

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

KESSE TONON

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO OS MODELOS
STREETER-PHELPS E QUAL-UFMG NA BACIA DO RIO LAMBARI - POÇOS
DE CALDAS (MG)**

Poços de Caldas – MG

2014

KESSE TONON

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO OS MODELOS
STREETER-PHELPS E QUAL-UFMG NA BACIA DO RIO LAMBARI - POÇOS
DE CALDAS (MG)**

Dissertação a ser apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental. Linha de Pesquisa: Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Donizetti G. de Souza

Poços de Caldas – MG

2014

Tonon, Kesse.

Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG na bacia do rio Lambari – Poços de Caldas (MG) / Kesse Tonon. – Poços de Caldas, 2014.

167 f. -

Orientador: Antonio Donizetti G. de Souza.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, 2014.

Bibliografia.

1. Autodepuração da Água. 2. Qualidade da Água. 3. Modelo Streeter-Phelps. 4. Modelo QUAL-UFMG. I. Souza, Antonio Donizetti G. de. II. Título.

CDD: 628.1

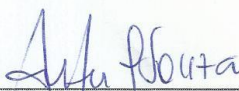
KESSE TONON

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E MODELAGEM DA QUALIDADE
DA ÁGUA NA BACIA DO RIO LAMBARI - POÇOS DE CALDAS (MG)

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Linha de Pesquisa: Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos.

Aprovada em: Poços de Caldas, 31 de Julho de 2014.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Antonio Donizetti G. de Souza – UNIFAL – MG (Orientador)



Prof. Dr. Julio César de Souza Inácio Gonçalves – UFTM – MG



Prof. Dr. Diego de Souza Sardinha – UNIFAL – MG

Aos meus familiares, com amor.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho não é fruto apenas da minha dedicação, pois, para realizá-lo contei com a colaboração e o apoio de diversas pessoas, às quais presto meus agradecimentos:

A Deus que me deu saúde e o dom da sabedoria para concluir este trabalho.

Ao professor Dr. Antônio Donizetti, pelo ajuda e apoio total na elaboração do projeto em questão, por ter se dedicado tanto quanto eu neste trabalho e por estar sempre disposto a me ajudar;

Ao professor Dr. Paulo Henrique B. J. Menezes, pela ajuda na área de Geoprocessamento, no qual foi de grande importância nesta pesquisa;

Aos funcionários do transporte da Universidade Federal de Alfenas- *Campus Poços de Caldas*, especialmente ao motorista Bruno Dias Campos, que nos transportou até os locais de coleta e colaborou para que elas pudessem ser realizadas;

Ao professor Dr. Diego Sardinha, por colaboração no entendimento do tema e ajuda na calibração do modelo em questão;

Ao professor Dr. Julio César de Souza Inácio Gonçalves por ter sanado todas as dúvidas a respeito da dissertação, sempre disposto a ajudar quando necessário;

Aos demais conselheiros do Comitê que ajudaram de forma direta ou indireta para que este trabalho fosse possível;

Aos meus familiares que me deram um voto de confiança e apoio em trilhar este caminho.

Por fim, agradeço a todos que colaborarem indiretamente para a realização e concretização deste trabalho.

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu,
mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre
aquilo que todo mundo vê.”

Arthur Schopenhauer

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar o processo de autodepuração do rio Lambari no trecho que compreende o lançamento pontual do esgoto doméstico proveniente da área urbana de Poços de Caldas (MG). Foram estabelecidos 5 pontos de coleta (P1 a P5) ao longo do trecho estudado, as variáveis analisadas em campo e laboratório foram: pH, temperatura do ar e água, condutividade, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato, coliformes termotolerantes, sólidos totais dissolvidos e suspensos e turbidez. Além da qualidade da água, foram feitas medidas de vazão no ponto P4 durante 1 (um) ano hidrológico. Dois modelos foram utilizados para calibrar as variáveis da qualidade da água, o modelo tradicional de Streeter-Phelps e o modelo QUAL-UFMG. Após a calibração, foi realizada a simulação de dois cenários, o cenário com 60% de eficiência de tratamento do esgoto lançado e o cenário com 90% de eficiência de tratamento do esgoto. Os resultados obtidos mostraram que qualidade da água se deteriorou no mês de agosto/2013, fato relacionado à dificuldade de diluição e autodepuração do rio, devido à baixa pluviometria do mês. Com os valores de vazão foi possível obter a curva - chave $Q = 29,0574.(H-0,26191)^{1,1618}$, sendo que esta pode otimizar trabalhos futuros. A calibração dos dois modelos, de forma geral, teve resultados aceitáveis e plausíveis, os coeficientes mostraram-se com uma boa aderência aos dados de campo. Os resultados das simulações indicaram que a eficiência a 60% do tratamento é razoável para que o rio Lambari se recupere até sua foz, alcançando os padrões da classe 2 estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. Em geral, as ferramentas para simulação dos processos de autodepuração dos corpos hídricos empregadas, o modelo de Streeter-Phelps e QUAL-UFMG, demonstraram ser úteis para tomadas de decisão nos planos de gerenciamento de recursos hídricos.

Palavras-chave: Autodepuração. Qualidade da água. Modelo Streeter-Phelps. Modelo QUAL-UFMG.

ABSTRACT

This study is aimed to evaluate the process of self-depuration of the river Lambari on the stretch that comprises the timely release of the domestic sewage from the urban area of Poços de Caldas (MG). There were 5 sampling points (P1 to P5) established along the section studied, the variables analyzed in the field and laboratory were: pH, air and water temperature, conductivity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, nitrate, phosphate, fecal coliforms, total dissolved and suspended solids and turbidity. Besides water quality, flow measurements were made at point P4 for 1 (one) hydrological year. Two models were used to calibrate the water quality variables, the traditional model of Streeter-Phelps and the QUAL-UFMG model. After calibration, the simulation was performed for two scenarios, the scenario with 60% of efficiency of released wastewater treatment and the scenario with 90% of efficiency of sewage treatment. The results achieved showed that water quality deteriorated in the month of August/2013, fact related to the difficulty of dilution and self-depuration of the river, due to the low rainfall of the month. With the flow values it was possible to obtain the curve - Key $Q = 29,0574.(H-0,26191)^{1,1618}$, so this may optimize future work. The calibration of the two models, in general, had acceptable and plausible results, the coefficients proved themselves with a good grip to the field data. The simulation results indicated that the efficiency to 60% of the treatment is reasonable for the river Lambari to recover up to its mouth, reaching the Class 2 standards established by CONAMA Resolution 357/05. In general, the tools for simulating the processes of self-depuration of the water bodies used, the Streeter-Phelps model and QUAL-UFMG, proved to be useful for decision making in the management plans of water resources.

Keywords: Self-depuration. Water quality modeling. Model Streeter-Phelps. Model QUAL-UFMG.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Zonas de autodepuração de um rio.....	29
Figura 2 -	Trecho do rio dividido em elementos computacionais.....	36
Figura 3 -	Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido.....	44
Figura 4 -	Planilha QUAL-UFMG FórmulasCoefic.....	46
Figura 5 -	Planilha QUAL-UFMG DiagramaUnifilar.....	47
Figura 6 -	Planilha QUAL-UFMG RioPrincipal.....	47
Figura 7 -	Planilha QUAL-UFMG Tributario1.....	48
Figura 8 -	Bacia do rio Lambari, Poços de Caldas- MG.....	51
Figura 9 -	Geomorfologia de Poços de Caldas – MG.....	54
Figura 10 -	Pluviometria média da bacia do Ribeirão de Poços no período de 2002 a 2011.....	60
Figura 11 -	Hidrografia e pontos de amostragem da bacia do Rio Lambari...	61
Figura 12 -	Divisão das áreas pelo método da meia seção.....	67
Figura 13 -	Despejo de esgoto in natura no Rio Lambari.....	71
Figura 14 -	Curva-chave do rio Lambari, sendo Q_{obs} a vazão observada e Q_{calc} a vazão calculada.....	73
Figura 15 -	Valores máximo, mínimo e mediana da temperatura nos meses de abril e agosto de 2013.....	75
Figura 16 -	Valores máximo, mínimo e mediana do pH nos meses de abril e agosto de 2013.....	75
Figura 17 -	Valores máximo, mínimo e mediana de coliformes termotolerantes nos meses de abril e agosto de 2013.....	76
Figura 18 -	Valores máximo, mínimo e mediana da turbidez nos meses de abril e agosto de 2013.....	77
Figura 19 -	Valores máximo, mínimo e mediana do cloreto nos meses de abril e agosto de 2013.....	77
Figura 20 -	Valores máximo, mínimo e mediana do oxigênio dissolvido nos meses de abril e agosto de 2013.....	78
Figura 21 -	Valores máximo, mínimo e mediana da demanda bioquímica de oxigênio nos meses de abril e agosto de 2013.....	78

Figura 22 - Valores máximo, mínimo e mediana da amônia nos meses de abril e agosto de 2013.....	79
Figura 23 - Valores máximo, mínimo e mediana dos sólidos totais dissolvidos nos meses de abril e agosto de 2013.....	79
Figura 24 - Valores máximo, mínimo e mediana do nitrato nos meses de abril e agosto de 2013.....	80
Figura 25 - Valores máximo, mínimo e mediana da condutividade nos meses de abril e agosto de 2013.....	80
Figura 26 - Valores máximo, mínimo e mediana da alcalinidade nos meses de abril e agosto de 2013.....	81
Figura 27 - Valores máximo, mínimo e mediana do fosfato nos meses de abril e agosto de 2013.....	81
Figura 28 - Valores máximo, mínimo e mediana dos sólidos totais suspensos nos meses de abril e agosto de 2013.....	82
Figura 29 - Dendograma de similaridade espacial entre as estações de coleta para os valores medianos de abril.....	86
Figura 30 - Dendograma de similaridade espacial entre as estações de coleta para os valores medianos de agosto.....	86
Figura 31 - Cálculo dos coeficientes “a” e “b”, “c” e “d” das equações da velocidade (U) e profundidade (y), respectivamente.	89
Figura 32 - Diagrama Unifilar simplificado da bacia do rio Lambari.....	90
Figura 33 - Vazão x Distância do rio Lambari obtida após inclusão dos dados.	91
Figura 34 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.	92
Figura 35 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.	93
Figura 36 - Gráfico representativo da calibração do Nitrogênio e suas formas.	97
Figura 37 - Gráfico representativo da calibração do fósforo para o rio Lambari.	98
Figura 38 - Gráfico representativo da calibração dos Coliformes Termotolerantes para o rio Lambari.	99

Figura 39 - Cálculo dos coeficientes “a” e “b”, “c” e “d” das equações da velocidade (U) e profundidade (y) para agosto, respectivamente.	100
Figura 40 - Vazão x Distância do rio Lambari obtida após inclusão dos dados.	101
Figura 41 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.	102
Figura 42 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.	103
Figura 43 - Gráfico representativo da calibração do Nitrogênio e suas formas.	107
Figura 44 - Gráfico representativo da calibração do fósforo para o rio Lambari.	108
Figura 45 - Gráfico representativo da calibração dos Coliformes Termotolerantes para o rio Lambari.	109
Figura 46 - Porcentagem de atendimento ao enquadramento do rio Lambari para o mês de abril (60% e 90% eficiência).	111
Figura 47 - Porcentagem de atendimento ao enquadramento do rio Lambari para o mês de agosto, considerando os dados analisados no laboratório (60 e 90% eficiência).	111
Figura 48 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de abril (modelo de Streeter-Phelps).	113
Figura 49 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de abril (modelo QUAL-UFMG).....	114
Figura 50 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de agosto (modelo de Streeter-Phelps).	114
Figura 51 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de agosto (modelo QUAL-UFMG).....	115
Figura 52 - Distribuição de freqüência acumulada de DBO do rio e do esgoto.	155
Figura 53 - Distribuição de freqüência acumulada de OD do rio e do esgoto.	155
Figura 54 - Distribuição de freqüência acumulada de vazão do rio e do esgoto.	155
Figura 55 - Distribuição de freqüência acumulada de K_1 e K_d	155

Figura 56 - Distribuição de freqüência acumulada de K_2 e OD de saturação.	156
Figura 57 - Distribuição de freqüência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.	156
Figura 58 - Distribuição de freqüência acumulada da velocidade do rio.	156
Figura 59 - Distribuição de freqüência acumulada de DBO do rio e do esgoto.	157
Figura 60 - Distribuição de freqüência acumulada de OD do rio e do esgoto.	157
Figura 61 - Distribuição de freqüência acumulada de vazão do rio e do esgoto.	157
Figura 62 - Distribuição de freqüência acumulada de K_1 e K_d	157
Figura 63 - Distribuição de freqüência acumulada de K_2 e OD de saturação.	158
Figura 64 - Distribuição de freqüência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.	158
Figura 65 - Distribuição de freqüência acumulada da velocidade do rio e Koi.	158
Figura 66 - Distribuição de freqüência acumulada da amônia do rio e do esgoto.	158
Figura 67 - Distribuição de freqüência acumulada de coliformes termotolerantes no rio e esgoto.....	159
Figura 68 - Distribuição de freqüência acumulada de K_{an} e K_{nn}	159
Figura 69 - Distribuição de freqüência acumulada de K_{so} e K_{oa}	159
Figura 70 - Distribuição de freqüência acumulada de K_{spo} e K_b	159
Figura 71 - Distribuição de freqüência acumulada de nitrato do rio e do esgoto.	160
Figura 72 - Distribuição de freqüência acumulada de nitrito do rio e esgoto.	160
Figura 73 - Distribuição de freqüência acumulada de nitrogênio orgânico do rio e esgoto.....	160
Figura 74 - Distribuição de freqüência acumulada de fósforo inorgânico do rio e do esgoto.....	160

Figura 75 - Distribuição de freqüência acumulada de Sinorg e Snamon.	161
Figura 76 - Distribuição de freqüência acumulada de DBO do rio e do esgoto.	162
Figura 77 - Distribuição de freqüência acumulada de OD do rio e do esgoto.	162
Figura 78 - Distribuição de freqüência acumulada de vazão do rio e do esgoto.	162
Figura 79 - Distribuição de freqüência acumulada de K_1 e K_d	162
Figura 80 - Distribuição de freqüência acumulada de K_2 e OD de saturação.	163
Figura 81 - Distribuição de freqüência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.	163
Figura 82 - Distribuição de freqüência acumulada da velocidade do rio.	163
Figura 83 - Distribuição de freqüência acumulada de DBO do rio e do esgoto.	164
Figura 84 - Distribuição de freqüência acumulada de OD do rio e do esgoto.	164
Figura 85 - Distribuição de freqüência acumulada de vazão do rio e do esgoto.	164
Figura 86 - Distribuição de freqüência acumulada de K_1 e K_d	164
Figura 87 - Distribuição de freqüência acumulada de K_2 e OD de saturação.	165
Figura 88 - Distribuição de freqüência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.	165
Figura 89 - Distribuição de freqüência acumulada da amônia do rio e do esgoto.	165
Figura 90 - Distribuição de freqüência acumulada de coliformes termotolerantes do rio e esgoto.	165
Figura 91 - Distribuição de freqüência acumulada de K_{an} e K_{nn}	166
Figura 92 - Distribuição de freqüência acumulada de K_{so} e K_{oa}	166
Figura 93 - Distribuição de freqüência acumulada de K_{spo} e K_b	166
Figura 94 - Distribuição de freqüência acumulada de nitrato do rio e do esgoto.	166

Figura 95 - Distribuição de freqüência acumulada de nitrito do rio e esgoto.	167
Figura 96 - Distribuição de freqüência acumulada de nitrogênio orgânico do rio e esgoto.....	167
Figura 97 - Distribuição de freqüência acumulada de fósforo inorgânico do rio e do esgoto.....	167
Figura 98 - Distribuição de freqüência acumulada de Sinorg e Snamon.	167

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Distribuição dos dados por colunas em planilha.	49
Quadro 2 - Variáveis e respectivos pesos adotados no modelo de IQA da NSF.	65
Quadro 3 - Índice de qualidade ambiental das estações analisadas.	83
Quadro 4 - Limites de IQA estabelecidos pelo IGAM-MG.	83
Quadro 5 - Dados necessários para calcular as equações da velocidade e profundidade.	88
Quadro 6 - Concentrações das formas de nitrogênio.	96
Quadro 7 - Concentrações calculadas por meio da contribuição per capita. ..	96
Quadro 8 - Dados necessários para calcular as equações da velocidade e profundidade.	100
Quadro 9 - Concentrações das formas de nitrogênio.	106
Quadro 10 - Concentrações calculadas por meio da contribuição per capita para o mês de agosto.	106
Quadro 11 - Simulação de cenários do modelo Streeter para abril.	110
Quadro 12 - Simulação de cenários do modelo Streeter para agosto.	110
Quadro 13 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo Streeter-Phelps para abril.	115
Quadro 14 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo QUAL-UFMG para abril.	116
Quadro 15 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo Streeter-Phelps para agosto.	116
Quadro 16 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo QUAL-UFMG para agosto.	117
Quadro 17 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para abril (modelo Streeter-Phelps).	118
Quadro 18 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para agosto (modelo Streeter-Phelps).	119
Quadro 19 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para abril (modelo QUAL-UFMG).	120

Quadro 20 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para agosto (modelo QUAL-UFMG).....	122
---	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d base e, 20°C).	33
Tabela 2 -	Valores típicos de K_S	34
Tabela 3 -	Valores usuais dos coeficientes do modelo de nitrogênio em rios.	40
Tabela 4 -	Valores de K_2 ($d - 1$) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).	45
Tabela 5 -	Descrição das estações de coletas do Rio Lambari – Poços de Caldas (MG).	62
Tabela 6 -	Níveis de qualidade da água para o IQA.	65
Tabela 7 -	Dados de vazão média dos meses de março/2013 até março/2014.	73
Tabela 8 -	Matriz de correlação entre as variáveis medidas. Correlação r de Spearman. Em destaque as correlações não significativas a $p < 0,05$	85
Tabela 9 -	Resultados do teste <i>Kruskal-Wallis</i> (teste H) para variáveis registradas durante o ano de 2013. Em negrito, valores não significativos a $p < 0,01$	87

LISTA DE SÍMBOLOS, ABREVIATURAS E SIGLAS

%	Porcentagem
ALCAL	Alcalinidade
C	Celsius
CBH-GD06	Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos rios Mogi-Guaçu/Pardo
CD	Coefficiente de determinação
CLOR	Cloreto
cm	Centímetro
COLTERM	Coliformes termotolerantes
COMIG	Companhia Mineradora de Minas Gerais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COND	Condutividade
d	Dia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DECS	Delaware Estuary Comprehensive Study Model
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto
DOSAG	Water Development Board
E.coli	Escherichia coli
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
Fosf	Fosfato
H,y	Profundidade do rio
Hab	Habitante
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade da Água
K ₁	Coefficiente de desoxigenação no laboratório (d ⁻¹)
K ₂	Coefficiente de reaeração (d ⁻¹)

K_{an}	Coeficiente de conversão da amônia a nitrito (coeficiente de nitrificação) (d^{-1})
K_b	Coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})
K_d	Coeficiente de desoxigenação no rio (d^{-1})
Kg	Quilograma
Km	Quilômetro
K_{nn}	Coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (coeficiente de nitrificação) (d^{-1})
K_{oa}	Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1})
K_{oi}	Coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d^{-1})
K_s	Coeficiente de remoção de DBO por Sedimentação (d^{-1})
K_{so}	Coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação (d^{-1})
K_{spo}	Coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação(d^{-1})
L/s	Litros por segundo
M	metros
m ³ /s	metros cúbicos por segundo
MG	Minas Gerais
mg CaCO ₃	Miligramas de carboneto de cálcio
mg/L	miligramas por litro
mg/L Pt	miligramas por litro de chumbo
mm	milímetros
n	Coeficiente de rugosidade
N ₂	Nitrogênio
NA	Nível d'água

N_{amon}	Amônia (mg/L)
NH_4	Amônia
Nitr	Nitrato
NMP	Número Mais Provável
N_{nitrat}	Nitrato (mg/L)
N_{nitri}	Nitrito (mg/L)
NO_2	Nitrito
NO_3	Nitrato
N_{org}	Nitrogênio orgânico
N_{org}	Nitrogênio orgânico (mg/L)
NSF	Nacional Sanitation Foundation
N_{tot}	Nitrogênio total (mg/L)
NTU	Unidades Nefelométricas de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
P_{inorg}	Concentração de fósforo inorgânico (mg/L)
P_{org}	Concentração de fósforo orgânico (mg/L)
$Q_{7,10}$	Valor anual da menor média de 7 vazões diárias consecutivas que se pode repetir, em média, uma vez a cada 10 anos - período de retorno de 10 anos
Q_{calc}	Vazão calculada
Q_{osb}	Vazão observada
QUAL2E	The Enhanced Stream Water Quality Models
QUAL2E-UNCAS	Documentation and User Manual for QUAL2E
QUAL-UFMG	Modelo de Qualidade de Águas baseado na QUAL2E
S_{Namon}	Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($gO_2/m^2.d$)
SP	São Paulo
S_{Pinorg}	Coeficiente de liberação do fósforo orgânico pelo sedimento de fundo ($gO_2/m^2.d$)
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STS	Sólidos Totais Suspensos
T	Temperatura

TEMP	Temperatura
TURB	Turbidez
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UPGMA	Unweighted Pair-Group Method Average
USEPA US	Environmental Protection Agency
v	Velocidade
v_s	Velocidade de sedimentação do material particulado
μ	Velocidade

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	24
2	OBJETIVOS	26
2.1	OBJETIVO GERAL.....	26
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1	AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS	27
3.2	MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA	30
3.2.1	Histórico dos Modelos Matemáticos de Qualidade da Água	30
3.2.2	O Modelo de Streeter-Phelps.....	32
3.3	MODELOS QUAL2E E QUAL-UFMG.....	35
3.3.1	Modelo QUAL2E	35
3.3.1.1	Equação do transporte de massa	37
3.3.1.2	Cinética das formas de nitrogênio	38
3.3.1.3	Cinética do fósforo orgânico e inorgânico.....	40
3.3.1.4	Cinética dos coliformes termotolerantes.....	41
3.3.1.5	Cinética do oxigênio dissolvido - OD	42
3.3.2	Modelo QUAL-UFMG	45
4	CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	51
4.1	GEOLOGIA.....	52
4.2	GEOMORFOLOGIA	53
4.2.1	Solos.....	55
4.2.2	Reservas Minerais	56
4.2.3	Rede de Drenagem	57
4.3	COBERTURA VEGETAL.....	57
4.4	Meio Sócio Econômico	58
4.5	Dados Climatológicos.....	58
5	MATERIAIS E MÉTODOS	60
5.1	Avaliação da Qualidade da Água	60
5.1.1	Estações de Coleta e Períodos de Amostragem	60
5.1.2	Variáveis Físicas, Químicas e Bacteriológicas	62
5.1.3	Análises Estatísticas	63
5.1.4	IQA – Índice de Qualidade da Água	64
5.2	Vazão (m ³ /s)	66
5.3	Modelagem Matemática da Qualidade da Água.....	68
5.4	Análise da incerteza	69
5.4.1	Simulação Monte Carlo	69
6	RESULTADOS.....	71

6.1	Estudo da Fonte Poluidora – Esgoto doméstico	71
6.2	Medidas das Vazões	72
6.3	Qualidade da Água.....	74
6.4	Índice de Qualidade da Água	82
6.5	Análises Estatísticas.....	84
6.6	Calibração do Modelo de Streeter-Phelps e QUAL-UFMG para o mês de abril.....	87
6.6.1	Equações da velocidade e profundidade em função da fórmula de Manning.....	88
6.6.2	Entrada de dados.....	89
6.6.3	Calibração do Modelo	90
6.6.3.1	Vazão	91
6.6.3.2	Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	91
6.6.3.3	Nitrogênio Total e suas demais formas	94
6.6.3.4	Fósforo	97
6.6.3.5	Coliformes Termotolerantes	98
6.6.4	Validação do Modelo	99
6.7	Calibração do Modelo QUAL-UFMG para o mês de agosto.....	99
6.7.1	Equações da velocidade e profundidade em função da fórmula de Manning.....	99
6.7.2	Dados de Entrada	100
6.7.2.1	Vazão	101
6.7.2.2	Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	101
6.7.2.3	Nitrogênio Total e suas demais formas	104
6.7.2.4	Fósforo	107
6.7.2.5	Coliformes Termotolerantes	108
6.8	Simulação de cenários	109
6.9	Processo de autodepuração do rio Lambari	112
6.10	Análise da Incerteza	115
6.10.1	Coeficiente de determinação e erro relativo	115
6.10.2	Simulação Monte Carlo	117
7	DISCUSSÃO	125
7.1	Avaliação da Qualidade da Água	125
7.2	Modelagem e Simulações da Qualidade da Água	131
8	CONCLUSÕES	136
9	SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES	138
	REFERÊNCIAS	140
	APÊNDICES.....	149

1 INTRODUÇÃO

A bacia do rio Lambari é formada pela junção das bacias Ribeirão das Antas e Ribeirão de Caldas. Após esta junção, a 4,6 km, ocorre um lançamento *in natura* dos esgotos domésticos da área urbana central do município, correspondendo a aproximadamente 80% da carga total produzida. Além disto, o rio Lambari é um importante afluente do rio Pardo, pois corta grandes e pequenas propriedades rurais, que não captam a sua água devido ao fato de se tratar de um receptor de efluentes domésticos e industriais sem tratamento prévio.

O lançamento pontual de esgoto doméstico sem tratamento causa enorme prejuízo ao ecossistema e risco a saúde de populações a jusante. Esses impactos têm sido considerado um assunto de preocupação mundial, por isso as atividades de monitoramento dos rios tem crescido rapidamente, particularmente sob pressão de organizações nacionais e internacionais, entre elas a Organização Mundial da Saúde (OMS) que dita uma série de padrões para a água potável (RODRIGUEZ, 2001).

Dentro deste contexto, faz-se necessário monitorar os parâmetros de qualidade das águas nos corpos hídricos que são de extrema importância, principalmente nos pontos de monitoramento que fornecem água para a população (BARRETO, 2009).

A qualidade do ambiente aquático pode ser determinada através de medidas quantitativas, como determinações físicas e químicas (na água, no material particulado e nos organismos) e/ou testes bioquímicos/biológicos (medidas de DBO, testes de toxicidade), ou através de medidas qualitativas, tais como índices bióticos, indicadores de qualidade ambiental como IQA (Índice de Qualidade da Água), inventários de espécies, etc. Estas determinações são realizadas no campo e laboratório e produzem vários tipos de informações, fornecendo diferentes interpretações técnicas.

Outra maneira de gerenciar os recursos hídricos ocorre por meio de modelos ambientais, estes objetivam representar a realidade tal como é observada ou medida e, por isso, dificilmente conseguem representar toda a

complexidade das múltiplas interações nos sistemas ambientais, várias delas não mesuráveis ou quantificáveis (VON SPERLING, 2007). Um modelo propicia intervenções em locais onde é importante concentrar esforços no planejamento e na tomada de decisões dentro da bacia, por meio de simulação de cenários (MOURÃO JR., 2010).

Neste contexto, a modelagem da qualidade da água torna-se imprescindível para alguns tipos de estudos que, até o momento são ausentes nas sub-bacias do planalto de Poços de Caldas (MG).

O presente trabalho tem como finalidade o estudo da capacidade de autodepuração do rio Lambari. Este processo está relacionado ao lançamento pontual de carga doméstica sem tratamento, a fim de garantir que os efluentes lançados à montante não comprometam os usos a jusante, principalmente a qualidade da água fornecida à população das cidades vizinhas, como Palmeiral (distrito de Botelhos-MG) e Caconde (SP).

A modelagem do processo de autodepuração do manancial em questão se baseia em uma ferramenta simples conhecida como QUAL-UFMG, criada por Von Sperling (2007). O programa em Excel QUAL-UFMG, desenvolvido em planilhas, tem como objetivo possibilitar a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2E, desenvolvido pela US Environmental Protection Agency (USEPA).

O QUAL-UFMG permite a modelagem dos seguintes constituintes ao longo do rio: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes.

O estudo permitirá também a análise de alternativas de tratamento do efluente doméstico lançado no trecho impactado, onde já há a construção de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em andamento.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o processo de autodepuração do rio Lambari no trecho que compreende o lançamento pontual do esgoto doméstico proveniente da área urbana de Poços de Caldas (MG).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar a qualidade da água no rio Lambari sob influência de lançamento pontual de esgoto doméstico;
- b) Monitorar a vazão no rio Lambari ao longo de 01 (um) ano hidrológico completo em uma seção a jusante do lançamento de esgoto sanitário;
- c) Calibrar os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG no trecho na área de influência do lançamento de esgoto doméstico;
- d) Simular a qualidade da água em função das descargas máximas permissíveis no rio Lambari utilizando o modelo Streeter-Phelps e QUAL-UFMG;
- e) Simular diferentes percentuais de eficiência de tratamento da futura Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em construção no trecho estudado sob a qualidade da água do corpo receptor;
- f) Disponibilizar uma ferramenta que possa auxiliar na avaliação de alocação de cargas futuras.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS

Segundo Von Sperling (1996), o processo de autodepuração é entendido como o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático que é realizado por mecanismos essencialmente naturais, havendo, por sua vez, uma sequência de substituições de uma comunidade estável para que entre em equilíbrio com as condições normais.

A autodepuração, de acordo com Andrade (2010), é decorrente da associação de vários processos de natureza física (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), química e biológica (oxidação e decomposição) (VON SPERLING, 2008).

No processo de autodepuração há um balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio. Os principais fenômenos integrantes no consumo de oxigênio são: a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação, a demanda bentônica. Na produção de oxigênio, encontra-se a reaeração atmosférica e a fotossíntese.

A oxidação é o processo nos quais elétrons são removidos de uma substância, aumentando o seu estado de oxidação, ou seja, é uma forma de transformar poluentes em compostos menos indesejáveis ao meio ambiente.

A nitrificação é o processo pelo qual bactérias autotróficas (Nitrosomonas e Nitrobacter), utilizam o oxigênio dissolvido para transformar formas nitrogenadas de matéria orgânica em nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-).

O consumo de oxigênio por estas reações é denominado demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, por ocorrer numa fase posterior a das reações de oxidação da matéria orgânica carbonácea. Isso ocorre porque as bactérias nitrificantes, autotróficas, possuem uma taxa de crescimento menor que as bactérias heterotróficas (VON SPERLING, 2008).

A matéria orgânica decantada também pode consumir oxigênio dissolvido, e nesse caso, essa demanda é denominada demanda bentônica ou demanda de oxigênio pelo sedimento. Grande parte da conversão dessa

matéria orgânica se dá em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade de penetração do oxigênio na camada de lodo.

Esta forma de conversão, por ser anaeróbia, não implica, portanto, em consumo de oxigênio. Porém, a camada superficial do lodo em contato direto com a água geralmente sofre decomposição aeróbia, resultando no consumo de oxigênio (VON SPERLING, 1996).

Com relação à produção de oxigênio, a reaeração atmosférica pode ser considerada como o principal processo responsável pela introdução de oxigênio no corpo hídrico. Esse processo se dá por meio da transferência de gases, que é um fenômeno físico no qual moléculas de gases são trocadas entre o meio líquido e gasoso pela sua interface. Esse intercâmbio resulta num aumento da concentração do oxigênio na fase líquida, caso esta não esteja saturada com o gás. Esta transferência do meio gasoso para o meio líquido se dá basicamente por meio de dois mecanismos: a difusão molecular e a difusão turbulenta (VON SPERLING, 2008).

O processo de fotossíntese pode representar a maior fonte de OD em lagos e rios de movimento lento. A fotossíntese é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica, sendo característica dos organismos clorofilados, particularmente algas. De acordo com Sperling (2008), os seres autótrofos realizam muito mais síntese do que oxidação, gerando sempre um superávit de oxigênio.

O processo de autodepuração se desenvolve ao longo do tempo, nela se considera a dimensão do curso d'água receptor como predominantemente longitudinal. De acordo com Braga et al. (2002), a autodepuração é definida por estágios de sucessão ecológica que estão associados a zonas fisicamente identificáveis no rio.

As zonas de autodepuração são divididas em: zona de águas limpas, de degradação, decomposição ativa e de recuperação (FIGURA 1).

A zona de águas limpas (zona não poluída) é, geralmente, uma região de águas limpas com elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior.

A zona de degradação (zona séptica) localiza-se a jusante do ponto de lançamento do poluente biodegradável, sendo caracterizada por uma

diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido, sedimentação de parte do material sólido e o aspecto indesejável nessa região, ainda existem peixes que afluem ao local em busca de alimentos, quantidade elevada de bactérias e fungos, mas poucas algas (BRAGA ET AL., 2005).

A zona de decomposição ativa é a zona em torno da qual a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo, podendo inclusive tornar-se igual à zero em alguns casos. Nessa região, a quantidade de bactérias e fungos diminui, havendo também uma redução ou mesmo eliminação da quantidade de organismos aeróbios.

A recuperação é a próxima zona, nesta, ocorre o aumento na concentração de oxigênio dissolvido, o aspecto das águas melhora continuamente, havendo uma redução na quantidade de bactérias e fungos e um aumento na quantidade de peixes e outros organismos aeróbios. Existe uma tendência para a proliferação de algas em consequência da disponibilidade de nutrientes, resultantes da decomposição da matéria orgânica (MENDES, 2010).

Por fim, sucede-se a zona de águas limpas na qual o rio volta a apresentar condições satisfatórias com relação às concentrações de oxigênio dissolvido, DBO e presença de organismos aeróbios. Todavia, isso não significa necessariamente que a água esteja livre de organismos patogênicos.

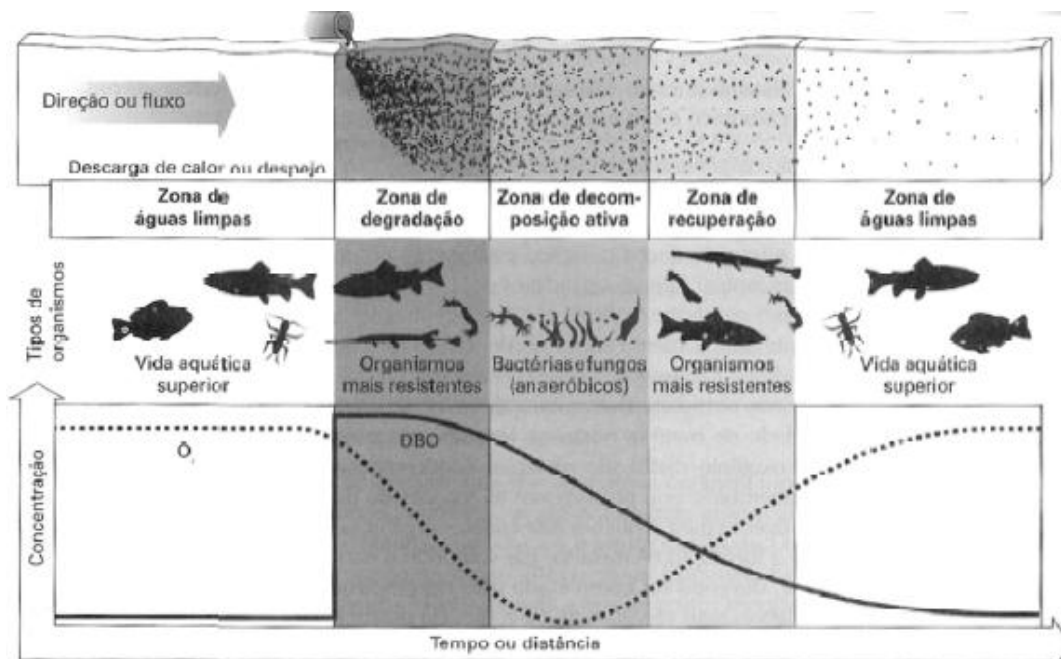


Figura 1 - Zonas de autodepuração de um rio.
Fonte: BRAGA et al. (2005).

Dentro deste contexto, é importante ressaltar a capacidade suporte de rios e córregos que, de acordo com o artigo 2º da Resolução CONAMA nº357/05 e segundo a Resolução CONAMA nº430/11, é o valor máximo de determinado poluente que o corpo hídrico pode receber, sem comprometer a qualidade da água e seus usos determinados pela classe de enquadramento. Por esta finalidade é imprescindível estudar mais a fundo os corpos hídricos, a fim de verificar o cumprimento de normativos legais, caracterizá-los física, química e biologicamente para garantir a sobrevivência de organismos aquáticos, além de dar subsídios a estudos de modelagem da qualidade da água.

3.2 MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA

3.2.1 Histórico dos Modelos Matemáticos de Qualidade da Água

Historicamente, no que se diz respeito a modelos de qualidade de água, o primeiro surgiu em 1925, proposto por Streeter e Phelps. Esta primeira formulação foi desenvolvida a partir de intensos estudos das fontes de poluição e seus impactos no rio Ohio (EUA), descreve o aumento, seguido de decréscimo do oxigênio dissolvido a jusante de uma fonte de material orgânico (STREETER e PHELPS, 1925).

Em 1963, o modelo Delaware Estuary Comprehensive Study Model (DECS) baseou-se em expressões numéricas e no uso de computadores para modelar a qualidade da água. Ele permitiu a entrada de múltiplas cargas de poluentes em diferentes pontos do corpo hídrico, além de possibilitar a variação da seção transversal do corpo d'água e dos coeficientes de biodegradação e reoxigenação ao longo do segmento simulado.

O DOSAG (Texas Water Development Board) desenvolvido em 1970 forneceu maior flexibilidade na variação dos coeficientes de desoxigenação. Após o DOSAG, surgiu o modelo QUAL I (River and Stream Water Model) que

acrescentou a variável temperatura, corrigindo os valores dos coeficientes internamente durante a simulação, além de incluir a demanda bioquímica de oxigênio nitrogenada.

Em 1973, o QUAL II substituiu o modelo QUAL I, com algumas modificações como simular as distribuições espaciais e temporais de parâmetros (DBO, OD, etc).

O aperfeiçoamento apareceu em 1987 com o QUAL 2E, representando com maior precisão os ciclos de oxigênio, nitrogênio e fósforo na água. Em 2000, foi desenvolvido o QUAL 2K pela Environmental Protection Agency (USEPA) com o propósito de avaliar a capacidade de autodepuração dos rios dos Estados Unidos (CHAPRA, 2007).

De acordo com Silvino (2008), o modelo QUAL2K permitiu simular alguns cenários, onde foi possível concluir que somente com forte intervenção em saneamento seria admissível elevar a qualidade da água com relação a *E.coli* no estudo realizado na bacia do rio Coxipó, localizada em Cuibá- MT.

Já Costa (2010), utilizou o modelo QUAL para determinar as zonas de autodepuração e verificar o atendimento aos padrões de qualidade de águas estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Seus resultados permitiram identificar os impactos causados no ribeirão estudado.

Atualmente existem diversos sistemas computacionais de modelos de qualidade da água utilizados e disponíveis, devido à grande credibilidade no meio técnico-científico, um dos mais utilizados é o QUAL2K, porém neste trabalho será utilizado o modelo QUAL-UFMG desenvolvido por Von Sperling (2007), baseado no QUAL2E (anterior ao QUAL2K).

O QUAL-UFMG é um modelo unidimensional, adequado para rios com vazões relativamente baixas e escoamentos em regime permanente, pois essas condições não favorecem o fenômeno de dispersão longitudinal (COSTA; TEIXEIRA, 2010).

O modelo (QUAL-UFMG) já foi usado nas simulações de cenários para os cursos d'água componentes do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (VON SPERLING, 2007).

Perin (2013) utilizou o QUAL-UFMG para simular oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio no rio km 119. Na calibração, o autor verificou

que a qualidade da água apresentava boas condições, obtendo resultados satisfatórios no que diz respeito a calibração, podendo também simular diferentes cenários, como por exemplo, um com 90% de eficiência.

3.2.2 O Modelo de Streeter-Phelps

Uma das primeiras formulações matemáticas utilizadas para o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido, após o lançamento de matéria orgânica no corpo hídrico, foi proposta por Streeter e Phelps (1925). Tal formulação passou a ser conhecida como o Modelo de Streeter - Phelps.

De acordo com este modelo, a simulação de oxigênio dissolvido (OD) é feita por meio do princípio da cinética baseada em dois fenômenos: a desoxigenação e a reaeração.

A cinética de desoxigenação é dada pelo decréscimo dos teores de Oxigênio Dissolvido, este está associado à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

A DBO representa tanto a matéria orgânica, quanto o consumo de oxigênio dissolvido. Para isto utiliza-se a unidade massa de oxigênio por unidade de volume, a DBO remanescente (concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante) e DBO exercida (oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até este instante) (Von Sperling, 2008).

A Equação de progressão da DBO remanescente pode ser expressa pela equação 1.

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

Em que:

- L=concentração de DBO remanescente (mg/L);
- t=tempo (dia);
- K_1 =coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}).

A integração da Equação 1, entre os limites de $L = L_0$ e $L = L_t$ e $t=0$ e $t=t$, conduz a equação 2.

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (2)$$

Sabendo que $y = L_0 - L$, substituindo este valor na equação 2, tem-se: $y = L_0(1 - e^{-K_1 \cdot t})$. Sendo y a DBO exercida em tempo t (mg/L).

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, temperatura e da presença de substâncias inibidoras.

Muitas vezes as condições ambientais mostram que a remoção da DBO apresenta valores maiores que os encontrados no laboratório, devido a sedimentação da matéria orgânica e remoção da DBO pelo lodo do fundo, então, para melhores resultados, utiliza-se o coeficiente de decomposição da DBO no rio (K_d) que inclui esses fenômenos.

EPA (1985) e Thomann e Muller (1987) apresentam a equação que relaciona K_d com as características hidráulicas (profundidade e vazão).

- K_d em função da profundidade:

$$K_d = 0,3 \left(\frac{H}{2,5} \right)^{-0,434} \quad (\text{para } H \leq 2,5 \text{ m})$$

$$K_d = 0,3d^{-1} \quad (\text{para } H > 2,5 \text{ m})$$

- K_d em função da vazão:

$$K_d = 1,80 \cdot Q^{-0,49} \quad (\text{para } H \text{ entre } 0,3 \text{ e } 10\text{m e } Q \text{ entre } 0,15 \text{ e } 250 \text{ m}^3/\text{s})$$

Von Sperling (2007) definiu valores de K_1 e K_d conforme a situação do rio, estes se encontram na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d base e, 20°C).

Origem	K_1	$K_d(\text{rio})$	
	(laboratório)	Rios rasos	Rios profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,35-0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	0,12-0,24
Curso d'água recebendo águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	0,08-0,20

Fonte: VON SPERLING (2007).

O coeficiente de decomposição se relaciona também com a temperatura, devido ao fato do metabolismo microbiano ser afetado por esta, por isso tem-se:

$$K_{1T} = K_{120} \cdot \theta^{(T-20)}$$

Sendo K_{1T} o K_1 a uma temperatura T qualquer (d^{-1}), K_{120} é K_1 a uma temperatura $T=20^\circ\text{C}$ (d^{-1}), T a temperatura da água ($^\circ\text{C}$) e θ o coeficiente de temperatura.

O coeficiente de temperatura também é aplicável para K_d , sabendo que, neste caso, $\theta = 1,047$ (EPA, 1987).

O coeficiente de sedimentação K_s é determinado pelo quociente entre a velocidade de sedimentação da matéria orgânica sedimentada (v_s) e a profundidade do rio (H), é dado:

$$K_s(d^{-1}) = \frac{v_s(\frac{m}{d})}{H(m)}$$

Os valores utilizados por Von Sperling (2007) para K_s se encontram na Tabela 2, sabendo que este coeficiente também é influenciado pela temperatura, utiliza-se o coeficiente θ para corrigi-lo.

Tabela 2 - Valores típicos de K_s .

Tipo de rio	Faixa de variação
rasos ($H \leq 1,0\text{m}$)	$K_s = 0,10$ a $0,50 d^{-1}$
intermediários (H entre 1,0 e 2,0m)	$K_s = 0,05$ a $0,20 d^{-1}$
profundos	$K_s = 0,00$ a $0,05 d^{-1}$

Fonte: VON SPERLING (2007).

O modelo de Streeter-Phelps, assim como a maioria dos modelos, tem suas limitações, uma delas é não considerar a demanda bentônica e a sedimentação da matéria orgânica, só funciona para decomposição aeróbia, além de não incluir a reoxigenação advinda da fotossíntese (PERIN, 2013).

O modelo se baseia em uma descarga constante de poluentes, não prevendo a entrada de tributários ou lançamentos. A reaeração depende também do grau de agitação das moléculas de água fato não considerado, entre outros fatores que não são levados em consideração tais como a velocidade de deslocamento da água, a profundidade do canal, acidentes topográficos, etc (DELLOSSO, 2009).

3.3 MODELOS QUAL2E E QUAL-UFMG

3.3.1 Modelo QUAL2E

O modelo QUAL2E foi desenvolvido pela US Environmental Protection Agency – EPA (1987) e, é mundialmente utilizado para a simulação de rios (CHAPRA, 1997).

O QUAL2E e suas versões posteriores QUAL2-K e QUAL2E-UNCAS são largamente utilizados na modelagem de qualidade de água para diferentes propósitos e parâmetros. (MOURÃO, 2010).

Este modelo opera os dois tipos de regime tanto o permanente quanto o dinâmico. No regime permanente, a simulação realizada é do impacto dos despejos de esgoto na qualidade da água do rio e a identificação de características de qualidade da fonte não pontual de despejos. No regime dinâmico, pode-se analisar variações de oxigênio dissolvido ocorridas durante o dia devido a fotossíntese realizada pelas algas (OPPA, 2007).

Hidraulicamente, o modelo QUAL2E limita-se à simulação de períodos de tempo, em que, tanto a vazão ao longo do curso principal, quanto às entradas e retiradas são constantes (KNAPIK ET AL., 2008). Porém, permite incorporação de descargas pontuais, tributários, captações, incrementos de vazão, etc.

O QUAL2E permite simular 15 variáveis indicativas de qualidade da água em curso ramificados e bem misturados, usando o método das diferenças finitas para solução da equação unidimensional de transporte e de reação dos constituintes posteriormente descritas. As variáveis simuladas são:

- Oxigênio dissolvido;
- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
- Temperatura;
- Concentração de biomassa algal (sob a forma de clorofila);
- Nitrogênio orgânico;
- Amônia;

- Nitrito;
- Nitrato;
- Fósforo orgânico;
- Fósforo dissolvido;
- Coliformes;
- Elemento não-conservativo arbitrário;
- Três elementos conservativos.

O QUAL2E baseia-se em equações de transporte que inclui a dispersão e a advecção, para sua utilização, executa-se a representação esquemática que consiste na divisão do rio em trechos com características hidráulicas constantes (FIGURA 2). Cada trecho é subdividido em elementos de igual comprimento. Todos os trechos devem conter um número inteiro de divisões.

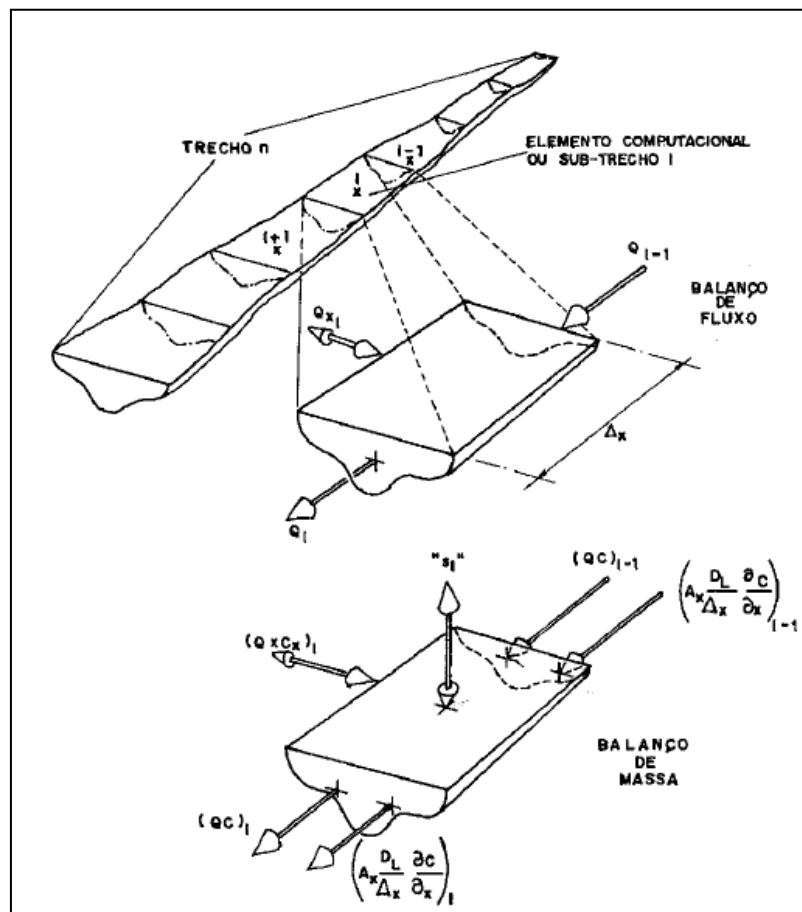


Figura 2 - Trecho do rio dividido em elementos computacionais.

Fonte: LINFIELD; BARNWEL (1987).

3.3.1.1 Equação do transporte de massa

A equação básica do transporte de massa unidimensional é numericamente integrada no espaço e no tempo para cada um dos componentes de qualidade da água. Esta equação inclui efeitos de advecção, dispersão, diluição, reações e interações entre os componentes, além de entradas e saídas, é dada pela Equação 3.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial(A_x \bar{\mu} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + S \quad (3)$$

Em que:

- M = massa (M);
- x = distância (L);
- t = tempo (T);
- C = concentração (ML^{-3});
- A_x = área da seção transversal (L^2);
- D_L = coeficiente de dispersão longitudinal (L^2T^{-1});
- $\bar{\mu}$ = velocidade média do curso d'água (LT^{-1});
- S = retiradas ou cargas externas (MT^{-1}).

Sabendo que $M = V.C$, substituindo, tem-se a equação 4.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(V.C)}{(\partial t)} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (4)$$

Conhecendo o incremento do volume como sendo $V=A_x D_x$. Se o fluxo volumétrico Q no trecho for estacionário, isto é $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$, conseqüentemente o

termo $\frac{\partial V}{\partial t} = 0$, então:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t}$$

Combinando as equações e rearranjando-as, obtém-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{A_x \partial x} - \frac{\partial(A_x \bar{\mu} C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{S}{V}$$

O lado direito da equação representa respectivamente a dispersão, advecção, alterações dos constituintes, tanto de crescimento quanto de decaimento, entradas e saídas externas e diluição.

3.3.1.2 Cinética das formas de nitrogênio

O nitrogênio orgânico ou amônia são formas predominantes do nitrogênio em um curso d'água e são indicativos de poluição ocasionada por lançamento de efluente a montante, assim como o nitrato. O nitrito, nesta situação costuma apresentar baixas concentrações (VON SPERLING, 2007). As equações de 5 a 9 mostram o cálculo das formas de nitrogênio.

- Nitrogênio orgânico

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa} \cdot N_{org} - K_{so} \cdot N_{org} \quad (5)$$

- Amônia

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} \cdot N_{org} - K_{an} \cdot N_{amn} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (6)$$

- Nitrito

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an} \cdot N_{amn} - K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (7)$$

- Nitrato

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = -K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (8)$$

- Nitrogênio Total

$$N_{Total} = N_{org} + N_{amn} + N_{nitri} + N_{nitra} \quad (9)$$

Em que:

N_{Total} = nitrogênio total (mgN/L);

N_{org} = nitrogênio orgânico (mgN/L);

N_{amn} = amônia (mgN/L);

N_{nitri} = nitrito (mgN/L);

N_{nitra} = nitrato (mgN/L);

K_{so} = coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação (d^{-1});

K_{oa} = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1});

K_{an} = coeficiente de conversão da amônia a nitrito (coeficiente de nitrificação) (d^{-1}); K_{nn} = coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (coeficiente de nitrificação) (d^{-1});

S_{Namon} = coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo (gO_2/m^2d);

H = profundidade do curso de água (m).

Baixas concentrações de oxigênio no curso de água limitam o crescimento de bactérias nitrificantes provocando uma diminuição da taxa de nitrificação, além das condições ambientais como temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas ou inibidoras que também influenciam na conversão do nitrogênio. Sendo assim, Chapra (1997) propõe um fator de correção de K_{an} em função da concentração de oxigênio dissolvido (Equação 10):

$$f_{nitr} = 1 - e^{-K_{nitrOD} \cdot OD} \quad (10)$$

Em que:

- f_{nitr} = fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD;
- K_{nitrOD} = coeficiente de inibição da nitrificação por baixo OD (valor usual: 0,6);

De acordo com a equação 10, o coeficiente de nitrificação K_{an} deve ser multiplicado por f_{nitr} , tendo por base a concentração de OD no instante de tempo t.

Os coeficientes devem ser também corrigidos pela temperatura. Valores sugeridos para o coeficiente de temperatura θ são:

- Correção de K_{oa} : $\theta = 1,047$ (EPA, 1987)
- Correção de K_{an} : $\theta = 1,080$ (THOMANN E MUELLER, 1985)

A Tabela 3 apresenta os valores usuais dos coeficientes para as equações de remoção do nitrogênio.

Tabela 3 - Valores usuais dos coeficientes do modelo de nitrogênio em rios.

Símbolo	Valores Usuais do coeficiente a 20°C
K _{so}	Remansos: 0,10 d ⁻¹
	Rios lentos: águas naturais a moderadamente poluídas: 0,05d ⁻¹
	Rios rápidos: águas naturais: 0,02 d ⁻¹ ; águas fortemente poluídas: 0,05d ⁻¹ ; águas moderadamente poluídas: 0,05 d ⁻¹ ; águas fortemente poluídas: 0,10 d ⁻¹
	Corredeiras: 0,00 d ⁻¹
K _{oa}	0,20 a 0,25 d ⁻¹
K _{an}	0,15 a 0,25 d ⁻¹
K _{nn}	Cursos de água profundos: 0,10 a 0,50 d ⁻¹
	Cursos de água rasos: 0,20 a 1,00 d ⁻¹ ou mais
	Segundo Thomann e Muler: os valores de K _{nn} são similares aos do coeficiente K _d , incluindo a distinção entre rios rasos e profundos
S _{amon}	0,00 a 0,50 (menores valores para os rios rápidos e limpos) g/m ² .d
f _{nitr}	F _{nitr} = 1 - e ^{-k_{nitr}OD}
K _{nitrOD}	0,6 L/mg
R _{o2mon}	3,2 mgO ₂ /mgN _{amon}
R _{o2nitri}	1,1 mgO ₂ /mgN _{nitri}

Fonte: VON SPERLING (2007).

3.3.1.3 Cinética do fósforo orgânico e inorgânico

De forma similar ao nitrogênio, o fósforo é essencial a vida, porém em termos de qualidade e abundância na natureza deixa a desejar. Embora o fósforo seja naturalmente escasso, várias atividades humanas conduzem ao aporte de fósforo nas águas naturais.

As formas do fósforo nas águas naturais podem ser divididas e modeladas, conforme os seguintes processos (CHAPRA, 1997):

- Sedimentação do fósforo;
 - Conversão do fósforo orgânico particulado a fósforo inorgânico dissolvido;
 - Liberação de fósforo inorgânico dissolvido pelo sedimento de fundo.
- Esses fenômenos podem ser representados pelas equações 11 e 12.
- Fósforo orgânico

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} \cdot P_{org} - K_{spo} \cdot P_{org} \quad (11)$$

- Fósforo inorgânico

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} \cdot P_{org} - \frac{S_{P_{inorg}}}{H} \quad (12)$$

Em que:

P_{org} = concentração de fósforo orgânico (mg/L);

P_{inorg} = concentração de fósforo inorgânico (mg/L);

K_{spo} = coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação (d^{-1});

K_{oi} = coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d^{-1});

$S_{P_{inorg}}$ = coeficiente de liberação do fósforo orgânico pelo sedimento de fundo (gO_2/m^2d);

H= profundidade do curso de água.

O valor de K_{spo} , de acordo com Von Sperling (2007), pode variar de 0,02 a $0,05 d^{-1}$ (a $20^\circ C$), sendo $\theta = 1,024$ usado para a correção em uma temperatura qualquer. O coeficiente K_{oi} pode variar de 0,2 a $0,3 d^{-1}$ (a $20^\circ C$), sendo $\theta = 1,047$ usado também para a correção em uma temperatura qualquer. $S_{P_{inorg}}$ pode variar de 0,0 a $0,2 d^{-1}$ (a $20^\circ C$), sendo $\theta = 1,074$ o valor a ser utilizado para a correção em uma temperatura qualquer.

3.3.1.4 Cinética dos coliformes termotolerantes

O grupo de coliformes, mais especificamente grupo das bactérias, são utilizadas como indicadores de contaminação fecal, ou seja, indicam se uma água foi contaminada por fezes e, em decorrência, se apresenta potencialidade para transmitir doenças, sendo assim, é possível modelar a taxa de mortalidade bacteriana por meio da lei de Chick (Equação 13), segundo a qual a taxa de remoção é diretamente proporcional à concentração de bactérias (reação de 1ª ordem).

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N \quad (13)$$

Em que:

N = número de coliformes (org/100 mL ou NMP –Número Mais Provável – por 100mL);

t= tempo (dia);

K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1}).

A integração da Equação 13 leva à fórmula para cálculo da concentração de coliformes em rios (reatores em fluxo pistão) após um tempo t (VON SPERLING, 2007):

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (14)$$

Em que:

N_0 = contagem de coliformes no ponto inicial, da mistura ($t=0$) (NMP/100mL);

N = contagem de coliformes após um tempo t (NMP/100mL);

K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1}), varia de 0,5 a 1,5 d^{-1} (base e, 20° C).

O efeito da temperatura no coeficiente de decaimento dos microrganismos pode ser formulado através da Equação 15.

$$K_{bT} = K_{b20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (15)$$

Em que:

$K_{bT} = K_{ba}$ a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

$K_{b20} = K_{ba}$ a uma temperatura $T=20^\circ\text{C}$ (d^{-1});

T = temperatura da água ($^\circ\text{C}$);

θ = coeficiente de temperatura.

Um valor médio para θ pode ser 1,07 de acordo com Von Sperling (2007) e Thomann; Mueller (1987).

3.3.1.5 Cinética do oxigênio dissolvido - OD

A capacidade de um sistema se reaerar é uma função dos processos de advecção e difusão que ocorrem dentro dele e das fontes internas de geração e remoção de oxigênio.

O QUAL2E considera como principais fontes de geração a própria reaeração atmosférica, a fotossíntese das algas e o oxigênio contido no fluxo de entrada. Já as fontes de remoção incluem a oxidação de matéria orgânica

carbonácea e nitrogenada, demanda sedimentar de oxigênio e a respiração de algas (MOURÃO, 2010).

A cinética de reaeração pode ser caracterizada por uma reação de primeira ordem, assim como a cinética de desoxigenação, e é descrita pela Equação 16.

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D \quad (16)$$

Em que:

- D = déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação (C_S) e a concentração existente em um tempo t (C) (mg/L);
- t = tempo (dia);
- K_2 = coeficiente de reaeração (base e) (dia^{-1}).

Por meio da Equação 16, pode-se observar que a taxa de absorção é diretamente proporcional ao déficit existente. A integração da equação 16 é dada pela Equação 17.

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (17)$$

Ou

$$C = C_S - (C_S - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (18)$$

Em que:

- D_0 = déficit de oxigênio inicial (mg/L);
- C = concentração de OD em um tempo t (mg/L).

A progressão do déficit ($D = C_S - C$) e da concentração de oxigênio dissolvido (C) pode ser visualizada na Figura 3, na qual observa-se a simetria e em imagem de espelho entre as curvas do déficit e da concentração de OD. À medida que a concentração de OD se eleva devido à reaeração, o déficit diminui.

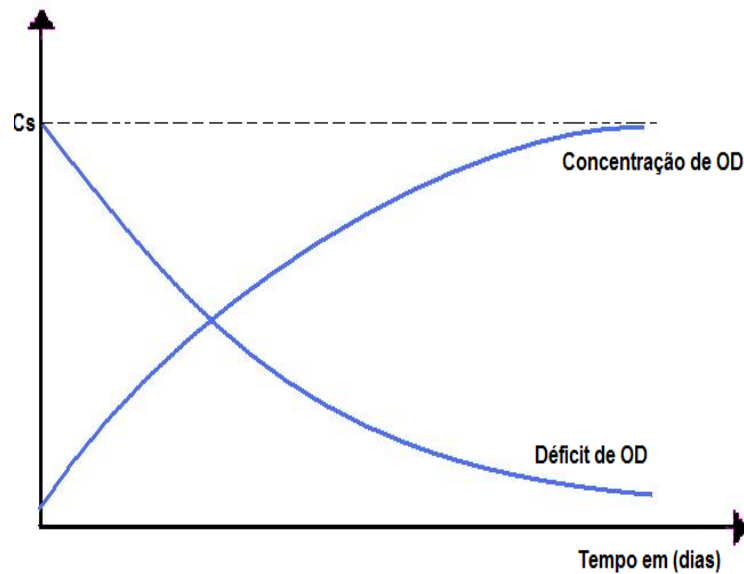


Figura 3 - Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido.
Fonte: Da autora.

O coeficiente de reaeração (K_2) é mais determinante no balanço do oxigênio dissolvido que o K_d , depende principalmente das características do corpo hídrico, por exemplo, as características hidráulicas dos corpos d'água, da vazão, cascadeamentos e quedas d'água (VON SPERLING, 2008).

Existem três formas para se estimar o coeficiente de reaeração nas simulações do oxigênio dissolvido em um curso de água, por meio de valores médios tabelados, valores em função das características hidráulicas do corpo de água e, por meio de valores correlacionados com a vazão do curso de água.

A Equação 19 expressa a relação empírica entre a temperatura e o coeficiente de reaeração K_2 .

$$K_{2T} = K_{220} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (19)$$

Em que:

$K_{2T} = K_{2a}$ a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

$K_{220} = K_{2a}$ a uma temperatura T=20°C (d^{-1});

T = temperatura da água (°C);

θ = coeficiente de temperatura ($\theta=1,024$) (EPA,1987).

A Tabela 4 apresenta os valores típicos de K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água.

Tabela 4 - Valores de K_2 (d^{-1}) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).

Pesquisador	Fórmula	Faixa de Aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,93.v^{0,5}.H^{-1,5}$	0,6m \leq H < 4,0m 0,05m/s \leq v < 0,8 m/s
Churchill et al. (1962)	$5,0.v^{0,97}.H^{-1,67}$	0,6m \leq H < 4,0m 0,8 m/s \leq v < 1,5 m/s
Owens et al. (1954) (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)	$5,3.v^{0,67}.H^{-1,85}$	0,1 m \leq H < 0,6m 0,05 m/s \leq v < 1,5 m/s

Fonte: VON SPERLING (2007).

v : Velocidade do curso d'água (m/s)

H: altura da lamina d'água (m)

Faixa de aplicabilidade adaptada e modificada por Von Sperling (2007)

O coeficiente de reaeração pode ser determinado também por meio da vazão do curso d'água. A profundidade e velocidade estão associadas à vazão e, assim, por transitividade, está relacionada ao K_2 (Equação 20).

$$K_2 = mQ^n \quad (20)$$

Onde Q = vazão (m^3/s); m e n = coeficientes da equação.

3.3.2 Modelo QUAL-UFMG

O programa em Excel QUAL-UFMG, desenvolvido por Von Sperling (2007), adaptação do modelo QUAL2E, tem como objetivo possibilitar a modelagem de rios, permitindo uma simulação rápida e simples.

O QUAL-UFMG possibilita a modelagem dos seguintes constituintes ao longo do rio:

- Demanda bioquímica de oxigênio
- Oxigênio dissolvido
- Nitrogênio total e sua fração orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato
- Fósforo total e suas frações orgânicas e inorgânicas
- Coliformes termotolerantes (fecais) ou *E.coli*

As simplificações na implementação do QUAL-UFMG em relação ao QUAL2E envolvem a integração numérica pelo método de Euler, a desconsideração da dispersão longitudinal, não inclusão da modelagem de algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes (VON SPERLING, 2007).

O programa é composto de quatro planilhas, são elas:

- FórmulasCoefic - Planilha que contém todas as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem do rio, bem como valores usuais dos coeficientes (FIGURA 4);
- DiagramaUnifilar - Planilha destinada ao usuário para detalhar o diagrama unifilar do rio que está sendo modelado (FIGURA 5);
- RioPrincipal - Contém a modelagem do rio principal, onde os cálculos são efetuados e os resultados apresentados (valores e gráficos - FIGURA 6);
- Tributario1 - Esta planilha é opcional, caso seja modelado algum tributário do rio principal, esta deverá ser utilizada e os resultados da simulação deverão ser transportados para a planilha Rio-Principal (FIGURA 7);

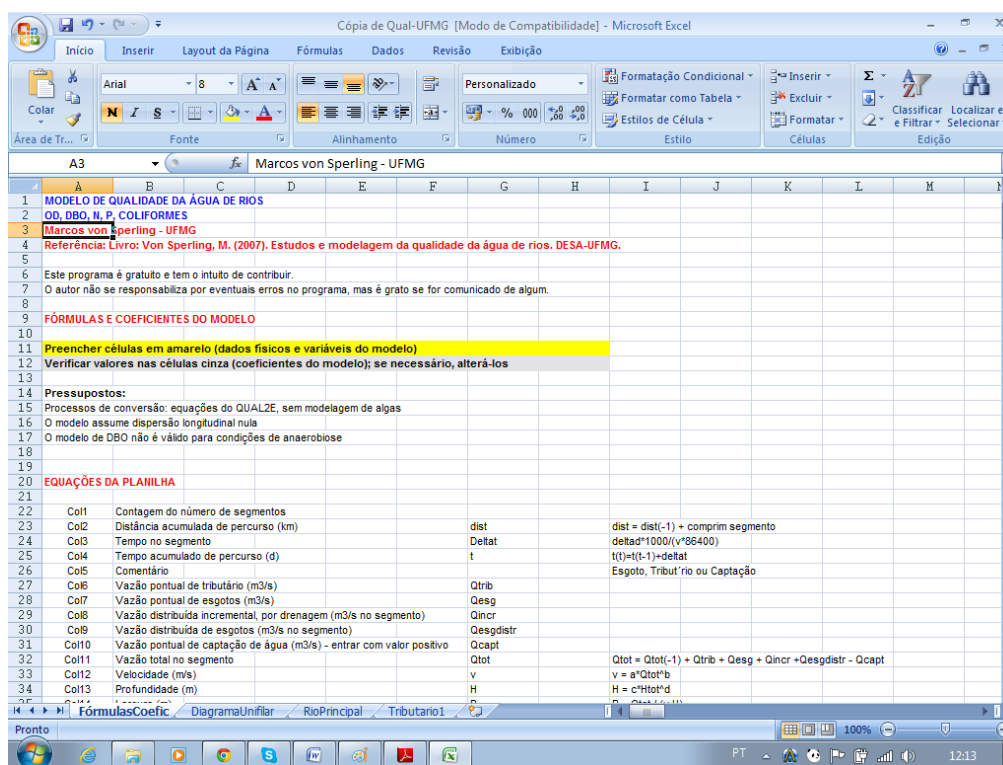


Figura 4 - Planilha QUAL-UFMG FórmulasCoefic.
Fonte: VON SPERLING (2007).

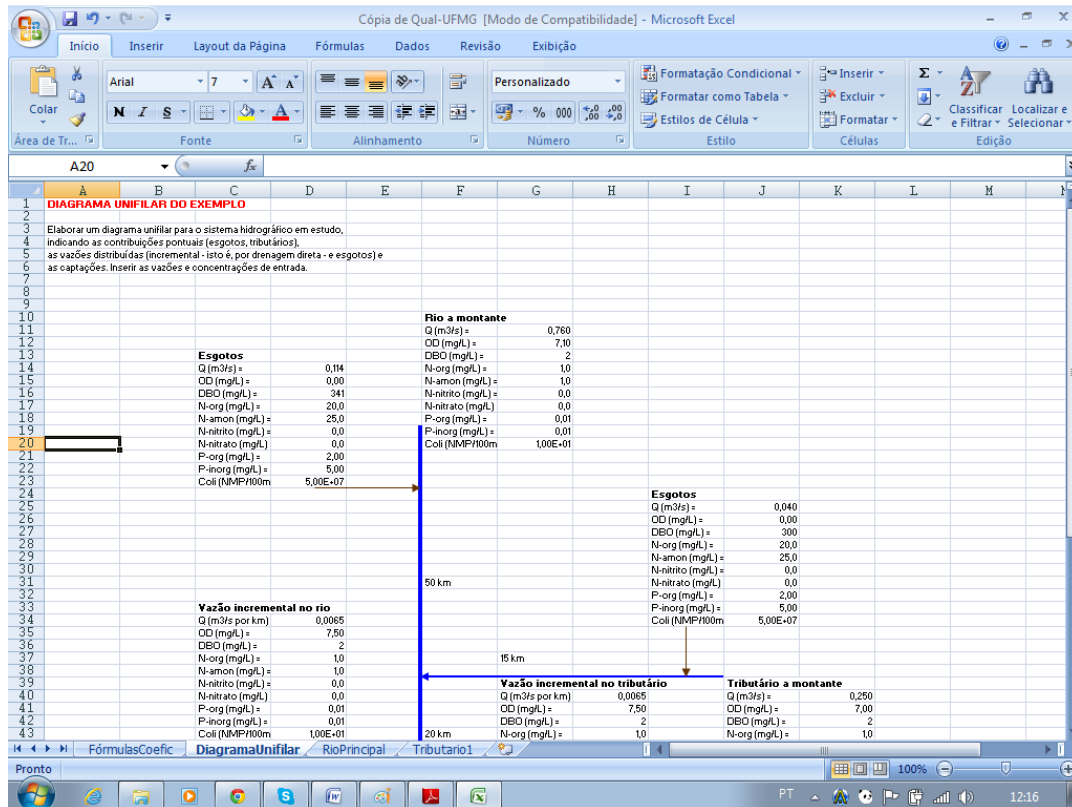


Figura 5 - Planilha QUAL-UFMG DiagramaUnifilar.
Fonte: VON SPERLING (2007).

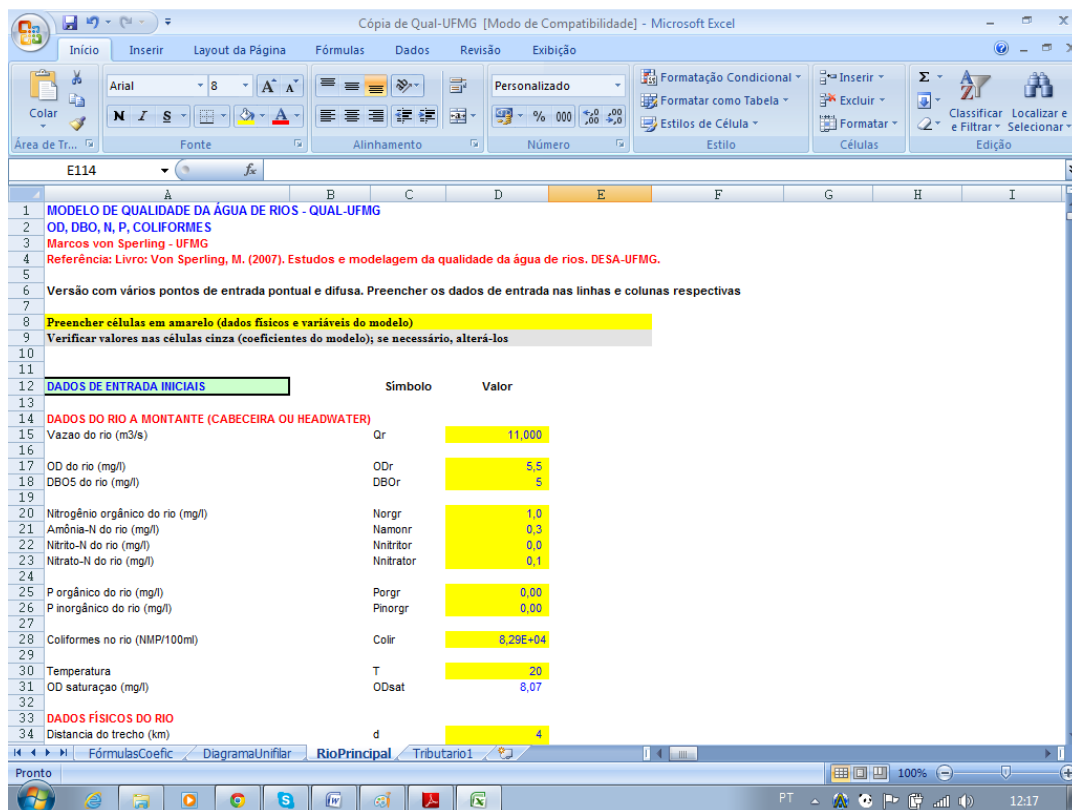


Figura 6 - Planilha QUAL-UFMG RioPrincipal.
Fonte: VON SPERLING (2007).

	Símbolo	Valor
DADOS DE ENTRADA INICIAIS		
DADOS DO RIO A MONTANTE (CABECEIRA OU HEADWATER)		
Vazão do rio (m3/s)	Qr	0,250
OD do rio (mg/l)	ODr	7,0
DBOs do rio (mg/l)	DBOr	2
Nitrogênio orgânico do rio (mg/l)	Norgr	1,0
Amônia-N do rio (mg/l)	Namonr	1,0
Nitrato-N do rio (mg/l)	Nnitror	0,0
Nitrato-N do rio (mg/l)	Nnitratr	0,0
P orgânico do rio (mg/l)	Porgr	0,01
P inorgânico do rio (mg/l)	Pinorgr	0,01
Coliformes no rio (NMP/100ml)	Colir	1,00E+01
Temperatura	T	22
OD saturação (mg/l)	ODsat	7,75
DADOS FÍSICOS DO RIO		
Distância do trecho (km)	d	15

Figura 7 - Planilha QUAL-UFMG Tributario1.
Fonte: VON SPERLING (2007).

Alguns dados tornam-se necessários para o modelo QUAL-UFMG, como o fato do modelo assumir o escoamento uniforme em condutos livres, implica que a profundidade, área molhada da seção transversal e a velocidade sejam constantes ao longo do conduto. Com base nesses dados e na utilização do coeficiente de rugosidade de Manning, tem-se a Equação 21.

$$U = 1/n(R_h^{2/3} \cdot i^{1/2}) \quad (21)$$

Combinado com a equação da continuidade $U = Q/A$, tem-se a Equação de Manning (22), uma das bases do modelo.

$$Q = 1/n(AR_h^{2/3} \cdot i^{1/2}) \quad (22)$$

Em que:

Q = vazão (m³/s);

A = área da seção transversal (m²);

R_h = Raio hidráulico(m);

i = declividade (m/m);

n = Coeficiente de Rugosidade de Manning.

Além desses dados, torna-se importante para a modelagem da qualidade da água dados como de profundidade média, largura, velocidade, vazão, etc. O modelo utiliza as equações 23 a 25 para a determinação da profundidade média, velocidade média e largura (THOMANN E MULLER, 1987):

$$U = aQ^b \quad (23)$$

$$y = cQ^d \quad (24)$$

$$B_{méd} = eQ^f \quad (25)$$

Em que:

U = velocidade média do rio (m/s);

y = profundidade média (m);

$B_{méd}$ = largura média (m);

Q = vazão (m³/s).

Como:

$$Q = A.U = B_{méd} \cdot y \cdot U \quad (26)$$

O que resulta em: $b+d+f = 1$ e $a.c.e = 1$.

No que diz respeito à modelagem de qualidade da água, é bastante vantajoso que se obtenha esta equação de ajuste para cada trecho do rio. Desta forma, deve-se solucionar a fórmula de Manning por meio de equações de ajustes para os diversos trechos em que o rio foi dividido. Para solucionar a equação de Manning, é necessário conhecer a declividade (i) para cada trecho, a largura média (B) válida para todo o trecho e o coeficiente de rugosidade n de Manning. Com estes dados, é construída uma planilha com os dados distribuídos por diferentes colunas (QUADRO 1).

Quadro 1 - Distribuição dos dados por colunas em planilha.

Colunas	Dados
Col.1	Profundidade y
Col.2	Área: $A=(b+2y) \cdot y$
Col.3	Perímetro Molhado: $P=b+2y(1+Z^2)^{0,5}$
Col.4	Raio Hidráulico: $R_h=A/P$
Col.5	Fórmula de Manning (Equação 3.37): $Q=(1/n) \cdot A \cdot R_h^{(2/3)-0,5}$
Col.6	Velocidade: $U=Q/A$
Col.7	Largura a meia profundidade: $B_{médio}=b+Zy$
Col.8	Largura no topo (nível de água): $B = b+2Z \cdot y$ (Z = declividade da parede lateral)

Fonte: VON SPERLING (2007).

Estes valores permitem a construção de dois gráficos, um de velocidade x vazão e outro de profundidade x vazão, cujas linhas de tendência (Potência) permitem encontrar os coeficientes das Equações 23 e 24 (VON SPERLING, 2007).

Segundo Von Sperling (2007), o QUAL-UFMG não modela algas, pois são mais importantes na simulação de ambientes lênticos, mas quando se trata de rios é feita à opção de não utilizar este componente por trazer consigo uma complexidade e a difícil tarefa de determinar os valores dos coeficientes para modelá-las.

4 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende um trecho do rio Lambari, localizado do município de Poços de Caldas (MG) onde é lançado *in natura*, cerca de 80% do esgoto doméstico proveniente da área urbana do município.

O rio Lambari é formado pela união dos ribeirões das Antas e de Poços, sendo afluente do rio Pardo, que por sua vez, pertence à bacia do rio Grande, como seu afluente da margem esquerda, desaguando próximo da cidade de Planura – MG (COSTA, 2001).

A bacia do rio Lambari possui uma área de 515 km² e abrange os municípios de Andradas, Caldas e Poços de Caldas, sendo que 389 km² (75,5% da área) estão localizados dentro do município de Poços de Caldas (FIGURA 8).

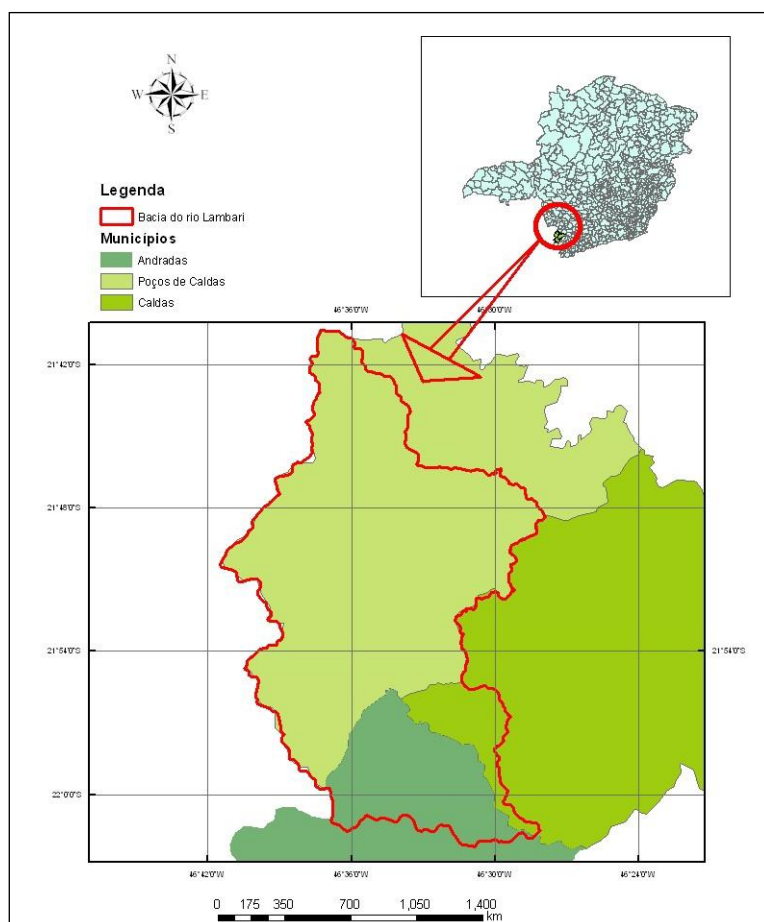


Figura 8 - Bacia do rio Lambari, Poços de Caldas- MG.

Fonte: ALBERTI (2008).

O município de Poços de Caldas, estado de Minas Gerais, localiza-se na serra da Mantiqueira, região sul do estado (21°50'20"S e 46°33'53"W), possui 152.435 habitantes e uma densidade demográfica de 278,54 hab/km² (IBGE, 2010), sobre uma superfície de 544 km².

A zona urbana de Poços de Caldas ocupa 85 km² e a rural 459 km². O município é composto por um único distrito e faz fronteira ao Norte com Botelhos e Bandeira do Sul; ao Leste com Caldas; ao Sul com Andradas e Oeste com Águas da Prata, São Sebastião da Gramma, Caconde e Divinolândia, estando os quatro municípios dentro do território paulista.

O trecho estudado no rio Lambari apresenta o lançamento pontual de esgoto doméstico e a obra de Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) a ser instalada futuramente.

4.1 GEOLOGIA

A evolução hipotética do Planalto de Poços de Caldas foi descrita por Leine e Amaral (1998) como sendo um vulcanismo de idade mesozóica, nas rochas encaixantes gnaisses e granitóides do proterozóico, onde ocorreu colapso da parte central determinando a formação da imensa caldeira com cerca de 30 km de diâmetro.

O Planalto de Poços de Caldas trata-se de uma estrutura de formato dômico, individualizada por cristas e escarpas abruptas, de forma externa circular, delimitada por escarpas de falhas que afetaram o embasamento (ALBERTI, 2008).

A geologia do Planalto de Poços de Caldas é constituída por litologias variadas, associadas à incidência de duas intrusões alcalinas, representadas por sienitos nefelínicos, enquanto o conjunto montanhoso de entorno é caracterizado por rochas antigas, datadas do período Arqueano.

Uma das estruturas mais características desse Complexo Alcalino é um grande dique anelar de tinguaito, que ocorre quase continuamente ao longo de toda a periferia do maciço.

Existem três sistemas de falhas dentro da caldeira, os quais são importantes controles no sistema de drenagem local. O primeiro tem direção N60°W estende-se através da caldeira e foi ativado durante o soerguimento do complexo. O segundo tem direção N40°E, e está relacionado ao colapso da caldeira. O terceiro é um conjunto de falhas radiais e subcirculares relacionado a várias intrusões (MORAES, 2007).

4.2 GEOMORFOLOGIA

Segundo o Projeto Hidrogeoambiental das Estâncias Hidrominerais da Companhia Mineradora de Minas Gerais (COMIG- Poços de Caldas – MG, 2001), Poços está inserido em uma grande unidade geomorfológica denominada “Planaltos Dissecados do Sul de Minas” que se estende por toda Região de Planejamento do Sul de Minas e adentra o Estado de São Paulo.

O relevo apresenta-se de 2 formas, mais suaves assemelhando-se à configuração de um grande planalto e mais montanhoso, com altitudes médias compreendidas entre 1600 e 1800 metros (SEBRAE, 1997).

O Planalto de Poços de Caldas possui três ambientes geomorfológicos típicos: uma zona externa formada por terrenos de relevo movimentado, com elevações de topo arredondado e cotas entre 900 e 1000 metros (Planalto do Maciço Cristalino); uma faixa intermediária, constituída de cristas e serras, disposta em estrutura anelar (Serra Anelar), que dá forma às bordas da chaminé vulcânica e, finalmente, uma zona interna de relevo montanhoso a suave montanhoso (Planalto do Maciço Alcalino Interno), também com elevações de topo suavemente arredondados e vales com amplas planícies aluviais, como por exemplo, a do ribeirão dos Antas, próxima ao Distrito Industrial de Poços de Caldas. Nessa zona, as elevações médias são da ordem de 1.100 a 1.200 metros de altitude (ZAINÉ et al., 2008) (FIGURA 9).

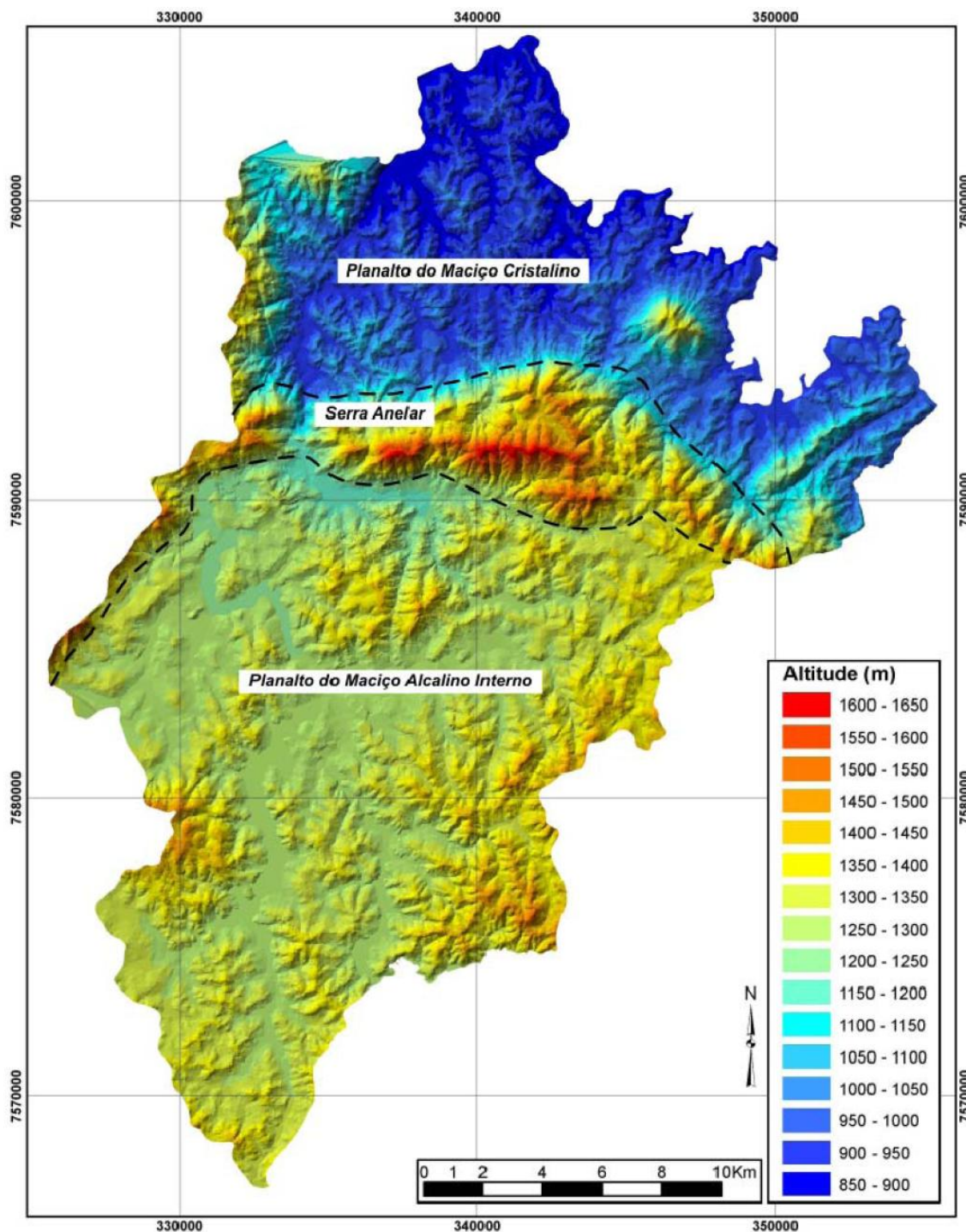


Figura 9 - Geomorfologia de Poços de Caldas – MG.

Fonte: ZAINÉ et al. (2008).

A origem das fontes termais está relacionada à intersecção de três extensos e profundos faturamentos na região norte do Planalto de Poços de Caldas, região mais deprimida do complexo vulcânico, essas discontinuidades foram mapeadas por Cruz (1987) e assumem as direções preferenciais $N14^{\circ}E$, $N50^{\circ}E$ e E-W. As duas primeiras direções cortam o aparelho vulcânico

estendendo-se ao embasamento cristalino desde a Serra de São Domingos, ao norte, até o vale do ribeirão das Vargens, ao sul. A fratura N14°E controla o traçado do leito do córrego Vai-e-Volta, devendo constituir-se em uma zona importante de recarga do aquífero fraturado.

O sistema de fraturamento E-W controla o baixo curso do ribeirão dos Poços, prolongando-se pelo vale do ribeirão da Serra e se interconecta com outras fraturas secundárias, direcionadas para a Serra de São Domingos, que se constitui em outra zona de recarga das fontes termais. Porém, o sistema N14°E, se constitui numa zona preferencial de recarga que se estende até o vale do ribeirão das Vargens.

4.2.1 Solos

Apesar das litologias possuírem a mesma composição mineralógica, se diferenciando unicamente pelo modo de ocorrência, as rochas vulcânicas e plutônicas/intrusivas do planalto, apresentam um perfil de alteração típico, constituídos por concreções lateríticas e um solo com textura argilosiltosa.

Na região de Poços de Caldas predominam os seguintes tipos de solos, segundo Moraes (2007):

Argissolos: solos com presença de horizonte B textural que diverge do A pela cor, gradiente textural e estrutura em blocos. Compreende solos minerais não hidromórficos, com horizonte A sobreposto ao horizonte B textural não plíntico, argila de atividade baixa, cores vermelhas a amarelas, conforme os diferentes teores de óxido de ferro. No município, ocorrem em unidades pontuais da paisagem sob a geoforma de vertentes côncavas abertas (anfiteatros). Não apresentam expressão espacial no município, ocorrendo como inclusões no domínio dos Cambissolos.

Latossolos: são solos profundos, porosos, ácidos e com pouca diferenciação entre horizontes. São bastante intemperizados, apresentam argila de baixíssima atividade e alta permeabilidade. Devido às sucessivas lavagens, este tipo de solo passa por um processo de lixiviação de elementos

como a sílica e posteriormente por um enriquecimento gradativo dos óxidos de Fe e Al. No município, o Latossolo foi observado no relevo levemente ondulado, suavizado (colinas de topo aplainado).

Neossolo Litólico: possui sequência de horizontes A-R ou A-C. Comumente apresentam uma profundidade que varia de 20 a 40 cm, assentados sobre rochas ou saprolito. Ocorrem em relevos fortemente acentuados, associados a afloramentos rochosos de maior resistência aos processos de intemperismo. No município, ocorrem nas bordas de morros (serra anelar) em cristas e domos.

Neossolos Flúvicos: compreendem solos pouco desenvolvidos, resultantes de deposições fluviais recentes, que apresentam uma seqüência de horizontes A e C distribuindo-se nas planícies fluviais (leitos maiores) das principais bacias hidrográficas do município.

Gleissolos: possuem o horizonte A escuro relativamente espesso, sobreposto a uma camada de cor acinzentada, que apresenta um aumento gradativo do teor de argila com a profundidade e ocorrem nas planícies fluviais.

4.2.2 Reservas Minerais

A região é dotada de grandes reservas minerais, a exploração de maior significância do Planalto é a bauxita e argila (ALBERTI, 2008).

Em relação à gênese, as jazidas supracitadas podem ser divididas em dois grandes grupos:

- I- As de origem primária, relacionadas às atividades hidrotermais sobre as rochas do Complexo Alcalino: bauxita e as de argilas refratárias.
- II- As de formação determinada pelo intemperismo sobre as rochas do Complexo e das encaixantes (demais bens minerais).

As minerações citadas anteriormente provocam a contaminação e interferência na qualidade das águas subterrâneas locais. A lavra de substâncias argilosas é sempre problemática para as águas subterrâneas.

A extração é feita em áreas externas com grandes interferências em zonas de recarga e impondo modificações nas linhas preferenciais de fluxos superficiais, podendo comprometer os aquíferos qualitativamente e quantitativamente. Portanto, devem ser administrada de forma sistêmica e integrada com as demais atividades que também dependem da manutenção do meio ambiente, respeitando as limitações da região.

A recarga dos aquíferos ocorre por infiltração direta nas fraturas que controlam a rede de drenagem superficial. As possibilidades de infiltração são mais efetivas nas zonas em que há o condicionamento da drenagem pelo fraturamento. Uma vez infiltradas, o escoamento das águas dependerá do grau de abertura das fendas, de seu comprimento, profundidade efetiva e do grau de interconexão entre os diferentes sistemas que controlam os planos de descontinuidade.

4.2.3 Rede de Drenagem

A rede de drenagem na porção interna do maciço é dendrítica ou sub-paralela, com seus principais cursos d'água mostrando caimento para NW. Os ribeirões das Antas e Caldas unem-se a jusante da barragem Bortolan, formando o rio Lambari, (denominação local), que é afluente do rio Pardo, que por sua vez, pertence à bacia do rio Grande, como seu afluente da margem esquerda, desaguardo próximo da cidade de Planura - MG.

4.3 COBERTURA VEGETAL

O município de Poços de Caldas caracteriza-se por transições entre a floresta estacional semidecidual e a floresta ombrófila mista, a ocorrência do cerrado gramíneo lenhoso e, em áreas restritas, florestas estacionais. Este fato é decorrente, principalmente, da devastação e descaracterização associada à intervenção humana.

A floresta estacional semidecidual é tida como estacional devido à influência climática marcada por duas estações: uma chuvosa e outra seca.

A floresta ombrófila mista, também conhecida como Mata Atlântica, caracteriza-se pelo encontro de duas florestas: temperada australásica e tropical amazônica/presença de vegetação primária, secundária ou mesmo terciária. Ocorre em patamares altimétricos de aproximadamente 800m, comumente inseridas em ambientes compreendidos por formas do interior do planalto de Poços, onde é visível a bacia do rio Paraná.

O Cerrado, cobertura vegetal do interior do planalto circular de Poços de Caldas é do tipo savana gramíneo-lenhosa, campo cerrado, sobre solos álicos, característicos da região, e distróficos, pouco desenvolvidos. O cerrado e o campo cerrado estão associados ao Cambissolo, adaptados à falta de nutrientes com árvores baixas e esparsas, sem a formação de dossel. O campo cerrado é o mais expressivo, caracterizando-se pelo domínio de estrato graminóide, entremeado por plantas lenhosas e raquíticas.

4.4 MEIO SÓCIO ECONÔMICO

A caracterização sócio-econômica do município de Poços de Caldas foi obtida por meio de dados disponibilizados no IBGE, SEBRAE, Prefeitura Municipal, Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos rios Mogi-Guaçu/Pardo (CBH-GD6) e outros órgãos e estudos pertinentes.

4.5 DADOS CLIMATOLÓGICOS

O município de Poços de Caldas é dotado de duas estações bem definidas, inverno e verão, que apresentam precipitações médias de 1300 mm e 1750mm, concentradas no verão. A pluviosidade mínima registrada no mês de julho obtém índices próximos a 25 mm, e máximas registradas em janeiro com valores da ordem de 297 mm. A temperatura média é de 17,6 °C, sendo

que a média do mês mais frio (julho) chega a 13,5 °C, enquanto que a do mês mais quente (janeiro) mostra médias de 21,0 °C (PERREIRA, 2010). A área recebe influência do clima tropical de altitude. Todavia o clima local apresenta semelhanças maiores com o clima subtropical.

O clima do Município encontra-se associado à interferência de fatores climáticos: por Poços de Caldas situar-se em um planalto do Sudeste, a 1.189 m, possui um clima mais ameno, com a redução de temperatura, à medida que se eleva a altitude.

De acordo com o Projeto Hidrogeoambiental das Estâncias Hidrominerais da Companhia Mineradora de Minas Gerais – COMIG – Poços de Caldas – MG (2001), a região de Poços de Caldas encontra-se em uma faixa de transição entre os climas quentes, das latitudes baixas e os climas frios das latitudes médias, fator determinante no regime de precipitação e na caracterização do clima local.

No município é comum a incidência de chuvas frontais que ocorrem mediante o choque de duas massas de ar de características diferentes, sendo elas a Massa Tropical Atlântica massa quente e úmida formada pelos ventos alísios do Sudeste, procedentes de Centros de Alta Pressão (AP) subtropicais do Atlântico Sul e a massa polar atlântica, que é uma massa fria e seca formada por ventos oriundos dos anticiclones polares. Os choques destas massas provocam instabilidade, ocasionando, em seguida, a precipitação. As chuvas frontais caracterizam-se por serem comumente finas e de longa duração. Também são freqüentes chuvas orográficas, associadas ao choque de massas à linha de crista circundante do município, de altitude máxima de 1.575 m.

A pluviometria mensal está representada na Figura 10, ela foi calculada por meio de uma média mensal anual, de 2002 a 2011. Estes dados foram medidos na Cooperativa Regional dos Cafeicultores de Poços de Caldas, localizada na bacia do rio Lambari cerca de 8 km da área de estudo.

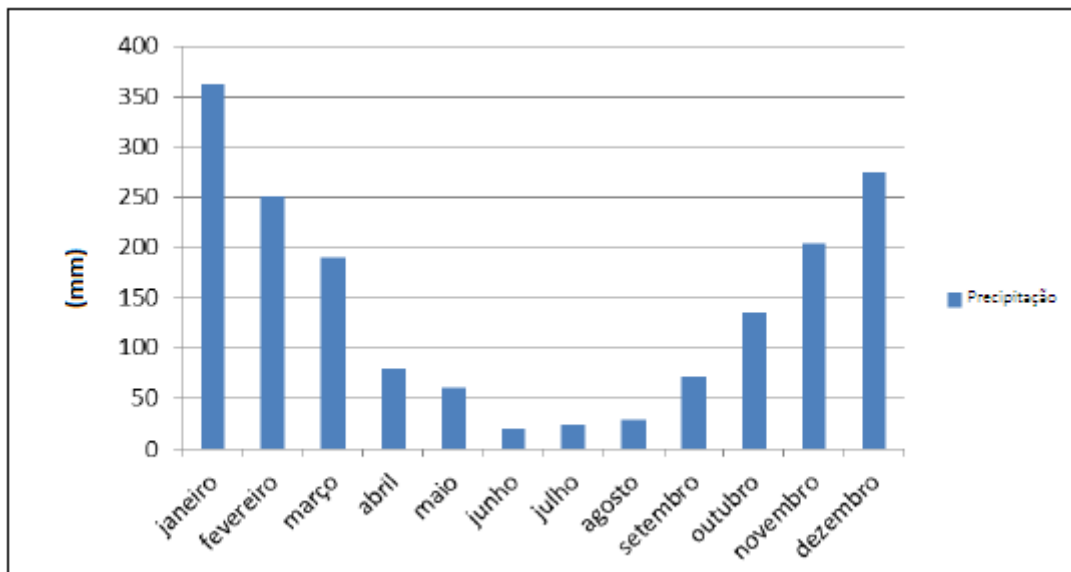


Figura 10 - Pluviometria média da bacia do Ribeirão de Poços no período de 2002 a 2011.
Fonte: COOPERATIVA REGIONAL DOS CAFEICULTORES DE POÇOS DE CALDAS (2011).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

5.1.1 Estações de Coleta e Períodos de Amostragem

As coletas de amostras para avaliação da qualidade da água foram realizadas em abril de 2013 e agosto de 2013.

A água foi coletada superficialmente (cerca de 30 cm de profundidade) com um balde no centro da seção transversal do rio. Os pontos foram escolhidos tendo como referência principal o despejo do esgoto e a autodepuração do rio. Desta forma, determinou-se 5 estações de coleta (FIGURA 11 e TABELA 5).

Na estação P4, durante 1 ano (início em março de 2013 e término em março de 2014), foi realizada a medida de vazão (m^3/s) do rio Lambari.

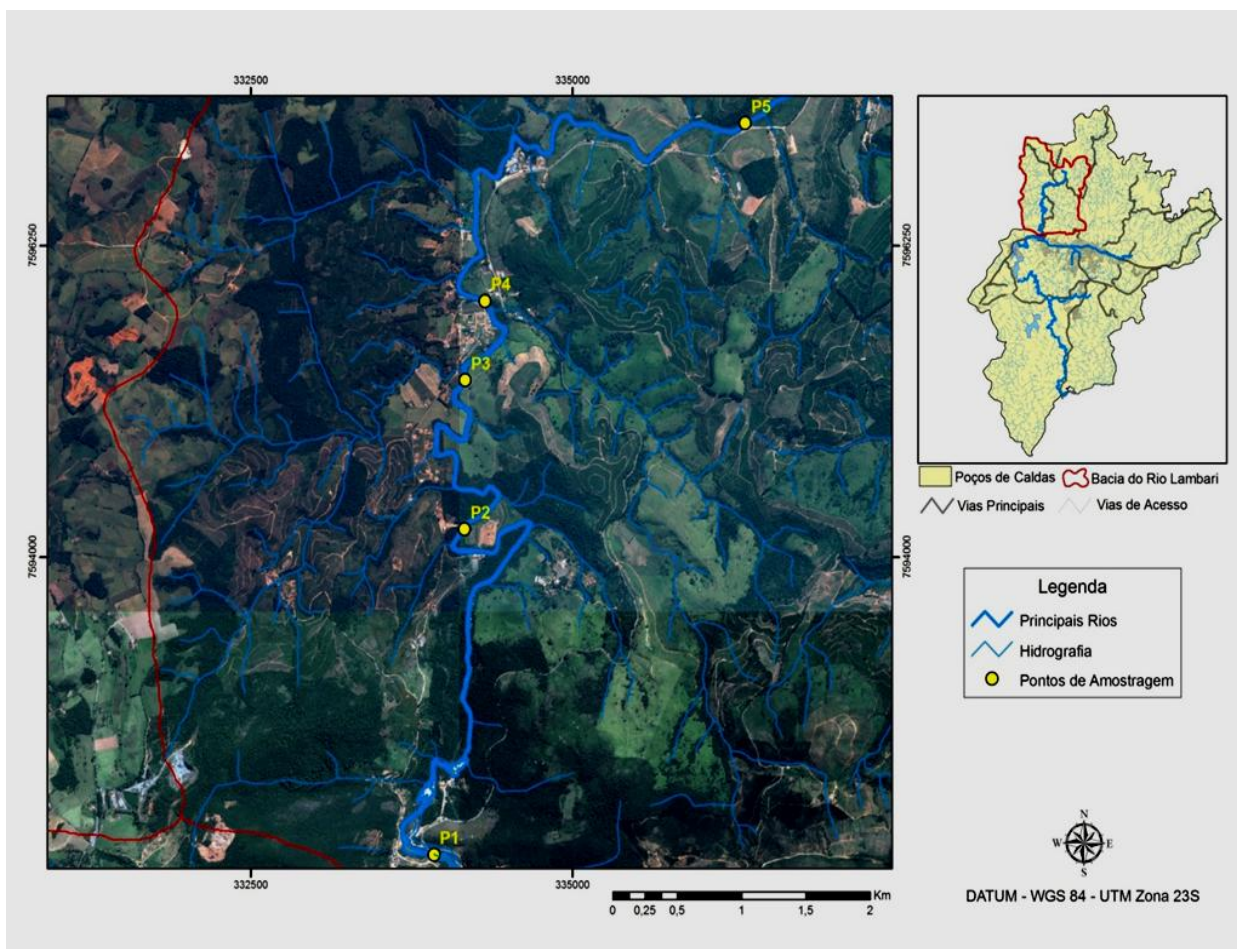


Figura 11 - Hidrografia e pontos de amostragem da bacia do Rio Lambari.
Fonte: Da autora.

Tabela 5 - Descrição das estações de coletas do Rio Lambari – Poços de Caldas (MG).

Pontos	Descrição	Latitude UTM	Longitude UTM
P1	Local a montante do lançamento. Bairro Vale das Antas e a Fazenda do Osório.	7591854	333910
P2	Local situado em uma zona restrita do DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgoto), onde ocorre o lançamento de esgoto <i>in natura</i> . Área da futura ETE.	7594157	334157
P3	Localizado a jusante, cerca de 2.200 m do lançamento de esgoto doméstico no Bairro Córrego Dantas.	7595336	334099
P4	Ponte localizada na entrada do Bairro Córrego Dantas, jusante do lançamento (cerca de 3.000 m)	7595794	334271
P5	Ponte localizada próxima a empresa Frigonossa, cerca de 9.200 m a jusante do lançamento.	7597089	336287

Fonte: Da autora.

As amostragens foram realizadas de forma intensiva nos 5 pontos em 4 dias consecutivos para cada período. Na primeira coleta, as amostragens foram realizadas nos dias: 02, 03, 08 e 10 de abril de 2013 e na segunda coleta, nos dias: 05, 07, 12 e 14 de agosto de 2013.

5.1.2 Variáveis Físicas, Químicas e Bacteriológicas

As análises de campo foram realizadas através do Analisador Multiparâmetro de Qualidade de Água, marca Eutech Instruments (modelo PCD 650). Abaixo encontram-se as variáveis que foram medidas por este equipamento:

- Temperatura da água na faixa de -10°C a 110°C; $\pm 0,1$ °C.
- pH entre -2 a 20; $\pm 0,1$.

- oxigênio dissolvido entre 0 mg/L a 90 mg/L para este modelo de aparelhagem; $\pm 0,01$ mg/L.
- A temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) foi medida por meio do termômetro digital tipo espeto, com escala de temperatura -50°C a $150^{\circ}\text{C}/^{\circ}\text{F}$ e precisão de $\pm 1^{\circ}\text{C}/^{\circ}\text{F}$.
- Condutividade contém um limite mínimo $0,050 \mu\text{S}/\text{cm}$ e máximo $2000 \mu\text{S}/\text{cm}$; $\pm 0,01 \mu\text{S}/\text{cm}$.

As variáveis alcalinidade (mg/L), turbidez (NTU), sólidos totais suspensos e dissolvidos (mg/L), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) (mg/L), nitrato (mg/L), fosfato total (mg/L), coliformes termotolerantes e totais (NPM/100ml), cor (mg/L Pt), cloreto (mg/L) e amônia (mg/L) foram analisadas no laboratório do DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgoto), segundo metodologia Standard Methods (APHA, 2005).

5.1.3 Análises Estatísticas

Os dados foram analisados estatisticamente utilizando-se a Correlação r de Spearman, Análise de Agrupamento (*Cluster Analysis*) e o teste não-paramétrico de *Kruskal-Wallis* (teste H).

A análise de agrupamento (*Cluster Analysis*) consiste, a partir dos dados físicos e químicos, em matrizes de similaridade entre as estações de coleta para os dois períodos estudados. Para isto foi utilizada a distância Euclidiana como coeficiente de similaridade e o UPGMA (Unweighted Pair-Group Method Average) como método de ligação ou formação dos grupos. Desta forma, para cada período (abril e agosto), foi gerado um dendograma, ou seja, a representação gráfica da análise (SOUZA, 2011).

Com o objetivo de testar diferentes fontes de variação que atuaram sobre a bacia foi aplicado o teste não-paramétrico de *Kruskal-Wallis* (teste H). Para este foram fixados como fontes de variação as estações de amostragem e as épocas de coleta. Todos estes tratamentos foram realizados através do programa STATISTICA (STATSOFT INC, 1995).

Antes da análise de agrupamentos, os resultados foram padronizados para a mesma escala e para cada variável foi realizada uma subtração da média e divisão pelo desvio-padrão. Este procedimento é necessário, pois os dados se apresentam em diferentes escalas e unidades incompatíveis. Para a análise de agrupamento utilizou-se a distância Euclidiana como coeficiente de similaridade e o UPGMA (Unweighted Pair Group Method Average) para a formação dos grupos.

5.1.4 IQA – Índice de Qualidade da Água

Um índice de qualidade, como o IQA (Índice de Qualidade da Água) não deve ser adotado como única forma de avaliação ambiental, e sim ser utilizado para complementar as informações produzidas na avaliação individual de cada parâmetro, incluindo a observância dos padrões de qualidade determinados nas legislações específicas (COSTA et al., 2010).

O IQA foi desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF) nos Estados Unidos da América, com base na pesquisa desenvolvida por Brown et al. (1970), junto a 142 especialistas.

Cada especialista indicava variáveis relevantes para a determinação da qualidade da água, e para cada variável atribuía-se um peso relativo, entre 0 e 1, proporcional a sua importância. Foram propostas inicialmente 35 variáveis, contudo, somente o oxigênio dissolvido, coliformes fecais (termotolerantes), pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais dissolvidos (QUADRO 2) foram consideradas mais representativas.

O índice de qualidade da água do rio Lambari foi calculado com base nas variáveis estabelecidas por este para os meses de abril e agosto utilizando as médias dos parâmetros analisados.

Primeiramente determinou-se os resultados analíticos para cada variável utilizada no modelo. Em seguida obtêm os respectivos valores de q , calculou-se o valor de q_{wi} (q elevado ao respectivo peso w_i) (QUADRO 2), o produtório

dos valores de q_{wi} de todas as variáveis e, por fim, classificou-se a amostra segundo as faixas de qualidade de água (TABELA 6).

Quadro 2 - Variáveis e respectivos pesos adotados no modelo de IQA da NSF.

Variáveis	Unidade de medida	Pesos (w_i)
Coliformes termotolerantes	NMP 100mL ⁻¹	0,16
Demanda bioquímica de oxigênio	mgL ⁻¹ , O ₂	0,11
Fosfato total	mgL ⁻¹ , PO ₄	0,10
Nitratos	mgL ⁻¹ , NO ₃	0,10
Oxigênio Dissolvido	% Saturação	0,17
pH	-	0,11
Sólidos totais dissolvidos	mgL ⁻¹	0,07
Temperatura	°C	0,10
Turbidez	uT ou NTU	0,08

Fonte: NSF (2007).

Com base nos pesos atribuídos, o valor de IQA foi determinado como o produtório ponderado da qualidade da água das nove variáveis selecionadas, elevadas ao seu respectivo peso (Equação 27). Ao final dos cálculos, a interpretação do valor de IQA se dá por faixas de qualidade, conforme mostrado na Tabela 6.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (27)$$

Em que:

- ✓ IQA = índice de qualidade da água (0 a 100);
- ✓ q_i = qualidade da variável i obtido através da curva média específica de qualidade (0 a 100);
- ✓ n = números de variáveis utilizadas;
- ✓ w_i = peso atribuídos a cada variável, em função de sua importância na qualidade da água (0 a 1).

Tabela 6 - Níveis de qualidade da água para o IQA.

Níveis do IQA	Classificação
0 - 25	Muito Ruim
26 - 50	Ruim
51 - 70	Regular
71 - 90	Bom
91 - 100	Excelente

Fonte: NSF (2007).

5.2 VAZÃO (M³/S)

As medidas de vazão (m³/s) foram realizadas no ponto P4, para isso foi utilizado o método convencional com Molinete Hidrométrico. O método consiste em determinar a área da seção do rio e a velocidade média do fluxo de água que passa nesta seção. A área é determinada através da medição da largura do rio e da profundidade em um número significativo de pontos ao longo da seção, denominados de verticais. As medidas de vazão foram e estão sendo feitas em trechos selecionados segundo homogeneidade fisiográfica.

Conta-se o número de rotações em torno do eixo durante um intervalo de tempo fixo, 30 segundos, obtendo a velocidade de rotação da hélice que está relacionada com a velocidade do fluxo (Equação 27).

$$V = a \cdot N + b \quad (27)$$

As constantes a e b da equação 28 foram apresentadas pela equação utilizada para o cálculo da velocidade (Equação 28), para N>0,6552.

$$V = 0,28304247 \cdot N - 0,01084045 \quad (28)$$

Sabendo que N é o número de rotações da hélice, em rotação por segundo, e V é a velocidade de fluxo.

A constante a, denominada passo da hélice, é à distância percorrida pelo fluxo em uma volta.

O método da meia seção é calculado pela equação 29 e, segue-se posteriormente a Figura 12 para ilustrar como é realizado este cálculo.

$$\begin{aligned} a_1 &= \left(\frac{d_2 - d_1}{2} \right) p_2 \\ a_3 &= \left(\frac{d_4 - d_2}{2} \right) p_3 \\ a_n &= \left(\frac{d_{n+1} - d_{n-1}}{2} \right) p_n \\ A &= \sum a_i \end{aligned} \quad (29)$$

Em que:

- a_n =as áreas parciais;
- d_n =distâncias horizontais entre pontos;
- A =área total.

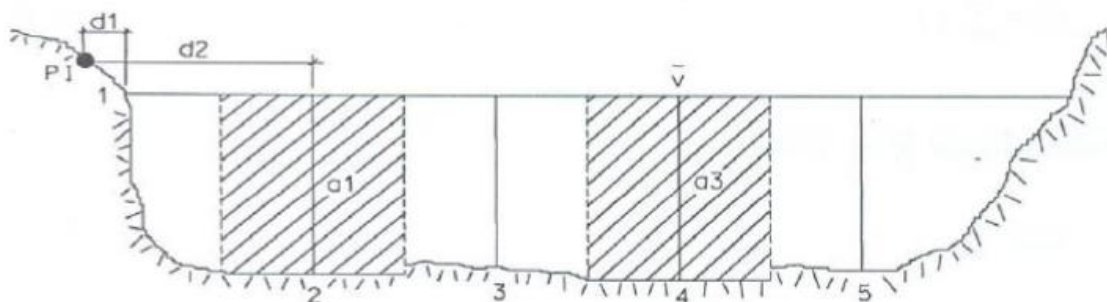


Figura 12 - Divisão das áreas pelo método da meia seção.
Fonte: SILVEIRA (2013).

Com o cálculo da vazão foi possível encontrar a curva-chave que relaciona diversos níveis de um rio com sua vazão e obtem-se pares cota-descarga. A relação é obtida a partir da interpolação destes pontos e, como esta operação não contempla todos os níveis possíveis, utiliza-se a extrapolação (PORTO et. al., 2001).

A função indireta do nível de água é dada por uma expressão exponencial (30). Sabendo que H_0 constitui um parâmetro desconhecido, este poderia ser entendido como sendo a leitura do nível d'água (NA) na régua, para o qual a vazão é nula. Assim H_0 pode assumir valores positivos ou negativos, dependendo da posição do zero da escala com relação ao fundo do rio (PORTO et. al., 2001).

$$Q = a(H - H_0)^b \quad (30)$$

Em que:

- a, b e H_0 são parâmetros de ajuste;
- H é o nível do rio (m);
- Q é a vazão (m^3/s).

A determinação dos parâmetros a, b e H_0 foi realizada por tentativa e erro, através da ferramenta iterativa Solver do Excel.

Os dados para o cálculo da vazão do rio foram coletados durante um ano, com início em março de 2013 e término em março de 2014. Após o cálculo da média de cada mês durante 1 ano, foi possível representar a curva-chave para o rio Lambari.

5.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA

Com base nos dados coletados e analisados em laboratório, foi possível calibrar e simular cenários a partir dos modelos matemáticos da qualidade da água QUAL-UFMG e Streeter-Phelps.

Para que os estudos de autodepuração e aplicação dos modelos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps fossem realizados no rio Lambari, tornou-se necessário definir as estações de coleta que seriam mais representativas aos estudos, estas já foram citadas anteriormente na Figura 11.

O princípio básico assumido pelo modelo consiste em considerar as 11 interações entre os principais fatores que controlam a concentração de oxigênio dissolvido no meio aquático (VON SPERLING, 2008), levando em conta as características hidráulicas e locais do curso de água.

A modelagem se baseia em três etapas, são elas: a calibração, validação e simulação de cenários.

A calibração pode ser considerada um procedimento primordial no sistema do modelo, é utilizada no modelo para ajustar os parâmetros das equações matemáticas à realidade física, química e biológica de um corpo d'água. Trata-se do ajuste dos dados observados com os dados estimados pelo modelo.

O processo de calibração consiste em variar parâmetros do modelo para obter um resultado satisfatório entre os dados calculados e observados. Um modelo matemático de qualidade da água devidamente calibrado é considerado instrumento importante ao apoio à tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos. (BÄUMLE, 2005).

Neste trabalho, o modelo foi calibrado com base nos seguintes constituintes: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio e suas formas (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo inorgânico e coliformes termotolerantes (fecais). Com as coletas realizadas nos meses de abril/2013 e agosto/2013, foi possível calibrar o modelo para cada período, devido ao fato de apresentarem características físicas, químicas e bacteriológicas diferentes.

Para o despejo do esgoto, foi realizada a equação de diluição (Equação 31) com base nos dados fornecidos pela literatura considerando a contribuição per capita de cada parâmetro analisado.

$$C_j = \frac{Q_m \cdot C_m + Q_e \cdot C_e}{Q_e + Q_m} \quad (31)$$

Em que:

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

A validação do modelo propriamente dito não foi realizada por falta de dados referentes às características hidráulicas, sendo seu objetivo confirmar o ajuste dos parâmetros obtidos na calibração do modelo.

A última fase consistiu em simular cenários, com o modelo pronto para ser utilizado, assim cenários do sistema de tratamento de esgoto foram simulados com uma eficiência de 60% e 90% do tratamento de esgoto.

5.4 ANÁLISE DA INCERTEZA

5.4.1 Simulação Monte Carlo

A simulação Monte Carlo baseia-se na execução de um elevado número de simulações (ex: 500, 1000). O número de rodadas deve ser maior, quanto mais complexo for o modelo e maior o número de variáveis (dados de entrada). Em cada corrida do modelo, é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Cada valor é gerado aleatoriamente, segundo uma distribuição e dentro de uma faixa ou critérios pré-especificados. Os resultados obtidos são posteriormente analisados estatisticamente, gerando resultados em termos de probabilidade e subsidiando a análise de sensibilidade (VON SPERLING, 2008).

Em cada uma das centenas de rodadas do modelo, cada dado de entrada onde haja incerteza deve ser gerado aleatoriamente segundo uma distribuição de frequência. Assim, na primeira rodada do modelo, tem-se um conjunto de dados de entrada, e com estes dados é feita a simulação, obtendo-se os dados de saída da forma convencional, e assim por diante até completar 1000 rodadas, neste caso. Desta forma, tem-se 1000 conjuntos de dados de entrada e os respectivos 1000 conjuntos de dados de saída. Com estes conjuntos podem ser feitas diversas análises estatísticas, sendo que a mais simples dela é se a reportar o percentual das simulações que conduzem ao atendimento a determinado padrão de qualidade.

Para a geração aleatória dos dados de entrada, duas distribuições de frequência usualmente utilizadas são a uniforme e a normal. Neste trabalho utilizou-se a distribuição uniforme e para executar as rodadas e simular o modelo Monte Carlo, utilizou-se uma planilha do Excel segundo metodologia de Von Sperling, 2008.

As simulações basearam-se nas seguintes variáveis vazão do rio e esgoto, DBO do rio e esgoto, OD do rio e esgoto, K_1 , K_2 e K_d , OD de saturação, distância, velocidade e eficiência de tratamento. As simulações foram rodadas para os dois meses em questão, para o modelo de Streeter-Phelps e para o modelo QUAL-UFMG.

6 RESULTADOS

6.1 ESTUDO DA FONTE POLUIDORA – ESGOTO DOMÉSTICO

A partir da visita feita ao Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) pode-se obter algumas informações importantes, como a vazão de esgoto (200 L/s) que é despejado no rio Lambari (FIGURA 13), o funcionamento da ETE prevista para junho de 2013, atualmente, as obras se encontram paradas.

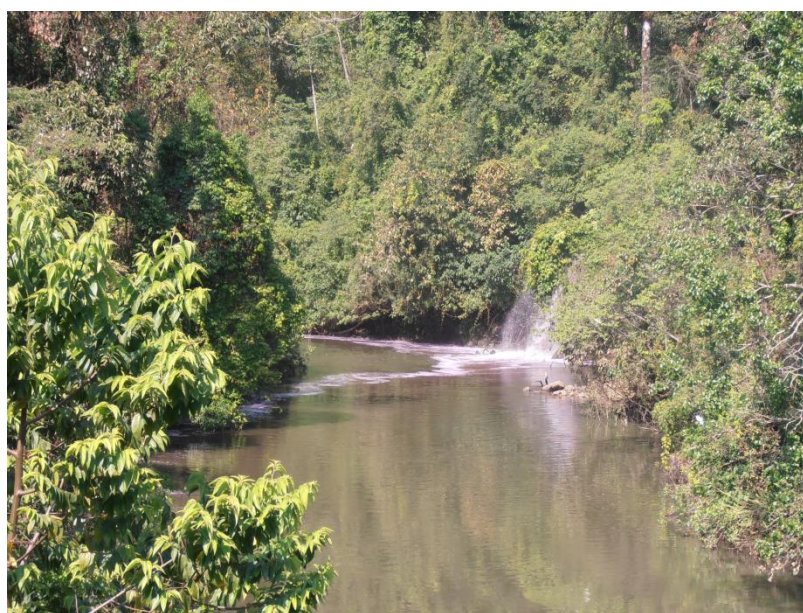


Figura 13 - Despejo de esgoto in natura no Rio Lambari.
Fonte: Da autora.

A Estação de Tratamento de Esgoto contará com o funcionamento de um reator anaeróbio ascendente (UASB) e terá 60% de remoção de carga orgânica a princípio, mas este valor deve ser aumentado com o tempo.

Atualmente, Poços de Caldas conta com uma população de 152.435 habitantes (IBGE, 2010), cerca de 80% do esgoto produzido pelo município é despejado *in natura* no rio Lambari. O coeficiente de retorno em Poços de Caldas é de 80% (R: vazão de esgotos/ vazão de água), supondo que um habitante produz em média 220 litros de esgoto por dia, tem-se a vazão do esgoto (Q_E) que é despejado no rio:

$$Q_E = 121.948 \times (220 \times 0,8) = 21.462.848 \frac{l}{dia} = 248,41l/s$$

Conhecendo a vazão de esgoto que é despejada no rio Lambari, é possível calcular a carga orgânica do esgoto propriamente dito, ou seja, a concentração média de DBO utilizando a contribuição “per capita” gerada pelos habitantes (0,054 kg/hab.dia):

$$\left(\frac{0,054kg}{hab.dia} \right) \div \frac{220l}{hab.dia} = \frac{2,45 \cdot 10^{-4}kg}{l}$$

$$[DBO] = \frac{2,45 \cdot 10^{-4}kg}{l} \cdot \frac{21.462.848l}{dia} = \frac{5.268,15kg}{dia}$$

A carga potencial doméstica estimada que é despejada no rio Lambari foi de 5.268,15 kg.DBO/dia.

6.2 MEDIDAS DAS VAZÕES

Na Tabela 7, está apresentada a média das vazões durante um ano de amostragem. O mês de julho, com uma vazão média de 6,6 m³/s, foi o que registrou o menor valor com relação aos meses secos, isto se deve ao fato de ser o mês mais crítico neste período.

Já o mês mais seco de todos, o qual se diferenciou de todos, foi o mês de fevereiro com uma vazão de 4,5 m³/s. Segundo informações fornecidas pelo DMAE (2013), nesta época do ano (chuvosa), costuma-se regularizar a vazão na represa do Cipó a montante do rio Lambari.

A maior média foi novembro com 32,7 m³/s, comprovando o início do período chuvoso.

Tabela 7 - Dados de vazão média dos meses de março/2013 até março/2014.

Meses	Vazão (m ³ /s)
Março/13	25,4
Abril/13	19,1
Maió/13	12,1
Junho/13	9,4
Julho/13	6,6
Agosto/13	7,9
Setembro/13	11,8
Outubro/13	8,5
Novembro/13	32,7
Dezembro/13	14,9
Janeiro/14	12,2
Fevereiro/14	4,5
Março/14	7,0

Fonte: Da autora.

A Figura 14 representa a curva-chave das vazões medidas durante o período até então determinado.

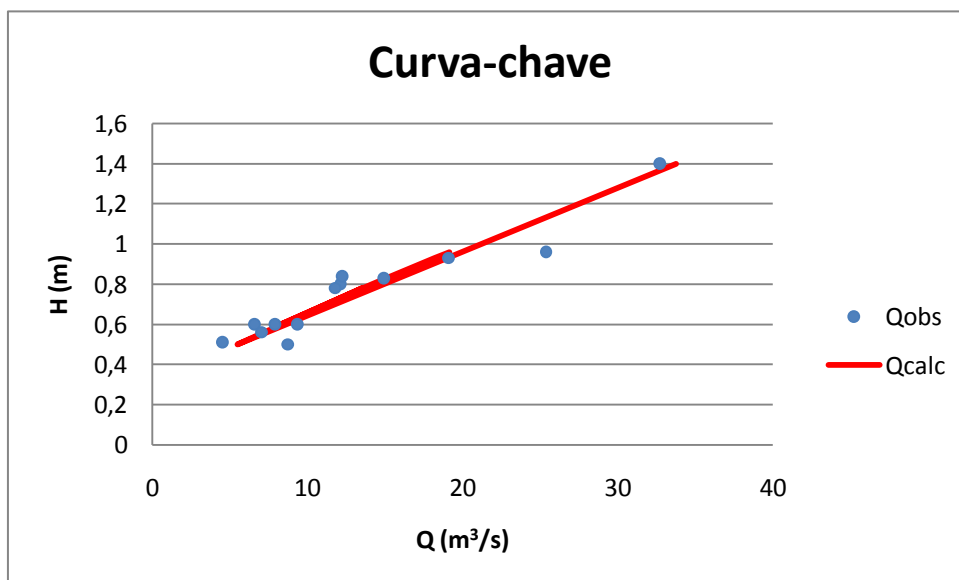


Figura 14 - Curva-chave do rio Lambari, sendo Q_{obs} a vazão observada e Q_{calc} a vazão calculada.
Fonte: Da autora.

Pela curva-chave foi possível ajustar os parâmetros, a expressão que melhor se enquadra está representada na Equação 32.

$$Q = 29,0574(H - 0,26191)^{1,1618} \quad (32)$$

Em que:

- $a = 29,0574$;
- $b = 1,1618$;
- $H_0 = 0,26191$.

A equação 32 otimizou os trabalhos de campo, pois é possível realizar a leitura do nível d'água no início do rio tendo apenas a batimetria e a curva-chave. Para os dados se tornarem cada vez mais confiáveis, deve-se fazer várias medidas de vazões, para que o coeficiente de determinação fique mais próximo de 1.

Neste caso, o ajuste atingiu 0,90, indicando que ainda é necessário realizar mais medições para se ter melhores resultados.

6.3 QUALIDADE DA ÁGUA

No Apêndice A encontra-se todos os dados coletados em cada estação distribuídos durante os 4 dias de cada período (abril e agosto) em que as coletas foram realizadas para cada amostragem feita.

Os Apêndices B e C apresentam a estatística descritiva das variáveis físicas, químicas e bacteriológicas da água medidas nos meses de abril e agosto.

As variáveis analisadas são descritas e discutidas a seguir tendo como base os dados que os apêndices promovem para o estudo proposto.

Temperatura (TEMP)

Os maiores valores de temperatura da água foram registrados em abril, com a média em torno de 21°C. Em agosto, manteve-se uma média de 17°C.

A temperatura do ar registrada foi maior em abril, especificamente nas estações P4 e P5, sendo esta média de 20,8°C e, o menor valor foi de 17,5°C na estação P1. Em agosto, a temperatura variou de 16,5 a 18,5°C (FIGURA 15).

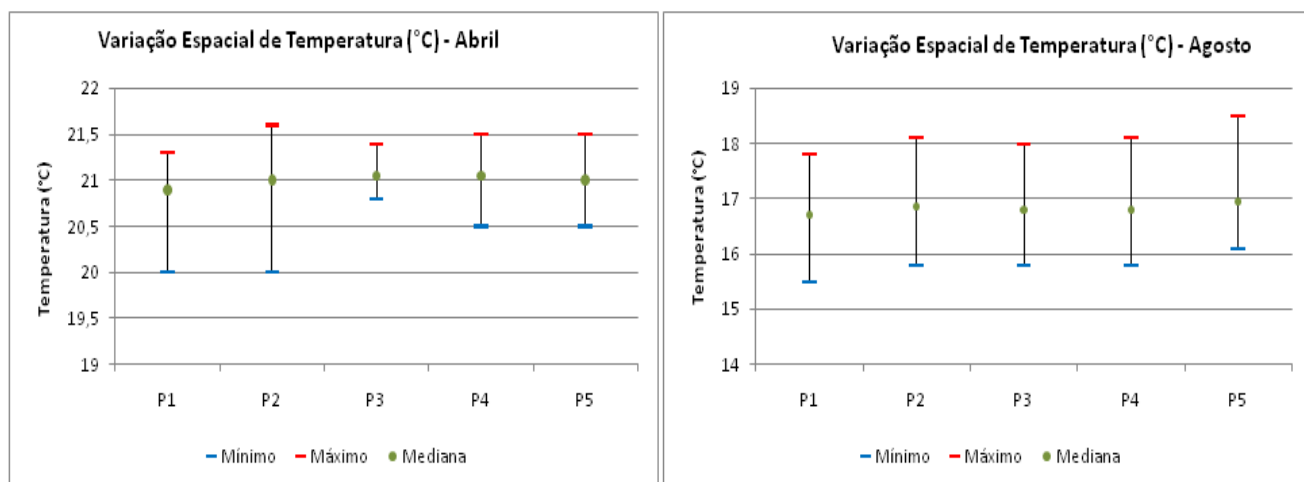


Figura 15 - Valores máximo, mínimo e mediana da temperatura nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

pH

Os valores registrados para o pH foram em torno de 7,0 para os dois meses em questão. O menor valor de média obtidos foi na estação P1, cujo pH foi 6,6 para agosto, e 6,9 para abril, sendo que os maiores valores foram 6,7 e 7,3 respectivamente.

Com relação às coletas separadas nos dois meses, dividida em 4 dias, a estação P1 obteve o maior e menor valores de pH, sendo estes 7,4 e 6,3, respectivamente (FIGURA 16).

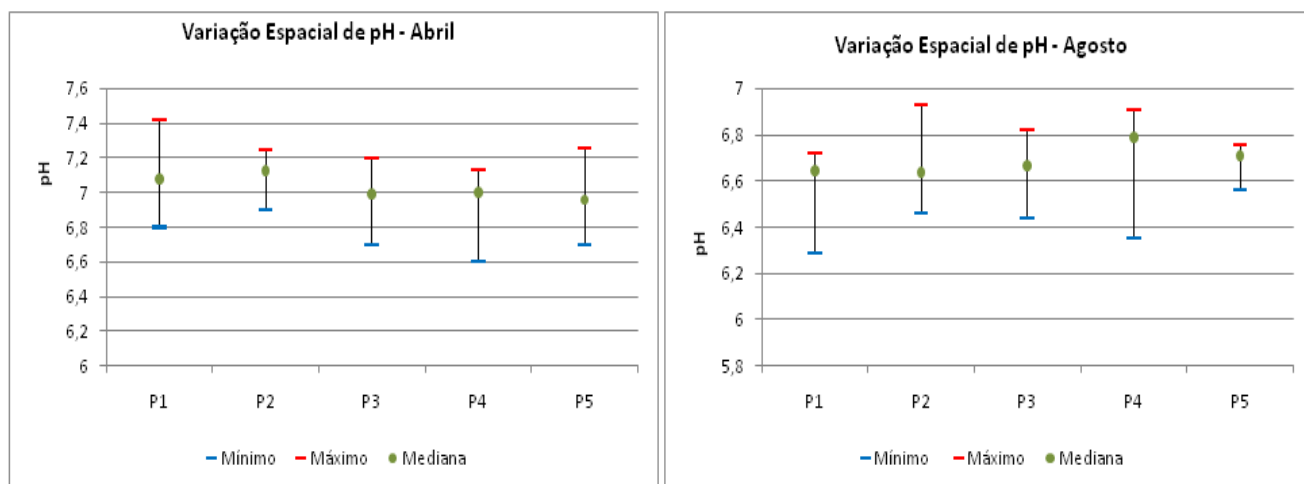


Figura 16 - Valores máximo, mínimo e mediana do pH nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

Coliformes Termotolerantes (COLTERM)

Quanto aos coliformes termotolerantes, registrou-se o maior valor em agosto na estação P2 com 1.600.000 NMP/100ml e o menor valor foi 1.400 NMP/100ml para a estação P1.

A estação P5 teve a menor média entre as estações no mês de agosto, sendo de 19.250 NMP/100ml e na estação P2 a maior média com 458.000 NMP/100ml. Em abril, a estação P5 obteve a menor média de 9.500 NMP/100ml e a maior foi de 138.800 NMP/100ml na estação P1 (FIGURA 17).

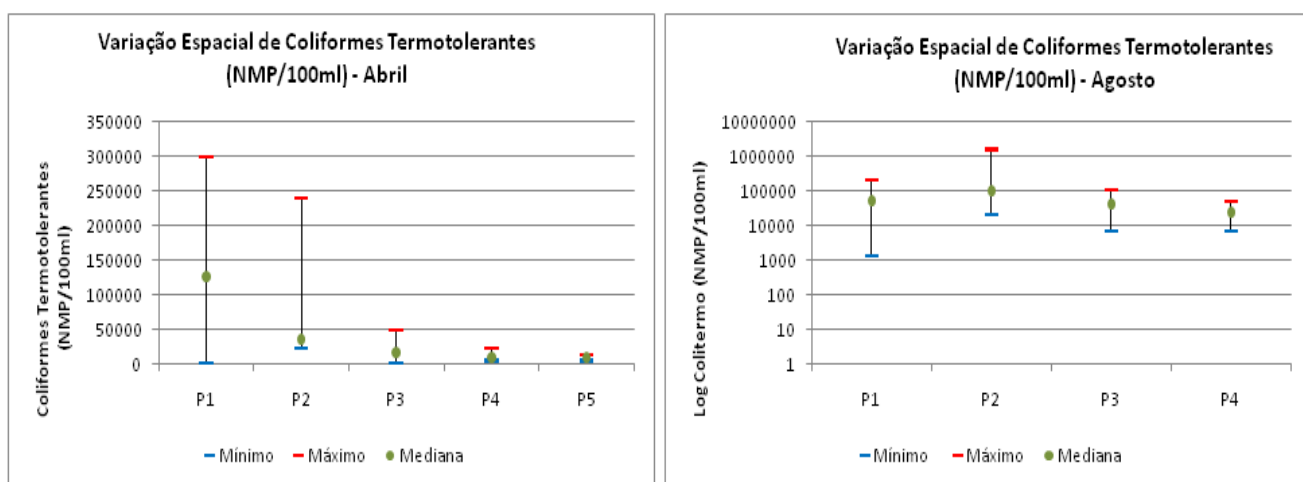


Figura 17 - Valores máximo, mínimo e mediana de coliformes termotolerantes nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

Turbidez (TURB)

Em abril, a turbidez alcançou 25,6 NTU nas estações P2 e P5, sendo o menor valor 14,2 para a estação P1. EM agosto, alcançou 12 NTU na estação P5 e, o menor valor foi 6,2 NTU na estação P1 também.

Em agosto, a maior média atingiu 10,8 NTU na estação P5 e, a menor foi 7,2 NTU (estação P1). Em abril, a estação P2 obteve a maior média com 20,6 NTU e, a estação P1 teve a menor média com 17,2 NTU (FIGURA 18).

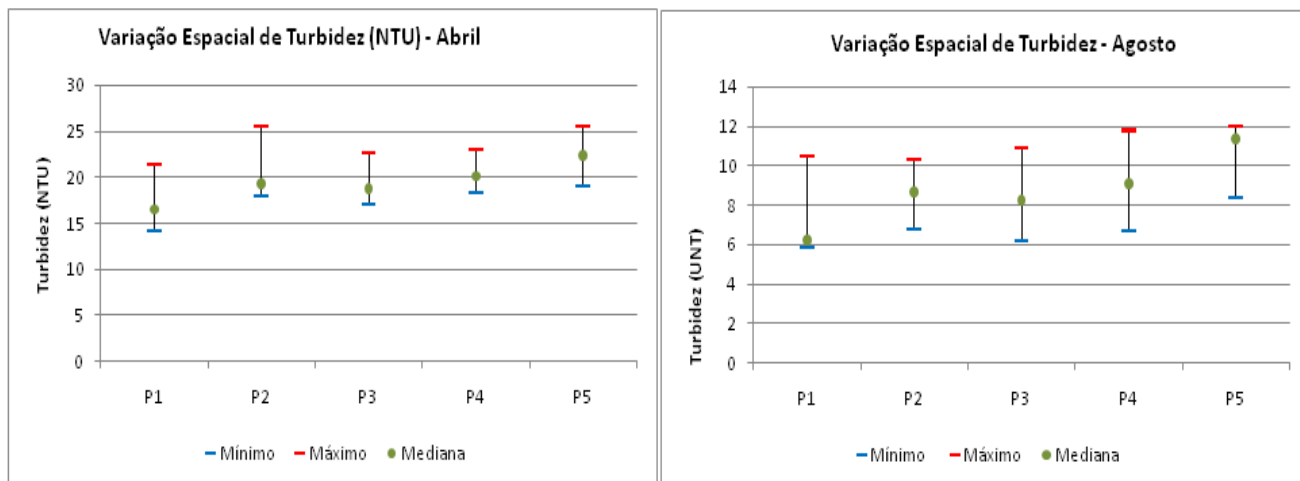


Figura 18 - Valores máximo, mínimo e mediana da turbidez nos meses de abril e agosto de 2013. Fonte: Da autora.

Cloreto (CLOR)

Em abril, o maior e menor valor atingido foi 3,1 e 0,3 mg/L, respectivamente para a estação P2. Em agosto, maior valor foi 10 mg/L na estação P5 e, o menor foi 6,5 mg/L na estação P1.

Nos dois meses em questão a estação P4 se destacou, pois em agosto obteve a menor média entre as estações, sendo esta de 7,1 mg/L, e no mês de abril, a maior média de 2,4 mg/L. Para a maior média em agosto, a estação P5 atingiu 8,6 mg/L e a menor média em abril foi 1,8 mg/L para a estação P3 (FIGURA 19).

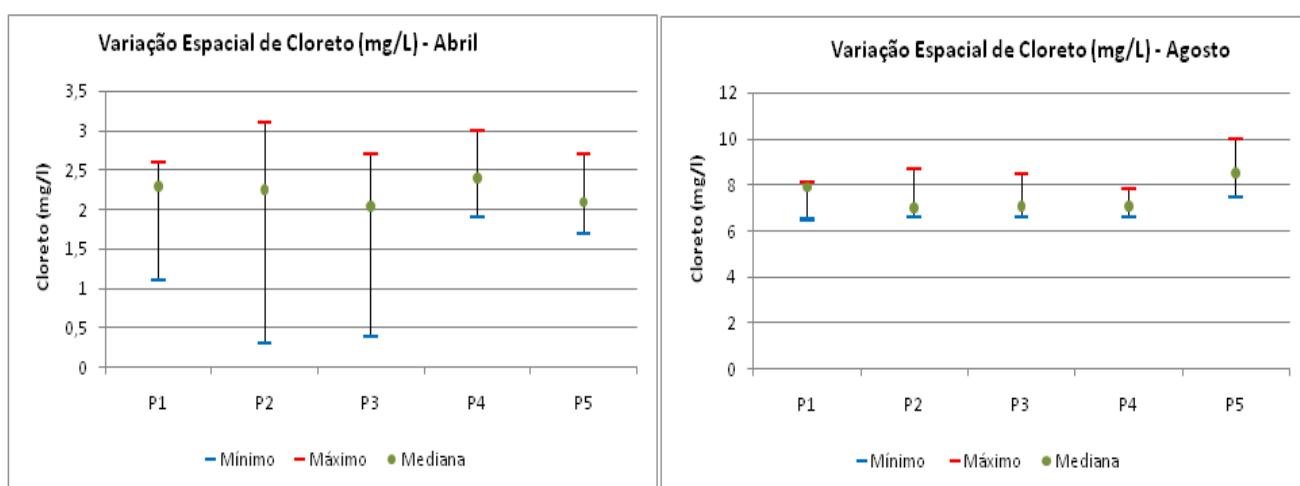


Figura 19 - Valores máximo, mínimo e mediana do cloreto nos meses de abril e agosto de 2013. Fonte: Da autora.

Oxigênio Dissolvido (OD)

Em abril, a maior média obtida foi na estação P5, cujo valor foi de 8,6 mg/L e a menor, 7,1 mg/L, foi na estação P4. E, em agosto, o oxigênio dissolvido apresentou médias maiores (2,4 mg/L) e menor (1,8 mg/L) nos pontos P4 e P5, respectivamente (FIGURA 20).

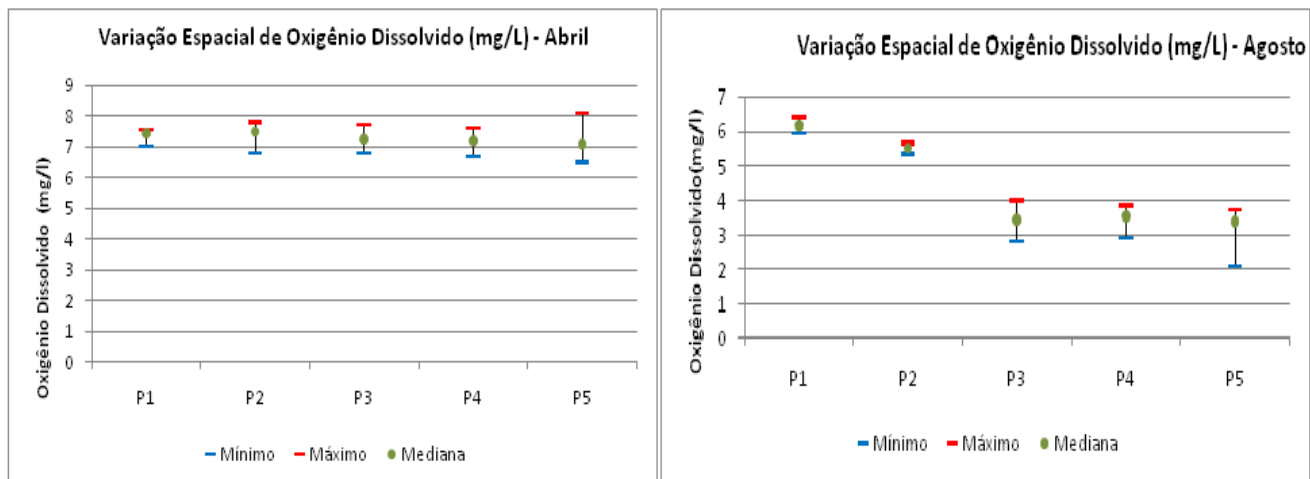


Figura 20 - Valores máximo, mínimo e mediana do oxigênio dissolvido nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A maior e menor média obtida nos dois meses analisados, foi apresentado na estação P5, com valores 2,1 e 9,5 mg/L, respectivamente. A menor média, em agosto, foi 2 mg/L para a estação P3 e, em abril, a média atingiu 3,1 mg/L na estação P2 (FIGURA 21).

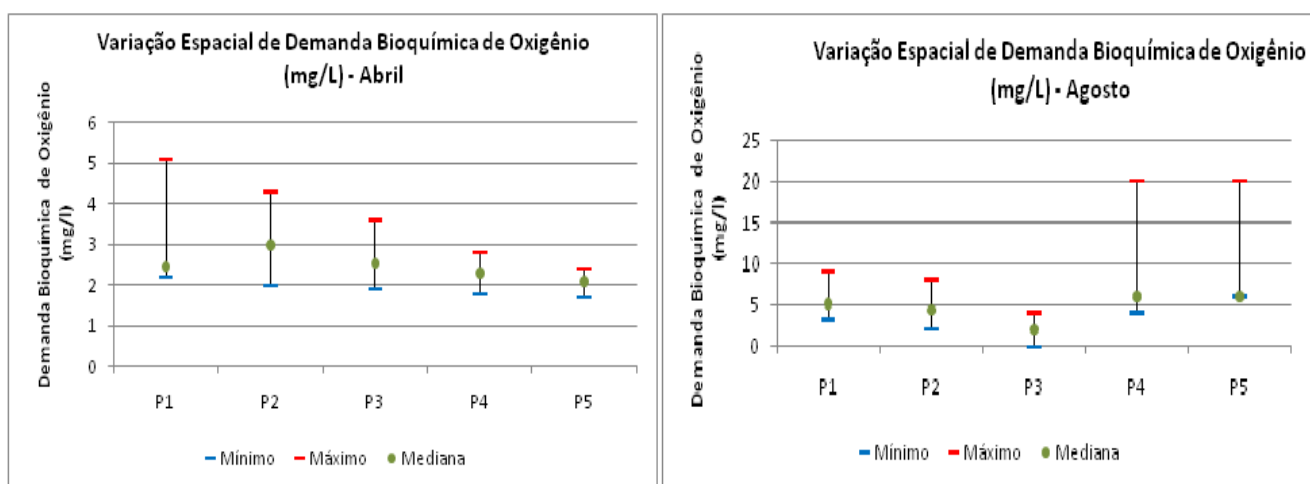


Figura 21 - Valores máximo, mínimo e mediana da demanda bioquímica de oxigênio nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

Amônia

Em agosto, a média atingiu 1,2 mg/L na estação P5 e o menor valor chegou a marca de 0,3 mg/L no ponto P1. Em abril, os valores foram de 0,1 mg/L na estação P1 e 0,2 mg/L na estação P2, sendo estes, respectivamente, a menor e maior média da variável amônia (FIGURA 22).

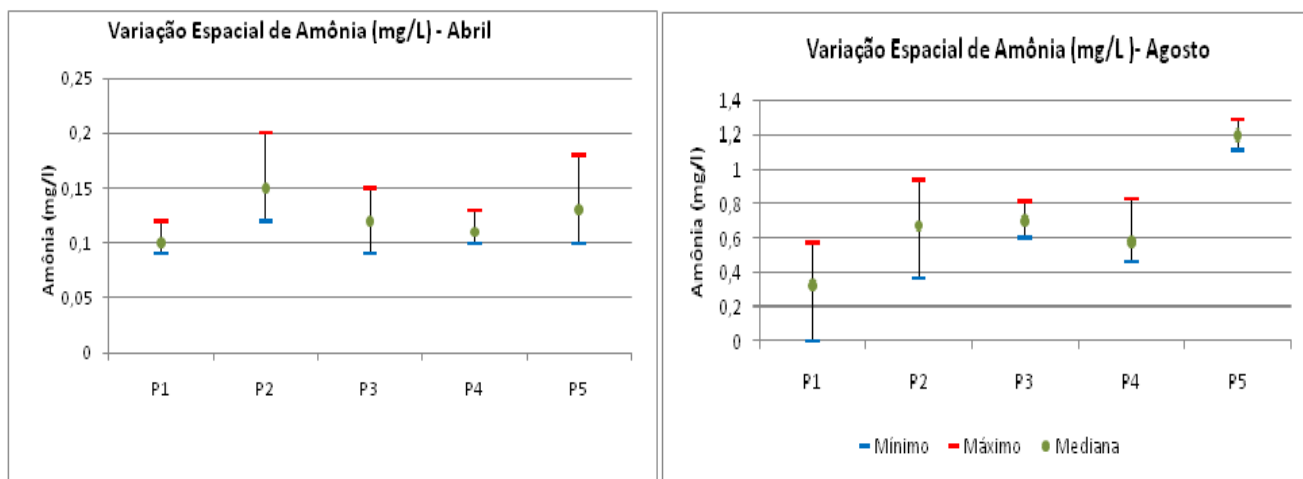


Figura 22 - Valores máximo, mínimo e mediana da amônia nos meses de abril e agosto de 2013. Fonte: Da autora.

Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

A estação P1 apresentou a menor média nos dois períodos estudados, com 39,8 e 15,8 mg/L, nesta ordem. Já a estação P5, atingiu os maiores valores nos dois períodos, sendo 51,3 mg/L em agosto e, 19,8 mg/L em abril (FIGURA 23).

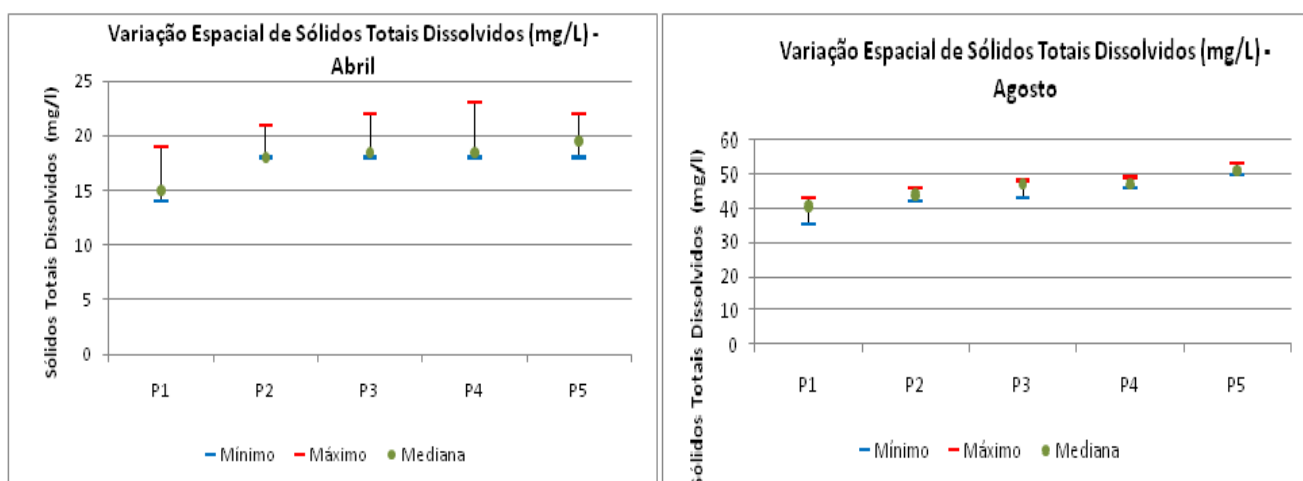


Figura 23 - Valores máximo, mínimo e mediana dos sólidos totais dissolvidos nos meses de abril e agosto de 2013. Fonte: Da autora.

Nitrato (NITR)

Os menores valores em agosto foram obtidos nas estações P3 e P4, estes chegaram a 0 (zero); em abril, o menor valor apresentou-se na estação P2 (0,3 mg/L). As maiores média de nitrato atingiram 0,1 mg/L em agosto (estação P1) e 0,4 mg/L em abril (estação P3) (FIGURA 24).

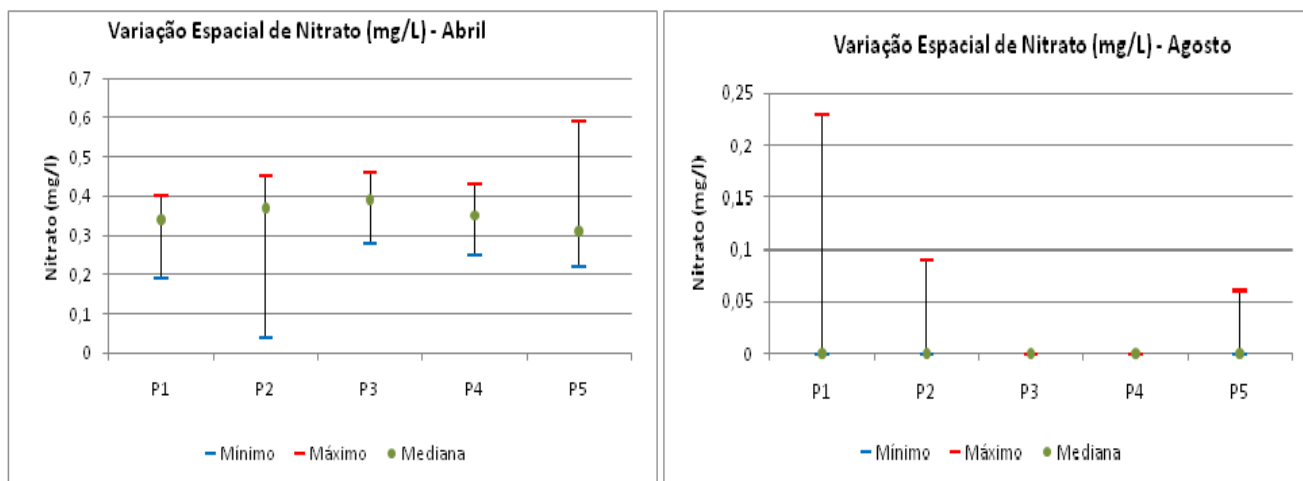


Figura 24 - Valores máximo, mínimo e mediana do nitrato nos meses de abril e agosto de 2013.
Fonte: Da autora.

Condutividade (COND)

A estação P1 apresentou as menores médias nas duas épocas definidas, sendo estes valores 84,1 $\mu\text{S/cm}$ em agosto e 31,9 $\mu\text{S/cm}$ em abril. E, a estação P5 atingiu os maiores valores nos dois períodos com 106,7 $\mu\text{S/cm}$ e 42,1 $\mu\text{S/cm}$, em agosto e abril, nesta ordem (FIGURA 25).

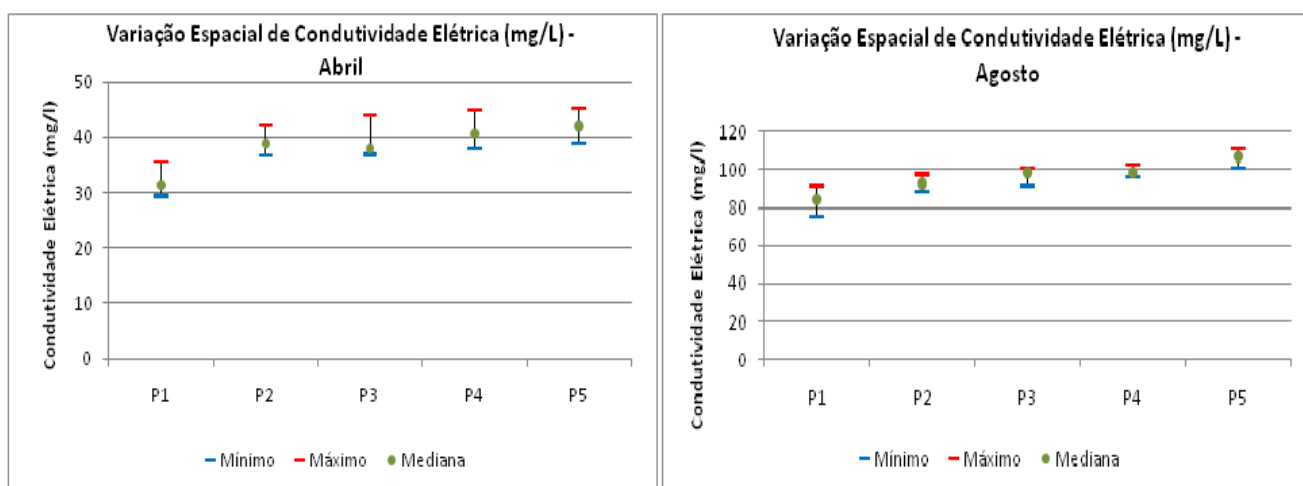


Figura 25 - Valores máximo, mínimo e mediana da condutividade nos meses de abril e agosto de 2013.
Fonte: Da autora.

Alcalinidade (ALCAL)

As maiores médias foram atingidas na estação P5 nas duas épocas, em agosto apresentando 21,6 mgCaCO₃ e no mês de abril com 19,0 mgCaCO₃. Em agosto, a média mínima foi 18,4 mgCaCO₃ e abril 15,3 mgCaCO₃ (FIGURA 26).

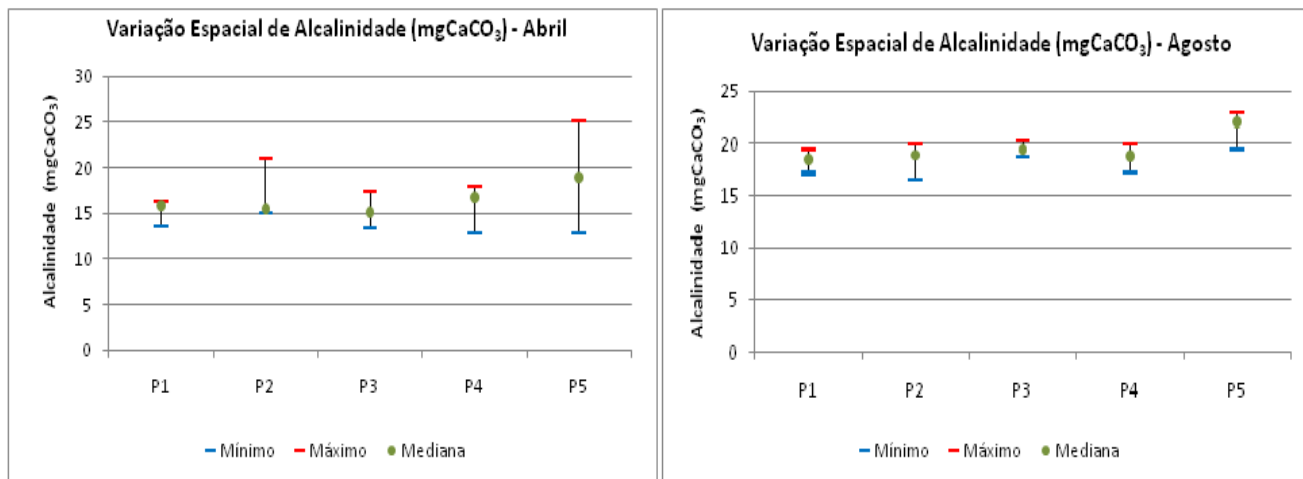


Figura 26 - Valores máximo, mínimo e mediana da alcalinidade nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

Fosfato (FOSF)

A estação P5 alcançou médias altas em abril com 0,13 mg/L e agosto com 0,11 mg/L. Ao contrário que aconteceu nas estações P1 e P3 que obtiveram as menores médias de fosfato nos dois períodos, sendo 0,03 mg/L para agosto (estação P1) e 0,05 mg/L para abril (estação P3) (FIGURA 27).

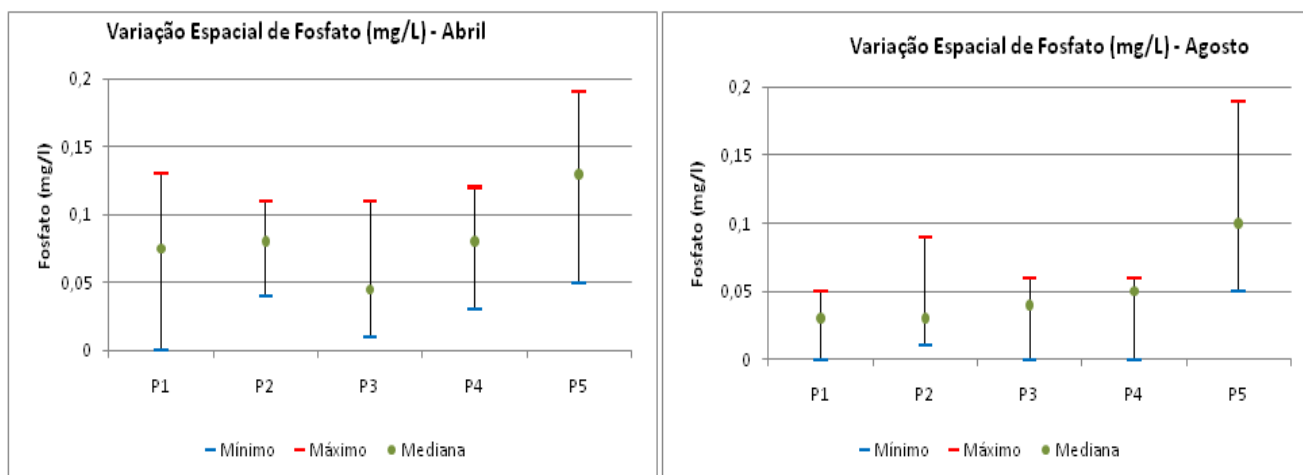


Figura 27 - Valores máximo, mínimo e mediana do fosfato nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

Sólidos Totais Suspensos (STS)

Em agosto, atingiu-se 30,5 mg/L na estação P4 e como menor média registrada na estação P2 com 12,5 mg/L. Para abril, o menor valor de média ocorrido foi na estação P3 com 9,0 mg/L e o maior atingido apresentou-se na estação P1 (47,5 mg/L) (FIGURA 28).

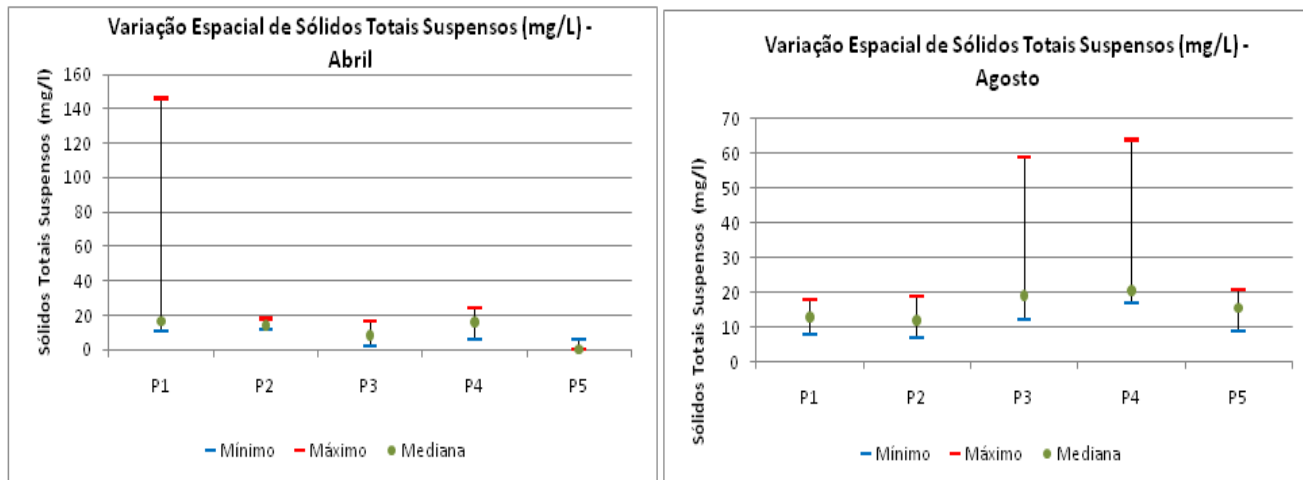


Figura 28 - Valores máximo, mínimo e mediana dos sólidos totais suspensos nos meses de abril e agosto de 2013.

Fonte: Da autora.

6.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

O índice de qualidade da água correlaciona-se com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais. Cada sistema lótico possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico.

Neste sentido, os trabalhos de campo buscam a obtenção de índices de qualidade de água que reflitam resumidamente e objetivamente as alterações, com ênfase para as intervenções humanas, como o uso agrícola, urbano e industrial (TOLEDO E NICOLELLA, 2002).

Neste trabalho, o IQA foi calculado para cada estação nos meses de abril e agosto, os resultados encontram-se no Quadro 3.

Quadro 3 - Índice de qualidade ambiental das estações analisadas.

Pontos	Abril - 2013	Classificação	Agosto - 2013	Classificação
1	52	Médio	55	Médio
2	54	Médio	49	Ruim
3	59	Médio	47	Ruim
4	60	Médio	49	Ruim
5	60	Médio	47	Ruim

Fonte: Da autora.

Analisando os dados e de acordo com o Quadro 4, ao qual representa os limites de IQA estabelecido pelo IGAM-MG (2005), o ponto 1 manteve-se com uma qualidade média nos dois meses de coleta, 52 e 55, em abril e agosto, respectivamente. A qualidade da água nos pontos de 2 a 5, em abril, foi média, já em agosto os valores ficaram abaixo do esperado com uma qualidade ruim. Isto se deve ao fato, do rio Lambari estar localizado em uma região que recebe toda a influência da urbanização, estando este a jusante do município de Poços de Caldas – MG, além de receber despejos de efluentes in natura em suas águas.

De acordo com os estudos realizados no rio Jordão (MG), Paula (2011) mostrou que o índice de qualidade da água no período chuvoso obteve maior valor com relação ao período de estiagem, isso é comprovado neste trabalho, quanto se compara o mês de abril, classificado como o período de vazante, com o mês de agosto, época de estiagem.

Quadro 4 - Limites de IQA estabelecidos pelo IGAM-MG.

	NSF (IGAM-MG)
Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Muito Ruim	$0 < IQA \leq 25$

Fonte: IGAM – MG (2005).

Estudos realizados no Ribeirão das Antas (PROJETO ARCAL, 2009), em Poços de Caldas, comprovaram que a qualidade da água se deteriorou à medida que o ribeirão se aproxima da cidade. Neste ribeirão, o valor de IQA atingiu 100

no ponto mais distante da cidade e o menor valor foi 57, que ocorreu na estação mais próxima da cidade, sabendo que estes valores indicaram uma qualidade que variou entre excelente a média (PROJETO ARCAL, 2009). Este estudo mostra a influência que a região antropizada tem sobre o meio aquático.

6.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A Tabela 8 representa a matriz de correlação r de Spearman para as variáveis analisadas neste trabalho, as estações e períodos, considerando-se significativas as correlações com $p < 0,05$.

Os resultados da matriz mostram que a temperatura teve correlações positivas com pH (0,615), turbidez (0,737), oxigênio dissolvido (0,699), nitrato (0,779) e fosfato (0,156).

A variável Coliformes Termotolerantes demonstrou correlações não significativas com alcalinidade (0,043) e fosfato (0,030) e correlações negativas com temperatura (-0,314), turbidez (-0,277), OD (-0,133), nitrato (-0,182) e STS (-0,029).

O pH manteve correlações positivas com OD (0,511), nitrato (0,589) e fosfato (0,328), do mesmo modo que a turbidez. Ao contrário do pH e da turbidez, o cloreto mostrou-se com correlações negativas com OD (-0,700), nitrato (-0,735) e fosfato (-0,295).

A DBO apresentou correlações negativas com o nitrato (-0,489), fosfato (-0,052) e STS (-0,033). As correlações positivas foram com Amônia (0,429), STD (0,552), condutividade (0,512) e alcalinidade (0,270). A amônia mostrou correlações negativas com nitrato (-0,708) e fosfato (-0,028). Os sólidos totais dissolvidos (STD) manteve correlações negativas com fosfato (-0,108) e nitrato (-0,731).

A condutividade teve correlação negativa com fosfato (-0,126) e correlações positivas com STS (0,086) e alcalinidade (0,678). A alcalinidade teve correlação positiva com o fosfato (0,267) e negativa com o STS (-0,069). E, por fim, o fosfato apresentou correlação negativa com o STS (-0,148).

Tabela 8 - Matriz de correlação entre as variáveis medidas. Correlação r de Spearman. Em destaque as correlações não significativas a $p < 0,05$.

	ColTerm	Temp	pH	Turb	Clor	OD	DBO	Amônia	STD	Nitrato	Cond. Elétrica	Alcal	Fosfato	STS
ColTerm	1,000	-0,314	0,147	-0,277	0,174	-0,133	0,324	0,155	0,109	-0,182	0,090	0,043	0,030	-0,029
Temp		1,000	0,615	0,737	-0,780	0,699	-0,417	-0,682	-0,634	0,779	-0,664	-0,601	0,156	-0,130
pH			1,000	0,586	-0,688	0,511	-0,308	-0,544	-0,541	0,589	-0,559	-0,255	0,328	-0,257
Turb				1,000	-0,609	0,744	-0,512	-0,578	-0,672	0,765	-0,637	-0,376	0,362	-0,099
Cloreto					1,000	-0,700	0,440	0,665	0,755	-0,735	0,776	0,544	-0,295	0,238
OD						1,000	-0,490	-0,731	-0,879	0,784	-0,876	-0,576	0,163	-0,120
DBO							1,000	0,429	0,552	-0,489	0,512	0,270	-0,052	-0,033
Amônia								1,000	0,843	-0,708	0,837	0,599	-0,028	0,109
STD									1,000	-0,731	0,976	0,648	-0,108	0,076
Nitrato										1,000	-0,745	-0,497	0,295	-0,187
Cond. Elétrica											1,000	0,678	-0,126	0,086
Alcal												1,000	0,267	-0,069
Fosfato													1,000	-0,148
STS														1,000

Fonte: Da autora.

As análises de agrupamento *Cluster Analysis* estão representadas nas Figuras 29 e 30.

Em abril há um isolamento da estação P1 e as demais estações de coleta. Em razão disso, conclui-se que o despejo inicia-se na estação P2, por isso há esse isolamento entre os pontos. Analisando o dendograma percebe-se que ocorre a formação de dois grupos, o grupo de P2 e P3 que são mais similares entre si, e o grupo de P4 e P5. Esta distribuição reflete as influências e impactos sobre a qualidade da água.

Em agosto observou-se o isolamento da estação P5 e a similaridade entre P1 e P2, P3 e P4. A estação P5 fica mais distante do despejo, sendo esta o último ponto de coleta. Assim, a distribuição indicou que a estação P5 encontra-se mais impactada se comparada com as demais, isso somente ocorre no período de seca, já no período de vazante a estação P5 e P4 são similares entre si.

De modo geral, pode-se inferir que a estação P1 se destaca das demais por possuir níveis de qualidade da água superior em quase todas as variáveis analisadas. A estação P5, ao contrário de P1, configura-se na mais impactada entre todas, em relação ao oxigênio dissolvido, condutividade, alcalinidade e sólidos totais dissolvidos que foram registrados no período de estiagem.

Pode-se perceber também a similaridade entre as estações P1 e P2 em abril, isto ocorre devido à influência recebida pelo período de vazante, especificamente no que se refere à turbidez.

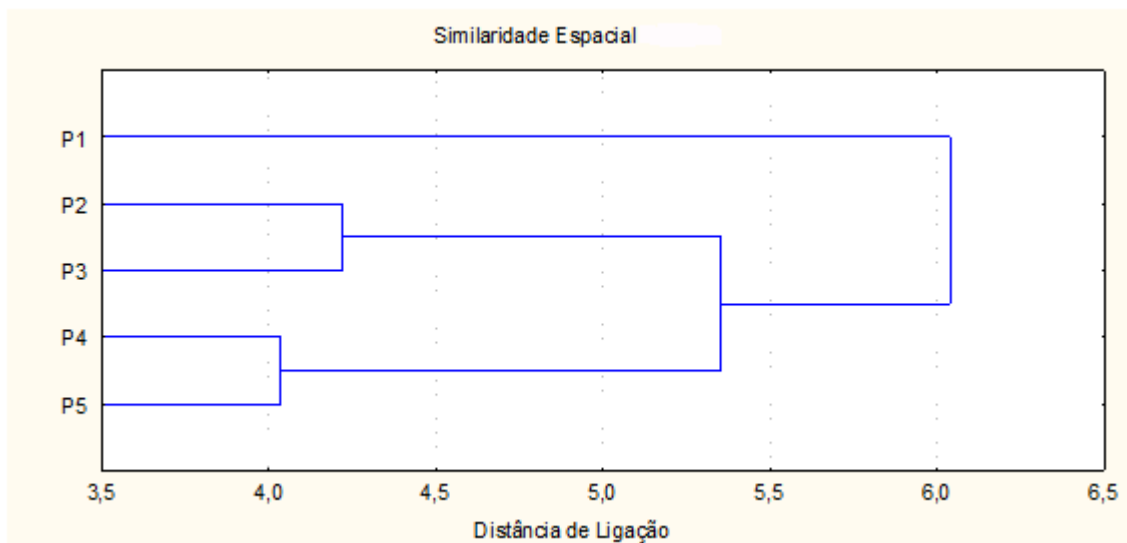


Figura 29 - Dendrograma de similaridade espacial entre as estações de coleta para os valores médios de abril.

Fonte: Da autora.

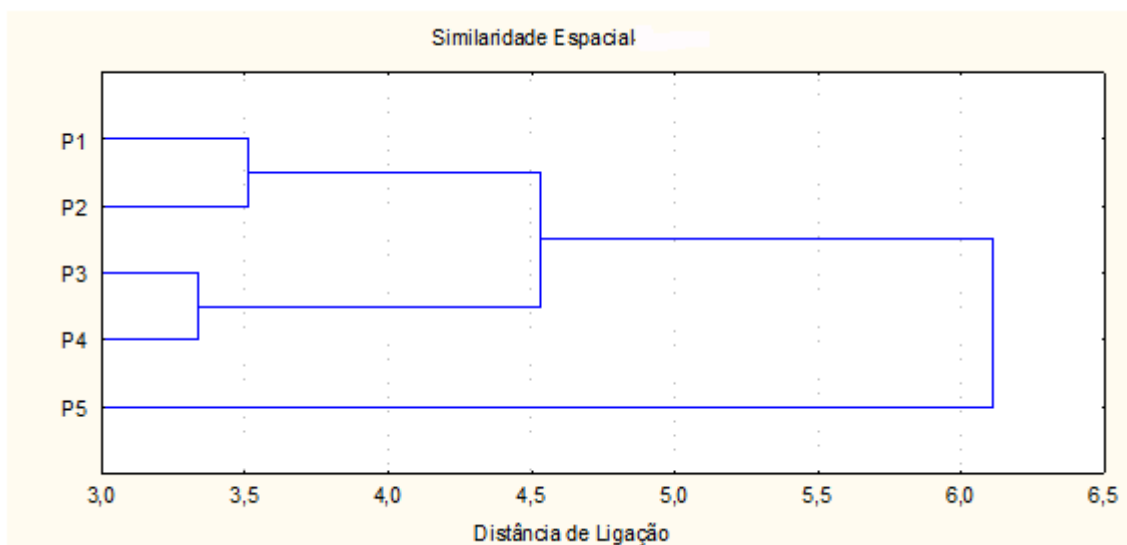


Figura 30 - Dendrograma de similaridade espacial entre as estações de coleta para os valores médios de agosto.

Fonte: Da autora.

Os resultados do teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* (teste H) estão representados na Tabela 9.

Para os períodos (abril e agosto) como fonte de variação houve a diferenciação em quase todas as variáveis de qualidade da água considerada

com valores de H significativos ($p < 0,01$), exceto coliformes termotolerantes ($p = 0,126$), fosfato ($p = 0,0489$) e sólidos totais suspensos ($0,3025$). Para as estações de coleta não houve diferenciação significativa a $p < 0,01$.

Tabela 9 - Resultados do teste *Kruskal-Wallis* (teste H) para variáveis registradas durante o ano de 2013. Em negrito, valores não significativos a $p < 0,01$.

Variáveis	Fontes de Variação	
	Estações	Períodos (agosto/abril)
COLTERM	9,1223 $p = 0,0581$	2,3417 $p = 0,1260$
TEMP	0,2808 $p = 0,9910$	29,3702 $p = 0,0000$
pH	0,4733 $p = 0,9760$	18,0544 $p = 0,0000$
TURB	3,2123 $p = 0,5230$	29,282 $p = 0,0000$
CLOR	0,5601 $p = 0,9674$	29,315 $p = 0,0000$
OD	2,5828 $p = 0,6299$	29,2985 $p = 0,0000$
DBO	3,6045 $p = 0,4622$	12,2118 $p = 0,0005$
AMON	5,5175 $p = 0,2382$	23,7742 $p = 0,0000$
STD	4,9623 $p = 0,2912$	29,5622 $p = 0,0000$
NITR	0,0579 $p = 0,9996$	30,1356 $p = 0,0000$
COND	6,2334 $p = 0,1824$	29,2737 $p = 0,0000$
ALCAL	6,8195 $p = 0,1458$	13,3416 $p = 0,0003$
FOSF	10,3568 $p = 0,0348$	3,878 $p = 0,0489$
STS	2,9578 $p = 0,5649$	1,0629 $p = 0,3025$

Fonte: Da autora.

6.6 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE STREETER-PHELPS E QUAL-UFMG PARA O MÊS DE ABRIL

6.6.1 Equações da velocidade e profundidade em função da fórmula de Manning

Primeiramente define-se o coeficiente de rugosidade, que depende da característica do curso de água. De acordo com Von Sperling (2007), as faixas de valores do coeficiente são definidas a seguir:

- Leitos limpos, suaves e retilíneos: $n = 0,025$ a $0,033$;
- Leitos rugosos, sinuosos e com zonas mortas: $n = 0,045$ a $0,060$;
- Rios com muita vegetação e sinuosos: $n = 0,075$ a $0,150$.

Para o estudo proposto, utilizou-se o coeficiente de rugosidade $n = 0,05$, devido às características físicas do rio Lambari, sendo seu curso d'água com leito rugoso, sua morfologia com meandros e possuir zonas mortas, devido à baixa velocidade ao longo do rio.

Após a determinação do coeficiente de rugosidade e por meio dos dados fornecidos pelo Quadro 1, foi possível encontrar os coeficientes das equações 23 e 24 (FIGURA 31) para velocidade e profundidade, respectivamente. Os dados pertinentes para o cálculo dos coeficientes estão representados no Quadro 5.

Quadro 5 - Dados necessários para calcular as equações da velocidade e profundidade.

y	A(m²)	b	i	Z	P(m)	Rh(m)	n	m³/s	m/s	Bmédio	Btopo
0,96	17,68	16,5	0,062	1	19,215	0,9203	0,05	24,779	1,4013	17,46	18,42
1,84	37,13	16,5	0,062	1	21,704	1,7108	0,05	179,81	4,8427	18,34	20,18
1,24	23,54	16,5	0,062	1	20,007	1,1763	0,05	53,886	2,2896	17,74	18,98
1,6	31,52	16,5	0,062	1	21,025	1,4991	0,05	117,21	3,7186	18,1	19,7
2,1	43,47	16,5	0,062	1	22,44	1,9372	0,05	269,92	6,2093	18,6	20,7
2,06	42,48	16,5	0,062	1	22,327	1,9025	0,05	254,4	5,9892	18,56	20,62
1,64	32,44	16,5	0,062	1	21,139	1,5346	0,05	126,4	3,8966	18,14	19,78
1,2	22,68	16,5	0,062	1	19,894	1,14	0,05	48,773	2,1505	17,7	18,9
0,18	3,035	16,5	0,062	1	17,009	0,1784	0,05	0,1599	0,0527	16,68	16,86

Fonte: Da autora.

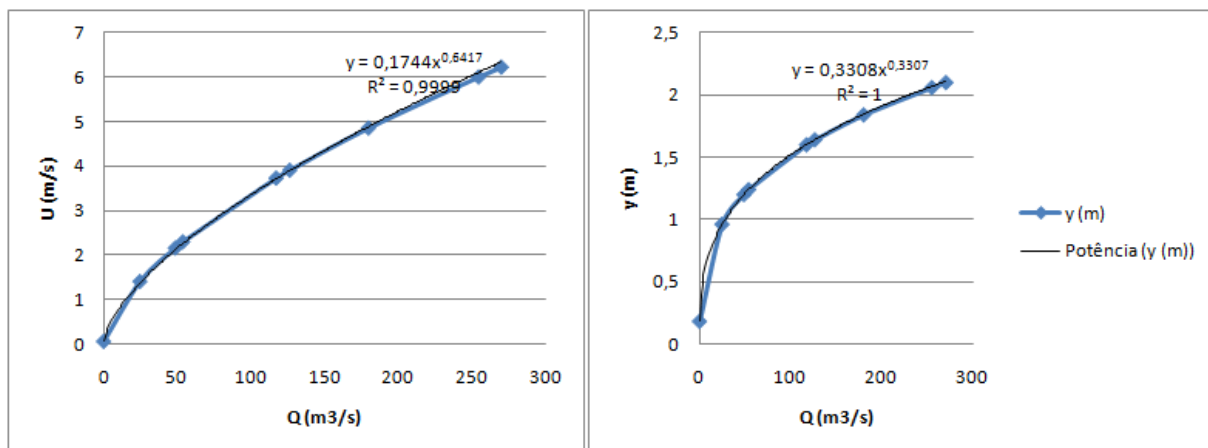


Figura 31 - Cálculo dos coeficientes “a” e “b”, “c” e “d” das equações da velocidade (U) e profundidade (y), respectivamente.

Fonte: Da autora.

Com isso, pode-se dizer que a equação da velocidade é $U = 0,1744 \cdot Q^{0,6417}$, e para a profundidade: $y = 0,3308 \cdot Q^{0,3307}$.

6.6.2 Entrada de dados

Primeiramente, elaborou-se o diagrama unifilar (FIGURA 32), podendo observar uma fonte pontual de esgoto e nenhum tributário. Para a modelagem foi utilizado um passo de integração do comprimento de cada segmento igual a 0,1km.

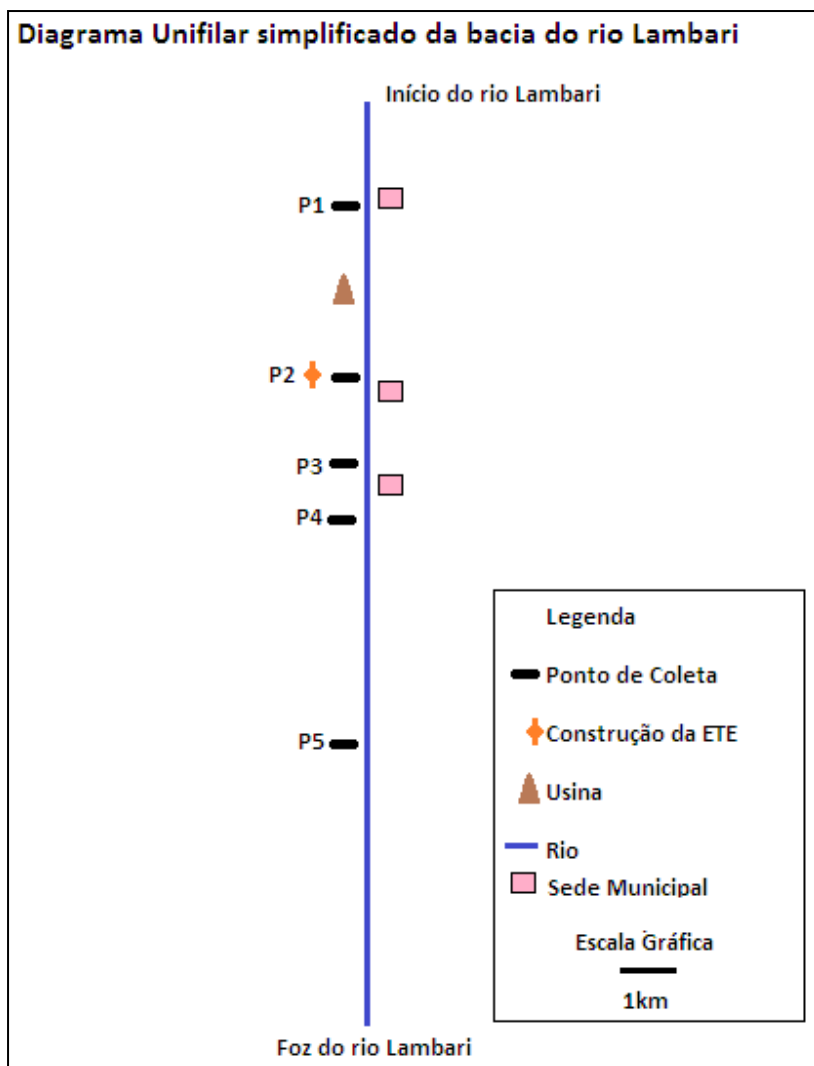


Figura 32 - Diagrama Unifilar simplificado da bacia do rio Lambari.
Fonte: Da autora.

6.6.3 Calibração do Modelo

Knapik (2009) realizou os ajustes nas variáveis (oxigênio dissolvido, DBO, nitrogênio e fósforo) do modelo QUAL2E partindo de combinações de valores indicados na literatura, ele ressaltou também que faltam estudos nacionais para determinação dos coeficientes de oxidação, sedimentação e liberação de nitrogênio e fósforo. Nitrogênio e fósforo, em uma bacia com altos índices de lançamento de efluentes domésticos, representam uma contribuição significativa em termos de interferência na qualidade da água.

Há carência de estudos para a estimativa de taxas locais de contribuição destes dois parâmetros apesar de se ter informações a respeito do uso e ocupação do solo, que interferem diretamente na dinâmica destes nutrientes no ambiente. Daí a calibração do QUAL2E, e dos modelos derivados deste, utilizarem normalmente os dados de OD e DBO (MOURÃO, 2010).

6.6.3.1 Vazão

A Figura 33 apresenta a modelagem da vazão e a $Q_{7,10} = 2,28 \text{ m}^3/\text{s}$ estabelecida pelo IGAM, 2009. Como a vazão foi considerada uniforme ao longo do rio, os valores encontrados na modelagem foram constantes também, sabendo que a vazão do rio medida foi $19,08 \text{ m}^3/\text{s}$ e a vazão modelada foi $19,28 \text{ m}^3/\text{s}$.

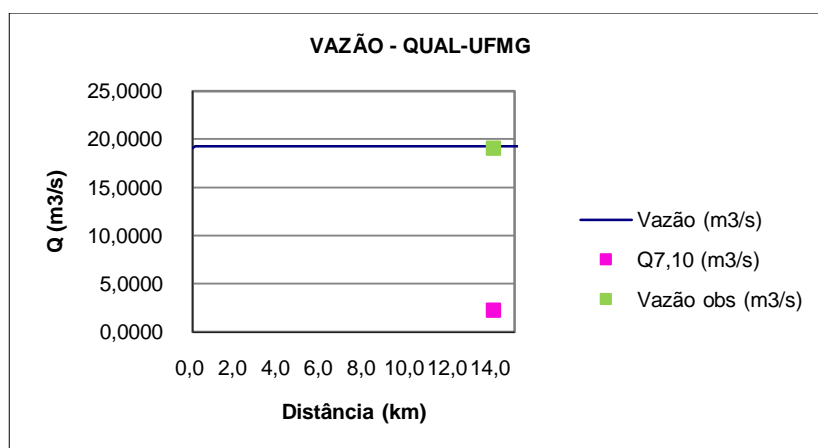


Figura 33 - Vazão x Distância do rio Lambari obtida após inclusão dos dados.
Fonte: Da autora.

6.6.3.2 Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Inicialmente, calibrou-se o modelo de Streeter-Phelps para em seguida compará-lo com os resultados obtidos na calibração do modelo QUAL-UFMG.

O oxigênio dissolvido do esgoto usado neste modelo foi $7,3 \text{ mg/L}$, estabelecido pela Equação 31, considerando a concentração de esgoto de 0 mg/L , segundo dados da literatura. A modelagem do oxigênio dissolvido é dividida

em cinética da desoxigenação e cinética de reaeração. A cinética da desoxigenação abrange os coeficientes de desoxigenação (K_1) e o coeficiente de decomposição da DBO no rio (K_d), e a cinética de reaeração o coeficiente de reaeração (K_2).

Os perfis de OD e DBO resultantes da calibração do modelo de Streeter-Phelps podem ser representados pela Figura 34 (a) e (b), respectivamente.

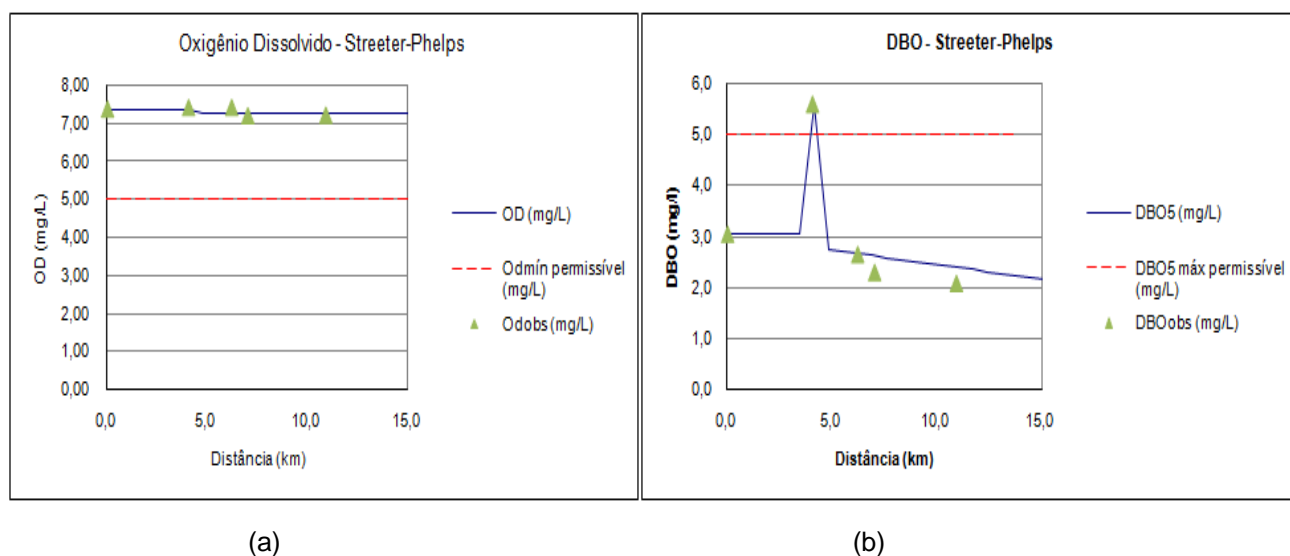


Figura 34 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.

Fonte: Da autora.

De acordo com o modelo de Streeter-Phelps, o coeficiente de desoxigenação (K_1) esteve dentro da faixa esperada para cursos d'água que recebem esgoto bruto concentrado (faixa de $0,35$ a $0,45$ d^{-1}), sendo este igual a $K_1=0,35$ d^{-1} .

O coeficiente de decomposição (K_d) modelado teve um valor de $1,00$, demonstrando que está dentro do intervalo estabelecido ($0,50$ a $1,00$ d^{-1}) por Von Sperling (2008).

O coeficiente de reaeração (K_2) obteve o valor $K_2= 1,50$ d^{-1} , sendo que este coeficiente não apresenta limite máximo.

Através destes coeficientes, foi possível ajustar o modelo aproximando-o dos dados observados, principalmente no que se refere ao oxigênio dissolvido.

Foi possível também simular o ponto em que o rio Lambari volta ao seu estado natural, final da autodepuração, sendo este a partir de 98 km, como o rio não chega a esta extensão, pois possui aproximadamente 14 km de distância e

sua foz deságua na represa do Rolador, ele não consegue restabelecer o equilíbrio, ou seja, retornar a zona de águas limpas.

A resolução CONAMA n°357 de 2005 define alguns padrões e limites a serem seguidos, para o oxigênio dissolvido o limite mínimo estabelecido é 5 mg/L e DBO5 o limite máximo permissível é 5 mg/L.

Para o ajuste dos coeficientes, segundo o modelo QUAL-UFMG, foram estimados por meio dos intervalos estabelecidos. O coeficiente de desoxigenação foi $K_1=0,35 \text{ d}^{-1}$; para o coeficiente de decomposição $K_d= 1,00 \text{ d}^{-1}$; o coeficiente de sedimentação foi $K_s = 0,10$ e, $K_2 = 2,00 \text{ d}^{-1}$ (coeficiente de reaeração).

Os perfis de OD e DBO resultantes da calibração do modelo QUAL-UFMG podem ser representados pela Figura 35 (a) e (b), respectivamente.

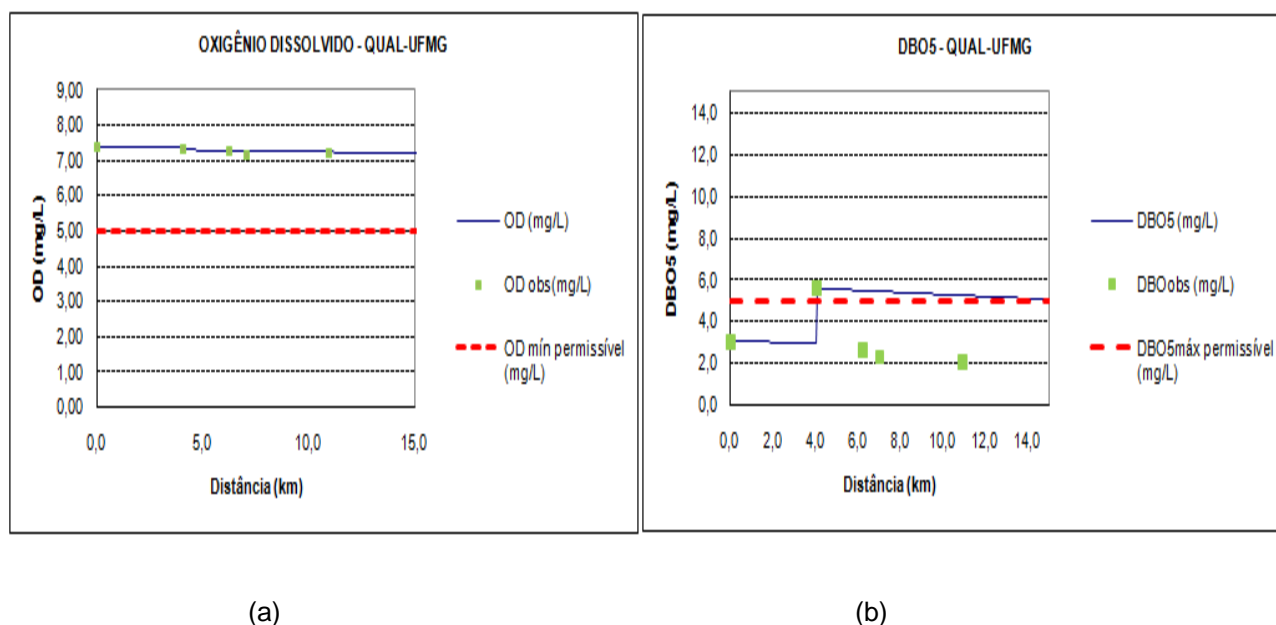


Figura 35 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.

Fonte: Da autora.

O coeficiente de reaeração pode ser estimado por meio das equações estabelecidas para velocidade (v) e profundidade (H) com base em fórmulas estabelecidas por autores como O'Connor e Dobbins (1958) e Churchill et al (1962). A partir das equações 33 e 34, foi possível calcular K_2 em função da vazão substituindo v e H , mas como a vazão utilizada foi considerada uniforme para toda a extensão do rio, a equação que estima K_2 não se enquadra nos perfis de OD e DBO, por isso foi necessário otimizar valores.

$$v = 0,174 \cdot Q^{0,642} \quad (33)$$

$$H = 0,331 \cdot Q^{0,331} \quad (34)$$

- Segundo Churchill et al. (1962):

$$K_2 = 5,0 \cdot v^{0,97} H^{-1,67} \quad (0,6m \leq H < 4,0m; 0,8m/s \leq v < 1,5m/s)$$

Substituindo v e H, tem-se:

$$K_2 = 5,804 \cdot Q^{0,07} \quad (35)$$

Neste caso, substituindo a vazão por 19,1 m³/s, tem-se como resultado

$$K_2 = 7,1.$$

- O'Connor e Dobbins (1958):

$$K_2 = 3,93 \cdot v^{0,5} H^{-1,5} \quad (0,6m \leq H < 4,0m; 0,05m/s \leq v < 0,8m/s)$$

Substituindo v e H, tem-se:

$$K_2 = 8,632 \cdot Q^{-0,176} \quad (36)$$

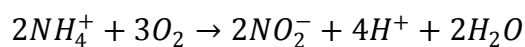
Neste caso, substituindo a vazão por 19,1 m³/s, tem-se como resultado

$$K_2 = 5,1.$$

6.6.3.3 Nitrogênio Total e suas demais formas

Para modelar as formas de nitrogênio foi necessário calcular, por meio de reações químicas de equilíbrio, as concentrações de nitrito, amônia e nitrogênio orgânico.

Sabendo que ocorre a transformação da amônia em nitrito e tendo a concentração de amônia ($[NH_4^+] = 0,1mg/L$), tem-se a concentração de nitrito:

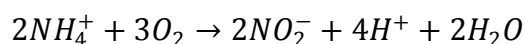


$$34 \frac{g}{mol} \rightarrow 92 \frac{g}{mol}$$

$$0,11 \frac{mg}{L} \rightarrow x$$

$$x = 0,3mg/L$$

Para o despejo do esgoto *in natura*:

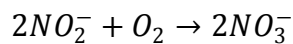


$$34 \frac{g}{mol} \rightarrow 92 \frac{g}{mol}$$

$$0,16 \frac{mg}{L} \rightarrow x$$

$$x = 0,4 \text{ mg/L}$$

Com estas concentrações foi possível calcular as concentrações de nitrato, através da reação de oxidação dos nitritos a nitratos para as condições naturais do rio:

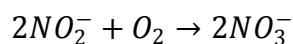


$$92 \frac{\text{g}}{\text{mol}} \rightarrow \frac{124 \text{g}}{\text{mol}}$$

$$\frac{0,30 \text{mg}}{\text{L}} \rightarrow x$$

$$x = 0,4 \text{ mg/L}$$

Para o despejo do esgoto *in natura*:

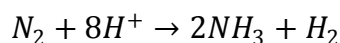


$$92 \frac{\text{g}}{\text{mol}} \rightarrow \frac{124 \text{g}}{\text{mol}}$$

$$\frac{0,43 \text{mg}}{\text{L}} \rightarrow x$$

$$x = 0,6 \text{ mg/L}$$

Com a concentração da amônia, pode-se calcular a concentração de nitrogênio orgânico para as condições normais do rio:

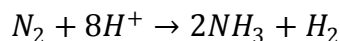


$$28 \frac{\text{g}}{\text{mol}} \rightarrow 34 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$x \rightarrow 0,11 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

$$x = 0,1 \text{ mg/L}$$

Para o despejo do esgoto *in natura*:



$$28 \frac{\text{g}}{\text{mol}} \rightarrow 34 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$x \rightarrow 0,16 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

$$x = 0,1 \text{ mg/L}$$

O Quadro 6 apresenta as concentrações de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico calculados nos pontos de coleta.

Quadro 6 - Concentrações das formas de nitrogênio.

Pontos	Distância (km)	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)
P1	0,0	0,1	0,1	0,3	0,4
P2	4,1	0,1	0,2	0,4	0,6
P3	6,2	0,1	0,1	0,3	0,4
P4	7,0	0,1	0,1	0,3	0,4
P5	10,9	0,1	0,1	0,4	0,5

Fonte: Da autora.

Os parâmetros analisados usados para a calibração de Streeter-Phelps e QUAL-UFMG estão representadas no Quadro 7, de acordo com os dados fornecidos pela literatura, considerando a contribuição per capita de cada um (VON SPERLING, 2008).

Quadro 7 - Concentrações calculadas por meio da contribuição per capita.

Abril	Pinorg	Porg	Norg	Nitrito	Nitrato	Amônia	Coli Term
Concentração a montante (Cm) - mg/L	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,1	138800,0
Contribuição per capita (g/hab.dia)	0,7	0,3	3,5	0,0	0,0	4,5	1000000000,0
Concentração de esgoto (Ce) - mg/L	3,2	1,4	15,9	0,0	0,0	20,5	4545454545,0
Concentração a jusante (Cj) - mg/L	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4	0,3	47289378,3

Fonte: Da autora.

A Figura 36 apresenta o resultado da calibração do nitrogênio e sua forma orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato. Pode-se perceber pelo gráfico que o modelo não é aderente aos dados de campo, não estão bem ajustados.

De acordo com a calibração do modelo, os coeficientes encontrados à temperatura de 20,8°C foram:

- Nitrogênio orgânico: $K_{oa} = 0,26d^{-1}$ (coeficiente de nitrogênio orgânico a amônia) e $K_{so} = 0,10d^{-1}$ (coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação);

- Amônia: $K_{an} = 0,16d^{-1}$ (coeficiente de conversão de amônia a nitrito – coeficiente de nitrificação) e $S_{namon} = 0,21 gO_2/m^2.d$ (coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo);
- Nitrito e nitrato: $K_{nn} = 0,52d^{-1}$ (coeficiente de conversão do nitrito a nitrato – coeficiente de nitrificação).

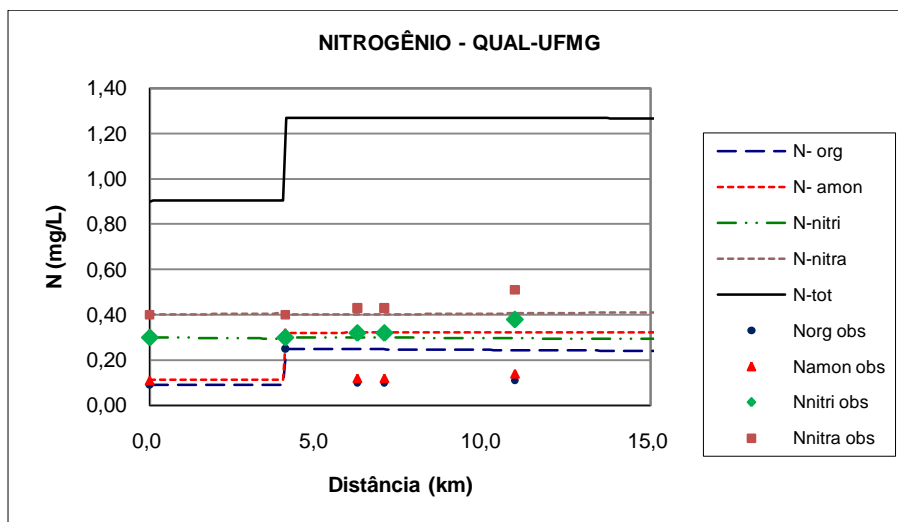


Figura 36 - Gráfico representativo da calibração do Nitrogênio e suas formas.
Fonte: Da autora.

Todos os dados de amônia, nitrito e nitrato medidos em campo estiveram dentro do permitido pela resolução CONAMA n°357/05, sendo os limites máximos permissíveis para amônia 3,7 mg/L, nitrito de 1 mg/L e nitrato 10 mg/L.

6.6.3.4 Fósforo

A curva do fósforo está apresentada na Figura 37. A modelagem mostrou que os coeficientes foram os seguintes, à temperatura de 20,8°C:

- Para o fósforo orgânico: $K_{oi} = 0,70d^{-1}$ (coeficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico) e $K_{spo} = 0,02d^{-1}$ (coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico);
- Para o fósforo inorgânico: $S_{pinorg} = 0,20 g/m^2.d$ (fluxo de liberação de P_{inorg} pelo sedimento de fundo).

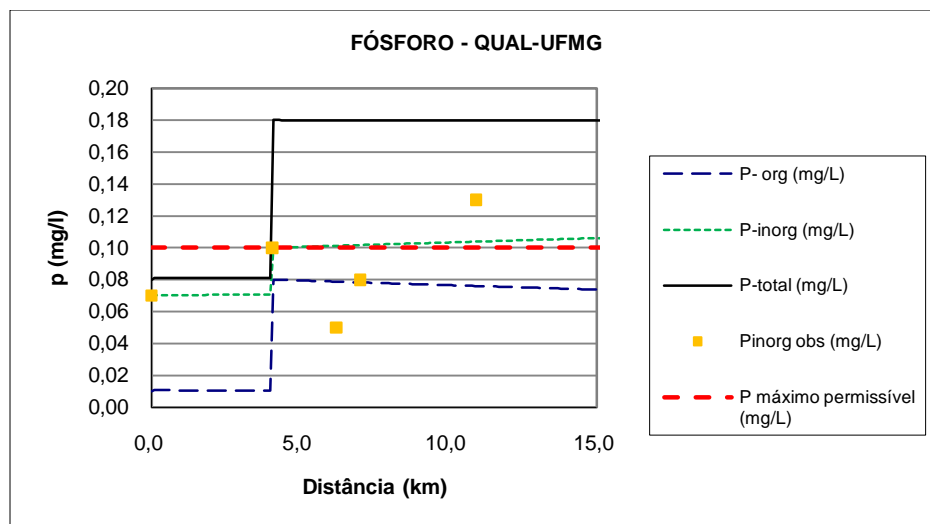


Figura 37 - Gráfico representativo da calibração do fósforo para o rio Lambari.
Fonte: Da autora.

Com relação ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 para o fósforo inorgânico, todos os valores estiveram dentro do limite de 0,1 mg/L, exceto o ponto P5, obtendo um valor de 0,11 mg/L.

6.6.3.5 Coliformes Termotolerantes

A curva dos coliformes termotolerantes está representada na Figura 38. À medida que aumenta a distância do rio, o coliformes termotolerantes diminui, diferenciando apenas no ponto P2, local de despejo do esgoto *in natura*, que obteve uma concentração de 47.289.378 NMP/100ml, realizada por meio de cálculos, com base na literatura, bem mais alta que os demais pontos. Esta diminuição na concentração se deve ao efeito da diluição ao longo do rio.

A modelagem dos pontos definiu o coeficiente de decaimento bacteriano como sendo $K_b = 12 \text{ d}^{-1}$ (à temperatura de 20,8°C) em um intervalo definido de 0,5 a 1,5 d^{-1} .

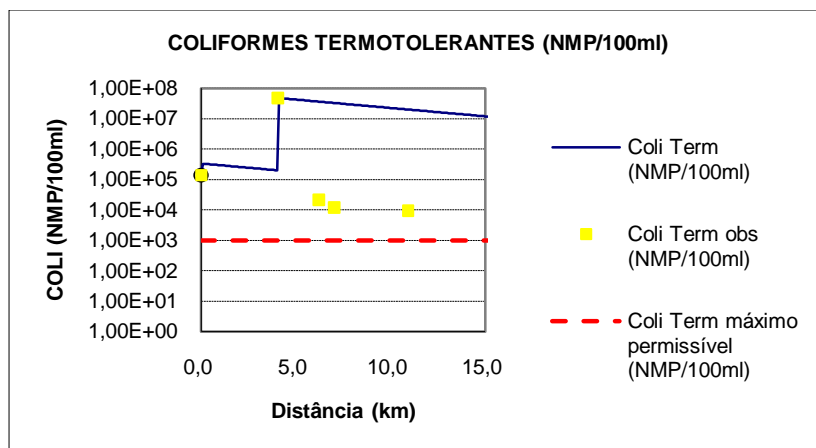


Figura 38 - Gráfico representativo da calibração dos Coliformes Termotolerantes para o rio Lambari.

Fonte: Da autora.

De acordo com a Figura 63 e com os dados analisados, as concentrações dos coliformes termotolerantes estiveram acima do máximo permissível pela Resolução CONAMA n° 357/05 (1000 NMP/100ml).

6.6.4 Validação do Modelo

A validação é a fase posterior a calibração, seu objetivo é confirmar o ajuste dos parâmetros obtidos na calibração do modelo. A validação, neste trabalho, não foi realizada, pois esta necessitaria de um vasto conjunto de dados que não é o caso.

6.7 CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL-UFMG PARA O MÊS DE AGOSTO

6.7.1 Equações da velocidade e profundidade em função da fórmula de Manning

Para o mês de agosto, utilizou-se o coeficiente de rugosidade $n = 0,05$, devido às características físicas do rio Lambari, como dito anteriormente.

Após a determinação do coeficiente de rugosidade e por meio dos dados fornecidos pela Tabela 6, foi possível encontrar os coeficientes das equações 23 e 24 (FIGURA 39) para velocidade e profundidade no mês de agosto, respectivamente. Os dados pertinentes para o cálculo dos coeficientes estão representados no Quadro 8.

Quadro 8 - Dados necessários para calcular as equações da velocidade e profundidade.

y	A(m ²)	B	i	Z	P(m)	Rh(m)	n	m ³ /s	m/s	Bmédio	Btopo
0,6	10,62	16,5	0,0616	1	18,2	0,584	0,05	5,9851	0,5636	17,1	17,7
1,38	26,58	16,5	0,0616	1	20,4	1,303	0,05	74,629	2,8078	17,88	19,26
0,78	14,09	16,5	0,0616	1	18,71	0,753	0,05	13,218	0,9383	17,28	18,06
1,14	21,41	16,5	0,0616	1	19,72	1,085	0,05	41,734	1,9494	17,64	18,78
1,64	32,44	16,5	0,0616	1	21,14	1,535	0,05	126,4	3,8966	18,14	19,78
1,6	31,52	16,5	0,0616	1	21,03	1,499	0,05	117,21	3,7186	18,1	19,7
1,18	22,25	16,5	0,0616	1	19,84	1,122	0,05	46,344	2,0824	17,68	18,86
0,74	13,31	16,5	0,0616	1	18,59	0,716	0,05	11,274	0,8473	17,24	17,98

Fonte: Da autora.

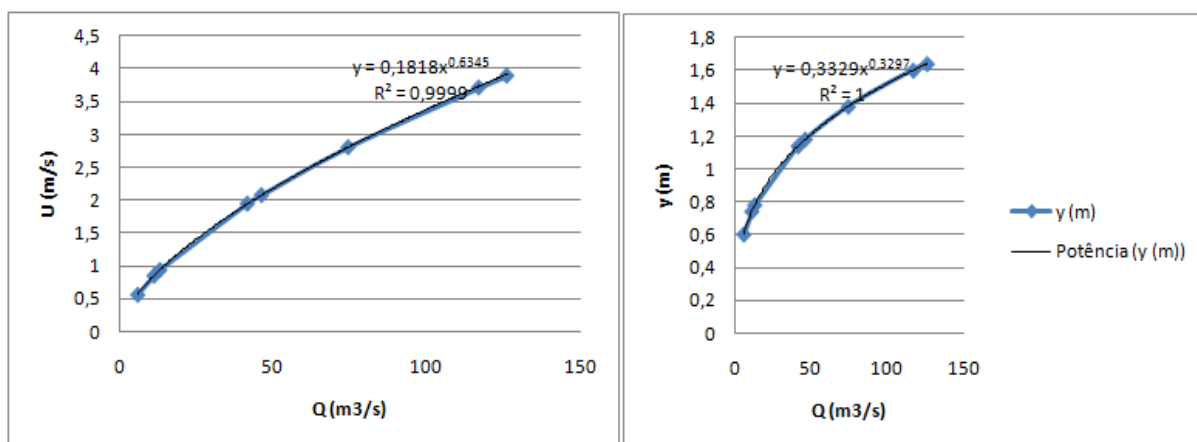


Figura 39 - Cálculo dos coeficientes “a” e “b”, “c” e “d” das equações da velocidade (U) e profundidade (y) para agosto, respectivamente.

Fonte: Da autora.

Com isso, pode-se dizer que a equação da velocidade é $U = 0,1818 \cdot Q^{0,6345}$, e para a profundidade: $y = 0,3329 \cdot Q^{0,3297}$.

6.7.2 Dados de Entrada

Com o diagrama unifilar elaborado anteriormente, os dados de entrada iniciais e os coeficientes do modelo para o mês de agosto são analisados nos itens seguintes.

Para toda modelagem foi utilizada o delta da distância para integração do comprimento de cada segmento igual a 0,1km.

6.7.2.1 Vazão

A Figura 40 apresenta a modelagem da vazão e a $Q_{7,10} = 2,3 \text{ m}^3/\text{s}$ estabelecida pelo IGAM, 2009. Como a vazão foi considerada uniforme ao longo do rio, os valores encontrados na modelagem foram constantes também, sabendo que a vazão do rio medida foi $7,9 \text{ m}^3/\text{s}$ e a vazão modelada foi $8,1 \text{ m}^3/\text{s}$.

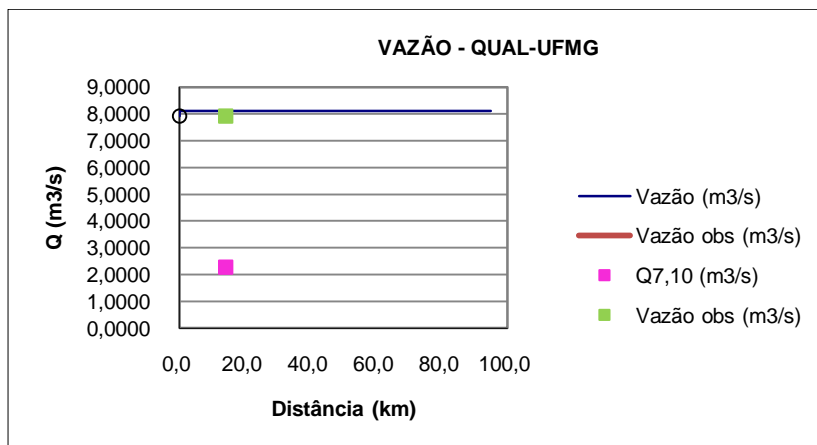


Figura 40 - Vazão x Distância do rio Lambari obtida após inclusão dos dados.
Fonte: Da autora.

6.7.2.2 Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Inicialmente, calibrou-se o modelo de Streeter-Phelps para em seguida compará-lo com os resultados obtidos na calibração do modelo QUAL-UFMG.

O oxigênio dissolvido do esgoto usado nesta modelagem foi $6,0 \text{ mg/L}$, considerando calculados de contribuição per capita. A modelagem do oxigênio

dissolvido é dividida em cinética da desoxigenação e cinética de reaeração. A cinética da desoxigenação abrange os coeficientes de desoxigenação (K_1) e o coeficiente de decomposição da DBO no rio (K_d), e a cinética de reaeração o coeficiente de reaeração (K_2).

Os perfis de OD e DBO resultantes da calibração do modelo de Streeter-Phelps podem ser representados pela Figura 41 (a) e (b), respectivamente.

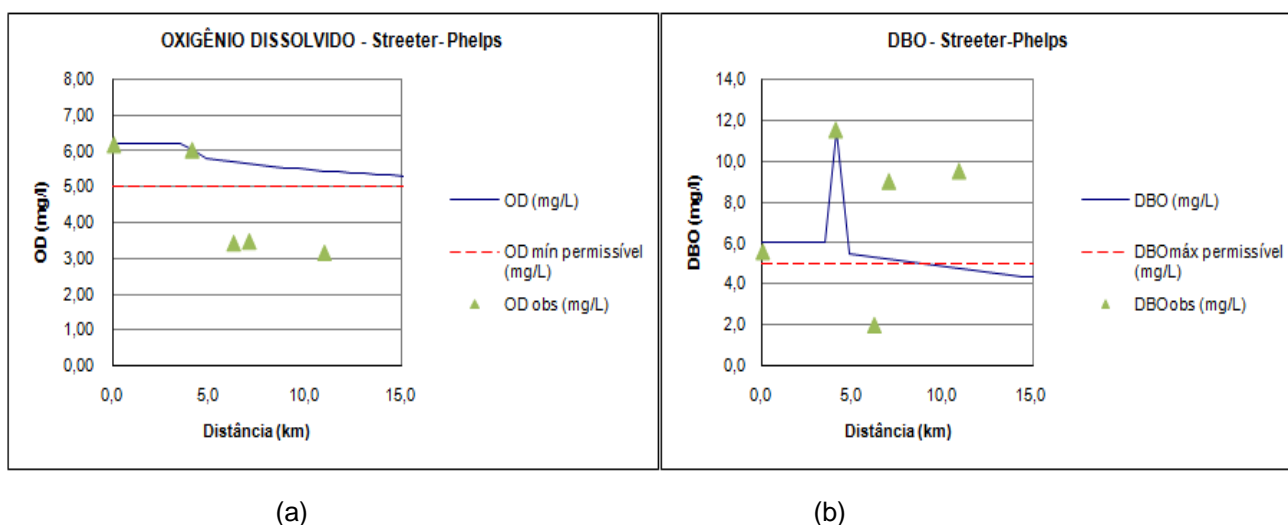


Figura 41 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.

Fonte: Da autora.

De acordo com o modelo de Streeter-Phelps, o coeficiente de desoxigenação (K_1) esteve abaixo da faixa esperada para cursos d'água que recebem esgoto bruto concentrado (faixa de 0,35 a 0,45 d^{-1}), sendo este igual a $K_1=0,35 d^{-1}$.

O coeficiente de decomposição (K_d) modelado teve um valor de 1,00 d^{-1} , demonstrando que está dentro do intervalo estabelecido (0,50 a 1,00 d^{-1}) por Von Sperling (2008), assim como o coeficiente de desoxigenação.

O coeficiente de reaeração (K_2) obteve o valor $K_2= 1,05 d^{-1}$, sendo que este coeficiente não apresenta limite máximo.

Através destes coeficientes, foi possível ajustar o modelo aproximando-o dos dados observados, principalmente no que se refere ao oxigênio dissolvido.

Foi possível também simular o ponto em que o rio Lambari volta ao seu estado natural, final da autodepuração, sendo este a 84,2 km, como o rio não

chega a esta extensão, pois possui aproximadamente 14 km de distância e sua foz deságua na represa do Rolador, ele não consegue restabelecer o equilíbrio, ou seja, retornar a zona de águas limpas.

A resolução CONAMA n°357 de 2005 define alguns padrões e limites a serem seguidos, para o oxigênio dissolvido o limite mínimo estabelecido é 5 mg/L e DBO o limite máximo permissível é 5 mg/L.

Os valores de oxigênio dissolvido dos pontos P1 e P2 estão dentro do limite estabelecido pela resolução, já os outros pontos estão abaixo. A DBO se encontra dentro do limite nos pontos P2 e P3, já P1, P4 e P5 ultrapassam o máximo permitido, estão acima de 5 mg/L.

Para o ajuste dos coeficientes, segundo o modelo QUAL-UFMG, foram estimados por meio dos intervalos estabelecidos. O coeficiente de desoxigenação o valor foi $K_1 = 0,35 \text{ d}^{-1}$; para o coeficiente de decomposição $K_d = 1,00 \text{ d}^{-1}$; o coeficiente de sedimentação foi $K_s = 0,10$ e, $K_2 = 1,5 \text{ d}^{-1}$.

Os perfis de OD e DBO resultantes da calibração do modelo QUAL-UFMG podem ser representados pela Figura 42 (a) e (b), respectivamente.

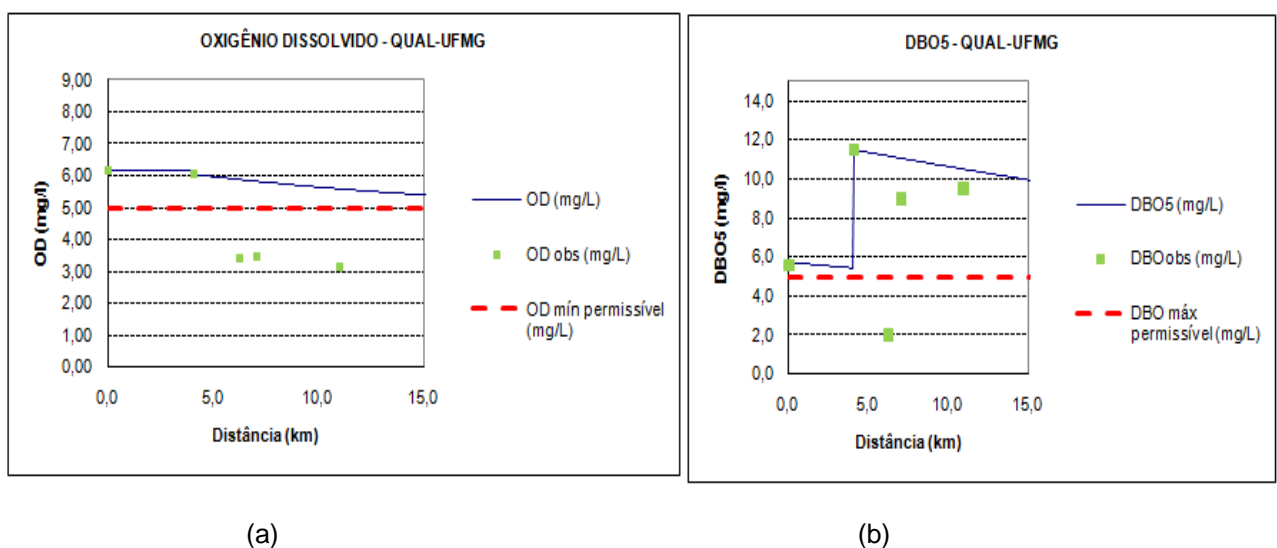


Figura 42 - (a) Perfis de OD e (b) Perfis de DBO.
Fonte: Da autora.

O coeficiente de reaeração pode ser estimado por meio das equações estabelecidas para velocidade (v) e profundidade (H) com base em fórmulas estabelecidas por autores como O'Connor e Dobbins (1958) e Churchill et al (1962). A partir das equações 37 e 38, foi possível calcular K_2 em função da vazão substituindo v e H , mas como a vazão utilizada foi considerada uniforme

para toda a extensão do rio, a equação que estima K_2 não se enquadra nos perfis de OD e DBO, por isso foi necessário otimizar valores.

$$v = 0,182 \cdot Q^{0,635} \quad (37)$$

$$H = 0,333 \cdot Q^{0,330} \quad (38)$$

- Segundo Churchill et al. (1962):

$$K_2 = 5,0 \cdot v^{0,97} H^{-1,67} \quad (0,6m \leq H < 4,0m; 0,8m/s \leq v < 1,5m/s)$$

Substituindo v e H, tem-se:

$$K_2 = 6,025 \cdot Q^{0,065} \quad (39)$$

Neste caso, substituindo a vazão por 7,9 m³/s, tem-se como resultado $K_2 = 6,9$.

- O'Connor e Dobbins (1958):

$$K_2 = 3,93 \cdot v^{0,5} H^{-1,5} \quad (0,6m \leq H < 4,0m; 0,05m/s \leq v < 0,8m/s)$$

Substituindo v e H, tem-se:

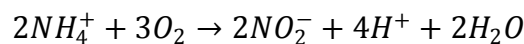
$$K_2 = 8,74 \cdot Q^{-0,178} \quad (40)$$

Neste caso, substituindo a vazão por 7,9 m³/s, tem-se como resultado $K_2 = 6,0$.

6.7.2.3 Nitrogênio Total e suas demais formas

Para modelar as formas de nitrogênio foi necessário calcular, por meio de reações químicas de equilíbrio, as concentrações de nitrito, amônia e nitrogênio orgânico.

Sabendo que ocorre a transformação da amônia em nitrito e tendo a concentração de amônia ($[NH_4^+] = 0,3 \text{ mg/L}$), tem-se a concentração de nitrito:

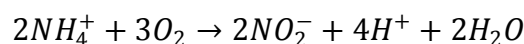


$$34 \frac{g}{mol} \rightarrow 92 \frac{g}{mol}$$

$$0,30 \frac{mg}{L} \rightarrow x$$

$$x = 0,8 \text{ mg/L}$$

Para o despejo do esgoto *in natura*:



$$34 \frac{g}{mol} \rightarrow 92 \frac{g}{mol}$$

$$0,66 \frac{mg}{L} \rightarrow x$$

$$x = 1,8 \text{ mg/L}$$

Com estas concentrações foi possível calcular as concentrações de nitrato, através da reação de oxidação dos nitritos a nitratos para as condições naturais do rio:

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$$

$$92 \frac{g}{mol} \rightarrow \frac{124g}{mol}$$

$$\frac{0,81mg}{L} \rightarrow x$$

$$x = 1,1 \text{ mg/L}$$

Para o despejo do esgoto *in natura*:

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$$

$$92 \frac{g}{mol} \rightarrow \frac{124g}{mol}$$

$$\frac{1,80mg}{L} \rightarrow x$$

$$x = 2,4 \text{ mg/L}$$

Com a concentração da amônia, pode-se calcular a concentração de nitrogênio orgânico para as condições normais do rio:

$$N_2 + 8H^+ \rightarrow 2NH_3 + H_2$$

$$28 \frac{g}{mol} \rightarrow 34 \frac{g}{mol}$$

$$x \rightarrow 0,30 \frac{mg}{L}$$

$$x = 0,2 \text{ mg/L}$$

Para o despejo do esgoto *in natura*:

$$N_2 + 8H^+ \rightarrow 2NH_3 + H_2$$

$$28 \frac{g}{mol} \rightarrow 34 \frac{g}{mol}$$

$$x \rightarrow 0,66 \frac{mg}{L}$$

$$x = 0,5 \text{ mg/L}$$

O Quadro 9 apresenta as concentrações de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico calculados nos pontos de coleta.

Quadro 9 - Concentrações das formas de nitrogênio.

Pontos	Distância (km)	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)
P1	0,0	0,2	0,3	0,8	1,1
P2	4,1	0,5	0,7	1,8	2,4
P3	6,2	0,6	0,7	1,9	2,6
P4	7,0	0,5	0,6	1,7	2,2
P5	10,9	1,0	1,2	3,3	4,4

Fonte: Da autora.

As variáveis calculadas para a calibração de Streeter-Phelps e QUAL-UFMG, de acordo com a literatura, assim como foi feita no mês de abril, estão representadas no Quadro 10.

Quadro 10 - Concentrações calculadas por meio da contribuição per capita para o mês de agosto.

Agosto	Pinorg	Porg	Norg	Nitrito	Nitrato	Amônia	Coli Termotolerantes
Concentração a montante (Cm) - mg/L	0,03	0,03	0,3	0,8	1,1	0,3	82.850,0
Contribuição per capita (g/hab.dia)	0,7	0,3	3,5	0,0	0,0	4,5	1.000.000.000,0
Concentração de esgoto (Ce) - mg/L	3,2	1,4	15,9	0,0	0,0	20,5	4.545.454.545,0
Concentração a jusante (Cj) - mg/L	0,1	0,04	0,4	0,8	1,1	0,5	47.234.008,7

Fonte: Da autora.

A Figura 43 apresenta o resultado da calibração do nitrogênio e sua forma orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato. Pode-se perceber pelo gráfico que o modelo não é aderente aos dados de campo, não estão bem ajustados.

De acordo com a calibração do modelo, os coeficientes encontrados à temperatura de 16,7°C foram:

- Nitrogênio orgânico: $K_{oa} = 0,21d^{-1}$ (coeficiente de nitrogênio orgânico a amônia) e $K_{so} = 0,09d^{-1}$ (coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação);

- Amônia: $K_{an} = 0,19d^{-1}$ (coeficiente de conversão de amônia a nitrito – coeficiente de nitrificação) e $S_{namon} = 0,39 gO_2/m^2.d$ (coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo);
- Nitrito e nitrato: $K_{nn} = 0,26d^{-1}$ (coeficiente de conversão do nitrito a nitrato – coeficiente de nitrificação).

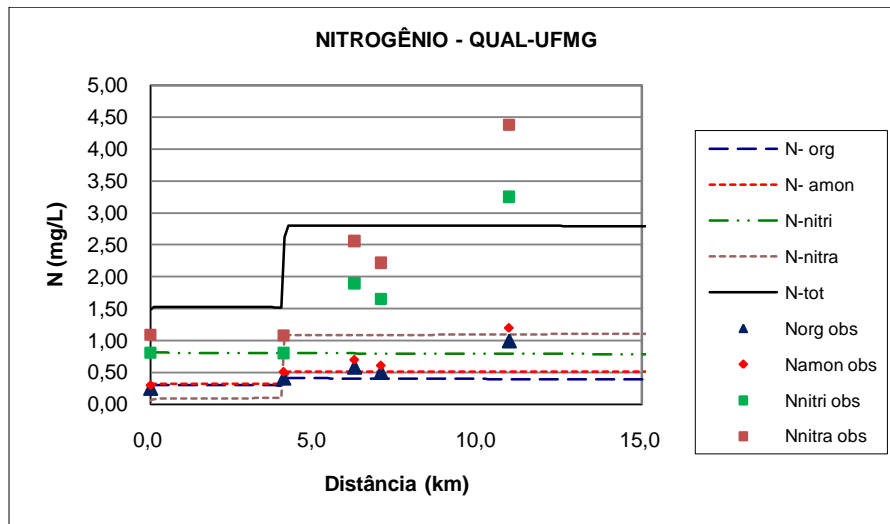


Figura 43 - Gráfico representativo da calibração do Nitrogênio e suas formas.
Fonte: Da autora.

Todos os dados de amônia e nitrato medidos em campo estiveram dentro do permitido pela resolução CONAMA nº357/05, sendo os limites máximos permissíveis 3,7mg/L e 10 mg/L, respectivamente. Já para o nitrito, o valor máximo permitido é 1 mg/L, este foi ultrapassado nos pontos P3 a P5.

6.7.2.4 Fósforo

A curva do fósforo está apresentada na Figura 44. A modelagem mostrou que os coeficientes foram os seguintes, à temperatura de 16,7°C:

- Para o fósforo orgânico: $K_{oi} = 0,86d^{-1}$ (coeficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico) e $K_{spo} = 0,09d^{-1}$ (coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico);
- Para o fósforo inorgânico: $S_{Pinorg} = 0,16 g/m^2.d$ (fluxo de liberação de P_{inorg} pelo sedimento de fundo).

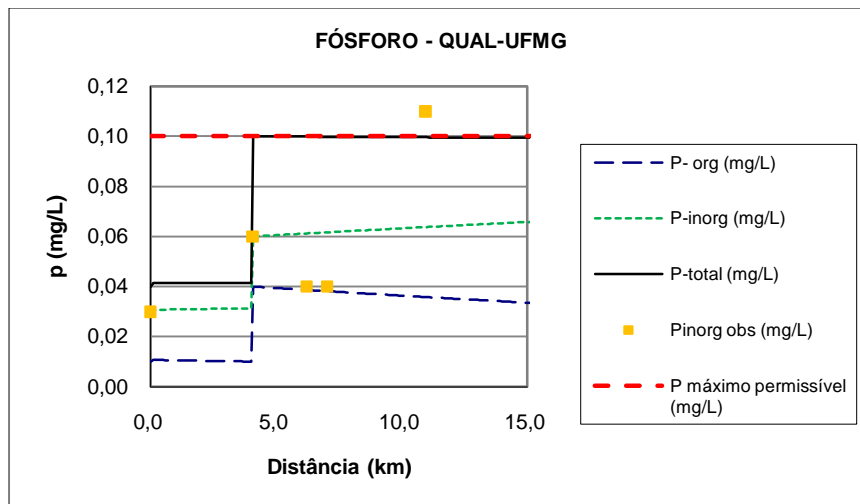


Figura 44 - Gráfico representativo da calibração do fósforo para o rio Lambari.
Fonte: Da autora.

Com relação ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para o fósforo inorgânico, todos os valores estiveram dentro do limite de 0,1 mg/L, exceto o ponto P5, obtendo um valor de 0,11 mg/L.

6.7.2.5 Coliformes Termotolerantes

A curva dos coliformes termotolerantes está representada na Figura 45. À medida que aumenta a distância do rio, o coliformes termotolerantes diminui, diferenciando apenas no ponto P2, local de despejo do esgoto *in natura*, que obteve uma concentração de 47.234.008 NMP/100ml, realizada por meio de cálculos, com base na literatura, bem mais alta que os demais pontos. Esta diminuição na concentração se deve ao efeito da diluição ao longo do rio.

A modelagem dos pontos definiu o coeficiente de decaimento bacteriano como sendo $K_b = 9,0 \text{ d}^{-1}$ (à temperatura de $16,7^\circ\text{C}$) em um intervalo definido de 0,5 a $1,5 \text{ d}^{-1}$.

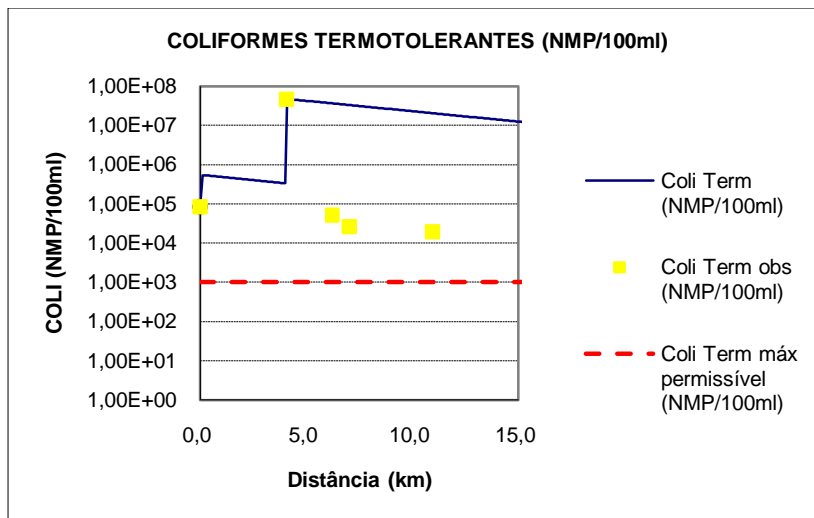


Figura 45 - Gráfico representativo da calibração dos Coliformes Termotolerantes para o rio Lambari.

Fonte: Da autora.

De acordo com a Figura 68 e com os dados analisados, as concentrações dos coliformes termotolerantes estiveram acima do máximo permissível pela Resolução CONAMA n° 357/05 (1000 NMP/100ml).

6.8 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Neste estudo, efetuou-se uma simulação supondo o funcionamento da ETE já construída (UASB), baseando-se em 60% e 90% de eficiência.

O Quadro 11 mostra a eficiência no tratamento de esgoto para o modelo de Streeter-Phelps em abril. Nota-se que a DBO, mesmo estando dentro do padrão para rios de classe 2, diminui com o aumento da eficiência, possibilitando chegar ao máximo estabelecido pela resolução CONAMA n°357/05.

O oxigênio dissolvido do modelo de Streeter-Phelps para abril a uma eficiência de 60 e 90% teve 100% dos valores dentro do previsto pela resolução CONAMA 357/05 e a DBO 93,5% esteve dentro do limite de 5 mg/L.

Quadro 11 - Simulação de cenários do modelo Streeter para abril.

Amostras	Situação do Efluente	DBO (mg/L)	OD (mg/L)
Observadas	Bruto	5,6	7,3
Observadas	60% eficiência	2,3	7,3
Observadas	90% eficiência	1,6	7,3

Fonte: Da autora.

O Quadro 12 apresenta a porcentagem dos dados de DBO e OD para o mês de agosto. Nota-se que tanto a DBO quanto o oxigênio dissolvido esteve dentro do padrão segundo a resolução propriamente dita.

Com a eficiência de 60 e 90%, o oxigênio dissolvido obteve 99,3% de aproveitamento dos valores, a DBO obteve 65% dos valores dentro do limite máximo permissível estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (5mg/L). A 90% de eficiência, nas mesmas condições, os valores não se alteraram, afinal, o oxigênio dissolvido obteve praticamente 100% de retorno.

Quadro 12 - Simulação de cenários do modelo Streeter para agosto.

Amostras	Situação do Efluente	DBO (mg/L)	OD (mg/L)
Observadas	Bruto	11,5	5,51
Observadas	60% eficiência	6,9	7,00
Observadas	90% eficiência	1,2	7,00

Fonte: Da autora.

Para o modelo QUAL-UFMG com uma eficiência de 60 e 90% em abril, foi possível encontrar todos os valores dentro do padrão estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para oxigênio dissolvido, como mostra a Figura 46. Para o fósforo, os valores representaram 29% do total. A amônia, nitrito e nitrato, assim como oxigênio dissolvido, tiveram 100% dos valores dentro do padrão para rios de classe 2, como o rio Lambari. Para os coliformes termotolerantes encontrou-se 42,8% dos valores dentro do padrão exigido pelo CONAMA, sendo este 1000 NMP/100ml.

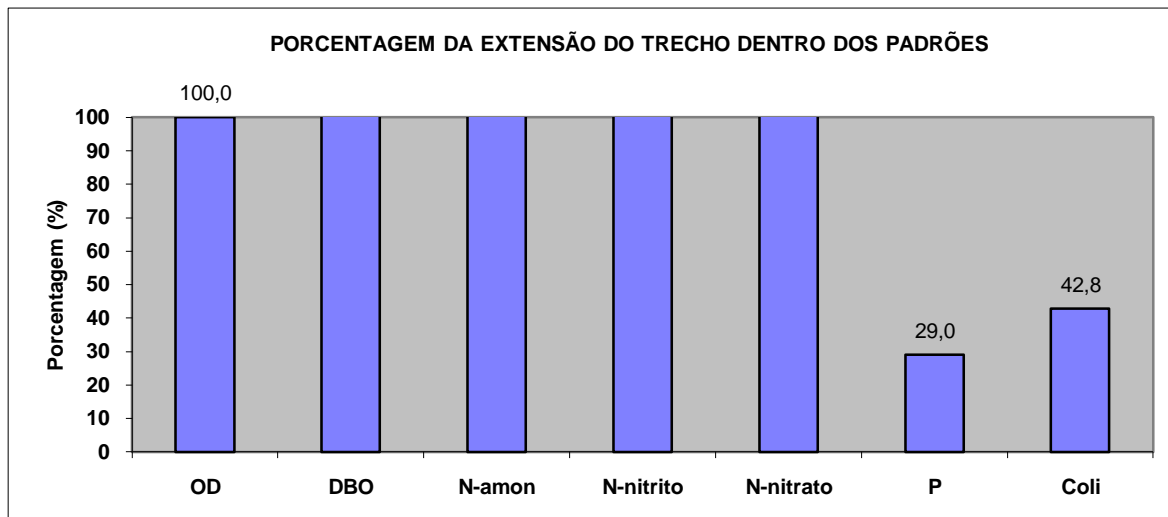


Figura 46 - Porcentagem de atendimento ao enquadramento do rio Lambari para o mês de abril (60% e 90% eficiência).

Fonte: Da autora.

Para os dados coletados e analisados em agosto, a uma eficiência de 60 e 90%, quase todas as variáveis obtiveram 100% dos valores dentro do padrão de enquadramento do rio, exceto coliformes termotolerantes, que obteve 19,6% dos valores dentro do padrão, considerando a mudança do coeficiente de decaimento bacteriano de $1,5 \text{ d}^{-1}$ para 9 d^{-1} e, oxigênio dissolvido que obteve 42% dos valores dentro enquadramento para rios de classe 2 (FIGURA 47).

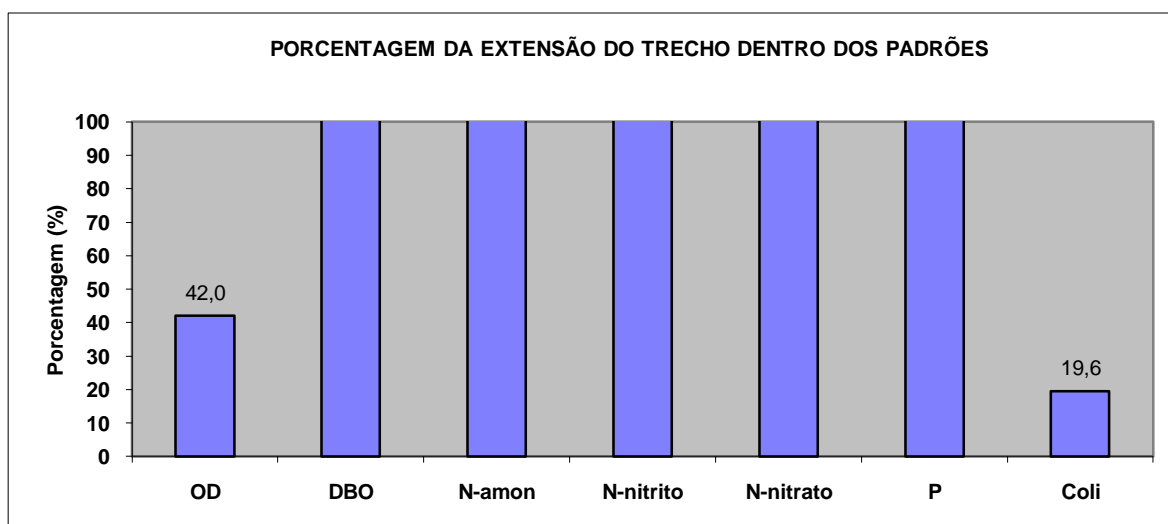


Figura 47 - Porcentagem de atendimento ao enquadramento do rio Lambari para o mês de agosto, considerando os dados analisados no laboratório (60 e 90% eficiência).

Fonte: Da autora.

6.9 PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO LAMBARI

As Figuras de 48 a 51 apresentam as zonas de autodepuração que o rio Lambari sofre ao longo do seu percurso. As zonas são representadas por uma numeração como sendo:

- 1- Zona de águas limpas;
- 2- Zona de degradação;
- 3- Zona de decomposição ativa;
- 4- Zona de recuperação.

Para o modelo de Streeter-Phelps, em abril (FIGURA 48), as eficiências não tiveram nenhum efeito sobre o ajuste realizado, se mantiveram constantes, a zona predominante neste ajuste foi a zona de decomposição ativa, cuja fase segue o princípio de organizar, com os microrganismos desempenhando ativamente suas funções de decomposição da matéria orgânica, nesta o oxigênio dissolvido atinge a sua menor concentração.

O nitrogênio apresenta ainda a forma orgânica, embora a maior parte já se encontre na forma de amônia. No final da zona, já com a presença de oxigênio dissolvido, pode-se principiar a oxidação da amônia a nitrato.

Esta sequência é demonstrada em todas as outras análises, tanto em abril como em agosto, não só para o modelo de Streeter-Phelps, mas também para o modelo QUAL-UFMG.

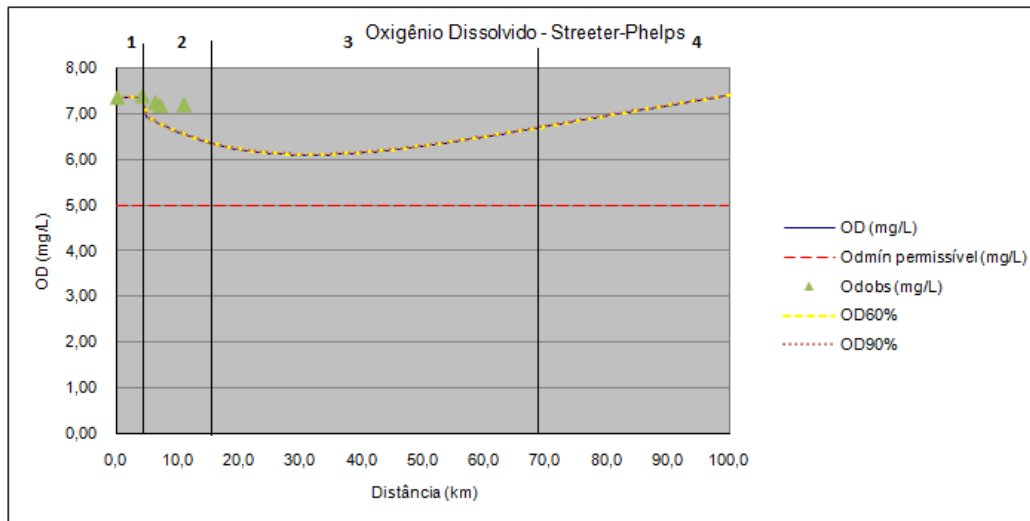


Figura 48 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de abril (modelo de Streeter-Phelps).

Fonte: Da autora.

No modelo QUAL-UFMG, em abril (FIGURA 49), houve pouca dinâmica no decorrer do percurso do trecho estudado. As eficiências não se diferenciaram, se mantiveram ajustadas ao original.

Pode-se perceber que neste período, não houve a presença da fase de recuperação. Esta fase ocorre após a fase de intenso consumo de matéria orgânica e de degradação do ambiente aquático. Nesta, a água está mais clara e sua aparência geral apresenta grandemente melhorada. A matéria orgânica intensamente consumida nas zonas anteriores já se encontra estabilizada, ou seja, é transformada em compostos inertes. A amônia é convertida a nitritos e estes a nitratos. Além destes, os compostos de fósforo são transformados a fosfatos.

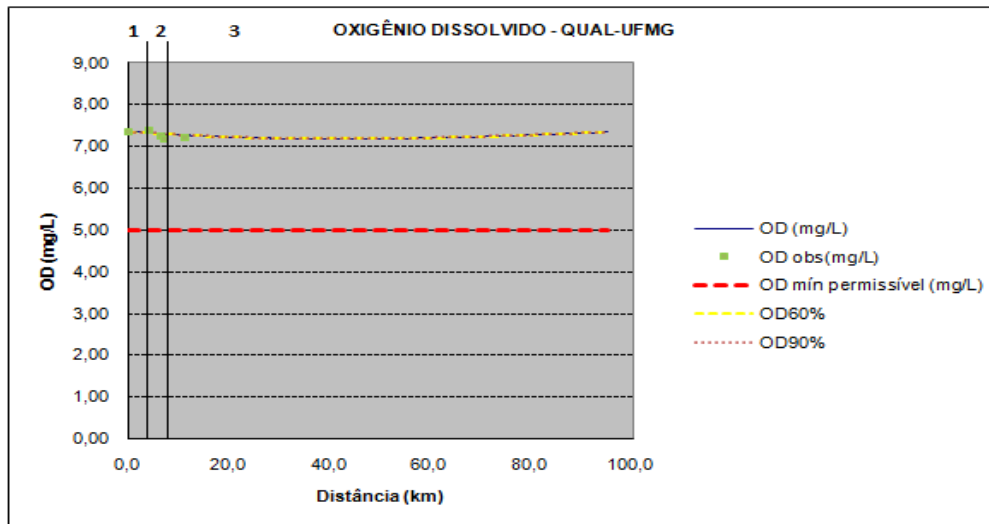


Figura 49 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de abril (modelo QUAL-UFMG).
Fonte: Da autora.

Em agosto, para o modelo de Streeter-Phelps (FIGURA 50), a zona de decomposição ativa e de recuperação foram predominantes. As eficiências de 60 e 90% não se alteraram.

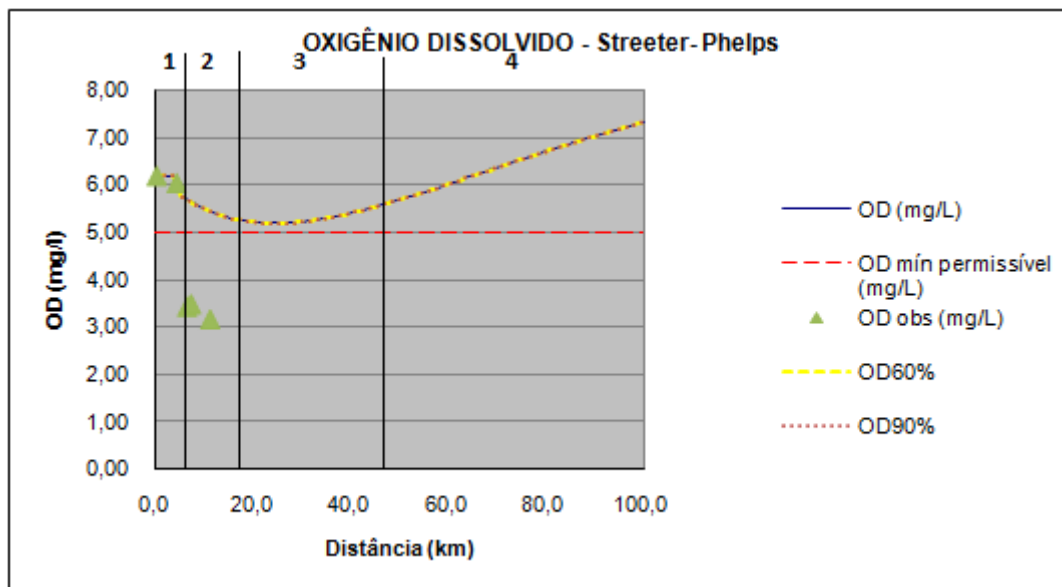


Figura 50 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de agosto (modelo de Streeter-Phelps).

Fonte: Da autora.

O mesmo ocorreu no modelo QUAL-UFMG no mesmo mês (agosto) com relação aos dados observados (FIGURAS 51).

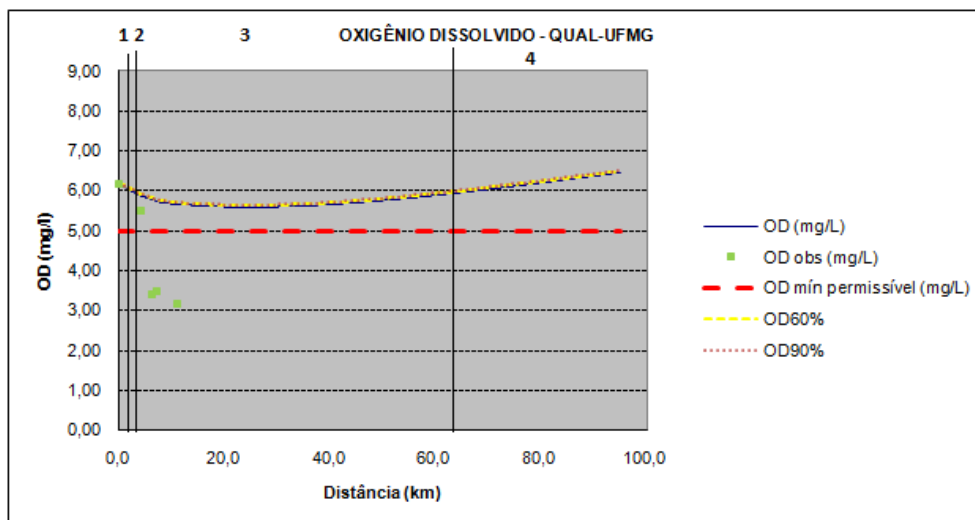


Figura 51 - Zonas de autodepuração do rio Lambari para o mês de agosto (modelo QUAL-UFGM).
Fonte: Da autora.

6.10 ANÁLISE DA INCERTEZA

6.10.1 Coeficiente de determinação e erro relativo

Para o modelo de Streeter-Phelps, no mês de abril, observa-se que para o oxigênio dissolvido, o coeficiente de determinação foi positivo para os dados observados, pode-se dizer que o modelo é capaz de explicar 45,5% da variância dos dados coletados e amostrados em laboratório, sendo o erro relativo deste 0,6% (QUADRO 13).

A demanda bioquímica de oxigênio também obteve valores positivos e altos, sendo assim, pode-se dizer que o modelo é capaz de explicar 99,8% da variância dos dados coletados e amostrados em laboratório, sendo o erro relativo deste 4,5% (QUADRO 13).

Quadro 13 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo Streeter-Phelps para abril.

Variáveis	Coeficiente de Determinação (%)	Erro Relativo (%)
OD (mg/L)	45,4	0,6
DBO (mg/L)	99,8	4,5

Fonte: Da autora.

O Quadro 14 apresenta o coeficiente de determinação e o erro relativo do modelo QUAL-UFMG para abril. Nesta, comparando o coeficiente de determinação, observa-se que a maioria das variáveis dos dados foram positivos, exceto coliformes termotolerantes (-165,4), indicando que o modelo conduz a um ajuste equivalente ao de um modelo composto por uma reta horizontal que passa pela média dos pontos observados. Analisando o erro relativo, pode-se inferir que o menor erro obtido para o oxigênio dissolvido foi nos dados coletados em campo.

O erro relativo foi negativo para a nitrato (-7,4%) e nitrito (-8,0%) considerando dados de literatura, além disso deste erro foi alto para as variáveis: DBO (60%), nitrogênio orgânico (66,1%), amônia (71,6%) e coliformes termotolerantes (282,0%).

Quadro 14 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo QUAL-UFMG para abril.

Variáveis	Coeficiente de determinação (%)	Erro relativo (%)
OD (mg/L)	100,0	0,4
DBO (mg/L)	49,5	60,0
Norg (mg/L)	39,7	66,1
Amônia (mg/L)	31,0	71,6
Nitrito (mg/L)	98,3	-8,0
Nitrato (mg/L)	98,8	-7,4
Pinorg (mg/L)	90,7	9,3
Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	-165,4	282,0

Fonte: Da autora.

Para o modelo de Streeter-Phelps, no mês de agosto, observa-se que o oxigênio dissolvido obteve um valor negativo para o coeficiente de determinação (-66,9%), indicando que o modelo é capaz de explicar a variância dos dados. Analisando o erro relativo, pode-se inferir que foi relativamente alto sendo 30,5%.

A demanda bioquímica de oxigênio, ao contrário do oxigênio, obteve valor positivo (54,0%), sendo o erro relativo desta -12,7% (QUADRO 15), indicando que o modelo não se ajustou bem aos dados analisados.

Quadro 15 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo Streeter-Phelps para agosto.

Variáveis	Coeficiente de Determinação (%)	Erro Relativo (%)
OD (mg/L)	-66,9	30,5
DBO (mg/L)	54,0	-12,7

Fonte: Da autora.

Com relação aos dados observados para o modelo QUAL-UFMG em agosto, pode-se dizer que estes estiveram dentro do esperado, ou seja, obtiveram valores positivos, porém os erros relativos estiveram acima do esperado, sendo o menor 6,4% para o oxigênio dissolvido. Porém, os coliformes termotolerantes obtiveram valores altos, sendo seu coeficiente de determinação -156,5% e 278,5% o erro relativo (QUADRO 16).

Quadro 16 - Coeficiente de determinação e erro relativo do modelo QUAL-UFMG para agosto.

Variáveis	Coeficiente de determinação (%)	Erro relativo (%)
OD (mg/L)	76,8	6,4
DBO (mg/L)	73,4	33,0
Norg (mg/L)	78,3	-29,7
Amônia (mg/L)	78,9	-34,6
Nitrito (mg/L)	56,0	-52,6
Nitrato (mg/L)	57,0	-51,9
Pinorg (mg/L)	83,3	-3,2
Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	-156,5	278,5

Fonte: Da autora.

6.10.2 Simulação Monte Carlo

A análise da incerteza dos dados de entrada de um modelo se baseia em alguns erros como: erros na estimativa de um dado de entrada, erros na amostragem, medição, calibração ou análise de laboratório, etc, sendo estes possíveis de serem obtidos.

A análise da incerteza feita por meio da simulação Monte Carlo é uma maneira de se calcular os erros associados ao estudo em geral, como citado anteriormente, este apresenta os dados de saída de 1000 rodadas para cada variável analisada.

Os Apêndices D a G apresentam a distribuição de frequência acumulada para cada variável, mês e modelo. O Quadro 17 apresenta as variáveis de entrada do modelo de Streeter-Phelps para abril com as respectivas faixas de variação.

Quadro 17 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para abril (modelo Streeter-Phelps).

Dado de entrada	Unidade	Valor fixo	Percentual de variação em torno do valor fixo (%)	Valor mínimo da faixa	Valor máximo da faixa
Q_r	m^3/s	19,1	10	17,2	21,0
Q_e	m^3/s	0,2	10	0,2	0,2
DBO_{rio}	mg/L	3,0	10	2,7	3,3
DBO_{esgoto}	mg/L	3,1	10	2,8	3,4
OD_{rio}	mg/L	7,4	10	6,6	8,1
OD_{esgoto}	mg/L	7,3	10	6,6	8,0
K_1	d^{-1}	0,35	10	0,3	0,4
K_d	d^{-1}	1,0	20	0,8	1,2
K_2	d^{-1}	1,5	80	0,3	2,7
$OD_{saturação}$	mg/L	9,2	5	8,7	9,7
D	km	13,8	0	13,8	13,8
V	m/s	0,5	10	0,5	0,6
E_{DBO60}	%	60	10	54	66
E_{DBO90}	%	90	10	81	99

Fonte: Da autora.

Para o modelo de Streeter-Phelps, no mês de abril, o oxigênio dissolvido do rio apresentou valores acima de 50% do padrão estabelecido pela resolução CONAMA n° 357/05, que define o oxigênio dissolvido mínimo como sendo 5mg/L para rios de classe 2. Já o OD do esgoto, para os dados observados em campo obteve 100% dos valores acima de 5mg/L.

Em agosto, para o mesmo modelo, o oxigênio dissolvido do rio obteve 39% e do esgoto 100% dos valores acima de 5mg/L. O Quadro 18 apresenta os dados de entrada da simulação Monte Carlo e as respectivas faixas de variação desta.

Observa-se que o percentual de variação em torno do valor fixo do coeficiente de reaeração é de 80%, isto ocorre devido ao fato deste coeficiente variar de acordo com as características do rio, além disso, segundo a literatura (VON SPERLING, 2007), K_2 pode variar de 0 a 100 d^{-1} , tornando este coeficiente complexo para realizar a modelagem matemática do oxigênio dissolvido.

Quadro 18 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para agosto (modelo Streeter-Phelps).

Dado de entrada	Unidade	Valor fixo	Percentual de variação em torno do valor fixo (%)	Valor mínimo da faixa	Valor máximo da faixa
Q_r	m^3/s	7,9	10	7,1	8,7
Q_e	m^3/s	0,2	10	0,2	0,2
DBO_{rio}	mg/L	5,6	10	5,0	6,1
DBO_{esgoto}	mg/L	4,7	10	4,2	5,1
OD_{rio}	mg/L	6,2	10	5,6	6,8
OD_{esgoto}	mg/L	5,5	10	5,0	6,1
K_1	d^{-1}	0,35	10	0,3	0,4
K_d	d^{-1}	1,00	20	0,8	1,2
K_2	d^{-1}	1,05	80	0,2	1,9
OD saturação	mg/L	9,2	5	8,7	9,7
D	km	13,8	0	13,8	13,8
V	m/s	0,5	10	0,5	0,5
E_{DBO60}	%	60	10	54	66
E_{DBO90}	%	90	10	81	99

Fonte: Da autora.

Para abril, no modelo QUAL-UFMG, o oxigênio dissolvido do rio obteve o mesmo resultado anteriormente citado para o modelo de Streeter-Phelps, ou seja, valores maiores que 50%, já o oxigênio dissolvido do esgoto obteve 100% dos valores. Os coeficientes K_1 , K_d e K_2 estiveram dentro dos limites estabelecidos na literatura. A amônia calculada pela contribuição per capita e analisada no laboratório esteve dentro do padrão, segundo a resolução CONAMA n°357/05, tanto para o rio quanto para o esgoto.

O Quadro 19 apresenta os dados de entradas e o percentual de variação em torno do valor fixado. Assim como foi dito anteriormente para o coeficiente de reaeração, o coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) também apresentou 80% de variação, fato comprovado pelos resultados obtidos para os coliformes termotolerantes, que tiveram uma variação significativa ao longo do trecho analisado.

Quadro 19 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para abril (modelo QUAL-UFMG).

Dado de entrada	Unidade	Valor fixo	Percentual de variação em torno do valor fixo (%)	Valor mínimo da faixa	Valor máximo da faixa
Q_r	m^3/s	19,1	10	17,1	20,988
Q_e	m^3/s	0,2	10	0,2	0,22
DBO_{rio}	mg/L	3,0	10	2,7	3,3
DBO_{esgoto}	mg/L	5,6	10	5,0	6,116
OD_{rio}	mg/L	7,4	10	6,6	8,096
OD_{esgoto}	mg/L	7,3	10	6,6	8,03
K_1	d^{-1}	0,35	10	0,3	0,385
K_d	d^{-1}	1,00	20	0,8	1,2
K_2	d^{-1}	2,00	80	0,4	3,6
OD saturação	mg/L	9,2	5	8,7	9,66
d	km	13,8	0	13,8	13,8
v	m/s	0,5	10	0,55	0,55
Norg rio	mg/L	0,1	10	0,1	0,1
Norg esg	mg/L	0,3	10	0,2	0,27
Amonia rio	mg/L	0,1	10	0,11	0,12
Amonia esg	mg/L	0,3	10	0,28	0,35
Nitrito rio	mg/L	0,3	10	0,27	0,33
Nitrito esgoto	mg/L	0,3	10	0,27	0,33
Nitrato rio	mg/L	0,4	10	0,36	0,44
Nitrato esg	mg/L	0,4	10	0,36	0,44
Pinorg rio	mg/L	0,1	10	0,06	0,07
Pinorg esg	mg/L	0,1	10	0,09	0,11
Coli term rio	NMP/100ml	138800	20	111040	166560
Coli term esg	NMP/100ml	47300000	20	37840000	56760000
K_{so}	d^{-1}	0,05	10	0,04	0,05
K_{oa}	d^{-1}	0,21	10	0,19	0,23
K_{an}	d^{-1}	0,16	10	0,14	0,18
K_{nn}	d^{-1}	0,26	10	0,23	0,29
S_{namon}	$g/m^2.d$	0,53	10	0,48	0,58
K_{spo}	d^{-1}	0,02	10	0,02	0,02
K_{oi}	d^{-1}	0,73	10	0,66	0,80
S_{pinorg}	$g/m^2.d$	0,21	10	0,18	0,23
K_b	d^{-1}	12	80	2,4	21,6
$E_{DBO 60}$	%	60	10	54	66
$E_{DBO 90}$	%	90	10	81	99

Fonte: Da autora.

O oxigênio dissolvido do mês de agosto no rio, para o modelo QUAL-UFMG, apresentou mais de 40% dos valores dentro do padrão estabelecido pela

resolução CONAMA nº357/05 e, 100% dos valores observados do oxigênio dissolvido do esgoto acima do limite.

Os coliformes termotolerantes, nos dois períodos analisados, abril e agosto, esteve fora do limite de 1000 NMP/100ml, estabelecido pela resolução propriamente dita.

O nitrato esteve dentro do padrão estabelecido (até 10 mg/L) em todas as amostragens, tanto em abril quanto em agosto.

O nitrito esteve dentro do padrão estabelecido pela resolução (limite de 1 mg/L) nos 2 meses, tanto para o rio e quanto para o esgoto.

O fósforo inorgânico obteve valores acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº357/05 (limite de 0,1 mg/L) apenas para o mês de abril nos dados calculados para o esgoto, sendo 50% acima de 0,11 mg/L.

O nitrogênio orgânico, no mês de abril, apresentou aproximadamente 50% dos resultados entre 0,09 e 0,10 mg/L, no rio e esgoto. Em agosto, o nitrogênio orgânico do rio obteve a maior porcentagem no intervalo de 0,24 e 0,26 mg/L, cerca de 38% do total. Já no esgoto, a maior porcentagem ocorreu a 0,39 mg/L com 50% dos valores.

O Quadro 20 apresenta os dados de entrada do modelo QUAL-UFMG para agosto.

Quadro 20 - Dados de entrada da simulação Monte-Carlo para agosto (modelo QUAL-UFGM).

Dado de entrada	Unidade	Valor fixo	Percentual de variação em torno do valor fixo (%)	Valor mínimo da faixa	Valor máximo da faixa
Q_r	m^3/s	7,9	10	7,1	8,7
Q_e	m^3/s	0,2	10	0,2	0,2
DBO_{rio}	mg/L	5,6	10	5,0	6,1
DBO_{esgoto}	mg/L	11,5	10	10,3	12,6
OD_{rio}	mg/L	6,2	10	5,6	6,8
OD_{esgoto}	mg/L	6,0	10	5,4	6,6
K_1	d^{-1}	0,35	10	0,32	0,39
K_d	d^{-1}	1,00	20	0,8	1,2
K_2	d^{-1}	1,50	80	0,3	2,7
OD saturação	mg/L	9,2	5	8,7	9,7
D	km	13,8	0	13,8	13,8
V	m/s	0,5	10	0,45	0,55
Norg rio	mg/L	0,3	10	0,23	0,27
Norg ESG	mg/L	0,4	10	0,37	0,45
Amonia rio	mg/L	0,3	10	0,27	0,33
Amonia esg	mg/L	0,5	10	0,46	0,56
Nitrito rio	mg/L	0,8	10	0,73	0,89
Nitrito esgoto	mg/L	0,8	10	0,72	0,90
Nitrato rio	mg/L	1,1	10	0,98	1,20
Nitrato ESG	mg/L	1,1	10	0,97	1,19
Pinorg rio	mg/L	0,03	10	0,03	0,03
Pinorg ESG	mg/L	0,06	10	0,05	0,07
Coli term rio	NMP/100ml	82850	20	66280	99420
Coli term esg	NMP/100ml	47200000	20	37760000	56640000
K_{so}	d^{-1}	0,05	10	0,04	0,06
K_{oa}	d^{-1}	0,17	10	0,15	0,19
K_{an}	d^{-1}	0,19	10	0,17	0,21
K_{nn}	d^{-1}	0,26	10	0,23	0,29
S_{namon}	$g/m^2.d$	0,39	10	0,35	0,429
K_{spo}	d^{-1}	0,09	10	0,08	0,10
K_{oi}	d^{-1}	0,60	10	0,54	0,66
S_{pinorg}	$g/m^2.d$	0,16	10	0,14	0,18
K_b	d^{-1}	9,0	80	1,8	16,2
$E_{DBO 60}$	%	60	10	54	66
$E_{DBO 90}$	%	90	10	81	99

Fonte: Da autora.

O coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) esteve dentro do intervalo estabelecido na literatura (0,5 a 1,5 d^{-1}) em abril e agosto, estando este 100% fora

do limite. Em abril, este teve aproximadamente 20% dos valores entre 6 e 9 d^{-1} . Para agosto, a maior porcentagem esteve entre 12 e 15 d^{-1} .

O coeficiente de conversão da amônia a nitrito (K_{an}) obteve um intervalo de 0,16 a 0,18 d^{-1} em todas as análises, sendo cerca de 50% dos valores dentro deste limite encontrados em abril e 24% em agosto.

O coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (K_{nn}) apresentou, em todos os resultados, valores dentro do limite estabelecido na literatura (0,20 a 1,00 d^{-1}). O coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (K_{so}) apresentou 100% dos valores fora do limite, ou seja, acima de 0,10 d^{-1} , em abril e agosto.

O coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (K_{oi}) obteve valores acima do esperado (0,2 a 0,3 d^{-1}), o intervalo mais representativo foi entre 0,6 a 0,8 d^{-1} nos dois meses, sendo que no mês de abril este chegou a 98% do total e agosto 100%.

Com relação ao coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (K_{oa}), quase todos os valores observados em agosto estiveram abaixo do limite (0,2 a 0,25 d^{-1}), sendo que estes variaram de 0,15 a 0,20 d^{-1} , apenas 20% obteve valores de 0,20 d^{-1} . Em abril, os valores estiveram 100% dentro do limite apresentado por Von Sperling (2008).

Já o coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (K_{spo}) apresentou todos os valores fora do estabelecido (0,02 a 0,05 d^{-1}) para o mês de agosto, sendo que 100% dos valores estiveram entre 0,10 e 0,12 d^{-1} . Em abril ocorreu o contrário, 100% dos valores estiveram dentro da faixa estabelecida.

O coeficiente de desoxigenação (K_1) para abril esteve dentro do intervalo esperado de 0,35 a 0,45, apenas 14% dos resultados tiveram valores abaixo de 0,35 d^{-1} . Em agosto 22% dos valores estiveram abaixo de 0,35 d^{-1} .

O coeficiente de decomposição (K_d), no modelo Streeter-Phelps, em abril e agosto, apresentou 100% dos valores entre 1,00 e 1,20 d^{-1} . Para o modelo QUAL-UFMG, os valores estiveram 100% dentro do esperado. Em agosto, somente 25% do total esteve dentro do intervalo esperado (entre 0,5 e 1,00 d^{-1}).

Em todos os cenários, o coeficiente de reaeração (K_2) esteve dentro do limite de 100 d^{-1} , porém obteve grande variação para os dois meses e nos dois modelos.

O fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo (S_{namon}), em abril, esteve cerca de 19% dentro do limite (0,0 a 0,5 g/m²d). Para agosto, os valores que ficaram dentro variaram de 60 a 70%.

O fluxo de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (S_{inorg}), em abril, apresentou 100% dos valores fora do limite (0 a 0,2 d⁻¹). Em agosto, S_{inorg} ficou com 17% dentro do esperado.

7 DISCUSSÃO

7.1 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

De acordo com Souza (2002), a qualidade da água é altamente variável, tanto espaço como temporalmente devido a diversas entradas pontuais e não-pontuais, além das características intrínsecas do rio relacionadas aos processos físicos, químicos e biológicos.

Atualmente, a maior parte dos despejos é composta de descartes industriais e domésticos, isto se deve ao acelerado crescimento da população humana e ao desenvolvimento das atividades industriais.

Dentro deste contexto e, sobretudo em regiões urbanizadas e industrializadas, como é o caso da bacia do rio Lambari, a qualidade da água sofre interferências diversas que muitas vezes, dado o grau de usos e impactos, fazem com que o rio não apresente mais sua identidade natural.

Para Porto (1991), o pH comanda a especiação química das águas e geralmente os critérios de proteção da vida aquática fixam o pH entre 6 e 9. Segundo Esteves (1998), no Brasil, valores elevados de pH podem ser encontrados em regiões onde os corpos hídricos sofrem influências do mar em diferentes graus de intensidade, recebendo grandes contribuições de carbonatos e bicarbonatos. Rios que recebem despejos orgânicos podem apresentar grandes flutuações de pH devido a decomposição da matéria orgânica lançada.

Na bacia do rio Lambari, não houve variações bruscas de pH variando de 6 a 7,5.

Um estudo realizado no período chuvoso (TONON et al, 2011) no Ribeirão dos Poços (MG) indicou pH com média de 7,5, o que mostra uma neutralidade da água e que estava dentro dos valores que Esteves (1998) apresentou em seus estudos.

A condutividade elétrica da água é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. As variações de condutividade podem ser provocadas pela concentração de íons (Ca, Mg, Na, K, etc), fontes poluidoras ou entrada de tributários.

As estações que apresentaram maiores índices em agosto, período de estiagem, este comportamento pode ser explicado pela maior concentração de íons na água (SOUZA, 2002). Em abril, ainda no período chuvoso, ocorreu diluição destes elementos, por conseqüência há um decréscimo na condutividade. Essa redução está relacionada ao fato de que em áreas urbanizada ocorre um acúmulo de matéria orgânica, favorecendo o desenvolvimento e proliferação de micro-organismos que consomem esse elemento (ESTEVES, 1998).

A alcalinidade da água se caracteriza pela capacidade de neutralizar ácidos ou bases fracas. Esta variável ocorre devido primeiramente a concentração de sais de ácidos fracos em águas poluídas. As medidas de alcalinidade na bacia do rio Lambari acompanharam, de forma geral, o comportamento da condutividade.

Normalmente, o aumento da concentração de cloretos na água indica uma possível poluição por esgotos ou por despejos industriais (CETESB, 1999). De forma geral, a concentração de cloreto apresentou o mesmo padrão de variação temporal registrado para a condutividade e alcalinidade, sendo mais elevada no período mais seco (agosto).

A turbidez da água está relacionada a fenômenos de dispersão e absorção da luz através da presença de materiais em suspensão. Nos rios, a quantidade desses materiais depende, em grande parte, de sua capacidade de vazão, bem como das características físicas e geológicas da bacia (MAIER, 1978 apud SOUZA, 2002).

Os maiores valores de turbidez foram encontrados em abril, devido à maior turbulência das águas por estar finalizando o período chuvoso, porém não ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2 de até 100 NTU.

A concentração de sólidos nos ecossistemas aquáticos lóticos está fortemente relacionada a todas as impurezas encontradas no curso da água, exceto os gases (ESPÍNDOLA et al., 2000). Os valores obtidos para os sólidos totais são aproximadamente equivalentes a soma dos sólidos suspensos e dissolvidos na amostra. As concentrações de sólidos totais variaram muito nos dois períodos (abril e agosto), fato que não foi comprovado, mas que talvez tenha ocorrido algum erro laboratorial.

Segundo Esteves (1998), dentre as diferentes formas de nitrogênio presente nos ambientes aquáticos, o nitrato assume grande importância, uma vez que representa, juntamente com o íon amônio, uma das principais fontes deste elemento aos organismos produtores primários.

De acordo com Maier (1978 apud SILVINO, 2008), os compostos nitrogenados podem ter origem na erosão dos solos, na drenagem de áreas agrícolas e de terrenos pantanosos, na descarga de efluentes industriais e domésticos e na decomposição de vegetação marginal.

O nitrato das amostras analisadas obteve menores valores em agosto comparando com abril. Essas concentrações não foram tão significativas, porém podem estar relacionadas às atividades agrícolas desempenhadas por pequenas propriedades locais para consumo próprio.

O fósforo em si, desempenha papel importante para o entendimento dos impactos advindos de fontes pontuais e difusas de poluição, é um nutriente fundamental para o crescimento e multiplicação das bactérias responsáveis pelos mecanismos bioquímicos de estabilização da matéria orgânica (SANTOS, 2006).

No caso da bacia do rio Lambari, tanto em abril como em agosto, as concentrações estiveram dentro do esperado, exceto na estação P5, cuja média foi 0,13 mg/L para abril e 0,11 mg/L em agosto ultrapassando o padrão estabelecido pela resolução CONAMA n° 357/05, cujo limite é 0,1 mg/L. Provavelmente, isto ocorreu devido a alguma fonte pontual que não foi identificada.

A partir das concentrações de fósforo obtidas, as águas desses córregos já não possuem características de águas naturais, pois conforme apresenta Esteves (1998 apud MACHADO, 2006) as concentrações de fósforo apresentam-se fora da faixa de 0,01 a 0,05 mg/L, comum em águas naturais.

As concentrações apresentam-se também fora dos valores limites estabelecidos por Machado (2006), onde para rios de correnteza baixa, os teores críticos de fósforo para iniciar o processo de eutrofização estariam no intervalo de 0,1 a 0,2 mg/L e para rios de correnteza alta as concentrações não deveriam ultrapassar o valor limite de 0,3 mg/L.

VEGA et al. (1998) também registraram altos níveis de fósforo na água em áreas urbanas e relacionaram este fato as descargas domésticas pois este elemento é encontrado na composição de muitos detergentes.

O ganho e a perda de oxigênio dissolvido são influenciados por vários fatores, como: pressão atmosférica, turbulência, temperatura, fotossíntese, respiração dos organismos, oxidação da matéria orgânica, reações inorgânicas e águas de afluentes.

Os maiores valores de OD da bacia foram apresentados no mês de abril, isto ocorreu devido, provavelmente, a maior turbulência e diluição do material orgânico no rio por abril estar dentre períodos mais chuvosos, favorecendo a maior oxigenação da água.

Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico e em certos resíduos industriais. Assim quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o número de microrganismos decompositores e conseqüentemente, maior é o consumo de oxigênio (ALBERTI, 2008).

A demanda bioquímica de oxigênio é avaliada pela quantidade de oxigênio dissolvido em mg/L que será consumida pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica (PORTO, 1991).

Perez (1992, MACHADO, 2006 apud SILVINO, 2008), informou que águas superficiais com DBO inferiores a 4 mg/L são razoavelmente limpas, e aquelas com níveis maiores do que 10 mg/L são consideradas poluídas, em função do aporte de quantidades de material orgânico degradável. Neste sentido o rio Lambari apresenta-se com águas razoavelmente limpas, principalmente em abril.

As maiores concentrações de cargas orgânicas ocorreram nas estações P4 e P5 de agosto. Estas cargas são provenientes dos lançamentos de esgotos domésticos, de acordo com Souza (2002), que também registrou um aumento de DBO após a área de despejos de esgotos e concentrações mais elevadas em meses de baixa pluviosidade.

O teste de coliformes termotolerantes indica o potencial de contaminação da água por patógenos de origem fecal (esgotos domésticos). Esta variável também assume importância como indicadora da possibilidade da existência de

microrganismos responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (CETESB, 1999).

Em todas as estações estudadas, nos dois meses, foram encontradas concentrações acima do máximo permitido pela resolução CONAMA nº357/05, sendo este limite de 1000 NMP/100ml. Isto provavelmente ocorreu devido à maior ocorrência de aporte de esgotos domésticos sem tratamento para o rio.

De forma geral, a contribuição dos poluentes lançados clandestinamente pela comunidade local interfere negativamente na qualidade da água do rio desfavorecendo o processo de autodepuração.

O processo de urbanização, de acordo com Tonon (2014), e as demais atividades antrópicas interferem diretamente na qualidade dos recursos hídricos, através da redução dos nutrientes, interferência nas comunidades de organismos presentes e da própria alteração dos ciclos e da distribuição hídrica natural.

Segundo Tonon (2014), os valores das variáveis de qualidade da água da Bacia Ribeirão dos Poços (MG) indicaram uma forte antropização, alertando sobre as questões de entrada de carga poluidora neste ecossistema.

Nos resultados obtidos por Rodriguez (2011), na bacia hidrográfica do Alto Jacaré-Guaçu (SP), demonstraram que a qualidade da água no período de estiagem se torna mais crítica devido a diminuição do fluxo da água. Concluiu também que uma das atividades antrópicas que aceleram o processo de degradação ambiental, principalmente da qualidade da água, é a falta de tratamento do esgoto doméstico o que ocorre também na bacia hidrográfica do rio Lambari.

Silvino (2008) também observou nos estudos realizados na bacia hidrográfica do Rio Coxipó que o crescimento populacional pode contribuir para a deterioração da qualidade da água caso nenhuma medida preventiva e corretiva seja tomada.

Análises Estatísticas

A análise de agrupamento e o teste de Kruskal-Wallis permitiram um melhor entendimento das variações encontradas na qualidade da água. A matriz de correlação obtida entre as variações de qualidade da água analisadas

indicaram o grau de dependência e, de forma geral, comportamentos esperados para as variáveis medidas.

A composição iônica representada pela condutividade, cloreto, sólidos totais e alcalinidade mostrou correlações positivas entre si, corroborando o fato destes elementos serem os responsáveis pelo grau de riqueza iônica da água.

O oxigênio dissolvido apresentou correlação negativa com a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pois seu consumo ocorre devido à quantidade de matéria orgânica existente no rio. Ressaltam-se também as correlações negativas com cloreto, sólidos totais, condutividade e alcalinidade, ou seja, composição iônica da água, refletindo também a diminuição da oxigenação da água pela interferência da salinidade.

Os coliformes termotolerantes apresentaram correlação positiva com a DBO, comprovando a influência dos despejos de esgotos domésticos sobre estas duas variáveis.

O nitrato apresentou correlação positiva com a saturação de oxigênio dissolvido devido, provavelmente, aos processos de oxidação das formas mais reduzidas (amônia e nitrito) que ocasionaram certa dependência do nitrato para com o oxigênio existente na água. SOUZA (2002) encontrou a mesma correlação positiva no rio Jaboatão (PE).

O fósforo total apresentou alta correlação com o oxigênio dissolvido, alcalinidade e nitrato, provavelmente devido à interação existente no meio aquático entre nitrato e fosfato e interferência dos despejos de esgotos como principal fator da dinâmica desta variável.

As análises de agrupamento revelaram que, em abril, a estação P1 se distanciou das outras, isto ocorreu, provavelmente, pelo fato de não receber influências do despejo do esgoto que acontece na estação P2.

Já em agosto, a estação P5 se diferenciou das demais, isto pode ser explicado pela falta de processos de reaeração e diluição ocasionada pela época de estiagem. Neste mês houve uma queda na qualidade da água em praticamente todas as variáveis medidas, sobretudo com relação aos níveis de oxigênio dissolvido.

De forma geral, a análise de agrupamento apresentou uma significativa classificação das variáveis hidroquímicas baseadas tanto no aspecto espacial como sazonal, esta permitiu uma ordenação similar dos sítios de amostragem.

O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis aplicado sobre as variáveis indicou maiores diferenças entre os períodos que as estações de coleta. Estes resultados podem estar relacionados ao comportamento climático registrado para os períodos em questão. Com relação às estações estudadas, este fato deve estar relacionado aos dados que foram praticamente uniformes ao longo do percurso estudado.

7.2 MODELAGEM E SIMULAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA

De forma geral, a calibração do modelo foi satisfatória, em abril, para o modelo de Streeter-Phelps, o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio tiveram ótimos resultados, todos os coeficientes se mantiveram dentro da faixa estabelecida na literatura.

Já no QUAL-UFMG, para o mesmo mês, apenas o oxigênio dissolvido obteve um perfeito ajuste, a DBO (demanda bioquímica de oxigênio) não, apesar dos seus coeficientes estarem dentro do limite.

O coeficiente de reaeração (K_2) calculado por O'Connor e Dobbins (1958) e Churchill (1962) não apresentou bons resultados na simulação e calibração, ou seja, obteve valores elevados que não apareciam nos limites estabelecidos no gráfico, por isso estes valores foram descartados e substituídos por outros valores usuais da literatura.

O nitrogênio e suas formas não se ajustaram bem ao modelo, isso ocorreu, provavelmente, devido ao fato de que seus valores são baixos, não variam entre si e por estarem concentrados nos trechos iniciais da extensão do rio. O mesmo ocorreu com fósforo, no mesmo mês para os dados observados em campo, porém houve maiores variações e, a estação P5 excedeu o limite máximo permissível pela Resolução CONAMA n°357/05 de 0,1mg/L.

Os coliformes termotolerantes também não teve um bom ajuste, por dificuldades no manuseio do coeficiente K_b , estando este dentro da faixa estabelecida por Von Sperling (2008).

Já no QUAL-UFMG, o coeficiente K_2 esteve dentro do limite máximo permissível ($K_2=100 \text{ d}^{-1}$), sendo que este variou entre 1,00 e 2,00 d^{-1} . O nitrogênio e suas formas, fósforo e coliformes termotolerantes não foram bem ajustados.

No mês de agosto, para modelo de Streeter-Phelps, o ajuste do oxigênio dissolvido foi perfeito a modelagem, todos os coeficientes estiveram dentro do esperado. A DBO não obteve um bom ajuste em nenhum dos modelos e meses.

No modelo QUAL-UFMG, o OD e a DBO não tiveram bons ajustes, houve uma grande dificuldade para alcançar mais próximo possível dos dados observados, mesmo encontrando K_2 por meio das equações de O'Connor e Dobbins (1958) e Churchill et al. (1962), esses valores do coeficiente de reaeração, além de ser justificado pelo que foi dito anteriormente, podem estar relacionados a vazão e velocidade que foram consideradas constantes em toda a extensão do rio analisado e modelado, pois realizou-se a medida de vazão em apenas um ponto de coleta (P4), influenciando este coeficiente.

Novamente, nitrogênio e suas formas não se ajustaram bem ao modelo, assim como fósforo e coliformes termotolerantes. Isto também ocorreu nos trabalhos realizados por MOURÃO (2010) no rio Piracicaba, porém no início do trecho analisado a curva de nitrogênio-nitrato foi bem ajustada aos dados de campo, mas no trecho final o ajuste foi ruim. O nitrogênio-orgânico e o fósforo tiveram mesmo comportamento inverso.

Segundo Ide e Ribeiro (2009), a calibração do modelo QUAL-UFMG para o rio Taquarzinho (MS) foi satisfatória, os coeficientes encontrados coincidiram com os valores médios tabelados na literatura. O coeficiente de reaeração foi determinado com o auxílio de equações em função da velocidade média das águas e profundidade média, a equação de Owens et al.

A validação não foi feita por falta de dados e pelo rio ser considerado uniforme em toda sua extensão, ou seja, por considerar características hidráulicas.

Processo de autodepuração do rio

Estudos realizados por Paula (2011) no rio Jordão (Araguari-MG) apresentou ajustes satisfatórios no modelo QUAL-UFMG com relação aos dados medidos, evidenciando a prevalência da desoxigenação por demanda carbonácea sobre a nitrificação e a importância da reaeração natural no processo de autodepuração. Os parâmetros de oxigênio dissolvido, nitrogênio e suas formas, fósforo e coliformes termotolerantes respeitaram os limites preconizados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução 357/05, em toda sua extensão, para rios de Classe 2, classificação em que o rio Jordão enquadra-se. Neste trabalho, não foi possível afirmar o mesmo, pois nem todos os parâmetros seguiram a Resolução, como por exemplo, os coliformes termotolerantes.

Analisando os resultados, é possível inferir que o processo final da autodepuração ocorre após a foz do rio Lambari, ou seja, após os 14 km de extensão, cerca de 50 km de extensão, sabendo que sua foz deságua na represa do Rolador, sendo assim, tem-se a influência do despejo de esgoto que é lançado a montante podendo levar ao desequilíbrio da represa, ou seja, ao processo de eutrofização.

Em trabalhos realizados sobre a autodepuração de rios, Faria (2008) constatou que o ribeirão Anicuns (GO) necessitaria de cerca de 20,8 km para que conseguisse alcançar o mínimo de estabilidade, porém este ribeirão tem uma extensão máxima de 7,8 km.

O mesmo problema de distância necessária para o processo completo da autodepuração foi verificado no Ribeirão do Meio, estudo realizado por Sardinha et al. (2008), sendo que este ribeirão necessitaria de mais 5 km após a foz para que suas águas voltassem a possuir uma concentração de oxigênio dissolvido acima de 5 mg/L (valor recomendado pela Resolução CONAMA 357/05 para classe 2 de seu enquadramento).

De acordo com Costa (2010), estudos realizados no Ribeirão do Ouro, comprovaram que na distância de 6,4 km até sua confluência com o Ribeirão Chibarro, as concentrações de oxigênio dissolvido foram inferiores a 2 mg/L, ou seja, menores do que o padrão de qualidade determinado pela Resolução CONAMA 357/05 para rios enquadrados na classe 4.

No mês de abril e agosto, para modelo QUAL-UFMG, não houve diferenciação na simulação, isto ocorre provavelmente, ao fato de que no mês de

abril os valores de oxigênio dissolvido já estão acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, por isso não necessitam de cenários de eficiência. Além disso, dificulta-se a visualização de mudança de zonas, pois o oxigênio dissolvido está em equilíbrio com o rio.

Em agosto, tanto para o modelo de Streeter-Phelps quanto para o modelo QUAL-UFMG, é visível as zonas de autodepuração, porém, com relação às eficiências, não obtiveram nenhum resultado além do ajuste realizado originalmente.

Simulação de cenários

No trabalho realizado por Perin (2013), foi feita a simulação de 3 cenários distintos contendo um laticínio e uma estação de tratamento com lançamento de seus efluentes no Rio km 119, com efluente de concentração bruta, 70% de eficiência no tratamento e de 90% de eficiência.

Em estudo realizado por Mourão Jr. (2010), foram simuladas mudanças nas sedes de alguns municípios mineiros (Rio Piracicaba, João Monlevade, Bela Vista de Minas, Nova Era, Antonio Dias e Timóteo), em todas as sedes, assumiu-se a existência de sistema de tratamento de esgotos com uma eficiência de 80% na remoção de DBO, 99% nos coliformes termotolerantes e 35% no fósforo total.

Ide e Ribeiro (2009) simulou em seus trabalhos desenvolvidos no Rio Taquarizinho (MS), cenários com 70 e 90% de eficiência no tratamento de esgoto. A 70% de eficiência de tratamento, as porcentagens de valores dentro do padrão foram 46% de oxigênio dissolvido (OD) e 32% de demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Já a 90% de eficiência, a DBO obteve 100% dos valores de atendimento a legislação e 58% de oxigênio dissolvido.

Paz e Barbosa (2011), em seu estudo realizado no Rio Capibaribe (PE), cujo esgoto é lançado in natura, observou-se que em nenhum momento a concentração de oxigênio dissolvido (OD) alcançou o limite mínimo permissível de 5 mg/L, enquanto que a DBO (demanda bioquímica de oxigênio) teve 46,5% do trecho dentro dos padrões.

As eficiências fixadas para simulação de cenários não alteraram a quantidade dos resultados dentro do padrão. De forma geral, mostraram-se bons resultados, todos 100%, exceto coliformes termotolerantes, que seria zero, mas

que, mudando o valor do coeficiente de decaimento bacteriano K_b para 9 (abril) ou 12 d^{-1} (agosto), ou seja, extrapolando o valor, pois o limite adequado na literatura é em torno de $1,5 \text{ d}^{-1}$, tem-se 42,8 e 19,6% dos valores dentro do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, respectivamente.

Coeficiente de determinação e erro relativo

O oxigênio dissolvido foi melhor ajustado em abril para o modelo de Streeter-Phelps, devido ao erro relativo que foi menor, cerca de 1%. O mesmo ocorreu com a demanda bioquímica de oxigênio que obteve excelentes resultados em abril para o modelo de Streeter-Phelps.

No QUAL-UFMG, em abril, o oxigênio dissolvido foi perfeitamente ajustado, tendo um erro de apenas 0,4% e um coeficiente de determinação de 100%. Em agosto os resultados de oxigênio dissolvido também foram bons, sendo o coeficiente de determinação cerca de 75%. A DBO (demanda bioquímica de oxigênio) obteve melhores resultados em agosto, assim como, coliformes termotolerante.

O nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato, de modo geral, não obtiveram bons resultados, tanto para o coeficiente de determinação como para o erro relativo, isto provavelmente ocorreu devido a erros obtidos durante a coleta, a análise, ao aparelho utilizado, ao manuseio, entre outros.

Os coliformes termotolerantes foram expressivos tanto em abril como em agosto, obtendo erros e coeficientes de determinação elevados, acima de 100%.

De modo geral, os melhores resultados apresentados foram obtidos em abril, comparando os erros relativos, isto se deve ao fato deste mês estar na época de vazante e agosto na época de estiagem.

8 CONCLUSÕES

De modo geral, as variáveis da qualidade da água do rio Lambari para o mês de abril, principalmente, estiveram dentro do padrão estabelecido para rios de classe 2 (Resolução CONAMA 357/05).

Os valores de coliformes termotolerantes registrados nos dois períodos de amostragem estiveram fora dos limites estabelecidos para rios de Classe 2, segundo Resolução CONAMA 357/05, refletindo o lançamento de esgoto doméstico *in natura* no trecho estudado.

Com base nos resultados obtidos no mês de abril e mês de agosto, pode-se dizer que o período que se mostrou mais sensível a variação temporal foi o mês de agosto, ou seja, as variáveis analisadas neste mês demonstrou uma qualidade da água ruim, fato que pode ser comprovado pelos resultados obtidos na aplicação do IQA (Índice de Qualidade da Água).

De modo geral, a estação P1 apresentou uma qualidade melhor com relação às outras ocorrendo o oposto na estação P5, ponto mais distante do lançamento, que se encontra na zona de degradação do rio.

O índice de qualidade da água (IQA) demonstrou que no trecho estudado, a qualidade do rio Lambari é Regular em abril e Ruim em agosto, refletindo provavelmente maior impacto do lançamento da fonte poluidora na época de baixas vazões.

As análises estatísticas de agrupamento permitiram reunir as estações de coleta em grupos segundo as influências antrópicas e variações temporais.

No teste de Kruskal-Wallis houve maior diferenciação entre os períodos de estudo (variação temporal) que as estações de coleta (variação espacial), indicando a maior influência das vazões sobre a qualidade da água.

Apesar de ser um modelo simples e genérico, o modelo de Streeter-Phelps mostrou-se eficiente na calibração do oxigênio dissolvido e na demanda bioquímica de oxigênio, apesar de não simular outras variáveis de qualidade da água.

O modelo QUAL-UFMG se mostrou de fácil manuseio e entendimento, necessitando de conhecimento da planilha Excel, pois trata-se de uma ferramenta

“mais amigável” que os modelos originais, o que facilita um maior uso no meio acadêmico, científico e profissional.

Com a calibração adotada no modelo QUAL-UFMG, pode-se dizer que foi satisfatória para o oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, já para nitrogênio e suas formas, fosfato e coliformes termotolerantes não foram bem ajustados.

Para que o rio Lambari possua valores de oxigênio dissolvido dentro do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (valores acima de 5 mg/L), torna-se necessário que seja realizado algum tipo de tratamento de efluentes antes do seu lançamento no rio. Com isso, a modelagem de Streeter-Phelps e QUAL-UFMG permitiram concluir que a eficiência de 60% da futura ETE será suficiente para suprir as necessidades de tratamento do rio Lambari.

As simulações hipotéticas de 60% e 90% de tratamento, não se diferenciaram muito, estas foram satisfatórias. O que mais influenciou foram os coeficientes das equações que, de forma geral, devem ser ajustados as características do rio.

As ferramentas para simulação dos processos de autodepuração dos corpos hídricos empregadas, o modelo de Streeter-Phelps e QUAL-UFMG, demonstraram ser úteis para tomadas de decisão nos planos de gerenciamento de recursos hídricos.

Os problemas ambientais no trecho de estudo do rio Lambari tem como causa principal o lançamento do esgoto *in natura* e a falta de planejamento. Uma política que engloba como principal prioridade o desenvolvimento sustentável (desenvolvimento sócio-econômico com justiça social e em harmonia com o meio ambiente) deve ser exercida nesta bacia, de forma a manter a qualidade de água do rio Lambari que é de extrema importância na integridade do sistema como um todo.

9 SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados alcançados neste trabalho e analisando os modelos utilizados, as seguintes sugestões e recomendações podem ser feitas:

- Aumento do número de estações de coleta após o lançamento de esgoto. A ampliação de pontos coletados pode permitir a verificação da possível recuperação do rio à jusante do lançamento;
- Realizar a validação do modelo com uma frequência maior de coletas;
- Realização de medidas de vazão em todas as estações de coleta, devido às dificuldades encontradas para calibrar o modelo apenas com medições de vazão realizadas em um único ponto. A generalização da vazão pode ter influenciado nos resultados obtidos neste estudo;
- Estudo mais detalhado da real contribuição de carga doméstica e industrial na região, incluindo a contribuição do frigorífero Frigonossa;
- Estudo e análises da água de variáveis físicas, químicas e biológicas da represa que se encontra a jusante do rio Lambari, represa do Rolador, pois esta recebe fortes influências dos despejos de esgoto;
- Novas análises laboratoriais de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio e suas formas, fósforo e coliformes termotolerantes devem ser realizadas baseadas nas variáveis propriamente ditas, com o intuito de melhorar a confiabilidade dos resultados;
- Ampliação do modelo QUAL-UFMG considerando a variação de regimes de escoamento como lênticos e lóticos, pois este desconsidera esta característica hidráulica

Além das sugestões propostas, recomenda-se uma maior interação, responsabilidade, envolvimento e conscientização da população local para que haja uma melhoria não só na qualidade na água, mas também para usos múltiplos. Recomenda-se também que termine a construção da estação de tratamento de esgoto para que possa iniciar suas atividades.

REFERÊNCIAS

ALBERTI, H. L. C. **Caracterização fisiográfica e avaliação hidrológica na Bacia do Ribeirão das Antas, Planalto de Poços de Caldas, MG.** 2008. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 22. ed. Washington: Byrd Prepress Springfield, 2005.

ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. *Revista da Biologia.* V.5. Vitória, 2010.

BARBOSA JR., A. R. Hidrologia aplicada. Apostila de curso. Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto. 2002.

BARRETO, L, V.; ROCHA, F, A.; OLIVEIRA, M, S. C. Monitoramento da qualidade da água na microbacia hidrográfica do Rio Catolé, em Itapetinga-BA. **Centro Científico Conhecer - ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, v.5, n.8, Goiânia, 2009.

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

BRAGA, B., HESPANHOL, I., LOTUFO, J.G., CONEJO. **Introdução à engenharia ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2005. 305p.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for simulating river and stream water quality: documentation and user manual.** Version 2.07. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, 2007. 42p.

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

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1999, Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 1998. CETESB, São Paulo, 371p.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº357/05. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, SEMA, 2005.

COSTA, P. C.; Garcia, (Coord.). **Projeto hidrogeoambiental das estâncias hidrominerais da Companhia Mineradora de Minas Gerais – COMIG – Estância Hidromineral de Poços de Caldas – Rel. Técnico COMIG/Fundação Gorceix**, 2001.

COSTA, A. B. et al. **Desenvolvimento e Aplicação de Índices de Qualidade da Água**. Departamento de Biologia e Farmácia, Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, 2010

COSTA, D. J. L; TEIXEIRA, D. **Aplicação de Modelo de Autodepuração para Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão do Ouro, Araraquara- SP**. Programa (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Centro Universitário de Araraquara – Uniara. Araraquara, SP, 2010.

COSTA, D. S.; TEIXEIRA, D. **Aplicação de Modelo de Autodepuração para Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão do Ouro, Araraquara/SP**. Revista UNIARA, v.13, n.1, Araraquara, 2010.

COSTA, P. C. **Projeto Hidrogeoambiental das Estâncias Hidrominerais da Companhia Mineradora de Minas Gerais – COMIG: Estância Hidromineral de Poços de Caldas**. Relatório Técnico COMIG/Fundação Gorceix, 2001.

CRUZ, W. B. **Avaliação Hidrogeológica e Hidrogeoquímica dos Arredores de Poços de Caldas**. CETEC. Belo Horizonte, 1987.

DELLOSSO, E. P. **Avaliação da Qualidade da água do rio Monjolinho utilizando o modelo QUAL-2E.** São Carlos, 2009.

EPA, United States Environmental Protection Agency. ***Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling.*** 2. Ed. Athens, 1985. 455 p.

EPA, United States Environmental Protection Agency. ***The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. Documentation and user model.*** Athens, 1987. 189 p.

ESPÍNDOLA, E. L. G. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho.** São Carlos: Rima, 2000. 188p.

ESPINOSA, P. M. **Modelamiento de La Parte Baja Del Rio Palo.** Departamento de Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Del Cauca. Cauca – Colômbia, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

Falta de Água. Disponível em: <<http://noticias.uol.com.br/ultimas-noticias/agencia-estado/2014/05/13/seca-atual-so-ocorre-a-cada-3378-anos.htm>>. Acesso em: 17 maio 2014.

FARIA, D. S. **Capacidade de Autodepuração do Ribeirão Anicuns/GO um Estudo de caso.** Trabalho de Conclusão de Curso de engenharia ambiental. Universidade Católica de Goiás. Goiania – GO, 2008.

GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. **Hidrologia.** 2 Ed. Revista e Atualizada. São Paulo: Editora Edgard Blucher. 2011.

GASTALDINI, M. C. C. **Análise do mecanismo de autodepuração do rio Jacaré Guaçu através de modelo de qualidade da água.** Dissertação- Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1982. 160 p.

IDE, W. R.; RIBEIRO, M. L. **Calibração do Modelo de Qualidade de Água QUAL-UFMG para o Rio Taquarinho em Período de Estiagem.** Artigo apresentado ao CNPq – PIBIC - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2009.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Relatório do GD06.** Fundação Educacional de Ensino de Técnicas Agrícolas, Veterinárias e de Turismo Rural. Delfim Moreira, 2009.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão de Águas. Sistema de Cálculo de Qualidade da Água (SCQA) - Estabelecimento das equações do índice de qualidade das águas (IQA). IGAM, Belo Horizonte, 2005. 16p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Contagem populacional. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

KNAPIK, H. G.; SCAPULATEMPO, C. V.; BASSANESI, K. **Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K RBRH.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos. V.16, n.2 - Abr/Jun 2011. 75-88p.

LEINZ, V. Geologia Geral. São Paulo: Editora nacional, 1998.

LIMA, L. S. et al. Projeto de Manejo Integrado da Sub-Bacia do Ribeirão Várzea de Caldas. EMATER-MG, IEF, IMA. Poços de Caldas – DMAE, 2002.

MACHADO, W. C. P. **Indicadores da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Pato Branco.** Tese (Doutorado em Geologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006. 315f.

MAIER, M. H. **Considerações sobre Características Limnológicas de Ambientes Lóticos,** B. Inst. Pesca, 1978. 75-90p.

MENDES, D. A. R. **Aplicação do Modelo QUAL2KW para Avaliação de Cargas Pontuais no Rio Itapanhaú.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de São Paulo. São Paulo, 2010. 43p.

MORAES, F. T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. **Fisiografia da Região do Planalto de Poços de Caldas, MG/SP**. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista – Campus de Rio Claro. Rio Claro, 2008.

MORAES, F. T. **Zoneamento Geoambiental do Planalto de Poços de Caldas, MG/SP a partir de Análise Fisiográfica e Pedoestratigráfica**. Tese (Doutorado na área de Geociências e Meio Ambiente) - Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2007.

MOTA, S. **Introdução a Engenharia Ambiental**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1997.

MOURÃO JR, P. R. **Aplicação do Modelo de Autodepuração de Qualidade das Águas QUAL-UFMG: Estudo de Caso Sub-bacia do Rio Piracicaba**. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade Sócio-econômica e Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 2010.

NSF - National Sanitation Foundation. NSF Consumer Information: Water Quality Index (WQI). Disponível em: <http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.asp>. Acesso em: 21 maio 2014.

OPPA, L, F. **Utilização De Modelo Matemático De Qualidade Da Água Para Análise De Alternativas De Enquadramento Do Rio Vacacaí Mirim**. Dissertação (Mestrado). Santa Maria, 2007.

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

PAULA, L. M. **Avaliação da Qualidade da Água e Autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG)**. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2011.

PAZ, D. F.; BARBOSA, I. M. B. R. **Estudo da redução da Carga Orgânica lançada em um trecho do Rio Capibaribe para atendimento à legislação ambiental.** Artigo apresentado no XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011.

PEREIRA, J. A. A.; FONTES, M. A. L. **Plano de Manejo do Parque Municipal da Serra de São Domingos.** Lavras: UFLA, 2010.

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

PINTO, N. L. S. et al. **Hidrologia Básica.** 3 Ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2011.

PORTO, M. A.; BRANCO S. M. & DE LUCA, S. J. **Caracterização da Qualidade da Água.** Hidrologia ambiental. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, ABRH, São Paulo. 1991. pp.27-66.

PORTO, R. L. L.; FILHO, K. Z.; SILVA, R. M. **Medição de Vazão e Curva-Chave.** Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2001.

Projeto ARCAL RLA 010/10. **Qualidade das Águas do Ribeirão das Antas.** 2009.

RODRÍGUEZ, M. P. **Avaliação da Qualidade da Água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas.** Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.

SANTOS, A. A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT.** Dissertação (mestrado em Física e Meio Ambiente) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós-

graduação em Física e Meio Ambiente, Universidade Federal de Mato Grosso, 2008. 148p.

SARDINHA, D. S. et al. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP)**. Revista Engenharia Sanitária Ambiental. V. 13, nº3 – jul/set. 2008.

SEBRAE. Diagnóstico Municipal. Poços de Caldas, 1997.

SEBRAE. Diagnóstico Municipal, Poços de Caldas, 2002.

SILVEIRA, A. Notas de aula do Professor Dr. Alexandre Silveira, na disciplina Análise Qualitativa e Quantitativa dos Recursos Hídricos, do programa de Pós-Graduação em Ciência e Meio Ambiente, UNIFAL/MG. Poços de Caldas, 2013.

SILVINO, A. N. O. **Avaliação e Modelagem da Qualidade da Água da Bacia do rio Coxipó, no município de Cuiabá- MT**. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente)- Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso. 2008. 145 p.

SOUZA, A. D. G. O Uso de Ferramentas Estatísticas Exploratórias no Monitoramento da Qualidade da Água: Exemplo de Aplicação para a Bacia Hidrográfica do rio Ribeirão Preto (Ribeirão Preto, SP). In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2001, Maceió, **Anais**. Maceió: Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, 2001.

SOUZA, A. G. D. **Diagnóstico Ambiental Integrado e Subsídios ao Estabelecimento de Metas de Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Jaboatão (PE)**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos – UFSCar. São Carlos, 2002.

STATSOFT INC. **Statistica release 5**. Statistica for the Windows™ operating system. Statsoft, Inc. 1995.

STREETER, H. W., PHELPS, E. B. **A study of the natural purification of the Ohio River**. Public Health Bulletin 146, U.S. Washington: Public Health Service, 1925.

THOMANN, R. V., MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper International Edition. 1987. 644p.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. **Índice de Qualidade de Água em Microbacia sob Uso Agrícola e Urbana**. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, 2002.

TONON, K. **Impactos da urbanização na estrutura da fauna de invertebrados bentônicos e na qualidade da água da bacia hidrográfica Ribeirão dos Poços – Poços de Caldas (MG)**. Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL. Poços de Caldas, 2014.

TONON, K. et al. **Diagnóstico Ambiental da Bacia Ribeirão dos Poços de Poços de Caldas-MG**. Trabalho de Conclusão do Curso de Bacharelado Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia. Universidade Federal de Alfenas-UNIFAL. Poços de Caldas, 2011.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3 ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2002. 943p.

VEGA, M., PARDO, R., ENRIQUE, B.; DEBÁN, L., **Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis**. Water Research, 1998.

VILELA, K. L. **Potencial Geoparque de Poços de Caldas- MG: Caracterização Ambiental**. Relatório final referente ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica – PIBIC-FAPEMIG. Universidade Federal de Alfenas. Poços de Caldas, 2014.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 1975. 245p.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios: Modelagem clássica do oxigênio dissolvido (modelo de Streeter- Phelps)**. Editora UFMG, Vol.7. 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da qualidade da água dos rios / Marcos Von Sperling – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2007. 588p. (Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias, v.7).**

ZAINE, J. E. et al. **Estudo de caracterização geológico-geotécnica aplicado ao planejamento rural e urbano do município de Poços de Caldas, MG**. Rio Claro, SP: Fundação de Apoio à Pesquisa, Ensino e Extensão - FUNEP, 2008. 78 p.

APÊNDICE A - Resultados encontrados durante os 4 dias de amostragem para abril e agosto.

Estações	Época	COLTERM	TEMP ÁGUA	pH	TURB	CLOR	O.D.	D.B.O	AMON	STD	NITR	COND. ELÉTRICA	ALCAL	FOSF	STS
1	AB*	240000	21,3	7,3	15,0	1,1	7,6	5,1	0,1	19,0	0,4	35,5	15,9	0,1	11,0
1	AB	300000	20,8	7,4	14,2	2,1	7,0	2,2	0,1	16,0	0,4	32,7	16,3	0,1	146,0
1	AB	13000	20	6,9	21,4	2,6	7,4	2,4	0,1	14,0	0,2	30,0	13,6	0,0	13,0
1	AB	2200	21	6,8	18,1	2,5	7,5	2,5	0,1	14,0	0,3	29,4	15,7	0,0	20,0
1	AG*	80000	15,5	6,7	6,2	8,1	6,0	5,0	0,4	35,0	0,0	91,8	19,4	0,1	8,0
1	AG	220000	16,6	6,6	10,5	7,9	6,4	9,0	0,3	39,0	0,0	79,9	17,1	0,0	17,0
1	AG	1400	16,8	6,3	5,9	6,5	6,0	3,1	0,6	42,0	0,0	75,4	17,9	0,0	9,0
1	AG	30000	17,8	6,7	6,4	7,9	6,4	5,2	0,0	43,0	0,2	89,1	19,1	0,0	18,0
2	AB	240000	21,6	7,2	18,0	0,3	6,8	4,3	0,2	21,0	0,4	42,1	15,6	0,1	12,0
2	AB	50000	20,9	7,3	18,1	1,6	7,7	3,3	0,2	18,0	0,0	38,1	15,4	0,1	16,0
2	AB	23000	20	7,1	25,6	3,1	7,8	2,7	0,2	18,0	0,5	39,6	21,0	0,1	12,0
2	AB	22000	21,1	6,9	20,6	2,9	7,3	2,0	0,1	18,0	0,4	36,8	15,1	0,0	18,0
2	AG	1600000	16,6	6,8	10,3	6,8	5,7	8,0	0,5	44,0	0,0	93,3	19,2	0,1	19,0
2	AG	130000	15,8	6,5	6,8	6,6	5,6	4,3	0,8	42,0	0,1	88,3	20,0	0,1	7,0
2	AG	22000	17,1	6,5	8,0	8,7	5,4	4,4	0,4	44,0	0,0	92,0	16,5	0,0	10,0
2	AG	80000	18,1	6,9	9,4	7,2	5,4	2,0	0,9	46,0	0,0	97,5	19,8	0,0	14,0
3	AB	2200	21,4	7,0	18,0	0,4	6,8	2,8	0,2	22,0	0,4	43,9	17,4	0,0	6,0
3	AB	50000	20,8	7,2	17,1	1,8	6,9	2,3	0,1	18,0	0,4	37,0	14,2	0,0	2,0
3	AB	2700	21	7,0	22,7	2,3	7,7	1,9	0,1	19,0	0,5	38,9	16,0	0,1	11,0
3	AB	30000	21,1	6,7	19,5	2,7	7,6	3,6	0,1	18,0	0,3	36,9	13,4	0,1	17,0
3	AG	17000	15,8	6,6	6,2	6,6	3,7	0,0	0,8	43,0	0,0	91,1	20,3	0,1	59,0
3	AG	110000	16,5	6,8	10,9	8,5	2,8	0,0	0,6	47,0	0,0	99,4	19,9	0,0	17,0
3	AG	7000	17,1	6,4	6,5	6,7	3,2	4,0	0,8	47,0	0,0	98,3	18,9	0,0	21,0
3	AG	70000	18	6,8	10,0	7,5	4,0	4,0	0,6	48,0	0,0	100,7	18,8	0,0	12,0
4	AB	13000	21,5	7,0	18,3	1,9	6,7	2,8	0,1	23,0	0,4	44,9	16,5	0,1	6,0
4	AB	5000	21	7,1	18,3	2,1	6,8	2,6	0,1	18,0	0,3	38,1	17,9	0,1	18,0
4	AB	22000	20,5	7,0	23,0	3,0	7,6	1,8	0,1	19,0	0,4	40,3	16,9	0,1	14,0
4	AB	8000	21,1	6,6	22,0	2,7	7,6	2,0	0,1	18,0	0,3	41,1	12,8	0,0	24,0
4	AG	7000	17,1	6,4	9,5	7,8	3,4	4,0	0,5	49,0	0,0	103,1	19,0	0,1	18,0
4	AG	35000	16,5	6,9	11,8	6,6	2,9	20,0	0,6	48,0	0,0	101,2	20,0	0,1	17,0
4	AG	14000	18,1	6,9	8,7	7,1	3,9	4,0	0,5	46,0	0,0	96,3	17,2	0,0	23,0
4	AG	50000	15,8	6,7	6,7	6,9	3,7	8,0	0,8	46,0	0,0	95,9	18,6	0,1	64,0
5	AB	5000	21,5	7,0	19,0	1,9	6,7	2,4	0,1	22,0	0,3	45,2	20,4	0,2	9,0
5	AB	14000	20,9	7,3	23,2	1,7	6,5	2,2	0,1	18,0	0,3	38,9	17,4	0,2	6,0
5	AB	8000	20,5	6,9	25,6	2,7	8,1	1,7	0,2	19,0	0,2	40,9	25,1	0,1	17,0
5	AB	11000	21,1	6,7	21,6	2,3	7,5	2,0	0,2	20,0	0,6	43,2	12,9	0,1	24,0
5	AG	30000	16,1	6,7	8,4	7,5	3,7	6,0	1,3	50,0	0,0	104,9	22,7	0,1	9,0
5	AG	17000	17,1	6,6	10,8	8,5	2,1	6,0	1,3	53,0	0,0	111,5	21,4	0,2	17,0
5	AG	13000	18,5	6,8	11,9	8,5	3,8	6,0	1,1	50,0	0,0	100,6	19,4	0,1	21,0

Continuação...															
5	AG	17000	16,8	6,7	12,0	10,0	3,1	20,0	1,1	52,0	0,1	109,6	23,0	0,1	14,0

*AB: Abril.

**AG: Agosto.

Continuação...																	
P4	N	4	4	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Mínimo	23000	5000	20,50	2,00	6,60	18,30	1,90	6,70	1,80	0,10	18,00	0,25	38,10	12,80	0,03	6,00
	Máximo	500000	22000	21,50	68,70	7,13	23,00	3,00	7,60	2,80	0,13	23,00	0,43	44,90	17,90	0,12	24,00
	Média	223250	12000	21,03	35,35	6,94	20,40	2,43	7,18	2,30	0,12	19,50	0,35	41,10	16,03	0,08	15,50
	Mediana	185000	10500	21,05	35,35	7,01	20,15	2,40	7,20	2,30	0,12	18,50	0,36	40,70	16,70	0,08	16,00
	Des.padrão	204667,82	7438,64	0,41	47,16	0,23	2,46	0,51	0,49	0,48	0,01	2,38	0,07	2,83	2,23	0,04	7,55
P5	N	4	4	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Mínimo	240000	5000	20,50	0,90	6,70	19,00	1,70	6,50	1,70	0,10	18,00	0,22	38,90	12,90	0,05	6,00
	Máximo	300000	14000	21,50	68,10	7,26	25,60	2,70	8,10	2,40	0,18	22,00	0,59	45,20	25,10	0,19	24,00
	Média	255000	9500	21,00	34,50	6,97	22,35	2,15	7,20	2,08	0,14	19,75	0,36	42,05	18,95	0,13	14,00
	Mediana	240000	9500	21,00	34,50	6,97	22,40	2,10	7,10	2,10	0,13	19,50	0,32	42,05	18,90	0,14	13,00
	Des.padrão	30000,00	3872,98	0,42	47,52	0,23	2,77	0,44	0,74	0,30	0,04	1,71	0,16	2,74	5,13	0,06	8,12

APÊNDICE C - Estatística descritiva das variáveis da qualidade da água em agosto para as estações de P1 a P5.

Pontos	Estatística Descritiva	COLTOTAIS (NMP/100 ml)	COLTERM (NMP/100ml)	TEMP (°C)	COR (Mg/L Pt)	PH	TURB (NTU)	CLOR (mg/L)	O.D. (mg/L)	D.B.O (mg/L)	AMON (mg/L)	STD(mg/L)	NITR (mg/L)	COND (mg/L)	ALCAL (mgCaCO ₃)	FOSF (mg/L)	STS (mg/L)
P1	N	4	4	4	1	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Mínimo	30000	1400	15,50	0,00	6,29	5,88	6,50	5,96	3,10	0,00	35,00	0,00	75,40	17,10	0,00	8
	Máximo	350000	220000	17,80	0,00	6,72	10,50	8,10	6,40	9,00	0,57	43,00	0,23	91,80	19,40	0,05	18
	Média	187500	82850	16,68	0,00	6,58	7,23	7,60	6,18	5,58	0,30	39,75	0,06	84,05	18,38	0,03	13
	Mediana	185000	55000	16,70	0,00	6,65	6,27	7,90	6,19	5,10	0,32	40,50	0,00	84,50	18,50	0,03	13
	Des.padrão	160908,88	97031,73	0,94	0,00	0,20	2,19	0,74	0,23	2,47	0,24	3,59	0,12	7,69	1,07	0,02	5,23
P2	N	4	4	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Mínimo	500000	22000	15,80	0,00	6,46	6,80	6,60	5,35	2,00	0,36	42,00	0,00	88,30	16,50	0,01	7,00
	Máximo	1600000	1600000	18,10	0,00	6,93	10,30	8,70	5,66	8,00	0,94	46,00	0,09	97,50	20,00	0,09	19,00
	Média	975000	458000	16,90	0,00	6,67	8,62	7,33	5,51	4,68	0,66	44,00	0,02	92,78	18,88	0,04	12,50
	Mediana	900000	105000	16,85	0,00	6,64	8,68	7,00	5,52	4,35	0,68	44,00	0,00	92,65	19,50	0,04	12,00
	Des.padrão	457347,42	762611,30	0,96	0,00	0,21	1,54	0,95	0,15	2,48	0,27	1,63	0,05	3,80	1,62	0,04	5,20
P3	N	4	4	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Mínimo	130000	7000	15,80	0,00	6,44	6,18	6,60	2,80	0,00	0,60	43,00	0,00	91,10	18,80	0,00	12,00
	Máximo	500000	110000	18,00	0,00	6,82	10,90	8,50	4,00	4,00	0,81	48,00	0,00	100,70	20,30	0,06	59,00
	Média	325000	51000	16,85	0,00	6,65	8,39	7,32	3,42	2,00	0,70	46,25	0,00	97,38	19,48	0,04	27,25
	Mediana	335000	43500	16,80	0,00	6,67	8,25	7,09	3,45	2,00	0,70	47,00	0,00	98,85	19,40	0,04	19,00
	Des.padrão	202731,35	48076,33	0,93	0,00	0,18	2,40	0,89	0,52	2,31	0,11	2,22	0,00	4,30	0,74	0,03	21,48
P4	N	4	4	4	1	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Mínimo	130000	7000	15,80	0,00	6,35	6,70	6,60	2,90	4,00	0,46	46,00	0,00	95,90	17,20	0,00	17,00
	Máximo	500000	50000	18,10	0,00	6,91	11,80	7,83	3,87	20,00	0,83	49,00	0,00	103,10	20,00	0,06	64,00

	Continuação...																
	Média	277500	26500	16,88	0,00	6,71	9,18	7,11	3,47	9,00	0,61	47,25	0,00	99,13	18,70	0,04	30,50
	Mediana	240000	24500	16,80	0,00	6,79	9,10	7,00	3,55	6,00	0,58	47,00	0,00	98,75	18,80	0,06	20,50
	Des.padrão	157135,82	19672,32	0,97	0,00	0,25	2,11	0,52	0,42	7,57	0,16	1,50	0,00	3,58	1,16	0,03	22,49
P5	N	4	4	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Mínimo	220000	13000	16,10	0,00	6,56	8,37	7,50	2,10	6,00	1,11	50,00	0,00	100,60	19,40	0,05	9,00
	Máximo	500000	30000	18,50	0,00	6,76	12,00	10,00	3,75	20,00	1,29	53,00	0,06	111,50	23,00	0,19	21,00
	Média	330000	19250	17,13	0,00	6,69	10,77	8,63	3,15	9,50	1,20	51,25	0,02	106,65	21,63	0,11	15,25
	Mediana	300000	17000	16,95	0,00	6,71	11,35	8,50	3,38	6,00	1,21	51,00	0,00	107,25	22,05	0,11	15,50
	Des.padrão	119443,15	7410,58	1,01	0,00	0,09	1,69	1,03	0,76	7,00	0,10	1,50	0,03	4,90	1,64	0,06	5,06

APÊNDICE D - Simulação Monte Carlo para o modelo Streeter-Phelps para os dados observados em abril.

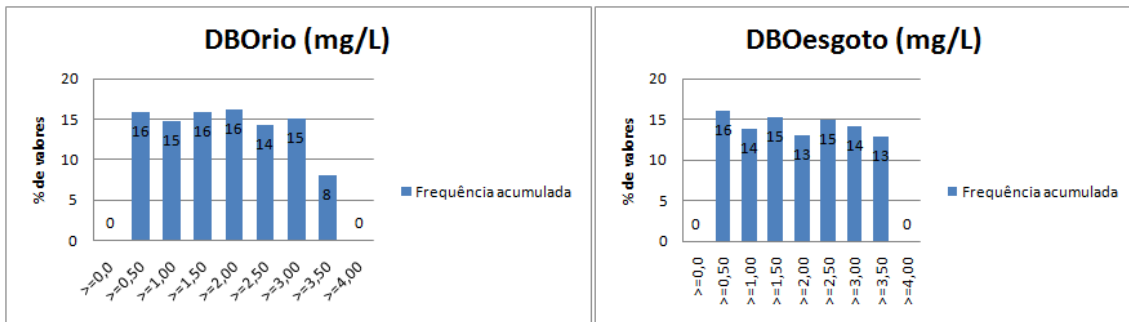


Figura 52 - Distribuição de frequência acumulada de DBO do rio e do esgoto.

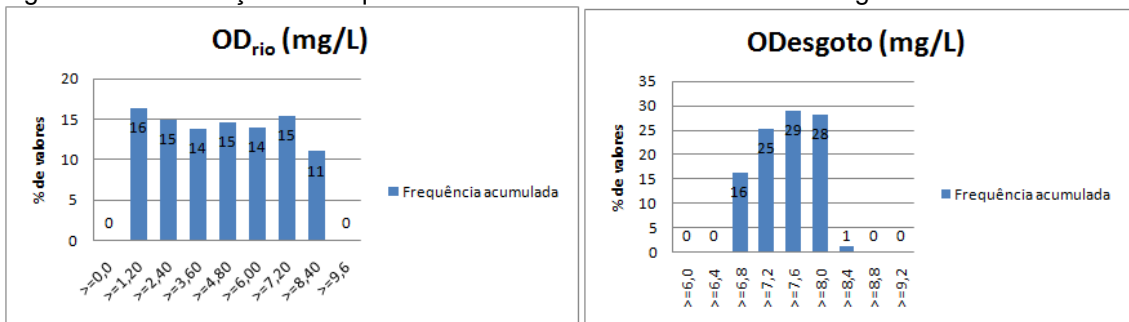


Figura 53 - Distribuição de frequência acumulada de OD do rio e do esgoto.

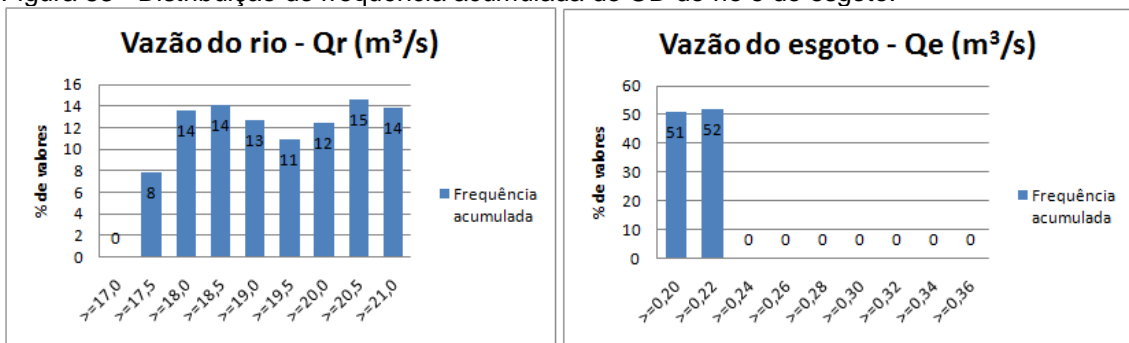


Figura 54 - Distribuição de frequência acumulada de vazão do rio e do esgoto.

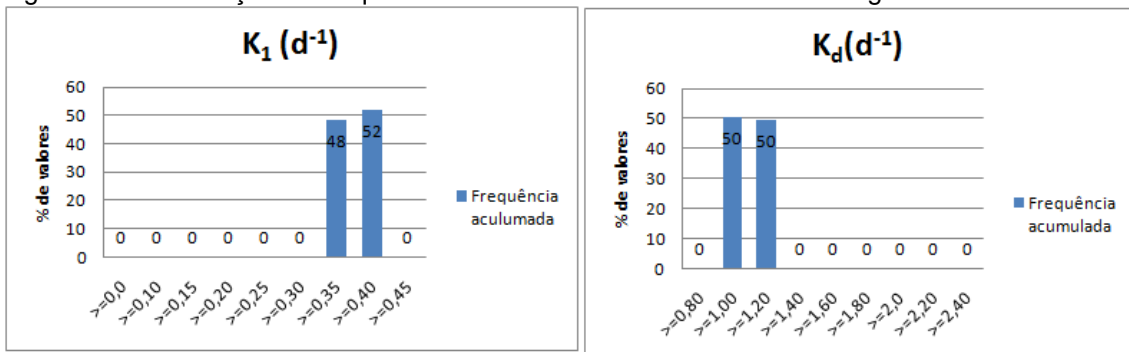


Figura 55 - Distribuição de frequência acumulada de K₁ e K_d.

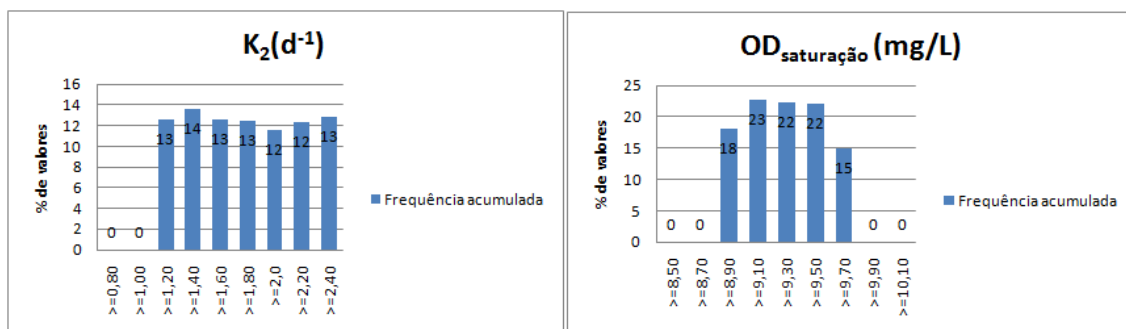


Figura 56 - Distribuição de frequência acumulada de K₂ e OD de saturação.

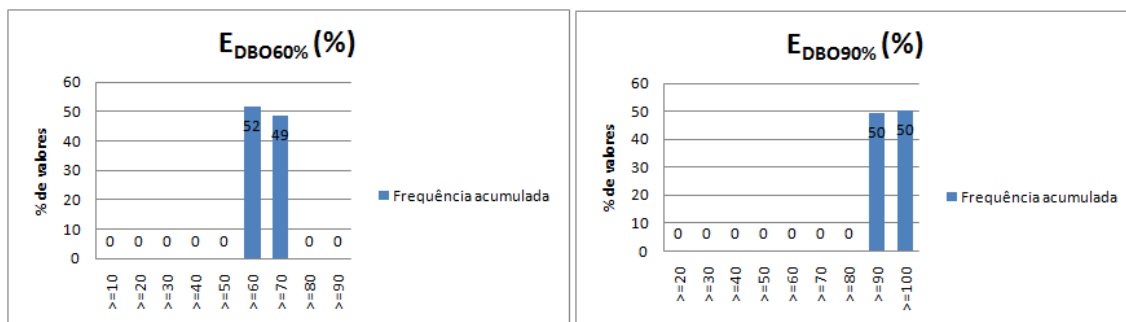


Figura 57 - Distribuição de frequência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.

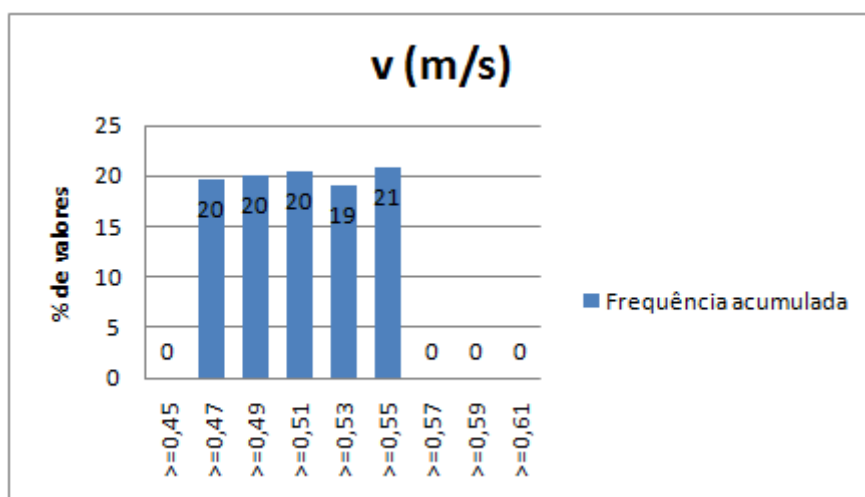


Figura 58 - Distribuição de frequência acumulada da velocidade do rio.

APÊNDICE E - Simulação Monte Carlo para o modelo QUAL-UFMG para os dados observados em abril.

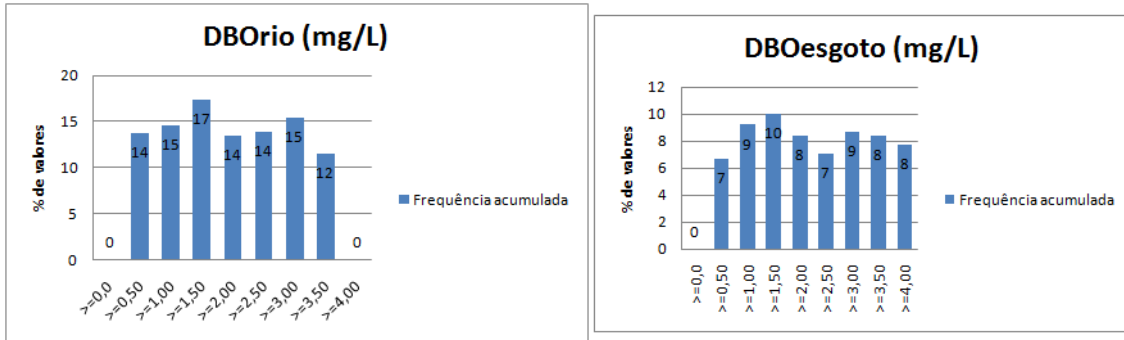


Figura 59 - Distribuição de frequência acumulada de DBO do rio e do esgoto.

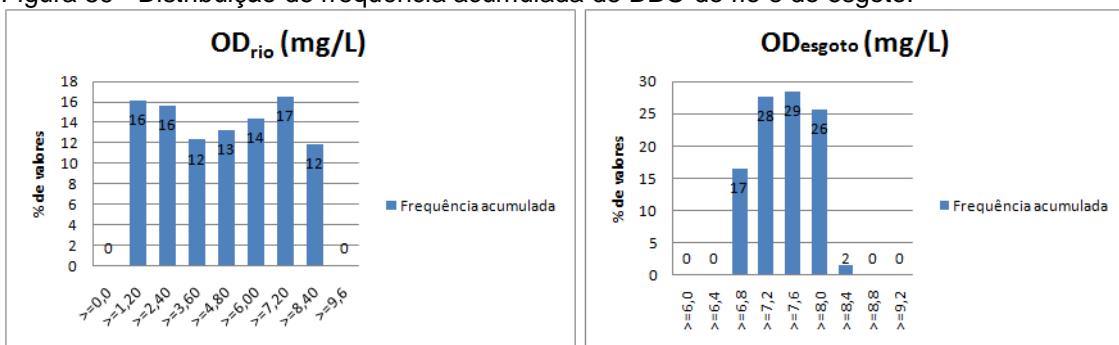


Figura 60 - Distribuição de frequência acumulada de OD do rio e do esgoto.

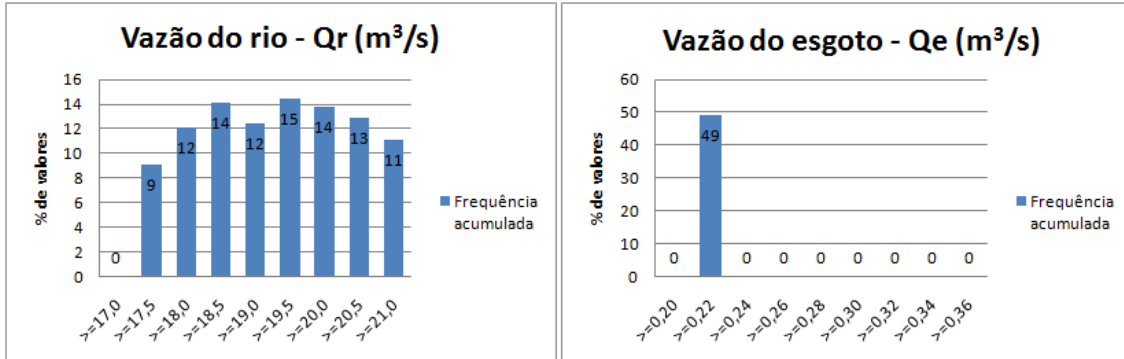


Figura 61 - Distribuição de frequência acumulada de vazão do rio e do esgoto.

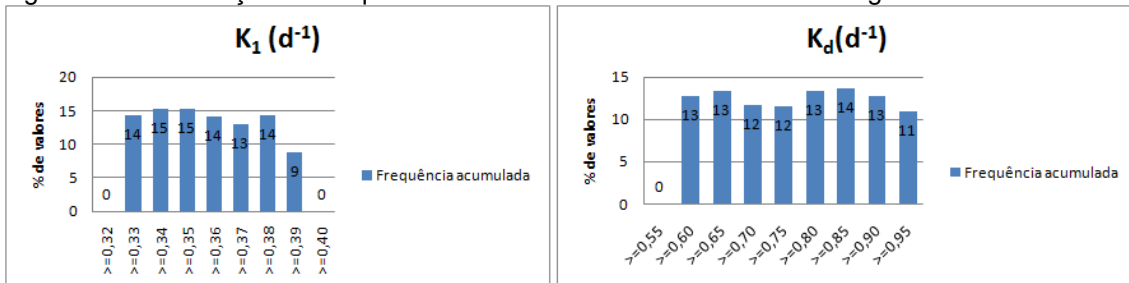


Figura 62 - Distribuição de frequência acumulada de K₁ e K_d.

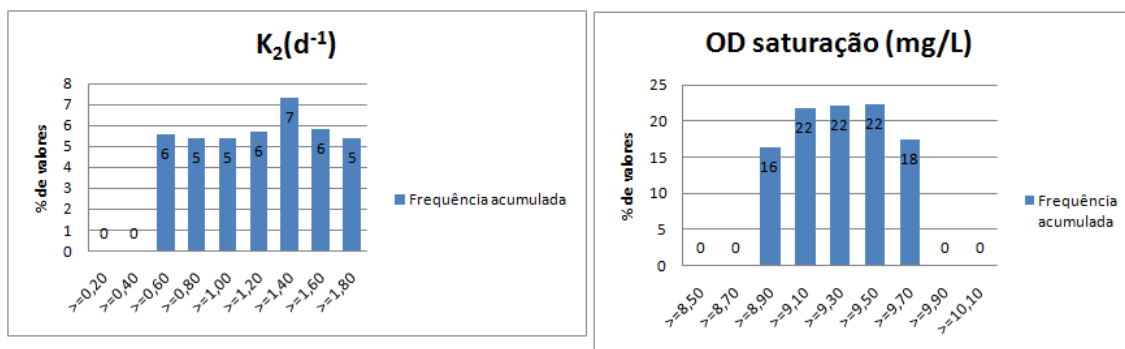
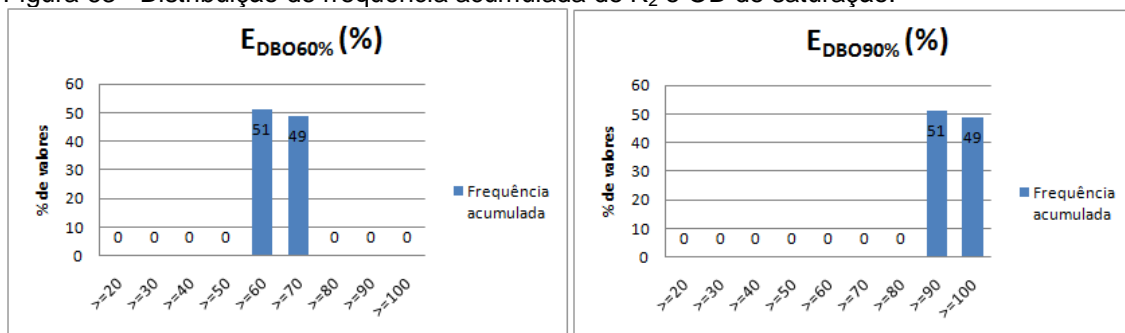
Figura 63 - Distribuição de frequência acumulada de K₂ e OD de saturação.

Figura 64 - Distribuição de frequência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.

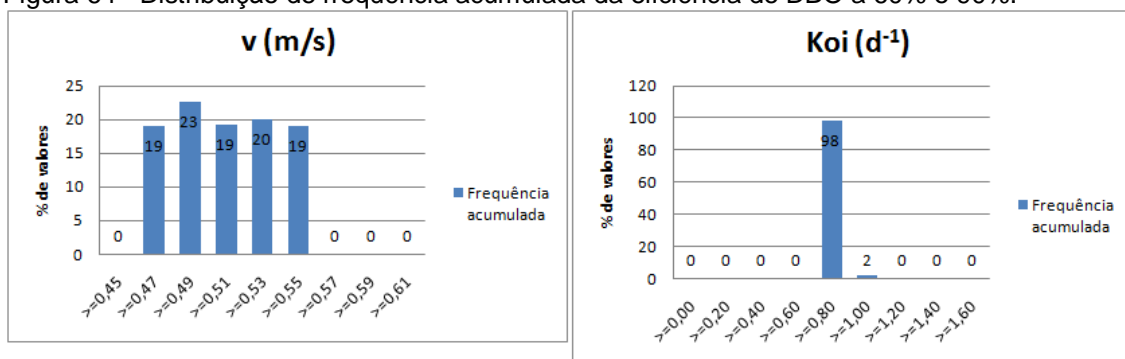


Figura 65 - Distribuição de frequência acumulada da velocidade do rio e Koi.

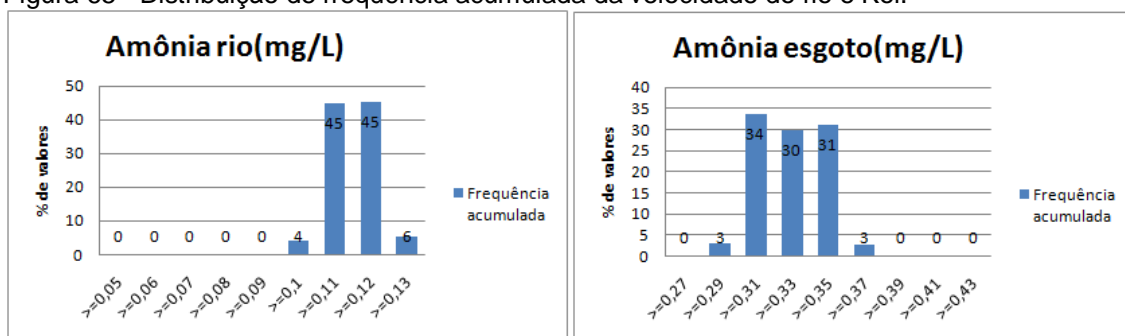


Figura 66 - Distribuição de frequência acumulada da amônia do rio e do esgoto.

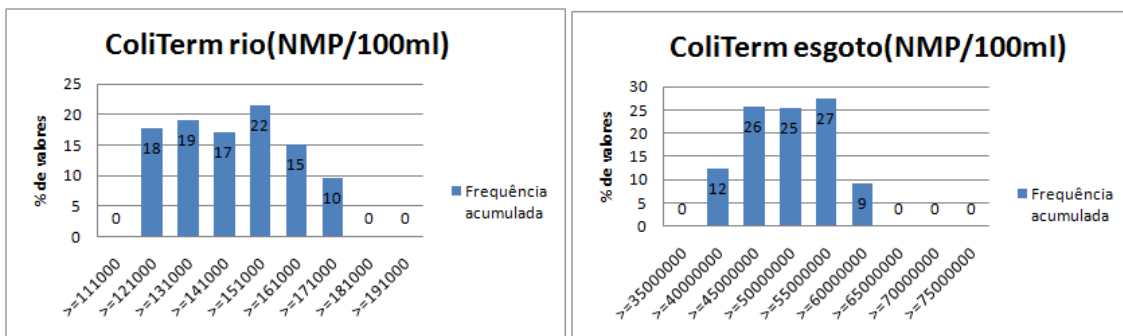


Figura 67 - Distribuição de frequência acumulada de coliformes termotolerantes no rio e esgoto.

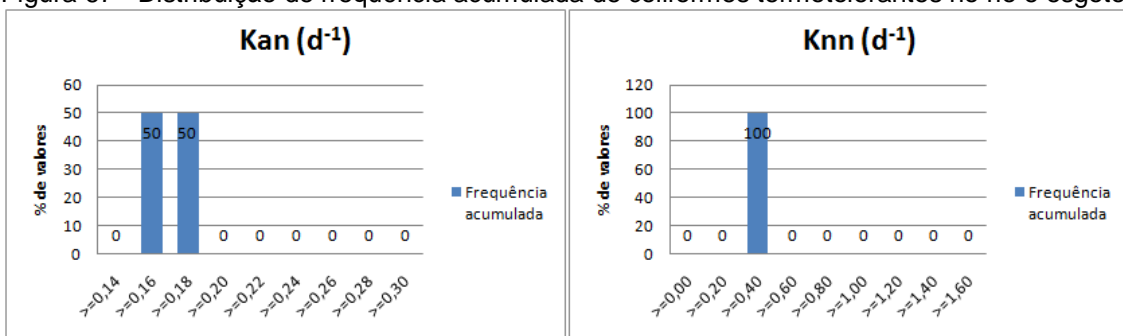


Figura 68 - Distribuição de frequência acumulada de Kan e Knn.

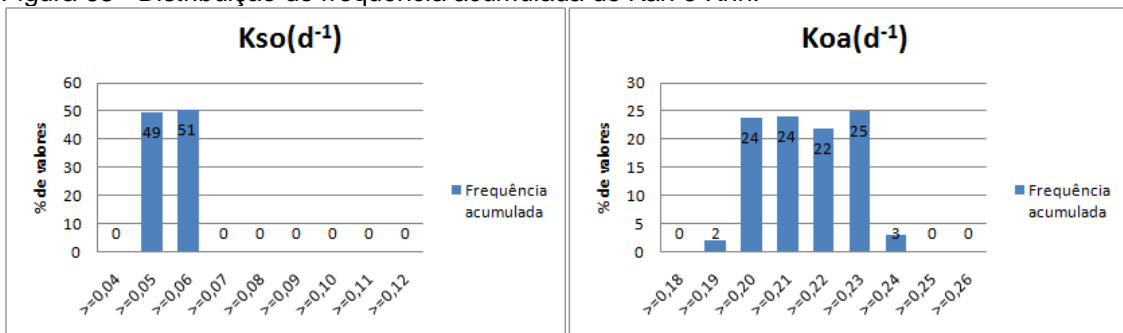


Figura 69 - Distribuição de frequência acumulada de Kso e Koa.

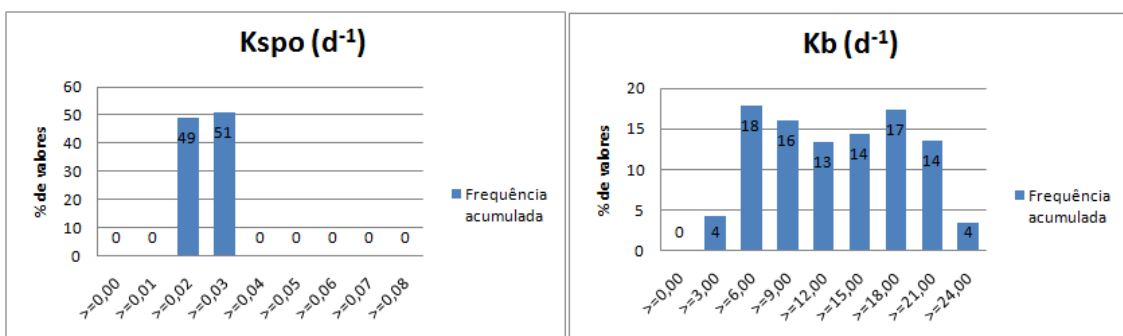


Figura 70 - Distribuição de frequência acumulada de Kspo e Kb.

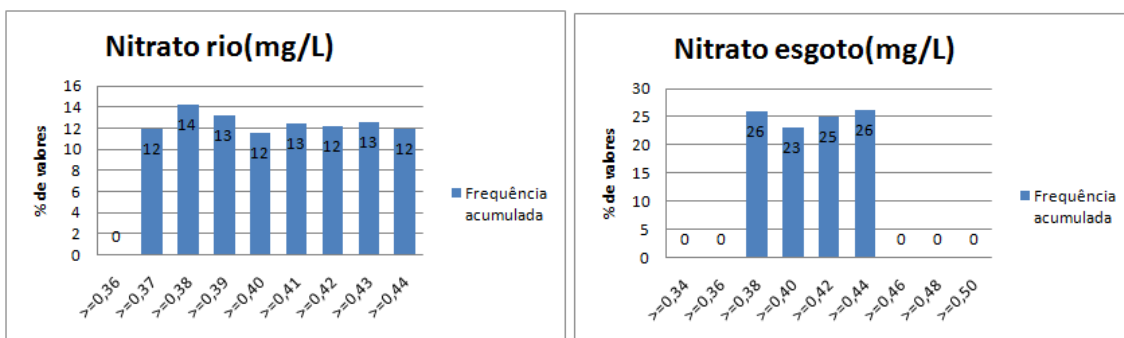


Figura 71 - Distribuição de frequência acumulada de nitrato do rio e do esgoto.

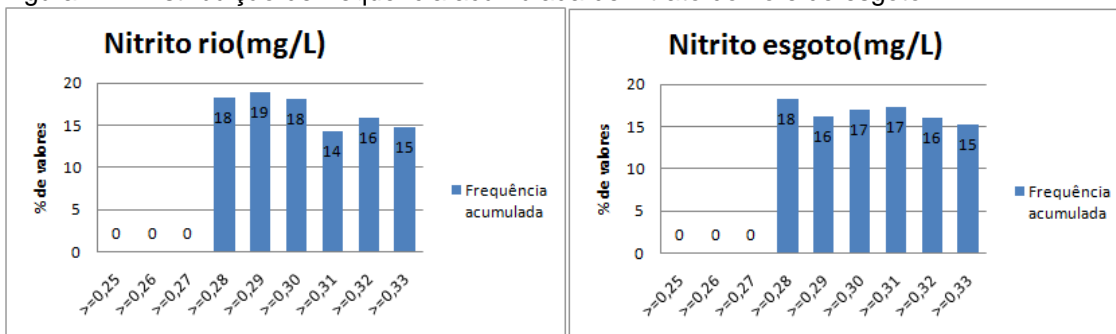


Figura 72 - Distribuição de frequência acumulada de nitrito do rio e esgoto.

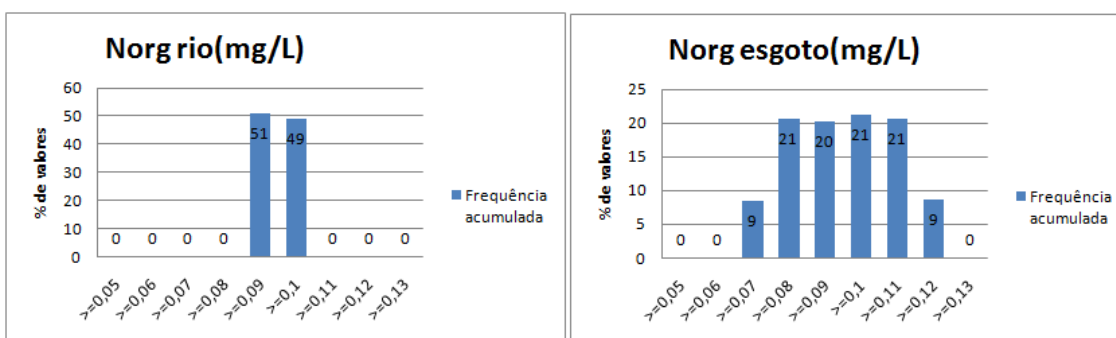


Figura 73 - Distribuição de frequência acumulada de nitrogênio orgânico do rio e esgoto.

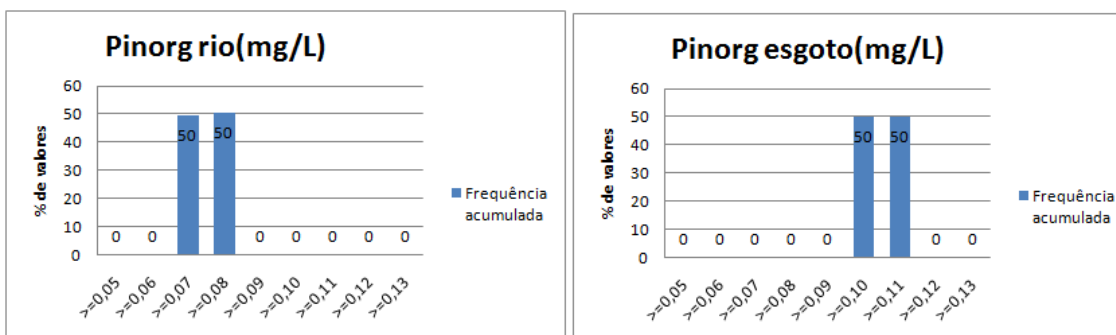


Figura 74 - Distribuição de frequência acumulada de fósforo inorgânico do rio e do esgoto.

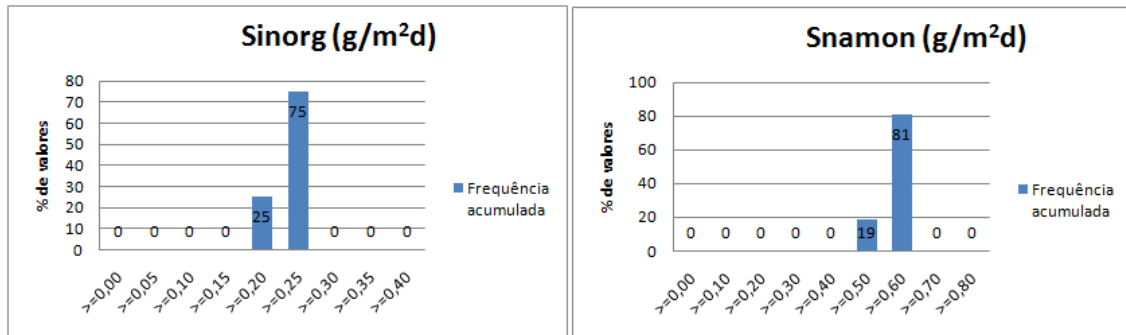


Figura 75 - Distribuição de frequência acumulada de Sinorg e Snamon.

APÊNDICE F - Simulação Monte Carlo para o modelo Streeter-Phelps para os dados observados em agosto.

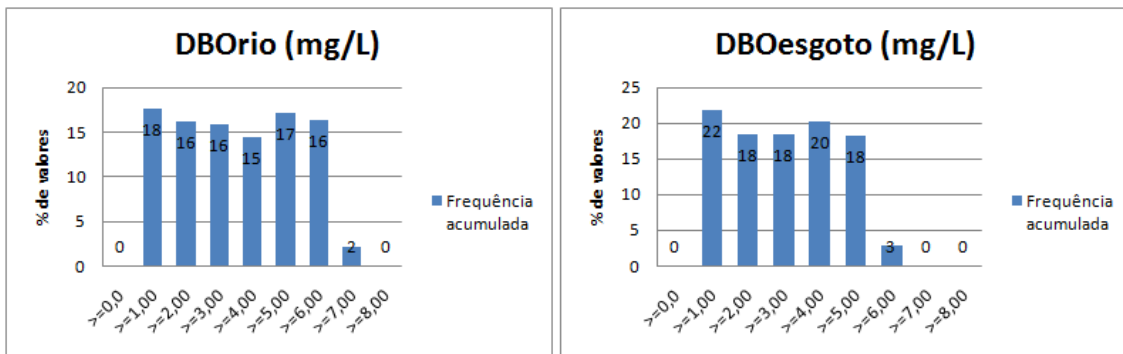


Figura 76 - Distribuição de freqüência acumulada de DBO do rio e do esgoto.

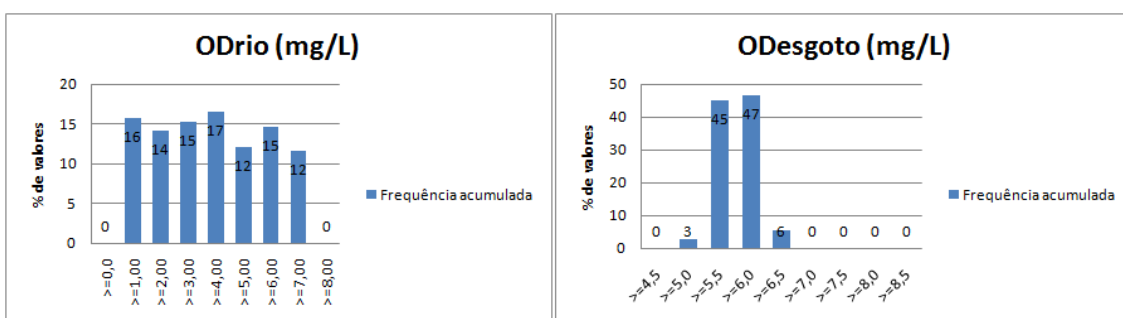


Figura 77 - Distribuição de freqüência acumulada de OD do rio e do esgoto.

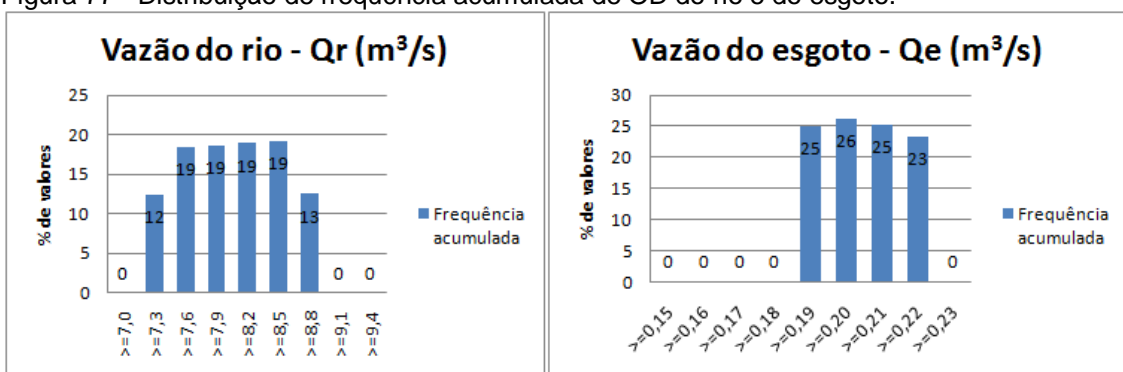


Figura 78 - Distribuição de freqüência acumulada de vazão do rio e do esgoto.

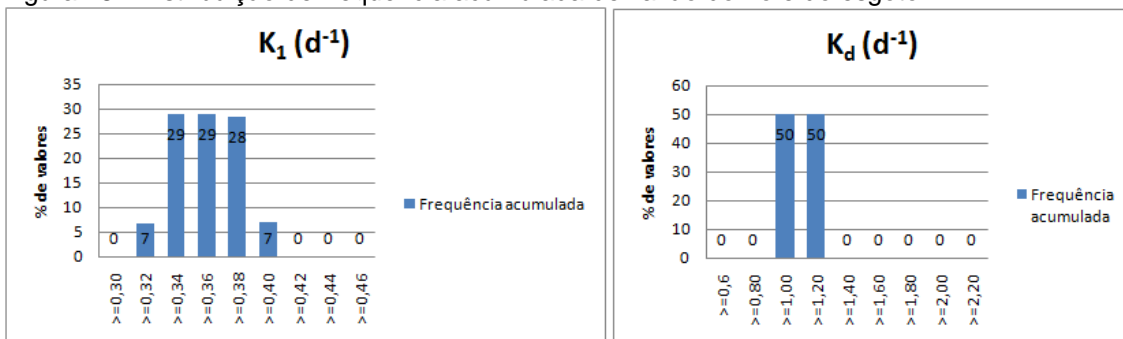


Figura 79 - Distribuição de freqüência acumulada de K₁ e K_d.

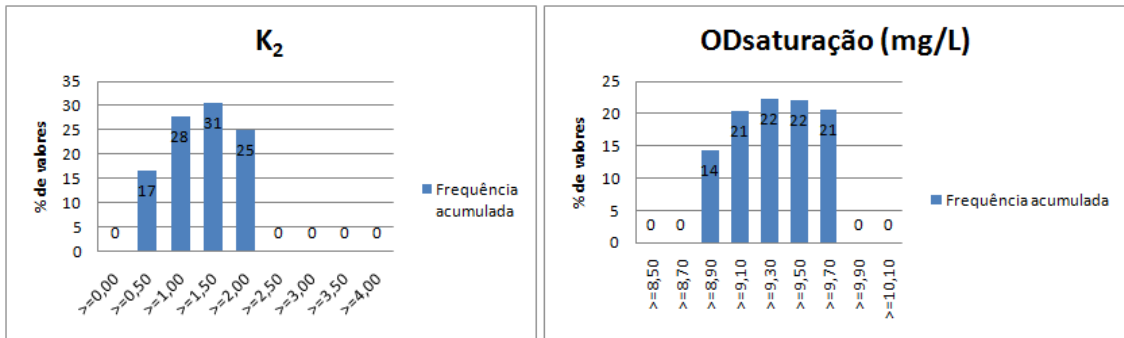


Figura 80 - Distribuição de frequência acumulada de K₂ e OD de saturação.

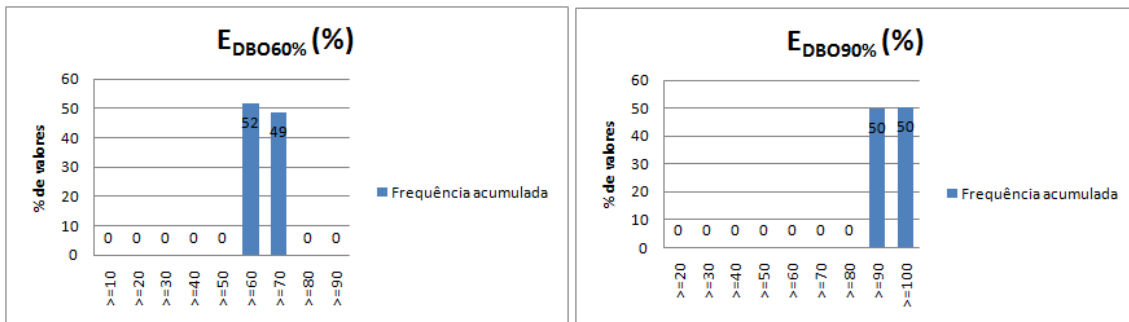


Figura 81 - Distribuição de frequência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.

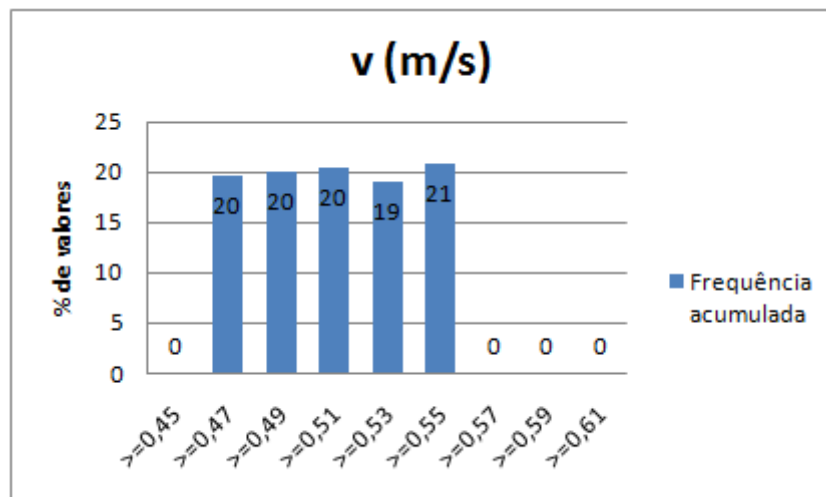


Figura 82 - Distribuição de frequência acumulada da velocidade do rio.

APÊNDICE G - Simulação Monte Carlo para o modelo QUAL-UFMG para os dados observados em agosto.

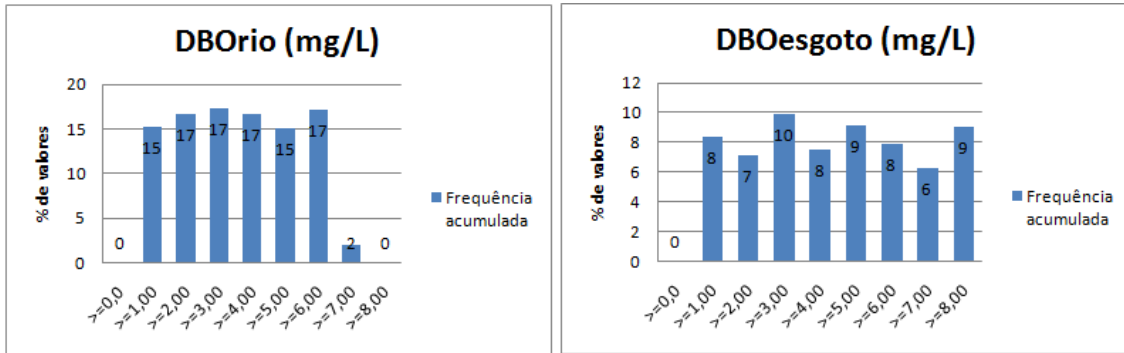


Figura 83 - Distribuição de freqüência acumulada de DBO do rio e do esgoto.

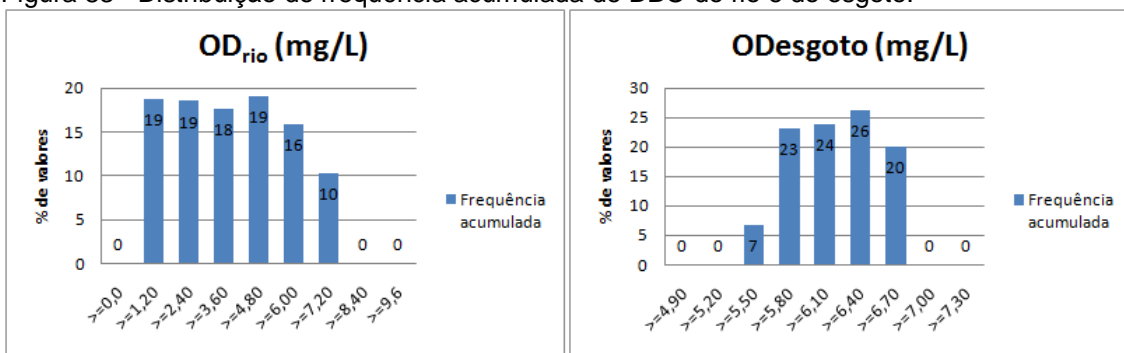


Figura 84 - Distribuição de freqüência acumulada de OD do rio e do esgoto.

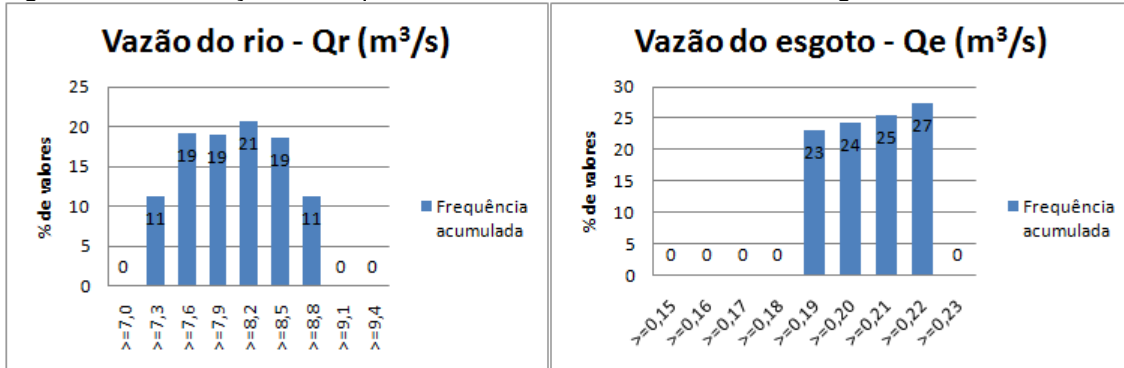


Figura 85 - Distribuição de freqüência acumulada de vazão do rio e do esgoto.

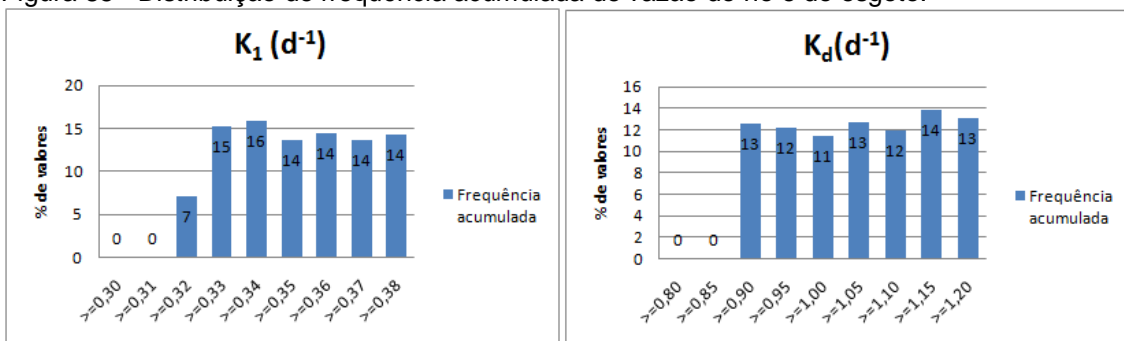


Figura 86 - Distribuição de freqüência acumulada de K₁ e K_d.

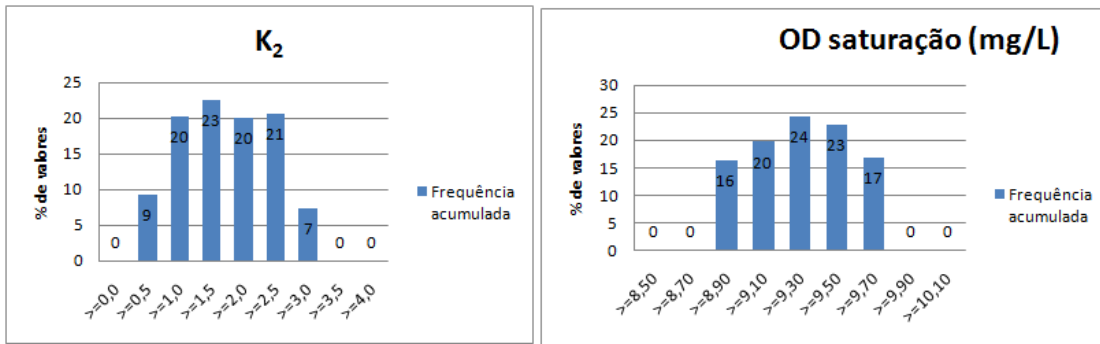


Figura 87 - Distribuição de frequência acumulada de K₂ e OD de saturação.

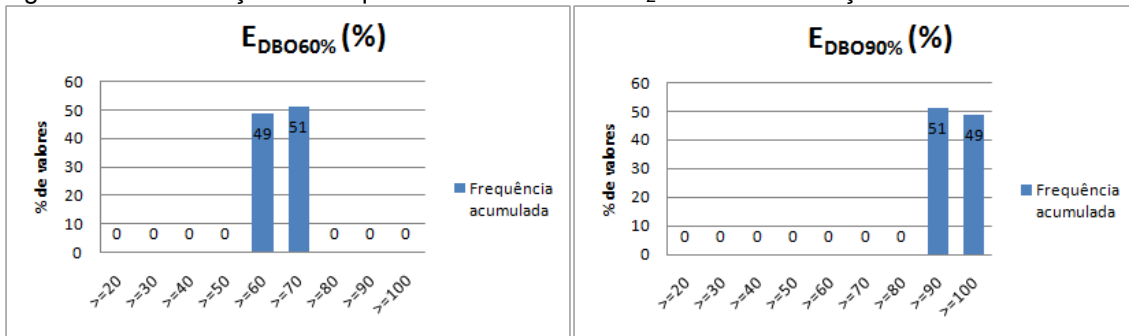


Figura 88 - Distribuição de frequência acumulada da eficiência de DBO a 60% e 90%.

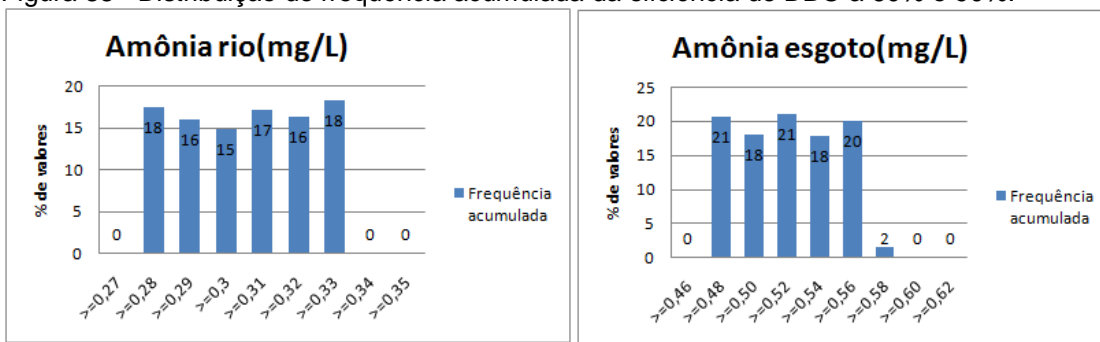


Figura 89 - Distribuição de frequência acumulada da amônia do rio e do esgoto.

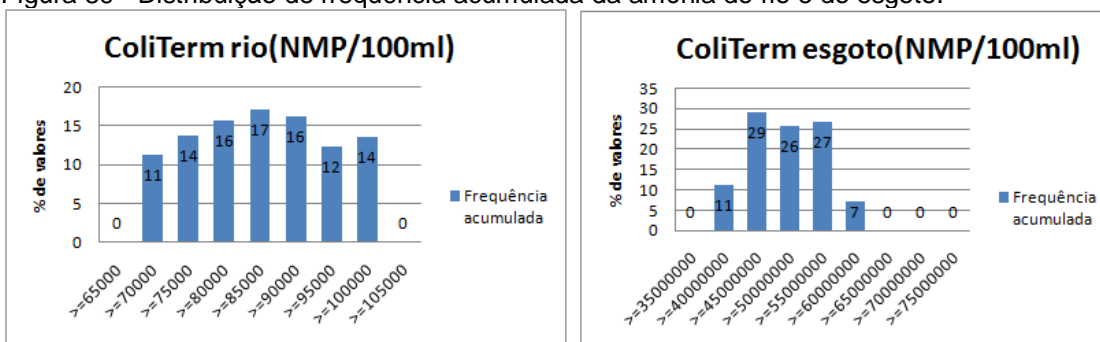


Figura 90 - Distribuição de frequência acumulada de coliformes termotolerantes do rio e esgoto.

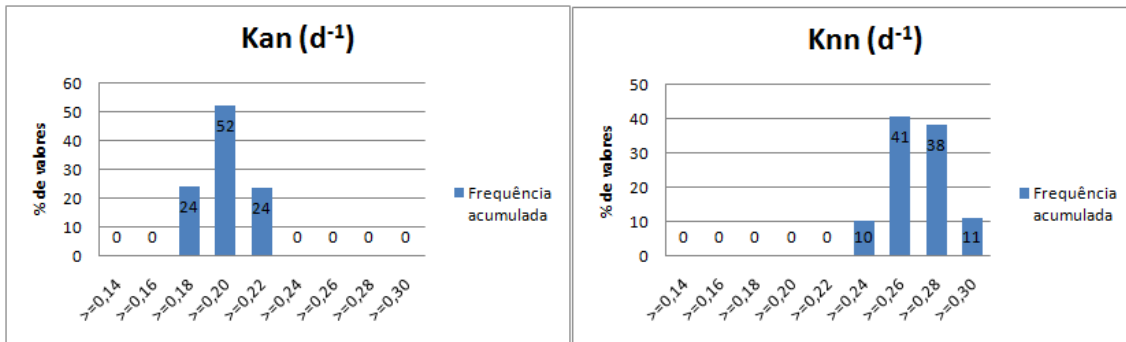


Figura 91 - Distribuição de frequência acumulada de Kan e Knn.

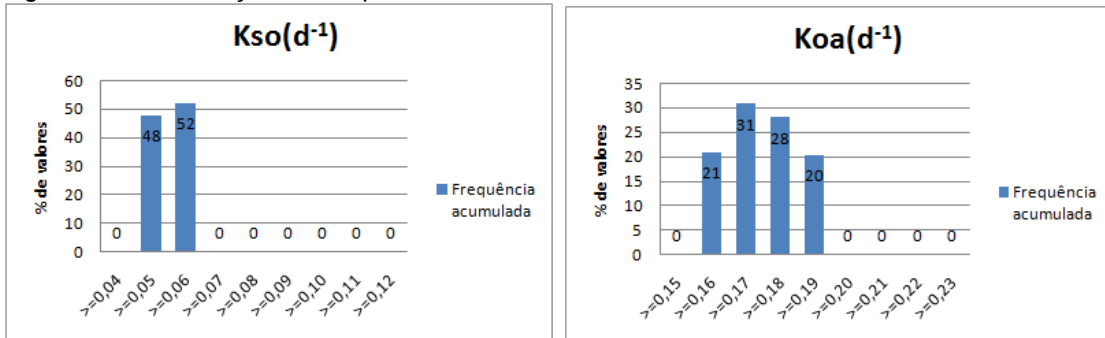


Figura 92 - Distribuição de frequência acumulada de Kso e Koa.

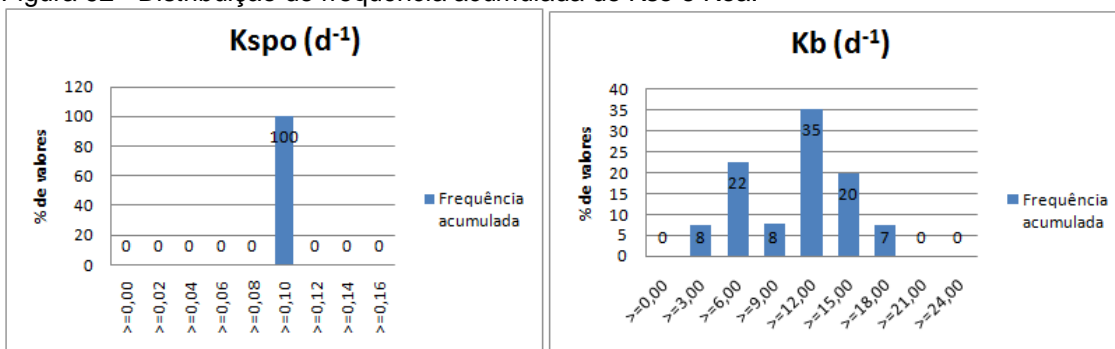


Figura 93 - Distribuição de frequência acumulada de Kspo e Kb.

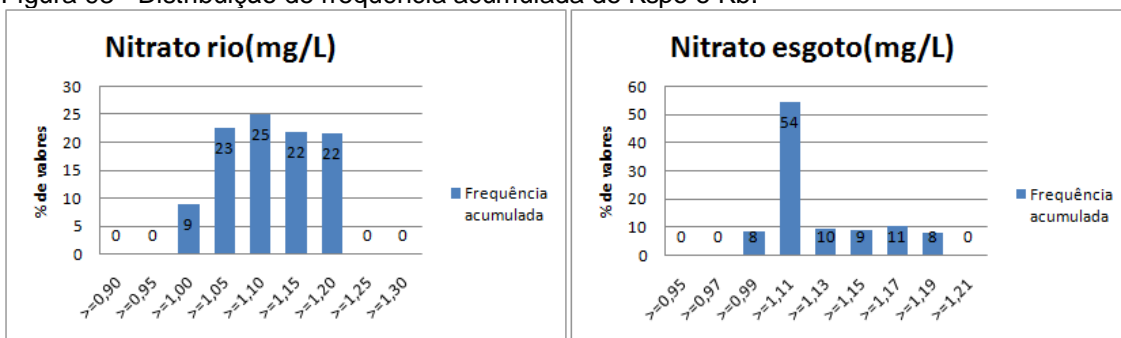


Figura 94 - Distribuição de frequência acumulada de nitrato do rio e do esgoto.

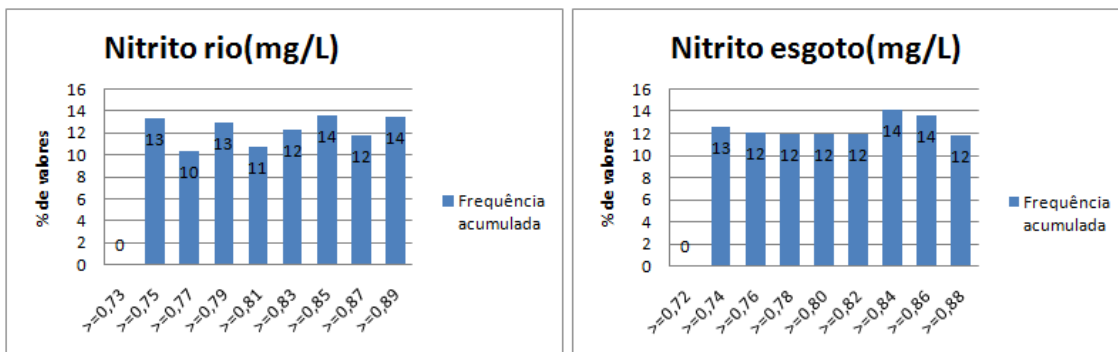


Figura 95 - Distribuição de frequência acumulada de nitrito do rio e esgoto.

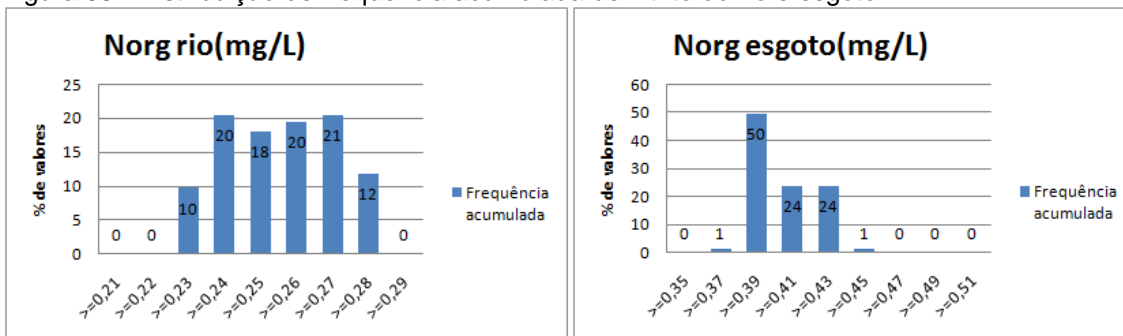


Figura 96 - Distribuição de frequência acumulada de nitrogênio orgânico do rio e esgoto.

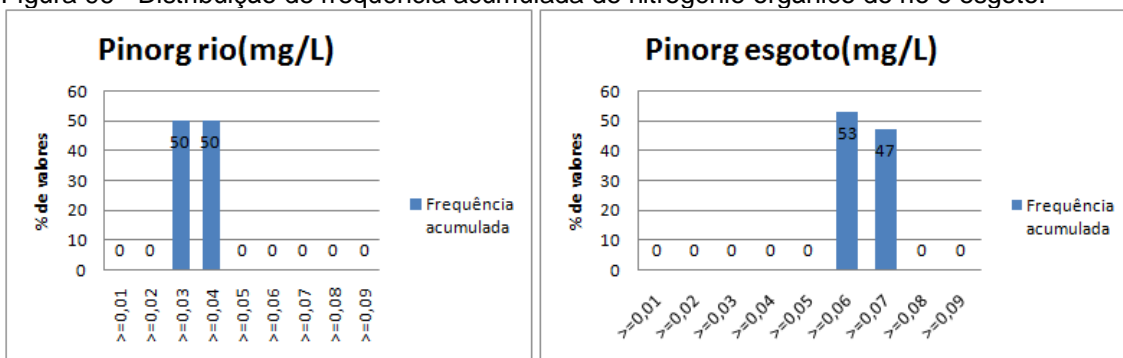


Figura 97 - Distribuição de frequência acumulada de fósforo inorgânico do rio e do esgoto.

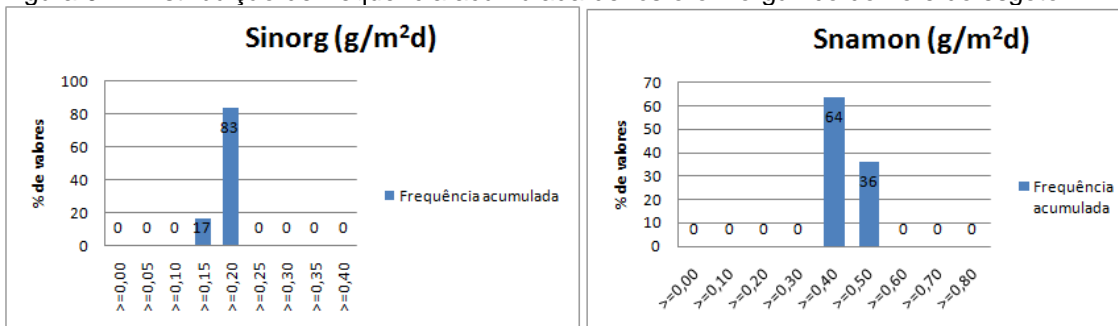


Figura 98 - Distribuição de frequência acumulada de Sinorg e Snamon.