

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE
SISTEMAS AMBIENTAIS

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO PIRACICABA – MG**

Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva

UFMG
Belo Horizonte
2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE
SISTEMAS AMBIENTAIS

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO PIRACICABA – MG**

Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Sergio Donizete Faria

Co-orientadora: Profa. Dra. Priscilla Macedo Moura

UFMG
Belo Horizonte
2014

S586m
2014 Silva, Maytê Maria Abreu Pires de Melo.
Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba – MG [manuscrito] / Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva – 2014.
162 f., enc. : il. color.

Orientador: Sergio Donizete Faria.

Coorientadora: Priscilla Macedo Moura.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2014.

Bibliografia: f. 157-162.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Bacias hidrográficas – Piracicaba, Rio Bacia (MG) – Teses. 3. Rio Piracicaba (MG) – Teses. I. Faria, Sergio Donizete. II. Moura, Priscilla Macedo. III. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6



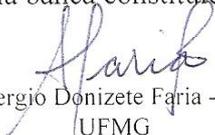
FOLHA DE APROVAÇÃO

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
PIRACICABA – MG

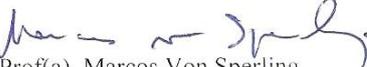
MAYTE MARIA ABREU PIRES DE MELO SILVA

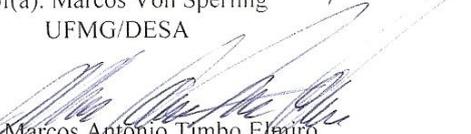
Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS

Aprovada em 28 de maio de 2014, pela banca constituída pelos membros:


Prof(a). Sergio Donizete Faria - Orientador
UFMG


Prof(a). Priscilla Macedo Moura
UFMG/DEHRH


Prof(a). Marcos Von Sperling
UFMG/DESA


Prof(a). Marcos Antonio Timbo Elamiro
UFMG/DCART

Belo Horizonte, 28 de maio de 2014.

Ao meu amado filho, Arthur Bernardo, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por permanecer comigo em todos os momentos e permitir que alcance mais uma vitória.

Ao professor Sergio Donizete Faria, pela valiosa orientação, amizade, dedicação e pela paciência de suas explicações, por sempre me apoiar e acompanhar de perto o meu trabalho.

À professora Priscilla Moura Macedo, co-orientadora deste trabalho, pela disponibilidade, sugestões e pelos conhecimentos transmitidos.

Aos professores do mestrado, demonstro minha admiração e respeito e agradeço-lhes pelos ensinamentos, colaborações e incentivo.

Ao colega e amigo de mestrado Carlos Pires, que ajudou no decorrer da realização do trabalho.

A todos os colegas de mestrado, pela feliz convivência durante esses dois anos.

Ao Dr. Walter Collischonn, Fernando Fan e Rafael Kayser, pela acolhida no Instituto de Pesquisa Hidráulicas (IPH) e pelos conhecimentos transmitidos.

Ao IGAM, por disponibilizar os dados do Projeto Águas de Minas.

Aos meus pais, irmã e marido, que me apoiam sempre.

Ao meu filho, por quem tenho um amor incondicional, inspiração pra vida toda.

Agradeço ainda a todos que não estão aqui diretamente referidos, mas que me apoiaram e contribuíram de alguma forma com este trabalho e na minha formação pessoal e profissional: muito obrigado pela colaboração.

RESUMO

A qualidade dos recursos hídricos está comprometida devido ao uso indiscriminado da água e pelo despejo continuado nos mananciais de efluentes residenciais, industriais e rejeitos da agricultura. Uma forma eficiente de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controles ambientais, é através da utilização de modelos de qualidade das águas, que são capazes de simular diferentes cenários de desenvolvimento na bacia, levando em conta tanto fontes pontuais quanto difusas de poluição, auxiliando no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Neste contexto, o trabalho tem como objetivo realizar a aplicação e calibração de um modelo hidrológico, o MGB-IPH, na bacia do rio Piracicaba-MG, para posterior utilização dos dados de vazões no modelo de qualidade. As vazões calculadas e observadas apresentaram boa correlação, o que permite classificar o desempenho do modelo como satisfatório. O modelo de qualidade da água aplicado foi o SAD-IPH, modelando DBO, OD, fósforo total, nitrogênio e coliformes termotolerantes. Para tal, o modelo foi calibrado e validado utilizando dados dos postos de monitoramento da qualidade da água do IGAM. As curvas de DBO, OD e fósforo total apresentaram boa aderência aos dados das campanhas de monitoramento. Os parâmetros nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato, e coliformes não se ajustaram bem, apresentando valores de concentração simulados diferentes daqueles medidos em campo. Foi realizada a simulação de um cenário de desenvolvimento que considera a instalação de sistemas de tratamento de efluentes em todos os locais onde o lançamento é realizado diretamente no curso d'água. Os resultados obtidos indicam que haveria significativa redução na concentração dos poluentes simulados, entretanto não foi suficiente para que todos os cursos d'água se enquadrassem na classe 2 do CONAMA.

Palavras-chave: modelo hidrológico, recursos hídricos, modelo de qualidade da água.

ABSTRACT

The quality of water resources is compromised due to indiscriminate use of water and continued to dump stocks of residential waste, industrial waste and agriculture. An efficient way to assess the impacts of the release of pollutant loads as well as to analyze scenarios of intervention and measures of environmental controls, is through the use of water quality models, which are able to simulate different scenarios of development in the basin, leading into account both point as diffuse sources of pollution, assisting in the planning and management of water resources in a watershed. In this context, the study aims to achieve the application and calibration of a hydrological model, the MGB - IPH in Piracicaba river basin - MG, for further use of the data flows in model quality. Simulated and observed flows showed good correlation, which allows you to sort the model's performance as satisfactory. The water quality model used was the SAD- IPH, modeling BOD, DO, total phosphorus , nitrogen and total coliforms. To this end, the model was calibrated and validated using data from stations monitoring water quality IGAM. The curves of BOD, DO and total phosphorus showed good adherence to data from monitoring campaigns. The organic nitrogen, ammonia, nitrite, nitrate and coliform parameters did not fit well presenting simulated concentration values different from those measured. The simulation of a scenario of development that considers the installation of effluent treatment systems at all sites where the release is conducted directly into the water course was held. The results indicate that there was significant reduction in the concentration of pollutants simulated, however, was not enough for all watercourses would fit in class 2 of CONAMA.

Keywords: hydrological model, water resources, water quality model.

SUMÁRIO

	Pág.
1 INTRODUÇÃO.....	18
1.1 Objetivos	19
1.2 Estrutura do documento	20
2 QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	22
2.1 O conceito de qualidade da água.....	22
2.2 Parâmetros de qualidade das águas	23
2.2.1 Características físicas	23
2.2.2 Características químicas	24
2.2.3 Características biológicas.....	26
2.3 Fontes de poluição	27
2.3.1 Cargas difusas	28
2.3.2 Cargas pontuais	29
2.4 Monitoramento da qualidade da água de rios	33
2.5 Modelos de qualidade de água como ferramenta de apoio ao planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos	36
3 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA	38
3.1 Modelagem de sistemas ambientais.....	38
3.2 Etapas da modelagem	39
3.3 Modelos de qualidade da água	40
3.4 Sistema de apoio à decisão IPH	45
3.4.1 Modelo hidrológico de grandes bacias MGB-IPH.....	46
3.4.2 Descrição do modelo de qualidade SAD-IPH.....	55
3.4.3 Análise da modelagem da qualidade da água.....	65
4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	67
4.1 Clima.....	68
4.2 Vegetação e uso da terra	69
4.3 Solo.....	69
4.4 Relevo	70
4.5 Atividades econômicas	70

4.6	Uso da água.....	70
4.7	Tratamento de efluentes domésticos	71
4.8	Qualidade da água.....	71
5	MATERIAIS E MÉTODOS	73
5.1	Dados para modelagem e simulação da qualidade da água	73
5.1.1	Características físicas da bacia.....	73
5.1.2	Dados climatológicos e hidrológicos	74
5.1.3	Dados de qualidade da água	76
5.2	Cargas poluentes	78
5.3	Modelagem da qualidade da água.....	82
5.3.1	Pré-processamento	83
5.3.2	Processamento.....	85
5.3.3	Pós-processamento	86
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	88
6.1	Caracterização física da bacia hidrográfica do rio Piracicaba	88
6.1.1	Uso e cobertura da terra	88
6.1.2	Relevo.....	90
6.1.3	Solo.....	91
6.1.4	Unidades de resposta hidrológica.....	92
6.2	Modelagem hidrológica	93
6.2.1	Parâmetros utilizados para a calibração do modelo hidrológico.....	94
6.2.2	Simulação hidrológica.....	96
6.3	Modelagem da qualidade da água.....	99
6.3.1	Cargas difusas	99
6.3.2	Cargas pontuais	100
6.3.3	Calibração.....	104
6.3.4	Análise das diferenças entre os dados observados e simulados.....	128
6.3.5	Simulação de um cenário hipotético	142
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	154
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	157

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 – (a) Discretização da bacia em células e ligadas por canais de drenagem. (b) Subdivisão das mini-bacias em URH (blocos).	47
Figura 2 – Esquema do balanço de água vertical na camada de solo.	48
Figura 3 – Esquema de funcionamento do SAD-IPH.	56
Figura 4 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	67
Figura 5 – Mapa de localização e distribuição das estações pluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	75
Figura 6 – Mapa de localização e distribuição das estações fluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	76
Figura 7 – Mapa de localização das estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	77
Figura 8 – Pontos de lançamento de efluente sanitário urbano tratado e <i>in natura</i> na bacia do Rio Piracicaba.	81
Figura 9 – Fluxograma geral da modelagem da qualidade da água.	83
Figura 10 – Mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	89
Figura 11 – Mapa hipsométrico da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	91
Figura 12 – Mapa de tipos de solos da bacia do Rio Piracicaba.	92
Figura 13 – Mapa de unidades de resposta hidrológica (URH) definidas no modelo.	93
Figura 14 – Hidrogramas das vazões calculadas e observadas na seção da estação 56696000 – bacia do Rio Piracicaba: janeiro de 1990 a dezembro de 1998.	97
Figura 15 – Curvas de permanência de vazões diárias observadas e calculadas para a estação 56696000 – bacia do Rio Piracicaba.	97
Figura 16 – Hidrogramas das vazões calculadas e observadas na seção da estação 56610000 – bacia do Rio Piracicaba: janeiro de 1990 a dezembro de 1998.	98
Figura 17 – Curvas de permanência de vazões diárias calculadas e observadas para o posto 56610000 na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	98
Figura 18 – Pontos de lançamento das cargas difusas: centróides das mini-bacias.	100

Figura 19 – Mapa de localização dos pontos de lançamentos das cargas poluentes pontuais de efluentes industriais e domésticos (tratados e <i>in natura</i>).	104
Figura 20 – Comportamento dos coeficientes do modelo ao longos dos trechos: (a) coeficiente de reaeração; (b) coeficiente de remoção de DBO; (c), coeficiente de decaimento bacteriano; (d) coeficiente de decaimento do fósforo total.....	106
Figura 21 – Valores de DBO de campanhas de monitoramento do IGAM.....	107
Figura 22 – Valores de OD de campanhas de monitoramento do IGAM.	108
Figura 23 – Valores de Nitrogênio Orgânico de campanhas de monitoramento do IGAM.....	108
Figura 24 – Valores de Nitrito de campanhas de monitoramento do IGAM.	108
Figura 25 – Valores de Nitrogênio Amoniacal de campanhas de monitoramento do IGAM.....	109
Figura 26 – Valores de Nitrato de campanhas de monitoramento do IGAM.....	109
Figura 27 – Valores de Fósforo Total de campanhas de monitoramento do IGAM. ...	109
Figura 28 – Valores de Coliformes termotolerantes de campanhas de monitoramento do IGAM.....	110
Figura 29 – Concentração de DBO no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, DBO observada nas estações de monitoramento do IGAM.	111
Figura 30 – Compatibilidade da DBO com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.....	113
Figura 31 – Concentração de OD no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, OD observado nas estações de monitoramento do IGAM.	114
Figura 32 – Compatibilidade do OD com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.....	115
Figura 33 – Concentração de Nitrogênio Orgânico no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrogênio Orgânico observado nas estações de monitoramento do IGAM.	116
Figura 34 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrogênio Amoniacal observado nas estações de monitoramento do IGAM.	116

Figura 35 – Concentração de Nitrito no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrogênio Orgânico observado nas estações de monitoramento do IGAM.	117
Figura 36 – Concentração de Nitrato no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrato observado nas estações de monitoramento do IGAM.	117
Figura 37 – Compatibilidade do Nitrogênio Amoniacal com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.	119
Figura 38 – Compatibilidade do Nitrito com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.	120
Figura 39 – Compatibilidade do Nitrato com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.	121
Figura 40 – Concentração de Fósforo Total no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Fósforo Total observado nas estações de monitoramento do IGAM.	122
Figura 41 – Compatibilidade do Fósforo Total com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.	123
Figura 42 – Concentração de Coliformes termotolerantes no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Coliformes termotolerantes observados nas estações de monitoramento do IGAM.	124
Figura 43 – Compatibilidade dos Coliformes Termotolerantes com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.	125
Figura 44 – Compatibilidade com as classes de enquadramento geral da bacia do rio Piracicaba.	127
Figura 45 – Valores observados e simulados de concentração de DBO nas estações de monitoramento do IGAM.	129
Figura 46 – Valores observados e simulados de concentração de OD nos postos de monitoramento do IGAM.	130
Figura 47 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrogênio Orgânico nos postos de monitoramento do IGAM.	130
Figura 48 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrogênio Amoniacal nos postos de monitoramento do IGAM.	131
Figura 49 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrito nos postos de monitoramento do IGAM.	131

Figura 50 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrato nos postos de monitoramento do IGAM.	132
Figura 51 – Valores observados e simulados de concentração de Fósforo Total nos postos de monitoramento do IGAM.	132
Figura 52 – Valores observados e simulados de concentração de Coliformes termotolerantes nos postos de monitoramento do IGAM.....	133
Figura 53 – Concentrações de DBO simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.	134
Figura 54 – Concentrações de OD simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.	134
Figura 55– Concentrações de Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato simuladas pelo modelo e concentrações observadas nas estações de monitoramento do IGAM.	135
Figura 56 - Concentrações de Fósforo Total simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.	136
Figura 57 – Concentrações de Coliformes termotolerantes simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.	137
Figura 58 – Gráfico representativo da validação da DBO.....	138
Figura 59 – Gráfico representativo da validação do OD.	138
Figura 60 – Gráfico representativo da validação do Nitrogênio Orgânico.....	139
Figura 61 – Gráfico representativo da validação do Nitrogênio Amoniacal.	139
Figura 62 – Gráfico representativo da validação do Nitrito.	140
Figura 63 – Gráfico representativo da validação do Nitrato.	140
Figura 64 – Gráfico representativo da validação do Fósforo Total.	141
Figura 65 – Gráfico representativo da validação de Coliformes Termotolerantes.....	141
Figura 66 – Balanço hídrico qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para DBO com Q ₉₀	143
Figura 67 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para OD com Q ₉₀	144
Figura 68 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Nitrogênio Amoniacal com Q ₉₀	145
Figura 69 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Nitrito com Q ₉₀	146

Figura 70 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Nitrato com Q90....	147
Figura 71 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Fósforo Total com Q90.	148
Figura 72 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Coliformes termotolerantes com Q90.....	149
Figura 73 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para DBO, OD, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato e Coliformes termotolerantes, com Q ₉₀	151
Figura 74 – Porcentagem da rede de drenagem da bacia do rio Piracicaba dentro dos padrões da legislação para a Classe 2 na condição atual.	152
Figura 75 – Porcentagem da rede de drenagem da bacia do rio Piracicaba dentro dos padrões da legislação para a Classe 2 para o cenário simulado.....	153

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 – Coeficientes de exportação (CE) para fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais dissolvidos [kg/(km ² .dia)] e coliformes termotolerantes [NMP/100 mL/(km ² .dia)] para cada tipo de área de uso e cobertura da terra	29
Tabela 2 – Concentrações (mg/L) típicas de poluentes em efluentes de redes de esgoto doméstico.....	30
Tabela 3 – Valores típicos de consumo de água <i>per capita</i>	31
Tabela 4 – Características típicas dos sistemas de tratamento de esgotos.....	31
Tabela 5 – Concentração média <i>C</i> de poluentes por tipologia industrial.	32
Tabela 6 – Consumo de água por tipologia industrial.	33
Tabela 7 – Classificação e destinação dos corpos de água doce.	35
Tabela 8 – Concentração admissível dos principais parâmetros de qualidade por classe de enquadramento.	36
Tabela 9 – Dados espaciais necessários para aplicação do modelo MGB-IPH.....	50
Tabela 10 – Valores de albedo médio diário.	51
Tabela 11 – Altura dos tipos de cobertura vegetal.	52
Tabela 12 – Valores médios para a resistência superficial	52
Tabela 13 – Atributos dos trechos que compõem a rede de drenagem no SAD-IPH. ...	57
Tabela 14 – Estações pluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	74
Tabela 15 – Estações fluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.	75
Tabela 16 – Estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.....	77
Tabela 17 – Concentrações (mg/L) médias de poluentes adotados (sem tratamento)....	78
Tabela 18 – Valores de consumo de água adotados.	78
Tabela 19 – Captação e lançamento de água e esgotos dos municípios da área de estudo.	80
Tabela 20 – Eficiência de remoção adotada.	81
Tabela 21 – Áreas e percentual de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba – MG.	90

Tabela 22 – Características dos blocos definidos no modelo.....	93
Tabela 23 – Valores adotados no modelo para o albedo.	94
Tabela 24 – Valores adotados no modelo para o índice de área foliar (IAF).....	94
Tabela 25 – Valores adotados no modelo para a altura média da vegetação (metros)...	95
Tabela 26 – Valores adotados no modelo para a resistência superficial (s/m).....	95
Tabela 27 – Relatório de calibração dos parâmetros calibráveis do modelo.....	96
Tabela 28 – Valores calculados de cargas difusas para a bacia do Rio Piracicaba.	99
Tabela 29 – Vazões e concentrações de poluentes de efluentes domésticos <i>in natura</i> nos pontos de lançamento na bacia do Rio Piracicaba.....	101
Tabela 30 – Vazões e concentrações de poluentes de efluentes domésticos tratados nos pontos de lançamento na bacia do Rio Piracicaba.....	102
Tabela 31 – Vazões e concentrações de poluentes de efluentes industriais nos pontos de lançamento na bacia do Rio Piracicaba.	103
Tabela 32 – Relatório de calibração dos parâmetros hidráulicos e de temperatura na modelagem da qualidade da água.	105
Tabela 33 – Relatório de calibração dos parâmetros físico-químicos do modelo.....	105
Tabela 34 – Parâmetros de cabeceira adotados no modelo.	106
Tabela 35 – Erro médio quadrático (RMSE) e desvio padrão (STD) entre os valores observados e os valores calculados pelo modelo, dos parâmetros de qualidade de água analisados.....	128

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	– Agência Nacional de Águas
BDA	– Banco de Declarações Ambientais
CETEC	– Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais
CEROS	– <i>Earth Resources Observation and Science Center</i>
CONAMA	– Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	– Serviço Geológico do Brasil
CRWR	– <i>Center for Research in Water Resources</i>
CT	– Contaminação por Tóxicos
DBO	– Demanda Bioquímica de Oxigênio
EMBRAPA	– Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	– <i>Environmental Protection Agency</i>
ESRI	– <i>Environmental Systems Research Institute</i>
ETE	– Estação de Tratamento de Efluentes
FEAM	– Fundação Estadual de Meio Ambiente
FIEMG	– Federação das Indústrias de Minas Gerais
HSPF	– <i>Hydrological Simulation Program Fortran</i>
IAF	– Índice de área foliar
IBGE	– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	– Instituto Mineiro de Gestão das Águas
INMET	– Instituto Nacional de Meteorologia
IQA	– Índice de Qualidade da Água
MDE	– Modelo Digital de Elevação
MGB	– Modelo de Grandes Bacias
NGA	– <i>National Geospatial-Intelligence Agency</i>
NASA	– <i>National Aeronautics and Space Administration</i>
OD	– Oxigênio Dissolvido
pH	– Potencial Hidrogeniônico
PLOAD	– <i>Pollutant Loading Application</i>
QUAL2E	– Modelo de Qualidade da Água de Rios

RMSE	– <i>Root Mean Square Error</i>
SAD-IPH	– Sistema de Apoio à Decisão – Instituto de Pesquisas Hidráulicas
SIAQUA	– Programa Simulador Analítico de Qualidade da Água
SIG	– Sistema de Informação Geográfica
SRTM	– <i>Shuttle Radar Topographic Mission</i>
SisBAHIA	– Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental
SWAT	– <i>Soil and Water Assessment Tool</i>
TDML	– <i>Total Maximum Daily Load</i>
URH	– Unidades de Resposta Hidrológica
USEPA	– <i>United States Environmental Protection Agency</i>
STD	– <i>Standard Deviation</i>

1 INTRODUÇÃO

Dentre os diversos recursos naturais existentes, os recursos hídricos constituem um dos mais importantes, por ser indispensáveis para a sobrevivência. Entretanto, a sua qualidade está comprometida devido ao uso indiscriminado e pelo lançamento continuado de esgotos residenciais, de efluentes das indústrias, de agrotóxicos e rejeitos da agricultura e pecuária, assim como de poluentes de outras atividades humanas, que, direta ou indiretamente, promovem alterações na estrutura e funcionamento dos sistemas hídricos, com consequências finais para o homem.

A degradação hídrica pode ser causada por processos naturais ou antropogênicos. Enquanto as alterações naturais são comumente lentas e graduais, resultantes da lixiviação terrestre e do escoamento hídrico, as alterações antropogênicas são em geral induzidas rapidamente.

Para compreender a dinâmica desse processo é fundamental a delimitação da unidade de estudo. A definição da bacia hidrográfica como unidade de estudo é consenso entre pesquisadores, sendo que também é definida na Lei 9.433/1997, que estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), uma vez que a bacia hidrográfica é composta por um conjunto de terras topograficamente drenadas por um curso d'água e seus afluentes, sendo o rio um integralizador dos fenômenos que ocorrem em toda a bacia. Por isso, as bacias hidrográficas são compartimentos geográficos coerentes para o planejamento e gestão integrados do uso e ocupação dos espaços rurais e urbanos, visando o desenvolvimento sustentável.

A gestão dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas tem, historicamente, tratado de forma isolada os aspectos quantitativos e qualitativos, entretanto, um cenário de degradação ambiental aponta para a necessidade de um planejamento adequado dos recursos naturais para integrar esses dois aspectos.

Uma forma eficiente de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controles ambientais, é através da utilização de modelos de qualidade das águas, que servem de ferramenta no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

Os modelos espacialmente distribuídos de qualidade da água, que se baseiam em sistemas de informações geográficas (SIG) são adequados para essas tarefas, uma vez que é possível fazer a simulação das fontes pontuais de poluição juntamente com as fontes difusas.

Os modelos de qualidade da água podem ainda estar inseridos em sistemas integrados de suporte à decisão e apoio ao planejamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Para isso, é importante que o modelo seja capaz de simular diferentes cenários de desenvolvimento da bacia, de forma a servir de subsídio ao gerenciamento da bacia e adoção de práticas que possam mitigar os impactos que as atividades econômicas exercem na qualidade da água na bacia.

Além disso, a modelagem da qualidade da água pode ser aplicada em estudos de concepção de tratamento de esgotos, nos processos de licenciamento ambiental e em estudos de empreendimentos de usinas hidrelétricas.

1.1 Objetivos

Neste contexto, este trabalho tem como objetivo efetuar a modelagem da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba-MG utilizando o modelo SAD-IPH e analisar sua capacidade em simular diferentes parâmetros de qualidade das águas.

Os objetivos específicos são:

- modelagem hidrológica do tipo chuva–vazão para a bacia do Rio Piracicaba – MG utilizando o modelo hidrológico MGB-IPH;
- calibração dos parâmetros de qualidade DBO (demanda bioquímica de oxigênio), OD (oxigênio dissolvido), fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes para essa bacia hidrográfica;
- simulação de um cenário de desenvolvimento para a bacia hidrográfica do Rio Piracicaba – MG, que leva em consideração o tratamento de todos os efluentes domésticos atualmente lançados na bacia.

1.2 Estrutura do documento

Essa dissertação está estruturada em sete capítulos, conforme descrito a seguir.

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO: O presente capítulo delimita o assunto tratado e expõe os objetivos a serem alcançados.

CAPÍTULO 2 – QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS: Nesse capítulo são apresentados conceitos sobre a qualidade das águas, necessários para a contextualização da temática e para a compreensão deste trabalho. Os tópicos abordados compreendem uma introdução ao conceito de qualidade da água, a descrição de parâmetros de qualidade (físicos, químicos e biológicos) e aspectos de relevância da legislação ambiental aplicável à qualidade das águas no Brasil.

CAPÍTULO 3 – MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA: O propósito deste capítulo é apresentar uma abordagem sobre a modelagem da qualidade das águas superficiais, com ênfase na modelagem distribuída. São revistos alguns conceitos sobre modelos ambientais, procedimentos adotados para a modelagem e os principais modelos de qualidade das águas existentes.

CAPÍTULO 4 – DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO: Neste capítulo são descritas as características físicas e sócio-econômicas da bacia do Rio Piracicaba, informações relevantes para a compreensão do presente estudo.

CAPÍTULO 5 – MATERIAIS E MÉTODOS: Neste capítulo são apresentados os dados e os procedimentos metodológicos aplicados na pesquisa, divididos em três etapas: pré-processamento (preparação dos dados); processamento (modelagem hidrológica e da qualidade da água); pós-processamento (avaliação de cenário).

CAPÍTULO 6 – RESULTADOS E DISCUSSÕES: Neste capítulo são apresentados os resultados: do processamento e caracterização física da bacia hidrográfica; dos parâmetros utilizados para calibração e modelagem hidrológica utilizando o modelo hidrológico MGB-IPH; da modelagem da qualidade da água utilizando o sistema de apoio à decisão, SAD-IPH e da simulação de um cenário futuro.

CAPÍTULO 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS: Neste capítulo é apresentada uma síntese do trabalho, destacando os principais resultados, as contribuições e limitações do modelo, assim como sugestões para estudos complementares que corroboram com os objetivos propostos.

2 QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS

O presente capítulo apresenta conceitos sobre a qualidade das águas, necessários para a contextualização da temática e para a compreensão deste trabalho. Os tópicos abordados compreendem uma introdução ao conceito de qualidade da água, a descrição de parâmetros de qualidade (físicos, químicos e biológicos), as fontes de poluição, o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos e aspectos relevantes da legislação ambiental aplicável à qualidade das águas no Brasil.

2.1 O conceito de qualidade da água

O termo "qualidade da água" não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas às características químicas, físicas e biológicas, que servem de parâmetros para estipular as diferentes finalidades para a água. Assim, a Política Nacional dos Recursos Hídricos, deliberada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução 357/2005 (CONAMA, 2005), dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Para a realização de estudos ambientais é indispensável conhecer os fatores naturais e antrópicos que levam à degradação dos recursos hídricos. Segundo Von Sperling (2007), a qualidade da água é resultante de dois fatores: as condições naturais e a interferência humana (fatores antrópicos). As condições naturais são aquelas decorrentes do escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica, que são capazes de carrear sedimentos e partículas para a rede de drenagem, mesmo que a bacia hidrográfica esteja preservada nas suas condições naturais. A interferência humana, por sua vez, causa a degradação dos recursos hídricos por meio de lançamentos concentrados de efluentes e o escoamento superficial de áreas urbanas e defensivos agrícolas de forma difusa. Portanto, a forma em que o homem usa e ocupa o solo tem uma implicação direta na qualidade da água.

As substâncias incorporadas na água provenientes de causas naturais, em concentrações raramente elevadas, podem afetar o comportamento químico da água e seus usos mais relevantes. Entretanto, outras substâncias lançadas nos corpos d'água pela ação

antrópica, em decorrência do uso e cobertura da terra, resultam em problemas de qualidade da água. O conhecimento das substâncias incorporadas aos recursos hídricos, denominados parâmetros de qualidade da água e descritos na Seção 2.2, são usados para caracterizar as condições em que se encontram os recursos hídricos e para apontar a necessidade de eventuais investimentos para sua recuperação.

2.2 Parâmetros de qualidade das águas

A qualidade da água dos rios é analisada levando em consideração os componentes ou substâncias na água, denominados de parâmetros ou substâncias de qualidade da água, que caracterizam as condições da água para os diversos usos e para sua preservação ambiental (TUCCI, 2001). A seguir são apresentadas as características físicas, químicas e biológicas e os principais parâmetros que definem a qualidade da água, adotados para a análise da qualidade dos recursos hídricos.

2.2.1 Características físicas

As características físicas das águas são dadas mediante a detecção de propriedades físicas que, em geral, estão relacionadas à capacidade de percepção pelos sentidos humanos (visão e olfato), o que implica diretamente nas características estéticas da água (CETESB, 2008).

As principais características físicas são: temperatura, turbidez e sólidos totais.

A **temperatura** da água é um parâmetro variável de acordo com a radiação solar, mas sofre influência da presença de efluentes. Além disso, a temperatura exerce interferência direta nos outros parâmetros de análise, afetando a atividade biológica, a velocidade de reações químicas, a solubilidade dos gases e as propriedades de odor e sabor (CETESB, 2008; FOLLADOR, 2010).

A **turbidez** é uma característica resultante da presença de partículas suspensas na água com tamanho variando de suspensões grosseiras até colóides, com diâmetros menores. A turbidez pode ser causada por uma grande variedade de materiais, incluindo partículas de areia fina, silte, argila e micro-organismos. A presença dessas partículas

provoca a dispersão e a absorção da luz, dando à água uma aparência nebulosa, esteticamente indesejável e potencialmente perigosa (CETESB, 2008).

Os **sólidos totais** são todos os compostos presentes na água, à exceção dos gases dissolvidos, que contribuem para a carga de sólidos da água. A presença de sólidos agride sensivelmente a vida aquática, causa danos às desovas dos peixes, provoca a sedimentação dos leitos e corrosões em sistemas de tratamento e distribuição de água, entre outros (CETESB, 2008).

2.2.2 Características químicas

As características químicas das águas são devidas à presença de substâncias dissolvidas, geralmente avaliáveis somente por meios analíticos (CETESB, 2008).

As principais características químicas são: potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo total e componentes inorgânicos.

O **potencial hidrogeniônico (pH)** representa a concentração de íons de hidrogênio em escala antilogarítmica, fornecendo uma indicação a respeito das condições de acidez, neutralidade e alcalinidade da água. A escala do pH varia de 0 a 14, sendo que um pH igual a 7 corresponde a situação de neutralidade. Segundo Von Sperling (2005), as variações do pH estão relacionadas à ocorrências de despejos domésticos ou industriais, uma vez que a equação de equilíbrio é alterada.

O **oxigênio dissolvido (OD)** representa a quantidade de oxigênio presente na água e o seu monitoramento no ambiente aquático permite verificar a capacidade do corpo natural em manter a vida aquática e as possíveis contaminações por efluentes domésticos ou industriais. Segundo Von Sperling (2005) o oxigênio dissolvido é fundamental para a manutenção da vida aquática, sendo também essencial para a manutenção dos processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais. Os microorganismos, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica presente na água, utilizam o oxigênio dissolvido nos seus processos respiratórios.

A **demanda bioquímica de oxigênio (DBO)** corresponde à quantidade de oxigênio necessária para a estabilização da matéria orgânica carbonácea na água, por meio de processos bioquímicos. Desse modo, o teste de DBO tem como objetivo principal prever o efeito da poluição sobre um corpo de água de forma indireta. O ensaio laboratorial da DBO possui período de incubação de cinco dias à temperatura de 20°C e tem sido aceito como padrão para esse teste, sendo chamado de DBO_{5,20} (MOTA, 1997).

O **nitrogênio total** corresponde a todas as formas de nitrogênio encontrado nas águas sob a forma de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, que estão associados à idade da poluição. Esses compostos de nitrogênio presentes na água são resultantes das descargas de efluentes domésticos e industriais e dos adubos químicos usados em cultivos agrícolas, que são transportados para a rede de drenagem pelo escoamento superficial. Quando descarregados em corpos d'água, conjuntamente com outros nutrientes presentes, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil, promovendo uma aceleração do crescimento de seres vivos que o utilizam, especialmente as algas, sendo esse processo denominado eutrofização (VON SPERLING, 2005).

Assim como o nitrogênio, o **fósforo total** é um macronutriente essencial para os processos biológicos, e contribui com os processos de eutrofização das águas. Sua origem em águas naturais se deve principalmente às descargas de esgotos sanitários, impregnados de detergentes superfosfatados, efluentes de indústrias fertilizantes, abatedouros, dentre outras (CETESB, 2008). O fósforo pode se apresentar de três formas distintas: fosfatos orgânicos, ortofosfatos e polifosfatos (MOTA, 1997; CETESB, 2008).

Alguns **componentes inorgânicos** da água, entre eles os metais pesados, são tóxicos ao homem: arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio, prata, cobre e zinco; além dos metais, pode-se citar os cianetos. Esses componentes, geralmente, são incorporados à água através de despejos industriais ou a partir das atividades agrícolas, de garimpo, de mineração e poluição difusa urbana. Apesar do conhecimento dos problemas associados

à presença desses elementos, ainda não são integrados aos índices de qualidade (RIBEIRO *et al.*, 2012).

2.2.3 Características biológicas

As características biológicas são indicadores biológicos dos organismos presentes na água, que conforme suas naturezas têm significado sanitário e ambiental. Esses indicadores biológicos têm sido utilizados para aludir à presença ou ausência de agentes desencadeadores de doenças (patógenos). Os micro-organismos presentes na água, como por exemplo, algumas bactérias, vírus e protozoários podem ser causadores de doenças ao homem. Já as algas, podem ser responsáveis pela presença de cor e odor na água, bem como pela contaminação por algumas toxinas (RICHTER e NETTO, 1991).

Na prática é inviável realizar a identificação completa de todos os micro-organismos presentes na água, portanto a determinação e quantificação de organismos de significado sanitário e ambiental, pertencentes principalmente ao grupo de coliformes, são suficientes para indicar o teor de contaminação da água e a sua potencialidade em transmitir doenças.

Os principais indicadores de contaminação comumente utilizados são: coliformes termotolerantes e coliformes termotolerantes.

Os **coliformes termotolerantes** estão incluídos em um sub-grupo de coliformes que desenvolvem-se à temperatura elevada ($44,5 \pm 0,2$ °C) e portanto são indicadores de organismos originários predominantemente do trato intestinal humano e de outros animais. Esse grupo compreende a *Escherichia coli* e espécies dos gêneros *Klebsiella* e *Enterobacter*. A *Escherichia coli* tem origem exclusivamente fecal, seja nos excrementos humanos ou de animais homeotérmicos (RICHTER e NETTO, 1991). O monitoramento da concentração dos coliformes em amostras de água é útil como indicador da possibilidade da existência de micro-organismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (CETESB, 2008).

Os **coliformes totais** constituem-se em um grande grupo de bactérias de incidência em água e solos poluídos e não poluídos, representando outros organismos de vida livre, e

não intestinal. Por esta razão não devem ser indicadores de contaminação fecal em águas superficiais (VON SPERLING, 2005).

2.3 Fontes de poluição

A poluição das águas pode ser definida como a adição de substâncias ou fontes de energia que, direta ou indiretamente, alteram a natureza do corpo d'água de forma a prejudicar os legítimos usos que dele são feitos (VON SPERLING, 1995).

Portanto, a classificação de água poluída depende do seu uso e do equilíbrio que existe entre o meio aquático e a sua fauna e flora. Uma água pode ser imprópria para consumo humano, mas estando em equilíbrio com o seu meio não pode ser classificada como poluída, como por exemplo, a água dos oceanos, que devido a sua composição mineral não se encontra dentro dos padrões para o consumo humano, no entanto não pode ser considerada como poluída.

A água apropriada ao consumo humano deve ser livre de poluentes, provenientes do escoamento superficial ou da interferência humana, pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais nos recursos hídricos.

As atividades antrópicas têm um grande potencial de introdução de mudanças permanentes nos rios e na qualidade de suas águas (EPA, 2001). Quando desenvolvidas sem o devido planejamento são criadas situações que propiciam a poluição das águas, que, de forma direta, compromete os diversos usos desse recurso natural. As alterações antrópicas são decorrentes de diferentes fontes, tais como efluentes domésticos, efluentes industriais e escoamento superficial urbano e agrícola.

Os efluentes domésticos são constituídos basicamente por contaminantes orgânicos, nutrientes e micro-organismos, que podem ser patogênicos. A poluição gerada pelos efluentes industriais é decorrente das matérias-primas e dos processos industriais utilizados e se diferenciam devido à natureza, concentração e volume dos resíduos produzidos. A poluição decorrente das atividades agrícolas é causada em grande parte pelo deflúvio superficial e pela lixiviação, que estão relacionados às propriedades do solo, como infiltração e a porosidade. Por meio do ciclo hidrológico, as chuvas precipitadas sobre as vertentes irão formar o deflúvio (escoamento) superficial que irá

carrear sedimentos e poluentes para a rede de drenagem (MERTEN e MINELLA, 2002).

Segundo Tucci (2005), as fontes de poluição das águas são: pontuais, difusas, mistas e atmosféricas. As fontes pontuais são caracterizadas por uma descarga concentrada, em um ponto bem específico. Na poluição difusa não existe um foco definido de poluição. As poluições mistas são aquelas que englobam características de cada uma das fontes anteriormente descritas. As fontes atmosféricas de poluição hídrica possuem efeitos globais e influenciam no regime de precipitação. Larentis (2004) faz a distinção apenas entre cargas pontuais e não-pontuais, sendo que as poluições atmosféricas, difusas e mistas estão inseridas na definição de cargas não-pontuais.

Por ser de interesse para o presente trabalho serão descritas a seguir as cargas difusas e pontuais.

2.3.1 Cargas difusas

A poluição difusa se dá quando os poluentes atingem os corpos d'água de forma não controlada, sendo difícil estabelecer padrões de lançamento, seja em termos de quantidade, frequência ou composição. Segundo Larentis (2004), as maiores dificuldades na modelagem da qualidade da água em uma bacia hidrográfica devem-se as fontes de caráter difuso, quanto a quantificação de suas cargas poluentes e a localização de sua origem. Os mecanismos de transporte e a interação dos constituintes com o meio são representados matematicamente de forma simplificada, através de relações empíricas, coeficientes de exportação ou modelagem matemática, o que confere incertezas aos resultados obtidos, mas avaliam de maneira geral as condições de carga anual por fontes difusas de poluição.

Os coeficientes de exportação são obtidos através de observações sob condições hidrológicas médias numa bacia hidrográfica, no ciclo anual: quanto uma determinada área com atividade exportará de poluentes para a rede de drenagem principal através do escoamento superficial.

O coeficiente de exportação depende de vários fatores, como tipo e uso do solo, densidade populacional, intensidade da precipitação, entre outros.

Os valores dos coeficientes de exportação para fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos em suspensão e coliformes termotolerantes são encontrados na literatura, com exemplos de utilização (DILLON e KIRCHNER, 1975; TUCCI *et al.*, 2003; SMA, 2003; MORUZZI *et al.*, 2013). Para a simulação das cargas difusas são adotados, no presente estudo, os valores descritos pela SMA (2003) e apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Coeficientes de exportação (CE) para fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais dissolvidos [kg/(km².dia)] e coliformes termotolerantes [NMP/100 mL/(km².dia)] para cada tipo de área de uso e cobertura da terra

Uso e Cobertura da Terra	Coeficiente de Exportação				
	Fósforo Total	Nitrogênio Total	DBO	Sólidos em Suspensão	Coliformes termotolerantes
Floresta	0,039	0,6	1,2	20	1x10 ⁹
Eucalipto	0,039	0,6	1,2	20	1x10 ⁸
Campos de Altitude e Rupestre	0,028	0,5	1,06	30	1x10 ⁸
Atividade Agrícola	0,346	2,95	7,32	230	1x10 ¹¹
Área Degradada	0,034	1,27	5,54	50	1x10 ⁹
Área Urbana	0,034	1,27	5,64	50	1x10 ⁹

Fonte: SMA (2003)

As cargas difusas diárias produzidas são calculadas utilizando os coeficientes de exportação apresentados na Tabela 1 e a área de cada classe proposta de uso e cobertura da terra, pela Equação (1).

$$CD = A * CE \quad (1)$$

na qual *CD* é a carga difusa (kg/dia); *A* é a área total de cada classe proposta de uso e cobertura da terra (km²); e *CE* é o coeficiente de exportação [(kg/(km².dia)].

2.3.2 Cargas pontuais

As fontes pontuais de poluição, caracterizadas por uma descarga concentrada, em um ponto bem definido, são caracterizadas pelo lançamento de poluentes provenientes de sistema de esgoto sanitário urbano e descargas industriais. A seguir são descritos as cargas pontuais de efluentes sanitários urbanos e industriais.

2.3.2.1 Efluente sanitário urbano

Os efluentes domésticos são lançados nos cursos d'água não tratados ou parcialmente tratados; neste último caso quando um município dispõe de estação de tratamento de efluentes (ETE).

Para a quantificação das cargas poluentes provenientes de redes de esgoto doméstico são utilizados valores da concentração média dos poluentes e vazão *per capita*, encontrados na literatura e dados censitários.

As cargas são estimadas através da vazão do efluente e da concentração do parâmetro analisado, pela Equação (2).

$$W = C * Q \quad (2)$$

na qual W é a carga (mg/dia); C é a concentração média do evento (mg/L); Q é a vazão de efluentes (L/dia).

Na Tabela 2 estão apresentadas as concentrações típicas de poluentes em efluentes domésticos, segundo Novotny (2003).

Tabela 2 – Concentrações (mg/L) típicas de poluentes em efluentes de redes de esgoto doméstico.

Poluentes	Concentração	
	(mg/L)	(NMP/100mL)
Fósforo Total	1 – 11	–
Nitrogênio Total	3 – 24	–
DBO	60 – 200	–
Coliformes termotolerantes	–	$10^5 - 10^7$

Fonte: Novotny (2003)

Para determinar a vazão de efluentes é considerada uma relação média entre o volume de esgoto produzido e a água consumida (taxa de retorno) igual a 80%. O consumo de água é variável de acordo com o porte da comunidade, definido com base nos dados censitários de população do IBGE. Segundo Von Sperling (2005) os valores típicos de consumo de água *per capita*, reportados na literatura, são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores típicos de consumo de água *per capita*.

Porte da Comunidade	Faixa Populacional	Consumo Per Capita (L/hab.d)
Povoado rural	< 5.000	90 -140
Vila	5.000 – 10.000	100 – 160
Pequena localidade	10.000 – 50.000	110 – 180
Cidade média	50.000 – 250.000	120 – 220
Cidade grande	> 250.000	150 – 300

Fonte: Von Sperling (2005).

Aos pontos de lançamento de efluentes tratados, provenientes de uma ETE, são atribuídas uma eficiência na remoção de poluentes média, de acordo com as características típicas dos sistemas de tratamento de esgotos, apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Características típicas dos sistemas de tratamento de esgotos.

Sistemas de Tratamento	Eficiência na Remoção (%)			
	DBO	N	P	Coliformes
Lagoa Facultativa	70-85	30-50	20-60	60-99
Lagoa Anaeróbia	70-90	30-50	20-60	60-99,9
Lagoa Aerada	70-90	30-50	20-60	60-96
Reator Anaeróbio	60-80	10-25	10-20	60-90

Fonte: Von Sperling (1996).

A partir das informações de lançamento dos efluentes tratados e *in natura* e os dados censitários de população do IBGE é possível estimar a carga poluidora lançada em cada ponto, de acordo com a concentração do efluente lançado.

2.3.2.2 Efluentes industriais

As cargas são estimadas através da vazão do efluente e da concentração do parâmetro analisado, usando a Equação (2) – Seção 2.3.2.1.

A concentração e vazão dos efluentes das indústrias consideradas mais importantes segundo o potencial poluidor podem ser conhecidas através do monitoramento e cadastramento, quando realizada pelos órgãos ambientais responsáveis.

Em Minas Gerais, os valores de concentração de poluentes e vazão lançada pelas indústrias atualmente são monitoradas e cadastradas pela Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM) que, em 2008, estabeleceu que as atividades potencialmente

poluidoras dos recursos hídricos através do lançamento de efluentes líquidos são obrigadas a informar o lançamento de efluentes anualmente através do preenchimento de formulário disponibilizado através da internet no Banco de Declarações Ambientais – BDA, acessível através do endereço <http://www.feam.br/declaracoes-ambientais>.

Na falta de dados do monitoramento e cadastramento podem ser utilizados a concentração de poluentes por tipologia industrial, encontrada na literatura e apresentada na Tabela 5 (LIMA, 1998).

Tabela 5 – Concentração média *C* de poluentes por tipologia industrial.

Tipologia Industrial	Concentração Média (C)			
	DBO ₅ (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)
Couros	210	3,3	2	1,0
Bebidas	350	10	1	0,1
Têxtil	22	27,5	1,2	8,0
Alimentos	260	30	5	7,0
Química	146	27,5	1,1	0,001
Metal	10	2,6	0,6	0,001
Papel	250	10	1,2	0,001
Utilidade Pública	300	30	10	7,0

Fonte: Lima (1998).

Para o cálculo da vazão do efluente gerado por cada indústria pode-se levar em consideração o consumo de água por tipologia industrial encontrado na literatura (REBOUÇAS *et al.*, 1999; ANA, 2013), apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Consumo de água por tipologia industrial.

Tipologia Industrial	Unidade Produzida	Consumo de Água (m³/unidade produzida)
Laticínios	1000 l de leite	8
Têxtil	1 tonelada	500
Couro (curtume)	1 tonelada de pele	30
Química	1 tonelada	25
Metal	1 tonelada	2
Papel	1 tonelada	53
Abatedouro de bovinos	1 cabeça	1,5
Abatedouro de aves	1 cabeça	0,025
Bebidas	1000 litros	5
Siderurgia	1 tonelada	4,5
Carvão	1 tonelada	10
Mineração	1 m ³ de minério	16

Fonte: Adaptada de Rebouças *et al.* (1999) e ANA (2013).

Von Sperling (1995) comenta que a vazão de esgotos advindos dos despejos industriais é função precípua do tipo e porte da indústria, processo, grau de reciclagem, existência de pré-tratamento etc. Desta forma, mesmo no caso de duas indústrias que fabricam essencialmente o mesmo produto, as vazões de despejos podem ser bastante diferentes entre si. O conhecimento da vazão e da composição do efluente líquido industrial possibilita a determinação das cargas de poluição.

Segundo ANA (2013), cerca de 86% da água captada para fins industriais são devolvidos como efluente, pois a maior parte da água utilizada nos processos industriais destina-se ao resfriamento, diluição, concentração, lixiviação e lavagem, sendo posteriormente devolvida aos corpos de água.

2.4 Monitoramento da qualidade da água de rios

O monitoramento de parâmetros de qualidade das águas nos corpos hídricos é necessário, principalmente nos locais onde há fornecimento de água para consumo humano, visando à prevenção de possíveis agravantes a saúde pública e também para o desenvolvimento de ações de recuperação dos corpos hídricos impactados por ações antrópicas.

Uma campanha de monitoramento deve ser estruturada baseando-se nos objetivos a serem alcançados, como a utilização em estudos específicos, calibração de modelos,

controle operacional, acompanhamento periódico da qualidade das águas e avaliação do atendimento à legislação (VON SPERLING, 2007).

O acompanhamento periódico da qualidade das águas superficiais tem objetivo de formar um banco de dados e gerar relatórios de avaliação da qualidade das águas. Geralmente, o número de pontos de amostragem é mais abrangente, ao passo que o número de amostras anuais por ponto é menor, de forma a evitar que o estudo fique excessivamente caro. Os dados são normalmente convertidos em índices de qualidade, para facilitar a comunicação com o público.

Em Minas Gerais, o monitoramento das águas superficiais é realizado desde 1997, através do “Projeto Águas de Minas”, que teve início com 222 pontos de amostragem e hoje opera uma rede de amostragem de análise em 435 pontos de coleta, distribuídos por todas as bacias hidrográficas do território mineiro. As coletas são feitas a cada trimestre e são realizadas análises físico-químicas, bacteriológicas e ecotoxicológicas, disponibilizadas através de relatórios para a população.

Outro objetivo do monitoramento é a avaliação do atendimento à legislação dos órgãos ambientais, no que diz respeito à qualidade da água nos corpos hídricos. Dentre as legislações, tem especial importância a Resolução 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005), que regulamenta sobre as classes que correspondem à determinada qualidade a ser mantida no corpo d’água. Essa qualidade é expressa na forma de padrões, na referida resolução. Além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, essa resolução apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos hídricos.

O enquadramento dos corpos d’água não se baseia necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que um corpo d’água deveria possuir para atender às necessidades definidas pela sociedade. Trata-se de instrumento de proteção dos níveis de qualidade dos recursos hídricos, que considera que a saúde e o bem-estar humano, assim como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas.

De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005), os corpos de água doce são classificados de acordo com a qualidade requerida para os seus usos preponderantes em cinco classes, a saber: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. Na Tabela 7 são apresentadas essas cinco classes e as respectivas destinações.

Tabela 7 – Classificação e destinação dos corpos de água doce.

Classe	Destinação
Especial	abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas
1	abastecimento doméstico após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana
2	abastecimento doméstico, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana
3	abastecimento doméstico, após tratamento convencional; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; dessedentação de animais
4	navegação; harmonia paisagística; usos menos exigentes

Fonte: CONAMA (2005).

A classe especial é realmente especial, no sentido de que visa a preservar o equilíbrio natural de comunidades aquáticas (embora permita o uso para abastecimento para consumo humano), não permitindo o lançamento de efluentes, mesmo que tratados. Essa resolução diz ainda que, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos as águas doces serão consideradas de classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente, conforme citado no Capítulo VI, Artigo 42 da referida resolução.

Na Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005) é listada uma série de parâmetros com valores máximos de concentração para cada classe de enquadramento. Na Tabela 8 são apresentadas as concentrações máximas dos parâmetros DBO, OD, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total e coliformes termotolerantes, para as quatro classes de enquadramento dos cursos d'água.

Tabela 8 – Concentração admissível dos principais parâmetros de qualidade por classe de enquadramento.

Classe	Concentração						
	Máx. DBO (mg/L)	Mín. OD (mg/L)	Máx. Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Máx. Nitrito (mg/L)	Máx. Nitrato (mg/L)	Máx. Fósforo (mg/L)	Máx. Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)
1	3	6	3,7	1	10	0,1	200
2	5	5					1000
3	10	4					2500
4	> 10	2	> 13,3	> 1	>10	> 0,15	> 2500

Fonte: CONAMA (2005).

Para avaliar se os padrões de qualidade definidos pelo enquadramento dos corpos d'água estão realmente sendo alcançados, conforme o planejado, são realizadas campanhas de monitoramento da qualidade da água na bacia. Entretanto, a realização das coletas e análises de água apresenta alto custo de operação e manutenção, o que faz com que os dados das campanhas de monitoramento apresentem uma falta de continuidade no tempo e baixa representatividade espacial. Neste contexto, a modelagem se mostra uma ferramenta apropriada por ser capaz de simular a qualidade da água em locais onde a coleta não foi realizada e também para a simulação de cenários futuros, que permitem verificar se os objetivos em relação ao enquadramento serão ou não alcançados de acordo com os usos na bacia. A partir dessa verificação é possível adotar medidas adequadas de recuperação e proteção.

Ao utilizar os dados de campanhas de monitoramento anteriores para a calibração de modelos que visam o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, os dados devem, preferencialmente, representar as condições de estiagem, período do ano onde a carga poluente é mais concentrada. Entretanto, na época chuvosa o carreamento superficial de sedimentos causa aumento da turbidez da água.

2.5 Modelos de qualidade de água como ferramenta de apoio ao planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos

Uma das principais áreas de aplicação dos modelos de análise de sistemas de recursos hídricos é no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. Para Campos (2001), o gerenciamento dos recursos é definido como um conjunto de ações governamentais,

tais como elaboração de leis, normas e regulamentos, destinados a administrar o armazenamento, uso, aproveitamento e preservação da água de forma integrada, considerando todas as fases do ciclo hidrológico e observando seus aspectos quantitativos e qualitativos.

Com o aumento da complexidade dos problemas referentes aos recursos hídricos, os modelos matemáticos, que utilizam ferramentas computacionais para realizar simulações de cenários de desenvolvimento futuros, têm se tornado ferramentas para o desenvolvimento de uma base quantitativa para decisões no gerenciamento dos recursos hídricos. Loucks (2000) faz alusão à importância da inclusão dos melhores procedimentos científicos disponíveis no processo decisório e a constante pesquisa por novos métodos que promovam o aperfeiçoamento do conhecimento para o planejamento e gerenciamento dos sistemas hídricos.

Apesar de se reconhecer que os modelos de qualidade de água são ferramentas essenciais para o desenvolvimento de bases quantitativas para a tomada de decisão, ainda existe uma lacuna entre a pesquisa e a aplicação prática, principalmente no Brasil, devido à necessidade de dados (hidrometeorológicos, qualidade de água, despejos industriais). Esses dados ainda são incipientes, devido ao baixo número de estações ou série de medições disponíveis. Além da necessidade de técnicos especializados, com conhecimento interdisciplinar para lidar com as ferramentas computacionais e ser capaz de analisar e interpretar os resultados de forma a aplicá-los no gerenciamento de bacias hidrográficas.

Segundo Larentis (2004) o entendimento dos mecanismos dos corpos d'água frente às características físicas, variáveis climatológicas e cargas poluentes são determinantes na tentativa de representar os sistemas hídricos através de modelos matemáticos.

A modelagem matemática é amplamente empregada no planejamento dos recursos hídricos em bacias norte-americanas. Através do cálculo da carga máxima total diária (TDML, do inglês *Total Maximum Daily Load*) é determinada a quantidade máxima de um dado poluente que o corpo receptor poderá receber para que continue de acordo com os padrões de qualidade estipulados pela legislação (LARENTIS, 2004).

3 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

O propósito deste capítulo é apresentar uma abordagem sobre a modelagem da qualidade de águas superficiais, com ênfase na modelagem distribuída. São revistos alguns conceitos sobre modelos ambientais, procedimentos adotados para a modelagem e uma breve descrição de alguns modelos utilizados para a simulação da qualidade da água.

3.1 Modelagem de sistemas ambientais

Um sistema ambiental é definido por Christofolletti (1999) como um conjunto estruturado de objetos e atributos, que consiste de componentes ou variáveis que assumem relações discerníveis uns com os outros e operam conjuntamente como um todo, de acordo com determinado padrão.

A caracterização de um sistema ambiental deve levar em consideração a escala espacial e temporal da análise, uma vez que a complexidade de relações não permite um contorno exato capaz de separar um sistema de outro. Em razão das muitas variáveis e relações existentes na perspectiva sistêmica, Christofolletti (1999) pondera sobre a necessidade de conciliar a perspectiva reducionista com a sistêmica na análise ambiental, devendo-se estabelecer a hierarquia entre os componentes do sistema, a definição de variáveis que melhor descrevem o funcionamento de cada subsistema, mas sem perder a visão da complexidade do todo.

A interação do homem com os sistemas ambientais tem desencadeado uma série de mudanças, de forma acelerada e negativa aos ecossistemas. Por isso, muitos setores da sociedade estão se mobilizando para mensurar e minimizar os impactos causados pelas atividades humanas. A modelagem surge neste contexto como uma forma de auxiliar na previsão de cenários futuros, de forma a avaliar os efeitos das atividades humanas sobre os sistemas ambientais e propor ações mitigadoras aos impactos gerados.

A modelagem consiste em representar a realidade de forma simplificada e generalizada, do que se afigura como sendo as características mais importantes de uma situação do mundo real (LEE, 1973).

Para Cristofolletti (1999), um modelo também pode ser entendido como uma representação de um aspecto do mundo real de interesse do pesquisador, que possibilite reconstruir a realidade, prever um comportamento, uma transformação ou uma evolução.

Os modelos ambientais têm como objetivo representar o conjunto de elementos e processos físicos, biológicos e químicos que interagem num determinado meio físico e geram complexas teias de influências mútuas e, por isso dificilmente podem representar toda a complexidade das múltiplas interações nos sistemas ambientais, muitas delas não mensuráveis ou quantificáveis.

Mesmo que de forma simplificada, os modelos ambientais são capazes de reproduzir os fenômenos ambientais dentro de uma escala de tempo definida, o que *in loco* seria difícil mensurar devido à grande variabilidade de fatores ambientais e à extensão da área de estudo. Por isso, os modelos ambientais são aplicados nos diversos compartimentos ambientais, como para a modelagem de uso e ocupação do solo, corredores ecológicos, modelos hidrológicos e de qualidade da água, entre outros.

A modelagem da qualidade da água, objeto deste estudo, ao representar os cursos d'água de forma simplificada, auxilia na interpretação e na previsão das condições de qualidade ambiental do sistema em uma dada situação. A utilização dos modelos de qualidade da água, juntamente com dados de campanhas de monitoramento dos parâmetros de qualidade, pode auxiliar no planejamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, pois os modelos oferecem maior flexibilidade e menor custo do que se alcançaria apenas com o monitoramento, em relação à distribuição espacial e temporal da informação gerada. Ao simular cenários futuros de desenvolvimento da bacia, a modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que pode oferecer informações úteis para o gerenciamento da bacia.

3.2 Etapas da modelagem

Para a construção de um modelo é necessário organizar uma estrutura capaz de descrever as etapas do modelo. Na literatura são encontrados fluxos de atividades que

descrevem as etapas necessárias para a modelagem, detalhadas a seguir (CHRISTOFOLETTI, 1999; VON SPERLING, 2007):

- **determinação dos objetivos:** inicialmente é necessário definir os objetivos, de forma a facilitar a estruturação do modelo e alocação de esforços nos trabalhos de campo e laboratório;
- **concepção:** nesta primeira etapa é selecionado o sistema a ser modelado e as variáveis utilizadas;
- **seleção do tipo de modelo:** existem diferentes tipos de modelos, que se adequam a objetivos distintos e necessidades específicas, envolvendo variados graus de complexidade; a seleção do modelo é a etapa crucial no exercício da modelagem;
- **representação computacional:** nesta etapa os dados devem ser organizados e estruturados em um banco de dados, de forma que possam ser aplicadas soluções matemáticas e representações computacionais definidas;
- **calibração:** a calibração do modelo visa obter um bom ajuste entre os dados observados e estimados pelo modelo, por meio da variação dos coeficientes do modelo;
- **validação:** é a etapa onde se avalia o ajuste do modelo submetido a condições diferentes daquelas utilizadas na calibração; quando não ocorrem bons ajustes aos novos conjuntos de dados, deve-se testar novas calibrações.
- **análise de sensibilidade:** por meio dessa análise é inferido se a resposta do modelo é pouco ou muito influenciada pelo valor de um determinado dado de entrada, o que permite concluir sobre a necessidade de menores ou maiores esforços na obtenção mais precisa do seu valor;
- **aplicação:** etapa em que poderão ser feitas simulações de cenários de desenvolvimento futuros.

3.3 Modelos de qualidade da água

Existem diferentes tipos de modelos de qualidade de água, vinculados a objetivos distintos (como modelos de lagos, estuários ou rios) e envolvendo vários graus de complexidade.

Até a década de 1960 a modelagem da qualidade da água numa bacia hidrográfica era realizada de forma concentrada, considerando as alterações locais devido às cargas pontuais de poluição (CHAPRA, 1997). Com o avanço dos sistemas computacionais, atualmente é possível realizar uma análise com um sistema distribuído no espaço.

Os modelos concentrados, em geral, visam obter resultados médios representativos de toda a bacia, já os modelos distribuídos buscam a representação dos processos em cada elemento de área que compõe a bacia e, são descritos mais detalhadamente a seguir, por ser de interesse no presente trabalho.

Quando se busca estudar a heterogeneidade espacial dos fenômenos em uma bacia hidrográfica, a melhor opção são os modelos distribuídos. Os modelos distribuídos, ou modelos de parâmetros distribuídos são aqueles nos quais as variações nas quantidades dos constituintes são funções contínuas do tempo e do espaço (VON SPERLING, 2007).

Atualmente, um sistema de informação geográfica (SIG) permite a simulação da contribuição das fontes pontuais e não pontuais na modelagem da qualidade da água, uma vez que esse tem funcionalidades que possibilitam inserir e integrar, numa única base de dados, informações espaciais provenientes de dados cartográficos, imagens de satélite, redes e modelos numéricos de terreno, entre outros, e oferece também mecanismos para combiná-los através de algoritmos de manipulação e análise. Os modelos distribuídos, por serem capazes de integrar os dados hidrológicos e climatológicos com os demais atributos geográficos, possibilitam uma representação das relações entre os diversos fatores ambientais e a qualidade da água.

Apesar de possuírem uma série de vantagens, os modelos distribuídos possuem algumas limitações. Segundo Novotny (2003), entre os modelos hidrológicos e de qualidade da água, aqueles que apresentam maiores incertezas associadas aos resultados são os modelos distribuídos, devido à dificuldade em se obter ajustes e validações satisfatórios. Outra limitação consiste na grande quantidade de informação requerida pelo modelo, como as informações sobre características físicas, valores de cargas pontuais de poluição geradas na bacia e uma série de dados climáticos. Para Larentis *et al.* (2008) a discretização temporal e/ou espacial disponível dessas informações nem sempre é a

mais adequada para os propósitos da modelagem, o que por si só representa uma fonte de incertezas.

Entretanto, devido à sua capacidade de integrar os dados hidrológicos e climatológicos com os demais atributos geográficos, é possível representar a inter-relação entre os vários agentes de transformação do espaço e a qualidade dos recursos hídricos. Por esse motivo, o modelo de qualidade da água distribuído se configura como uma opção adequada para estudar a interação entre uso e cobertura da terra e qualidade da água na bacia hidrográfica.

O modelo de Streeter-Phelps foi o pioneiro para os modelos matemáticos atuais, abordando dois aspectos importantes: o consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica. É um modelo determinístico por ter um conjunto de entradas conhecidas e estatístico por não ser alterado em função do tempo (VON SPERLING, 2007).

Desde o surgimento do modelo de Streeter-Phelps, vários modelos foram criados como alternativa a diferentes problemas relacionados à qualidade da água. Dentre esses modelos tem-se: o PLOAD (EPA, 2001), o SWAT (NEITSH *et al.*, 2000), o HSPF (BRICKNELL *et al.*, 1997), o QUAL2E (BROWN e BARNWELL, 1987), QUAL2K (CHAPRA e PELLETIER, 2006), QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007), SisBAHIA (ROSMAN, 2001), Modelo de Grandes Bacias com o módulo de qualidade – MGBq (LARENTIS, 2004), SIAQUA-IPH (FAN, 2013) e SAD-IPH (KAYSER, 2013).

O PLOAD (*Pollutant Loading Application*) é uma ferramenta analítica para estimativa da poluição por fontes difusas, desenvolvido pela *Environmental Protection Agency* (EPA) – EUA (EPA, 2001). O modelo é implementado em um ambiente de sistema de informações geográficas (SIG) e é capaz de realizar a modelagem da poluição difusa que ocorre em razão do escoamento superficial, principalmente durante o período chuvoso, que deteriora a qualidade da água dos mananciais, sobretudo pela lixiviação dos nutrientes advindos dos adubos usados nas plantações. A vantagem do PLOAD em relação aos demais modelos distribuídos é que esse requer como dados de entrada apenas o mapa de uso do solo, a delimitação da bacia, os valores de concentração média de poluentes por evento e valores médios anuais de precipitação. Klemp *et al.* (2004) ao

aplicarem o modelo para simular as cargas poluentes média anual de nitrogênio e fósforo totais, na bacia do Rio Manso (MT), concluíram que o modelo reflete de forma confiável a situação real na bacia.

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) foi desenvolvido por Arnold *et al.* (1998) e aperfeiçoado por Neitsch *et al.* (2000), no Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. O modelo hidrológico simula os valores diários da carga de poluentes a partir do balanço hídrico do solo. Para isso, leva em consideração as condições iniciais de umidade do solo, valores diários de precipitação, escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo, evapotranspiração e perdas por percolação. O modelo SWAT é capaz de simular a geração e transporte de nutrientes, DBO, OD, pesticidas, alguns metais e sedimentos na bacia. Aplicando esse modelo Souza *et al.* (2009) alcançaram ajustes satisfatórios nos pontos de monitoramento da bacia do Rio Negro, e recomenda a sua utilização pelo órgão responsável pela concessão da outorga por ter em seu poder o comportamento das vazões em diversos pontos da bacia, possibilitando assim uma concessão embasada em dados mais precisos.

O HSPF (*Hydrological Simulation Program Fortran*) é um modelo desenvolvido pela EPA – EUA (JOHANSON *et al.*, 1980), que é utilizado quando há dados horários disponíveis na bacia. O modelo HSPF, assim como o SWAT, por possuir uma base física mais consistente requer uma grande quantidade de informação, como as características físicas e valores de cargas pontuais de poluição geradas na bacia e uma série de dados climáticos. Silva (2003) relata as dificuldades encontradas na obtenção de dados simples, como precipitação, temperatura em base horária e velocidade dos ventos, além da escassez ou inexistência de dados de qualidade observados, necessários para a calibração do modelo.

O QUAL2E é um modelo de qualidade da água que foi desenvolvido também pela *Environmental Protection Agency* – EPA (BROWN e BARNWELL, 1987), capaz de representar o transporte de poluentes na bacia através de um balanço de massa, de forma concentrada no canal e com escoamento permanente, ou seja, assume que a água do reservatório esteja completamente misturada. Apesar de suas limitações, o modelo QUAL2E é abrangente e versátil, podendo simular até 15 constituintes de qualidade da

água, sendo um instrumento no gerenciamento de recursos hídricos (BARBARA, 2006). O modelo é utilizado em todo mundo, com algumas aplicações no Brasil como aquelas de Lima (2001), Rocha (2003), Barbara (2006) e Silva (2007).

O QUAL2K é um modelo distribuído desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), para simular as condições hidrológicas e de qualidade de água de pequenos rios quando os dados de entrada são confiáveis. O modelo se baseia no QUAL2E, mas com avanços. O modelo considera a concentração do poluente homogênea numa mesma seção transversal (CHAPRA e PELLETIER, 2006).

O QUAL-UFMG é uma ferramenta de modelagem, desenvolvido em planilhas, que tem como objetivo possibilitar a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2E (VON SPERLING, 2007).

O SisBAHIA – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental é um sistema brasileiro de modelos computacionais registrados e desenvolvidos pela COPPE/UFRJ, para simulação acoplada de até onze parâmetros de qualidade da água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa (ROSMAN, 2001). Santos (2012) aplicou o modelo SisBAHIA para a simulação do parâmetro oxigênio dissolvido na foz do rio Araguari (AP) com o propósito de demonstrar a capacidade e a utilidade da modelagem hidrodinâmica acoplada a modelagem da qualidade da água para previsão de cenários.

O Modelo de Qualidade de Água em Grandes Bacias (MGBq), é um modelo distribuído de simulação hidrológica e de qualidade de água aplicável principalmente a grandes bacias (maiores que 10.000 km²). Foi desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Esse modelo é estruturado basicamente em duas partes: uma parte para a simulação hidrológica, denominada de módulo de quantidade, inicialmente desenvolvido por Collishonn (2001), que recebe a denominação de Modelo de Grandes Bacias (MGB), e outra para a simulação da qualidade da água na bacia, rios e reservatórios, ou seja, o módulo de qualidade, que trabalha com concentração de OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais (LARENTIS, 2004). O modelo permite a análise temporal das condições hidrológicas e de qualidade da água de toda a bacia, discretizada por células,

com rios e reservatórios. Larentis (2004) aplicou o MGBq na bacia do Rio Taquari-Antas (RS), o qual demonstrou ser uma alternativa adequada à aplicação de modelos distribuídos de qualidade da água em bacias com limitação de dados climatológicos, sendo que os erros cometidos pelo modelo, em relação aos valores de concentração observados, foram aceitáveis considerando um nível de confiança de 95%.

O Programa Simulador Analítico de Qualidade da Água (SIAQUA-IPH) é um modelo de qualidade da água desenvolvido para simular diferentes cenários de impacto de lançamentos de efluentes em rios com grandes bacias hidrográficas ($> 3.000 \text{ km}^2$). O modelo utiliza uma técnica de simulação baseada em soluções analíticas da equação de dispersão longitudinal aplicada a cada trecho de rio de uma rede de drenagem vetorial, e é acoplado a um *software* livre de sistema de informação geográfica, o que permite uma visualização interativa dos resultados das simulações (FAN, 2013).

O Sistema de Apoio à Decisão (SAD-IPH) é um sistema de suporte à decisão voltado à gestão do uso dos recursos hídricos e aplicável aos instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos. O sistema é capaz de realizar balanços hídricos quantitativos e simulações da qualidade da água em regime permanente de vazões e lançamentos de efluentes em modo contínuo (PEREIRA *et al.*, 2012). O SAD-IPH foi o modelo adotado para a modelagem da qualidade da água no presente trabalho devido ao seu caráter geoespacial, facilidade de aplicação e por ser um modelo desenvolvido por uma instituição brasileira e em uma plataforma gratuita. Na Seção 3.4 é apresentada uma descrição mais detalhada desse modelo.

3.4 Sistema de apoio à decisão IPH

O Sistema de Apoio à Decisão IPH (SAD-IPH) foi desenvolvido pelo Núcleo de Pesquisas de Clima e Recursos Hídricos do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH-UFRGS), visando à integração de sistemas de apoio à decisão com modelos hidrológicos e SIG, cuja base é o Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB-IPH), também desenvolvido no mesmo núcleo de pesquisa (KAYSER, 2011).

Inicialmente, o SAD-IPH foi integrado ao *software* ArcGIS e descrito por Fragoso *et al* (2008). A versão atual do sistema está descrita em Kayser (2011). Nesta nova versão o sistema é integrado à plataforma SIG MapWindow GIS, na forma de um *plug-in*.

No SAD-IPH os dados de vazão podem ser inseridos de duas formas distintas: através de equações de regionalização ou através da aplicação do Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB-IPH). No presente trabalho optou-se por utilizar o modelo hidrológico MGB-IPH para a modelagem dos dados de vazão. Portanto são descritos a seguir os conceitos gerais do modelo hidrológico MGB-IPH (Seção 3.4.1) e na sequência (Seção 3.4.2) a descrição do modelo de qualidade SAD-IPH.

3.4.1 Modelo hidrológico de grandes bacias MGB-IPH

O Modelo Hidrológico de Grandes Bacias – MGB-IPH (COLLISCHONN, 2001) é caracterizado como um modelo distribuído, desenvolvido para simular o processo de transformação da chuva em vazão em grandes bacias (maiores que 10.000 km²). Foi inicialmente baseado nos modelos LARSIM (BREMICKER, 1998) e VIC (LIANG *et al.*, 1994), com algumas modificações nos módulos de evapotranspiração, percolação e propagação de vazões.

Esse modelo já foi aplicado em várias regiões do Brasil na previsão de vazões e simulação hidrológica, como por exemplo: nas bacias do Rio Taquari–Antas – RS, Rio Taquari – MS, e do Rio Uruguai (COLLISHONN, 2001); na bacia do Rio Negro (GETIRANA, 2009); na bacia do Rio Solimões – AM (PAIVA, 2009); na bacia do Rio dos Sinos – RS (PEREIRA, 2012). O modelo MGB-IPH também foi utilizado para simulações de qualidade da água, na dispersão de poluentes nos corpos d’água, na bacia do Rio Taquari–Antas – RS (LARENTIS, 2004) e nas bacias do Rio Ijuí – RS e do Rio São Francisco – MG (FAN, 2013).

O MGB-IPH faz uma discretização em unidades irregulares, denominadas minibacias, sendo que cada uma dessas possui um trecho de rio correspondente. As minibacias são subdivididas em unidades de resposta hidrológica (URH), também denominadas blocos, que são áreas de comportamento hidrológico similar, definidas pela combinação de

tipos de solo e cobertura vegetal. Na Figura 1 é apresentado um esquema que representa a discretização da bacia em mini-bacias e URH.

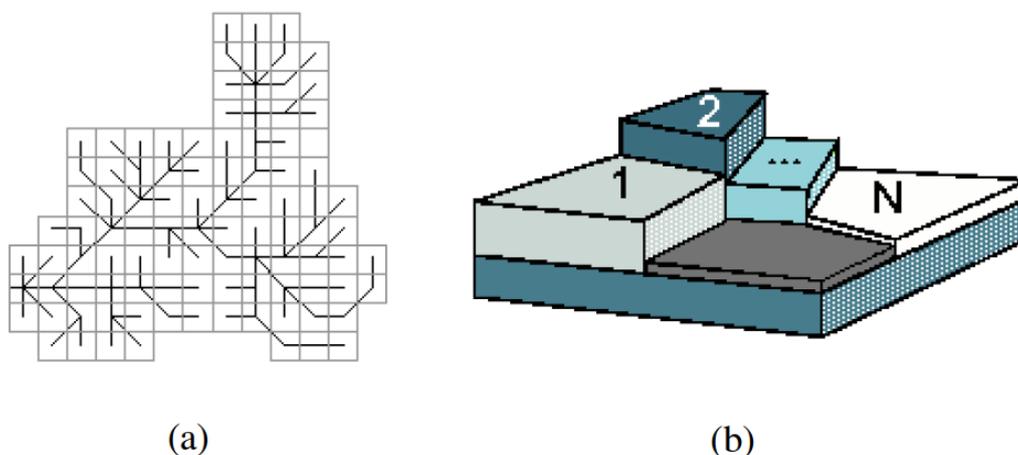


Figura 1 – (a) Discretização da bacia em células e ligadas por canais de drenagem. (b) Subdivisão das mini-bacias em URH (blocos).
Fonte: Larentis (2008).

Sendo assim, os processos hidrológicos verticais, incluindo interceptação, evapotranspiração, balanço de água no solo, geração de escoamentos superficial e subsuperficial e percolação ao aquífero, são simulados para as URH. Os volumes gerados nas URH são somados e propagados nas minibacias, sendo posteriormente propagados pela rede de drenagem representando os processos hidrológicos horizontais do sistema.

Em termos de representação matemática, o balanço hídrico no solo é realizado de maneira independente em cada URH, conforme ilustrado na Figura 2, utilizando as características e os parâmetros de cada URH, conforme a Equação (3):

$$W_t = W_{t-1} + P - ET - D_{SUP} - D_{INT} - D_{BAS} + D_{CAP} \quad (3)$$

onde W_t (mm) é o armazenamento na camada de solo ao final do intervalo de tempo t ; W_{t-1} (mm) é o armazenamento na camada de solo no início do intervalo de tempo; P (mm) é a precipitação incidente menos a interceptação no intervalo de tempo; ET (mm) é a evapotranspiração da água da camada de solo no intervalo de tempo; D_{SUP} (mm) é o escoamento superficial no intervalo de tempo (drenagem rápida); D_{INT} (mm) é o escoamento subsuperficial no intervalo de tempo (drenagem lenta); D_{BAS} (mm) é o

escoamento subterrâneo no intervalo de tempo (drenagem muito lenta); D_{CAP} (mm) é o fluxo do reservatório subterrâneo para a camada superficial do solo.

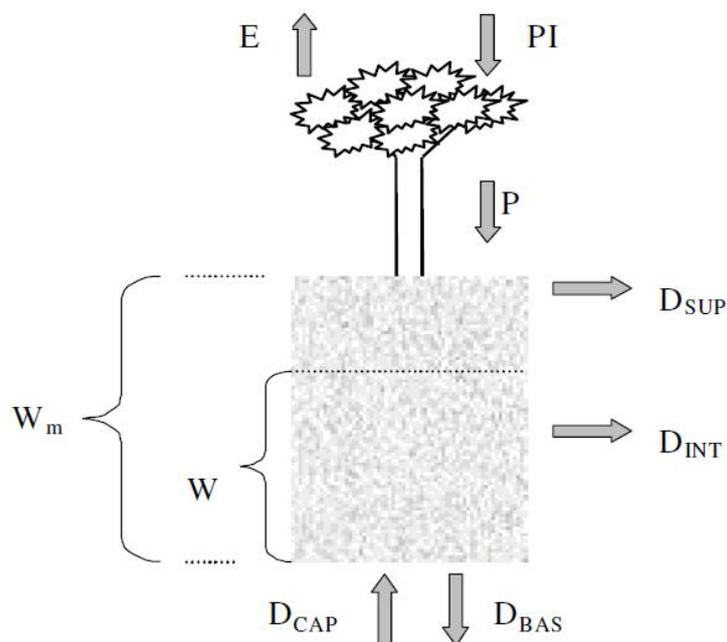


Figura 2 – Esquema do balanço de água vertical na camada de solo.
Fonte: Collishonn (2001).

O modelo realiza a simulação do processo de evapotranspiração em cada mini-bacia utilizando o método de Penman Monteith (MONTEITH, 1965). A interceptação, ou retenção da água da chuva pela vegetação, é considerada dependente da cobertura do solo, expressa pelo índice de área foliar (IAF) da vegetação. A evapotranspiração é ainda dependente da umidade do solo, através de um parâmetro de resistência superficial.

A geração do escoamento superficial é dada por uma relação probabilística entre a umidade do solo e a fração de área saturada, gerando o excesso da capacidade de armazenamento que irá escoar superficialmente. O modelo também simula os processos que ocorrem em subsuperfície, de escoamento subterrâneo, percolação ao aquífero e fluxo de água do aquífero para a zona não saturada em uma situação de *stress* hídrico, através de relações com o volume de água no solo.

O processo horizontal de propagação da água na superfície e no aquífero até a rede de drenagem é representado pela propagação da água através da metodologia do

Reservatório Linear Simples, com uma velocidade que depende do parâmetro de tempo de retardo. Os três reservatórios têm tempos de retardo diferentes, sendo que o escoamento superficial (D_{SUP}) é propagado na bacia consideravelmente mais rápido que os escoamentos subsuperficial (D_{INT}) e subterrâneo (D_{BAS}). Uma vez na rede de drenagem, os volumes são propagados, nos trechos de rio, pelo método de Muskingum-Cunge, descrito por Tucci (2005), que relaciona a vazão de saída de um trecho de rio, em um intervalo de tempo qualquer, às vazões de entrada e saída no intervalo de tempo anterior e à vazão de entrada no intervalo atual, segundo a Equação 4:

$$QR_s(t + 1) = C_1 \cdot QR_e(t) + 2 \cdot QR_e(t + 1) + C_3 \cdot QR_s(t) \quad (4)$$

na qual $QR_s(t + 1)$ (m^3/s) é a vazão de saída do trecho de rio no intervalo $t+1$; $QR_s(t)$ (m^3/s) é a vazão de saída do trecho de rio no intervalo t ; $QR_e(t + 1)$ (m^3/s) é a vazão de entrada do trecho de rio no intervalo $t+1$; $QR_e(t)$ (m^3/s) é a vazão de entrada do trecho de rio no intervalo t ; C_1 , C_2 e C_3 são coeficientes do método Muskingum-Cunge para propagação da vazão em um rio, descritos por Tucci (2005).

O MGB-IPH é um modelo de chuva-vazão convencional, sendo que o principal resultado gerado é a quantidade de água que passa ao longo do tempo nos exutórios das mini-bacias que compõem a área simulada. Entretanto, o modelo também gera outras informações, como o balanço de água no solo, evapotranspiração diária, precipitação diária e a estimativa das características hidráulicas do escoamento nos trechos de rio que compõem a bacia.

Informações mais detalhadas sobre as equações utilizadas no modelo hidrológico MGB-IPH podem ser obtidas em Collishonn (2001).

Os dados hidrometeorológicos para a aplicação do modelo MGB-IPH são:

- séries de dados de vazões de rios em postos fluviométricos;
- séries de dados de precipitação em postos pluviométricos;
- séries de dados de variáveis climáticas (temperatura, umidade relativa, velocidade do vento, insolação, pressão atmosférica).

As características físicas da bacia, como topografia e tipo e cobertura vegetal do solo, são obtidas por meio de imagens de satélite, mapas digitalizados e modelo digital de elevação (MDE). Nessa etapa devem ser coletadas e organizadas as informações necessárias para o pré-processamento de dados, normalmente realizado usando um SIG. No caso do modelo MGB-IPH é utilizado um conjunto de ferramentas chamado *ArcHydro Tools*, desenvolvido no *Center for Research in Water Resources (CRWR)*, na Universidade do Texas – Austin – EUA, mantido e distribuído gratuitamente pela ESRI (*Environmental Systems Research Institute*), fabricante do *software* ArcGIS.

Os dados que devem fazer parte da base de dados SIG para aplicação do modelo MGB-IPH são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Dados espaciais necessários para aplicação do modelo MGB-IPH.

Dados	Caráter	Tipo	Fonte
Modelo Digital de Elevação	Obrigatório	Raster	SRTM, EMBRAPA
Hidrografia	Opcional	Vetorial (linhas)	ANA, IGAM
Postos Pluviométricos	Obrigatório	Vetorial (pontos)	ANA
Postos Fluviométricos	Obrigatório	Vetorial (pontos)	ANA
Postos Climatológicos	Obrigatório	Vetorial (pontos)	ANA, INMET
Classes de Vegetação	Obrigatório	Raster	Mapas de Uso e Cobertura da Terra; Imagens de Satélites
Tipos de Solos	Obrigatório	Raster	CPRM, EMBRAPA, CETEC, UFV

Com o MDE são definidas as direções de fluxo, as áreas de contribuição, definição dos cursos d'água, declividades e geração dos arquivos de rede de drenagem e das mini-bacias.

A calibração do módulo hidrológico é realizada, com a série histórica de dados climatológicos e hidrológicos disponíveis, pelo método de tentativas ao variar os parâmetros fixos e calibráveis do modelo (descritos nas Seções 3.4.1.1 e 3.4.1.2). Nessa etapa os valores de precipitação observados nos postos pluviométricos são utilizados para estimar a precipitação em todas as células do modelo, em todos os dias da simulação. O método de interpolação utilizado é a interpolação de Thiessen (COLLISCHONN, 2001).

Para a calibração do modelo, é necessária a definição dos parâmetros fixos e calibráveis, os quais são descritos nas Seções 3.4.1.1 e 3.4.1.2.

3.4.1.1 Parâmetros fixos

Os parâmetros fixos têm valores que podem ser medidos, geralmente relacionados à vegetação ou que não interferem de forma significativa nos resultados (como por exemplo o índice de área foliar), que podem ser obtidos da bibliografia e não são calibrados, embora apresentem variação ao longo do tempo. A seguir são apresentados os dados referentes aos parâmetros fixos de albedo, índice de área foliar, altura das árvores e resistência superficial inseridos no modelo hidrológico MGB-IPH.

Albedo: A fração de energia solar refletida por uma superfície em relação ao total de energia solar nela incidente. A variabilidade do albedo no modelo é dada pelo uso de valores médios mensais, apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores de albedo médio diário.

Cobertura	Albedo
Água	0,08
Floresta Alta	0,11 a 0,16
Cerrado	0,13 a 0,18
Cultivo Agrícola Alto (Cana de Açúcar)	0,15 a 0,20
Cultivo Agrícola Baixo (Trigo, Soja)	0,20 a 0,26
Gramma e Pastagem	0,20 a 0,26
Solo Exposto	0,10 (úmido) a 0,35 (seco)

Fonte: Shuttleworth (1993).

Índice de Área Foliar (IAF): É a relação entre a área foliar de toda vegetação e a unidade de área de solo ocupada por essa vegetação. É um parâmetro importante na análise de mudanças de uso do solo porque no modelo hidrológico a interceptação depende diretamente desse parâmetro. Dados obtidos na literatura permitem afirmar que o parâmetro IAF tem os seguintes valores: em torno de 2 e 3 para campo e pastagem, 6 a 9 para florestas, e 0 (durante o preparo de solo) a 6 (no mês de desenvolvimento máximo) em cultivos anuais, para a água o índice não se aplica e é recomendado adotar o valor igual a 1 (COLLISCHONN, 2001).

Altura Média das Árvores: A altura média da cobertura vegetal tem importância no cálculo da resistência aerodinâmica à evapotranspiração, inversamente relacionado a esse parâmetro. Os valores de altura estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Altura dos tipos de cobertura vegetal.

Cobertura	Altura (m)
Floresta	10 a 30
Cerrado	5
Campo, Pastagem	0,5
Agricultura	0,5

Fonte: Collischonn (2001).

Resistência Superficial: A resistência superficial representa a resistência ao fluxo de umidade do solo, através das plantas, até a atmosfera. Esta resistência é diferente para os diversos tipos de plantas e depende de variáveis ambientais como a umidade do solo, a temperatura do ar e a radiação recebida pela planta. Em condições favoráveis, ou seja, sem déficit hídrico, os valores de resistência superficial são mínimos. A unidade de medida utilizada para a resistência superficial é segundos por metro (s/m), pois é inversamente proporcional à velocidade do vento (m/s). Os dados de resistência superficial específicos para algumas coberturas vegetais estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Valores médios para a resistência superficial

Cobertura	Resistência Superficial (s/m)
Floresta	100
Cerrado	60 a 200
Campo, Pastagem	40 a 80
Agricultura	40 a 154
Água	0

Fonte: Collischonn (2001).

3.4.1.2 Parâmetros calibráveis

Os parâmetros calibráveis são alterados a cada aplicação do modelo, buscando um bom ajuste entre os dados de vazão observados e calculados. Um parâmetro calibrável associado a um determinado bloco tem o mesmo valor para esse bloco em todas as

células da bacia. A seguir são apresentados os parâmetros calibráveis inseridos no modelo hidrológico MGB-IPG, de acordo com Collischonn (2001).

Capacidade de Armazenamento no Solo (W_m): capacidade de absorver a água da chuva, gerando pouco ou nenhum escoamento superficial. Os valores usuais variam de 50 a 1000 mm, sendo maiores para solos mais arenosos.

Forma da Relação entre Armazenamento e Saturação (b): parâmetro que controla a separação de escoamento superficial até a saturação da capacidade de armazenamento do solo. Um aumento deste parâmetro faz com que um maior volume de água esco superficialmente, e menos água infiltre no solo. O valor usual é 0,12 e pode chegar até 1,60. Este parâmetro ajusta os picos de vazão observados e calculados, principalmente durante as pequenas cheias.

Escoamento Residual (K_{BAS}): parâmetro que controla a vazão durante a estiagem, pois é decorrente do escoamento subterrâneo. Os valores usuais variam entre 0,05 até 5 mm/dia.

Drenagem Sub-superficial (K_{INT}): parâmetro que controla a quantidade de água da camada de solo que é escoada sub-superficialmente. Os valores mais adequados de K_{INT} giram em torno de 4 a 40 mm/dia.

Forma da Curva de Redução da Drenagem (XL): controla a forma da curva de redução da drenagem intermediária ou sub-superficial do solo. Os valores giram em torno de 0,67.

Fluxo Ascendente (CAP): controla o fluxo do reservatório subterrâneo para a camada superficial do solo. Geralmente a possibilidade de retorno da água subterrânea para a camada de solo é desprezada, por isso adota-se CAP igual a zero.

Armazenamento Residual (W_c): esse parâmetro limita o escoamento sub-superficial e o escoamento subterrâneo, sendo pouco sensível em uma faixa razoável de valores e, em geral, é fixado em 10% da capacidade de armazenamento no solo (W_m).

Como dado de saída, o modelo gera uma série de vazões para cada segmento da bacia, correspondente ao período dos dados hidrológicos e meteorológicos que foram inseridos. Estes dados são tratados estatisticamente para que sejam geradas curvas de

permanência, e definindo-se uma permanência específica, gera-se então um único valor de vazão para cada trecho da bacia.

Ao final da calibração, o modelo hidrológico pode ser utilizado com todos os conjuntos de parâmetros encontrados, gerando uma família de hidrogramas, que define uma banda de incerteza das vazões previstas. A incerteza na vazão pode ser levada ainda para outros resultados, tais como a curva de permanência de vazões. A curva de permanência expressa a relação entre a vazão e a frequência com que esta vazão é superada ou igualada.

3.4.1.3 Eficiência da calibração

A avaliação das incertezas associadas aos parâmetros calibrados é analisada por meio do Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe que, segundo Machado *et al.* (2003), é um dos critérios estatísticos para avaliar a precisão dos modelos hidrológicos. O coeficiente é dado pela Equação 5:

$$E = 1 - \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{est})^2}{\sum(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad (5)$$

na qual Q_{obs} corresponde à vazão ou deflúvio observado, Q_{est} à vazão ou deflúvio estimado e \bar{Q}_{obs} à vazão ou deflúvio observado médio.

O coeficiente E pode variar de infinito negativo até 1, sendo 1 referente ao ajuste perfeito entre vazões calculadas e observadas. O valor de E é fortemente influenciado por erros nas vazões máximas, razão por que, quando E é próximo de 1, o modelo está obtendo bom ajuste para as cheias. O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de E supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de E fica entre 0,36 e 0,75 (COLLISCHONN, 2001).

Na validação é avaliado o ajuste do modelo submetido a condições diferentes das utilizadas na calibração, ou seja, com outros valores históricos de dados hidrometeorológicos. Quando não ocorrem bons ajustes aos novos conjuntos de dados, deve-se tentar novas calibrações ajustando os parâmetros do modelo.

3.4.2 Descrição do modelo de qualidade SAD-IPH

O Sistema de Apoio à Decisão – IPH (SAD-IPH) é um modelo integrado a um sistema de informações geográficas, onde a topologia e outras características da bacia a ser simulada são obtidas a partir de imagens de satélite, o que torna fácil a implementação deste sistema em qualquer bacia hidrográfica.

O SAD-IPH opera dentro de um SIG, o MapWindowGIS, o qual é disponibilizado gratuitamente na internet. Maiores detalhes sobre esta versão são apresentadas por Kayser (2011).

Na Figura 3 é apresentado um esquema das operações realizadas pelo SAD-IPH. Sua concepção foi baseada no modelo de sistema de suporte à decisão proposto por Porto *et al.* (1997). A linha tracejada indica as operações que são executadas no próprio sistema. A etapa de pré-processamento é responsável pela geração do banco de dados da bacia hidrográfica. Os dados dos usuários são inseridos através da interface do sistema, onde é criado um banco de dados específico para eles.

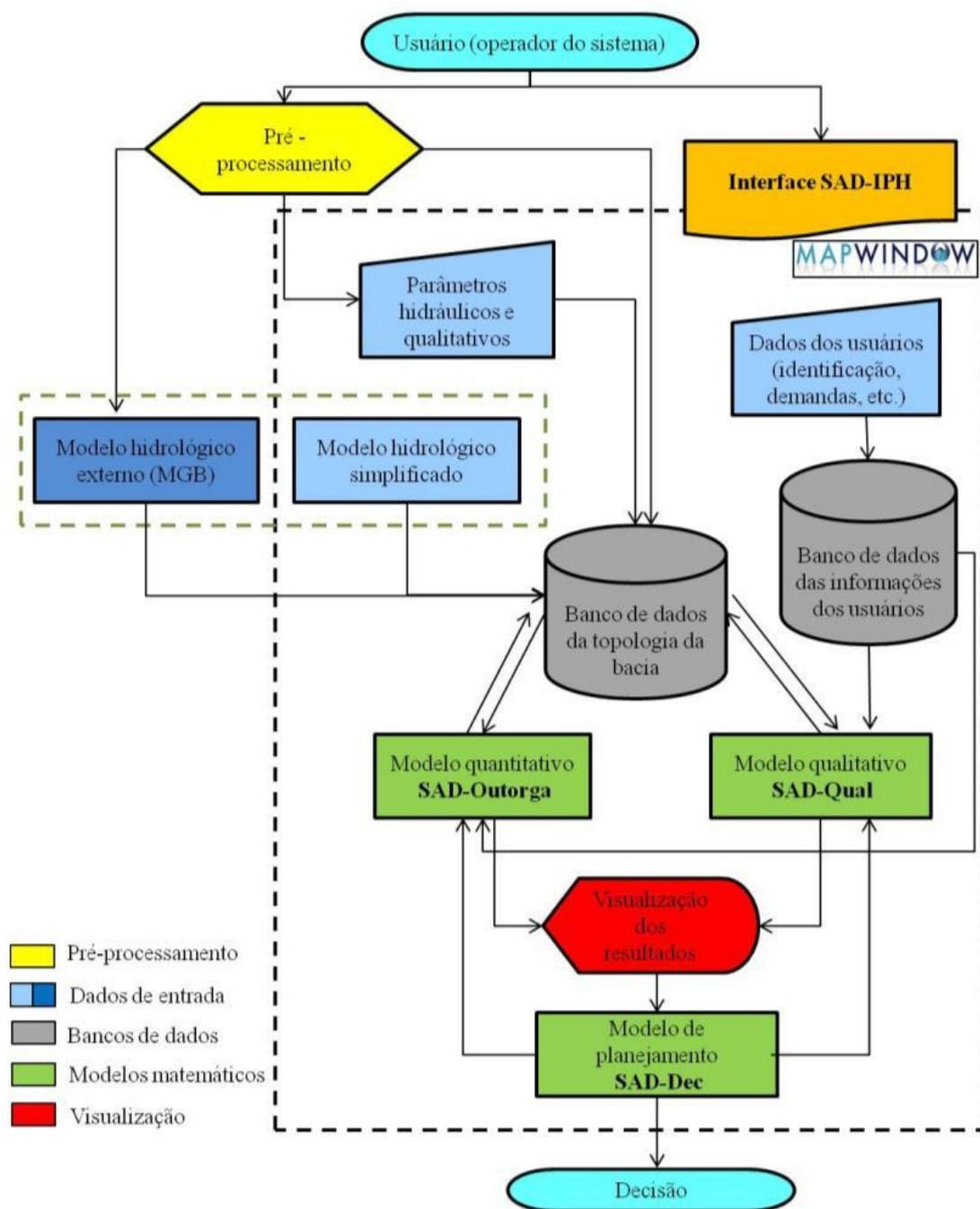


Figura 3 – Esquema de funcionamento do SAD-IPH.
Fonte: Kayser (2011).

Na etapa de pré-processamento tem-se como produto um arquivo shapefile denominado rede de drenagem, que representa a drenagem de uma bacia graficamente segmentada em vários trechos. Para a geração da rede de drenagem, é utilizado um modelo digital de elevação (MDE), que corresponde a uma representação dos dados altimétricos na forma

de uma imagem no formato *raster*, onde cada pixel dessa imagem tem como atributo o valor de elevação do terreno representado.

As imagens são processadas no conjunto de ferramentas denominado ArcHydro, do software ArcGIS, a partir do qual são obtidas informações como direções de escoamento; área de drenagem; rede de drenagem; definição de trechos de rios; e definição de bacias hidrográficas. Este arquivo vetorial contém uma tabela de atributos que se constitui no banco de dados da bacia hidrográfica, onde todas as informações são lidas e armazenadas. Na Tabela 13 são apresentados os principais elementos do banco de dados da bacia hidrográfica.

Tabela 13 – Atributos dos trechos que compõem a rede de drenagem no SAD-IPH.

Atributo	Unidade	Método de Obtenção
HydroID	–	ArcHydro
NextDownID	–	ArcHydro
From_NODE	–	ArcHydro
To_NODE	–	ArcHydro
Ordem	–	SAD-IPH
Área de Drenagem	km	ArcHydro
Comprimento	km	ArcHydro
Declividade	m/m	ArcHydro
Largura do Rio	m	SAD-IPH
Vazão de Disponibilidade	m ³ /s	Simulação MGB-IPH
Velocidade	m/s	SAD-IPH
Parâmetros de Qualidade	dia ⁻¹	SAD-IPH
Demandas Acumuladas	m ³ /s	SAD-IPH
Concentrações dos Parâmetros	mg/L	SAD-IPH

Fonte: KAYSER (2011).

Os primeiros cinco itens da Tabela 13 referem-se aos códigos que estabelecem a estrutura topológica da bacia, resultantes do processamento do MDE. O código referente ao trecho de rio é denominado “HydroID”. A importância desse código reside no fato do mesmo servir como acesso ao banco de dados referente a determinado trecho selecionado. O código “NextDownID” refere-se ao “HydroID” do trecho seguinte, sendo essencial para a execução de gráficos, onde se deseja visualizar perfis de vazões e concentrações de uma determinada parte da rede de drenagem. Para cada trecho é informado o nó de onde o trecho de rio provém (FROM_NODE) e o nó para o qual o trecho de rio segue (TO_NODE).

Além do código, cada trecho de rio recebe do sistema de apoio à decisão um número que identifica a ordem do curso d'água, indicando se o trecho de rio é de cabeceira ou se existem outros trechos de rios a montante. Os códigos são atribuídos de montante para jusante, de forma que os códigos mais altos correspondem aos trechos de rio localizados mais a jusante.

Uma etapa do sistema, necessária principalmente para a modelagem qualitativa, é a definição dos parâmetros hidráulicos e de temperatura, as taxas de perdas e ganhos dos parâmetros de qualidade, a vazão de disponibilidade nos trechos de rio, os parâmetros de qualidade nas cabeceiras dos rios e os dados das campanhas de monitoramento de qualidade das águas. A descrição desses parâmetros é apresentada nas Seções 3.4.2.1 a 3.4.2.2.

3.4.2.1 Parâmetros hidráulicos e de temperatura

Os parâmetros hidráulicos são pré-requisitos para a definição dos parâmetros físico-químicos, que são os que regem os processos de depuração das cargas lançadas na bacia. Os parâmetros a serem definidos são: declividade, largura, profundidade, velocidade e temperatura.

A declividade é gerada na etapa de pré-processamento, pelo ArcHydro, conforme descrito na Seção 3.4.1.

A largura do rio é estimada a partir de uma equação de regionalização que relaciona a largura do rio com a área de drenagem da bacia no local (Equação 6). Nessa equação B é a largura do rio (em metros), A_{mont} é a área de drenagem total acumulada à montante das mini-bacias até seus respectivos exutórios, e x e y são coeficientes de ajuste obtidos com base no ajuste aos dados conhecidos em locais como postos fluviométricos, para os quais existem dados de seção transversal do rio. As constantes que apresentam um bom ajuste no caso de rios do Rio Grande do Sul, desenvolvida por Collischonn (2001), são fornecidas como *default* pelo modelo, porém é possível alterá-los para valores quaisquer.

$$B = x \cdot (A_{mont})^y \quad (6)$$

A profundidade é estimada considerando que ocorre no trecho de rio um escoamento em regime permanente uniforme, e que a seção transversal do rio é retangular. Assim, a profundidade pode ser estimada a partir da equação de Manning (Equação 7), reorganizada para obter H (em metros) em função de Q (vazão), B (largura), S (declividade) e n (coeficiente de Manning).

$$H = \left(\frac{n \cdot Q}{B^{2/3} \cdot S^{1/2}} \right)^{3/5} \quad (7)$$

A velocidade é calculada pela Equação 8, na qual Q é a vazão, B a largura média do rio e H a profundidade.

$$V(m.s^{-1}) = \frac{Q}{B \cdot H} \quad (8)$$

Também é necessário informar a temperatura média da água (°C) como um valor único para toda a bacia, que será utilizada no cálculo das taxas cinéticas dos parâmetros de qualidade.

O cálculo dos parâmetros é feito para cada um dos trechos da rede de drenagem, sendo possível ajustar os valores obtidos, definindo-se limites mínimos e máximos para esses valores, ou mesmo impondo um valor único para o parâmetro.

3.4.2.2 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos referem-se à inserção das taxas de perdas e ganhos cinéticos dos parâmetros qualitativos presentes no modelo. Os parâmetros físico-químicos são definidos após os parâmetros hidráulicos, pois a maioria das variáveis das equações depende dos valores definidos na Seção 3.4.2.1. Os parâmetros a serem definidos são os seguintes: oxigênio dissolvido de saturação (Cs), coeficiente de reaeração (Ka), coeficiente de remoção da DBO (Kd), coeficiente de decaimento bacteriano ($Kcol$), coeficiente de decaimento do fósforo total (Kp); e os coeficientes de reação dos compostos nitrogenados: coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico em amônia (Koa), coeficiente de conversão da amônia em nitrito (Kai), e o coeficiente de transformação do nitrito em nitrato (Kin).

A definição do oxigênio de saturação pode ser dada como uma função da temperatura da água no local, conforme descrito por Chapra (1998), segundo a relação estabelecida na Equação 9, onde C_s é a concentração de saturação em mg/L e T_a é a temperatura do corpo hídrico em °C.

$$C_s = -139,34411 + \frac{1,575701 \cdot 10^5}{T_a} - \frac{6,642308 \cdot 10^7}{T_a^2} + \frac{1,243800 \cdot 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{T_a^4} \quad (9)$$

Para o cálculo do coeficiente de reaeração, podem ser utilizadas as fórmulas clássicas de O'Connor-Dobbins, Churchill e Owens-Gibbs, descritas por Kayser (2011); ou então utilizando a relação apresentada por Larentis (2004), a qual relaciona a reaeração com a declividade do canal, de acordo com a Equação 10.

$$K_a = \frac{\text{declividade (m/m)}}{100} \quad (10)$$

O coeficiente de remoção da DBO (K_d) representa a concentração de DBO remanescente que é reduzida ao longo do tempo, o qual representa a parcela da concentração existente que é oxidada por reação carbonácea (TUCCI, 2005). Com relação a esse coeficiente, pode-se adotar um valor único para toda a simulação, como também pode ser estimado o coeficiente por trecho da rede de drenagem, pela relação entre K_d e a profundidade H , dada pela Equação 11 (CHAPRA, 1997):

$$K_d = 0,3 \left(\frac{H}{2,4} \right)^{-0.434} \quad (11)$$

Para a definição do coeficiente de decaimento bacteriano (K_{col}) o modelo pode assumir as taxas de mortalidade e de sedimentação, descritas por Chapra (1997) ou valores fixos a serem definidos e que são encontrados na literatura. Os valores de K_{col} variam entre 0,5 e 1,5/dia (VON SPERLING, 2007).

O coeficiente de decaimento do fósforo total (K_p) pode ser estimado em função da sedimentação, a qual é estimada pela definição de um coeficiente de sedimentação, dado pela relação entre a velocidade de sedimentação e a profundidade.

Os valores dos coeficientes dos compostos nitrogenados devem ser definidos, pelo usuário, de acordo com dados de literatura. Segundo Von Sperling (2007), os valores do coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico em amônia (K_{oa}) variam de 0,20 a 0,25;

o coeficiente de conversão da amônia em nitrito (K_{ai}) varia de 0,15 a 0,25; e o coeficiente de transformação do nitrito em nitrato (K_{in}) de 0,10 a 1,00, apresentando valores maiores para rios mais rasos.

3.4.2.3 Vazão de disponibilidade

Os dados de vazão são obtidos a partir do modelo hidrológico MGB-IPH (descrito na Seção 3.4.1), por ser uma alternativa mais robusta em relação à utilização das equações de regionalização, onde são estabelecidas curvas de regressão ou curvas de probabilidade que sejam função da área contribuinte de cada trecho (KAYSER, 2011).

Como dado de saída, o modelo gera uma série de vazões para cada segmento da bacia, correspondente ao período dos dados hidrológicos e meteorológicos utilizados. Esses dados são tratados estatisticamente para que sejam geradas curvas de permanência, e definindo-se uma permanência específica, gera-se então um único valor de vazão para cada trecho da bacia. Esses valores são atributos da rede de drenagem (KAYSER, 2011).

Para a integração, num SIG, entre o modelo de disponibilidade hídrica (MGB-IPH) e o sistema de apoio à decisão (SAD-IPH), é necessário que os trechos de rio associados a cada mini-bacia na modelagem no MGB-IPH e no SAD-IPH coincidam exatamente em número, posicionamento e em codificação. Para atingir esse objetivo, é preciso utilizar como base da calibração do modelo a mesma discretização em mini-bacias, descrita na Seção 3.4.1.

3.4.2.4 Retiradas de água e lançamentos de efluentes

O SAD-IPH possui dois módulos para a entrada de dados de quantidade e de qualidade referentes a retiradas de água e lançamentos de efluentes. O primeiro refere-se às retiradas de água para abastecimento, como usos domésticos, industriais e irrigação. O módulo de qualidade realiza simulações de lançamentos pontuais e contínuos ao longo da rede de drenagem.

Os dados referentes a demanda de água e/ou lançamento de efluentes de cada usuário são armazenados em um banco de dados geoespacial. A inserção dos dados pode ser realizada de três formas: manual, por meio da seleção do trecho da rede de drenagem, onde está localizado o usuário, e inserção das informações de demanda e/ou lançamento desse usuário; automática, por meio de uma tabela, em Excel, contendo as coordenadas e os dados de demanda ou lançamento de cada usuário; e por carregamento de um arquivo vetorial do tipo polígono, onde se atribui um valor de demanda ou lançamento específico em função da área utilizada, como é o caso das cargas difusas.

No presente estudo optou-se por utilizar apenas o módulo de qualidade do SAD-IPH, denominado SAD-Qual, o qual é descrito a seguir.

O SAD-Qual, integrado ao sistema de suporte à decisão, é operado em regime permanente de vazões e desconsidera os efeitos de dispersão e advecção, focando nas transformações cinéticas que ocorrem em cada parâmetro. A operacionalização do modelo se dá basicamente pela interação entre o banco de dados geoespacial da bacia hidrográfica e o banco de dados dos usuários de lançamento de efluentes.

Para cada trecho de rio são realizados cálculos de mistura de vazões vindas de montante e aportadas ao trecho, mistura com os lançamentos realizados no trecho e cálculo de decaimento de poluentes.

Após a mistura dos efluentes, e considerando que esses estejam localizados no ponto mais a montante do segmento, o modelo avalia o efeito das transformações que ocorrem em cada parâmetro simulado ao longo do trecho. Essas transformações envolvem reações, cujas taxas de ganho ou redução estão descritas nas Seções 3.4.2.1 e 3.4.2.2.

O transporte do poluente ao longo do trecho simulado se dá segundo uma equação de primeira ordem e segue uma relação definida pelo modelo de Streeter Phelps (CHAPRA, 1997), a qual estabelece que a variação da concentração do poluente remanescente ($C_{j,i}$) em um infinitésimo de tempo (dt) é igual a concentração do poluente multiplicada por uma constante de decaimento (K), podendo ser escrita como mostrado na Equação 12.

$$\frac{d(C_{j,i})}{dt} = -K * C_{j,i} \quad (12)$$

A equação diferencial (Equação 12) tem solução analítica, considerando a variação da concentração do espaço e regime permanente, dada pela Equação (13).

$$C_{f,i} = C_{j,i} * \exp\left(\frac{-K_i * L_i}{U_i}\right) \quad (13)$$

na qual $C_{f,i}$ é a concentração ao final do trecho i ; $C_{j,i}$ é a concentração do poluente remanescente, K_i é a taxa de decaimento que pode variar por segmento; L_i é o comprimento do trecho de rio i em metros; e U_i é a velocidade média, em m/s.

O modelo pode realizar a simulação de até oito constituintes de qualidade da água: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), formas nitrogenadas (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e coliformes termotolerantes.

A redução da concentração de DBO se dá segundo uma equação de decaimento de primeira ordem, apresentado na Equação 14, onde Kd é o coeficiente de decaimento, Kr a taxa de sedimentação da matéria orgânica, x o comprimento e u a velocidade do escoamento no trecho.

$$C_{DBO,d} = C_{DBO,ms} \cdot e^{-(Kd+Kr) \cdot \frac{x}{u}} \quad (14)$$

O oxigênio dissolvido (OD) depende dos processos de reaeração, através da superfície da água, e da redução de concentração para atender a DBO. A Equação 15 é baseada no modelo de Streeter-Phelps e foi adaptada para utilização no modelo SAD-IPH, sendo o OD_{sat} o oxigênio dissolvido de saturação e Ka o coeficiente de reaeração.

$$C_{OD,d} = OD_{sat} - \left((OD_{sat} - OD_{OD,ms}) \cdot e^{-Ka \cdot \frac{x}{u}} \right) + \frac{Kd \cdot C_{DBO,ms}}{Ka - Kr} \cdot \left(e^{-Kr \cdot \frac{x}{u}} - e^{-Ka \cdot \frac{x}{u}} \right) \quad (15)$$

Os processos de transformação dos compostos nitrogenados assumem uma reação de primeira ordem e foram descritas por Chapra (1997). As Equações 16, 17, 18 e 19, descrevem as transformações, onde os subscritos o , a , i e n denotam nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato, respectivamente.

$$\frac{dN_o}{dt} = -K_{oa} N_o \quad (16)$$

$$\frac{dN_a}{dt} = K_{oa} N_o - K_{ai} N_a \quad (17)$$

$$\frac{dN_i}{dt} = K_{ai} N_a - K_{in} N_i \quad (18)$$

$$\frac{dN_n}{dt} = K_{in} N_i \quad (19)$$

Com relação ao fósforo, considera-se para esse parâmetro que ocorra uma sedimentação de acordo com uma reação de primeira ordem dada pela Equação 20, onde K_{sp} representa a taxa de sedimentação do fósforo.

$$C_{Pt,d} = C_{Pt,ms} \cdot e^{(-K_{sp} \cdot \frac{x}{u})} \quad (20)$$

O processo de transformação do número de coliformes termotolerantes é estabelecido por uma reação de primeira ordem, dada pela Equação 21, onde K_{col} é a taxa de decaimento bacteriano.

$$C_{Coli,d} = C_{Coli,ms} \cdot e^{(-K_{col} \cdot \frac{x}{u})} \quad (21)$$

Para realizar o cálculo da mistura dos lançamentos no trecho, levando em consideração as taxas cinéticas que ocorreram ao longo do segmento, o modelo considera que todos os lançamentos localizados dentro da mini-bacia correspondente ao trecho simulado estejam localizados no ponto mais a montante do segmento. Sendo assim, é feito o cálculo da mistura das vazões e concentrações totais efluentes com as vazões e concentrações que aportam a esse trecho, de acordo com as Equações 22 e 23.

$$Q_{ms} = Q_i + Q_{ef,T} \quad (22)$$

$$C_{x,ms} = \frac{(Q_i \cdot C_{x,i}) + (Q_{ef,T} \cdot C_{ef,T})}{Q_i + Q_{ef,T}} \quad (23)$$

3.4.2.5 Parâmetros das cabeceiras

Deve ser feita a definição dos valores dos parâmetros na sua condição inicial (cabeceira dos rios), inserindo um valor para os parâmetros de qualidade DBO, OD, fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes. Os valores utilizados devem ser ajustados de acordo com os valores dos parâmetros dos postos de monitoramento localizados nas cabeceiras dos rios. O modelo apresenta os valores médios dos parâmetros como *default*, para o caso de bacias sem postos de monitoramento nas cabeceiras.

3.4.2.6 Dados de monitoramento

A entrada dos dados das campanhas de monitoramento de qualidade da água é realizada mediante a inserção de planilhas contendo o nome, as coordenadas, o código identificador do trecho de drenagem e as informações temporais das concentrações de poluentes resultantes das campanhas de monitoramento nos postos. Para inserção no modelo, todos os postos devem apresentar o mesmo número de campanhas, por isso, ao utilizar postos que começaram a operar mais recentemente, os dados mais antigos dos outros postos devem ser desprezados.

3.4.3 Análise da modelagem da qualidade da água

Para comparar os resultados simulados pelo modelo de qualidade da água com os dados das campanhas de monitoramento da qualidade da água, são calculados o erro médio quadrático (RMSE, do termo em inglês *Root Mean Square Error*) e o desvio padrão geral dos erros (STD), por meio das Equações 24 e 25:.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}} \cdot \frac{1}{\bar{O}} \quad (24)$$

$$STD = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}}{n \cdot \bar{O}} \quad (25)$$

nas quais: S_i são valores simulados no tempo i ; O_i são os valores observados (em campo) no tempo i ; \bar{O} é a média aritmética dos valores observados no tempo i ; n é o número de valores observados.

Esses parâmetros avaliam a diferença entre o observado e o simulado. Quanto mais próximo de zero são os seus valores, mais os dados observados e simulados se assemelham (CHUNG *et al.*, 2009).

Além dos parâmetros estatísticos, o conhecimento e a interpretação dos dados podem ser facilitados por meio da análise visual de gráficos. Existem diferentes tipos de gráficos para representar dados qualitativos (categorizados) ou quantitativos (numéricos). Para os dados qualitativos, podem ser utilizados gráficos de barra ou gráficos de pizza. Já para os dados quantitativos adotam-se os histogramas de

distribuição de frequência, gráficos Box e Whisker (ou Box-plot), gráficos de dispersão e gráficos de séries temporais (VON SPERLING, 2007).

O gráfico de Box e Whisker (ou Box-plot), utilizado no presente trabalho, permite uma visualização da tendência central e da variabilidade dos dados de uma amostra. Nesse gráfico, são incluídos a mediana (percentil 50%), os quartis inferior (25%) e superior (75%) e outras medidas de dispersão, como o máximo e o mínimo.

4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Piracicaba está localizada no leste do estado de Minas Gerais, sendo o rio principal, o Piracicaba, um dos principais afluentes da bacia hidrográfica do Rio Doce. Na Figura 4 é apresentado um mapa de localização dessa bacia.

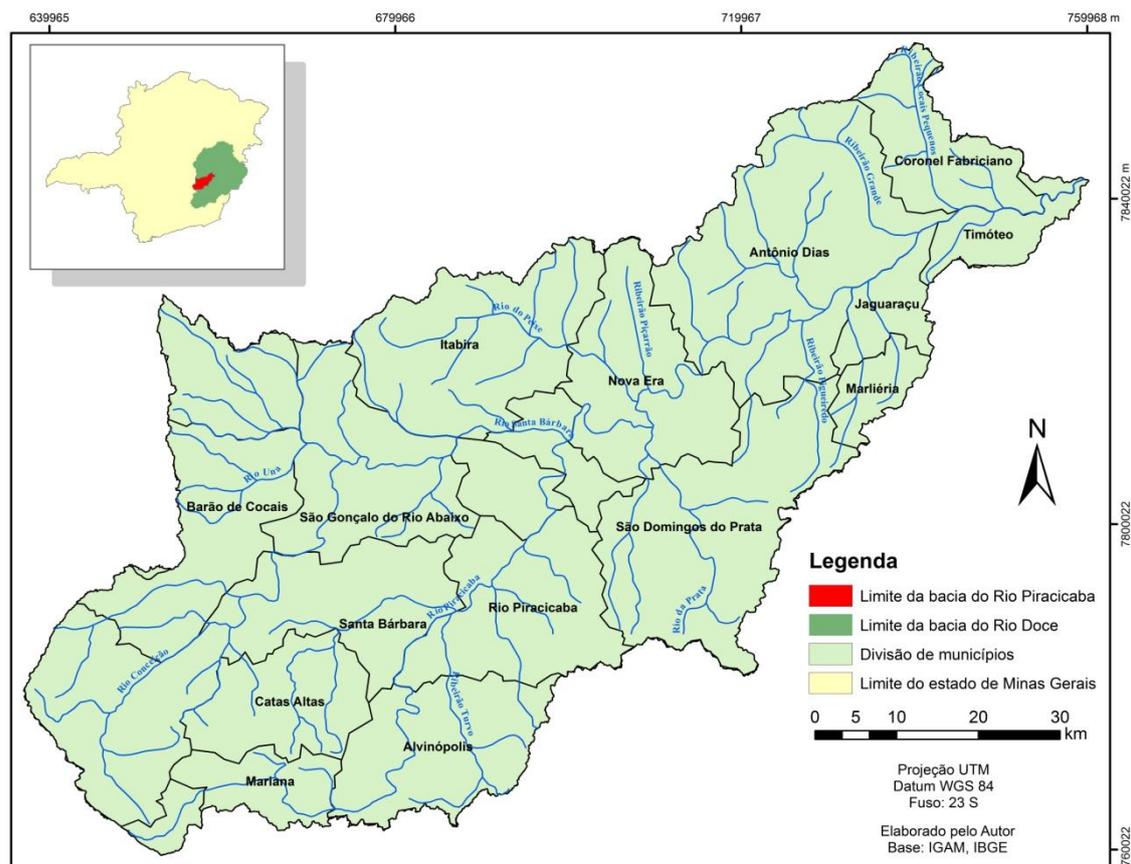


Figura 4 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

A área total da bacia do Rio Piracicaba é de 6 mil km² e abrange 21 municípios, total ou parcialmente inseridos em seus limites. As seguintes sedes municipais se encontram localizadas na bacia: Antonio Dias, Barão de Cocais, Bela Vista de Minas, Bom Jesus do Amparo, Catas Altas, Coronel Fabriciano, Ipatinga, Itabira, Jaguaráçu, João Monlevade, Marliéria, Nova Era, Rio Piracicaba, Santa Bárbara, Santana do Paraíso, São Domingos do Prata, São Gonçalo do Rio Abaixo e Timóteo e as demais Alvinópolis, Mariana, Ouro Preto, fora da bacia.

A nascente do Rio Piracicaba está localizada a 1680 m de altitude em uma das vertentes da Serra do Caraça, na Região do Quadrilátero Ferrífero, no distrito de São Bartolomeu, município de Ouro Preto. Sua extensão total é de aproximadamente 241 km até sua foz no Rio Doce, localizada entre os municípios de Ipatinga e Timóteo. Ao longo desse percurso, passa por algumas áreas urbanas: Rio Piracicaba, Nova Era, Antônio Dias e pela Região Metropolitana do Vale do Aço, formada por Coronel Fabriciano e Ipatinga, na margem esquerda, e Timóteo, na margem direita.

A escolha da bacia do Rio Piracicaba como unidade de estudo se justifica devido a esta apresentar um maior número de postos de monitoramento da qualidade da água em comparação com outras bacias e, também, por apresentar-se bastante antropizada e com um número considerável de atividades econômicas potencialmente poluidoras.

A seguir são apresentadas algumas características físicas e econômicas da bacia, como clima, vegetação e uso da terra, solo, relevo, atividades econômicas, uso da água e sua qualidade, dados para a compreensão de temas relevantes e necessários para o desenvolvimento do presente estudo.

4.1 Clima

Segundo o CETEC (1988) e conforme proposto por Köppen o clima da bacia é predominantemente do tipo C, denominado mesotérmico com temperaturas médias do mês mais frio menor que 18° C. Já próximo a sua foz o clima pode ser caracterizado como sendo do tipo Aw, ou seja, clima quente com chuvas de verão. A bacia do Rio Piracicaba apresenta um regime pluviométrico tropical com as duas estações bem caracterizadas, com um período chuvoso, de outubro a março, e um período seco, de abril a setembro. A precipitação total anual varia de 1500 mm na parte alta da bacia até 1000 mm na foz do rio Piracicaba no rio Doce.

4.2 Vegetação e uso da terra

Scolforo (2007) atribui as seguintes classes de vegetação para a bacia do Rio Piracicaba: Campo, Campo Rupestre, Cerrado, Eucalipto, Floresta Estacional Sub-Montana e Montana.

O plantio de eucalipto e *pinus* é significativo na bacia, inclusive em áreas de mata ciliar. Essa atividade econômica tem se desenvolvido na bacia, devido à presença de empresas produtoras de celulose e também o fornecimento de carvão para as siderúrgicas existentes na bacia.

Estão situadas na bacia do Rio Piracicaba 15 unidades de uso sustentável e três unidades de proteção integral. Chama-se atenção para a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Caraça e o Parque Estadual do Rio Doce (FEAM, 2013).

4.3 Solo

A Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC (1988) descreve as seguintes classes de solo na bacia do rio Piracicaba: latossolo vermelho amarelo álico, latossolo vermelho escuro álico, argissolo vermelho-amarelo, argissolo vermelho, podzólico vermelho amarelo eutrófico; solo litólico, e solo aluvial eutrófico. Além dos solos citados há a presença de afloramentos rochosos.

Os latossolos são predominantemente vermelho-amarelos e se caracterizam por serem profundos e bem drenados. São encontrados principalmente nos planaltos dissecados. Por sua vez, os latossolos amarelos ocorrem de maneira restrita junto à foz do rio Piracicaba. São solos profundos e bem estruturados, porém são ácidos e de baixa fertilidade. Os argissolos vermelho-amarelos ocorrem na porção oeste da unidade. São solos cauliniticos, com gradiente textural entre os horizontes A e B, com menor condutividade hidráulica. Uma pequena porção da bacia é ocupada por argissolos vermelhos que, associados ao relevo e ao gradiente textural, apresentam grandes potenciais erosivos. Em relação aos solos susceptíveis a erosão, os argilossolos são os de maior erodibilidade e os latossolos, os de menor.

4.4 Relevo

Segundo o CETEC (1988), três grandes unidades geomorfológicas são encontradas na bacia do Rio Piracicaba: os chamados Planaltos Dissecados do Leste de Minas Gerais, a Serra do Espinhaço e o Quadrilátero Ferrífero. O relevo da região é acidentado, com muitas serras e colinas. No extremo noroeste da bacia, localiza-se a unidade geomorfológica Serra do Espinhaço que funciona como divisor de águas da bacia do Rio Piracicaba com a do São Francisco. Na extremidade sudoeste da bacia se localiza a Serra do Caraça, onde se encontram algumas nascentes da bacia do Rio Piracicaba; é considerada como um compartimento dentro da unidade do quadrilátero ferrífero, onde pode ser considerada como um enclave, com características morfológicas que se assemelham a Serra do Espinhaço.

4.5 Atividades econômicas

As principais atividades econômicas desenvolvidas no território da bacia do rio Piracicaba são: a mineração, a siderurgia e silvicultura como insumo na produção de celulose. Os recursos naturais são elementos chaves no processo de crescimento econômico e desenvolvimento social da região. As florestas naturais foram substituídas pelos reflorestamentos e atividades minerárias, o que acarreta um aumento da carga de sólidos em suspensão escoada para a rede de drenagem, principalmente no período chuvoso. As atividades industriais existentes na bacia são ligadas à mineração e atividades correlatas. Atividades de menor importância incluem indústrias produzindo açúcar e álcool, papel e celulose e outras mecânicas, químicas e metalúrgicas.

4.6 Uso da água

A água da bacia é predominantemente utilizada para o abastecimento industrial, que corresponde a 51% do total de retiradas estimadas. Dada a densidade populacional, o abastecimento humano é o segundo maior uso consuntivo, respondendo por aproximadamente 44% das retiradas. Os usos na irrigação e dessedentação animal são pouco expressivos (ECOPLAN–LUME, 2010).

4.7 Tratamento de efluentes domésticos

Na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, 39,9% da população urbana, equivalente a 289.573 habitantes, é atendida por serviços de tratamento de esgotos, o restante da população (60,1%) lançam seus esgotos *in natura* no rio Piracicaba (FEAM, 2013).

Segundo a FEAM (2013), dos 21 municípios que compõem a bacia hidrográfica, 20 lançam parcial ou integralmente seus esgotos gerados, tratados ou não, dentro da área da bacia. Destes, 14 não têm nenhum serviço de tratamento. Entretanto, já existem 13 ETE's em operação, duas em obras e 14 em fase de projeto. Os municípios dotados de serviços de tratamento de esgotos em operação e seus respectivos percentuais da população urbana atendida por tratamento de esgotos declarado pelo município são: Ipatinga (98,0%), Bom Jesus do Amparo (95,3%), Catas Altas (80,0%), Itabira (50,0%), Rio Piracicaba (8,4%) e João Monlevade (0,58%).

4.8 Qualidade da água

Atualmente o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) é responsável por operar 14 estações de amostragem de qualidade das águas superficiais na bacia do Rio Piracicaba. Além dos parâmetros físico-químicos o IGAM analisa os resultados da qualidade das águas tendo como base dois indicadores ambientais: o Índice de Qualidade da Água – IQA e a Contaminação por Tóxicos – CT.

Segundo o ECOPLAN–LUME (2010), analisando os dados coletados no período de julho de 1997 a janeiro de 2008, das estações da bacia, percebe-se os impactos nas águas pelo lançamento de esgotos sanitários através da detecção de um teor elevado das contagens de coliformes termotolerantes, muito acima do limite legal. Dentre os metais são expressivos os percentuais de violações de manganês total, ferro e alumínio, na forma dissolvida. Embora esses metais estejam associados à geologia regional, seu transporte para as águas superficiais pode ser potencializado pela mineração, assim como pelo lançamento de resíduos da metalurgia, atividades econômicas dominantes na bacia. Os resultados não conformes de cor verdadeira, turbidez e sólidos em suspensão totais foram vinculados principalmente à ocorrência desses metais.

Em relação ao enquadramento, de acordo com a DN-COPAM 9/1994 (COPAM, 1994), a bacia do Rio Piracicaba está totalmente enquadrada na classe 2 (as classes de enquadramento estão apresentadas no Capítulo 2 – Seção 2.4 – Tabela 7). Os seus tributários estão enquadrados nas classes especiais, 1 e 2.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

No presente capítulo são apresentados os dados e a metodologia para a modelagem da qualidade da água na bacia em estudo.

5.1 Dados para modelagem e simulação da qualidade da água

A seguir são apresentados os dados de entrada necessários para o modelo hidrológico e de qualidade da água: características físicas da bacia, dados climatológicos, hidrológicos e das estações de monitoramento da qualidade da água e cargas poluentes geradas na bacia.

5.1.1 Características físicas da bacia

Os dados necessários relacionados às características físicas da bacia são: limite da bacia, relevo, uso e cobertura da terra, e tipo de solo:

- **limite da bacia:** polígono, no formato vetorial, disponibilizado pela Agência Nacional de Águas – ANA;
- **relevo:** obtido através de imagens SRTM, geradas em 2000 pela *Shuttle Radar Topography Mission*, da *National Geospatial-Intelligence Agency* – NGA e *National Aeronautics and Space Administration* – NASA, com resolução espacial de 90 metros. Esses dados podem ser obtidos diretamente na página na internet do *Earth Resources Observation and Science Center* – CEROS (www.eros.usgs.gov/#/Home) ou da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (www.relevobr.cnpm.embrapa.br/download);
- **uso e cobertura da terra:** o mapeamento da vegetação e do uso do solo pode ser feito por meio de imagens de satélite; no presente trabalho, são utilizadas imagens RapidEye, que apresentam resolução espacial de 5 metros, do ano de 2011;
- **solo:** os dados referentes aos tipos de solos são obtidos do Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais, disponibilizado na escala de 1:650.000, no formato *raster* (UFV/CETEC/UFLA/FEAM, 2010).

5.1.2 Dados climatológicos e hidrológicos

A precipitação, temperatura do ar, velocidade do vento, pressão atmosférica, insolação e umidade do ar, são os dados hidrológicos e climatológicos de entrada necessários para simulações hidrológicas, no modelo utilizado (MGB-IPH).

No Brasil, esses dados são disponibilizados pelas entidades que operam as redes fluviométricas e hidrometeorológicas: Agência Nacional de Águas (ANA) e o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). No presente trabalho os dados foram obtidos da ANA, por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) na sua página na internet (<http://hidroweb.ana.gov.br>), que disponibiliza informações fluviopluiométricas de estações do território nacional. Outras redes acessórias, de menor extensão, são mantidas por empresas privadas, pelo IGAM e por companhias estaduais de saneamento e energia.

Na Tabela 14 são apresentadas as seis estações pluviométricas existentes e distribuídas pela bacia em estudo (código, nome e localização em coordenadas geográficas). Na Figura 5 é apresentado o mapa de localização dessas estações.

Tabela 14 – Estações pluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

Código	Nome	Localização	
		Latitude Sul (° ' ")	Longitude Oeste (° ' ")
2043059	Colégio Caraca	-20° 05' 49"	-43° 29' 17"
1943007	Santa Barbara	-19° 56' 43"	-43° 24' 04"
1943001	Rio Piracicaba	-19° 55' 22"	-43° 10' 40"
1943027	Usina PETI	-19° 52' 51"	-43° 22' 03"
1943100	Nova Era Telemétrica	-19° 46' 00"	-43° 01' 34"
1942029	Mário de Carvalho	-19° 31' 29"	-42° 38' 39"

Fonte: ANA (2013)

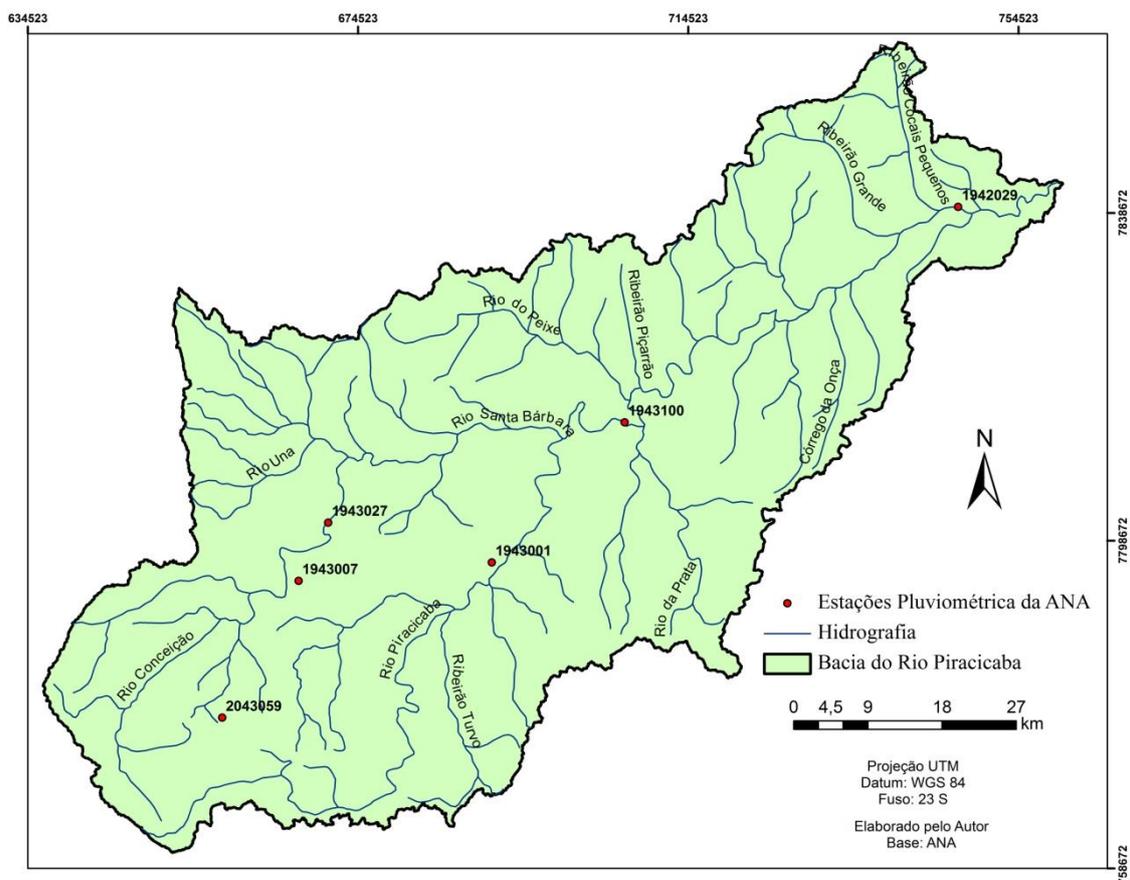


Figura 5 – Mapa de localização e distribuição das estações pluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

Na Tabela 15 são apresentadas as seis estações fluviométricas existentes e distribuídas pela bacia em estudo (código, nome e localização em coordenadas geográficas). Na Figura 6 é apresentado o mapa de localização dessas estações.

Tabela 15 – Estações fluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

Código	Nome	Localização	
		Latitude Sul (° ' ")	Longitude Oeste (° ' ")
5663190	ETA (São Bento Mineração)	-19° 59' 55"	-43° 29' 25"
5664000	Carrapato (Brumal)	-19° 58' 18"	-43° 27' 32"
5661000	Rio Piracicaba	-19° 55' 54"	-43° 10' 23"
5666100	Nova Era Telemétrica	-19° 46' 00"	-43° 01' 34"
5665999	Nova Era IV	-19° 45' 20"	-43° 01' 58"
5669600	Mário de Carvalho	-19° 31' 28"	-42° 39' 18"

Fonte: ANA (2013)

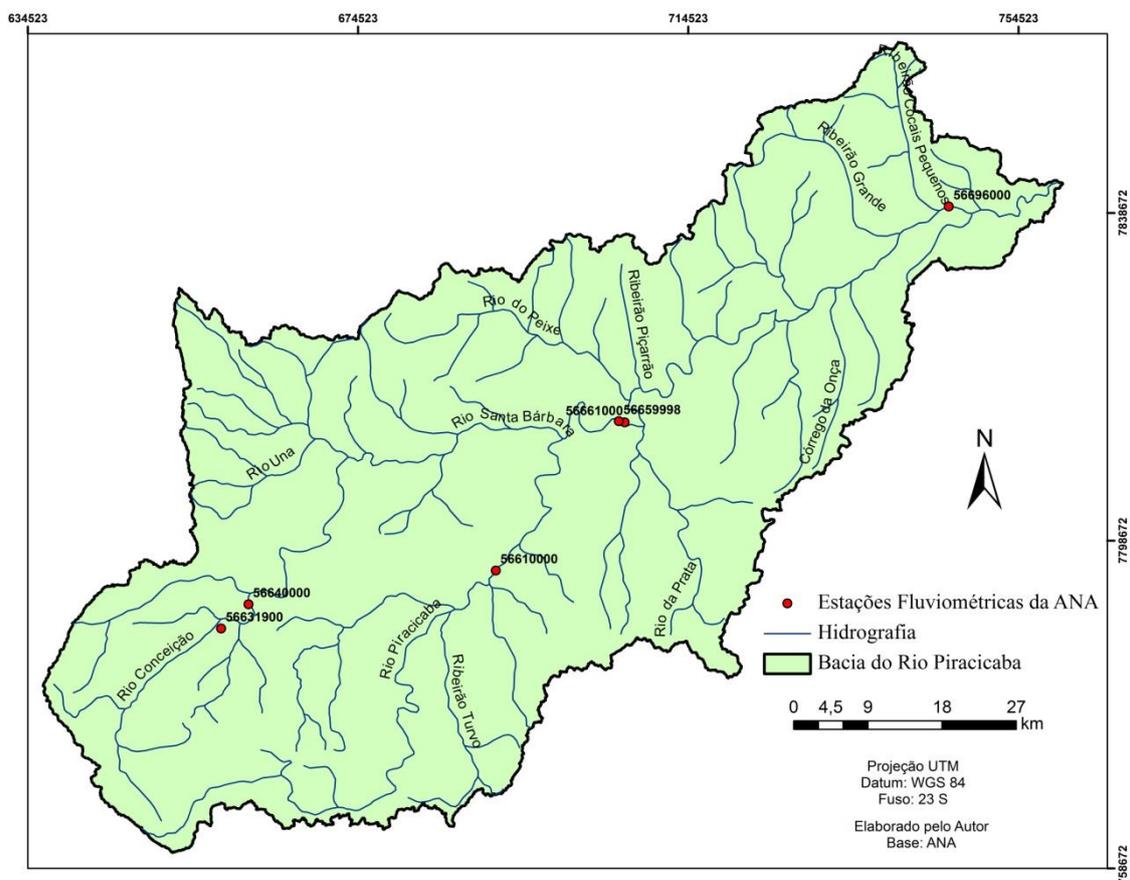


Figura 6 – Mapa de localização e distribuição das estações fluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

5.1.3 Dados de qualidade da água

Na bacia do Rio Piracicaba existem 12 estações de monitoramento da qualidade de suas águas, nas quais são realizadas campanhas trimestrais de coletas de água pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), sendo analisados diversos parâmetros físico-químicos e biológicos, dos quais são de interesse para o presente trabalho: temperatura, DBO, OD, fósforo total, nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e coliformes termotolerantes.

Na Tabela 16 são apresentadas essas 12 estações de monitoramento (código, data de início das campanhas de amostragem, localização em coordenadas geográficas). Na Figura 7 é apresentado o mapa de localização dessas estações.

Tabela 16 – Estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

Estação	Data de Início de Operação	Localização	
		Latitude Sul (° ' ")	Longitude Oeste (° ' ")
RD025	02/08/1989	-19° 56' 21"	-43° 10' 48"
RD026	13/12/1999	-19° 50' 04"	-43° 07' 38"
RD027	18/06/1990	-19° 48' 36"	-43° 14' 00"
RD029	30/07/1997	-19° 46' 00"	-43° 02' 39"
RD030	13/12/1999	-19° 44' 03"	-43° 01' 41"
RD031	13/12/1999	-19° 31' 33"	-42° 39' 28"
RD032	13/12/1999	-19° 37' 11"	-42° 48' 02"
RD034	14/12/1999	-19° 31' 48"	-42° 36' 09"
RD074	24/07/2008	-20° 10' 43"	-43° 24' 47"
RD075	24/07/2008	-20° 09' 35"	-43° 17' 40"
RD076	24/07/2008	-19° 47' 03"	-43° 00' 11"
RD099	24/07/2008	-20° 04' 24"	-43° 24' 43"

Fonte: ANA (2013)

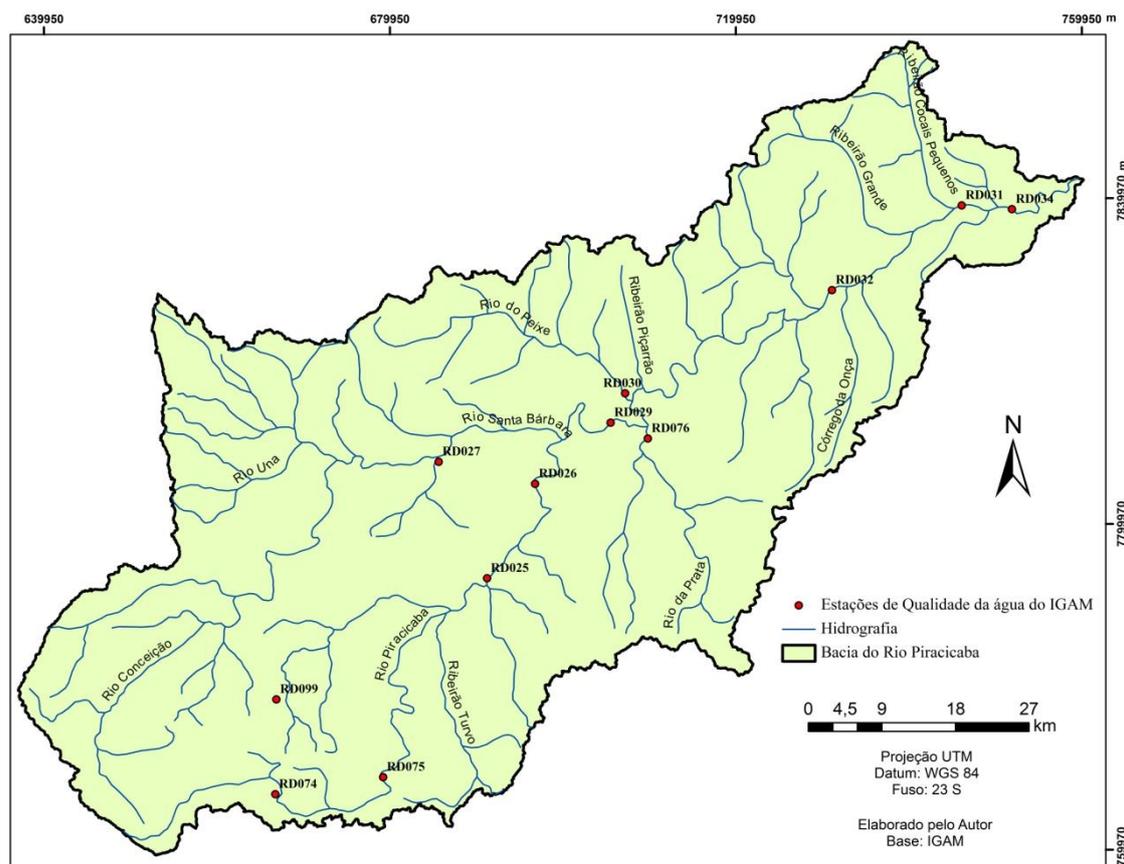


Figura 7 – Mapa de localização das estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

5.2 Cargas poluentes

No presente trabalho as cargas difusas são estimadas através de cálculos que se baseiam nas cargas obtidas com coeficientes de exportação (CE), descrito no Capítulo 2 – Seção 2.3.1. As cargas difusas diárias produzidas são calculadas multiplicando os coeficientes de exportação (apresentados na Seção 2.3.1 – Tabela 1) pela área de cada classe proposta de uso e cobertura da terra. Como resultado tem-se uma carga diária poluente em quilogramas (kg/dia). Entretanto, foi necessário converter a carga em concentração (mg/L), para isso, foram utilizados os dados de vazão por trecho resultante do modelo hidrológico MGB-IPH. O lançamento das cargas foi realizado no centroide de cada uma das 1120 mini-bacias na qual a bacia do Rio Piracicaba foi dividida (ver Seção 3.4.1).

A carga poluidora dos efluentes pontuais provenientes dos esgotos domésticos sem tratamento foi estimada através da vazão do efluente e da concentração do parâmetro analisado (descrito Capítulo 2 – Seção 2.3.2.1). Na Tabela 17 estão apresentadas as concentrações médias de poluentes adotados no presente trabalho.

Tabela 17 – Concentrações (mg/L) médias de poluentes adotados (sem tratamento).

Poluentes	Concentração (mg/L)	Concentração (NMP/100mL)
Fósforo Total	5	-
Nitrogênio Total	15	-
DBO	150	-
Coliformes termotolerantes	-	10 ⁶

A vazão do efluente lançado no curso d'água foi calculada com base nos valores de consumo *per capita* apresentados na Tabela 18 (apresentados na Seção 2.3.2.1- Tabela 3).

Tabela 18 – Valores de consumo de água adotados.

Faixa de População	Consumo per Capita (L/hab.d)
< 5.000	100
5.000 – 10.000	120
10.000 – 20.000	150
> 20.000	180

Com os valores de consumo *per capita* e a população por setor censitário, obtida do censo do IBGE (IBGE, 2010), foram calculados os lançamentos e a captação, considerado uma taxa de retorno de 80%. Os resultados desses cálculos são apresentados na Tabela 19.

.

Tabela 19 – Captação e lançamento de água e esgotos dos municípios da área de estudo.

Distritos	População (hab.)	Consumo per Capita (L/hab.d)	Lançamento (m³/s)	Captação (m³/s)
Alvinópolis				
Alvinópolis	10 158	150	0,0141	0,0176
Barretos de Alvinópolis	831	100	0,0008	0,0010
Fonseca	3 288	100	0,0030	0,0038
Major Ezequiel	984	100	0,0009	0,0011
Antônio Dias				
Antônio Dias	7 573	120	0,0084	0,0105
Hematita	1 992	100	0,0018	0,0023
Barão de Cocais				
Barão de Cocais	25 639	180	0,0427	0,0534
Cocais	2 803	100	0,0026	0,0032
Bela Vista de Minas				
Bela Vista de Minas	10 004	150	0,0139	0,0174
Bom Jesus do Amparo				
Bom Jesus do Amparo	5 491	120	0,0061	0,0076
Catas Altas				
Catas Altas	4 846	100	0,0045	0,0056
Coronel Fabriciano				
Coronel Fabriciano	48 681	180	0,0811	0,1014
Senador Melo Viana	55 013	180	0,0917	0,1146
Ipatinga				
Barra Alegre	90 634	180	0,1511	0,1888
Ipatinga	148 834	180	0,2481	0,3101
Itabira				
Itabira	103 834	180	0,1731	0,2163
Jaguaraçu				
Jaguaraçu	2 057	100	0,0019	0,0024
Lagoa de Pau	933	100	0,0009	0,0011
João Monlevade				
João Monlevade	73 610	180	0,1227	0,1534
Marliéria				
Cava Grande	2 374	100	0,0022	0,0027
Marliéria	1 638	100	0,0015	0,0019
Nova Era				
Nova Era	17 528	150	0,0243	0,0304
Rio Piracicaba				
Conceição de Piracicaba	1 592	100	0,0015	0,0018
Padre Pinto	1 370	100	0,0013	0,0016
Rio Piracicaba	11 187	150	0,0155	0,0194
Santa Bárbara				
Barra Feliz	1 302	100	0,0012	0,0015
Brumal	1 916	100	0,0018	0,0022
Conceição do Rio Acima	403	100	0,0004	0,0005
Florália	1 242	100	0,0012	0,0014
Santa Bárbara	23 013	180	0,0384	0,0479
São Domingos do Prata				
Cônego João Pio	1 026	100	0,0010	0,0012
Ilhéus do Prata	610	100	0,0006	0,0007
Juraçu	528	100	0,0005	0,0006
Santana do Alfíe	1 691	100	0,0016	0,0020
São Domingos do Prata	11 957	150	0,0166	0,0208
Vargem Linda	1 545	100	0,0014	0,0018
São Gonçalo do Rio Abaixo				
São Gonçalo do Rio Abaixo	9 777	120	0,0109	0,0136
Timóteo				
Cachoeira do Vale	7 708	120	0,0086	0,0107
Timóteo	73 535	180	0,1226	0,1532

Aos pontos de lançamento de efluentes tratados, provenientes de estações de tratamento de efluentes, são atribuídas uma eficiência na remoção de poluentes média, de acordo com as características típicas dos sistemas de tratamento de esgotos (apresentado no Capítulo 2 – Seção 2.3.2.1 – Tabela 4). No presente estudo, por não ser conhecido o tipo de sistema de tratamento de cada estação, adotou-se valores médios de eficiência de remoção de poluentes apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 – Eficiência de remoção adotada.

Eficiência na Remoção (%)			
DBO	N	P	Coliformes
80	40	40	80

As cargas poluentes dos efluentes domésticos são lançadas nos pontos apresentados no mapa da Figura 8, obtidos da FEAM (2013).

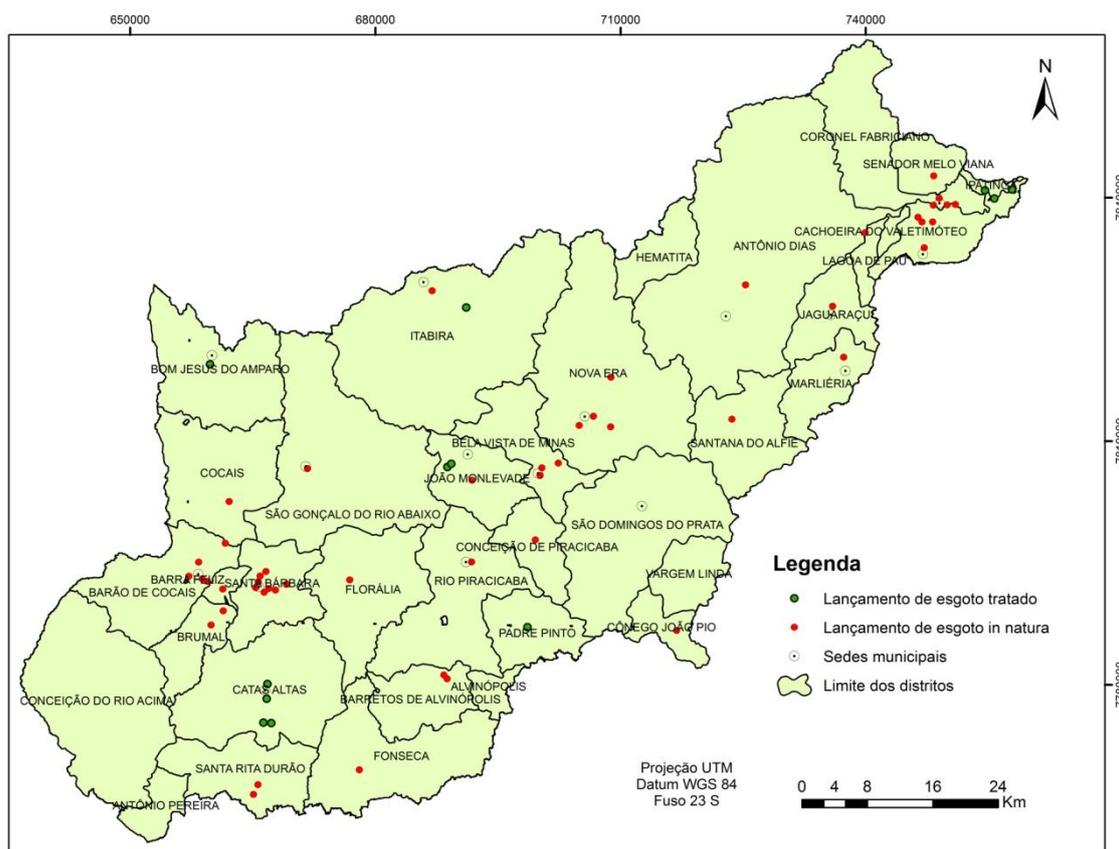


Figura 8 – Pontos de lançamento de efluente sanitário urbano tratado e *in natura* na bacia do Rio Piracicaba.

Dos 21 municípios, da área de estudo, 20 lançam parcial ou integralmente seus esgotos gerados, tratados ou não, dentro da área da bacia. O único município que não lança seus esgotos na bacia do Rio Piracicaba é Ouro Preto.

A partir das informações de lançamento dos efluentes tratados e *in natura* e os dados censitários de população do IBGE (IBGE, 2010), foi estimada a carga poluidora lançada em cada ponto, de acordo com a concentração do efluente lançado.

As cargas poluentes industriais foram estimadas utilizando a classificação da concentração de poluentes por tipologia industrial, encontrada na literatura (apresentada No Capítulo 2 – Seção 2.3.2.2). Para determinar as indústrias existentes na bacia do Rio Piracicaba e os pontos de lançamento, utilizaram-se os dados disponibilizados no Cadastro Industrial da Federação das Indústrias de Minas Gerais (FIEMG), acessível através do endereço <http://www.cadastroindustrialmg.com.br/Cadastro.aspx>, onde constam o endereço e o porte da indústria.

Para o cálculo da vazão do efluente gerado por cada indústria levou-se em consideração o consumo de água por tipologia industrial, apresentado Capítulo 2 – Seção 2.3.2.2, e uma taxa de retorno correspondente a 86%.

A carga poluidora lançada em cada um dos pontos foi inserida no SAD-IPH, para compor as cargas poluidoras lançadas na bacia do Rio Piracicaba.

5.3 Modelagem da qualidade da água

Os processos utilizados para a modelagem da qualidade da água no presente trabalho estão apresentados esquematicamente no fluxograma da Figura 9.

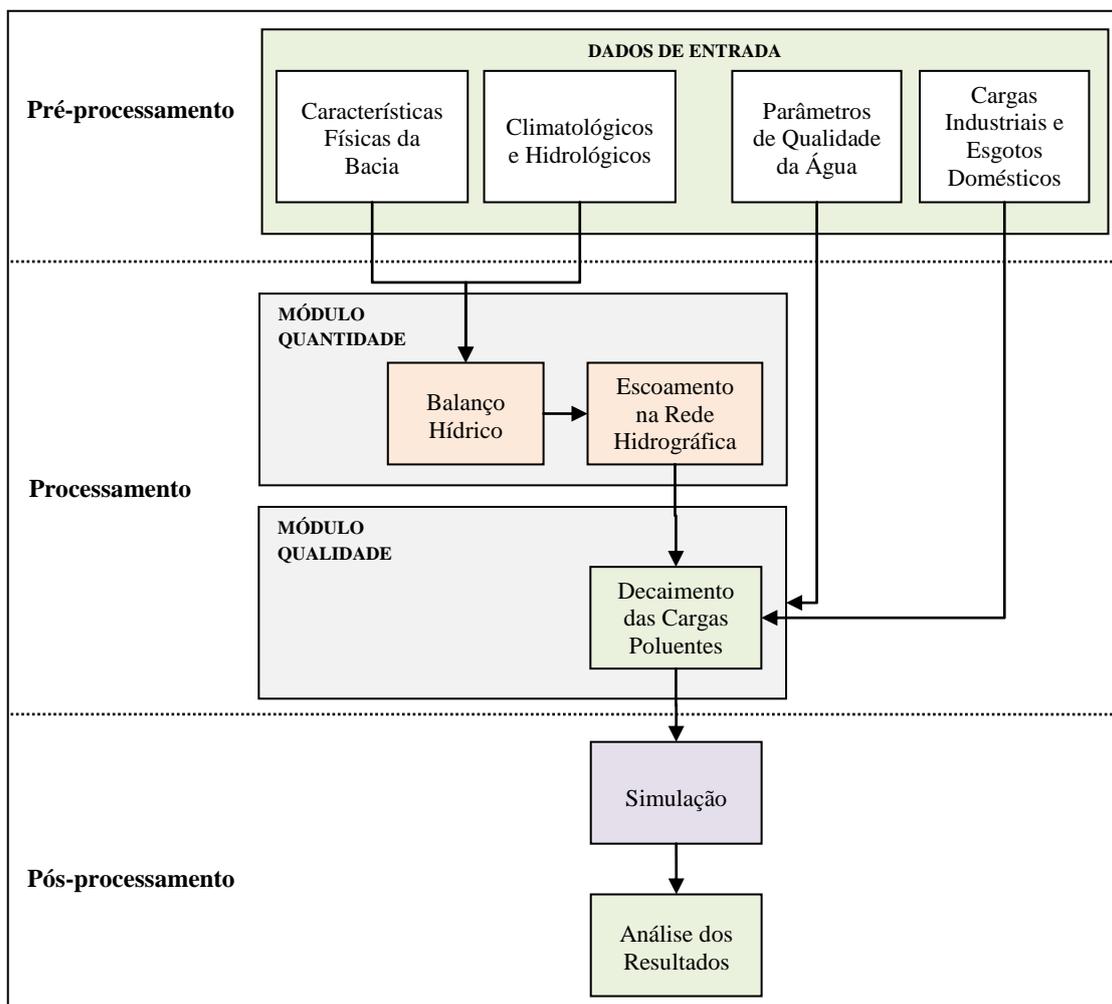


Figura 9 – Fluxograma geral da modelagem da qualidade da água.

Os processos, no fluxograma da Figura 9, estão divididos em três etapas: o pré-processamento, processamento e pós-processamento, descritos a seguir.

5.3.1 Pré-processamento

Na etapa inicial são obtidos e processados os dados de entrada descritos na Seção 5.1 (características físicas da bacia – relevo, solo, uso e cobertura da terra; dados climatológicos e hidrológicos e cargas poluentes), para torná-los compatíveis em escala e formatos para as etapas seguintes. Todos os mapas devem apresentar a mesma resolução espacial (90 metros) das imagens SRTM.

As cenas das imagens SRTM são mosaicadas e recortadas para a área de estudo. A partir desse mosaico e utilizando o conjunto de ferramentas do ArcHydro Tools, são gerados o Modelo Digital de Elevação (MDE), as direções de escoamento; as mini-bacias (bacias por trechos de rio), e a rede de drenagem, armazenados em arquivos no formato raster que são dados de entrada para o PréPro-MGB, na etapa de processamento (Seção 3.4.1).

Para o mapeamento do uso e cobertura da terra são utilizadas imagens de satélite RapidEye de 2010, cuja resolução espacial é de 5 metros. Essas imagens são mosaicadas, segmentadas e classificadas pelo método Bhattacharya (INPE, 2004) de acordo com os diferentes classes de uso e cobertura na bacia. Para validar a classificação do uso do solo, foi realizado um levantamento de campo, com o auxílio de GPS (*Global Position System*), mapas e máquina fotográfica. Na classificação são adotados 10 diferentes tipos uso e cobertura da terra na bacia: água, floresta estacional semidecidual, eucalipto, campo de altitude/campo rupestre, agrícola (pastagem + cultivo), área degradada, mineração, solo arado para eucalipto, urbano e afloramento rochoso, baseando-se em atributos de textura e forma das imagens de satélite utilizadas.

O processamento e organização desses dados são necessários para a etapa seguinte, onde a bacia hidrográfica é discretizada em mini-bacias, que associadas aos mapas de uso e tipos de solo, gera as unidades de resposta hidrológica (URH).

Para o modelo de qualidade da água, os dados referentes às cargas poluidoras geradas na bacia (efluentes industriais, domésticos e cargas difusas) são pré-processadas para colocá-los em formatos compatíveis (planilhas Excel contendo as coordenadas geográficas do ponto de lançamento, a vazão efluente e as concentrações dos poluentes) para a inserção no SAD-IPH. Para o cálculo das cargas difusas, são calculadas as áreas de uso e cobertura da terra para cada mini-bacia. Associado ao uso, uma determinada carga é gerada e calculada através do coeficiente de exportação, apresentado na Seção 2.3.1 - Tabela 1, de modo a obter uma carga poluente única na mini-bacia referente a cada um dos seguintes parâmetros de qualidade: DBO, OD, fósforo total, nitrogênio e coliformes termotolerantes.

As indústrias existentes na bacia do Rio Piracicaba foram obtidas do banco de dados disponibilizados no Cadastro Industrial da Federação das Indústrias de Minas Gerais (FIEMG), conforme mencionado na Seção 5.2. Foi necessário obter as coordenadas geográficas de cada uma das indústrias e organizar em uma planilha, para o cálculo da carga poluidora de acordo com a tipologia industrial (apresentado no Capítulo 2 – Seção 2.3.2.2).

Para estimar a carga de efluentes domésticos foram digitalizados os pontos de lançamento dos efluentes tratados e *in natura*, a partir de um mapa obtido no site da FEAM (FEAM, 2013). Os dados relativos à população por distrito foram obtidos do censo IBGE 2010 (IBGE, 2010). Com esses dados foi calculada a carga poluidora gerada em cada ponto de lançamento.

Os dados temporais de monitoramento da qualidade da água, disponibilizados pelo IGAM no formato de planilha Excel, foram organizados em formato compatível (planilha Excel contendo a coordenada geográfica da estação de monitoramento e os valores de concentração dos parâmetros monitorados) para a utilização na calibração do modelo.

5.3.2 Processamento

Os processos descritos nessa etapa estão organizados em duas partes: uma parte se refere ao “módulo de quantidade” e a outra ao “módulo de qualidade”.

5.3.2.1 Módulo de quantidade

Nesta etapa é realizada a modelagem hidrológica, ou seja, ocorre a transformação dos dados de chuva em valores de vazão de escoamento nas mini-bacias e na rede hidrográfica. O modelo utilizado, o MGB-IPH, realiza o balanço hídrico nas células e o escoamento na rede de drenagem, apresentado no Capítulo 3 – Seção 3.4.1.

Para a calibração do modelo, os parâmetros fixos e calibráveis, descritos no Capítulo 3 – Seções 3.4.1.1 e 3.4.1.2, foram alterados até a obtenção de um bom ajuste do modelo.

As vazões simuladas foram comparadas com as vazões observadas, e analisadas por meio do Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (descrito no Capítulo 3 – Seção 3.4.1.3).

5.3.2.2 Módulo de qualidade

No “módulo de qualidade” é modelada a qualidade da água pelo cálculo do decaimento das cargas poluentes da rede de drenagem utilizando o SAD-IPH, descrito no Capítulo 3 – Seção 3.4.2. Para isso é necessário fornecer os dados das cargas poluentes pontuais e difusas geradas na bacia (descritos na Seção 5.2) e associá-los aos dados de vazão propagada, obtidos pelo módulo hidrológico do MGB-IPH, conforme descrito na Seção 5.3.2.1.

O modelo de qualidade, implementado no SAD-IPH, é calibrado baseando-se em dados temporais de estações de monitoramento da qualidade da água e, utilizando as vazões de referência na condição de seca (Q_{90}) e cheia (Q_{10}). No presente trabalho são utilizados os dados descritos na Seção 5.1.3.

Para análise dos dados da calibração são calculados a raiz quadrada do erro médio (RMSE) e desvio padrão geral dos erros (STD), descritos no Capítulo 3 – Seção 3.4.3. Além disso, são gerados gráficos do tipo boxplot da diferença entre os valores observados e os simulados.

Após a calibração, é realizada a validação do modelo, que visa confirmar o ajuste dos parâmetros obtidos na calibração do modelo. A validação é feita comparando os dados das campanhas de monitoramento do IGAM do ano de 2008, mantendo-se os parâmetros previamente determinados na calibração.

5.3.3 Pós-processamento

No pós-processamento o modelo é aplicado para avaliar possíveis cenários de desenvolvimento da bacia hidrográfica, sendo um importante instrumento de prospecção e planejamento.

Neste trabalho foi realizada a simulação de um cenário que corresponde à instalação de sistemas de tratamento de efluentes domésticos para todos os municípios que realizam o lançamento *in natura* na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba. Em todas as sedes assumiu-se a existência de um tratamento de efluentes com uma eficiência de 80% na remoção de DBO, 40% no nitrogênio e fósforo totais e 80% nos coliformes termotolerantes, baseando-se nas eficiências de remoção de poluentes média de acordo com as características dos sistemas de tratamento de esgotos, apresentado no Capítulo 2 – Seção 2.3.2.1.

A análise dos resultados referentes à simulação compreende a interpretação e avaliação dos possíveis impactos das mudanças propostas na qualidade das águas da bacia do Rio Piracicaba.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados: do processamento e caracterização física da bacia hidrográfica; dos parâmetros utilizados para calibração e modelagem hidrológica, utilizando o modelo hidrológico MGB-IPH; da modelagem da qualidade da água utilizando o sistema de apoio à decisão SAD-IPH, e da simulação de um cenário futuro.

6.1 Caracterização física da bacia hidrográfica do rio Piracicaba

Os resultados apresentados a seguir correspondem à etapa de pré-processamento dos dados (descritos no Capítulo 5 – Seção 5.3.1), na qual as características físicas da bacia (uso e cobertura da terra, relevo e tipos de solo) são organizados e/ou processados, para utilização nos modelos hidrológicos de quantidade e de qualidade.

6.1.1 Uso e cobertura da terra

Na classificação do uso e cobertura da terra foram adotados 10 tipos de uso e cobertura na bacia: água, floresta estacional semidecidual, eucalipto, campo de altitude/campo rupestre, agrícola (pastagem + cultivo), área degradada, mineração, solo arado para eucalipto, urbano e afloramento rochoso. Na Figura 10 é apresentado o mapa de uso e cobertura, gerado conforme descrito no Capítulo 5 – Seção 5.3.1.

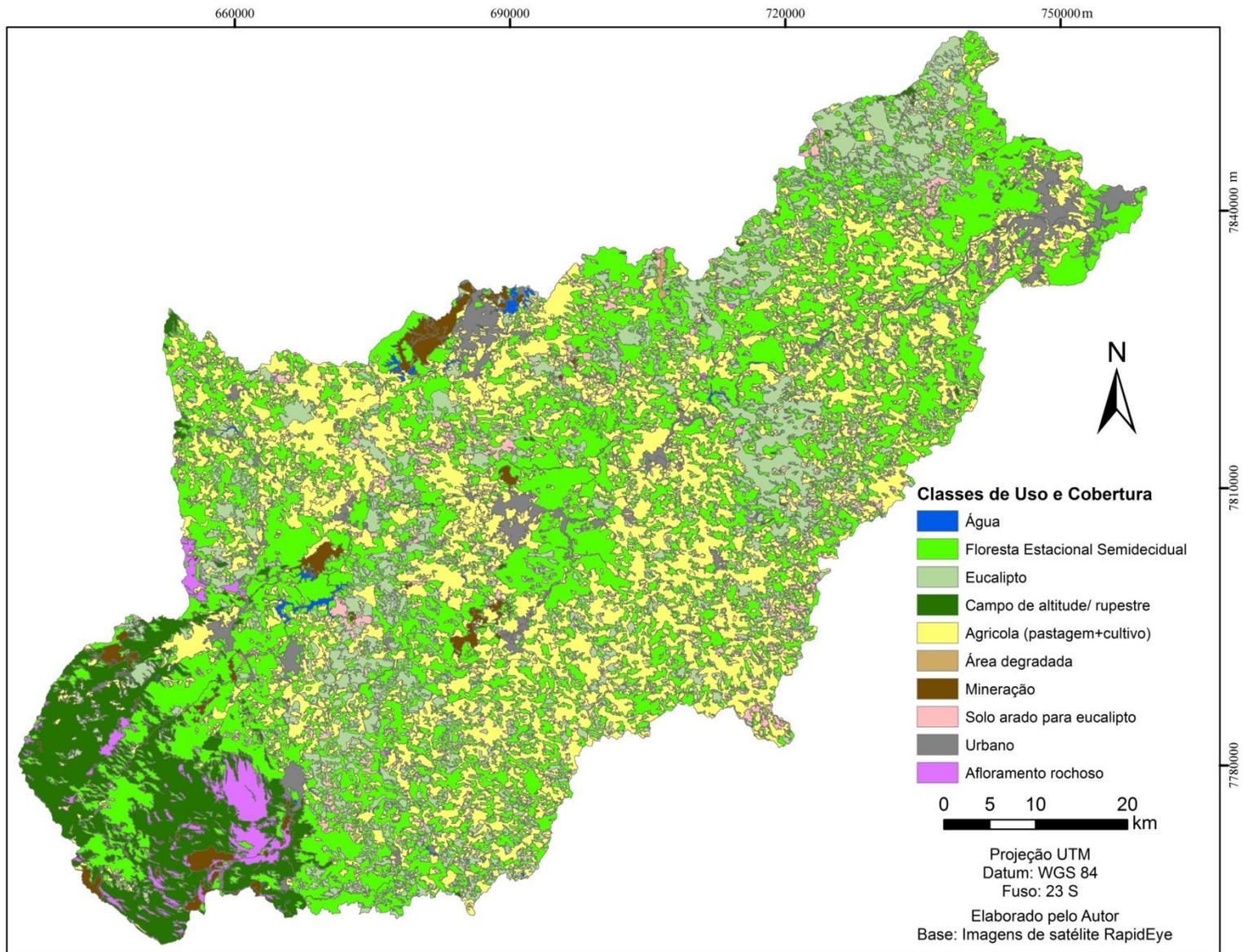


Figura 10 – Mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

Na Tabela 21 são apresentadas as áreas ocupadas por cada classe de uso e cobertura e os respectivos percentuais.

Tabela 21 – Áreas e percentual de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba – MG.

Classes	Área (km²)	Porcentagem (%)
Água	32,88	0,60
Floresta Estacional Semidecidual	2123,61	38,94
Eucalipto	721,55	13,23
Campo de Altitude/Rupestre	404,01	7,41
Agrícola (Pastagem + Cultivo)	1744,54	31,99
Área Degradada	7,89	0,14
Mineração	81,44	1,49
Solo Arado para Eucalipto	95,47	1,75
Urbano	154,61	2,83
Afloramento Rochoso	87,63	1,61
TOTAL	5453,63	100,00

6.1.2 Relevo

A representação do relevo do terreno, obtida por meio de imagens SRTM, mostra que as altitudes na bacia em estudo variam de 200 a 2000 metros, aproximadamente. O relevo da bacia é suave em sua maior parte, sendo acidentado apenas na porção Oeste, onde se encontra a Serra do Caraça. Na Figura 11 é apresentado um mapa do relevo (gerado conforme descrito no Capítulo 5 – Seção 5.3.1), contendo também os principais rios da área de estudo.

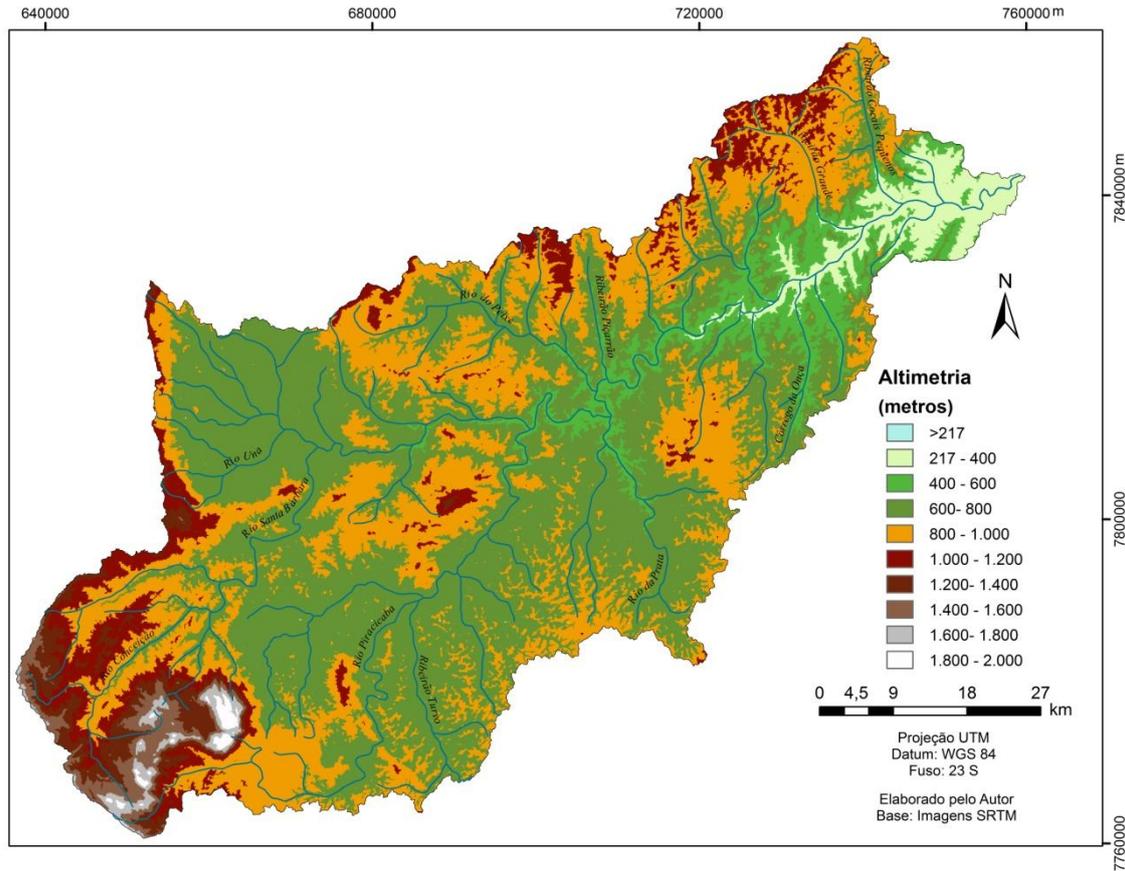


Figura 11 – Mapa hipsométrico da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

6.1.3 Solo

Conforme o mapa de solos apresentado na Figura 12, os latossolos são predominantemente vermelho-amarelos, ocupando área significativa da bacia. Os latossolos amarelos ocorrem de maneira restrita junto à foz do rio Piracicaba e os argissolos vermelho-amarelos ocorrem na porção oeste da bacia. Apenas uma pequena porção da bacia é ocupada por argissolos vermelhos.

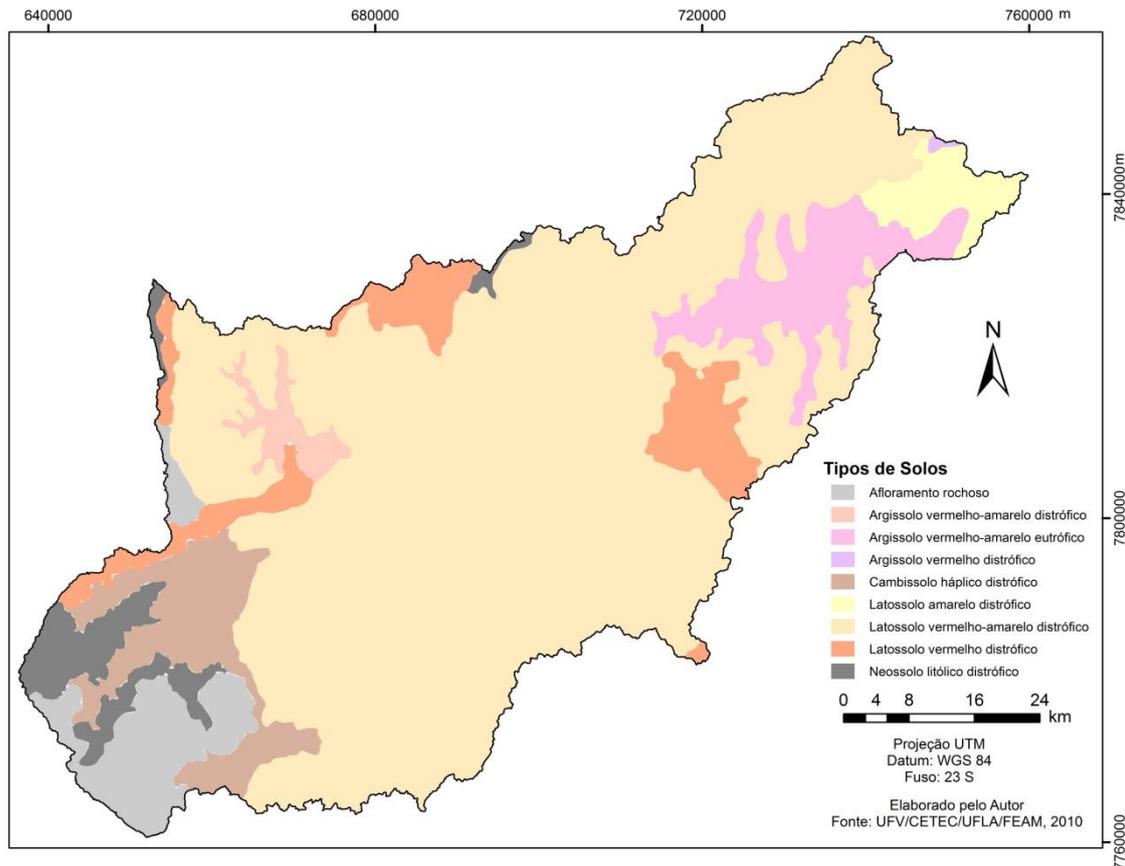


Figura 12 – Mapa de tipos de solos da bacia do Rio Piracicaba.

6.1.4 Unidades de resposta hidrológica

A combinação do mapa de uso e cobertura da terra com o mapa de tipos de solos gerou 12 unidades de resposta hidrológica (URH), que são áreas de comportamento hidrológico similar, também denominado bloco (descrito no Capítulo 3 – Seção 3.4.1). Na Figura 13 são apresentadas as URH e na Tabela 22 as características de cada bloco.

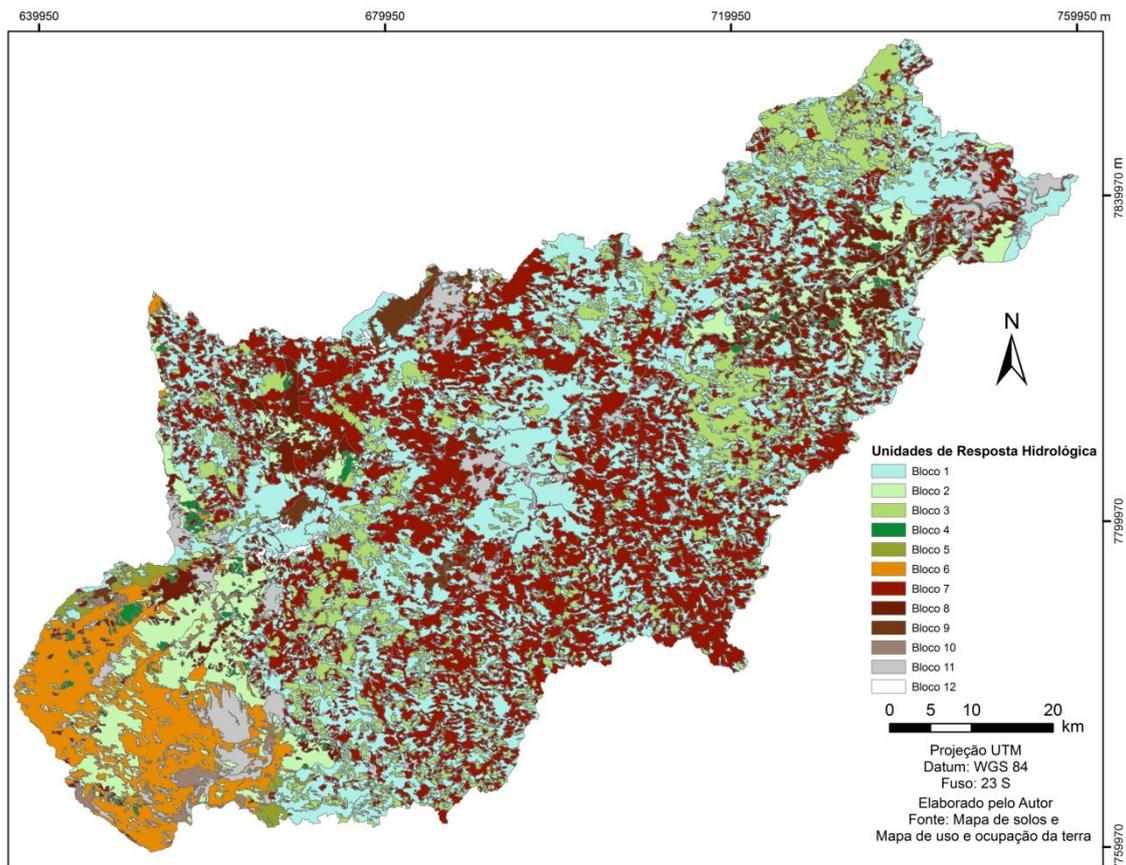


Figura 13 – Mapa de unidades de resposta hidrológica (URH) definidas no modelo.

Tabela 22 – Características dos blocos definidos no modelo.

Bloco (URH)	Descrição
Bloco 1	Floresta + Latossolo + Neossolo Arenoso
Bloco 2	Floresta + Neossolo + Cambissolo + Argissolo
Bloco 3	Eucalipto + Latossolo + Neossolo Arenoso
Bloco 4	Eucalipto + Neossolo + Cambissolo + Argissolo
Bloco 5	Campo de Altitude/Rupestre + Aatossolo + Neossolo Arenoso
Bloco 6	Campo de Altitude/Rupestre + Neossolo + Cambissolo + Argissolo
Bloco 7	Agrícola + Latossolo + Neossolo Arenoso
Bloco 8	Agrícola + Neossolo + Cambissolo + Argissolo
Bloco 9	Área Degradada e Mineração+ Latossolo + Neossolo Arenoso
Bloco 10	Área Degradada e Mineração + Neossolo + Cambissolo + Argissolo
Bloco 11	Urbano + Afloramento + qualquer solo
Bloco 12	Água + qualquer solo

6.2 Modelagem hidrológica

A seguir são apresentados os parâmetros utilizados para a calibração do modelo hidrológico e os resultados obtidos com a simulação hidrológica.

6.2.1 Parâmetros utilizados para a calibração do modelo hidrológico

Nas Tabela 23 a 26 estão apresentados, respectivamente, os valores referentes aos parâmetros fixos adotados no modelo (conforme descrito no Capítulo 3 – Seção 3.4.1.1), de acordo com as características do bloco e mês: albedo, índice de área foliar (IAF), altura das árvores e resistência superficial. Os valores adotados se baseiam nos intervalos de valores sugeridos por Collishonn (2001), adotando-se uma variação dos parâmetros de acordo com a estação do ano – seca e chuvosa, uma vez que o albedo, a área foliar e a altura da vegetação dos cultivos agrícolas estão diretamente relacionados a fatores climáticos.

Tabela 23 – Valores adotados no modelo para o albedo.

Bloco	Mês											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Bloco 1	0,11	0,11	0,11	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,11	0,11	0,11
Bloco 2	0,11	0,11	0,11	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,11	0,11	0,11
Bloco 3	0,15	0,15	0,15	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,15	0,15	0,15
Bloco 4	0,15	0,15	0,15	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,15	0,15	0,15
Bloco 5	0,16	0,16	0,16	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,16	0,16	0,16
Bloco 6	0,16	0,16	0,16	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,16	0,16	0,16
Bloco 7	0,20	0,20	0,20	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,20	0,20	0,20
Bloco 8	0,20	0,20	0,20	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,20	0,20	0,20
Bloco 9	0,25	0,25	0,25	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25	0,25	0,25
Bloco 10	0,25	0,25	0,25	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25	0,25	0,25
Bloco 11	0,25	0,25	0,25	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25	0,25	0,25
Bloco 12	0,08	0,08	0,08	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,08	0,08	0,08

Tabela 24 – Valores adotados no modelo para o índice de área foliar (IAF).

Bloco	Mês											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Bloco 1	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Bloco 2	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Bloco 3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Bloco 4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Bloco 5	3	3	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3
Bloco 6	3	3	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3
Bloco 7	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Bloco 8	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Bloco 9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bloco 10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bloco 11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bloco 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 25 – Valores adotados no modelo para a altura média da vegetação (metros).

Bloco	Mês											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	Out	nov	dez
Bloco 1	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Bloco 2	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Bloco 3	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Bloco 4	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Bloco 5	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Bloco 6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Bloco 7	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1
Bloco 8	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1
Bloco 9	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Bloco 10	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Bloco 11	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Bloco 12	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10

Tabela 26 – Valores adotados no modelo para a resistência superficial (s/m).

Bloco	Mês											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Bloco 1	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
Bloco 2	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
Bloco 3	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Bloco 4	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Bloco 5	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
Bloco 6	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
Bloco 7	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
Bloco 8	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
Bloco 9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bloco 10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bloco 11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bloco 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Os valores dos parâmetros calibráveis do modelo, de acordo com a característica do bloco e mês, estão apresentados na Tabela 27 (descritos no Capítulo 3 – Seção 3.4.1.2).

Tabela 27 – Relatório de calibração dos parâmetros calibráveis do modelo.

Bloco	W_m (mm)	b	K_{BAS} (mm/dia)	K_{INT} (mm/dia)	XL	CAP	W_C
Bloco 1	400	0,12	5	6	0,6	0	0,1
Bloco 2	1110	0,12	2	6	0,6	0	0,1
Bloco 3	870	0,12	5	5	0,6	0	0,1
Bloco 4	570	0,12	2	4,5	0,6	0	0,1
Bloco 5	470	0,12	4	6	0,6	0	0,1
Bloco 6	305	0,12	3	6	0,6	0	0,1
Bloco 7	493	0,12	2	7	0,6	0	0,1
Bloco 8	260	0,12	2	4	0,6	0	0,1
Bloco 9	125	0,12	2	4	0,6	0	0,1
Bloco 10	82	0,12	2	4	0,6	0	0,1
Bloco 11	72	0,12	0,05	1	0	0	0,1
Bloco 12	0	0	0	0	0	0	0

6.2.2 Simulação hidrológica

Para a simulação hidrológica na etapa de calibração dos parâmetros do modelo, utilizou-se a série de dados de janeiro de 1990 a dezembro de 1998. A escolha desse período se deve à disponibilidade de dados de vazão observados.

Os resultados da aplicação do modelo hidrológico são apresentados neste texto em termos de valores atingidos das funções objetivo, hidrogramas de vazões diárias e mensais e curva de permanência de vazões diárias.

São apresentados os resultados alcançados referentes a dois postos fluviométricos, devido a estes apresentarem dados de vazão observados por um período significativo e simultâneo.

Na calibração do modelo MGB-IPH, a correlação entre as vazões calculadas (Q_{calc}) e observadas (Q_{obs}), para a estação 56696000, apresentou o coeficiente de Nash-Sutcliffe entre elas igual a 0,821, o que permite classificar o desempenho do modelo como satisfatório. Na Figura 14 são mostrados os hidrogramas das vazões calculadas e observadas para essa estação.

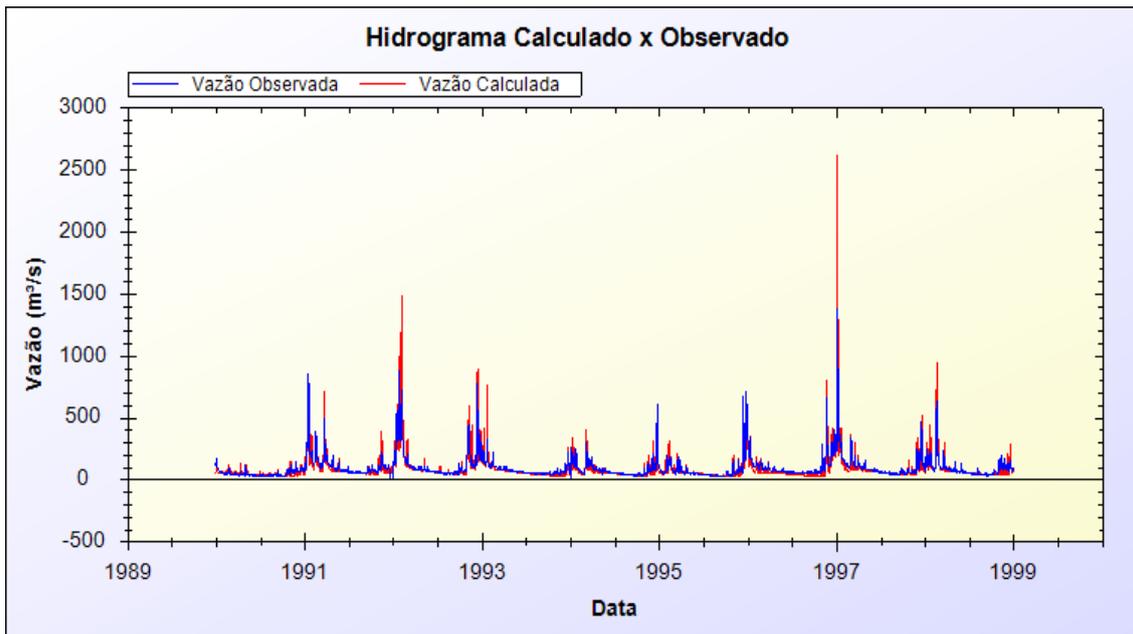


Figura 14 – Hidrogramas das vazões calculadas e observadas na seção da estação 56696000 – bacia do Rio Piracicaba: janeiro de 1990 a dezembro de 1998.

A curva de permanência das vazões diárias calculadas pelo modelo para a estação 56696000 mostra um ajuste razoável com a curva de permanência das vazões diárias observadas, conforme mostrado na Figura 15. O modelo superestimou as vazões baixas em alguns períodos e subestimou as vazões máximas, entretanto representa as variações hidrológicas sazonais.

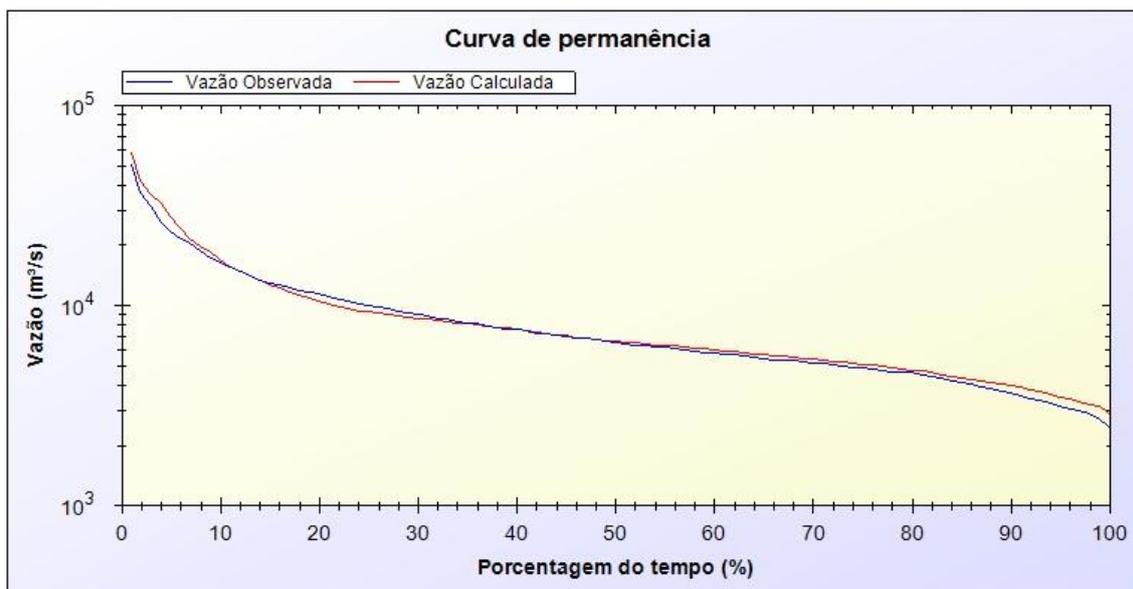


Figura 15 – Curvas de permanência de vazões diárias observadas e calculadas para a estação 56696000 – bacia do Rio Piracicaba.

Na estação fluviométrica 56610000, o coeficiente Nash-Sutcliffe apresentou valor igual a 0,486, considerado aceitável. Na Figura 16 são apresentados os hidrogramas das vazões observadas e calculadas para a referida estação.

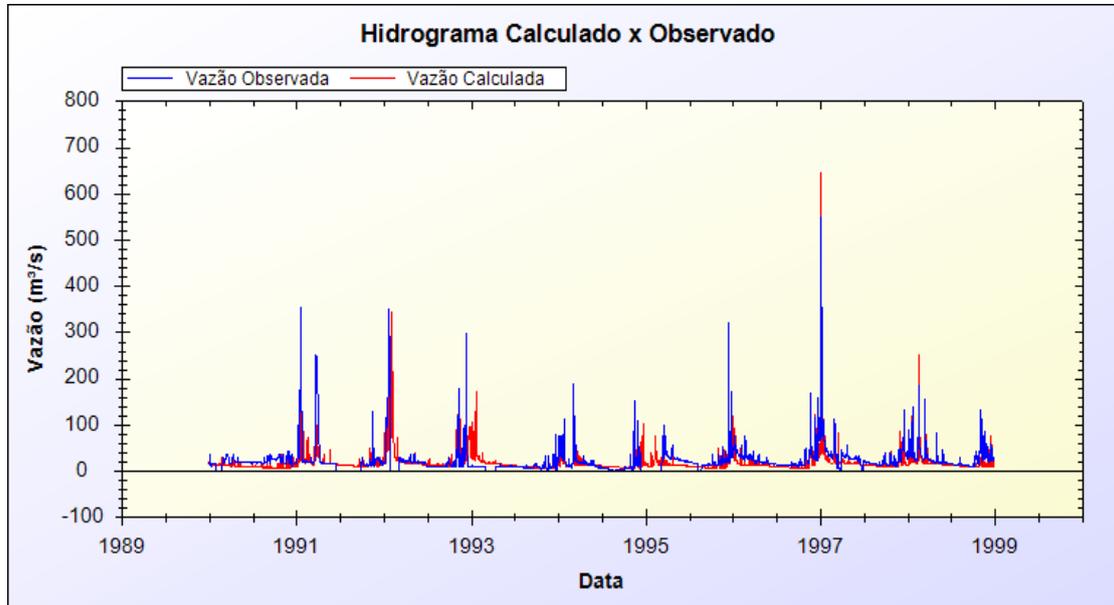


Figura 16 – Hidrogramas das vazões calculadas e observadas na seção da estação 56610000 – bacia do Rio Piracicaba: janeiro de 1990 a dezembro de 1998.

Na Figura 17 é apresentada a curvas de permanência observada e calculada para a estação 56610000. O modelo subestimou todas as vazões, exceto as vazões mais baixas.

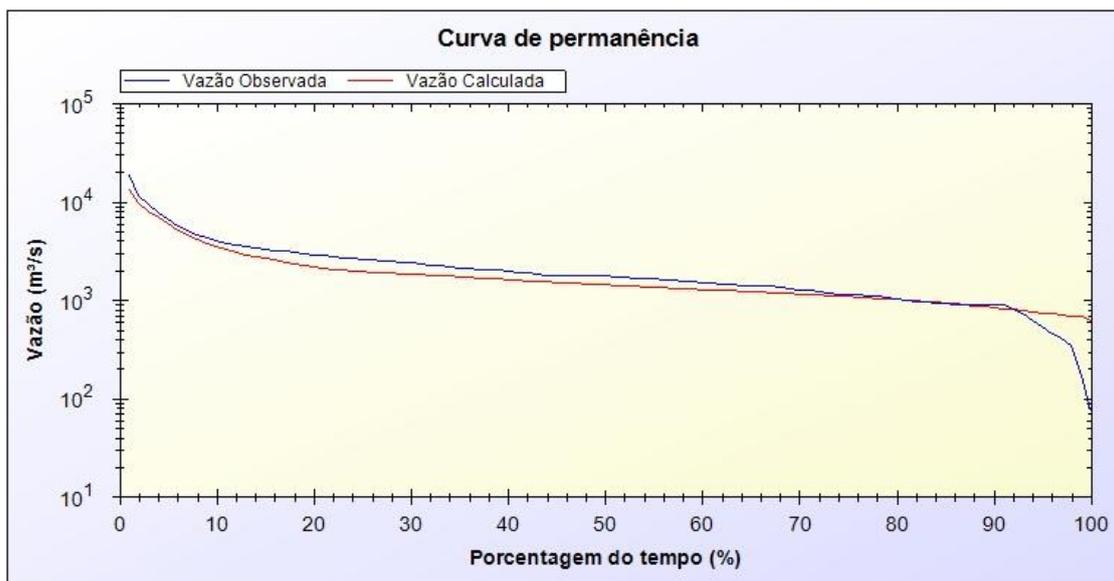


Figura 17 – Curvas de permanência de vazões diárias calculadas e observadas para o posto 56610000 na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

Os hidrogramas apresentados (Figuras 14 e 16) mostram um bom ajuste do modelo com os parâmetros adotados, considerando uma aderência satisfatória entre as curvas de vazões observadas e calculadas.

6.3 Modelagem da qualidade da água

Nesta seção são apresentados os dados de cargas difusas e pontuais calculados e inseridos no modelo de qualidade, os parâmetros utilizados na calibração, a análise dos resultados obtidos e a simulação de um cenário hipotético de desenvolvimento da bacia.

6.3.1 Cargas difusas

Na Tabela 28 são apresentados os valores das cargas difusas, calculados conforme descrito no Capítulo 2 – Seção 2.3.1, para a bacia do Rio Piracicaba. Desses resultados tem-se em toda a extensão dessa bacia hidrográfica um aporte diário de 731 kg de fósforo total, 7261 kg de nitrogênio total, 17 528 kg de DBO e $1,77 \times 10^{14}$ NMP/100 mL de coliformes termotolerantes, considerando o uso e cobertura da terra atual. A maior contribuição de cargas difusas na bacia está relacionada às atividades agrícolas, que apesar de não abrangerem a maior área da bacia possuem as maiores cargas de fósforo total, nitrogênio total, DBO, sólidos em suspensão e coliformes termotolerantes.

Tabela 28 – Valores calculados de cargas difusas para a bacia do Rio Piracicaba.

Uso e cobertura da terra	Área Total (km ²)	Fósforo Total (kg/dia)	Nitrogênio Total (kg/dia)	DBO (kg/dia)	Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL /dia)
Floresta	2 123,61	82,82	1 274,17	2 548,33	2.12×10^{12}
Eucalipto	721,55	28,14	432,93	865,86	7.22×10^{10}
Campos de Altitude e Rupestre	404,01	11,31	202,01	428,25	4.04×10^{10}
Atividade Agrícola	1 744,54	603,61	5 146,39	12 770,03	1.74×10^{14}
Área Degradada	7,89	0,27	10,03	43,73	7.89×10^9
Urbano	154,61	5,26	196,35	871,98	1.55×10^{11}
TOTAL	5 156,21	731,41	7 261,87	17 528,18	1.77×10^{14}

As cargas difusas foram calculadas para cada mini-bacia (descrito no Capítulo 3 – Seção 3.4.1) e lançadas nos respectivos centróides, conforme ilustrado na Figura 18.

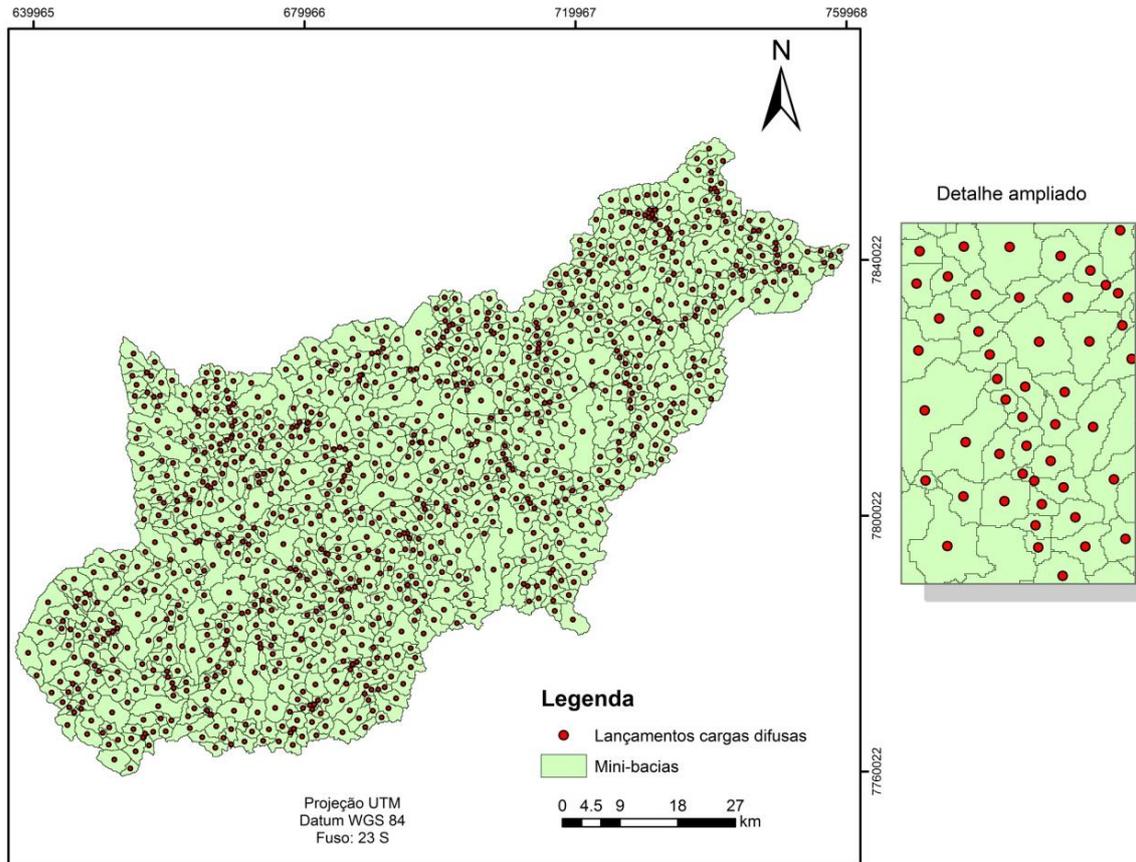


Figura 18 – Pontos de lançamento das cargas difusas: centróides das mini-bacias.

6.3.2 Cargas pontuais

Os lançamentos pontuais, conforme descrito no Capítulo 4 – Seção 4.5.4.2, se dividem em: efluentes domésticos, tratados e *in natura*, e efluentes industriais.

Na Tabela 29 estão apresentadas as vazões calculadas para cada ponto de lançamento de efluentes domésticos *in natura* e os valores das concentrações de poluentes.

Tabela 29 – Vazões e concentrações de poluentes de efluentes domésticos *in natura* nos pontos de lançamento na bacia do Rio Piracicaba.

Distrito	Coords. do Ponto de Lançamento		Vazão Efluente (m ³ /s)	DBO (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)
	Long. (°)	Lat. (°)					
Barretos de Alvinópolis	-43,195	-20,061	0,0004	150	15	5	1000000
Barretos de Alvinópolis	-43,199	-20,057	0,0004	150	15	5	1000000
Fonseca	-43,296	-20,163	0,0030	150	15	5	1000000
Antônio Dias	-42,852	-19,619	0,0042	150	15	5	1000000
Antônio Dias	-42,713	-19,559	0,0042	150	15	5	1000000
Barão de Cocais	-43,476	-19,955	0,0085	150	15	5	1000000
Barão de Cocais	-43,482	-19,953	0,0085	150	15	5	1000000
Barão de Cocais	-43,487	-19,934	0,0085	150	15	5	1000000
Barão de Cocais	-43,498	-19,950	0,0085	150	15	5	1000000
Barão de Cocais	-43,456	-19,913	0,0085	150	15	5	1000000
Cocais	-43,452	-19,866	0,0026	150	15	5	1000000
Bela Vista de Minas	-43,089	-19,834	0,0046	150	15	5	1000000
Bela Vista de Minas	-43,087	-19,825	0,0046	150	15	5	1000000
Bela Vista de Minas	-43,068	-19,820	0,0046	150	15	5	1000000
Coronel Fabriciano	-42,627	-19,520	0,0406	150	15	5	1000000
Coronel Fabriciano	-42,608	-19,527	0,0406	150	15	5	1000000
Senador Melo Viana	-42,634	-19,495	0,0917	150	15	5	1000000
Itabira	-43,217	-19,630	1,1731	150	15	5	1000000
Jaguaraçu	-42,750	-19,642	0,0019	150	15	5	1000000
João Monlevade	-43,168	-19,840	2,1227	150	15	5	1000000
Santa Rita Durão	-43,420	-20,192	0,0005	150	15	5	1000000
Santa Rita Durão	-43,415	-20,181	0,0005	150	15	5	1000000
Marliéria	-42,736	-19,698	0,0016	150	15	5	1000000
Nova Era	-43,044	-19,778	0,0061	150	15	5	1000000
Nova Era	-43,027	-19,767	0,0061	150	15	5	1000000
Nova Era	-43,007	-19,779	0,0061	150	15	5	1000000
Nova Era	-43,007	-19,724	0,0061	150	15	5	1000000
Rio Piracicaba	-43,168	-19,931	0,0155	150	15	5	1000000
Conceição de Piracicaba	-43,094	-19,905	0,0015	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,384	-19,958	0,0048	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,397	-19,964	0,0048	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,405	-19,963	0,0048	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,410	-19,967	0,0048	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,420	-19,962	0,0048	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,417	-19,955	0,0048	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,415	-19,949	0,0048	150	15	5	1000000
Santa Bárbara	-43,408	-19,944	0,0048	150	15	5	1000000
Barra Feliz	-43,458	-19,964	0,0012	150	15	5	1000000
Brumal	-43,471	-20,004	0,0009	150	15	5	1000000
Brumal	-43,458	-19,988	0,0009	150	15	5	1000000
Florália	-43,310	-19,952	0,0012	150	15	5	1000000
Cónego João Pio	-42,927	-20,004	0,0010	150	15	5	1000000
Santana do Alfíe	-42,866	-19,769	0,0016	150	15	5	1000000
São Gonçalo do Rio Abaixo	-43,361	-19,829	0,0109	150	15	5	1000000
Timóteo	-42,644	-19,575	0,0204	150	15	5	1000000
Timóteo	-42,652	-19,541	0,0204	150	15	5	1000000
Timóteo	-42,647	-19,547	0,0204	150	15	5	1000000
Timóteo	-42,635	-19,546	0,0204	150	15	5	1000000
Timóteo	-42,634	-19,528	0,0204	150	15	5	1000000
Timóteo	-42,618	-19,527	0,0204	150	15	5	1000000

Na Tabela 30 são apresentados os valores calculados de vazão e a concentração de poluentes para os pontos de lançamento de efluentes domésticos tratados na bacia do Rio Piracicaba.

Tabela 30 – Vazões e concentrações de poluentes de efluentes domésticos tratados nos pontos de lançamento na bacia do Rio Piracicaba.

Distrito	Coords. do Ponto de Lançamento		Vazão Efluente (m ³ /s)	DBO (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)
	Long.	Lat.					
Catas Altas	-43,406	-20,085	0,0011	30	9,75	3	200000
Catas Altas	-43,400	-20,112	0,0011	30	9,75	3	200000
Catas Altas	-43,409	-20,112	0,0011	30	9,75	3	200000
Ipatinga	-42,543	-19,509	0,0827	30	9,75	3	200000
Ipatinga	-42,574	-19,510	0,0827	30	9,75	3	200000
Itabira	-43,177	-19,648	0,0866	30	9,75	3	200000
João Monlevade	-43,197	-19,826	0,0409	30	9,75	3	200000
João Monlevade	-43,193	-19,822	0,0409	30	9,75	3	200000
Padre Pinto	-43,102	-20,003	0,0013	30	9,75	3	200000
Timóteo	-42,563	-19,519	0,0204	30	9,75	3	200000

As vazões calculadas e as concentrações de poluentes para os pontos de lançamento de efluentes industriais estão apresentadas na Tabela 31.

Tabela 31 – Vazões e concentrações de poluentes de efluentes industriais nos pontos de lançamento na bacia do Rio Piracicaba.

Município	Coords. do Ponto de Lançamento		Tipo de Atividade	Vazão Efluente (m ³ /s)	DBO (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	Coliformes termo-tolerantes (NMP/100 mL)
	Long.	Lat.						
Alvinópolis	-43,054	-20,110	Têxtil	0,3403	22	27,5	1,2	8
Barão de Cocais	-43,457	-19,866	Alimentos	0,0136	260	30	5	7
Cel. Fabriciano	-42,568	-19,503	Alimentos	0,1763	260	30	5	7
Ipatinga	-42,585	-19,451	Couros	0,0331	210	3,3	2	1
Ipatinga	-42,585	-19,451	Couros	0,1582	210	3,3	2	1
Ipatinga	-42,553	-19,472	Metal	0,2716	10	2,6	0,6	0,001
Ipatinga	-42,563	-19,455	Metal	0,0564	10	2,6	0,6	0,001
Ipatinga	-42,548	-19,468	Alimentos	0,0175	260	30	5	7
Ipatinga	-42,547	-19,479	Metal	0,8109	10	2,6	0,6	0,001
Ipatinga	-42,560	-19,502	Metal	0,2833	10	2,6	0,6	0,001
Ipatinga	-42,555	-19,505	Metal	0,0538	10	2,6	0,6	0,001
Itabira	-43,226	-19,625	Alimentos	0,1135	260	30	5	7
Itabira	-43,216	-19,681	Metal	0,0136	10	2,6	0,6	0,001
Itabira	-43,229	-19,626	Alimentos	0,0376	260	30	5	7
Itabira	-43,216	-19,678	Alimentos	0,0175	260	30	5	7
Itabira	-43,205	-19,598	Alimentos	0,0201	260	30	5	7
Itabira	-43,235	-19,655	Alimentos	0,0460	260	30	5	7
Itabira	-43,224	-19,683	Química	0,0415	146	27,5	1,1	0,001
Itabira	-43,222	-19,680	Têxtil	0,0337	22	27,5	1,2	8
Jaguaraçu	-42,766	-19,610	Alimentos	0,1355	260	30	5	7
João Monlevade	-43,175	-19,797	Metal	0,0162	10	2,6	0,6	0,001
João Monlevade	-43,192	-19,812	Metal	0,0266	10	2,6	0,6	0,001
João Monlevade	-43,188	-19,832	Metal	0,0454	10	2,6	0,6	0,001
João Monlevade	-43,131	-19,832	Metal	0,0065	10	2,6	0,6	0,001
João Monlevade	-43,157	-19,814	Metal	0,0260	10	2,6	0,6	0,001
Nova Era	-43,032	-19,586	Metal	0,1815	10	2,6	0,6	0,001
Rio Piracicaba	-43,185	-19,942	Metal	0,0130	10	2,6	0,6	0,001
Rio Piracicaba	-43,059	-19,781	Alimentos	0,0240	260	30	5	7
Santa Bárbara	-43,409	-19,955	Metal	0,0674	10	2,6	0,6	0,001
S. Domingos do Prata	-42,971	-19,868	Alimentos	0,1284	260	30	5	7
S. Domingos do Prata	-42,971	-19,868	Têxtil	0,0214	22	27,5	1,2	8
Timóteo	-42,634	-19,522	Metal	0,4019	10	2,6	0,6	0,001
Timóteo	-42,590	-19,553	Metal	0,0117	10	2,6	0,6	0,001
Timóteo	-42,590	-19,553	Metal	0,0078	10	2,6	0,6	0,001
Timóteo	-42,591	-19,557	Metal	0,2606	10	2,6	0,6	0,001
Timóteo	-42,587	-19,550	Metal	0,2606	10	2,6	0,6	0,001
Timóteo	-42,637	-19,528	Metal	0,0182	10	2,6	0,6	0,001
Timóteo	-42,633	-19,531	Metal	0,0700	10	2,6	0,6	0,001

A localização dos pontos de lançamentos das cargas poluentes pontuais de efluentes industriais e domésticos (tratados e *in natura*) estão apresentados no mapa da Figura 19.

Na cidade de Itabira há uma predominância de atividades industriais, principalmente relacionados à indústria alimentícia.

Acredita-se que a quantidade de indústrias presentes na bacia do Rio Piracicaba estejam subestimadas, uma vez que só foram consideradas as indústrias cadastradas no site da FIEMG (conforme descrito no Capítulo 5 – Seção 5.2) e cujas atividades geram cargas poluidoras.

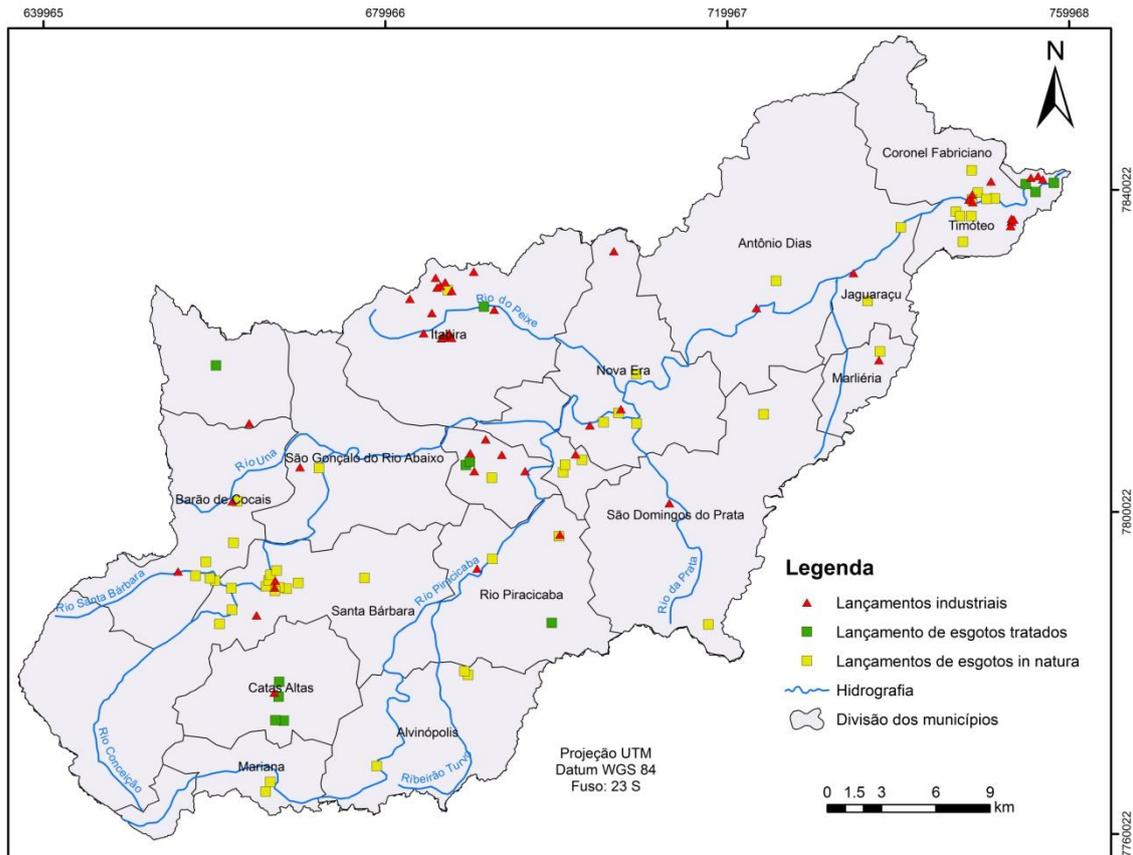


Figura 19 – Mapa de localização dos pontos de lançamentos das cargas poluentes pontuais de efluentes industriais e domésticos (tratados e *in natura*).

6.3.3 Calibração do modelo de qualidade

Na Tabela 32 são apresentados os parâmetros hidráulicos e de temperatura adotados na modelagem da qualidade da água, descritos no Capítulo 3 – Seção 3.4.2.1.

Tabela 32 – Relatório de calibração dos parâmetros hidráulicos e de temperatura na modelagem da qualidade da água.

Parâmetro	Variáveis	
Largura	Variável x	3,24
	Variável y	0,41
Profundidade	Coefficiente de rugosidade de Manning (n)	0,035
	Vazão (cenário)	Q_{90}
Temperatura		20 °C

As variáveis x e y são coeficientes de ajuste obtidos a partir dos dados das seções transversais dos rios da bacia, nos locais de medição dos postos fluviométricos, ajustando-se uma relação entre a área de drenagem e a largura do rio. Devido à falta desses dados, foram utilizados os valores fornecidas como *default* pelo modelo.

O coeficiente de Manning adotado, correspondente a 0,035 foi adotado de acordo com dados obtidos na literatura e é utilizado para córregos e rios limpos, retilíneos e uniformes com pedras e vegetação (TUCCI, 2005).

Os parâmetros físico-químicos (descritos no Capítulo 3 – Seção 3.4.2.2) adotados para a calibração estão apresentados na Tabela 33 e os gráficos de decaimento para todos os segmentos da rede de drenagem estão apresentados na Figura 20.

Tabela 33 – Relatório de calibração dos parâmetros físico-químicos do modelo.

Parâmetro	Símbolo	Metodologia
OD Saturação (mg/L)	C_s	Calculado pelo modelo em função de outras variáveis, conforme descrito no Capítulo 3 – Seção 3.4.2.2
Coeficiente de reaeração OD (1/d)	K_a	
Coeficiente de remoção DBO (1/d)	K_r	
Coeficiente de decaimento bacteriano (1/d)	K_{col}	
Coeficiente de decaimento fósforo total (1/d)	K_p	
Coeficiente de hidrólise nitrogênio orgânico (1/d)	K_{oa}	valor único = 0,5
Coeficiente nitrificação NH_3 (1/d)	K_{ai}	valor único = 0,25
Coeficiente nitrificação NO_2 (1/d)	K_{in}	valor único = 0,65

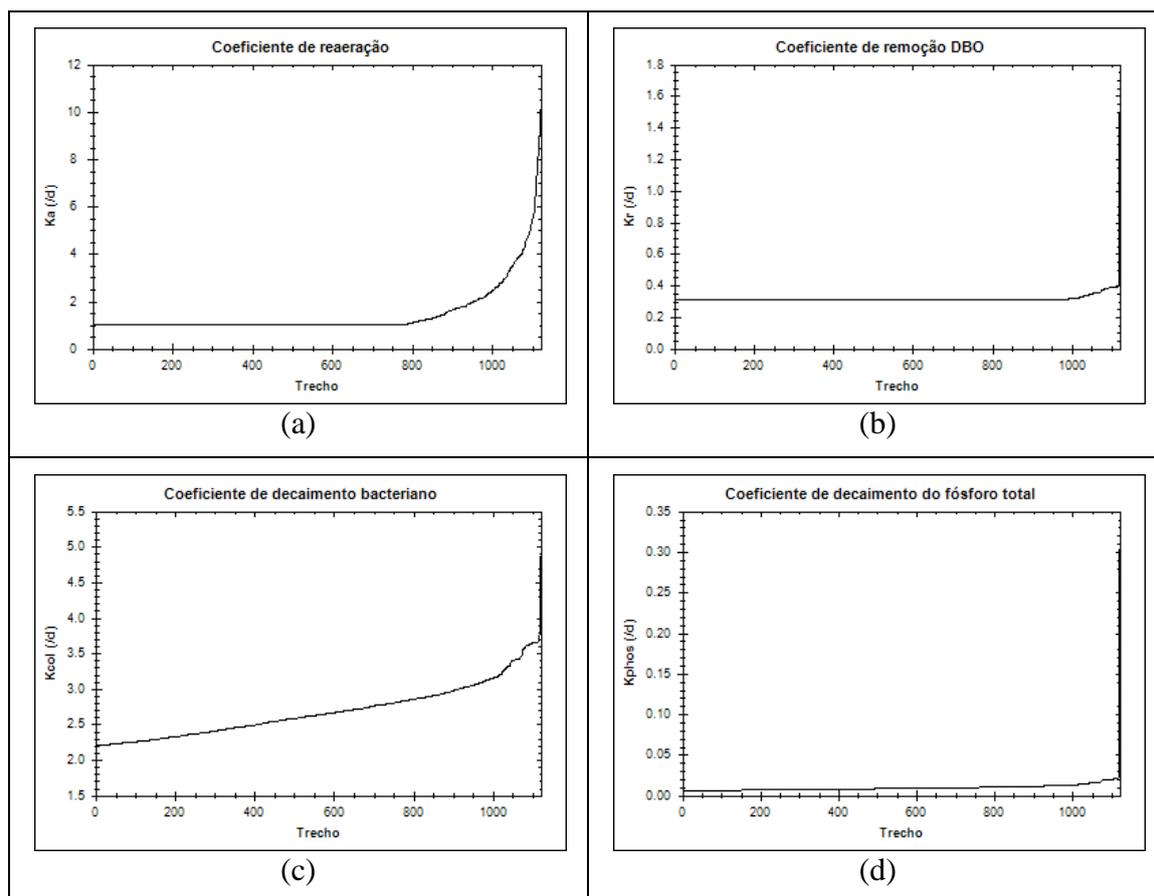


Figura 20 – Comportamento dos coeficientes do modelo ao longos dos trechos: (a) coeficiente de reaeração; (b) coeficiente de remoção de DBO; (c), coeficiente de decaimento bacteriano; (d) coeficiente de decaimento do fósforo total.

Os valores dos parâmetros de qualidade (DBO, OD, Nitrogênio orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total e Coliformes termotolerantes) adotados para a condição inicial, inseridos nas mini-bacias de cabeceira estão apresentados na Tabela 34.

Tabela 34 – Parâmetros de cabeceira adotados no modelo.

Parâmetro	Unidade	Valor
DBO	mg/L	2
OD	mg/L	OD saturação
Nitrogênio Orgânico	mg/L	0,1
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	0,07
Nitrito	mg/L	0,007
Nitrato	mg/L	0,12
Fósforo Total	mg/L	0,035
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	50

Na calibração, os valores obtidos com o modelo foram comparados com a série histórica de dados de campanhas de monitoramento da qualidade da água de 12 estações, descritas no Capítulo 4 – Seção 4.5.3. Foram utilizados os dados de 2009 a 2012, devido ao fato do modelo requerer que as estações possuam o mesmo número de campanhas e, das 12 estações utilizadas, quatro iniciaram a operação somente em 2008. Foram utilizados os dados do mês de julho para representar condições de estiagem (Q_{90}) e, do mês de janeiro para representar o período chuvoso (Q_{10}). Os resultados apresentados de dois períodos do ano tem a finalidade comparativa, entretanto sabe-se que o período seco a carga poluente tende a ser mais concentrada.

Os valores dos parâmetros DBO, OD, Nitrogênio Orgânico, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Fósforo Total e Coliformes termotolerantes, das campanhas de monitoramento realizadas pelo IGAM na condição de estiagem (julho) do período de 2008 a 2012 estão apresentados, respectivamente, nos gráficos das Figura 21 à 28. A ordem dos trechos, representados no eixo x do gráfico, corresponde ao número da mini-bacia, que varia de 1 a 1120.

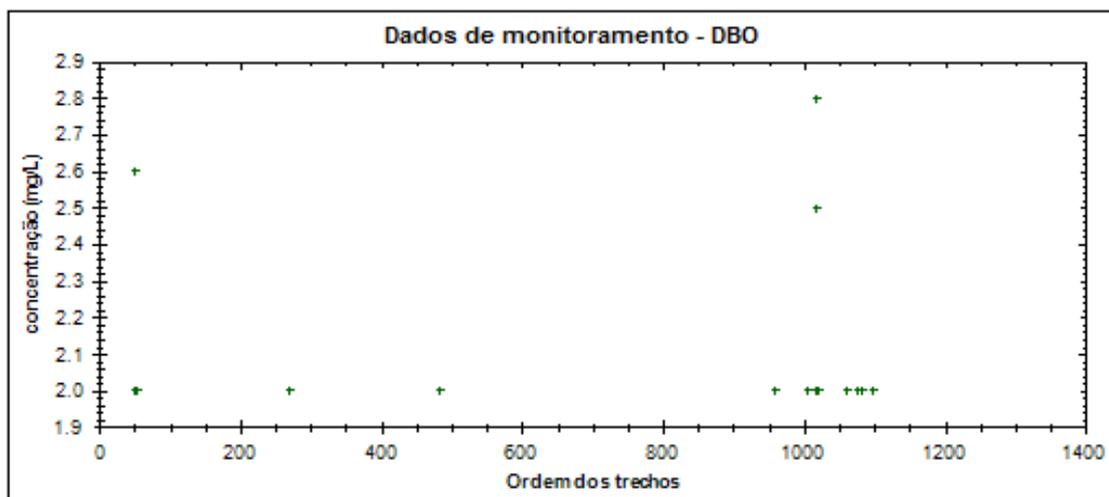


Figura 21 – Valores de DBO de campanhas de monitoramento do IGAM.

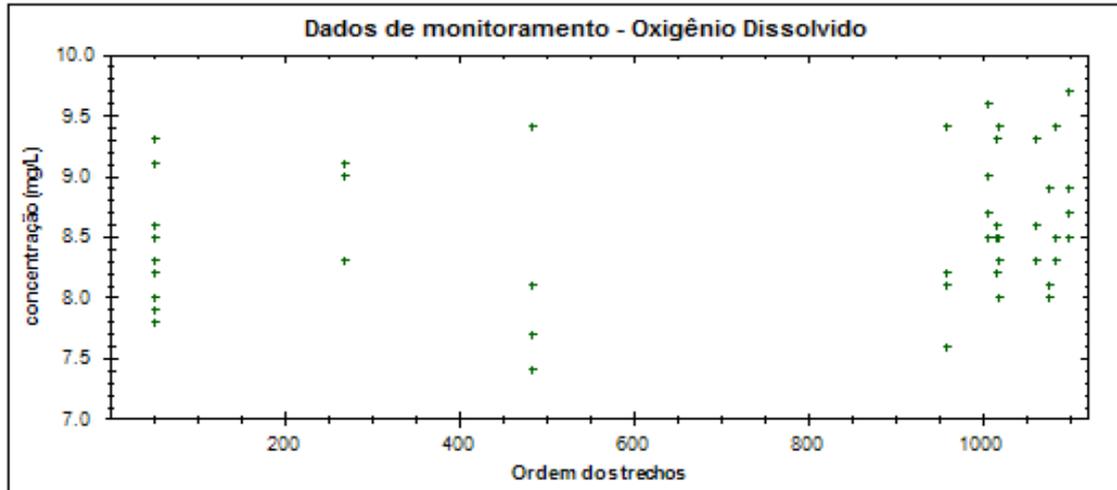


Figura 22 – Valores de OD de campanhas de monitoramento do IGAM.

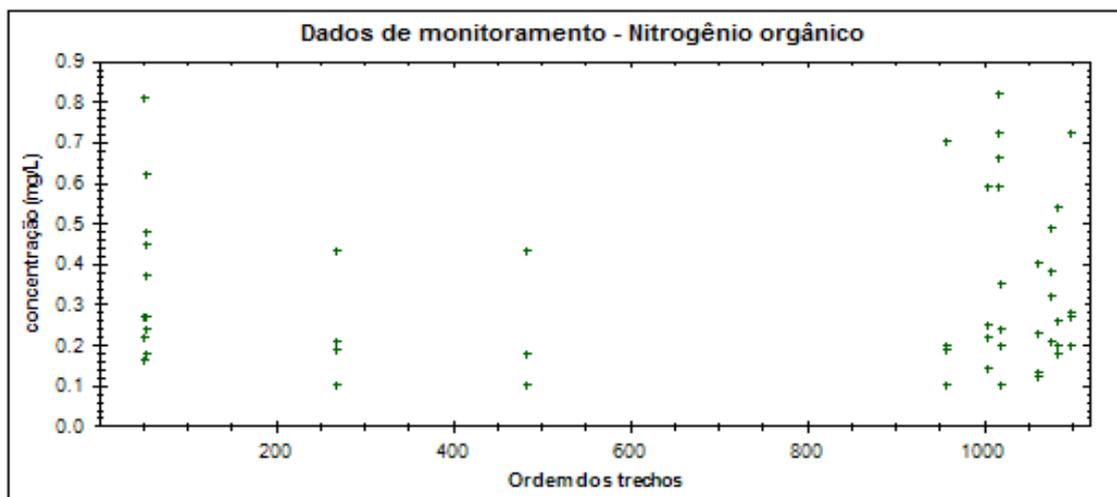


Figura 23 – Valores de Nitrogênio Orgânico de campanhas de monitoramento do IGAM.

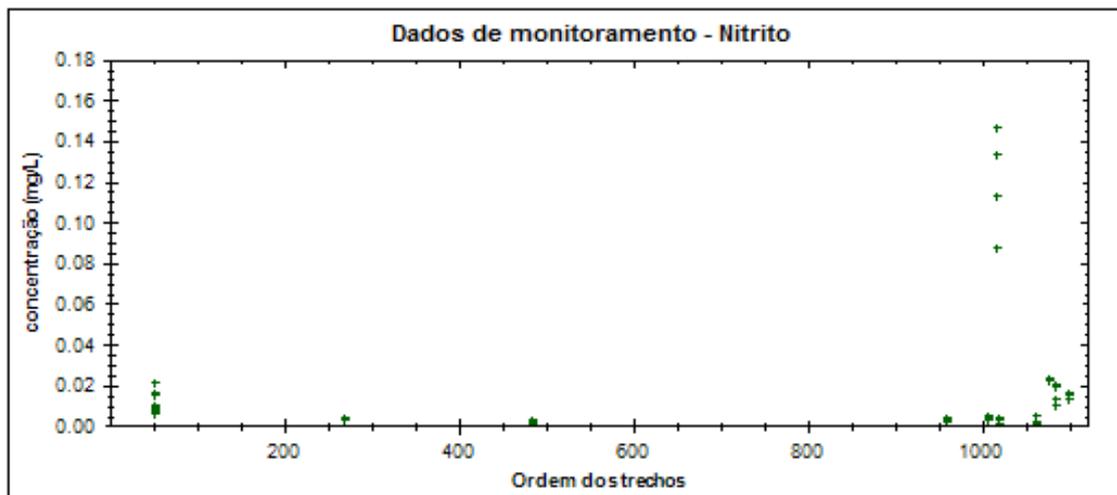


Figura 24 – Valores de Nitrito de campanhas de monitoramento do IGAM.

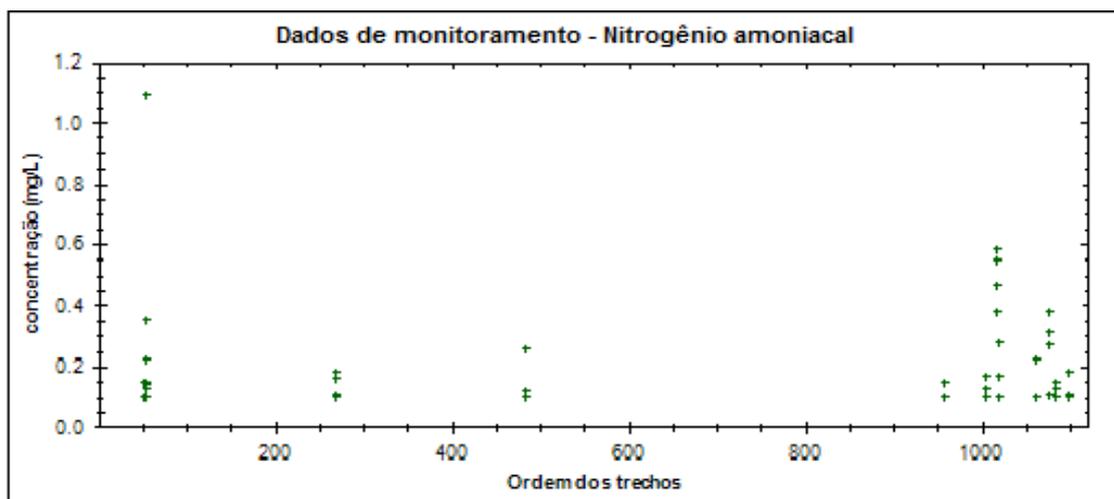


Figura 25 – Valores de Nitrogênio Amoniacal de campanhas de monitoramento do IGAM.

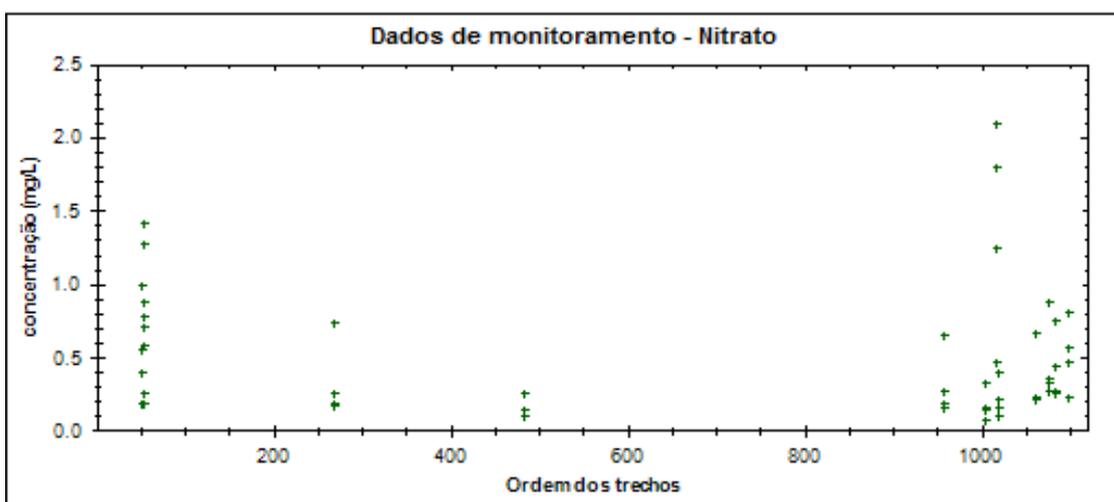


Figura 26 – Valores de Nitrato de campanhas de monitoramento do IGAM.

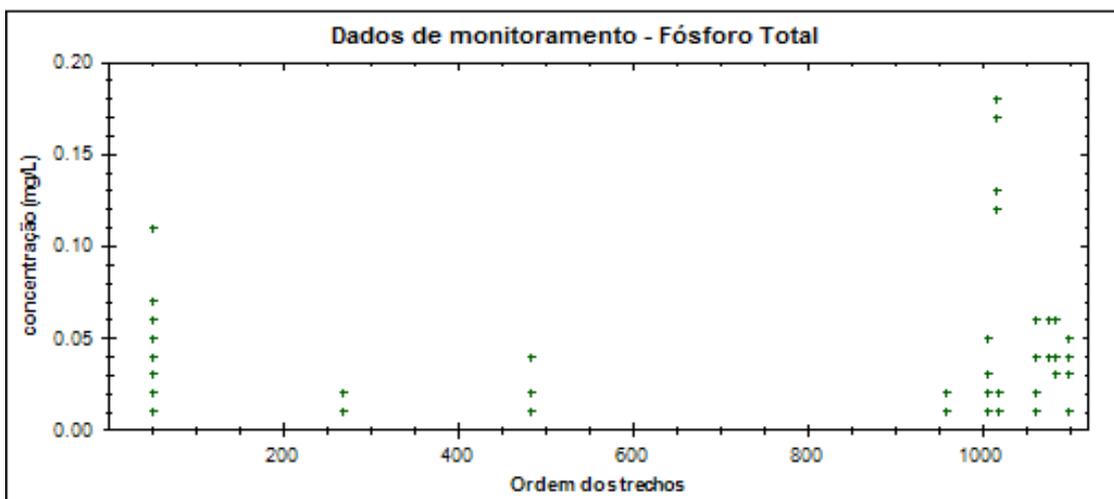


Figura 27 – Valores de Fósforo Total de campanhas de monitoramento do IGAM.

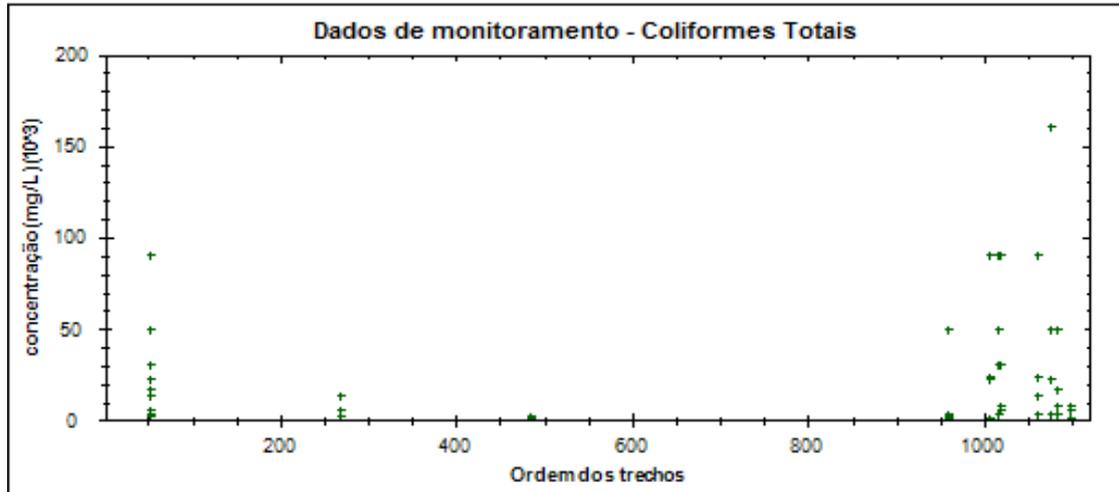


Figura 28 – Valores de Coliformes termotolerantes de campanhas de monitoramento do IGAM.

Nas Seções 6.3.3.1 a 6.3.3.6 são apresentados os resultados obtidos com a calibração do modelo em toda a extensão do rio principal da bacia, o Rio Piracicaba, que compreende oito postos de monitoramento do IGAM (descritos no Capítulo 5 – Seção 5.1.3) desde a sua nascente até a foz, como forma de facilitar a visualização entre os dados simulados e observados. Os gráficos apresentam os valores observados (para cada parâmetro de qualidade da água), nas campanhas trimestrais realizadas na bacia, e os valores simulados do curso d'água, abrangendo os períodos seco e chuvoso do ano.

6.3.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Com a calibração a curva de DBO foi ajustada utilizando os dados das campanhas de monitoramento do IGAM. O resultado da calibração dos períodos de seca e cheia e os valores do parâmetro de qualidade DBO monitorado pelo IGAM no Rio Piracicaba é apresentado na Figura 29.

A análise da Figura 29 mostra um bom grau de ajuste das curvas, para Q_{10} e Q_{90} , aos dados observados nas campanhas de monitoramento realizadas pelo IGAM. Os picos de DBO observados estão relacionados à descarga concentrada de efluentes sanitários e industriais nos trechos. O pico de DBO observado no quilômetro 180, localizado próximo à foz da bacia, está associado à entrada de efluentes de indústrias de laticínios e couros, situados na cidade de Ipatinga.

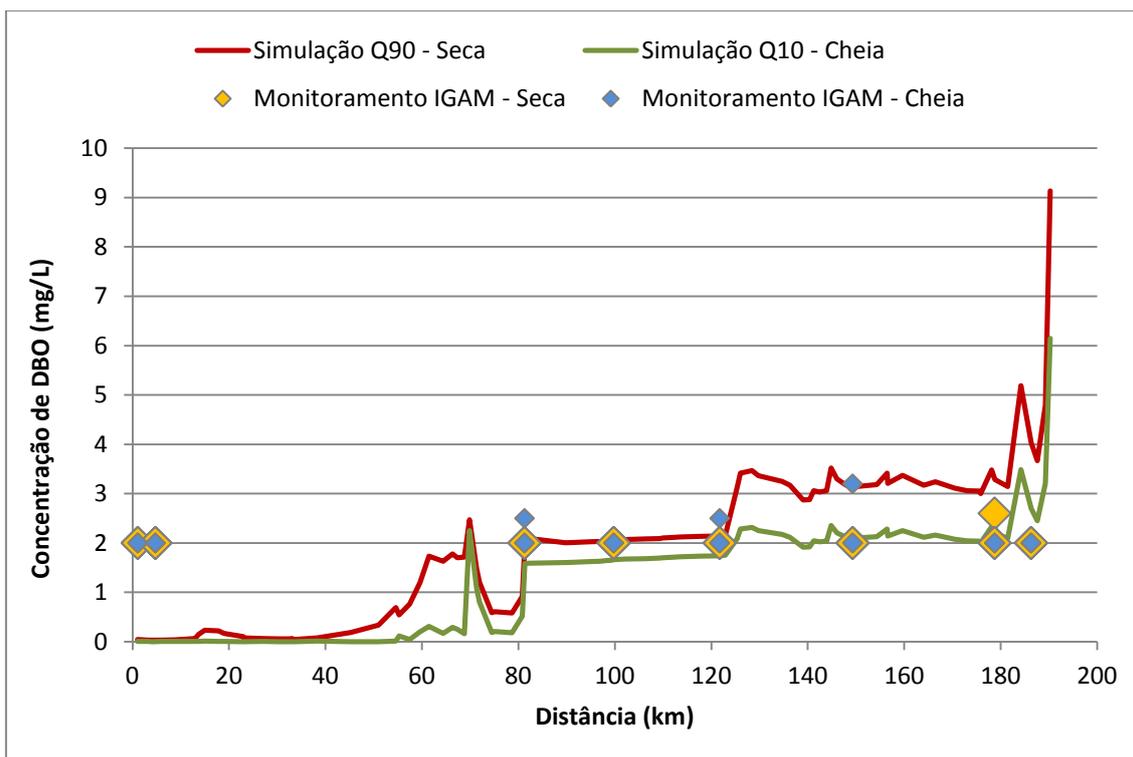


Figura 29 – Concentração de DBO no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, DBO observada nas estações de monitoramento do IGAM.

Na Figura 30 é apresentado um mapa de distribuição da concentração de DBO ao longo de toda a rede hidrográfica da bacia do Rio Piracicaba e as classes de enquadramento da Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005), cujos valores limites de cada parâmetro estão enumerados no – Capítulo 2 – Seção 2.4 deste trabalho. Os valores apresentados tem a finalidade de servir como referencial para uma análise qualitativa dos resultados. O mapa apresentado considera a Q90 como vazão de referência, por ser o período seco a época do ano em que a carga poluente tende a ser mais concentrada e, por isso representa as piores condições em termo de qualidade da água.

Os trechos em laranja e vermelho, no mapa da Figura 30, apresentam concentrações enquadradas nas classes 3 e 4, da referida resolução, o que é indesejável já que atualmente os cursos d'água da bacia do Rio Piracicaba estão enquadrados na classe 2. Os resultados demonstram a necessidade da tomada de medidas para garantir a qualidade da água na bacia. Vale lembrar ainda que a simulação realizada leva em consideração o lançamento de efluentes industriais apenas das indústrias cadastradas na FIEMG. Portanto, a carga poluente lançada e não utilizada na simulação agravaria a

condição atual da qualidade das águas na bacia. Os resultados alcançados são decorrentes de uma modelagem, que ao representar os cursos d'água de forma simplificada, dificilmente consegue apresentar todas as características do sistema, sendo difícil quantificar todas as cargas poluentes e interações que ocorrem nos corpos d'água, o que confere incertezas aos resultados obtidos.

.

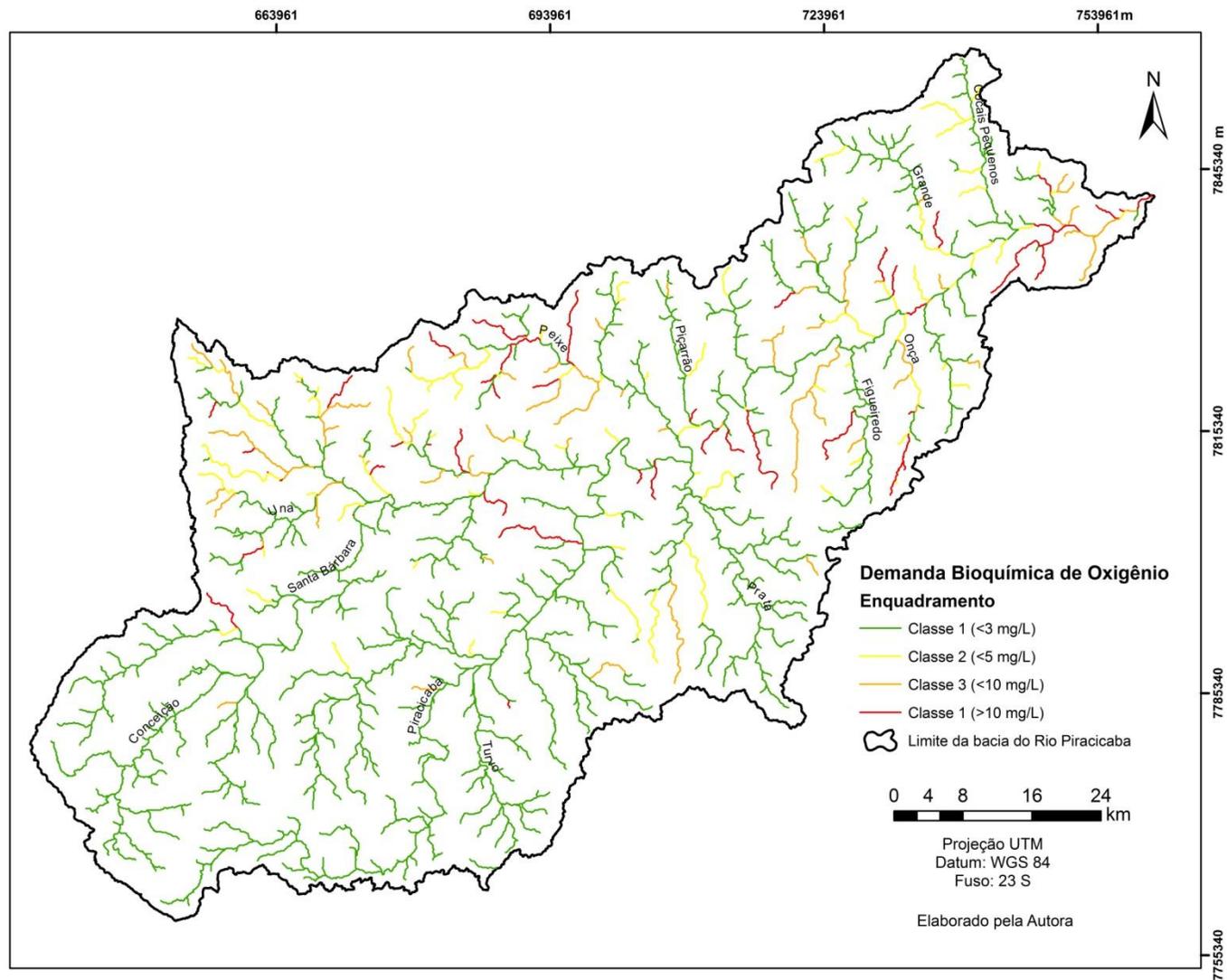


Figura 30 – Compatibilidade da DBO com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.

6.3.3.2 Oxigênio Dissolvido

Na Figura 31 é apresentado o resultado da calibração dos períodos de seca e cheia de OD para o rio Piracicaba.

Da análise da Figura 31, nota-se um bom ajuste da curva de oxigênio dissolvido com os dados das campanhas de monitoramento do IGAM. Entretanto, as concentrações de OD obtidas na simulação foram superiores no período chuvoso em comparação com a época seca, diferente dos dados de medições de campo do IGAM, no qual os maiores valores observados foram no período seco. O comportamento monitorado indica que as cargas difusas que chegam ao curso d'água no período chuvoso possuem alta concentração de matéria degradável, consumindo grande quantidade de oxigênio.

Na Figura 32 é apresentado o mapa de distribuição da concentração de OD ao longo de toda a rede de drenagem da bacia do Rio Piracicaba. A situação atual da bacia em relação a este parâmetro é mais crítica em alguns trechos, como à montante do rio do Peixe e jusante do Rio Piracicaba, provavelmente devido à descarga concentrada de efluentes.

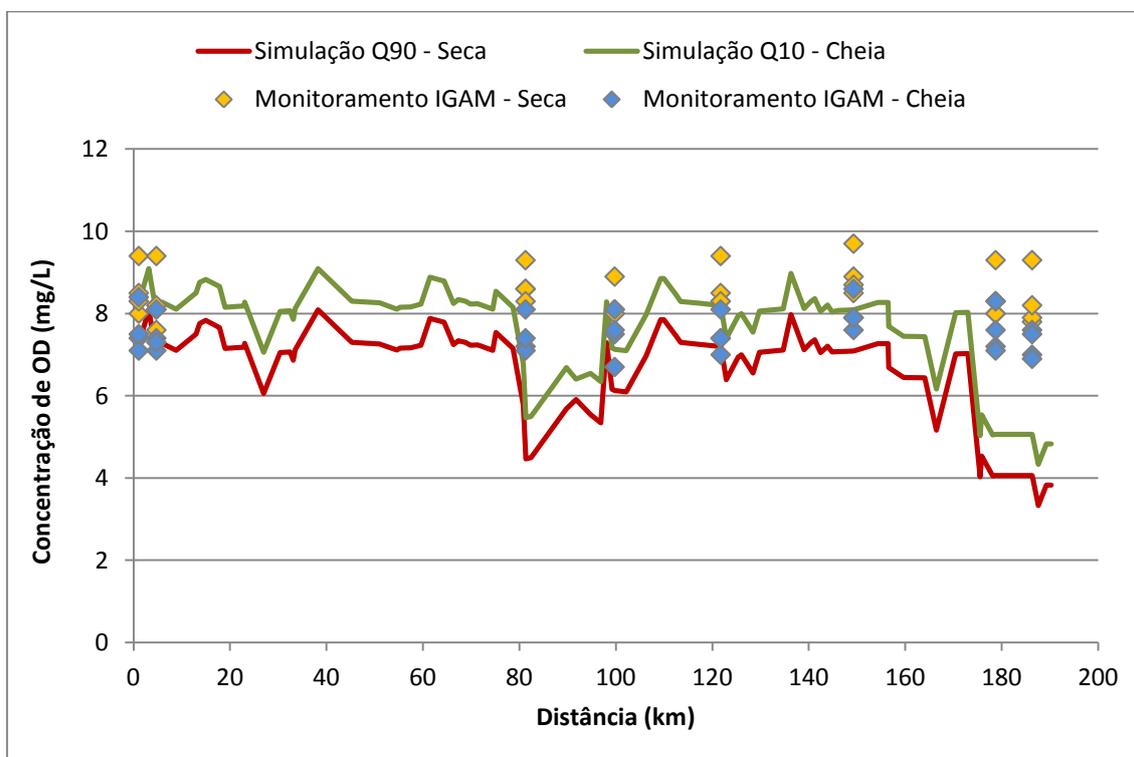


Figura 31 – Concentração de OD no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, OD observado nas estações de monitoramento do IGAM.

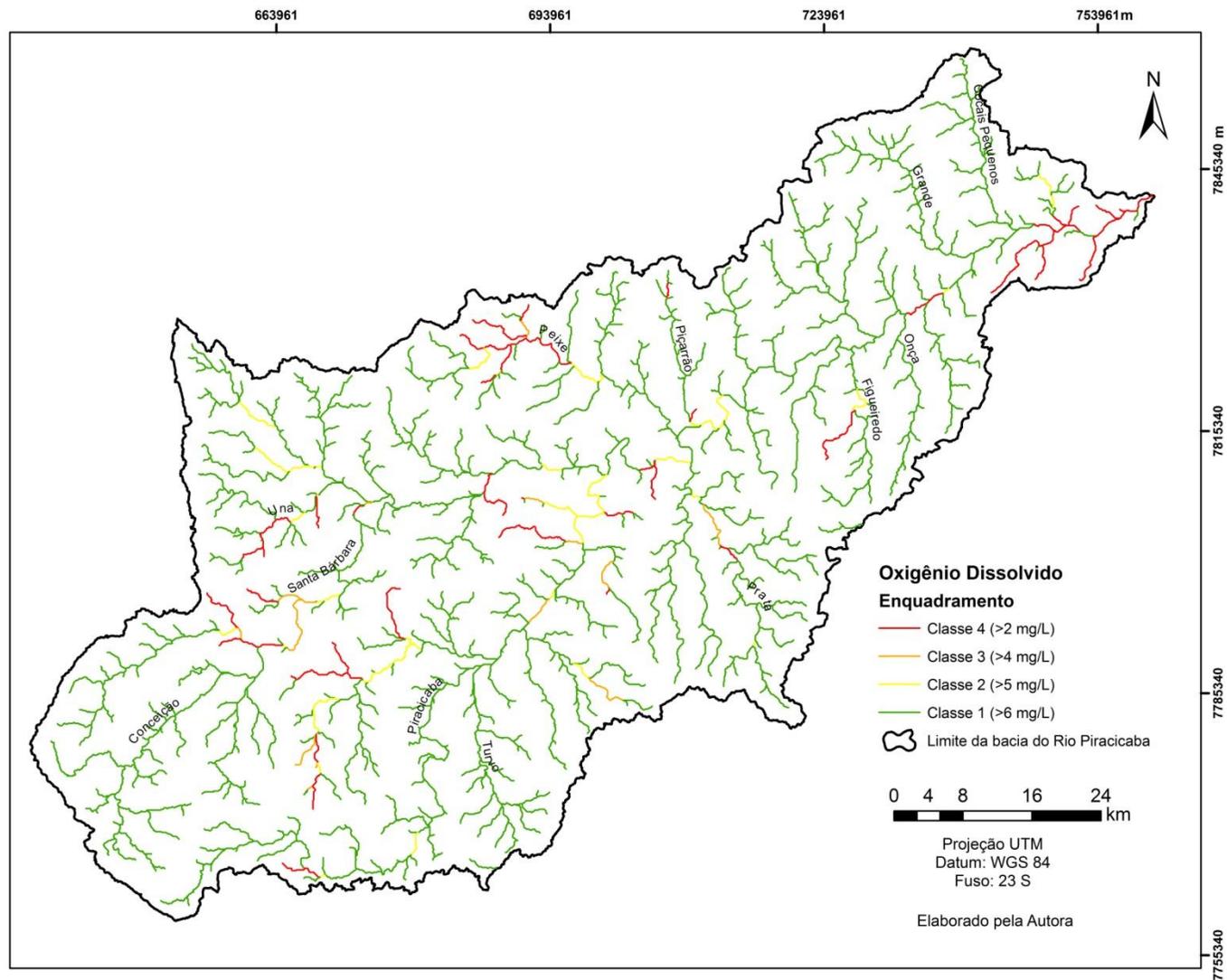


Figura 32 – Compatibilidade do OD com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.

6.3.3.3 Nitrogênio

Nas Figura 33 à Figura 36 são apresentados os resultados da calibração do nitrogênio em sua forma orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato, respectivamente, para o Rio Piracicaba.

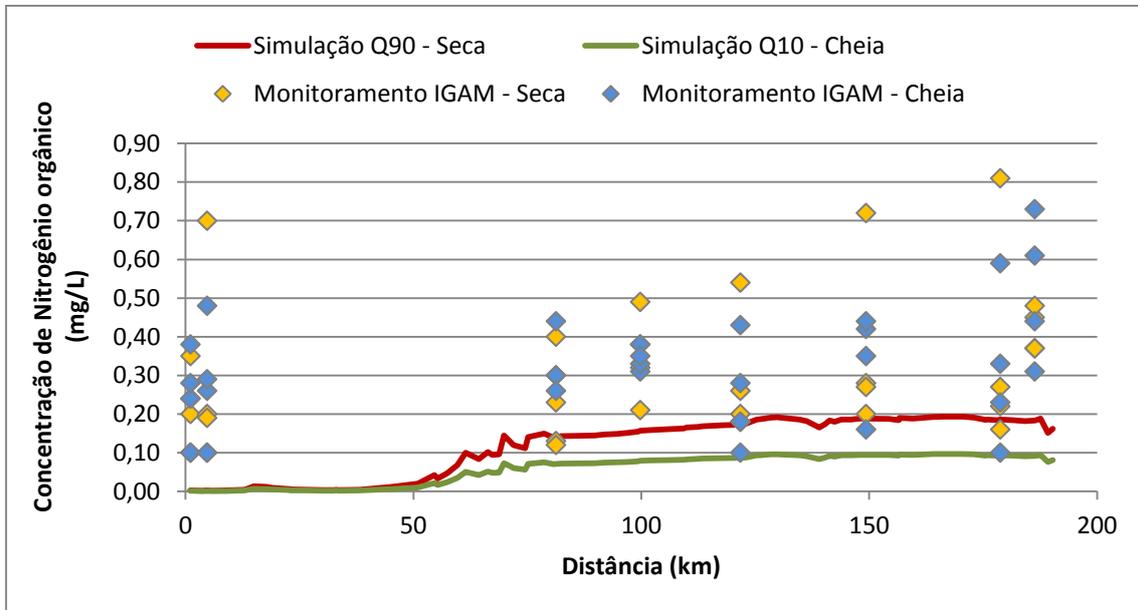


Figura 33 – Concentração de Nitrogênio Orgânico no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrogênio Orgânico observado nas estações de monitoramento do IGAM.

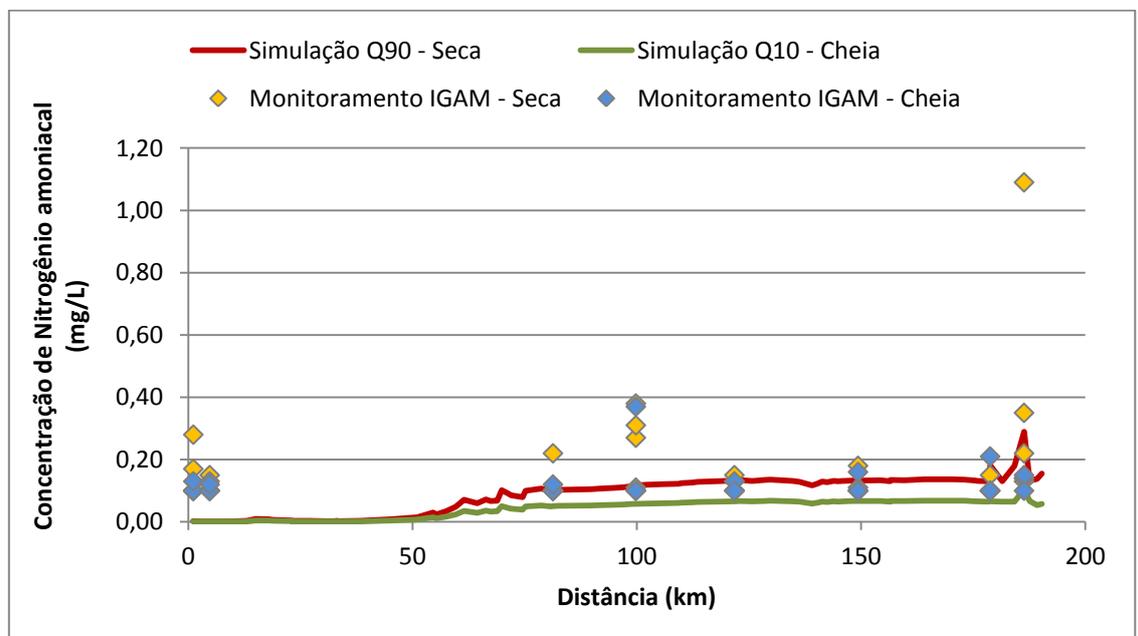


Figura 34 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrogênio Amoniacal observado nas estações de monitoramento do IGAM.

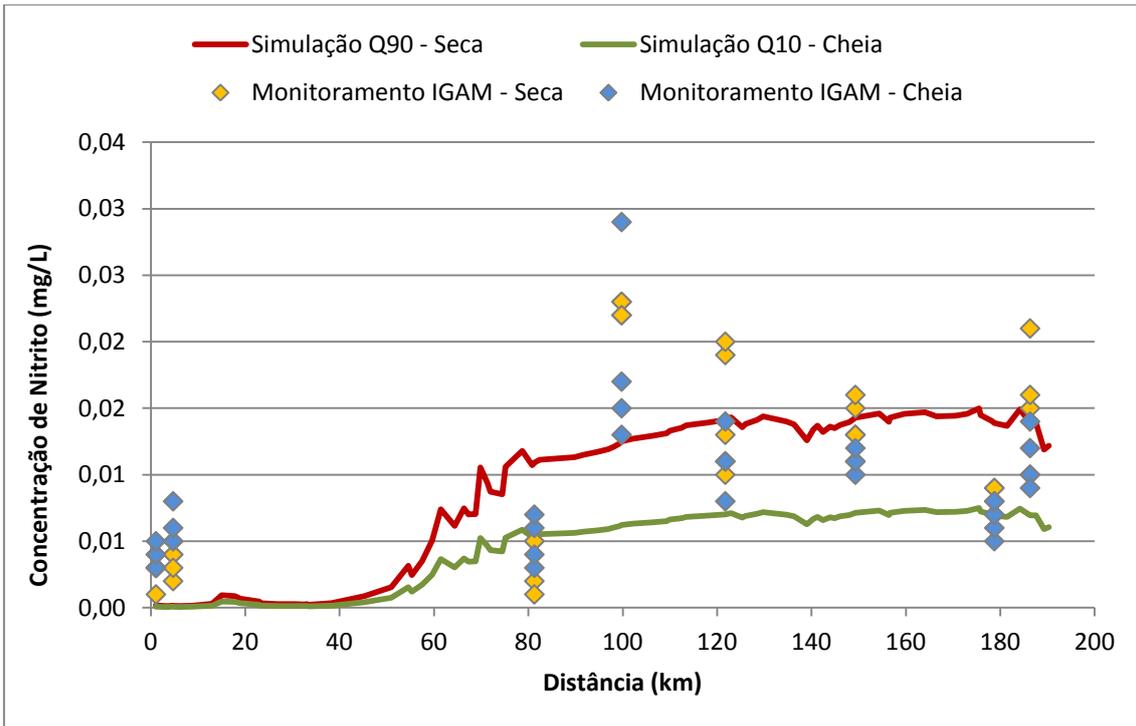


Figura 35 – Concentração de Nitrito no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrogênio Orgânico observado nas estações de monitoramento do IGAM.

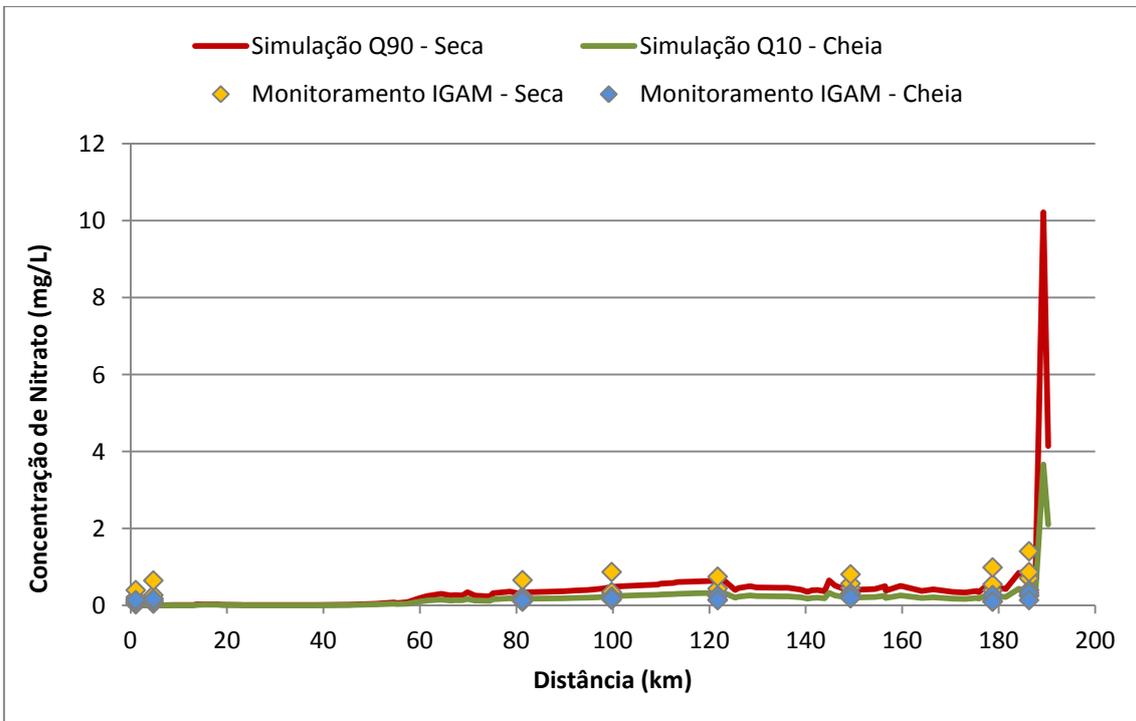


Figura 36 – Concentração de Nitrato no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Nitrato observado nas estações de monitoramento do IGAM.

Através da análise dos gráficos, pode-se perceber que o nitrogênio na sua forma orgânica apresentou valores maiores nas campanhas de monitoramento em comparação com os valores modelados, provavelmente devido à utilização de concentração nos esgotos baixas. Já os outros parâmetros (nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), o resultado da simulação apresentou um bom ajuste aos dados de campo.

Apesar de o modelo simular concentrações de nitrogênio (em todas as suas formas) inferiores no período chuvoso em comparação com o período seco, os dados de monitoramento não refletem este resultado para todos os parâmetros, apenas para o nitrato. Os dados das campanhas de monitoramento para os parâmetros nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrito não apresentam tendências sazonais.

As Figura 37 à 39 apresentam a distribuição da concentração de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, respectivamente, em toda a rede de drenagem da bacia do Rio Piracicaba. O nitrogênio amoniacal e nitrito apresentaram baixas concentrações em toda a bacia. Já o nitrito apresentou valores críticos em apenas alguns trechos.

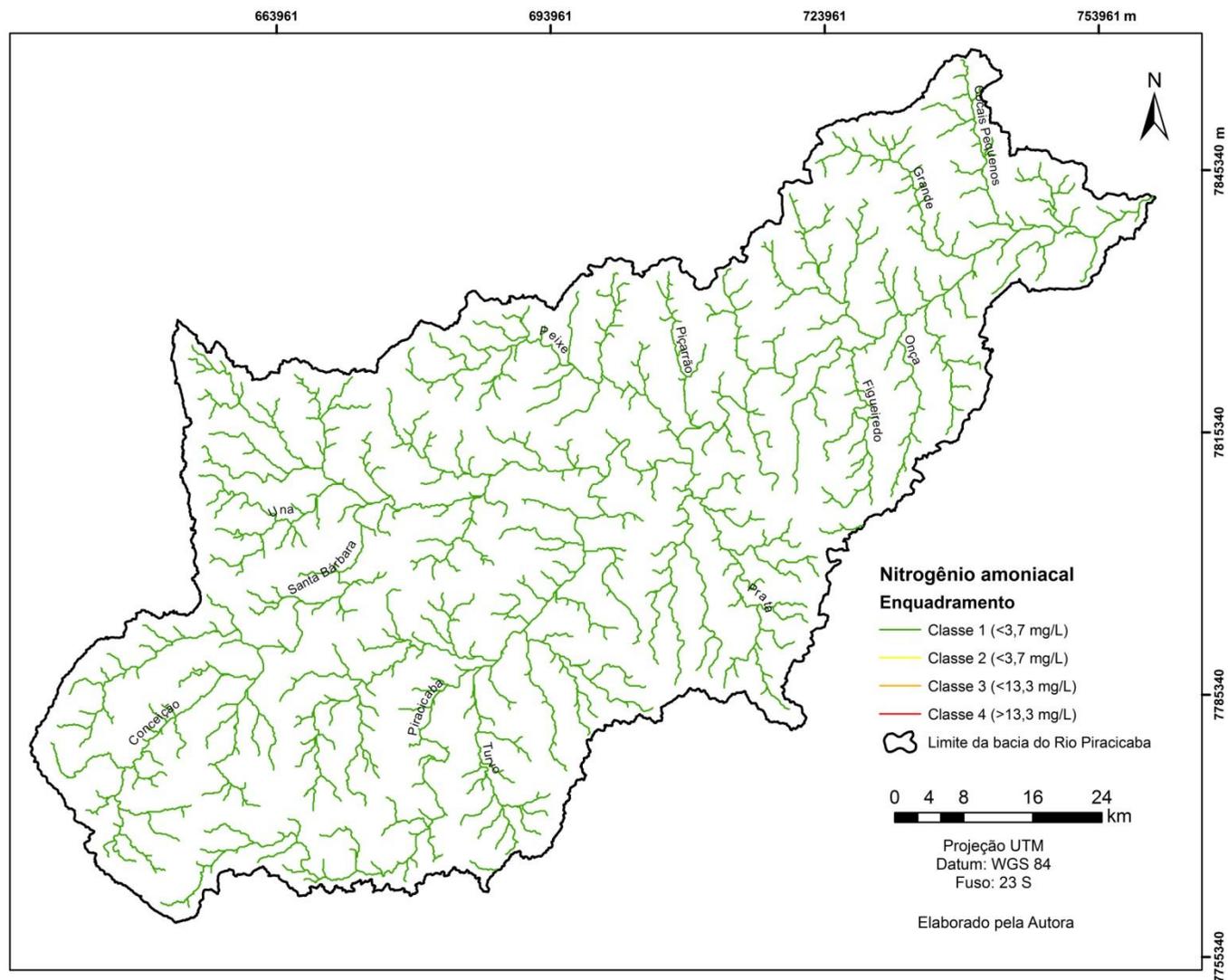


Figura 37 – Compatibilidade do Nitrogênio Amoniacoal com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.

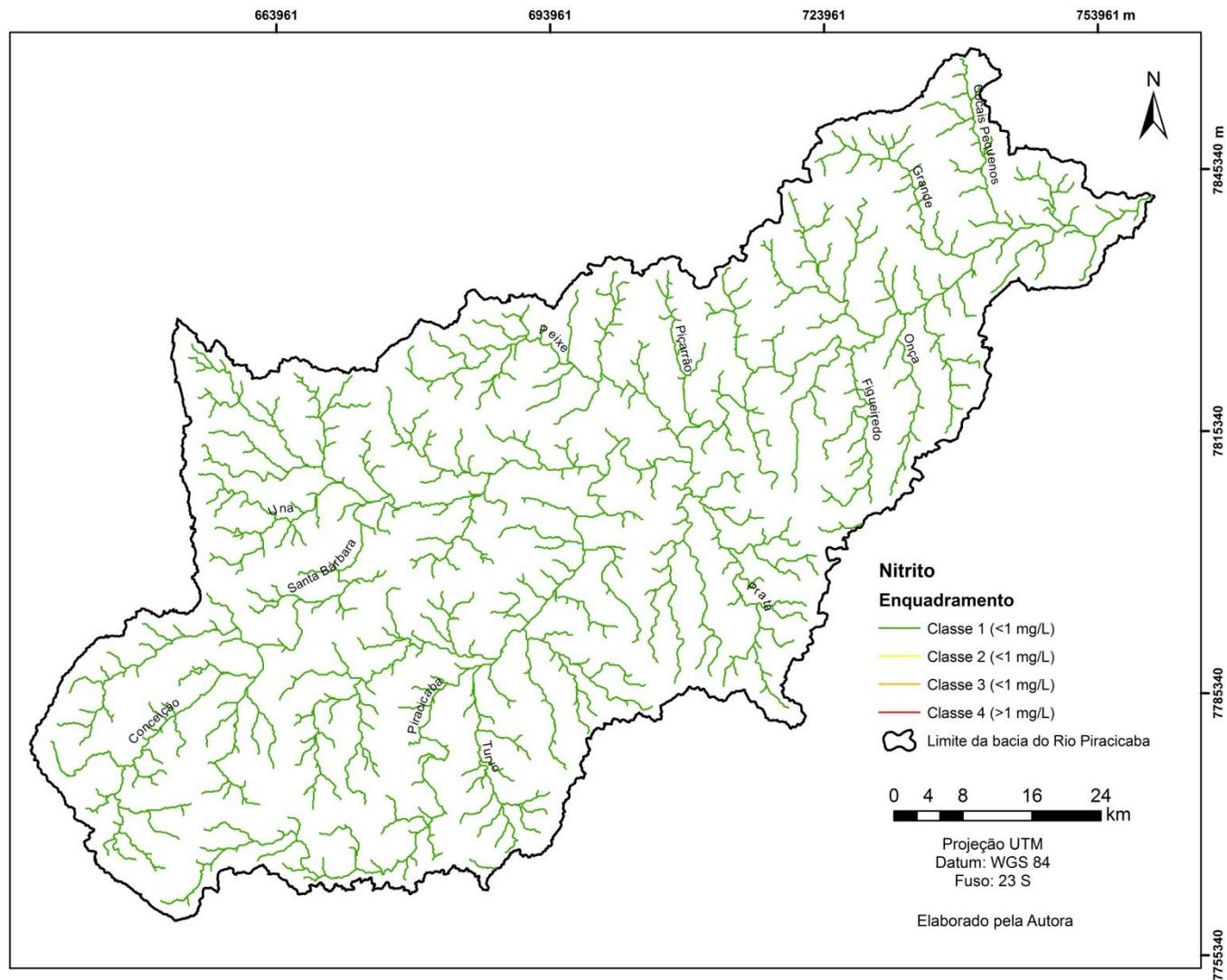


Figura 38 – Compatibilidade do Nitrito com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.

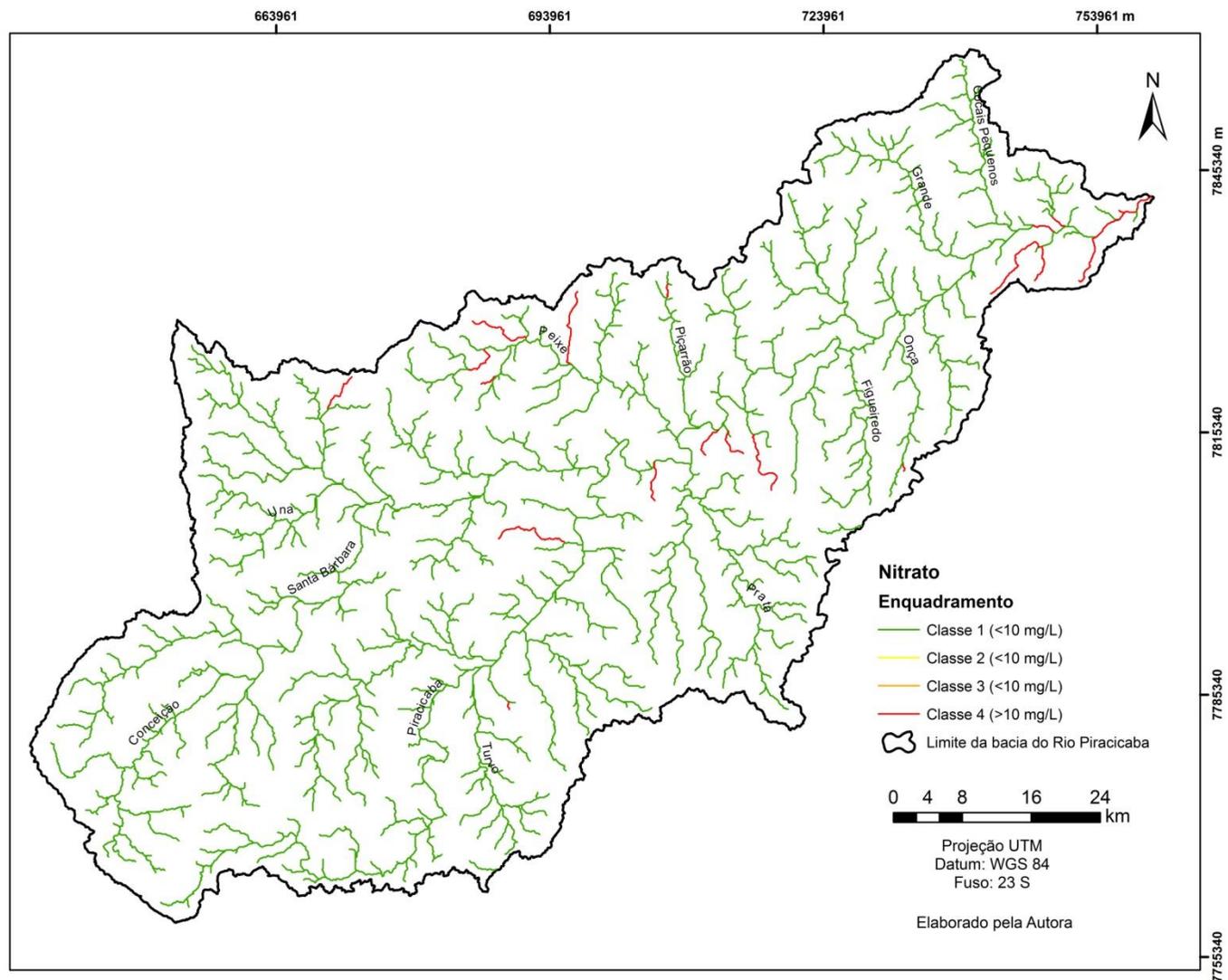


Figura 39 – Compatibilidade do Nitrato com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.

6.3.3.4 Fósforo total

As curvas do fósforo total estão apresentadas na Figura 40. A modelagem apresentou valores compatíveis com os dados das campanhas de monitoramento. No seu trecho final há um pico na concentração de fósforo total devido à grande quantidade de lançamentos de esgoto in natura próximo às cidades de Coronel Fabriciano e Timóteo.

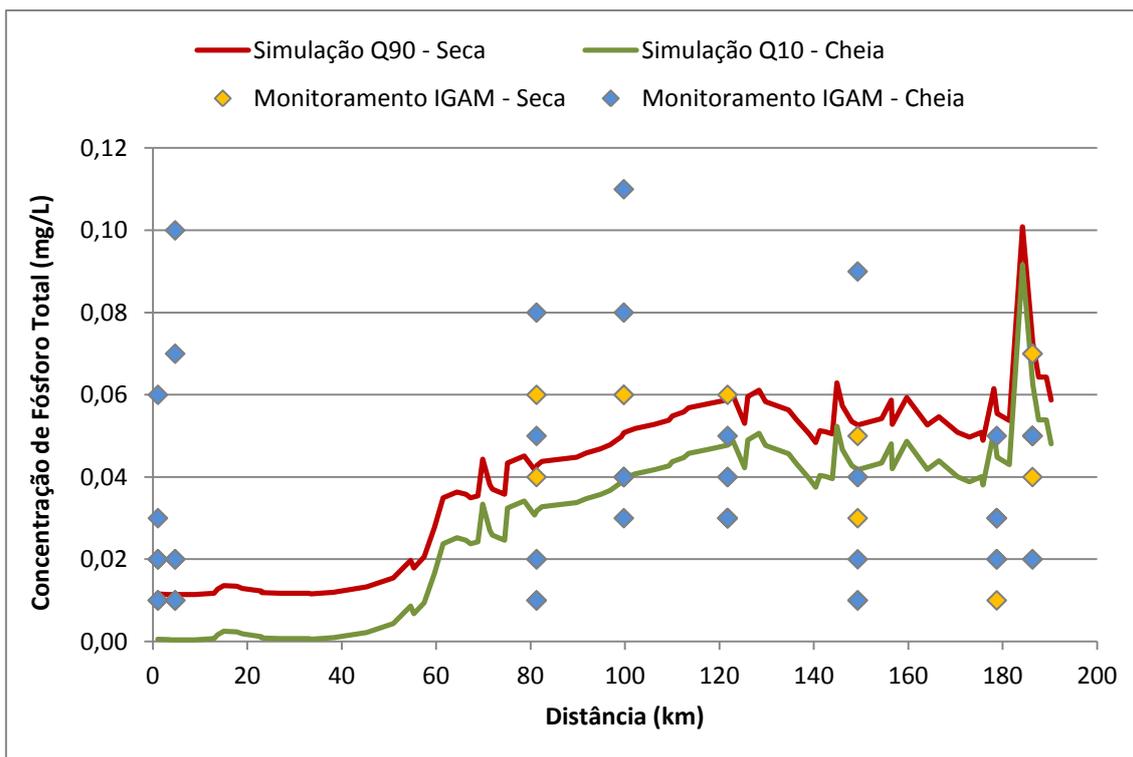


Figura 40 – Concentração de Fósforo Total no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Fósforo Total observado nas estações de monitoramento do IGAM.

Na Figura 41 é apresentado um mapa da situação atual para o parâmetro Fósforo Total em toda a extensão da bacia do rio Piracicaba. Apenas na porção inicial da bacia, há baixa concentração deste parâmetro.

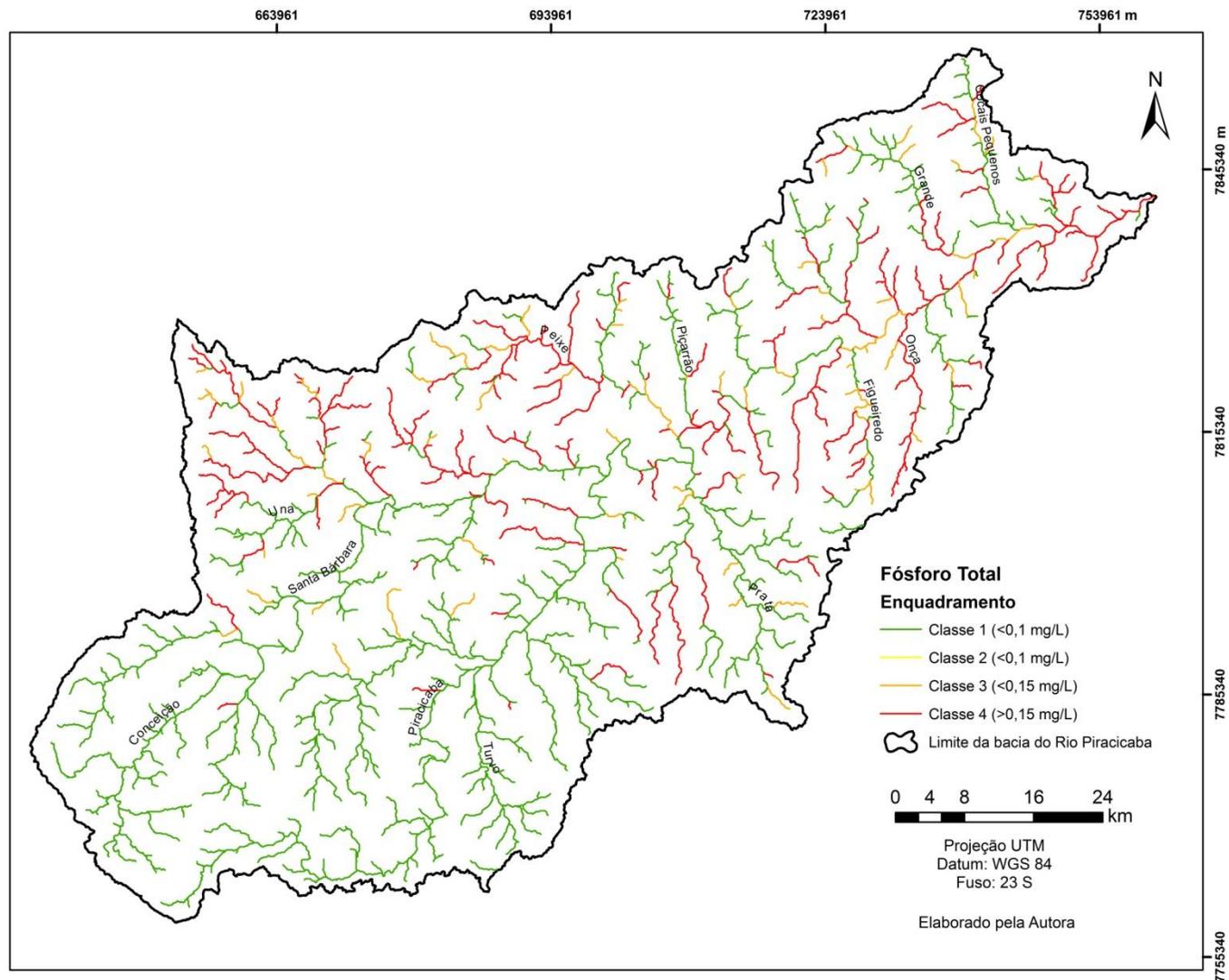


Figura 41 – Compatibilidade do Fósforo Total com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.

6.3.3.5 Coliformes termotolerantes

A curva dos Coliformes termotolerantes está apresentada na Figura 42.

A modelagem dos coliformes termotolerantes não apresentou aderência em relação aos dados de campo de monitoramento. O resultado pode ser justificado devido à utilização de concentrações nos esgotos baixas, assim como o desconhecimento de todas as fontes pontuais de efluentes sanitários.

A condição atual das concentrações de coliformes termotolerantes para toda a extensão da bacia do rio Piracicaba está apresentada na Figura 43.

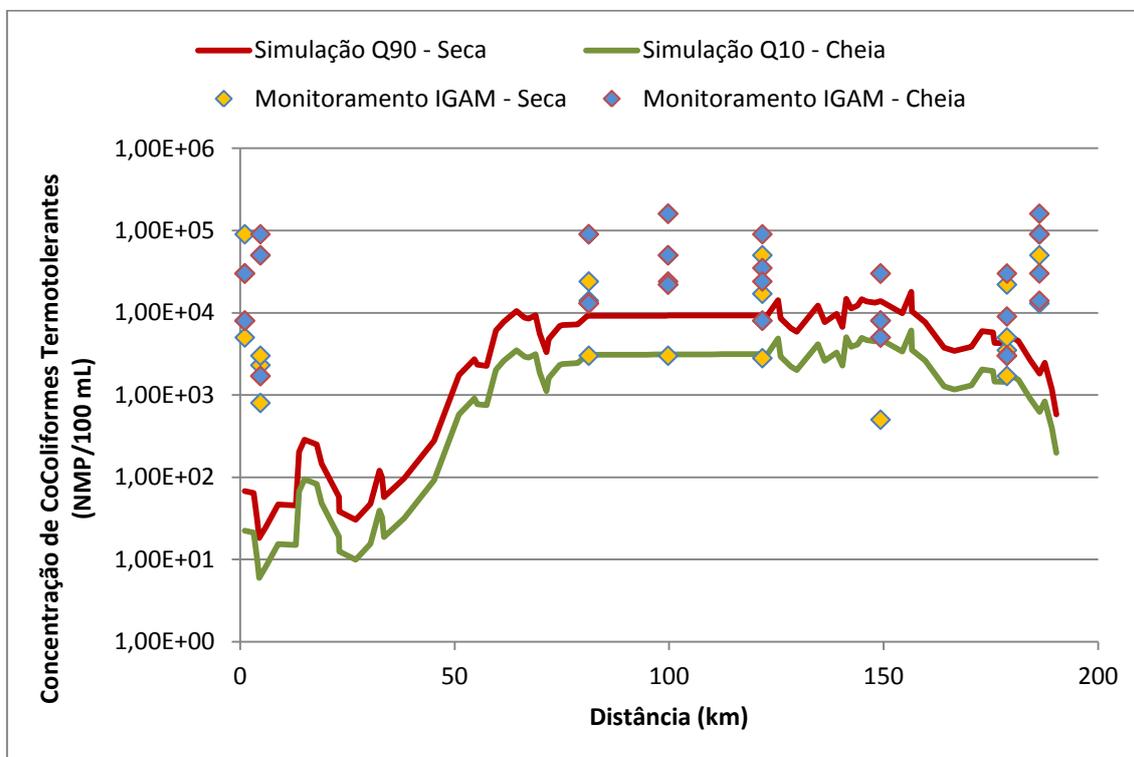


Figura 42 – Concentração de Coliformes termotolerantes no Rio Piracicaba: simulada com Q10 e Q90, ao longo do rio e, Coliformes termotolerantes observados nas estações de monitoramento do IGAM.

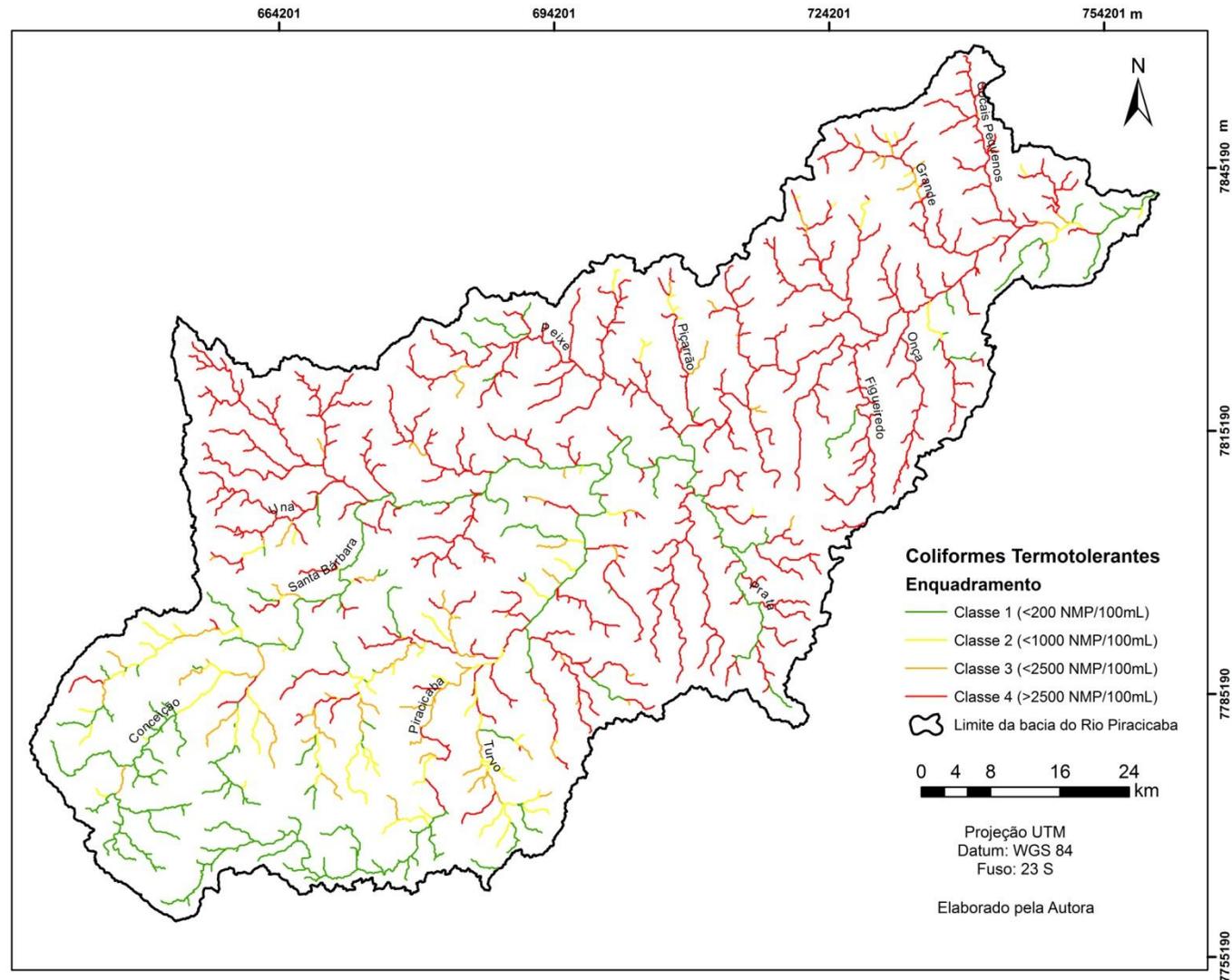


Figura 43 – Compatibilidade dos Coliformes Termotolerantes com as classes de enquadramento na bacia do Rio Piracicaba.

6.3.3.6 Enquadramento geral

No mapa da Figura 44 é apresentada a classificação geral quanto ao enquadramento dos cursos d'água da bacia, considerando a pior classificação para os parâmetros analisados (DBO, OD, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total e Coliformes termotolerantes). A situação atual da bacia do rio Piracicaba é crítica, já que a maioria dos cursos d'água apresentam a qualidade de suas águas compatíveis com a classe 4. As concentrações atuais estão bem acima do que seria o ideal para a referida bacia, já que o seu enquadramento atual é na Classe 2.

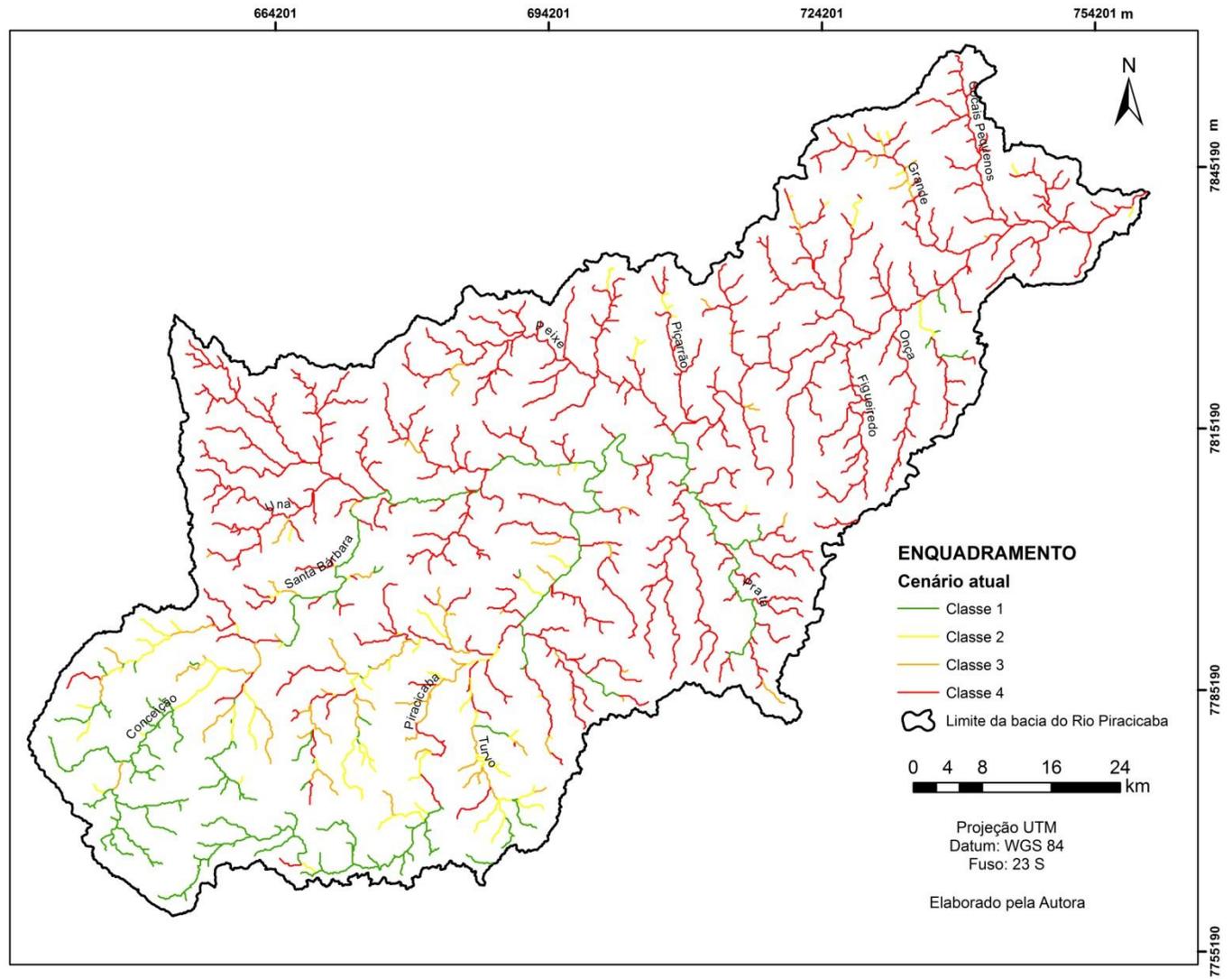


Figura 44 – Compatibilidade com as classes de enquadramento geral da bacia do rio Piracicaba

6.3.4 Análise das diferenças entre os dados observados e simulados

Os resultados da análise estatística das diferenças entre valores observados e calculados pelo modelo, para cada parâmetro de qualidade de água, estão apresentados na Tabela 35: o erro médio quadrático (RMSE) e o desvio padrão geral dos erros (STD) – descritos no Capítulo 3 – Seção 3.4.3.

Tabela 35 – Erro médio quadrático (RMSE) e desvio padrão (STD) entre os valores observados e os valores calculados pelo modelo, dos parâmetros de qualidade de água analisados.

Parâmetro	RMSE	STD
DBO	0,44	0,13
OD	0,40	0,12
Nitrogênio Orgânico	0,87	0,26
Nitrogênio Amoniacal	0,98	0,30
Nitrito	1,87	0,56
Nitrato	0,74	0,22
Fósforo Total	0,53	0,16
Coliformes termotolerantes	1,14	0,34

A análise estatística dos parâmetros de qualidade indicaram baixa dispersão dos erros e alta correlação entre os dados experimentais e simulados. Quanto mais próximos de zero são os valores da RSME e STD, mais os dados medidos e simulados se assemelham.

Os parâmetros estatísticos indicaram uma melhor simulação dos parâmetros OD e DBO. Os parâmetros nitrito, coliformes termotolerantes, nitrogênio amoniacal e nitrogênio amoniacal, apresentaram, respectivamente, os piores valores tanto para o RSME e STD, indicando que os dados observados e simulados apresentaram baixa aderência.

A avaliação visual dos resultados através de gráficos que representem todos os postos de monitoramento, com as respectivas cargas poluidoras simuladas e observadas complementa a análise estatística realizada. Nas Figura 45 à 51 são apresentados, em gráficos, os valores médios, máximos e mínimos dos resultados obtidos do período de 2009 a 2012, para cada parâmetro de qualidade da água em cada estação de monitoramento do IGAM utilizado no ajuste, assim como os valores simulados pelo modelo.

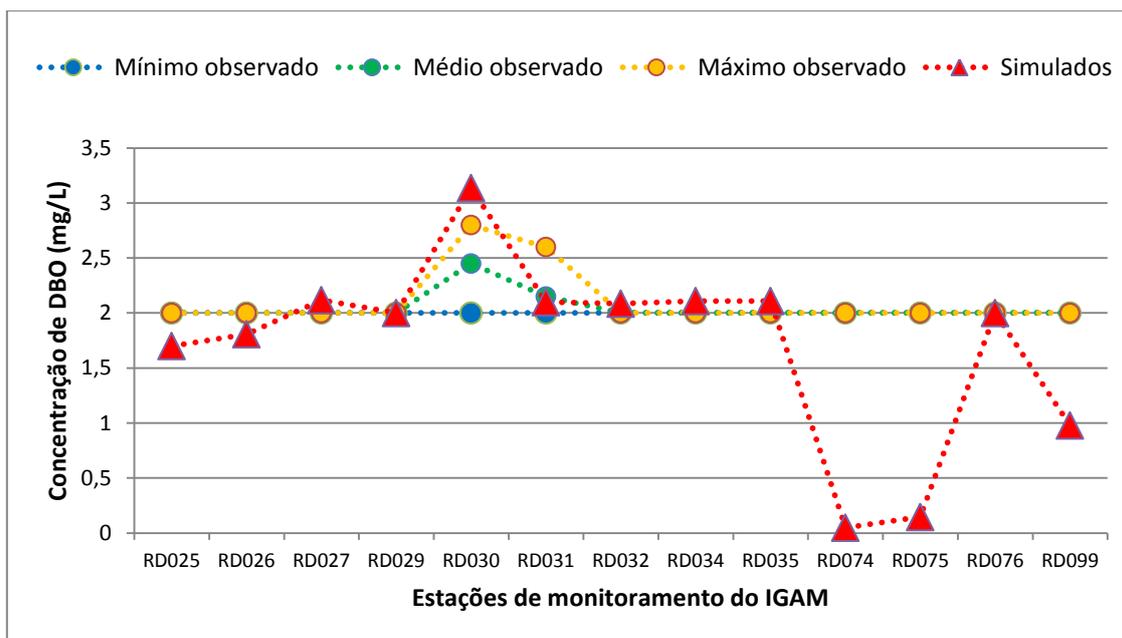


Figura 45 – Valores observados e simulados de concentração de DBO nas estações de monitoramento do IGAM.

A análise do gráfico, da Figura 45, aponta uma resposta satisfatória do modelo, principalmente em termos de valores médios. Entretanto, nas estações RD074 e RD075, localizadas mais próximas da nascente do Rio Piracicaba, os valores de DBO foram menores do que os das campanhas de monitoramento. Esse resultado pode ser justificado devido à falta de conhecimento de todas as cargas poluidoras pontuais nestes trechos, como por exemplo, um lançamento de uma indústria, já que é uma área comprometida pelas atividades antrópicas. Tanto os valores observados quanto os simulados são inferiores ao limite da classe 2 (conforme Tabela 8, Capítulo 2 – Seção 2.2), o que indica que todos dos trechos do rio onde estão localizadas as estações de monitoramento do IGAM possuem qualidade da água superior ao mínimo exigido pela Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). Entretanto, os dados apresentados nesse gráfico não representam todos os cursos d'água da bacia do Rio Piracicaba, mas apenas 13 trechos, compreendidos pelas estações de monitoramento. Os resultados referentes a todos os trechos foram apresentados na Figura 30 – Seção 6.3.3.1).

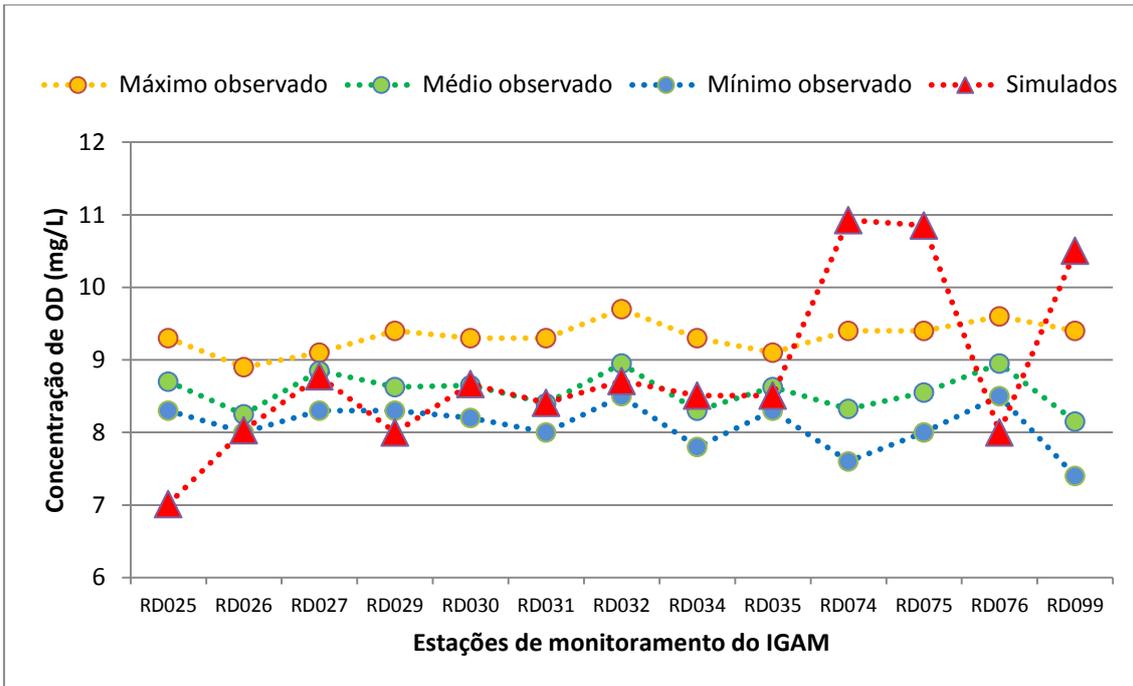


Figura 46 – Valores observados e simulados de concentração de OD nos postos de monitoramento do IGAM.

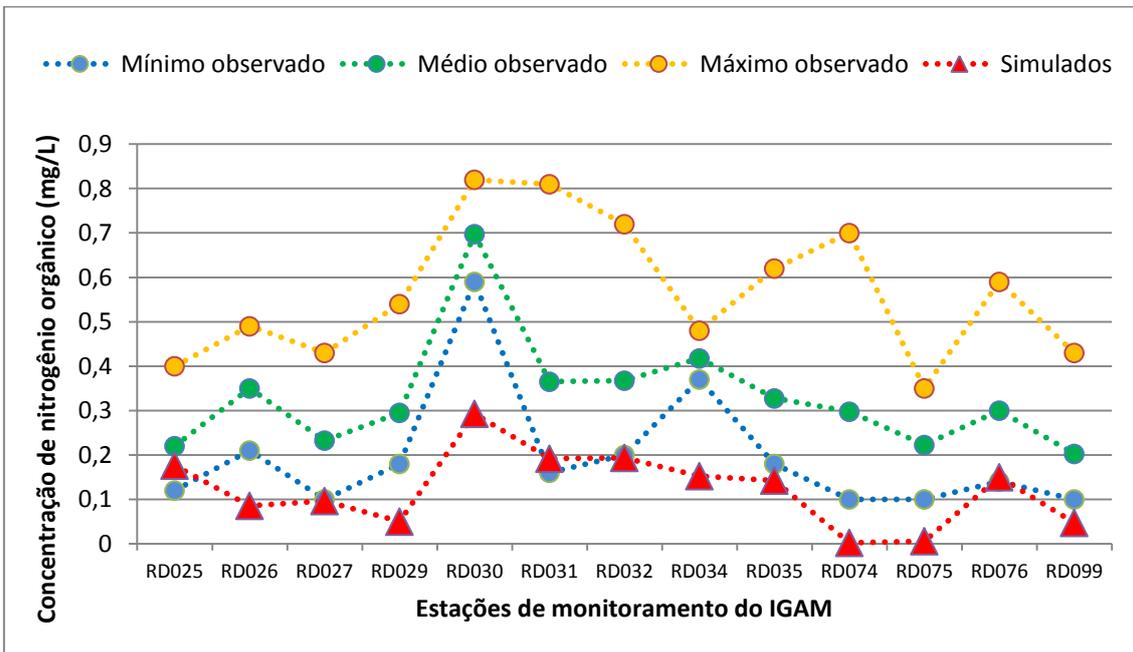


Figura 47 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrogênio Orgânico nos postos de monitoramento do IGAM.

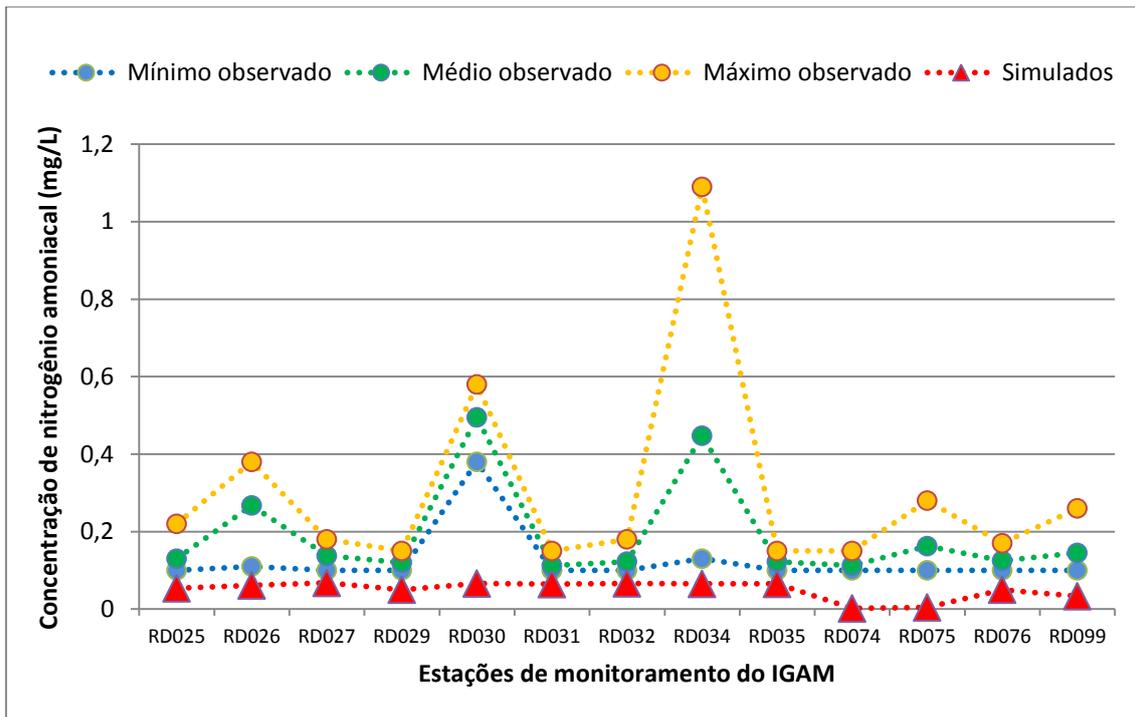


Figura 48 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrogênio Amoniacal nos postos de monitoramento do IGAM.

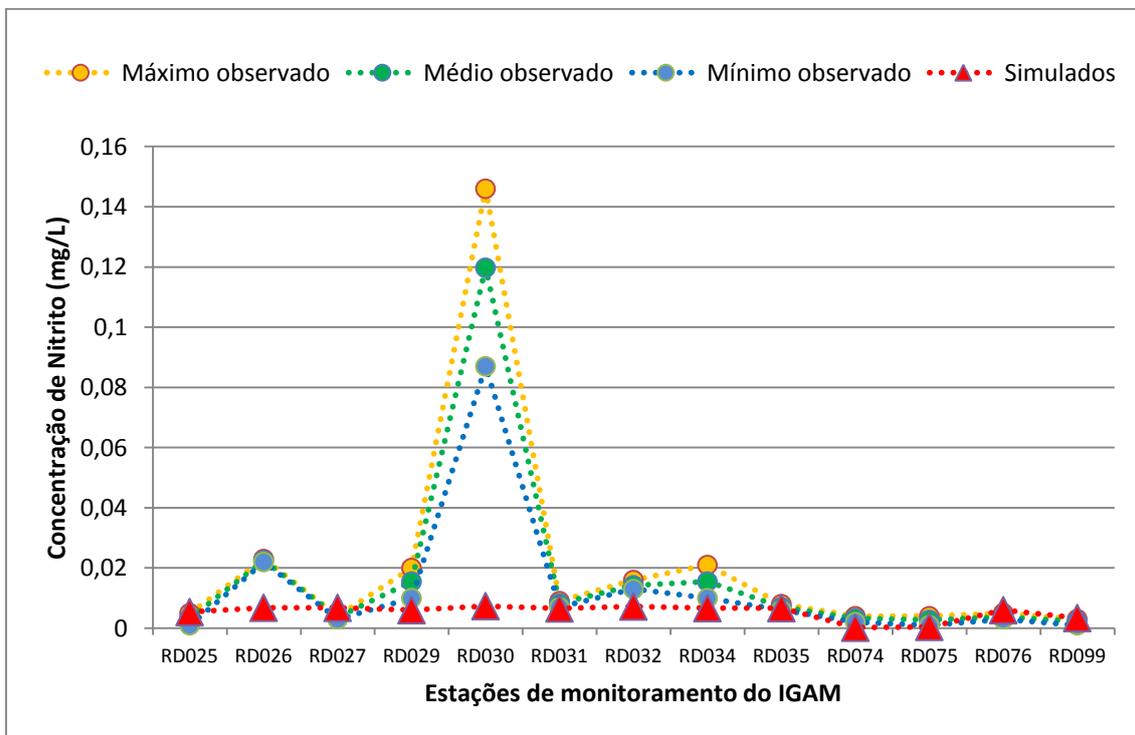


Figura 49 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrito nos postos de monitoramento do IGAM.

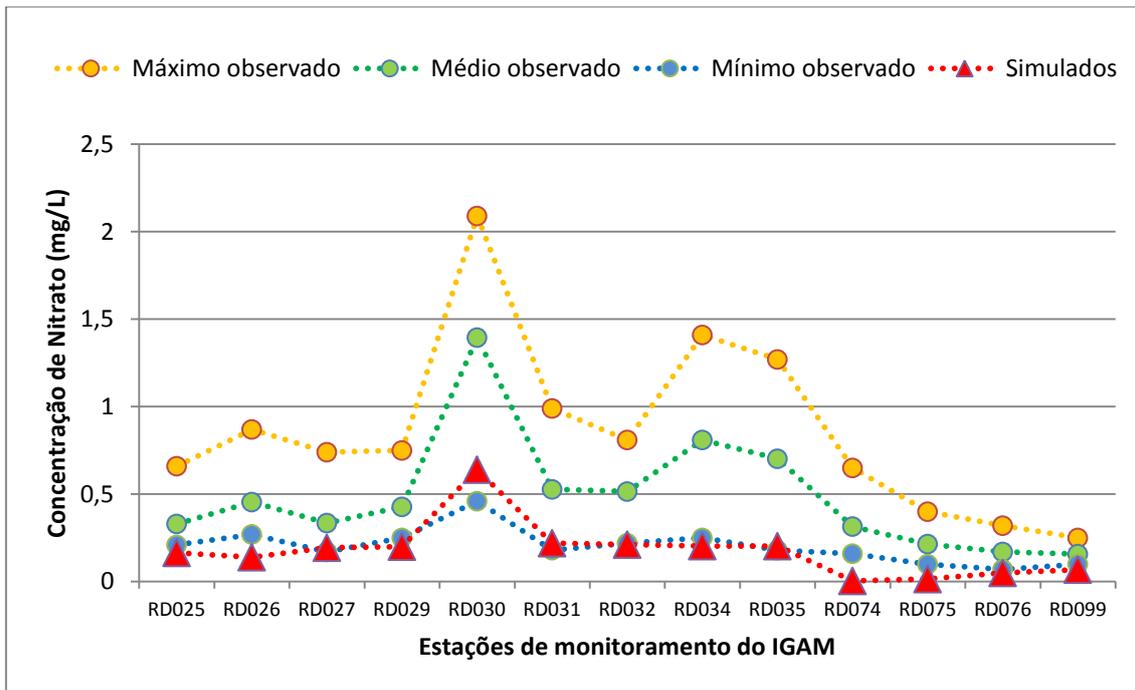


Figura 50 – Valores observados e simulados de concentração de Nitrato nos postos de monitoramento do IGAM.

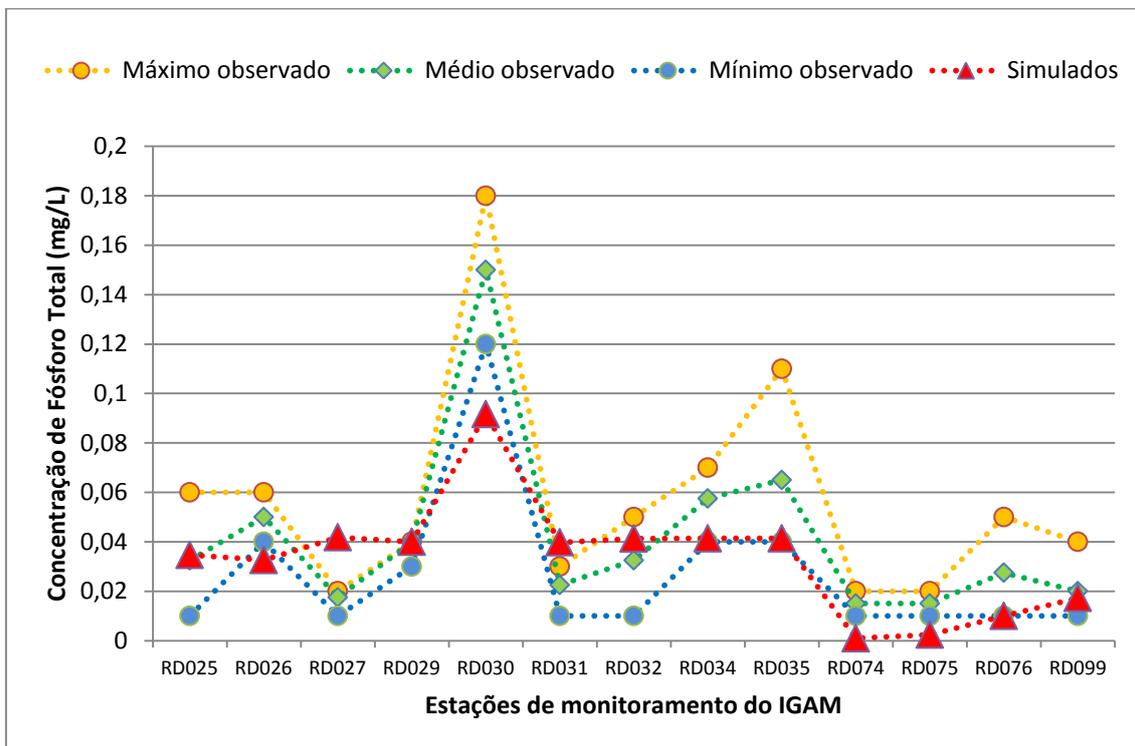


Figura 51 – Valores observados e simulados de concentração de Fósforo Total nos postos de monitoramento do IGAM.

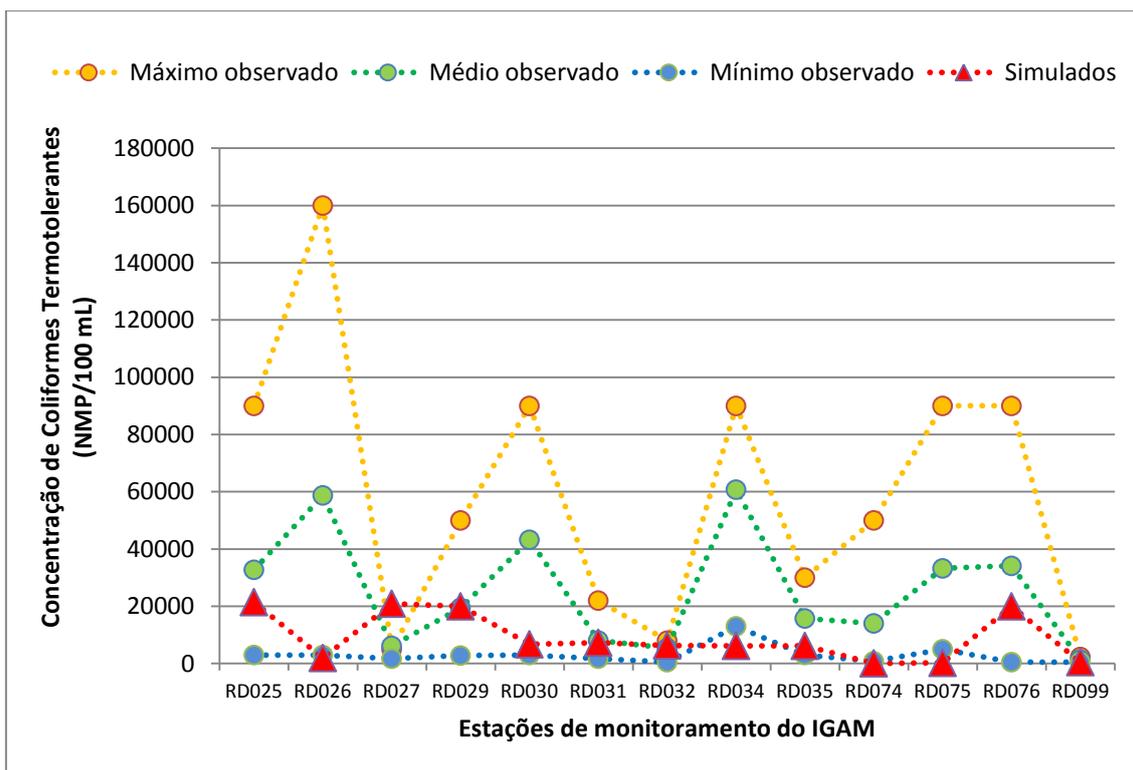


Figura 52 – Valores observados e simulados de concentração de Coliformes termotolerantes nos postos de monitoramento do IGAM.

Na análise dos gráficos das Figura 45 à 52 é possível notar a influência da concentração de indústrias na nascente do rio do Peixe, no município de Itabira. Com base nos dados observados e simulados na estação RD030, próximo à foz do rio do Peixe, é possível observar o aumento dos valores médios, mínimos, máximos e simulados na concentração de todos os poluentes. Estes resultados indicam a necessidade do controle das cargas poluentes industriais, pois estas provocam grande impacto na qualidade dos recursos hídricos.

Nas Figura 53 e 54 são apresentados gráficos box-plot, que permitem a visualizar os valores de DBO simulados pelo modelo e compará-los com os valores medidos nas campanhas de monitoramento do IGAM, apresentado com os valores máximo, mínimo, mediana e quartis superior e inferior. Além disso, os gráficos indicam os valores limites da classe 2 conforme Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005).

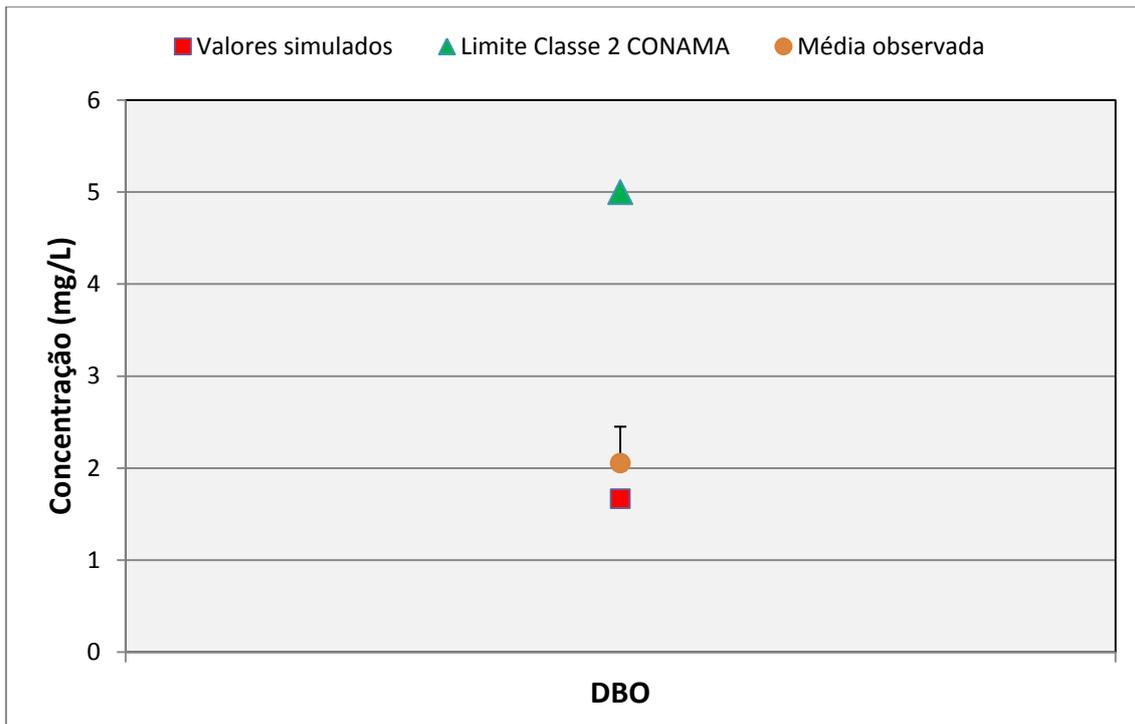


Figura 53 – Concentrações de DBO simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.

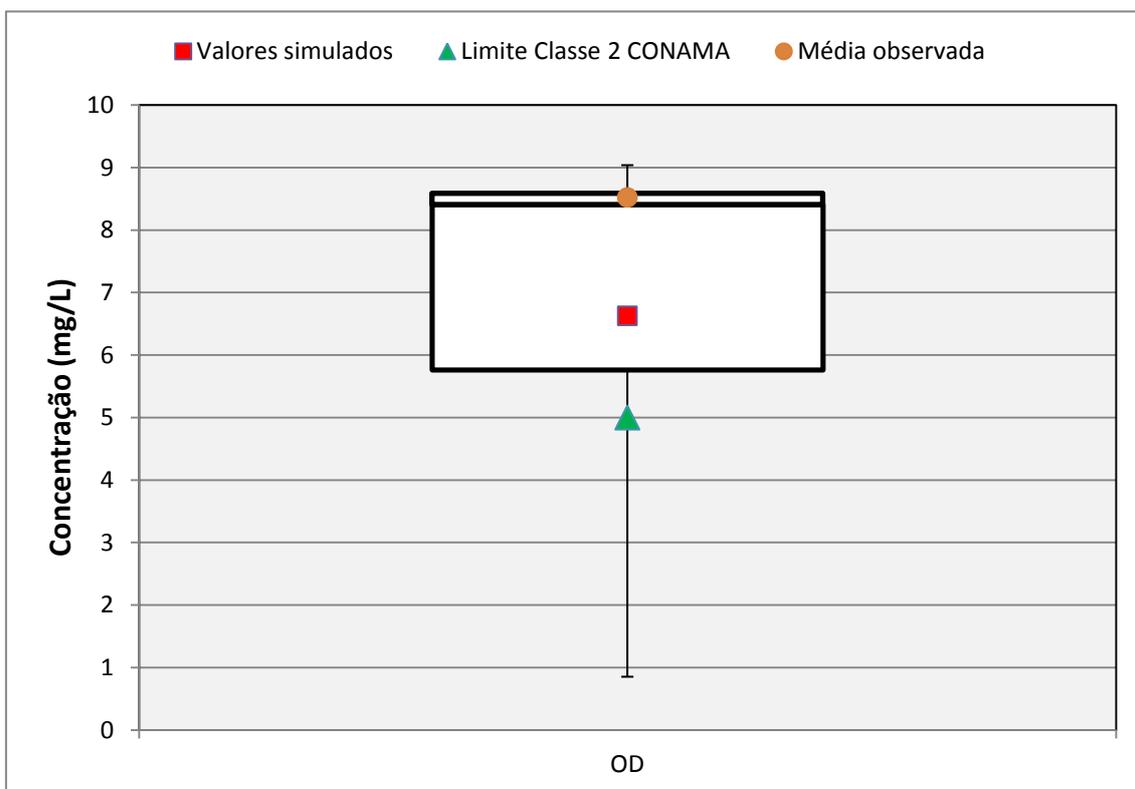


Figura 54 – Concentrações de OD simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.

Os valores observados nas campanhas de monitoramento para o parâmetro DBO não apresentaram variação ao longo das campanhas realizadas entre os anos de 2009 a 2012, o que fez com que o diagrama de caixas (box-plot) não ficasse tão visível. Entretanto, é possível observar que o valor simulado apresentou valor muito próximo da média observada, indicando bom ajuste entre os dados. Já para o parâmetro OD a média observada se encontra no terceiro quartil e o valor simulado no segundo quartil. De acordo com os gráficos é possível afirmar que a concentração de DBO e OD simulados pelo modelo apresentaram pequena variação em relação à média observada.

Ambos parâmetros apresentaram valores dentro dos limites especificados na classificação CONAMA para enquadramento na classe 2.

Na Figura 55 é apresentado o gráfico box-plot com os valores simulados e medidos para os parâmetros Nitrogênio Orgânico, Amoniacal, Nitrito e Nitrato.

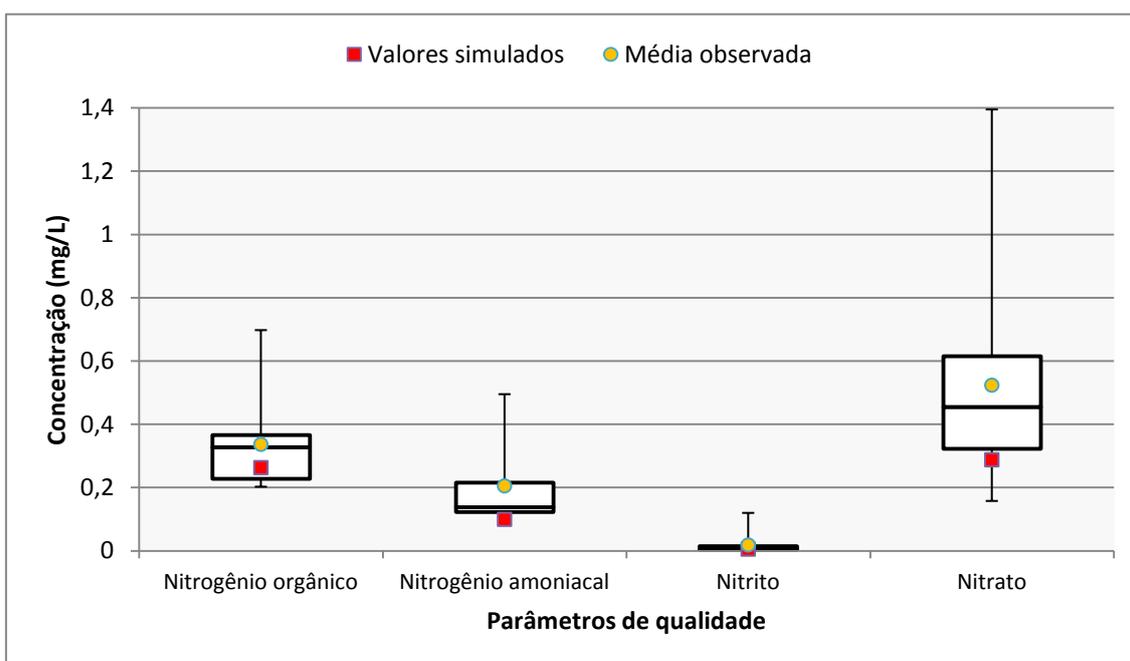


Figura 55– Concentrações de Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato simuladas pelo modelo e concentrações observadas nas estações de monitoramento do IGAM.

Na análise do gráfico da Figura 55 é possível notar que os valores simulados para todos os parâmetros apresentam valores inferiores às médias observadas.

Na Figura 56 é apresentado o gráfico box-plot do parâmetro de qualidade Fósforo Total, com os valores simulados pelo modelo, medidos nas estações de monitoramento

do IGAM e os limites da classe 2. O fósforo total apresentou valores de carga simulada próxima à média e valores observados e simulados inferiores ao máximo estabelecido para enquadramento na Classe 2 do CONAMA.

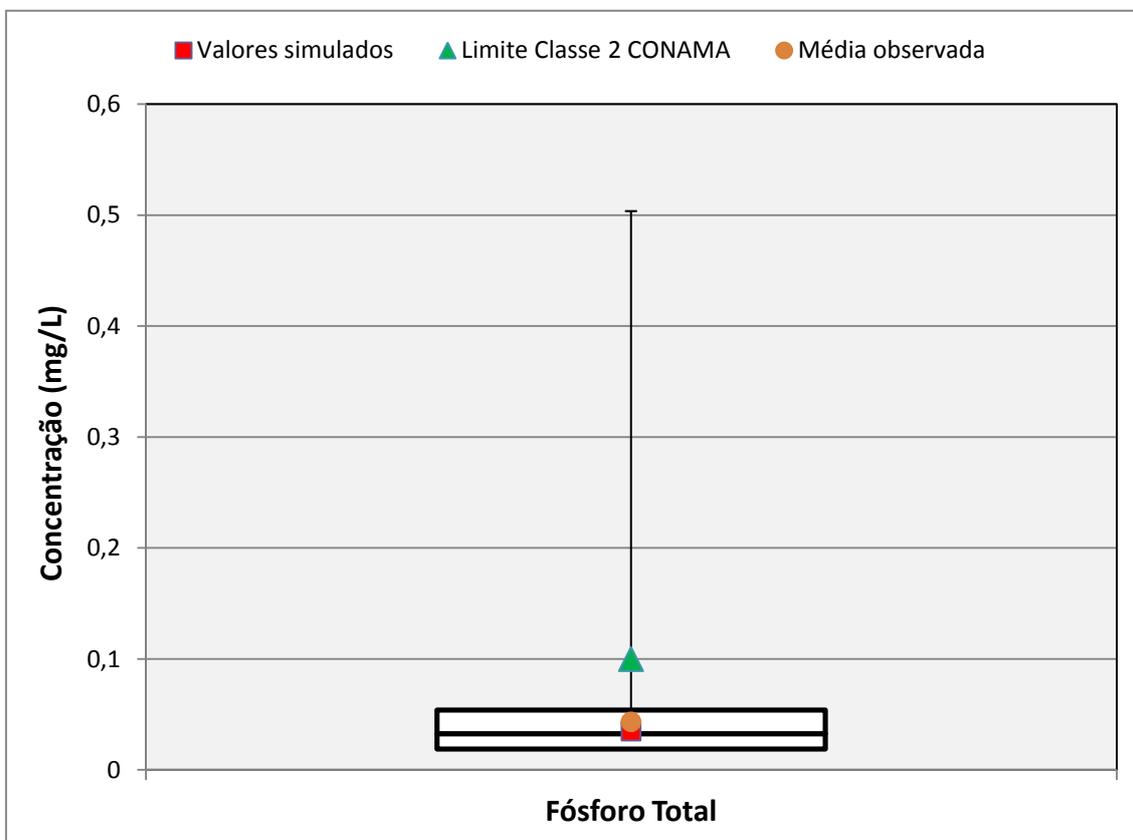


Figura 56 - Concentrações de Fósforo Total simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.

Na Figura 57 é apresentado um gráfico box-plot com os valores simulados e medidos para os coliformes termotolerantes. Os valores simulados são inferiores aos observados nas estações de monitoramento do IGAM. Esse resultado pode ser justificado pela falta de registro de todos os efluentes domésticos lançados nos cursos d'água da bacia, já que este é um efluente com alta carga de coliformes termotolerantes.

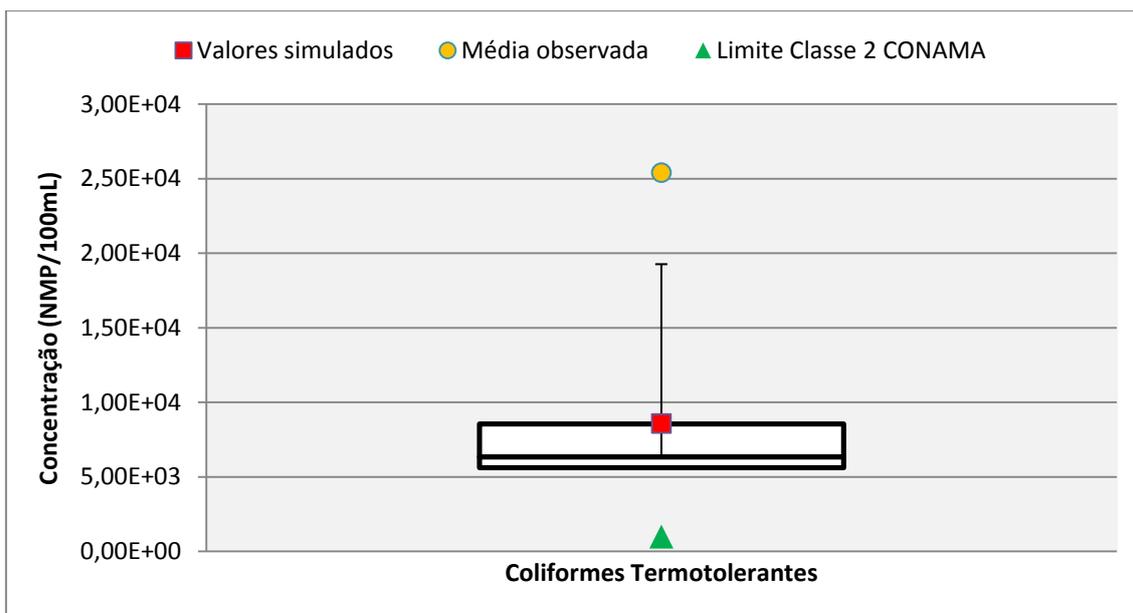


Figura 57 – Concentrações de Coliformes termotolerantes simuladas pelo modelo, observadas nas estações de monitoramento do IGAM e limites da Classe 2 do CONAMA.

6.3.5 Validação

Uma importante etapa da modelagem ambiental é a validação do modelo, na qual os dados observados em campo e que não foram utilizados na etapa de calibração são comparados com os resultados modelados. Para a validação foram utilizados os dados das campanhas de monitoramento do IGAM dos meses de janeiro e julho de 2008, representando a condição de cheia (Q_{10}) e de seca (Q_{90}), respectivamente.

As Figuras 58 a 65 apresentam os resultados da validação para os parâmetros DBO, OD, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total e Coliformes termotolerantes, respectivamente.

As curvas calibradas se ajustaram bem aos dados das campanhas de monitoramento.

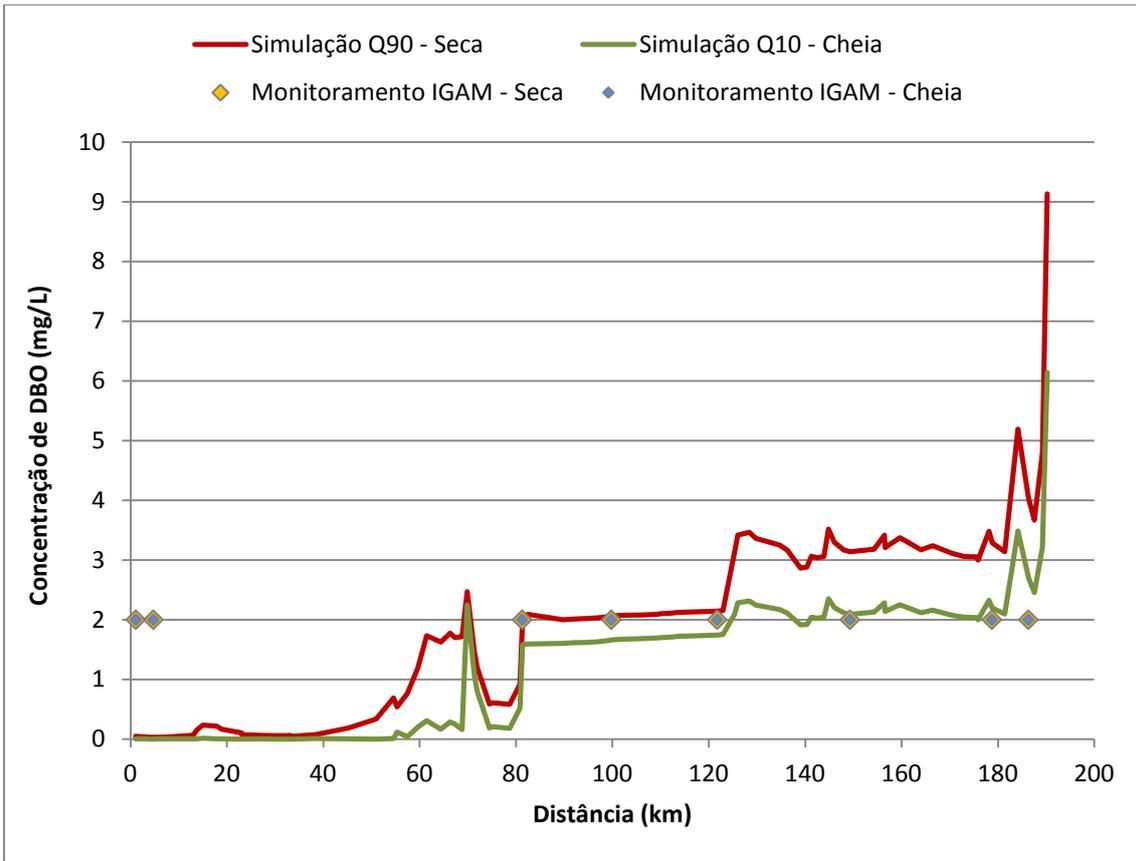


Figura 58 – Gráfico representativo da validação da DBO.

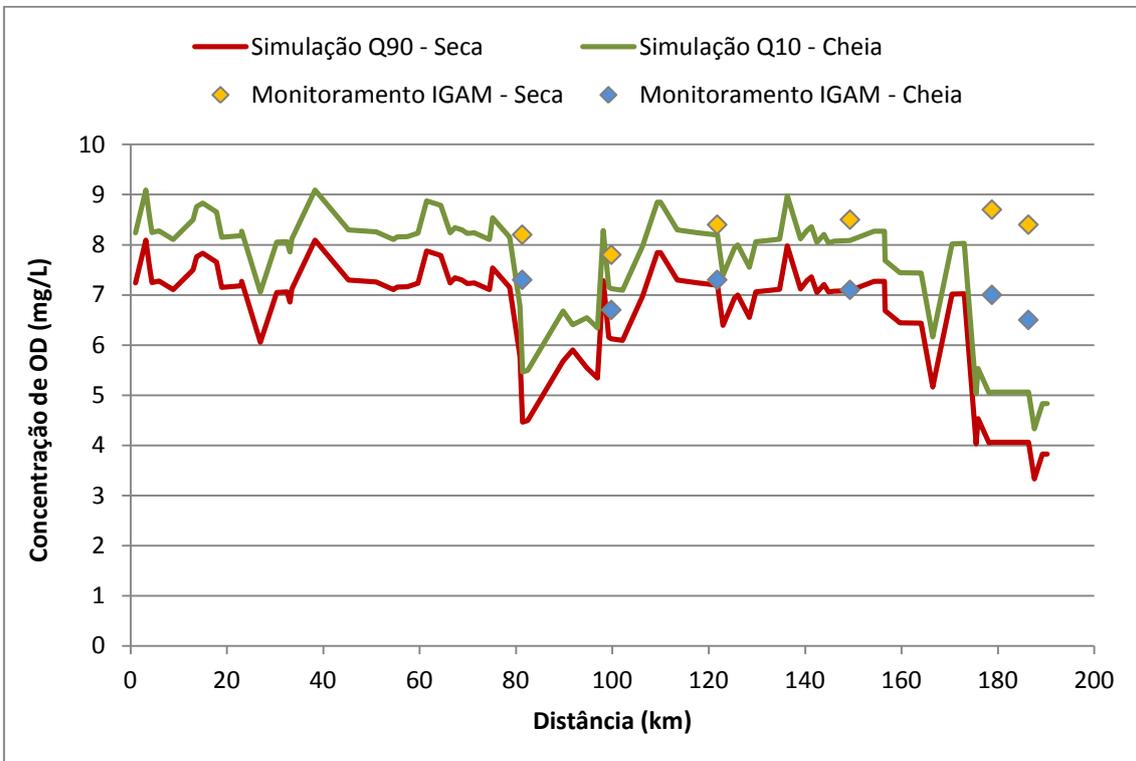


Figura 59 – Gráfico representativo da validação do OD.

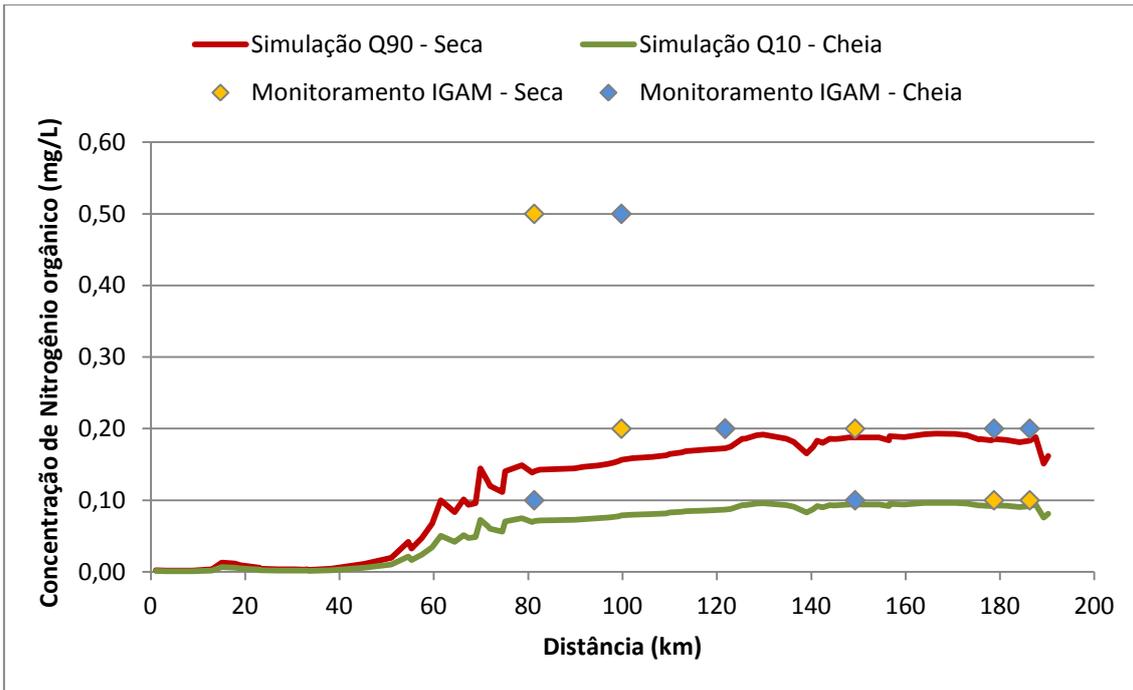


Figura 60 – Gráfico representativo da validação do Nitrogênio Orgânico.

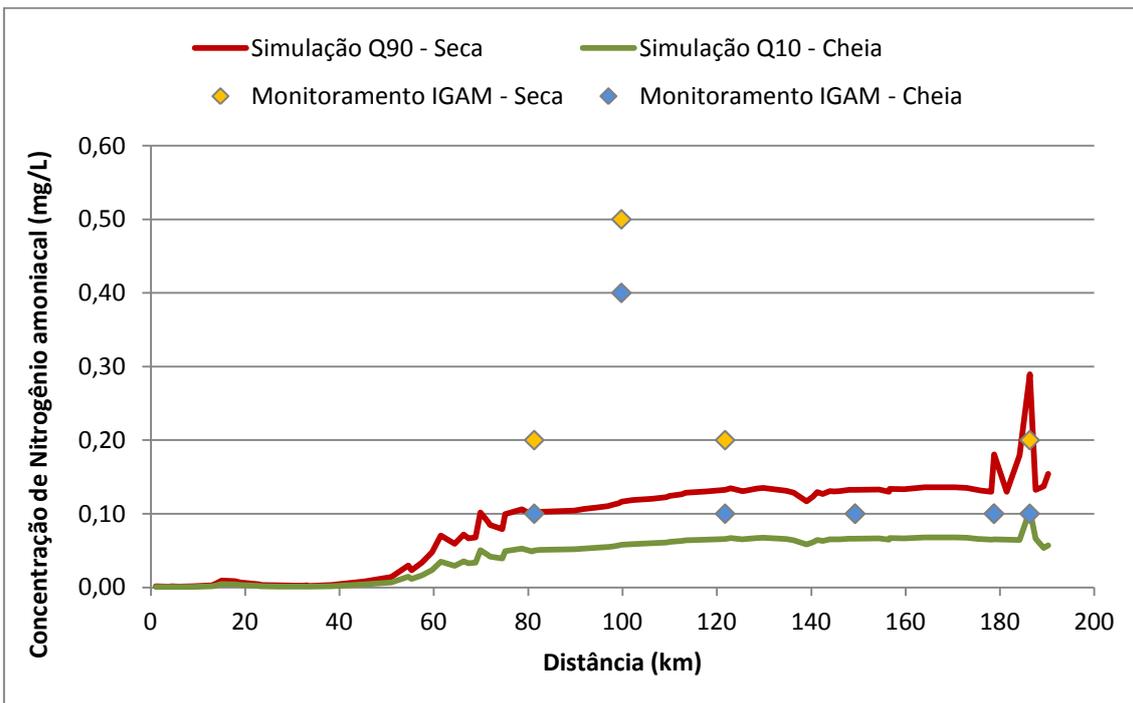


Figura 61 – Gráfico representativo da validação do Nitrogênio Amoniacal.

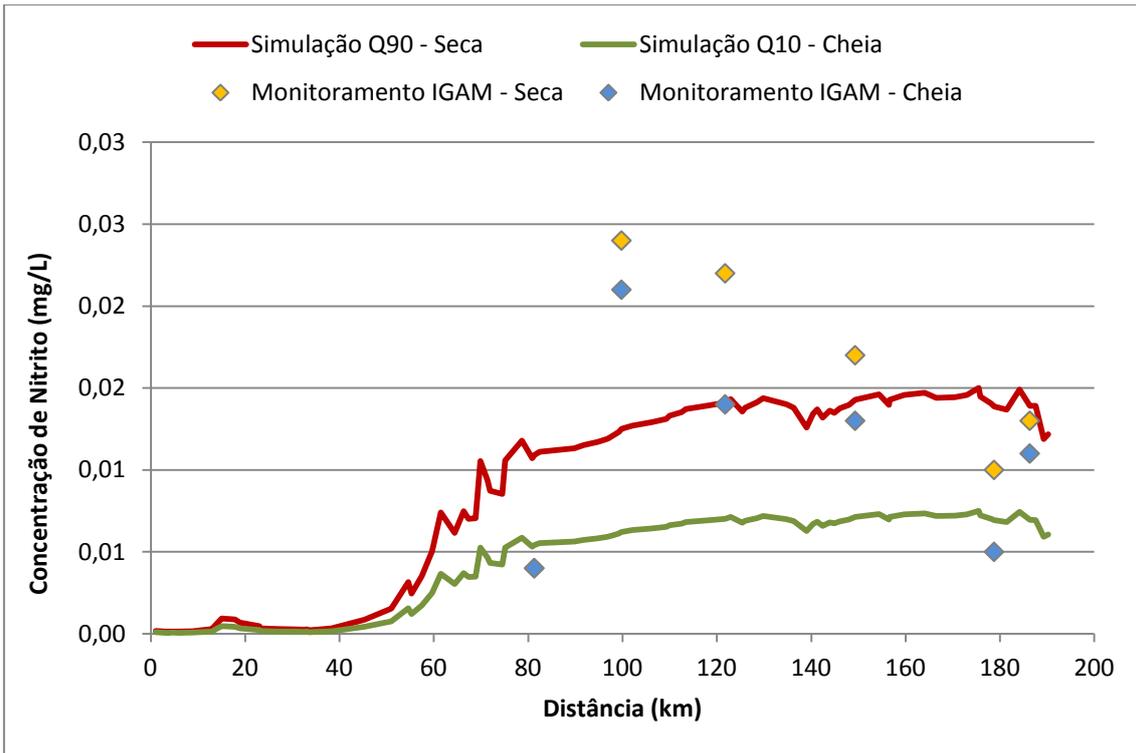


Figura 62 – Gráfico representativo da validação do Nitrito.

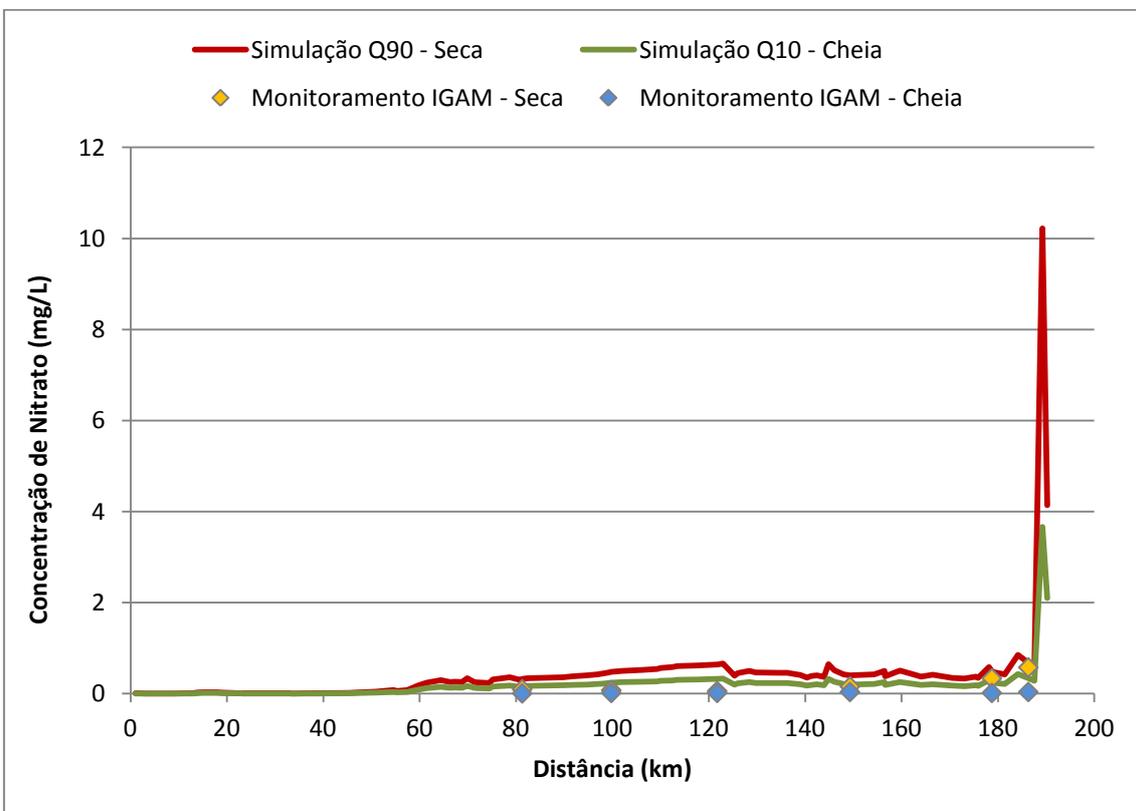


Figura 63 – Gráfico representativo da validação do Nitrato.

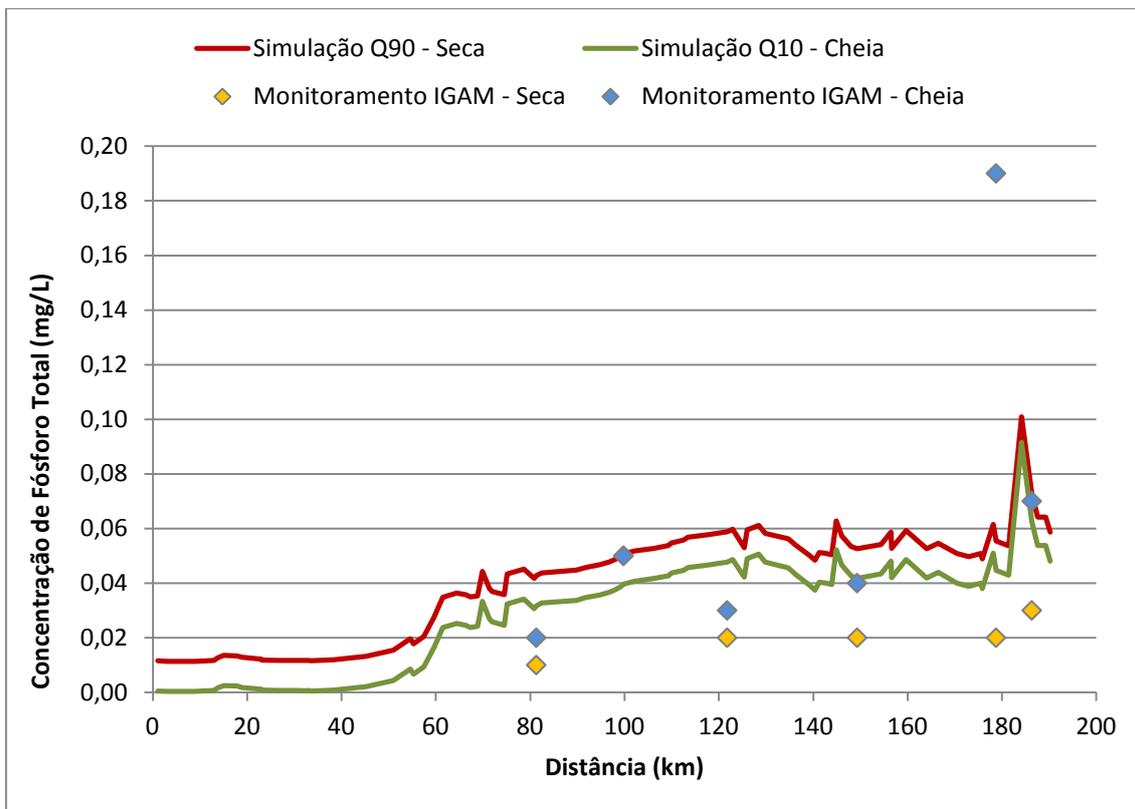


Figura 64 – Gráfico representativo da validação do Fósforo Total.

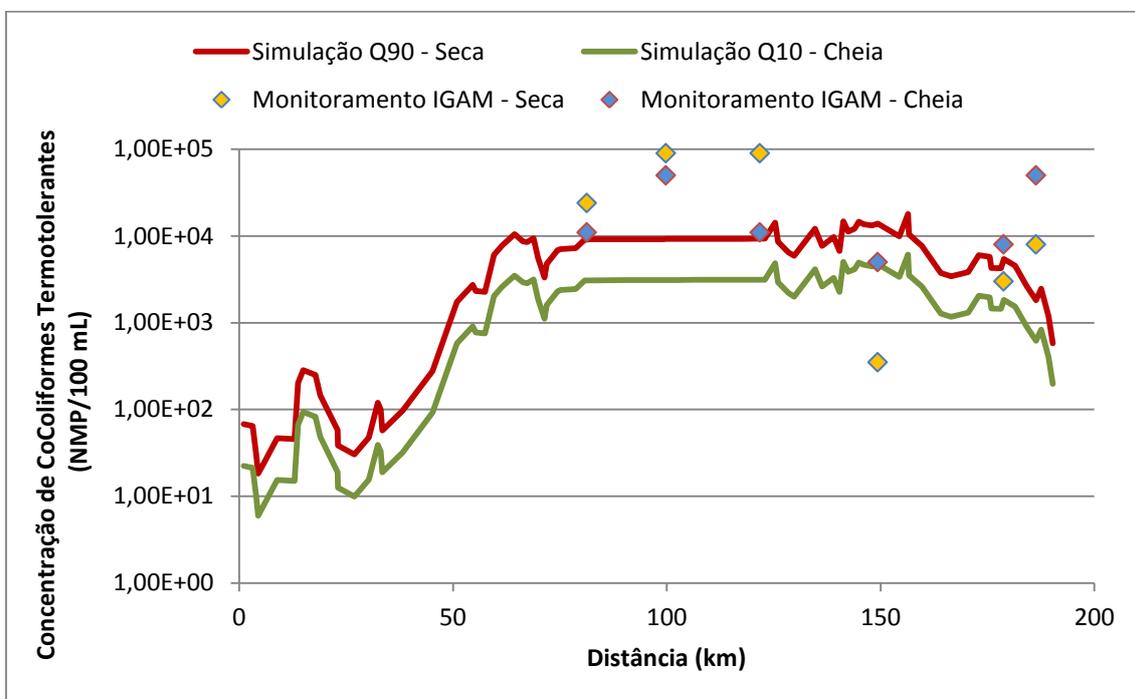


Figura 65 – Gráfico representativo da validação de Coliformes Termotolerantes.

6.3.6 Simulação de um cenário hipotético

Após a calibração do modelo, foi realizada a simulação de um cenário que corresponde à situação hipotética na qual fosse realizada a instalação de sistemas de tratamento de efluentes domésticos em todos os municípios que realizam o lançamento *in natura* no Rio Piracicaba. Em todas as sedes assumiu-se a existência de um tratamento de efluentes com uma eficiência de 80% na remoção de DBO, 40% no Nitrogênio e Fósforo Total, e 90% nos Coliformes termotolerantes.

Nas Figura 66 à 72 são apresentados os resultados das simulações dos parâmetros DBO, OD, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrato, Fósforo Total e Coliformes termotolerantes. Os resultados foram agrupados nas classes de enquadramento conforme a Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005).

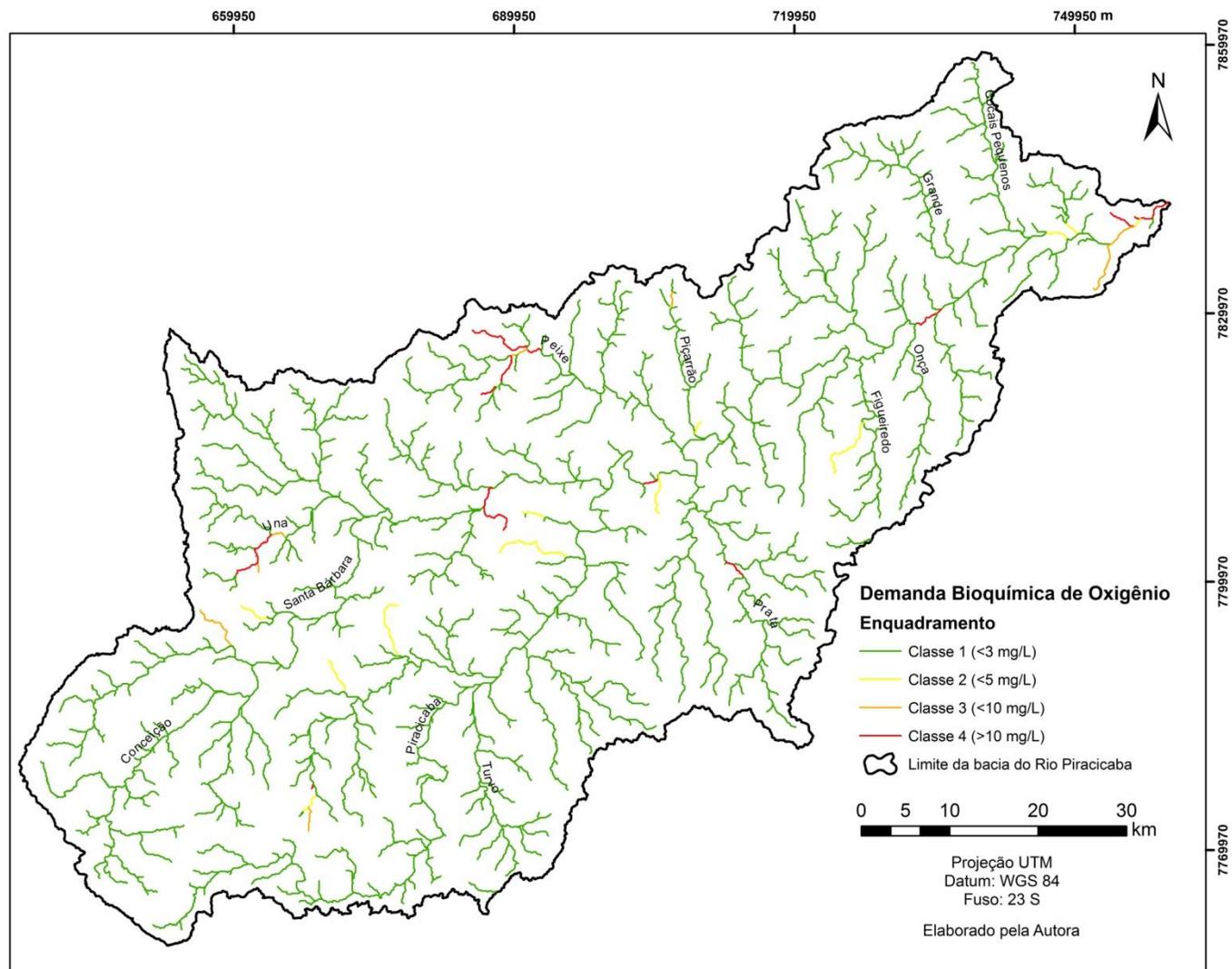


Figura 66 – Balanço hídrico qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para DBO com Q_{90} .

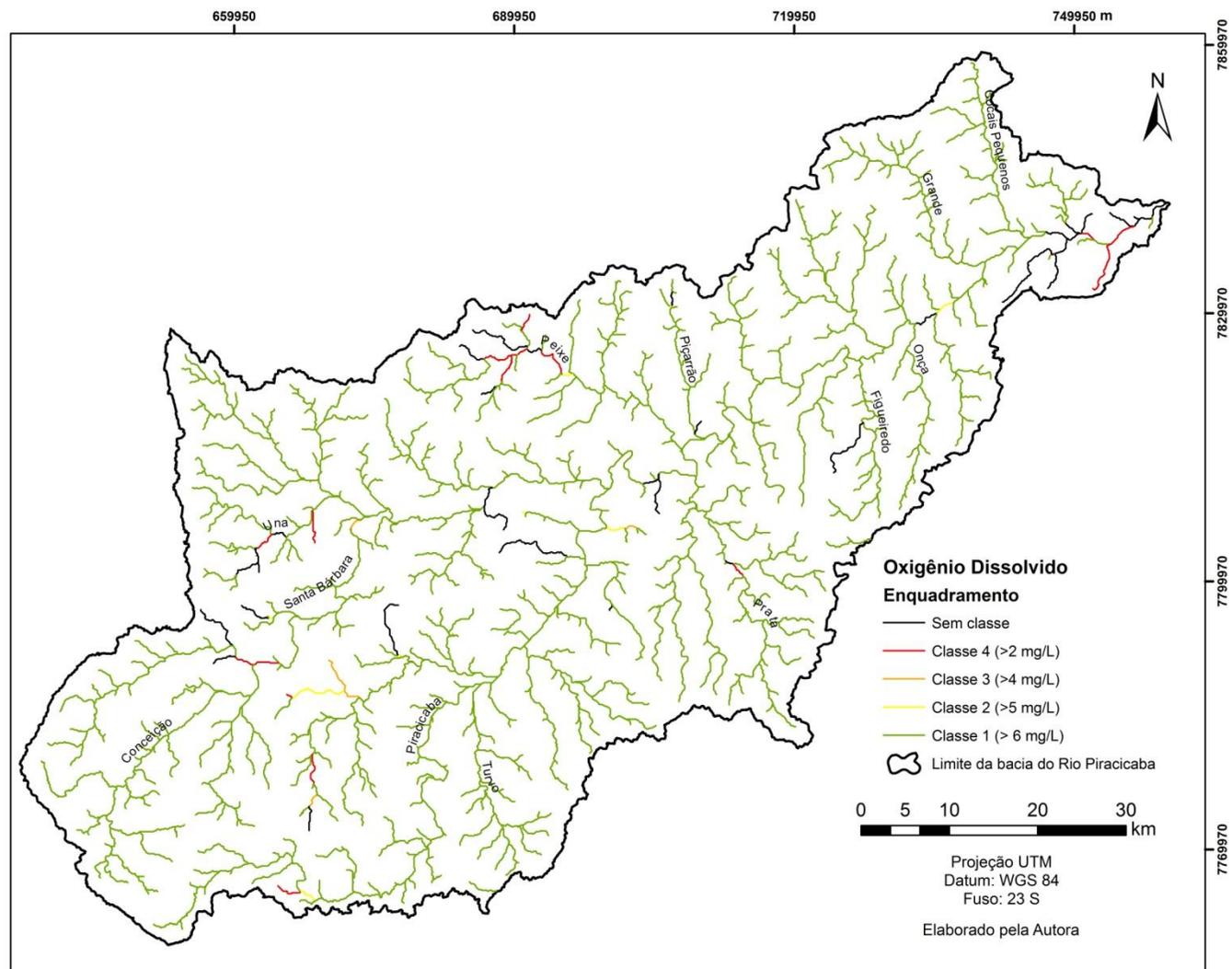


Figura 67 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para OD com Q_{90} .

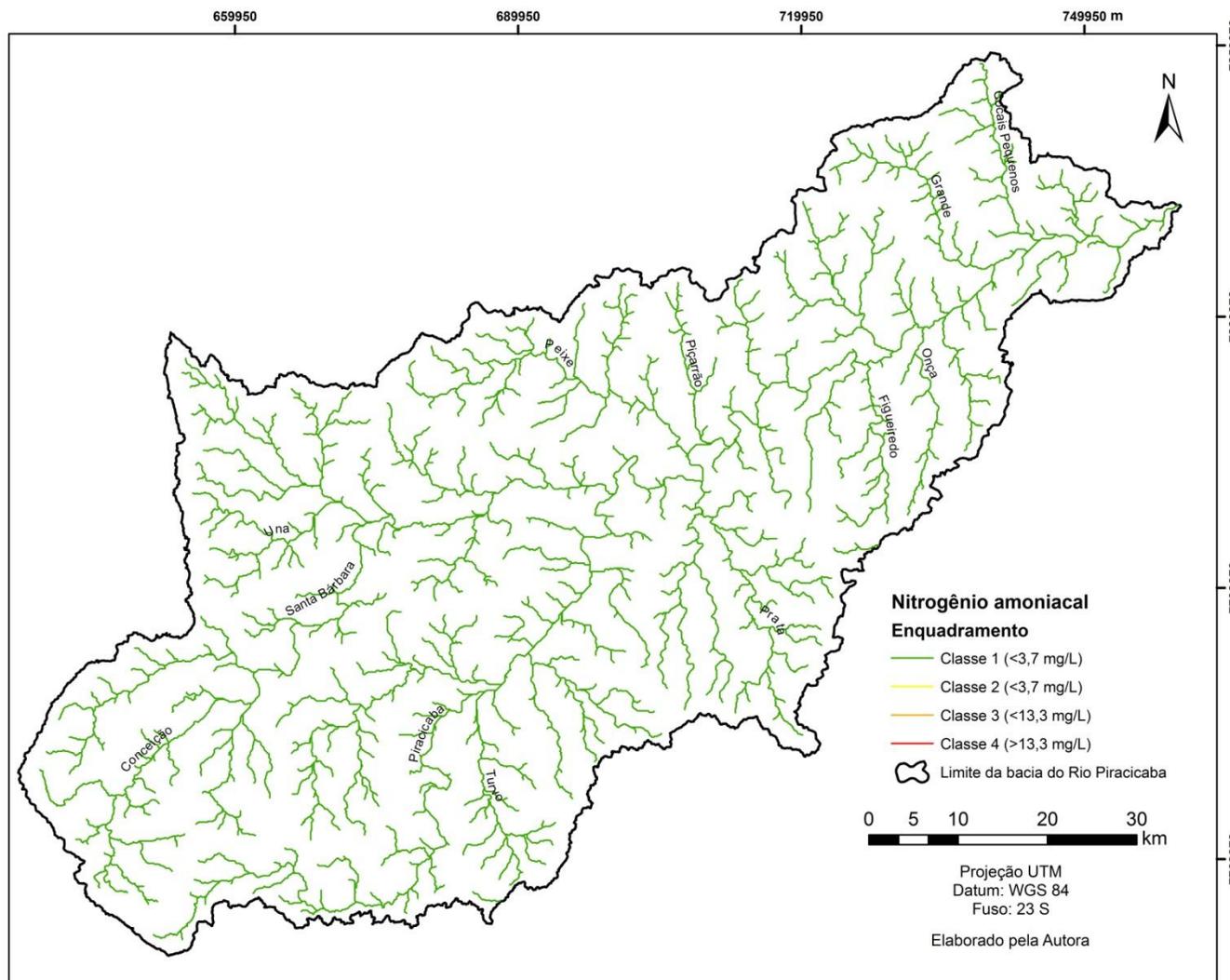


Figura 68 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Nitrogênio Amoniacal com Q90.

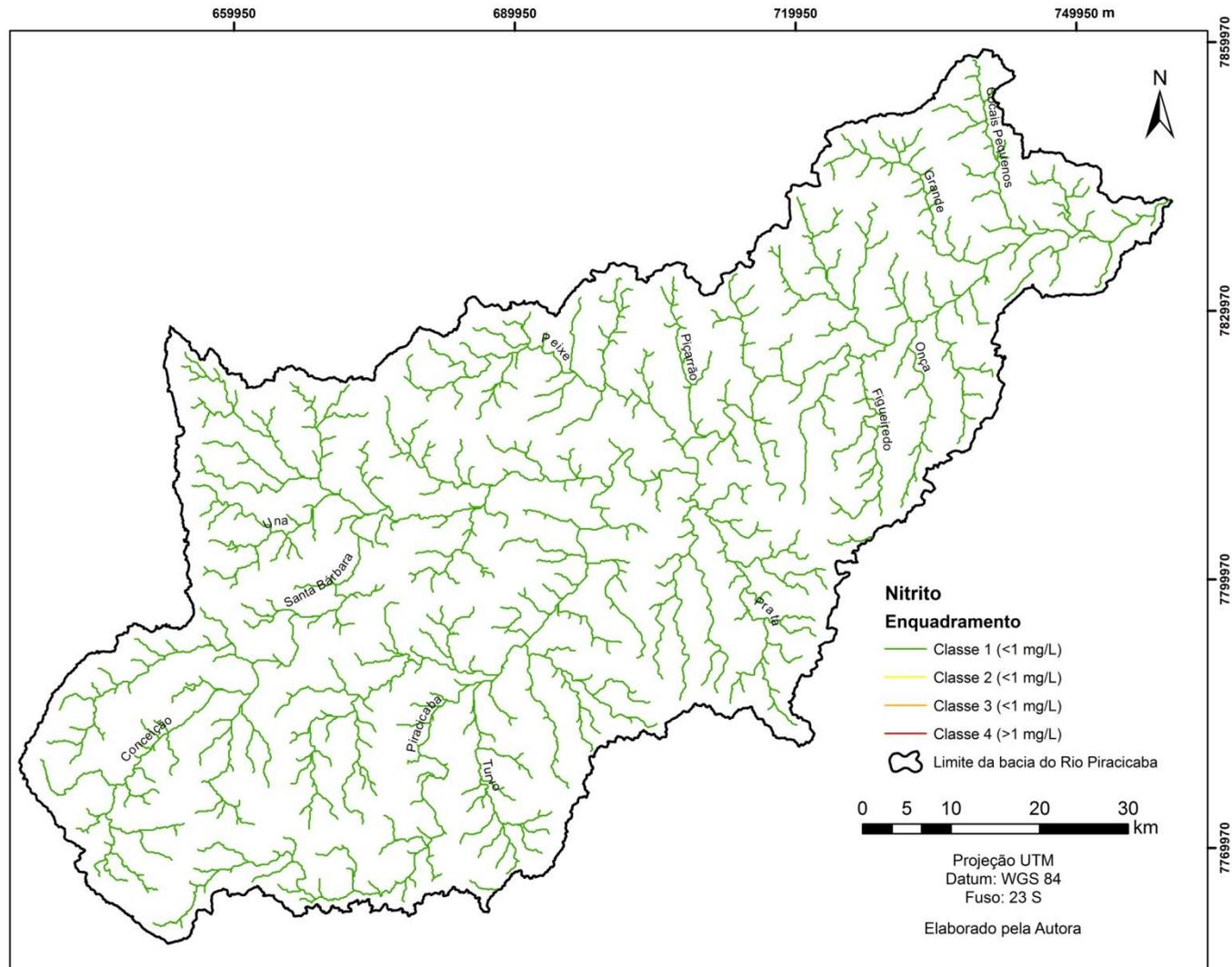


Figura 69 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Nitrito com Q90.

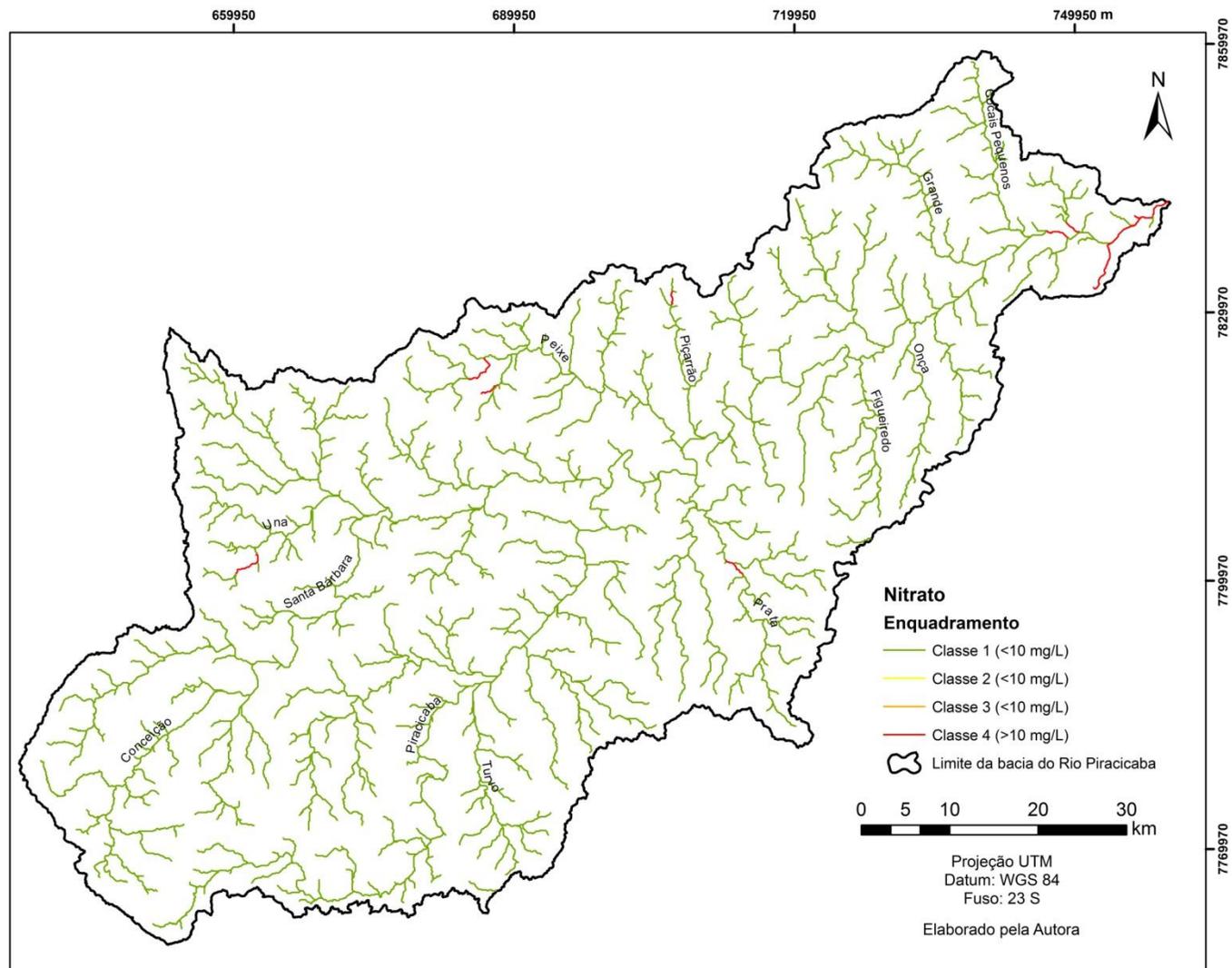


Figura 70 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Nitrato com Q90.

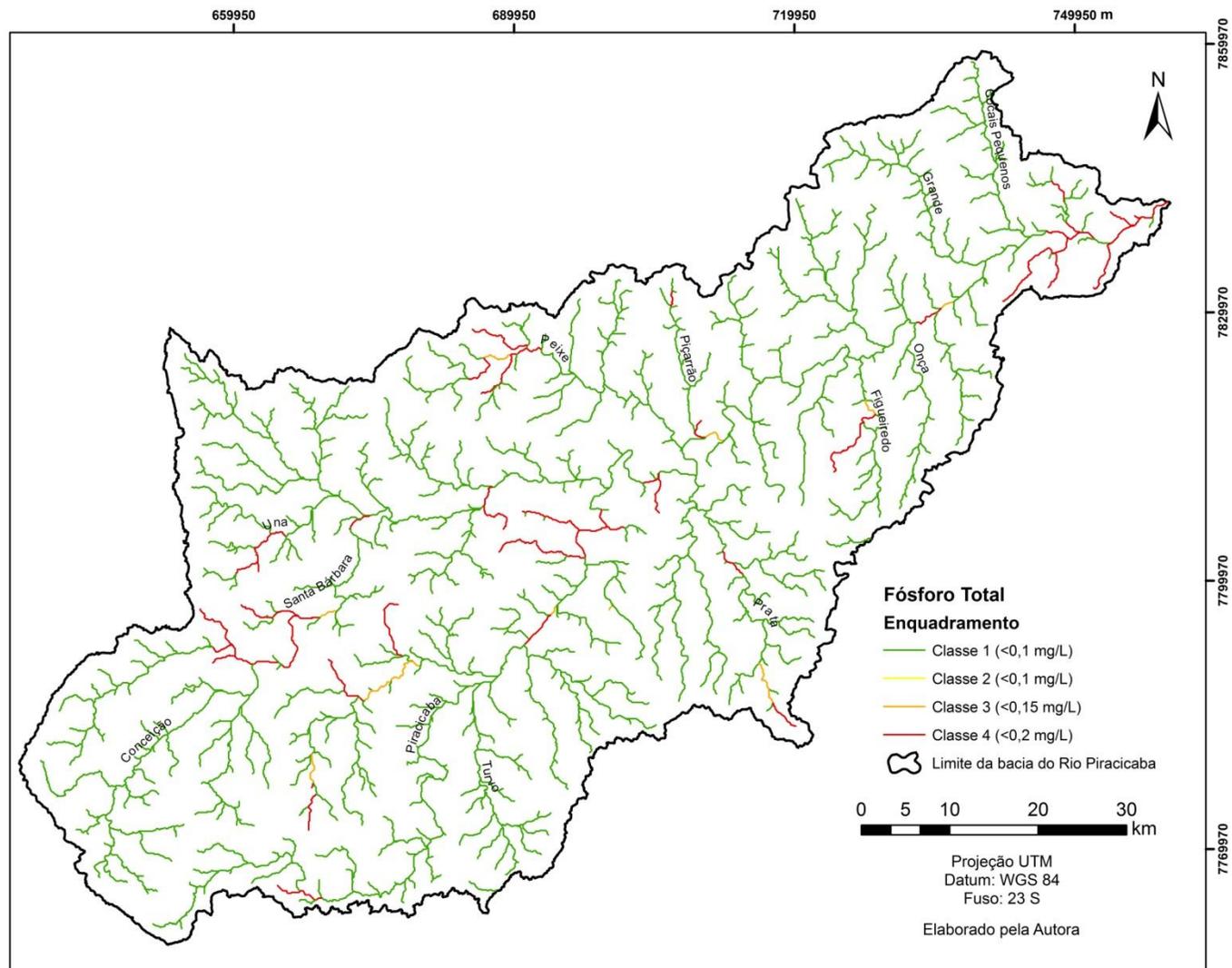


Figura 71 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Fósforo Total com Q90.

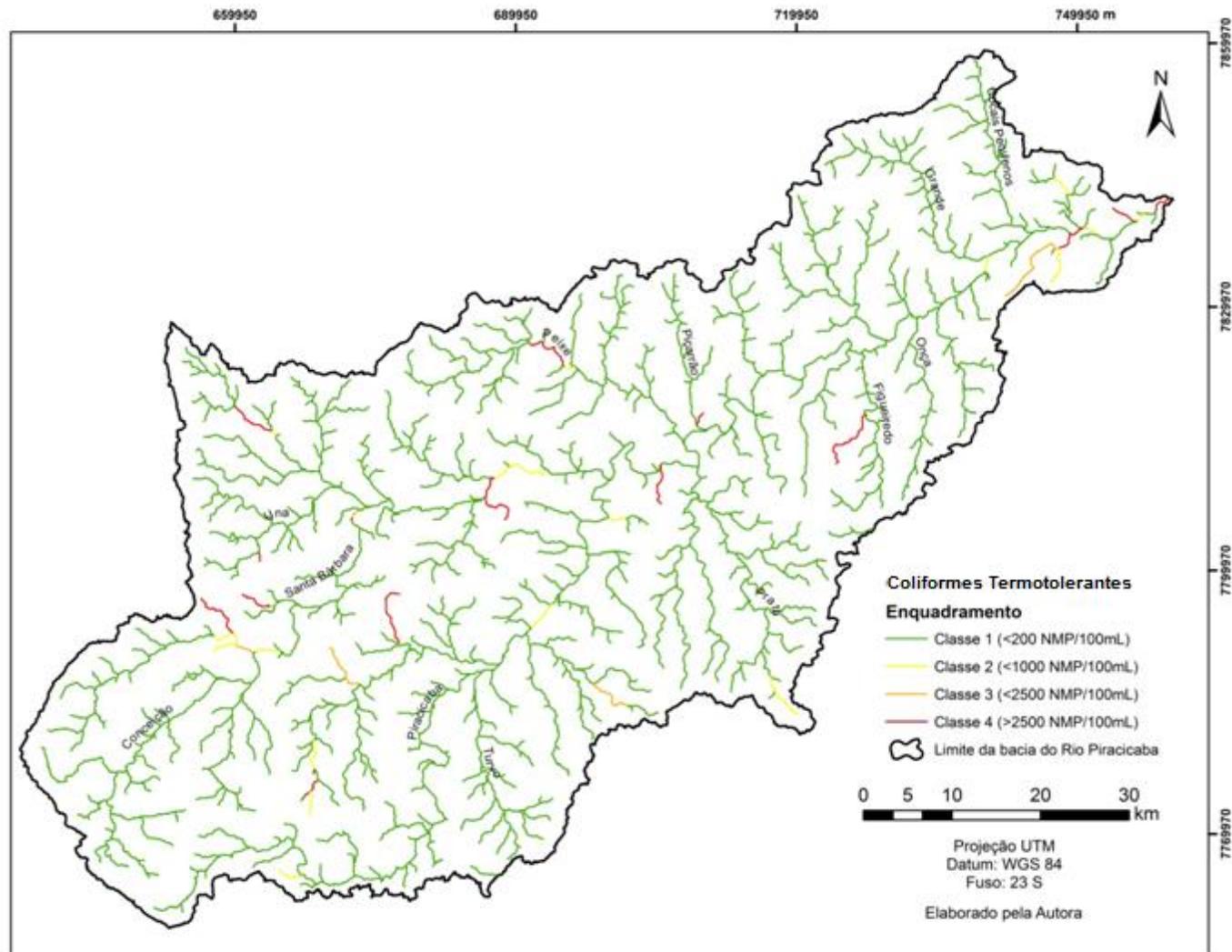


Figura 72 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para Coliformes termotolerantes com Q90.

Na Figura 73 é apresentado um mapa com a rede hidrográfica com o resultado da simulação para uma classificação geral quanto ao enquadramento dos cursos d'água da bacia, considerando a pior classificação para os parâmetros analisados (DBO, OD, Nitrogênio Amoniaco, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes).

De acordo com os resultados obtidos com a simulação do cenário hipotético que considera a instalação de sistemas de tratamento de efluentes domésticos em todos os municípios que realizam o lançamento *in natura*, verifica-se uma redução significativa da concentração de todos os parâmetros de qualidade (DBO, OD, fósforo total, coliformes termotolerantes e nitrogênio) em comparação com a simulação com os dados atuais, onde boa parte dos esgotos domésticos são lançados nos cursos d'água da bacia do Rio Piracicaba sem qualquer tratamento. Apesar do decréscimo da concentração de todos os constituintes, a redução na carga poluidora proveniente dos efluentes *in natura* não foi suficiente para que todos os cursos d'água se enquadrassem na classe 2 do CONAMA. Esse resultado mostra a importância do tratamento dos efluentes domésticos, assim como a adoção de outras medidas capazes de reduzir a carga poluidora lançada nos cursos d'água da bacia do Rio Piracicaba.

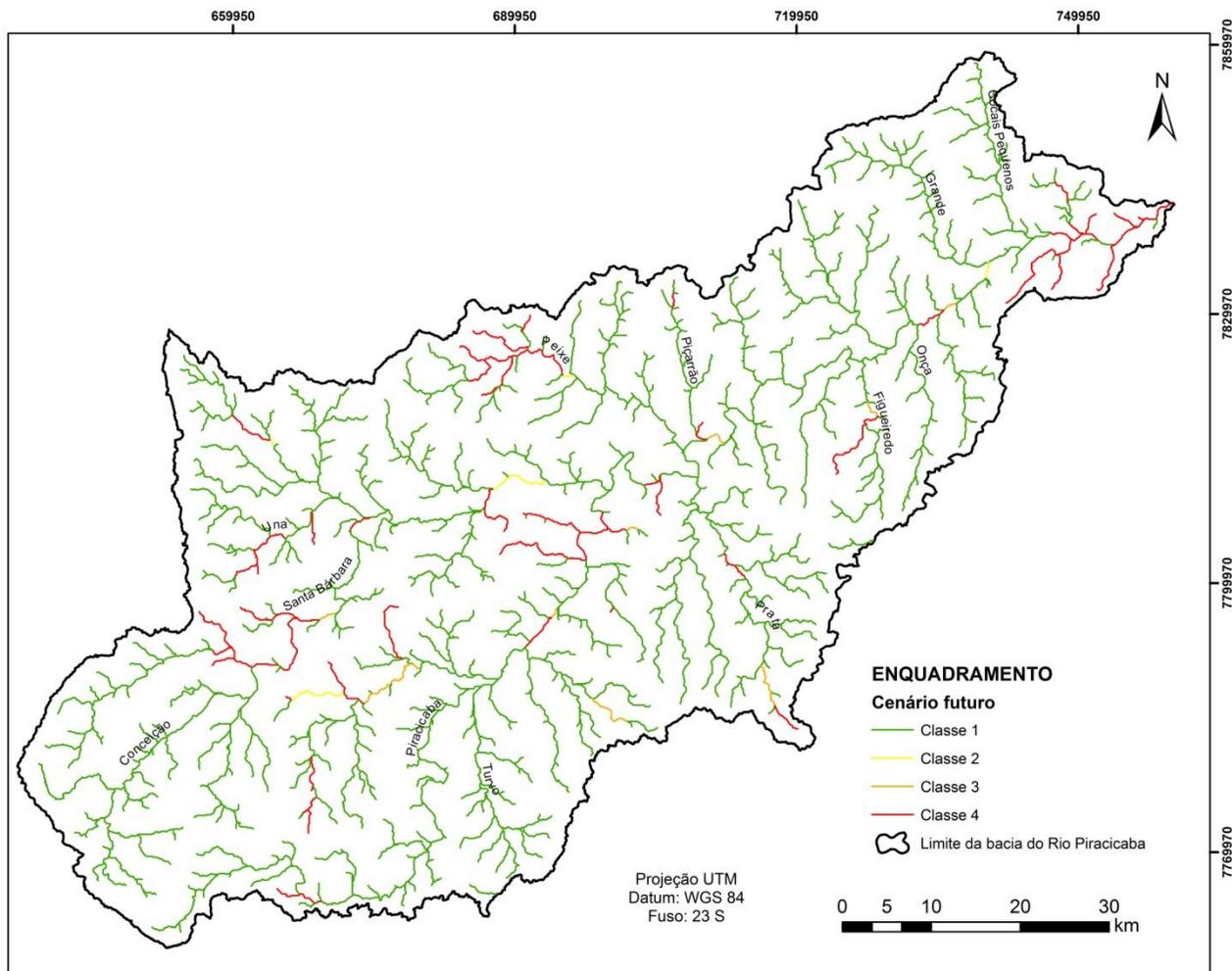


Figura 73 – Balanço qualitativo na bacia do Rio Piracicaba para DBO, OD, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato e Coliformes termotolerantes, com Q_{90} .

Nos gráficos das Figura 74 e 75 são apresentadas as porcentagens dos trechos dos cursos d'água da bacia do Rio Piracicaba que estão dentro dos padrões da legislação – classe 2, considerando os valores dos parâmetros simulados para a situação atual do tratamento dos efluentes domésticos e para a situação hipotética (instalação de sistemas de tratamento de efluentes domésticos em todos os municípios que realizam o lançamento *in natura*). Os resultados apresentados na Figura 74 mostram que o decréscimo da carga poluente de Coliformes termotolerantes e do Fósforo Total, devido ao tratamento dos efluentes domésticos (descritos no Capítulo 5 – Seção 5.3.3) é significativo em comparação com o apresentado na Figura 75 que apresenta a condição atual, sem tratamento.

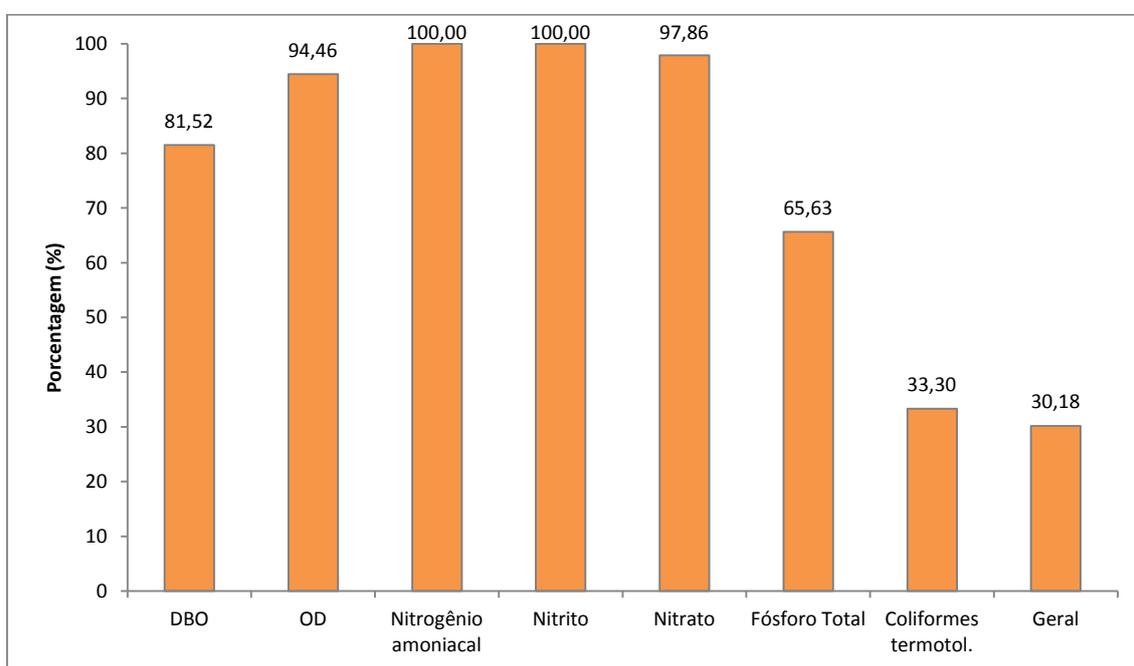


Figura 74 – Porcentagem da rede de drenagem da bacia do rio Piracicaba dentro dos padrões da legislação para a Classe 2 na condição atual.

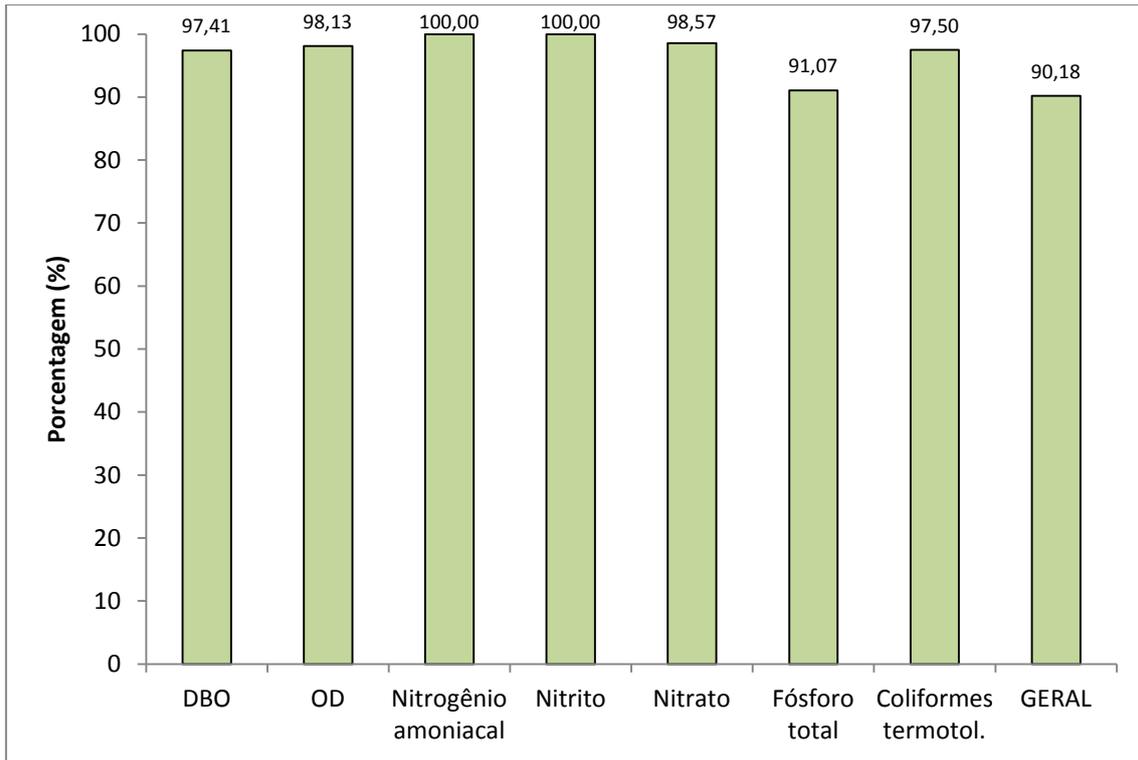


Figura 75 – Porcentagem da rede de drenagem da bacia do rio Piracicaba dentro dos padrões da legislação para a Classe 2 para o cenário simulado.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que permite a previsão dos impactos negativos ou positivos na qualidade ambiental. É uma forma eficiente de analisar cenários futuros e servir de subsídio para a adoção de medidas de controles ambientais, auxiliando no gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos.

No presente estudo o objetivo principal foi aplicar um modelo de qualidade da água e analisar a sua capacidade em simular diferentes parâmetros de qualidade da água, além de simular cenários futuros de desenvolvimento da bacia. Diante disso, o presente capítulo apresenta as conclusões relevantes alcançadas e as perspectivas para futuros trabalhos no âmbito das técnicas de modelagem da qualidade da água.

No modelo hidrológico as vazões calculadas e observadas apresentaram boa correlação, o que permite classificar o desempenho do modelo como satisfatório, indicando que os conjuntos de parâmetros utilizados podem fornecer estimativas consistentes de vazões em estudos de predição e previsão na bacia.

Com a calibração adotada para o modelo SAD-IPH, os parâmetros DBO, oxigênio dissolvido e fósforo total apresentaram boa aderência aos dados das campanhas de monitoramento do IGAM. Já para os parâmetros nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato e coliformes termotolerantes os valores simulados foram inferiores aos monitorados. A explicação para este resultado é o desconhecimento de todas as fontes de poluição, assim como a estimativa de forma indireta dos efluentes industriais, devido à falta de informações apoiadas em cadastros confiáveis da carga poluidora lançada.

A simulação do cenário de desenvolvimento que considera a instalação de sistemas de tratamento de efluentes em todos os locais onde o lançamento é realizado diretamente no curso d'água sem tratamento prévio demonstrou que haveria significativa redução na concentração dos poluentes simulados, entretanto não foi suficiente para que todos os cursos d'água se enquadrassem na classe 2 do CONAMA, já que este é o atual enquadramento da bacia em estudo. Esse resultado mostra a importância do tratamento dos efluentes domésticos, assim como a adoção de outras medidas capazes de reduzir a carga poluidora lançada nos cursos d'água da bacia do Rio Piracicaba.

Os modelos adotados, o hidrológico (MGB-IPG) e o de qualidade (SAD-IPH) se mostraram de fácil manuseio e entendimento, entretanto é necessário um bom conhecimento em SIG para a correta preparação dos arquivos de entrada. Ambos apresentam grande facilidade de visualização dos resultados obtidos através de representações gráficas. Por serem implantados em uma plataforma SIG gratuita, os modelos constituem numa excelente opção de ferramenta para o gerenciamento de recursos hídricos a ser aplicado em qualquer bacia.

O SAD-IPH, assim como todo modelo que pretende representar o funcionamento do mundo real, possui limitações, o que pode causar diferenças entre o simulado e observado na natureza. As incertezas associadas à modelagem estão relacionadas aos dados de entrada do modelo. A utilização de dados estimados e que não representam fielmente a realidade, podem causar prejuízos aos resultados gerados pelo modelo.

Tendo em vista os resultados alcançados neste trabalho, têm-se algumas perspectivas para o desenvolvimento de novas simulações.

Quanto à estimativa das cargas poluidoras industriais é necessária uma melhoria no cadastro das indústrias existentes. Atualmente, apesar de a FEAM receber as Declarações de Carga Poluidora anualmente pelas indústrias, a minoria faz a declaração e os dados são de difícil acesso para pesquisa. Portanto, é importante que as declarações e os cadastros industriais sejam mais consistentes em relação aos existentes.

Os postos de monitoramento existentes na bacia atualmente são em pequeno número, o que torna necessário a incorporação de novos postos ou estabelecimento de uma rede provisória de coleta de amostras em áreas cujo aporte de carga poluidora seja significativo, de forma a melhorar a calibração e validação dos modelos de qualidade.

Outra perspectiva trata-se da proposição de uma metodologia para inserção das cargas difusas através da utilização conjunta do mapa de uso e cobertura da terra e do escoamento superficial nas células, de tal modo que a sua estimativa se aproxime mais da realidade.

Para continuação deste trabalho, sugere-se a simulação de cenários por meio da utilização de imagens multitemporais para a detecção de mudanças no uso e cobertura da terra, de forma a propor intervenções na dinâmica do uso para garantir a qualidade da água para as gerações futuras.

Outra proposta para complementação deste estudo é inserção das demandas hídricas no modelo, já que é possível a inserção destes dados. A análise das outorgas destinadas ao consumo industrial e abastecimento urbano é importante ao evidenciar situações de conflito entre a oferta e a demanda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos**. Brasília; Agência Nacional de Águas – ANA, 2013.

ARAÚJO, V. S.; SANTOS, J. P.; ARAÚJO, A. L. C. Monitoramento das águas do rio Mossoró/RN, no período de abril/2005 a julho/2006. **Holos**, Natal, v. 1, n. 23, p. 4-41. 2007.

ARNOLD, J. G.; SNIRIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

BARBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari - AP (Amazônia)**. 2006. 174 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, 2006.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, p. 470, seção 1, 8 de janeiro de 1997.

BREMICKER, M. **Aufbau eines Wasserhaushaltsmodells für das Weser und das Ostsee Einzugsgebiet als Baustein eines Atmosphären-Hydrologie-Modells**. 1998. Dissertation (Doktorgrad), Geowissenschaftlicher Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität. Freiburg. Germany, 1998.

BRICKNELL, B. R.; IMHOFF, J. C.; KITTLE JR, J. L.; DONIGIAN JR, A. S.; JOHASON, R. C., 1997. **Hidrological simulation program: Fortran user's manual for version 11**. Environmental Protection Agency, EUA. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 2 abr. 2013

BROWN, L. C.; BARNWELL JR, T. O. **The enchaced stream water quality models: QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. Documentation and User Manual. Environmental Protection Agency, EUA, 1987. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 3 maio 2013.

CAMPOS, N. O modelo institucional. In: **Gestão de águas: princípios e práticas**. 1 ed. Porto Alegre: Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 2001, p. 39 – 51.

CERQUEIRA, E. C. **Indicadores de sustentabilidade ambiental para a gestão de rios urbanos**. 2008. 224 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, 2008

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality models**. Chicago: Springer-Verlag, 1997. 424 p.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J. **QUAL2K: a modeling framework for simulating river and stream water quality**. Medford: Documentation and users manual. Civil and Environmental Engineering Dept Tufts University, 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236 p.

CHUNG, E. G.; BOMBARDELLI, F.A.; SCHLADOW, S. G. Modeling linkages between sediment resuspension and water quality in a shallow, eutrophic, wind-exposed lake. **Ecological Modeling**, v. 220, p.1251-1265, 2009.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 270 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem, 2008**. São Paulo: CETESB, 2011. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 22 abr. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, págs. 58-63, seção 053, 18 de março de 2005.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). Deliberação Normativa nº 9, de 19 de abril de 1994. Dispõe sobre o enquadramento da bacia do Rio Piracicaba. **Diário Executivo de Minas Gerais**. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), 19 de abril de 1994.

DILLON, P. J.; KIRCHNER, W. B. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watershed. **Water Research**, v. 9, p. 135-148, 1975.

ECOPLAN – LUME. **Plano de ação de recursos hídricos da unidade de planejamento e gestão dos recursos hídricos Piracicaba: PARH Piracicaba**. Belo Horizonte: ECOPLAN – LUME, 2010. 97 p. (Relatório Técnico do Consórcio Ecoplan-Lume).

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **PLOAD version 3.0: user's manual**. Washington, D.C.Environmental Protection Agency, 2001. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 22 abr. de 2013.

FAN, F. M. **Simulação dos impactos de lançamento de poluentes sobre a qualidade da água de bacias hidrográficas integrada com sistema de informação geográfica**. 2013. 241 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2013.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba: sumário executivo**. Belo Horizonte: FEAM, 2013. 55 p.

FOLLADOR, F. A. C. **Controle estatístico de processo aplicado à qualidade de águas superficiais**. 2010. 132 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Cascavel, 2010.

FRAGOSO JR., C. R.; COLLISCHONN, W.; KAYSER, R. H. B.; COLLISCHONN, B. Protótipo de Sistema de Controle de Balanço Hídrico para apoio à outorga integrado a um Sistema de Informações Geográficas. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Sul e

Sudeste, 2008, Rio de Janeiro. **Anais** do Simpósio de Recursos Hídricos do Sul e Sudeste.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). **Levantamento da poluição hídrica da bacia do rio Piracicaba**. Belo Horizonte: CETEC, 1988. (Relatório Final).

GETIRANA, A. C. V. **Contribuições da altimetria espacial à modelagem hidrológica de grandes bacias na Amazônia**. 2009. 299 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) Rio de Janeiro, 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING). **Manual do Usuário**. São José dos Campos, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2010. **Censo demográfico 2010**. Disponível em: <www.censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: 12 nov 2013.

JOHANSON, R. C.; IMHOFF, J. C.; DAVIS, H. H. **User's manual for the hydrologic simulation program: FORTRAN (HSPF)**. Version 5.0. Athens: U.S. EPA Environmental Research Laboratory, 1980. EPA 600/9-80-105.

KAYSER, R. H. B. **Sistema de suporte à decisão para gerenciamento de recursos hídricos integrado a um SIG: desenvolvimento e aplicação na Bacia do Rio dos Sinos**. 2011. 123 p. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Escola de Engenharia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH-EA-UFRGS), Porto Alegre 2011.

KAYSER, R. H. B.; COLLISHONN, W. Integrando sistema de suporte à decisão genérico para gerenciamento de recursos hídricos a um SIG de código aberto. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Bento Gonçalves, RS. **Anais**. Disponível em: <<http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=3&ID=155&PAG=17>>. Acesso em: 24 nov. 2013.

KLEMP, S. M.; SANTOS, M. V.; SOCIO, A. M.; ZEIHOFER, P. Aplicação do modelo PLOAD para simulação da poluição difusa na bacia hidrográfica do Rio Manso – MT. In: 56ª Reunião Anual da SBPC, 2004, Cuiabá, MT. **Anais**. Disponível em: <http://www.sbpcnet.org.br/livro/56ra/banco_senior/RESUMOS/resumo_1397.html>. Acesso em: 10 jun. 2013.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas – RS**. 2004. 177 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2004.

LARENTIS, D. G.; COLLISCHONN, W; TUCCI, C. E. M. Simulação da qualidade da água em grandes bacias: Rio Taquari-Antas, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 3, p. 5-22, jul./set. 2008.

LEE, C. **Models in planning: an introduction to the use of quantitative models in planning**. Oxford: Pergamon Press, 1973. 142 p.

- LIANG, X.; LETTENMAIER, D. P.; WOOD, E. F.; BURGESS, S. J. A simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for general circulation models. **Journal of Geophysical Research**, Vol. 99, No. D7, pp. 14415-14428, 1994.
- LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade de água na bacia do rio Cuiabá**. 2001. 206 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2001.
- LIMA, L. C. T. M. **Simulação da qualidade da água em uma bacia hidrográfica: aplicação a bacia do rio Curu (CE)**. 1998. 171 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 1998.
- LOUCKS, D. P. Sustainable water resources management. **Water International Resource Association**, v. 25, n. 1, p. 3-10, 2000.
- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 147-155, 2003.
- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p.33-38 out/dez 2002.
- MONTEITH, J. L. **Evaporation and environment**. Symp. Soc. Expl. Biol., n. 19, p. 205-234, 1965.
- MORUZZI, R. B.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociências**, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.
- MOTA, S. **Gestão ambiental dos recursos hídricos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008. 343 p.
- MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1997.
- NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R. **Soil and water assessment tool: user's manual – version 2000**. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2000. 458 p.
- NOVOTNY, V. **Water quality: diffuse pollution and watershed management**. New York: John Wiley & Sons, 2003. 888 p.
- NOVOTNY, V.; IMHOFF, K. F.; OLTHOF, M.; KRENKEL, P. A. **Handbook of urban drainage and wastewater disposal**. New York: John Wiley & Sons, 1989.
- PAIVA, R. C. D. **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias: estudo de caso: bacia do rio Solimões**. 2009. 182 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2009.
- PEREIRA, M.; KAYSER, R. B.; COLLISCHON, W. Integração do Modelo Hidrológico para Grandes Bacias MGB-IPH e sistemas de informação geográfica para

suporte à decisão de outorga de direito de uso da água. **REGA** – Vol. 9, no. 2, p. 21-33, jul./dez. 2012.

PORTO, R.; LANNA, A. E.; BRAGA, B. P.; CIRILO, J. A.; ZAHED, K.; AZEVEDO, L. G. T.; CALVO, L.; DE BARROS, M. T. L.; BARBOSA, P. S. F. **Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos**. Porto Alegre: ABRH, 420 p. 1997.

RIBEIRO, E. V.; JUNIOR, A. P. M.; HORN, A. H.; TRINDADE, W. M. Metais pesados e qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora – MG: índice de contaminação. **Geonomos**, v. 20, n. 1, p. 49-63, 2012.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Editora Escrituras, 1999. 717 p.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Edgard Blucher, 1991. 332 p.

ROCHA, J. P. G. **Avaliação das ações antrópicas no meio físico a partir dos impactos sedimentológicos na bacia do rio Coxipó**. 2003. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2003.

ROSMAN, P. C. C. **Referência técnica do SISBAHIA – sistema base de hidrodinâmica ambiental**. Rio de Janeiro: COPPE – Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, 2001.

SANTOS, E. S. **Modelagem hidrodinâmica e qualidade da água na foz do rio Araguari, Amapá – Amazônia Oriental – Brasil**. 2012. 113 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2012.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SMA). **Versão 1.5 do modelo de correlação uso do solo/qualidade de água – MQUAL**. São Paulo: SMA-SP, 2003.

SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. **Mapeamento e inventário da flora nativa dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2007. 288 p.

SHUTTLEWORTH, W. J. Evaporation. In: MAIDMENT, D. R. **Handbook of hydrology**. New York: McGraw- Hill, 1993.

SILVA, A. L. **A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia Ribeirão da Estiva**. 2003. 179 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2003.

SILVA, N. A. **Caracterização de impactos gerados pela piscicultura na qualidade da água: estudo de caso na bacia do rio Cuiabá/MT**. 2007. 105 p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, 2007.

SOUZA, R. M.; SANTOS, I.; KOBAYAMA, M. O Modelo SWAT como ferramenta para a gestão de recursos hídricos: avaliação de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande, MS. **Anais**. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/2901c93e840be59fe2e78a0f0c5c416f_29ef2f82e652828373546e0b0e1d83fb.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2013.

- TUCCI, C. E. M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 156 p.
- _____. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005. 678 p.
- _____; COLLISCHONN, W.; LARENTIS, D. G. **Desenvolvimento e aplicação de modelo matemático com base para gerenciamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Taquari-Antas**. Porto Alegre: IPH-UFRGS, 2003.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV)/ Fundação Centro Tecnológico de MINAS GERAIS (CETEC)/ Universidade Federal de Lavras (UFLA)/ Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais>> Acesso em: 27 jun. 2013.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – DESA-UFMG, 1995. 452 p.
- _____. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: princípios básicos do tratamento de esgotos**. v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – DESA-UFMG, 1996. 211 p.
- _____. **Estudos e modelagem da qualidade da água dos rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – DESA-UFMG, 2007. 588 p.
- _____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – DESA-UFMG, 2005. 452 p.