UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ALAGADO (DF/GO) A PARTIR DA APLICAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG

MIRELY DOS SANTOS OLIVEIRA

ORIENTADOR: RICARDO TEZINI MINOTI

COORIENTADOR: HIARQUE DE OLIVEIRA SOUZA

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA AMBIENTAL 2

BRASÍLIA/DF: JULHO/2023

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ALAGADO (DF/GO) A PARTIR DA APLICAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG

MIRELY DOS SANTOS OLIVEIRA

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

_____

RICARDO TEZINI MINOTI, Dr. - UnB

(ORIENTADOR)

_____

RAQUEL DE MORAES SOARES, DRa. (UnB)

(EXAMINADORA INTERNA)

_____

ANDRÉIA DE ALMEIDA, DRa. (UnB)

(EXAMINADORA EXTERNA)

BRASÍLIA/DF, 27 DE JULHO DE 2023.

FICHA CATALOGRÁFICA

OLIVEIRA, MIRELY DOS SANTOS

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ALAGADO (DF/GO) A PARTIR DA APLICAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG.

ix, 111 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2023)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Recursos hídricos 2. Qualidade da água

3. Modelagem matemática 4. QUAL-UFMG

I. ENC/FT/UnB II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

OLIVEIRA, M. S. (2023). *Análise da qualidade da água do rio Alagado (DF/GO) a partir da aplicação do modelo QUAL-UFMG*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 111 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Mirely dos Santos Oliveira

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Análise da qualidade da água do rio alagado (DF/GO) a partir da aplicação do modelo QUAL-UFMG.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2023

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

_____

Mirely dos Santos Oliveira

mirelyoliveira.99@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por manter-me com saúde e por conceder-me resiliência para finalizar esse projeto de pesquisa.

Aos meus pais Olimpia e Sebastião por todo o apoio emocional e financeiro ao longo da minha trajetória acadêmica.

Às minhas irmãs Taiz e Nayara por estarem ao meu lado em todos os momentos da minha vida.

Agradeço ao meu orientador, Ricardo Minoti, e ao meu coorientador, Hiarque Souza, por aceitarem conduzir-me na construção do projeto e por ajudar-me com sugestões técnicas para a melhoria do trabalho.

Também agradeço aos amigos que conquistei nos ensinos fundamental, médio e superior. A amizade de vocês tornou a minha trajetória acadêmica leve e divertida.

Agradeço a todos os professores do curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Brasília pelas excepcionais aulas ministradas e pela vasta experiência repassada aos alunos.

Agradeço a banca examinadora, composta pelas professoras Andréia de Almeida e Raquel Soares, pelas valorosas contribuições colocadas durante a banca. Serviram para que eu fizesse reflexões muito ricas.

Agradeço a Caesb e a Corumbá Concessões S.A. pela disponibilização de dados para a realização do trabalho acadêmico.

Agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização do Projeto Final em Engenharia Ambiental.

RESUMO

O adensamento populacional e a baixa disponibilidade hídrica dos corpos d'água do Distrito Federal (DF) são fatores que agravam a qualidade dos corpos hídricos distritais. O rio Alagado é um corpo d'água transfronteiriço situado entre o DF e o estado de Goiás. O Rio desagua no Reservatório de Corumbá IV, no segmento em que ocorre a captação de água para as regiões distrital e goiana. Tendo em vista os impactos potenciais na disponibilidade de água da região, o presente estudo analisou a qualidade da água do rio Alagado (DF/GO) a partir dos dados disponíveis e o impacto do lançamento de cargas pontuais de poluição no Rio e em seus afluentes por meio do modelo QUAL-UFMG. Modelos matemáticos, como o QUAL-UFMG, são utilizados como ferramentas de auxílio para a gestão de recursos hídricos, bem como para a previsão de cenários. O QUAL-UFMG é um modelo que permite a simulação das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes. O enquadramento dos corpos d'água em classes, que é um instrumento de planejamento, foi utilizado como norteador para a avaliação da qualidade das águas. Alguns dos dados secundários utilizados foram obtidos por meio de peticionamentos eletrônicos realizados à Caesb e à Corumbá Concessões S.A. A análise desses dados evidenciou a importância do monitoramento para o acompanhamento da qualidade das águas dos corpos hídricos. A perpetuação do cenário atual e o aumento populacional esperado indicam que a qualidade da água do Rio Alagado e de seus afluentes irá decair nos próximos anos. Contudo, a realocação dos esgotos brutos destinados à ETE Recanto das Emas melhoraria as qualidades das águas dos três corpos hídricos estudados. Portanto, é possível concluir que os efluentes tratados das ETEs Recanto das Emas, Gama, Alagado e Santa Maria impactam negativamente as águas do córrego Vargem da Benção, do ribeirão Ponte Alta e do rio Alagado. Ademais, a DBO e o fósforo são os parâmetros com maior influência no enquadramento dos corpos d'água nas piores classes (Classes 3 e 4).

Palavras-chave: recursos hídricos, modelagem matemática, qualidade da água, QUAL-UFMG.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO 1
2 - OBJETIVOS 4
2.1 - OBJETIVO GERAL 4
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS 4
3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 5
3.1 - QUALIDADE DA ÁGUA E O MONITORAMENTO DOS SISTEMAS AQUÁTICOS 5
3.1.1 - Matéria orgânica e oxigênio dissolvido (OD) 6
3.1.2 - Nutrientes - Nitrogênio e fósforo 9
3.1.3 - Coliformes 11
3.1.4 - Redes de Monitoramento de Qualidade da água 12
3.2 - MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA 15
3.2.1 - Modelo de Streeter-Phelps 16
3.2.2 – Modelos subsequentes à Streeter-Phelps 18
3.2.3 - QUAL2E 21
3.2.4 - QUAL2K 22
3.2.5 - QUAL-UFMG 23
3.3 - GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS 30
3.3.1 - Gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paranaíba 34
3.3.2 - Gestão de recursos hídricos na Bacia dos Afluentes do rio Paranaíba no Distrito Federal (Paranaíba – DF) 36
3.4 - BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO (DF/GO) 39
4 - METODOLOGIA 41
4.1 - DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 42
4.2 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 42
4.3 – LEVANTAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS SECUNDÁRIOS 46
4.4 - SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA 50
4.4.1 - Estruturação da Base de Dados do Modelo 50
4.4.1.1 – Trechos analisados 50
4.4.1.2 – Dados físicos do rio: Velocidade e Profundidade 51
4.4.1.3 - Dados físicos do rio: Altitude 56
4.4.1.4 - Vazões dos corpos hídricos 57
4.4.1.5 - Concentrações dos parâmetros analisados nos corpos hídricos 58
4.4.1.6 - Vazões dos efluentes das ETEs 59
4.4.1.7 - Concentrações dos parâmetros analisados nos efluentes das ETEs 59
4.4.2 - Aplicação do Modelo QUAL-UFMG 60

4.5 - ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS 63
4.6 - ANÁLISE DO ATENDIMENTO AO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA DA BHA 64
5 – RESULTADOS 66
5.1 - PANORAMA DOS DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA 66
5.1.1 – Córrego Vargem da Benção 66
5.1.2 – Ribeirão Ponte Alta 71
5.1.3 – Rio Alagado 75
5.2 – MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA - CALIBRAÇÃO 81
5.2.1 – DBO e OD 81
5.2.2 – Fósforo 86
5.2.3 – Coliformes termotolerantes 88
5.3 - CENÁRIOS 89
5.3.1 – Córrego Vargem da Benção 89
5.3.2 – Ribeirão Ponte Alta 93
5.3.3 – Rio Alagado 96
6 - CONCLUSÕES 101
7 - RECOMENDAÇÕES 103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 104

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Doenças causadas pela ingestão ou contato com água contaminada (modificado – Von Sperling, 1996). 11
Tabela 3.2 - Modelos para a simulação da qualidade da água de rios. 19
Tabela 3.3 - Alguns estudos que utilizaram o QUAL-UFMG em território brasileiro. 27
Tabela 3.4 - Valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (modificado – BRASIL, 2005). 33
Tabela 4.1 - Demandas hídricas setoriais (modificado – Adasa, 2020a). 44
Tabela 4.2 - Capacidade, vazão média atual, regiões atendidas e corpos receptores das ETEs presentes na bacia do rio Alagado (modificado – Adasa, 2020a; Caesb, 2016b). 44
Tabela 4.3 – Pontos monitorados pela Caesb e pela Adasa. 48
Tabela 4.4 – Ponto monitorado pela Corumbá Concessões S.A. 49
Tabela 4.5 – Valores de a, b, c e d para cada corpo hídrico estudado. 56
Tabela 4.6 - Vazões médias do rio Alagado e dos córregos Vargem da Benção e Monjolo entre 2015 e 2021. 58
Tabela 4.7 – Concentrações dos parâmetros nos corpos hídricos à montante. 59
Tabela 4.8 – Vazões atuais dos efluentes das ETEs (Adasa, 2020c). 59
Tabela 4.9 – Concentrações atuais dos parâmetros nos efluentes das ETEs (Caesb, 2014; Caesb, 2012; Adasa, 2020b). 60
Tabela 4.10 – Valores típicos dos coeficientes K1, Kd e Ks (Von Sperling, 2007). 62
Tabela 4.11 – Valores típicos de K2 (Von Sperling, 2007). 62
Tabela 4.12 – Dados utilizados nas simulações dos cenários futuros (Caesb, 2014). 63
Tabela 4.13 – Síntese dos cenários simulados. 64
Tabela 4.14 – Enquadramento dos corpos hídricos estudados (Caesb, 2014). 65
Tabela 5.1 – Enquadramentos obtidos para os trechos simulados. 100

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Curva de OD em um corpo d'água após o lançamento de carga de poluição (Dezotti, 2008). 6
Figura 3.2 - Zonas de autodepuração (Von Sperling, 1996). 8
Figura 3.3 - Rede de monitoramento das águas superficiais do DF (Adasa, 2022). 14
Figura 3.4 - Etapas da aplicação de um modelo (modificado – Chapra, 1997). 16
Figura 3.5 - Representação dos parâmetros simulados pelo QUAL2E (modificado – Chapra, 1997). 21
Figura 3.6 - Representação de um trecho do rio (modificado - Brown e Barnwell, 1987). 22
Figura 3.7 - Parâmetros simulados pelo QUAL-UFMG (modificado - Von Sperling, 2007). 24
Figura 3.8 - Relação entre a qualidade da água, as classes do enquadramento e os usos (ANA, 2020). 31
Figura 3.9 - Usos permitidos para as classes do enquadramento de águas doces (ANA, 2020). 32
Figura 3.10 - UGHs da bacia do rio Paranaíba (ANA, 2013). 35
Figura 3.11 - Bacias estudadas no PGIRH/DF (Adasa, 2012a). 37

Figura 3.12 - Área de abrangência do PRH do Paranaíba – DF (CBH PARANAÍBA – DF, 2019). 37
Figura 4.1 - Fluxograma das etapas metodológicas do Projeto Final. 41
Figura 4.2 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Alagado. 43
Figura 4.3 – Mapa de localização das ETEs da BHA. 45
Figura 4.4 – Mapa de localização das estações fluviométricas utilizadas na monografia. 47
Figura 4.5 – Mapa de localização dos pontos de monitoramento da qualidade da água. 49
Figura 4.6 – Diagrama unifilar dos trechos simulados. 51
Figura 4.7 – Curvas-chave do córrego Vargem da Benção. 53
Figura 4.8 – Curvas-chave do ribeirão Ponte Alta. 54
Figura 4.9 – Curvas-chave do rio Alagado. 55
Figura 4.10 – Mapa altimétrico do DF (CODEPLAN, 2020). 56
Figura 4.11 - Precipitação média mensal do DF (INPE, 2022). 57
Figura 5.1 – Concentrações de DBO no ponto CVB040 do córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023). 67
Figura 5.2 – Concentrações de OD no ponto CVB040 do córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023). 68
Figura 5.3 – Concentrações de P total no ponto CVB040 do Córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023). 69
Figura 5.4 – Concentrações de nitrogênio no ponto CVB040 do córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023). 70
Figura 5.5 – Concentrações de DBO no ponto Estação Ponte Alta do ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023). 72
Figura 5.6 – Concentrações de OD no ponto Estação Ponte Alta do ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023). 72
Figura 5.7 – Concentrações de P no ponto Estação Ponte Alta no ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023). 73
Figura 5.8 – Concentrações de N total no ponto Estação Ponte Alta do ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023). 74
Figura 5.9 – Concentrações de coliformes termotolerantes no ponto Estação Ponte Alta do Ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023). 75
Figura 5.10 – Concentrações de DBO no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023). 77
Figura 5.11 – Concentrações de OD no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023). 77
Figura 5.12 – Concentrações de P no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023). 78
Figura 5.13 – Concentrações de N e suas frações no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023). 80
Figura 5.14 – Coliformes termotolerantes no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023). 80
Figura 5.15 – Resultados após a calibração do modelo para a DBO do córrego Vargem da Benção. 82
Figura 5.16 – Resultados após a calibração do modelo para o OD do córrego Vargem da Benção. 82
Figura 5.17 - Resultados após a calibração do modelo para a DBO do ribeirão Ponte Alta. 83

Figura 5.18 - Resultados após a calibração do modelo para o OD do ribeirão Ponte Alta. 84
Figura 5.19 - Resultados após a calibração do modelo para a DBO do rio Alagado. 85
Figura 5.20 - Resultados após a calibração do modelo para o OD do rio Alagado..... 85
Figura 5.21 – Resultados após a calibração do modelo para o fósforo total do córrego Vargem da Benção. 87
Figura 5.22 – Resultados após a calibração do modelo para o fósforo total do ribeirão Ponte Alta. 87
Figura 5.23 – Resultados após a calibração do modelo para o fósforo total do rio Alagado. 88
Figura 5.24 – Simulação de DBO do córrego Vargem da Benção. 90
Figura 5.25 – Simulação de OD do córrego Vargem da Benção. 91
Figura 5.26 – Simulação de fósforo do córrego Vargem da Benção. 92
Figura 5.27 – Simulação de DBO do ribeirão Ponte Alta. 93
Figura 5.28 – Simulação de OD do ribeirão Ponte Alta. 94
Figura 5.29 – Simulação de fósforo do ribeirão Ponte Alta. 95
Figura 5.30 – Simulação de DBO do rio Alagado. 97
Figura 5.31 – Simulação de OD do rio Alagado. 98
Figura 5.32 – Simulação de fósforo do rio Alagado. 99

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIAÇÕES

ACP: Análise dos componentes principais

Adasa: Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal

ANA: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

APA: Área de Proteção Ambiental

BHA: Bacia Hidrográfica do Rio Alagado

Caesb: Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

CBHRP: Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba

CE: Ceará

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CODEPLAN: Companhia de Planejamento do Distrito Federal

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

C_s: Concentração de saturação de OD (mg/L)

C_t: Concentração de OD no tempo t (mg/L)

D_0: Déficit de OD inicial (mg/L)

DBO: Demanda bioquímica de oxigênio

DBOc: Demanda bioquímica carbonácea de oxigênio

DF: Distrito Federal

DQO: Demanda química de oxigênio

D_t: Déficit de OD no tempo t (mg/L)

ES: Espírito Santo

ETA: Estação de tratamento de água

ETE: Estação de tratamento de esgoto

EUA: Estados Unidos da América

GO: Goiás

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

K_1: Coeficiente de desoxigenação (d^{-1})

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

L_0: DBO remanescente em t=0 (mg/L)

LSA: Laboratório de Saneamento Ambiental

MG: Minas Gerais

MS: Mato Grosso do Sul

N org: Nitrogênio orgânico

N: Número total de dados

NMP: Número mais provável

OD: Oxigênio dissolvido

P: Fósforo

P diss: Fósforo dissolvido

P inorg: Fósforo inorgânico

P org: Fósforo orgânico

P org: Fósforo orgânico

PB: Paraíba

PDSB/DF: Plano Distrital de Saneamento Básico do Distrito Federal

PE: Pernambuco

PGIRH/DF: Plano Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal

PI: Piauí

PNQA: Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas

PNRH: Política Nacional de Recursos Hídricos

PR: Paraná

PRH – Paranaíba – DF: Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Afluentes Distritais do rio Paranaíba

PRH: Plano de Recursos Hídricos

RA: Região administrativa

REMQ: Raiz do erro médio quadrático

RJ: Rio de Janeiro

RS: Rio Grande do Sul

Saneago: Companhia Saneamento de Goiás S.A.

SNIRH: Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos

SP: São Paulo

SWAT: *Soil and Water Assessment Toll*

t: Tempo (dia)

UGH: Unidade de Gestão Hídrica

UH: Unidade Hidrográfica

UHE: Usina Hidrelétrica

UnB: Universidade de Brasília

WEAP*: Water Evaluation and Planning*

WSI*: Watershed Sustainability Index*

$\hat{y}_i$: Valor estimado pelo modelo

y_i: Valor observado

1 - INTRODUÇÃO

A água é um recurso importante para a manutenção da vida humana e suas atividades. Dentre os problemas que afetam a disponibilidade de água em regiões metropolitanas brasileiras está a expansão urbana e populacional. A qualidade da água de um corpo aquático dependerá do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, sendo afetada por circunstâncias naturais ou intervenções antrópicas, como o escoamento superficial de áreas rurais ou urbanas e o despejo de efluentes de forma pontual, como ETEs e indústrias (Von Sperling, 1996).

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2040 a população brasileira será composta por cerca de 232 milhões de habitantes. Ademais, as projeções para as populações do Distrito Federal (DF) e de Goiás (GO), para o mesmo ano, são, respectivamente, 3.647.352 e 8.545.629 habitantes. Desse modo, o crescimento percentual das populações brasiliense e goiana, nos próximos 17 anos, será de 16,1% e 16,6% (IBGE, 2022).

Diante do crescimento demográfico esperado, a demanda por recursos hídricos para o abastecimento humano e para a depuração de poluentes, principalmente efluentes das estações de tratamento de esgoto (ETEs), se tornará mais intensa.

O acelerado crescimento populacional associado à necessidade do estabelecimento de corpos receptores para o lançamento de esgotos tratados faz parte dos desafios atuais e futuros do Distrito Federal e de municípios goianos localizados na região sudoeste do DF. Tendo em vista que o DF está localizado em zona de planalto e que os rios situados na região são “de cabeceira” e possuem baixas vazões, a disponibilidade hídrica superficial per capta da região é a terceira menor do país (Rebouças *et al.*, 2006). Estas características limitam a retirada de água e a diluição de efluentes nos corpos receptores presentes na região distrital, cursos d’água que seguem para Goiás, como, por exemplo, o rio Alagado.

O rio Alagado é um corpo d’água de dominialidade da União e está localizado na bacia hidrográfica do rio Corumbá. Esta unidade hidrográfica abrange os territórios do DF e do estado de Goiás (ANA, 2022). As regiões administrativas Santa Maria, Recanto das Emas, Gama e Samambaia estão inseridas na parte distrital dessa bacia (CODEPLAN, 2020). Na parcela goiana, estão inseridas as cidades Santo Antônio do Descoberto, Novo Gama e Luziânia (Adasa, 2020a). As ETEs Recanto das Emas, Gama, Alagado e Santa Maria, que

atendem as respectivas regiões administrativas Recanto das Emas, Gama e Santa Maria, possuem o córrego Vargem da Benção, o ribeirão Ponte Alta e o rio Alagado, respectivamente, como corpos receptores (Caesb, 2016b).

O rio Alagado, principal corpo hídrico da bacia hidrográfica, deságua em um dos braços do Reservatório de Corumbá IV, no segmento em que ocorre a captação de água para o abastecimento de cidades do DF e de Goiás, iniciada no ano de 2022. A captação é uma parceria entre a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) e a Companhia Saneamento de Goiás S.A. (Saneago), projeto que teve como objetivo evitar a ocorrência de crises hídricas no abastecimento da região, como a ocorrida entre os anos de 2016 e 2018 no DF. As águas captadas atendem as regiões administrativas Gama, Santa Maria, Riacho Fundo II, Park Way e Recanto das Emas.

Os diferentes usos do solo da bacia do rio Alagado, tanto no DF quanto no estado de Goiás, como agricultura e áreas urbanas, contribuem com cargas pontuais e difusas de poluição que afetam a qualidade da água do rio Alagado e de seus afluentes.

Tendo em vista as problemáticas presentes na bacia do rio Alagado, os instrumentos normativos são importantes ferramentas para a proteção dos corpos d'água. O enquadramento dos corpos hídricos é um instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) que visa a garantia da qualidade da água para os usos previstos e futuros e a redução dos gastos com a despoluição das águas (ANA, 2020). Tendo em vista as problemáticas presentes na bacia do rio Alagado e a necessidade de atendimento à legislação vigente, entender a situação atual dos corpos hídricos e prever cenários futuros torna-se tarefa fundamental para a garantia da qualidade da água.

Visando subsidiar a análise atual e realizar previsões de qualidade da água, os modelos matemáticos apresentam potencial de ampliação do entendimento sobre os sistemas simulados e a realização de previsões sobre os corpos d'água, bem como permite a simulação com diferentes cargas e tipos de poluentes. Os modelos matemáticos utilizam equações para simular o ambiente real e possibilitam a ampliação do entendimento e a elaboração de conclusões referentes às problemáticas existentes (Sodré, 2007). Ricciardone *et al*. (2011) empregaram o modelo de Streeter-Phelps para identificar o grau de poluição do rio das Mortes (RJ). Outros autores como, Nugraha *et al*. (2022) e Silva (2015) utilizaram os modelos QUAL2E e QUAL2K, respectivamente, para simular a qualidade da água dos rios estudados.

Um dos modelos aplicados no Brasil é o QUAL-UFMG, elaborado por Marcos Von Sperling. É um modelo inspirado no modelo QUAL2E com algumas simplificações, não modela as algas e desconsidera a dispersão longitudinal. O QUAL-UFMG é um modelo de qualidade da água de rios que permite a simulação de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), formas de nitrogênio, fósforo e coliformes (Von Sperling, 2007). Diversos autores como Teodoro *et al*. (2013), Gomes *et al*. (2018) e Costa *et al*. (2021) utilizaram o QUAL-UFMG para modelar a qualidade da água de rios, como ferramenta de auxílio para a gestão de recursos hídricos.

Tendo em vista que as futuras conjunturas do Distrito Federal e de Goiás tendem ao aumento da demanda de águas superficiais e subterrâneas para usos diversos, principalmente abastecimento de água para consumo humano, a simulação da qualidade da água do rio Alagado e de seus afluentes por meio da utilização do QUAL-UFMG caracteriza-se como um enfoque de análise essencial para a previsão de futuros cenários de qualidade da água e, consequente, como apoio ao processo de tomada de decisão no âmbito da gestão hídrica dessa importante unidade hídrica.

Em relação às questões ambientais, a simulação poderá auxiliar na compreensão do processo de autodepuração do rio, que consiste no fenômeno de recuperação do corpo d'água por meio de mecanismos naturais, este processo está associado ao retorno do equilíbrio do corpo aquático após a inserção de cargas de poluição (Von Sperling, 1996). Além disso, auxilia no entendimento dos impactos da inserção de nutrientes, organismos e matéria orgânica no ambiente aquático. Na esfera social, a modelagem promoverá a proposição de alternativas que objetivem a melhoria da qualidade da água para seus diferentes usuários. Por fim, os resultados e cenários obtidos durante as simulações poderão ser utilizados para a elaboração de alternativas que reduzam os custos referentes ao tratamento de água nas Estações de Tratamento de Água (ETAs).

A presente monografia está dividida em seis capítulos. O capítulo 1 é a introdução do trabalho. No capítulo 2 são apresentados o objetivo geral e os objetivos específicos. A fundamentação teórica e a revisão de literatura fazem parte do capítulo 3, onde serão abordados os principais tópicos do trabalho. Em seguida, o capítulo 4 aborda a metodologia desenvolvida. O capítulo 5 apresenta os resultados obtidos e as discussões. Por fim, no capítulo 6 são apresentadas as principais conclusões e recomendações.

2 - OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVO GERAL

Analisar a situação da qualidade da água do rio Alagado (DF/GO) a partir dos dados disponíveis e o impacto do lançamento de cargas pontuais de poluição da água por meio do modelo QUAL-UFMG.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a qualidade da água do rio Alagado (DF/GO) a partir de dados disponíveis e da simulação dos parâmetros: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio, fósforo total e coliformes.
- Analisar as perspectivas de qualidade da água para o rio Alagado (DF/GO) mediante a simulação de cenários futuros de lançamento de cargas na bacia hidrográfica.
- Verificar a perspectiva de atendimento ao enquadramento para o rio Alagado (DF/GO) e seus afluentes no prazo estabelecido pelo DF.

3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são apresentadas a fundamentação teórica e a revisão bibliográfica, ambas relacionadas à qualidade da água e à aplicação de modelos de qualidade da água para a avaliação dos impactos das cargas poluidoras em rios. Primeiramente, a qualidade da água é fundamentada, assim como o monitoramento da qualidade da água, importante levantamento de dados para o acompanhamento dos sistemas hídricos e para a utilização de modelos.

Em seguida, foi realizada uma revisão geral sobre os modelos de qualidade da água e é apresentada uma revisão sobre a modelagem de rios utilizando o QUAL-UFMG. Posteriormente, os instrumentos de gestão de recursos hídricos aplicados na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba são abordados. Por fim, são apresentados os trabalhos produzidos sobre a bacia hidrográfica do rio Alagado.

3.1 - QUALIDADE DA ÁGUA E O MONITORAMENTO DOS SISTEMAS AQUÁTICOS

Segundo Von Sperling (1996), a qualidade da água de um corpo hídrico é resultado de eventos naturais e intervenções antrópicas, e está relacionada ao uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica. As intervenções antrópicas podem ocorrer de forma pontual, como os lançamentos de efluentes das ETEs, ou difusa, como o escoamento oriundo de áreas agrícolas. Ambas as formas incorporam compostos na água, diminuindo sua qualidade.

Em estudo realizado por Andrade *et al.* (2018), foi observado que as ações antrópicas, como o despejo de efluentes, a inadequada disposição de resíduos sólidos e a limpeza de veículos nas proximidades do açude de Bodocongó, localizado em Campina Grande (PB), acentuam a degradação ambiental do corpo aquático. Além das interferências antrópicas já citadas, em estudo elaborado por Santos *et al.* (2018), na bacia hidrográfica do rio das Velhas (MG), verificou-se que as atividades agrícolas e industriais, a urbanização e a ocupação desordenada do solo favorecem a degradação desse Rio.

Desse modo, monitorar e avaliar a qualidade da água é essencial para o entendimento dos efeitos adversos decorrentes de empreendimentos e processos poluidores, assim como para a determinação de estratégias para a melhoria da qualidade dos corpos aquáticos. O

acompanhamento das características físicas, químicas e biológicas da água pode ser realizado a partir dos parâmetros de qualidade da água, sendo alguns deles: matéria orgânica, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio, fósforo e coliformes (Von Sperling, 1996).

3.1.1 - Matéria orgânica e oxigênio dissolvido (OD)

A presença de matéria orgânica nos corpos hídricos resulta no consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos decompositores aeróbios. O oxigênio dissolvido é utilizado para a estabilização dos compostos orgânicos. Este processo é um dos principais impactos da poluição da água (Von Sperling, 1996). A matéria orgânica é fonte de energia para os microrganismos heterotróficos nos fenômenos de respiração e decomposição. Em ambos os fenômenos, o oxigênio dissolvido é consumido (Chapra, 1997).

Segundo Dezotti (2008), a decomposição da matéria orgânica por microrganismos acontece de forma natural no corpo d'água. A Figura 3.1 apresenta a curva de oxigênio dissolvido após o lançamento de uma carga poluente em um corpo hídrico. Observa-se que após o ponto de lançamento, há o surgimento do consumo bacteriano e a diminuição do oxigênio dissolvido. O nível de oxigênio se restabelece em um ponto a jusante do lançamento. A curva de oxigênio dissolvido em um rio, após o lançamento, é resultado de dois mecanismos principais, sendo eles: o consumo de OD pelos microrganismos e a reaeração natural.

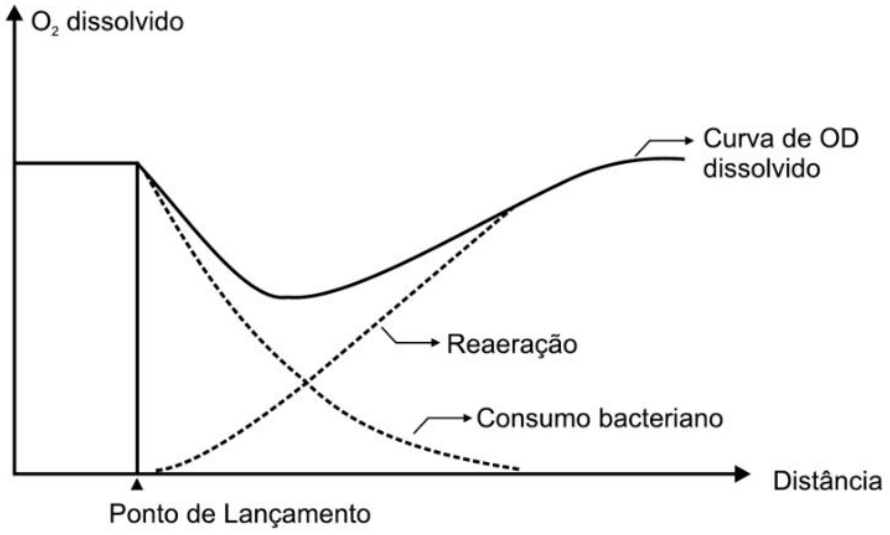


Figura 3.1 - Curva de OD em um corpo d'água após o lançamento de carga de poluição (Dezotti, 2008).

A autodepuração é o fenômeno de recuperação do corpo d'água por meio de mecanismos naturais, este processo está associado ao retorno do equilíbrio do corpo aquático após a inserção de cargas de poluição. O corpo d'água será considerado depurado quando suas características estiverem adequadas para a utilização prevista. O entendimento e a quantificação da autodepuração são importantes para a utilização da capacidade de assimilação dos rios como complemento ao tratamento de esgotos, assim como para a proibição dos lançamentos de efluentes que ultrapassem a capacidade de assimilação do corpo d'água receptor (Von Sperling, 1996).

O fenômeno de autodepuração é formado por quatro zonas, sendo elas: zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas (Von Sperling, 1996). A Figura 3.2 ilustra as zonas presentes na autodepuração.

Apresentam-se, na sequência, breves descrições acerca das zonas existentes no processo de autodepuração (Von Sperling, 1996):

- Zona de degradação: Esta zona é formada após o lançamento do efluente e é caracterizada pela elevada concentração de matéria orgânica. Possui aspecto turvo devido aos sólidos presentes no efluente. Também há o desenvolvimento das bactérias decompositoras, provocando o consumo de OD.
- Zona de decomposição ativa: Nesta zona a decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos ocorre ativamente. É a zona com a pior qualidade da água e a concentração de OD alcança seu menor valor. Possui coloração intensa e há depósito de lodo no fundo do corpo aquático, além de ocorrer uma redução na concentração de bactérias decompositoras.
- Zona de recuperação: Nesta zona a água está mais límpida, além disso a liberação de gases e o mau cheiro cessam. A maior parte da matéria orgânica está estabilizada e a concentração de OD aumenta.
- Zona de águas limpas: Nesta zona o corpo d'água retorna às características naturais anteriores ao lançamento de efluentes. A concentração de OD se aproxima da concentração de saturação.

Teodoro *et al*. (2013), observaram que o rio Taquarizinho (MS) possuía alta capacidade de autodepuração e que o corpo aquático conseguiria assimilar os efluentes de um curtume, três matadouros e duas ETEs. As simulações realizadas por Salla *et al*. (2013) tiveram como principal objetivo a estimativa da máxima população que o rio Jordão (MG) suportaria, de

forma que a autodepuração ocorresse e que o rio continuasse enquadrado como Classe 2, destinado ao abastecimento público após tratamento convencional. Apesar das simulações propostas incluírem o tratamento secundário de esgotos, concluiu-se que o rio Jordão não é capaz de realizar a autodepuração dos efluentes tratados da população existente.

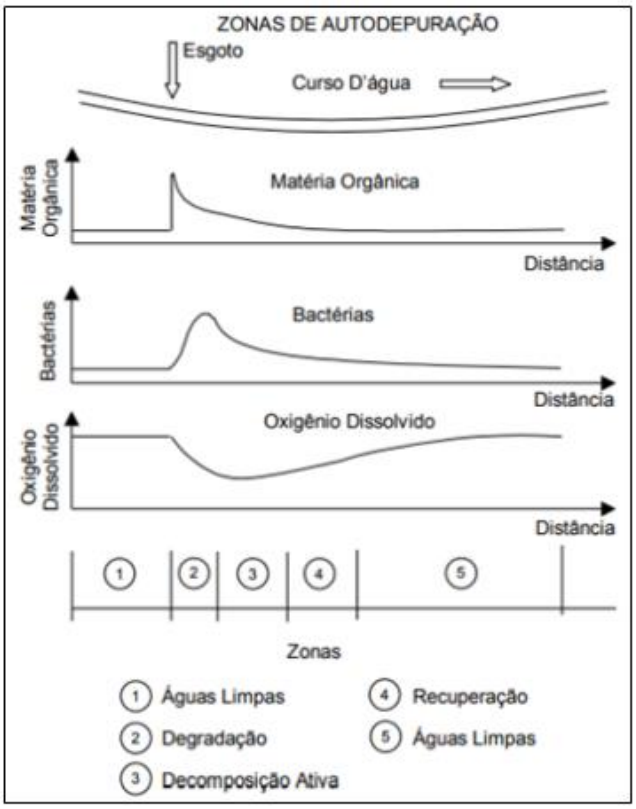


Figura 3.2 - Zonas de autodepuração (Von Sperling, 1996).

Outro estudo que pode ser mencionado é o realizado por Lima *et al*. (2013), em que se constatou que o rio Pacoti (CE) não é capaz de realizar a autodepuração até a chegada ao reservatório Acarape do Meio.

Costa e Teixeira (2010) obtiveram dados de OD e DBO para determinar as zonas de autodepuração do Ribeirão do Ouro (SP), este corpo aquático recebe uma fonte pontual de efluente industrial. Após o lançamento do efluente industrial, verificou-se a redução de OD e o aumento de DBO, caracterizando a zona de degradação. A DBO, assim como a Demanda Química de Oxigênio (DQO), são parâmetros indiretos de medição do consumo de oxigênio e são utilizadas para a determinação da concentração de matéria orgânica nos corpos

aquáticos. A DBO é o parâmetro mais utilizado. DBO e OD possuem papel essencial na determinação do grau de poluição do corpo d'água (Von Sperling, 1996).

Conforme estudo elaborado por Gonçalves *et al*. (2012), a qualidade da água do córrego São Simão (SP) é reduzida a partir do lançamento de esgotos *in natura* provenientes da cidade de São Simão, esta redução de qualidade ocorre devido à falta de tratamento dos esgotos gerados no município. Ao longo do estudo foram identificadas as zonas de autodepuração do córrego, bem como o comprimento necessário para que a autodepuração ocorresse. Constatou-se que a faixa ideal para a autodepuração é maior do que a extensão real do rio. Já o estudo de Ricciardone *et al.* (2011), semelhante ao ocorrido no estudo anterior, identificou a necessidade do rio das Mortes (RJ) apresentar uma extensão maior do que a existente para que ocorra a autodepuração e se atinja a estabilidade no corpo hídrico.

3.1.2 - Nutrientes - Nitrogênio e fósforo

O nitrogênio pode ser detectado nos corpos d'água nas seguintes formas: nitrogênio orgânico, amônia (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (Von Sperling, 1996). O nitrogênio é um nutriente essencial para o desenvolvimento e a reprodução de algas, além de ser um dos agentes causadores da eutrofização. Nos corpos aquáticos, o nitrogênio interfere na concentração de oxigênio dissolvido (Chapra,1997). O processo de nitrificação, em que ocorre a oxidação da amônia a nitrito e do nitrito a nitrato, consome o oxigênio dissolvido presente no meio aquático (Von Sperling, 1996). Além disso, algumas formas de nitrogênio são tóxicas (Chapra, 1997). Como exemplo, Pereira e Mercante (2005) e Piedras *et al*. (2006) expuseram as implicações causadas pela amônia, composto tóxico para os organismos aquáticos, na qualidade da água e na criação de peixes.

Além do mais, o nitrogênio pode ser utilizado como indicador do estágio de poluição do corpo hídrico. Uma vez que a detecção de nitrogênio orgânico ou amônia nos corpos d'água indica que a poluição ocorreu em um ponto recente, enquanto a detecção de nitrato sugere, em geral, que a poluição ocorreu em um ponto distante (Von Sperling, 1996).

Assim como o nitrogênio, o fósforo é fundamental para o crescimento dos microrganismos aquáticos. As principais fontes de fósforo são as rochas sedimentares, os fertilizantes utilizados na agricultura, os lançamentos de esgotos domésticos e os detergentes, estando presente na água nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo

orgânico. Nos corpos hídricos, o fosfato dissolvido gera preocupações devido à sua influência no processo de eutrofização (Derisio, 2012; Von Sperling, 1996).

O nitrogênio e o fósforo são nutrientes presentes nos esgotos e, em elevadas quantidades, podem causar a eutrofização dos ecossistemas aquáticos. A eutrofização é um processo de aumento da produtividade do ecossistema decorrente do aumento da concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. A eutrofização pode ocorrer de forma natural ou "cultural". A eutrofização natural será induzida pelas descargas naturais de nitrogênio e fósforo na bacia hidrográfica, como o contato com rochas sedimentares. Por outro lado, a eutrofização "cultural" é consequência do lançamento de esgotos domésticos e industriais e da poluição difusa proveniente das atividades agrícolas (Tundisi e Tundisi, 2011).

Em estudo realizado por Gomes *et al*. (2018), as maiores concentrações de fósforo e nitrogênio foram detectadas em regiões fortemente urbanizadas e industrializadas. A eutrofização é um processo em que ocorre o rápido desenvolvimento de cianobactérias e, alguns destes microrganismos produzem cianotoxinas, substâncias tóxicas capazes de provocar danos à saúde humana, bem como a mortalidade de animais aquáticos (Tundisi e Tundisi, 2011). Os florescimentos das populações de cianobactérias são mais comuns e preocupantes em sistemas lênticos, como lagos e reservatórios, ambientes que apresentam, em geral, um tempo de residência da água mais elevado. Contudo, a ocorrência da eutrofização em rios também é analisada, principalmente em bacias que deságuam em sistemas lênticos.

Uma das formas de caracterizar o estágio de eutrofização de um corpo d'água são os níveis tróficos. Dentre os quais podem ser citados os seguintes níveis, mencionados da menor para a maior produtividade: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico (Von Sperling, 1996). O estudo desenvolvido por Júnior (2021) analisou a variação temporal e sazonal da eutrofização do rio Maracaípe (PE), observou-se que na maior parte do monitoramento, o rio manteve-se classificado como mesotrófico. No entanto, em determinados anos, no período chuvoso, o rio oscilou entre os estados eutrófico e hipereutrófico. Estas alterações indicam a relação entre o nível trófico do rio, as atividades antrópicas e o escoamento superficial direcionado ao corpo aquático.

3.1.3 - Coliformes

Os microrganismos indicadores de contaminação fecal pertencem ao grupo coliforme; a presença de tais microrganismos na água representa um risco à saúde humana devido à transmissão de doenças (Von Sperling, 1996). Segundo Chapra (1997), os microrganismos causam doenças em seres humanos a partir da ingestão de água contaminada ou pelo contato desta com a pele. Como exemplificação, a Tabela 3.1 apresenta algumas doenças relacionadas com a ingestão ou contato com água contaminada.

Tabela 3.1 - Doenças causadas pela ingestão ou contato com água contaminada (modificado – Von Sperling, 1996).

Doença	**Microrganismo responsável**	**Sintomas**
Ingestão de água contaminada		
Disenteria bacilar	Bactéria (*Shigella dysenteriae*)	Forte diarreia
Cólera	Bactéria (*Vibrio cholerae*)	Diarreia extremamente forte, desidratação, alta taxa de mortalidade
Leptospirose	Bactéria (*Leptospira*)	Icterícia, febre
Salmonelose	Bactéria (*Salmonella*)	Febre, náusea, diarreia
Febre tifóide	Bactéria (*Salmonella typhi*)	Febre elevada, diarreia, ulceração do intestino delgado
Giardíase	Protozoário (*Giardia lamblia*)	Diarreia leve a forte, náusea, indigestão, flatulência
Gastroenterite	Vírus (*enterovírus, parvovírus, rotavírus*)	Diarreia leve a forte
Paralisia infantil	Vírus (*Poliomielites vírus*)	Paralisia
Contato com água contaminada		
Escabiose	Sarna (*Sarcoptes scabier*)	Úlceras na pele
Tracoma	Clamídea (*Chlamydia tracomatis*)	Inflamação dos olhos, cegueira completa ou parcial

Os microrganismos patogênicos são difíceis de serem quantificados isoladamente e os custos para medição são elevados, logo são medidos os níveis de microrganismos indicadores. Estes microrganismos estão presentes no trato intestinal humano e sua presença na água indicará contaminação por dejetos humanos ou animais (Chapra, 1997). A *Escherichia coli* pertence ao grupo coliforme e é um dos microrganismos indicadores mais importantes. Essa bactéria é encontrada quase que exclusivamente no trato intestinal de seres humanos e animais de sangue quente (CETESB, 2008).

Ferreira e Silva (2018) analisaram a qualidade microbiológica da água de poços artesianos distribuída em uma instituição de ensino de Januária (MG). Todas as amostras coletadas evidenciaram contaminação por bactérias do grupo coliforme. Bortoli *et al*. (2018) avaliaram a qualidade microbiológica da água de propriedades rurais da região do Vale do Taquari (RS), a partir dos resultados obtidos verificou-se que algumas das amostras de água analisadas estão inadequadas para consumo humano e dessedentação animal.

Em estudo realizado por Vasconcellos *et al*. (2006), verificou-se que o rio São Lourenço (RS) possuía elevada concentração de coliformes termotolerantes, impossibilitando as atividades de contato primário. Nunes *et al*. (2019) constataram que as águas do rio Salgadinho (CE) estão inadequadas para a balneabilidade devido à contaminação por coliformes termotolerantes. Em ambos os estudos, para a análise da concentração de coliformes termotolerantes, foram realizados monitoramentos dos rios a partir da coleta de amostras de água.

3.1.4 - Redes de Monitoramento de Qualidade da água

O monitoramento é o grupo de atividades que objetivam o acompanhamento de determinados parâmetros de um sistema. O monitoramento da qualidade da água visa acompanhar as mudanças nos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, resultantes de ações humanas e fenômenos naturais. A definição de pontos de controle estratégicos e a coleta de dados e de amostras de água nesses pontos específicos são atividades que compõem o monitoramento. Essas coletas devem ser realizadas com periodicidade. O monitoramento permite a geração de informações acerca da atual qualidade da água de determinado corpo hídrico (PNQA, 2022).

As redes de monitoramento permitem a geração de informações para a avaliação da qualidade da água, bem como para as tomadas de decisão da gestão de recursos hídricos. A rede de monitoramento da qualidade da água é composta por pontos de coleta, conjuntos de instrumentos e equipamentos, protocolos e estrutura logística de envio de amostras (PNQA, 2022).

Um exemplo do uso do monitoramento limnológico para descrever a qualidade da água é o estudo de Ferreira e Cunha-Santino (2014) no rio Monjolinho (SP). No qual observou-se a variação da qualidade da água durante o período monitorado (fevereiro, março, abril, julho, agosto e setembro de 2011), esta variabilidade ocorreu devido ao ciclo hidrológico e ao uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, principalmente pela agricultura, solo exposto e áreas urbanas. Esses usos aumentam a inserção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nas águas do rio. Concluiu-se que o monitoramento é uma importante ferramenta para a gestão de recursos hídricos, pois possibilita a realização do diagnóstico da bacia e identifica as relações de causa e efeito dos problemas existentes.

No estudo de Lima *et al.* (2018), o monitoramento também foi utilizado como instrumento para o diagnóstico da bacia, possibilitando a constatação da intensa degradação da bacia hidrográfica do açude Acarape do Meio (CE). Costa *et al*. (2021) concluíram que o monitoramento da qualidade da água é uma ferramenta essencial para o diagnóstico confiável e realista da bacia do rio Piabanha (RJ). Além disso, a rede de monitoramento permitiu a realização de prognósticos mais precisos.

O monitoramento da qualidade da água também foi aplicado no estudo de Souza e Gastaldini (2014), os autores avaliaram a qualidade da água em sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Vacacaí-Mirim (RS). Para analisar as bacias foram utilizados os dados das estações pluviométricas e fluviométricas de monitoramento presentes na região. Concluiu-se que os diferentes usos do solo existentes na bacia interferem na qualidade da água.

No DF, o monitoramento da qualidade da água relacionado à gestão de recursos hídricos é realizado pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa). Essa rede é constituída por 77 pontos, sendo 59 em ambientes lóticos e 18 em ambientes lênticos. O monitoramento é realizado a cada 3 meses. Este monitoramento visa reconhecer alterações nos parâmetros, de forma que auxilie a gestão e o planejamento dos recursos hídricos. A rede fluviométrica e pluviométrica é composta por 57

estações, sendo 16 telemétricas, 28 automáticas e 13 manuais (Adasa, 2022). A Figura 3.3 apresenta a atual rede de monitoramento das águas superficiais do Distrito Federal.

A Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) realiza o monitoramento da qualidade da água dos mananciais superficiais e subterrâneos do DF. O monitoramento teve início na década de 70. Em 2022, a rede de monitoramento da Companhia apresentava 101 estações de monitoramento fluviométrico, 26 estações pluviométricas, 4 estações climatológicas e 1 estação sedimentométrica. A Caesb também monitora a qualidade da água em seus 28 pontos de captação para abastecimento humano. Além do monitoramento dentro do DF, a Companhia dispõe de pontos de monitoramento no Entorno, sendo treze pontos de monitoramento fluviométrico e dois pontos de monitoramento pluviométrico. A principal função da rede de monitoramento é auxiliar a gestão e o planejamento dos recursos hídricos (Caesb, 2022).

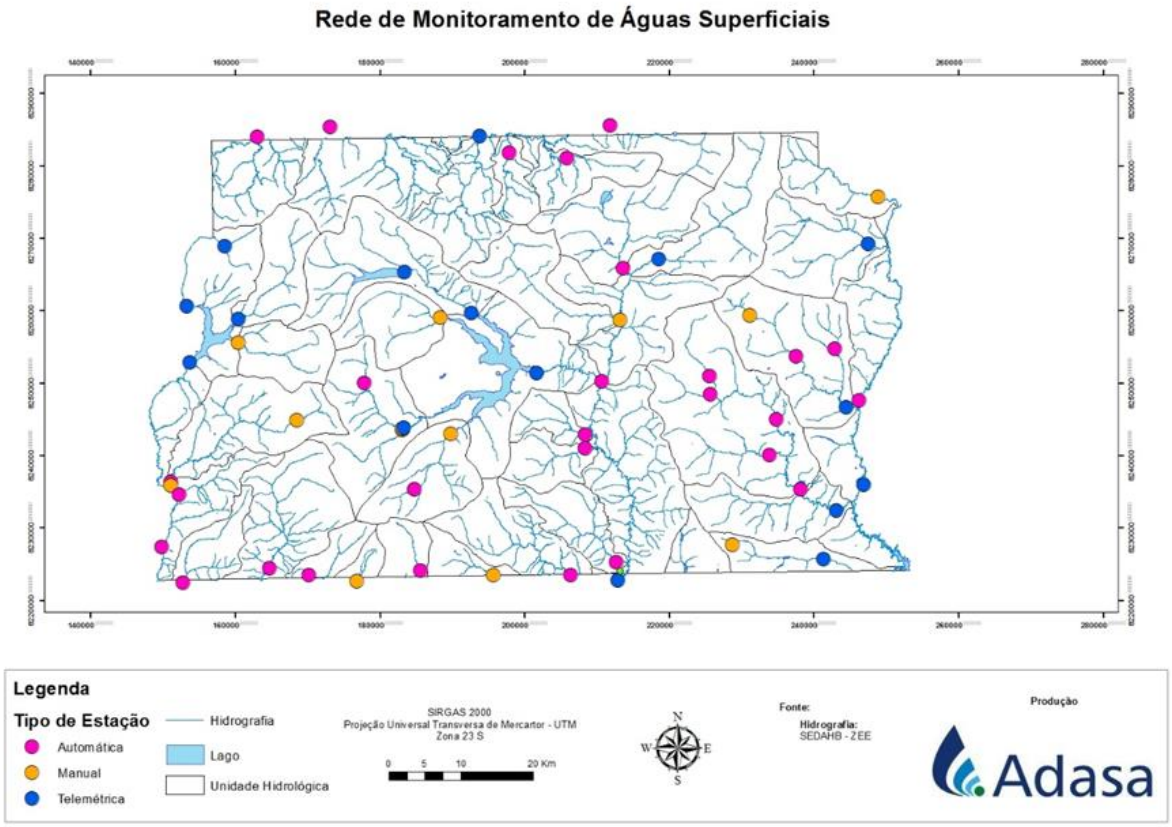


Figura 3.3 - Rede de monitoramento das águas superficiais do DF (Adasa, 2022).

3.2 - MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os modelos são representações simplificadas do mundo real. Os modelos matemáticos são uma vertente dos modelos, nesse tipo de modelagem as equações são utilizadas para simular o ambiente real e possibilitar a dedução de conclusões (Sodré, 2007). De acordo com Chapra (1997), a concepção da modelagem da qualidade da água teve seu enfoque voltado à análise da poluição de rios e córregos, em razão desses corpos aquáticos serem fontes de água potável, propiciarem o transporte hidroviário e se localizarem próximos aos centros urbanos. A aplicação de um modelo requer algumas etapas, a Figura 3.4 apresenta o processo simplificado da utilização de um modelo.

Os modelos de qualidade da água são necessários para a elaboração de análises científicas confiáveis, apoio à gestão e para a melhoria do entendimento sobre os sistemas hídricos em geral. Estes modelos, em sua maioria, se aplicam às situações ambientais, sociais e econômicas particulares. As atividades que afetam a qualidade da água são numerosas e os modelos são importantes ferramentas para investigar seus efeitos nos corpos hídricos (Tsakiris e Alexakis, 2012).

Tendo em vista a diversidade de modelos existentes, a escolha do modelo ideal para o estudo a ser realizado deve respeitar a conjuntura ambiental, as metas esperadas, os dados requeridos, o tempo necessário para a análise e os custos financeiros. Os modelos conceituais são os mais utilizados na engenharia ambiental, pois modelam os processos físicos e químicos, simulando variações dos parâmetros de qualidade da água e realizando previsões acerca de alterações nos corpos d'água (Tercini e Júnior, 2016).

Segundo Costa e Teixeira (2010), os modelos de qualidade da água auxiliam a gestão de recursos hídricos, operando na prevenção de possíveis degradações e no controle das alterações existentes no meio aquático. A modelagem também auxilia as tomadas de decisão, como exemplos podem ser citados, a retirada de empreendimentos poluidores, o estabelecimento de níveis de tratamento para as ETEs, a determinação de trechos suscetíveis à degradação, a previsão de mudanças na qualidade da água e a contribuição no processo de análise para a emissão de outorga.

Os modelos devem ser ajustados às condições reais por meio dos dados de monitoramento (Teodoro *et al*., 2013). Após os ajustes, os modelos permitem a reprodução de cenários e, consequentemente, fornecem informações sobre a alocação de esforços para o planejamento, auxiliando na gestão de recursos hídricos e tomadas de decisão (Larentis,

2004). Além do mais, conforme Da-ping *et al*. (2011), os modelos contribuem para a criação de métodos de fiscalização, estabelecendo padrões de segurança a custos aceitáveis.

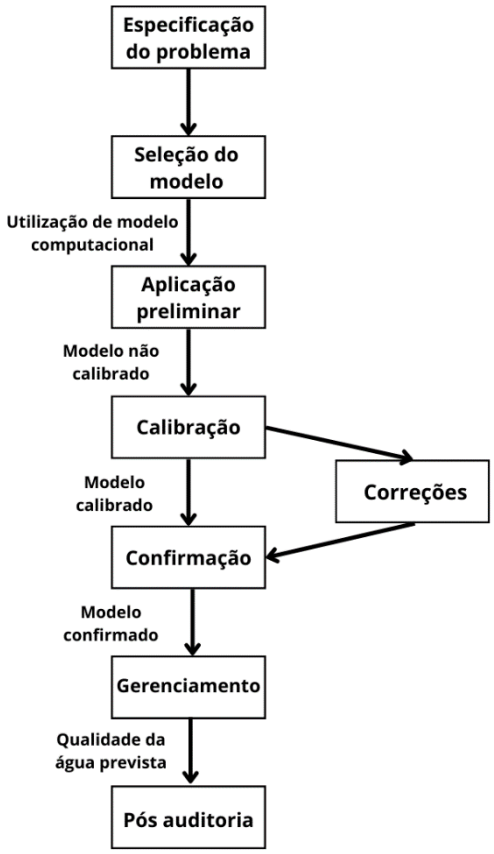


Figura 3.4 - Etapas da aplicação de um modelo (modificado – Chapra, 1997).

3.2.1 - Modelo de Streeter-Phelps

O modelo de Streeter-Phelps é a base da maior parte dos modelos de qualidade da água subsequentes. Foi desenvolvido em 1925 pelos pesquisadores Streeter e Phelps e é considerado um modelo simples, pois pondera apenas dois processos para o balanço do oxigênio dissolvido (OD), sendo eles: o consumo de OD, representado pela desoxigenação; e a produção de OD, representada pela reaeração atmosférica (Von Sperling, 1996).

O modelo é capaz de prever os efeitos das descargas de poluição pontual e difusa no comportamento do oxigênio dissolvido em corpos hídricos. O modelo foi desenvolvido em 1925 para o estudo do rio Ohio, localizado nos Estados Unidos da América. A falta de computadores limitou a utilização do modelo. O modelo passou a ser aplicado nos casos em que a geometria do canal era simples, as águas receptoras se encontravam em estado

estacionário e a cinética da reação era de primeira ordem. O modelo de Streeter-Phelps foi concebido com o intuito de lidar com os problemas causados pelos efluentes primários e não tratados, atuando na identificação das concentrações de DBO e OD. Além do mais, é um modelo unidimensional e possui solução analítica (Chapra, 1997). O modelo é composto pelas equações (3.1) e (3.2) (Von Sperling, 1996).

$$D_t = \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + D_0 * e^{-K_2 * t} \quad (3.1)$$

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + D_0 * e^{-K_2 * t}\right] \quad (3.2)$$

Em que:

D_t = Déficit de OD no tempo t (mg/L)

K_1 = Coeficiente de desoxigenação (d^{-1})

L_0 = DBO remanescente em t=0 (mg/L)

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

t = Tempo (dia); D_0 = Déficit de OD inicial (mg/L)

C_t = Concentração de OD no tempo t (mg/L)

C_s = Concentração de saturação de OD (mg/L)

Para a aplicação do modelo de Streeter-Phelps é considerado que as condições são estacionárias e que as características do corpo d'água são uniformes. O modelo não simula ocorrências que variem ao longo do tempo. Se houver mudanças nas características do rio, é necessário dividi-lo em trechos. Em casos de anaerobiose, quando a concentração de oxigênio dissolvido se iguala a 0, o modelo de Streeter-Phelps não é válido (Von Sperling, 2007).

Ricciardone *et al*. (2011) empregaram o modelo de Streeter-Phelps no rio das Mortes, localizado no município de Vassouras (RJ). Ao longo da extensão do rio verificaram-se lançamentos de esgotos in natura; esses lançamentos distribuídos dificultavam o reestabelecimento dos níveis ótimos de OD. A partir da aplicação do modelo foi possível

identificar o nível de poluição presente no corpo hídrico, bem como indicar o comprimento necessário para que a autodepuração ocorresse de forma que o rio se recuperasse e retornasse às suas condições naturais.

Tercini e Júnior (2016) fizeram modificações nas equações básicas do modelo de Streeter-Phelps para utilizá-las em um modelo integrado de simulação de OD e DBO, simulando o rio Tietê e o reservatório de Pirapora.

3.2.2 – Modelos subsequentes à Streeter-Phelps

Na atualidade, diversos modelos podem ser utilizados para a simulação da qualidade da água de rios, alguns exemplos são: QUAL2E, QUAL2K, QUAL-UFMG, QUASAR, AQUATOX, SIMCAT E TOMCAT. A Tabela 3.2 apresenta alguns dos modelos existentes, assim como sintetiza suas diferenças.

Na sequência serão apresentados, com maior detalhamento, alguns desses modelos.

Tabela 3.2 - Modelos para a simulação da qualidade da água de rios.

Modelo	Tipologia	Parâmetros simulados	Vantagens/desvantagens	Referência
QUAL2E	Unidimensional, estacionário e dinâmico.	OD, DBO, temperatura, clorofila-*a*, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações, coliformes termotolerantes, um constituinte não conservativo e três constituintes conservativos.	Se limita a períodos de tempo em que o fluxo do rio e as cargas de entrada são constantes.	Chapra (1997); Brown e Barnwell (1987).
QUAL2K	Unidimensional, estacionário.	Nitrogênio total, fósforo total, OD, DBO, demanda de oxigênio pelo sedimento, algas, pH, perifíton, patógenos.	Requer pequena quantidade de dados e é capaz de simular algas.	Tsakiris e Alexakis (2012).
QUAL-UFMG	Unidimensional, estacionário.	DBO, OD, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes.	Não inclui as algas e suas inter-relações com os outros constituintes. Contudo, possui simples utilização, layout compreensível e em português. Além de produzir gráficos e comparar os resultados com a legislação. É um modelo desenvolvido pelo professor brasileiro Marcos Von Sperling.	Von Sperling (2007).

Tabela 3.2 - Modelos para a simulação da qualidade da água de rios (Continuação).

Modelo	Tipologia	´Parâmetros simulados	Vantagens/desvantagens	Referência
QUASAR	Unidimensional, dinâmico, estocástico.	OD, DBOc, nitrato, amônia, amônio, demanda de oxigênio pelo sedimento, temperatura, E.coli, pH, poluente conservativo.	Requer extensa base de dados, acarretando maiores custos e demanda de tempo.	Kannel *et al*. (2011).
AQUATOX	Bidimensional, características hidráulicas estacionárias, poluente em estado dinâmico.	pH, nutrientes, toxicidade do NH_4, sedimentos, fauna aquática, OD, salinidade, ecotoxicidade.	Não permite a estratificação dinâmica e a modelagem de metais.	Sharma e Kansal (2013).
SIMCAT	Unidimensional, estacionário, estocástico.	OD, DBOc, amônia, parâmetro conservativo.	Abordagem simplista, porém, é capaz de avaliar rapidamente o impacto do lançamento de fontes pontuais.	Kannel *et al*. (2011).
TOMCAT	Unidimensional, estacionário.	OD, DBOc, amônia, cloreto.	Abordagem simplista, porém, é capaz de avaliar rapidamente o impacto do lançamento de fontes pontuais.	Kannel *et al*. (2011).

3.2.3 - QUAL2E

Segundo Chapra (1997), o QUAL2E é o modelo computacional mais utilizado no meio técnico científico para a simulação da qualidade da água em rios. Este modelo está apto a modelar até 15 parâmetros de qualidade, sendo eles: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, clorofila-*a*, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, bactérias coliformes, um constituinte não conservativo e até três constituintes conservativos. A Figura 3.5 representa as interações entre os parâmetros simulados pelo QUAL2E.

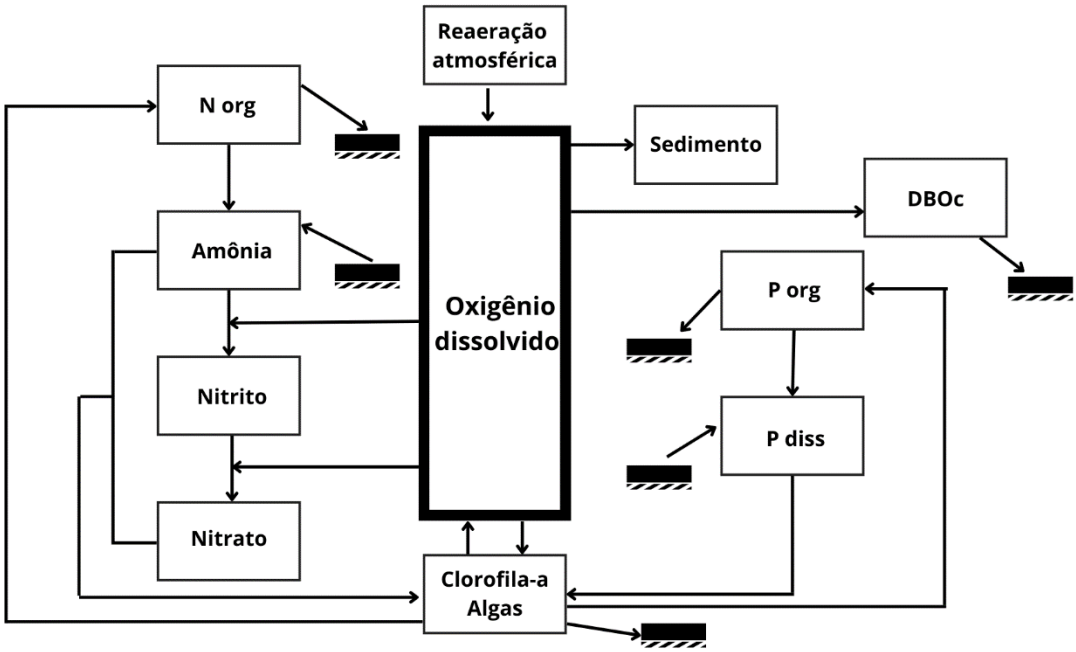


Figura 3.5 - Representação dos parâmetros simulados pelo QUAL2E (modificado – Chapra, 1997).

Além do mais, o modelo permite a simulação de múltiplas entradas e saídas ao longo do corpo aquático. O modelo foi desenvolvido com base no modelo QUALI e atualmente é distribuído pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (United States Environmental Protection Agency - USEPA). Para a aplicação do modelo é necessário segmentar o rio em trechos com características hidráulicas semelhantes, cada trecho será considerado um volume de controle (Chapra, 1997). A Figura 3.6 representa um trecho "n" do rio, composto por vários elementos computacionais "i". São representadas as seguintes vazões: vazão a

montante (Q_{i-1}), vazão externa (Q_{xi}) e vazão a jusante (Q_i). A vazão externa pode ser uma entrada de vazão ou uma captação (Brown e Barnwell, 1987).

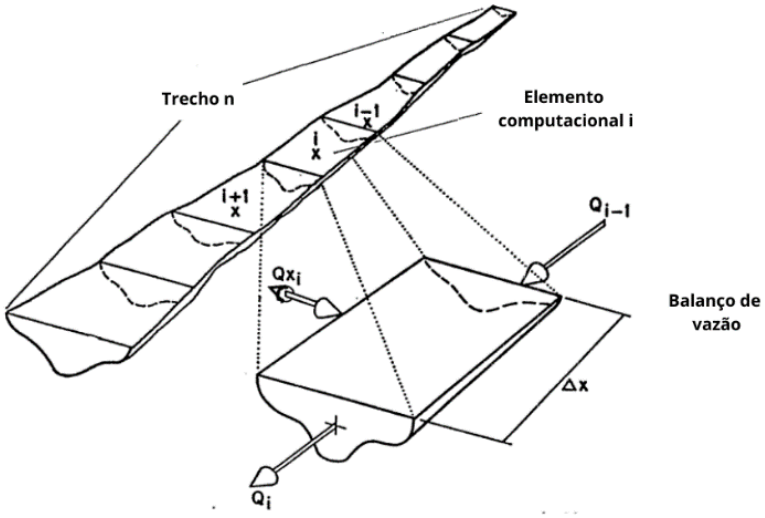


Figura 3.6 - Representação de um trecho do rio (modificado - Brown e Barnwell, 1987).

Nugraha *et al*. (2022) aplicaram o QUAL2E no rio Rambut, situado entre Pernalang e Tegal, cidades localizadas na Indonésia. O objetivo do estudo foi avaliar a capacidade de carga de poluição do rio. Os parâmetros avaliados foram DBO, coliformes fecais, nitrito e nitrato. Observou-se que os trechos analisados possuíam qualidades da água distintas. Além do mais, verificou-se que alguns trechos não atendiam aos padrões exigidos pela legislação local. Por fim, concluiu-se que o aumento populacional previsto para as duas cidades irá intensificar as cargas de DBO e coliformes fecais no corpo aquático.

3.2.4 - QUAL2K

O QUAL2K é um modelo unidimensional utilizado em sistemas de regime permanente. É capaz de modelar demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo em um rio principal e em seus tributários. No modelo é possível segmentar o corpo aquático, diferenciando os trechos com características hidráulicas similares (Silva *et al.*, 2015). O modelo é uma versão mais avançada dos modelos QUALI,

QUALII e QUAL2E (Costa e Teixeira, 2010). O modelo simula oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, clorofila-*a*, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo, bactérias coliformes, um constituinte não conservativo e até três constituintes conservativos (Tsakiris e Alexakis, 2012).

Para iniciar a modelagem é necessário dividir o corpo d'água, e o modelo permite a divisão em até 50 trechos. Os dados de entrada necessários para a simulação são vazão, características hidráulicas do corpo hídrico, coeficientes de taxas de reação, dados climáticos locais e parâmetros para as taxas das reações biológicas e químicas. Os dados de saída são as vazões para cada trecho e o balanço de massa obtido para cada um dos parâmetros analisados. Uma das vantagens desse modelo é a capacidade em simular as algas (clorofila-*a*) (Tsakiris e Alexakis, 2012). O QUAL2K foi utilizado na simulação da qualidade da água do sistema fluvial do Plano Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH) publicado em julho de 2012. A modelagem forneceu informações para as tomadas de decisão sobre o enquadramento dos corpos aquáticos distritais (Adasa, 2012).

Silva *et al*. (2015) avaliaram o impacto do crescimento populacional nos sistemas de esgotamento sanitário incorporando o QUAL2K ao *Water Evaluation and Planning* (WEAP). A partir da integração entre o QUAL2K e o WEAP foi possível modelar a qualidade da água dos rios Melchior (DF) e Descoberto (DF e GO). O WEAP é um sistema de auxílio à tomada de decisão em recursos hídricos. Os resultados obtidos mostraram que o rio Descoberto recebe altas concentrações de DBO oriundas do rio Melchior, essa elevada carga provém dos efluentes das ETEs Melchior e Samambaia e de outros lançamentos outorgados, além de lançamentos clandestinos. A partir dos resultados encontrados e do crescimento demográfico esperado, foi possível indicar a necessidade do aumento da eficiência de remoção das ETEs.

3.2.5 - QUAL-UFMG

O modelo QUAL-UFMG foi desenvolvido no formato de planilha do Microsoft Excel pelo Professor Marcos Von Sperling (Von Sperling, 2007). O modelo foi inspirado no QUAL2E e é capaz de simular os seguintes parâmetros de qualidade da água em rios: DBO, oxigênio dissolvido, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo

orgânico, fósforo inorgânico e coliformes termotolerantes. A Figura 3.7 ilustra as interações entre os parâmetros simulados pelo QUAL-UFMG

.

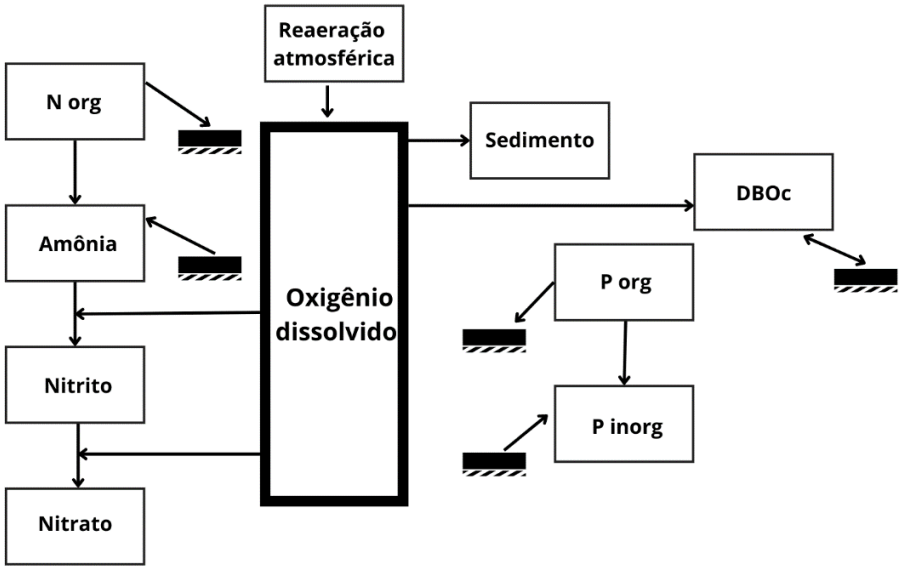


Figura 3.7 - Parâmetros simulados pelo QUAL-UFMG (modificado - Von Sperling, 2007).

Apesar de ser inspirado no QUAL2E, o modelo possui algumas simplificações, como a não inclusão das algas e suas inter-relações com os outros parâmetros. Esta simplificação ocorreu devido à complexidade da representação das algas e a dificuldade para a determinação dos valores dos coeficientes. Ademais, a dispersão longitudinal também é desconsiderada pelo modelo, pois seus efeitos podem ser ignorados na modelagem de rios (Von Sperling, 2007).

O QUAL-UFMG é um modelo unidimensional, que considera escoamento em regime permanente e que é recomendado para rios de baixas vazões. Estas características desfavorecem a dispersão longitudinal (Costa e Teixeira, 2010). O método de integração numérica utilizado pelo QUAL-UFMG é o método de Euler, esse método possui uma integração mais simples e de claro entendimento. Uma desvantagem do emprego desse método é a necessidade de menores passos para a integração, característica que resulta em uma maior segmentação do rio. As vantagens do QUAL-UFMG, em comparação aos outros modelos matemáticos, como o QUAL2E e o QUAL2K, são a simplicidade em sua utilização, a interface acessível e em português, a comparação com os valores preconizados na legislação brasileira e os gráficos produzidos que são exibidos no fim das planilhas

“RioPrincipal” e “Tributário”. O modelo disponibilizado é composto por quatro planilhas, sendo elas (Von Sperling, 2007):

- FórmulasCoefic: o objetivo desta planilha é orientar o usuário. As equações utilizadas no modelo e os coeficientes requeridos durante a modelagem são informados. Nesta planilha são disponibilizadas tabelas com os valores usuais dos coeficientes.
- DiagramaUnifilar: nesta planilha o usuário irá traçar o rio e as contribuições pontuais e difusas, assim como as captações. A adição dessas informações propicia o entendimento sobre o rio modelado e as informações encontradas.
- RioPrincipal: nesta planilha ocorrerá a modelagem do rio principal. É neste passo que os dados de entrada serão inseridos e que os resultados, em forma de gráficos e tabelas, serão emitidos.
- Tributario1: esta planilha é idêntica à planilha RioPrincipal e sua utilização é opcional. No caso em que existam muitos tributários, esta planilha pode ser copiada para cada um deles.

Para que o QUAL-UFMG seja executado são necessários dados de entrada, como: características dos trechos monitorados, parâmetros de qualidade da água, dados hidráulicos do corpo hídrico, dados de captação de água e de lançamentos de efluentes e os coeficientes de desoxigenação (K1), de decomposição (Kd) e de reaeração (K2) (Luz *et al*., 2019). Os coeficientes citados anteriormente são os principais, contudo existem outros coeficientes que também são utilizados.

O coeficiente de desoxigenação (K1) é influenciado pelas características da matéria orgânica, temperatura e presença de substâncias inibidoras. Efluentes tratados têm taxa de degradação mais lenta, devido à predominância de matéria orgânica de difícil estabilização, o que resulta em valores de K1 menores. Esse coeficiente é obtido por meio de testes de laboratório. O coeficiente de decomposição (K_d) difere do coeficiente de desoxigenação (K1) devido a incorporação da decomposição de matéria orgânica na biomassa suspensa e da decomposição de DBO pelo lodo de fundo. O K_d é obtido no corpo hídrico (Von Sperling, 2007).

O coeficiente de reaeração (K2) é influenciado pela profundidade e pela velocidade do corpo d’água. Maiores valores de K2 são característicos de corpos hídricos mais rasos e mais

velozes (Von Sperling, 2007). Na literatura, existem tabelas de referência com valores típicos desses coeficientes.

A Tabela 3.3 apresenta os estudos encontrados sobre a utilização do QUAL-UFMG em diferentes corpos aquáticos brasileiros. Apresentam-se, na sequência, breves explanações sobre os estudos mencionados na Tabela 3.3.

Costa e Teixeira (2010) e Perin (2013) utilizaram o QUAL-UFMG para avaliar as qualidades das águas do ribeirão do Ouro, localizado em Araraquara (SP), e rio Km 119 (PR), respectivamente. Ao longo dos estudos, foram analisadas as concentrações de OD e DBO presentes nos corpos aquáticos. Costa e Teixeira (2010) verificaram que após o lançamento pontual de efluente industrial, ocorre uma diminuição da concentração de OD e um aumento da DBO. Perin (2013) constatou que as águas do rio Km 19 estavam impróprias para consumo humano, sendo necessário o tratamento prévio.

Assim como Costa e Teixeira (2010) e Perin (2013), Teodoro *et al*. (2013) modelaram as concentrações de OD e de DBO presentes em um corpo hídrico. Contudo, incorporaram ao QUAL-UFMG equações capazes de calcular a vazão de diluição e a cobrança pelo lançamento de efluentes no rio Taquarizinho, localizado em Mato Grosso do Sul (MS). Cenários hipotéticos que incluem um curtume, três matadouros e duas ETEs foram propostos. A partir da utilização do modelo, constatou-se que o rio suportaria a instalação desses empreendimentos.

Von Sperling e Von Sperling (2013) aplicaram o QUAL-UFMG para avaliar a balneabilidade do rio das Velhas, localizado em Belo Horizonte (MG). O parâmetro de qualidade analisado foram os coliformes termotolerantes. No estudo foram simulados quatro cenários de intervenção. Apesar de alguns cenários considerarem a implementação da desinfecção nas ETEs da região, as concentrações de coliformes continuaram superiores à 1000NMP/100mL. Concluiu-se que para atingir valores inferiores à 1000NMP/100mL, seriam necessárias coberturas de coleta e tratamento próximas a 100% e a implementação da desinfecção nas ETEs da região.

Tabela 3.3 - Alguns estudos que utilizaram o QUAL-UFMG em território brasileiro.

Referência	**Corpo aquático estudado / Estado**	**Área da bacia hidrográfica (km²)**	**Extensão do rio principal (km)**	**Parâmetros analisados**
Costa e Teixeira (2010)	Ribeirão do Ouro - SP	84,3	19,9	OD e DBO
Teodoro *et al*. (2013)	Rio Taquarizinho - MS	-	50	OD e DBO
Von Sperling e Von Sperling (2013)	Rio das Velhas - MG	-	227	Coliformes termotolerantes
Salla *et al.* (2013)	Rio Jordão - MG	-	43,5	OD, DBO, nitrogênio e suas frações, fósforo e suas frações e coliformes termotolerantes
Perin (2013)	Rio Km 119 - PR	33,01	16,4	OD e DBO
Louzada *et al*. (2013)	Rio Santa Maria da Vitória - ES	1.560	42	OD e DBO
Calmon *et al*. (2016)	Rio Pardo - ES	611	57,9	OD e DBO
Gomes *et al*. (2018)	Rio dos Sinos - RS	-	211	OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total

Tabela 3.3 – Alguns estudos que utilizaram o QUAL-UFMG em território brasileiro (Continuação).

Referência	**Corpo aquático estudado/Estado**	**Área da bacia hidrográfica (km²)**	**Extensão do rio principal (km)**	**Parâmetros analisados**
Lima *et al*. (2018)	Rio Pacoti - CE	240	37	OD, DBO, fósforo total e coliformes termotolerantes
Silva *et al*. (2018)	Rio Una - PE	6.740,31	118	OD e DBO
Filho e Neto (2018)	Rio Poti - PI	52.370	36,8	DBO, OD e coliformes termotolerantes
Luz *et al*. (2019)	Rio Ligeiro - PR	17.333,35	59,19	OD e DBO
Costa *et al*. (2021)	Rio Piabanha - RJ	2.050	80	OD, DBO e coliformes
Souza (2021)	Ribeirão Sobradinho - DF	-	24,3	OD e DBO
Júnior e Azevedo (2022)	Rio Piabanha - RJ	2.058	-	OD e DBO

O nível de tratamento dos esgotos sanitários também foi pauta nos estudos de Louzada *et al*. (2013) e de Lima *et al*. (2018). Louzada *et al*. (2013) verificaram que a aplicação conjunta do QUAL-UFMG e de técnicas de otimização auxiliará as tomadas de decisão em bacias hidrográficas, sendo eficiente na escolha dos níveis de tratamento. Os autores aplicaram o modelo, juntamente com técnicas de otimização, para apoiar a escolha de ETEs na bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (ES). Lima *et al*. (2018) utilizaram o QUAL-UFMG para modelar a qualidade da água do rio Pacoti e dos riachos Canabrava, Brenha e Calção, situados no semiárido brasileiro. O QUAL-UFMG teve papel

essencial na avaliação, auxiliando na conclusão de que as ETEs da região possuem baixa eficiência.

Por meio de uma simulação mais robusta, devido às análises das concentrações de DBO, OD, nitrogênio e suas frações, fósforo e suas frações e coliformes, Salla *et al*. (2013) avaliaram a capacidade de autodepuração de um trecho do rio Jordão, localizado em Minas Gerais, ao receber as águas do córrego Brejo Alegre no período de estiagem. O córrego recebe as cargas pontuais e difusas oriundas do município de Araguari. Observou-se que a confluência entre o córrego Brejo Alegre e o rio Jordão resultou em uma maior concentração de DBO, um leve decréscimo na concentração de OD e um aumento instantâneo nas concentrações de fósforo total. A diminuição de OD também foi observada por Filho e Neto (2018) em seus estudos sobre o rio Poti, situado em Teresina (PI).

Calmon *et al*. (2016) utilizaram o QUAL-UFMG, juntamente com curvas de permanência de qualidade, para elaborar uma metodologia de apoio ao enquadramento de corpos aquáticos superficiais da bacia hidrográfica do rio Pardo (ES). O QUAL-UFMG foi utilizado para avaliar a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos. Verificou-se que a inclusão das capacidades de autodepuração no diagnóstico e prognóstico da bacia, influencia o processo de enquadramento dos corpos hídricos.

Gomes *et al.* (2018) simularam a qualidade da água do rio dos Sinos, localizado no Rio Grande do Sul, utilizando o QUAL-UFMG. Os parâmetros utilizados na simulação foram OD, DBO, fósforo total e nitrogênio total. Foram considerados dois cenários sazonais: outono/inverno e primavera/verão. A maior concentração de DBO foi encontrada durante a primavera/verão. Por outro lado, as maiores concentrações de OD foram encontradas no outono/inverno. Dessa forma, observou-se que a qualidade da água do rio dos Sinos é alterada conforme a estação do ano. Assim como Gomes *et al.* (2018), Silva *et al*. (2018) avaliaram a qualidade da água em diferentes estações do ano. A modelagem matemática apontou que o rio Una (PE) possui alta capacidade de autodepuração em todas as estações do ano.

Luz *et al*. (2019) utilizaram o modelo QUAL-UFMG para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Ligeiro (PR). Verificou-se que os pontos mais deteriorados do corpo hídrico se localizavam após áreas urbanas e lançamentos de efluentes. Os piores níveis da capacidade de autodepuração foram encontrados nas amostras coletadas nas campanhas de

inverno. Concluiu-se que desde a sua nascente o rio está degradado e que sua capacidade de autodepuração diminui nos períodos de menor vazão.

No DF, Souza (2021) utilizou o QUAL-UFMG para avaliar a capacidade de autodepuração do ribeirão Sobradinho, assim como para a proposição de cenários. A partir dos resultados obtidos, concluiu-se que, devido ao aumento populacional e apesar das melhorias previstas para a ETE, a ETE Sobradinho não conseguirá tratar de forma eficiente os esgotos gerados, prejudicando a qualidade da água do ribeirão.

Costa *et al*. (2021) utilizaram diferentes bancos de dados para calibrar e validar o QUAL-UFMG. O modelo foi utilizado no rio Piabanha (RJ). A partir do estudo, propostas foram feitas para a melhoria da qualidade da água do rio, por exemplo, reduções de carga orgânica a partir de metas progressivas. O monitoramento realizado na bacia permitiu que a calibração fosse satisfatória e que fossem identificados os trechos mais degradados do rio.

Assim como Costa *et al*. (2021), Júnior e Azevedo (2022) aplicaram o QUAL-UFMG no rio Piabanha (RJ). A partir da utilização do modelo foi possível identificar as regiões que mais degradam o rio Piabanha, por exemplo, a região próxima à cidade de Petrópolis. Constatou-se que a qualidade da água da bacia é vulnerável a períodos de escassez, tendo uma drástica redução nesses períodos.

A partir da revisão bibliográfica, percebe-se que o QUAL-UFMG é uma ferramenta versátil. O modelo pode ser utilizado como instrumento de auxílio na implementação e no acompanhamento do enquadramento dos corpos d'água, como também é capaz de verificar a conformidade dos parâmetros analisados com a legislação vigente. Além do mais, sua utilização permite a elaboração de cenários hipotéticos, possibilidades futuras e a definição de metas progressivas de melhoria da qualidade da água dos corpos aquáticos.

3.3 - GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). A PNRH possui cinco instrumentos, sendo eles: planos de recursos hídricos; enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; cobrança pelo uso de recursos hídricos e o sistema de informações sobre recursos hídricos (BRASIL, 1997).

A compreensão sobre os planos de recursos hídricos e o enquadramento dos corpos de água em classes é essencial para o entendimento do presente trabalho. Os planos de recursos hídricos objetivam a aplicação da PNRH, bem como o gerenciamento dos recursos hídricos. São planos de longo prazo e devem ser desenvolvidos por bacia hidrográfica, por Estado e para o país. O enquadramento dos corpos de água em classes objetiva garantir às águas qualidade compatível aos usos mais rigorosos e reduzir os gastos com a despoluição das águas, incorporando ações permanentes de prevenção (BRASIL, 1997).

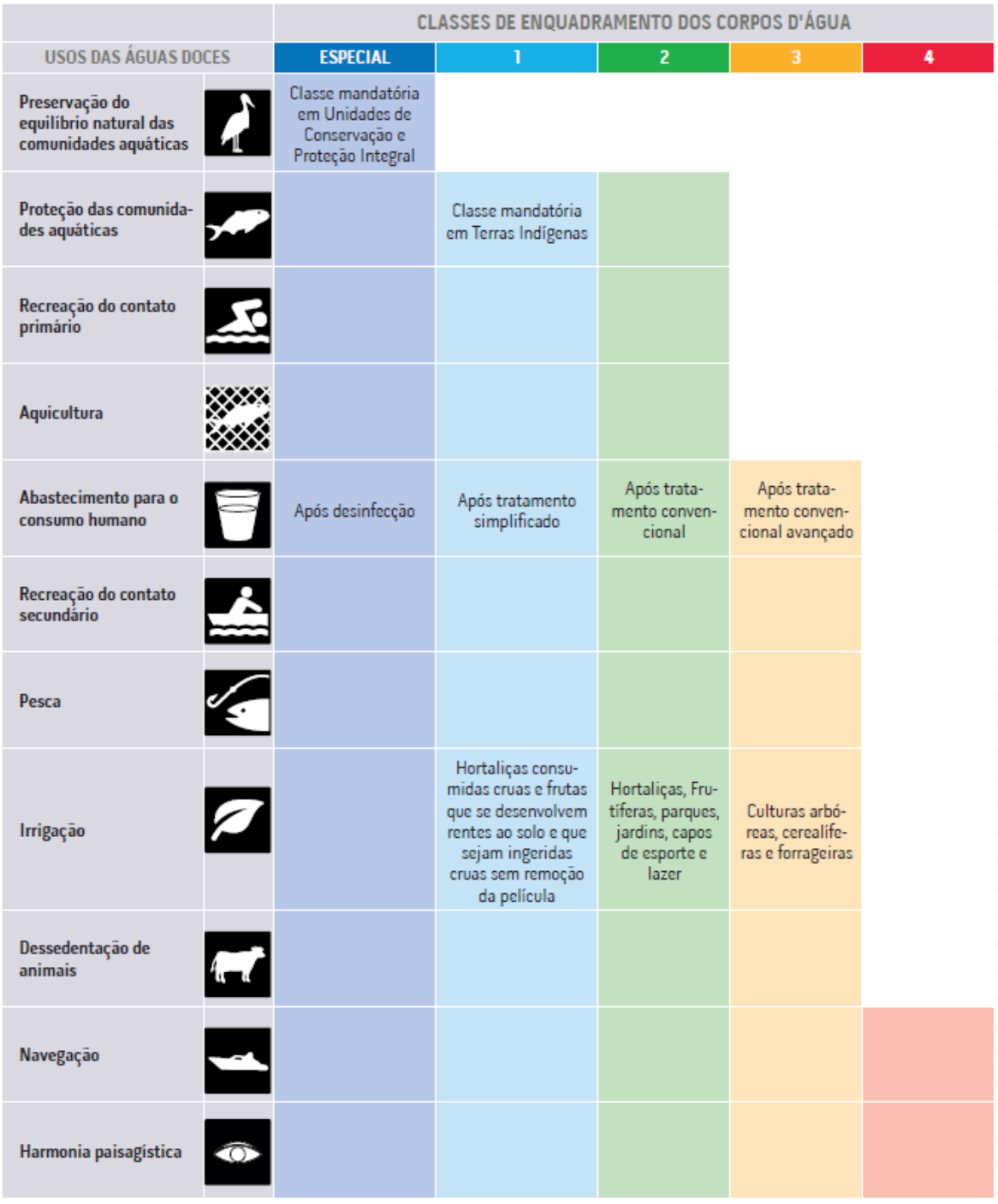
A resolução CONAMA nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) determina as classes para o enquadramento dos corpos aquáticos conforme seus usos preponderantes. Para os corpos aquáticos de águas doces foram estabelecidas cinco classes, sendo elas: especial, 1, 2, 3 e 4 (ANA, 2020).

A classe especial é a classe mais restritiva e requer a melhor qualidade da água, esta classe proíbe o lançamento de efluentes tratados. Quanto maior a classe atribuída a um corpo aquático, menor será sua qualidade da água. Dentre as classes estabelecidas para as águas doces, a classe 4 é a classe com menor qualidade da água. A Figura 3.8 ilustra a relação entre a qualidade da água, as classes do enquadramento e a exigência dos usos (ANA, 2020).

A resolução CONAMA nº 430 de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente complementa e modifica a resolução CONAMA 357/2005, além disso determina os padrões de lançamento de efluentes.

Figura 3.8 - Relação entre a qualidade da água, as classes do enquadramento e os usos (ANA, 2020).

A Figura 3.9 ilustra os usos permitidos para as classes do enquadramento de corpos aquáticos de água doce.



USOS DAS ÁGUAS DOCES	CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA				
	ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Classe mandatória em Unidades de Conservação e Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas		Classe mandatória em Terras Indígenas			
Recreação do contato primário					
Aquicultura					
Abastecimento para o consumo humano	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional avançado	
Recreação do contato secundário					
Pesca					
Irrigação		Hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção da película	Hortaliças, Frutíferas, parques, jardins, capos de esporte e lazer	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais					
Navegação					
Harmonia paisagística					

Figura 3.9 - Usos permitidos para as classes do enquadramento de águas doces (ANA, 2020).

A Tabela 3.4 apresenta alguns valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para as classes do enquadramento de águas doces.

Tabela 3.4 - Valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (modificado – BRASIL, 2005).

Classe	DBO_5 (mg/L O_2)	OD (mg/LO_2)	P total (mg/L P)[1]	Nitrato (mg/L N)	Nitrito (mg/L N)	Nitrogênio amoniacal total (mg/L N)	Coliformes termotolerantes (NMP/mL)[2]
1	≤ 3	≥ 6	≤ 0,1	≤ 10	≤ 1	3,7 para pH ≤ 7,5 2,0 para 7,5 < pH ≤ 8 1,0 para 8 < pH ≤ 8,5 0,5 para pH > 8,5	≤ 200/100
2	≤ 5	≥ 5	≤ 0,05	≤ 10	≤ 1	3,7 para pH ≤ 7,5 2,0 para 7,5 < pH ≤ 8 1,0 para 8 < pH ≤ 8,5 0,5 para pH > 8,5	≤ 1000/100
3	≤ 10	≥ 4	≤ 0,15	≤ 10	≤ 1	13,3 para pH ≤ 7,5 5,6 para 7,5 < pH ≤ 8 2,2 para 8 < pH ≤ 8,5 1,0 para pH > 8,5	≤ 4000/100
4	-	≥ 2	-	-	-	-	-

[1] Nas classes 1 e 3, considerou-se que o ambiente é lótico e tributário de ambientes intermediários. Na classe 2 considerou-se ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambientes lênticos;

[2] Considerou-se os demais usos.

A aplicação de modelos de qualidade da água pode auxiliar a análise do enquadramento dos corpos d'água. As simulações contribuem com as avaliações do atendimento ao enquadramento nos médio e longo prazos.

Considerando o enquadramento dos corpos d'água, o rio das Mortes (RJ) é enquadrado como Classe 2, contudo, em estudo realizado por Ricciardone *et al*. (2011), observou-se que o corpo d'água não atendia ao limite de DBO estabelecido para a Classe 2, que é de 5,0 mg/L. A partir dos resultados obtidos com a modelagem, Lima *et al*. (2018) classificaram os trechos do rio Pacoti (CE) e dos riachos Canabrava, Brenha e Calção conforme a Resolução CONAMA 357/2005. O trecho da nascente do rio Pacoti foi

classificado como Classe 2, enquanto os outros 37 km do rio foram classificados como Classe 4. Assim como os 37 km do rio, os riachos também foram classificados como Classe 4, o principal motivo para tal classificação é a falta de saneamento básico na zona rural da região.

Costa e Teixeira (2010) verificaram a conformidade à Resolução CONAMA 357/2005 do ribeirão do Ouro (SP). Constatou-se que os níveis de OD do ribeirão permanecem abaixo do preconizado para a Classe 4 até o ribeirão desaguar no rio Chibarro.

3.3.1 - Gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paranaíba

As bacias hidrográficas são unidades territoriais utilizadas na execução da PNRH e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). As unidades hidrográficas são subdivisões das bacias hidrográficas. Na gestão de recursos hídricos do DF, as unidades hidrográficas são utilizadas como unidades territoriais básicas para o planejamento e o gerenciamento de recursos hídricos (Adasa, 2012b).

Entre os anos de 2010 e 2013, foi desenvolvido o primeiro plano de recursos hídricos (PRH) da bacia do Paranaíba, este plano foi denominado “Plano de Recursos Hídricos e do Enquadramento dos Corpos Hídricos Superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba”. A bacia hidrográfica do rio Paranaíba ocupa 2,6 % do território nacional, possui área de drenagem de 222.592,5 km² e engloba os estados de Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e o Distrito Federal (ANA, 2013).

Cerca de 63,3% da área da bacia está situada no estado de Goiás, enquanto Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e o Distrito Federal possuem, respectivamente, 31,7%, 3,4% e 1,6% da área da bacia. As unidades de gestão hídrica (UGHs) são divisões hidrográficas empregadas para a execução da gestão de recursos hídricos. No Distrito Federal, a bacia foi dividida em cinco sub-bacias hidrográficas (Lago Paranoá, Descoberto, Corumbá, São Bartolomeu e São Marcos), que integram uma UGH. A Figura 3.10 apresenta as UGHs da bacia do rio Paranaíba (ANA, 2013).

A qualidade da água da bacia do rio Paranaíba é afetada pelos diferentes usos e ocupações do solo. O assoreamento, a eutrofização e o despejo de efluentes domésticos e industriais são alguns impactos que afetam a qualidade da água. A bacia possui vários

reservatórios que são afetados pelas diferentes atividades antrópicas. O prognóstico realizado na bacia apontou para o crescimento da demanda por água e do lançamento de cargas de poluição, comprometendo a qualidade da água da bacia (ANA, 2013).

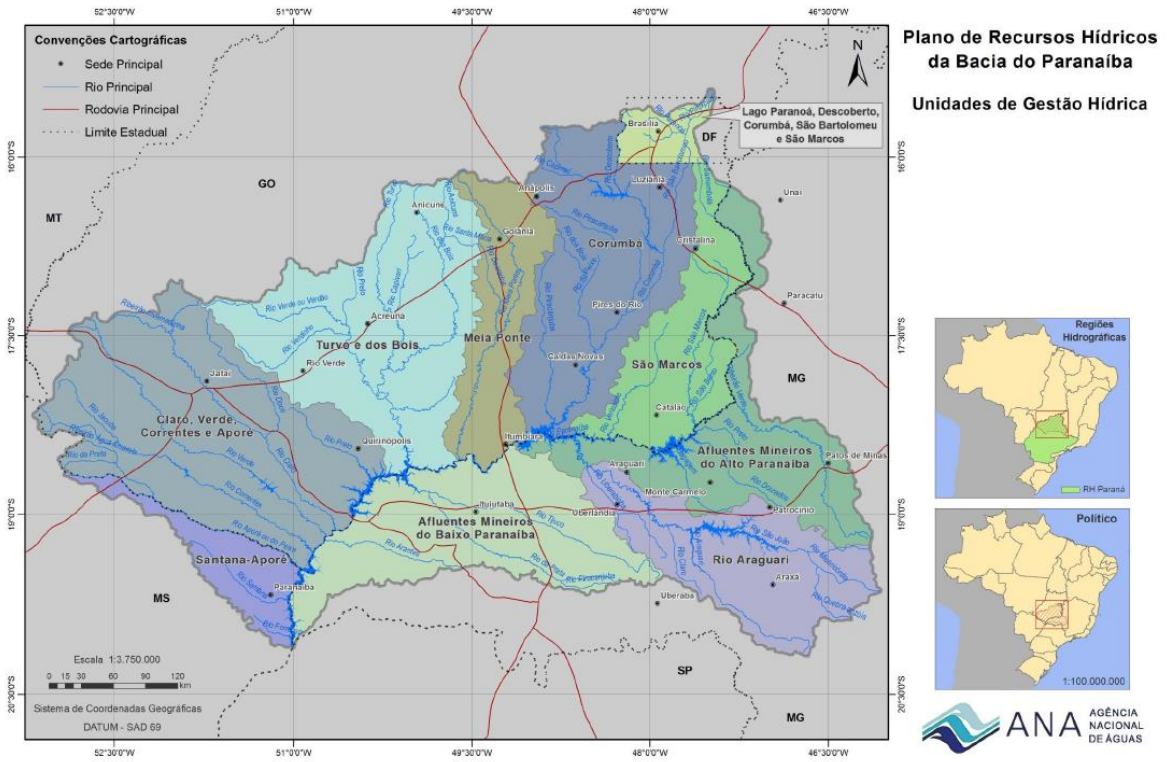


Figura 3.10 - UGHs da bacia do rio Paranaíba (ANA, 2013).

Rodrigues e Leal (2019) e Castilho (2019) estudaram a efetividade da gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paranaíba. Rodrigues e Leal (2019) observaram que apenas os usuários que demandam maiores quantidades de água (saneamento, irrigação, indústria, agroindústria e mineração) estão sujeitos à cobrança. Para Rodrigues e Leal (2019), os instrumentos de cobrança e outorga incentivam o uso racional das águas na bacia, porém a cobrança irá repercutir no consumidor final através dos preços dos produtos. De acordo com Castilho (2019), o Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba (CBHRP) desempenha uma gestão participativa e transparente, contudo carece de integração entre as políticas estaduais e distrital.

3.3.2 - Gestão de recursos hídricos na Bacia dos Afluentes do rio Paranaíba no Distrito Federal (Paranaíba – DF)

A lei nº 2.725, de 13 de junho de 2001, instituiu a Política de Recursos Hídricos do Distrito Federal, além de criar o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Os planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos de água em classes, a outorga, a cobrança, o sistema de informações e o fundo de recursos hídricos do Distrito Federal são instrumentos da Política de Recursos Hídricos do DF (BRASIL, 2001).

O Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH/DF) engloba todas as bacias presentes em território distrital, bem como a área pertencente ao entorno imediato. As bacias presentes no DF são: bacia do rio Maranhão, bacia do rio Preto, bacia do rio Descoberto, bacia do lago Paranoá, bacia do rio São Bartolomeu, bacia do rio São Marcos e bacia do rio Corumbá. O PGIRH/DF foi publicado no ano de 2012 (Adasa, 2012a). A Figura 3.11 ilustra as bacias que integram o PGIRH/DF.

É importante ressaltar que no DF, para o gerenciamento das bacias distritais, as bacias do rio Santa Maria e do rio Alagado foram intituladas como bacia do rio Corumbá, como apresentado na Figura 3.11. No entanto, para o gerenciamento da bacia do rio Paranaíba, a bacia do rio Corumbá é a grande bacia apresentada na Figura 3.10. A grande bacia do rio Corumbá engloba as bacias do rio Descoberto, do lago Paranoá, do rio São Bartolomeu e do rio Corumbá, apresentadas na Figura 3.11.

A elaboração do Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Afluentes Distritais do rio Paranaíba (PRH – Paranaíba - DF) foi firmada entre a Adasa e a Engeplus Engenharia e Consultoria Ltda. em julho de 2018. A partir desse momento, os trabalhos para o desenvolvimento do PRH Paranaíba-DF foram realizados por essas duas instituições, em conjunto com o Comitê da Bacia dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal (CBH Paranaíba-DF). O plano foi desenvolvido em cinco etapas, sendo elas: planejamento do trabalho, diagnóstico, prognóstico, programas de ações e investimentos e consolidação do PRH – Paranaíba - DF. A Figura 3.12 ilustra a área de abrangência do PRH do Paranaíba – DF. A área possui 5.018,8 km² e engloba 64% do território do Distrito Federal (CBH PARANAÍBA – DF, 2019). Partes das bacias hidrográficas abrangidas pelo Plano apresentam áreas no estado de Goiás.

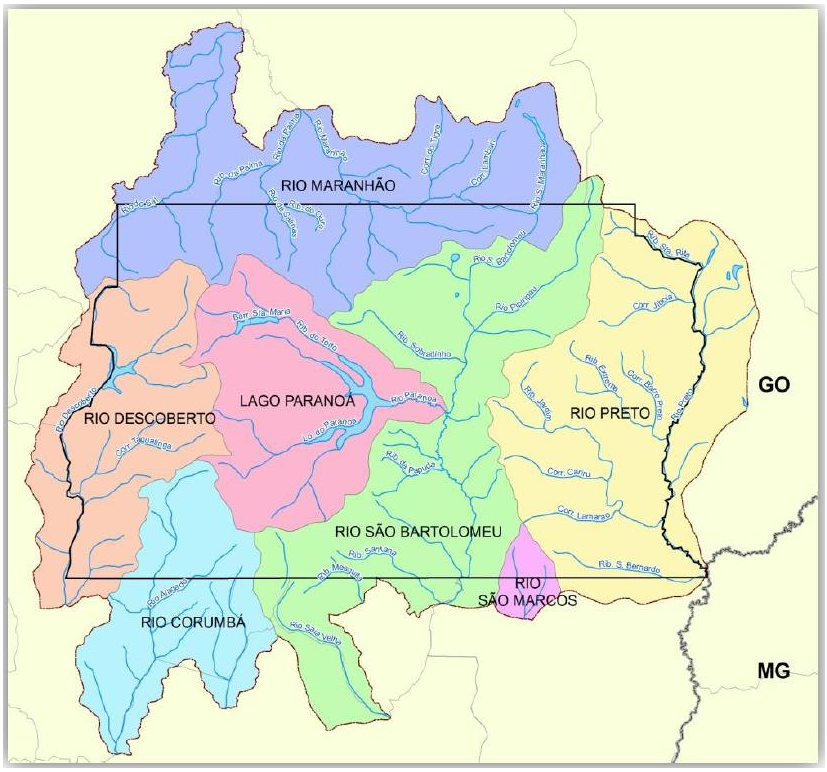


Figura 3.11 - Bacias estudadas no PGIRH/DF (Adasa, 2012a).

Figura 3.12 - Área de abrangência do PRH do Paranaíba – DF (CBH PARANAÍBA – DF, 2019).

Em janeiro de 2020, foi publicado o diagnóstico consolidado do Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Afluentes Distritais do rio Paranaíba. A área de

abrangência do PRH Paranaíba – DF é composta por 32 regiões administrativas do DF, além de englobar 10 municípios de Goiás, sendo eles: Águas Lindas de Goiás, Cidade Ocidental, Cristalina, Formosa, Luziânia, Novo Gama, Padre Bernardo, Planaltina, Santo Antônio do Descoberto e Valparaíso de Goiás. A bacia do Paranaíba – DF está inserida na região hidrográfica do rio Paraná (Adasa, 2020a).

A área da bacia denominada de Corumbá, para a gestão de recursos hídricos do DF, apresenta uma área de 840,2 km², parte no DF e parte em Goiás (Adasa, 2017). Essa bacia, quando comparada às outras bacias que recebem esgotos urbanos, possui a menor vazão (381,23 L/s) e as menores cargas de DBO (995,29 kg/dia) e fósforo total (84,96 kg/dia) (Adasa, 2012a). A bacia hidrográfica do rio Corumbá, como unidade de gestão do DF, está situada na região sudoeste do Distrito Federal. As regiões administrativas Recanto das Emas, Santa Maria, Samambaia e Gama estão inseridas nessa bacia. Na região norte da bacia, há maior concentração populacional, enquanto na região sul há predominância de áreas verdes e atividades agrícolas. A bacia engloba as unidades hidrográficas (UHs) ribeirão Ponte Alta, rio Alagado e rio Santa Maria (Adasa, 2020a).

A bacia hidrográfica do rio Descoberto é outra unidade hídrica que abrange os territórios do Distrito Federal e de Goiás. Castro e Marques (2019) avaliaram, a partir do emprego de indicadores e índices, a sustentabilidade do sistema hídrico da bacia do rio Descoberto (DF), utilizando o WEAP para modelar diferentes cenários. Verificou-se que a utilização de indicadores e índices é parcialmente explorada na gestão de recursos hídricos da região, principalmente na avaliação de decisões e impactos de medidas aplicadas em crises hídricas.

Outra bacia hidrográfica importante no DF é a do rio São Bartolomeu. Pádua (2016) utilizou o *Watershed Sustainability Index* (WSI) para avaliar a sustentabilidade da bacia do rio São Bartolomeu. O WSI é calculado a partir da média entre quatro indicadores, sendo eles: hidrológico, ambiental, desenvolvimento humano dos municípios que abrangem a bacia e políticas públicas. Esse índice indicou que a sustentabilidade da bacia estava em nível médio. Contudo, observou-se que é necessário o emprego imediato de medidas que reduzam a pressão sobre os recursos hídricos e as áreas naturais da bacia.

Moura *et al.* (2010) analisaram a qualidade da água da bacia hidrográfica do Gama, que faz parte da bacia do lago Paranoá, associando-a ao uso e ocupação do solo da bacia. A

partir dos resultados obtidos, verificou-se que a qualidade da água era afetada pelas obras de construção civil, minerais presentes no solo e fertilizantes das áreas agrícolas.

3.4 - BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO (DF/GO)

Foi realizada extensa busca na literatura científica sobre os estudos hidrológicos e de qualidade de água (artigos em periódicos científicos, artigos em congressos, teses, dissertações e trabalhos de conclusão de curso) realizados sobre a bacia hidrográfica do rio Alagado. Concluiu-se que poucos são os estudos sobre esta bacia hidrográfica.

Silva (2019) utilizou o modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Toll*) para caracterizar e simular a bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO). No estudo foram geradas informações sobre a bacia como declividade, hidrografia, tipos de solo e uso e ocupação do solo através de sistemas de informação geográfica (SIG). Essas informações foram utilizadas nas simulações hidrológicas. No estudo realizado foram simulados dois cenários, sendo eles: preservado e antropizado.

As vazões se comportaram de diferentes formas para cada um dos cenários. No cenário preservado observou-se a redução das vazões nos períodos chuvosos e o aumento das vazões nos períodos secos. Por outro lado, no cenário antropizado observou-se o aumento das vazões nos períodos chuvosos e a diminuição das vazões nos períodos secos. Os resultados obtidos enfatizam a importância do controle do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, de forma a evitar o surgimento de eventos extremos.

Para simular a qualidade da água do rio Alagado (DF/GO), Melo (2022) utilizou o modelo matemático QUAL-UFMG. Melo (2022) simulou os seguintes parâmetros: OD, DBO e fósforo total. Verificou-se que a qualidade da água, na maior parte dos trechos, possuía altos níveis de degradação, apesar do aumento da eficiência de remoção de fósforo das ETEs. Esta constatação ocorreu tanto para a simulação do cenário atual, quanto para a simulação do cenário referente ao ano de 2040. Em ambos os cenários simulados, o córrego Vargem da Benção foi enquadrado como Classe 4. O ribeirão Ponte Alta foi enquadrado como Classe 4 para o cenário atual e Classe 3 para o cenário referente ao ano de 2040.

Desde a sua nascente até o lançamento dos efluentes das ETEs Alagado e Santa Maria, em ambos os cenários simulados, o rio Alagado foi classificado como Classe 2. Após

o lançamento dos efluentes das ETEs Alagado e Santa Maria, o rio foi classificado como Classe 3 para o cenário atual e Classe 4 para o cenário futuro. A partir da confluência entre o rio Alagado e o ribeirão Ponte Alta, o rio Alagado é enquadrado como Classe 3 no cenário atual e Classe 2 no cenário futuro. Concluiu-se que a qualidade da água que deságua no Reservatório de Corumbá IV pode ser considerada boa.

Tendo em vista as lacunas existentes nos estudos sobre a bacia do rio Alagado, o presente estudo buscou analisar as qualidades das águas do rio Alagado e de seus afluentes de forma a ampliar o conhecimento sobre essa importante região.

4 - METODOLOGIA

Neste capítulo, inicialmente, será apresentada a caracterização da área de estudo. Em seguida, serão explicadas a estruturação da base de dados, a aplicação do modelo QUAL-UFMG na simulação da qualidade da água e a simulação de cenários. A Figura 4.1 apresenta o fluxograma das etapas de desenvolvimento do Projeto Final.

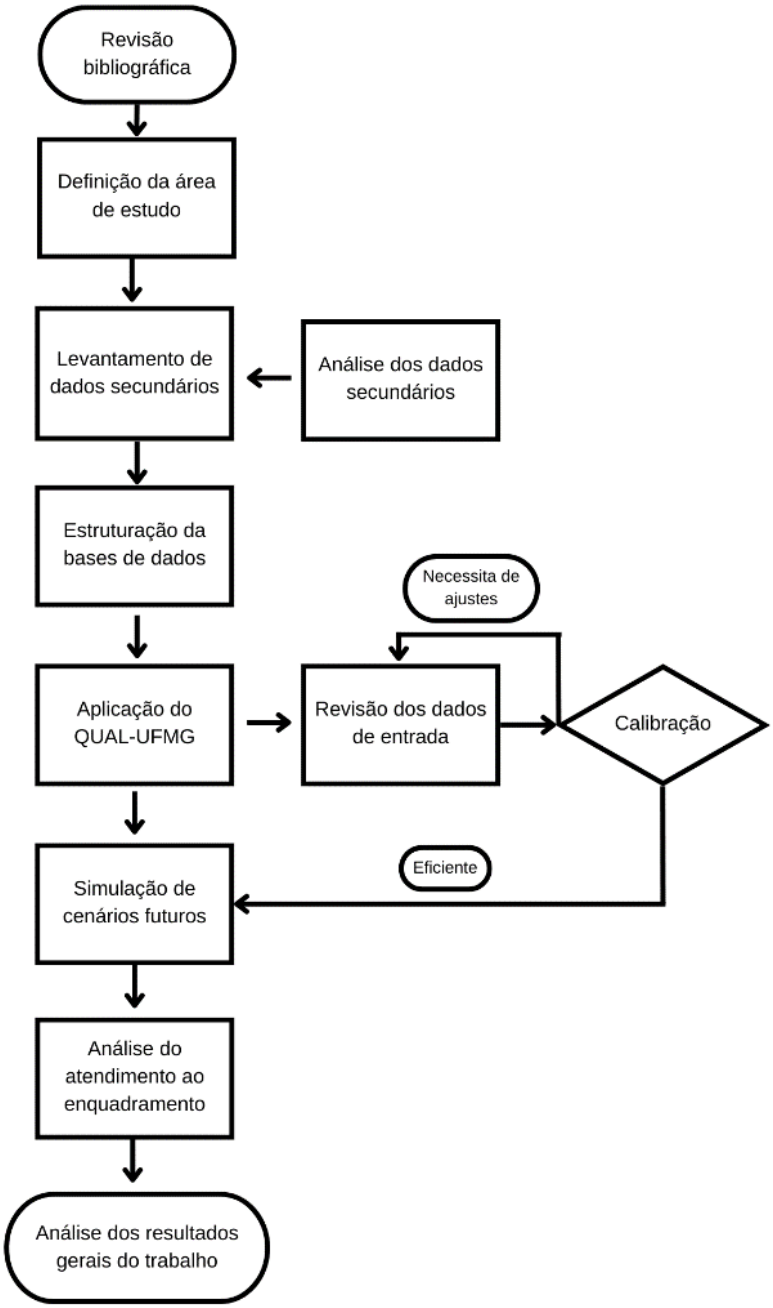


Figura 4.1 - Fluxograma das etapas metodológicas do Projeto Final.

4.1 - DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Alagado possui elevada importância por conter importantes áreas urbanas do DF, como Recanto das Emas e Gama, e de Goiás, parte do município do Novo Gama, além de áreas com atividades agrícolas. Além disso, o rio Alagado desagua em um dos braços do Reservatório de Corumbá IV, no segmento onde ocorre a captação de água para abastecimento humano da região sul do DF e de alguns municípios de Goiás. A captação de água teve início em abril de 2022. A capacidade de produção inicial prevista é de 2,8 m³/s, podendo ser aumentada para até 8 m³/s. A vazão captada será dividida entre os municípios atendidos pela Companhia Saneamento de Goiás S.A. (Saneago) e as regiões administrativas Gama, Santa Maria, Riacho Fundo II, Park Way e Recanto das Emas. Além do mais, a captação reforça o sistema Descoberto (Adasa, 2017). Ademais, o rio Alagado será um dos mananciais utilizados pela ETA Gama, que ainda está em fase de pré-operação (Caesb, 2016a).

4.2 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio Alagado (BHA) é formada pelas Unidades Hidrográficas (UHs) ribeirão Ponte Alta e rio Alagado (Adasa, 2020a). A BHA é uma bacia transfronteiriça, de domínio da União, está situada no Distrito Federal e no estado de Goiás. A UH Ribeirão Ponte Alta ocupa uma área de 228,9 km², enquanto a UH Rio Alagado possui uma área de 407,6 km². Portanto, a BHA possui uma área de 636,5 km² (Adasa, 2017). A BHA está inserida na bacia hidrográfica do rio Corumbá, que faz parte da bacia hidrográfica do rio Paranaíba. A Figura 4.2 apresenta o mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Alagado.

O clima da região é caracterizado por verões chuvosos e invernos secos, dois períodos do ano com características bem distintas (Adasa, 2012a). Entre os meses de outubro e abril, ocorre o período chuvoso da bacia, os meses subsequentes são caracterizados pelo período de estiagem (Adasa, 2020a). Cada período influencia no regime de vazões e na qualidade da água dos corpos hídricos da Bacia Hidrográfica.

Conforme a classificação climática Köppen-Geiger, o clima da região é caracterizado pelos seguintes tipos climáticos: Tropical (Aw), Tropical de altitude (Cwa) e Tropical de

Altitude (Cwb) (Adasa, 2017). Ao longo da bacia, a declividade possui variações. Na região norte, as declividades são baixas, caracterizando os relevos planos (0 a 3%). Por outro lado, na parte sul, o solo é irregular, predominando as características de relevos ondulados (8 a 20%) (Adasa, 2020a).

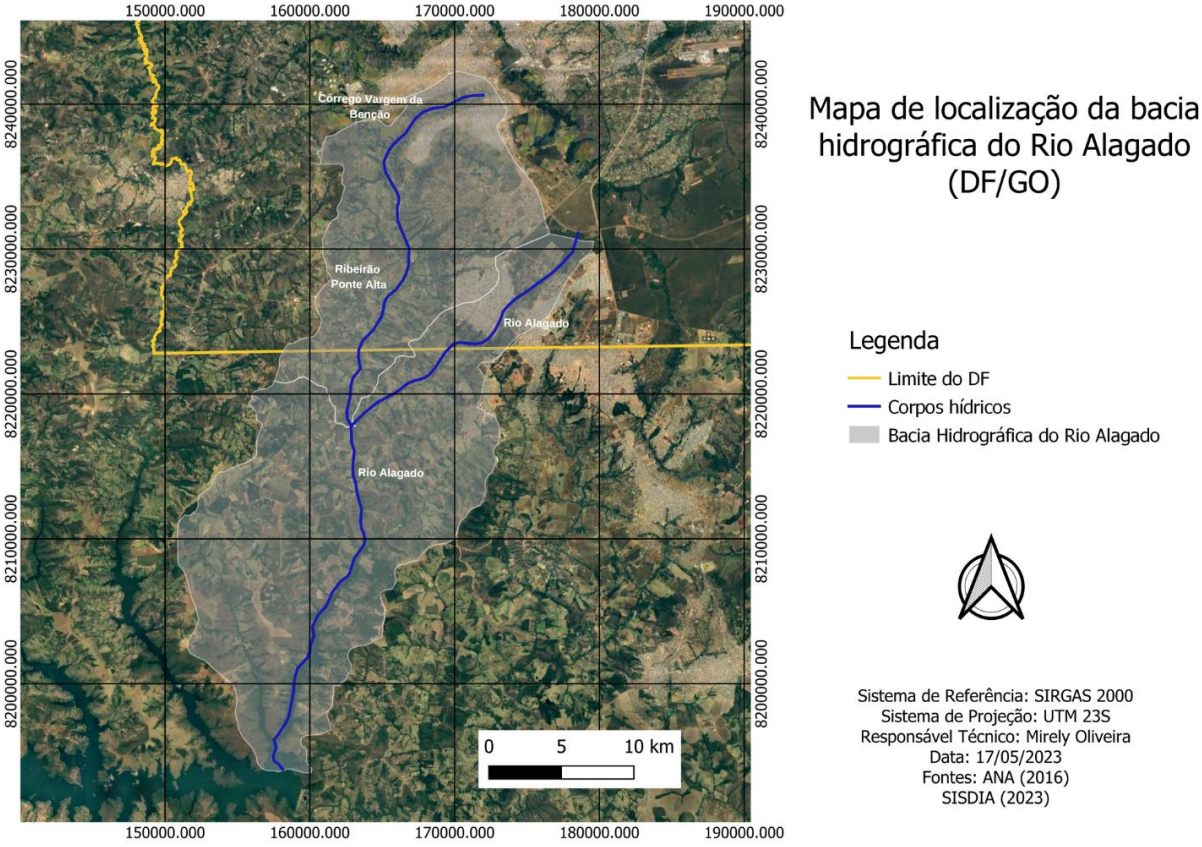


Figura 4.2 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Alagado.

Em termos geológicos, o Grupo Araxá é predominante na bacia, abrangendo cerca de 86% da UH do Rio Alagado. A pedologia da bacia é, em sua maioria, formada por Cambissolo Háplico. O bioma presente na região é o Cerrado. A Área de Proteção Ambiental (APA) do Planalto Central se destaca na UH Ribeirão Ponte Alta. Na UH Ribeirão Ponte Alta há predominância de áreas urbanizadas e chacreamento. As formações savânicas e florestais e as atividades agropastoris são predominantes na UH do rio Alagado, as áreas urbanizadas são significativas na parte norte desta UH (Adasa, 2020a). As demandas hídricas setoriais das UHs Ribeirão Ponte Alta e Rio Alagado são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Demandas hídricas setoriais (modificado – Adasa, 2020a).

Unidade Hidrográfica (UH)	Criação Animal (L/s)	Irrigação (L/s)	Indústria (L/s)	Aquicultura (L/s)	Abastecimento humano (L/s)	Total (L/s)
Ribeirão Ponte Alta	18,17	54,13	9,34	43,48	116,61	241,73
Rio Alagado	12,16	6,44	7,06	0,23	94,16	120,07

A bacia hidrográfica do rio Alagado possui quatro ETEs instaladas em território distrital, sendo elas: ETE Recanto da Emas, ETE Gama, ETE Alagado e ETE Santa Maria. A Tabela 4.2 apresenta a capacidade de tratamento, as regiões atendidas e os corpos receptores de cada ETE (Adasa, 2020a).

Tabela 4.2 - Capacidade, vazão média atual, regiões atendidas e corpos receptores das ETEs presentes na bacia do rio Alagado (modificado – Adasa, 2020a; Caesb, 2016b).

Estação de tratamento de esgotos (ETE)	Capacidade de tratamento (L/s)	Vazão média atual (L/s)	Atendimento	Corpo receptor
ETE Recanto das Emas	246	184	RA Recanto das Emas e uma parcela da RA Riacho Fundo II	Córrego Vargem da Benção
ETE Gama	328	187	RA Gama	Ribeirão Ponte Alta
ETE Alagado	154	80	RA Santa Maria	Rio Alagado
ETE Santa Maria	154	51	RA Santa Maria	Rio Alagado

As eficiências adotadas nas ETEs Recanto das Emas, Gama, Alagado e Santa Maria são, respectivamente, 94,0%, 97,9%, 96,6% e 96,5% (ANA, 2017). Todas as ETEs mencionadas anteriormente empregam tratamento terciário. O tratamento terciário é capaz de remover poluentes como o nitrogênio e o fósforo (Adasa, 2016). A ETE Boa Vista, localizada no município Novo Gama (GO), também lança seus efluentes tratados no rio Alagado (Adasa, 2020a). A Figura 4.3 apresenta o mapa de localização das ETEs presentes na BHA.

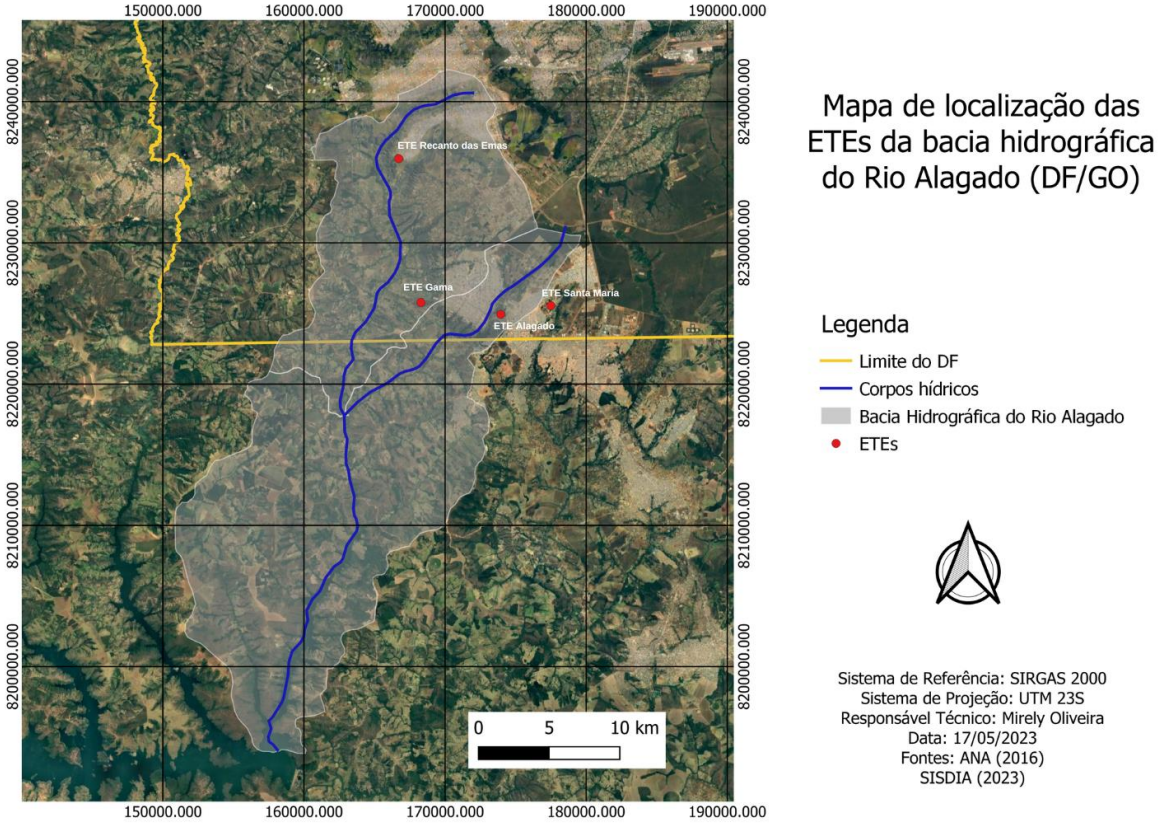


Figura 4.3 – Mapa de localização das ETEs da BHA.

As regiões administrativas Santa Maria, Recanto das Emas, Gama e Samambaia estão inseridas na parte distrital da bacia (CODEPLAN, 2020). Na parcela goiana, estão inseridas partes das áreas dos municípios Santo Antônio do Descoberto, Novo Gama e Luziânia (Adasa, 2020a).

4.3 – LEVANTAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS SECUNDÁRIOS

O levantamento de dados secundários necessários à realização do trabalho baseou-se na busca de dados disponíveis nas bases de dados dos órgãos governamentais do Distrito Federal e do Brasil. Essa busca abrange as páginas da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb), da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa) e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Foram realizadas solicitações de dados a Caesb e a Corumbá Concessões S.A. a partir de peticionamentos eletrônicos. Foram solicitados os dados de OD, DBO, fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes de diferentes pontos dos corpos d'água analisados. Ambas as empresas responderam às solicitações. Os dados encaminhados pela Caesb estavam compreendidos entre os anos de 2000 e 2023. Por outro lado, a Corumbá Concessões S.A (Saneago) encaminhou dados referentes ao período de 2014 a 2022.

Os dados fornecidos pelas empresas contribuem para uma maior confiabilidade dos resultados gerados. Para a análise dos dados secundários foram utilizados os dados de DBO, OD, nitrogênio e suas frações, fósforo total e coliformes termotolerantes. Contudo, para a simulação da qualidade da água dos corpos hídricos foram utilizados os dados de DBO, OD, fósforo total e coliformes termotolerantes. O nitrogênio e suas frações não foram modelados devido à falta de dados das concentrações desses parâmetros nos efluentes tratados das ETEs.

A estruturação da base de dados foi complementada pelos dados disponíveis no portal Hidroweb. O Hidroweb é uma ferramenta que integra o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). Na bacia hidrográfica do rio Alagado existem as seguintes estações fluviométricas: Ponte Alta Fronteira Sul do DF (código ANA 60.443.830), Ponte Alta DF-290 (código ANA 60.443.980), Ponte de Terra I (código ANA 60.443.600), Ponte de Terra II (código ANA 60.443.700), Ponte de Terra III (código ANA 60.443.800), Olho D'água Jusante Captação (código ANA 60.443.500), Monjolo Ferro Velho (código ANA 60.443.950), Monjolo Chácara 75 (código ANA 60.443.952), Vargem da Benção (código ANA 60.443.960), Crispim DF-483 (código ANA 60.443.900), a Alagado Jusante Captação (código ANA 60.444.000), Alagado Montante Corumbá (Código ANA 60.444.100), Alagado Montante ETE Santa Maria (código 60.444.020), Alagado (código 60.444.035) e Alagado Montante Ponte Alta (código ANA 60.444.040), que se encontra inativa.

Contudo, apenas algumas dessas estações possuem dados disponíveis que permitem o acesso do público, sendo elas: Ponte Alta DF-290 (código ANA 60.443.980), Vargem da Benção (código ANA 60.443.960), Monjolo Chácara 75 (código ANA 60.443.952), Alagado Jusante Captação (código ANA 60.444.000), Ponte Alta Fronteira Sul do DF (código ANA 60.443.830) e Alagado (código ANA 60.444.035). A Figura 4.4 apresenta o mapa de localização das estações fluviométricas com dados disponíveis presentes na BHA.

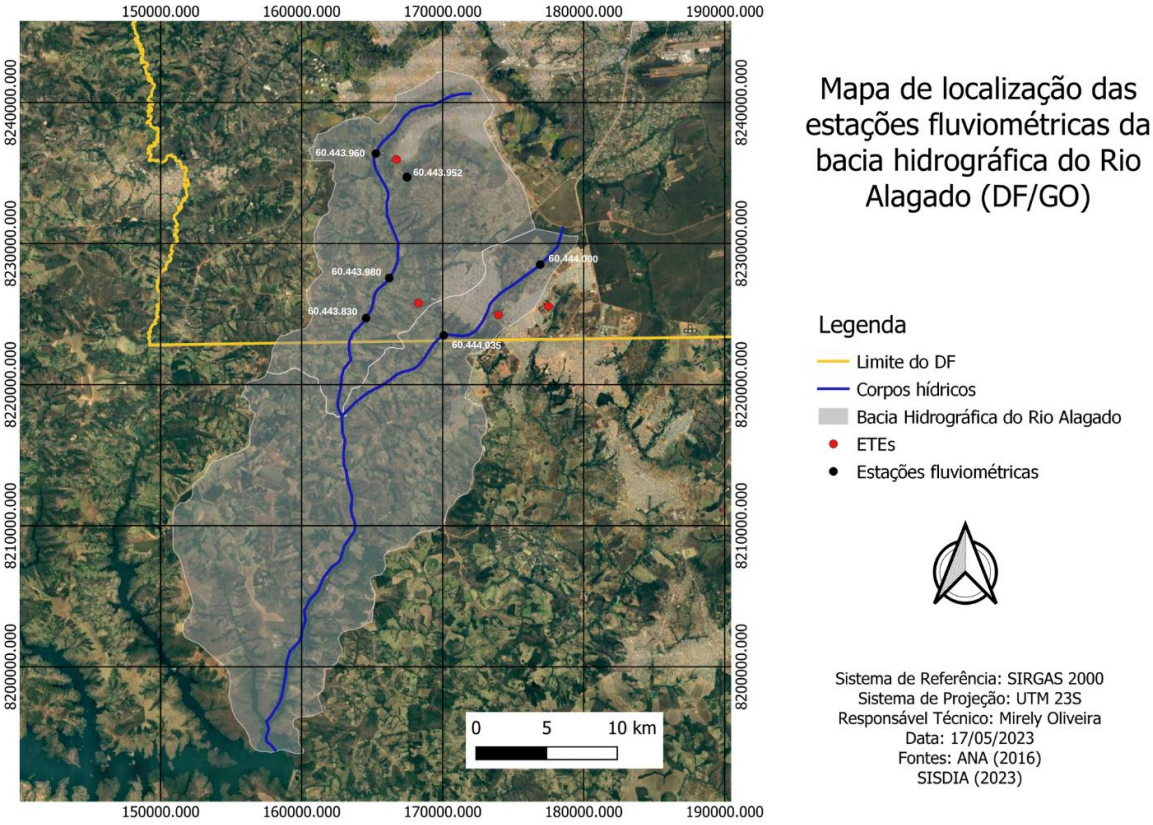


Figura 4.4 – Mapa de localização das estações fluviométricas utilizadas na monografia.

A Caesb disponibilizou os dados de qualidade da água de 12 pontos dos corpos hídricos estudados. Contudo, os pontos CRP.ALG 001 e CRP.ALG.011, presentes no rio Alagado, foram desativados. A Adasa monitora dois pontos presentes no rio Alagado e no ribeirão Ponte Alta, esses pontos estão localizados próximos à divisa entre o Distrito Federal e o estado de Goiás. Os dados monitorados pela Adasa foram obtidos por meio do portal eletrônico “Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais da Adasa”, e as coletas foram realizadas entre 2015 e 2022. Os pontos de monitoramento, bem como suas coordenadas são apresentadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Pontos monitorados pela Caesb e pela Adasa.

Ponto	**Coordenadas**	
	Latitude	**Longitude**
CAP.ALG 001 Rio Alagado	-16,001934	-48,018612
CRP.ALG 001 Rio Alagado antigo AL 01 – Banco Antigo	-16,011203	-48,029763
CRP.ALG.010 Rio Alagado Relocado	-16,034986	-48,052727
CRP.ALG.011 Rio Alagado antigo AL 10 - Banco Antigo	-16,034986	-48,052727
CRP.ALG.030 Rio Alagado	-16,09551	-48,146762
CRP.ALG 040 Rio Alagado	-16,108313	-48,151542
CRP.RPT.010 RIB Ponte Alta Ex PA-10	-15,99167	-48,114497
CRP.RPT.020 RIB Ponte Alta Ex PA-20	-16,012206	-48,117971
CRP.CVB.010 CRG Vargem da Benção	-15,904356	-48,096484
CRP.CVB.020 CRG Vargem da Benção novo	-15,924576	-48,122586
CRP.CVB.030 CRG Vargem da Benção	-15,930545	-48,126859
CRP.CVB.040 CRG Vargem da Benção	-15,951119	-48,123211
Adasa - Estação Alagado	-16,046858	-48,082067
Adasa - Estação Ponte Alta	-16,036169	-48,132701

A Tabela 4.4 apresenta o ponto de monitoramento da Corumbá Concessões S.A. no rio Alagado, bem como suas coordenadas.

Tabela 4.4 – Ponto monitorado pela Corumbá Concessões S.A.

Ponto	Coordenadas	
	Latitude	Longitude
AL-1	-16,131895	-48,148469

A Figura 4.5 apresenta o mapa de localização dos pontos de monitoramento da qualidade da água dos corpos hídricos estudados. Foram incluídos os pontos de monitoramento da Caesb, da Adasa e da Corumbá Concessões S.A.

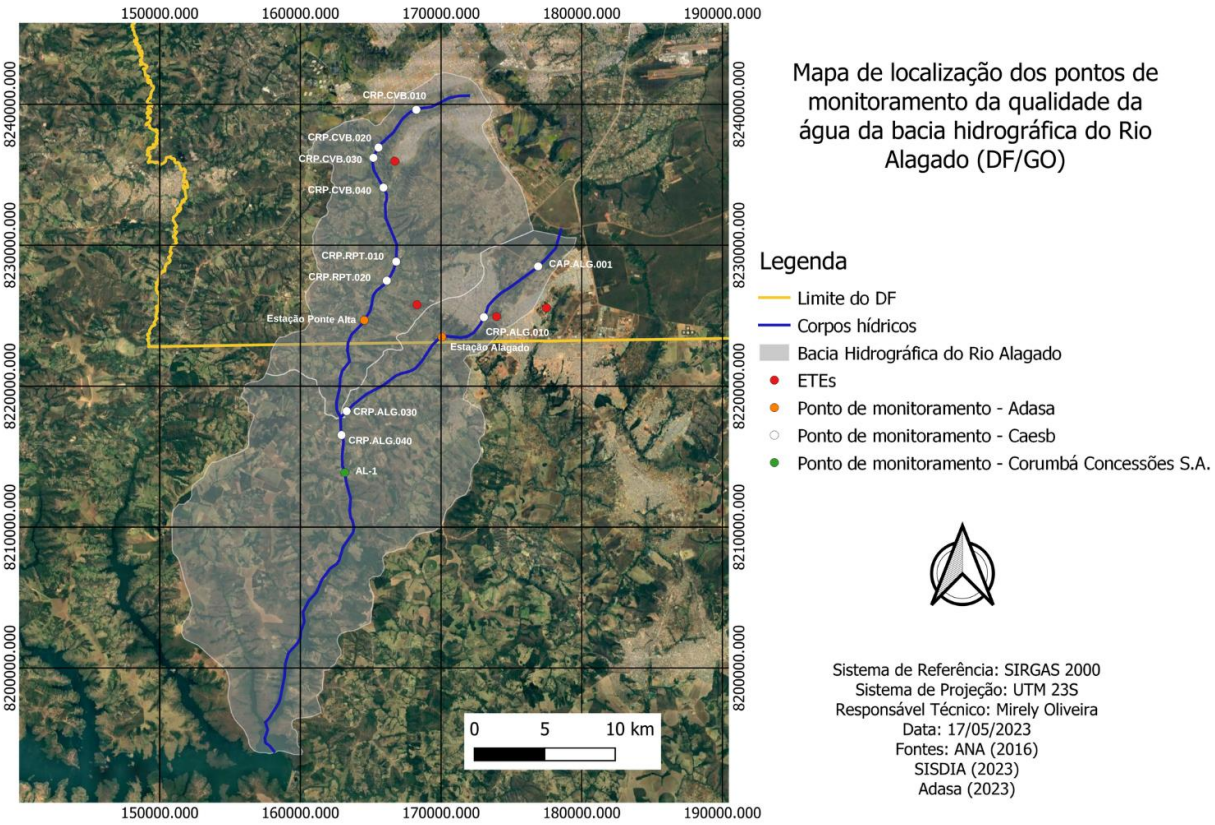


Figura 4.5 – Mapa de localização dos pontos de monitoramento da qualidade da água.

Para a análise dos dados secundários foram utilizados os dados de qualidade da água dos pontos CRP.CVB.040, Estação Ponte Alta e AL-1. Esses pontos foram selecionados por estarem localizados em cada um dos corpos hídricos estudados e por serem representativos da qualidade da água afluente, do referido corpo d'água, ao Reservatório de Corumbá IV. A partir dos resultados será possível observar a real qualidade da água que deságua nesse

importante manancial. O período de análise está compreendido entre os anos de 2014 e 2023, esse período foi escolhido devido à disponibilidade de dados dos pontos monitorados. Além do mais, o enquadramento dos corpos d'água do DF começou a ser implementado a partir de dezembro de 2014. Os resultados obtidos são apresentados no Capítulo 5.

4.4 - SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

4.4.1 - Estruturação da Base de Dados do Modelo

Para realizar a simulação da qualidade da água do rio Alagado, é necessária a inclusão de dados de entrada (variáveis e coeficientes) no QUAL-UFMG, tais como: dados do rio a montante, dados físicos do rio, coeficientes, incremento de distância, padrões de qualidade da água, vazões e concentrações dos parâmetros que serão simulados. Na presente monografia foram realizadas as análises dos seguintes parâmetros: DBO, OD, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e coliformes termotolerantes.

4.4.1.1 – Trechos analisados

Para a análise dos corpos d'água estudados, cinco trechos foram utilizados. O rio Alagado foi dividido em três trechos. O primeiro trecho inicia na nascente do Rio e termina no ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Santa Maria e Alagado, a extensão desse trecho é de 5,4 km. O segundo trecho inicia após o lançamento dos esgotos tratados das ETEs e termina na confluência com o ribeirão Ponte Alta. A extensão do segundo trecho é de 15,2 km. O terceiro trecho inicia na confluência com o ribeirão Ponte Alta e termina a montante do Reservatório de Corumbá IV. A extensão do terceiro trecho é de 9,3 km.

Para a análise do córrego Vargem da Benção foi considerado um trecho de 3,4 km, o trecho inicia no ponto de lançamento dos esgotos tratados da ETE Recanto das Emas e termina na confluência com o córrego Monjolo. O ribeirão Ponte Alta foi analisado ao longo de toda sua extensão. A extensão do trecho é de 24 km, inicia na confluência com o córrego Monjolo e termina na confluência com o rio Alagado. Após os primeiros 8 km, há o lançamento dos esgotos tratados da ETE Gama.

Para que a análise da qualidade da água dos corpos hídricos estudados seja precisa e realista, o incremento de distância utilizado na monografia foi de 0,1 km.

A Figura 4.6 apresenta o diagrama unifilar elaborado para a simulação da qualidade da água do rio Alagado e de seus afluentes. No diagrama unifilar são apresentados os trechos analisados no projeto final, bem como as vazões e concentrações dos parâmetros em determinados pontos.

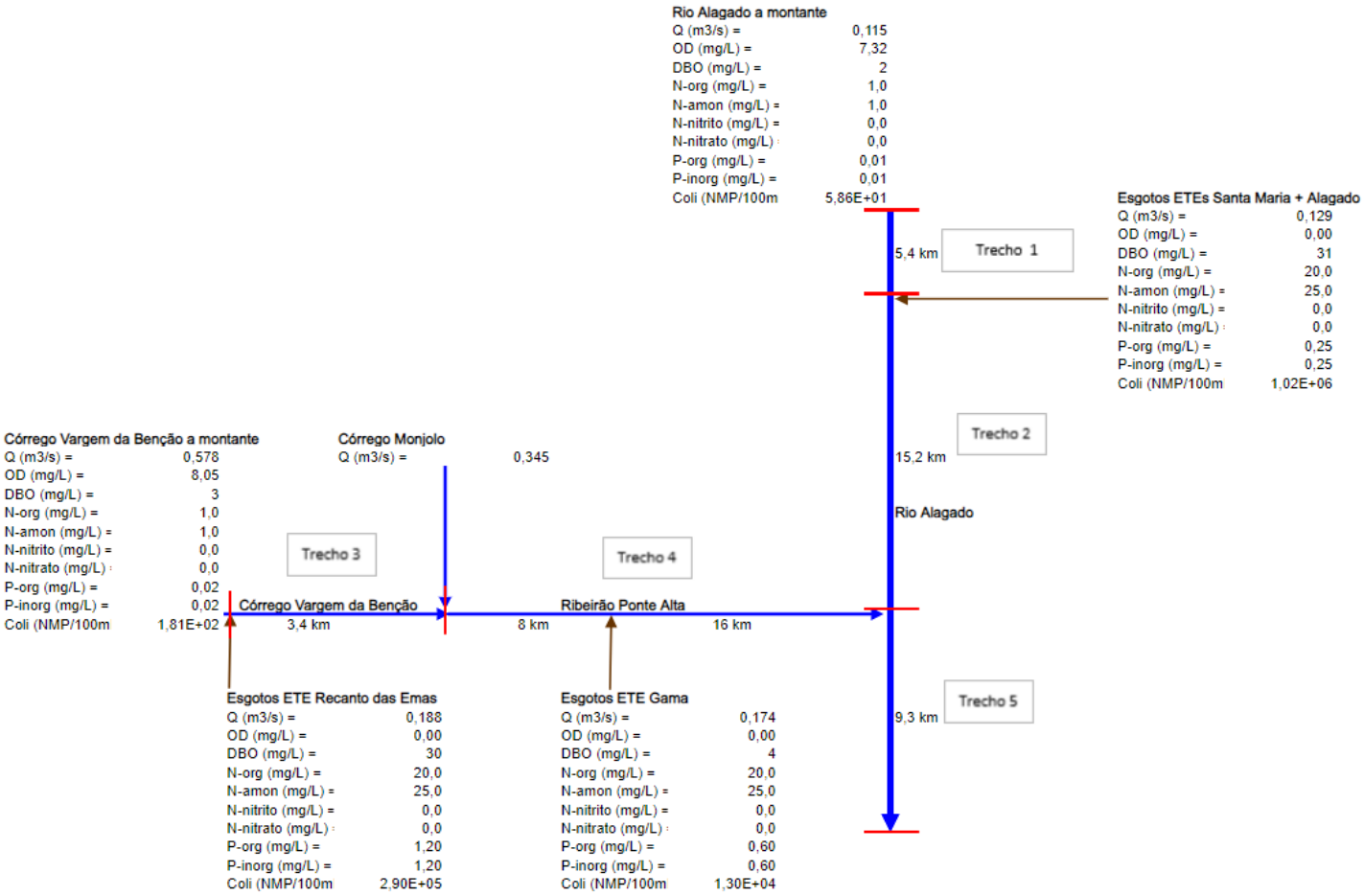


Figura 4.6 – Diagrama unifilar dos trechos simulados.

4.4.1.2 – Dados físicos do rio: Velocidade e Profundidade

Os coeficientes a, b, c e d, presentes nas equações de velocidade (Equação 4.1) e profundidade (Equação 4.2) do rio, são necessários para a estimativa de dados físicos do rio como, velocidade e profundidade.

$$V = a * Q^b \quad (4.1)$$

$$U = c * Q^d \quad (4.2)$$

Em que:

V = Velocidade (m/s)

Q = Vazão (m^3/s)

U = Profundidade (m)

a, b, c, d = coeficientes

Esses coeficientes são específicos para cada corpo hídrico. Para o cálculo dos coeficientes, utilizou-se as séries históricas de vazão, profundidade e velocidade média das seguintes estações fluviométricas: 60.443.960, 60.443.980 e 60.444.035. Essas estações fluviométricas estão localizadas, respectivamente, no córrego Vargem da Benção, no ribeirão Ponte Alta e no rio Alagado. As séries históricas foram obtidas no portal Hidroweb da ANA.

A partir das curvas-chave de cada uma das três estações fluviométricas obteve-se os valores de a, b, c e d. As Figuras 4.7, 4.8 e 4.9 apresentam as curvas-chave dos corpos hídricos estudados. Observa-se que os valores de R^2 encontrados não foram satisfatórios, devido a dispersão dos dados disponíveis, o que fez com que os valores de R^2 não se aproximassem do valor 1. A dispersão dos dados pode ter ocorrido devido aos erros de medição ou por medições em diferentes épocas do ano. Isto pode afetar a representação dos corpos hídricos estudados.

A obtenção dos coeficientes a, b, c e d também pode ser realizada a partir da aplicação da solução automatizada da fórmula de Manning. Os valores de a, b, c e d encontrados são apresentados na Tabela 4.5.

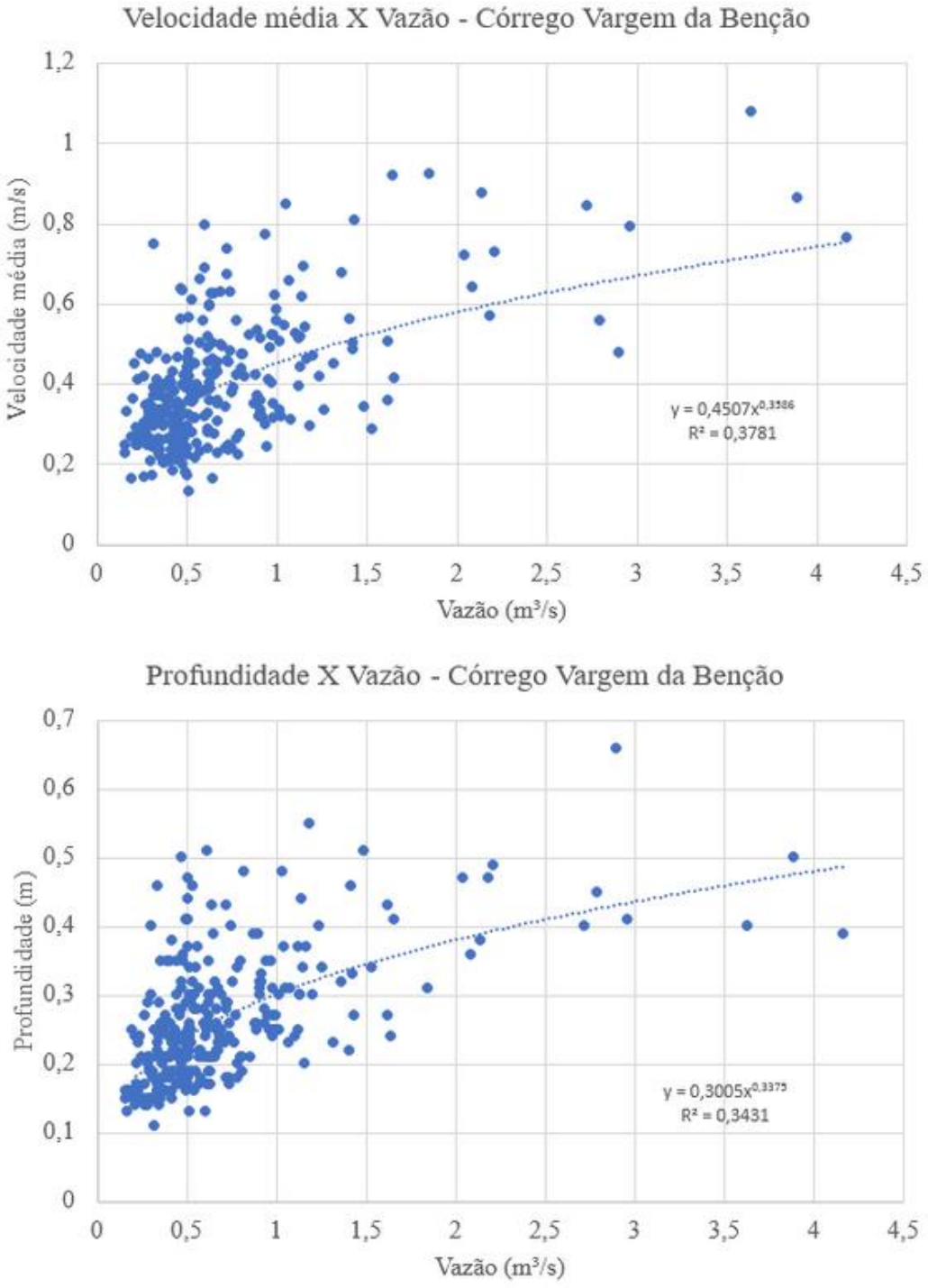


Figura 4.7 – Curvas-chave do córrego Vargem da Benção.

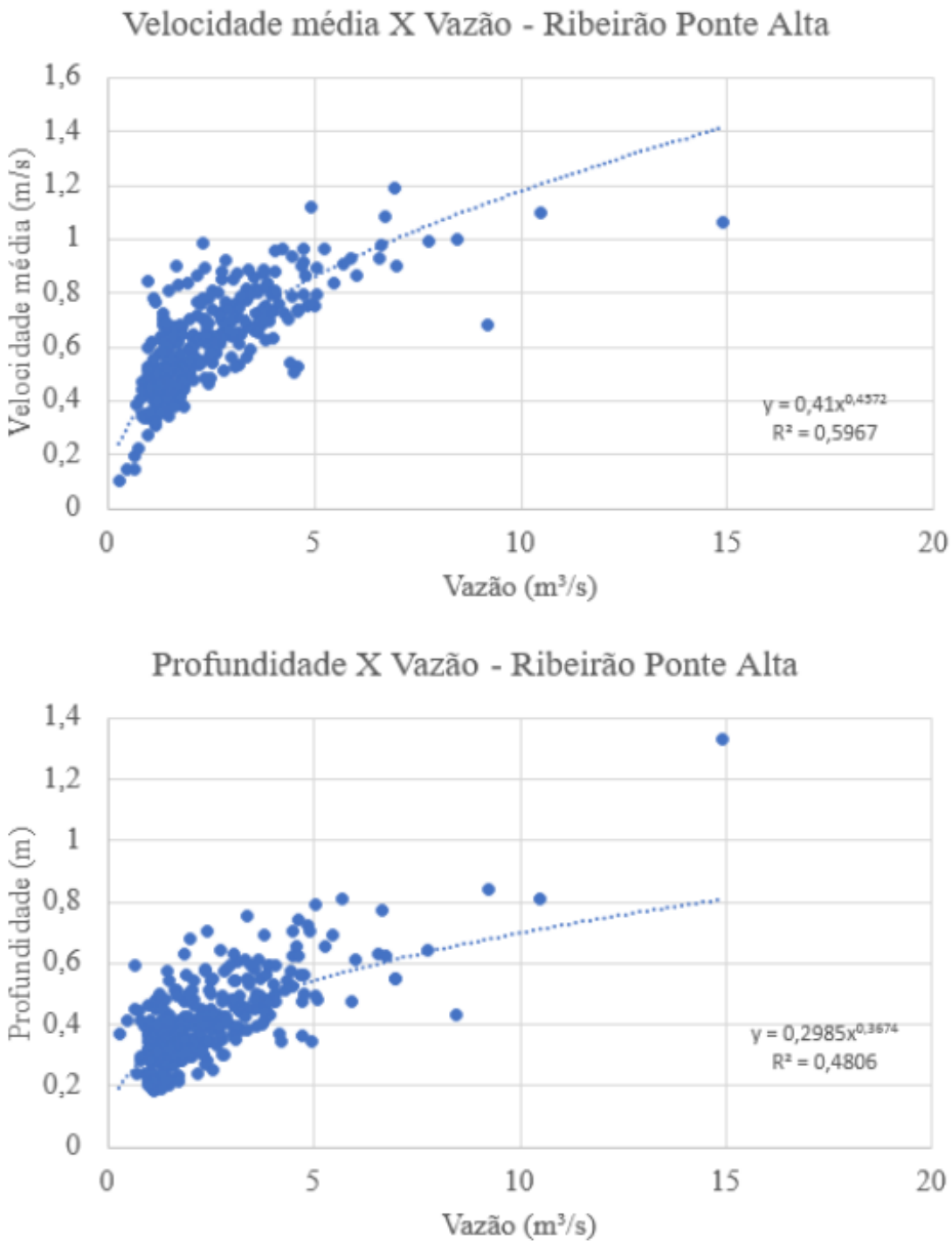


Figura 4.8 – Curvas-chave do ribeirão Ponte Alta.

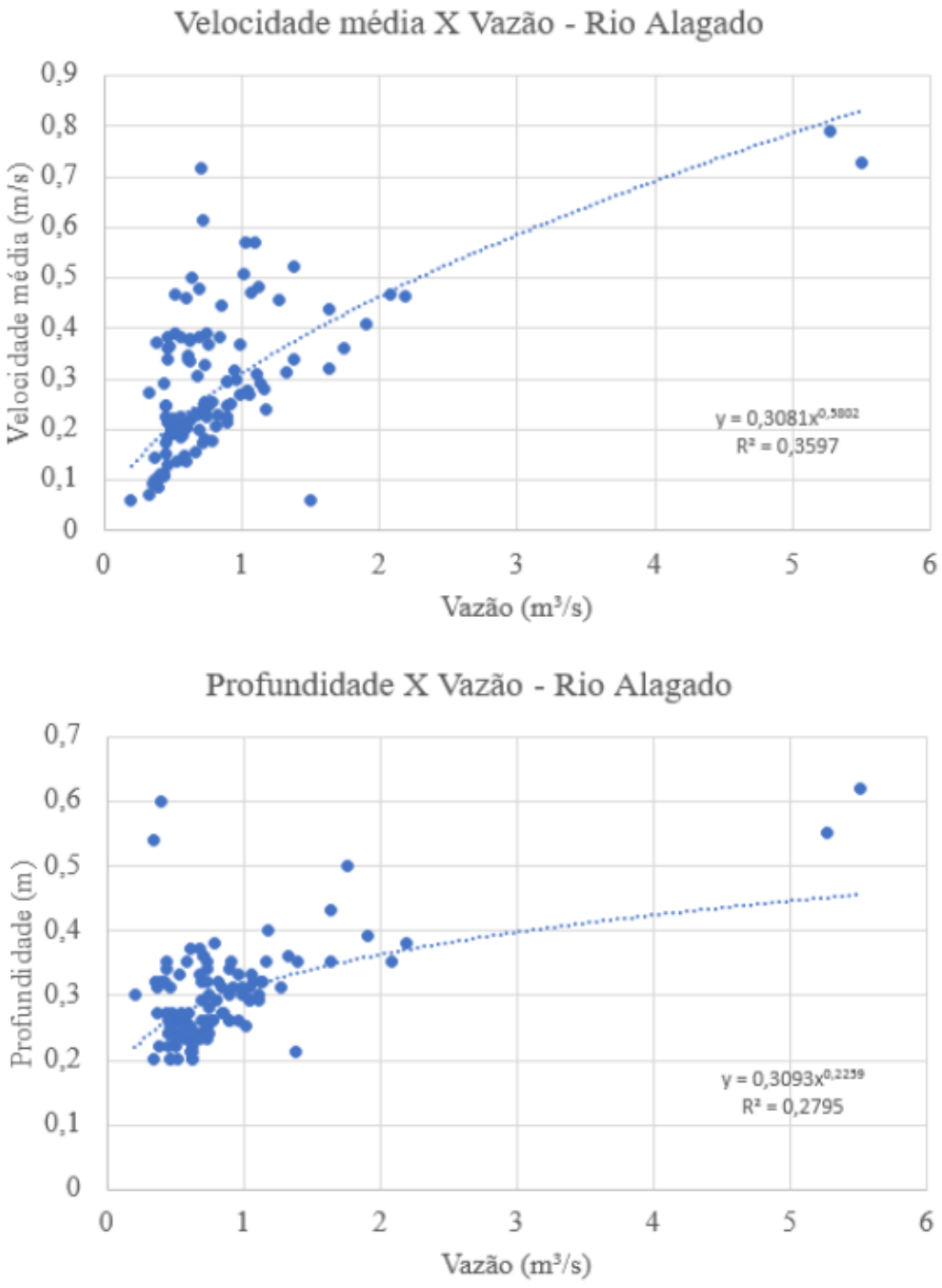


Figura 4.9 – Curvas-chave do rio Alagado.

Tabela 4.5 – Valores de a, b, c e d para cada corpo hídrico estudado.

Corpo hídrico	Coeficiente			
	a	b	c	d
Córrego Vargem da Benção	0,4507	0,3586	0,3005	0,3375
Ribeirão Ponte Alta	0,4100	0,4572	0,2985	0,3674
Rio Alagado	0,3081	0,5802	0,3093	0,2259

4.4.1.3 - Dados físicos do rio: Altitude

O relevo da BHA é caracterizado por significativas mudanças de altitude, variando entre 1350 metros na região norte e 800 metros na parte sul (Adasa, 2020a). A Figura 4.10 apresenta a altimetria do DF, é possível observar que há predominância de altitudes entre 1000 e 1200. Desse modo, na simulação da qualidade da água dos corpos hídricos da bacia, considerou-se que a altitude é de 1150 m na nascente do córrego Vargem da Benção, 1050 m no início do ribeirão Ponte Alta e 1200 m na região próxima à nascente do rio Alagado.

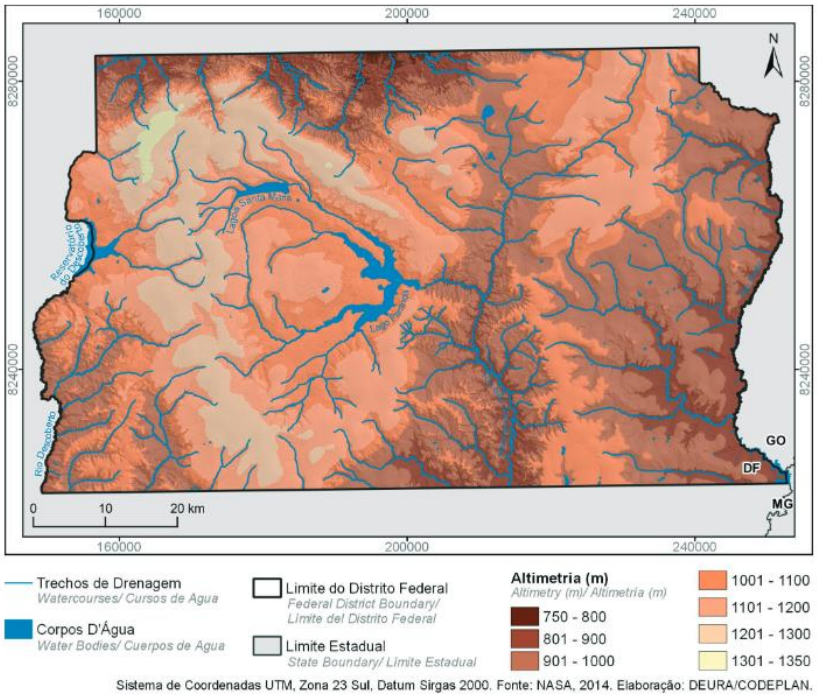


Figura 4.10 – Mapa altimétrico do DF (CODEPLAN, 2020).

4.4.1.4 - Vazões dos corpos hídricos

As vazões dos corpos d'água são importantes dados de entrada iniciais. Os dados de vazão foram obtidos no portal Hidroweb da ANA. A estimativa da vazão média mensal do córrego Vargem da Benção foi realizada a partir dos dados de vazão da estação fluviométrica 60.443.960.

Da mesma forma, as estimativas das vazões médias mensais do córrego Monjolo e do rio Alagado foram realizadas a partir dos dados de vazão das estações fluviométricas 60.443.952 e 60.444.000, respectivamente. A estimativa da vazão média do Córrego Monjolo é importante pois ele deságua no ribeirão Ponte Alta. A Tabela 4.6 apresenta as vazões médias do rio Alagado a montante, do córrego Vargem da Benção a montante e do córrego Monjolo.

Os dados utilizados compreendem os anos de 2015 a 2021, esse período foi utilizado devido à disponibilidade de dados das estações fluviométricas do Hidroweb. Além do mais, foram utilizados apenas os dados da estação seca do DF, período que inicia em maio e finaliza em setembro. A Figura 4.11 apresenta a precipitação média mensal da região. O período de estiagem é utilizado devido às baixas vazões, configurando, em geral, o período mais crítico para a qualidade da água dos corpos hídricos.

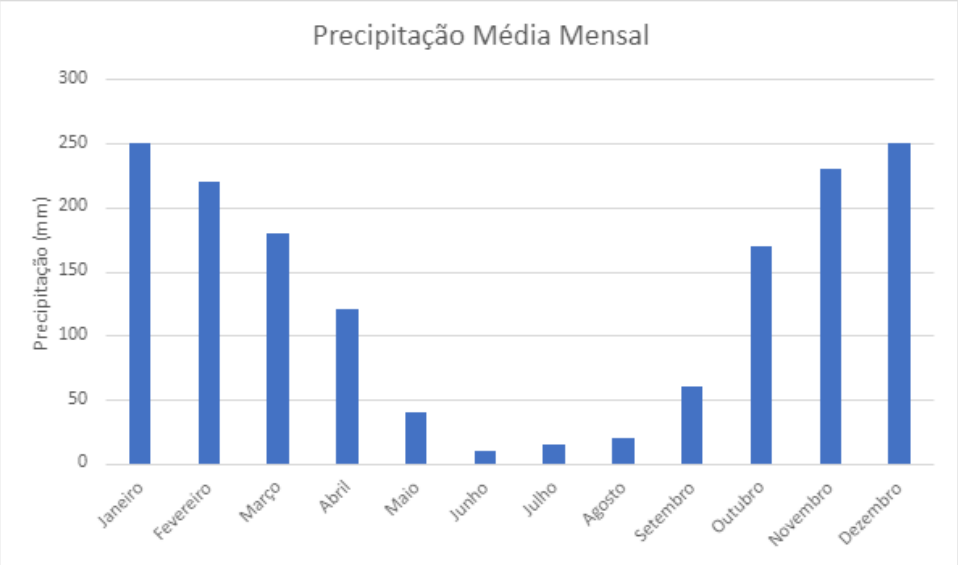


Figura 4.11 - Precipitação média mensal do DF (INPE, 2022).

Tabela 4.6 - Vazões médias mensais do rio Alagado e dos córregos Vargem da Benção e Monjolo entre 2015 e 2021.

Corpo hídrico	Vazão média (m^3/s)
Córrego Vargem da Benção a montante	0,578
Córrego Monjolo	0,345
Rio Alagado a montante	0,115

Além das vazões médias, foram calculadas as vazões incrementais entre as estações fluviométricas com dados disponíveis. A vazão incremental é calculada por meio da equação (4.3).

$$Qinc = \frac{Q_j - Q_i}{d_{ij}} \quad (4.3)$$

Em que:

Qinc = Vazão incremental ($m^3/s/m$)

Qj = Vazão na estação fluviométrica j (m^3/s)

Qi = Vazão na estação fluviométrica i (m^3/s)

d_{ij} = Distância entre as estações fluviométricas i e j (m)

4.4.1.5 - Concentrações dos parâmetros analisados nos corpos hídricos

A partir dos dados encaminhados pela Caesb, obteve-se as concentrações a montante dos parâmetros simulados. Os parâmetros utilizados foram: DBO, OD, coliformes termotolerantes, fósforo total e temperatura. Foram utilizados os dados dos pontos "CAP.ALG 001 Rio Alagado", "CRP.CVB.010 CRG Vargem da Benção" e "CRP.CVB.020 CRG Vargem da Benção novo". Não foi realizado o monitoramento de coliformes termotolerantes no ponto "CRP.CVB.020 CRG Vargem da Benção novo". Dessa forma, para a simulação desse parâmetro, optou-se por utilizar os dados do ponto "CRP.CVB.010 CRG Vargem da Benção".

Foram considerados os dados do período de estiagem do DF (maio a setembro), espera-se que esse período se configure como o período mais crítico para a qualidade da

água. As baixas vazões do período de estiagem dificultam o fenômeno de autodepuração dos corpos d'água.

A Tabela 4.7 apresenta os valores dos parâmetros nos corpos hídricos à montante.

Tabela 4.7 – Concentrações dos parâmetros nos corpos hídricos à montante.

Corpo hídrico	**DBO (mg/L)**	**OD (mg/L)**	**P (mg/L)**	**Coli. Term. (NMP/100mL)**	**T (ºC)**
Rio Alagado a montante	2,00	7,32	0,02	58,58	20,95
Córrego Vargem da Benção a montante	3,45	8,05	0,03	180,80	19,15

4.4.1.6 - Vazões dos efluentes das ETEs

As vazões atuais dos efluentes das ETEs Recanto das Emas, Gama, Alagado e Santa Maria são apresentadas na Tabela 4.8. Cabe ressaltar que os efluentes tratados das ETEs Alagado e Santa Maria são lançados em um mesmo ponto do rio Alagado. Os dados foram obtidos por meio do Relatório de Vistoria e Fiscalização - RVF/COFA/033/2020 elaborado pela Adasa.

Tabela 4.8 – Vazões atuais dos efluentes das ETEs (Adasa, 2020c).

ETE	**Vazão (m^3/s)**
Recanto das Emas	0,188
Gama	0,174
Santa Maria + Alagado	0,129

4.4.1.7 - Concentrações dos parâmetros analisados nos efluentes das ETEs

As concentrações atuais de OD, DBO, fósforo total (P) e coliformes termotolerantes presentes nos efluentes das ETEs são apresentadas na Tabela 4.9. A obtenção dos dados foi

realizada por meio do Relatório Técnico Nº 015/2014, da Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal, ambos elaborados pela Caesb, e do Relatório de Monitoramento do Atendimento ao Padrão de Lançamento Outorgado pelas ETEs no Distrito Federal, elaborado pela Adasa.

Os dados de fósforo e população atual foram obtidos no Relatório Técnico Nº 015/2014, os dados de coliformes termotolerantes foram obtidos na Sinopse de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal e os dados de DBO foram obtidos por meio do Relatório de Monitoramento do Atendimento ao Padrão de Lançamento Outorgado pelas ETEs no Distrito Federal. Não foram encontrados dados sobre as concentrações de nitrogênio e suas frações nos efluentes da ETEs.

Tabela 4.9 – Concentrações atuais dos parâmetros nos efluentes das ETEs (Caesb, 2014; Caesb, 2012; Adasa, 2020b).

ETE	População atual (hab)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	P (mg/L)	Coli. Term. (NMP/100mL)
Recanto das Emas	147.941	0	29,8	2,4	$2,9*10^5$
Gama	117.322	0	4,2	1,2	$1,3*10^4$
Santa Maria + Alagado	102.309	0	30,6	0,5	$1,016*10^6$

4.4.2 - Aplicação do Modelo QUAL-UFMG

A simulação da qualidade da água do rio Alagado foi realizada a partir da utilização do modelo QUAL-UFMG. Para que o modelo seja utilizado nas simulações, é necessária a realização de algumas etapas.

A calibração é uma etapa fundamental para a utilização do modelo, contribuindo para a obtenção de resultados realistas e satisfatórios. Este procedimento baseia-se na variação de determinados coeficientes até que os dados simulados alcancem valores aceitáveis. A calibração irá estimar os coeficientes cinéticos das variáveis a serem analisadas. Os dados

observados serão utilizados como valores de referência para a calibração do QUAL-UFMG, sendo utilizados como referências a serem alcançadas pelos dados simulados.

A calibração do modelo será realizada através da variação dos seguintes coeficientes cinéticos: desoxigenação (K_1), reaeração (K_2), decomposição de DBO (K_d), remoção de DBO por sedimentação (Ks), sedimentação do P orgânico (K_{spo}), conversão do P orgânico a P inorgânico (K_{oi}), fluxo de liberação de P inorgânico pelo sedimento de fundo (S_{pinorg}) e decaimento de coliformes (K_b). Os coeficientes cinéticos possuem faixas de valores que variam conforme a realidade dos corpos d'água. As Tabelas 4.10 e 4.11 apresentam os valores típicos dos coeficientes K_1, K_d, K_s e K_2.

A calibração dos coeficientes cinéticos foi realizada a partir da raiz do erro médio quadrático (REMQ) (Equação 4.4). Quanto mais próximo de 0 estiver o valor da REMQ encontrado, melhor é o ajuste entre os resultados simulados e os observados.

$$REMQ = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}(y_i - \hat{y}_i)^2}{N}} \quad (4.4)$$

Em que:

N = Número total de dados

y_i = Valor observado

$\hat{y}_i$ = Valor estimado pelo modelo

A calibração visual também foi aplicada, neste procedimento ocorre a plotagem dos dados simulados e dos dados observados, contudo não é um procedimento preciso. A confiabilidade do modelo na realização de avaliações e simulações de cenários, aumentará à medida que o modelo se ajustar aos dados observados. O monitoramento periódico da qualidade da água, contribui para a realização de uma calibração satisfatória.

Tabela 4.10 – Valores típicos dos coeficientes K1, Kd e Ks (Von Sperling, 2007).

Origem	K_1 (laborat)	Rios rasos			Rios profundos		
		Decomp. K_d	Sediment. K_s	Remoção K_r (K_d +K_s)	Decomp. K_d	Sediment. K_s	K_r (K_d +K_s)
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,10-0,35	0,60-1,35	0,35-0,50	0,05-0,20	0,40-0,70
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,25	0,45-1,05	0,30-0,45	0,00-0,15	0,30-0,60
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,10	0,45-0,90	0,30-0,45	0,00-0,05	0,30-0,50
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20

Nota: rios rasos: profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 m; rios profundos: profundidade superior a cerca de 1,0 a 1,5 m.

Tabela 4.11 – Valores típicos de K2 (Von Sperling, 2007).

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

4.5 - ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS

Após a realização das etapas iniciais, foi possível realizar a simulação da qualidade da água. Inicialmente, foi simulada a qualidade da água atual do rio Alagado e de seus afluentes. Em seguida, foram simulados dois cenários futuros. O primeiro cenário futuro simulou a qualidade da água dos corpos hídricos da bacia, acrescentando o aumento populacional previsto para o ano de 2040.

O segundo cenário futuro considerou o aumento populacional previsto para o ano de 2040 e a realocação de todo o esgoto bruto destinado à ETE Recanto das Emas para a ETE Melchior. Essa mudança poderá ocorrer devido ao adensamento populacional advindo da construção do empreendimento habitacional "Residencial Vargem da Benção", estima-se que esse residencial acomodará 110.000 habitantes (Caesb, 2014).

A Tabela 4.12 apresenta os dados referentes ao ano de 2040 das ETEs presentes na BHA.

Tabela 4.12 – Dados utilizados nas simulações dos cenários futuros (Caesb, 2014).

ETE	**População em 2040 (hab)**	**Vazão (m^3/s)**	**OD (mg/L)**	**DBO (mg/L)**	**P (mg/L)**
Recanto das Emas	300.000	0,555	0	31,3	0,6
Gama	182.730	0,328	0	16,1	0,6
Santa Maria + Alagado	169.704	0,308	0	31,9	0,6

Em 2040, as metas de ampliação das ETEs contidas no Plano Distrital de Saneamento Básico do Distrito Federal (PDSB - DF) devem ter sido concretizadas, já que as metas de longo prazo deverão ser finalizadas em 2037.

O Relatório Técnico Nº 015/2014 (Caesb, 2014), documento utilizado na obtenção dos dados da Tabela 4.12, considera o fim do plano de projeto das ETEs da BHA. Os planos de projeto das ETEs incluem o aumento da eficiência de remoção de fósforo total. Infere-se que o PDSB/DF considera os fins dos planos de projeto das ETEs e indica as possíveis melhorias para cada uma das ETEs da BHA.

A Tabela 4.13 apresenta a síntese dos cenários simulados, bem como suas características.

Tabela 4.13 – Síntese dos cenários simulados.

Cenário	Características
1	Simulação da situação atual da bacia.
2	Simulação da situação atual da bacia, considerando o aumento populacional previsto para o ano de 2040.
3	Aumento populacional referente ao ano de 2040 e realocação dos esgotos brutos da ETE Recanto das Emas para a ETE Melchior.

A partir dos resultados obtidos, avaliações comparativas poderão ser realizadas. A simulação de diferentes cenários permitirá o entendimento acerca das variadas conjunturas que a bacia hidrográfica poderá ser exposta. Os cenários permitirão a elaboração de metas progressivas para a gestão dos corpos hídricos estudados, bem como auxiliará nas tomadas de decisão.

4.6 - ANÁLISE DO ATENDIMENTO AO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA DA BHA

A partir dos dados de qualidade da água disponíveis sobre a BHA e, também, a partir dos dados simulados com o modelo QUAL-UFMG foi realizada a análise de atendimento às classes do enquadramento dos corpos d'água da Bacia Hidrográfica para as possíveis situações de qualidade da água da bacia.

Conhecer o enquadramento dos corpos d'água estudados, instituído em 2014, no presente projeto é de suma importância para o entendimento e avaliação dos resultados. O córrego Vargem da Benção foi dividido em apenas um trecho. O trecho do Córrego analisado na presente monografia foi enquadrado como Classe 4 e está situado entre o ponto de lançamento dos efluentes tratados da ETE Recanto das Emas e a confluência com o ribeirão Ponte Alta (Caesb, 2014).

O ribeirão Ponte Alta foi enquadrado como Classe 3 em toda a sua extensão. O rio Alagado foi dividido em três trechos. O primeiro trecho inicia na nascente do Rio e finaliza no ponto de lançamento dos efluentes tratados das ETEs Alagado e Santa Maria, o trecho foi enquadrado como Classe 2. O segundo trecho foi enquadrado como Classe 3 e inicia após o ponto de lançamento dos efluentes e termina na confluência com o ribeirão Ponte Alta. O terceiro trecho foi classificado como Classe 2 e tem início na confluência com o Ribeirão e termina na chegada ao Reservatório de Corumbá IV (Caesb, 2014). A Tabela 4.14 apresenta o enquadramento dos corpos hídricos estudados.

Tabela 4.14 – Enquadramento dos corpos hídricos estudados (Caesb, 2014).

Corpo hídrico - Trecho	**Enquadramento**
Córrego Vargem da Benção	Classe 4
Ribeirão Ponte Alta	Classe 3
Rio Alagado (Nascente até o ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria)	Classe 2
Rio Alagado (Ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria até a confluência com o Ribeirão)	Classe 3
Rio Alagado (Confluência com o Ribeirão até a chegada ao Reservatório de Corumbá IV)	Classe 2

5 – RESULTADOS

Os resultados e discussões contemplam três tópicos, sendo eles: o panorama dos dados de qualidade da água provenientes de algumas estações de monitoramento existentes nos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Alagado, a calibração do modelo QUAL-UFMG e a simulação de cenários.

5.1 - PANORAMA DOS DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Para o panorama dos dados de qualidade da água provenientes das estações de monitoramento existentes nos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Alagado, dados secundários obtidos da Caesb, Adasa e Corumbá Concessões S.A., foram escolhidos três pontos de monitoramento. Cada um dos pontos está localizado em um dos corpos hídricos estudados. Optou-se pelos pontos mais afastados do local de lançamento dos esgotos tratados das ETEs e mais próximos do Reservatório de Corumbá IV, tendo em vista que esses pontos retratam a qualidade da água afluente ao manancial.

5.1.1 – Córrego Vargem da Benção

O ponto de monitoramento escolhido para a análise dos dados de qualidade da água do Córrego Vargem da Benção foi o CVB040. Esse ponto está localizado a jusante da ETE Recanto das Emas, a cerca de 2,5 km do ponto de lançamento dos esgotos tratados, e é monitorado pela Caesb. Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, o trecho em que o ponto CVB040 está localizado é enquadrado como Classe 4. As datas de monitoramento estão contidas entre, bimestralmente, 27/04/2015 e 28/02/2023.

Um problema em relação aos dados disponíveis é que, ao longo desse período, não foram realizadas análises de coliformes termotolerantes, um dos parâmetros de qualidade da água fundamentais para a análise do impacto do lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos em cursos d'água. O monitoramento desse parâmetro é fundamental, tendo em vista que ao longo da elaboração do PDSB/DF foi constatada a baixa eficiência de remoção de coliformes termotolerantes da ETE Recanto das Emas.

A Figura 5.1 apresenta as concentrações de DBO em diferentes datas de monitoramento. A DBO do ponto CVB040 foi monitorada entre 27/04/2015 e 28/02/2023. Em algumas datas desse período, não foram realizadas análises de DBO. A concentração máxima de DBO foi detectada no dia 02/12/2016, o valor obtido foi de 34 mg/L. O mês de dezembro está inserido no período chuvoso do DF, o valor máximo encontrado nesse período pode estar associado às ligações clandestinas de esgoto na rede de drenagem pluvial e à poluição difusa advinda da drenagem das áreas próximas ao corpo hídrico.

Por outro lado, a concentração mínima de DBO encontrada foi de 1 mg/L, detectada em 6 datas de coleta realizadas no período chuvoso, entre os meses de fevereiro e abril. Os valores encontrados podem refletir o efeito diluidor das chuvas nas cargas de poluição aportadas no corpo aquático. A concentração média de DBO é de 6,56 mg/L. A resolução CONAMA 357/2005 não aborda valores de referência de DBO para corpos d'água Classe 4. É possível observar que a tendência das concentrações de DBO, entre 2015 e 2023, foi o decaimento. No entanto, ao desconsiderar a maior concentração de DBO detectada (34 mg/L), as concentrações de DBO aumentaram nos últimos nove anos.

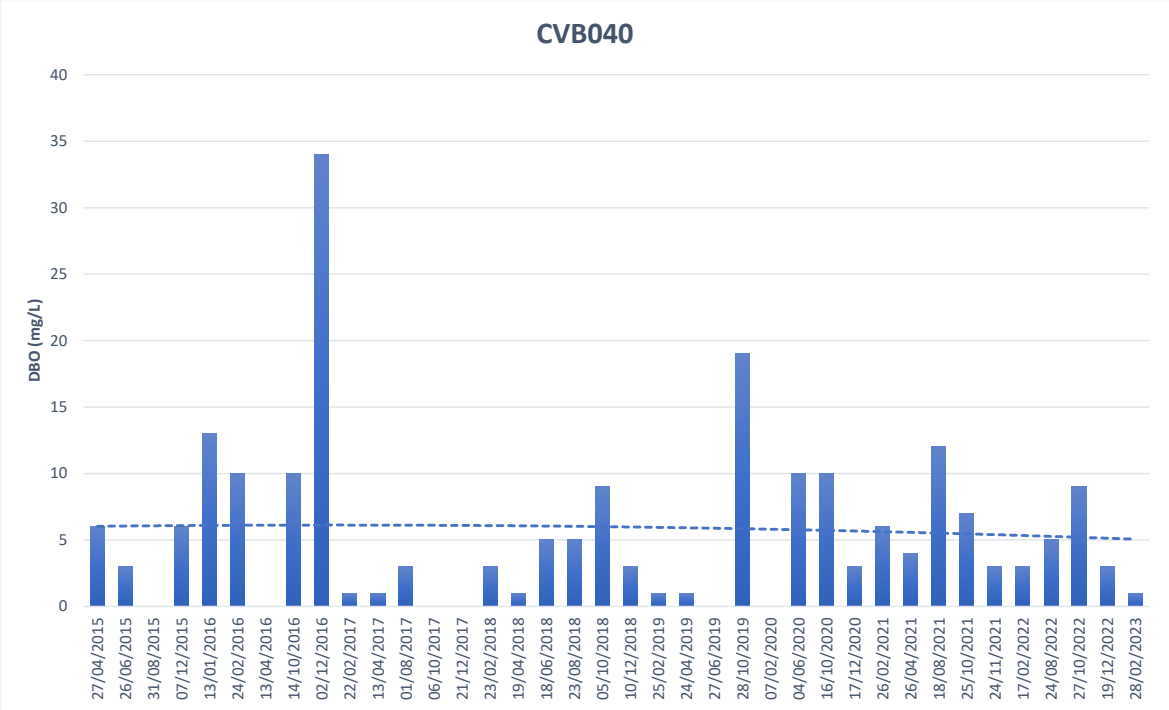


Figura 5.1 – Concentrações de DBO no ponto CVB040 do córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023).

As concentrações de OD do ponto CVB040 são apresentadas na Figura 5.2. As concentrações de OD foram monitoradas ao longo de todo o período de monitoramento. Os valores máximo e mínimo detectados foram, respectivamente, 8,91 mg/L e 4,78 mg/L. A concentração média de OD nesse ponto é de 7,53 mg/L, esse valor é superior ao valor preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água Classe 4 (≥ 2 mg/L).

Os valores de OD observados atenderam, em todo o período, o enquadramento Classe 4, um nível de qualidade previsto, apenas, para 2030. No entanto, os padrões de qualidade da água para a Classe 4 são pouco exigentes. Níveis de OD inferiores a 5 mg/L já impactam as comunidades aquáticas. Outra questão é a localização do DF, localizado em uma região de cabeceiras de bacias hidrográficas. Os rios da região apresentam, em geral, muitas quedas d'água e elevada reoxigenação, o que pode levar a uma rápida melhora desse parâmetro de qualidade da água, o mesmo não podendo ocorrer com os demais parâmetros. A linha de tendência plotada indica a redução das concentrações de OD entre 2015 e 2023.

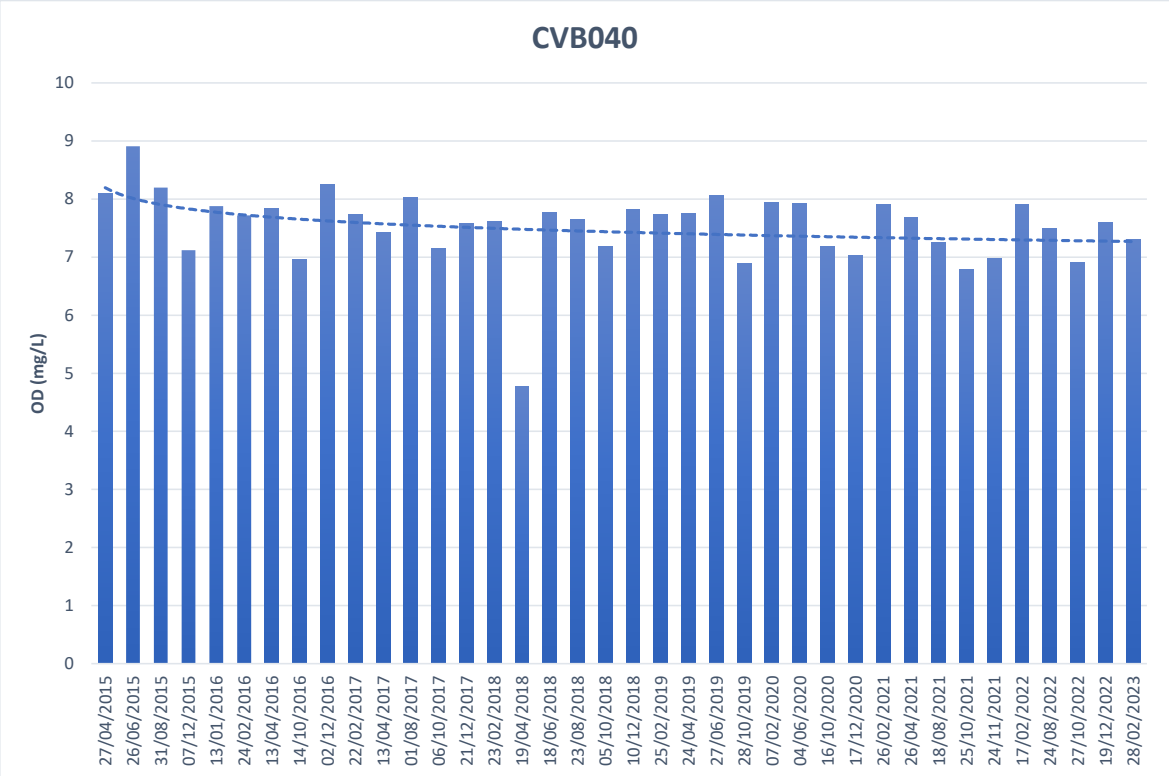


Figura 5.2 – Concentrações de OD no ponto CVB040 do córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023).

Os valores detectados de fósforo total são apresentados na Figura 5.3. Ao longo dos oito anos de monitoramento, o fósforo total não foi monitorado apenas no dia 17/12/2020. Os valores máximo e mínimo identificados foram, respectivamente, 1,47 mg/L e 0,06 mg/L. O valor máximo foi detectado no dia 18/08/2021, o mês de agosto está inserido no período de seca do DF. Observa-se que as três maiores concentrações de fósforo total foram detectadas no mês de agosto, demonstrando a influência do período de estiagem na qualidade da água dos corpos hídricos.

A média da concentração de fósforo total é de 0,38 mg/L. Para a Classe 4 do enquadramento de águas doces, não há valores de referência para as concentrações de fósforo total. Entre 2015 e 2023, as concentrações de fósforo tenderam ao aumento, como observado pela linha de tendência da Figura 5.3.

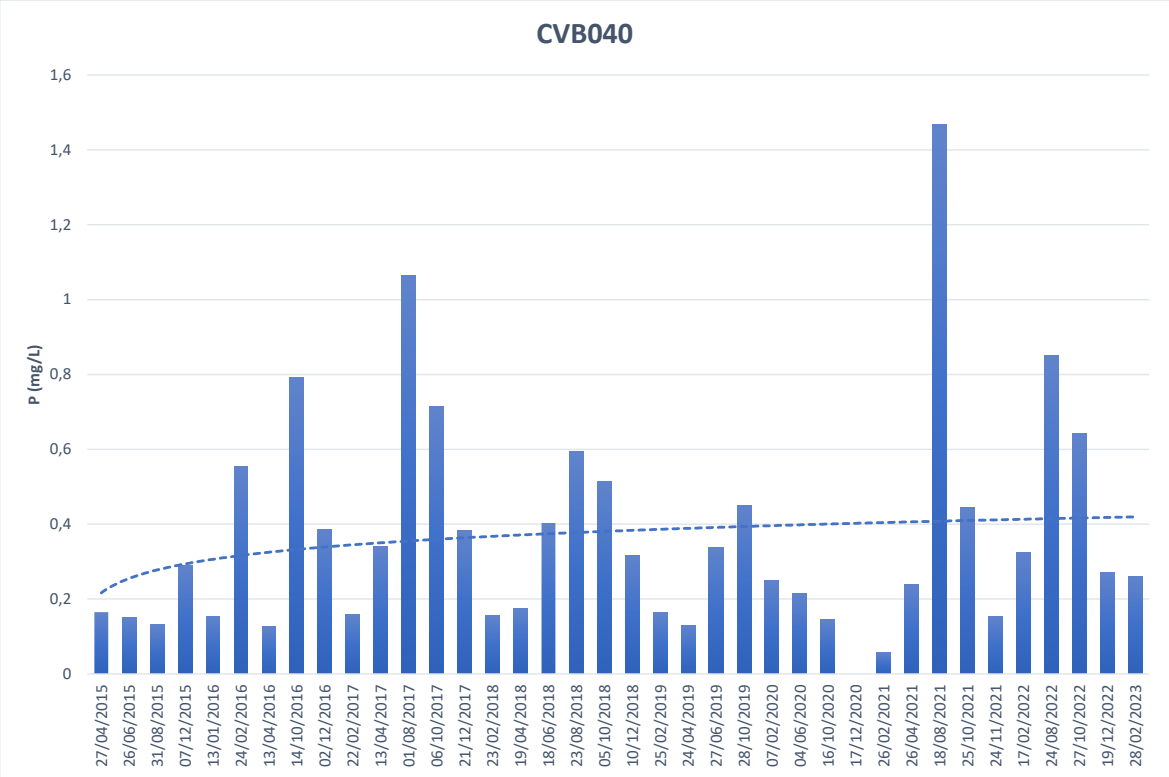


Figura 5.3 – Concentrações de P total no ponto CVB040 do Córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023).

As diferentes formas de nitrogênio encontradas em corpos hídricos são apresentas na Figura 5.4. Os valores máximo, mínimo e a média da concentração de nitrito detectados foram, respectivamente, 0,55 mg/L, 0,10 mg/L e 0,21 mg/L. Os valores máximo, mínimo e a média da concentração de nitrato detectados foram, respectivamente, 1,40 mg/L, 0,27 mg/L

e 0,62 mg/L. Os valores máximo, mínimo e a média da concentração de amônia detectados foram, respectivamente, 50,52 mg/L, 5,19 mg/L e 23,19 mg/L. As concentrações de amônia foram monitoradas entre os dias 23/08/2018 e 04/06/2020.

Os valores máximo, mínimo e a média da concentração de nitrogênio amoniacal detectados foram, respectivamente, 53,09 mg/L, 0,71 mg/L e 18,75 mg/L. O Plano Distrital de Saneamento Básico do Distrito Federal ressalta a baixa eficiência de remoção de nitrogênio na ETE Recanto das Emas, essa ETE possui um percentual de remoção de nitrogênio de cerca de 17,5%.

Tendo em vista as altas concentrações obtidas para amônia e nitrogênio amoniacal, supõe-se que a poluição presente no rio pode ser oriunda de um local próximo ao ponto de monitoramento. Cabe ressaltar que o ponto CVB040 está a cerca de 2,5 km do ponto de lançamento dos esgotos tratados da ETE. Para corpos d'água Classe 4, a Resolução CONAMA 357/2005 não aborda valores de referência para as diferentes formas de nitrogênio.

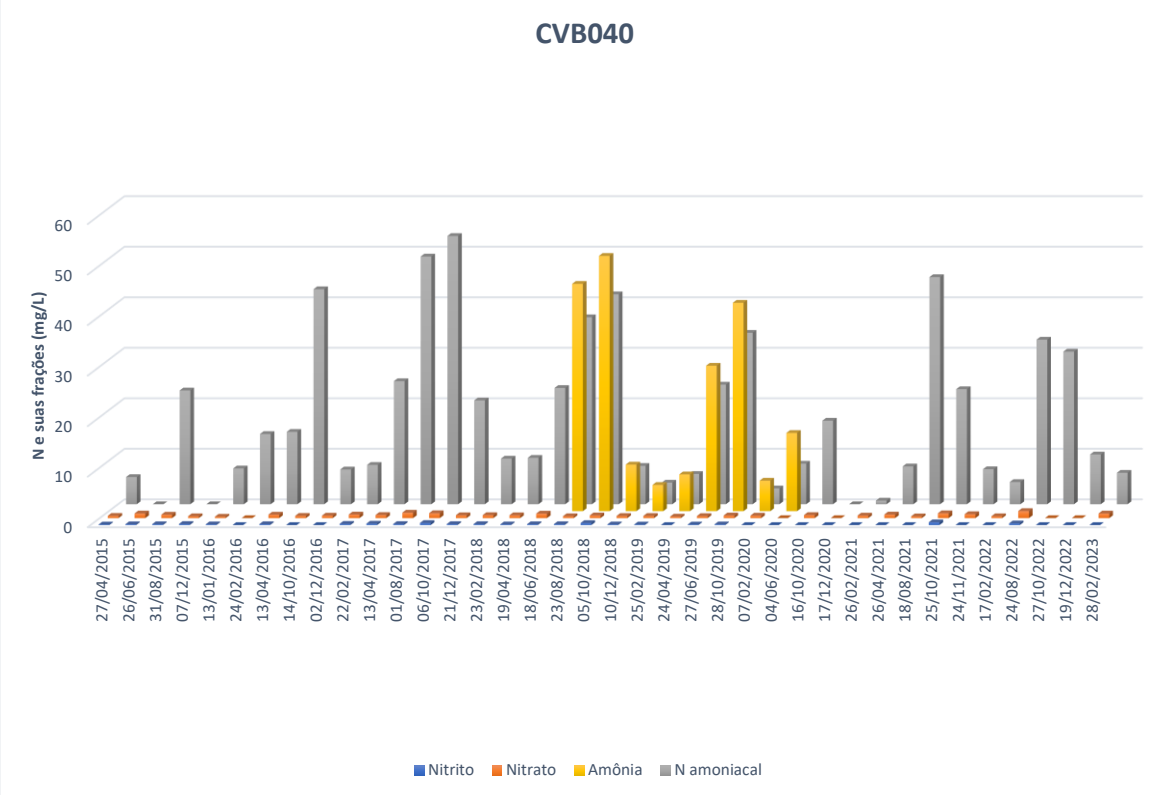


Figura 5.4 – Concentrações de nitrogênio no ponto CVB040 do córrego Vargem da Benção (Caesb, 2023).

5.1.2 – Ribeirão Ponte Alta

O córrego Vargem da Benção deságua no ribeirão Ponte Alta. O ponto de monitoramento escolhido para a análise dos dados secundários de qualidade da água do ribeirão Ponte Alta foi o ponto de monitoramento da Adasa, denominado de "Estação Ponte Alta". Esse ponto está localizado a jusante da ETE Gama, a cerca de 6 km do local de lançamento dos esgotos tratados. O monitoramento ocorreu, trimestralmente, entre 01/02/2015 e 07/11/2022. Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, o ribeirão Ponte Alta é enquadrado como Classe 3.

A Figura 5.5 apresenta as concentrações de DBO no ponto "Estação Ponte Alta". As concentrações máxima e mínima detectadas foram, respectivamente, 6,8 mg/L e 0,5 mg/L. A concentração máxima foi verificada no dia 01/08/2015, o mês de agosto está inserido no período de escassez do DF.

A concentração média de DBO é de 2,56 mg/L. Tendo em vista o enquadramento do Ribeirão, a concentração de DBO atende ao valor de referência da CONAMA 357/2005. Corpos d'água enquadrados como Classe 3 devem ter concentrações de DBO inferiores ou iguais a 10 mg/L. Ao observar a linha de tendência da Figura 5.5, infere-se que, nos últimos cinco anos de monitoramento, ocorreu a diminuição da concentração de DBO no ponto Estação Ponte Alta.

A Figura 5.6 apresenta as concentrações de OD no ponto Estação Ponte Alta. A concentração média de OD é de 6,72 mg/L. O valor máximo foi detectado no dia 24/08/2016, o valor monitorado foi de 8,07 mg/L. A concentração mínima detectada foi de 3,80 mg/L. Para corpos d'água de águas doces enquadrados como Classe 3, a concentração de OD deve ser superior ou igual a 4 mg/L.

Observa-se que apenas no dia 21/02/2017 foi detectada concentração inferior ao valor recomendado. Ao analisar a Figura 5.5, verifica-se que nessa mesma data a concentração de DBO atinge um de seus maiores valores detectados. Essa percepção evidencia o consumo de OD quando há o incremento de matéria orgânica na água. Assim como a DBO, analisando a linha de tendência plotada, as concentrações de OD apresentaram uma redução entre os anos de 2018 e 2022.

Figura 5.5 – Concentrações de DBO no ponto Estação Ponte Alta do ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023).

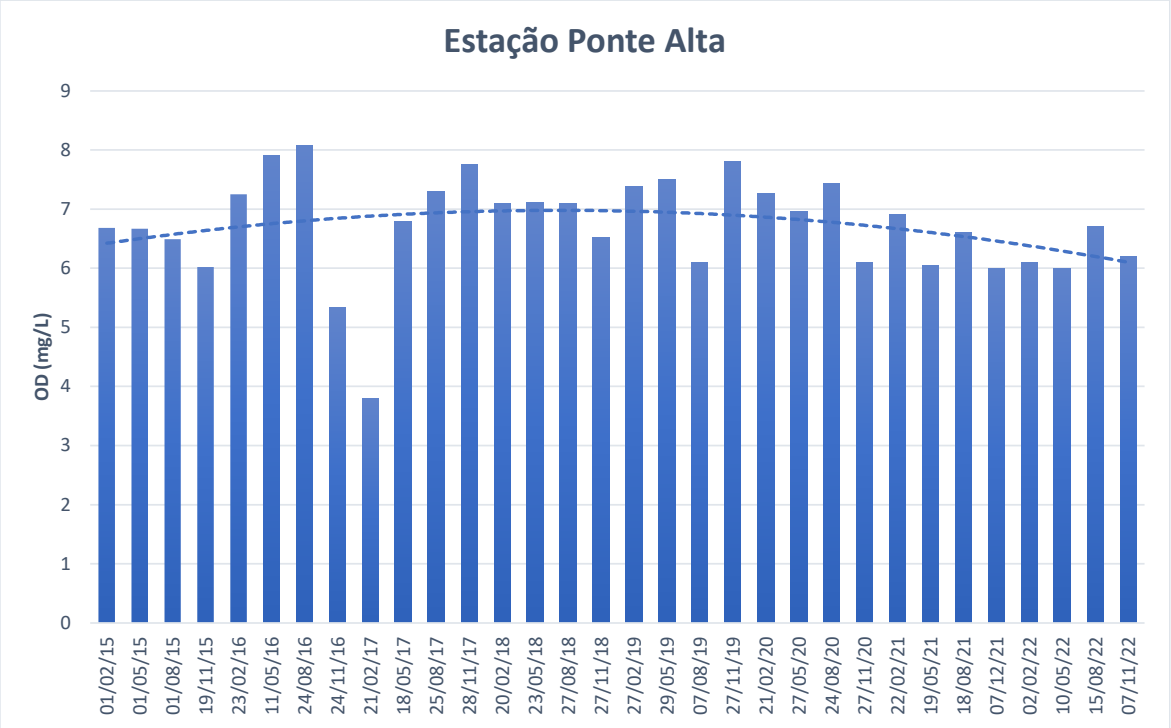


Figura 5.6 – Concentrações de OD no ponto Estação Ponte Alta do ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023).

A Figura 5.7 apresenta os valores de fósforo total detectados. Os valores máximo e mínimo detectados foram, respectivamente, 0,36 mg/L e 0,004 mg/L. A concentração média de fósforo total é de 0,08 mg/L. Na maior parte do período de monitoramento, o ribeirão Ponte Alta atende a Resolução CONAMA 357/2005, que preconiza que a concentração de fósforo total deve ser igual ou inferior a 0,15 mg/L.

Entretanto, no período entre 23/02/2016 e 21/02/2017, as concentrações de fósforo total não atenderam ao valor preconizado pela Resolução. Ao longo de um ano, o corpo hídrico apresentou concentrações de fósforo superiores ao recomendado. Essas altas cargas podem ter sido geradas devido à utilização de fertilizantes em áreas agrícolas, tendo em vista a predominância de chácaras na região, ao despejo ilegal de esgotos e aos lançamentos de efluentes tratados. Conforme apresentado na Figura 5.7, entre 2015 e 2022, as concentrações de fósforo detectadas reduziram.

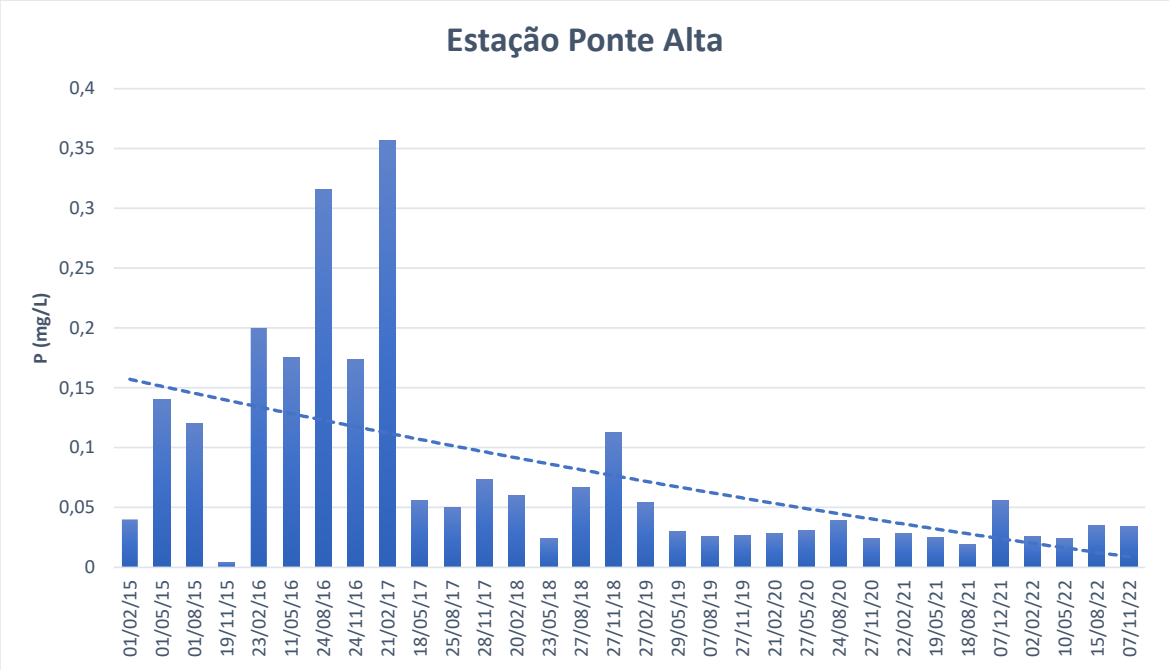


Figura 5.7 – Concentrações de P no ponto Estação Ponte Alta no ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023).

No ponto de monitoramento “Estação Ponte Alta” é realizado o acompanhamento do nitrogênio total. A Figura 5.8 expõe as concentrações de nitrogênio total do referido ponto. O valor máximo encontrado foi de 16,1 mg/L, detectado no dia 01/02/2015.

Já o valor mínimo detectado foi de 0,6 mg/L. A média de nitrogênio total obtida é de 4,57 mg/L. A CONAMA 357/2005 não preconiza valores de referência para o nitrogênio total, apenas para nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal total.

Tendo em vista os dados secundários levantados, observou-se que o monitoramento de nitrogênio das empresas distritais não segue uma padronização, enquanto a Adasa monitora o nitrogênio total, a Caesb acompanha as concentrações de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal. A padronização do monitoramento de nitrogênio seria importante para a uniformização dos dados do DF e para as avaliações acerca desse parâmetro. A partir da linha de tendência plotada, observa-se que as concentrações de nitrogênio total tenderam à diminuição nos últimos oito anos de monitoramento.

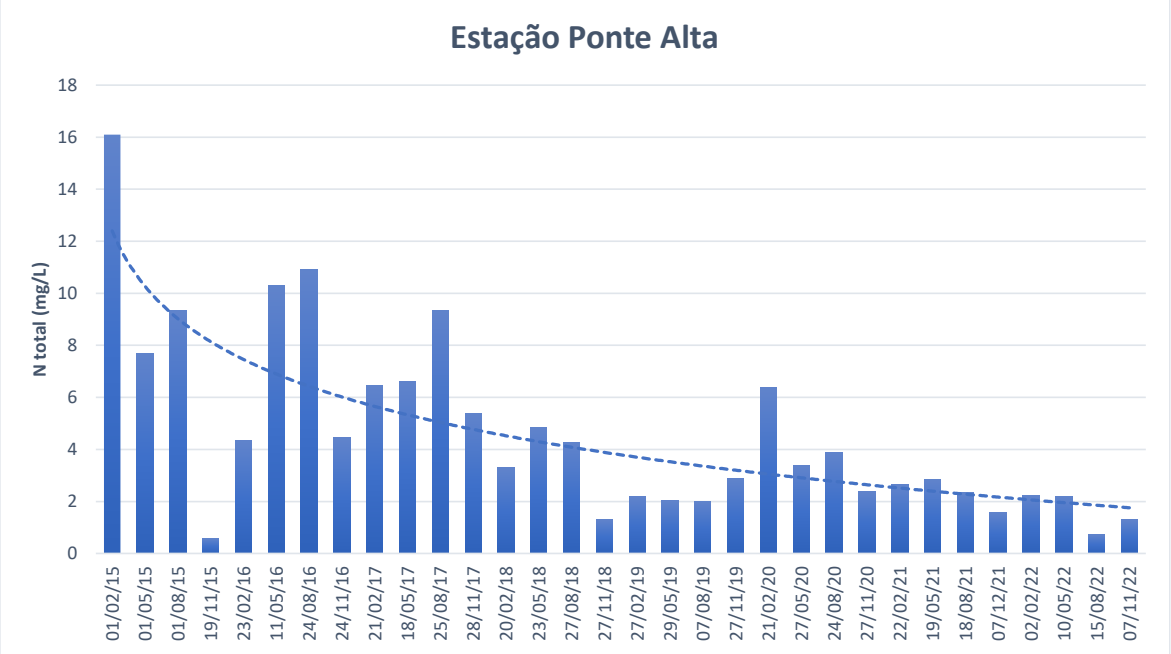


Figura 5.8 – Concentrações de N total no ponto Estação Ponte Alta do ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023).

A Figura 5.9 apresenta as concentrações de coliformes termotolerantes do ponto Estação Ponte Alta. Observa-se que a concentração máxima de 16.000 NMP/100mL foi detectada em quatro datas de monitoramento, nos dias 11/05/2016 e 24/08/2016, período de seca do DF, e nos dias 21/02/2020 e 22/02/2021, período chuvoso do DF. As altas concentrações no período de seca podem estar associadas ao lançamento ilegal de esgotos não tratados. Por outro lado, as altas concentrações no período chuvoso podem estar

associadas à liberação de esgotos não tratados ou com tratamento insuficiente pelas ETEs devido à elevada vazão afluente, denominada de by-pass.

A concentração mínima monitorada foi de 78 NMP/100mL. A concentração média de coliformes termotolerantes é de 3934 NMP/100mL. A Resolução CONAMA 357/2005 preconiza que para corpos d'água Classe 3, a concentração de coliformes termotolerantes deve ser menor ou igual a 4000NMP/100mL. Tendo em vista a concentração média de coliformes termotolerantes, infere-se que o corpo hídrico atende ao recomendado pela Resolução. Conforme apresentado na Figura 5.9, observa-se que a tendência, nos últimos oito anos de monitoramento, foi a redução das concentrações de coliformes termotolerantes.

Figura 5.9 – Concentrações de coliformes termotolerantes no ponto Estação Ponte Alta do Ribeirão Ponte Alta (Adasa, 2023).

5.1.3 – Rio Alagado

O rio Alagado é um dos tributários do Reservatório de Corumbá IV. O corpo hídrico recebe as águas do ribeirão Ponte Alta (que recebe os efluentes das ETEs Gama e Recanto das Emas) e os efluentes das ETEs Alagado e Santa Maria. O ponto de monitoramento escolhido para a análise dos dados secundários foi o ponto AL-1, esse local é o ponto de

monitoramento mais próximo do Reservatório. Os dados de monitoramento incluem as análises trimestrais de 01/03/2014 a 21/12/2022.

O ponto AL-1 é monitorado pela Corumbá Concessões S.A. e está localizado a cerca de 17,5 km do ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria. Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, o trecho em que está localizando o ponto AL-1 é enquadrado como Classe 2. A análise dos dados secundários desse ponto é importante devido à real percepção da qualidade da água que deságua no manancial.

A Figura 5.10 apresenta as concentrações de DBO detectadas no ponto AL-1. O valor máximo detectado foi de 15,58 mg/L, esse valor foi observado no dia 01/12/2015. Observa-se que as duas maiores concentrações de DBO foram identificadas no mês de dezembro, nesse mês há grande ocorrência de chuvas na região. As altas concentrações de DBO detectadas podem estar associadas ao incremento de matéria orgânica pela poluição difusa. O menor valor encontrado foi de 0,9 mg/L.

A concentração média de DBO é 4,09 mg/L. Conforme a classe que esse trecho está enquadrado, as concentrações de DBO devem possuir valores inferiores ou iguais a 5 mg/L. A DBO apresentou valores superiores ao preconizado nos dias 23/12/2020, 01/06/2019, 01/09/2017, 01/12/2015, 01/09/2014, 01/06/2014 e 01/03/2014. De forma ampla, conforme observado na Figura 5.10, o ponto monitorado atende ao seu enquadramento. Ao analisar a tendência da concentração de DBO desse ponto, verifica-se que as concentrações desse parâmetro cresceram nos últimos anos de monitoramento (2020 a 2022).

As concentrações de OD são apresentadas na Figura 5.11. Os valores máximo e mínimo identificados foram, respectivamente, 8,82 mg/L e 4,10 mg/L. A concentração média de OD é de 6 mg/L. Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, o valor de referência para corpos d'água Classe 2 é de ≥ 5 mg/L. Em grande parte das datas de monitoramento, a concentração de OD atende ao preconizado pela norma. Verifica-se que a tendência da concentração de OD entre os anos de 2014 e 2022 foi o decaimento.

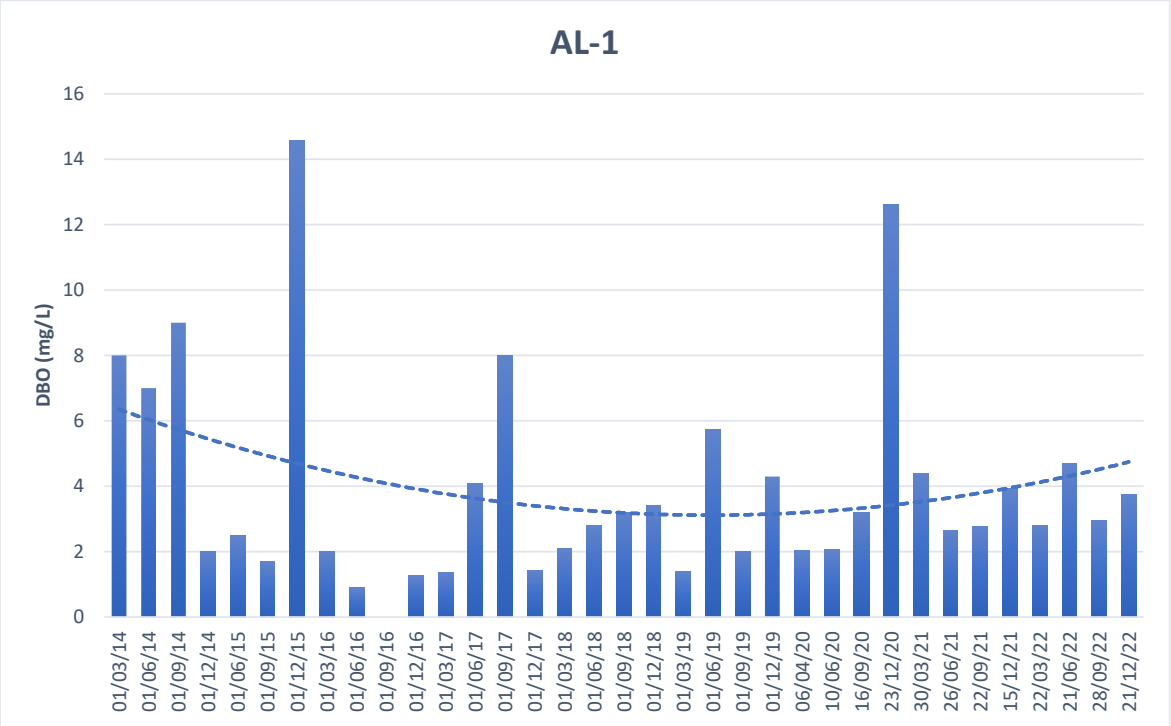


Figura 5.10 – Concentrações de DBO no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023).

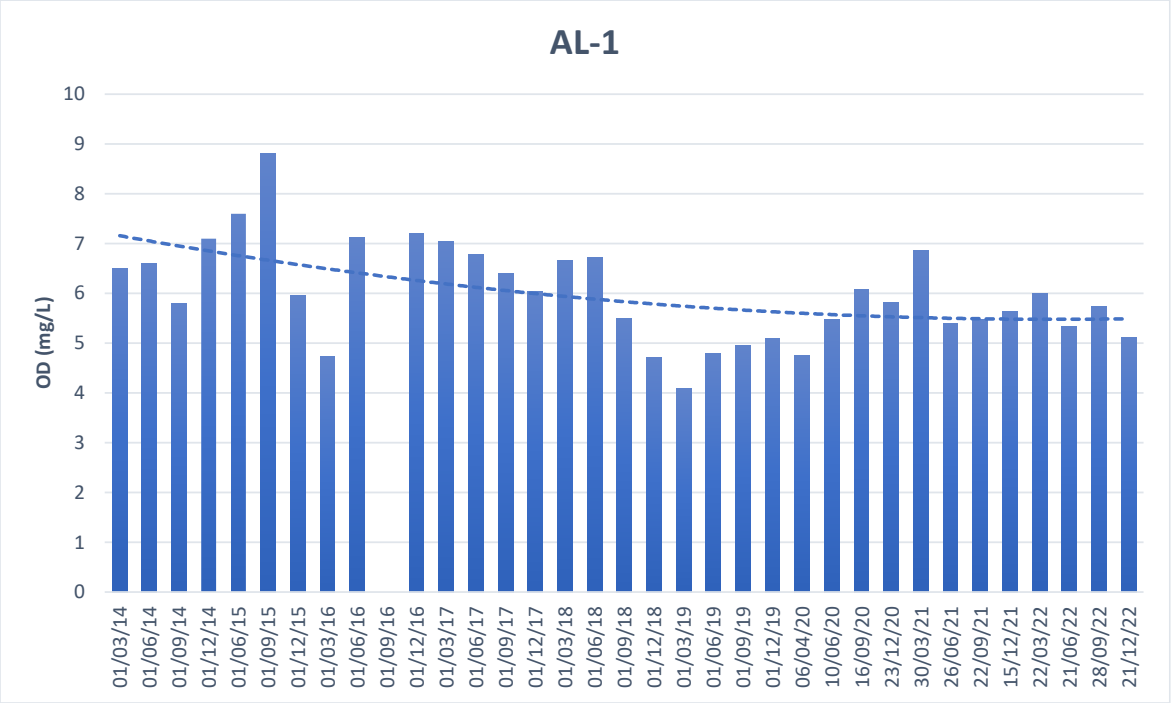


Figura 5.11 – Concentrações de OD no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023).

A Figura 5.12 expõe as concentrações de fósforo no ponto AL-1. O menor valor detectado foi de 0,001 mg/L. A maior concentração foi monitorada no dia 30/03/2021, o valor obtido foi de 16,1 mg/L. As maiores concentrações de fósforo foram detectadas no período chuvoso do DF entre dezembro de 2020 e março de 2021. Os valores máximos são significativamente superiores aos outros valores detectados, logo, em 30/03/2021 e em 23/12/2020, podem ter ocorrido erros de medição. Outra suposição é a utilização de fertilizantes nas atividades agrícolas, essas elevadas concentrações podem estar associadas à poluição difusa proveniente de áreas agrícolas.

Desconsiderando as concentrações de fósforo dos pontos extremos dos dias 30/03/2021 e 23/12/2020, a concentração média de fósforo obtida é de 0,12 mg/L. Considerando a média da concentração de fósforo, esse trecho do rio Alagado não atende ao seu enquadramento. A CONAMA 357/2005 preconiza que as concentrações de fósforo devem ser inferiores ou iguais a 0,05 mg/L. Cabe ressaltar que, conforme a Resolução CONAMA 430/2011, a remoção de fósforo não é obrigatória para as ETEs, a remoção desse parâmetro deve ser imposta pelo órgão ambiental competente. Conforme apresentado na Figura 5.12, as concentrações de fósforo tenderam ao aumento entre 2014 e 2022. Contudo, ao desconsiderar os dados dos dias 30/03/2021 e 23/12/2020, a tendência das concentrações de fósforo total foi a redução.

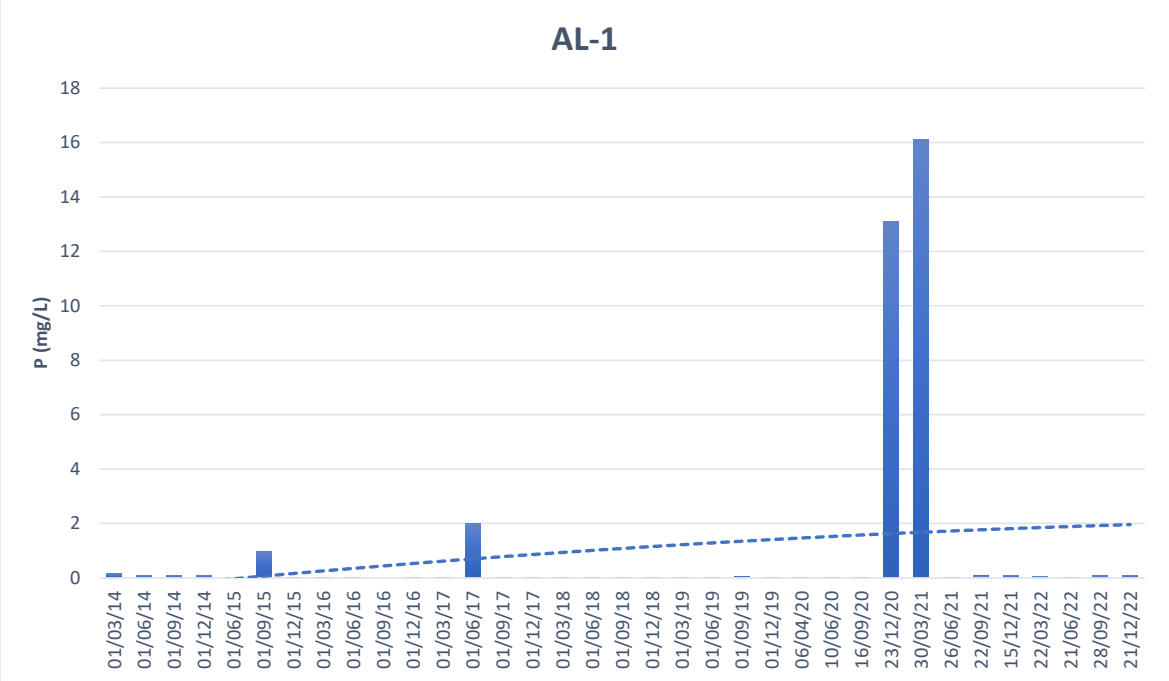


Figura 5.12 – Concentrações de P no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023).

No ponto AL-1 foram monitoradas as concentrações de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total, conforme apresentado na Figura 5.13. A concentração mínima de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total detectada, para todos os parâmetros, foi de 0,01 mg/L. As concentrações máximas de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total foram, respectivamente, 0,7 mg/L, 3,59 mg/L, 7,84 mg/L e 13,52 mg/L.

As médias dos parâmetros analisados foram: 0,15 mg/L para nitrito, 0,68 mg/L para nitrato, 2,17 mg/L para nitrogênio amoniacal e 3,15 para nitrogênio total. O pH médio do ponto AL-1 é 7,16, esse dado é importante para a verificação da concentração de nitrogênio amoniacal preconizada pela Resolução CONAMA 357/2005. Conforme a resolução, a concentração de nitrito deve ser inferior ou igual a 1 mg/L, a concentração de nitrato deve ser inferior ou igual a 10 mg/L e a concentração de nitrogênio amoniacal deve ser menor ou igual a 3,7 mg/L. Considerando as médias obtidas, todos os parâmetros atendem aos valores recomendados.

Observa-se que desde 2017 a concentração de nitrogênio amoniacal é superior a concentração de nitrato, essa percepção indica que a poluição presente no rio Alagado é recente. Cabe ressaltar que o despejo dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria ocorre a cerca de 17,5 km desse ponto. Conforme o PDSB/DF, as ETEs Alagado e Santa Maria possuem as seguintes eficiências de remoção de nitrogênio, respectivamente, 50 % e 61%.

Conforme pode ser observado na Figura 5.14, as concentrações de coliformes termotolerantes foram monitoradas apenas no ano de 2014. O valor mínimo repetiu-se nas três últimas amostragens (2.419,6 NMP/100mL). O valor máximo foi obtido no dia 01/03/2014, o valor detectado foi de 155.310 NMP/100mL. A elevada concentração obtida pode estar associada ao desvio da vazão afluente das ETEs, esse processo ocorre devido à baixa capacidade de tratamento das ETEs em momentos de elevada vazão. Dessa forma, não há o tratamento do esgoto bruto ou o tratamento é realizado de forma incompleta.

A Resolução CONAMA 357/2005 preconiza que corpos d'água enquadrados como Classe 2 devem ter concentrações iguais ou inferiores a 1000 NMP/100mL. Observa-se que nem sequer o valor mínimo detectado atende ao recomendado. Cabe ressaltar que o Plano Distrital de Saneamento Básico do Distrito Federal propõe a melhoria das eficiências de remoção de coliformes das ETEs Alagado e Santa Maria. No entanto, a Resolução

CONAMA 430/2011 não aborda a obrigatoriedade da remoção de coliformes nas ETEs. Por fim, é evidente a redução da concentração de coliformes termotolerantes no ano de 2014.

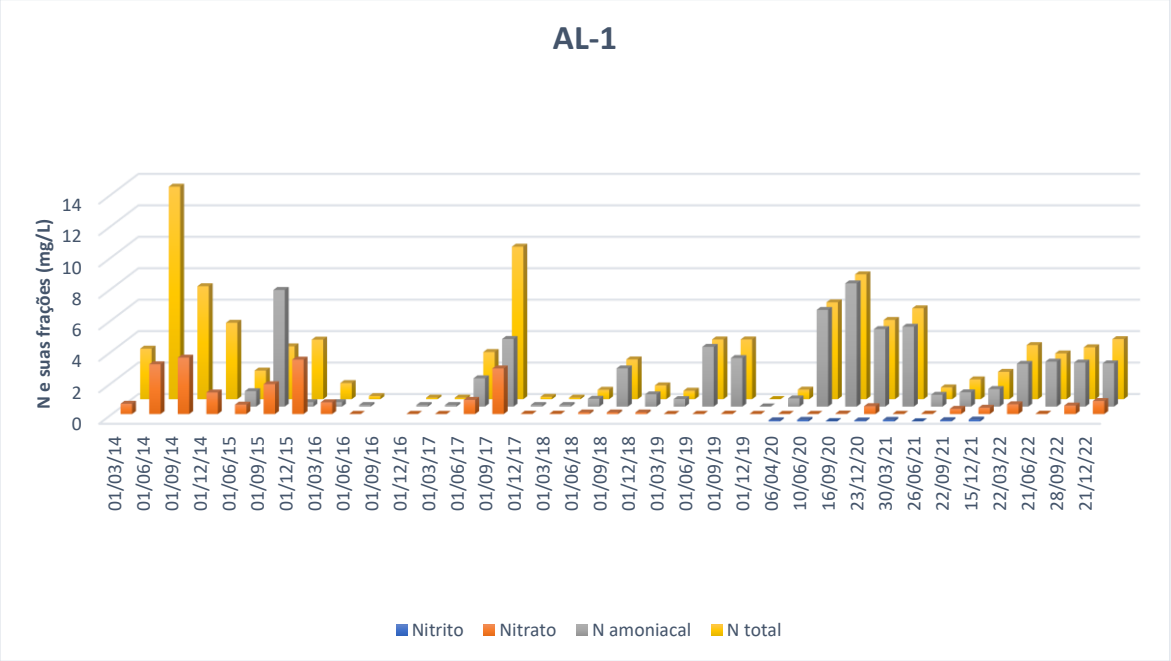


Figura 5.13 – Concentrações de N e suas frações no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023).

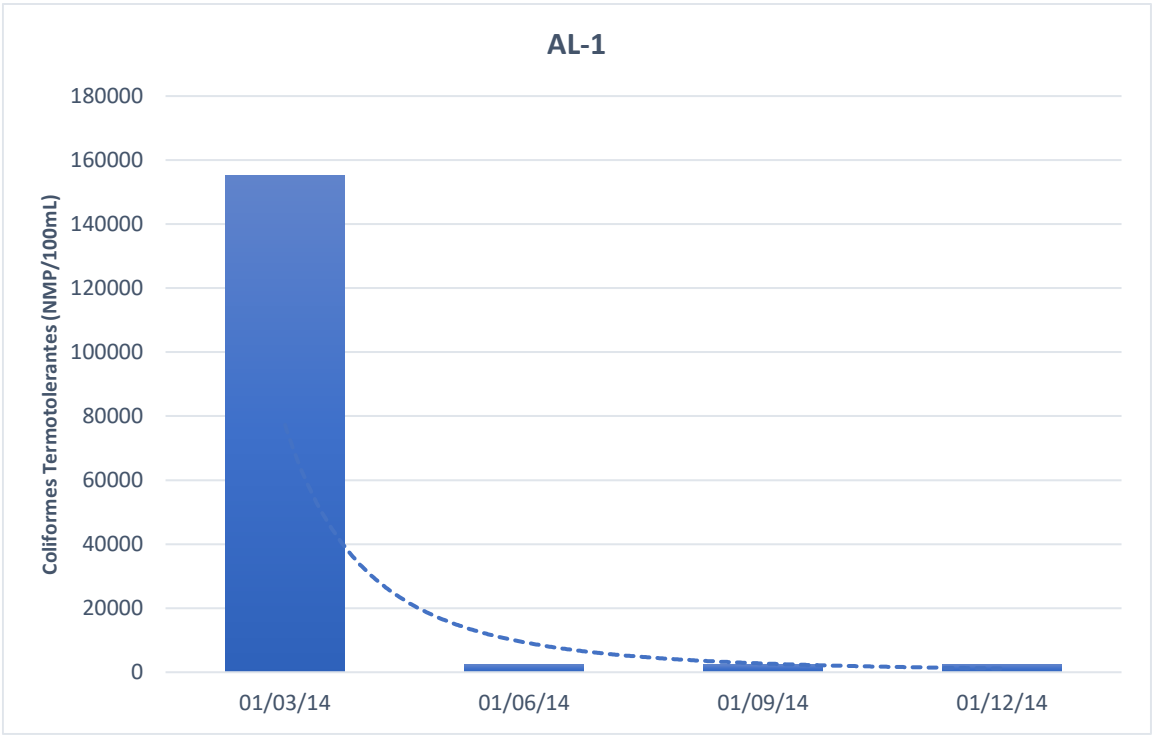


Figura 5.14 – Coliformes termotolerantes no ponto AL-1 do rio Alagado (Corumbá concessões S.A., 2023).

5.2 – MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA - CALIBRAÇÃO

Para a calibração do modelo foram utilizados os dados observados dos seguintes pontos de monitoramento: CRP.CVB.030, CRP.CVB.040, CRP.RPT.010, CRP.RPT.020, Estação Ponte Alta, Estação Alagado, CRP.ALG.010, CRP.ALG.030, CRP.ALG.040 e AL-1.

5.2.1 – DBO e OD

Para a calibração de DBO e OD foram utilizados os seguintes coeficientes: desoxigenação (K_1), reaeração (K_2), decomposição de DBO (K_d) e remoção de DBO por sedimentação (Ks). Os corpos hídricos estudados foram classificados como "Curso d'água que recebe efluente secundário", tendo em vista que todas as ETEs da BHA possuem tratamento terciário, apenas o primeiro trecho do rio Alagado foi considerado "Curso d'água com águas limpas".

Os corpos d'água foram classificados como rios rasos, cuja profundidade é inferior a 1,5 m. Levando-se em conta o tratamento terciário presente nas ETEs, o Ks foi considerado nulo em todos os trechos, pois não haverá interferência da sedimentação devido ao tratamento realizado nos efluentes. O coeficiente de reaeração (K_2) é calculado pelo modelo através de três métodos, sendo eles: O'Connor, Churchill e Owens; Tsivoglou; e Melching e Flores. O valor utilizado pelo modelo é o menor valor entre os três valores obtidos.

Os coeficientes K_1 e K_d variaram entre, respectivamente, 0,08 d^{-1} e 0,30 d^{-1}, e, 0,25 e 0,45 d^{-1}. Conforme os valores típicos de K_1 e K_d, os coeficientes foram ajustados de forma a assemelhar-se aos dados monitorados. Em estudos realizados na região do DF, Melo (2022) e Souza (2021) alcançaram os seguintes valores para os coeficientes K_1 e K_d, respectivamente, 0,18 d^{-1} para ambos os coeficientes, e, 0,1 d^{-1} e 0,95 d^{-1}.

As Figuras 5.15 e 5.16 apresentam os resultados das calibrações de DBO e OD do Córrego Vargem da Benção. Observa-se que os valores simulados se aproximam dos valores monitorados. Enquanto os valores simulados de DBO são superiores aos monitorados, os valores simulados de OD são inferiores aos observados. Infere-se que a qualidade da água simulada é inferior a qualidade da água observada no monitoramento, tendo em vista que as concentrações de DBO são superiores e as concentrações de OD são menores. Entretanto, o

modelo é capaz de simular o decrescimento de DBO e a elevação de OD que ocorrem no Córrego.

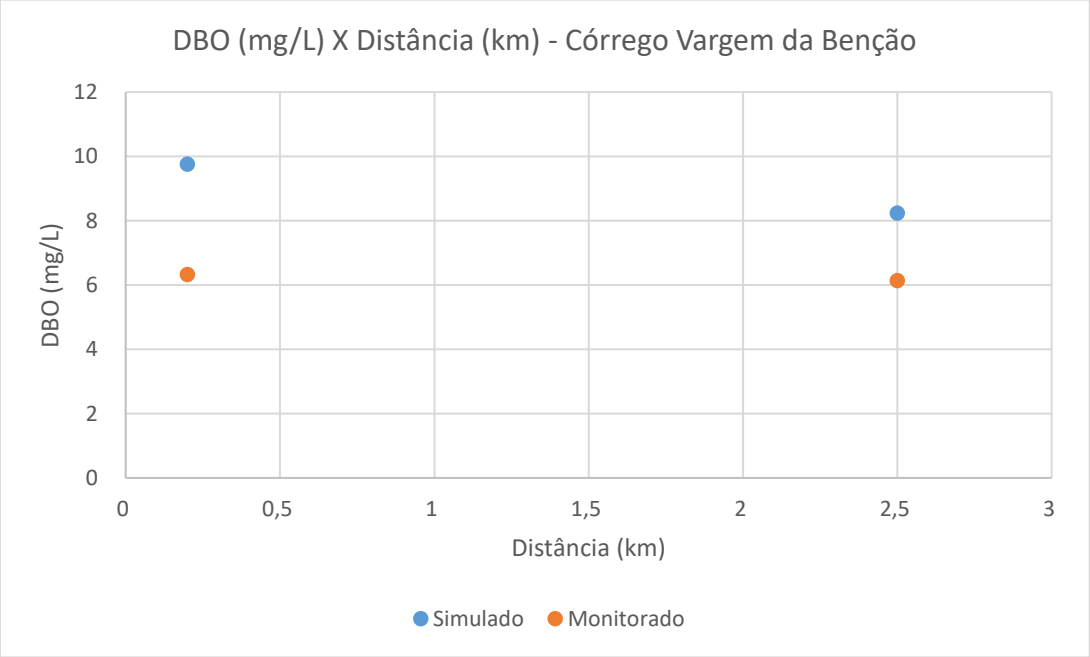


Figura 5.15 – Resultados após a calibração do modelo para a DBO do córrego Vargem da Benção.

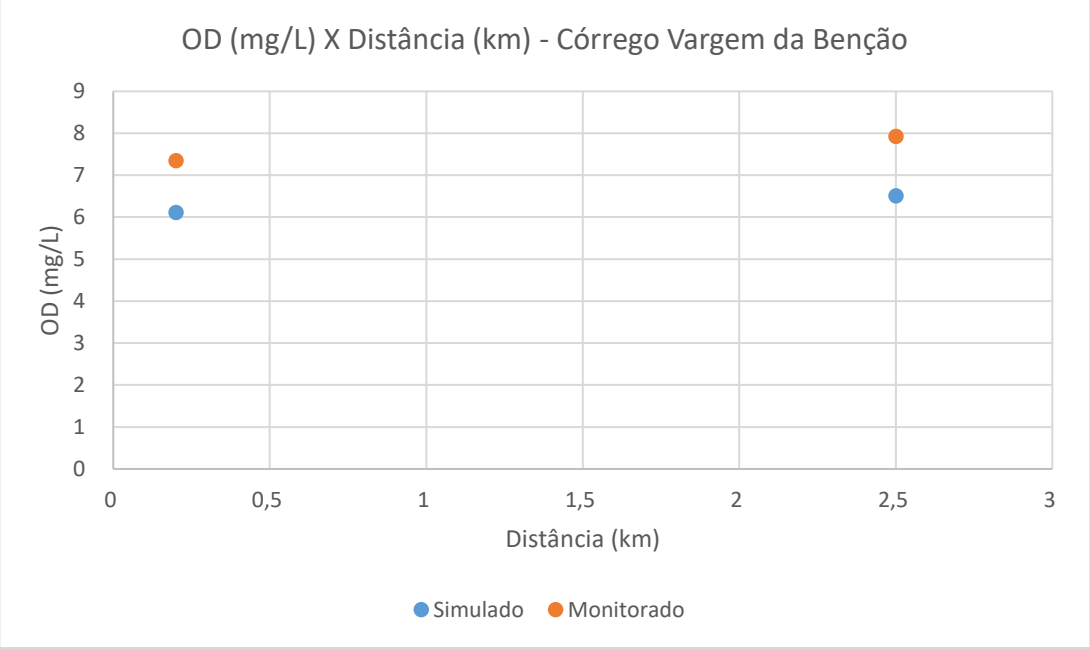


Figura 5.16 – Resultados após a calibração do modelo para o OD do córrego Vargem da Benção.

As calibrações de DBO e OD do ribeirão Ponte Alta são expostas nas Figuras 5.17 e 5.18. Os dados simulados de DBO tenderam a ser superiores aos dados monitorados. O ponto que apresentou a maior diferença entre os dados simulado e monitorado foi o "Estação Ponte Alta". As informações desse ponto foram obtidas por meio da página de internet "Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais da Adasa". Em contrapartida, os outros pontos foram obtidos por solicitação eletrônica.

Além disso, o ponto "Estação Ponte Alta" é o único dos três pontos que além de receber as cargas de poluição da ETE Recanto das Emas, tem contato com os efluentes tratados da ETE Gama. A simulação da concentração de DBO tende ao decaimento, assim como os dados monitorados. Conforme observado na Figura 5.18, os dados simulados de OD assemelham-se aos dados monitorados.

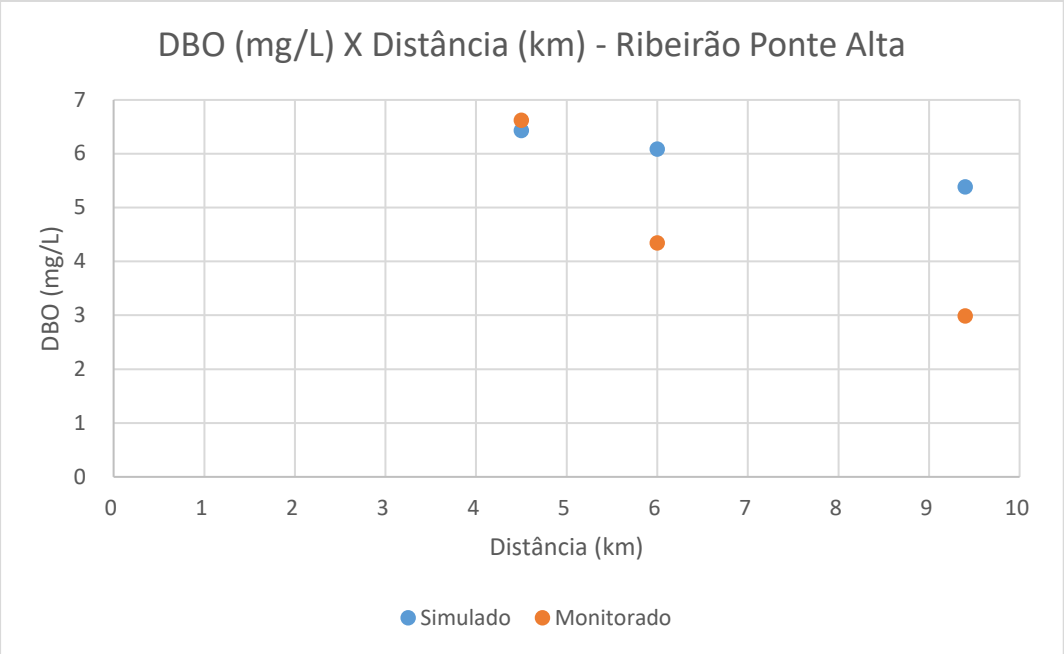


Figura 5.17 - Resultados após a calibração do modelo para a DBO do ribeirão Ponte Alta.

Conforme apresentado na Figura 5.19, no rio Alagado, os dados simulados de DBO são superiores aos dados monitorados. A diferença entre os valores modelados e os valores observados dos três primeiros pontos do rio Alagado é considerável. Nesses pontos, os dados monitorados de DBO possuem valores inferiores a 2,4 mg/L, apesar desses pontos estarem localizados a jusante do ponto de lançamento dos efluentes tratados das ETEs Alagado e Santa Maria. Conforme documentos oficiais da Adasa, as duas ETEs despejam cerca de

30,60 mg/L de DBO no corpo hídrico. Contudo, os dados de monitoramento da Caesb e da Adasa indicam baixas concentrações de DBO nos três primeiros pontos.

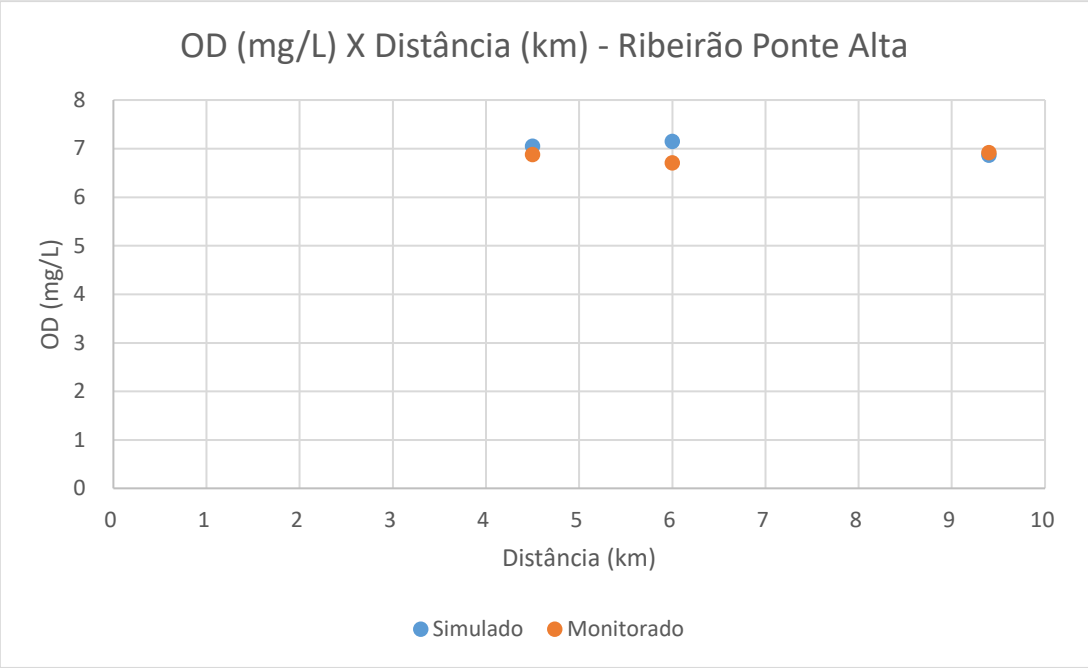


Figura 5.18 - Resultados após a calibração do modelo para o OD do ribeirão Ponte Alta.

Além disso, observou-se que o monitoramento de DBO nos três primeiros pontos foi realizado de forma irregular e com baixa periodicidade, o que pode ter influenciado os baixos valores monitorados. Essa constatação expõe a importância da obtenção de dados primários. Ao passo que o pesquisador realiza coletas e aprimora os dados de monitoramento, os resultados gerados tornam-se mais confiáveis, tendo em vista que o pesquisador controla os processos de amostragem e análise das amostras.

A Figura 5.20 expõe a calibração de OD do rio Alagado. Observa-se que os dados simulados se aproximam dos observados.

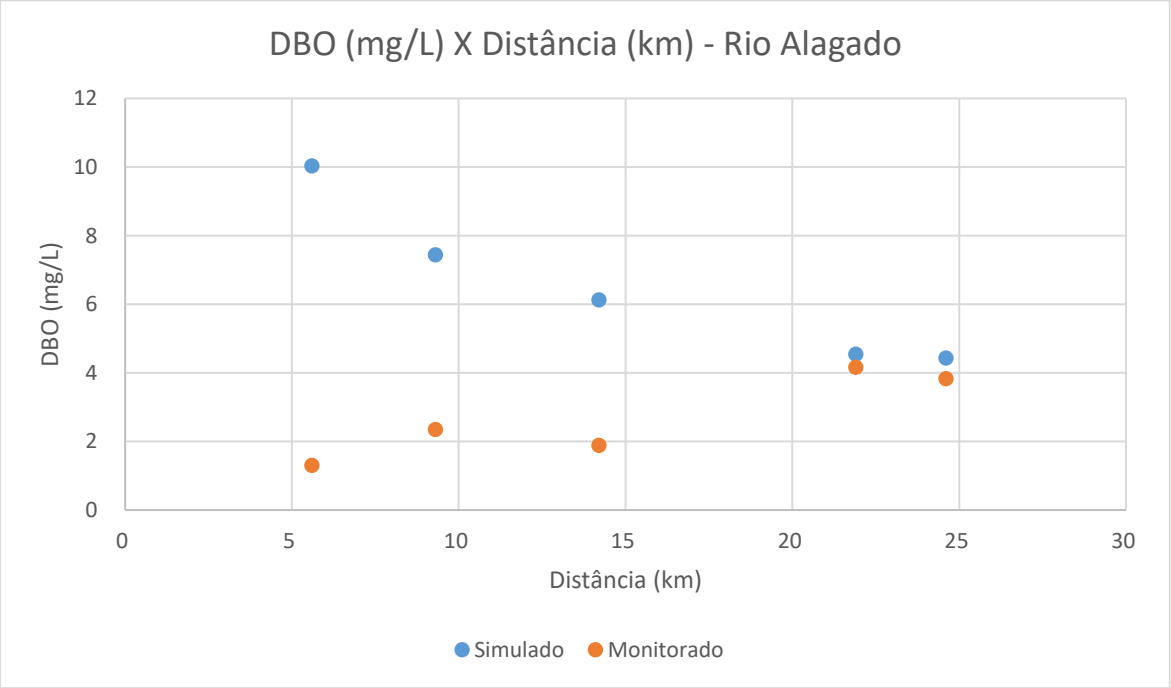


Figura 5.19 - Resultados após a calibração do modelo para a DBO do rio Alagado.

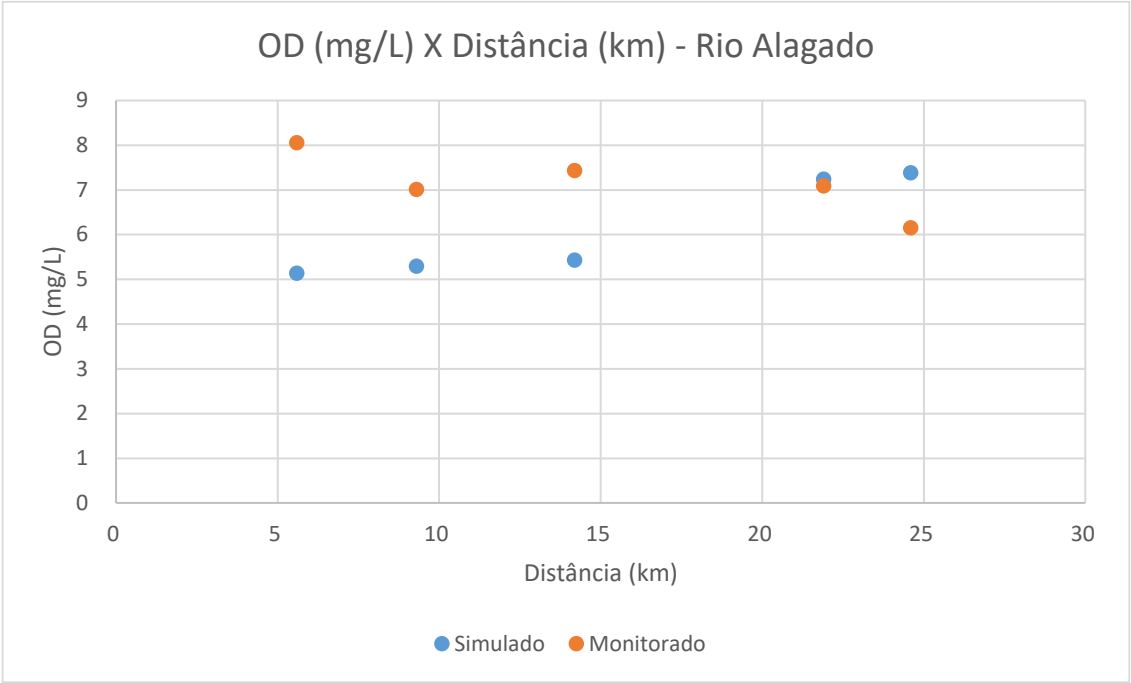


Figura 5.20 - Resultados após a calibração do modelo para o OD do rio Alagado.

5.2.2 – Fósforo

Os coeficientes de sedimentação do P orgânico (K_{spo}) utilizados foram: 0,05 d^{-1} para o rio Alagado, 0,001 d^{-1} para o córrego Vargem da Benção e 0,10 d^{-1} para o ribeirão Ponte Alta. Em estudos realizados na região mineira, Salla *et al*. (2013) obtiveram o valor de 0,001 d^{-1}. No Rio Grande do Sul e no Ceará, respectivamente, Gomes *et al*. (2018) e Lima *et al*. (2018) alcançaram o valor de 0,10 d^{-1} para esse coeficiente.

Os coeficientes de conversão do P orgânico a P inorgânico (K_{oi}) utilizados no rio Alagado, no córrego Vargem da Benção e no ribeirão Ponte Alta foram, respectivamente, 0,30 d^{-1}, 0,20 d^{-1} e 0,01 d^{-1}. Lima *et al*. (2018), Gomes *et al*. (2018) e Salla *et al*. (2013) obtiveram valores próximos aos utilizados na monografia, sendo eles: 0,01 d^{-1}, 0,10 d^{-1} e 0,40 d^{-1}. Contudo, o K_{oi} não apresentou significativa influência nos valores modelados.

Em todos os corpos d'água, o fluxo de liberação de P inorgânico pelo sedimento de fundo (S_{pinorg}) utilizado foi de 0,0 g/m².d, valores superiores aumentaram a diferença entre os dados simulados e os dados monitorados.

As REMQ obtidas foram satisfatórias e próximas ao valor zero. As Figuras 5.21, 5.22 e 5.23 apresentam os resultados da calibração de fósforo total dos corpos hídricos estudados.

Observando a Figura 5.21, infere-se que há um incremento de fósforo no Córrego que não é proveniente da ETE Recanto das Emas. O incremento pode estar associado à poluição difusa e ao despejo irregular de esgotos. Enquanto os dados simulados tendem ao decrescimento, os dados monitorados tendem ao crescimento.

Conforme observado na Figura 5.22, a maior diferença entre os dados ocorreu entre o valor simulado e o valor monitorado no ponto "Estação Ponte Alta", esse ponto está localizado a cerca de 9,4 km do início do Ribeirão Ponte Alta e é monitorado pela Adasa. Os dados desse ponto foram obtidos por meio do portal eletrônico da empresa, diferentemente dos dados dos outros dois pontos que foram obtidos por meio de peticionamento eletrônico realizado para a Caesb. A diferença entre os dados das empresas pode estar associada à disparidade entre os dias e horários de coleta e os métodos de análise utilizados. A simulação é prejudicada devido às disparidades citadas anteriormente.

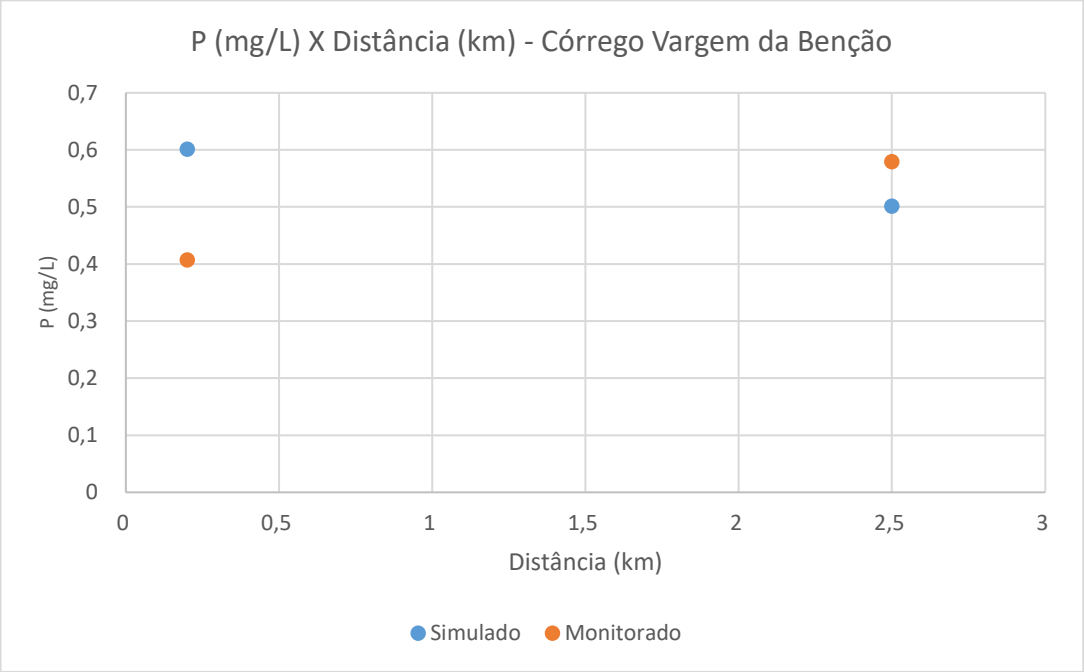


Figura 5.21 – Resultados após a calibração do modelo para o fósforo total do córrego Vargem da Benção.

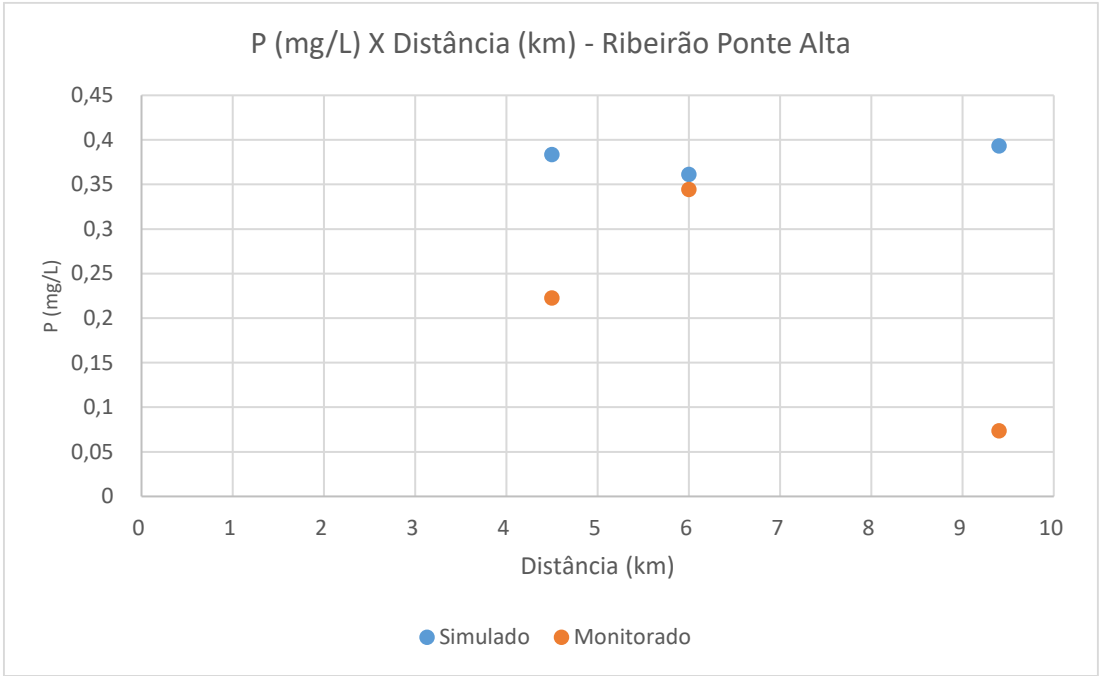


Figura 5.22 – Resultados após a calibração do modelo para o fósforo total do ribeirão Ponte Alta.

Ao observar a Figura 5.23, verifica-se que a tendência da concentração de fósforo no rio Alagado é aumentar à medida que o corpo hídrico se aproxima do Reservatório de

Corumbá IV. Ao longo de sua extensão, o Rio recebe duas contribuições pontuais. A primeira é referente ao lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria, que ocorre a cerca de 5,4 km da nascente do corpo hídrico. A segunda contribuição pontual ocorre a cerca de 20,6 km, o Rio recebe as águas do ribeirão Ponte Alta.

Além do mais, a BHA possui áreas urbanizadas e agrícolas que contribuem com cargas difusas de poluição. O acréscimo da concentração de fósforo também pode estar associado aos despejos irregulares de esgoto bruto.

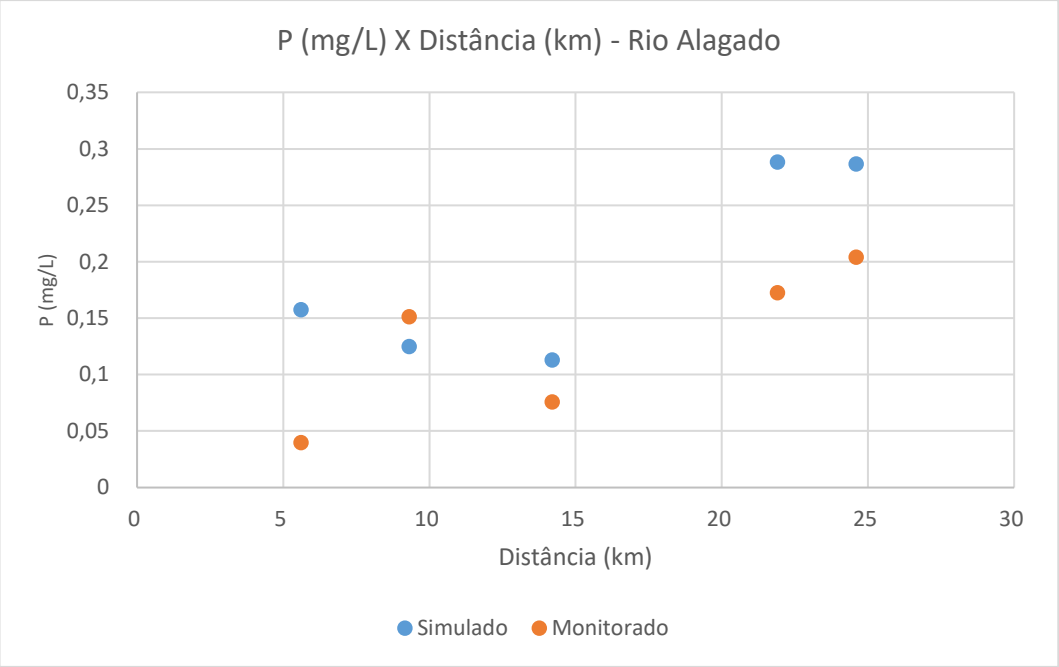


Figura 5.23 – Resultados após a calibração do modelo para o fósforo total do rio Alagado.

5.2.3 – Coliformes termotolerantes

Em todos os corpos hídricos estudados, o desempenho do modelo na simulação da concentração de coliformes termotolerantes não foi satisfatório. Os valores da REMQ obtidos ficaram distantes do valor zero. O mau desempenho da simulação desse parâmetro está associado às altas concentrações simuladas pelo modelo devido às elevadas concentrações de coliformes termotolerantes dos efluentes das ETEs. A falta de dados de monitoramento desse parâmetro em determinados pontos como, ALG.010, ALG.030 e

CVB.040, também afetou o desempenho da simulação. Essas considerações ressaltam a importância da obtenção de dados primários.

O valor do coeficiente de decaimento de coliformes (K_b) que melhor ajustou-se aos dados foi 1,5 d^{-1}, esse valor está inserido na faixa de valores típicos de K_b (0,5 a 1,5 d^{-1}). Nos estudos de Filho e Neto (2018), Von Sperling e Von Sperling (2013), Lima *et al*. (2018) e Salla *et al*. (2013) foram obtidos os seguintes K_b, respectivamente, 0,50 d^{-1}, 3,5 d^{-1}, 0,65 d^{-1} e 0,15 d^{-1}.

Tendo em vista o mau desempenho da simulação de coliformes termotolerantes, esse parâmetro não foi simulado na modelagem dos diferentes cenários.

5.3 - CENÁRIOS

5.3.1 – Córrego Vargem da Benção

A Figura 5.24 apresenta os resultados da simulação de DBO do córrego Vargem da Benção. Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, o Córrego é enquadrado como Classe 4, portanto, não possui valores de referência para DBO. No cenário atual, a concentração de DBO atinge o valor máximo de 10 mg/L, valor de referência para corpos d'água Classe 3.

Contudo, em 2040, observa-se que a concentração de DBO irá aumentar consideravelmente. O aumento populacional esperado irá elevar a vazão afluente da ETE Recanto das Emas e impactar negativamente a qualidade da água do Córrego. Dessa forma, ao considerar o parâmetro DBO, o corpo hídrico permanecerá enquadrado como Classe 4.

Ao considerar a realocação dos esgotos da ETE Recanto das Emas em 2040, o Córrego atingirá concentrações de DBO compatíveis com a Classe 2 (≤ 5 mg/L). A previsão é que o esgoto destinado à ETE Recanto das Emas seja transferido para a ETE Melchior, conforme descrito no Relatório Técnico Nº 015/2014 (Caesb, 2014).

As perspectivas para a DBO em 2040, frente à previsão de aumento populacional na Bacia e, consequentemente, o aumento das cargas lançadas no corpo hídrico, é o elevado aumento da DBO e a manutenção do enquadramento Classe 4. No entanto, com a previsão de realocação da ETE Recanto das Emas, a nova perspectiva de DBO seria a redução da concentração, conforme mostrado na Figura 5.24.

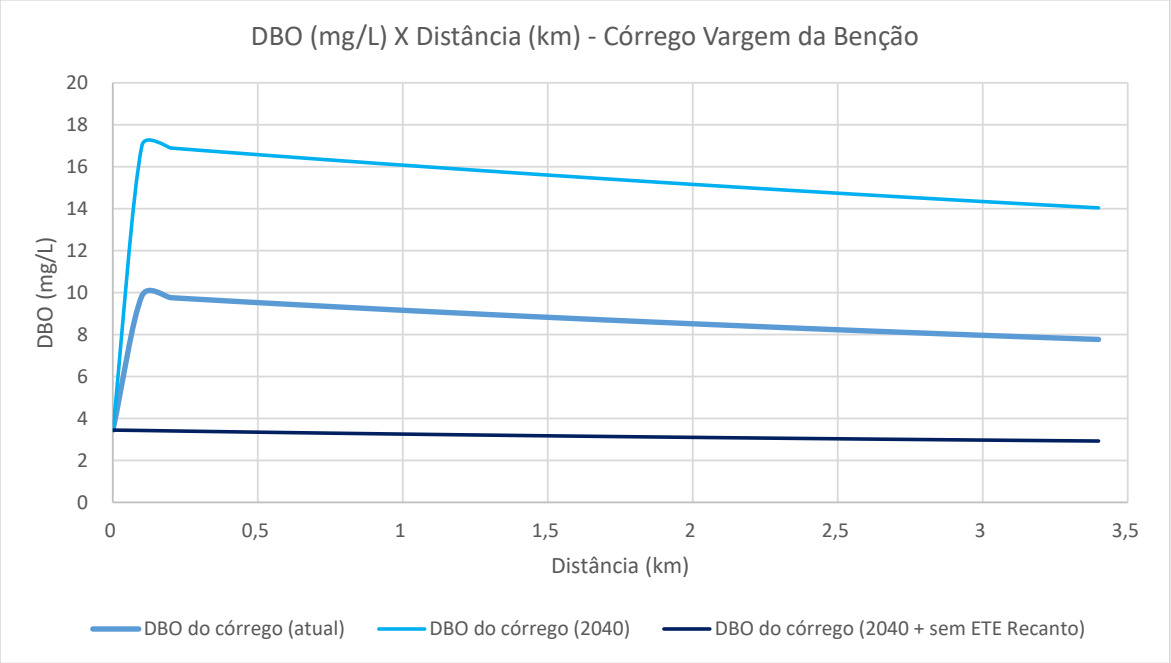


Figura 5.24 – Simulação de DBO do córrego Vargem da Benção.

As simulações de OD para o cenário atual e os cenários futuros são apresentadas na Figura 5.25. Atualmente, o corpo hídrico possui valores de OD superiores ao valor de referência da Classe 4. Nesse cenário, a menor concentração de OD é de 6 mg/L, concentração de referência da Classe 1.

O aumento populacional esperado para o ano de 2040 acarretará na elevação das cargas de poluição lançadas no corpo d'água. Como esperado, com o aumento da matéria orgânica despejada no Córrego em 2040, o OD irá decair. Apesar do decaimento, os valores de OD serão superiores aos valores pré-estabelecidos pela CONAMA 357/2005 para corpos d'água Classe 4 (≥ 2 mg/L). Desse modo, em 2040 e considerando a concentração de OD, o corpo hídrico poderá ser classificado como Classe 3.

Sem o incremento de matéria orgânica advinda da ETE Recanto das Emas, a concentração de OD alcançará valores superiores a 6 mg/L, valor de referência para corpos d'água Classe 1.

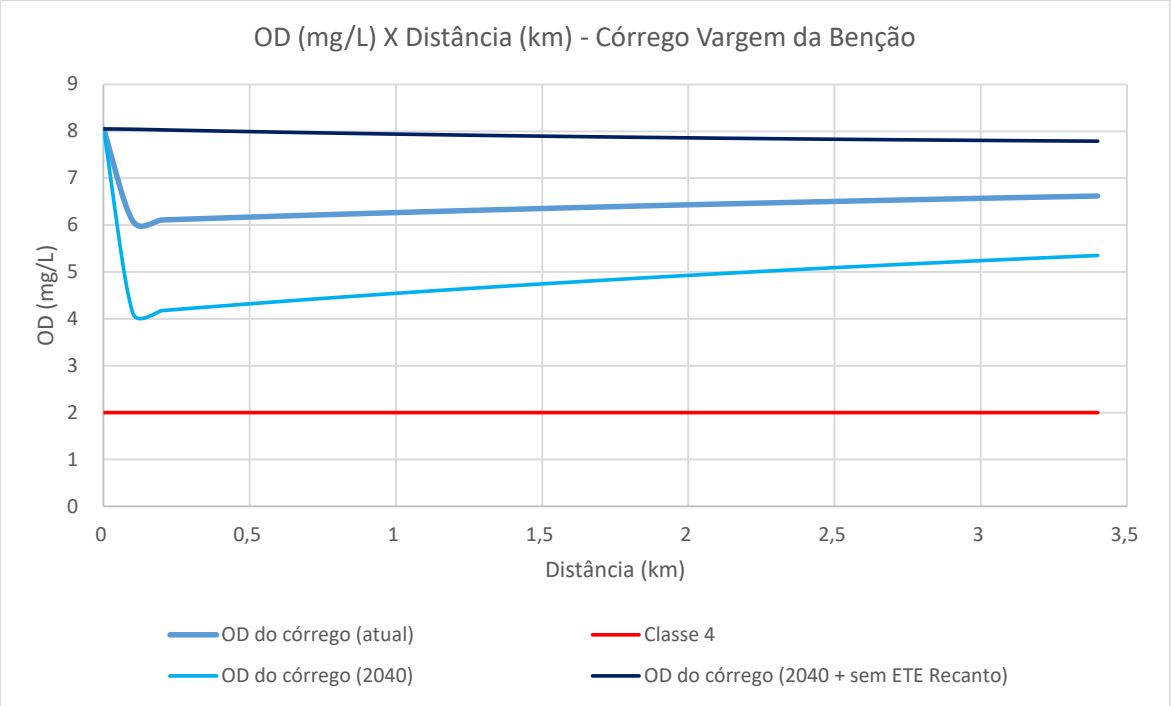


Figura 5.25 – Simulação de OD do córrego Vargem da Benção.

A Figura 5.26 apresenta a simulação de fósforo do córrego Vargem da Benção. Nos cenários atual e futuro, considerando o aumento demográfico previsto para 2040, a concentração de fósforo no corpo hídrico atinge valores superiores aos recomendados para as Classes 2 e 3 (0,05 mg/L e 0,15 mg/L, respectivamente). Em vista disso, o corpo hídrico permanecerá enquadrado como Classe 4.

Apesar do aumento da eficiência de remoção de fósforo na ETE Recanto das Emas em 2040, as concentrações desse parâmetro continuarão elevadas, prejudicando a qualidade da água do Córrego e dos outros corpos hídricos que recebem suas águas. Tendo em vista a eutrofização, o fósforo é uma preocupação, principalmente em ambientes lênticos. Ademais, as águas do córrego Vargem da Benção irão desaguar no Reservatório de Corumbá IV, o novo manancial do DF e de Goiás.

As concentrações de fósforo total no cenário em que o córrego Vargem da Benção não recebe os efluentes da ETE Recanto das Emas são inferiores a 0,1 mg/L, valor de referência para corpos d'água Classe 1.

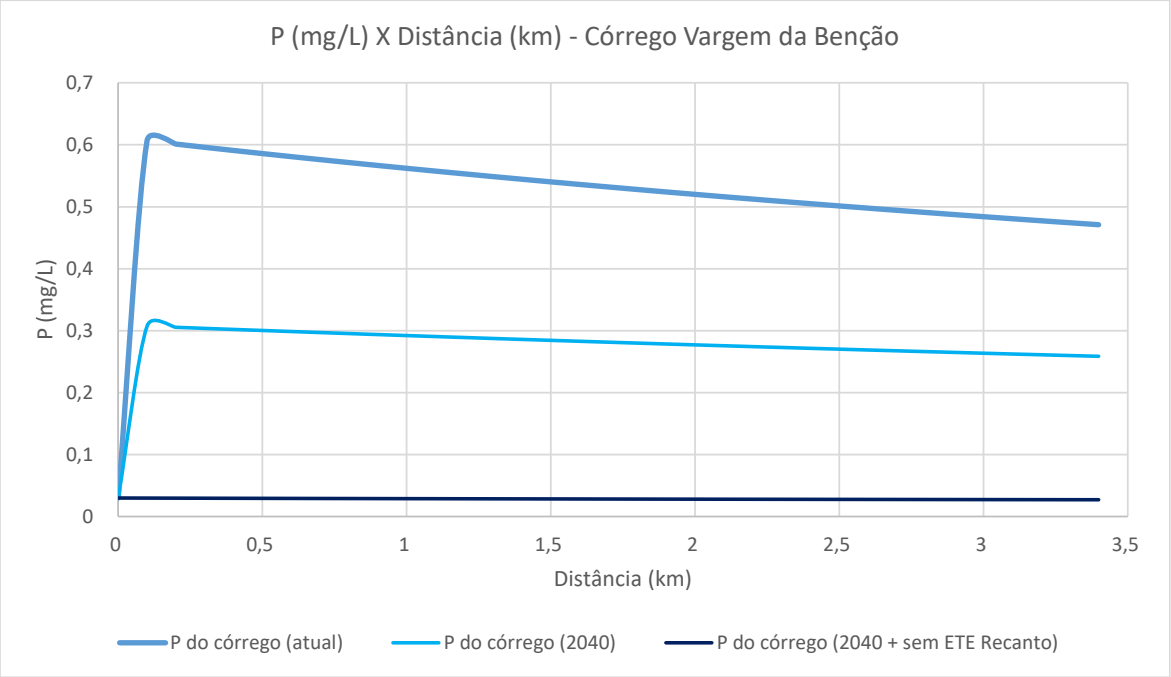


Figura 5.26 – Simulação de fósforo do córrego Vargem da Benção.

Portanto, com os resultados gerados, observa-se que no cenário atual o corpo hídrico é enquadrado como Classe 4 devido às elevadas concentrações de fósforo total. Em 2040, devido ao aumento populacional previsto para a região, o Córrego permanecerá classificado como Classe 4 devido às elevadas concentrações de DBO e de fósforo total, apesar da diminuição da concentração desse parâmetro. Contudo, ao considerar a transferência do esgoto bruto para a ETE Melchior, o córrego Vargem da Benção poderá ser enquadrado como Classe 2. Apesar da retirada do lançamento pontual da ETE Recanto das Emas, haverá o aumento da carga difusa direcionada ao Córrego devido ao empreendimento populacional que será construído. A carga difusa não foi simulada no presente projeto, porém, poderá ser modelada em estudos futuros.

A partir dos resultados obtidos, verifica-se a influência dos esgotos tratados da ETE Recanto das Emas sobre a qualidade da água do córrego Vargem da Benção. Conforme descrito no Plano Distrital de Saneamento Básico do DF, até 2037, a ETE Recanto das Emas deverá passar pelas seguintes melhorias: suportar o aumento de carga orgânica e de nutrientes; implementação de novas tecnologias de tratamento como, reator anaeróbio de fluxo ascendente acompanhado por um biofiltro aerado submerso e desinfecção. As melhorias devem ser capazes de reduzir as concentrações de matéria orgânica e de fósforo do efluente, tendo em vista que esses parâmetros tendem a aumentar.

5.3.2 – Ribeirão Ponte Alta

A simulação de DBO do ribeirão Ponte Alta é apresentada na Figura 5.27. No cenário atual, a concentração de DBO atinge valores inferiores à 10 mg/L, valor preconizado pela CONAMA 357/2005 para corpos d'água Classe 3.

No ano de 2040, nos primeiros 8 km do Ribeirão, a concentração de DBO aumentará devido à carga orgânica advinda do córrego Vargem da Benção. Observa-se que a ETE Gama causará um leve acréscimo na concentração de DBO. Do início do Ribeirão até cerca de 12,5 km, o corpo hídrico possuirá concentrações superiores à 10 mg/L, estando enquadrado como Classe 4. Entretanto, após esse trecho, o corpo d'água alcançará concentrações compatíveis com a Classe 3.

Levando em conta o cenário futuro (2040) e a realocação dos esgotos da ETE Recanto das Emas, observa-se que a montante do ponto de lançamento dos efluentes da ETE Gama o Ribeirão possuirá concentrações compatíveis com a Classe 1 (≤ 3 mg/L). Verifica-se que os efluentes da ETE Gama irão elevar a concentração de DBO, contudo, o corpo hídrico poderá ser enquadrado como Classe 2.

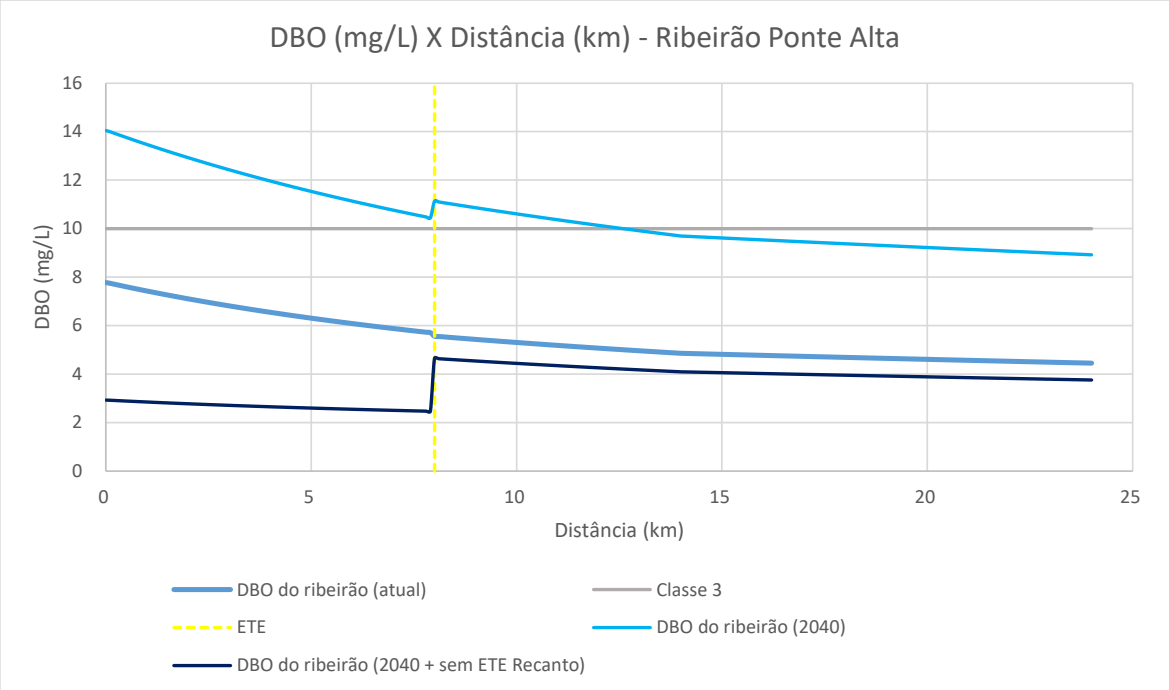


Figura 5.27 – Simulação de DBO do ribeirão Ponte Alta.

A Figura 5.28 expõe a simulação de OD do ribeirão Ponte Alta. As concentrações de OD do cenário atual são superiores à 6 mg/L, valor preconizado para corpos d'água Classe 1. Observa-se que após o ponto de lançamento dos esgotos tratados da ETE Gama ocorre um decréscimo da concentração de OD. Contudo, o corpo d'água permanece atendendo ao enquadramento Classe 1.

No cenário futuro (2040), a concentração de OD do Ribeirão decai, ao ser comparada com o cenário atual. Assim como no cenário atual, os efluentes tratados da ETE Gama causam uma diminuição na concentração de OD. Considerando o parâmetro OD, o corpo hídrico poderá ser enquadrado como Classe 2, já que as concentrações obtidas estão acima de 5 mg/L.

Levando em consideração a inexistência do lançamento de esgotos tratados da ETE Recanto das Emas, as concentrações de OD serão superiores ao valor preconizado para a Classe 1 (≥ 6 mg/L) ao longo de toda a extensão do ribeirão Ponte Alta, apesar do lançamento dos esgotos tratados da ETE Gama.

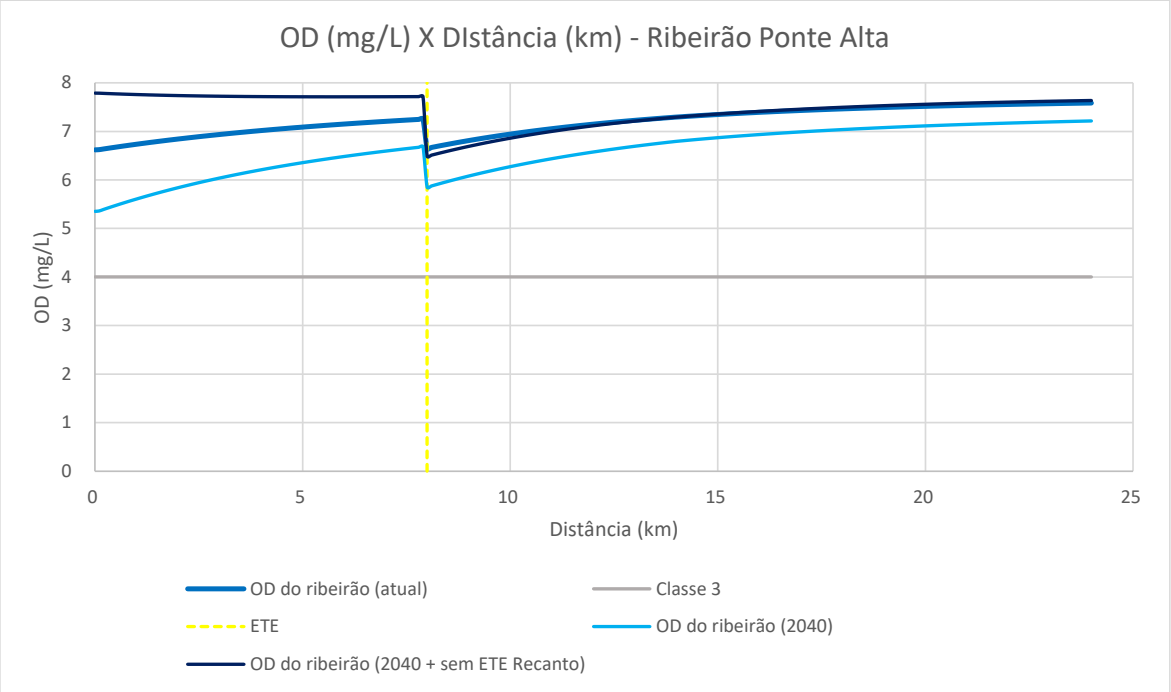


Figura 5.28 – Simulação de OD do ribeirão Ponte Alta.

O cenário atual e os cenários futuros para as concentrações de fósforo do ribeirão Ponte Alta são apresentados na Figura 5.29. Nos cenários 1 e 2, as concentrações de fósforo

são superiores ao valor preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água Classe 3 (≤ 0,15 mg/L). É possível observar que os efluentes da ETE Gama aumentam as concentrações de fósforo nos três cenários simulados.

Dessa forma, considerando o parâmetro fósforo total, atualmente o ribeirão Ponte Alta deveria ser enquadrado como Classe 4, ao contrário do atual enquadramento do corpo hídrico (Classe 3). Em 2040, o corpo hídrico continuará a ser enquadrado como Classe 4 devido às elevadas concentrações de fósforo presentes no Ribeirão. Ao analisar as concentrações de fósforo do Cenário 3, e considerando a zona de mistura, observa-se que as concentrações desse parâmetro são compatíveis com a Classe 1, apesar do lançamento dos efluentes tratados da ETE Gama.

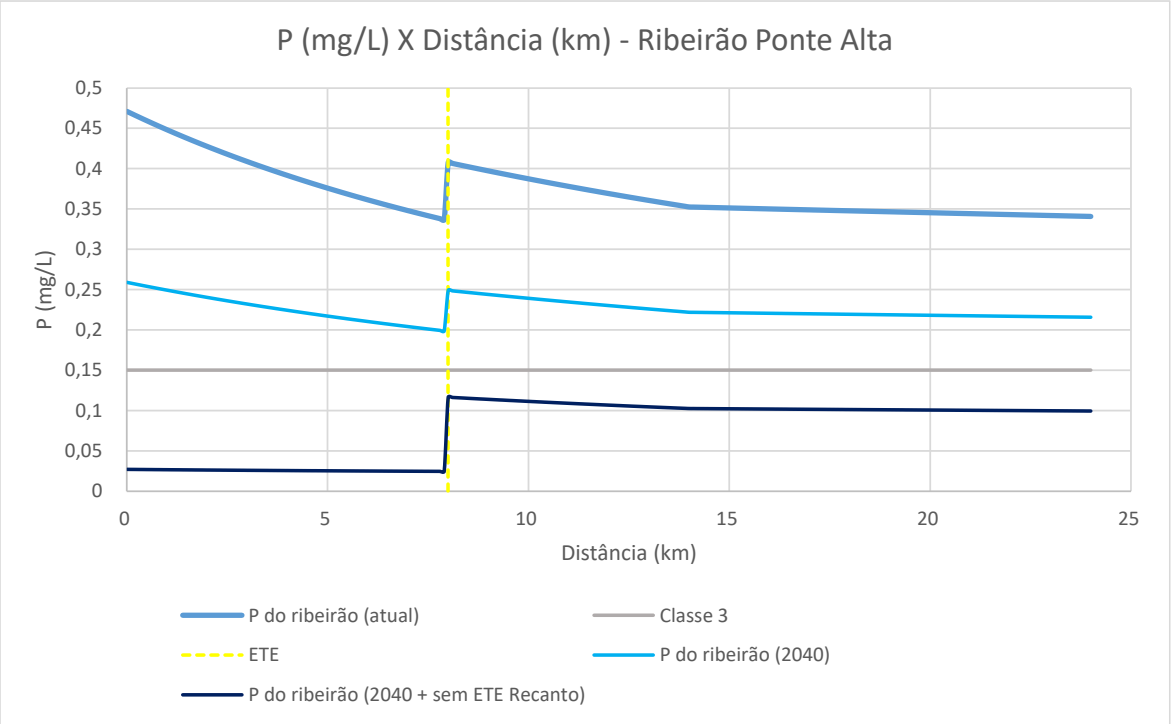


Figura 5.29 – Simulação de fósforo do ribeirão Ponte Alta.

Conclui-se que o ribeirão Ponte Alta poderá ser enquadrado como Classe 4 nos dias atuais e em 2040. No cenário atual, as elevadas concentrações de fósforo são a causa desse enquadramento. Em 2040, o enquadramento do Ribeirão como Classe 4 é motivado pelas elevadas concentrações de DBO e fósforo total.

Considerando o terceiro cenário simulado, a qualidade da água do corpo hídrico é compatível com a Classe 2, essa classificação ocorre devido à concentração de DBO proveniente da ETE Gama. Conforme o PDSB/DF, a ETE Gama não precisará passar por melhorias, além das que já são previstas no final do plano de projeto da ETE. No entanto, percebe-se que as eficiências de remoção de DBO e, principalmente, de fósforo deveriam ser ampliadas.

5.3.3 – Rio Alagado

A Figura 5.30 apresenta a simulação de DBO do rio Alagado. Em todos os cenários simulados, o primeiro trecho do Rio, que inicia em sua nascente e termina no ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria, possui concentrações de DBO inferiores a 3 mg/L. Dessa forma, considerando a DBO, o primeiro trecho poderia ser enquadrado como Classe 1. Observa-se que após o despejo dos efluentes das ETEs, ocorre um elevado aumento da concentração de DBO.

No segundo trecho do Rio, localizado entre 5,4 km e 20,6 km, ocorre o decaimento da matéria orgânica em todos os cenários. No cenário atual, o referido trecho classifica-se como Classe 3. No entanto, nos cenários 2 (2040) e 3 (2040 e realocação dos esgotos da ETE Recanto das Emas), a concentração de DBO ultrapassa o valor de referência para a Classe 3, podendo ser enquadrado como Classe 4.

Por fim, no último trecho, após a confluência com o ribeirão Ponte Alta, ocorre o decréscimo da concentração de DBO nos três cenários. Atualmente, as concentrações de DBO são inferiores a 5 mg/L, ratificando o enquadramento Classe 2. As concentrações de DBO do cenário futuro alteram o enquadramento do Rio. Como observado na Figura 5.30, considerando o parâmetro DBO, o último trecho é enquadrado como Classe 3. Ao considerar a ausência dos efluentes da ETE Recanto das Emas, há um considerável decréscimo na concentração de DBO. Nesse cenário, o corpo hídrico atinge valores compatíveis com a Classe 2.

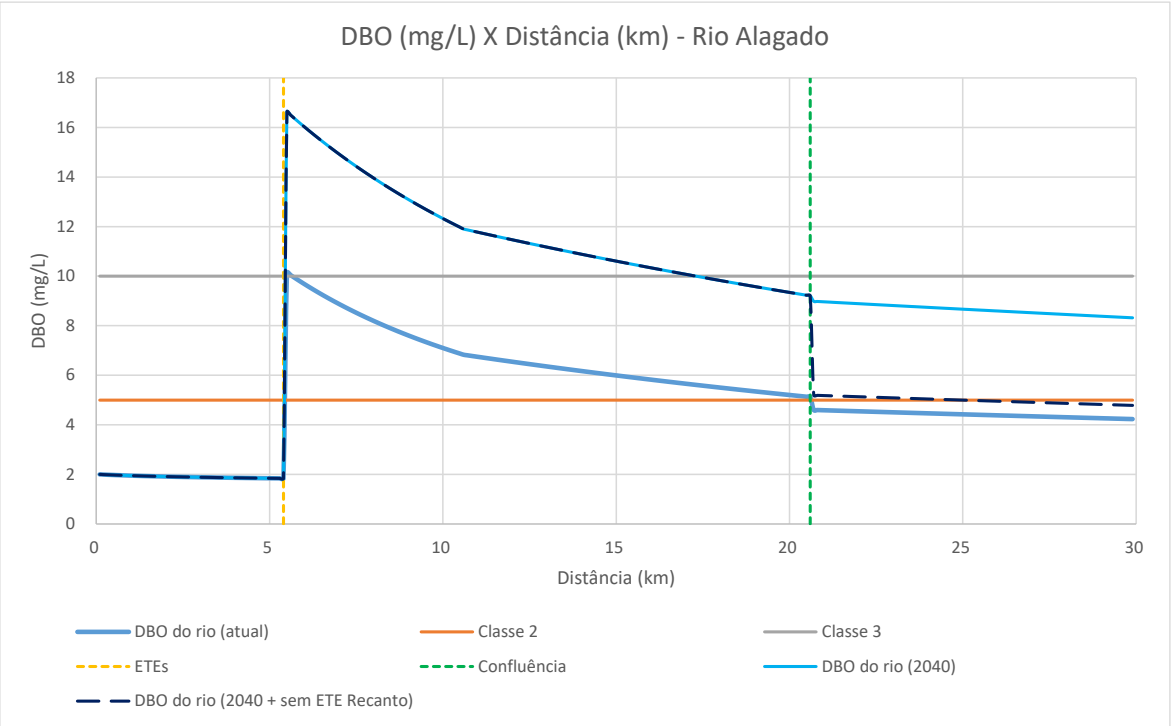


Figura 5.30 – Simulação de DBO do rio Alagado.

A simulação de OD do rio Alagado é apresentada na Figura 5.31. Nos três cenários simulados, a concentração de OD no primeiro trecho está acima de 6 mg/L, caracterizando o trecho como Classe 1. Verifica-se que os efluentes das ETEs Alagado e Santa Maria diminuem a concentração de OD.

Considerando o segundo trecho e o cenário atual, o Rio enquadra-se como Classe 2, já que possui concentrações superiores a 5 mg/L. Nos dois cenários futuros, entre 5,4 km e 8,8 km, o Rio atingirá concentrações compatíveis com a Classe 4. Após os 8,8 km e considerando a zona de mistura, o Rio passará a ser enquadrado como Classe 3.

Observa-se que o ribeirão Ponte Alta possui importante influência no aumento da concentração de OD do Rio. Após a confluência, as concentrações de OD em todos os cenários simulados são superiores a 6 mg/L. Dessa forma, considerando o parâmetro OD, o último trecho pode ser enquadrado como Classe 1.

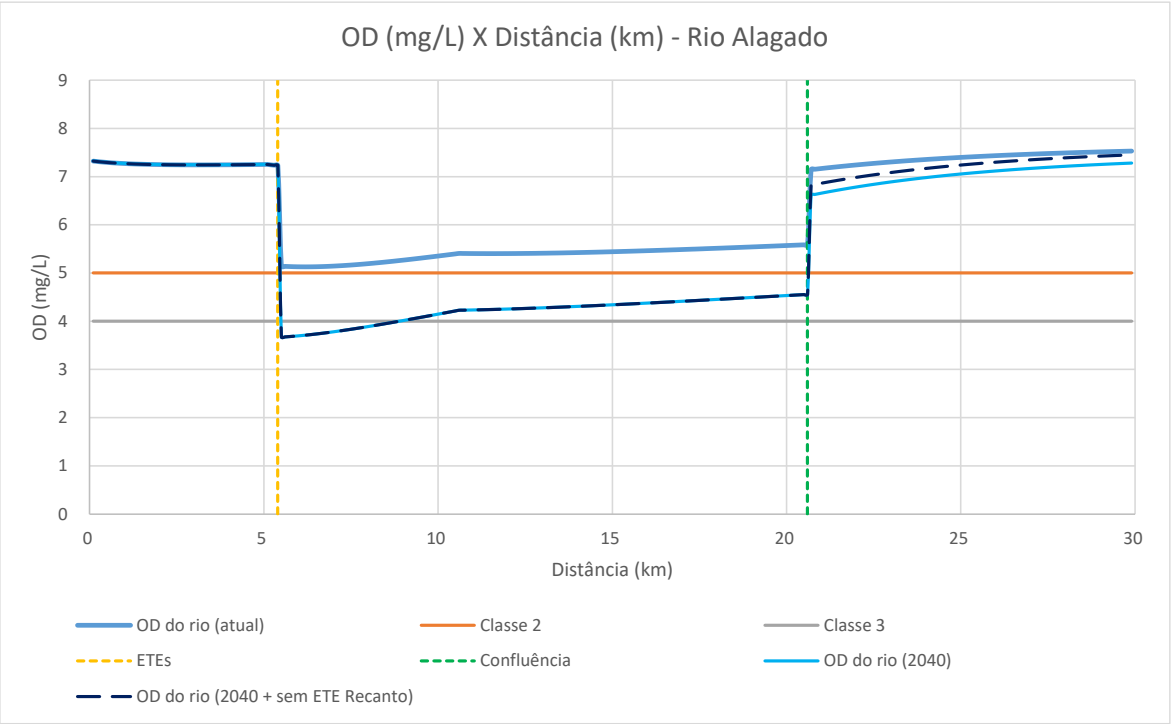


Figura 5.31 – Simulação de OD do rio Alagado.

A Figura 5.32 expõe o cenário atual e os cenários futuros da simulação de fósforo do rio Alagado. Em todos os cenários, o primeiro trecho é enquadrado como Classe 2.

A simulação do segundo trecho para o cenário atual confirma o enquadramento Classe 3, apesar das concentrações de fósforo estarem superiores a 0,15 mg/L nos primeiros 0,9 km. O aumento da concentração de fósforo total em 2040 é evidente. O trecho possuirá concentrações de fósforo superiores a Classe 3, podendo ser enquadrado como Classe 4.

No último trecho, nos cenários 1 (atual) e 2 (2040), o rio Alagado possuirá concentrações superiores ao enquadramento Classe 3. Atualmente, a confluência com o Ribeirão Ponte Alta reduz a qualidade da água do Rio. Como observado na Figura 5.32, ocorre um aumento substancial de fósforo na confluência entre os dois corpos hídricos.

Em 2040, devido ao aumento da eficiência de remoção de fósforo das ETEs da BHA, ocorre um leve declínio da concentração de fósforo no último trecho. Ao considerar a ausência dos efluentes da ETE Recanto das Emas, há um notável decréscimo na concentração de fósforo, o corpo hídrico poderá ser enquadrado como Classe 3.

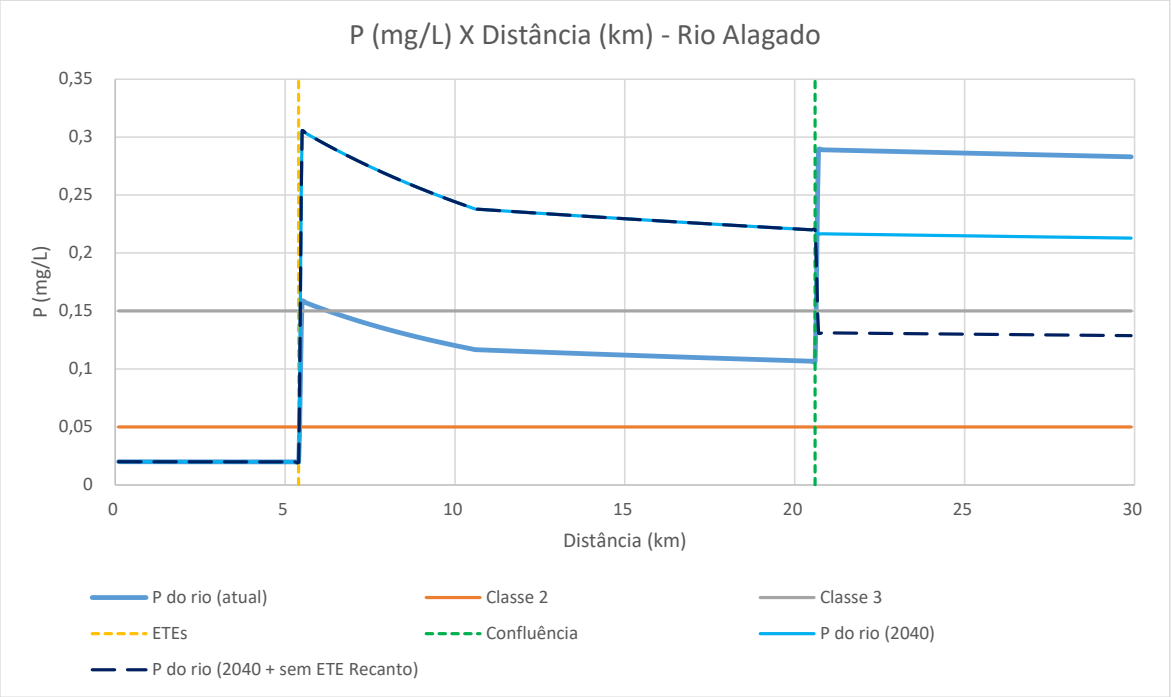


Figura 5.32 – Simulação de fósforo do rio Alagado.

Tendo em vista os resultados gerados, conforme o trecho considerado, conclui-se que o rio Alagado possui diferentes enquadramentos. Nos três cenários simulados, o primeiro trecho deve ser enquadrado como Classe 2 devido às concentrações de fósforo.

Atualmente, o segundo trecho é enquadrado como Classe 3 e essa afirmação é confirmada pelas elevadas concentrações de DBO e fósforo. Nos cenários 2 e 3, a qualidade da água do segundo trecho do rio Alagado irá piorar. Dessa forma, esse trecho deverá ser classificado como Classe 4 devido às elevadas concentrações de DBO e fósforo e à baixa concentração de OD nos primeiros 3,4 km do trecho.

Tanto no cenário atual, quanto no cenário futuro (2040), o último trecho é enquadrado como Classe 4. Considerando o cenário 3, o corpo d'água é classificado como Classe 3. O corpo hídrico recebe esses enquadramentos em razão das concentrações de fósforo.

No PDSB/DF são propostas melhorias para as ETEs Alagado e Santa Maria. Ambas as ETEs possuem tratamento para a remoção de fósforo. A ETE Alagado deverá suportar o aumento da carga orgânica, melhorar as eficiências de remoção de nitrogênio e coliformes, além de ampliar as tecnologias de tratamento existentes. Assim como a ETE Alagado, a ETE Santa Maria deverá ter o processo de tratamento ampliado e a remoção de nitrogênio e coliformes deverá ser expandida. Entretanto, observa-se que não foi proposta nenhuma

melhoria adicional, além das que já foram propostas para o fim do plano de projeto das ETEs, para a remoção de fósforo das ETEs.

A qualidade da água afluente ao Reservatório de Corumbá IV é preocupante. Conforme os resultados obtidos, as concentrações de fósforo são elevadas e podem causar o processo de eutrofização no manancial. Conforme o PDSB/DF, o reservatório de Corumbá IV é enquadrado como Classe 2, logo as concentrações de fósforo nesse ambiente lêntico devem ser inferiores a 0,030 mg/L.

Em resumo, a Tabela 5.1 apresenta, conforme o cenário simulado, os enquadramentos dos trechos analisados.

Tabela 5.1 – Enquadramentos obtidos para os trechos simulados.

Corpo hídrico - Trecho	**Enquadramento**		
	Cenário 1	**Cenário 2**	**Cenário 3**
Córrego Vargem da Benção	Classe 4	Classe 4	Classe 2
Ribeirão Ponte Alta	Classe 4	Classe 4	Classe 2
Rio Alagado (Nascente até o ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria)	Classe 2	Classe 2	Classe 2
Rio Alagado (Ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria até a confluência com o Ribeirão)	Classe 3	Classe 4	Classe 4
Rio Alagado (Confluência com o Ribeirão até a chegada ao Reservatório de Corumbá IV)	Classe 4	Classe 4	Classe 3

Cenário 1: situação atual da bacia; Cenário 2: consideração do aumento populacional previsto para o cenário de 2040; Cenário 3: consideração do aumento populacional previsto para o ano de 2040 e realocação dos esgotos destinados à ETE Recanto das Emas para a ETE Melchior.

6 - CONCLUSÕES

Os resultados obtidos durante as simulações evidenciam que as qualidades das águas dos corpos hídricos da BHA são preocupantes.

A análise dos dados disponíveis de qualidade da água demonstrou a importância do monitoramento como forma de antever problemas que poderão ocorrer nos mananciais receptores das águas dos corpos lóticos e, dessa forma, adequar os tratamentos que são utilizados nas ETEs e ETAs. Além disso, o acompanhamento dos parâmetros de qualidade da água auxilia a fiscalização contra despejos ilegais e tratamentos ineficientes de esgoto.

Ao considerar o lançamento dos esgotos tratados da ETE Recanto das Emas, a qualidade da água atual do córrego Vargem da Benção é compatível com a Classe 4. Devido ao aumento populacional previsto para a região administrativa Recanto das Emas até o ano de 2040, as concentrações de DBO e fósforo total irão atingir níveis compatíveis com a Classe 4, apesar das melhorias previstas para a ETE Recanto das Emas.

No entanto, a realocação dos esgotos destinados à ETE Recanto das Emas para a ETE Melchior melhoraria a qualidade da água do corpo hídrico. Entretanto, o rio Melchior, que é o corpo receptor dos efluentes tratados da ETE Melchior, caracterizado como o principal corpo receptor de efluentes tratados do Distrito Federal, já apresenta elevado grau de degradação devido às diferentes cargas de poluição que recebe. A problemática estaria sendo transferida da bacia do rio Alagado para a bacia do rio Melchior. Além do mais, o problema seria transferido para outro braço do Reservatório de Corumbá IV, já que as águas da bacia do rio Melchior também desaguam no reservatório. Dessa forma, o reservatório continuaria recebendo o aumento das cargas de poluição.

Assim como o córrego Vargem da Benção, o ribeirão Ponte Alta atende ao enquadramento Classe 4 nos cenários 1 (atual) e 2 (2040) e apresenta melhoria da qualidade da água no cenário 3 (2040 e realocação dos esgotos da ETE Recanto das Emas). Os parâmetros que motivam o enquadramento Classe 4 são DBO e fósforo total. Apesar do aumento populacional esperado para a região administrativa Gama, de acordo com o PDSB/DF, a ETE que atende à região não passará por melhorias estruturais.

A simulação ratificou o enquadramento Classe 2 do primeiro trecho do rio Alagado nos dias atuais e prevê que esse trecho permanecerá classificado nessa classe nos dois cenários futuros simulados. Foi possível prever que a qualidade da água do segundo trecho

poderá diminuir nos anos subsequentes, esse trecho passará a ser classificado como Classe 4. O fósforo total e a DBO serão os parâmetros responsáveis por tal classificação.

Nos cenários 1 e 2, o terceiro trecho do Rio classifica-se como Classe 4, já no cenário 3 o corpo hídrico atende ao enquadramento Classe 3. Essas classificações ocorreram devido às concentrações de fósforo. Cabe ressaltar que o enquadramento dos corpos d'água do DF foi instituído em 2014 e deverá ser atendido em 2030, portanto, atualmente, o atendimento ao enquadramento não é obrigatório.

Entretanto, as simulações dos cenários futuros 2 e 3 indicam à perspectiva do não atendimento ao enquadramento proposto em determinados trechos, como: ribeirão Ponte Alta, no cenário 2; segundo trecho do rio Alagado, desde o ponto de lançamento dos esgotos tratados das ETEs Alagado e Santa Maria até a confluência com o Ribeirão, em ambos os cenários; e, terceiro trecho do rio Alagado, desde a confluência com o Ribeirão até a chegada ao Reservatório de Corumbá IV, em ambos os cenários.

O fósforo é um dos parâmetros responsáveis pelo enquadramento dos corpos hídricos nas classes de pior qualidade da água. A problemática das altas concentrações de fósforo pode estar associada à Resolução CONAMA 430/2011. A Resolução apresenta lacunas quanto às concentrações de fósforo e coliformes nos efluentes das ETEs. Ao não dispor recomendações acerca desses parâmetros, as ETEs não são obrigadas a remover tais compostos. Contudo, esses parâmetros representam riscos potenciais à saúde humana e ao meio ambiente.

Apesar das ETEs da BHA adotarem o tratamento terciário, as qualidades das águas dos corpos d'água da bacia são inferiores ao desejado. A diminuição da qualidade da água dos corpos d'água também é influenciada pelas baixas disponibilidades hídricas dos corpos hídricos distritais. O adensamento populacional esperado e as baixas vazões dos corpos hídricos agravarão as qualidades das águas.

Ressalta-se que os resultados obtidos são simulações e suposições empíricas. Ademais, os dados secundários obtidos podem conter limitações que influenciam o estudo, como a disparidade entre as datas e horários de coleta, os diferentes métodos utilizados pelas empresas para as análises dos parâmetros e os erros de medição. Por fim, observou-se que as simulações fornecem informações ao longo de toda a extensão do corpo hídrico, ao contrário do monitoramento, que indica informações pontuais dos corpos d'água.

7 - RECOMENDAÇÕES

Como recomendação para estudos futuros, a solicitação de dados dos efluentes tratados das ETEs Recanto das Emas, Gama, Alagado e Santa Maria irá gerar resultados mais realistas. Além do mais, a solicitação de dados das concentrações das diferentes formas de nitrogênio nos efluentes das ETEs permitirá a simulação desse parâmetro.

Outra recomendação é a realização de amostragens em determinados pontos dos corpos hídricos estudados. A obtenção de dados primários produzirá informações que poderão ser utilizadas na calibração do modelo, propiciando uma melhor calibração entre os dados simulados e os dados observados.

Como sugestão para a simulação de cenários futuros, a desativação da ETE Santa Maria pode ser considerada. Conforme conversas com a equipe da Caesb, a ETE Santa Maria será desativada devido à sua localização, a ETE foi construída em área particular e deverá ser desativada nos próximos anos. A previsão é que a estrutura da ETE Alagado seja ampliada e que receba os efluentes da ETE Santa Maria. Outro cenário a ser considerado seria a construção de uma ETE em Valparaíso. A ETE construída em Valparaíso iria receber os esgotos da ETE Santa Maria, retirando a carga que iria ser destinada à ETE Alagado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2020a). Elaboração do Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Afluentes Distritais do Rio Paranaíba - PRH - Paranaíba-DF: Diagnóstico consolidado. Brasília: ADASA, 2020.

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2020b). Relatório de Monitoramento do Atendimento ao Padrão de Lançamento Outorgado pelas ETEs no Distrito Federal. Brasília: ADASA, 2020.

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2020c). Relatório de Vistoria e Fiscalização - RVF/COFA/033/2020. Brasília: ADASA, 2020

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2016). Sistema de esgotamento sanitário. Disponível em: <https://www.adasa.df.gov.br/17-pagina/562-sistema-de-esgotamento-sanitario> Acesso: 20 ago. de 2022.

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2012a). Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal - PGIRH-DF: Relatório síntese. Brasília: ADASA, 2012.

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2012b). Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal - PGIRH-DF: Relatório final – Volume I (Diagnóstico). Brasília: ADASA, 2012.

Adasa - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2017). "Plano Distrital de Saneamento Básico". Disponível em:<www.so.df.gov.br>. Acesso: 28 de ago. de 2022.

Adasa. (2022). Monitoramento - Mapas. Disponível em: <https://www.adasa.df.gov.br/monitoramento/mapas>. Acesso: 21 ago. de 2022.

Adasa. (2023). Rede de monitoramento da qualidade das águas superficiais da Adasa. Disponível em:<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiZjMyN2NmYjgtY2UyMS00MzQ2LWIzODgtMTg0OGYzOTI0MTVlIiwidCI6IjczZGJmMTMyLWE0YTQtNDkwMy1hYzI2LWJiMjhmY2Y3NDdhNCJ9>. Acesso: 17 mai. de 2023.

ANA – Agência Nacional de Águas. (2013). Plano de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba. Brasília: Agência Nacional de Águas. 312p.

ANA – Agência Nacional de Águas. (2017). Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas. Relatório de esgotamento sanitário municipal: Brasília - DF. Brasília: Agência Nacional de Águas.

ANA – Agência Nacional de Águas. (2020). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Enquadramento dos corpos d'água em classes. Brasília: Agência Nacional de Águas.

ANA – Agência Nacional de Águas. (2022). Corpos hídricos superficiais e dominialidade. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=ef7d29c2ac754e9890d7cdbb78cbaf2c> Acesso: 20 ago. de 2022.

ANA – Agência Nacional de Águas. (2016). Catálogo de metadados da ANA. Disponível em: < https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/home> Acesso: 17 mai. de 2023.

Andrade, L.R.S., Araújo, S.M.S., Andrade, M.Z.S.S., Medeiros, L.E.L. (2018). "Degradação ambiental no Açude de Bodocongó na cidade de Campina Grande, Paraíba". In: *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, **13**(1), 74-83.

Bortoli, J., Maciel, M.J., Santana, E.R.R., Rempel, C. (2018). "Avaliação microbiológica da água em propriedades rurais produtoras de leite localizadas no Rio Grande do Sul, Brasil". In: *Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal*, **12**(1), 39-53.

BRASIL. (2005). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. (2001). Lei nº 2.725, de 13 de junho de 2001. Institui a Política de Recursos Hídricos e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Disponível em: < https://www.cl.df.gov.br/leis-distritais> Acesso: 22 ago. de 2022.

BRASIL. (1997). Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei (1997). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm> Acesso: 22 ago. de 2022.

Brown, L.C., Barnwell, T.O.J. (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual*. Athens: United States Environmental Protection Agency. 204p.

Caesb. (2012). Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal, Brasília, 2012.

Caesb. (2014). Relatório Técnico n° 015/2014: Inclusão três cursos d'água Córrego Vargem da Benção, Rio Ponte Alta e Rio Alagado na proposta de enquadramento da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba. Brasília, 2014.

Caesb. (2016a). Estações de tratamento de água. Disponível em: < https://atlas.caesb.df.gov.br/portal/apps/MapJournal/index.html?appid=fd8e422261f1490fbb5d405e38682970 > Acesso: 31 mar. de 2023.

Caesb. (2016b). Estações de tratamento de esgoto. Disponível em: < https://atlascaesb.maps.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=9babae05a8a1444180cdf3df83f67fb7 > Acesso: 20 ago. de 2022.

Caesb. (2022). Hidrometeorologia. Disponível em: < https://atlas.caesb.df.gov.br/hidrometeorologia/> Acesso: 06 set. de 2022.

Caesb. (2023). Dados de qualidade da água do córrego Vargem da Benção, do ribeirão Ponte Alta e do rio Alagado (2000 a 2023) obtidos por meio de peticionamento eletrônico a Caesb para a elaboração de trabalho acadêmico.

Calmon, A.P.S., Souza, J.C., Reis, J.A.T., Mendonça, A.S.F. (2016). "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". In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **21**(1), 118-133.

Castilho, J.H.M. (2019). *A governança da água no comitê da bacia hidrográfica do rio Paranaíba,* Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, 151p.

Castro, C.M.S.N, Marques, G.F. (2019). "Emprego de indicadores e índices de sustentabilidade: caso da bacia do rio Descoberto, DF". In: *XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos,* Foz do Iguaçu, Brasil.

CBH PARANAÍBA - DF – Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal. (2019). Relatório anual 2019. Brasília: CBH PARANAÍBA - DF. 245p.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. (2008). Relatório técnico: Monitoramento de Escherichia coli e coliformes termotolerantes em pontos da rede

de avaliação da qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB. 22p.

Chapra, S.C. (1997). *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw Hill.

CODEPLAN. (2020). Atlas do Distrito Federal: Caracterização ambiental. Distrito Federal: Companhia de Planejamento do Distrito Federal.

Corumbá concessões S.A. (2023). Dados de qualidade da água do rio Alagado (2014 a 2022) obtidos por meio de peticionamento eletrônico a Corumbá Concessões S.A. para a elaboração de trabalho acadêmico.

Costa, D.A., Júnior, L.C.S.S., Azevedo, J.P.S., Santos, M.A., Assumpção, R.S.F.V. (2021). "From Monitoring and Modeling to Management: How to Improve Water Quality in Brazilian Rivers? A Case Study: Piabanha River Watershed". In: *Water*, **13**(176), 1-19.

Costa, D.J.L, Teixeira, D. (2010). "Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara - SP". In: *Revista Uniara*, **13**(1).

Da-ping, X., Hong-yu, G., Dan, H. (2011). "Discussion on the Demand Management of Water Resources". In: *Procedia Environmental Sciences*, 1173-1176.

Derisio, J.C. (2012). *Introdução ao controle de poluição ambiental*. São Paulo: Oficina de textos. 228p.

Dezotti, M. (2008). *Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos*. Rio de Janeiro: E-papers. 360p.

Ferreira, C.S., Cunha-Santino, M.B. (2014). "Monitoramento da qualidade da água do rio Monjolinho: A limnologia como uma ferramenta para a gestão ambiental". In: *Revista de estudos ambientais*, **16**(1), 27-37.

Ferreira, L.C., Silva, J.R. (2018). "Análise microbiológica da água proveniente das fontes de abastecimento utilizadas em uma instituição de ensino pública da cidade de Januária/MG, Brasil". In: *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, **12**(1), 31-42.

Filho, A.A.O., Neto, I.E.L. (2018). "Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI)". In: *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(1), 3-14.

Gomes, S.H.R., Guedes, H.A.S., Siqueira, T.M., Corrêa, L.B., Andreazza, R., Hüffner, A.N. (2018). "Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG". In: *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(2), 275-285.

Gonçalves, J.C.S.I., Sardinha, D.S., Souza, A.D.G., Dibiazi, A.L.B., Godoy, L.H., Conceição, F.T. (2012). "Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão". In: *Revista Ambiente & Água*, **7**(3), 141-154.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2022). Projeções e estimativas da população do Brasil e das unidades da federação com data de referência em 20 de outubro de 2022 Brasil.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2022). "SONDA - Estação de Brasília - Climatologia Local". Disponível em:<http://sonda.ccst.inpe.br/estacoes/brasilia_clima.html>. Acesso: 13 de jun. de 2023.

Júnior, J.C.M.A. (2021). "Variação temporal e sazonal do estado trófico do rio Maracaípe, litoral sul do estado de Pernambuco". In: *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, **9**(1), 51-64.

Júnior, L.C.S.S., Azevedo, J.P.S. (2022). "Influência do Saneamento na Qualidade de Água em Rios: Uma Análise Através da Modelagem de Qualidade de Água". In: *Mix Sust.*, **8**(1), 41-52.

Kannel, P.R., Kanel, S.R., Lee, S., Lee, Y., Gan, T.Y. (2011). "A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers ans Streams". In: *Environ Model Assess*, **16**, 183-204.

Larentis, D.G. (2004). *Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas - RS,* Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 177p.

Lima, B.P., Mamede, G.L., Neto, I.E.L. (2018). "Monitoramento e modelagem da qualidade da água em uma bacia hidrográfica semiárida". In: *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(1), 125-135.

Louzada, J.P., Reis, J.A.T., Mendonça, A.S.F. (2013). "Uso de Otimização e Modelagem de Qualidade de Água no Planejamento de Implantação de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários em Bacias Hidrográficas". In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **18**(1), 277-286.

Luz, E., Tomazoni, J.C., Pokrywiecki, T.S. (2019). "Monitoramento da qualidade da água e avaliação da capacidade de autodepuração do rio Ligeiro no município de Pato Branco - PR". In: *Revista Geociências*, **38**(3), 755-768.

Melo, C.E. (2022). *Análise da qualidade da água em cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO) com a aplicação do modelo QUAL-UFMG,* Trabalho de conclusão do curso de Engenharia Ambiental, Universidade de Brasília, 108p.

Moura, L.H.A., Boaventura, G.R., Pinelli, M.P. (2010). "A qualidade da água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama – Distrito Federal". In: *Quim. Nova*, **33**(1), 97-103.

Nugraha, W.D., Hadi, S.P., Sasongko, S.B., Istirokhatun, T., Faradiba, F., Nopita, A., Handayani, D.S., Muhammad, F.I., Susanto, H., Budihardjo, M.A. (2022). "Pollution Load Capacity Assessment by Utilizing QUAL2E Modelling: A Case Study of Rambut River, Indonesia". In: *Journal of Ecological Engineering*, **23**(3), 154-161.

Nunes, L.M., Monteiro, M.F.G., Júnior, D.L.S., Aquino, P.E.A., Saraiva, C.R.N., Leandro, M.K.N.S., Marques, A.E.F., Silva, R.O.M., Leandro, L.M.G. (2019). "Pesquisa de coliformes totais e termotolerantes no rio Salgadinho no município de Juazeiro do Norte, CE". In: *Revista Eletrônica Acervo Científico*, **7**, 1-7.

Pádua, A.J. (2016). *Avaliação integrada da sustentabilidade da bacia do rio São Bartolomeu,* Universidade de Brasília, Trabalho de conclusão de curso, 54p.

Pereira, L.P.F., Mercante, C.T.J. (2005). "A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão". In: *Inst. Pesca*, **31**(1), 81-88.

Perin, L.P. (2013). *Uso do modelo QUAL-UFMG no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio KM119 – Campo Mourão - PR,* Trabalho de conclusão de curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 55p.

Piedras, S.R.N., Oliveira, J.L.R., Moraes, P.R.R., Bager, A. (2006). "Toxicidade aguda da amônia não ionizada e do nitrito em alevinos de *Cichlasoma facetum* (JENYNS, 1842)". In: *Ciênc. agrotec.*, **30**(5), 1008-1012.

PNQA – Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas. (2022). Rede nacional – Redes de monitoramento. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento.aspx> Acesso: 21 ago. de 2022.

Rebouças, A.C., Braga, B., Tundisi, J.G. (2006). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação,* Escrituras, São Paulo.

Ricciardone, P., Pereira, O.S., Pereira, C.S.S. (2011). "Avaliação da capacidade de autodepuração do Rio das Mortes no município de Vassouras/RJ". In: *Revista Eletrônica TECCEN*, **4**(3), 63-76.

Rodrigues, A.L., Leal, L.V.M. (2019). “Outorga e cobrança pelo uso dos recursos hídricos como instrumentos de gestão da bacia hidrográfica do rio Paranaíba”. In: *Revista de Direito*, **11**(1), 61-101.

Salla, M.R., Pereira, C.E., Filho, J.E.A., Paula, L.M., Pinheiro, A.M. (2013). “Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados”. In: *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **18**(2), 105-114.

Santos, M.S., Filho, H.B., Araújo, A.D., Freitas, M.O., Costa, T.M., Horn, A.H. (2018). “Análise da concentração e distribuição de metais pesados na água do rio das Velhas entre a cidade de Várzea da Palma e o distrito de Barra do Guaicuí - MG”. In: *Revista Cerrados*, **16**(1), 130-158.

Sharma, D., Kansal, A. (2013). “Assessment of river quality models: a review”. In: *Rev Environ Sci Biotechnol*, **12**, 285-311.

Silva, F.J. (2019). *Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO) com a aplicação do modelo QSWAT*, Trabalho de conclusão de curso, Universidade de Brasília, 84p.

Silva, S.R., Júnior, M.A.B.S., Lima, E.E.S. (2018). “Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminar framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil)”. In: *Revista Ambiente & Água*, **13**(6), 1-13.

Silva, T.D., Alves, C.M.A., Netto, O.M.C. (2015). “Integração dos modelos QUAL2K e WEAP para modelagem da qualidade da água dos rios Descoberto e Melchior”. In: *XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Brasília, Brasil.

SISDIA – Sistema Distrital de Informações Ambientais. (2023). Repositório de dados. Disponível em: < https://sisdia.df.gov.br/home/repositorio-de-dados/> Acesso: 17 mai. de 2023.

Sodré, U. (2007). *Modelos matemáticos*, Universidade Estadual de Londrina, Londrina. Disponível em: <http://www.uel.br/projetos/matessencial/superior/pdfs/modelos.pdf> Acesso em: 20 ago. 2022.

Souza, D.G., Marques, D.S., Santos, V.S., Sousa, A.C., Figueiredo, G.A. (2019). “Aplicação de técnicas de análise exploratória no monitoramento da qualidade da água do rio Cuiá, João Pessoa - PB”. In: *Ambiência*, **15**(1), 131-145.

Souza, H. O. (2021). *Avaliação do enquadramento dos corpos de água como propulsor da sustentabilidade em corpos hídricos do Distrito Federal.* Monografia de Projeto Final do

curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 106p.

Souza, M.M., Gastaldini, M.C.C. (2014). "Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos". In: *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(3), 263-274.

Teodoro, A., Ide, C.N., Ribeiro, M.L., Broch, S.A.O., Silva, J.B. (2013). "Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS)". In: *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **18**(3), 275-288.

Tercini, J.R.B., Júnior, A.V.M. (2016). "Modelo de simulação de OD e DBO integrando rio e reservatório aplicado ao rio Tietê". In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **21**(2), 338-346.

Tsakiris, G., Alexakis, D. (2012). "Water quality models: An overview". In: *European Water*, 33-46.

Tundisi, J.G., Tundisi, T.M. (2011). *Recursos hídricos no século XXI*. São Paulo: Oficina de textos. 306p.

Vasconcellos, F.C.S., Iganci, J.R.V., Ribeiro, G.A. (2006). "Qualidade microbiológica da água do rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul". In: *Arq. Inst. Biol.*, **73**(2), 177-181.

Von Sperling, M. (1996). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 240p.

Von Sperling, M. (2007). *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 588p.

Von Sperling, M., Von Sperling, E. (2013). "Challenges for bathing in rivers in terms of compliance with coliform standards. Case study in a large urbanized basin (das Velhas, River, Brazil)". In: *Water Science & Technology*, **67**(11), 2534-2542.