



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
ESCOLA DE MINAS
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



Nathália Cristina Martins Rosa

**ESTIMATIVA DOS COEFICIENTES DE DESOXIGENAÇÃO E REAERAÇÃO
EM TRECHOS DO RIO ITABIRITO - MG**

TRABALHO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Ouro Preto, 2019

Nathália Cristina Martins Rosa

**ESTIMATIVA DOS COEFICIENTES DE DESOXIGENAÇÃO E REAERAÇÃO
EM TRECHOS DO RIO ITABIRITO - MG**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como parte dos requisitos para a obtenção do Grau de Engenharia Ambiental.

Orientador: Dr. Aníbal da Fonseca Santiago

Ouro Preto, Dezembro de 2019

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

R788e Rosa, Nathalia Cristina Martins.

Estimativa dos coeficientes de desoxigenação e reaeração em trechos do Rio Itabirito-MG. [manuscrito] / Nathalia Cristina Martins Rosa. - 2019.
92 f.: il.: color., gráf., tab., mapa.

Orientador: Prof. Dr. Aníbal da Fonseca Santiago.
Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas.

1. Itabirito, Rio, Itabirito(MG). 3. Água - Aeração. 5. Água - Qualidade - Modelo QUAL-UFMG. I. Santiago, Aníbal da Fonseca. II. Universidade Federal de Ouro Preto. III. Título.

CDU 502/504

Bibliotecário(a) Responsável: Maristela Sanches Lima Mesquita - CRB:1716

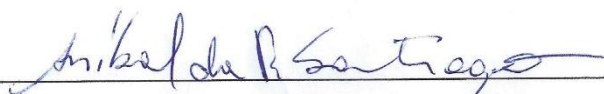
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO
Universidade Federal de Ouro Preto – Escola de Minas
Colegiado do Curso de Engenharia Ambiental - CEAMB
Campus Universitário Morro do Cruzeiro-S/N - CEP:35400-000 Ouro Preto – MG
Brasil - Tel.: (31) 3559.1542 – e-mail: ceamb@em.ufop.br

Folha de Aprovação

Nathália Cristina Martins Rosa

**ESTIMATIVA DOS COEFICIENTES DE DESOXIGENAÇÃO E REAERAÇÃO EM
TRECHOS DO RIO ITABIRITO - MG**

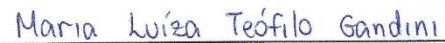
Trabalho de Conclusão de Curso defendido e aprovado em 06/12/2019 pela
comissão avaliadora constituída pelos professores:



Dr. Aníbal da Fonseca Santiago – EM/UFOP (Orientador)



Dra. Ana Letícia Pilz de Castro – EM/UFOP



MSc. Maria Luíza Teófilo Gandini – EM/UFOP

Campus Universitário Morro do Cruzeiro-S/N - CEP:35400-000 Ouro Preto – MG
Brasil - Tel.: (31) 3559.1542 – e-mail: ceamb@em.ufop.br

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, familiares e amigos, que sempre estiveram comigo. Ao Município de Itabirito, para que sirva de auxílio às propostas de gerenciamento da bacia hidrográfica que o município está inserida.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Ouro Preto, pelo ensino gratuito e de excelência.

Ao Prof. Dr. Aníbal da Fonseca Santiago, pela orientação, disponibilidade e brilhantes aulas ministradas.

Ao Raphael Ricardo da Silva, pela colaboração e paciência durante a execução do trabalho.

Aos meus pais, Wander e Verônica, por acreditarem no meu potencial e por sempre me incentivarem a melhorá-lo.

E por fim, ao grupo PET Engenharia Ambiental e à República Carpe Diem, por serem fontes de conhecimento e amizade.

EPÍGRAFE

“Mais fácil me foi encontrar as leis com que se movem os corpos celestes, que estão a milhões de quilômetros, do que definir as leis do movimento da água, que escoa frente aos meus olhos.”

Galileu Galilei

RESUMO

A bacia hidrográfica do Rio Itabirito está localizada no alto curso do Rio das Velhas, caracterizando-se pela presença de atividades minerárias, agropecuárias e ocupação antrópica. Tais intervenções configuram-se como ameaças para os cursos d'água da bacia, modificando as características físicas, químicas e biológicas e, conseqüentemente, alterando sua qualidade. Diante da necessidade de estudos que investiguem o potencial de poluição e degradação, o presente trabalho objetivou avaliar as taxas de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2) do Rio Itabirito, durante o período chuvoso, e a calibração do modelo de qualidade da água QUAL-UFMG para os parâmetros OD e DBO. Para a quantificação dos coeficientes K_1 e K_2 , utilizando o modelo de Streeter e Phelps (1925), realizou-se amostragem de água em 10 pontos preestabelecidos, compreendendo o percurso do rio a montante e jusante do perímetro urbano de Itabirito. O coeficiente K_1 foi determinado experimentalmente, utilizando-se o método do ajuste não linear por mínimos quadrados. Os resultados variaram de 0,003 a 0,74 d^{-1} . Os elevados valores estão relacionados com as altas concentrações de DBO oriundas de fontes pontuais e difusas. O coeficiente K_2 foi determinado utilizando modelos empíricos com base nas características hidráulicas dos cursos d'água e posteriormente comparados com os previstos na literatura. Os valores encontrados através das equações, apresentaram-se superestimados. A calibração do modelo QUAL-UFMG não alcançou o ajuste desejado, uma vez que o programa se mostrou muito sensível aos dados de entrada estimados. Sugere-se uma nova calibração e a simulação de cenários futuros para a bacia, visando a detecção de tendências temporais e espaciais para que sirva de orientação na formulação de políticas ambientais para o gerenciamento da bacia.

Palavras-chave: Rio Itabirito, desoxigenação, reaeração, Streeter e Phelps, QUAL-UFMG.

ABSTRACT

The Itabirito River basin is located in the upper reach of Velhas' River, which is marked by the presence of mines, farming activities and human occupation. These interventions can be seen as a threat to the basin's watercourses, which modifies physicochemical and biological characteristics and consequently changes the water quality. Given the need of studies that investigate the potential for pollution and degradation, this dissertation aims the evaluation of Itabirito's River deoxygenation (K_1) and reaeration (K_2) rates through rainy season and the calibration of QUAL-UFMG water quality model for OD (dissolved oxygen) and DBO (biochemical oxygen demand). Water sampling was performed at ten pre-established points to quantify deoxygenation (K_1) and reaeration (K_2) coefficients using Streeter-Phelps Model (1925) including upstream and downstream river path throughout Itabirito urban zone. The K_1 coefficient was determined experimentally using nonlinear least squares fit method. The results varied from 0,003 to 0,74 d^{-1} and the high values are related to high DBO concentrations from pontual and diffuse sources. The K_2 was determined using empirical models based on hydraulic characteristics of watercourses and posteriorly compared to those provided in literature. The values calculated over equations appeared to be overestimated. QUAL-UFMG model calibration hasn't reached the desired adjustment since the program was very sensitive to the estimated input datas, therefore it is suggested a new calibration and simulation of future scenarios of the basin along with the purpose of detecting temporal and spatial trends as a guide to the formulation of environmental policies for basin management.

Keywords: Itabirito River, deoxygenation, reaeration, Streeter e Phelps, QUAL-UFMG.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ANA	Agência Nacional de Águas
ASSEMAE	Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CBHRV	Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
MG	Minas Gerais
OD	Oxigênio Dissolvido
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Perfil esquemático da concentração de matéria orgânica e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. Delimitação das zonas de autodepuração.	19
Figura 3.2: Mecanismos interagentes no balanço de oxigênio dissolvido.	21
Figura 4.1: Localização da Bacia do Rio Itabirito.	35
Figura 4.2: Rede de esgoto da área urbana de Itabirito.	38
Figura 4.3: Mapa de uso e cobertura vegetal da Bacia do Rio Itabirito.	42
Figura 5.1: Mapa da Bacia do Rio Itabirito contendo os pontos amostrados. ..	46
Figura 5.2: Imagem ampliada dos pontos de coleta.	48
Figura 5.3: Diagrama unifilar simplificado do trecho estudado do Rio Itabirito contendo os tributários.	53
Figura 5.4: Área de influência na vazão do ponto 1.	55
Figura 6.1: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 1.	62
Figura 6.2: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 2.	63
Figura 6.3: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 3.	63
Figura 6.4: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 4.	64
Figura 6.5: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 5.	64
Figura 6.6: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 6.	65
Figura 6.7: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 7.	65
Figura 6.8: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 8.	66
Figura 6.9: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 9.	66
Figura 6.10: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 10.	67
Figura 6.11: Perfil topográfico do Rio Itabirito/MG dividido em 4 trechos de declividade homogênea.	68
Figura 6.12: Curvas de OD e DBO ₅ ao longo do trecho estudado do Rio Itabirito.	69
Figura 6.13: Comportamento do OD ao longo do rio.	75
Figura 6.14: Comportamento da DBO ₅ ao longo do rio.	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Faixas típicas da relação DBO_u/DBO_5	23
Tabela 3.2: Teores mínimos de OD e máximos de DBO, permissíveis em corpos de água doce (Resolução CONAMA 357/2005).....	24
Tabela 3.3: Valores típicos de K_1 (base e, 20°C).	29
Tabela 3.4: Valores típicos de K_2 (base e, 20°C).	31
Tabela 3.5: Equações de previsão de K_2	32
Tabela 4.1: Informações da Bacia do Rio Itabirito.....	36
Tabela 5.1: Coordenadas geográficas e altitudes das seções de estudo.	45
Tabela 5.2: Dados de entrada do modelo.	57
Tabela 6.1: Dados obtidos em cada ponto e classificação dos cursos d'água segundo a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008.....	58
Tabela 6.2: Medição de OD ao longo de 19 dias.	60
Tabela 6.3: Valores de DBO calculadas ao longo de 19 dias.....	61
Tabela 6.4: Dados para cálculo da vazão nos cursos d'água estudados.	70
Tabela 6.5: Resultados das estimativas para os valores K_1 , L_0 e DBO_5	71
Tabela 6.6: Valores do coeficiente K_2 , segundo as equações de O'Connor & Dobbins (1958) e Owens et al. (1964).....	72
Tabela 6.7: Valores do coeficiente K_2 , segundo as equações de Tsvoglou-Wallace (1972) e Melching-Flores (1999).	73

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	15
2.	OBJETIVOS	17
2.1.	OBJETIVO GERAL	17
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1.	AUTODEPURAÇÃO	18
3.2.	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	19
3.2.1.	CONSUMO DE OXIGÊNIO	21
3.2.1.	PRODUÇÃO DE OXIGÊNIO	22
3.3.	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	23
3.4.	MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA	25
3.5.	MODELO DE STREETER E PHELPS	25
3.6.	CINÉTICA DA DESOXIGENAÇÃO	27
3.7.	CINÉTICA DA REAERAÇÃO	30
3.8.	MODELO QUAL-UFMG	33
4.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	35
4.1.	ASPECTOS DO SANEAMENTO NO MUNICÍPIO DE ITABIRITO/MG	36
4.1.1.	ABASTECIMENTO DE ÁGUA	37
4.1.2.	ESGOTAMENTO SANITÁRIO	37
4.1.3.	LIMPEZA URBANA E MANEJO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	39
4.1.4.	DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS	39
4.2.	CLIMA	40

4.3. VEGETAÇÃO	40
4.4. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	41
4.5. QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ITABIRITO	43
5. METODOLOGIA	45
5.1. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	45
5.2. ANÁLISE DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	49
5.3. POTENCIAL DE HIDROGÊNIO (pH) E TEMPERATURA.....	49
5.4. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	49
5.5. TURBIDEZ	49
5.6. ANÁLISE DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	50
5.7. DETERMINAÇÃO DA LARGURA DOS CURSOS D'ÁGUA.....	50
5.8. DETERMINAÇÃO DA ALTURA DA LÂMINA D'ÁGUA.....	50
5.9. DETERMINAÇÃO DA VELOCIDADE MÉDIA	51
5.10. DETERMINAÇÃO DA VAZÃO	51
5.11. DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (K_1).....	52
5.12. DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO (K_2).....	52
5.13. CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG 2017	52
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
6.1. AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS.....	58
6.2. AVALIAÇÃO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	59
6.3. VAZÃO NOS CURSOS D'ÁGUA ANALISADOS.....	69

6.4. COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (K_1).....	70
6.5. COEFICIENTE DE REAERAÇÃO (K_2).....	72
6.6. CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG.....	74
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	77
REFERÊNCIAS.....	78
APÊNDICE A.....	84
APÊNDICE B.....	89
APÊNDICE C.....	92

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, mais de 110 mil km de trechos de rios estão com a qualidade das suas águas comprometida devido ao despejo de esgotos sem tratamento. Diariamente são gerados cerca de 9,1 toneladas de esgoto, desses, apenas 55% são coletados e tratados de forma adequada. Dos outros 45% sem tratamento, somente 18% são coletados, restando 27% sem coleta e sem tratamento. Dispor o esgoto sem o adequado tratamento compromete a qualidade da água, causando impacto na saúde da população, além de dificultar o uso a jusante para o abastecimento público, balneabilidade e irrigação (ANA, 2017).

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005, que classifica os corpos d'água quanto a qualidade associada aos usos preponderantes e dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água, apresenta-se como um avanço da legislação ambiental ao considerar as peculiaridades do setor de saneamento e ao incluir orientações para análise da capacidade de suporte do corpo d'água receptor de efluentes, bem como, o detalhamento do processo de avaliação da toxicidade dos efluentes e das ações de gestão necessárias ao seu controle.

A utilização dos modelos matemáticos aplicado aos estudos de qualidade da água, se destaca como um dos principais meios de simulação de tendências temporais e espaciais de degradação ambiental. Permitindo subsidiar os planos de bacias, como também a avaliação de impactos ambientais futuros relacionados às atividades antrópicas (FORMENTINI, 2010).

A determinação dos valores de Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), coeficiente de desoxigenação (K_1), taxa com que o oxigênio é consumido no meio através da degradação biológica de matéria orgânica, e do coeficiente de reaeração (K_2), velocidade com que o oxigênio é novamente incorporado na água devido, principalmente, à absorção física de oxigênio presente na atmosfera, são importantes e indispensáveis na modelagem matemática de qualidade das águas.

Contudo, os modelos matemáticos atuais possuem limitações, uma vez que os parâmetros hídricos variam de acordo com a sazonalidade e as vazões, reproduzindo a realidade de forma grosseira. Logo, a utilização desses modelos exigem análises rigorosas de seus resultados. Junto a isso, é imprescindível a obtenção de parâmetros de entrada que representem bem as condições naturais dos cursos d'água (VASCONCELOS et al., 2009).

Pertencente à Bacia do Rio das Velhas, principal fonte de abastecimento de água da região metropolitana de Belo Horizonte, a Bacia do Rio Itabirito insere-se numa região de significativo crescimento urbano, intensa atividade agropecuária e densa exploração mineral. Além disso, o crescente aporte de sedimentos e esgotos sem tratamento despejados diretamente nos cursos d'água, vêm alterando a qualidade das águas e afetando diretamente a saúde da população desta importante sub-bacia.

O estudo da autodepuração do Rio Itabirito, sobre o contexto de gestão das bacias, permite compreender como as atividades predominantes da região impactam os recursos hídricos. A principal aplicação de modelos de qualidade da água é fornecer informações às decisões acerca de intervenções antrópicas em uma bacia hidrográfica, possibilitando a simulação de cenários para o corpo hídrico e aplicação de diferentes cargas de poluentes.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Como meta do trabalho, procura-se compreender os impactos do lançamento de efluentes domésticos e industriais, por meio da avaliação da capacidade de autodepuração do Rio Itabirito, caracterizando trechos a montante e a jusante do perímetro urbano do Município de Itabirito/MG.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Dentre o objetivo geral destacam-se, a seguir, os específicos:

- Avaliar a qualidade das águas do Rio Itabirito através dos parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, por meio de análises realizadas em Janeiro de 2019;
- Estimar as taxas de desoxigenação (K_1) através dos parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, e reaeração (K_2) por meio de equações de previsão;
- Calibrar o modelo de qualidade da água QUAL-UFGM e
- Detectar as tendências temporais e espaciais e a identificação de parâmetros fora dos padrões legais, de modo que essas análises possam servir de base para orientar a formulação de políticas ambientais.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. AUTODEPURAÇÃO

Corpos hídricos receptores de lançamentos de material biodegradável, tendem a encontrar o equilíbrio de forma natural através dos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras presentes no meio, ou seja, é o processo natural de recuperação do curso d'água. De forma mais ampla Von Sperling define:

“O fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após alterações induzidas pelos despejos afluentes.” (VON SPERLING, 2011, p.136).

A autodepuração é derivada da combinação de vários processos de natureza física (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), química e biológica (oxidação e decomposição). Através desses processos criam-se zonas nas águas, Von Sperling (2011) define as quatro principais:

- Zona de degradação: Inicia-se após o lançamento do efluente. Este passa a se dispersar no meio aquático de forma significativa, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido, devido a proliferação de organismos aeróbios, e aumentando a concentração de DBO no curso d'água.
- Zona de decomposição ativa: Os microrganismos decompositores começam a predominar no ambiente. Como consequência, os níveis de oxigênio dissolvido no corpo hídrico atingem sua menor concentração, e diante disso, a qualidade da água apresenta-se em seu estado mais deteriorado.
- Zona de recuperação: Após o intenso consumo de matéria orgânica, esta encontra-se praticamente estabilizada. Isso implica a redução do consumo de oxigênio. Com isso, através da incorporação do oxigênio na massa líquida, o ambiente aquático tende à voltar ao equilíbrio.
- Zona de águas limpas: O corpo receptor apresenta, praticamente, os mesmos níveis de concentrações verificados nas condições normais anteriores ao lançamento de efluentes. Voltando ao equilíbrio natural do curso d'água, pelo

menos no que diz respeito ao oxigênio dissolvido, à matéria orgânica e aos microrganismos.

A Figura 3.1 mostra as quatro zonas ao longo do percurso no curso d'água.

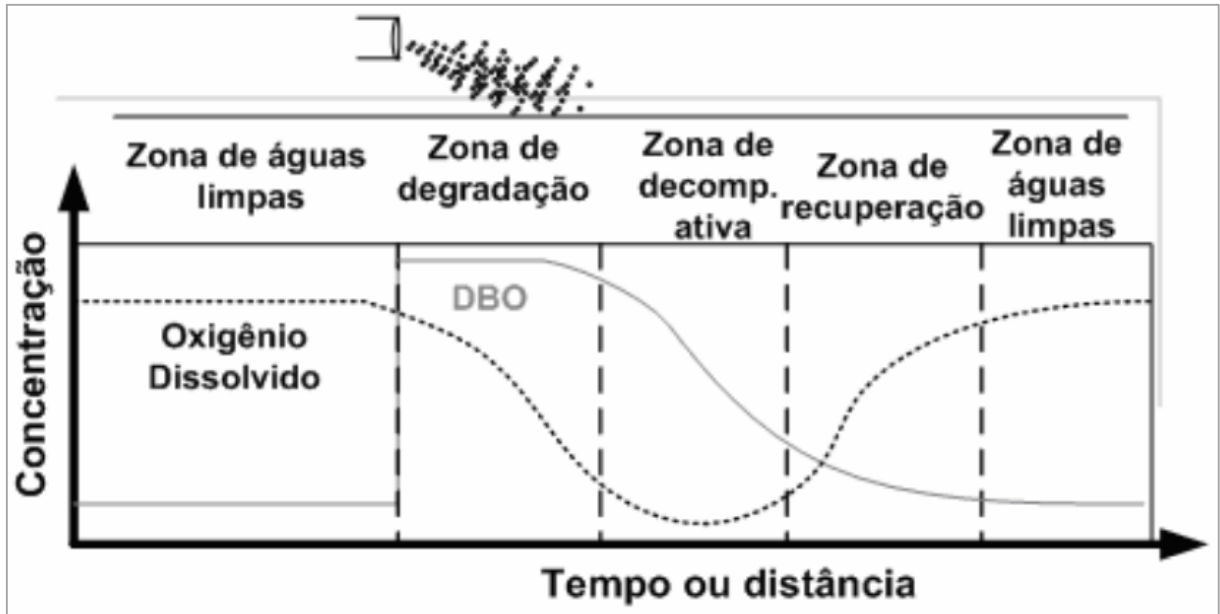


Figura 3.1: Perfil esquemático da concentração de matéria orgânica e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. Delimitação das zonas de autodepuração.

Fonte: Braga et al. (2002).

Toda essa dinâmica nos rios pode ser avaliada através de estudos de autodepuração, com o emprego de modelos de qualidade da água e podem ser feitos para OD, DBO, nutrientes e coliformes.

3.2. OXIGÊNIO DISSOLVIDO

A incorporação de matéria orgânica em um corpo d'água afeta diretamente os níveis de oxigênio dissolvido, devido ao consumo por microrganismos para a realização da respiração. O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido tem variadas implicações, tendo em vista sua importância para as diversas formas de vida aquática,

sendo então, considerado como um dos principais problemas de poluição das águas (JORDÃO & PESSOA, 2011).

A concentração de oxigênio dissolvido, em corpos d'água, varia com a pressão atmosférica, a salinidade e a temperatura. Segundo Von Sperling (2011), concentrações superiores à 9,0 mg/L, valor de referência ao nível do mar e à temperatura de 20 °C, são indicativos de presença de algas. Em contrapartida, valores consideravelmente abaixo deste, podem indicar a presença de matéria orgânica, mais especificamente de esgotos nos cursos d'água. Quando a concentração de OD está próxima de 4 – 5 mg/L, começa a ocorrer mortandade dos seres aquáticos mais sensíveis.

Os ambientes aquáticos são capazes de produzir (fenômenos da reaeração atmosférica e atividades fotossintéticas de algas e plantas) e consumir o oxigênio (oxidação da matéria orgânica, nitrificação e demanda bentônica). A quantidade de oxigênio presente na água é cerca de 30 vezes menor do que na atmosfera. Devido a isso, o ambiente aquático se torna muito sensível a qualquer alteração de OD (FORMENTINI, 2010).

Os principais fenômenos que interagem no balanço de oxigênio dissolvido em um curso d'água encontram-se apresentados na Figura 3.2 e explicados nos itens 3.2.1 e 3.2.2.

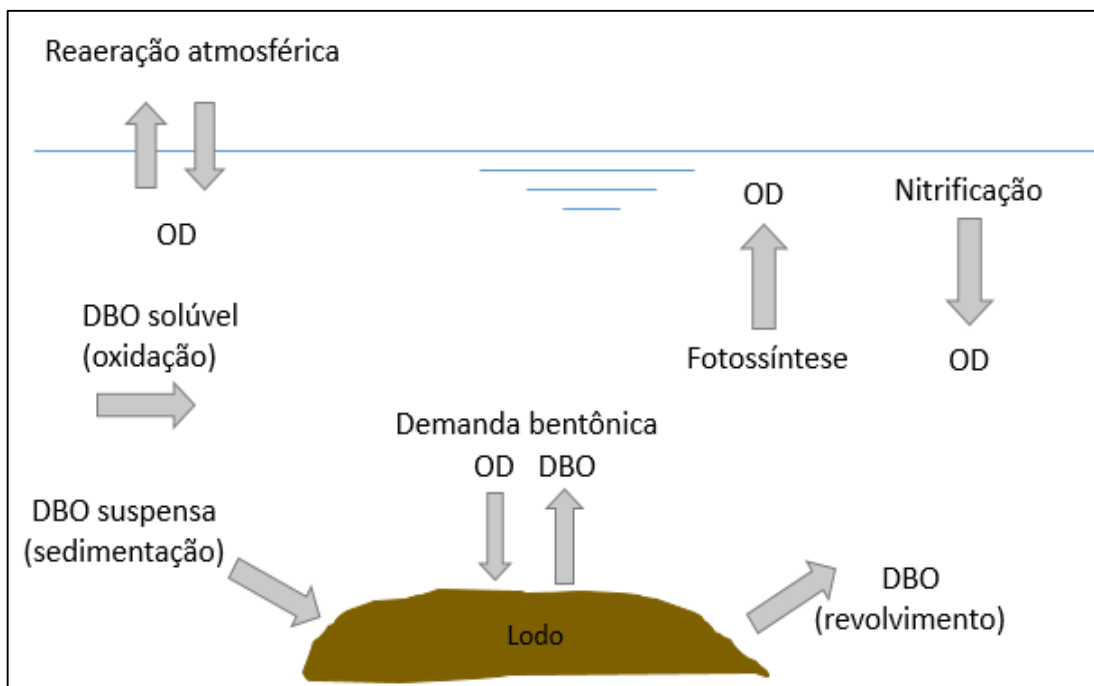


Figura 3.2: Mecanismos interagentes no balanço de oxigênio dissolvido.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

3.2.1. CONSUMO DE OXIGÊNIO

Nos processos de consumo de OD, a oxidação da matéria orgânica corresponde ao principal fator de consumo. Podendo se apresentar de duas formas: em suspensão e dissolvida. A matéria em suspensão, com maiores dimensões, tende a sedimentar no corpo d'água, formando o lodo de fundo. Enquanto a matéria dissolvida permanece na massa líquida. As bactérias decompositoras convertem estas formas à compostos estáveis, como água e gás carbônico (VON SPERLING, 2007).

A demanda bentônica diz respeito à matéria orgânica sedimentada, sendo grande parte desta convertida em condições anaeróbias, devido à espessura da camada de lodo formada que dificulta a penetração do oxigênio. Entretanto os primeiros milímetros desta camada ainda possuem acesso ao oxigênio da massa líquida, logo a estabilização se dá aerobiamente (JORDÃO & PESSOA, 2011).

Outro processo de oxidação em que há consumo de oxigênio, é o referente à transformação da amônia em nitritos e estes em nitratos, fenômeno denominado

nitrificação. Este consumo, entretanto, ocorre mais tardiamente que a desoxigenação carbonácea. Tal fato se deve ao fato de que as bactérias nitrificantes tem um crescimento mais lento em relação às bactérias decompositoras de matéria orgânica (VON SPERLING, 2007).

3.2.1. PRODUÇÃO DE OXIGÊNIO

O principal mecanismo responsável pela introdução de OD no meio líquido é a reaeração atmosférica. Von Sperling (2007) define a transferência de gases como sendo:

“Fenômeno físico, através do qual moléculas de gases são intercambiadas entre o líquido e o gás pela sua interface. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com o gás.” (VON SPERLING, 2007, p.305).

A transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida se dá basicamente através dos dois fenômenos descritos a seguir:

- difusão molecular: tendência de qualquer substância se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível, muito comum em massas líquidas paradas e
- difusão turbulenta: envolve a criação de interfaces e renovação destas através do revolvimento das massas de águas.

Outra forma de produção de oxigênio é através da fotossíntese, onde seres autotróficos utilizam a energia luminosa para a síntese de matéria orgânica e oxigênio.

A quantificação dos fenômenos de produção e consumo de oxigênio são essenciais para uma análise rigorosa do balanço de oxigênio dissolvido nos cursos d'água, entretanto devido à complexidade para a obtenção de todos os parâmetros, grande parte dos estudos adotam os dois principais fatores, o consumo de oxigênio através da oxidação da matéria orgânica, e a produção de oxigênio através da reaeração atmosférica (VON SPERLING, 2007).

3.3. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

Von Sperling define a Demanda Bioquímica de Oxigênio como:

“A quantidade de oxigênio requerida para estabilizar através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, portanto, do carbono orgânico biodegradável.” (VON SPERLING, 2011, p.90).

A estabilização completa da matéria orgânica, para esgotos domésticos, leva em torno de 20 dias ou mais, sendo denominada de DBO última (DBO_u). Se tratando de ensaios laboratoriais, levaria muito tempo para obtenção dos resultados, com isso convencionou-se utilizar a DBO 5 dias (DBO_5), uma vez que é possível correlacioná-la com a DBO_u . A variação da temperatura interfere diretamente no metabolismo bacteriano, com isso padronizou-se a temperatura de 20°C para realização das análises. Dessa forma, é definido a DBO padrão como sendo a DBO_5^{20} (VON SPERLING, 2011).

Os valores típicos da relação DBO_u/DBO_5 podem ser visualizados na Tabela 3.1. Tal conversão é importante, pois vários processos de tratamento de esgotos são dimensionados tendo por base a DBO_u .

Tabela 3.1: Faixas típicas da relação DBO_u/DBO_5 .

Origem	DBO_u/DBO_5
Esgoto concentrado	1,1 – 1,5
Esgoto pouco concentrado	1,2 – 1,6
Efluente primário	1,2 – 1,6
Efluente secundário	1,5 – 3,0

Fonte: Von Sperling (2011).

Os teores de OD mínimo e DBO máximo, a serem mantidos nos corpos d'água variam de acordo com a classe em que este está classificado. No Brasil, tais valores são estipulados através da Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre as condições de qualidade para o enquadramento dos corpos d'água. Com relação à DBO, são

flexibilizados os limites de lançamento para rios classes 2 e 3, desde que este não desobedeça as condições mínimas de OD previstas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura. Vale ressaltar, que a qualidade da água tende a piorar da classe especial para a 4, ficando restritas à diferentes usos preponderantes de acordo com o enquadramento.

Os teores mínimos e máximos de OD e DBO permissíveis, respectivamente, podem ser observados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Teores mínimos de OD e máximos de DBO, permissíveis em corpos de água doce (Resolução CONAMA 357/2005).

Classe	OD mínimo (mg/L)	DBO máxima (mg/L)
Especial	Não são permitidos lançamentos, mesmo tratados	Não são permitidos lançamentos, mesmo tratados
1	6	3
2	5	5
3	4	10
4	2	-

Fonte: CONAMA 357/2005.

O estudo do balanço de OD e DBO em rios, associado às ações públicas que visem a diminuição das cargas orgânicas aportadas aos corpos receptores, notadamente o tratamento de esgotos domésticos, é extremamente importante para a gestão de recursos hídricos, para o aumento da disponibilidade e da qualidade das águas e para a melhoria da qualidade de vida.

3.4. MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA

A aplicação dos modelos matemáticos aos estudos de qualidade da água, se destaca como um dos principais meios de simulação capaz de reproduzir diversos cenários e prever seus comportamentos. A utilização simultânea do monitoramento e da modelagem pode servir de subsídio para o gerenciamento de bacias hidrográficas.

Segundo Larentis (2004), o uso integrado dessas importantes ferramentas alcançariam resultados mais satisfatórios do que apenas o habitual monitoramento da qualidade da água, sendo a aplicação conjunta, capaz de testar hipóteses relacionadas aos diversos problemas encontrados, ou ainda prever resultados que não foram ou que não podem ser testados, seja por questões de custo ou por limitações técnicas.

Para Chapra (1997), os modelos possibilitam compreender o meio ambiente e visualizá-los de forma integrada, associar as informações físicas, químicas e biológicas. Esse tipo de possibilidade é uma poderosa ferramenta para gestão de bacias hidrográficas.

Os modelos devem ser capazes de fornecer diretrizes não apenas para o gerenciamento dos recursos hídricos, mas também para facilitar o planejamento do desenvolvimento ambientalmente sustentável de bacias hidrográficas, bem como servir de subsídios para decisões de políticas ambientais (TONG et al., 2002).

3.5. MODELO DE STREETER E PHELPS

Os primeiros estudos relacionados à autodepuração de corpos d'água começaram em 1925, em um estudo no Rio Ohio nos Estados Unidos da América realizado por Streeter e Phelps, com objetivo de mapear as fontes de poluição e determinar a concentração de oxigênio dissolvido a jusante dos lançamentos de esgotos (STREETER & PHELPS, 1925 apud FORMENTINI, 2010).

O surgimento do modelo de Streeter e Phelps em 1925, favoreceu o desenvolvimento de inúmeros outros modelos numéricos. São exemplos, o QUAL-2E (FISCHER, 1995), o QUAL-2K (CHAPRA et al., 2008) e o QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007). Esses modelos, subsequentes das tradicionais equações de Streeter e Phelps, têm sido largamente utilizados em diagnósticos/prognósticos de irregularidades decorrentes da implantação de empreendimentos (BEZERRA et al., 2008).

De acordo com Tucci (1998), o modelo de Streeter e Phelps foi elaborado para rios de regime de escoamento permanente uniforme baseado em uma descarga constante de poluentes, não prevendo a entrada de processos de natureza física, química e biológica. O modelo pressupõe uma mistura imediata, considerando apenas o efeito advectivo do transporte de massa e a fase carbonácea no consumo da matéria orgânica.

Para Jordão e Pessoa (2011), o que torna o modelo de Streeter e Phelps bastante utilizado em estudos de qualidade da água é sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros de entrada, além disso apresenta boa estimativa da curva de variação de OD ao longo do tempo e permite identificar o local ou região onde o teor de oxigênio assumirá concentrações mínimas. Tal modelo é constituído, basicamente, por duas equações diferenciais ordinárias de primeira ordem: uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica, representada pela Equação 1.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \times L \quad (1)$$

Onde:

L – concentração de DBO remanescente no tempo t [mg/L];

t – tempo [dia] e

K_1 – coeficiente de desoxigenação [dia^{-1}].

E a outra, o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica, demonstrado pela Equação 2.

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \times D \quad (2)$$

Onde:

D – déficit de oxigênio dissolvido [mg/L];

t – tempo [dia] e

K_2 – coeficiente de reaeração [dia⁻¹].

3.6. CINÉTICA DA DESOXIGENAÇÃO

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente se processa segundo a Equação 1. Esta mostra que a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica ainda remanescente em um tempo “t” qualquer. Dessa forma, entende-se que, quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação.

A solução analítica da Equação 1 é apresentada pela Equação 3.

$$L = L_0 \times e^{-K_1 \times t} \quad (3)$$

Onde:

L – concentração de DBO remanescente no tempo t [mg/L];

L_0 – concentração de DBO no tempo t inicial [mg/L];

t – tempo [dia] e

K_1 – coeficiente de desoxigenação [dia⁻¹].

A quantidade de oxigênio consumida durante um período do teste de DBO é expresso pela Equação 4:

$$y = L_0 - L \quad (4)$$

Onde:

y – DBO exercida em um tempo t [mg/L];

L_0 – DBO remanescente no t inicial [mg/L] e

L – concentração de DBO remanescente no tempo t [mg/L].

A equação que representa a progressão da DBO exercida é expressa pela Equação 5:

$$y = L_0 \times (1 - e^{-K_1 \times t}) \quad (5)$$

Onde:

y – DBO exercida em um tempo t [mg/L];

L₀ – DBO remanescente no t inicial [mg/L];

t – tempo [dia] e

K₁ – coeficiente de desoxigenação [dia⁻¹].

O K₁ representa a taxa de degradação da matéria orgânica na água ao longo do tempo se relacionando com as características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras.

Abaixo são exemplificados alguns processos matemáticos e estatísticos utilizados na determinação de K₁, a partir de dados de laboratório, caso haja amostras de água a serem analisadas. Os dados de entrada para estes métodos são os valores de DBO exercidos a vários dias.

- a. Método dos mínimos quadrados, de Reed-Therriault (apud Barnwell, 1980)
- b. Método da inclinação, de Thomas (1973)
- c. Método dos momentos, de Moore, Thomas e Snow (1950)
- d. Método da diferença de logaritmos, de Fair (1936)

Quando não houver possibilidade de realizar amostragem da água, o K₁ pode ser determinado pelos valores apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3: Valores típicos de K_1 (base e, 20°C).

Origem	K_1 (dia⁻¹)
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto pouco concentrado	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

Fonte: Fair et al. (1973) e Arceivala (1981), apud Von Sperling (2007).

Alguns pesquisadores brasileiros têm realizado estudos no campo da desoxigenação de corpos hídricos, utilizando as metodologias apresentadas anteriormente. Nesse sentido, são apresentados a seguir dois trabalhos relevantes nessa área.

No trabalho realizado por Nunes (2008), sobre o Índice de Qualidade da Água (IQA) em 10 pontos do Rio Turvo Sujo/MG, a autora aplicou a equação de Streeter e Phelps (1925) pelo método de regressão não linear, onde observou-se a variação dos valores de K_1 , entre 0,07 a 0,10 dia⁻¹ no período seco e entre 0,08 a 0,42 dia⁻¹ no período chuvoso.

Formentini (2010), avaliou a capacidade de autodepuração de três seções do Rio Vacacaí Mirim/RS. O pesquisador utilizou a modelagem proposta por Streeter e Phelps (1925), pelo método de regressão não linear, onde observou a variação dos valores de K_1 entre 0,15 a 0,27 dia⁻¹ para o período referente entre os meses de Março e Abril de 2010.

Moraes (2018), avaliou a capacidade de autodepuração do Rio Maracujá/MG, localizado no distrito de Cachoeira do Campo, pertencente ao Município de Ouro Preto/MG. Para a quantificação de K_1 , o autor realizou amostragens de água em trechos do rio durante o período chuvoso. E através do método de regressão não linear obteve as estimativas do coeficiente. Os resultados encontrados variaram entre 0,0017 e 0,1744 d⁻¹.

3.7. CINÉTICA DA REAERAÇÃO

A transferência de oxigênio do ar atmosférico para as massas de águas, ocorre sempre que há diferença de concentração entre as fases, até que a fase líquida atinja a concentração de saturação (C_s), de modo a não ocorrer o intercâmbio de moléculas de uma fase para a outra.

A cinética de reaeração pode ser definida segundo a Equação 2, esta demonstra que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente, ou seja, quanto maior o déficit, maior a carência da fase líquida pelo oxigênio, implicando em um maior intercâmbio da fase gasosa para a fase líquida.

A integração da Equação 2 fornece a Equação 6:

$$D = D_0 \times e^{-K_2 \times t} \quad (6)$$

Onde:

D – déficit de oxigênio em um tempo t [mg/L];

D_0 – déficit de oxigênio inicial [mg/L];

t – tempo [dia] e

K_2 – coeficiente de reaeração [dia^{-1}].

O déficit de oxigênio dissolvido é dado pela Equação 7:

$$D = C_s - C \quad (7)$$

Onde:

D – déficit de oxigênio dissolvido [mg/L]

C_s – concentração de saturação no corpo d'água [mg/L]

C – concentração de OD existente no tempo t [mg/L]

O K_2 representa a reaeração do corpo d'água. A reaeração ocorre através de trocas de oxigênio da superfície do rio com a atmosfera. Quando o oxigênio do rio é consumido para a estabilização da matéria orgânica, torna-se necessária a passagem

do oxigênio da atmosfera para o rio a fim de que as concentrações rio-atmosfera se equilibrem (JORDÃO & PESSOA, 2011). Segundo Von Sperling (2007), seus valores podem ser determinados através de:

- valores médios tabelados;
- valores em função das características hidráulicas do corpo d'água e
- valores correlacionados com a vazão do curso d'água.

A Tabela 3.4 apresenta os valores típicos de K_2 , levando em consideração uma classificação ampla e generalista dos corpos d'água.

Tabela 3.4: Valores típicos de K_2 (base e, 20°C).

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

Fonte: Fair et al. (1973) e Arceivala (1981), apud Von Sperling (2007).

Nota: rios rasos: $H < 1,5$ m; rios profundos: $H > 1,5$ m.

Considerando as características hidráulicas do corpo d'água, K_2 pode ser estimado numa faixa restrita de aplicação, pelas equações de O'Connor & Dobbins, Churchill, Owens, Tsvoglou-Wallace e Melching-Flores que são funções da velocidade média do fluxo na seção transversal do rio, profundidade média, declividade, largura e vazão do mesmo, como exposto na Tabela 3.5 (VON SPERLING, 2007).

Tabela 3.5: Equações de previsão de K_2 .

Pesquisadores	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,73 \times v^{0,5} \times H^{-1,5}$	$0,6\text{m} \leq H < 4,0\text{m}$ $0,05\text{m/s} \leq v < 0,8\text{m/s}$
Churchill et al. (1962)	$5 \times v^{0,97} \times H^{-1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,8 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$
Owens et al. (1964)	$5,3 \times v^{0,67} \times H^{-1,85}$	$0,1 \text{ m} \leq H < 0,6 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$
Tsivoglou -Wallace (1972)	$32,6 \times v \times I$	$0,03 \text{ m}^3/\text{s} < Q < 0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ Rios pequenos
	$15,4 \times v \times I$	$0,3 \text{ m}^3/\text{s} < Q < 8,5 \text{ m}^3/\text{s}$ Rios médios
Melching - Flores (1999)	$517 \times (v + I)^{0,524} \times Q^{-0,242}$	$Q < 0,556 \text{ m}^3/\text{s}$
	$596 \times (v + I)^{0,528} \times Q^{-0,136}$	$Q > 0,556 \text{ m}^3/\text{s}$

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Notas: v: velocidade do curso d'água (m/s); H: altura da lâmina d'água (m); I: declividade do curso d'água [(m/km) para Tsivoglou-Wallace (1972) e (m/m) Melching - Flores (1999)]; Q: vazão (m^3/s).

Assim como existem pesquisas voltadas à avaliação da desoxigenação, existem, também, pesquisas brasileiras direcionadas ao estudo da reaeração utilizando alguma das metodologias citadas anteriormente. Nesse sentido, são apresentados a seguir dois trabalhos relevantes nessa área.

Formentini (2010), em estudo desenvolvido no Rio Vacacaí Mirim/RS, estimou o coeficiente de reaeração em dois trechos, através da metodologia dos traçadores

inertes, utilizando o gás propano como traçador gasoso e a Rodamina WT (*Water Tracer*) como traçador fluorescente. Para este estudo, o autor encontrou valores de K_2 entre 12,73 a 30,30 dia^{-1} . No mesmo estudo, também foi obtido K_2 através das equações de previsão, Tabela 3.5. Para esta metodologia, o autor observou valores do coeficiente de reaeração entre 12,12 e 27,59 dia^{-1} .

No trabalho realizado por Barros et al. (2011), estimou-se o coeficiente de reaeração em um trecho do Rio Turvo Sujo/MG em diferentes épocas do ano, através do ajuste dos dados de entrada na equação de Streeter e Phelps (1925). Observou-se que os resultados de K_2 variaram entre 0,60 e 0,75 dia^{-1} . Os autores ainda determinaram o coeficiente através das equações de O'Connor & Dobbins (1958): 4,97 a 6,64 dia^{-1} e Owens et al. (1964): 8,32 a 11,34 dia^{-1} .

Silva (2017), em estudo realizado no Rio Gualaxo do Norte/MG durante o período chuvoso e de seca na bacia, quantificou K_2 através das equações previsão de O'Connor & Dobbins (1958) e Owens et al. (1964). A autora observou que os resultados de K_2 aumentaram com o acréscimo da velocidade e o decréscimo da profundidade. Para o ponto que apresentou maior altura da lâmina d'água e menor velocidade, resultou no coeficiente mais baixo de reaeração (1,648 d^{-1}). Em contrapartida, o ponto com menor altura da lâmina d'água e uma velocidade do curso d'água consideravelmente maior do que as outras, resultou no maior coeficiente de reaeração (231,004 d^{-1}).

3.8. MODELO QUAL-UFMG

Von Sperling (2007) simplificou o modelo QUAL-2E, através da integração numérica pelo método de Euler, a desconsideração da dispersão longitudinal e a não inclusão da modelagem de algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes. Obtendo o programa em Excel QUAL-UFMG, que permite aplicações rápidas e simples de modelagem de qualidade de água em rios.

Os seguintes constituintes são passíveis de serem simulados pelo QUAL-UFMG: demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e suas frações

(orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânicas e inorgânicas) e coliformes termotolerantes (fecais) ou *E.coli*.

O modelo QUAL-UFMG foi utilizado para simulações de diversos cenários como, os cursos d'água componentes do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal, em estudo na Região dos Lagos (RJ), em uma simulação do Rio Camapuã (afluente do Rio Paraopeba - MG) e em estudo de balneabilidade do Rio das Velhas. Por sua facilidade de uso, e também pela simples interface, com os gráficos gerados, e pela linguagem em português, o modelo tem sido usado em grande parte das aplicações em que se utilizam outros modelos como o QUAL-2E (MOURÃO, 2010).

Os parâmetros mais utilizados e que melhor se ajustam à modelagem de qualidade de água são o OD e a DBO, estes de extrema importância no estudo da capacidade de autodepuração (VON SPERLING, 2007).

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Rio Itabirito está localizado no alto curso da Bacia do Rio das Velhas, considerada uma das principais sub-bacias da Bacia do Rio São Francisco em termos de contribuição de água, sendo a maior em termos de extensão (806,84 km). A Bacia do Rio São Francisco é uma das mais importantes do Brasil, devido à grande contribuição de água em seis estados e no Distrito Federal (PINTO et al., 2019). Na Figura 4.1 é possível verificar a localização da Bacia do Rio Itabirito.

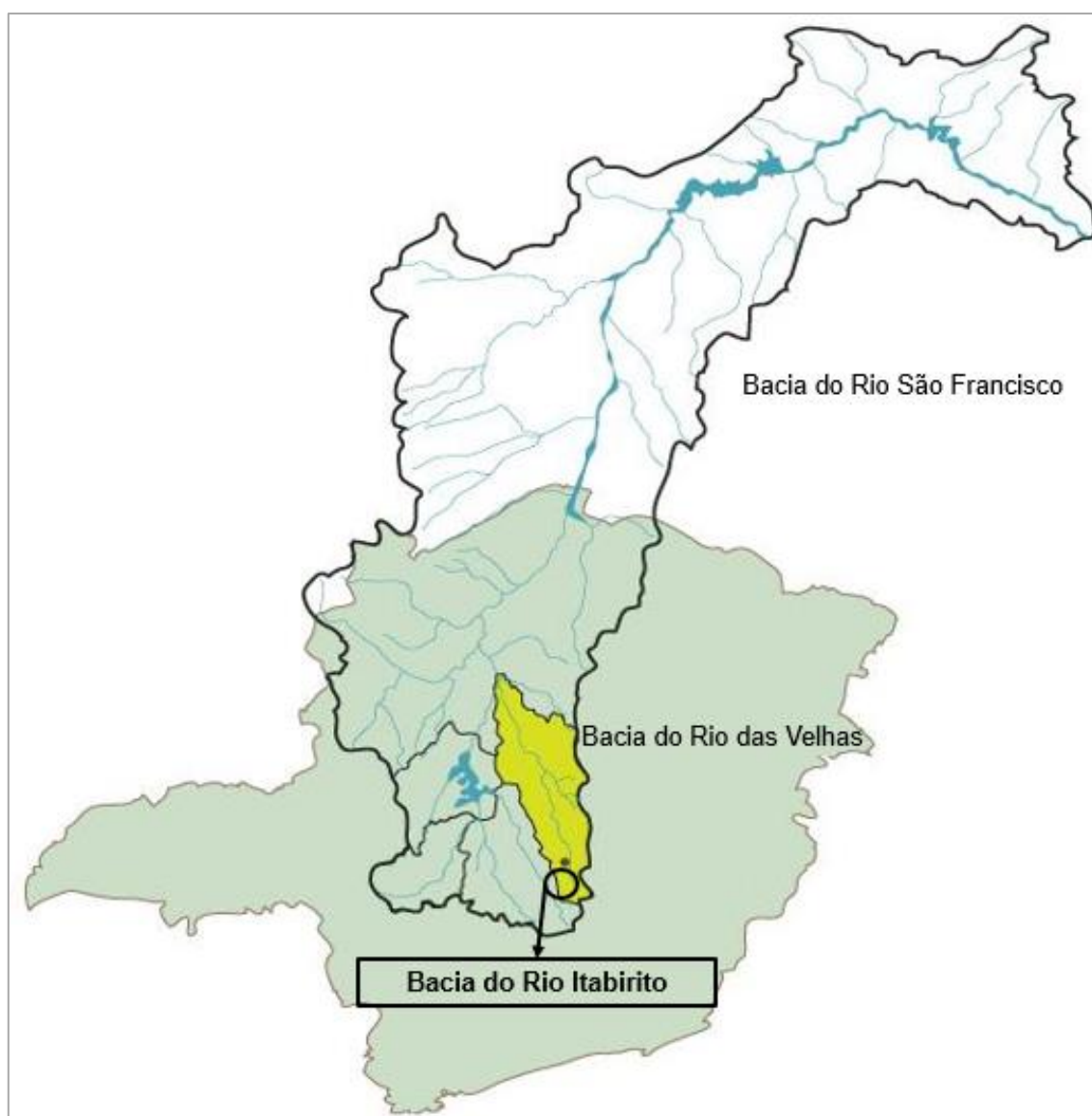


Figura 4.1: Localização da Bacia do Rio Itabirito.

Fonte: Adaptado de CBHRV (2014).

A Bacia do Rio Itabirito é constituída pelos Municípios de Itabirito, Ouro Preto e Rio Acima. Os principais rios são o Rio Itabirito, o Ribeirão Mata Porcos e o Ribeirão do Silva, somando uma extensão de, aproximadamente, 73 km dentro da área delimitada para a bacia (CBHRV, 2013 A). A Tabela 4.1 mostra as principais informações da Bacia do Rio Itabirito.

Tabela 4.1: Informações da Bacia do Rio Itabirito.

Parâmetro	Resultado	Unidade
Comprimento total de canais	1430,110	km
Área da bacia	522,315	km ²
Número Total de canais	1430,011	-
Perímetro da bacia	131,304	km
Comprimento do canal principal	72,180	km
Altimetria máxima	1580,000	m
Altimetria mínima	800,000	m

Fonte: Adaptado de CBHRV (2013 A).

4.1. ASPECTOS DO SANEAMENTO NO MUNICÍPIO DE ITABIRITO/MG

Quando se fala em saneamento básico, faz-se referência, basicamente, ao abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza e manejo dos resíduos sólidos e drenagem urbana, conforme estabelecido no Art. 3º da Lei Federal Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, também conhecida como Lei do Saneamento.

O Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) de Itabirito aprovado em 2014, com expectativa de revisão para 2019, visou estabelecer um planejamento das ações de saneamento no município, atendendo aos princípios da Política Nacional de Saneamento Básico (Lei Nº 11.445/07), cujo objetivo é a melhoria da salubridade ambiental, a proteção dos recursos hídricos e o desenvolvimento progressivo da saúde pública no município, proporcionando a todos o acesso ao saneamento básico de qualidade (CBHRV, 2014).

4.1.1. ABASTECIMENTO DE ÁGUA

O sistema de abastecimento público de água da sede do Município de Itabirito começou a operar no ano de 1978, quando foi criado o Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), autarquia municipal criada através da Lei Municipal Nº 1.016 de julho de 1978.

O Município de Itabirito possui duas estações de tratamento de água, uma na sede do município e outra situada no distrito de Acuruí. Na sede o tratamento de água é do tipo convencional (ou de ciclo completo). Segundo dados do SAAE de 2012, o sistema de abastecimento de água possuía 13.740 ligações ativas, atendendo, aproximadamente, 99% da população (CBHRV, 2014). Dados disponibilizados no PMSB de 2014, demonstram o consumo médio per capita de água de 153,5 L/(hab.dia) para aquele ano.

Em 2012, o SAAE possuía três outorgas de captação de água em mananciais superficiais, são eles a Barragem do Córrego Carioca, com volume de 50,0 L/s; a Barragem do Córrego do Baçõ, com capacidade de 82 L/s; e a Barraginha, com 28 L/s que, juntas, captam cerca de 160 L/s (CBHRV, 2014).

4.1.2. ESGOTAMENTO SANITÁRIO

O esgotamento sanitário consiste na coleta, tratamento e devolução ao meio ambiente, dos efluentes líquidos produzidos em determinada área, dentro de padrões sanitários satisfatórios.

A Estação de Tratamento de Esgoto Marzagão (ETE Marzagão) em Itabirito, teve sua construção iniciada em setembro de 2008, com a finalização completa das obras em 2016. Contudo, encontrava-se em operação desde 2010, atendendo a 87,3% da população com 10.908 ligações à rede coletora (ASSEMAE, 2016; IBGE, 2010).

A Figura 4.2 demonstra a rede de coleta de esgotos na sede do município em 2013.

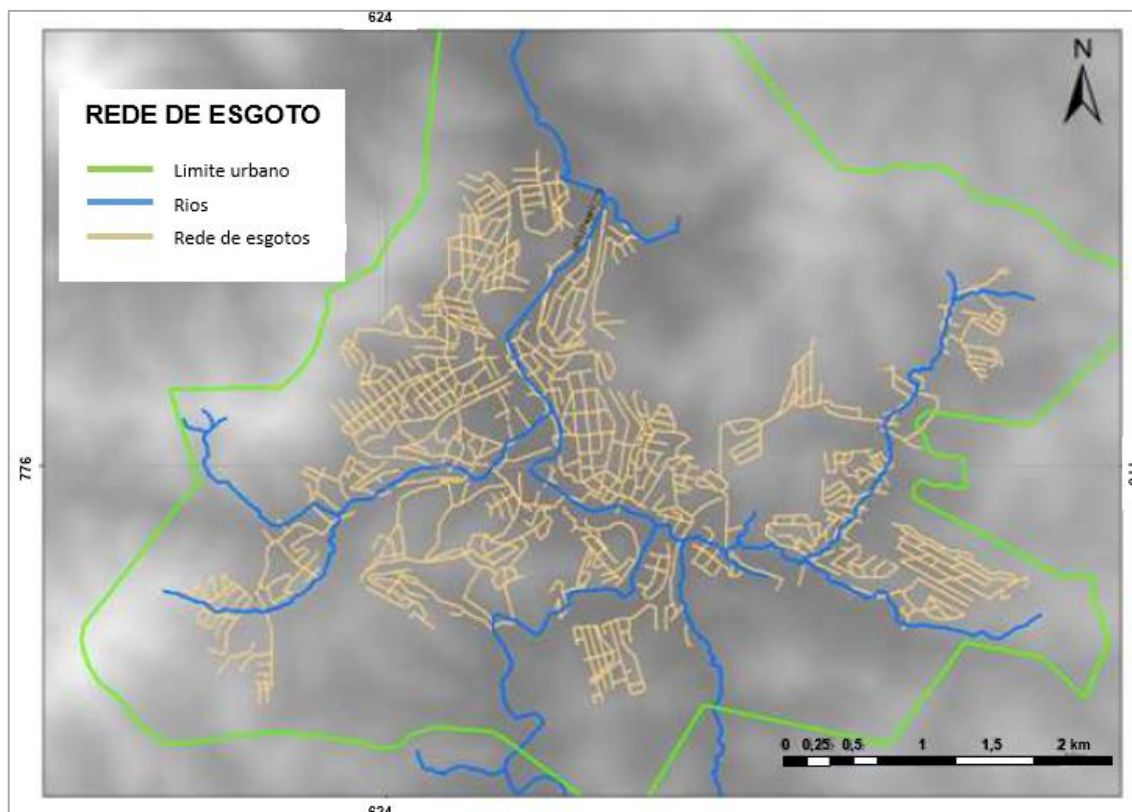


Figura 4.2: Rede de esgoto da área urbana de Itabirito.

Fonte: CBHRV (2014).

No entanto, são comumente encontradas ligações irregulares de esgoto sanitário, devido principalmente à urbanização das margens dos córregos que cortam a cidade. Nessas residências, os moradores canalizam o esgoto gerado até o corpo hídrico mais próximo, sem nenhum tipo de tratamento, provocando poluição do ambiente e elevando o risco de contaminação da população por doenças de veiculação hídrica.

A Estação de Tratamento de Esgotos Marzagão, em Itabirito, é composta por uma unidade de tratamento preliminar, que faz a remoção de sólidos grosseiros através de peneiras estáticas. Na sequência, o efluente é encaminhado para os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), também conhecido como reatores anaeróbios de manta de lodo com fluxo ascendente. Posteriormente, o esgoto segue para dois filtros biológicos percoladores e depois para dois decantadores. Sendo, então, encaminhado através de um emissário final para o Rio Itabirito (CBHRV, 2014).

Atualmente, a remoção de matéria orgânica, por este sistema de tratamento de esgotos, alcança a média de 70% de eficiência (informação verbal)¹.

4.1.3. LIMPEZA URBANA E MANEJO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Estima-se que a coleta de resíduos sólidos urbanos (domiciliares e comerciais) atende praticamente 100% da população, segundo dados divulgados em 2017 no termo de contrato entre o Município de Itabirito e a Construtora Contorno LTDA, firmado para fins de prestação de serviço continuado de coleta, transporte, destinação final e operação do aterro sanitário dos resíduos sólidos do Município de Itabirito (ITABIRITO, 2017).

A Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Itabirito é responsável pela administração do aterro, parte da limpeza pública e fiscalização geral dos serviços. Os demais serviços são terceirizados, sendo parte da limpeza pública, a coleta convencional, parte da coleta seletiva e a operação do aterro sanitário, executadas por empresa privada conforme contrato entre empresa e prefeitura (CBHRV, 2014).

4.1.4. DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS

A estrutura de macrodrenagem de Itabirito envolve os coletores de microdrenagem, galerias abertas e fechadas, que direcionam as águas pluviais ao Rio Itabirito. Algumas partes da cidade ainda não são contempladas por esse sistema, provavelmente pela falta de planejamento urbano anos atrás. Além disso, lugares onde existem drenagem urbana muitas vezes sofrem com o subdimensionamento da rede, que acaba não suportando a demanda de água pluvial recebida (CBHRV, 2014).

¹ Comunicação eletrônica, via e-mail, com Raphael Ricardo da Silva. Geógrafo, Químico e Mestrando em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental na UFOP, 2019. Funcionário do SAAE de Itabirito.

Com isso, há formação de áreas propícias a alagamentos, localizados principalmente às margens do Rio Itabirito. Tais problemas são causados essencialmente pela falta de mata ciliar nos cursos d'água, ocupação de áreas próximas à margem do rio e a falta de obras de drenagem para evitar enchentes e inundações.

Ante ao exposto, percebe-se que a cidade de Itabirito apresenta a questão do saneamento bem consolidada e enraizada. Contudo a Bacia do Rio Itabirito apresenta uma crescente pressão industrial, devido principalmente à sua localização estratégica próxima à capital mineira, contribuindo significativamente com o aporte de carga orgânica lançadas diariamente nos cursos d'água integrantes dessa importante sub-bacia.

4.2. CLIMA

Segundo classificação de Köppen-Geiger (1936), o clima da Bacia do Rio Itabirito é caracterizado principalmente pelo tipo Cwa, com temperatura média máxima de 28° C e mínima de 10° C (CBHRV, 2013 A). De acordo com a EMBRAPA, este clima é subtropical com invernos secos e verões quentes e úmidos. Predominante nas regiões serranas do centro e sul de Minas Gerais, e no norte (SANTOS & SOBREIRA, 2004).

Geralmente, a estação chuvosa ocorre entre os meses de novembro e março com pico de chuvas em dezembro, já julho é o mês mais seco. A temperatura média anual é da grandeza de 18° C, com pluviosidade média anual de 1.400 mm para dados de 1984 a 2012 (CBHRV, 2013 A).

4.3. VEGETAÇÃO

A vegetação nativa da área estudada está inserida no domínio da Mata Atlântica. Contudo, existem fragmentos de matas de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado. A Floresta Estacional Semidecidual, o Cerrado e suas diversas

fitofisionomias, além das áreas de transição entre estas, compõem as tipologias vegetacionais predominantes da bacia (CBHRV, 2013 A).

A partir do estudo de uso do solo e cobertura vegetal realizado por CBHRV (2013 A), constatou-se que 68,81% da área da bacia apresenta mata nativa, mesmo contendo diferentes graus de ação antrópica.

De maneira geral, a Bacia do Rio Itabirito se apresenta em bom estado de conservação, uma vez que, ainda são frequentes grandes fragmentos de vegetação, principalmente aqueles localizados nas áreas montanhosas, como o Complexo Moeda e a região próximo à foz do Rio Itabirito que exibem alto grau de conservação da flora. Áreas estas estratégicas para a conservação dos recursos hídricos locais (CBHRV, 2013 A).

4.4. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A Bacia Hidrográfica do Rio Itabirito caracteriza-se pela presença das seguintes atividades econômicas dominantes: 5,44% da bacia é afetada por atividades minerárias, 19,72% é utilizada pelas atividades agropecuárias, 5,82% por ocupação antrópica, correspondente à sede do Município de Itabirito. Tais intervenções configuram-se como ameaças para os cursos d'água da bacia, modificando as características físicas, químicas e biológicas e, conseqüentemente, alterando sua qualidade, uma vez que, os poluentes são frequentemente originários destas fontes (CBHRV, 2013 A). Na Figura 4.3 está apresentado o mapa de uso e ocupação do solo da bacia.

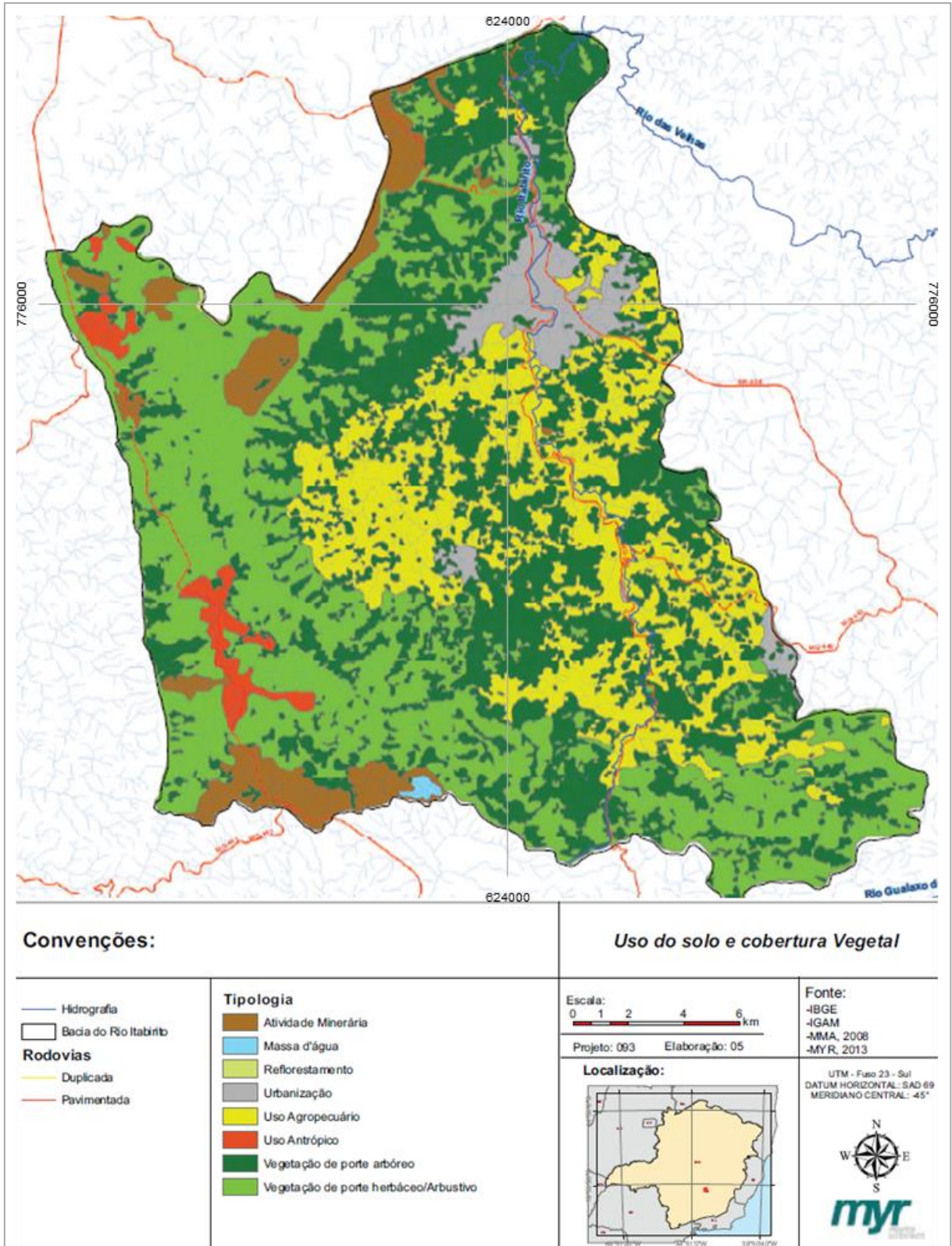


Figura 4.3: Mapa de uso e cobertura vegetal da Bacia do Rio Itabirito.

Fonte: Adaptado de CBHRV (2014).

4.5. QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ITABIRITO

Segundo a Lei Federal Nº 9.433/1997 e Lei Estadual Nº 13.199/1999, além da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº01/2008, o enquadramento do Rio Itabirito, de acordo com meta ou objetivo de qualidade da água para usos preponderantes, é classe 2.

Em estudo de qualidade da água realizado pelo CBHRV (2013 B), durante o período compreendido entre 2002 e 2012, observou-se que os resultados dos parâmetros coliformes termotolerantes e turbidez encontravam-se em desacordo com os limites legais estabelecidos para rios de classe 2, sendo estes associados aos lançamentos dos esgotos domésticos do município de Itabirito e ao manejo inadequado do solo nas atividades minerárias e extrativas desenvolvidas na bacia. Sendo a pior condição de qualidade da água observada na estação de monitoramento a jusante da cidade de Itabirito. Indicando a interferência das atividades econômicas na qualidade do corpo d'água.

A quantificação da carga orgânica lançada em rios é de primordial importância, sendo esta a causadora do principal problema de poluição das águas. Segundo Von Sperling (2011), a carga de poluentes lançada pode ser obtida através da estimativa de contribuição das seguintes fontes principais:

- esgotos domésticos;
- despejos industriais e
- escoamento superficial.

Geralmente, é expressa em termos de massa por unidade de tempo, podendo ser calculada pelos seguintes métodos:

Esgotos domésticos:

$$carga \left(\frac{kg}{d} \right) = população (hab) \times carga \text{ per capita} \left(\frac{kg}{hab.d} \right) \times \% \text{ de coleta} \quad (8)$$

Despejos industriais:

$$carga \left(\frac{kg}{d} \right) = carga \text{ por unidade produzida} \left(\frac{kg}{unidade} \right) \times produção \left(\frac{unidade}{d} \right) \quad (9)$$

Escoamento superficial:

$$carga \left(\frac{kg}{d} \right) = carga \text{ por unidade de área} \left(\frac{kg}{km^2 \cdot d} \right) \times área(km^2) \quad (10)$$

Segundo dados do SNIRH (2013), estima-se que a cidade de Itabirito, lança diariamente nos cursos d'água da bacia cerca de 2.011 kg/(hab.dia) de matéria orgânica proveniente dos esgotos domésticos.

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem, de maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Tal característica se deve às condições naturais e interferência do homem.

5. METODOLOGIA

5.1. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

O estudo foi realizado em um trecho preestabelecido do Rio Itabirito, afluente do Rio das Velhas. A Tabela 5.1 contém as coordenadas geográficas e as altitudes dos pontos estudados ao longo do rio, obtidas através do programa Google Earth e da ferramenta “identificar feições” do programa QGIS 3.4.11, respectivamente.

Tabela 5.1: Coordenadas geográficas e altitudes das seções de estudo.

Ponto	Código	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Rio Itabirito (Ponto Branco)	P1	20° 18' 3,07" S	43° 47' 47,76" O	883
Ribeirão Carioca	P2	20° 17' 23,90" S	43° 48' 17,19" O	875
Rio Itabirito	P3	20° 17' 20,92" S	43° 48' 5,11" O	881
Córrego do Bação	P4	20° 16' 29,29" S	43° 48' 22,81" O	881
Córrego Criminoso	P5	20° 15' 28,81" S	43° 47' 37,95" O	853
Rio Itabirito	P6	20° 15' 27,43" S	43° 47' 39,29" O	856
Córrego Carioca	P7	20° 15' 2,58" S	43° 48' 8,08" O	847
Rio Itabirito	P8	20° 14' 59,61" S	43° 48' 5,65" O	851
Rio Itabirito	P9	20° 12' 32,92" S	43° 48' 3,87" O	848
Rio Itabirito	P10	20° 12' 30,01" S	43° 48' 7,12" O	838

Fonte: Autora (2019).

A delimitação da Bacia do Rio Itabirito contendo, apenas, os cursos d'água analisados neste estudo, foi obtida utilizando-se o *software* QGIS 3.4.11. Este *software*, livre e gratuito, de Sistema de Informação Geográfica (SIG) permite a visualização, edição e análise de dados georreferenciados. Na Figura 5.1 é possível observar o mapa obtido contendo a localização dos pontos amostrados para este trabalho. As imagens dos pontos de coleta encontram-se apresentadas no APÊNDICE A.

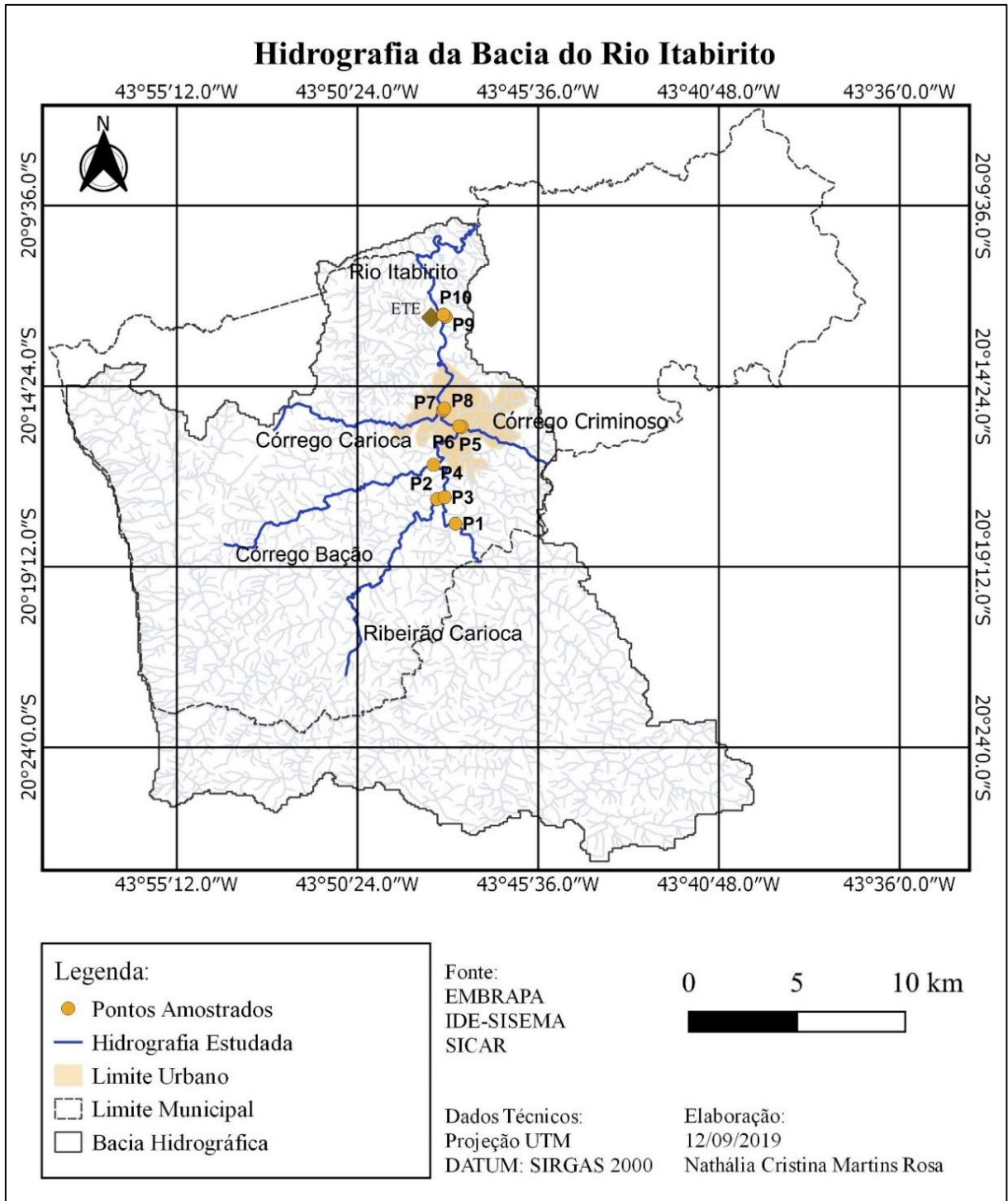


Figura 5.1: Mapa da Bacia do Rio Itabirito contendo os pontos amostrados.

Fonte: Autora (2019).

Delimitou-se o limite urbano de Itabirito através da ferramenta “criar feições através de polígono”, do programa QGIS 3.4.11. Utilizando-se como base para demarcação da mancha urbana, a imagem de satélite do ano de 2019 obtida no programa Google Earth.

A partir da composição geoeconômica da bacia, foi feito um estudo preliminar para determinação dos pontos de coleta, levando em consideração o uso e ocupação do solo, principalmente a presença de indústrias e ocupação urbana. Diante disso foram estabelecidos 10 pontos de amostragem.

As amostras obtidas foram coletadas no dia 12 de janeiro de 2019, em balde de material inerte lançado contra a corrente com o auxílio de uma corda. A água do balde foi transferida para frascos de vidro na cor âmbar a fim de evitar reações fotoquímicas na amostra. Após todas as coletas, as amostras foram transportadas para o Laboratório Interno do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Itabirito e incubadas a 20 °C, onde foram realizadas as análises de DBO.

Para essas amostragens no rio, seguiu-se a metodologia da NBR 9.898 de 1987 que descreve as normas de preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.

A determinação dos pontos, a coleta das amostras, as análises de laboratório, assim como a obtenção das vazões, foram realizadas em parceria com o SAAE de Itabirito. Sendo este trabalho parte de uma pesquisa maior, que visa simular a qualidade da água, através do programa QUAL-UFMG, como subsídio na quantificação e balanço da carga orgânica na principal drenagem do alto curso Rio das Velhas, a saber, Rio Itabirito.

Na Figura 5.2 é possível observar os pontos de coleta em imagem ampliada.

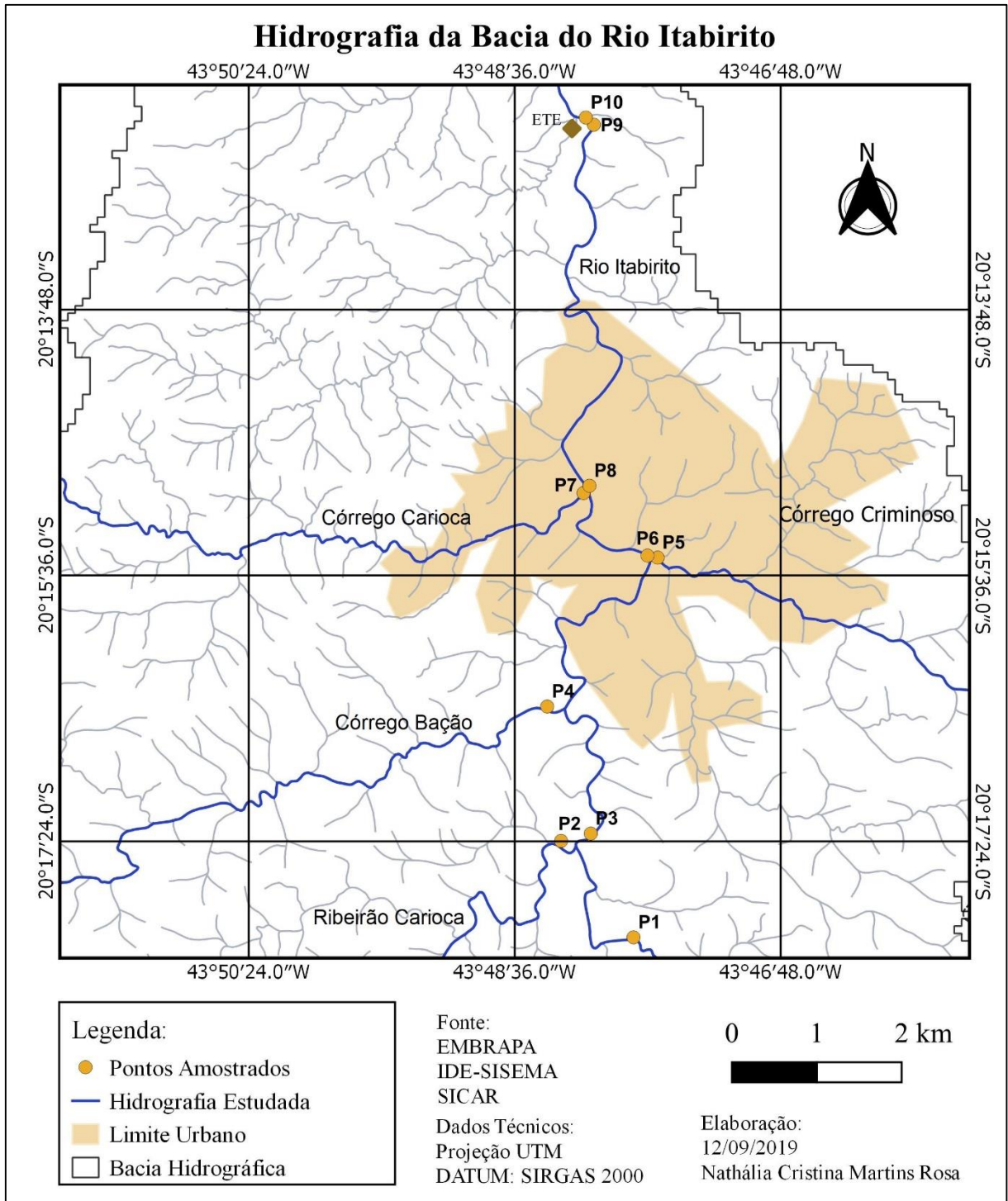


Figura 5.2: Imagem ampliada dos pontos de coleta.

Fonte: Autora (2019).

5.2. ANÁLISE DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO

As medições de OD, foram aferidas em campo nos pontos selecionados para estudo, utilizando-se de oxímetro portátil da marca Hach®, modelo HQd 40 com eletrodo de luminescência Intellical e precisão de +/- 0,1 mg/L para concentração de 0 a 8 mg/L e +/- 0,2 mg/L para faixa de concentração maior que 8 mg/L.

5.3. POTENCIAL DE HIDROGÊNIO (pH) E TEMPERATURA

A determinação do pH, assim como, a temperatura das amostras foram efetuadas, utilizando-se o equipamento pHmetro da marca Hach® modelo Sension, no Laboratório Interno do SAAE de Itabirito.

5.4. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A determinação da condutividade das amostras ocorreu no durante o trabalho de campo, utilizando-se do medidor portátil da marca Hach®, série HQd 40 com sonda Intellical. Inseriu-se a sonda nas amostras coletadas, dentro de jarra em polietileno no volume de 500 mL. O resultado, depois da estabilização do equipamento, foi dado em $\mu\text{S}/\text{cm}^2$.

5.5. TURBIDEZ

A determinação da turbidez das amostras ocorreu no Laboratório Interno do SAAE de Itabirito, utilizando-se do equipamento turbidímetro da marca Hach 2100 Q na faixa de 0 a 1000 NTU.

5.6. ANÁLISE DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

Para as análises de DBO, seguiu-se a metodologia do Manual da Hach. As medições ocorreram desde o dia que as amostras foram incubadas (DBO_0), e depois de 48 em 48 horas até o 19º dia (DBO_{19}). As análises foram realizadas em duplicatas, medindo-se o oxigênio dissolvido ao longo dos dias.

Para o cálculo da DBO considerou-se a Equação 11:

$$DBO = OD_0 - OD_f \quad (11)$$

Onde:

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio [mg/L];

OD_0 – Oxigênio Dissolvido inicial [mg/L] e

OD_f – Oxigênio Dissolvido final [mg/L].

5.7. DETERMINAÇÃO DA LARGURA DOS CURSOS D'ÁGUA

A largura dos cursos d'água analisados foi definida com auxílio de uma trena, sendo que o zero da trena foi posicionando na margem esquerda seguindo em direção a margem direita.

5.8. DETERMINAÇÃO DA ALTURA DA LÂMINA D'ÁGUA

A altura da lâmina d'água nos cursos d'água amostrados foi definida com o auxílio de régua linimétrica, parcialmente imersas no líquido e precisão de leitura de 0,5 cm. As profundidades foram medidas em três verticais da seção transversal traçada, em seguida realizou-se a média aritmética.

5.9. DETERMINAÇÃO DA VELOCIDADE MÉDIA

O cálculo da velocidade nos cursos d'água, foi realizado de acordo com o tempo gasto para um objeto flutuante percorrer uma determinada distância. Esse método foi escolhido pois é simples e eficaz para ser utilizado nos pontos estabelecidos, no qual o rio apresentava condições favoráveis a este método.

O objeto flutuante utilizado foi uma esfera de isopor, e foram realizados 3 lançamentos percorrendo uma distância de 2 metros ao longo do rio, medindo-se os tempos gastos em segundos, para que a esfera percorresse tal distância. Desconsideraram-se aqueles lançamentos que houve alguma intervenção, como por exemplo ação do vento forte e obstáculos ao longo do percurso como pedras.

5.10. DETERMINAÇÃO DA VAZÃO

Determinou-se a vazão em todos os tributários estudados e no ponto 10 do Rio Itabirito. Para o cálculo levou-se em consideração o método indireto, que se baseia na equação de continuidade dos escoamentos líquidos, onde é medida a velocidade média (m/s), a profundidade média (m) e a largura (m) da seção transversal do rio.

A vazão fica definida pela seguinte equação geral:

$$Q = A \times v \quad (12)$$

Onde

Q – vazão [m³/s];

A – área da seção transversal [m²] e

v – velocidade média do escoamento [m/s] .

A área da seção transversal foi obtida a partir da seguinte equação:

$$A = L \times H \quad (13)$$

Onde:

A – área da seção transversal [m²];

L – largura da seção [m] e

H – altura média da lâmina d'água na seção [m].

5.11. DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (K_1)

Os resultados obtidos foram tratados por meio do *software* Microsoft Excel 2013, gerando as curvas de decaimento de DBO exercida *versus* tempo. O coeficiente K_1 foi calculado empregando-se a Equação 4 e utilizando-se do método do ajuste não linear por mínimos quadrados, através da ferramenta Solver do Excel, considerando tempo (dias), DBO observada em cada dia de medição (mg/L) e a DBO calculada (mg/L) (VON SPERLING, 2007).

5.12. DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO (K_2)

O coeficiente K_2 foi determinado por modelos empíricos com base nas características hidráulicas dos cursos d'água, por exemplo, profundidade, velocidade, declividade e vazão. Analisaram-se as equações de O'Connor & Dobbins (1958), Churchill et al. (1962), Owens et al. (1964), Tsivoglou - Wallace (1972) e Melching - Flores (1999), levando-se em consideração a faixa de aplicação.

5.13. CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG 2017

Pode-se dizer que calibrar um modelo é ajustar os parâmetros das equações matemáticas para que este consiga representar de maneira mais satisfatória a realidade física, química e biológica de um corpo d'água. Ou seja, aproximar os resultados da simulação, dentro de uma precisão desejada, dos dados reais do sistema em estudo.

Primeiramente elaborou-se o diagrama unifilar da bacia, posicionando os tributários que fazem parte do estudo e a localização dos pontos que foram realizadas coletas de água. É possível visualizar o diagrama obtido na Figura 5.3.

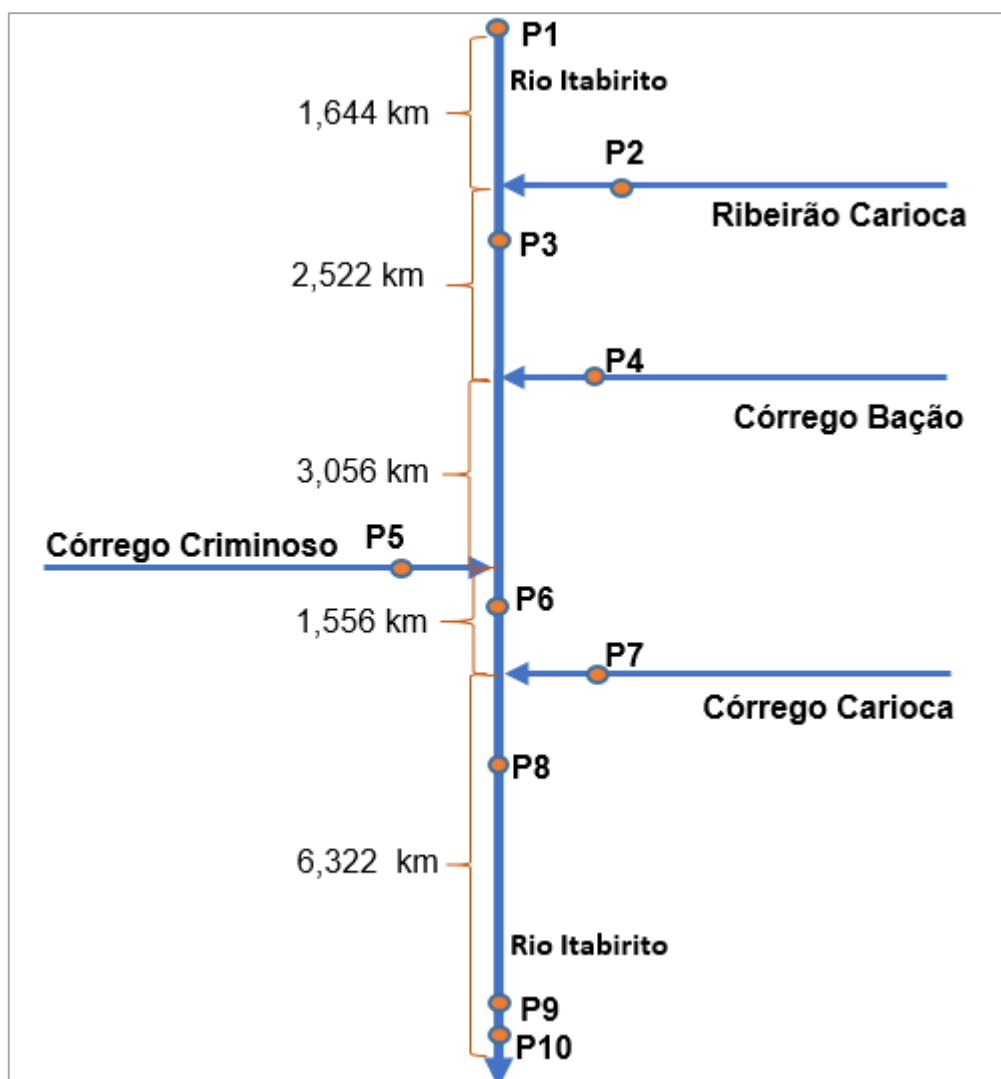


Figura 5.3: Diagrama unifilar simplificado do trecho estudado do Rio Itabirito contendo os tributários.

Fonte: Autora (2019).

Neste trabalho visou-se simular, apenas, os parâmetros OD e DBO ao longo do trecho estudado (15,10 km), correspondendo desde o primeiro ponto (P1) até o último ponto de coleta (P10).

Para toda a modelagem foi utilizado o delta da distância para integração do comprimento de cada segmento igual a 0,5 km. Optou-se por não utilizar uma discretização mais precisa, como sugere Von Sperling (2007), pois esta exigiria maior detalhamento nos dados de entrada para o ajuste do modelo.

A vazão em P1, foi obtida através da proporção da vazão em P10, calculada, pela área de influência da vazão no ponto em questão. Esta área foi adquirida com o auxílio da ferramenta “criar feições através de polígono” do programa QGIS 3.4.1. A Figura 5.4 mostra a área obtida, considerando os divisores de águas.

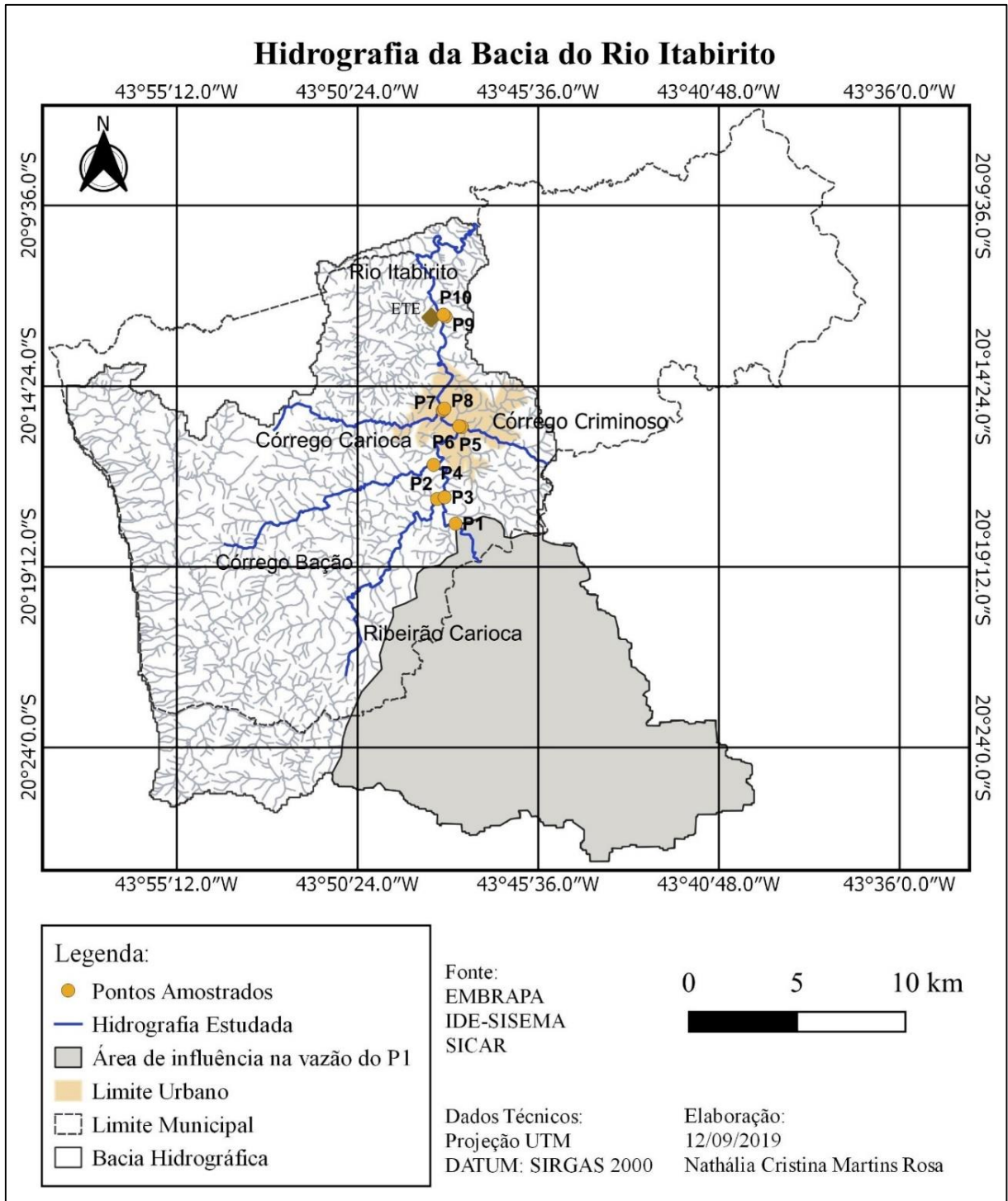


Figura 5.4: Área de influência na vazão do ponto 1.

Fonte: Autora (2019).

Os coeficientes a, b, c e d, foram calculados como sugere o próprio modelo através da aplicação da solução automatizada da fórmula de Manning, sendo a largura do fundo do canal ($b = 15,91$ m), estimada através da média de 5 larguras obtida por

meio da ferramenta “medir distância e área” do Google Earth. Para o coeficiente de rugosidade, utilizaram-se as faixas de valores obtidas por Thomann e Muller (1987) e EPA (1987 apud Von Sperling, 2007), para cursos d’água naturais, levando em consideração as características do rio ($n = 0,0975$).

Para um melhor ajuste do modelo, estimou-se a vazão doméstica de lançamento de esgotos nos cursos d’água da área urbana de Itabirito, por meio da Equação 14 a seguir:

$$\text{Vazão doméstica} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{dia}} \right) = \frac{\text{carga de DBO lançada} \left(\frac{\text{kg}}{\text{d}} \right)}{\text{concentração de DBO} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)} \times 1000 \quad (14)$$

Considerou-se a concentração de DBO mais diluída para o cálculo, dentre as sugeridas por Von Sperling (2007), a dizer, 250 mg/L.

O coeficiente de decomposição (K_d) da matéria orgânica no rio foi baseado nas características hidráulicas do corpo hídrico, vazão e profundidade, considerando a faixa de aplicação para profundidade entre 0,3 e 10 m e vazão entre 0,15 m³/s e 250 m³/s. Logo, K_d foi obtido a partir da Equação 15:

$$K_d = 1,8 \times Q^{-0,49} \quad (15)$$

Onde:

K_d – coeficiente de decomposição da matéria orgânica [d^{-1}] e

Q – vazão [m^3/s].

A Tabela 5.2 mostra os dados de entrada iniciais do modelo.

Tabela 5.2: Dados de entrada do modelo.

Parâmetros de entrada	Valores
Vazão do rio (m ³ /s)	4,91
OD do rio (mg/L)	8,95
DBO ₅ do rio (mg/L)	1,01
Temperatura (°C)	22,00
Distância do trecho (km)	15,10
Altitude acima do nível do mar (m)	883,00
Velocidade - coeficientes da equação $v = a.Q^b$	a = 0,258 b = 0,377
Profundidade - coeficientes da equação $H = c.Q^d$	c = 0,231 d = 0,596
Coeficiente de decomposição DBO (d ⁻¹)	0,51
Delta de distância (km)	0,50

Fonte: Autora (2019).

Para avaliação estatística do ajuste do modelo, os dados observados foram comparados com os dados simulados através do Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe (COE), dado pela equação 16, sendo este um dos principais métodos estatísticos aplicados para avaliação de modelos hidrológicos.

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_m - E_s)^2}{\sum_{i=1}^n (E_m - \bar{E}_m)^2} \quad (16)$$

Onde:

E_m – evento observado;

E_s – evento simulado;

\bar{E}_m – média dos eventos observados e

n – número de eventos.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

Os valores das concentrações obtidos de OD, pH, turbidez, temperatura e condutividade elétrica, podem ser visualizados na Tabela 6.1.

Tabela 6.1: Dados obtidos em cada ponto e classificação dos cursos d'água segundo a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008.

Ponto	Classe	OD (mg/L)	pH	Turbidez (NTU)	Temperatura (°C)	Condutividade Elétrica (µS/cm)
P1	2	8,95	7,81	12,00	22,00	20,40
P2	1	7,74	6,70	17,00	22,80	24,70
P3	2	8,06	6,97	134,00	22,60	78,90
P4	1	7,75	6,73	11,50	22,00	27,50
P5	2	7,01	6,83	18,00	23,30	94,40
P6	2	4,46	7,06	92,40	23,70	174,80
P7	2	6,91	6,85	12,80	24,00	64,40
P8	2	7,07	7,02	50,10	22,70	73,40
P9	2	7,44	6,86	52,20	24,60	63,80
P10	2	7,40	6,99	6,99	24,00	71,40

Fonte: Autora (2019).

No que diz respeito ao parâmetro oxigênio dissolvido, os valores médios obtidos estão de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 e a DN COPAM/CERH-MG 01/2008 para corpos de água doce classes 1 e 2. No entanto é necessário atentar-se para o ponto 6 (Rio Itabirito), que apresenta valor inferior a 5 mg/L, limite estipulado pela resolução para classe 2. Isto se deve, provavelmente, ao acúmulo de matéria orgânica oriunda dos lançamentos ao longo do curso d'água, que sofre intensa pressão por parte da ocupação antrópica às suas margens.

Para o parâmetro pH, de maneira geral, os valores encontram-se dentro dos limites de proteção à vida aquática, entre 6 e 9, e são condizentes com aqueles para classes

1 e 2, segundo a Resolução CONAMA 357/2005 e a DN COPAM/CERH-MG 01/2008. O pH é muito influenciado pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, quanto maior a quantidade disponível o pH tende a diminuir, uma vez que um dos subprodutos do processo respiratório microbiano é o gás carbônico, que será convertido a ácido carbônico na água.

O ponto 3, no que diz respeito ao parâmetro turbidez, é o único que se encontra em desconformidade com a Resolução CONAMA 357/2005 e a DN COPAM/CERH-MG 01/2008. Atribui-se à turbidez, principalmente, a presença de partículas sólidas em suspensão. Soma-se a isso a influência de plânctons, detritos orgânicos e outras substâncias resultantes do processo natural de erosão e escoamento superficial ou da ação antrópica, como lançamento de esgotos e efluentes industriais.

Para o parâmetro condutividade elétrica nota-se que o valor do ponto 6 (174,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$) é bem maior se comparado aos demais pontos, essa condição evidencia modificações na composição da água, pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. Apesar de a Resolução CONAMA 357/2005 e a DN COPAM/CERH-MG 01/2008 não especificarem valores máximos para a condutividade, o alto valor deste ponto comparado aos demais significa anormalidade desta drenagem.

De acordo com estudos de Gasparotto (2011), amostras muito contaminadas por esgotos a condutividade pode variar de 100 a 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Portanto, tendo como limite máximo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para uma água de boa qualidade, pode-se dizer para este ponto que a qualidade da água apresenta-se comprometida.

6.2. AVALIAÇÃO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

A partir dos pontos amostrados analisaram-se as concentrações de OD, afim de se obter a DBO_U . Os resultados podem ser observados na Tabela 6.2.

Tabela 6.2: Medição de OD ao longo de 19 dias.

Ponto	OD ₀ (mg/L)	OD ₁ (mg/L)	OD ₃ (mg/L)	OD ₅ (mg/L)	OD ₇ (mg/L)	OD ₉ (mg/L)
P1	8,95	7,98	7,95	7,94	7,83	7,80
P2	7,74	7,32	7,36	7,36	6,58	7,89
P3	8,06	7,60	7,74	7,28	7,02	6,59
P4	7,75	7,24	7,44	6,76	6,51	6,21
P5	7,01	4,53	1,78	2,63	1,20	2,31
P6	4,46	6,64	5,61	4,33	3,13	1,64
P7	6,91	6,68	4,35	2,11	1,25	1,15
P8	7,07	7,07	5,79	4,06	2,86	1,21
P9	7,44	7,46	2,44	1,86	1,52	1,22
P10	7,40	7,30	5,50	3,01	1,75	0,75
Ponto	OD ₁₁ (mg/L)	OD ₁₃ (mg/L)	OD ₁₅ (mg/L)	OD ₁₇ (mg/L)	OD ₁₉ (mg/L)	
P1	7,81	7,81	7,80	7,80	7,75	
P2	6,25	6,19	5,56	5,29	5,35	
P3	6,31	5,99	5,23	5,19	4,95	
P4	5,76	5,62	5,14	5,09	4,44	
P5	3,08	1,60	1,11	0,98	2,09	
P6	1,06	2,29	1,65	1,48	2,98	
P7	1,23	1,21	1,30	1,25	1,13	
P8	1,25	1,67	1,10	0,77	1,76	
P9	3,12	1,57	1,10	0,98	1,48	
P10	1,54	1,05	0,99	0,86	0,96	

Fonte: Autora (2019).

Com os valores de OD obtidos, foi elaborada a Tabela 6.3, de acordo com a Equação

$$11: DBO = OD_0 - OD_f$$

Tabela 6.3: Valores de DBO calculadas ao longo de 19 dias.

Ponto	DBO ₀ (mg/L)	DBO ₁ (mg/L)	DBO ₃ (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DBO ₇ (mg/L)	DBO ₉ (mg/L)
P1	0,00	0,97	1,00	1,01	1,12	1,15
P2	0,00	0,42	0,38	0,38	1,16	-0,15
P3	0,00	0,46	0,32	0,78	1,04	1,47
P4	0,00	0,51	0,31	0,99	1,24	1,54
P5	0,00	2,48	5,23	4,38	5,81	4,7
P6	0,00	-2,18	-1,15	0,13	1,33	2,82
P7	0,00	0,23	2,56	4,80	5,66	5,76
P8	0,00	0,00	1,28	3,01	4,21	5,86
P9	0,00	-0,02	5,00	5,58	5,92	6,22
P10	0,00	0,10	1,90	4,39	5,65	6,65
Ponto	DBO ₁₁ (mg/L)	DBO ₁₃ (mg/L)	DBO ₁₅ (mg/L)	DBO ₁₇ (mg/L)	DBO ₁₉ (mg/L)	
P1	1,14	1,14	1,15	1,15	1,20	
P2	1,49	1,55	2,18	2,45	2,39	
P3	1,75	2,07	2,83	2,87	3,11	
P4	1,99	2,13	2,61	2,66	3,31	
P5	3,93	5,41	5,90	6,03	4,92	
P6	3,40	2,17	2,81	2,98	1,48	
P7	5,68	5,70	5,61	5,66	5,78	
P8	5,82	5,40	5,97	6,3	5,31	
P9	4,32	5,87	6,34	6,46	5,96	
P10	5,86	6,35	6,41	6,54	6,44	

Fonte: Autora (2019).

As concentrações destacadas em negrito nos pontos 2, 6 e 9, na Tabela 6.3, foram desconsideradas no restante do estudo, uma vez que tais valores não condizem com a realidade.

Tal evento é explicado a partir da análise dos demais valores de DBO para estes pontos, onde as baixas concentrações de matéria orgânica disponível no meio aquático, podem interferir nos limites de detecção do equipamento de leitura, ou ainda, tratar-se-á de matéria orgânica recalcitrante. Esta representa aquela fração que não pode ser imediatamente utilizada como fonte de carbono pelos microrganismos, tendendo a permanecer mais tempo no ambiente.

A partir dos resultados da Tabela 6.3, elaboraram-se os gráficos de DBO ao longo dos dias para todos os pontos (Figuras 6.1 a 6.9).

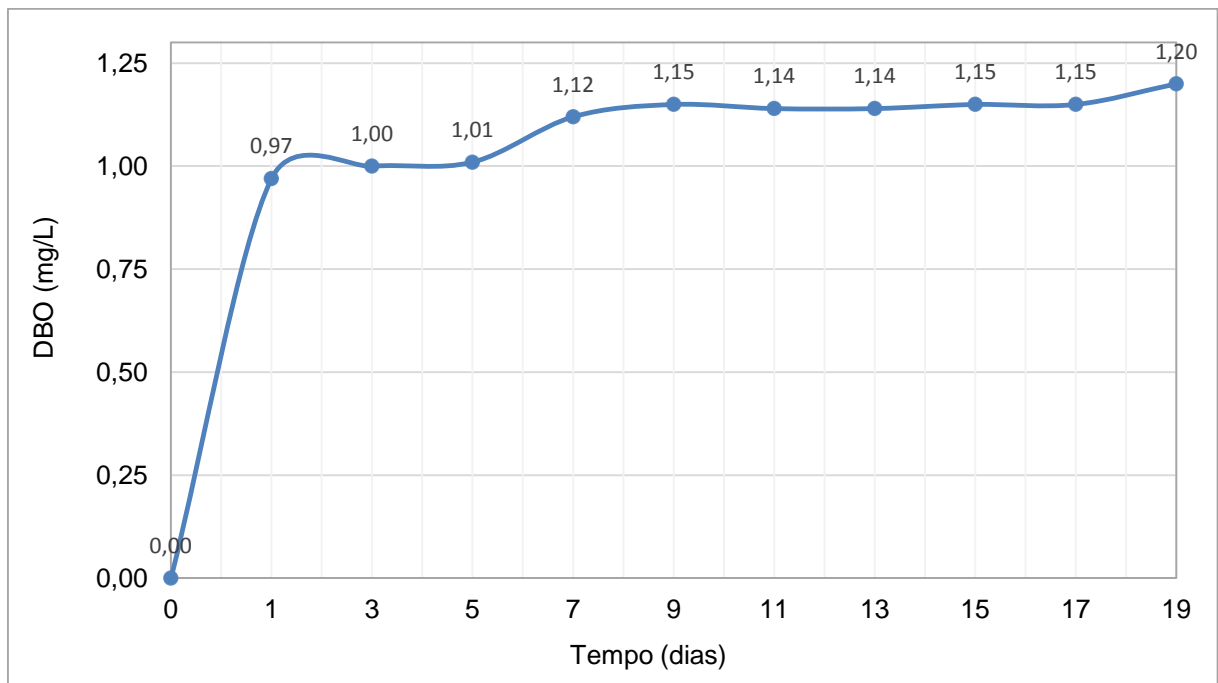


Figura 6.1: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 1.

Fonte: Autora (2019).

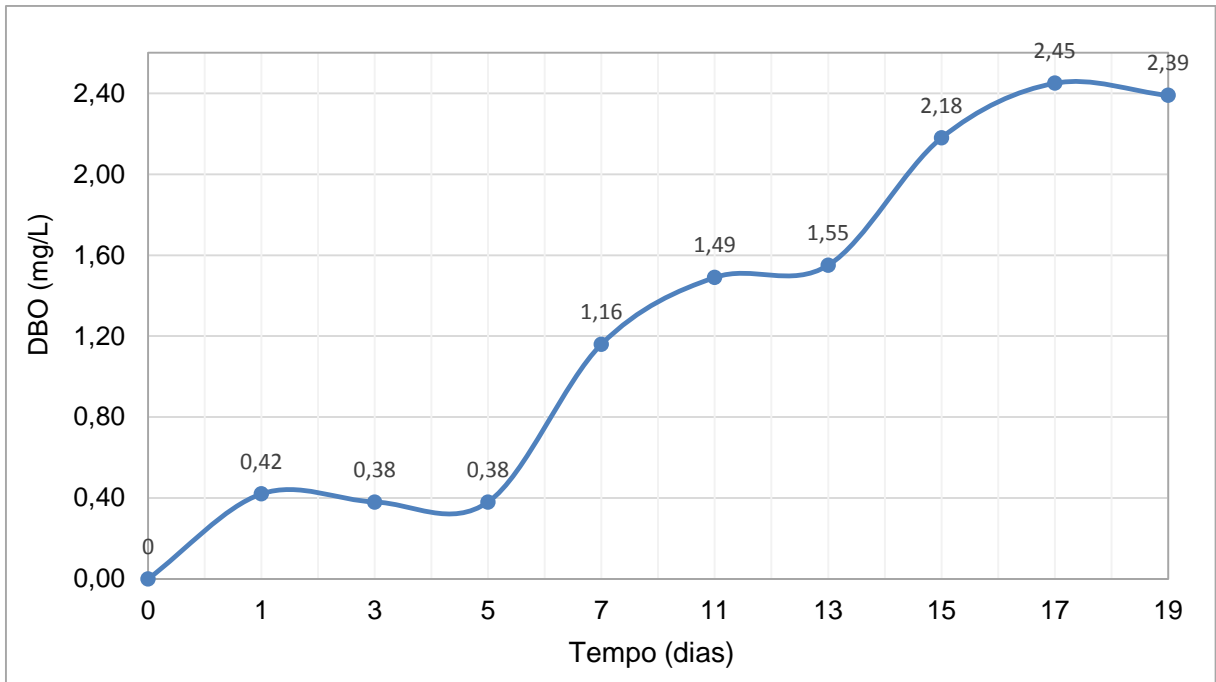


Figura 6.2: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 2.

Fonte: Autora (2019).

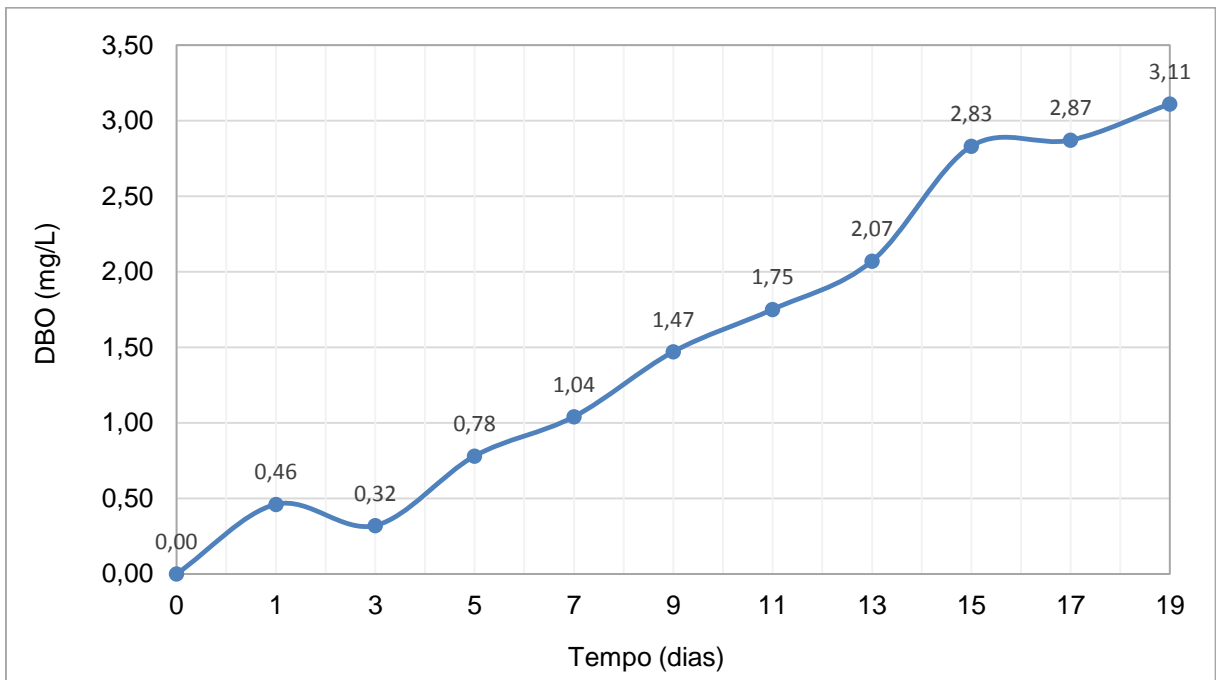


Figura 6.3: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 3.

Fonte: Autora (2019).

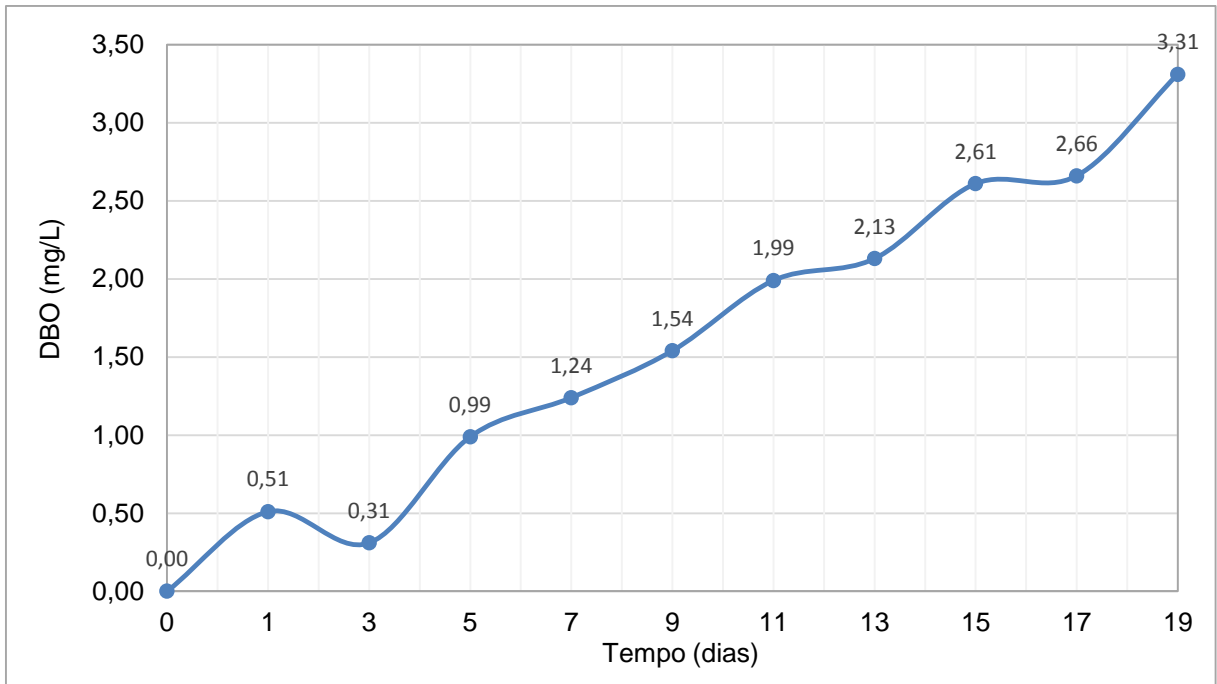


Figura 6.4: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 4.

Fonte: Autora (2019).

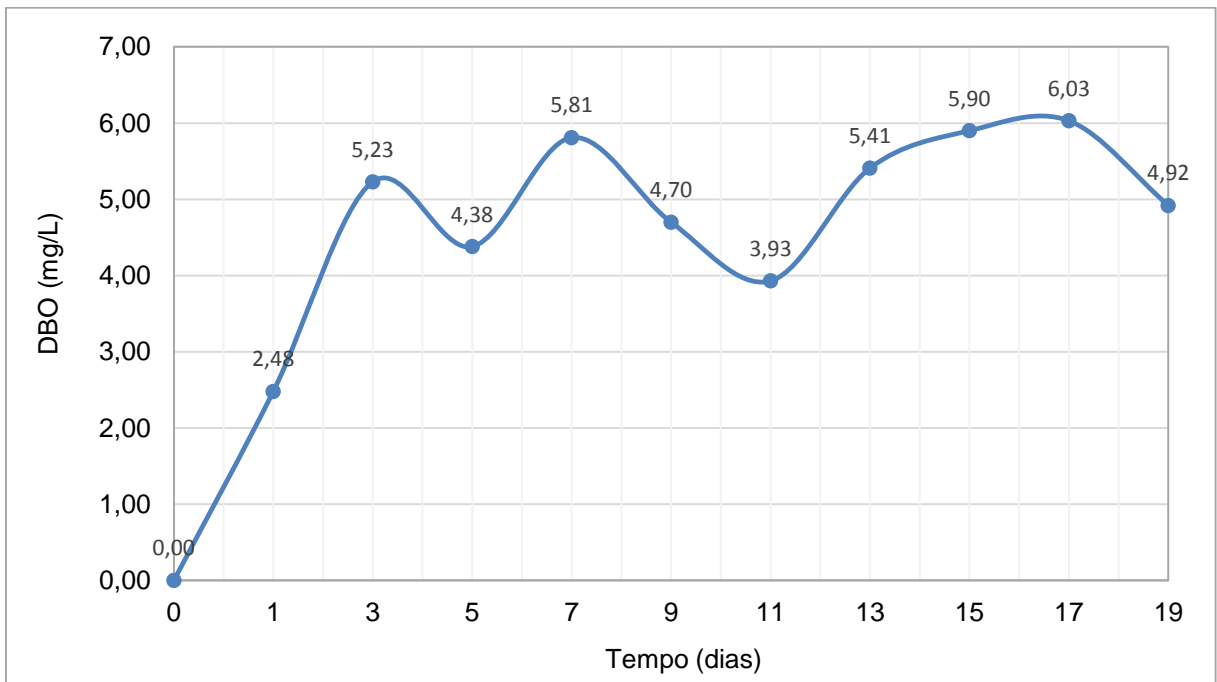


Figura 6.5: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 5.

Fonte: Autora (2019).

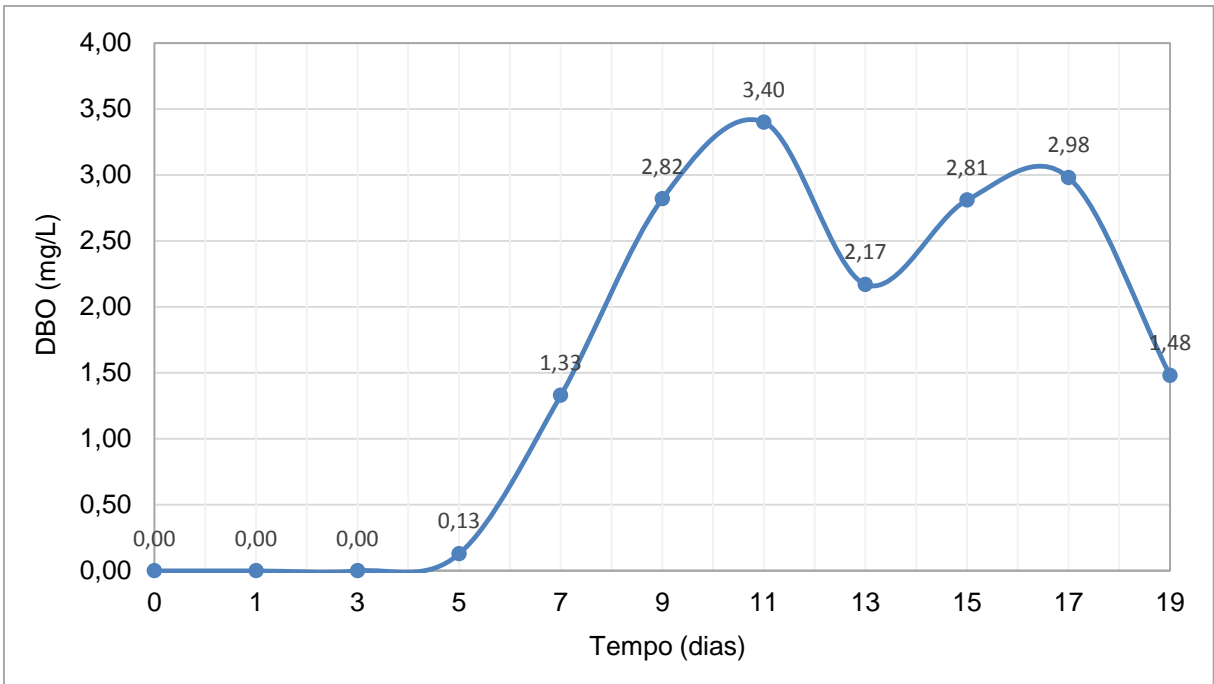


Figura 6.6: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 6.

Fonte: Autora (2019).

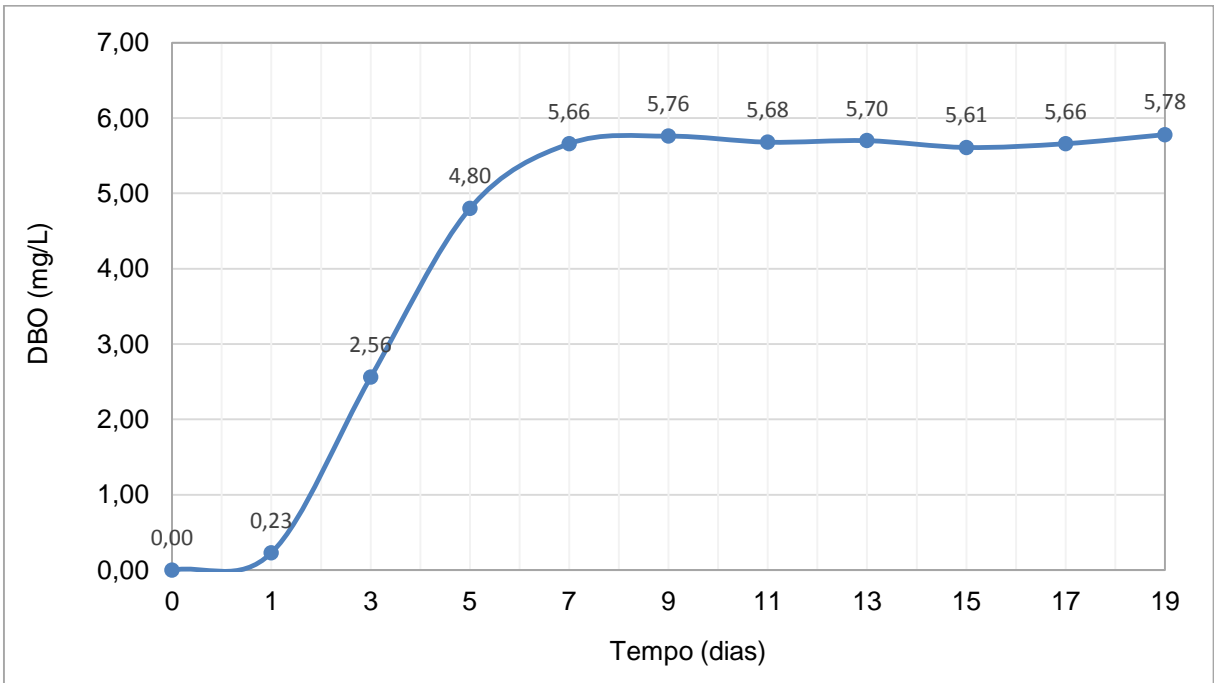


Figura 6.7: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 7.

Fonte: Autora (2019).

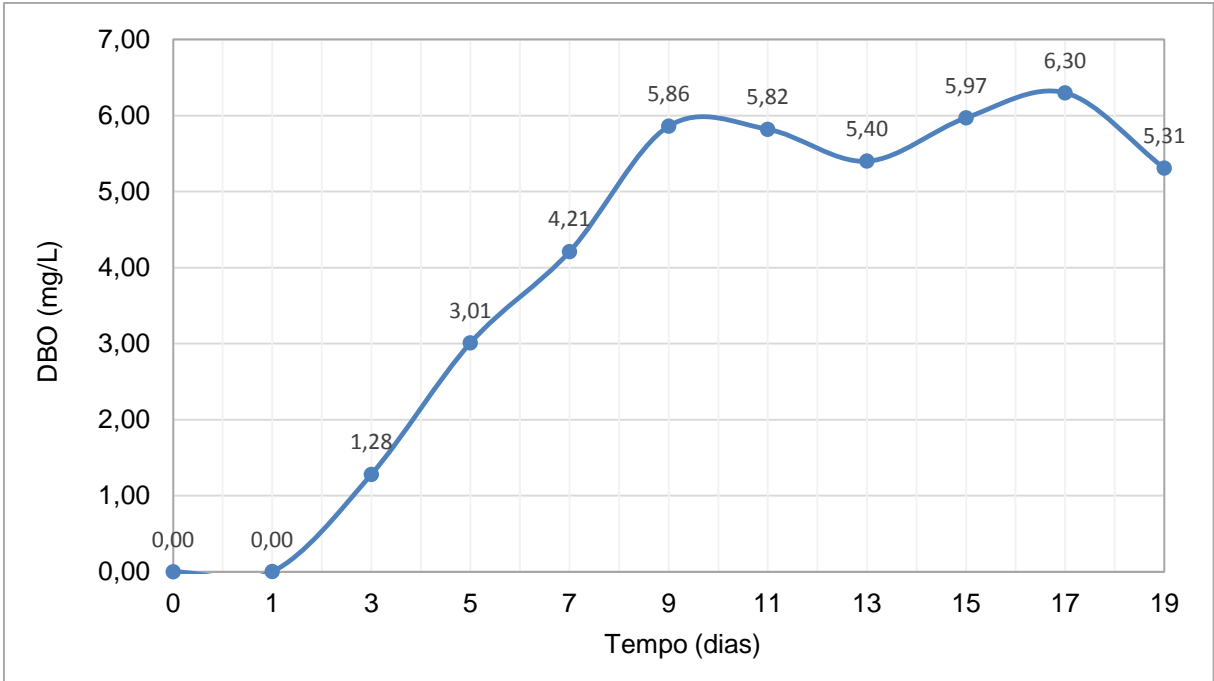


Figura 6.8: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 8.

Fonte: Autora (2019).

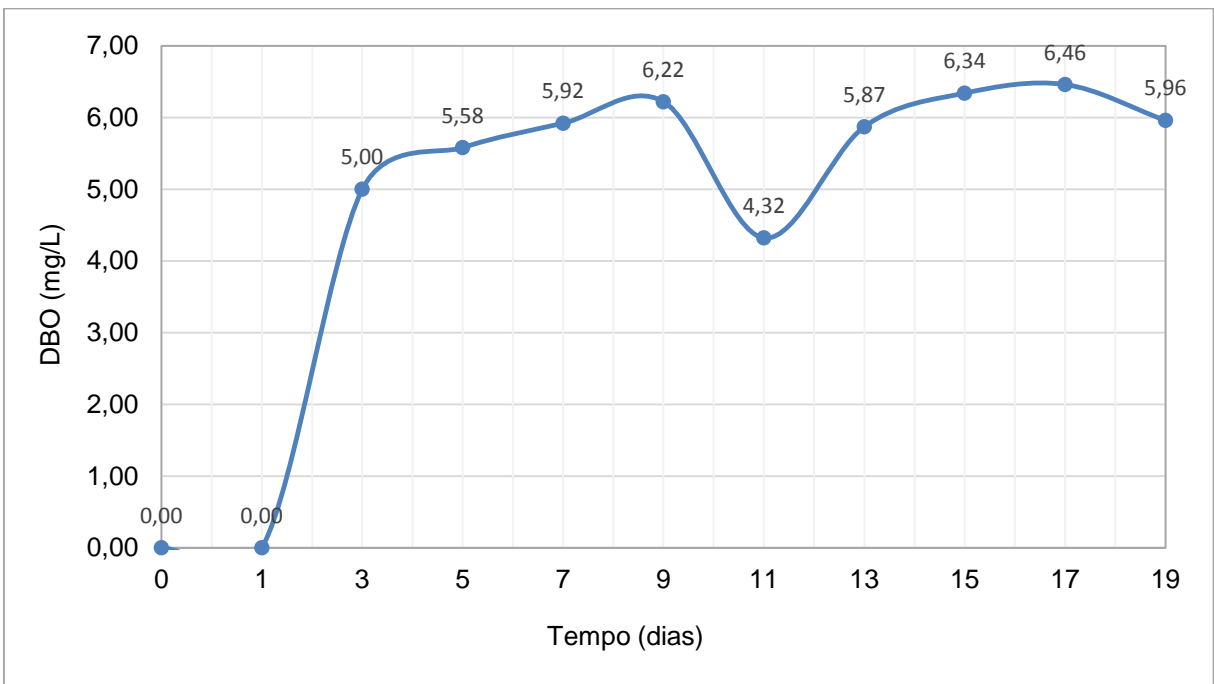


Figura 6.9: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 9.

Fonte: Autora (2019).

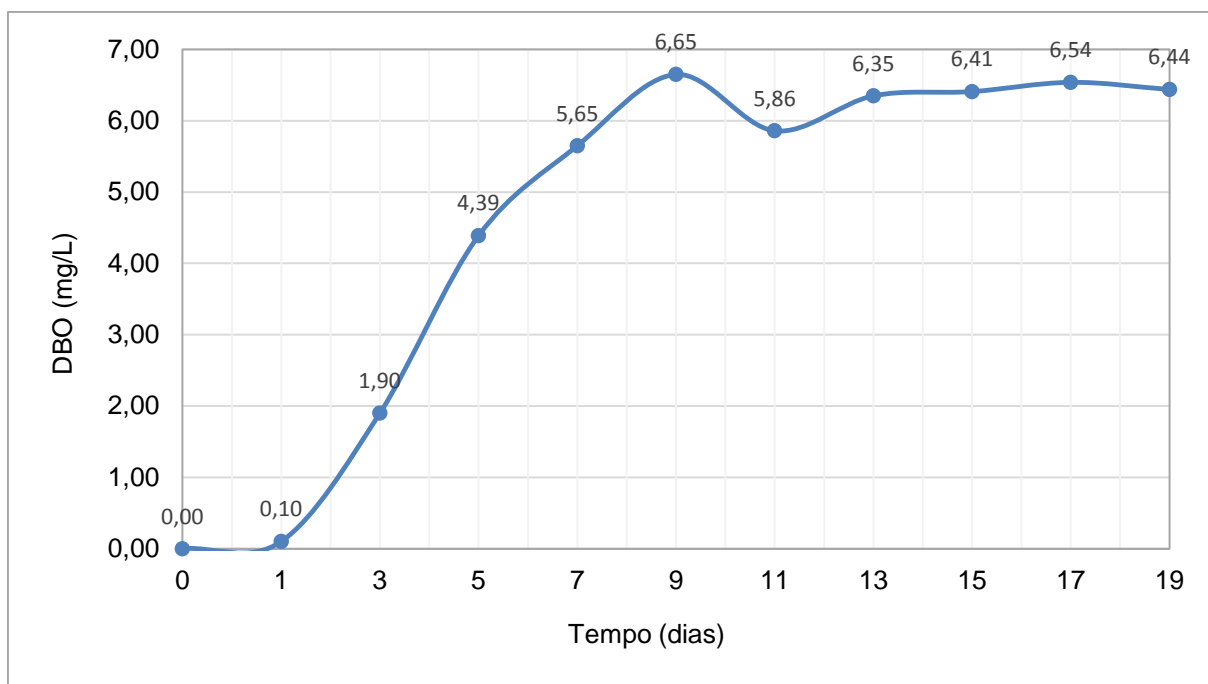


Figura 6.10: Curva de DBO ao longo dos dias no ponto 10.

Fonte: Autora (2019).

As variações bruscas de DBO ao longo dos dias, observadas nos pontos 5, 6, 8 e 9 (Figuras 6.5, 6.6, 6.8 e 6.9, respectivamente), podem ser explicadas pela entrada de ar nos frascos durante as medições, uma vez que interfere diretamente no metabolismo bacteriano, sendo um fator limitante para as análises.

A fim de se obter a visualização da declividade do trecho estudado, elaborou-se o perfil topográfico do Rio Itabirito, onde evidencia-se a declividade acentuada em alguns pontos, como mostra a Figura 6.11.

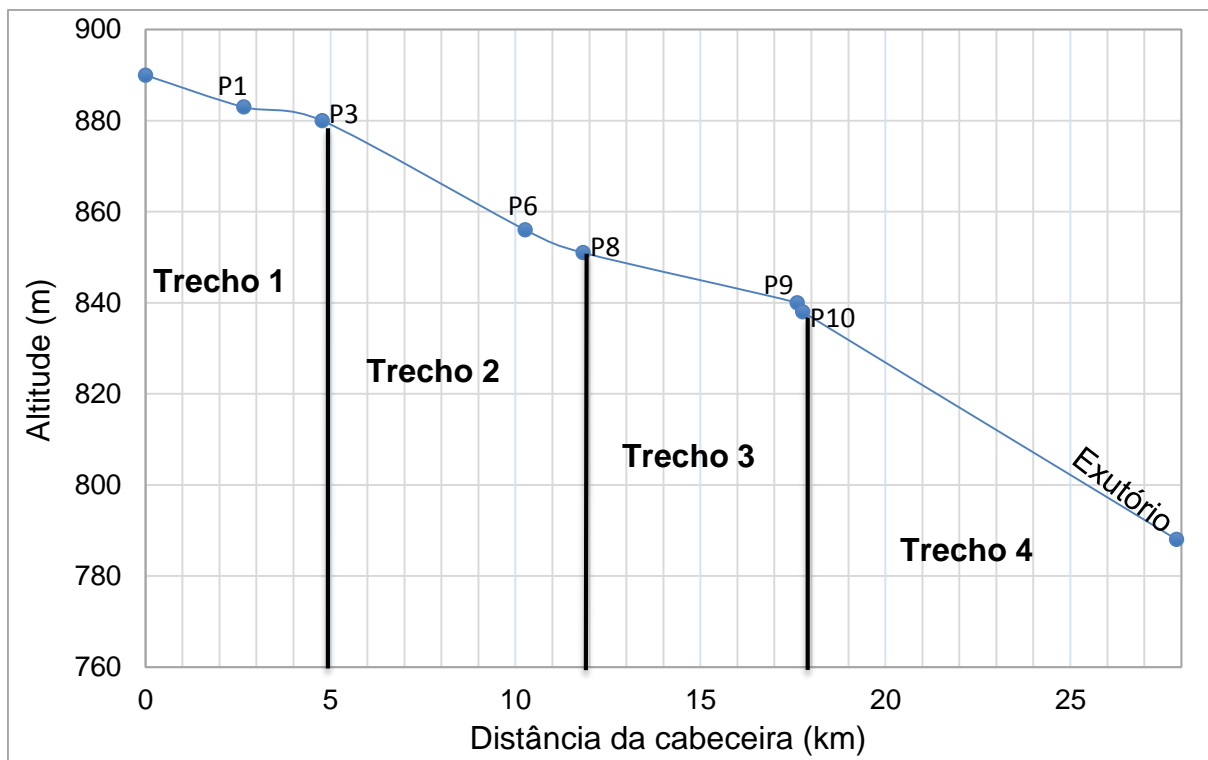


Figura 6.11: Perfil topográfico do Rio Itabirito/MG dividido em 4 trechos de declividade homogênea.

Fonte: Autora (2019).

De acordo com o perfil topográfico apresentado na Figura 6.11, é possível observar que a parte estudada do rio apresenta-se bastante encachoeirado em alguns segmentos. Destaca-se o trecho, compreendido entre os pontos 3 e 8.

Elaborou-se a curva de OD e DBO₅ pela distância, a fim de se obter as variações destas ao longo do percurso estudado do rio. O resultado pode ser observado na Figura 6.12.

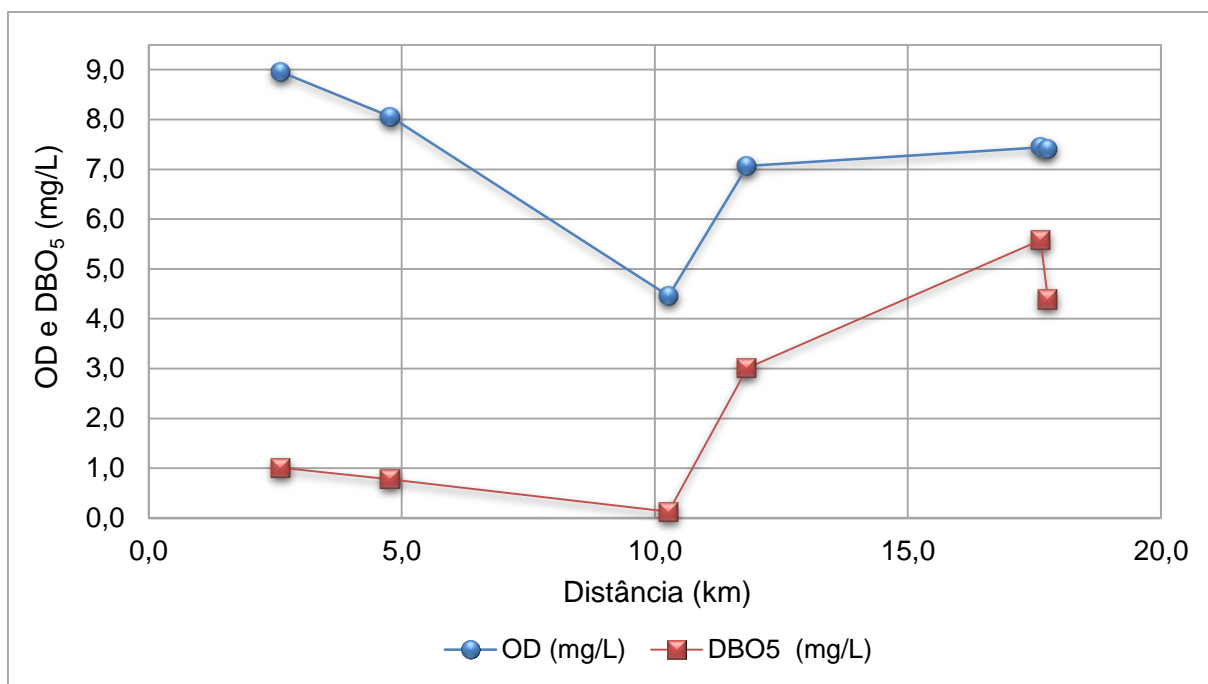


Figura 6.12: Curvas de OD e DBO₅ ao longo do trecho estudado do Rio Itabirito.

Fonte: Autora (2019).

A partir da Figura 6.12, observa-se que o OD diminui dentro da área urbana (P3 a P6), isso demonstra que está ocorrendo consumo, provavelmente devido a oxidação da matéria orgânica oriunda do lançamento de esgotos. E junto a isso, a DBO também decresce quando deveria estar aumentando. Explica-se esse fato devido ao trecho, correspondente a área urbana, apresentar declividade acentuada. Acarretando maior turbulência das massas de água, o que resulta em mais aeração. Este último faz com que a demanda por oxigênio seja reduzida.

6.3. VAZÃO NOS CURSOS D'ÁGUA ANALISADOS

Para o cálculo da área da seção transversal, utilizou-se a Equação 13 ($A = L \times H$). A velocidade foi calculada através da distância dividida pelo tempo médio multiplicada pelo coeficiente de redução na velocidade, que foi de 0,85, uma vez que a velocidade na superfície não reflete a velocidade média do escoamento. Logo a vazão foi obtida através do produto da velocidade média pela área da seção transversal (Equação 12). Os dados encontrados estão expostos na Tabela 6.4.

Tabela 6.4: Dados para cálculo da vazão nos cursos d'água estudados.

Curso d'água	Largura (m)	Altura média da lâmina d'água (m)	Área (m ²)	Velocidade média (m/s)	Vazão (m ³ /s)
Ribeirão Carioca	2,50	1,00	2,50	0,20	0,43
Córrego Bação	4,60	0,80	3,70	0,60	1,89
Córrego Criminoso	4,80	0,30	1,45	0,30	0,37
Córrego Carioca	5,10	0,15	0,76	0,40	0,26
Rio Itabirito (P10)	15,0	2,50	37,50	0,41	13,07

Fonte: Autora (2019).

Não levou-se em consideração o fator precipitação para o cálculo da vazão.

Destaca-se a vazão do Rio Itabirito em relação às demais drenagens, uma vez que a jusante da ETE, têm influência de alguns fatores como:

- Contribuição dos tributários ao longo do rio;
- Contribuição da água subterrânea e
- Contribuição da vazão efluente da ETE.

6.4. COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (K₁)

A partir dos resultados da DBO ao longo dos dias e com a utilização da ferramenta Solver do *software* Microsoft Excel 2013, estimaram-se os valores de K₁ e L₀ para cada ponto de coleta. A Tabela 6.5 resume os resultados encontrados.

Tabela 6.5: Resultados das estimativas para os valores K_1 , L_0 e DBO_5 .

Ponto	K_1 (d^{-1})	L_0 (mg/L)	DBO_5 (mg/L)
P1	0,0137	46,75	1,01
P2	0,0026	49,31	0,38
P3	0,0059	29,29	0,78
P4	0,0169	11,29	0,99
P5	0,7430	5,21	4,38
P6	0,0974	3,23	0,13
P7	0,2512	6,00	4,80
P8	0,1357	6,74	3,01
P9	0,3706	6,06	5,58
P10	0,1806	7,02	4,39

Fonte: Autora (2019).

Os pontos 5, 7 e 9, apresentaram os maiores valores de K_1 , estes implicam maiores taxas de estabilização da matéria orgânica. Junto a isso, observou-se a relação entre maiores concentrações de DBO e os maiores valores de K_1 .

Os pontos 1, 2, 3 e 4 apresentaram a taxa de estabilização mais lenta em relação aos demais. Isso se deve ao fato de estarem localizados a montante do Município de Itabirito, onde há menores ocorrências de lançamentos de efluentes, evidenciados pelas baixas concentrações de carga orgânica.

Comparando os valores da Tabela 6.5 com os disponíveis na literatura, Tabela 3.3, pode-se classificar o trecho do Rio Itabirito, contemplado pelos pontos 1, 3 e 6, como sendo de águas limpas. Em contrapartida, os pontos 8, 9 e 10, podem ser assemelhados à efluentes secundários por apresentarem a DBO relativamente alta. Além das fontes pontuais, oriundas dos despejos domésticos e industriais, foi observada uma contribuição associada à fontes difusas, uma vez que esta área possui menor taxa de urbanização.

Com relação aos pontos de coleta nos tributários (pontos 2, 4, 5 e 7) destaca-se aqueles com maiores valores de K_1 , a dizer pontos 5 (Córrego Criminoso) e 7 (Córrego

Carioca), tais drenagens sofrem com a intensa ocupação antrópica às suas margens e que, ainda, podem ser fontes de contaminação por esgotos domésticos e industriais.

Comparando os resultados de K_1 obtidos por Nunes (2008), Formentini (2010) e Moraes (2018), adquiridos após período chuvoso, com os encontrados neste estudo, observou-se comportamento parecido. Onde também se verifica a relação entre maiores concentrações de DBO_5 e os maiores valores de K_1 .

As planilhas contendo o memorial de cálculo de cada evento encontram-se no APÊNDICE B.

6.5. COEFICIENTE DE REAERAÇÃO (K_2)

A determinação do coeficiente K_2 foi feita por equações empíricas, ele foi calculado levando-se em consideração a faixa de aplicação das equações nos cursos d'água estudados. As equações aplicadas, assim como os valores de K_2 , estão apresentadas na Tabela 6.6 e Tabela 6.7. Os cálculos auxiliares das declividades encontram-se detalhados no APÊNDICE C.

Tabela 6.6: Valores do coeficiente K_2 , segundo as equações de O'Connor & Dobbins (1958) e Owens et al. (1964).

Curso d'água	Altura da lâmina d'água (m)	Velocidade (m/s)	O'Connor & Dobbins (1958)	Owens et al. (1964)
			K_2 (d^{-1})	
Ribeirão Carioca	1,00	0,20	1,758	-
Córrego Bação	0,80	0,60	4,254	-
Córrego Criminoso	0,30	0,30	-	21,942
Córrego Carioca	0,15	0,40	-	95,915
Rio Itabirito	2,50	0,41	0,637	-

Fonte: Autora (2019).

Tabela 6.7: Valores do coeficiente K_2 , segundo as equações de Tsivoglou-Wallace (1972) e Melching-Flores (1999).

Curso d'água	Declividade (m/km)	Declividade (m/m)	Vazão (m ³ /s)	Tsivoglou-Wallace (1972)	Melching-Flores (1999)
				K_2 (d ⁻¹)	
Ribeirão Carioca	28,32	0,0283	0,43	87,213	42,269
Córrego Bação	39,54	0,0395	1,89	365,351	75,830
Córrego Criminoso	38,80	0,0388	0,37	179,249	63,769
Córrego Carioca	77,49	0,0775	0,26	477,361	116,190
Rio Itabirito	28,06	0,0281	13,07	-	39,770

Fonte: Autora (2019).

Analisando-se as Tabelas 6.6 e 6.7, observa-se que os resultados de K_2 obtidos através das equações de O'Connor & Dobbins (1958) e Owens et al. (1964), apresentam-se muito menores quando comparados às equações de Tsivoglou-Wallace (1972) e Melching-Flores (1999). Isto se deve à diferença de parâmetros considerados em cada equação para cálculo.

As equações de previsão de O'Connor & Dobbins (1958) e Owens et al. (1964) consideram apenas a profundidade média e velocidade do rio, este primeiro parâmetro pode apresentar-se muito variável dependendo das características do trecho. Por meio dos resultados obtidos, observa-se que o Córrego Criminoso e o Córrego Carioca apresentaram os maiores coeficientes de reaeração, devido ao fato de serem rios com baixa profundidade e velocidade relativamente alta. Logo, segundo Von Sperling (2007), corpos d'água com tais características possuem maior facilidade de mistura completa, criando maiores turbulências na superfície, ou seja, qualificam maior reaeração da lâmina d'água, e conseqüentemente, apresentam elevados valores para K_2 .

Em contrapartida, as equações de Tsivoglou-Wallace (1972) e Melching-Flores (1999) levam em consideração a declividade e a vazão dos cursos d'água. Observou-se que os menores valores de K_2 foram identificados nos escoamentos com menores declividades, a saber, Rio Itabirito e Ribeirão Carioca, e os maiores valores foram

encontrados no escoamento que apresenta maior declividade, a dizer, o Córrego Carioca.

Quando se compara os resultados obtidos de K_2 , neste trabalho, com aqueles previstos na literatura, Tabela 3.4, percebe-se que tais métodos empíricos utilizados apresentaram valores altos. Com exceção do resultado encontrado a partir da equação de O'Connor & Dobbins (1958) para o Rio Itabirito, este, de acordo com a referida tabela, apresenta-se como rios rápidos.

Formentini (2010), utilizando as equações de previsão de K_2 , encontrou valores abaixo dos obtidos neste trabalho, justifica-se o ocorrido pelo fato do Rio Vacacaí Mirim/RS possuir baixas declividade e velocidade nos trechos avaliados pelo autor.

Nos estudos realizados por Barros et al. (2011) e Silva (2017), através da aplicação das equações de O'Connor & Dobbins (1958) e Owens et al. (1964), os autores encontraram valores elevados para K_2 , assim como neste trabalho.

Tais estudos mostram que a utilização das equações baseadas em características hidráulicas, propostas por diferentes autores, levam a valores muito maiores do que aqueles apresentados por Von Sperling (2007).

6.6. CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG

Os valores dos coeficientes do modelo (K_1 e K_2) utilizados, foram aqueles obtidos neste estudo, a saber, $K_1 = 0,014; 0,006; 0,097; 0,136; 0,371$ e $0,181 \text{ d}^{-1}$, aplicados em seus respectivos trechos. E para K_2 , foi adotado o menor valor, como sugere o próprio modelo, dentre os encontrados pela aplicação das equações empíricas no Rio Itabirito, a dizer O'Connor & Dobbins, com $K_2 = 0,637 \text{ d}^{-1}$.

Os perfis do OD e da DBO_5 resultantes da calibração estão apresentados nas Figuras 6.13 e 6.14, respectivamente.

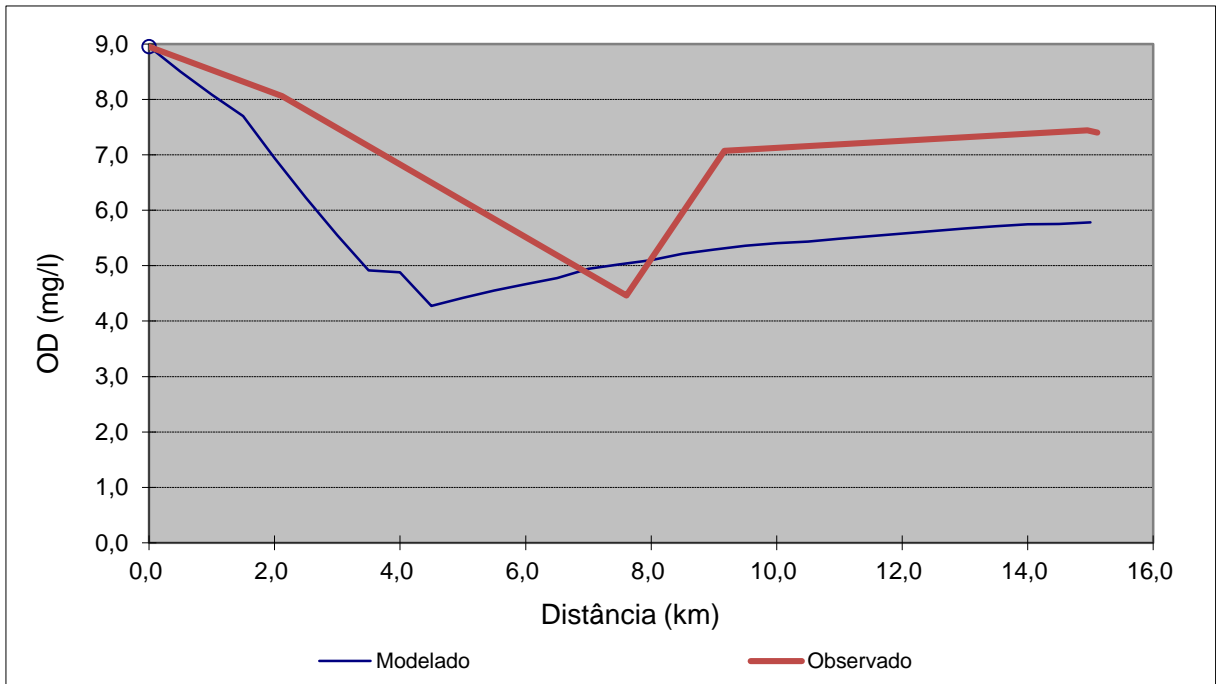


Figura 6.13: Comportamento do OD ao longo do rio.

Fonte: Autora (2019).

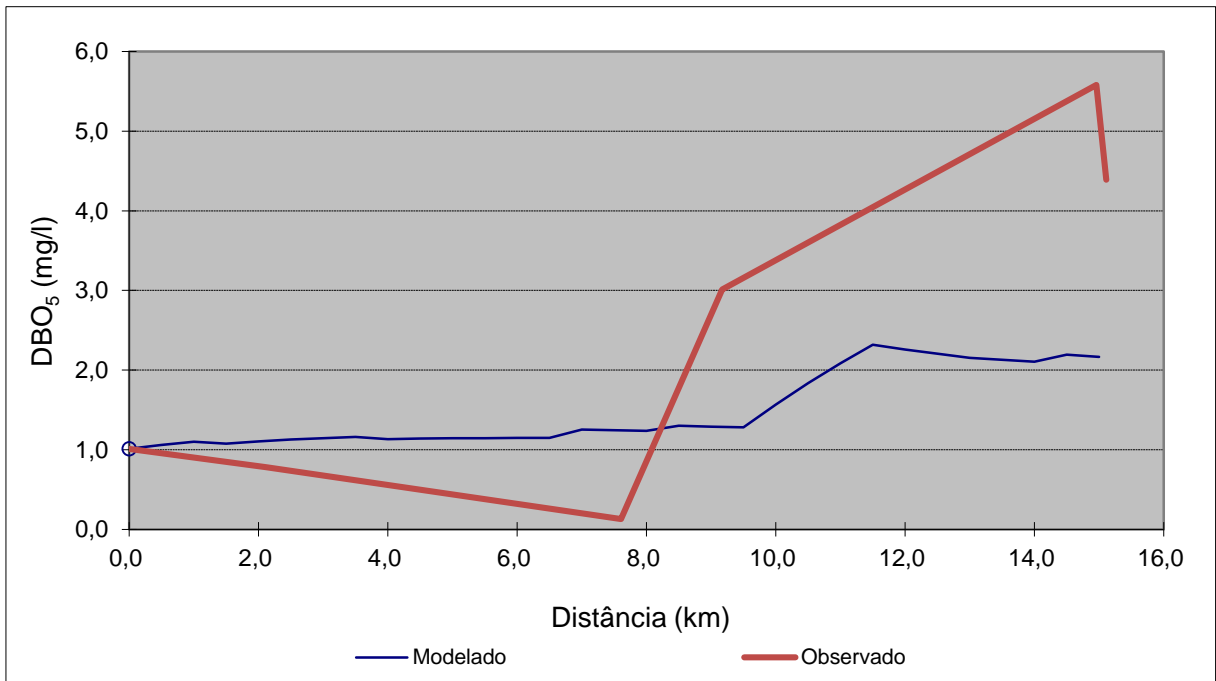


Figura 6.14: Comportamento da DBO₅ ao longo do rio.

Fonte: Autora (2019).

A partir da análise das Figuras 6.13 e 6.14, verifica-se que não foi atingido o ajuste desejado do modelo QUAL-UFMG. Explica-se o ocorrido, devido aos parâmetros utilizados no programa. Observou-se que a vazão e os coeficientes de entrada, são consideravelmente sensíveis. Portanto, quanto maior o nível de conhecimento sobre a bacia a ser modelada, mais precisa será a calibração e melhor será a correlação entre os dados calculados e observados.

Através da aplicação da equação 16, Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe, para os dados observados e simulados, obteve-se o resultado estatístico do ajuste para OD = 0,11 e para a DBO = 0,15. Estes valores evidenciam que o ajuste do modelo não foi adequado aos dados observados.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos dados obtidos neste trabalho, percebe-se que o intenso desenvolvimento econômico na Bacia do Rio Itabirito vem afetando a qualidade das águas desta importante sub-bacia. A autodepuração de seu principal rio é favorecida pela declividade acentuada na área urbana, que auxilia na reaeração do rio, e junto a isso é notório que a cidade de Itabirito apresenta um comportamento progressivo no que diz respeito ao esgotamento sanitário.

A respeito dos valores de K_1 , observa-se que o Rio Itabirito apresenta elevada taxa de oxidação da matéria orgânica, dentro da área urbana e a jusante, devido aos altos valores encontrados (0,1 a 0,74 d^{-1}), estes dados estão relacionados com as características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras.

Comparando-se os resultados de K_2 obtidos neste trabalho, com aqueles referenciados na Tabela 3.4, percebe-se que as estimativas realizadas através dos métodos empíricos apresentados neste estudo, são consideravelmente mais elevados. A referida tabela é largamente utilizada para previsão do coeficiente de reaeração, por isso ressalta-se a importância de uma avaliação criteriosa antes do seu emprego em estudos de modelagem de qualidade da água, sob pena de se obter resultados que não condizem com a realidade. Propõe-se para estudos futuros, a obtenção do coeficiente de reaeração a partir da equação desenvolvida por Streeter e Phelps (1925), onde os dados de entrada são os valores medidos ou obtidos no trecho do curso d'água em análise.

Recomenda-se para trabalhos futuros também a realização de estudo similar para os meses de seca na bacia, o levantamento de mais seções de coleta ao longo do rio e um número maior de campanhas, com a análise de outros parâmetros de qualidade da água.

Com os dados obtidos neste trabalho, somados à obtenção de parâmetros mais próximos à realidade do rio, sugere-se uma nova calibração e a simulação de cenários futuros, visando a detecção de tendências temporais e espaciais para que sirva de subsídio ao gerenciamento da bacia.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais: **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2017. São Paulo.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Situação da Coleta e do tratamento de esgotos no Brasil**. Atlas Esgotos. 2017. Brasília. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br/>>. Acesso em: 02 de maio de 2019.

ASSEMAE - Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. **SAAE de Itabirito inaugura ETE Marzagão**. 2016. Disponível em: <<http://assem-ae.org.br/noticias/item/1658-saae-de-itabirito-inaugura-ete-marzagao>>. Acesso em: 26 de julho de 2019.

ASSEMAE - Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. **Notícia: Itabirito/MG vai deixar de jogar 72 milhões de litros por mês de esgoto no rio em 2019**. 2019. Disponível em: <<https://www.tratamentodeagua.com.br/itabirito-mg-esgoto-rio/>>. Acesso em 26 de julho de 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898: **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, p. 22. 1987.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; ASTONI, D. **Balanco de oxigênio no Rio Turvo Sujo – MG em diferentes épocas do ano**. Revista Engenharia na Agricultura. Viçosa – MG, v.19, n.1, p.72 – 80. 2011.

BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. **Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter e Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose**. Engenharia Civil - REM: Revista da Escola de Minas, Ouro Preto, páginas: 249-255, 2008.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; LOTUFO, J.G. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2002. São Paulo: Prentice Hall.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979,**

8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 29 de junho de 2019.

BRASIL. 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 nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 01 de agosto de 2019.

CBHRV, Comitê de Bacia Hidrográfica Rio das Velhas **Produto 4: Estudo do diagnóstico evolutivo da qualidade da água na Bacia do Rio Itabirito e investigação da qualidade da água na Bacia do Rio Itabirito.** Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas e Subcomitê da Bacia Hidrográfica do Rio Itabirito, 2013 B. Disponível em: <<http://cbhvelhas.org.br/images/subcomites/projetos/itabirito/produto%2004%20projeto%20hidroambient%20itabirito%202013%20myr.pdf>>. Acesso em: 16 de outubro de 2019.

CBHRV, Comitê de Bacia Hidrográfica Rio das Velhas. **Produto 2 – Estudo de caracterização geral da Bacia do Rio Itabirito.** 2013 A. Disponível em: <http://cbhvelhas.org.br/images/subcomites/Itabirito/093_REL_PROD_2_R06_REV1_140315.pdf> Acesso em: 07 de novembro de 2018.

CBHRV, Comitê de Bacia Hidrográfica Rio das Velhas. **Produto 6 - Caderno Técnico: Conhecendo o Rio Itabirito.** Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas e Subcomitê da Bacia Hidrográfica do Rio Itabirito, 2013 C. Disponível em: <http://cbhvelhas.org.br/images/subcomites/Itabirito/093_CADERNO_TECNICO_PRODUTO_06_R03_131122.pdf>. Acesso em: 15 de novembro de 2018.

CBHRV, Comitê de Bacia Hidrográfica Rio das Velhas. **Produto 8 - Plano Municipal de Saneamento Básico Itabirito, MG.** 2014. Disponível em: <<http://www.agbpeixe vivo.org.br/images/2014/cbhvelhas/PMSB/8%20->

[%20Relatorio%20Final%20do%20PMSB%20-%20Documento%20Sintese.pdf>.](#)

Acesso em: 20 de julho de 2019.

CHAPRA, S. C; PELLETIER, G. J.; TAO, H. **A modeling framework for simulating river and stream water quality. QUAL-2K, version 2.11: documentation and users manual.** Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2008.

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

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Nº 357/2005. **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.** Brasília – DF: MMA. 2005. Acesso em: 08 de novembro de 2018.

FISCHER, E. G. **Determinação de contaminação do ribeirão do Feijó através de levantamento de dados e modelo matemático de qualidade da água.** São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 1995. (Dissertação de Mestrado).

FORMENTINI, T. A. **Coeficiente de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do Rio Vacacaí Mirim.** Dissertação de Mestrado (Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS. 2010.

GASPAROTTO, F. A. **Avaliação ecotoxicológica e microbiológica da água das nascentes urbanas no município de Piracicaba- SP.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências. Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. 2011.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Panorama do esgotamento sanitário em Itabirito MG.** 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/itabirito/panorama>>. Acesso em: 25 de julho de 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Panorama da população em Itabirito, MG.** 2019. Disponível em:

<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/itabirito/panorama>>. Acesso em: 25 de julho de 2019.

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão Das Água. **Relatório Anual de Qualidade das Águas da Bacia do Rio das Velhas**. 2017.

ITABIRITO – MG. **Termo de contrato que entre si celebram o município de Itabirito e Construtora Contorno LTDA**. Dispõe sobre a contratação de pessoa jurídica para prestação de serviço continuado de coleta, transporte, destinação final e operação do aterro sanitário dos resíduos sólidos do Município de Itabirito, que entre si celebram o Município de Itabirito e Construtora Contorno LTDA. Prefeitura Municipal de Itabirito, MG. 2017. Disponível em: <<http://www.itabirito.mg.gov.br/wp-content/uploads/2017/03/Contrato-051-2017-Dispensa-003-2017-Processo-046-2017-Lixo.pdf>>. Acesso em: 13 de junho de 2019.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

LARENTIS, D. G. **Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas – RS**. Tese (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/DeliberaNormativaConjuntaCOPAM-CERHno01-2008.pdf>>. Acesso em: 24 de julho de 2019.

MINAS GERAIS. Lei Estadual nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999. **Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências**. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5309>>. Acesso em: 29 de julho de 2019.

MORAES, G. P. **Avaliação da autodepuração e qualidade da água no Rio Maracujá, analisando a influência do distrito de Cachoeira do Campo/MG**.

Trabalho de Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto. 2018.

MOURÃO, P. R. J. **Aplicação do Modelo de autodepuração de Qualidade das Águas QUAL-UFMG**. Dissertação de Mestrado (Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto - MG. 2010.

NUNES, D. G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do Rio Turbo Sujo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Viçosa – MG. 2008.

PINTO, C. C.; CALAZANS, G. M.; OLIVEIRA, S. C. **Assessment of spatial variations in the surface water quality of the Velhas River Basin, Brazil, using multivariate statistical analysis and nonparametric statistics**. Environmental Monitoring and Assessment. Volume: 191, 3ª edição, 2019.

SAAE. Sistema Autônomo de Água e Esgoto de Itabirito. **Informações de Abastecimento**. Disponível em: < <http://www.saaeita.mg.gov.br/>>. Acesso em: 18 de junho de 2019.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. **Análise pluviométrica: uma base para a prevenção de enchentes e para o entendimento da ocorrência das ravinas e voçorocas nas bacias Ribeirão Carioca, Córrego do Bação e Córrego Carioca, afluentes do Rio Itabirito, tributário do alto Rio das Velhas, no Município de Itabirito, Minas Gerais**. Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. Saneamento ambiental: a hora da solução. Rio Grande do Sul, ASSEMAE, 2004.

SILVA, P. K. **Estudo das características hidrodinâmicas do Rio Gualaxo do Norte em dois trechos: um a montante e outro a jusante do rompimento da Barragem de Fundão/MG**. Trabalho de Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto. 2017.

SNIRH. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. **Atlas Esgotos: Despoeira de Bacias Hidrográficas**. 2013. Disponível em: < http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Minas_Gerais/Relatorio_Geral/Itabirito.pdf >. Acesso em: 08 de setembro de 2019.

TONG, S. T. Y; CHEN, W. **Modelling the Relationship Between the Land Use and Surface Water Quality**. Journal of Environmental Management, Cincinnati, United States of America. 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479702905931>>. Acesso em 30 de julho de 2019.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre. Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos (UFRS/ABRH). Porto Alegre, 1998.

VASCONCELOS, F. M; TUNDISI, J. G; TUNDIDI, T. M. **Avaliação da Qualidade de Água - Base Tecnológica para a Gestão Ambiental**. 1ª edição, Belo Horizonte - MG: SMEA, 2009.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios - 2ª edição** - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - 3ª edição** - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

APÊNDICE A

Imagens da localização dos pontos amostrados (P1 a P10), obtidas a partir do Google Earth no dia 24 de outubro de 2019.

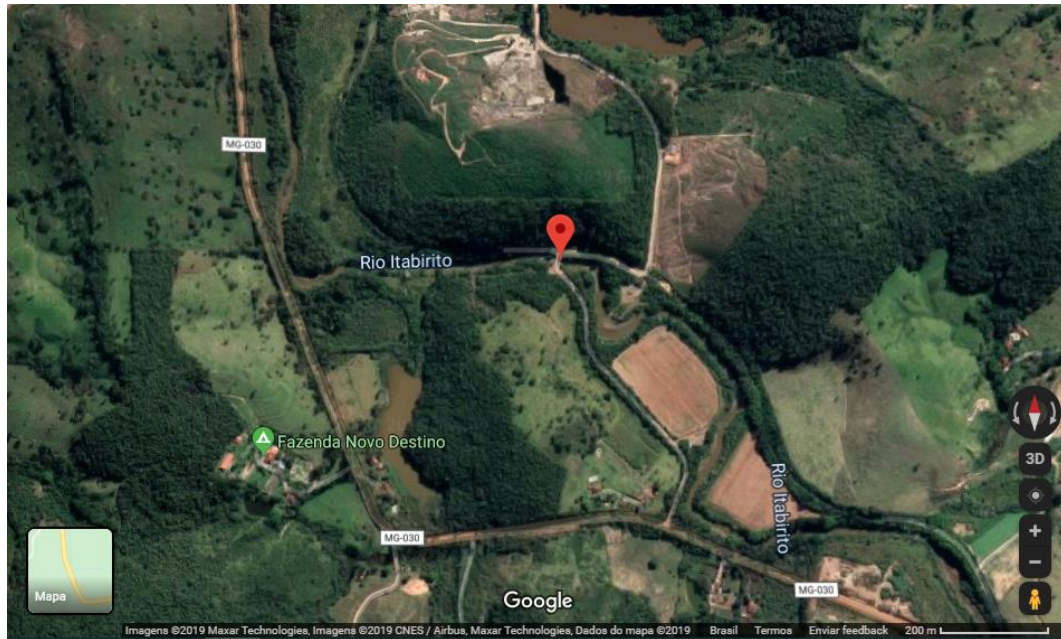


Imagem: Localização do ponto 1 (Rio Itabirito - Ponto Branco).

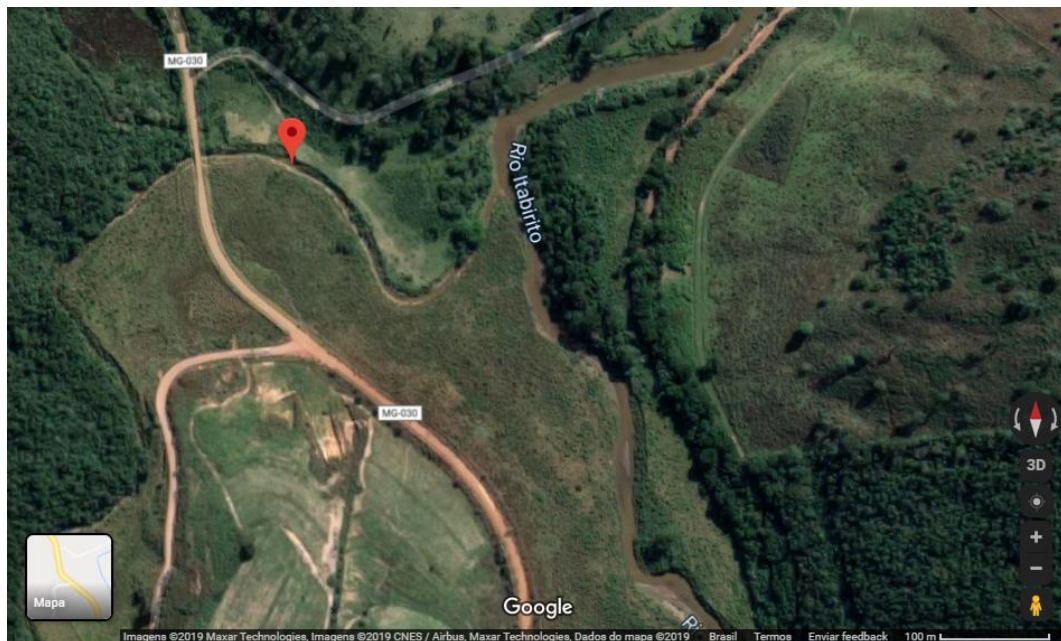


Imagem: Localização do ponto 2 (Ribeirão Carioca).

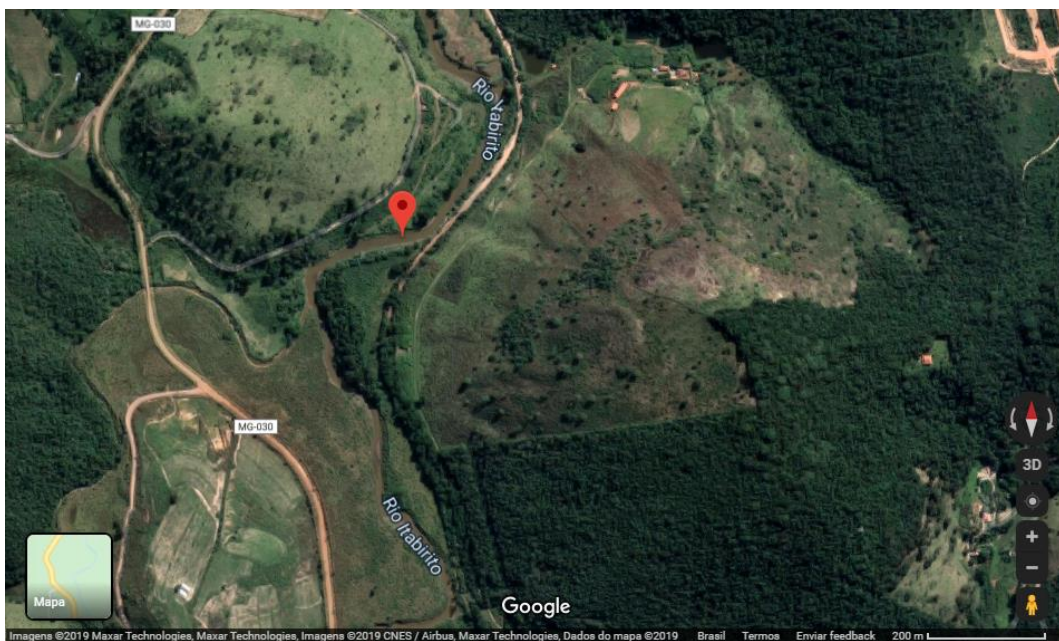


Imagem: Localização do ponto 3 (Rio Itabirito).



Imagem: Localização do ponto 4 (Córrego do Bação).



Imagem: Localização do ponto 5 (Córrego Criminoso).

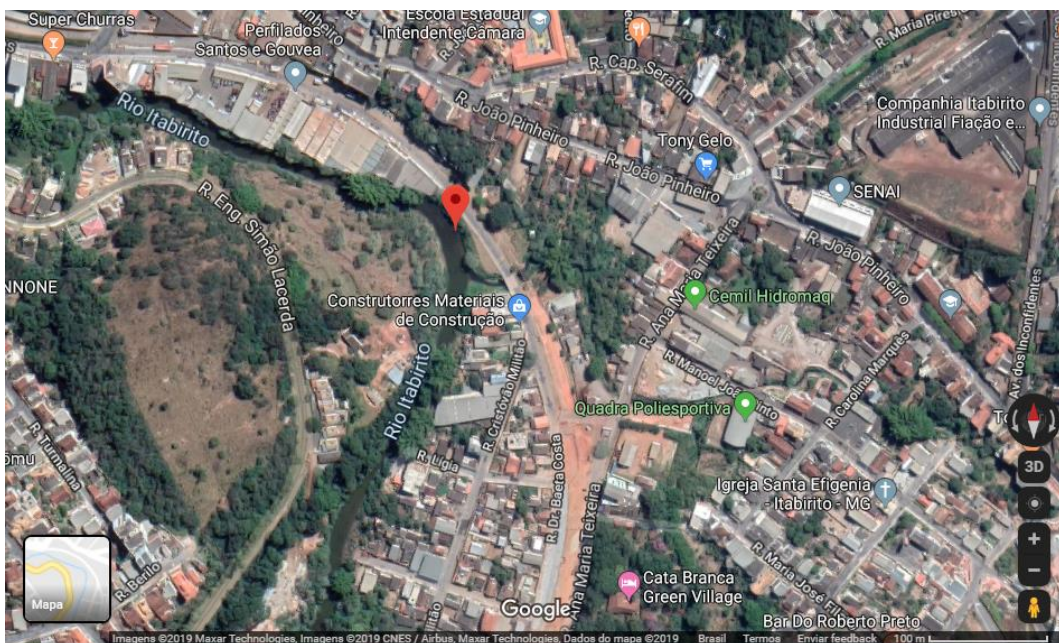


Imagem: Localização do ponto 6 (Rio Itabirito).

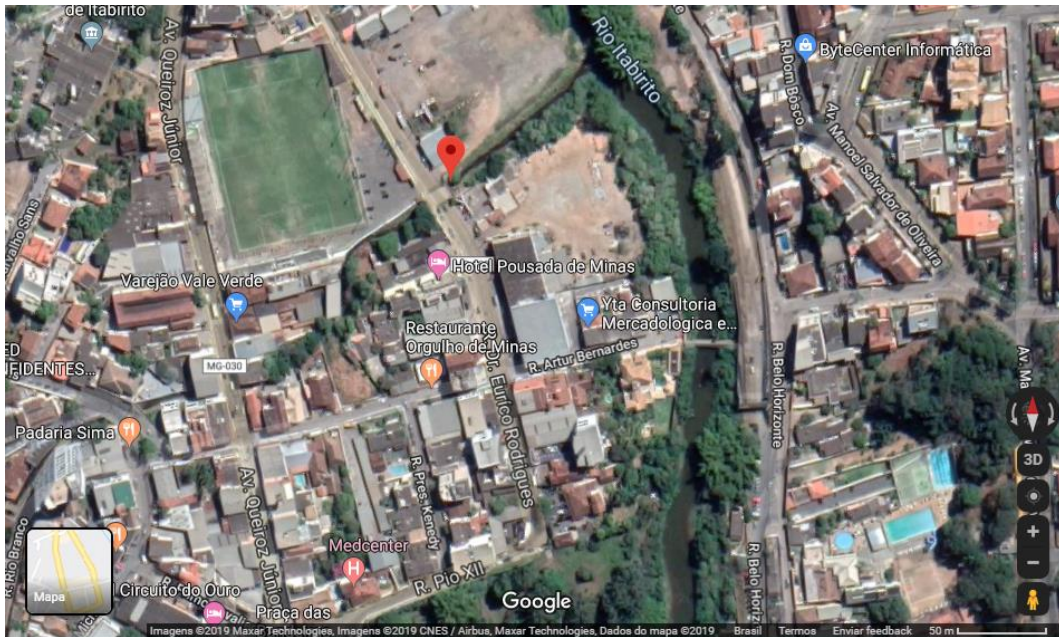


Imagem: Localização do ponto 7 (Córrego Carioca).

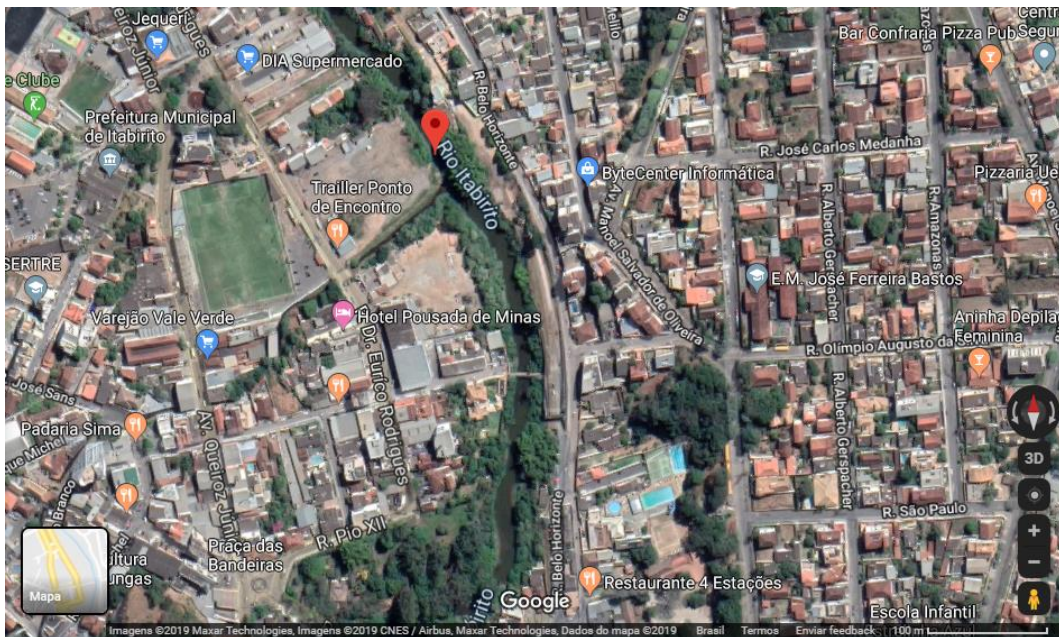


Imagem: Localização do ponto 8 (Rio Itabirito).

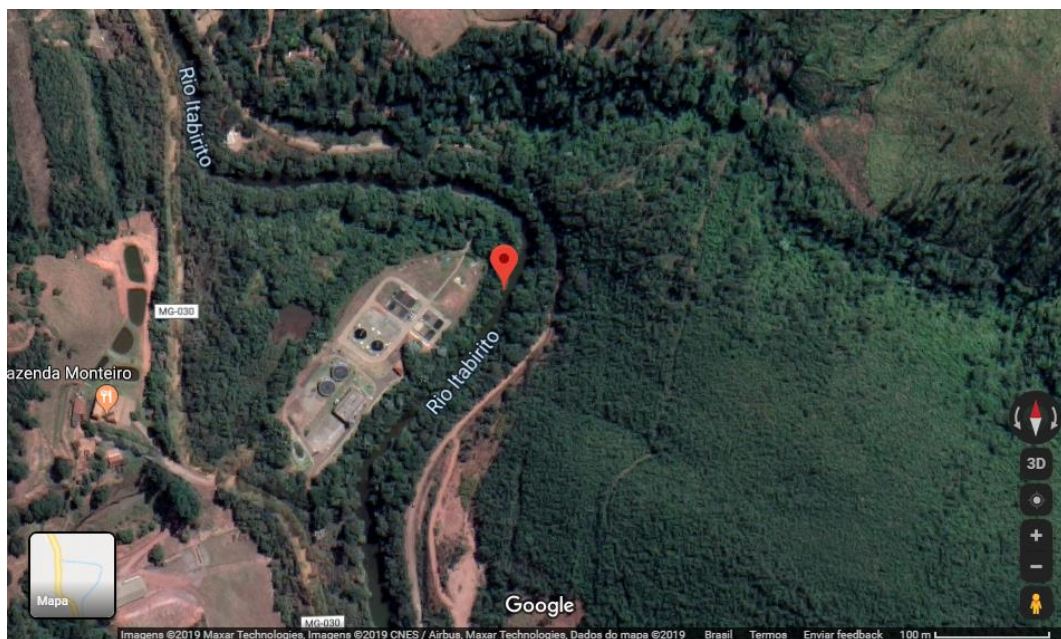


Imagem: Localização do ponto 9 (Rio Itabirito – montante ETE).



Imagem: Localização do ponto 10 (Rio Itabirito – jusante ETE).

APÊNDICE B

Dados experimentais para determinação do coeficiente de desoxigenação (K_1).

Tempo (dias)	Ponto Branco - P1				Ribeirão Carioca - P2			
	$Y_{\text{observado}}$	$Y_{\text{obs.acum}}$	Y_{estimado}	Erro	$Y_{\text{observado}}$	$Y_{\text{obs.acum}}$	Y_{estimado}	Erro
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	0,97	0,97	0,64	0,11	0,42	0,42	0,13	0,09
3	1,00	1,97	1,88	0,01	0,38	0,80	0,38	0,00
5	1,01	2,98	3,09	0,01	0,38	1,18	0,64	0,07
7	1,12	4,10	4,27	0,03	1,16	2,34	0,89	0,07
9	1,15	5,25	5,41	0,03	0,00	2,34	1,14	1,31
11	1,14	6,39	6,53	0,02	1,49	3,83	1,39	0,01
13	1,14	7,53	7,62	0,01	1,55	5,38	1,64	0,01
15	1,15	8,68	8,67	0,00	2,18	7,56	1,89	0,08
17	1,15	9,83	9,70	0,02	2,45	10,01	2,14	0,10
19	1,20	11,03	10,70	0,11	2,39	12,40	2,38	0,00
			Soma	0,34			Soma	1,73
			L_0	46,748			L_0	49,314
			K_1	0,0137			K_1	0,003

Rio Itabirito - P3				Córrego Bação - P4			
$Y_{\text{observado}}$	$Y_{\text{obs.acum}}$	Y_{estimado}	Erro	$Y_{\text{observado}}$	$Y_{\text{obs.acum}}$	Y_{estimado}	Erro
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,46	0,46	0,17	0,08	0,51	0,51	0,19	0,10
0,32	0,78	0,52	0,04	0,31	0,82	0,56	0,06
0,78	1,56	0,86	0,01	0,99	1,81	0,92	0,01
1,04	2,60	1,19	0,02	1,24	3,05	1,26	0,00
1,47	4,07	1,53	0,00	1,54	4,59	1,60	0,00
1,75	5,82	1,85	0,01	1,99	6,58	1,92	0,01
2,07	7,89	2,18	0,01	2,13	8,71	2,23	0,01
2,83	10,72	2,50	0,11	2,61	11,32	2,53	0,01
2,87	13,59	2,82	0,00	2,66	13,98	2,82	0,03
3,11	16,70	3,13	0,00	3,31	17,29	3,11	0,04
		Soma	0,29			Soma	0,26
		L_0	29,287			L_0	11,289
		K_1	0,006			K_1	0,0169

Córrego Criminoso - P5				Rio Itabirito - P6			
Y _{observado}	Y _{obs.acum}	Y _{estimado}	Erro	Y _{observado}	Y _{obs.acum}	Y _{estimado}	Erro
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2,48	2,48	2,73	0,06	0,00	0,00	0,30	0,09
5,23	7,71	4,65	0,34	0,00	0,00	0,82	0,67
4,38	12,09	5,08	0,49	0,13	0,13	1,24	1,24
5,81	17,90	5,18	0,40	1,33	1,46	1,59	0,07
4,70	22,60	5,20	0,25	2,82	4,28	1,88	0,88
3,93	26,53	5,20	1,62	3,40	7,68	2,12	1,64
5,41	31,94	5,21	0,04	2,17	9,85	2,32	0,02
5,90	37,84	5,21	0,48	2,81	12,66	2,48	0,11
6,03	43,87	5,21	0,68	2,98	15,64	2,61	0,14
4,92	48,79	5,21	0,08	1,48	17,12	2,72	1,53
		Soma	4,45			Soma	6,39
		L₀	5,206			L₀	3,226
		K₁	0,743			K₁	0,097

Córrego Carioca - P7				Rio Itabirito - P8			
Y _{observado}	Y _{obs.acum}	Y _{estimado}	Erro	Y _{observado}	Y _{obs.acum}	Y _{estimado}	Erro
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,23	0,23	1,33	1,22	0,00	0,00	0,86	0,73
2,56	2,79	3,18	0,38	1,28	1,28	2,25	0,95
4,80	7,59	4,29	0,26	3,01	4,29	3,32	0,10
5,66	13,25	4,97	0,48	4,21	8,50	4,13	0,01
5,76	19,01	5,38	0,15	5,86	14,36	4,75	1,23
5,68	24,69	5,63	0,00	5,82	20,18	5,23	0,35
5,70	30,39	5,78	0,01	5,40	25,58	5,59	0,03
5,61	36,00	5,87	0,07	5,97	31,55	5,86	0,01
5,66	41,66	5,92	0,07	6,30	37,85	6,07	0,05
5,78	47,44	5,95	0,03	5,31	43,16	6,23	0,85
		Soma	2,65			Soma	4,31
		L₀	6,005			L₀	6,741
		K₁	0,251			K₁	0,136

Rio Itabirito - P9				Rio Itabirito - P10			
Y observado	Y obs.acum	Y estimado	Erro	Y observado	Y obs.acum	Y estimado	Erro
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,00	0,00	1,88	3,52	0,10	0,10	1,16	1,12
5,00	5,00	4,06	0,88	1,90	2,00	2,94	1,07
5,58	10,58	5,11	0,22	4,39	6,39	4,17	0,05
5,92	16,50	5,60	0,10	5,65	12,04	5,03	0,38
6,22	22,72	5,84	0,14	6,65	18,69	5,64	1,03
4,32	27,04	5,95	2,67	5,86	24,55	6,05	0,04
5,87	32,91	6,01	0,02	6,35	30,90	6,35	0,00
6,34	39,25	6,03	0,09	6,41	37,31	6,55	0,02
6,46	45,71	6,04	0,17	6,54	43,85	6,69	0,02
5,96	51,67	6,05	0,01	6,44	50,29	6,79	0,12
Soma			7,82	Soma			3,85
L₀			6,055	L₀			7,017
K₁			0,371	K₁			0,181

APÊNDICE C

Dados auxiliares para cálculo da declividade nos cursos d'água estudados.

Curso d'água	Altitude máxima (m)	Altitude mínima (m)	Comprimento do canal principal (km)	Declividade (m/km)	Declividade (m/m)
Ribeirão Carioca	1260	880	13,42	28,32	0,0283
Córrego Bação	1420	880	13,66	39,54	0,0395
Córrego Criminoso	1040	854	4,79	38,80	0,0388
Córrego Carioca	1560	860	9,03	77,49	0,0775
Rio Itabirito	1560	780	27,8	28,06	0,0281