

MICAEL DE SOUZA FRAGA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIRACICABA VISANDO
A AVALIAÇÃO DE SUA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2015

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

F811m
2015

Fraga, Micael de Souza, 1989-
Modelagem da qualidade da água do rio Piracicaba visando
a avaliação de sua capacidade de autodepuração / Micael de
Souza Fraga. – Viçosa, MG, 2015.
xii, 90f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Demetrius David da Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.68-78.

1. Água - Qualidade. 2. Água - Poluição. 3. Modelos
matemáticos. 4. Piracicaba, Rio (MG) . I. Universidade Federal
de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de
Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.161

MICAEL DE SOUZA FRAGA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIRACICABA VISANDO
A AVALIAÇÃO DE SUA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

APROVADA EM: 23 de fevereiro de 2015


Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro


Prof. Mauro Aparecido Martinez


Prof. Michel Castro Moreira
(Co-orientador)


Prof. Demetrius David da Silva
(Orientador)

*À minha mainha, Valéria,
Por ser Doutora no papel de ser mãe.*

*À minha irmã, Inês,
Pelo amor e sorrisos a cada regresso meu.*

*À família Vovó Doidona,
Pelos incentivos e saudades sentida durante todo esse período.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pelas bênçãos concedidas e por se manter presente em todos os momentos da minha vida. Obrigado Pai!

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização do curso.

Ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), pela concessão dos dados, possibilitando a realização do trabalho.

Ao professor Demetrius David da Silva, pela orientação madura e objetiva, pela confiança em mim depositada e pelas oportunidades concedidas.

Aos professores Alisson Carraro Borges e Michel Castro Moreira, pela co-orientação, apoio técnico e estruturação da pesquisa.

Ao professor Hugo Alexandre Soares Guedes, pelas valiosas sugestões.

À Flávia Mariani Barros, pela amizade, ensinamentos transmitidos e pelas oportunidades concedidas desde a graduação.

Aos amigos do CRRH, em especial a David, Nayara, Felipe, Tarcila, Eduardo, Renan, Maria Camila e Rayssa, pela excelente convivência, apoio, amizade e resenhas durante todo esse período.

Aos amigos da República Malibu, pela ótima convivência e companheirismo.

E a todos que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho.

A todos, meu muito obrigado!

BIOGRAFIA

MICAEL DE SOUZA FRAGA, filho de Ronaldo Freire Fraga e Valéria Alves de Souza, nasceu em 28 de março de 1989, na cidade de Aracajú - SE.

Em setembro 2007 iniciou o curso de graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), em Itapetinga - BA, graduando-se em outubro de 2012. Durante a graduação foi bolsista de iniciação científica da FAPESB (2010-2011) e do CNPq (2011-2012) na área de qualidade do meio físico ambiental.

Em abril de 2013 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em nível de mestrado, submetendo-se à defesa da dissertação em fevereiro de 2015.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Geral.....	3
2.2. Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. Qualidade da água	4
3.2. Poluição hídrica	5
3.3. Autodepuração dos cursos d'água	7
3.4. Parâmetros cinéticos da autodepuração	12
3.4.1. Coeficiente de desoxigenação (K_1).....	12
3.4.2. Coeficiente de reaeração (K_2).....	14
3.4.3. Coeficiente de sedimentação (K_3)	17
3.5. Modelagem matemática da qualidade da água	18
3.5.1. Modelo analítico de Streeter-Phelps modificado	21
3.5.2. Modelo QUAL-UFMG	25
3.6. Enquadramento dos corpos de água em classes, segundo seus usos preponderantes	30
3.7. Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE)	31
4. MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1. Bacia hidrográfica do rio Piracicaba	34
4.2. Obtenção dos dados de entrada para calibração dos modelos	39
4.2.1. Dados de qualidade da água	39
4.2.2. Determinação dos trechos avaliados e das épocas de análise	40
4.2.3. Coeficiente de desoxigenação (K_1).....	42
4.2.4. Dados físicos e hidráulico-hidrológicos.....	42
4.2.5. Quantificação da carga poluidora gerada e lançada.....	44
4.3. Calibração dos modelos de qualidade de água	46
4.4. Validação dos modelos de qualidade de água	47

4.5.	Atendimento à Resolução CONAMA nº 357/05 e o respectivo Índice Conformidade com o Enquadramento	47
4.6.	Simulação de cenário futuro	47
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1.	Dados hidráulico-hidrológicos.....	49
5.2.1.	Coeficiente de reaeração (K_2).....	52
5.2.2.	Coeficiente de sedimentação (K_3)	53
5.3.	Avaliação da autodepuração do rio Piracicaba.....	53
5.3.1.	Oxigênio dissolvido (OD).....	54
5.3.2.	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	56
5.3.3.	Nitrogênio total e suas variações.....	58
5.3.4.	Fósforo total.....	60
5.4.	Validação dos modelos de qualidade de água	62
5.5.	Atendimento à Resolução CONAMA nº 357/05 e o respectivo Índice Conformidade com o Enquadramento	63
5.6.	Cenário hipotético.....	65
6.	CONCLUSÕES	67
7.	REFERÊNCIAS	68
APÊNDICES	79
APÊNDICE A	80
APÊNDICE B	82
APÊNDICE C	84
APÊNDICE D	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso de água e delimitação das zonas de autodepuração.	9
Figura 2. Localização da UPGRH do rio Piracicaba, estado de Minas Gerais.	35
Figura 3. Uso e cobertura do solo da UPGRH do rio Piracicaba.	36
Figura 4. Retirada de água na UPGRH do rio Piracicaba pelos diferentes usos.	37
Figura 5. Localização dos trechos estudados na bacia do rio Piracicaba.	41
Figura 6. Vazão média mensal observada nas estações no ano de 2013.	41
Figura 7. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável OD, considerando o período seco.	54
Figura 8. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável OD, considerando o período chuvoso.	54
Figura 9. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável DBO, considerando o período seco.	56
Figura 10. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável DBO, considerando o período chuvoso.	56
Figura 11. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável nitrogênio total (NT), amônia e nitrato, considerando o período seco.	58
Figura 12. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável nitrogênio total, amônia e nitrato considerando o período chuvoso.	58
Figura 13. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo total (PT), considerando o período seco.	61
Figura 14. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo total (PT), considerando o período chuvoso.	61
Figura 15. Frequência de atendimento aos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 no trecho estudado do rio Piracicaba, referente ao período seco.	64
Figura 16. Frequência de atendimento aos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 no trecho estudado do rio Piracicaba, referente ao período chuvoso.	64
Figura 17. Comportamento do OD no trecho do rio Piracicaba considerando o cenário hipotético de funcionamento das ETEs.	65
Figura 18. Comportamento da DBO no trecho do rio Piracicaba considerando o cenário hipotético de funcionamento das ETEs.	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais agentes poluidores das águas	6
Tabela 2. Principais processos interagentes no balanço de oxigênio	8
Tabela 3. Valores típicos de coeficientes de desoxigenação (K_1) (20°C).....	13
Tabela 4. Modelos para estimação do coeficiente de reaeração (K_2) baseados em dados hidráulicos (20°C)	16
Tabela 5. Valores típicos do coeficiente de reaeração (K_2) (20°C).....	17
Tabela 6. Valores típicos de K_3 (20°C).....	18
Tabela 7. População urbana que lançam esgotos domésticos na BHRPI	38
Tabela 8. Descrição das estações de monitoramento de qualidade de água	40
Tabela 9. Características dos trechos de monitoramento no rio Piracicaba.....	40
Tabela 10. Valores tabelados de K_1 (20°C) utilizados na calibração dos modelos ...	42
Tabela 11. Estações fluviométricas selecionadas na bacia do rio Piracicaba	43
Tabela 12. Estimativa da carga de DBO lançada diretamente no rio Piracicaba pela população urbana para o cenário atual	44
Tabela 13. Carga poluidora de DBO declarada pelas indústrias ao longo do rio Piracicaba para o cenário atual, ano de 2013	45
Tabela 14. Estimativa da carga de nitrogênio e fósforo lançada diretamente no rio Piracicaba pela população urbana para o cenário atual.....	45
Tabela 15. Estimativa da carga de DBO lançada diretamente no rio Piracicaba pela população urbana para o cenário futuro.....	48
Tabela 16. Coeficientes de ajuste utilizados na calibração dos modelos matemáticos	49
Tabela 17. Dados referentes à vazão do rio Piracicaba para os períodos seco e chuvoso.....	49
Tabela 18. Valores espacializados de vazão para os períodos seco e chuvoso nas diferentes seções de monitoramento no rio Piracicaba	50
Tabela 19. Variáveis hidráulicas utilizadas na calibração dos modelos	50
Tabela 20. Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração do período seco	50
Tabela 21. Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração do período chuvoso.....	51
Tabela 22. Valores de K_2 (20°C) obtidos na calibração do modelo	52
Tabela 23. Valores de K_3 (20°C) obtidos na calibração do modelo	53
Tabela 24. Índice REMQ (%) utilizado para avaliar a validação dos modelos para o período seco, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total.....	62
Tabela 25. Índice REMQ (%) utilizado para avaliar a validação dos modelos para o período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total	63
Tabela 26. Resultado do índice CCME WQI para o período seco	64

RESUMO

FRAGA, Micael de Souza, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2015. **Modelagem da qualidade da água do rio Piracicaba visando a avaliação de sua capacidade de autodepuração.** Orientador: Demetrius David da Silva. Coorientadores: Alisson Carraro Borges e Michel Castro Moreira.

A poluição dos corpos hídricos é um problema mundial e o seu controle é um dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos. Dessa forma, o objetivo da pesquisa foi avaliar a capacidade de autodepuração do rio Piracicaba, localizado no estado de Minas Gerais, utilizando modelos matemáticos de qualidade da água como subsídio para a tomada de decisão nos processos de planejamento e gestão dos recursos hídricos. A análise compreendeu o estudo da qualidade da água ao longo de seis trechos de monitoramento, perfazendo um total de 190,76 km. Foram utilizados, para o estudo da autodepuração do rio Piracicaba, os modelos matemáticos de Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG, considerando dois períodos distintos (seco e chuvoso). No estudo foram considerados dados de qualidade da água para as variáveis oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT), os quais foram utilizados na calibração e validação dos modelos, sendo os dados oriundo das campanhas de monitoramento de qualidade de água do “Projeto Águas de Minas”, realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Posteriormente, foi verificado o atendimento das variáveis de qualidade da água com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, bem como o índice de conformidade ao enquadramento, segundo metodologia desenvolvida pelo Canadian Council of Ministers of Environment. Por fim, foi simulado um cenário futuro de qualidade da água previsto no Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba. Os resultados mostraram que, em relação aos processos de calibração para as variáveis OD e DBO, ambos os modelos matemáticos de qualidade de água estimaram satisfatoriamente as informações qualitativas quando comparadas com as observadas nas seções de monitoramento no rio Piracicaba. Para a variável PT, o modelo QUAL-UFMG não apresentou resultados satisfatórios para as condições em que o estudo foi realizado. Foi observado, durante o período seco, que a qualidade da água no trecho do município de João Monlevade, após receber os efluentes do município, não satisfaz às condições de enquadramento do rio Piracicaba, apresentando valores de DBO

acima do permitido pela legislação para águas doces de classe 2. Para as demais variáveis não foram constatados violação dos limites estabelecidos pela legislação em ambos os períodos avaliados. Com relação ao índice de conformidade ao enquadramento, as variáveis apresentaram excelente aderência para o período chuvoso e boa para o período seco. Considerando a simulação feita para o cenário futuro, a partir da remoção da carga orgânica em virtude da consideração das ETEs fora de operação, em obras e em projeto existentes na bacia do rio Piracicaba, as concentrações das variáveis de qualidade da água analisadas se mantiveram dentro do permitido pela legislação para águas doces classe 2.

ABSTRACT

FRAGA, Micael de Souza, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, february of 2015. **Water quality modeling of Piracicaba river aiming to evaluate its ability to self-purification.** Adviser: Demetrius David da Silva. Co-advisers: Alisson Carraro Borges and Michel Castro Moreira.

The pollution of bodies of water is a worldwide problem, and its control is one of the large challenges faced by the water resource management. The main objective of this research was to evaluate the self-purification capacity of the Piracicaba river, Minas Gerais State, using mathematical water quality models to assist in the decision making of the water resource management and planning. The analysis included the water quality study of six monitoring sections that total 190.76 km. The modified Streeter-Phelps model and the QUAL-UFMG model were used for the self-purification study of the Piracicaba river on two distinct periods (dry and rainy). Water quality data for the following variables were considered for the study: dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). These variables were utilized in the calibration and validation of the models, with the data been taken from the “Projeto Águas de Minas” (Waters of Minas Project) water quality monitoring campaigns driven by the “Instituto Mineiro de Gestão das Águas” (Water Resource Management Institute in MG). Subsequently, the variables' compliance of CONAMA resolution n° 357/2005 and of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index was verified. In conclusion, a simulation for the future water quality scenario was made as projected by the “Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba” (Piracicaba River Basin's Sewage Treatment Percentage Incrementation Plan). According to the calibration processes for DO and BOD, both models represented the qualitative information observed in the monitored sections of Piracicaba river. For the variable total phosphorus, QUAL-UFMG model did not achieve satisfactory results for the conditions under which the study was conducted. The water quality in the João Monlevade municipality section during dry periods didn't meet the Piracicaba River's standards, with BOD values higher than permitted by the legislation for the Class II fresh water, after receiving the municipality's effluents. The other variables presented no violation of parameters set by the legislation on both the dry and the rainy periods. The variables presented excellent ranking for the rainy period and good ranking for the dry period according to

the water quality index. Considering the simulation done for the future scenario, from the organic load removal under consideration of STPs out of operation, under construction and project existing in the Piracicaba river's basin, concentrations of water quality variables remained within permitted by law to Class II fresh water.

1. INTRODUÇÃO

Dentre os recursos ambientais, a água apresenta um expressivo destaque, pois, além de ser essencial para todas as formas de vida do planeta, é um elemento insubstituível em diversas atividades humanas. Entretanto, a indevida utilização pelo homem vem alterando a sua qualidade, tornando-a inadequada para usos mais exigentes (MENDIGUCHÍA et al., 2004).

Dentre as ações antrópicas que mais interferem nas características dos recursos hídricos destaca-se o acelerado crescimento populacional e industrial, bem como a expansão agrícola. Essa interferência se deve ao fato de o destino final das cargas poluentes geradas por estas atividades serem, na maioria das vezes, os rios.

Diante disso, a poluição dos corpos hídricos tornou-se um problema mundial e o seu controle é um dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos, não só no Brasil, como no mundo. A necessidade de se diagnosticar os fatores que afetam a qualidade da água e de se prever os impactos futuros decorrentes de determinadas ações está se tornando cada vez mais urgente. Esses diagnósticos auxiliam a gestão dos recursos hídricos com propostas ou alternativas concretas e realmente eficazes (GASTALDINI, et al., 2002).

Para disciplinar os usos da água no Brasil, inclusive na assimilação de efluentes, surgiram leis específicas para a gestão integrada dos recursos hídricos. Embora já houvesse legislações ambientais que contemplassem tal área de conhecimento, as medidas empreendidas para evitar a poluição dos corpos aquáticos e assegurar a disponibilidade hídrica para os múltiplos usuários, com padrões de qualidade para seus respectivos usos, eram pontuais e insuficientes (NAHON, 2006).

No Brasil, o marco regulatório que definiu uma profunda mudança na gestão de recursos hídricos foi a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída em 1997 pela Lei nº 9.433. A Lei possui como um de seus fundamentos o uso múltiplo das águas, e tem como um de seus objetivos a utilização racional e integrada deste bem público. De forma resumida, a Lei estabelece como metas e objetivos principais: garantir a quantidade e qualidade dos recursos hídricos; promover seu uso racional dos recursos hídricos; estabelecer o consumo humano e a dessedentação de animais como usos prioritários em situações de escassez; instituir a gestão descentralizada dos recursos hídricos e promover o desenvolvimento sustentável.

Para auxiliar na gestão, controle e proteção dos recursos hídricos, é importante realizar medidas que possibilitem a análise e o prognóstico dos corpos de água. Levando em conta que o impacto do lançamento de efluentes nos corpos hídricos é dado em função da alteração das variáveis de qualidade de água, o monitoramento da qualidade da água surge como um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos, visto que possibilita o acompanhamento do processo de uso dos corpos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas, subsidiando assim as ações de controle ambiental (GUEDES et al., 2012; PAULA, 2011).

Juntamente com os programas de monitoramento, atualmente se utilizam modelos matemáticos que são capazes de simular as alterações ambientais que ocorrem nos cursos de água, constituindo assim em uma valiosa ferramenta para representar a realidade como é observada e medida.

A quantidade e variedade de modelos que simulam a qualidade das águas em corpos hídricos é expressiva. Sendo assim, a escolha do modelo mais apropriado deve ser realizada de acordo com as necessidades da pesquisa, tais como: os objetivos da análise, a disponibilidade de dados e o tempo de resposta (GASTALDINI et al., 2002; SARDINHA et al., 2008).

A modelagem de qualidade de água vem sendo utilizada desde o desenvolvimento do modelo clássico de Streeter-Phelps, em 1925, o qual foi criado para ser aplicado no rio Ohio, nos Estados Unidos. Aumentando-se o grau de complexidade e o número de variáveis modeladas, outros modelos foram propostos, tais como QUAL2E (CHAPRA, 1997) e QUAL2K (CHAPRA e PELLETIER, 2006) e suas modificações, AQUASIM (REICHERT, 1998), entre outros.

Von Sperling (2007) criou um modelo simplificado da versão do QUAL2E, desenvolvido inicialmente pela U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA), chamado QUAL-UFMG, o qual pode ser usado em grande parte das aplicações em que tradicionalmente se usa o QUAL2E.

Nesse contexto, a modelagem da qualidade das águas superficiais vem se destacando como ferramenta no que tange às questões hídricas, possibilitando uma abordagem sobre os principais processos e interações que se desenvolvem nos ecossistemas aquáticos. Além disso, permite prever as reações do corpo hídrico a eventuais alterações externas, subsidiando ações de gestão e planejamento que contemplem a associação quali-quantitativa dos recursos hídricos.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Analisar a capacidade de autodepuração do rio Piracicaba, localizado no estado de Minas Gerais, utilizando modelos matemáticos de qualidade da água, com o propósito de subsidiar a tomada de decisão nos processos de planejamento, monitoramento e gestão de recursos hídricos.

2.2. Específicos

- Calibrar e validar os modelos matemáticos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps modificado para dois períodos hidrológicos distintos (seco e chuvoso);
- Analisar a capacidade de autodepuração do rio Piracicaba com base nos coeficientes calibrados e nos dados de qualidade de água;
- Verificar o atendimento das variáveis de qualidade da água analisados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, complementada pelas Resoluções CONAMA nº 410/2009 e 430/2011, bem como o índice de conformidade da classe; e
- Simular um cenário futuro de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Piracicaba.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Qualidade da água

A qualidade da água pode ser entendida como um conjunto de características físicas, químicas e biológicas que esse recurso natural deve possuir para atender aos diferentes usos aos quais se destina (BARROS, 2013; CUNHA e FERREIRA, 2006; VON SPERLING, 2007). Cunha et al. (2001) ainda complementam que o conceito de qualidade da água depende do seu uso ou fim.

A qualidade da água de um rio pode ser influenciada por vários fatores, motivo pelo qual apresenta grande variabilidade (FRITZSONS et al., 2009; SINGH et al., 2009). Em ambientes completamente naturais, é influenciada por fatores climáticos (temperatura, umidade, ventos e precipitação), pelos tipos de rochas do substrato e pela cobertura vegetal. Em bacias antropizadas, as diversas atividades humanas (agrícolas, urbanas, industriais e energético-mineradoras) influenciam o meio aquático e altera qualidade das águas.

Gazzaz et al. (2012) afirmam que um dos grandes problemas da perturbação antrópica é o fato dela se acumular ao longo do espaço e do tempo. Nesse sentido, Goulart e Callisto (2003) descrevem que os rios são coletores naturais das paisagens, refletindo o uso e ocupação do solo em sua bacia hidrográfica.

Outro aspecto que deve ser considerado na qualidade da água é que a sua utilização para determinado propósito não deve prejudicar os usos múltiplos, como por exemplo, o consumo humano, produção agropecuária, atividades recreativas, a preservação da diversidade biológica, entre outros. Essa preocupação se dá devido ao fato da qualidade da água contemplar interesses econômicos e sociais, que englobam desde o seu uso para determinadas atividades até a preservação do ecossistema.

Nas bacias hidrográficas, devido à diversidade de usos dos recursos hídricos, a qualidade da água tende a diminuir e, por vezes, atingir níveis inferiores aos padrões estipulados pela legislação, podendo ameaçar seu ecossistema e comprometer a saúde de seus usuários (CARVALHO e KAVISKI, 2009).

3.2. Poluição hídrica

O desenvolvimento de diversas atividades tem como consequência a geração de elevada quantidade de águas residuais que, muitas vezes, são lançadas sem prévio tratamento em cursos hídricos em quantidades superiores ao seu potencial de autodepuração (FLECK et al., 2013). Diante disso, a poluição dos cursos hídricos é um dos problemas mais sérios, provocando a morte de aproximadamente 25 milhões de pessoas todos os anos (PIMPUNCHAT et al., 2009).

Segundo a Lei nº 6.938 (BRASIL, 1981), entende-se por poluição a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e e) lancem matéria ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos. Na Tabela 1 são listadas as principais fontes de poluentes das águas e seus efeitos poluidores mais representativos.

Von Sperling (2005) define duas formas em que a fonte de poluentes pode atingir um corpo hídrico: a poluição pontual ou concentrada, onde os poluentes atingem o corpo d'água de forma concentrada no espaço; e a poluição difusa ou não pontual, quando os poluentes adentram o corpo d'água de forma distribuída ao longo de sua extensão, como é o caso da poluição oriunda da drenagem pluvial de áreas urbanas e rurais.

Para Paula (2011), grande atenção à poluição difusa tem sido dada em países desenvolvidos, onde os problemas relacionados à poluição pontual já foram bem equacionados. No Brasil, no entanto, há muito a ser feito em termos de poluição pontual oriunda de cidades e indústrias.

A fonte de poluição pontual pode ser facilmente detectada e relacionada à sua fonte original de degradação. Para Nascimento e Heller (2005), as principais fontes de poluição concentrada são os lançamentos de esgotos sanitários e, em alguns casos, esgotos industriais, nos sistemas de drenagem pluvial ou diretamente nos rios. Cunha e Ferreira (2006) enfatizam que, apesar da poluição ser pontual, a mesma não ficará restrita ao trecho do rio onde ocorre o lançamento, podendo comprometer todo trecho a jusante. Este problema torna-se mais complexo quando observado do ponto de vista de uma bacia com múltiplos lançamentos (LOUZADA et al., 2013).

Tabela 1. Principais agentes poluidores das águas

Constituinte	Principais parâmetros representativos	Fonte				Possível efeito poluidor
		Águas residuárias		Águas pluviais		
		Urbanas	Industriais	Urbanas	Agricultura e paisagem	
Sólidos em suspensão	Sólidos em suspensão totais	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Problemas estéticos • Depósitos de lodo • Adsorção de poluentes • Proteção de patogênicos
Matéria orgânica biodegradável	Demanda Bioquímica de Oxigênio	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo de oxigênio • Mortandade de peixes • Condições sépticas
Nutrientes	Nitrogênio e Fósforo	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Crescimento excessivo de algas • Toxicidade aos peixes (amônia) • Doença em recém-nascidos (nitrato) • Poluição da água subterrânea
Organismos patogênicos	Coliformes	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Doenças de veiculação hídrica
Matéria orgânica não biodegradável	Pesticidas, alguns detergentes, produtos farmacêuticos e outros	XX	↔	X	XX	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicidade (vários) • Espumas (detergentes) • Redução da transferência de oxigênio (detergentes) • Biodegradabilidade reduzida ou inexistente • Mau odor (ex. fenóis)
Metais	Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn etc)	XX	↔	X	-	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicidade • Inibição do tratamento biológico dos esgotos • Problemas na disposição do lodo na agricultura • Contaminação da água subterrânea
Sólidos inorgânicos dissolvidos	Sólidos dissolvidos totais Conductividade elétrica	XX	↔	-	X	<ul style="list-style-type: none"> • Salinidade excessiva – prejuízo às plantações (irrigação) • Toxicidade a plantas (alguns íons) • Problemas de permeabilidade do solo (sódio)

X: pouco XX: médio XXX: muito ↔: variável - : usualmente não importante
 FONTE: Adaptado de Von Sperling (2005)

Em geral, a fonte de poluição pontual pode ser reduzida ou eliminada através de uma infraestrutura de coleta de efluentes sanitários (NASCIMENTO e HELLER, 2005) e tratamento apropriado desses efluentes (LIMA, 2001), para posterior lançamento no corpo hídrico ou reutilização nos processos industriais.

A fonte de poluição difusa é mais frequentemente associada às atividades de uso do solo (SILVA et al., 2008). As atividades agrícolas são reconhecidamente as maiores produtoras de poluição difusa, provocando paulatino decréscimo na qualidade da água de mananciais que atendem aos mais diversos propósitos, tornando-se uma preocupação destacadamente para o abastecimento urbano, que em geral exige altos níveis de qualidade e possui uso preferencial (MARTINI e LANNA, 2003).

Para Martini e Lanna (2003), o processo fundamental que ocasiona a poluição de corpos hídricos, originada em fontes de poluição difusa, é a movimentação da água da chuva sobre a superfície e na subsuperfície do solo, que conduz os poluentes dessas fontes para os lagos, rios, represas e outros mananciais de água, inclusive aos aquíferos subterrâneos. Estes poluentes podem ser de inúmeros tipos, mas em termos de áreas agrícolas predominam sedimentos, fertilizantes, defensivos agrícolas e dejetos provenientes da criação de animais.

Brites e Gastinaldini (2007) destacam que outra característica marcante da fonte de poluição difusa é a variabilidade na concentração de poluentes lançados nos corpos de água, pois esta varia em magnitude entre bacias hidrográficas. Devido a essas peculiaridades das atividades agrícolas, não é tarefa simples associar os poluentes ao seu emissor primário, o que dificulta a aplicação de instrumentos de controle da poluição hídrica.

3.3. Autodepuração dos cursos d'água

A matéria orgânica presente nos efluentes é um dos principais problemas de poluição das águas, uma vez que favorece a transmissão de doenças de veiculação hídrica, afetando a saúde da população. Em grande quantidade pode causar o aumento do número de microrganismos e, conseqüentemente, o consumo excessivo do oxigênio dissolvido (OD) nos processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica (CUNHA e FERREIRA, 2006). Dessa forma, o oxigênio é considerado um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição por matéria orgânica, uma vez que é indispensável para a manutenção da vida.

A matéria orgânica é introduzida nos corpos hídricos principalmente por meio do lançamento de efluentes domésticos, podendo também estar presente em alguns efluentes de atividades agrícolas e industriais ou, até mesmo, de forma natural, devido aos ciclos biogeoquímicos.

Antes do lançamento de poluentes orgânicos, o ecossistema aquático encontra-se usualmente em estado de equilíbrio. Após o lançamento da matéria orgânica, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, o que resulta em desorganização inicial, seguida por tendência posterior à reorganização. Neste sentido, a autodepuração em rios pode ser entendida como o reestabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos afluentes.

Apesar da capacidade dos rios em realizar o processo de autodepuração, não existe depuração absoluta, ou seja, o ecossistema atinge novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes das anteriores, devido ao incremento da concentração de certos produtos e subprodutos da decomposição (VON SPERLING, 2005).

O fenômeno da autodepuração é realizado por meio de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e biológicos (decomposição da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos). Importante salientar que os compostos orgânicos biorresistentes e os compostos inorgânicos, incluindo os metais pesados, não são afetados pela autodepuração (BRAGA et al., 2005).

Von Sperling (2007) ressalta que nesse fenômeno há um balanço entre as fontes de consumo e as fontes de produção de oxigênio. Quando a taxa de consumo é superior à taxa de produção, a concentração de oxigênio dissolvido tende a decrescer, ocorrendo o inverso quando a taxa de consumo é inferior à taxa de produção. Os principais processos interagentes do balanço do oxigênio dissolvido em um corpo hídrico encontram-se apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Principais processos interagentes no balanço de oxigênio

Consumo de oxigênio	Produção de oxigênio
- oxidação da matéria orgânica (respiração)	- reaeração atmosférica
- demanda bentônica (lodo do fundo)	- fotossíntese
- nitrificação (oxidação da amônia)	

Fonte: Von Sperling (2007)

De acordo com Von Sperling (2005), o processo de autodepuração pode ser dividido em cinco principais zonas fisicamente identificáveis no rio: águas limpas, degradação, decomposição ativa, recuperação e águas limpas, conforme apresenta-se na Figura 1.

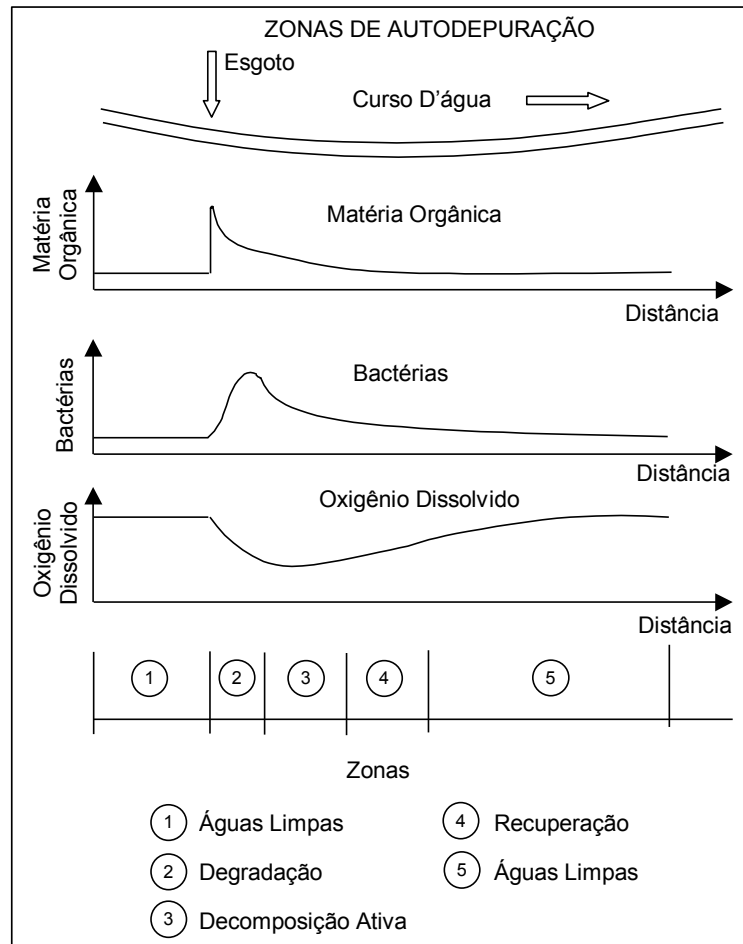


Figura 1. Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso de água e delimitação das zonas de autodepuração.

Fonte: Von Sperling (2007)

(i) Zona de águas limpas:

Nessa zona, as águas apresentam-se limpas, com condições normais no que diz respeito aos níveis de oxigênio dissolvido, matéria orgânica e bactérias.

(ii) Zona de degradação:

Esta zona tem início logo após o lançamento dos efluentes no curso d'água. A sua principal característica é a alta concentração de matéria orgânica ainda em seu estágio complexo. Nessa etapa o processo de decomposição da matéria orgânica, efetuado pelos microrganismos decompositores, pode ter um início lento, dependendo da adaptação dos seres decompositores aos despejos. Após o período de adaptação, inicia-se a proliferação bacteriana, com predominância maciça das formas aeróbias. A quantidade de bactérias de grupo coliforme é bastante elevada, principalmente quando a poluição tem

como fonte contaminações de origem humana. Embora os níveis de oxigênio ainda permaneçam altos, há também uma sensível diminuição do número de espécies de seres vivos, caracterizando o ecossistema como perturbado.

(iii) Zona de decomposição ativa:

Esta zona tem como principal característica o alto desempenho dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica. Como consequência, os reflexos no corpo d'água atingem os seus níveis mais acentuados e a qualidade da água apresenta-se em seu estado mais deteriorado. Nesta zona, o oxigênio atinge o seu menor nível de concentração, podendo ocorrer do mesmo ser totalmente consumido pelos microrganismos, a depender da carga de esgoto lançada. As bactérias decompositoras principiam a se reduzir em número, devido principalmente à redução na disponibilidade de alimento, em grande parte já estabilizado. Caso haja reações anaeróbias, os subprodutos são, além do gás carbônico e a água, o metano, gás sulfídrico e outros, vários deles responsáveis pela geração de maus odores.

(iv) Zona de recuperação:

Após a fase de intenso consumo de matéria orgânica e de degradação do ambiente aquático, inicia-se a etapa de recuperação. A matéria orgânica, intensamente consumida nas zonas anteriores, já se encontra grandemente estabilizada, ou seja, transformada em compostos inertes. Isto implica na redução do consumo de oxigênio dissolvido através da respiração bacteriana e, paralelamente, na introdução do mesmo na massa líquida. Como não ocorrem mais condições anaeróbias, ocorrem mudanças na fauna e flora aquática. O número de bactérias encontra-se bem mais reduzido. As algas e os microcrustáceos são os primeiros a aparecerem, proporcionando alimentação para os peixes mais tolerantes.

(v) Zona de águas limpas:

Nessa zona, as águas apresentam-se novamente limpas, voltando a atingir as condições normais anteriores a poluição no que diz respeito aos níveis de oxigênio dissolvido, matéria orgânica e bactérias. Na massa líquida há a predominância de formas completamente oxidadas e estáveis dos compostos

minerais, embora o lodo de fundo não esteja necessariamente estabilizado. A diversidade de espécies é grande e a comunidade atinge novamente o clímax.

O conhecimento do processo de autodepuração dos corpos hídricos é de grande importância, pois permite que sejam utilizados nos estudos da capacidade de assimilação dos efluentes pelos rios, sem que apresentem problemas de ordem ambiental. Nesse sentido, a capacidade de assimilação de efluentes pode ser utilizada até um ponto aceitável e não prejudicial, não sendo admitido o lançamento de cargas poluidoras acima do limite estabelecido pela classe de enquadramento a que um referido rio estiver submetido (VON SPERLING, 2005).

Como a capacidade de autodepuração pode variar de um corpo hídrico para outro, tornam-se necessários estudos específicos que objetivem conhecer a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber e diluir sem que suas características naturais sejam prejudicadas. Almejando assegurar a qualidade de seus recursos hídricos, os estudos sobre a autodepuração vêm crescendo no Brasil.

Gastaldini et al. (2002) realizaram um diagnóstico a respeito da qualidade das águas do rio Ibicuí (RS) avaliando os parâmetros OD e DBO. Os resultados mostraram que as concentrações de oxigênio dissolvido ficaram bem próximas à saturação. A demanda bioquímica de oxigênio apresentou baixos valores, com tendência de aumento em direção a foz.

Palma-Silva et al. (2007) desenvolveram um trabalho em trechos do rio Corumbataí (SP) procurando avaliar a sua capacidade de autodepuração. O estudo foi realizado em duas épocas do ano, verão/chuvoso e inverno/seco, com coletas de amostras para análises de laboratório das seguintes variáveis de qualidade da água: OD, DBO, DQO e nitrogênio total, além de quantificar a velocidade, vazão e profundidade. De acordo com os autores, o rio Corumbataí serve como receptor de grande quantidade de cargas orgânicas provenientes de fontes pontuais e difusas, tais como efluentes urbanos, rurais e industriais, lançadas sem tratamento prévio, causando uma degradação acentuada no rio. O trabalho permitiu concluir que o rio possui grande capacidade de depuração de efluentes em ambos os períodos hidrológicos, provavelmente decorrente da declividade acentuada, dos meandros e formações rochosas de fundo, e pela presença de mata ciliar.

Sardinha et al. (2008) utilizaram o modelo matemático QUAL2K para modelar a qualidade da água e a autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP). Os autores

identificaram as zonas de autodepuração e os estudos indicaram a necessidade de tratamento de esgoto doméstico nos efluentes lançados no rio.

Gonçalves et al. (2012) simularam o processo de autodepuração no córrego São Simão (SP) utilizando o modelo Streeter-Phelps, concluindo que a falta de tratamento do esgoto doméstico na cidade de São Simão piora a qualidade da água e intensifica o processo de degradação do córrego São Simão. O modelo permitiu identificar as zonas de autodepuração do córrego São Simão e indicou a necessidade de tratamento de esgotos em nível primário, com eficiência de 30%.

Salla et al. (2013) avaliaram a capacidade de autodepuração do Rio Jordão (MG), por meio do modelo QUAL-UFMG, considerando as contribuições reais do córrego Brejo Alegre no período de estiagem. Apenas o parâmetro demanda bioquímica de oxigênio apresentou valor superior aos limites preconizados pela legislação vigente, tendo ficado em toda a extensão do rio fora da regulamentação devido ao recebimento de cargas poluidoras do córrego Brejo Alegre.

3.4. Parâmetros cinéticos da autodepuração

3.4.1. Coeficiente de desoxigenação (K_1)

Segundo Von Sperling (2005), em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição de um corpo d'água por matéria orgânica é a queda nos níveis de oxigênio dissolvido causada pela respiração dos microrganismos envolvidos na depuração dos esgotos. O K_1 é a taxa na qual ocorre a reação de decomposição da matéria orgânica.

O consumo de oxigênio dissolvido devido à oxidação da matéria orgânica pode ser medido utilizando-se o teste denominado demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sendo basicamente governado pelo coeficiente de desoxigenação (K_1) que, por sua vez, varia de acordo com a composição e a concentração do material orgânico oriundo das fontes de poluição (ALMEIDA, 2006). Segundo Formentini (2010), dado confiável de DBO é a principal ferramenta para a avaliação do impacto causado por um despejo orgânico em um corpo hídrico, além de servir para o correto planejamento de uma estação de tratamento de esgotos.

Por uma questão de padronização, frequentemente utiliza-se o conceito de DBO_5 , no qual se incuba a amostra por um período de cinco dias a uma temperatura de 20°C, subtraindo-se a leitura final do oxigênio dissolvido pela obtida no início do

teste. Entretanto, o consumo de oxigênio dissolvido na amostra varia ao longo do tempo, ou seja, o valor da DBO, em dias distintos, é diferente. Porém, as informações retiradas do teste padrão de DBO₅ não são suficientes para a previsão do impacto gerado por uma carga poluidora em um curso d'água.

Segundo Von Sperling (2005), a importância do coeficiente K_1 e a relatividade do conceito de DBO podem ser analisadas quando duas amostras distintas apresentam o mesmo valor de DBO₅, o que aparentemente poderia induzir à conclusão de que o impacto em termos de consumo de oxigênio dissolvido é o mesmo, nas duas situações. Desta forma, a interpretação dos dados de DBO deve estar sempre vinculada ao coeficiente de desoxigenação.

O coeficiente K_1 pode ser estimado em laboratório por meio de análises matemáticas e estatísticas, caso se disponha de amostras da água a ser analisada. Esse método consiste no ajuste dos parâmetros do modelo matemático que relaciona DBO exercida e tempo podendo-se, com isso, obter o valor de K_1 .

O coeficiente de desoxigenação depende do tipo da matéria orgânica e do grau de tratamento, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (VON SPERLING, 2007). Ainda segundo o mesmo autor, efluentes tratados possuem, por exemplo, taxa de degradação mais lenta, pelo fato de maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais vagarosa.

Existem na literatura diversos outros métodos utilizados para a determinação de K_1 , sendo alguns: (a) método dos mínimos quadrados (BARNWELL, 1980); (b) método da inclinação (THOMAS, 1937); (c) método dos momentos (MOORE et al., 1950); e (d) método da diferença dos logaritmos (FAIR, 1936). Faixas de valores de K_1 , encontrados em condições de laboratório, são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Valores típicos de coeficientes de desoxigenação (K_1) (20°C)

Origem	K_1 (d⁻¹)
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente de tratamento primário	0,30 – 0,40
Efluente de tratamento secundário	0,12 – 0,24
Efluente de tratamento terciário	0,10 – 0,20
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: Von Sperling (2007)

Segundo Von Sperling (2005), a temperatura tem uma grande influência no metabolismo microbiano, afetando, por conseguinte, as cinéticas de conversão da matéria orgânica. A relação empírica entre a temperatura e a velocidade de desoxigenação pode ser expressa pela Equação 1.

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

em que:

$K_{1,T}$ = valor de K_1 a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

$K_{1,20}$ = valor de K_1 a uma temperatura de 20°C (d^{-1});

T = temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$); e

Θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

Um valor usual para Θ , segundo Von Sperling (2005), é 1,047. Verifica-se que ao aplicar-se esse valor a Θ o K_1 aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura. Esse fato, no entanto, não altera o valor da demanda última de oxigênio, apenas faz com que esse estado de oxidação total da matéria orgânica seja atingido mais rapidamente.

3.4.2. Coeficiente de reaeração (K_2)

Os processos de reaeração são de suma importância para garantir a vida em um corpo hídrico por serem fontes de oxigenação em cursos de água (PINHEIRO et al., 2012). A reposição do oxigênio no corpo hídrico é expressa através de um parâmetro denominado de coeficiente de reaeração (K_2), o qual permite quantificar o processo de transferência de oxigênio da atmosfera para a massa líquida, sendo um parâmetro essencial para avaliar a capacidade de autodepuração em rios (AMBROSE et al., 2009; FAN et al., 2009).

A reaeração atmosférica é, frequentemente, um dos principais fatores responsáveis pela introdução de oxigênio no meio líquido, pois a fotossíntese das plantas é uma fonte de oxigênio limitada pelo período de horas de luz do dia (COX, 2003). A taxa de transferência de oxigênio pela reaeração atmosférica ocorre, basicamente, por meio de dois mecanismos: difusão molecular e difusão turbulenta (VON SPERLING, 2005). Em um corpo hídrico, onde a água encontra-se basicamente parada, predomina a difusão molecular. No entanto, esse mecanismo é

bastante lento, requerendo muito tempo para que um gás atinja as camadas mais profundas do corpo d'água (SANTOS, 2001).

O mecanismo da difusão turbulenta é bem mais eficiente em relação à difusão molecular, pois envolve os dois principais fatores de uma eficaz aeração: criação de interfaces e renovação destas interfaces. O primeiro é importante, pois é por intermédio das interfaces que ocorrem os intercâmbios gasosos. O segundo é também significativo, pois a renovação das interfaces permite que se evitem pontos de saturação localizada, além de conduzir o gás para as várias profundidades da massa líquida, devido à maior mistura (VON SPERLING, 2005).

Nos corpos hídricos, para cada condição de temperatura e pressão atmosférica existe um valor de solubilidade do oxigênio na água, que denomina-se concentração de saturação de oxigênio dissolvido que um corpo hídrico pode ter. Vários são os métodos utilizados para cálculo da correção da concentração de oxigênio dissolvido de acordo com a temperatura, sendo a equação desenvolvida por Elmore e Haynes (1960) (Equação 2) a mais frequentemente utilizada (COX, 2003).

$$C_s = 14,652 - (0,41022T) + (0,007991T^2) - (7,7774 \times 10^{-5}T^3) \quad (2)$$

em que:

C_s = concentração de saturação do OD (mg L^{-1}); e

T = temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

A influência da altitude na concentração de saturação pode ser computada pela relação descrita na Equação 3 (QASIM, 1985).

$$f_H = \frac{C'_s}{C_s} = (1 - H/9459) \quad (3)$$

em que:

f_H = fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude;

C'_s = concentração de saturação do oxigênio na altitude (mg L^{-1}); e

H = altitude (m).

O coeficiente de reaeração pode ser determinado por meio de modelos de natureza teórica, empírica e semiempírica, além de equipamentos e métodos

desenvolvidos exclusivamente para essa finalidade (PINHEIRO et al., 2012). Os autores supracitados ainda destacam que os modelos teóricos geralmente apresentam inconvenientes, pois necessitam de parâmetros não facilmente relacionados às características físicas e hidráulicas do corpo de água. Os modelos empíricos e semiempíricos satisfazem somente o local ao qual eles foram originados.

Devido à singularidade das características físicas e hidráulicas, para melhor compreensão e precisão de um estudo, é necessária a determinação do coeficiente de reaeração para cada curso de água. Na Tabela 4 são apresentados alguns modelos utilizados para determinação do K_2 , todos baseados em variáveis físicas e hidráulicas dos corpos hídricos.

Tabela 4. Modelos para estimação do coeficiente de reaeração (K_2) baseados em dados hidráulicos (20°C)

Equação*	Faixa de aplicação		Referência
	Velocidade média (m s ⁻¹)	Profundidade média (m)	
$K_2 = 3,93 \frac{V^{0,5}}{H^{1,5}}$	0,05 ≤ V < 0,8	0,6 ≤ H < 4,0	O'Connor & Dobbins (1956)
$K_2 = 5 \frac{V^{0,97}}{H^{1,67}}$	0,8 ≤ V < 1,5	0,6 ≤ H < 4,0	Churchill et al. (1962)
$K_2 = 5,3 \frac{V^{0,67}}{H^{1,85}}$	0,05 ≤ V < 1,5	0,1 ≤ H < 0,6	Owens et al. (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)

* V = velocidade média (m s⁻¹); H = profundidade média (m).

Fonte: Von Sperling (2007)

Segundo Von Sperling (2007), pode-se correlacionar a vazão do curso de água com o coeficiente K_2 , sendo tal correlação justificada pelo fato de a profundidade e a velocidade estarem intimamente associadas à vazão. A relação entre K_2 e a vazão podem ser descritas por meio das Equações 4 e 5.

$$K_2 = m.Q^n \quad (4)$$

$$K_2 = e.V^j.H^{-i} \quad (5)$$

em que:

K_2 = coeficiente de reaeração (T⁻¹);

Q = vazão (L³ T⁻¹);

V = velocidade média do curso d'água ($L T^{-1}$);
H = profundidade média do curso d'água (L); e
m, n, e, j, o = parâmetros de ajuste (adimensional).

Alguns pesquisadores, estudando cursos d'água de características variadas, obtiveram valores médios de K_2 (Tabela 5). Os valores tabelados são utilizados na ausência de dados específicos acerca do curso d'água.

Tabela 5. Valores típicos do coeficiente de reaeração (K_2) ($20^\circ C$)

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

Fonte: Fair et al (1973), Arceivala (1981); citados por Von Sperling (2007)

Pode-se observar na Tabela 5 que cursos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um coeficiente de reaeração maior, devido à mistura provocada pela baixa profundidade e alta turbulência.

Segundo Cox (2003), nenhum dos modelos do processo de absorção de oxigênio em fluxos de canais abertos foi suficientemente desenvolvido para, isoladamente, prever o coeficiente de reaeração com acurácia, utilizando-se apenas variáveis hidráulicas médias.

Com relação aos modelos de qualidade de água utilizados no presente estudo, o modelo analítico de Streeter-Phelps modificado não apresenta qualquer método implícito para o cálculo de K_2 . Já o modelo QUAL-UFMG possibilita a entrada de K_2 de duas maneiras distintas: a correlação com a vazão no curso d'água, a partir da obtenção dos parâmetros de ajuste, e manualmente pelo usuário, estimando o valor por qualquer método descrito anteriormente.

3.4.3. Coeficiente de sedimentação (K_3)

O coeficiente de sedimentação implica na remoção de uma determinada fração da matéria orgânica através da sedimentação dos sólidos em suspensão presentes nos efluentes. Pode ser representado pela razão entre a velocidade de

sedimentação do material orgânico sedimentável e a profundidade do curso d'água (Equação 6).

$$K_s = \frac{V_s}{H} \quad (6)$$

em que:

K_s = coeficiente de sedimentação (T^{-1});

V_s = velocidade de sedimentação ($L T^{-1}$); e

H = profundidade média do curso d'água (L).

O valor de K_3 também pode ser estimado a partir de valores tabelados, conforme é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6. Valores típicos de K_3 (20°C)

Corpo d'água	K_3 (d^{-1})	
	Profundo	Raso
Recebendo esgoto bruto concentrado	0,05 – 0,20	0,10 – 0,35
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,00 – 0,15	0,05 – 0,25
Recebendo efluente primário	0,00 – 0,05	0,05 – 0,10
Recebendo efluente secundário	-	-
Com águas limpas	-	-

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007)

3.5. Modelagem matemática da qualidade da água

Uma gestão eficiente da qualidade da água tem sido considerada uma questão primordial em diversos países. Várias legislações vêm sendo criadas com o objetivo de garantir a disponibilidade de água em padrões adequados às futuras gerações.

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), instituídos pela Lei nº 9.433/1997, apresentam como objetivo assegurar às gerações futuras a disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequada, estabelecendo o enquadramento dos cursos d'água em classes como um dos instrumentos de gestão da PNRH.

Após a implementação da PNRH, houve a necessidade de verificar se os padrões de qualidade definidos pelo enquadramento dos cursos d'água estavam sendo alcançados conforme o planejado. Assim, tornou-se importante a utilização de ferramentas que subsidiem o adequado uso desses instrumentos, de modo a

integrar as inúmeras variáveis que formam o sistema em estudo (FLECK et al. 2013).

A maneira geralmente utilizada pelos órgãos reguladores para tal é a realização periódica de campanhas de monitoramento da qualidade da água nos corpos hídricos. Entretanto, a continuidade do processo é restrita em função dos custos e dificuldades envolvidas na operação e na manutenção de um sistema de monitoramento da qualidade da água. Diante disso, muitas tecnologias e programas computacionais surgem como alternativa à resolução dos problemas ambientais (ZHANG et al, 2012). Dessa maneira, a utilização conjunta da modelagem matemática e do monitoramento da qualidade da água pode auxiliar no planejamento dos recursos hídricos, expressando matematicamente diferentes processos envolvidos na degradação de águas residuais (MARTIN e AYESA, 2010).

A modelagem matemática consiste na representação simplificada da realidade por meio da formulação de hipóteses sobre a estrutura ou sobre o comportamento de um sistema. A utilização de modelos matemáticos torna-se útil para avaliar o nível de conhecimento, as relações causa-efeito e para a organização das informações disponíveis nos ecossistemas aquáticos (NAHON, 2006).

Sendo assim, os modelos matemáticos são capazes de prever situações reais, cujos componentes mais importantes de um sistema são identificados levando em conta suas interações, por meio do qual se torna possível a resolução de problemas (PIMPAN e JINDAL, 2009). Contudo, é necessário que as informações provenientes de seu uso sejam corretamente interpretadas para que ações corretivas possam ser aplicadas (SONG e KIM, 2009).

Vários modelos vêm sendo desenvolvidos para a estimativa da poluição nos corpos hídricos. O modelo de Streeter e Phelps (1925) foi o marco inicial, abordando aspectos importantes como o consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica. Desde então, vários modelos foram criados como alternativa a diferentes problemas relacionados à baixa qualidade da água.

O modelo de Streeter-Phelps foi posteriormente estendido para processos com nitrogênio, detalhados pelo modelo da EPA (United States Environmental Protection Agency) com nitrificação, o QUAL I. O ciclo do fósforo e algas foi adicionado na formulação do modelo QUAL2E; e o processo de desnitrificação foi incluído com o desenvolvimento do modelo QUAL2K, versão modificada do modelo QUAL2E (GONÇALVES et al., 2011).

Usualmente, os modelos de qualidade da água são aplicados na estimativa de impactos provenientes do lançamento de efluentes domésticos e industriais em rios, bem como no estudo e controle de qualidade da água em lagos para o planejamento do uso dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas (FAN et al., 2013).

Exemplos recentes das aplicações dos modelos de qualidade da água podem ser encontrados nos estudos realizados por Gonçalves et al. (2009), avaliando diferentes alternativas de tratamento de esgoto no município de São Simão (SP); Nahon et al. (2009), que utilizaram a modelagem como subsídio para o desenvolvimento de um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes; Mariano et al. (2010), que avaliaram comportamento do efluente de uma refinaria de petróleo lançado no Rio Atibaia (Paulínia/SP); Gonçalves et al. (2011), que avaliaram a qualidade da água em um trecho urbano do rio Jaú (Jaú/SP); Lins et al. (2012), que apresentaram um modelo com a finalidade de facilitar a tomada de decisões no plano de recursos hídricos da bacia do Rio Doce; Harari et al. (2013), que aplicaram modelagem para compreender a dispersão de esgotos na baía de Santos (SP); Ferreira e Cunha (2013), que estudaram o comportamento térmico do reservatório do Rio Verde (Curitiba/PR); e Cunha et al. (2013a), que simularam a hidrodinâmica e a dispersão de agentes passivos aplicados ao estudo de impacto ambiental de um aproveitamento hidrelétrico.

Outro estudo recentemente foi realizado por Fan et al. (2013), que desenvolveram um modelo de qualidade da água acoplado com um software livre de Sistema de Informação Geográfica (SIG), a fim de representar os impactos causados por lançamentos de poluentes em grande escala, com uma visão sistêmica de toda a bacia hidrográfica e com ferramentas simplificadas para lidar com as condições típicas de baixa disponibilidade de dados.

Considerando os trabalhos, a utilização de modelos matemáticos não se restringe somente à simulação de impactos causados por cargas poluentes consideradas comuns (ANI et al., 2009), mas podem ser utilizados na resolução de problemas complexos envolvidos no monitoramento da qualidade da água, o que implica na crescente necessidade de inserir a modelagem matemática no desenvolvimento dos planos de gestão das bacias hidrográficas (RODE et al., 2007).

Para Lindim et al. (2011), a modelagem matemática como ferramenta complementar à gestão dos recursos hídricos torna-se um instrumento amplamente aceito para o correto diagnóstico de problemas de qualidade da água e posterior desenvolvimento de estratégias de resolução. Fan et al. (2012) e Fitzpatrick (2009)

constatarem que nas últimas décadas a percepção ambiental do poder público aumentou consideravelmente, elevando a utilização dos modelos matemáticos no estudo para fins de controle da poluição.

3.5.1. Modelo analítico de Streeter-Phelps modificado

O modelo clássico de Streeter e Phelps (1925) foi desenvolvido inicialmente para o rio Ohio, nos Estados Unidos, através do trabalho intitulado “O estudo da poluição e purificação natural do rio Ohio”. Os pesquisadores formularam nesse trabalho equações matemáticas para representação da qualidade da água utilizando a previsão do déficit de OD para os casos de poluição por matéria orgânica biodegradável (BRAGA et al., 2005), sendo posteriormente considerado um marco nos estudos de modelagem da qualidade da água, uma vez que todos os outros modelos mais complexos foram fundamentados a partir desse (CHAPRA, 1997; TUCCI, 1998).

O modelo de Streeter-Phelps representa o rio como um sistema de escoamento em pistão. Assume-se que este sistema é bem misturado lateralmente e verticalmente. Assim, consideram-se somente variações na direção longitudinal. De acordo com Von Sperling (2007), um corpo d’água predominantemente linear, como um rio, pode ser caracterizado em escoamento em pistão. Nesse regime não há intercâmbios entre as seções de jusante e montante, ou seja, considera-se que o efeito da dispersão longitudinal seja desprezível.

No modelo, a cinética da reação da matéria orgânica remanescente se processa segundo uma reação de primeira ordem. Sendo assim, a progressão da DBO remanescente pode ser expressa de acordo com a Equação 7.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1.L \quad (7)$$

em que:

L = concentração da DBO remanescente (mg L^{-1}); e

t = tempo (dias).

De acordo com a Equação 7, a taxa de oxidação da matéria orgânica (dL/dt) é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente (L), em um tempo t qualquer.

Assim, quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação. Integrando-se a Equação 7 entre os limites de $L = L_0$ e $L = L_t$, e $t = 0$ e $t = t$, obtém-se a Equação 8.

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (8)$$

em que L_0 corresponde a DBO remanescente em $t=0$ (mg L^{-1}).

Porém é necessário trabalhar com valores de DBO exercida (representada pelo oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até determinado instante) e não remanescente, já que os resultados de análises laboratoriais se referem aos dados de DBO exercida. A DBO remanescente (L) e a DBO exercida (y) são complementares.

Sendo assim, a DBO exercida em cada instante é igual à DBO remanescente no tempo zero (L_0) subtraída da DBO remanescente em determinado tempo (L), demonstrado na Equação 9.

$$y = L_0 - L \quad (9)$$

Substituindo a Equação 8 na Equação 9, tem-se a Equação 10:

$$y = L_0(1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (10)$$

De acordo com Braga et al. (2005), a reação de DBO que provoca consumo de OD ocorre ao mesmo tempo que a reação de reoxigenação no meio líquido, na qual, por meio de processos exógenos, o oxigênio passa da atmosfera para a água. Essa transferência ocorre por uma reação de difusão em que a taxa de transferência depende da concentração relativa do oxigênio no ar e na água. O modelo de Streeter-Phelps considera que a única fonte de oxigênio no curso d'água é a reaeração.

A cinética da reaeração é caracterizada pela seguinte reação de primeira ordem (Equação 11):

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D \quad (11)$$

em que:

D = déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, diferença entre a concentração de saturação e a concentração existente em um tempo t ; e
 t = tempo (d).

Quanto maior o déficit de oxigênio, maior a taxa de transferência. Caso haja alguma queda na concentração do gás dissolvido na fase líquida, o principal fluxo de transferência ocorre na direção gás-líquido, atuando no sentido de restabelecer o equilíbrio. O déficit de oxigênio é estabelecido pela Equação 12.

$$D = D_0 e^{-K_2 t} \quad (12)$$

em que D_0 corresponde ao déficit inicial de oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} .

Para a situação simples em que se considera apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica no balanço de OD, a taxa de variação do déficit de oxigênio como o tempo pode ser expressa pela diferença entre o consumo e a produção do oxigênio (Equação 13).

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad (13)$$

Integrando a Equação 13 tem-se a Equação 14:

$$D_t = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (14)$$

A Equação 14, conhecida como a equação de Streeter-Phelps, é utilizada para calcular o déficit de oxigênio do rio a partir de um ponto de lançamento de efluentes, determinando, assim, a concentração de OD (t) no curso d'água (Equação 15). Quando plotado com vários valores de tempo, o modelo gera a curva de depleção de oxigênio.

$$OD_t = OD_{\text{sat}} - D_t \quad (15)$$

Uma das premissas utilizadas pelo modelo analítico de Streeter-Phelps é considerar o lançamento de efluentes no curso d'água de forma pontual e constante, sendo que isso só ocorre quando o ambiente de estudo é fechado e o trecho modelado é bastante curto. Portanto, na tentativa de aproximar o modelo analítico de Streeter-Phelps da realidade, torna-se necessário incorporar alguns processos que não existem na formulação original (LIMA, 2005; VON SPERLING, 2007).

Sendo assim, se além da desoxigenação por decomposição da matéria orgânica, houver ainda eliminação da matéria orgânica por sedimentação, o incremento de matéria orgânica por escoamento superficial ou ressuspensão de sedimentos, variando no espaço (x) e no tempo (t), a Equação 13 pode ser reescrita da seguinte forma:

$$\frac{dD}{dt} = -K_1L - K_3L + L_a(x,t) \quad (16)$$

em que:

K_3 = coeficiente de sedimentação (T^{-1}); e

L_a = incremento de DBO remanescente ao longo do rio ($ML^{-3}T^{-1}$).

Portanto, admite-se que a taxa de desoxigenação depende também da matéria orgânica decantada pelo sedimento e da matéria orgânica que é adicionada por escoamento superficial (com acréscimo de vazão) ou por ressuspensão de sedimentos (sem acréscimo de vazão) (LIMA, 2005; VON SPERLING, 2007).

Integrando a Equação 16 tem-se a Equação 17, que representa a demanda bioquímica de oxigênio remanescente em qualquer instante de tempo nessas novas condições.

$$L(t) = \left(L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3} \right) e^{-(K_1 + K_3)t} + \frac{L_a}{K_1 + K_3} \quad (17)$$

Admitindo-se a nova taxa de desoxigenação, a Equação 18, que representa o déficit de oxigênio no curso d'água em qualquer instante de tempo t, pode ser escrita da seguinte forma:

$$D(t) = \frac{K_1}{K_2 - (K_1 + K_3)} \left(L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3} \right) (e^{-(K_1 + K_3)t} - e^{-K_2t}) + \frac{K_1 L_a}{K_2 (K_1 + K_3)} (1 - e^{-K_2t}) + D e^{-K_2t} \quad (18)$$

Assim a Equação 19 representa a concentração de oxigênio no curso d'água em qualquer instante t para os novos processos incorporados.

$$OD_t = OD_{sat} - D_{(t)} \quad (19)$$

3.5.2. Modelo QUAL-UFMG

O modelo matemático QUAL-UFMG, desenvolvido por Von Sperling (2007), objetiva a modelagem da qualidade da água em rios (VON SPERLING, 2007), tendo sido desenvolvido em planilhas de Excel com base no modelo QUAL2E, desenvolvido pela *United State Environmental Protection Agency* (U.S.EPA) (BROWN e BARNWELL JR., 1987). O QUAL2E é mundialmente utilizado para a simulação da qualidade da água em rios, devido sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação (OPPA, 2007).

O QUAL2E permite simular 15 variáveis de qualidade de água, sendo elas: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, algas, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, uma variável não conservativa (arbitrário) e três variáveis conservativas (BROWN e BARNWELL JR, 1987; CHAPRA, 1994). Já o QUAL-UFMG possibilita a modelagem das seguintes variáveis: DBO, OD, nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes.

Segundo Von Sperling (2007), a estrutura do QUAL-UFMG é bastante similar à do QUAL2E, contendo algumas simplificações como a não inclusão de algas e todas as suas inter-relações com as demais variáveis. O autor explica que a simplificação foi feita devido ao fato da representação dos processos que envolvem as algas ser extremamente complexa e os valores dos coeficientes serem de difícil compreensão.

Outras simplificações introduzidas foram (VON SPERLING, 2007) a não consideração da dispersão longitudinal e a integração pelo método de Euler. Esta é a forma de integração mais simples e de fácil compreensão pelo usuário na planilha Excel. A principal desvantagem é a necessidade de curtos passos de integração (representados pela extensão dos segmentos em que o rio é dividido).

O modelo QUAL-UFMG, provavelmente por sua facilidade de uso, pela simples interface (planilhas de Excel) e pelos gráficos gerados, vem sendo utilizado em grande parte das aplicações em que tradicionalmente se usa o QUAL2E, como na avaliação da qualidade das águas do rio Pomba por Guedes (2009); no planejamento de implantação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em bacias hidrográficas por Louzada et al. (2013); e no estudo da autodepuração do rio Jordão, realizado por Salla et al. (2013).

Outro estudo recente foi o realizado por Teodoro et al. (2013), no qual os autores implementaram no modelo o conceito de capacidade de diluição de efluentes, utilizando como estudo de caso o rio Taquarizinho (MS). Com isso, o modelo foi capaz de estimar as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos. Os autores concluíram que o rio Taquarizinho possui uma elevada capacidade de autodepuração e que suas águas são capazes de suportar a instalação de empreendimentos de grande porte, como matadouros e curtumes.

3.5.2.1. Cinética das variáveis de qualidade de água

Oxigênio Dissolvido (OD)

No cálculo da concentração de OD em rios pelo modelo QUAL-UFMG é considerada, além da reaeração e da decomposição da matéria orgânica, presentes no modelo de Streeter-Phelps, a fotossíntese e a respiração realizadas pelas algas e plantas aquáticas e o consumo de oxigênio pela nitrificação, sendo a concentração obtida pela Equação 20.

$$\frac{dC}{dt} = K_2D - K_dL - S_d + F - R - R_{O_2\text{amon}}(f_{\text{nitr}}K_{\text{an}})N_{\text{amon}} \quad (20)$$

em que:

dC/dt = taxa de variação da concentração de OD com o tempo ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$ de O_2);

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

K_d = coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea (d^{-1});

S_d = demanda do sedimento ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de O_2);

F = taxa de produção de oxigênio por fotossíntese ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de O_2);

R = taxa de consumo de oxigênio pela respiração ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de O_2);

$R_{\text{O}_2\text{amon}}$ = relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de nitrito oxidado a nitrato (mg de O_2 por mg de N_{amon});

$f_{\text{nitr}} = 1 - e^{-K_{\text{nitrOD}} \cdot \text{OD}}$ = fator de correção do coef. de nitrificação em função de OD;

K_{nitrOD} = coef. de inibição da nitrificação por valores baixos de OD (L mg^{-1});

K_{an} = coeficiente de conversão de amônio em nitrito (d^{-1}); e

N_{amon} = nitrogênio amoniacal (mgN L^{-1}).

É importante ressaltar que o modelo QUAL-UFMG pressupõe valores fixos de F e R no trecho em estudo. Já no modelo QUAL2E, pode-se calcular a produção e o consumo de oxigênio pela fotossíntese e respiração por meio da modelagem da concentração de algas, ou seja, existe uma equação específica da taxa de variação da concentração de algas com o tempo.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

No modelo QUAL-UFMG adota-se a reação de primeira ordem para descrever o processo de decomposição da matéria orgânica no curso d'água devido ao consumo de oxigênio por microrganismos. Para o cálculo da DBO é levada em consideração a taxa de desoxigenação (representada pelo coeficiente de decomposição), a remoção da matéria orgânica por sedimentação e a contribuição difusa de DBO (Equação 21).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d L - K_s L + L_{rd} \quad (21)$$

em que:

$\frac{dL}{dt}$ = variação da concentração de DBO com o tempo ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$ de O_2);

K_s = coeficiente de sedimentação (d^{-1}); e

L_{rd} = taxa de entrada de DBO última difusa, sem acréscimo de vazão ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$).

Nitrogênio Orgânico

A variação na concentração de nitrogênio orgânico é simulada no QUAL-UFMG de acordo com a Equação 22. A equação estima o déficit de nitrogênio orgânico no

curso d'água por meio da transformação em nitrogênio amoniacal, pela amonificação e a perda por sedimentação.

$$\frac{dN_{\text{org}}}{dt} = -K_{\text{oa}}N_{\text{org}} - K_{\text{so}}N_{\text{org}} \quad (22)$$

em que:

N_{org} = concentração de nitrogênio orgânico (mg L^{-1});

t = tempo (d);

K_{oa} = coeficiente de conversão no nitrogênio orgânico em amônio (d^{-1}); e

K_{so} = coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico.

Nitrogênio Amoniacal

A variação na concentração de nitrogênio amoniacal é simulada no QUAL-UFMG por meio da Equação 23. A acumulação dessa fração se dá pela transformação do nitrogênio orgânico e pela liberação de sedimento de fundo. A transformação de nitrogênio amoniacal em nitrito, advinda da nitrificação, faz com que uma parcela dessa acumulação seja perdida, fechando assim o balanço de massa no sistema.

$$\frac{dN_{\text{amon}}}{dt} = K_{\text{oa}}N_{\text{org}} - K_{\text{an}}N_{\text{amon}} + \frac{S_{\text{Namon}}}{H} \quad (23)$$

em que:

N_{amon} = concentração de nitrogênio amoniacal (mg L^{-1});

S_{Namon} = fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$); e

H = profundidade média no curso de água (m).

Nitrito

No modelo QUAL-UFMG a concentração de nitrito no curso d'água pode ser simulada utilizando-se a Equação 24. Essa fração constitui uma fase intermediária entre o nitrogênio amoniacal e o nitrato.

$$\frac{dN_{\text{nitri}}}{dt} = K_{\text{an}}N_{\text{amon}} - K_{\text{nn}}N_{\text{nitri}} \quad (24)$$

em que:

N_{nitri} = concentração de nitrito (mg L^{-1}); e

K_{nn} = coeficiente de conversão de nitrito em nitrato (d^{-1}).

Nitrato

No modelo QUAL-UFMG a variação na concentração de nitrato no curso d'água é simulada utilizando a Equação 25. Sua acumulação é em função da transformação da concentração de nitrito por meio da nitrificação.

$$\frac{dN_{\text{nitra}}}{dt} = K_{\text{nn}}N_{\text{nitri}} \quad (25)$$

em que:

N_{nitri} = concentração de nitrito (mg L^{-1}); e

K_{nn} = coeficiente de conversão de nitrito em nitrato (d^{-1}).

Fósforo Orgânico

A variação na concentração de fósforo orgânico é simulada no modelo QUAL-UFMG utilizando-se a Equação 26. Essa fração decai pela transformação para fósforo inorgânico e por sedimentação.

$$\frac{dP_{\text{org}}}{dt} = -K_{\text{oi}}P_{\text{org}} - K_{\text{spo}}P_{\text{org}} \quad (26)$$

em que:

P_{org} = concentração de fósforo orgânico (mg L^{-1});

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

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

Fósforo Inorgânico

No modelo de qualidade de água QUAL-UFMG, o fósforo inorgânico é simulado no curso d'água por meio da Equação 27. Essa fração é a mais representativa no corpo hídrico, uma vez que é acumulada por meio da transformação do fósforo orgânico e pela parcela de sedimento no fundo do rio que, ao ser liberado, contribui para o aumento na sua concentração.

$$\frac{dP_{\text{inorg}}}{dt} = K_{\text{oi}}P_{\text{org}} + \frac{S_{P_{\text{inorg}}}}{H} \quad (27)$$

em que:

P_{inorg} = concentração de fósforo inorgânico (mg L^{-1}); e

$S_{P_{\text{inorg}}}$ = liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

Coliformes termotolerantes

O parâmetro de qualidade de água coliforme termotolerante é simulado no modelo QUAL-UFMG por meio da Equação 28.

$$\frac{dN}{dt} = -K_5N \quad (28)$$

em que:

N = concentração de coliformes (NMP/100 mL); e

K_5 = coeficiente de decaimento de coliformes (d^{-1}).

3.6. Enquadramento dos corpos de água em classes, segundo seus usos preponderantes

O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo seus usos preponderantes, é um dos instrumentos de gestão da Política Nacional de Recursos Hídricos que visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes (BRASIL, 1997).

No caso das águas superficiais, feita a identificação dos usos preponderantes, o enquadramento estabelece, como objetivo, uma classe de qualidade da água a ser

mantida ou alcançada em um trecho de um corpo hídrico ao longo do tempo. Essa adoção do objetivo coloca o foco da gestão da qualidade da água sobre os problemas de poluição atuais e futuros da região. Em suma, o enquadramento é tido como um instrumento de planejamento, pois integra a política de recursos hídricos com a política de meio ambiente, associando diferentes instrumentos de gestão da água, como a outorga de direito do uso e a cobrança pelo uso, com os instrumentos de gestão, como o licenciamento e monitoramento ambiental (BRASIL, 1997).

Os objetivos e padrões de qualidade são atribuições dos órgãos ambientais, cabendo ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a regulamentação dos padrões de qualidade da água e da emissão de efluentes, exceto as águas destinadas ao abastecimento público, que estão sob responsabilidade do Ministério da Saúde. A legislação ambiental responsável pelos padrões de qualidade dos corpos hídricos no Brasil, em função dos seus usos preponderantes, é a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, complementada pela CONAMA nº 410/2009 e 430/2011.

No Brasil, é adotado o enquadramento por classes de qualidade. Este sistema faz com que os padrões estabelecidos para cada classe sejam formados pelos padrões mais restritivos dentre todos os usos contemplados naquela classe. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece as classes de qualidade para as águas doces, salobras e salinas.

3.7. Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE)

O Índice de Conformidade ao Enquadramento foi desenvolvido pelo Canadian Council of Ministers of Environment (CCME, 2001) e avalia a distância entre a qualidade da água atual e a meta estabelecida pelo enquadramento do corpo hídrico, baseado na comparação dos resultados dos monitoramentos realizados com os valores estipulados pela legislação vigente, se adaptando assim às diversas situações (CCME, 2001).

O índice proposto pelo CCME (2001) é a combinação de três fatores que representam a desconformidade das variáveis monitoras, sendo eles:

- Fator 1 – Abrangência: representa a abrangência das desconformidades, isto é, o número de variáveis de qualidade da água que violaram os limites desejáveis pelo menos uma vez no período analisado (Equação 29).

$$F_1 = \left(\frac{\text{Número de variáveis que falharam}}{\text{Número total de variáveis}} \right) 100 \quad (29)$$

- Fator 2 – Frequência: representa a porcentagem de vezes que as variáveis de qualidade da água ficaram fora dos padrões estabelecidos pela legislação (Equação 30).

$$F_2 = \left(\frac{\text{Número de testes que falharam}}{\text{Número total de teste}} \right) 100 \quad (30)$$

- Fator 3 – Amplitude: representa a amplitude de variação pela qual o valor observado falhou, isto é, a diferença entre o valor observado e o valor desejado de acordo com a legislação. Sendo assim, o F_3 é calculado em três etapas:

Para os casos em que o valor requerido da concentração deve ser abaixo do objetivo, utiliza-se a Equação 31.

$$\Delta V = \left(\frac{\text{Valor testado que falhou}}{\text{Objetivo}} \right) - 1 \quad (31)$$

Para os casos em que o valor da concentração deve ser acima do objetivo, utiliza-se a Equação 32.

$$\Delta V = \left(\frac{\text{Objetivo}}{\text{Valor testado que falhou}} \right) - 1 \quad (32)$$

Feito os testes individuais, a reunião dos mesmos é calculada somando todas as variações que não atenderam aos objetivos e dividindo pelo número total de testes. Esta variável, denominada soma normalizada das variações, é calculada pela Equação 33.

$$snv = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta V_i}{\text{Número total de testes}} \quad (33)$$

O valor de F_3 é calculado pela soma normalizada das variações, como pode ser observado na Equação 34.

$$F_3 = \left(\frac{\text{snv}}{0,01 * \text{snv} + 0,01} \right) \quad (34)$$

O Índice CCME Water Quality Index (WQI) é calculado da seguinte forma:

$$\text{CCME WQI} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (35)$$

O resultado do índice varia de 0 a 100, sendo que aqueles próximos de zero indicam uma condição de afastamento do enquadramento, enquanto valores próximos de cem apontam uma situação de conformidade com o enquadramento.

Os resultados do índice são divididos em cinco categorias, sendo elas:

- Excelente (95 – 100): estes valores de índice são somente obtidos se todas as medidas estiverem dentro dos objetivos durante todo o tempo.
- Bom (80 – 94): a qualidade da água é protegida, apresentando somente um pequeno grau de ameaça, as condições raramente se afastam dos níveis desejáveis.
- Mediano (65 – 79): a qualidade da água geralmente é protegida, mas é ameaçada ocasionalmente, afastando-se, por vezes, dos níveis desejáveis.
- Marginal (45 – 64): a qualidade da água é frequentemente ameaçada ou danificada, as condições muitas vezes se afastam dos níveis desejáveis.
- Ruim (0 – 44): a qualidade da água quase sempre é ameaçada ou danificada, as condições geralmente fogem dos níveis desejáveis.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Bacia hidrográfica do rio Piracicaba

A bacia hidrográfica do rio Piracicaba (BHRPI) é uma das sub-bacias do rio Doce e se encontra totalmente inserida no estado de Minas Gerais. Considerando o sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), a bacia está contida na zona 23, entre os paralelos N: 7875000 – 7750000 e meridianos E: 625000 – 775000, possuindo uma área total de 5.465,38 km².

O rio Piracicaba nasce no município de Ouro Preto, a 1.680 m de altitude, percorrendo aproximadamente 241 km até sua confluência com o rio Doce, na divisa dos municípios de Ipatinga e Timóteo. Possui como principais afluentes o rio do Peixe e o rio Santa Bárbara, pela margem esquerda, e o rio da Prata, na margem direita. Além disso, ao longo do seu curso, o rio Piracicaba recebe a descarga de dezenas de córregos e ribeirões, os quais compõem sua rede de drenagem (PARH PIRACICABA, 2010).

A BHRPI é uma das seis Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) da parte mineira da bacia do rio Doce. Para fins de gestão foi adicionada uma parte incremental a jusante da foz deste rio na UPGR do rio Piracicaba. Esta possui uma área de 216,13 km², tendo o ribeirão Ipanema como principal curso d'água. Desta forma, a UPGRH do rio Piracicaba possui uma área de drenagem total de 5.681,51 km², contemplando 21 municípios mineiros (Figura 2).

A UPGRH do rio Piracicaba é dividida em três regiões: alto, médio e baixo rio Piracicaba. Na região do Alto Piracicaba (ARPI) estão os municípios de Barão de Cocais, Bom Jesus do Amparo, Catas Altas, Itabira, Mariana, Ouro Preto, Santa Bárbara; na região do Médio Piracicaba (MRPI) inserem-se os municípios de Alvinópolis, Bela Vista de Minas, João Monlevade, Nova Era, Rio Piracicaba, São Domingos do Prata e São Gonçalo do Rio Abaixo; enquanto na região do Baixo Piracicaba (BRPI) estão os municípios de Antônio Dias, Coronel Fabriciano, Ipatinga, Jaguarauçu, Marliéria, Santana do Paraíso e Timóteo (PITE PIRACICABA, 2013).

Em termos populacionais destacam-se os municípios de Ipatinga, com 239.177 habitantes, seguido de Itabira, com 109.551 habitantes, Coronel Fabriciano, com 103.797 habitantes, Timóteo, com 81.119 habitantes e João Monlevade, com 73.451 habitantes (IBGE, 2010).

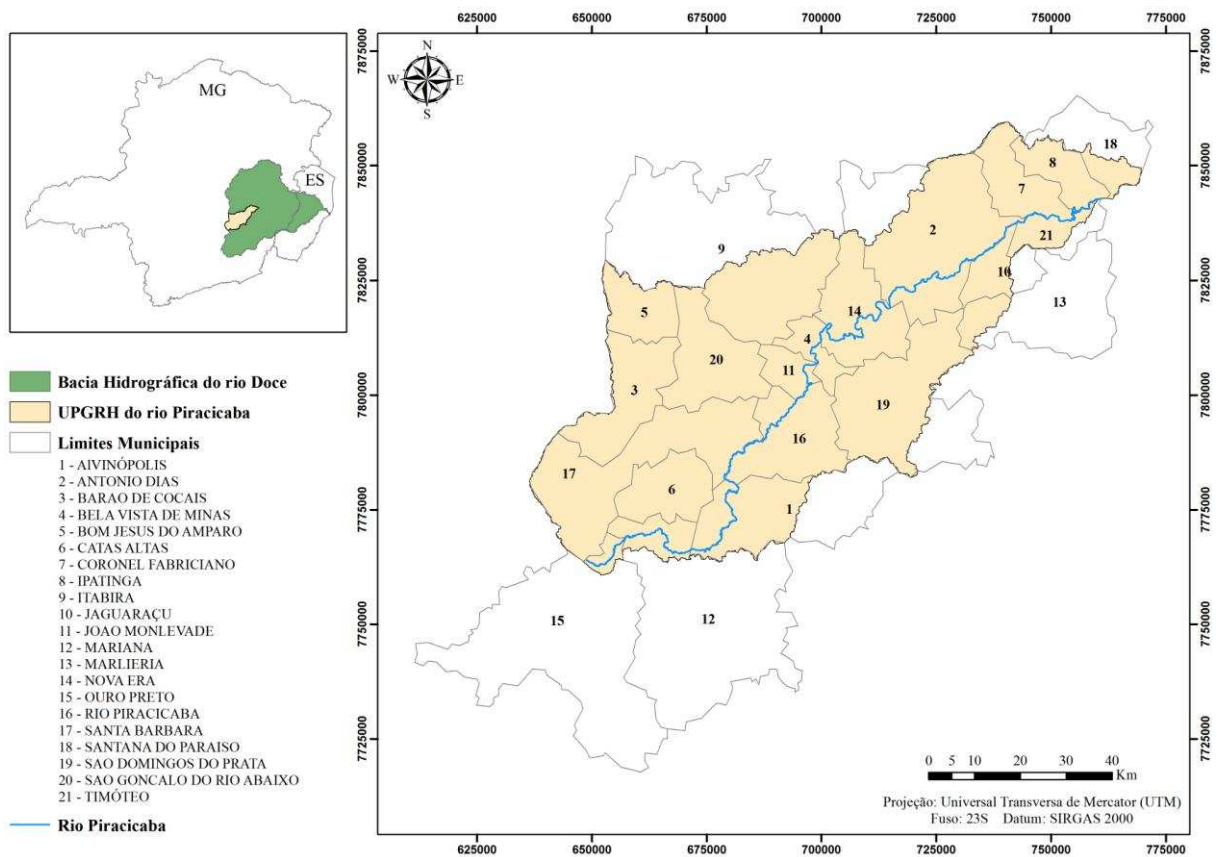


Figura 2. Localização da UPGRH do rio Piracicaba, estado de Minas Gerais.

Segundo a classificação de Köeppen, na unidade encontram-se três variações climáticas, sendo elas: clima AW ou tropical, clima CWa ou mesotérmico de verões quentes, clima CWb ou mesotérmico de verões brandos. O clima CWa caracteriza-se por climas tropicais chuvosos e quentes, com ocorrências de chuvas de verão e verões quentes. O clima CWb ou Mesotérmico de verões brandos se caracteriza por chuvas de verão e verão moderadamente quente a brando. Já o clima AW é caracterizado por duas estações bem definidas, uma seca e outra chuvosa, classificado como clima tropical chuvoso e clima de savana, sendo uma variação climática de tropical típico com verões chuvosos e invernos secos e quentes (AYOADE, 2001).

A vegetação original da área desenvolve-se predominantemente sobre o bioma da Mata Atlântica, possuindo também uma pequena área sobre o bioma do Cerrado. Em relação às principais tipologias mapeadas, destaca-se a Agropecuária (48,88%), a Floresta Estacional Semi-Decidual (35,70%), as áreas de Reflorestamento (7,56%) e as áreas de Influência Urbana (1,74%) (Figura 3). Relacionando a distribuição dos sistemas naturais e antrópicos, percebe-se que o comportamento da bacia em estudo é bastante similar ao encontrado na bacia do rio Doce, que apresenta 60%

de sua área com sistemas antropizados e 40% em estágio natural (PARH PIRACICABA, 2010).

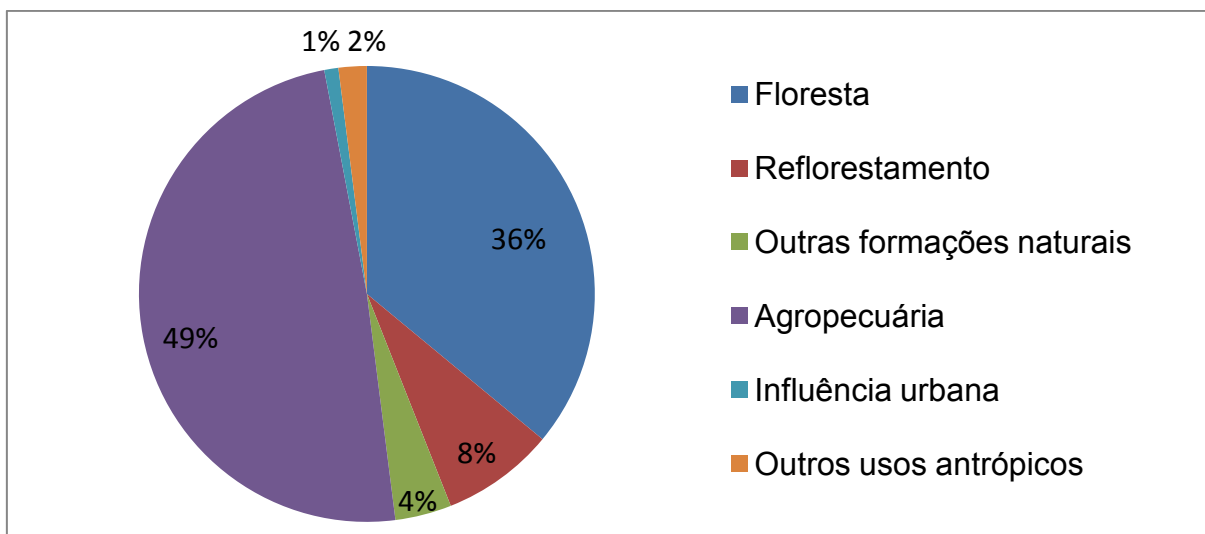


Figura 3. Uso e cobertura do solo da UPGRH do rio Piracicaba.

Fonte: Adaptado de PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF (2006) apud PARH Piracicaba (2010)

Na unidade predominam os solos das classes latossolos, argissolos e cambissolos. Os latossolos são predominantemente vermelho-amarelos, ocorrendo também a presença de latossolos amarelos junto à foz do rio Piracicaba. Os argissolos vermelho-amarelos ocorrem na porção oeste da unidade, sendo que uma pequena porção da bacia também é ocupada por argissolos vermelhos. Os argissolos encontrados nos vales são cultivados com culturas anuais, como o milho e o arroz. A quase totalidade da área ocupada com argissolos vermelhos, em relevo forte ondulado e/ou montanhoso, tem a sua utilização restrita ao uso com pastagens e culturas permanentes de ciclo longo, tais como café e citrus. Já os cambissolos háplicos apresentam restrições à exploração agrícola, relacionados com a topografia ou pela presença de fragmentos da rocha matriz no perfil (PARH PIRACICABA, 2010).

A UPGRH do rio Piracicaba possui um conjunto expressivo de atividades econômicas com alto grau de impacto ambiental (siderurgia, celulose e mineração). Nela se encontram reservas de minério de ferro, manganês, bauxita, ouro, esmeralda, alumínio, quartzito, entre outros, abrigando as principais minerações a céu aberto do país, além dos massivos reflorestamentos por monocultura de eucaliptos utilizados para a produção de carvão vegetal e celulose (PARH PIRACICABA, 2010).

Em relação aos usos da água é predominante o abastecimento industrial, que corresponde a 51% do total de retiradas, seguido do abastecimento humano com aproximadamente 44 % do uso consuntivo (Figura 4). Em relação à bacia do rio Doce, a UPGRH do rio Piracicaba capta 50% da demanda total estimada para o abastecimento industrial e 20% da demanda estimada para o abastecimento humano. O uso de irrigação e a dessedentação animal são pouco expressivos na bacia. Desta forma, a bacia se destaca pela característica urbano-industrial, principalmente junto aos municípios mais industrializados da região do Vale do Aço (Ipatinga, Timóteo, Coronel Fabriciano e Santana do Paraíso) (PARH PIRACICABA, 2010).

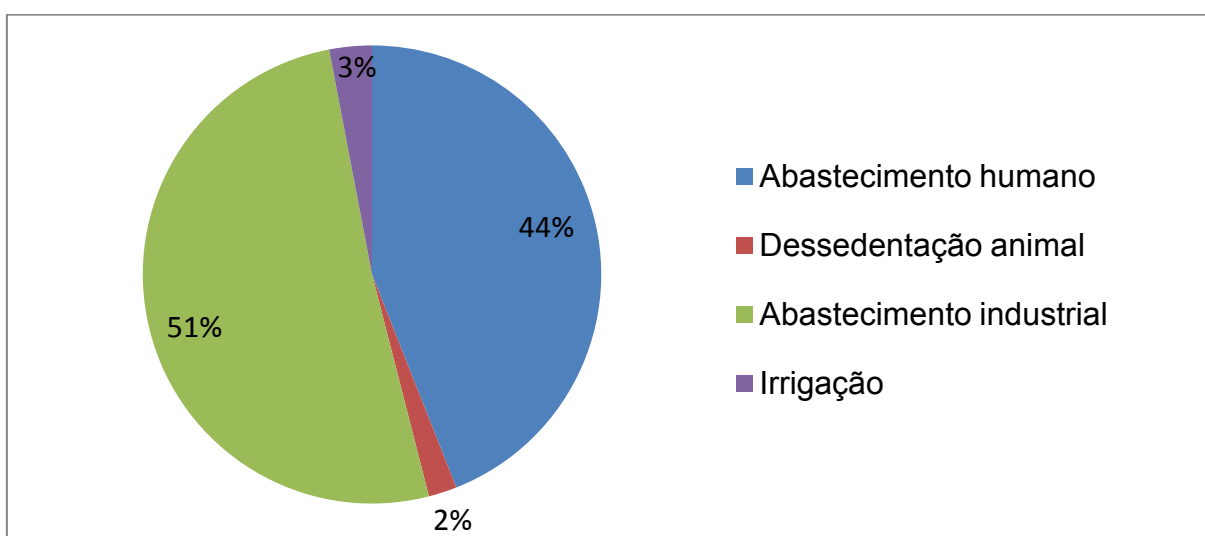


Figura 4. Retirada de água na UPGRH do rio Piracicaba pelos diferentes usos.
Fonte: PARH Piracicaba (2010)

A respeito do esgotamento sanitário, dos 21 municípios, 20 lançam parcial ou integralmente seus esgotos gerados, tratados ou não, dentro da área da bacia. A rede coletora de esgotos é relativamente bem estruturada em todas as sedes municipais, mas ainda assim os lançamentos acontecem de forma difusa nos corpos hídricos (PIRH BACIA DO RIO DOCE, 2010).

Entre os 20 municípios, 14 não têm nenhum serviço de tratamento e apenas três têm o percentual igual ou superior a 80%, como preconizado pela DN COPAM nº 128/2008. Os municípios dotados de serviços de tratamento de esgotos em operação e seus respectivos percentuais de tratamento declarado (PTD) 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%) (PITE PIRACICABA,

2013). Na Tabela 7 estão listados os municípios identificados que lançam efluentes, tratados ou *in natura*, dentro da UPGRH do rio Piracicaba.

Tabela 7. População urbana que lançam esgotos domésticos na BHRPI

Município	População urbana total (IBGE, 2010)	População urbana que lança na bacia (IBGE, 2010)
Alvinópolis	11.433	2.539
Antônio Dias	4.672	3.812
Barão de Cocais	25.786	25.786
Bela Vista de Minas	9.378	9.378
Bom Jesus do Amparo	2.516	2.516
Catas Altas	4.240	4.240
Coronel Fabriciano	102.395	102.395
Ipatinga	236.968	236.968
Itabira	102.316	100.387
Jaguaraçu	2.138	2.138
João Monlevade	73.277	73.277
Mariana	47.642	1.456
Marliéria	2.844	918
Nova Era	15.420	15.420
Ouro Preto	61.120	0
Rio Piracicaba	11.272	11.272
Santa Bárbara	24.794	24.794
Santana do Paraíso	25.251	12.396
São Domingos do Prata	10.505	10.236
São Gonçalo do Rio Abaixo	4.649	4.649
Timóteo	81.124	81.124
Total	859.740	725.701

Na unidade, 39,9% da população urbana, o que equivale a 289.573 habitantes, é atendida por serviços de tratamento de esgotos, sendo esse percentual superior ao da grande maioria dos municípios. Isso se deve, principalmente, ao elevado percentual de tratamento de esgotos em Ipatinga (98%), o município mais populoso da BHRPI, contabilizando 232.229 habitantes atendidos por serviços de tratamento somente neste município (PITE PIRACICABA, 2013).

Nas áreas rurais, os lançamentos acontecem, em sua maioria, direto nos corpos hídricos, a exceção do município de Itabira que está com o plano de implantação de fossas bem avançado, cobrindo praticamente todas as localidades pesquisadas (PIRH BACIA DO RIO DOCE).

4.2. Obtenção dos dados de entrada para calibração dos modelos

Para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Piracicaba foram utilizados o modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Von Sperling (2007) e baseado no modelo clássico QUAL2E; e o modelo analítico de Streeter-Phelps modificado.

A escolha dos modelos foi feita com base no objetivo da análise e na disponibilidade dos dados. O modelo QUAL-UFMG foi escolhido por ser uma adaptação do modelo QUAL2E aplicável às condições brasileiras, enquanto o modelo analítico de Streeter-Phelps foi escolhido devido a sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros de entrada.

No modelo QUAL-UFMG foram simulados quatro parâmetros de qualidade de água ao longo dos trechos do rio Piracicaba, sendo: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico).

No modelo analítico de Streeter-Phelps o estudo foi realizado analisando os parâmetros OD e DBO. Essas variáveis representam os principais fenômenos e problemas a serem estudados em um corpo hídrico poluído por matéria orgânica, como a autodepuração (DBO e OD), e a eutrofização de corpos d'água (aporte de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo).

4.2.1. Dados de qualidade da água

Para que a modelagem matemática forneça resultados condizentes com a realidade é necessário que os dados de entrada sejam, em grande parte, obtidos *in loco*. Os dados de qualidade de água utilizados nesse estudo foram provenientes das campanhas de monitoramento de qualidade de água do “Projeto Águas de Minas”, de responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), realizadas nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de cada ano. Esses dados encontram-se discriminados no Apêndice A.

Para o estudo, foram utilizados dez pontos de monitoramento de qualidade de água, dos quais sete estão localizados no rio Piracicaba enquanto os demais estão localizados em seus principais afluentes, sendo eles: rio Santa Bárbara, rio do Peixe e rio da Prata.

Na Tabela 8 são descritas as dez estações de qualidade de água utilizadas no estudo, das quais foram obtidos os dados de DBO, OD, nitrogênio total e suas

frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico).

Tabela 8. Descrição das estações de monitoramento de qualidade de água

Estação	Curso d'água	Coordenadas (UTM)	
		E (m)	N (m)
RD074	Rio Piracicaba	666149	7767796
RD075	Rio Piracicaba	678714	7769885
RD025	Rio Piracicaba	690478	7794118
RD026	Rio Piracicaba	695848	7806238
RD027	Rio Santa Bárbara	685395	7808565
RD029	Rio Piracicaba	705354	7812774
RD076	Rio da Prata	709533	7811618
RD030	Rio do Peixe	706453	7817190
RD032	Rio Piracicaba	730723	7829073
RD034	Rio Piracicaba	745548	7838843

4.2.2. Determinação dos trechos avaliados e das épocas de análise

A escolha dos trechos utilizados na modelagem foi realizada com base na extensão das seções de monitoramento de qualidade de água do Projeto Águas de Minas localizadas ao longo do rio Piracicaba. Dessa forma, as estações referentes aos tributários do rio Piracicaba (RD027, RD076 e RD030) foram utilizadas somente para abastecer os modelos.

Foram identificadas 6 seções, totalizando um percurso de 190,76 km ao longo dos 241 km do rio Piracicaba. Na Tabela 9 estão apresentadas as coordenadas e o comprimento dos trechos considerados nos estudos.

Tabela 9. Características dos trechos de monitoramento no rio Piracicaba

Trechos	Início* (km)	Fim* (km)	Comprimento (km)	Altitude** (m)	Coordenadas** UTM	
					E (m)	N (m)
Trecho 1	29,67	51,57	21,90	749	666149	7767796
Trecho 2	51,57	101,35	49,78	647	678714	7769885
Trecho 3	101,35	119,78	18,43	591	690478	7794118
Trecho 4	119,78	144,42	24,64	545	695848	7806238
Trecho 5	144,42	198,95	54,53	386	705354	7812774
Trecho 6	198,95	220,43	21,48	242	730723	7829073

*Valores em relação ao comprimento total do rio Piracicaba.

**Valores em relação ao início da seção em análise de jusante para montante.

Na Figura 5 são apresentadas as divisões dos trechos, bem como as estações de monitoramento localizadas no curso do rio Piracicaba.

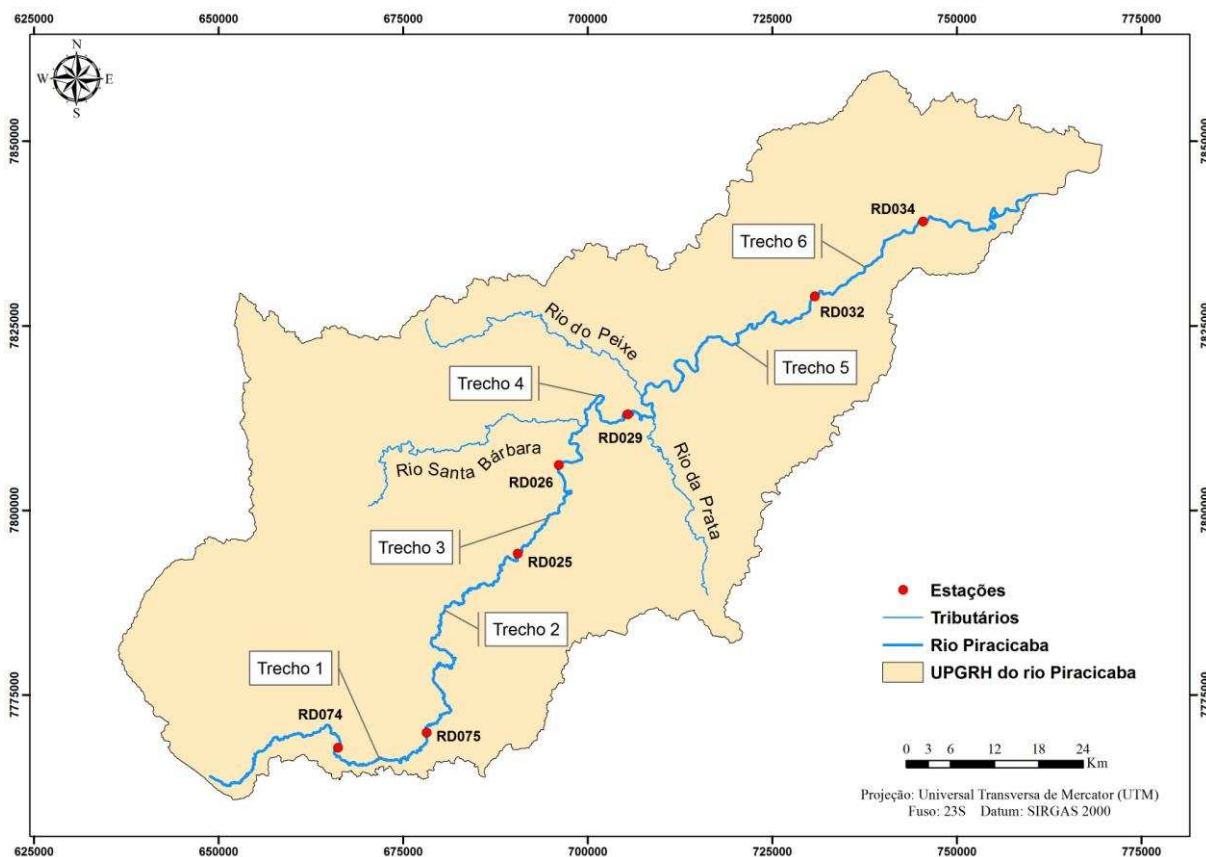


Figura 5. Localização dos trechos estudados na bacia do rio Piracicaba.

Para o estudo foram consideradas duas épocas de análise, cheia e seca. Para fazer a distinção entre as épocas, foi feita uma análise com base na média mensal das vazões observadas nas estações fluviométricas no ano de 2013 (Figura 6), uma vez que a base de dados de qualidade da água utilizada foi referente a esse ano.

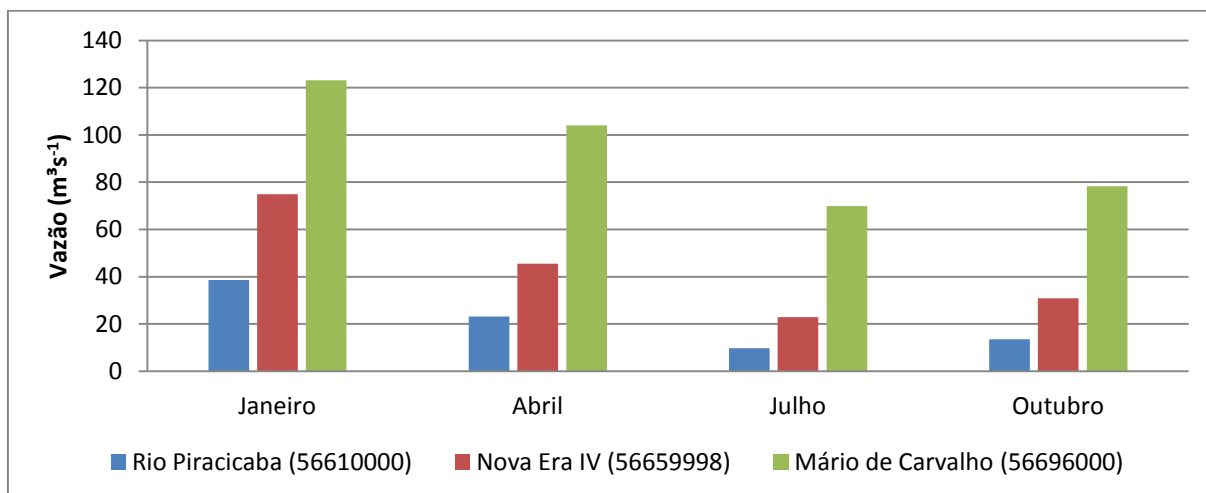


Figura 6. Vazão média mensal observada nas estações no ano de 2013.

Ao confrontar os meses das campanhas de monitoramento realizadas pelo IGAM com as vazões médias mensais, foi considerado o mês de janeiro como época de cheia e julho considerado como época de seca.

4.2.3. Coeficiente de desoxigenação (K_1)

O coeficiente de desoxigenação (K_1), quando não determinado em laboratório, usualmente é estimado com base nas faixas de valores disponibilizados por Von Sperling (2007). Entretanto, para o presente estudo, optou-se por adotar valores menores que os tabelados, uma vez que, além do coeficiente de desoxigenação utilizou-se, também, o coeficiente de sedimentação.

Na Tabela 10 estão apresentados os valores do coeficiente de desoxigenação (K_1) utilizados na simulação.

Tabela 10. Valores tabelados de K_1 (20°C) utilizados na calibração dos modelos

Trecho	Período seco	Período chuvoso
	K_1 (d^{-1})	K_1 (d^{-1})
1	0,05	0,05
2	0,07	0,07
3	0,12	0,12
4	0,14	0,14
5	0,16	0,16
6	0,20	0,20

Optou-se por utilizar os mesmo valores de K_1 para ambos os períodos, uma vez que não foi encontrada uma correlação entre valores de K_1 e vazão.

4.2.4. Dados físicos e hidráulico-hidrológicos

Visando a obtenção das vazões para os períodos seco e chuvoso, bem como os demais parâmetros hidráulicos (velocidade média e profundidade), foram selecionadas as séries históricas de três estações fluviométricas (Tabela 11) pertencentes à rede de monitoramento da Agência Nacional de Águas (ANA) e localizadas ao longo do rio Piracicaba.

Tabela 11. Estações fluviométricas selecionadas na bacia do rio Piracicaba

Código	Estação	Área de drenagem (Km ²)	Coordenadas (UTM)	
			E (m)	N (m)
56610000	Rio Piracicaba	1.160	691216	7795033
56659998	Nova Era IV	3.060	706116	7813257
56696000	Mário de Carvalho	5.270	747569	7839461

Os coeficientes de ajuste, que são calculados em função da velocidade, profundidade e vazão média, foram calculados por meio de regressão de acordo com as seguintes equações:

$$V = aQ^b \quad (36)$$

$$H = cQ^d \quad (37)$$

em que:

V = velocidade (m s⁻¹);

H = profundidade (m);

Q = vazão (m³ s⁻¹); e

a, b, c, d = coeficientes de ajuste (adimensional).

A curva-chave de cada estação fluviométrica foi obtida na Agência Nacional de Águas (ANA). Desse modo, foi possível estimar a vazão no dia da coleta das amostras com base na leitura feita na régua linimétrica da estação. Para as seções que não possuíam dados, a vazão foi estimada com base no conceito de vazão específica. Para a aplicação desse método presume-se que as condições hidrológicas de chuva e vazão são as mesmas para toda a área em estudo, sendo possível espacializar os valores de vazão para todo o trecho estudado.

A área de drenagem de cada seção de monitoramento foi obtida por intermédio de Sistema de Informação Geográfica (SIG), utilizando o software ArcGIS 10.2[®], da Environmental Systems Research Institute (ESRI). Utilizou-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer Global Digital Elevation Model (ASTER GDEM), com resolução espacial de 30 m. A metodologia utilizada para a obtenção dos resultados foi descrita por Elesbon et al. (2011) e consiste na manipulação de uma série de funções do

software com o objetivo de gerar um modelo digital de elevação hidrograficamente condicionado (MDEHC).

4.2.5. Quantificação da carga poluidora gerada e lançada

Na Tabela 12 é apresentada a estimativa atual da carga orgânica lançada nos trechos em análise do estudo pela população urbana dos municípios que despejam diretamente no rio Piracicaba. Os valores de carga orgânica gerada foram obtidos no Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários na Bacia Hidrográfica (PITE) do rio Piracicaba, já os de consumo médio de água foram obtidos no Plano de Ação de Recursos Hídricos (PARH) do rio Piracicaba.

Dessa forma, foi possível estimar, por meio dos dados populacionais, os volumes de captação de água e lançamento de efluentes, considerando para o lançamento uma taxa de retorno de 80%. Por fim, com os valores de carga orgânica gerada e volume de efluente lançado, foram obtidas as concentrações dos efluentes lançados no rio Piracicaba.

Tabela 12. Estimativa da carga de DBO lançada diretamente no rio Piracicaba pela população urbana para o cenário atual

Município	Carga lançada (kgDBO/d)	Consumo de água (L/hab.dia)	Volume lançado (m ³ /dia)	Concentração lançada (mgDBO/L)
Antônio Dias	205,8	96,82	295	697
Coronel Fabriciano	5529,3	100,94	8268	668
Jaguaraçu	115,5	94,87	162	711
Nova Era	832,7	114,70	1414	588
Rio Piracicaba	568	88,77	800	709
Timóteo	4380,7	138,77	9006	486
João Monlevade	3957	179,93	10547	375
Bela Vista de Minas	506,4	104,63	784	645

Fonte: PITE Piracicaba (2013) e PARH Piracicaba (2010)

O PITE do rio Piracicaba ressalta que os dados das cargas lançadas foram obtidos com os prestadores de serviços de cada município e, no caso de não disponibilizarem esses dados, foi adotado o valor de 54 gDBO hab⁻¹ d⁻¹ para a contribuição de cada indivíduo.

Foi estabelecido por COPAM & CERH (2008) que as atividades industriais potencialmente poluidoras dos recursos hídricos através do lançamento de efluentes líquidos ficam obrigadas a informar, até o dia 31/03 de cada ano, a carga poluidora

lançada referente ao ano anterior. Com isso, foram obtidas as declarações de carga poluidora das empresas localizadas ao longo do rio Piracicaba que efetuaram a sua declaração relativa ao ano base de 2011, listadas na Tabela 13.

Tabela 13. Carga poluidora de DBO declarada pelas indústrias ao longo do rio Piracicaba para o cenário atual, ano de 2013

Razão Social	Coordenadas (UTM)		Vazão lançada (l/s)	Carga lançada (mgDBO/L)
	E (m)	N (m)		
Indústria A	718307	7822937	0,0038	5,04
Indústria B	745750	7839280	0,9125	28,39
Indústria C	240682	7878832	0,0301	367,98
Indústria D	188208	7909632	0,1042	6,41
Indústria E	747750	7839069	263,06	2,77
Indústria E	746674	7839052	114,14	2,57
Indústria F	757071	7842989	0,1207	883,76
Indústria G	755570	7842087	3,1073	41,8
Indústria H	695954	7805284	0,2778	4,48
Indústria N	695927	7805468	0,2778	2,96
Indústria N	695929	7805622	0,2778	2,96
Indústria N	695960	7805806	0,2778	3,41
Indústria N	695987	7805622	0,2778	2,96
Indústria N	696049	7805981	0,2778	5,43
Indústria N	696230	7806542	0,2778	2,96
Indústria N	696347	7806632	0,2778	2,96
Indústria N	696987	7806625	0,2778	8,67
Indústria N	697219	7806530	0,2778	4,92
Indústria O	656848	7767898	1,0000	101

Também foram utilizados valores típicos de concentração das variáveis nitrogênio e fósforo encontrados nos efluentes domésticos brutos, conforme apresentados na Tabela 14. Esses valores brutos foram escolhidos devido à inexistência de estações de tratamento de efluentes (ETEs) nos municípios listados.

Tabela 14. Estimativa da carga de nitrogênio e fósforo lançada diretamente no rio Piracicaba pela população urbana para o cenário atual

Parâmetro	Concentração (mg/L)
Nitrogênio orgânico	20
Nitrogênio amoniacal	30
Nitrito	≈0
Nitrato	≈0
Fósforo orgânico	2
Fósforo inorgânico	5

Fonte: Von Sperling (2005)

As concentrações de DBO obtidas, tanto para os efluentes domésticos quanto para os industriais, foram utilizadas como dados de entrada em ambos os modelos utilizados no estudo. Os valores das concentrações de nitrogênio e fósforo, obtidas apenas para os efluentes domésticos, foram utilizados somente para abastecer o modelo QUAL-UFMG.

4.3. Calibração dos modelos de qualidade de água

Foram calibrados os parâmetros cinéticos referentes às variáveis oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total e nitrogênio total, todas para ambas as épocas avaliadas.

A calibração foi avaliada utilizando o índice REMQ (Raiz do Erro Médio Quadrático) como indicador de melhor ajuste.

$$\text{REMQ} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [E_i - O_i]^2} \quad (38)$$

em que:

E_i = valor estimado;

O_i = valor observado; e

N = número de dados.

Dessa forma, os parâmetros cinéticos do modelo foram alterados manualmente de acordo com as faixas de valores encontradas na literatura, de modo que os valores simulados se aproximassem da melhor forma possível aos dados medidos em campo, ou seja, apresentando o menor resíduo.

O coeficiente de desoxigenação (K_1), obtidos nas tabelas, não foi calibrado, uma vez que já representa as condições locais de estudo. Os coeficientes de reaeração (K_2) e de remoção da matéria orgânica (K_3) foram obtidos trecho a trecho utilizando a equação de Streeter-Phelps modificada, uma vez que todos os outros parâmetros da equação eram conhecidos. Os coeficientes referente às variáveis fósforo total e nitrogênio total foram calibrados utilizando o modelo QUAL-UFMG.

4.4. Validação dos modelos de qualidade de água

A validação foi realizada para ambas as épocas analisadas, mantendo-se os parâmetros cinéticos previamente determinados na calibração. Na validação, foram utilizados, como dados qualitativos, os resultados oriundos das campanhas de monitoramento de qualidade de água do Projeto Águas de Minas, referente ao ano de 2012 (Apêndice B). Os valores de vazão também foram estimados pela curva-chave das estações fluviométricas para o novo período de análise.

4.5. Atendimento à Resolução CONAMA nº 357/05 e o respectivo Índice Conformidade com o Enquadramento

Para cada parâmetro de qualidade da água analisado foi verificado se as concentrações obtidas com a modelagem violavam ou não os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, complementada pela Resolução CONAMA nº 430/2011, bem como a porcentagem do trecho que se encontra fora e dentro dos limites da classe, revelando assim as extensões do trecho em que os padrões são violados.

Em seguida foi calculado o Índice de Conformidade do Enquadramento (ICE), proposto por CCME (2001), para cada parâmetro analisado, indicando a aderência da condição de qualidade da água ao enquadramento vigente. A escolha deste índice se deu pela facilidade de aplicação e por permitir a verificação da condição de conformidade do rio Piracicaba ao seu enquadramento segundo os usos preponderantes.

Nas análises foi considerado o atual enquadramento do rio Piracicaba, sendo classe 1, da nascente até a confluência com o Córrego Falhas; e classe 2, do Córrego Falhas até a confluência com o Rio Doce (PIRH BACIA DO DOCE).

4.6. Simulação de cenário futuro

A fim de vislumbrar um possível cenário futuro, foram contabilizadas as ETEs fora de operação, em obras e em projeto existentes na BHRPI e destacadas no PITE do rio Piracicaba. Dessa forma, foi calculada a carga que seria removida caso essas ETEs estivessem funcionando. Portanto, a situação apresentada no cenário futuro é hipotética, dada a incerteza da concretização dos projetos e finalização das obras.

Na Tabela 15 são apresentados os valores de carga orgânica gerada e lançada pela população urbana total inserida na bacia do Piracicaba, considerando também o cenário futuro, ou seja, a inclusão das ETEs fora de operação e com chance de reativação, as ETEs em obras e as ETEs em projeto.

Tabela 15. Estimativa da carga de DBO lançada diretamente no rio Piracicaba pela população urbana para o cenário futuro

Município	Concentração atualmente lançada (mgDBO/L)	Carga removida (%)			Concentração lançada no cenário (mgDBO/L)
		ETEs sem operar	ETEs em obras	ETEs em projeto	
Antônio Dias	697	6,6	-	-	651
Coronel Fabriciano	668	-	-	66,5	224
Jaguaraçu	711	-	-	52,8	335
Nova Era	588	-	-	-	588
Rio Piracicaba	709	-	-	83,1	119
Timóteo	486	-	-	70	145
João Monlevade	375	-	71,8	-	105
Bela Vista de Minas	645	-	-	95	32

Fonte: PITE Piracicaba (2013)

Com isso, mantendo os parâmetros cinéticos previamente determinados na calibração, foi simulado um cenário hipotético para a bacia, avaliando somente as variáveis OD e DBO, uma vez que o PITE do rio Piracicaba não apresenta valores de remoção para as demais variáveis.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Dados hidráulico-hidrológicos

Os coeficientes de ajuste utilizados na calibração dos modelos de Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG, calculados em função da velocidade, profundidade e vazão médias, estão apresentados na Tabela 16.

Tabela 16. Coeficientes de ajuste utilizados na calibração dos modelos matemáticos

Estação	Período	Coeficientes de ajuste				Equação
		a	b	c	d	
Rio Piracicaba	Seco	0,1890	0,3936	0,1561	0,5765	V = 0,1890 Q ^{0,3936} H = 0,1561 Q ^{0,5765}
	Chuvoso	0,2884	0,2862	0,1260	0,6201	V = 0,2884 Q ^{0,2862} H = 0,1260 Q ^{0,6201}
Nova Era IV	Seco	0,1256	0,4290	0,1551	0,5511	V = 0,1256 Q ^{0,4290} H = 0,1551 Q ^{0,5511}
	Chuvoso	0,0753	0,5524	0,2990	0,3922	V = 0,0753 Q ^{0,5524} H = 0,2990 Q ^{0,3922}
Mário de Carvalho	Seco	0,2254	0,2737	0,0797	0,6770	V = 0,2254 Q ^{0,2737} H = 0,0797 Q ^{0,6770}
	Chuvoso	0,1634	0,3593	0,0996	0,6142	V = 0,1634 Q ^{0,3593} H = 0,0996 Q ^{0,6142}

Na Tabela 17 estão apresentadas as vazões estimadas nas estações fluviométricas utilizadas no processo de calibração, obtidas de forma indireta com base nas leituras das réguas limnimétricas e respectivas curvas-chave.

Tabela 17. Dados referentes à vazão do rio Piracicaba para os períodos seco e chuvoso

Estação	Período	Vazão (m ³ s ⁻¹)
Rio Piracicaba	Seco	10,03
	Chuvoso	31,89
Nova Era IV	Seco	23,00
	Chuvoso	92,40
Mário de Carvalho	Seco	70,45
	Chuvoso	138,49

A partir dos valores de vazão e da área de drenagem de cada estação, obtida com base no MDEHC, obteve-se a vazão específica para os dois períodos analisados e espacializou-se os valores de vazão para cada seção de monitoramento (Tabela 18).

Tabela 18. Valores espacializados de vazão para os períodos seco e chuvoso nas diferentes seções de monitoramento no rio Piracicaba

Seções de monitoramento	Área de drenagem (km ²)	Vazão (m ³ s ⁻¹)	
		Período seco	Período chuvoso
RD074	112	0,99	3,16
RD075	207	1,84	5,85
RD025	1128	10,03	31,89
RD026	1330	10,54	40,29
RD029	3050	23,00	92,40
RD032	4667	62,34	122,55
RD034	5274	70,45	138,49

De posse dos dados espacializados de vazão e dos coeficientes de ajuste foi possível estimar as variáveis hidráulicas (velocidade e profundidade) em cada seção de monitoramento (Tabela 19).

Tabela 19. Variáveis hidráulicas utilizadas na calibração dos modelos

Seções de Monitoramento	Período seco		Período chuvoso	
	V* (m s ⁻¹)	H** (m)	V* (m s ⁻¹)	H** (m)
RD074	0,20	0,16	0,31	0,30
RD075	0,33	0,34	0,50	0,65
RD025	0,47	0,59	0,72	1,15
RD026	0,32	0,61	0,60	1,13
RD029	0,47	0,90	0,92	1,75
RD032	0,71	1,25	0,94	2,01
RD034	0,75	1,38	0,96	2,07

*V (Velocidade) e **H (Profundidade)

5.2. Calibração dos modelos

Nas Tabelas 20 e 21 estão apresentados os resultados do índice REMQ para o processo de calibração dos modelos de qualidade de água referentes às variáveis OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total, para os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Tabela 20. Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração do período seco

Variáveis	REMQ (%) – Período Seco	
	Streeter-Phelps modificado	QUAL-UFMG
OD	8,75	9,21
DBO	21,50	21,00
Nitrogênio total	-	27,44
Fósforo Total	-	77,77

Tabela 21. Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração do período chuvoso

Variáveis	REMQ (%) – Período Chuvoso	
	Streeter-Phelps modificado	QUAL-UFMG
OD	4,18	4,18
DBO	16,00	11,50
Nitrogênio total	-	20,62
Fósforo Total	-	61,76

Ao analisar estatisticamente a raiz do erro médio quadrático (REMQ) entre a curva simulada pelos modelos Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG e as concentrações de OD observadas nas seções monitoradas verificou-se que, em relação ao índice REMQ, o modelo Streeter-Phelps modificado foi o que apresentou melhor resultado na calibração. Os resultados da calibração dos modelos matemáticos referentes à concentração de OD estão relacionados com os processos que envolvem essa variável de qualidade de água. O modelo de Streeter-Phelps modificado, por exemplo, considera para fins decaimento na concentração de OD a respiração de microrganismos. Já o modelo matemático QUAL-UFMG considera, além da respiração de microrganismos, a nitrificação, representando melhor as condições encontradas nos cursos d'água. Entretanto, o melhor desempenho do modelo Streeter-Phelps modificado pode ser justificado pelo fato de na calibração não ter sido considerado o processo da nitrificação.

Com relação à calibração dos modelos em relação à DBO, ao analisar estatisticamente o erro médio entre a curva simulada pelos modelos e as concentrações observadas nas seções monitoradas, observa-se que o modelo QUAL-UFMG simulou melhor a concentração de DBO em ambos os períodos analisados.

Em relação às variáveis nitrogênio total e fósforo total, a calibração do QUAL-UFMG apresentou problemas para a variável fósforo total. Este fato pode ser explicado pelo desconhecimento das fontes e a não modelagem da importante contribuição da poluição difusa, que pode ser responsável por cargas expressivas de fósforo presente, por exemplo, nos fertilizantes.

De forma geral, melhores resultados poderiam ser alcançados se houvesse um monitoramento mais completo das variáveis, como exemplo, a existência dos valores de nitrogênio total e fósforo total na declaração de carga poluidora das empresas localizadas ao longo do rio Piracicaba. Cabe ressaltar que as principais variáveis de

qualidade de água relacionadas com a capacidade de autodepuração dos rios, OD e DBO, apresentaram os melhores resultados na calibração de ambos os modelos.

5.2.1. Coeficiente de reaeração (K_2)

Na Tabela 22 estão apresentados os valores de K_2 encontrados na calibração dos dados referente aos períodos seco e chuvoso. Cabe enfatizar que esses valores foram utilizados no processo de simulação do modelo de Streeter-Phelps modificado assim como do QUAL-UFMG.

Tabela 22. Valores de K_2 (20°C) obtidos na calibração do modelo

Trecho	K_2 (d ⁻¹)	
	Período seco	Período chuvoso
1	6,35	3,25
2	5,95	3,15
3	2,95	2,65
4	3,95	3,28
5	2,83	2,85
6	2,10	1,75

No presente trabalho a variação dos valores de K_2 , obtidos na calibração dos dados para os períodos seco e chuvoso, foi de 2,10 a 6,35 d⁻¹ e 1,75 a 3,28 d⁻¹, respectivamente, apresentando maiores valores para o período seco e menores valores para o período chuvoso. Observa-se também que os valores de K_2 diminuíram com o aumento da vazão ao longo dos trechos.

Para Von Sperling (2007), esse fato pode ser explicado devido ao fato de cursos rasos e mais velozes tenderem a possuir um maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície.

Confrontando os valores de K_2 (Tabela 22) com os valores das variáveis hidráulicas (Tabela 19) verifica-se que mesmo em trechos onde se registrou aumento na velocidade média não ocorreu necessariamente aumento no valor de K_2 , pois a maior profundidade do curso rio Piracicaba proporcionou influência inversa no valor desta variável, sendo a última mais expressiva.

Barros et al. (2011) e Matos et al. (2011) também chegaram às mesmas conclusões ao determinar o coeficiente de reaeração em seções dos rios Turvo Sujo (MG) e Pomba (MG), respectivamente.

5.2.2. Coeficiente de sedimentação (K_3)

Na Tabela 23 estão apresentados os valores de K_3 encontrados na calibração dos dados referente aos períodos seco e chuvoso, também utilizados no processo de simulação de ambos os modelos de qualidade de água.

Tabela 23. Valores de K_3 (20°C) obtidos na calibração do modelo

Trecho	K_3 (d^{-1})	
	Período seco	Período chuvoso
1	0,05	0,07
2	0,07	0,12
3	0,29	0,16
4	1,05	0,38
5	0,38	0,26
6	1,20	0,42

Observa-se na Tabela 23 que os valores calibrados de K_3 para o período seco foram maiores que os valores estimados para o período chuvoso. Esse comportamento era esperado, uma vez que o K_3 é inversamente proporcional à profundidade do curso d'água, ou seja, os maiores valores desse parâmetro cinético são esperados em períodos mais secos, onde os valores de vazão são menores.

Outro fator observado foi que, em geral, nos trechos iniciais obtiveram-se menores valores de taxa de sedimentação em comparação aos trechos finais. Isso se deve ao fato de os trechos finais possuírem uma maior ocorrência de lançamento de efluentes e, conseqüentemente, maior quantidade de sólidos

5.3. Avaliação da autodepuração do rio Piracicaba

Para ambos os modelos são apresentados gráficos bidimensionais relacionando a concentração de determinada substância com a distância, ao longo do trecho considerado. As concentrações das variáveis de qualidade de água analisadas foram comparadas com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, referentes à classe 2.

5.3.1. Oxigênio dissolvido (OD)

Nas Figuras 7 e 8 são apresentados os resultados da calibração dos modelos de qualidade de água Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável OD, considerando os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

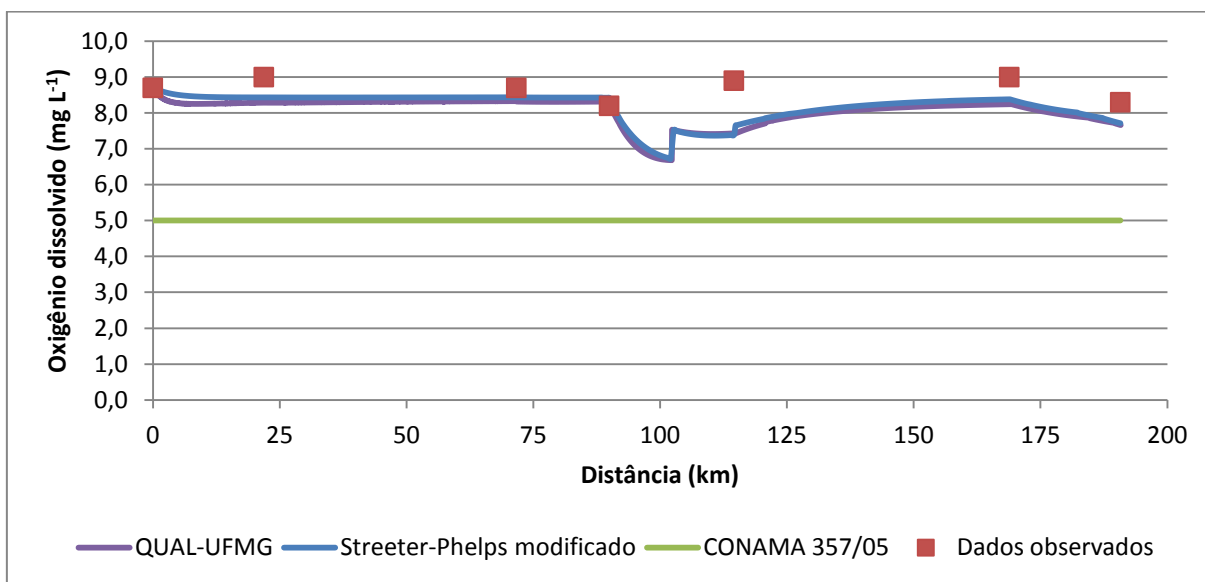


Figura 7. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável OD, considerando o período seco.

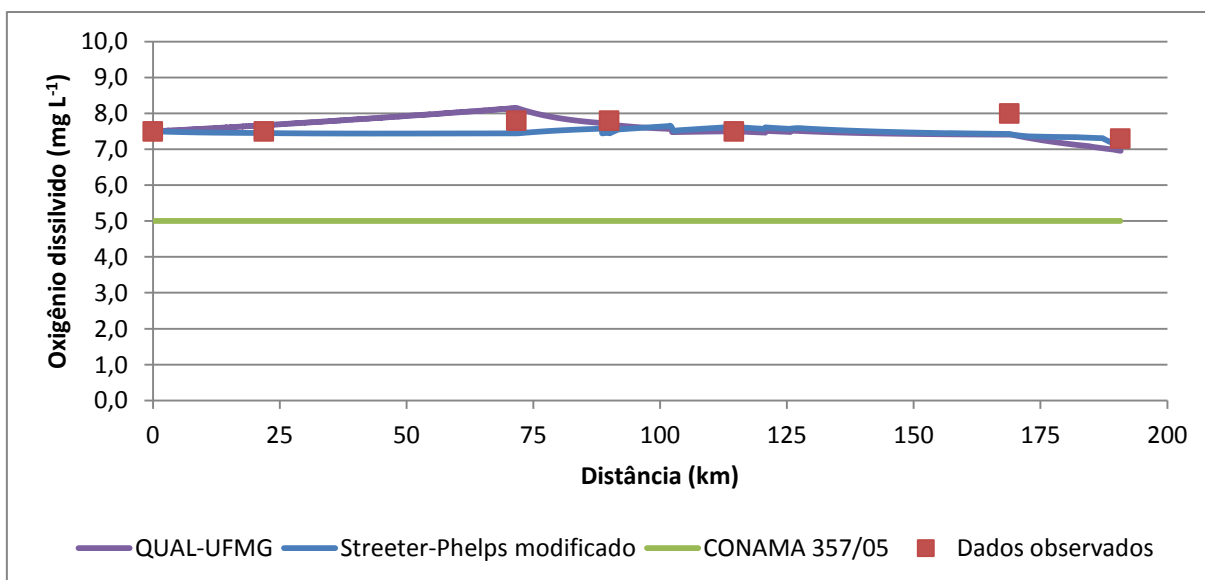


Figura 8. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável OD, considerando o período chuvoso.

Os resultados produzidos pelos modelos Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG mostraram-se bastante acurados neste estudo, pois nota-se uma pequena

diferença em relação aos dados observados de concentração de oxigênio dissolvido ao longo do trecho em análise.

No período seco, a menor concentração de oxigênio dissolvido obtida foi de $6,69 \text{ mg L}^{-1}$, após o rio receber os efluentes do município de João Monlevade (km 92). Entretanto, durante o período de análise, a concentração de OD se manteve sempre acima de 5 mg L^{-1} em todas as seções de monitoramento, valor padrão segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2.

As concentrações máximas de OD, na campanha do período seco, foram detectadas próximas ao início do trecho em estudo, que são locais que ainda não apresentam impactos de caráter antrópico, visto que não recebem grandes cargas de efluentes domésticos e, tampouco, influência das indústrias.

No período chuvoso, em todas as seções, as concentrações de OD também foram superiores à mínima recomendada pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 e ficaram sempre próximas aos valores de saturação, sendo que a maior concentração observada foi de $7,61 \text{ mg L}^{-1}$ e a menor de $7,07 \text{ mg L}^{-1}$.

Os níveis de oxigênio dissolvido encontrados no presente estudo indicam que a reaeração é mais favorável no período seco, mesmo na presença de grande quantidade de matéria orgânica e, conseqüentemente, grande demanda de oxigênio no processo de degradação. Nos trabalhos de Alvarenga et al. (2012), Gonçalves et al. (2012), Silva et al. (2009) e Vasco et al. (2011) foi observado que no período seco ocorrem menores temperaturas na água, ocasionando maior solubilidade de gases (oxigênio dissolvido) na água e maiores concentrações de oxigênio dissolvido.

Alvarenga et al. (2012) ainda enfatizam que, devido ao maior total precipitado no período chuvoso, ocorre um maior fluxo de substâncias para dentro dos rios. Desta maneira, o acréscimo dos efluentes contribui para a diminuição do OD no período chuvoso em relação ao período seco.

Em contrapartida, Guedes (2009), estudando a qualidade da água no rio Pomba, encontrou concentrações superiores de OD nas campanhas de período chuvoso, quando comparadas às campanhas de período seco. O mesmo foi observado por Alam et al. (2007) e Gonçalves et al. (2011). Os autores supracitados explicam que, em geral, os maiores valores de oxigênio dissolvido podem ser atribuídos ao aumento da vazão na época de chuva, ocasionando maior turbulência na água, além da maior capacidade de diluição dos efluentes (maiores concentrações de OD).

5.3.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Nas Figuras 9 e 10 estão apresentados os resultados da calibração dos modelos de qualidade de água para a variável DBO, considerando os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

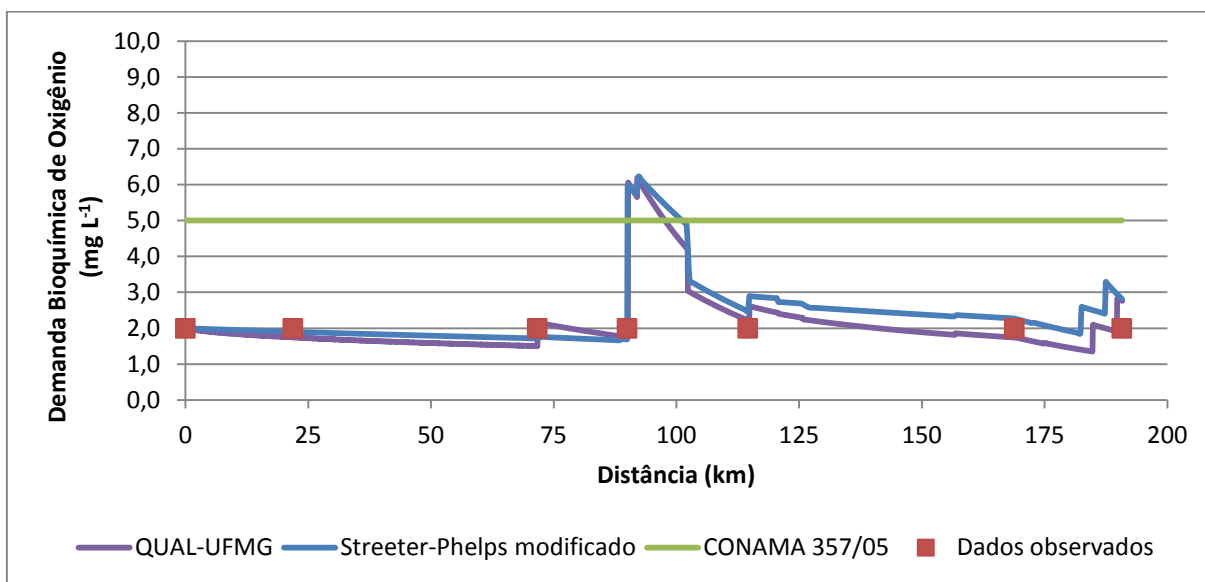


Figura 9. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável DBO, considerando o período seco.

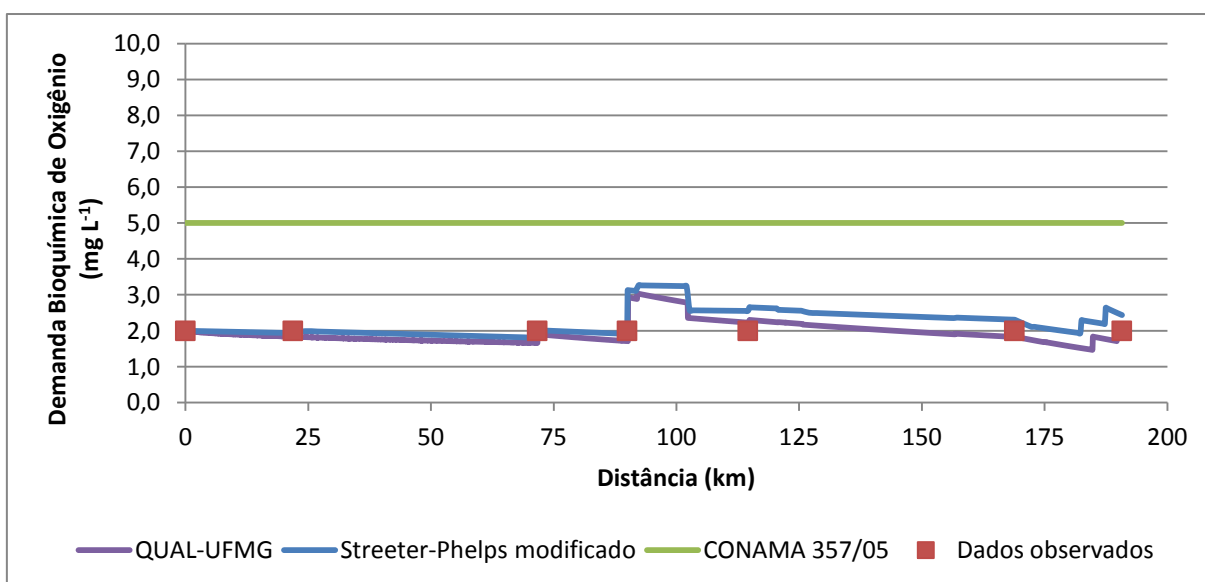


Figura 10. Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável DBO, considerando o período chuvoso.

Nos resultados observados no período seco (Figura 9) foi encontrada a maior concentração de DBO na zona urbana, no município de João Monlevade, com 6,1 mg L⁻¹, valor acima do determinado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios

de classe 2. Esse valor é justificado pelos lançamentos de efluentes domésticos e industriais nessa região. Os menores valores foram encontrados em regiões isentas de aglomerações urbanas devido à baixa concentração de matéria orgânica no curso d'água. No período chuvoso (Figura 10), a maior concentração de DBO ocorreu, mais uma vez, no município de João Monlevade. Entretanto, para esse período de análise não houve valores acima do estabelecido pela legislação vigente.

Comparando-se os gráficos gerados pelos modelos, nota-se que os picos de concentração de DBO no curso d'água observados na cidade de João Monlevade, na campanha realizada no período chuvoso, foram consideravelmente menores quando comparados com os resultados da campanha de período seco. Esse fato pode ser explicado em decorrência da maior diluição da matéria orgânica provocado pelo aumento da vazão do rio.

Outro fato a ser observado é que, apesar dos lançamentos de efluentes domésticos e industriais aumentarem na medida em que se direciona para a foz do rio, não foram observados mais trechos cujos valores de DBO ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação. Ambas as observações também são justificadas devido ao aumento da vazão no rio Piracicaba, que provoca uma maior diluição dos efluentes nele lançados.

Em um estudo sobre a qualidade das águas do rio Taquarizinho, Teodoro et al. (2013) observaram que o regime da vazão também interferiu nos valores simulados de DBO, apresentando resultados similares aos observados no presente estudo. Benassi (2002) observou maiores valores de DBO no período de seca, principalmente nas seções localizadas após a entrada de efluentes, associando tal fato à baixa capacidade de depuração de compostos nesse período. Alam et al. (2007) também observaram as maiores concentrações de DBO no período seco, justificando esse fato pela baixa vazão do rio Surma, além de fontes pontuais de poluição e interferências no uso e ocupação do solo pelas atividades humanas.

Por outro lado, em um estudo sobre a qualidade das águas do rio Poxim, Vasco et al. (2011) não observaram grandes variações de DBO entre os períodos seco e chuvoso. Entretanto, em algumas estações analisadas, os autores encontraram maiores valores de DBO para o período chuvoso, correlacionando isso ao fato de que nesse período ocorre um maior arraste de partículas de solo e material orgânico para os rios, o que aumenta a carga orgânica e, conseqüentemente, o valor da DBO.

5.3.3. Nitrogênio total e suas variações

Nas Figuras 11 e 12 estão apresentados os resultados da calibração do modelo QUAL-UFMG em relação à variáveis nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato para os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

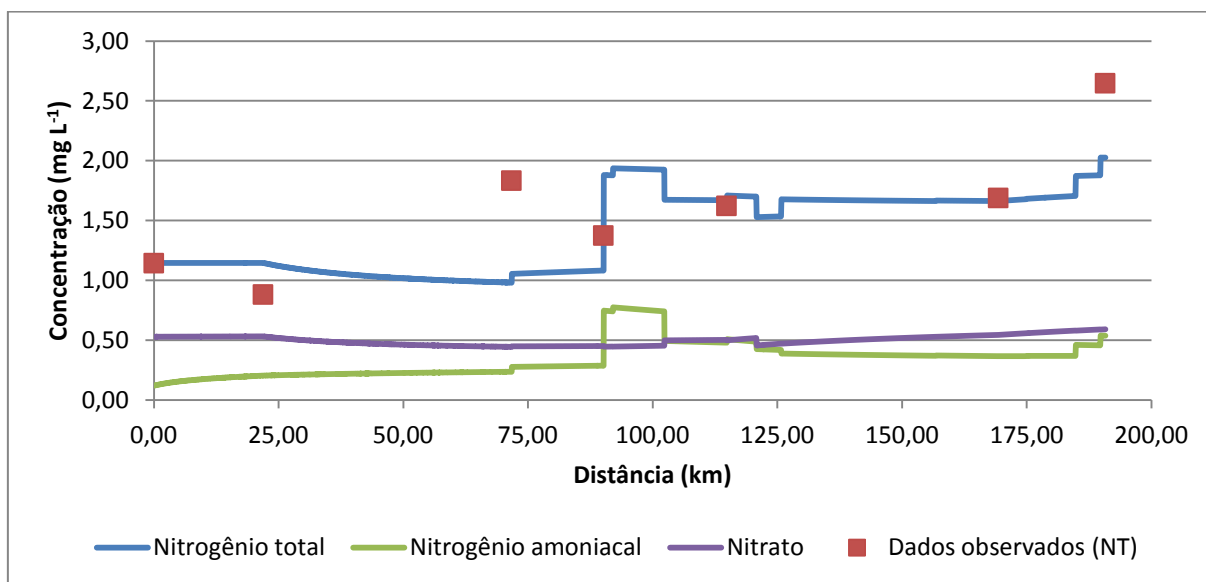


Figura 11. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável nitrogênio total (NT), amônia e nitrato, considerando o período seco.

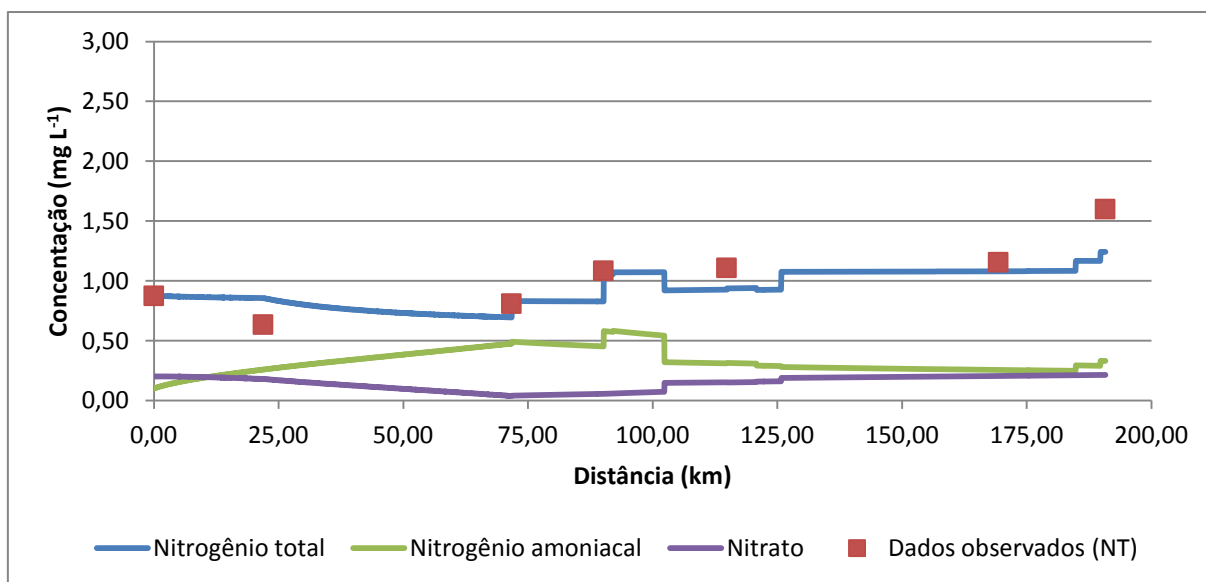


Figura 12. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável nitrogênio total, amônia e nitrato considerando o período chuvoso.

Cabe ressaltar que o modelo analítico de Streeter-Phelps modificado não foi utilizado, uma vez que o mesmo não contempla essa variável de qualidade de água; e que não foram plotados os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA

357/2005 para as classes de enquadramento referentes ao parâmetro de qualidade de água nitrogênio total por inexistir um padrão estabelecido pela legislação.

No geral, as concentrações de nitrogênio total observadas no rio Piracicaba podem ser consideradas muito baixas, nas duas campanhas de campo. Na campanha de período seco, a maior concentração encontrada foi na cidade de João Monlevade ($1,94 \text{ mg L}^{-1}$) e a menor concentração foi a montante da cidade de Rio Piracicaba ($0,98 \text{ mg L}^{-1}$). As concentrações mais altas de nitrogênio total são resultantes de lançamentos de esgotos *in natura* e da baixa vazão no rio.

Observa-se que na campanha de período chuvoso os lançamentos não alteraram expressivamente a concentração de nitrogênio total, devido ao fato do aumento da vazão e da capacidade de diluição. Nesse período, a maior concentração foi observada ao final do trecho em estudo, com $1,18 \text{ mg L}^{-1}$. A menor concentração também foi observada a montante da cidade de Rio Piracicaba, com $0,69 \text{ mg L}^{-1}$.

Ao comparar os períodos, observa-se que as menores concentrações foram observadas no período chuvoso, sendo que este apresentou maior homogeneidade espacial dos dados. Tal fato pode ser atribuído a uma maior diluição do nitrogênio no período chuvoso. Rocha e Thomaz (2004), visando avaliar a variação sazonal de variáveis limnológicas do alto rio Paraná, também encontraram maiores concentrações de nitrogênio total, na época da seca, na lagoa Carão e no rio Baía. Já Lamparelli (2004) verificou que, para as concentrações médias de nitrogênio total em rios do Estado de São Paulo, não houve diferença entre os períodos secos e chuvosos.

Para o nitrogênio amoniacal, os resultados demonstram variações de $0,120$ a $0,774 \text{ mg L}^{-1}$ no período seco e de $0,1$ a $0,583 \text{ mg L}^{-1}$ no período chuvoso. As maiores concentrações ocorreram em regiões com influência urbana, o que indica fonte recente de poluição. Von Sperling (2007) afirma que as águas residuárias apresentam elevadas concentrações dessa variável.

As concentrações de nitrogênio amoniacal ficaram dentro do limite permitido ($3,7 \text{ mg L}^{-1}$, para $\text{pH} \leq 7,5$) pela Resolução CONAMA nº 357/05 para águas doces de Classe 2, em ambos os períodos analisados. Vale ressaltar que nas campanhas de monitoramento realizadas pela IGAM no período de 2013, o valor máximo de pH encontrado foi de 7,3, motivo pelo qual foi utilizada essa concentração de nitrogênio amoniacal na comparação.

Apesar do limite estabelecido pela legislação não ter sido infringido, os efluentes advindos dos municípios demonstram aumentar, de forma pontual, as concentrações de amônia na água do rio Piracicaba. Em estudo sobre a qualidade das águas do rio Araguari, Fagundes et al. (2010) também observaram maiores elevações de amônia após o rio passar por centros urbanos.

Para Von Sperling (2007), altos valores de amônia podem vir a interferir negativamente nos organismos aquáticos locais. Isso ocorre devido ao fato do íon amônio, em pH básico, se transformar em amônia livre (NH_3 livre, gasoso), que, dependendo de sua concentração, pode ser tóxica para estes organismos. Em águas com pH maior que 8,5, concentrações maiores que $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ são consideradas letais aos indivíduos aquáticos. Já Esteves (1998) alerta que elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal podem influenciar fortemente a dinâmica do oxigênio dissolvido, uma vez que para oxidar 1 mg do íon amônio são necessários aproximadamente 4,3 mg de oxigênio.

Enquanto o nitrogênio amoniacal é predominante em ambientes poluídos, o nitrato é a forma mais comum de nitrogênio, encontrado em águas naturais não poluídas (VASCO et al., 2011). Para ambos os períodos, foram encontrados valores máximos de $0,59 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrato, ficando a concentração bem abaixo do limite (10 mg L^{-1}) definido pela Resolução CONAMA no 357/2005. A presença de nitrato caracteriza uma poluição remota, uma vez que o nitrogênio se encontra em seu último estágio de oxidação.

5.3.4. Fósforo total

Nas Figuras 13 e 14 estão apresentados os resultados da calibração do modelo QUAL-UFMG em relação à variável fósforo total, para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. Cabe ressaltar que o modelo analítico de Streeter-Phelps modificado novamente não foi utilizado, uma vez que o mesmo não contempla essa variável de qualidade de água.

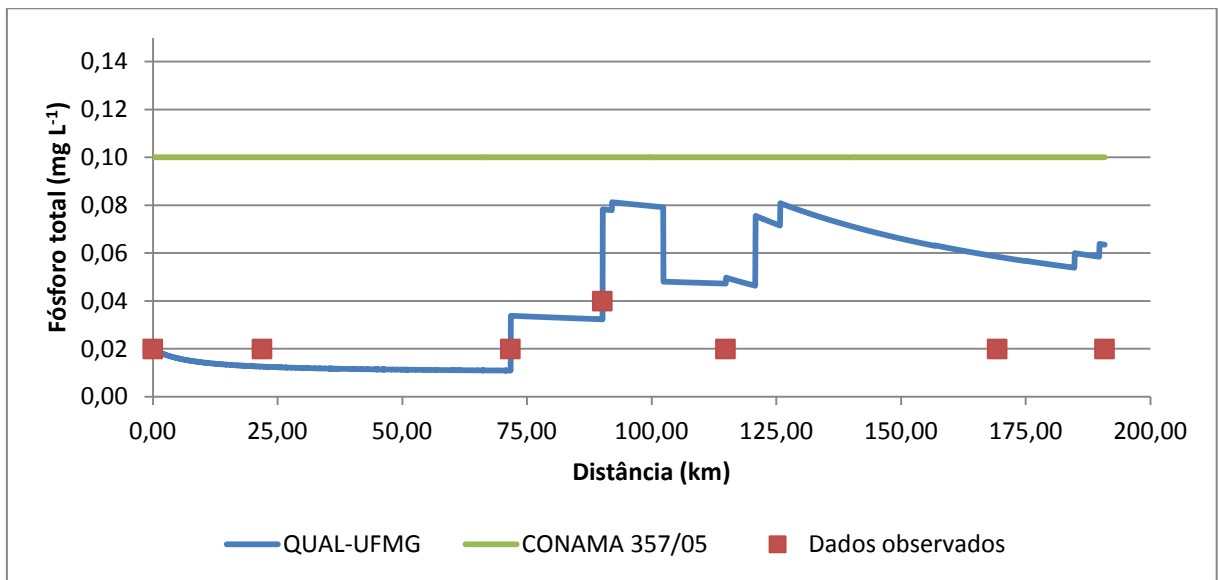


Figura 13. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo total (PT), considerando o período seco.

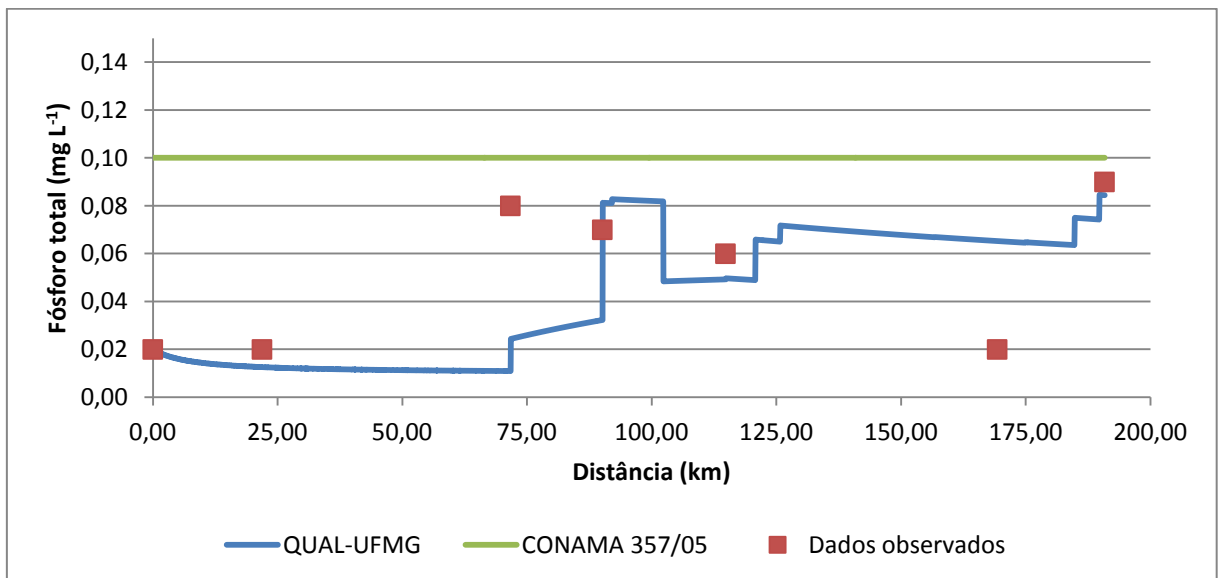


Figura 14. Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo total (PT), considerando o período chuvoso.

Ao analisar as Figuras 13 e 14 é perceptível um baixo grau de ajuste das curvas aos dados observados em campo, ou seja, a simulação do modelo QUAL-UFMG não conseguiu representar adequadamente os resultados obtidos nas campanhas do IGAM para as condições em que o modelo foi calibrado. Porém, nota-se que os trechos iniciais apresentaram uma boa aproximação, semelhantes aos dados observados em campo, principalmente para o período seco.

O valor extremo da concentração de fósforo simulado pelo modelo, em ambos os períodos analisados no rio Piracicaba, foi de 0,081 mg L⁻¹, após receber os efluente de João Monlevade. No período seco, essa concentração tornou a se

repetir após o rio Piracicaba receber a contribuição do Rio do Peixe. Na simulação, nenhum dos valores observados ultrapassaram os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2, para ambos os períodos analisados. Entretanto, devido ao baixo grau de ajuste, é incorreto afirmar que as concentrações simuladas representam a realidade das concentrações de fósforo encontradas no rio Piracicaba.

Analisando os dados obtidos pelo IGAM nas campanhas de campo, nota-se que as concentrações foram maiores no período chuvoso e menores no período seco. Segundo Farage et al. (2010), este aumento no aporte de fósforo total no corpo de água é decorrente do escoamento superficial, muito comum nos períodos chuvosos, principalmente em solos desprovidos de vegetação ou com predominância de cobertura rasteira. Esta condição possibilita o carreamento de grandes quantidades de material de solo para os corpos hídricos, aumentando os valores das concentrações de fósforo total. Conforme Cunha et al. (2013b), esta situação é ainda mais agravada em áreas agrícolas. Para Koski-Vahala e Hartikainen (2001) e McDowell et al. (2001) em ambientes lóticos o aumento das concentrações do fósforo também é causado pela ressuspensão dos sedimentos ocasionado pela turbulência da água, condição comum na época das chuvas.

5.4. Validação dos modelos de qualidade de água

Nas Tabelas 24 e 25 estão apresentados os resultados do índice estatístico REMQ aplicado para cada variável de qualidade de água utilizada na validação dos modelos em ambos os períodos analisados. Os gráficos resultantes da validação encontram-se discriminados no Apêndice D.

Tabela 24. Índice REMQ (%) utilizado para avaliar a validação dos modelos para o período seco, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total

Variáveis	REMQ (%) – Período Seco	
	Streeter-Phelps modificado	QUAL-UFMG
OD	13,79	10,00
DBO	22,00	21,07
Nitrogênio total	-	26,25
Fósforo Total	-	52,21

Tabela 25. Índice REMQ (%) utilizado para avaliar a validação dos modelos para o período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total

Variáveis	REMQ (%) – Período Chuvoso	
	Streeter-Phelps modificado	QUAL-UFMG
OD	8,16	4,14
DBO	16,50	11,50
Nitrogênio total	-	43,12
Fósforo Total	-	71,02

Observa-se um bom ajuste das curvas na validação do OD e da DBO com os dados do IGAM, semelhante ao encontrado na calibração. Para o nitrogênio total, a validação pode ser considerada como razoável, pois, apesar de não conseguir representar grandes variações pontuais, a simulação consegue acompanhar a curva de tendência. Por fim, grandes dificuldades foram encontradas em validar o modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo total. Entende-se que, para essa variável, os valores dos coeficientes calibrados não foram capazes de representar a realidade medida nos trechos, nas condições em que o trabalho foi realizado. Portanto, ressalta-se mais uma vez que melhores resultados poderiam ser alcançados se houvesse um monitoramento mais completo das variáveis.

5.5. Atendimento à Resolução CONAMA nº 357/05 e o respectivo Índice Conformidade com o Enquadramento

Nas Figuras 15 e 16 estão apresentadas a frequência com que o trecho estudado do rio Piracicaba se manteve dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, para ambos os períodos avaliados. Como a variável nitrogênio total não possui limites estabelecidos pela resolução, foram considerados os valores de nitrogênio amoniacal e nitrato na análise.

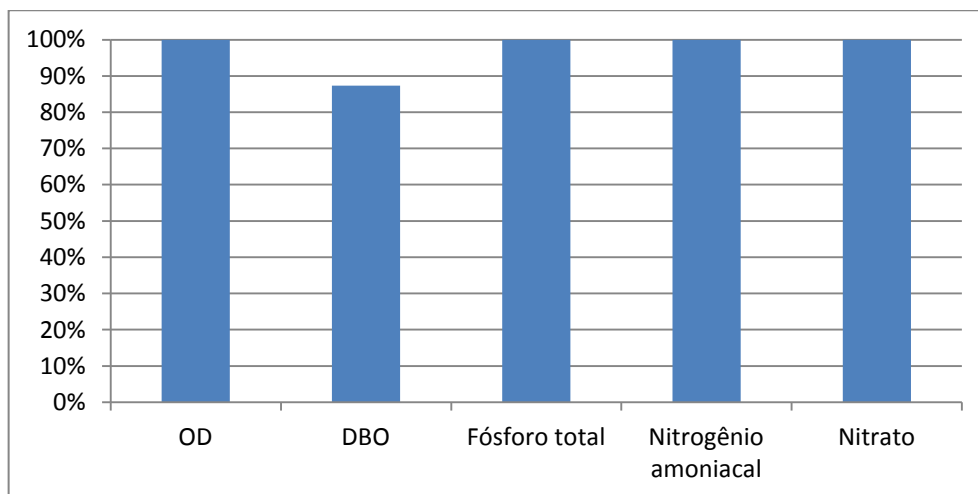


Figura 15. Frequência de atendimento aos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 no trecho estudado do rio Piracicaba, referente ao período seco.

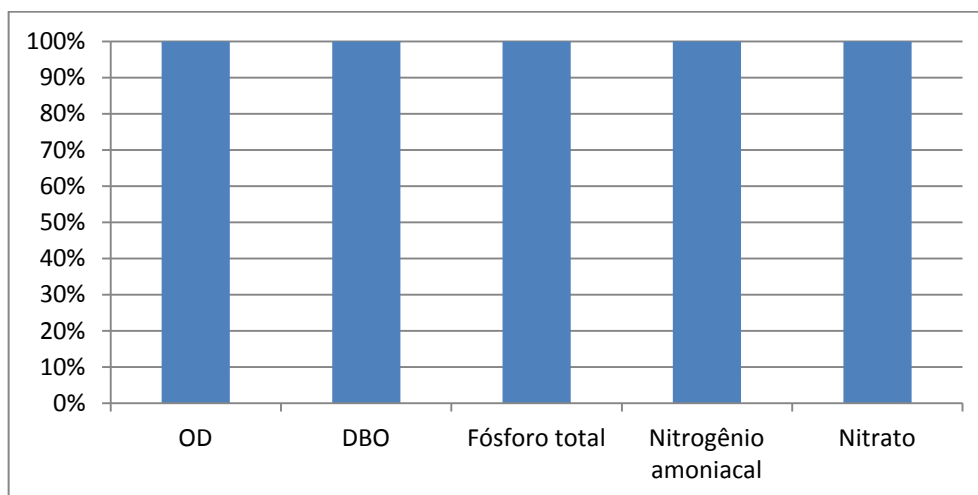


Figura 16. Frequência de atendimento aos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 no trecho estudado do rio Piracicaba, referente ao período chuvoso.

Na Tabela 26 estão apresentados os resultados do índice CCME WQI para o período seco. Os resultados do período chuvoso não foram apresentados, uma vez que todas as variáveis analisadas se apresentaram dentro dos limites estabelecidos pelo enquadramento.

Tabela 26. Resultado do índice CCME WQI para o período seco

Variável	F1	F2	snv	F3	ICE	Classificação
Geral*	20	2,53	0,0037	0,374	84,68	Boa

*OD, DBO, Fósforo total, Nitrogênio amoniacal e Nitrato

O rio Piracicaba apresentou um atendimento ao enquadramento relativamente satisfatório. Para o período chuvoso não foram encontradas desconformidades e,

dessa forma, a classificação foi considerada ótima. Para o período seco, apenas a variável DBO apresentou valores acima do limite estabelecido pela legislação, entretanto, quando se analisa a conformidade de todas as variáveis avaliadas, a classificação é tida como boa.

5.6. Cenário hipotético

No presente cenário, a simulação foi feita a partir da remoção da carga orgânica em virtude da consideração das ETEs fora de operação, em obras e em projeto existentes na BHRPI. Dessa forma, a carga orgânica lançada de cada município foi calculada com base na remoção efetuada pelas ETEs, caso estivessem funcionando. Vale ressaltar que a situação apresentada no cenário futuro é hipotética, dada a incerteza da concretização dos projetos e finalização das obras. Para a avaliação do cenário, foi utilizado o modelo QUAL-UFMG, que apresentou melhor ajuste, e analisou-se apenas o período seco, uma vez que no chuvoso não houve violação dos limites de concentração estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Nas Figuras 17 e 18 estão apresentados os resultados referentes à simulação do cenário para as variáveis OD e DBO, respectivamente, referente ao período seco.

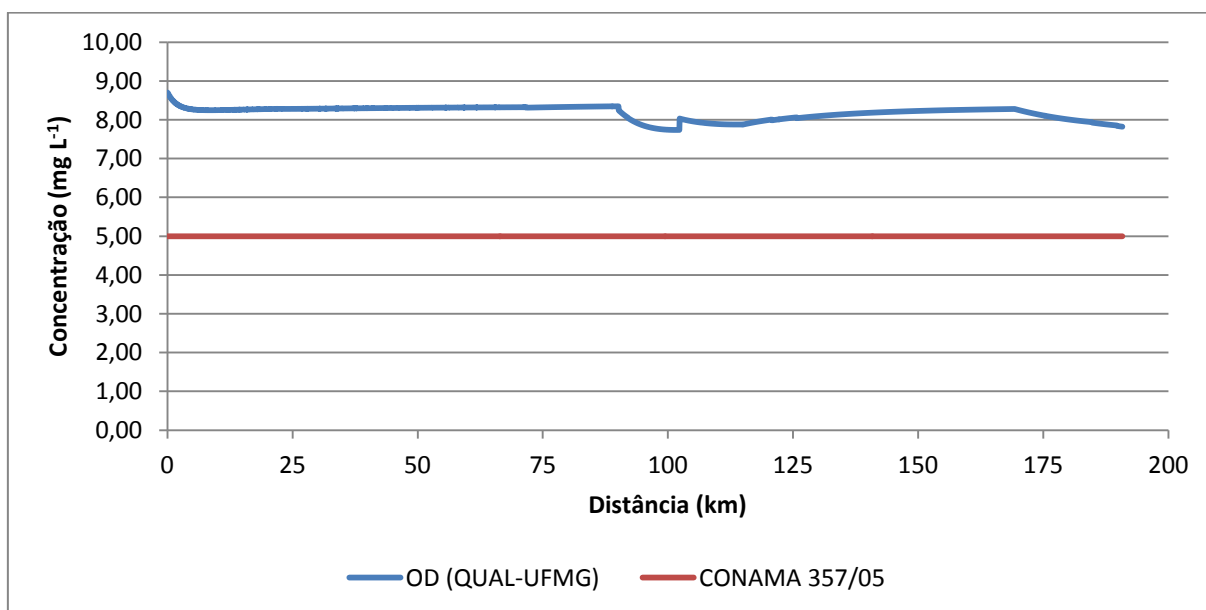


Figura 17. Comportamento do OD no trecho do rio Piracicaba considerando o cenário hipotético de funcionamento das ETEs.

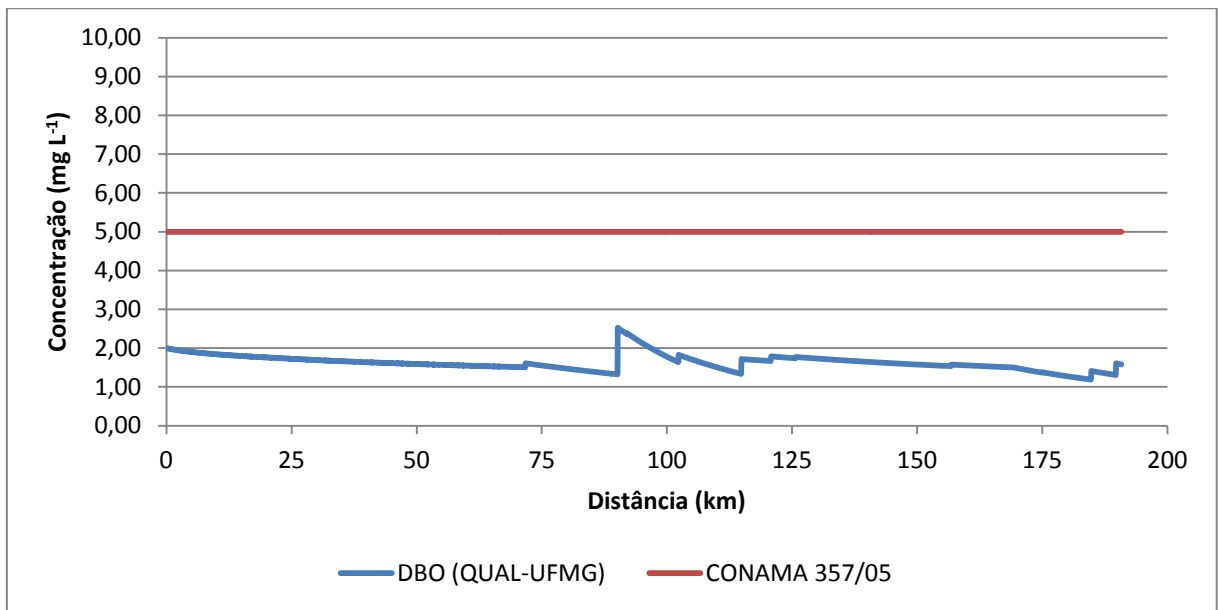


Figura 18. Comportamento da DBO no trecho do rio Piracicaba considerando o cenário hipotético de funcionamento das ETEs.

A partir dos resultados verificou-se que, em virtude do funcionamento das ETEs fora de operação, em obras e em projeto existentes na BHRPI, as concentrações de oxigênio ao longo do trecho aumentariam e as concentrações da DBO diminuiriam, fazendo com que não ocorresse violação dos limites estabelecidos pela legislação para rios classe 2, como ocorre no cenário atual. Dessa forma, a simulação do cenário mostra a necessidade de ações preventivas para a melhoria da qualidade da água do rio Piracicaba.

6. CONCLUSÕES

Tendo-se como base os objetivos propostos no presente estudo e nos resultados obtidos pelos métodos utilizados, pode-se concluir que:

- As variáveis oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio foram as que melhor se ajustaram aos dados observados pelo IGAM na bacia do rio Piracicaba no processo de calibração, tanto do modelo Streeter-Phelps, como QUAL-UFMG.
- O trecho do município de João Monlevade, após o lançamento dos efluentes da cidade, foi o único que não satisfaz às condições de enquadramento do rio Piracicaba, apresentando, para o período seco, valores de DBO acima do permitido pela legislação.
- O rio Piracicaba possui boa capacidade de autodepuração nos trechos analisados, apresentando altas taxas de reaeração em ambos os períodos.
- Na validação dos modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG as variáveis oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio também foram as que melhor se ajustaram aos dados observados.
- Quando comparados os valores de qualidade da água com os limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/05, o único parâmetro que infringiu o limite estabelecido foi a DBO no período seco. Com relação ao índice de conformidade ao enquadramento, as variáveis apresentaram excelente aderência para o período chuvoso e boa aderência no período seco.
- Considerando o funcionamento de todas as ETEs previstas no Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, haverá uma melhora substancial na qualidade da água do rio, fazendo com que, tanto no período seco como chuvoso, os valores de Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio se mantenham dentro dos limites estabelecidos pela legislação.

7. REFERÊNCIAS

- ALAM, J. B.; HOUSSAIN, A.; KHAN, S. K.; BANIK, B. K.; ISLAM, M. R.; MUYEN, Z.; RAHMAN, M. H. Deterioration of water quality of Surma river. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 134, p. 233-242, 2007.
- ALMEIDA, T. V. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 99 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola): Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2006.
- ALVARENGA, L. A.; MARTINS, M. P. P.; CUARTAS, L. A.; PENTEADO, V. A.; ANDRADE, A. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, 2012.
- AMBROSE, R.B.; WOOL, T.A.; BARNWELL, T.O. Development of water quality modeling in the United States. **Environmental Engineering Research**, v. 14, n. 4, p. 200-210, 2009.
- ANA (AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS). **Enquadramento – Bases conceituais**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/enquadramento-bases-conceituais.aspx>>. Acesso em 02 de fevereiro de 2015.
- AYODE, J. Q. **Introdução à climatologia para os trópicos**. Tradução: Maria Juraci Zani dos Santos. Rio de Janeiro: Bertrand, 2001.
- ANI, E. C.; WALLIS, S.; KRASLAWSKI, A.; AGACHI, P. S. Development, calibration and evaluation of two mathematical models for pollutant transport in a small river. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, n. 1, p.1139-1152, 2009.
- BARNWELL, T. O. Least squares estimates of BOD parameters. **Journal Environmental Engineering Division**, v. 106, n. 6, 1980.
- BARROS, F. M. **Qualidade da água e eutrofização**. Edições UESB. 102 p. 2013.
- BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; MOREIRA, D. A. Balanço de oxigênio no rio Turvo Sujo-MG em diferentes épocas do ano. **Engenharia na Agricultura**, v. 19, n. 1, p. 72-80, 2011.

- BENASSI, S. F. **Estudo das Variáveis Limnológicas e do Processo de Autodepuração na “Descontinuidade Serial” do ribeirão Bonito (SP)**. 120 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento): Universidade de São Paulo, São Paulo. 2002.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G.; BARROS, M. T.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Editora Prentice Hall. São Paulo. 2005.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília – DF: MMA/SHR. 1997.
- _____. Resolução nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília – DF: MMA. 2005.
- _____. Resolução nº 410 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no art. 3º da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008**. Brasília – DF: MMA. 2009.
- _____. Resolução nº 430 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Brasília – DF: MMA. 2011.
- BRITES, A. P. Z.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 4, p. 211-221, 2007.
- BROWN, L. C.; BARNWELL JR., T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual**. United States Environmental Protection Agency – U.S.EPA. Environmental Research Laboratory. Athens. Georgia. 189 p. 1987.

- CARVALHO, R. C.; KAVISKI, E. Modelo de Auxílio à Tomada de Decisões em Processos de Despoluição de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 17-27, 2009.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0**, Technical Report. 2001.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Editora McGraw-Hill. WCB. Boston. 1997.
- CHAPRA, S. C. **Modelagem de Qualidade da Água em Rios**. Apostila didática. Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica. Universidade Federal de São Paulo. São Paulo (SP). 114 p. 1994.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality**. Documentation and User Manual. 121 p. 2003.
- Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais [COPAM]; Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais [CERH]. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n.º 1 de 5 de maio 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.**
- COX, B. A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland River. **The Science of The Total Environment**, v. 314-316, p. 303-334, 2003.
- CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A.; PINHEIRO, L. A. R. Modelagem e simulação do escoamento e dispersão sazonais de agentes passivos no rio Araguari - AP: Cenários para o AHE Ferreira Gomes I - Amapá/Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 34-51, 2013a.
- CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q; CUNHA, H. F. A. Avaliação das equações de previsão do coeficiente de reaeração no modelo QUAL2E para modelagem de oxigênio dissolvido: estudo de caso no ribeirão do Feijão (São Carlos - SP). **Revista de Ciência e Tecnologia do Estado do Amapá**, v. 2, n. 1, p. 90-111, 2001.

- CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v, 22, n. 8, p. 1715-1725, 2006.
- CUNHA, R. W.; GARCIA JUNIOR, M. D. N.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, 2013b.
- ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; OLIVEIRA, I. C.. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus - Brasil. **Revista Escola de Minas**, v.64, n.3, p.281-288, 2011.
- ELMORE, H. L.; HAYES, T. W. Solubility of atmospheric oxygen in water. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 86, n. SA4, p. 41-53, 1960.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed., Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FAGUNDES, V. B.; CUNHA, A. C.; RODRIGUES, A. S. L.; SIQUEIRA, E. Q. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. **Revista Biociências**, v. 16, n. 1, p. 57-72, 2010.
- FAIR, G. M. The "log-difference" method of estimating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve. **Sewage Works Journal**, v. 8, n. 3, p. 270-307, 1936.
- FAN, C.; WANG, W. S.; LIU, K. F.; YANG, T. M. Sensitivity Analysis and Water Quality Modeling of a Tidal River Using a Modified Streeter–Phelps Equation with HEC RAS-Calculated Hydraulic Characteristics. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 17, p. 639-651, 2012.
- FAN, C.; KO, C. H.; WANG, W. S. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 5, p.1824-1832, 2009.
- FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.; RIGO, D. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com sistema de informação geográfica para simulação de

lançamentos com duração variada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 359-370, 2013.

FARAGE, J. A. P.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; BORGES, A. C. Determinação do índice de estado trófico para o fósforo em pontos do rio Pomba. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 18, n. 4, p. 322-329, 2010.

FERREIRA, D. M.; CUNHA, C. Simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 83-93, 2013.

FITZPATRICK, J. Assessing skill of estuarine and coastal eutrophication models for water quality managers. **Journal of Marine Systems**, v. 76, n. 1-2, p. 195-211, 2009.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Conceitos e importância da modelagem matemática de qualidade da água para gestão dos recursos hídricos. **Ambiência**, v. 9, n. 3, p. 487-503, 2013.

FORMENTINI, T. A. **Coefficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do Rio Vacacaí Mirim**. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil): Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; NETO, A. C.; HINDI, E. C. A Influência das Atividades Mineradoras na Alteração do pH e da Alcalinidade em Águas Fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 381-390, 2009.

GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F.; PAZ, M. F. Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do rio Ibicuí utilizando o modelo QUAL2E. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 4, p. 129-138, 2002.

GAZZAZ, N. M.; YUSOFF, M. K.; RAMLI, M. F.; ARIS, A. Z.; JUAHIR, H. Characterization of spatial patterns in river water quality using chemometric pattern recognition techniques. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 4, p. 688-698, 2012.

GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H.; CONCEICAO, F. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da

água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, 2012.

GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; BOESSO, F. F. Modelo numérico para a simulação da qualidade da água no trecho urbano do rio Jaú, município de Jaú (SP). **Revista de Estudos Ambientais**, v. 13, n. 2, p. 44-56, 2011.

GONÇALVES, J. C. S. I.; DIBIAZI, A. L. B.; SOUZA, A. D. G.; PENNER, G. C. O uso do modelo QUAL2K como subsídio à seleção de alternativas de tratamento de esgotos – Estudo de caso: município de São Simão – SP. **Revista Uniara**, v. 12, n. 2, p. 37-54, 2009.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, 2003.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.

GUEDES, H. A. S. **Modelagem da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Pomba**. 149 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola): Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2009.

HARARI, J.; FERREIRA, F. R.; DEGASPARI, F. A.; SARTOR, S. M. Modelagem numérica da hidrodinâmica e da dispersão de esgoto na Baía de Santos, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 205-214, 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico**. Brasília. 2010.

KOSKI-VAHALA, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 960-966, 2001.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 207 p. Tese (Doutorado em Ciências): Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

- LOUZADA, J. P.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Uso de otimização e modelagem de qualidade de água no planejamento de implantação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 18, n. 1, p. 277-286, 2013.
- LIMA, J. P. **Parâmetros de qualidade de águas superficiais**. Nota de aula: Introdução à Engenharia do Ambiente - Folha 2: Poluição hídrica. Universidade de Coimbra. Portugal. 2005.
- LIMA, E. B. N. R. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 206 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil): Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2001.
- LINDIM, C.; PINHO, J. L.; VIEIRA, J. M. P. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 14, p. 2485-2494, 2011.
- LINS, R. C.; MENDES, C. A. B.; AGRA, S. G.; CARVALHO, A. E.; FRAGOSO JR, C. R. Integração de um modelo hidrológico a um SIG para avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio Doce. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 4, p. 171-181, 2012.
- MARIANO, A. P.; SILVA, A. J.; OLIVEIRA, V. J. A.; ANGELIS, D. F. Avaliação da dispersão de efluente líquido de refinaria de petróleo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 251-256, 2010.
- MARTIN, C; AYESA, E. An Integrated Monte Carlo Methodology for the calibration of water quality models. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 22, p. 2656-2667, 2010.
- MARTINI, L. C. P.; LANNA, A. E. Medidas Compensatórias Aplicáveis à Questão da Poluição Hídrica de Origem Agrícola. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 111-136, 2003.
- MATOS, A. T.; ALMEIDA, T. V.; SILVA, D. D.; FARAGE, J. A. P. Coeficiente de reaeração em três trechos do rio Pomba (MG), obtidos nos períodos chuvoso e seco. **Engenharia na Agricultura**, v. 19, n. 4, p. 361-369, 2011.
- McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRON, L. M.; HAYGORTH, P. M.; BROOKES, P. C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and

implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 59, p. 269-284, 2001.

MENDIGUCHÍA, C.; MORENO, C.; GALINDO-RIANO, M. D.; GARCÍA-VARGAS, M. Using chemometric tools to assess antropogenic effects in river water a case study: Guadalquivir river (Spain). **Analytica Chimica Acta**, v. 515, p.143-149, 2004.

MOORE, E. W.; THOMAS, H. A.; SNOW, W. B. Simplified method for analysis of B. O. D. data. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 22, n. 10, p. 1343-1355, 1950.

NAHON, I. M.; KISHI, R. T.; FERNANDES, C. V. S. Desenvolvimento de um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes – Estudo de caso: bacia do Alto Iguaçu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, p. 47-58, 2009.

NAHON, I. M. **Sistema de Apoio à Análise de Outorga de Lançamentos de efluentes para a variável demanda bioquímica de oxigênio: estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu**. 175 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental): Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2006.

NASCIMENTO, N. O.; HELLER, L. Ciência, Tecnologia e Inovação na Interface entre as Áreas de Recursos Hídricos e Saneamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 36-48, 2005.

PALMA-SILVA, G. M.; TAU-K-TORNISIELO, S. M.; PIÃO, A. C. Capacidade de Autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, SP, Brasil. **Holos Environmental**, v. 7, n. 2, pp. 139-152. 2007

PARH PIRACICABA. **Plano de ação de recursos hídricos da unidade de planejamento e gestão DO2**. 100 p. 2010.

PAULA, T. P. **Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em trecho do rio Piabanha/RJ**. 256 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil): Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2011.

PIMPUNCHAT, B.; SWEATMAN, W. L.; WAKE, G. C.; TRIAMPO, W.; PARSHOTAM, A. A mathematical model for pollution in a river and its remediation by aeration. **Applied Mathematics Letters**, v. 22, n. 3, p. 304-308, 2009.

- PINHEIRO, A.; FAHT, G.; SILVA, M. R. Determinação do coeficiente de reaeração em rios através do uso do traçador gasoso GLP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 107-116, 2012.
- PIMPAN, P; JINDAL, R. Mathematical modeling of cadmium removal in free water surface constructed wetlands. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 2-3, p. 1322-1331, 2009.
- PIRH BACIA DO RIO DOCE. **Considerações sobre o Enquadramento das Águas da Bacia do Rio Piracicaba**.
- PITE PIRACICABA. **Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba**. 57 p. 2013.
- QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design and operation**. New York: CBS College Publishing. 726 p. 1985.
- REICHERT, P. **AQUASIM 2.0 – Tutorial**. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). 1998.
- ROCHA, R. R. A.; THOMAZ, S. M. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS - Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 26, n. 3, p. 261-271, 2004.
- RODE, M.; SUHR, U.; WRIEDT, G. Multi-objective calibration of a river water quality model - Information content of calibration data. **Ecological Modelling**, v. 204, n. 1-2, p. 129-142, 2007.
- SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; DE PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105-114, 2013.
- SANTOS, A. R. **Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, micro região de Viçosa-MG**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola): Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2001.
- SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇANVES; J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do

- ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 329-338, 2008.
- SILVA, A. L.; AMARAL, M. A. P. A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva, SP. **Saneas**, v. 30, p. 27-35, 2008.
- SILVA, A. P. S.; DIAS, H. C. T.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, E. Qualidade da água do Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1063-1069, 2009.
- SINGH, H. P.; BASANT, A.; MALIK, A.; JAIN, G. Artificial neural network modeling of the river water quality - A case study. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 888-895, 2009.
- SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 3, p. 1534-1543, 2009.
- STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. **Public Health Bulletin**, v. 3, n. 146, 1925.
- TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, 2013.
- THOMAS, H. A. The "slope" method of evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen-demand curve. **Sewage Works Journal**, v. 9, n. 3, p. 425-430, 1937.
- TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Editora UFRGS. 689 p. 1998.
- VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MELLO JR., A. V.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 1, 2011.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), v.7, 1ª Ed., 588 p, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), v. 1, 3ª Ed, 452 p. 2005.

ZHANG, R.; QIAN, X.; LI, H.; YUAN, X.; YE, R.. Selection of optimal river water quality improvement programs using QUAL2K: A case study of Taihu Lake Basin, China. **Science of The Total Environment**. v. 431, n. 1, p. 278-285, 2012.

APÊNDICES

APÊNDICE A

**CONCENTRAÇÕES DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA UTILIZADAS
NA CALIBRAÇÃO DOS MODELOS**

Tabela A1. Concentrações das variáveis de qualidade de água utilizadas na calibração referente ao período chuvoso

	OD (mg L⁻¹)	DBO* (mg L⁻¹)	Nitrogênio Orgânico (mg L⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹)	Nitrito (mg L⁻¹)	Nitrato (mg L⁻¹)	Fósforo Orgânico (mg L⁻¹)	Fósforo Inorgânico (mg L⁻¹)
RD074	7,5	≤2,0	0,57	0,10	0,006	0,20	0,010	0,010
RD075	7,5	≤2,0	0,39	0,10	0,006	0,14	0,010	0,010
RD025	7,8	≤2,0	0,31	0,35	0,011	0,14	0,040	0,040
RD026	7,8	≤2,0	0,63	0,20	0,015	0,24	0,035	0,035
RD029	7,5	≤2,0	0,62	0,18	0,020	0,29	0,030	0,030
RD032	8,0	≤2,0	0,66	0,16	0,017	0,32	0,010	0,010
RD034	7,3	≤2,0	0,72	0,20	0,021	0,66	0,045	0,045
RD027	7,4	≤2,0	0,44	0,13	0,010	0,21	0,010	0,010
RD076	7,9	2,3	0,43	0,16	0,015	0,19	0,100	0,100
RD030	7,9	≤2,0	1,87	0,2	0,037	0,47	0,07	0,07

*Para concentrações de DBO menores ou iguais a 2,00 mg L⁻¹, foi considerado o valor de 2,00 mg L⁻¹ na calibração dos modelos.

Tabela A2. Concentrações das variáveis de qualidade de água utilizadas na calibração referente ao período seco

	OD (mg L⁻¹)	DBO* (mg L⁻¹)	Nitrogênio Orgânico (mg L⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹)	Nitrito (mg L⁻¹)	Nitrato (mg L⁻¹)	Fósforo Orgânico (mg L⁻¹)	Fósforo Inorgânico (mg L⁻¹)
RD074	8,7	≤2,0	0,49	0,12	0,005	0,53	0,01	0,01
RD075	9,0	≤2,0	0,40	0,10	0,003	0,38	0,01	0,01
RD025	8,7	≤2,0	0,47	0,94	0,005	0,42	0,01	0,01
RD026	8,2	≤2,0	0,56	0,14	0,026	0,62	0,02	0,02
RD029	8,9	≤2,0	0,57	0,36	0,024	0,67	0,01	0,01
RD032	8,5	≤2,0	0,74	0,42	0,011	0,86	0,01	0,01
RD034	8,3	≤2,0	0,76	0,51	0,019	1,36	0,01	0,01
RD027	8,3	≤2,0	0,63	0,27	0,005	0,54	0,01	0,01
RD076	8,8	≤2,0	0,91	0,30	0,008	0,37	0,01	0,01
RD030	8,8	2,2	0,99	0,68	0,110	1,06	0,05	0,05

*Para concentrações de DBO menores ou iguais a 2,00 mg L⁻¹, foi considerado o valor de 2,00 mg L⁻¹ na calibração dos modelos.

APÊNDICE B

CONCENTRAÇÕES DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA UTILIZADAS NA VALIDAÇÃO DOS MODELOS

Tabela B1. Concentrações das variáveis de qualidade de água utilizadas na validação referente ao período chuvoso

	OD (mg L⁻¹)	DBO (mg L⁻¹)	Nitrogênio Orgânico (mg L⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹)	Nitrito (mg L⁻¹)	Nitrato (mg L⁻¹)	Fósforo Orgânico (mg L⁻¹)	Fósforo Inorgânico (mg L⁻¹)
RD074	7,3	≤2,0	0,29	0,12	0,008	0,17	0,015	0,015
RD075	7,5	≤2,0	0,28	0,13	0,005	0,14	0,015	0,015
RD025	7,4	≤2,0	0,26	0,12	0,007	0,13	0,025	0,025
RD026	7,6	≤2,0	0,35	0,10	0,015	0,18	0,040	0,040
RD029	7,4	≤2,0	0,10	0,10	0,011	0,14	0,025	0,025
RD032	7,9	≤2,0	0,16	0,10	0,012	0,20	0,020	0,020
RD034	7,5	≤2,0	0,73	0,10	0,009	0,14	0,010	0,010
RD027	7,5	≤2,0	0,35	0,10	0,006	0,14	0,010	0,010
RD076	7,7	≤2,0	,52	0,10	0,005	0,09	0,010	0,010
RD030	7,6	≤2,0	0,15	0,11	0,039	0,36	0,070	0,070

Tabela B2. Concentrações das variáveis de qualidade de água utilizadas na validação referente ao período seco

	OD (mg L⁻¹)	DBO (mg L⁻¹)	Nitrogênio Orgânico (mg L⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹)	Nitrito (mg L⁻¹)	Nitrato (mg L⁻¹)	Fósforo Orgânico (mg L⁻¹)	Fósforo Inorgânico (mg L⁻¹)
RD074	8,2	≤2,0	0,70	0,15	0,003	0,65	0,010	0,010
RD075	8,5	≤2,0	0,35	0,28	0,003	0,40	0,010	0,010
RD025	8,3	≤2,0	0,40	0,22	0,005	0,66	0,030	0,030
RD026	8,0	≤2,0	0,49	0,31	0,022	0,87	0,020	0,020
RD029	8,3	≤2,0	0,54	0,15	0,010	0,75	0,015	0,015
RD032	8,5	≤2,0	0,72	0,18	0,013	0,81	0,015	0,015
RD034	8,2	≤2,0	0,48	0,22	0,010	1041	0,020	0,020
RD027	8,3	≤2,0	0,43	0,18	0,004	0,74	0,010	0,010
RD076	8,5	≤2,0	0,59	0,17	0,005	0,32	0,015	0,015
RD030	8,2	2,8	0,82	0,47	0,087	1,79	0,065	0,065

APÊNDICE C

PARÂMETROS CINÉTICOS ESTIMADOS NO PROCESSO DE CALIBRAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO QUAL-UFMG

Tabela C1. Parâmetros cinéticos estimados no processo de calibração do modelo matemático QUAL-UFMG para o período seco

Coefficientes	Faixa	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 6	Unidade
Taxa de consumo de OD pelo sedimento (demanda bentônica)	0,00-10,00	0	0	0	0	0	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Coefficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico	0,001-0,10	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	d^{-1}
Coefficiente de conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal	0,02-0,40	0,40	0,40	0,02	0,02	0,02	0,02	d^{-1}
Coefficiente de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito	0,10-1,00	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	d^{-1}
Coefficiente de conversão do nitrito a nitrato	0,20-2,00	0,60	0,60	0,20	0,20	0,20	0,20	d^{-1}
Coefficiente de liberação de nitrogênio amoniacal pelo sedimento de fundo	Variável	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrogênio amoniacal e nitrito	Fixo	3,30	3,30	3,30	3,30	3,30	3,30	mg de O_2 por mg de $\text{N}_{\text{amoniacal}}$ oxidado
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrito e nitrato	Fixo	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	mg de O_2 por mg de Nitrito oxidado
Coefficiente de inibição da nitrificação por baixo valores de OD	0,00-1,00	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	-
Coefficiente de sedimentação do fósforo orgânico	0,001-0,1	0,001	0,001	0,1	0,1	0,1	0,1	d^{-1}
Coefficiente de conversão entre fósforo orgânico e fósforo inorgânico	0,01-0,7	0,01	0,01	0,01	0,01	0,7	0,7	d^{-1}
Coefficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo	Variável	0	0	0	0	0	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

Tabela C2. Parâmetros cinéticos estimados no processo de calibração do modelo matemático QUAL-UFMG para o período chuvoso

Coeficientes	Faixa	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 6	Unidade
Taxa de consumo de OD pelo sedimento (demanda bentônica)	0,00-10,00	0	0	0	0	0	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico	0,001-0,10	0,10	0,10	0,001	0,001	0,001	0,001	d^{-1}
Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal	0,02-0,40	0,40	0,40	0,02	0,02	0,02	0,02	d^{-1}
Coeficiente de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito	0,10-1,00	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	d^{-1}
Coeficiente de conversão do nitrito a nitrato	0,20-2,00	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	d^{-1}
Coeficiente de liberação de nitrogênio amoniacal pelo sedimento de fundo	Variável	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrogênio amoniacal e nitrito	Fixo	3,30	3,30	3,30	3,30	3,30	3,30	mg de O_2 por mg de $\text{N}_{\text{amoniacal}}$ oxidado
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrito e nitrato	Fixo	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	mg de O_2 por mg de Nitrito oxidado
Coeficiente de inibição da nitrificação por baixo valores de OD	0,00-1,00	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	-
Coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico	0,001-0,1	0,001	0,001	0,001	0,001	0,1	0,1	d^{-1}
Coeficiente de conversão entre fósforo orgânico e fósforo inorgânico	0,01-0,7	0,01	0,01	0,01	0,01	0,7	0,7	d^{-1}
Coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo	Variável	0	0	0	0	0	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

APÊNDICE D

VALIDAÇÃO DOS MODELOS QUAL-UFMG E STREETER-PHELPS MODIFICADO

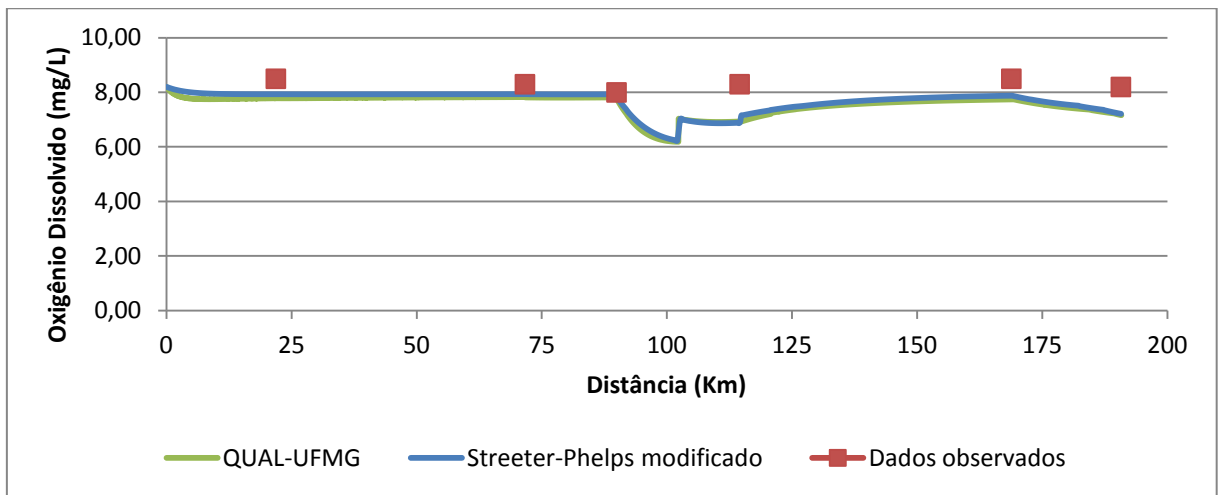


Figura D1. Validação dos modelos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps no período seco para a variável OD.

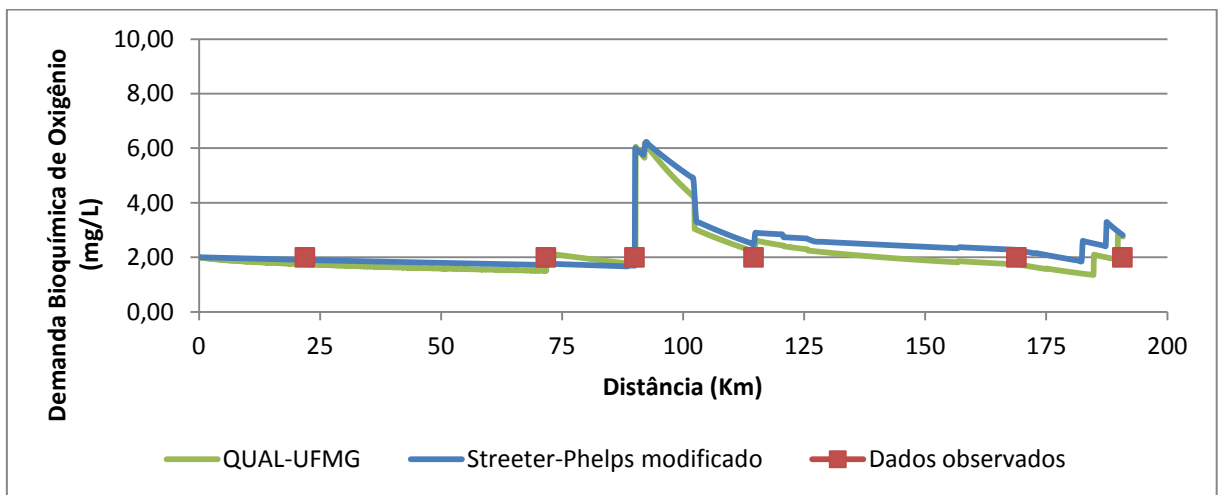


Figura D2. Validação dos modelos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps no período seco para a variável DBO.

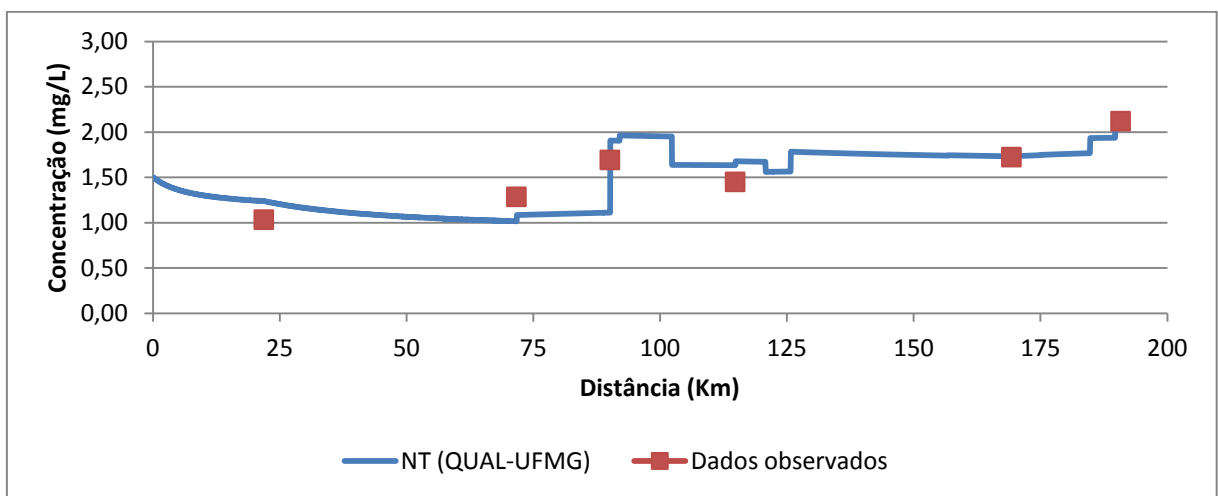


Figura D3. Validação do modelo QUAL-UFMG no período seco para a variável nitrogênio total.

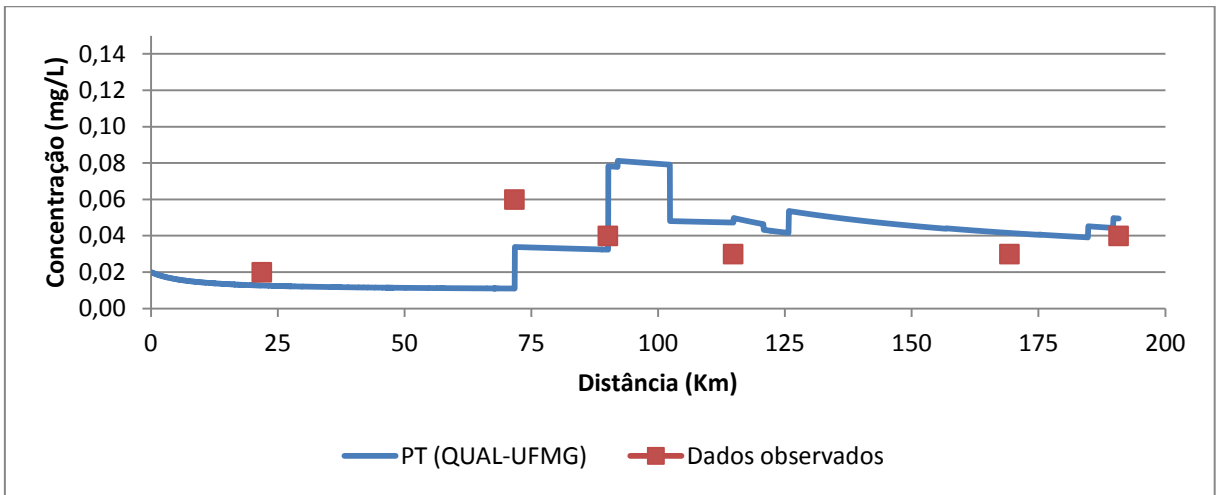


Figura D4. Validação do modelo QUAL-UFMG no período seco para a variável fósforo total.

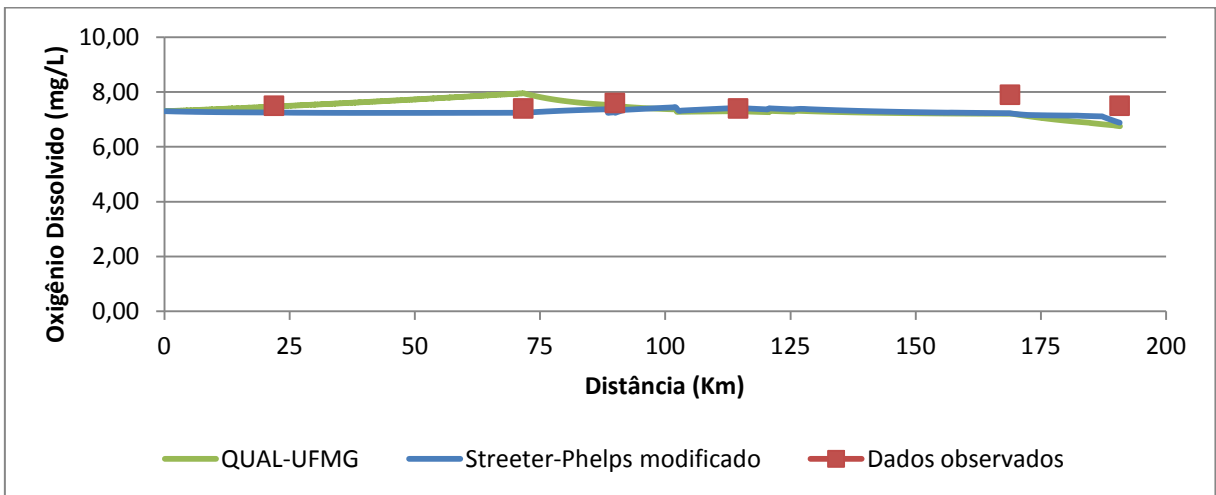


Figura D5. Validação dos modelos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps no período chuvoso para a variável OD.

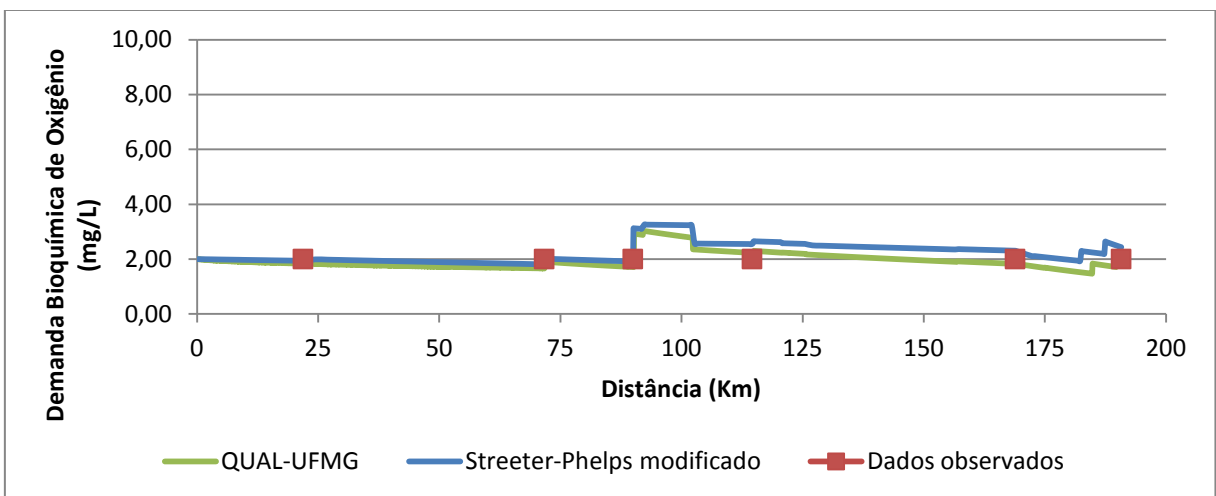


Figura D6. Validação dos modelos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps no período chuvoso para a variável DBO.

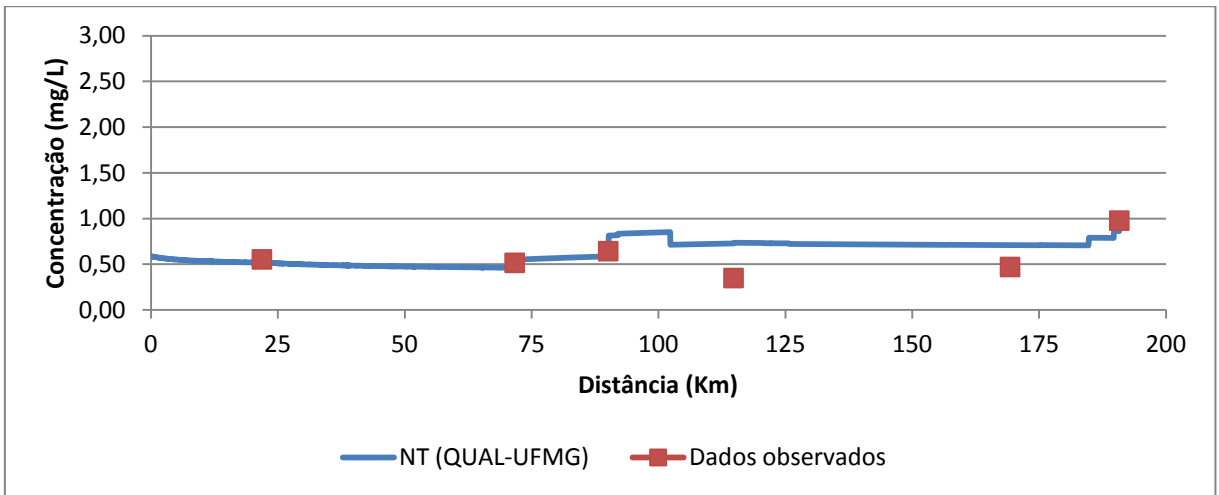


Figura D7. Validação do modelo QUAL-UFMG no período chuvoso para a variável nitrogênio total.

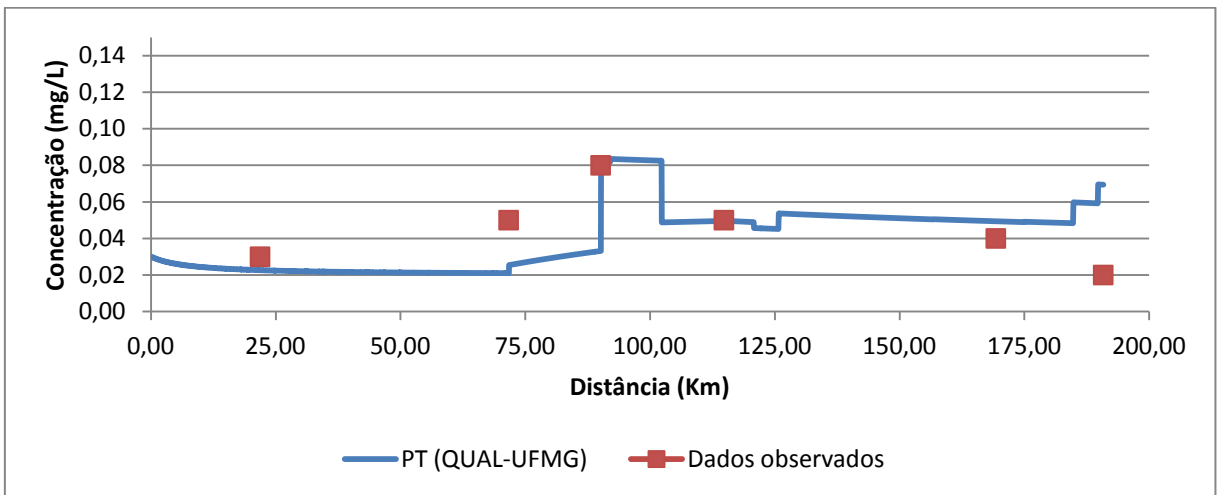


Figura D8. Validação do modelo QUAL-UFMG no período chuvoso para a variável fósforo total.