oliveira e Filho (2014) encontrou um K₂ de 3,44 d⁻¹, valores próximos ao encontrados por essa pesquisa.

5.2.1.3 Coeficiente de Decomposição (K_d)

Os valores estimados de K_d estão demonstrados no quadro 12 traz para cada trecho e para os períodos chuvoso e seco.

Quadro 12 - Valores cinéticos de K_d.

Trechos	Período Chuvoso	Período Seco
	K _d (d ⁻¹)	K _d (d ⁻¹)
Trecho 1	0,45	0,35
Trecho 2	0,60	1,00
Trecho 3	0,80	0,60
Trecho 4	1,30	0,45

Fonte: Autoria Própria.

Os valores de K_d são calculados em função da profundidade e são inversamente proporcionais a mesma. Rios mais rasos tendem a ter valores maiores de K_d, e em uma condição em que recebe esgoto bruto concentrado varia no intervalo de 0,50 – 1,00.

Observa-se que o trecho 4 no período chuvoso obteve o maior valor para K_d , o que poderia ser relacionado ao lançamento de efluente bruto no trecho 4 que contempla a zona urbana do município de Rosário do Catete, entretanto esperava-se esse valor no período seco onde os valores de K_d tendem a ser maiores.

Pereira *et al.* (2019) encontrou para K_d valor médio próximo a $0,75 \text{ d}^{-1}$, e um trecho específico $1,10 \text{ d}^{-1}$ que atestam com os valores desta pesquisa, assim como valores discutidos por Guedes (2009).

Salla *et al.* (2013) estimou para o período de estiagem K_d no valor de $0,22 \text{ d}^{-1}$ índice próximo ao calculado nesse trabalho, validando o resultado encontrado.

Analisando os valores pré-estabelecidos para esse coeficiente cinético demonstrado no quadro 6, e considerando que o trecho estudado trata-se de um rio raso, os valores encontrados estão dentro do limite estipulado, excluindo o trecho 4 do período chuvoso. Os menores valores estimados de K_d foram detectados no trecho 1 para ambos os períodos, este trecho compreende do ponto 1 ao ponto 2, e apresentam como uso do solo predominância de pastagem e cultura da cana-de-açúcar, que apesar de serem fontes difusas de poluição, não contribuem de forma significativa para a diminuição do oxigênio dissolvido nesse trecho.

5.2.1.4 Parâmetros cinéticos de fósforo e coliformes

Para a calibração de fósforo e coliformes termotolerantes não houve uma variação significativa nos parâmetros cinéticos entre os trechos e entre os períodos chuvoso e seco, que estão sendo exibidos abaixo (quadro 13 e quadro 14). Vale destacar que o intervalo entre os parâmetros também é menor. Os valores de entrada da carga poluidora foram mais determinantes nos valores finais encontrados.

Quadro 13 - Valores cinéticos de Fósforo e Coliformes para o período chuvoso.

Trechos	Parâmetros cinéticos para Fósforo			Parâmetros cinéticos para Coliformes
	$K_{spo} (\text{d}^{-1})$	$K_{oi} (\text{d}^{-1})$	$Spinorg (\text{g. m}^{-2}. \text{d}^{-1})$	$K_b (\text{d}^{-1})$
Trecho 1	0,05	0,25	0,20	1,00
Trecho 2	0,05	0,25	0,20	1,00
Trecho 3	0,04	0,27	0,20	1,00
Trecho 4	0,035	0,25	0,20	1,00

Fonte: Autoria Própria.

Quadro 14 - Valores cinéticos de Fósforo e Coliformes para o período seco.

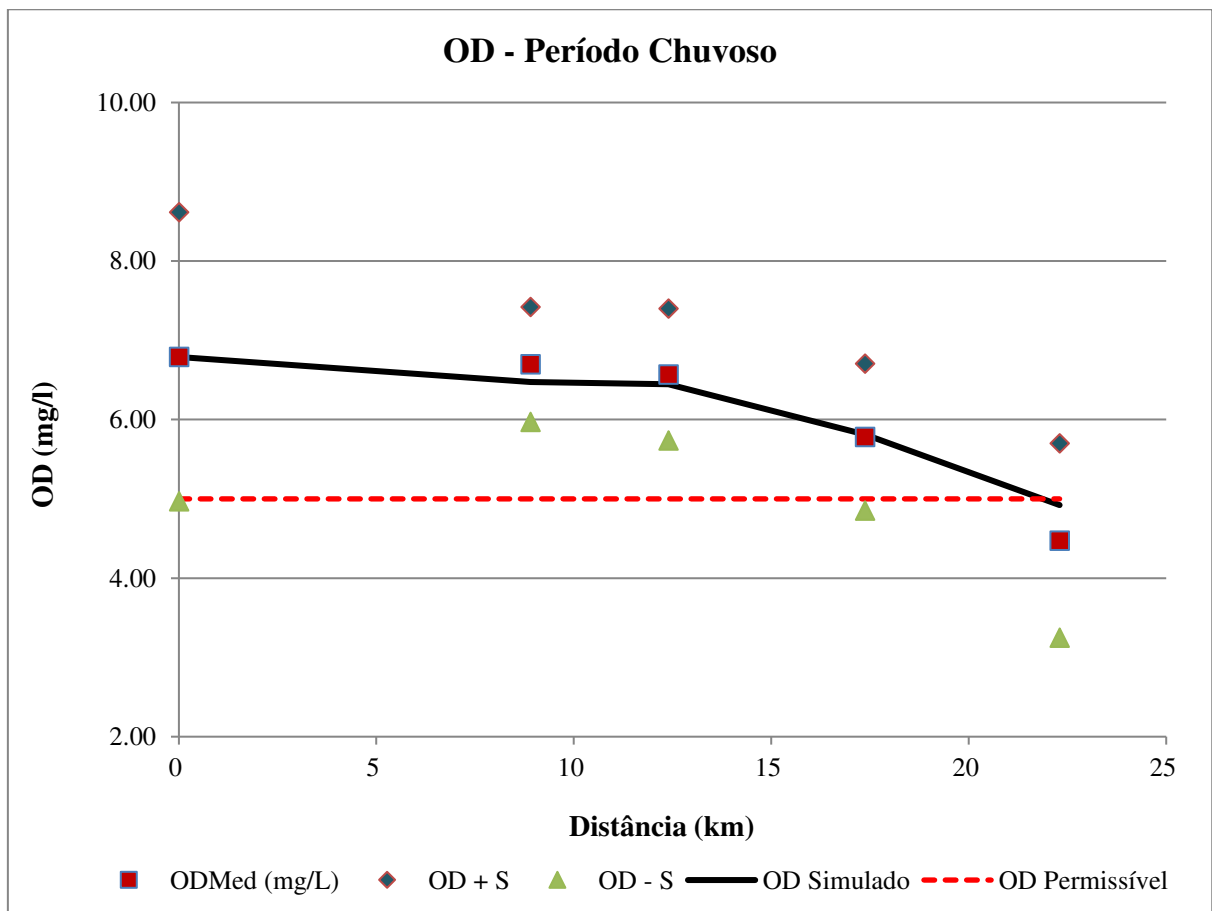
Trechos	Parâmetros cinéticos para Fósforo			Parâmetros cinéticos para Coliformes
	Kspo (d ⁻¹)	Koi (d ⁻¹)	Spinorg (g. m ⁻² . d ⁻¹)	Kb (d ⁻¹)
Trecho 1	0,04	0,28	0,20	1,00
Trecho 2	0,05	0,25	0,20	1,00
Trecho 3	0,04	0,28	0,20	1,00
Trecho 4	0,05	0,28	0,20	1,00

Fonte: Autoria Própria.

5.2.2 Parâmetros de Qualidade

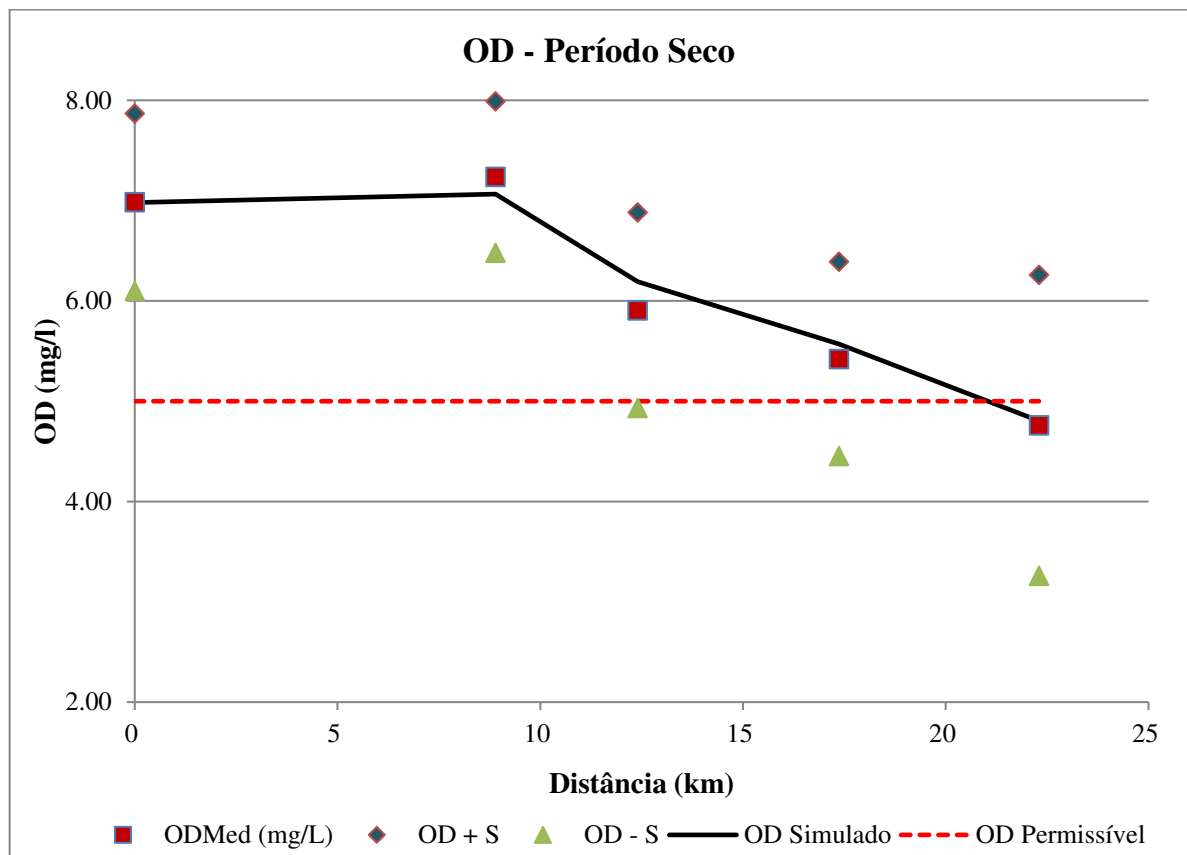
5.2.2.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

As figuras 8 e 9 apresentam a calibração para o modelo QUAL-UFMG da variável oxigênio dissolvido no período chuvoso e no período seco. Onde S é o valor de desvio padrão.

Figura 8 - Calibração para oxigênio dissolvido no período chuvoso.

Fonte: Autoria própria.

Figura 9 - Calibração para oxigênio dissolvido no período seco.



Fonte: Autoria própria.

Os valores calibrados apresentaram bom ajuste em relação aos dados monitorados, com valores bem próximos. É possível observar uma redução do oxigênio dissolvido no trecho 4 em ambos os períodos, sendo apenas esse o trecho abaixo de 5mg/L que é determinado pela Resolução Conama nº 357/2005 para corpos hídricos Classe II. Esse trecho abrange os pontos 4 e 5 localizados na zona urbana, principalmente o município Rosário do Catete, e que recebem lançamento in natura de efluentes domésticos, que afeta a qualidade do curso d' água.

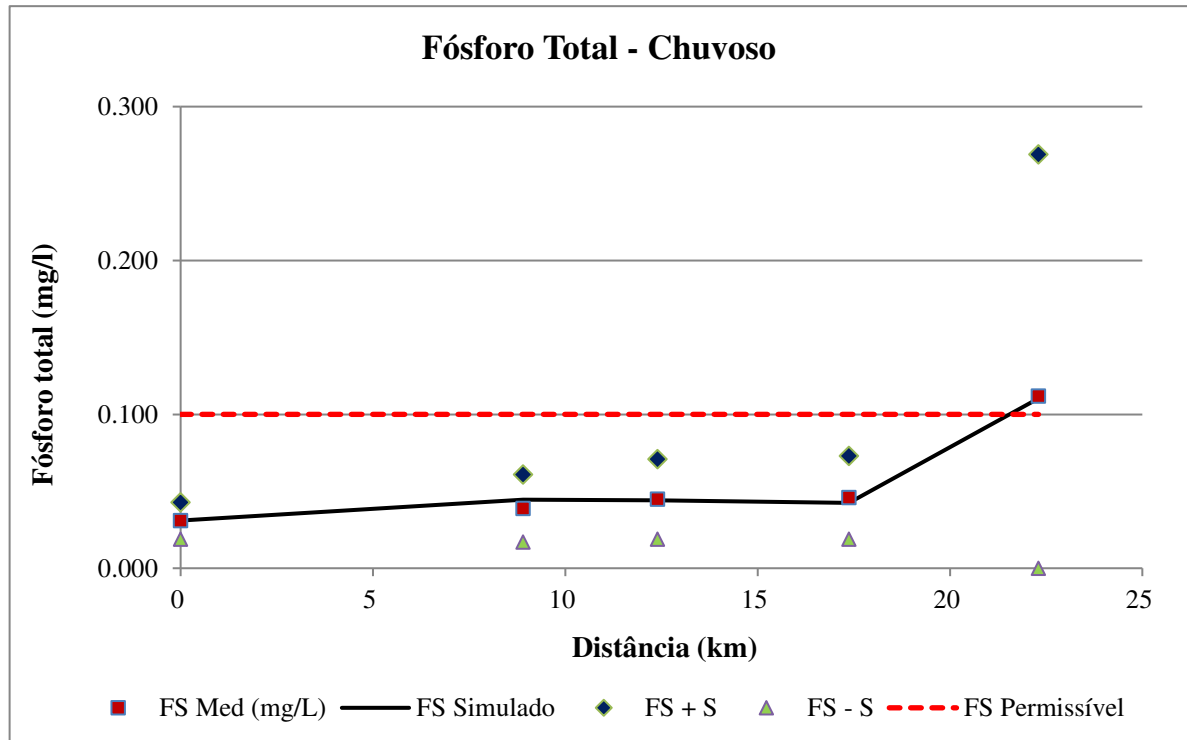
O trecho 1 no período chuvoso e o trecho 2 no período seco apresentaram os maiores valores de oxigênio dissolvido, e são áreas utilizadas para atividades agrícolas, pastagens e que possuem cobertura vegetal nativa e que não recebem esgotamento pontual.

O período seco demonstrou valores menores em quase todos os trechos em relação ao período chuvoso, pode-se relacionar esse fato ao aumento da carga orgânica devido a volumes mais baixos de vazão. Situação semelhante foi observada por Alvarenga *et al.* (2012), que destacou que baixo fluxo de precipitação ocasionou em um menor potencial de diluição dos compostos dissolvidos e consequentemente na diminuição dos níveis de OD.

5.2.2.2 Fósforo Total

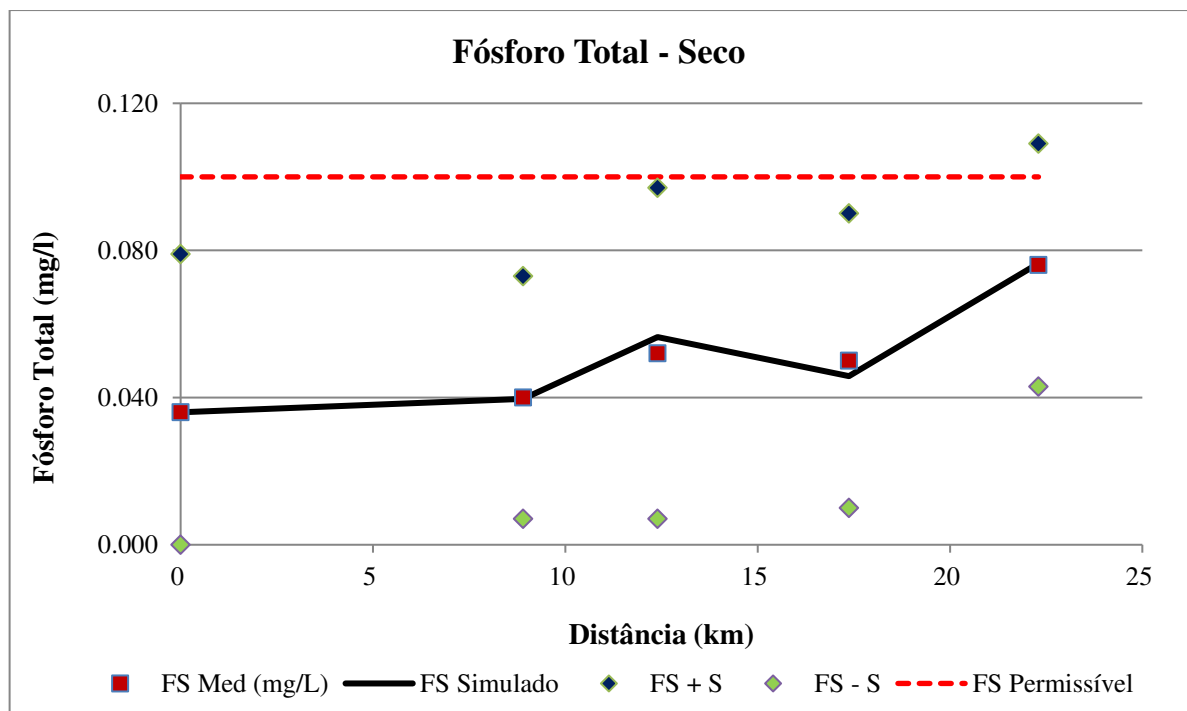
As figuras 10 e 11 trazem a calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo nos períodos chuvoso e seco.

Figura 10 - Calibração para fósforo total no período chuvoso.



Fonte: Autoria própria.

Figura 11 - Calibração para fósforo total no período seco.



Fonte: Autoria própria.

Os parâmetros calibrados obtiveram ajuste satisfatório para os dois períodos e em todos os trechos.

Dentre os valores observados para fósforo total, apenas o trecho 4 do período chuvoso superou o estipulado pela Resolução Conama nº 357/2005 para Classe II, que é exatamente o trecho urbano. Segundo Von Sperling (2005) as principais fontes antrópicas de fósforo advêm de despejos domésticos, como produtos de limpeza ricos em polifosfatados, e do carreamento de áreas de fertilizantes. Apesar do trecho 1 onde se desenvolve atividades agropecuárias ter apresentado concentrações baixas de fósforo, são áreas suscetíveis a um maior carreamento de nutrientes.

O período seco apresentou valores bem mais baixos que o chuvoso, com valores próximos em todos os trechos, com exceção do trecho 4 que obteve um valor um pouco maior, assim como no período chuvoso, e que pode estar associado novamente ao lançamento pontual de fontes poluidoras.

Guedes (2009) encontrou resultados parecidos com o desse trabalho, com valores significativos de fósforo mais altos no período chuvoso. Assim como Souza, Sá-Oliveira e Silva (2015) no estudo do rio Pedreira.

Gomes *et al.* (2018) também apresentou resultados que corroboram com os dessa pesquisa, no entanto evidenciou uma amplitude maior entre os extremos nos períodos chuvoso e seco.

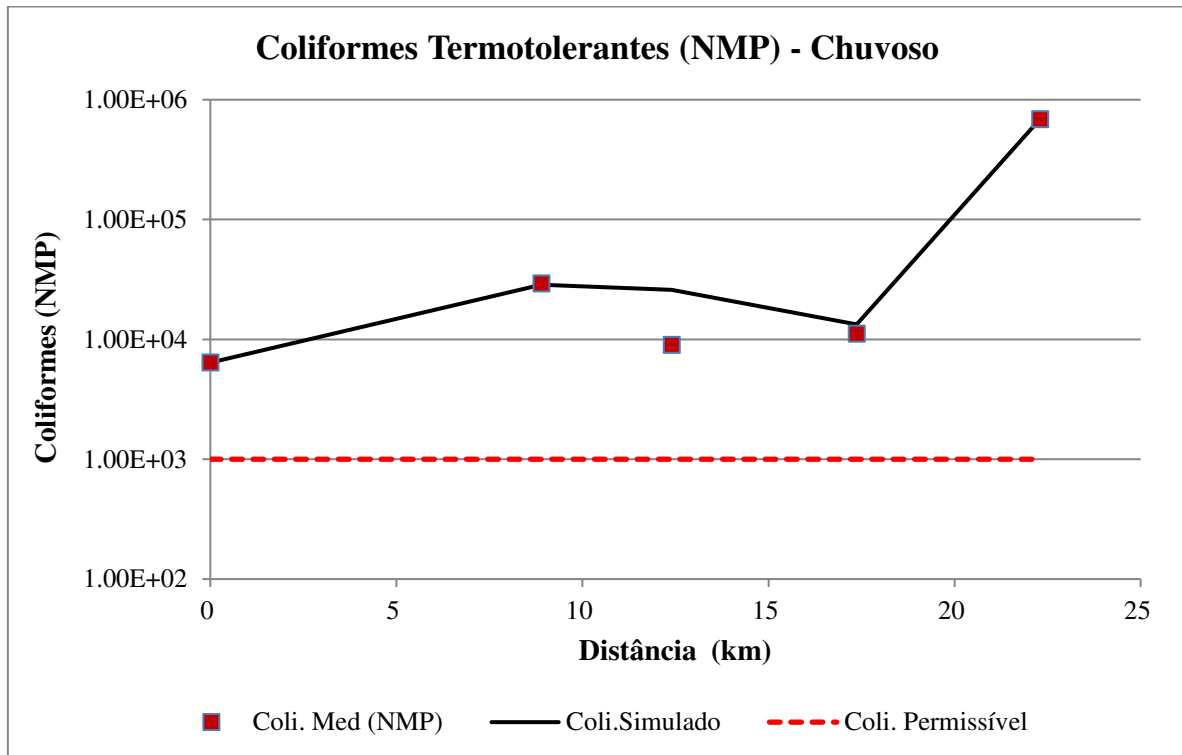
5.2.2.3 *Coliformes Termotolerantes*

As figuras 12 e 13 abaixo exibem a calibração do modelo QUAL-UFMG para coliformes termotolerantes, para os períodos chuvoso e seco.

A calibração para essa variável apresentou um bom ajuste para os dois períodos, excluindo-se o trecho 3 no período chuvoso e o trecho 4 no período, porém ambos denotaram ajustes aceitáveis.

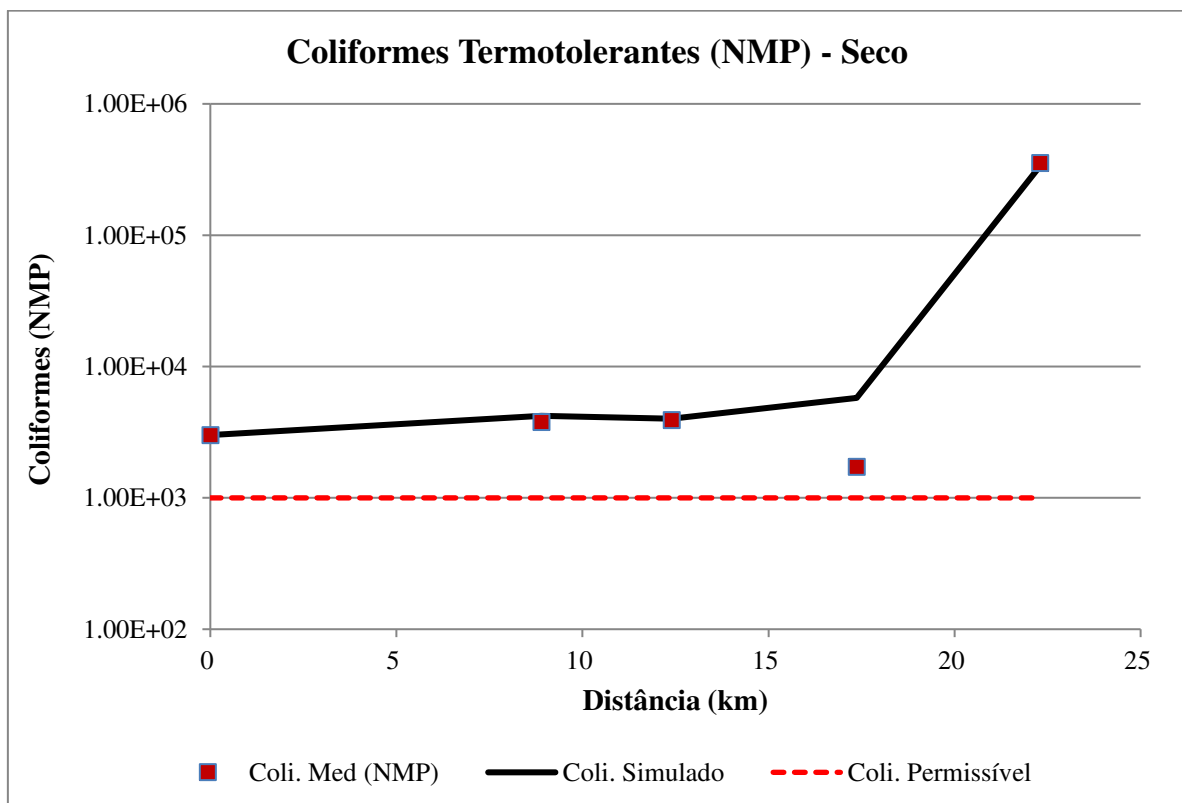
Os dois períodos demonstraram valores superiores ao permitido pela resolução Conama nº 357/2005, principalmente o período chuvoso. O trecho 4, tal como as outras variáveis analisadas apresentou a maior concentração de coliformes, evidenciando o grau de poluição no corpo hídrico nesse local, devido à disposição de efluentes.

Figura 12 - Calibração para coliformes no período chuvoso.



Fonte: Autoria própria.

Figura 13. Calibração para coliformes no período seco.



Fonte: Autoria própria.

Os valores elevados de coliformes termotoletarantes no período chuvoso podem estar relacionados ao arraste de excreções humanas e animais, em virtude do escoamento superficial oriundo da precipitação, para a calha do rio.

Farage (2009) encontrou valores altos de coliformes no rio Pomba, principalmente do período chuvoso. A grande capacidade de dissolução de um corpo hídrico, somado ao transporte de substâncias, devido ao escoamento superficial oriundo da precipitação contribui para o aumento de coliformes termotolerantes no período chuvoso, como foi pontuado por Lemos, Neto e Dias (2010).

5.2.3 Análise Estatística

O teste de confiabilidade do modelo QUAL-UFMG foi realizado a partir de análises estatísticas com o cálculo do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e do coeficiente de determinação (R^2). A tabela 4 abaixo apresenta os resultados encontrados na análise dos parâmetros estatísticos.

Tabela 4 - Parâmetros estatísticos analisados.

Parâmetros Estatísticos	Período Chuvoso			Período Seco		
	OD	Fósforo	Coliformes	OD	Fósforo	Coliformes
NSE	0,958	0,989	0,999	0,969	0,961	0,996
R^2	0,983	0,988	0,998	0,978	0,964	0,999

Fonte: Autoria própria.

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe é uma medida de ajuste, que indica o quanto o modelo explica os valores observados, e varia entre $-\infty$ a 1, sendo o valor de 1 indicativo de um ajuste perfeito.

Os resultados encontrados nessa pesquisa indicam um desempenho muito bom do modelo, e uma calibração muito satisfatória. Destaca-se os índices encontrados para coliformes no período chuvoso e seco, que indicam que o modelo conseguiu explicar 99% dos valores observados, sendo os maiores dentre as variáveis analisadas, e o menor valor encontrado foi para oxigênio dissolvido no período chuvoso, ainda assim valores muito bons e todos acima do esperado.

Comparando com outros trabalhos, para o rio Pacoti Lima *et al.* (2018) encontraram 0,93 de NSE, valores próximos ao desta simulação. Gomes *et al.* (2018) alcançaram valores superiores 0,80 para a calibração de oxigênio dissolvido. Para o rio Poti, Filho e Neto (2018) encontraram diferenças muito significativas nos valores de NSE entre os parâmetros que foram analisados, no entanto para oxigênio dissolvido o índice de Nash-Sutcliffe o valor foi superior a 0,9 ratificando com o desta pesquisa.

O coeficiente de determinação (R^2) é também uma medida de qualidade do ajuste de um modelo matemático, referindo-se a proporção da variância nos dados explicados pelo modelo (MORIASI *et al.*, 2007).

Os resultados apresentados indicam uma calibração adequada, com índices muito satisfatórios em ambos os períodos, semelhantes aos encontrados para Nash-Sutcliffe. Dentre os parâmetros analisados, a variável coliformes mais uma vez demonstrou índices maiores que as demais, e o menor valor foi apresentado por fósforo no período seco, ainda assim todos resultados superiores a expectativa, e muito adequados.

Gastaldini e Oppa (2011) encontraram para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim valores parecidos aos encontrados nessa pesquisa, com R^2 próximo ou igual a 0,9 em todas as variáveis, destacando-se coliformes onde os autores obtiveram um coeficiente de 0,94 resultados que ratificam os desse trabalho.

Para o rio Taquarazinho apresentou-se valores satisfatórios para R^2 que corroboraram com os descritos aqui, Teodoro *et al.* (2013) obteve valores acima de 0,8 em todos os trechos estudados.

5.3 SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS

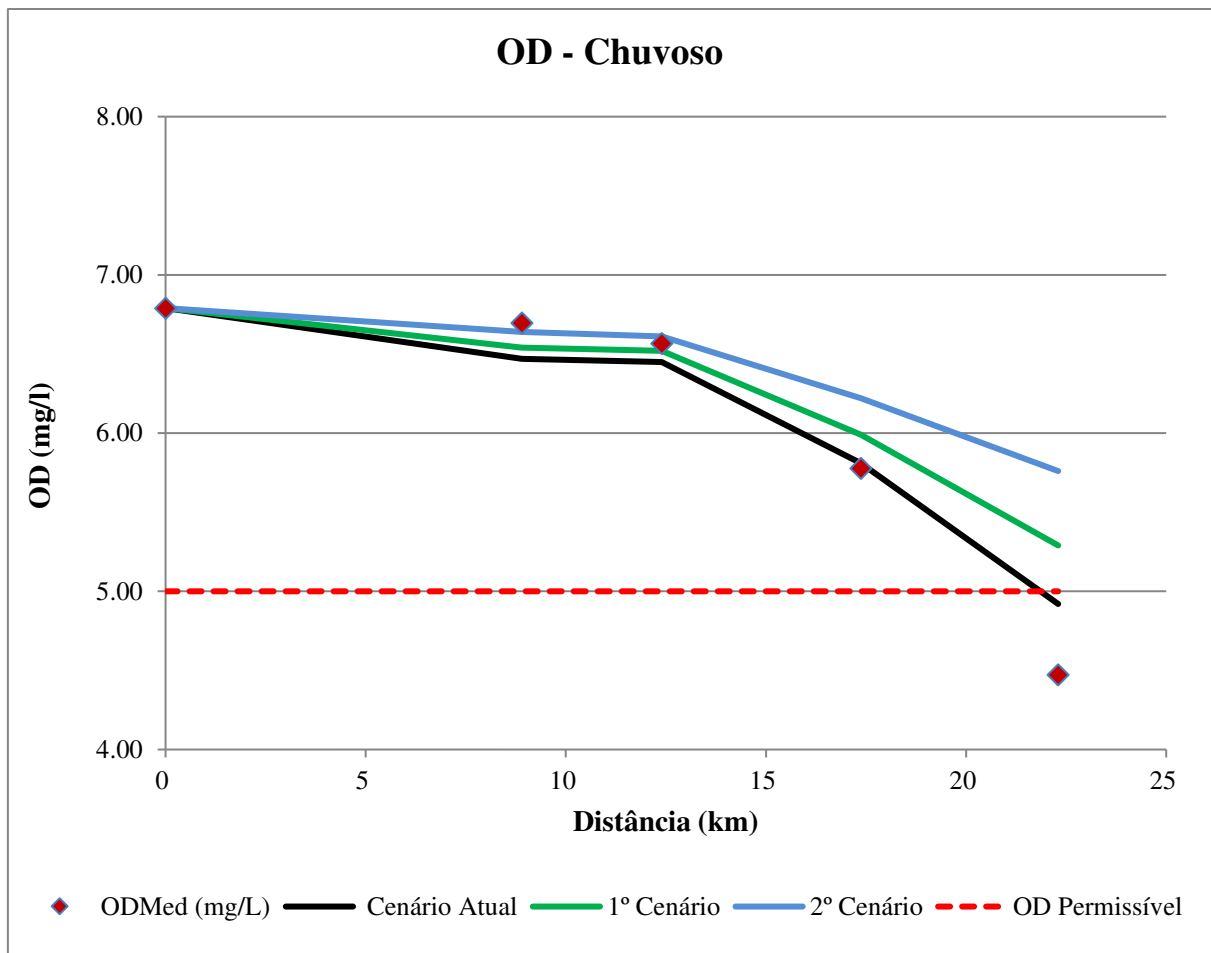
Foram realizadas simulações de quatro cenários, que trabalham com opções de tratamento para os efluentes que são dispostos na bacia, além de um cenário que evidencia novas alternativas de plantio em relação à redução de fósforo.

Os resultados encontrados para oxigênio dissolvido, fósforo total e coliformes termotolerantes, nos períodos chuvoso e seco estão demonstrados abaixo.

5.3.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

As figuras 14 e 15 apresentam as simulações realizadas para oxigênio dissolvido nos cenários que foram propostos no período chuvoso e seco. Para esta variável foram estimados dois cenários que contemplam: a aplicação de um tratamento primário convencional, e a utilização de um tratamento secundário.

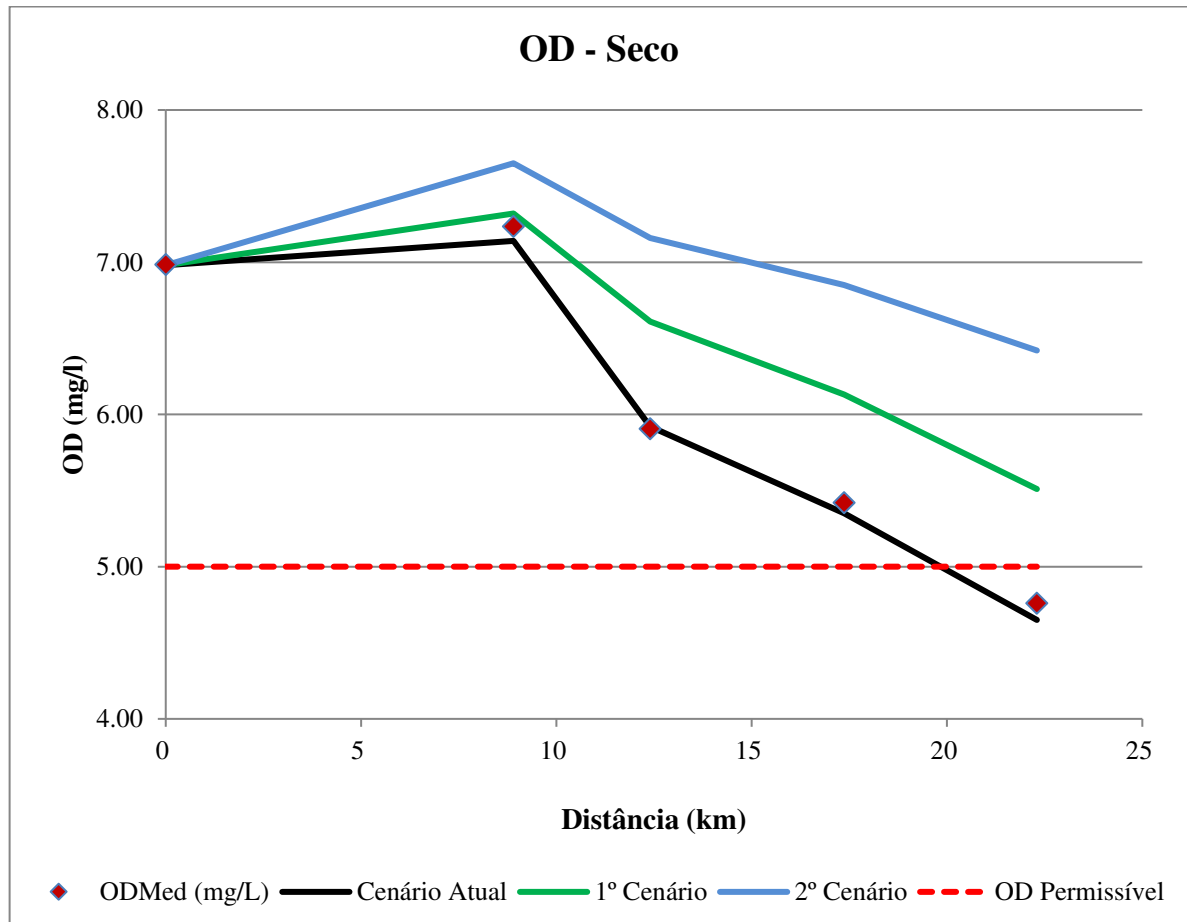
Figura 14 - Cenários simulados para oxigênio dissolvido no período chuvoso.



Fonte: Autoria própria.

Como discutido anteriormente, à medida que o rio Siriri se aproxima do trecho 4 onde está inserida a zona urbana, os valores de oxigênio dissolvido decaem até que se encontrem abaixo do valor permitido para rios Classe II pela legislação vigente. Diante disso, os cenários foram propostos de forma que se visualizem um impacto nos valores de OD.

Figura 15 - Cenários simulados para oxigênio dissolvido no período seco.



Fonte: Autoria própria.

Percebe-se uma leve alteração nas curvas representadas nas figuras 12 e 13 do cenário atual da bacia para o cenário 1, onde foi considerado a aplicação de um tratamento primário convencional com uma eficiência de 35% na remoção da DBO. A carga de oxigênio dissolvido, como esperado, aumentou na bacia, e destaca-se o trecho 4 onde o valor de OD disponível está dentro do recomendado pela legislação nos dois períodos, tanto no seco com 5,51 mg/L e no chuvoso com 5,29 mg/L.

O período seco apresentou valores melhores nessa simulação, mantendo os índices de OD próximos a 6mg/L. O período chuvoso por sua vez, apesar de demonstrar valores maiores em comparação ao primeiro cenário, com impacto relevante no trecho 4, evidenciou um aumento menor de OD nos trechos se comparado ao período seco. Ressalta-se o trecho 3 por exemplo, onde a melhoria de OD para estação chuvosa foi de 3,1% quanto que para estação seca foi de 14,6%, uma diferença considerável e um resultado controverso, uma vez que os valores de OD tendem a ser mais elevados nos períodos chuvosos, e pode ser associada a características do trecho que concentra regiões de pastagem e plantações de cana de açúcar.

Nesse cenário com o consequente abatimento da carga orgânica e o aumento da capacidade de autodepuração do rio, a qualidade da água da bacia melhoraria significativamente, fazendo com que trechos deteriorados apresentassem valores melhores, em ambos os períodos estudados.

O cenário 2 propôs um tratamento secundário de 80% de eficiência na remoção da DBO e em função disso alcançou os melhores resultados, com um aumento considerável do OD no rio, com cerca de 10% para período chuvoso e de 20% para o seco, se mostrando uma ótima alternativa.

Nesse cenário o período seco atingiu índices maiores de OD, com valores próximos a 7mg/L, o que faria com que de acordo com a resolução Conama nº 357/2005 o enquadramento do rio fosse adequado para Classe I apresentando uma qualidade de água melhor para consumo. O período chuvoso apresentou resultados satisfatórios nessa simulação com médias próximas ou superiores de 6mg/L, o que faria com que os três primeiros trechos também se adequassem a Classe I.

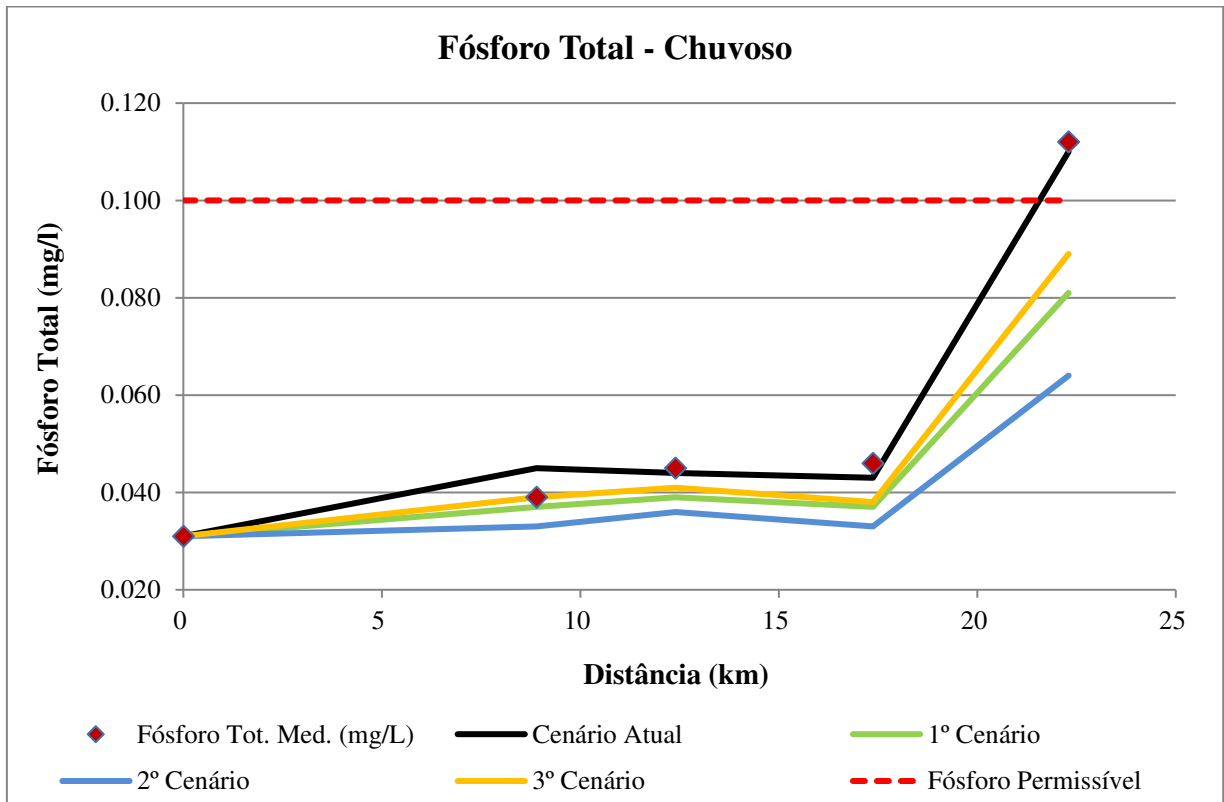
Dutra (2021) constatou resultados parecidos com os dessa pesquisa no cenário 2, com valores superiores de OD em períodos de estiagem.

5.3.2 Fósforo Total

Para fósforo total foram aplicados três cenários para os períodos chuvoso e seco e que estão demonstrados nas figuras 16 e 17. O cenário 1 trabalha com um tratamento primário com uma eficiência de redução de 35% de fósforo, o cenário 2 aplica uma diminuição na carga de fósforo em 55% a partir do tratamento secundário, e finalmente o cenário 3 apresenta uma alternativa para reduzir os valores de fósforo total a partir da aplicação de técnicas agrícolas menos nocivas ao solo, como o plantio direto por exemplo.

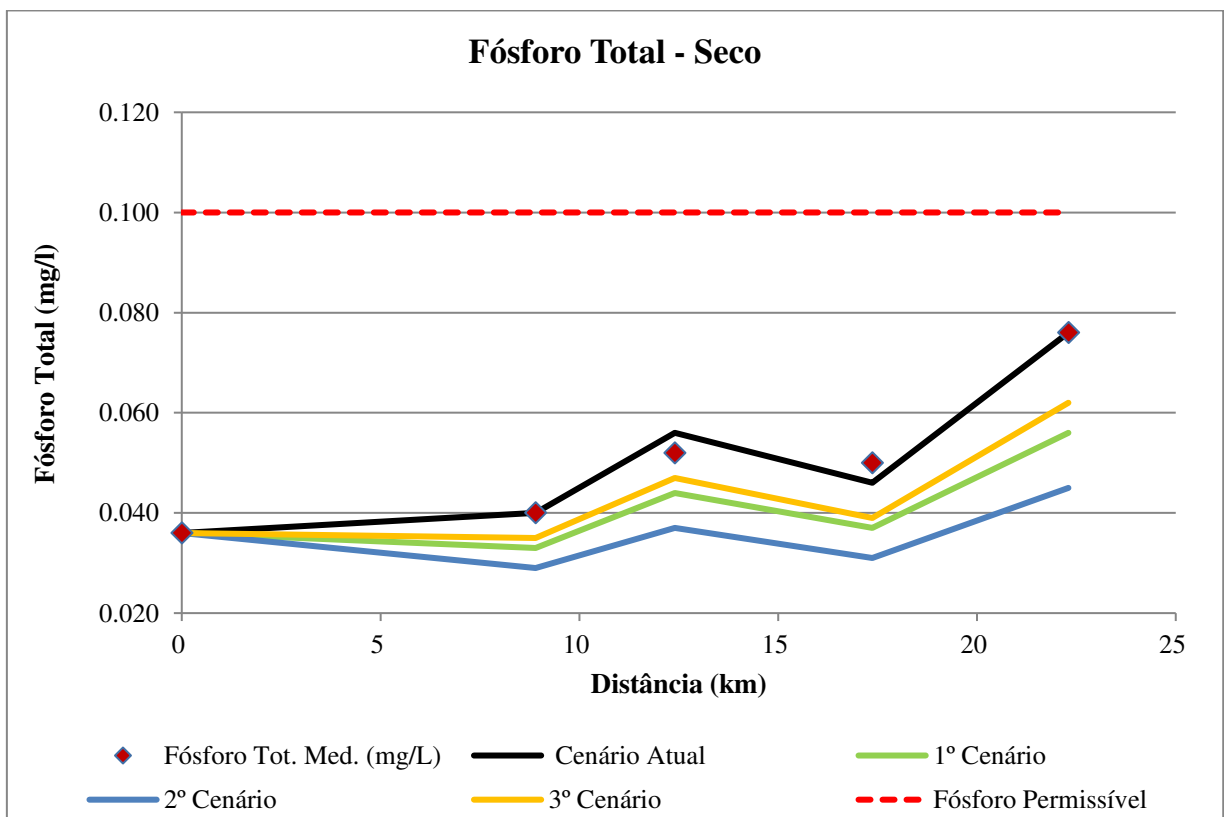
Observa-se nos dois períodos chuvoso e seco uma atenuação da carga de fósforo em todos os cenários simulados, destacando-se o trecho 4 no tempo chuvoso que apresentava valores acima de 0,10 mg/L determinado pela legislação vigente, e obteve reduções médias de 45% evidenciando resultados satisfatórios nessa simulação. Resultados parecidos foram encontrados por Weinberg (2018).

Figura 16 - Cenários simulados para fósforo no período chuvoso.



Fonte: Autoria própria.

Figura 17 - Cenários simulados para fósforo no período seco.



Fonte: Autoria própria.

O cenário 1 exemplifica uma realidade mais usual com o tratamento primário convencional, e demonstra um impacto imediato importante em todos os trechos em ambos os períodos, se colocando com uma possibilidade viável. O período seco apresentou resultados melhores com uma atenuação da carga de fósforo em 27%, passando de 0,054 mg/L do cenário atual para 0,042 mg/L, valores médios para todo os trechos. O período chuvoso obteve valores maiores em comparação com o seco em praticamente todos os trechos, que pode ser explicado pelo aporte oriundo do escoamento superficial de nutrientes e sedimentos, acrescendo as concentrações de fósforo (BATISTA *et al.*, 2014). O trecho 4 em ambos os períodos demonstrou o valor máximo de redução, na faixa de 35%, possibilitando que o corpo hídrico se enquadrasse no determinado pela legislação.

O cenário 2 obteve os melhores valores de fósforo, como esperado devido a maior eficiência, evidenciando em quase todos os trechos valores menores a 0,040 mg/L, com exceção do trecho 4 onde para o período seco apresentou-se 0,045 mg/L e para chuvoso 0,064 mg/L. É importante ressaltar que a redução da carga de fósforo é extremamente relevante se considerarmos que esse nutriente é essencial para o crescimento de algas que podem acarretar em fenômenos de eutrofização, que ocasionaria na elevação da concentração de organismos que se alimentam da matéria orgânica, consumindo o oxigênio dissolvido e dificultando a entrada de luz no corpo hídrico e a consequente redução de processos fotossintéticos (VON SPERLING, 2014). Além de depreciar a qualidade da água para consumo.

O cenário 3 representa uma eficiência menor se comparado aos cenários 1 e 2 em média reduções de 16%, no entanto por não se tratar de um tratamento vinculado a uma estação de tratamento de esgoto (ETE), e sim a uma alternativa de plantio se mostra uma opção mais facilmente possível de ser aplicada na bacia. Por estimular uma maior atividade microbiana no solo, o plantio direto faz com que a necessidade de utilização de fertilizantes seja reduzida, além de garantir a manutenção das características físicas, químicas e biológicas do solo, mantendo a sua sustentabilidade.

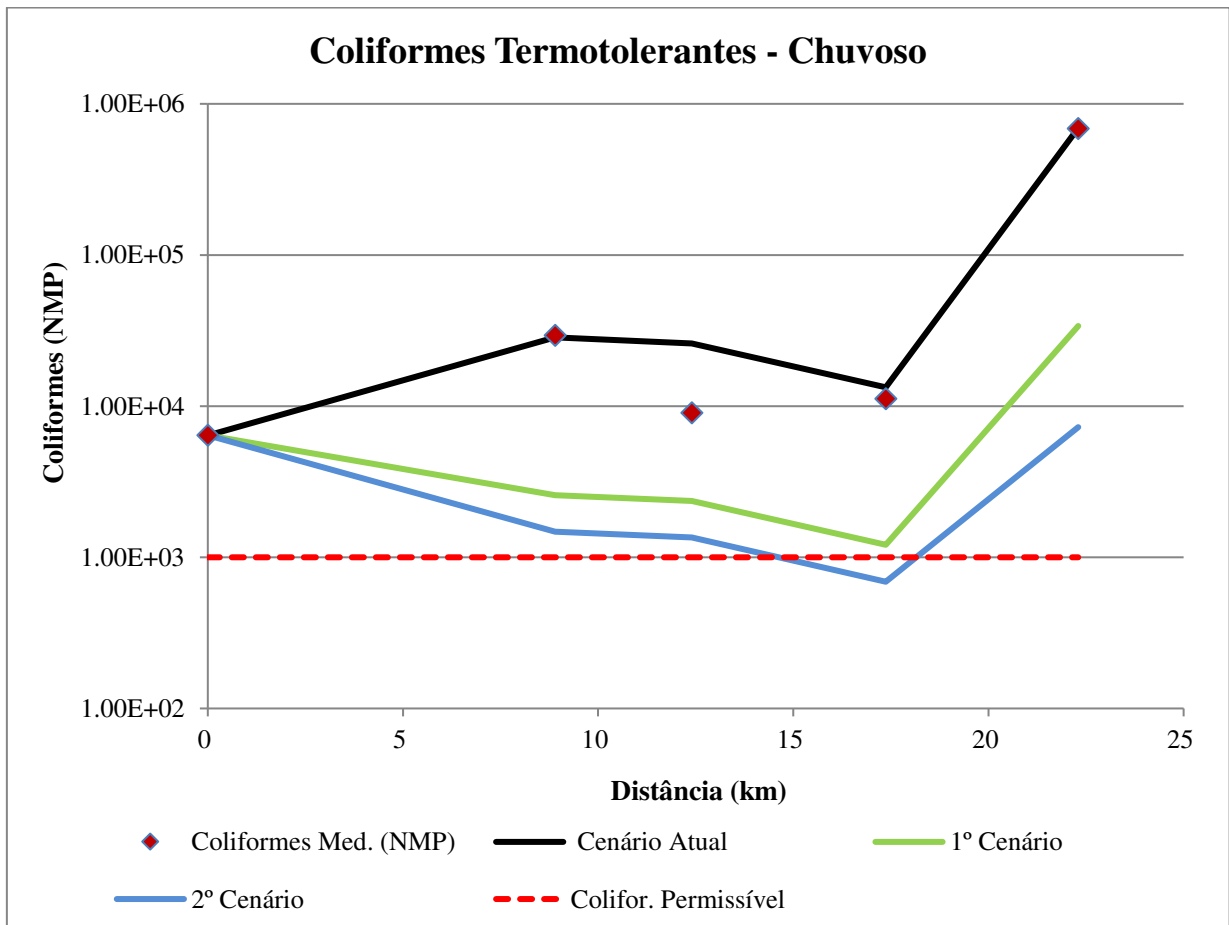
A utilização de leguminosas é uma opção para absorver o fósforo de fontes pouco solúveis.

5.3.3 Coliformes Termotolerantes

Foram utilizados dois cenários para a simulação de coliformes termotolerantes, o cenário 1 aplicação do tratamento primário convencional com uma eficiência de remoção em 95% , e o cenário 2 apresenta retrata um tratamento secundário com eficiência em torno de 99%, e estão demonstrados nas figuras 18 e 19 para os períodos chuvoso e seco respectivamente, além da situação atual da bacia.

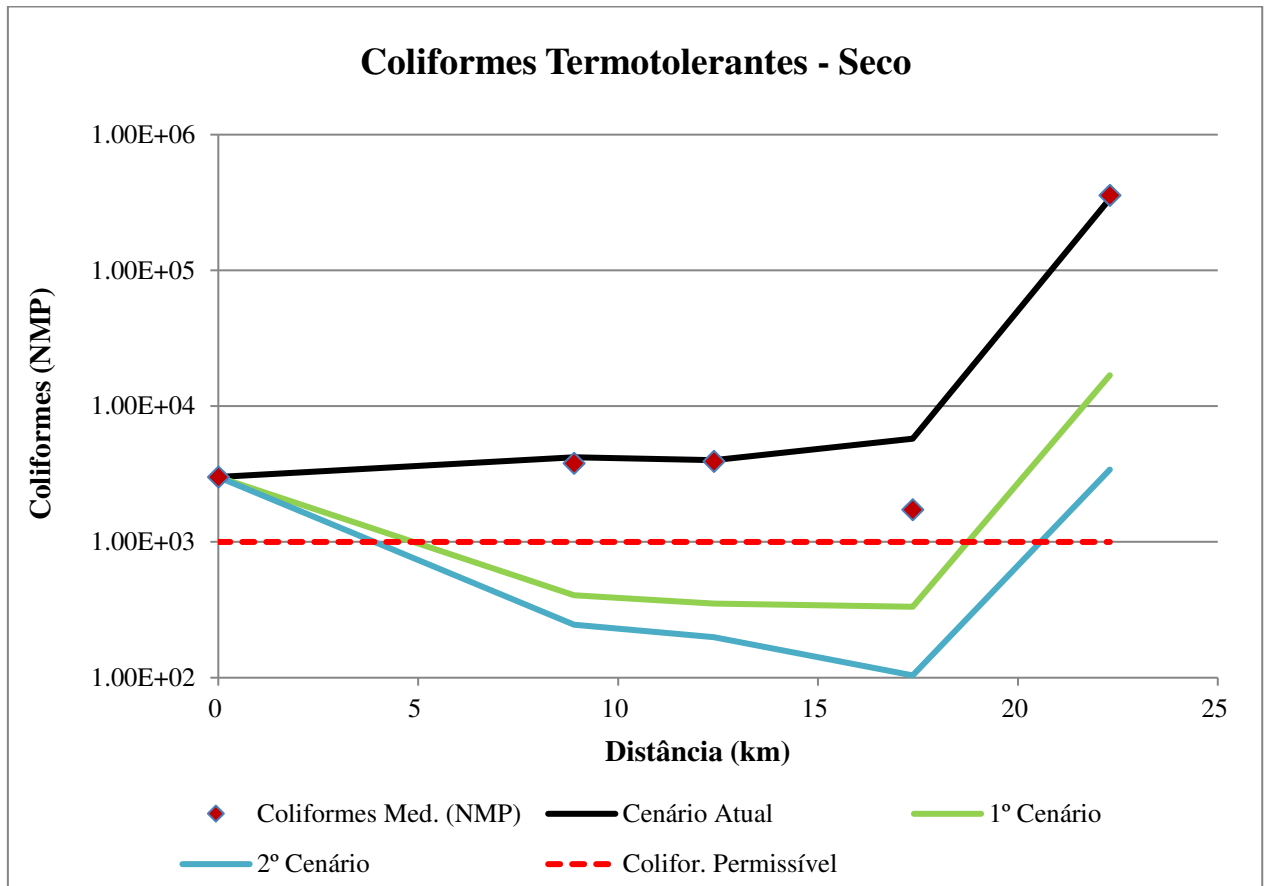
Nos dois períodos retratados os valores atuais de coliformes termotolerantes na bacia superam os valores estabelecidos pela resolução Conama nº 357/2005, principalmente o trecho 4. Para o período chuvoso houve uma diminuição razoável de coliformes nos cenários aplicados, em torno de 15%, entretanto apenas o cenário 2 no trecho 4 apresentou valores abaixo 1000NMP determinado pela legislação vigente, o que evidencia a magnitude do impacto da disposição de efluentes sem tratamento prévio.

Figura 18 - Cenários simulados para coliformes no período chuvoso.



Fonte: Autoria Própria.

Figura 19 - Cenários simulados para coliformes no período seco.



Fonte: Autoria Própria.

Para o período seco os dois cenários que representam tratamentos no esgotamento sanitário, demonstraram resultados satisfatórios mantendo a quantidade de coliformes dentro do permitido, apenas o trecho 4 obteve valores superiores com 16900 NMP e 3410 NMP para os cenários 1 e 2 respectivamente, estando diretamente associado ao lançamento de efluentes nesse trecho.

O cenário 1 se fundamenta em um tratamento primário baseado em tanques sépticos que possuem um processo de construção simples, e baixo custo de implementação, e que se aplica em áreas desprovidas do tratamento de esgoto, como foi definido por Colares e Sandri (2011). Lacerda, Rader e Lopes (2018) encontraram taxas acima de 95% de eficiência na remoção de coliformes termotolerantes, em uma estação de tratamento de água (ETA) utilizando também como alternativa, tratamento primário convencional. Esse cenário se mostrou muito eficiente, com um índice de redução de cerca de 12% para os dois períodos, com resultados melhores para a estação seca.

O cenário 2 apresenta uma opção corriqueira ao se tratar coliformes termotolerantes, lagoas de estabilização são ultimamente utilizadas em sistemas combinados por oferecer eficiências acima dos 99%. E se mostrou uma alternativa bastante adequada, com valores próximos a 100NMP em alguns trechos, o que o enquadraria nessa circunstância a classe I da legislação. O período seco apresentou resultados melhores, com reduções médias de 30% e com valor mínimo de 104NMP para o trecho 4, o período chuvoso por sua vez obteve uma diminuição da carga orgânica em 15% em média, com o trecho 4 apresentando novamente o menor valor de coliformes com 689NMP. Vale a ressalva que o trecho 4 contém uma porção urbana menor inserida na sua área contribuinte, e que os períodos chuvosos podem demonstrar valores maiores de coliformes devido a capacidade do escoamento superficial de transportar substâncias, como excreções humanas e animais.

Filho e Neto (2018) verificaram reduções na carga de coliformes em alguns trechos, o que possibilitou um ajustamento a legislação, resultados que atestam os encontrados nessa pesquisa.

6 CONCLUSÕES

A consequente degradação da qualidade de águas dos rios associado a processos de antropização, carece da adoção de alternativas e políticas públicas que apresentem soluções aplicáveis e auxiliem no gerenciamento de bacias hidrográficas. Esta dissertação buscou contribuir de forma técnica, utilizando a modelagem matemática como ferramenta para diagnosticar e antever cenários futuros na bacia e propor ações mitigadoras.

Na caracterização da qualidade da água da sub-bacia do Siriri, verificou-se que em sua maioria os valores médios de oxigênio dissolvido e fósforo total nos pontos monitorados atenderam aos limites estabelecidos pela resolução Conama nº 357/2005 para classe II nos períodos chuvoso e seco, no entanto para coliformes termotolerantes foram encontrados valores superiores ao permitido em todos os pontos e em ambos os períodos observados.

O lançamento de esgotamento sanitário bruto ao longo do curso d'água contribuiu diretamente para o acréscimo da carga fecal, e é ratificado nos resultados encontrados para o trecho 4 que se apresentam acima do determinado pela legislação, e que está localizado no trecho mais urbanizado.

Houve diferenças significativas nos três parâmetros entre os períodos seco e chuvoso, associadas ao volume de vazão que pode ocasionar um menor poder de diluição de compostos dissolvidos, assim como pode facilitar o transporte de substâncias em função do escoamento superficial.

A calibração apresentou ajustes satisfatórios para todos os parâmetros nos dois períodos estudados, uma vez que as curvas dos valores modelados se mostraram bem ajustadas aos valores medidos, resultados esses atestados pelos testes de confiabilidade estatísticos com o cálculo do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe e do coeficiente de determinação. Para os dois índices se encontraram valores bastante aceitáveis, destacando-se, o parâmetro coliformes com o melhor resultado e o menor para oxigênio dissolvido no período chuvoso, ainda assim valores muito bons.

Com as simulações realizadas pode-se constatar o impacto relevante da aplicação de tratamentos aos efluentes dispostos no corpo hídrico, o que ocasionaria em abatimentos significativos de parcelas da carga poluidora presente atualmente na bacia, com percentuais acima de 90% para coliformes, por exemplo, que é a variável que carece de mais atenção.

Destaca-se OD no trecho 4 que no cenário atual é o único com índices abaixo do recomendado, e no cenário 1 apresenta para o período seco 5,51 mg/L e para chuvoso 5,29 mg/L. Nessa simulação o período seco apresentou valores melhores mantendo os índices de OD próximos a 6mg/L. Assim como OD, fósforo obteve resultados melhores no período seco com uma atenuação da carga de fósforo em 27%, e para coliformes melhorias em média de 12% para ambos os períodos.

Foi possível inferir que a incorporação de sistemas de tratamento de esgoto na bacia influenciaria nas concepções das classes de enquadramento do curso d'água.

No cenário 2 perspectivas ainda melhores com o tratamento secundário, evidenciou um aumento considerável no OD ao longo do rio com valores próximos a 7mg/L, o que possibilitaria que o corpo hídrico fosse enquadrado na classe I, bem como coliformes no trecho 3 para o período seco apresentou valores próximos a 100NMP dentro do permitido para classe I, elevando consideravelmente a qualidade da água a ser utilizada para diversos fins.

Finalmente o cenário 3, compreende uma outra alternativa de tratamento para fósforo que engloba técnicas agrícolas que aumentem a produtividade do solo, sendo menos agressivas e melhorando o ambiente de cultivo, como plantio direto, trabalhando com uma

eficiência de 30% de remoção. Comparando com os dois primeiros cenários, o cenário 3 apresentou valores piores, mas ainda assim satisfatórios.

Quanto ao modelo mostrou-se de fácil manuseio e entendimento, solicitando ao usuário um médio conhecimento da planilha Excel. Salienta-se que é um instrumento bem mais amistoso que os modelos originais com interfaces computacionais, o que pode proporcionar um uso maior no meio acadêmico e científico, além de apresentar resultados comprovadamente satisfatórios.

Isto posto, admite-se que os diagnósticos e informações contidos no escopo desta dissertação possam acarretar em contribuições pertinentes não só para futuros trabalhos e estudos sobre a sub-bacia do rio Siriri ou outras bacias semelhantes, mas também para a melhoria da gestão ambiental da região.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, L. A.; MARTINS, M. P. P.; CUARTAS, L. A.; PENTEADO, V. A.; ANDRADE, A. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental. **Revista Ambiente e Água**, v. 7, n. 3, p. 228 – 240, Dez. 2012.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas**. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 15 Jun. 2019.
- ANDERSON, R. L. Improving resource use efficiency with no-till and crop diversity. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 32, n.2, p. 105–108, Jun. 2016.
- ARAGÃO, R.; ALMEIDA, J. A. P. Avaliação espaço temporal do uso do solo na área da bacia do Rio Japarutuba -Sergipe através de imagens LANDSAT. *In*: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 1231-1238.
- ARAGÃO, R.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo Swat e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p.091-1102, 2013.
- BABBAR, R. Pollution risk assessment based on QUAL2E-UNCAS simulations of a tropical river in Northern India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.186, n.10, p. 6771–6787, July. 2014.
- BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, R. E ; OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.34, p.253-261, 2010.
- BARRETO, L, V.; ROCHA, F, A.; OLIVEIRA, M, S. C. Monitoramento da qualidade da água na microbacia hidrográfica do Rio Catolé, em Itapetinga-BA. **Centro Científico Conhecer - ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, v.5, n.8, p. 1503-1519, Jul.2009.

BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; IZIDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. **Revista Agroambiente**, v. 8, n. 1, p. 39-48, Abri. 2014.

BATISTA, D. F.; CABRA, J. B. P. Modelos matemáticos para avaliação do índice de qualidade de água: uma revisão. **ACTA Geográfica**, v.11, n.25, p. 111-136, Abri. 2017.

BEZERRA, I. S.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **Revista Escola de Minas**, n.2, v.61, p.249-255, Jun. 2008.

BÄUMLE, A. M. B. **Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica: efeitos de erros de calibração de modelos de qualidade da água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.21, n.1, p. 118–133, Mar.2016.

CHAVES, H. M. L.; ROSA, J. W. C.; VADAS, R. G.; OLIVEIRA, R. V. T. Regionalização de vazões mínimas em bacias através de interpolação em sistemas de informações geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 3, p. 43-51. 2002.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência de tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente e água**, v.8, n.1 p. 172-185, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução RE nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação de águas doces, salobras e salinas do território nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 13 jun. 2019.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução RE nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução n 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 mai. 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 13 jun. 2019.

CONSTANTIN, J.; MARY, B.; LAURENT, F.; AUBRION, G.; FONTAINE, A.; KERVEILLANT, P.; BEAUDOIN, N. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 135, p. 268–278, Jan. 2010.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Uniara**, n.1, v.13, p.49-62, Jul. 2010.

COX, B. A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **The Science of the Total Environment**, n.1, v.314-316, p.335-377, Oct. 2003.

CRUZ, M. A. S.; JUNIOR, J. C. A. C.; GONÇALVES, A. A.; AMORIM, J. R. A.; ARAGÃO, R. Avaliação de metodologia de transferência de vazões de referência em bacias hidrográficas: sua aplicação na bacia do rio Japarutuba – Sergipe – Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, n.3, v.14, 2021.

CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A. A.; ARAGÃO, R.; AMORIM, J. R. A.; MOTA, P. V. M.; SRINIVASAN, V. S.; GARCIA, C. A. B.; FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**, n.78, v. 68, p. 2-11, Jan. 2019.

CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Cadernos de Saúde Pública**, n. 22, v. 8, p. 1715-1725, Ago. 2006.

DELLOSSO, E. P. **Avaliação da Qualidade da água do rio Monjolinho utilizando o modelo QUAL-2E: ênfase em matéria orgânica**. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

DOULGERIS, C.; GEORGIU, P.; PAPADIMOS, D.; PAPAMICHAIL, D. Ecosystem approach to water resources management using the MIKE 11 modeling system in the Strymonas River and Lake Kerkini. **Journal of environmental management**, v. 94, p.132-143, Feb. 2012.

DUTRA, W. C. P. **Modelagem da qualidade da água da bacia do rio Paraibuna na área urbana do município de Juiz de Fora/MG: cenário atual e futuro.** Dissertação (Mestrado em Inovações Ambientais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2021.

FARAGE, J. de A. P. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas e capacidade autodepurativa do rio Pomba.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

FERRER, J.; PÉREZ-MARTÍN, M. A.; JIMÉNEZ, S.; TEODORO, T.; ANDREU, J. GIS based models for water quantity and quality assessment in the Júcar River Basin, Spain, including climate change effects. **Science of The Total Environment**, v. 440, n.1, p. 42-59, Mar. 2012.

FILHO, A. A. O.; NETO, I. E. L. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina, Piauí. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.23, n.1, Fev.2018.

FIGUEIREDO, A. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; FRANCO, A. P. B. Avaliação do desempenho de equações de regionalização de vazões na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 62-76, 2008.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; ENGY, E. Principais modelos matemáticos de qualidade de água e sua aplicação: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v.1, n.7, p.47-62, Jan. 2013.

FONTES, I. B. M.; ARAÚJO, Q. R. Eficiência na remoção de coliformes na estação de tratamento de esgoto de Ilhéus (Bahia). **Geografia**, v.17, n. 1, Jun.2008.

FRASSON, V. M. **Análise da dispersão de substâncias conservativas provenientes de acidentes com cargas perigosas em pequenos e médios cursos de água naturais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

GASTALDINI, M. C. C.; OPPA, L. F. Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim Utilizando Modelo Matemático de Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.16, n.1, p. 17-27, Mar. 2011.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. Water quality assessment and apportionment of pollution sources using APCS-MLR and PMF receptor modeling techniques

in three major rivers of South Florida. **Science of the Total Environment**, v.566–567, p. 1552–1567, Jun. 2016.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HUFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS. utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.23, n.2, p. 275-285, Abr. 2018.

GONÇALVES, A. A. **Avaliação da qualidade das águas na sub-bacia hidrográfica do rio Siriri/SE**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2016.

GUEDES, H. A. S. **Modelagem da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Pomba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

KNAPIK, H. G.; FRANCA, M. S.; FERNANDES, C. V. S.; AZEVEDO, J. C. R.; PORTO, M. F. A. Reflections about water quality recovery based upon conceptual aspects of monitoring and modeling organic content: the case study of a critical basin upper Iguaçu. **Hydrological Sciences Journal**, v. 331, p. 358-365, 2009.

KNAPIK, H. G.; BASSANESI, K.; FERNANDES, C. V. S. Qualidade da água da bacia do rio Iguaçu: Diferenças conceituais entre os modelos QUAL2E e QUAL2K. *In*: XVIII Simpósio Nacional de Recursos Hídricos, Campo Grande, Brasil, 22-26 novembro de 2009.

LACERDA, A. B.; RÄDER, A. S.; LOPES, E. S. A eficiência de remoção de coliformes em uma estação de tratamento de água convencional. *In*: XIV Congresso Nacional de Saneamento da ASSEMAE, Fortaleza, Brasil, 27-30 maio de 2018.

LEMOS, G. M.; LOPES, W. T. A.; SILVA, L. R. S.; PISCOYA, R. C. C. C.; SILVA, M. C. A. M.; REITZ, K. **Análise de consistência de dados fluviométricos de estações localizadas na sub-bacia 12 Rios Solimões, Juruá e Japurá**. *In*: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Bento Gonçalves.

LEMOS, M.; NETO, M. F.; DIAS, N. S. Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.2, p. 155-164, Fev. 2010.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; NETO, I. E. L. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.23 n.1, p.125-135, Fev. 2018.

LIMA, S. S.; SIQUEIRA, B. J.; ALMEIDA, J. A. P. Geoprocessamento aplicado ao estudo de estruturas lineares na bacia hidrográfica do rio Japaratuba, Sergipe, Brasil. **Estudos Geológicos**, v. 27, n.1, p. 159-170, Fev. 2017.

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M; BARBOSA, C. C. F.; FILHO, O. C. R. Estudo da poluição pontual e difusa na contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.2, n.1, p. 139-150, Mar. 2016.

LOPES, T. R.; DO PRADO, G.; ZOLIN, C. A.; PAULINO, J.; ANTONIEL, L. S. Regionalização de vazões máximas e mínimas para a bacia do Rio Ivaí – PR. **Irriga**, v. 21, n.1, p. 188, Jun. 2018.

LOUREIRO, E. G.; FERNANDES, L. L. Variação da precipitação por método de interpolação geoestatística. **Revista Ambiente e Água**, v.8, n.2, p.77-87, Ago. 2013.

LUCAS, A. A. T.; NETTO, A. O. A.; FOLEGATTI, M. V.; FERREIRA, R. A. Calibração do modelo hidrodinâmico MIKE 11 para a sub-bacia do rio Piauitinga, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v.5, n.3, p. 195-207, 2010.

LUZ, E.; TOMAZONI, J. C.; POKRYWIECKI, T. S. Monitoramento da qualidade da água e avaliação da capacidade de autodepuração do rio Ligeiro no município de Pato Branco – PR. **Geociências**, v. 38, n. 3, p. 755 - 768, Jul. 2019.

MARTINS, J. L. **Avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da bacia do Rio Piraquara no município do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

MCAVOY, D. C., MASSCHELEYN, P., PENG, C., MORRALL, S. W., CASILLA, A. B., LIM, J. M. U., GREGORIO, E. G. Risk assessment approach for untreated wastewater using the QUAL2E water quality model. **Chemosphere**, v.52, n.1, p.55–66, Dec. 2003.

METZE, T.; SCHUITMAKER, T. J.; BITSCH, L.; BROERSE, J. Breaking barriers for a bio-based economy: Interactive reflection on monitoring water quality. **Environmental Science & Policy**, v. 74, p. 1–7, Aug. 2017.

MOSES, S. A.; JANAKI, L.; JOSEPH, S.; JOSEPH, P. Water quality prediction capabilities of WASP model for a tropical lake system. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 20, p. 285–299, Jan. 2015.

MORIASI, D. N. ; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n.3, p. 885–900, Marc. 2007.

MOURÃO JÚNIOR, P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFGM**. Dissertação (Mestrado Sustentabilidade Sócio-Econômica e Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

NETTO, A. O. A.; MAGALHÃES, L. T. S.; SOBRAL, F. S. B.; GIACOMELLI, W.; FACCIOLI, G. G. *In*: XVIII Simpósio Nacional de Recursos Hídricos, Campo Grande, Brasil, 22-26 novembro de 2009.

NOH, J.; CHOI, H.; LEE, S. Water quality projection in the Geum River basin in Korea to support integrated basin-wide water resources management. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 4, p. 1745–1756, Feb. 2014.

NOZAKI, C. T.; MARCONDES, M. A.; LOPES, F. A.; SANTOS, K. F.; LARIZZATTI, P. S. C. Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atas de Saúde Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 29-44, Abr. 2014.

OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. **Química Nova**, v. 33, n.5, p. 1059-1066, Abr. 2010.

ORSSATTO, F. Avaliação do oxigênio dissolvido do Córrego Bezerra a montante e a jusante de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências: Porto Alegre**, v. 6, supl. 1, p.27–28, Set. 2008.

PAES, A. T. Desvio padrão ou erro padrão: qual utilizar? **Educação Continuada em Saúde**, v. 6, p.107-108, Mar. 2008.

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

PASSOS, R. L. **Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da utilização combinada de modelo de qualidade da água e de técnica meta-heurística de otimização**. 2012. 58f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitoria, 2012.

PAULA, L. M. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.

PEREIRA, L. S. F.; SENNA, A. J. T.; KUNZ, A. **Análise do desempenho de um sistema de aeração por difusor poroso de bolha fina instalado no reator biológico aeróbio (RBA) da estação de tratamento de dejetos suínos (ETDS) da Embrapa**. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2010, Bauru.

PEREIRA, R. A.; BARBOSA, I. M. B. R. **Avaliação da qualidade da água de um trecho do rio Capibaribe através do modelo QUAL-UFMG**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Instituto Federal de Ciência e Tecnologia de Pernambuco. Recife, 2019.

PERIN, L. T. **Uso do Modelo QUAL-UFMG no estudo da qualidade da água e da capacidade de Autodepuração do Rio Km119**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

PINTO, A. L.; OLIVEIRA, G. H.; PEREIRA, G. A. Avaliação da eficiência da utilização do oxigênio dissolvido como principal indicador da qualidade das águas superficiais da bacia do Córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS. **Revista GEOMAE**, v.01, n.01, p.69-82, Jan. 2010.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.16, n.8, Aug. 2011.

RECHE, M. H. L. R.; PITTOL, M.; FIUZA, L. M. Bactérias e bioindicadores de qualidade de águas de ecossistemas orizícolas da região sul do Brasil. **Oecologia Australis**, v.14, n.2, p.452- 463, Jun. 2010.

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

REZENDE, G. R. **Aplicação do Modelo Matemático de Qualidade da Água Qual2e Para o Estudo do Comportamento dos Nutrientes Nitrogênio e Fósforo no Rio Monjolinho, São Carlos – SP**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standards methods for the examination of water and wastewater**, 22th edn. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

ROCHA, C. H. B.; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Revista Ambiente e Água**, v.11, n.1, Mar. 2016.

RYU, J.; JANG, W. S.; KIM, J.; JUNG, Y.; ENGEL, B. A.; LIM, K. J. Development of field pollutant load estimation module and linkage of QUAL2E with watershed-scale L-THIA ACN model. **Water**, v. 8, n. 292, Jul. 2016.

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

SANTOS, L. L. Modelos Hidráulicos-hidrológicos: Conceitos e Aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.2, n.03, p. 01-19, Dez. 2009.

SEILER, L. M. N.; FERNANDES E. H. L.; MARTINS, F.; ABREU, P. C. Evaluation of hydrologic influence on water quality variation in a coastal lagoon through numerical modeling. **Ecological Modelling**, v. 314, p. 44–61, Aug. 2015.

SERGIPE , Governo do estado. Secretaria de estado do meio ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH. Superintendência de recursos hídricos – SRH. **Elaboração dos Planos das Bacias Hidrográficas dos rios Japaratuba, Piauí e Sergipe**. Aracaju. 253 p, Jun, 2014.

SILVA, M. M. A. P. M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.22, n.1, p. 133-143, Fev. 2017.

SILVA, D. F.; SOUSA, F. A. S.; KAYANO, M. T. Avaliação dos impactos da poluição nos recursos hídricos da bacia do Rio Mundaú (AL e PE). **Revista de Geografia**, v. 24, n. 3, p.210-223, Set. 2007.

SOLANS, M. A.; MELLADO-DÍAZ, A. A Landscape-based regionalization of natural flow regimes in the Ebro River basin and its biological validation. **River Research and Applications**, v. 31, n.4, p. 457–469, Apri. 2015.

SOUZA, N. S.; SÁ-OLIVEIRA, J. C.; SILVA, E. S. Avaliação da qualidade da água do Alto Rio Pedreira, Macapá, Amapá. **Biota Amazônica**, v.5, n.2, p.107-118, Jun. 2015.

TEODORO, A.; IDE, C.N.; RIBEIRO, M.L.; BROCH, S.A.O.; SILVA, J.B. da. Implementação do conceito capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFGM: estudo de caso no Rio Taquarazinho (MS). **Revista Engenharia de Saneamento Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, Jul. 2013.

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFGM na bacia do Rio Lambari - Poços de Caldas (MG)**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2014.

TUCCI, C. E. **Modelos Hidrológicos**. Editora: UFRG. 689 p. 1998.

TUCCI, C. E. M. **Modelos determinísticos**. In: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Modelos para gerenciamento de recursos hídricos, Nobel/ABRH, p. 211-324.1987.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed.Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, UFGM, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, UFMG, 2007. 588 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, UFMG, 2014. 470 p.

WEINBERG, A. **Metodologia para priorização do controle e monitoramento da qualidade das águas, como ferramenta para gestão de recursos hídricos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

WROBEL, L. C. et al. **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 380 p. 1989.

ZIEMIŃSKA-STOLARSKA, A.; SKRZYPSKI, J. Review of mathematical models of water quality. **Ecological Chemistry and Engineering S**, v.19, n.2, p.197-211, July. 2012.