

Modelagem sazonal da qualidade da água do rio Piracicaba para o cenário atual e futuro

O objetivo da pesquisa foi avaliar a capacidade de autodepuração do rio Piracicaba, estado de Minas Gerais. Foram utilizados os modelos matemáticos de Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG, considerando dois períodos hidrológicos distintos. 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), oriundos das campanhas de monitoramento do 'Projeto Águas de Minas', os quais foram utilizados na calibração dos modelos. Posteriormente foi simulado um cenário futuro de qualidade da água previsto no Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários (PITE). Os resultados mostraram que, em relação ao processo de calibração, as variáveis OD e DBO foram as que apresentaram melhores resultados na calibração. 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. 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.

Palavras-chave: Autodepuração; Modelo matemático; Monitoramento ambiental; Poluição hídrica.

Seasonal modeling of water quality in the Piracicaba river for the current and future scenarios

The objective of the research was to evaluate the self-purification capacity of the Piracicaba River, state of Minas Gerais, Brazil. The modified Streeter-Phelps and QUAL-UFMG models were used, considering the dry and rainy hydrological periods. The study considered water quality data for the variables dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), from monitoring campaigns of the 'Projeto Águas de Minas' (Waters of Minas Project), which were used in the calibration of the models. Subsequently, a future water quality scenario was simulated, as provided for in 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). The results showed that, in relation to the calibration process, the variables OD and BOD were the ones that presented the best results in the calibration. It was observed, during the dry period, that the water quality in the stretch of the municipality of João Monlevade, after receiving the effluents from the municipality, does not meet the conditions for framing the Piracicaba River, presenting BOD values above that permitted by freshwater legislation of class 2. For the other variables, there was no violation of the limits established by the legislation in both evaluated periods. Considering the simulation carried out for the future scenario, from the removal of the organic load due to the consideration of the out-of-operation effluent treatment plants, in works and projects existing in the Piracicaba river basin, the concentrations of the water quality variables analyzed remained within the permitted by freshwater class 2 legislation.

Keywords: Environmental monitoring; Mathematical model; Self-purification; Water pollution.

Topic: **Engenharia Ambiental**

Received: **06/02/2020**

Approved: **04/03/2020**

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Micael de Souza Fraga 
Universidade Federal de Viçosa, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/5726608676680340>
<http://orcid.org/0000-0002-1996-9343>
micaelfraga@gmail.com

Guilherme Barbosa Reis 
Universidade Federal de Viçosa, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/9426630666791133>
<http://orcid.org/0000-0001-7324-467X>
guilherme.eaa.reis@gmail.com

Demetrius David da Silva 
Universidade Federal de Viçosa, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/3676842528299362>
<http://orcid.org/0000-0001-9666-7421>
demetrius@ufv.br

Michel Castro Moreira 
Universidade Federal de Viçosa, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/9185818270225480>
<http://orcid.org/0000-0001-8024-7705>
michelcm@ufv.br

Alisson Carraro Borges 
Universidade Federal de Viçosa, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/4946166845669510>
<http://orcid.org/0000-0002-9729-6439>
borges@ufv.br

Hugo Alexandre Soares Guedes 
Universidade Federal de Pelotas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/5120976859905217>
<http://orcid.org/0000-0002-3592-9595>
hugo.guedes@ufpel.edu.br



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0017

Referencing this:

FRAGA, M. S.; REIS, G. B.; SILVA, D. D.; MOREIR, M. C.; BORGES, A. C.; GUEDES, H. A. S.. Modelagem sazonal da qualidade da água do rio Piracicaba para o cenário atual e futuro. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.2, p.145-160, 2020. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0017>

INTRODUÇÃO

O acelerado crescimento populacional, industrial e agrícola vem alterando a qualidade das águas, uma vez que o desenvolvimento dessas atividades tem como consequência a geração de elevada quantidade de efluentes que, na maioria das vezes, são lançados sem prévio tratamento nos corpos hídricos (FLECK et al., 2013). Esse problema se torna ainda maior quando a capacidade de purificação dos sistemas fluviais é baixa em relação a quantidade de poluentes recebidos. Neste cenário, a poluição dos corpos hídricos tornou-se um problema no cenário mundial e a necessidade de se diagnosticar os fatores que afetam a qualidade da água está se tornando cada vez mais urgente.

Nas cidades brasileiras, o déficit de coleta e tratamento de esgotos tem resultado em uma parcela significativa de carga poluidora que chega aos corpos d'água, causando implicações negativas aos usos múltiplos das águas (ANA, 2017). No Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, publicado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2015), é descrito que os trechos críticos dos recursos hídricos brasileiros estão normalmente localizados nas regiões metropolitanas.

Conforme Von Sperling (2007), o ecossistema de um corpo hídrico antes do despejo de efluentes encontra-se usualmente em um estado de equilíbrio natural. Após a entrada dos poluentes, esse equilíbrio é afetado, resultando numa desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização, fenômeno esse conhecido como autodepuração. Nesse sentido, a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, onde o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático é realizado por mecanismos naturais, havendo uma sequência sistemática de substituições de comunidades, até que uma delas se estabeleça em equilíbrio com as condições locais.

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 sem que suas características naturais sejam prejudicadas. Neste 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).

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. Para Guedes et al. (2012), o monitoramento da qualidade da água surge como um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos. Juntamente com os programas de monitoramento são utilizados modelos matemáticos capazes de simular as alterações ambientais que ocorrem nos cursos de água, constituindo uma valiosa ferramenta para representar a realidade como é observada e medida.

Com a utilização dos modelos matemáticos é possível prever as reações do corpo hídrico a eventuais alterações externas, realizando assim abordagens sobre os principais processos que se desenvolvem no ecossistema aquático e subsidiando ações de gestão e planejamento dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas. Usualmente, os modelos vêm sendo aplicados principalmente na estimativa de impactos

provenientes do lançamento de efluentes domésticos e industriais (CHO et al., 2010; FAN et al., 2013; GOMES et al., 2018; GONÇALVES et al., 2012; HANFENG et al., 2013; SALLA et al., 2013; SARDINHA et al., 2008; SILVA et al., 2017; SILVA et al., 2018; TEODORO et al., 2013).

Além disso, os modelos matemáticos também podem ser aplicados em estudos de concepção de tratamento de esgotos, nos processos de licenciamento ambiental e em estudos de empreendimentos de usinas hidrelétricas. Nesse sentido, especificamente para a bacia do rio Piracicaba, localizada no estado de Minas Gerais, foi desenvolvido o Plano para Incremento do Percentual do Tratamento de Esgotos Sanitário da bacia do Rio Piracicaba – PITE Piracicaba (FEAM, 2013), um relatório onde é contemplado o diagnóstico do esgotamento sanitário atual na bacia. Além do cenário atual, adicionalmente também foi realizada a estimativa da carga orgânica associada aos esgotos sanitários gerada e lançada pelos municípios na bacia em um possível cenário futuro, considerando a operação, além das estações de tratamento de efluentes (ETEs) em funcionamento atualmente, das ETEs fora de operação, em obras e em projeto.

Embora o estudo tenha proposto as tecnologias de tratamento a serem utilizadas e as respectivas eficiências de remoção de poluentes para as ETEs de todas as sedes municipais, o estudo não apresenta o impacto dos lançamentos de esgotos nos corpos hídricos receptores, bem como a avaliação da capacidade de diluição dos mesmos. Neste contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar a capacidade de autodepuração do rio Piracicaba, simulando, por meio de modelagem matemática em diferentes épocas, o impacto do lançamento de cargas poluidoras considerando o cenário atual da bacia e um cenário futuro de qualidade das águas previsto no PITE Piracicaba, que considera a população no ano de 2035 e a implantação das ETEs.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e dados de entrada para calibração do modelo

O presente estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Piracicaba (BHRPI), sendo essa uma das sub-bacias do rio Doce, encontrando-se totalmente inserida no estado de Minas Gerais. 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 UPGRH do rio Piracicaba. Esta bacia incremental 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.

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 (ECOPLAN-LUME, 2010).

Os dados de qualidade de água utilizados 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). 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 (Tabela 1).

Tabela 1: Localização e descrição dos pontos de monitoramento analisados no estudo

Estação	Descrição	Latitude	Longitude
		Graus decimais	
RD025	Rio Piracicaba no município de Rio Piracicaba	-19,94	-43,18
RD026	Rio Piracicaba à jusante da cidade de João Monlevade	-19,83	-43,13
RD027	Rio Santa Bárbara na localidade de Santa Rita das Pacas	-19,81	-43,23
RD029	Rio Piracicaba a jusante do rio Santa Bárbara em Nova Era	-19,77	-43,04
RD030	Rio do Peixe próximo de sua foz no Rio Piracicaba	-19,73	-43,03
RD032	Rio Piracicaba à montante da confluência do Ribeirão Japão	-19,62	-42,80
RD034	Rio Piracicaba a jusante de Coronel Fabriciano	-19,53	-42,60
RD074	Rio Piracicaba no distrito de Santa Rita Durão	-20,18	-43,41
RD075	Rio Piracicaba no distrito de Fonseca	-20,16	-43,29
RD076	Rio da Prata próximo à sua foz no rio Piracicaba	-19,78	-43,00

A escolha dos trechos para a modelagem foi realizada com base na extensão das seções de monitoramento de qualidade de água ao longo do rio Piracicaba. Desta forma, as estações referentes aos tributários do rio Piracicaba (RD027, RD076 e RD030) foram utilizadas para abastecer os modelos. No total, foram identificados 6 trechos, totalizando um percurso de 190,76 km ao longo do rio Piracicaba (Figura 1).

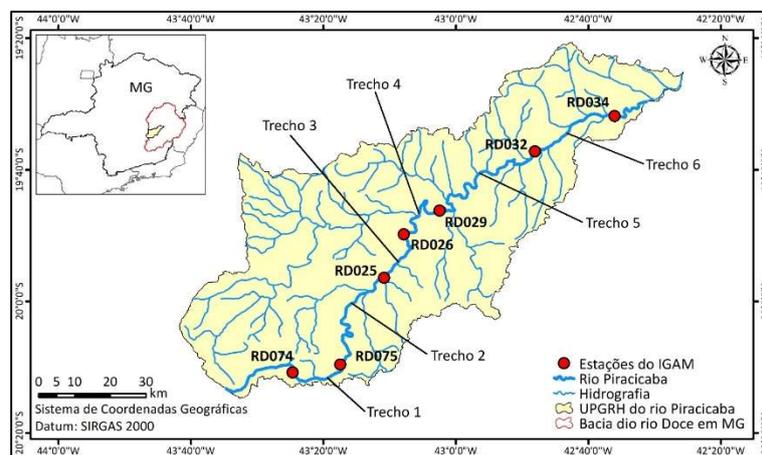


Figura 1: Localização dos trechos estudados na bacia do rio Piracicaba.

Para o estudo foram considerados dois períodos hidrológicos de análise, cheia e seca. Para fazer a distinção entre as épocas, foi feita uma análise com base na média mensal das vazões observadas na bacia. Os dados de vazão foram obtidos através do portal HidroWeb, da Agência Nacional de Águas (ANA), sendo utilizados dados da estação fluviométrica Rio Piracicaba (código 56610000), Nova Era IV (código 56659998) e Mário de Carvalho (código 56696000). 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.

Para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Piracicaba foi utilizado o modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Von Sperling (2007) e o modelo analítico modificado de Streeter-Phelps. A escolha dos modelos foi feita com base no objetivo da análise e na disponibilidade dos dados. 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). Já no modelo analítico

modificado de Streeter-Phelps foram analisados os parâmetros OD e DBO.

As entradas do modelo de simulação da qualidade da água incluíram: a) dados físicos do rio; b) coeficientes de decaimento e aumento da concentração de compostos; e c) dados pontuais para os afluentes e esgotos. As especificações de cada um delas são dadas da seguinte forma: a) Os dados físicos do rio compreenderam: distância do trecho (km), altitude (m), velocidade ($m.s^{-1}$) e profundidade h (m). Ambos os modelos utilizam a altitude e a temperatura do ponto de mistura (confluência do rio Piracicaba e afluentes) para determinar a concentração de saturação de OD. Visando a obtenção dos parâmetros hidráulicos (velocidade média e profundidade), também foram consideradas as curvas de descarga (cota *versus* vazão e vazão *versus* profundidade) das três estações fluviométricas pertencentes à rede de monitoramento da ANA. Diante da hipótese de escoamento unidimensional, uniforme e permanente, adotada pelos modelos de qualidade da água, e conhecidas as áreas das seções transversais dos postos fluviométricos, as relações hidráulicas entre velocidade média do escoamento ($m.s^{-1}$), profundidade média do escoamento (m) e vazão ($m^3.s^{-1}$) foram obtidas para cada um dos segmentos; b) Coeficientes considerados: desoxigenação K_1 (dia^{-1}), reaeração K_2 (dia^{-1}), decomposição K_3 (dia^{-1}), sedimentação do nitrogênio orgânico K_{SO} (dia^{-1}), conversão do nitrogênio orgânico em amoniacal K_{OA} (dia^{-1}), conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito K_{AN} (dia^{-1}), conversão do nitrito em nitrato K_{NN} (dia^{-1}), liberação do nitrogênio amoniacal pelo sedimento de fundo S_{NAMON} ($g.m^{-2}.dia^{-1}$), O_2 equivalente na conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito O_2N_{AMON} ($mgO_2.mgN_{amon} oxid^{-1}$), O_2 equivalente na conversão do nitrito em nitrato O_2N_{NITRI} ($mgO_2.mgN_{nitrito} oxid^{-1}$), inibição da nitrificação por baixo OD K_{NITR} (dia^{-1}), sedimentação do fósforo orgânico K_{SPO} (dia^{-1}), conversão do fósforo orgânico em inorgânico K_{OI} (dia^{-1}), e liberação do fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo S_{PINORG} ($g.m^{-2}.dia^{-1}$). Semelhante ao estudo realizado por Salla et al. (2013), também não foram consideradas neste artigo: taxa de produção de O_2 por fotossíntese P' ($g.m^{-2}.dia^{-1}$), taxa de consumo de O_2 por respiração R' ($g.m^{-2}.dia^{-1}$), taxa de consumo de O_2 por demanda do sedimento Sd' ($g.m^{-2}.dia^{-1}$) e carga linear distribuída de DBO_5 ao longo do rio Lrd' ($gDBO_5.m^{-1}.dia^{-1}$); c) Dados pontuais dos afluentes e esgotos: vazão, DBO_5 , OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo. Os valores de DBO_5 lançados nos trechos em análise do estudo pelos municípios que despejam diretamente no rio Piracicaba foram obtidos no PITE Piracicaba, referentes ao ano de 2013. Também foram utilizados valores típicos de concentração das variáveis nitrogênio e fósforo encontrados nos efluentes domésticos brutos, conforme Von Sperling (2005). Valores brutos foram escolhidos devido à inexistência de estações de tratamento de efluentes (ETEs) nos municípios listados. Os lançamentos referentes às atividades industriais potencialmente poluidoras foram obtidos através das declarações de carga poluidora das empresas localizadas ao longo do rio Piracicaba.

Calibração dos modelos de qualidade da água

Foram calibrados os parâmetros cinéticos referentes às variáveis oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total e nitrogênio total. A calibração foi realizada para as duas condições sazonais de vazão, sendo assim, diferentes valores dos parâmetros cinéticos do modelo foram obtidos, de forma que a curva simulada pudesse ser ajustada da melhor forma possível aos dados coletados in situ.

O índice REMQ (Raiz do Erro Médio Quadrático) foi utilizado como indicador de melhor ajuste (Equação 1). Esse índice avalia a diferença entre o observado e o simulado. Quanto mais próximo de zero são os seus valores, mais os dados observados e simulados se assemelham (CHUNG et al., 2009).

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

Em que: E_i = valor estimado; O_i = valor observado; e N = número de dados.

Os parâmetros cinéticos dos modelos foram calibrados utilizando a ferramenta de otimização *Solver* do Excel 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. Os valores do coeficiente de desoxigenação (K_1) utilizados na simulação se encontram apresentados na Tabela 2. Vale ressaltar que o K_1 não foi calibrado, uma vez que foram estimados com base em Von Sperling (2005) e já representavam as condições do estudo.

Tabela 2: 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

Fonte: Von Sperling (2005)

Simulação de cenário futuro

A fim de vislumbrar o possível cenário futuro previsto para o ano de 2035, foram coletadas no PITE Piracicaba as informações referentes as estações de tratamento de efluentes (ETEs) propostas para os municípios que lançam seus efluentes diretamente no rio Piracicaba (Tabela 3). Sendo assim, foi possível avaliar o resultado das ações previstas no documento, tendo como requisito mínimo o atendimento aos limites das classes de enquadramento estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005.

Tabela 3: Estimativa da carga de DBO lançada diretamente no rio Piracicaba pela população urbana para o cenário atual e futuro.

Município	Cenário atual (2013)		Cenário futuro (2035)	
	Vazão lançada	Concentração	Vazão lançada	Concentração
	(L s ⁻¹)	(mgDBO L ⁻¹)	(L s ⁻¹)	(mgDBO L ⁻¹)
Antônio Dias	4,1	697	10,3	651
Coronel Fabriciano	102,6	668	115,2	224
Jaguaraçu	4,9	711	4,8	335
Nova Era	20,1	588	29,6	588
Rio Piracicaba	14,7	709	22,9	119
Timóteo	110,0	486	47,3	145
João Molevade	125,7	375	128,6	105
Bela Vista de Minas	10,5	645	18,4	32

Fonte: FEAM (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 Piracicaba não apresenta valores de remoção para as demais variáveis.

RESULTADOS

Nas Tabelas 4 e 5 estão apresentados os resultados do índice REMQ para o processo de calibração dos modelos de qualidade de água para os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Tabela 4: 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-UFGM
OD	8,75	9,21
DBO	21,50	21,00
Nitrogênio total	-	27,44
Fósforo Total	-	77,77

Tabela 5: 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-UFGM
OD	4,18	4,18
DBO	16,00	11,50
Nitrogênio total	-	20,62
Fósforo Total	-	61,76

Na Tabela 6 e 7 estão apresentados os valores de K_2 e K_3 , respectivamente, 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 e QUAL-UFGM.

Tabela 6: 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

Tabela 7: 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

Nas Figuras 2 e 3 são apresentados os resultados da calibração dos modelos de qualidade para a variável OD, considerando os períodos seco e chuvoso, respectivamente. As concentrações de todas as variáveis de qualidade de água analisadas foram comparadas com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005, referentes à classe 2.

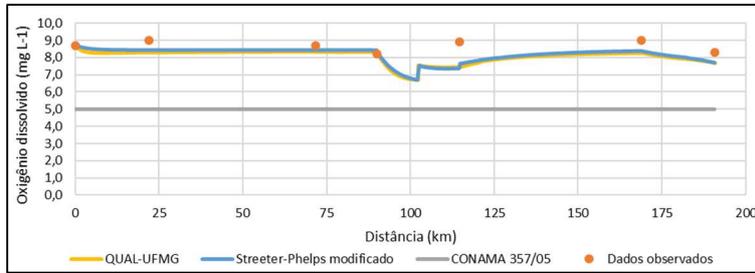


Figura 2: Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável OD, considerando o período seco.

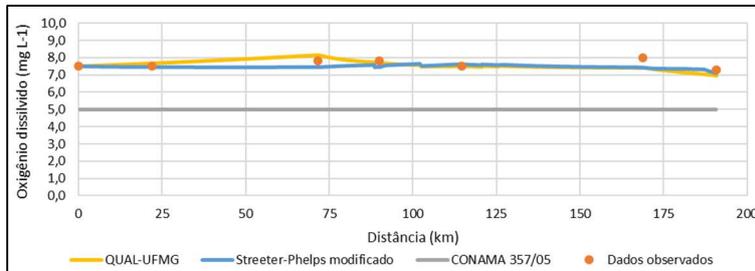


Figura 3: Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável OD, considerando o período chuvoso.

Nas Figuras 4 e 5 estão apresentados os resultados da calibração dos modelos de qualidade de água para a variável DBO, considerando os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

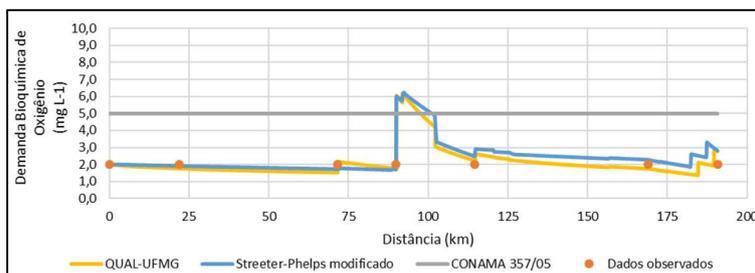


Figura 4: Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável DBO, considerando o período seco.

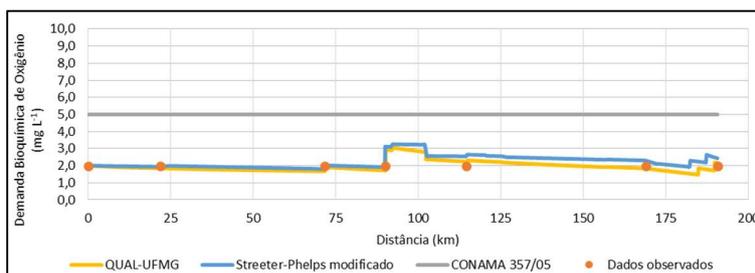


Figura 5: Calibração do modelo Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG para a variável DBO, considerando o período chuvoso.

Nas Figuras 6 e 7 estão apresentados os resultados da calibração do modelo QUAL-UFMG em relação às variáveis nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato para os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

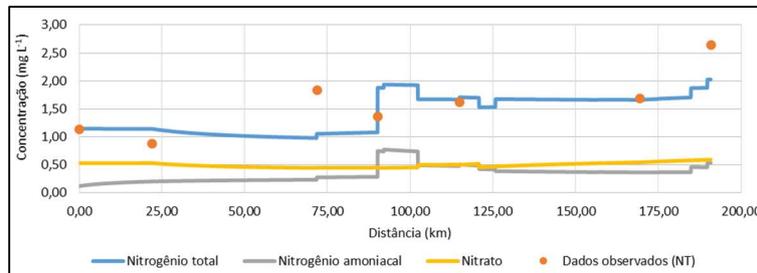


Figura 6: Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável nitrogênio total (NT), amônia e nitrato, considerando o período seco.

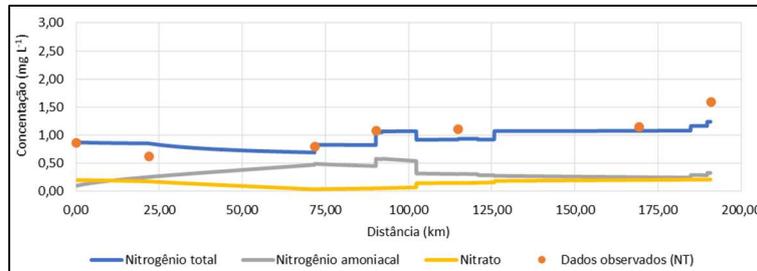


Figura 7: Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável nitrogênio total, amônia e nitrato considerando o período chuvoso.

Nas Figuras 8 e 9 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.

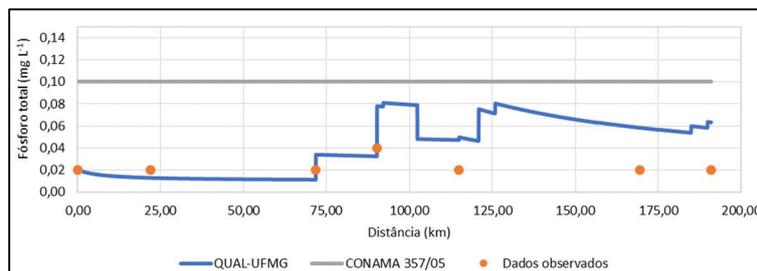


Figura 8: Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo total (PT), considerando o período seco.

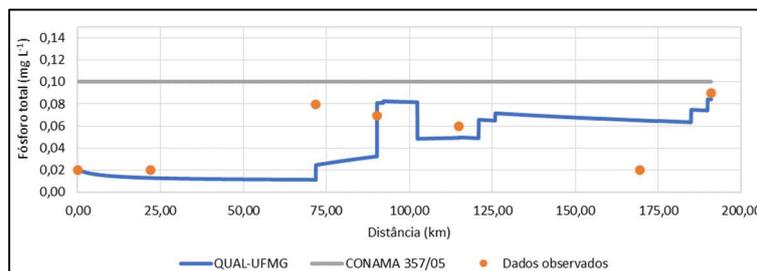


Figura 9: Calibração do modelo QUAL-UFMG para a variável fósforo total (PT), considerando o período chuvoso.

Nas Figuras 10 e 11 estão apresentados os resultados referentes à simulação do cenário para as variáveis OD e DBO, respectivamente, referente ao período seco. Para a avaliação do cenário, foi utilizado o modelo QUAL-UFMG, que apresentou melhor ajuste, sendo analisado apenas o período seco, uma vez que no período chuvoso não houve violação dos limites de concentração estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05.

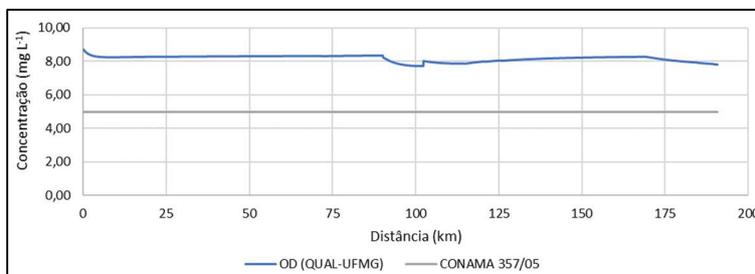


Figura 10: Comportamento do OD no trecho do rio Piracicaba considerando o cenário hipotético de funcionamento das ETEs.

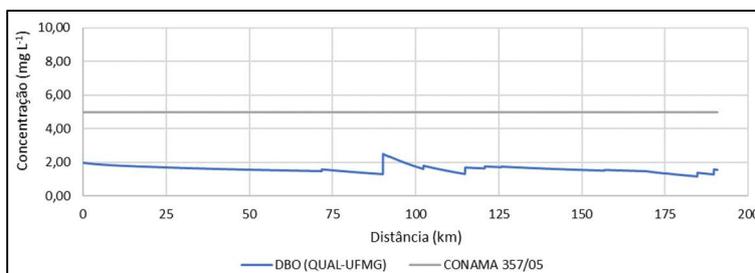


Figura 11: Comportamento da DBO no trecho do rio Piracicaba considerando o cenário hipotético de funcionamento das ETEs.

DISCUSSÃO

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 (Tabelas 4 e 5), verificou-se que o modelo Streeter-Phelps modificado foi o que apresentou melhor resultado na calibração. Os resultados da calibração referente 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 micro-organismos. Já o modelo matemático QUAL-UFMG considera, além da respiração de micro-organismos, 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 a calibração não ter sido considerado o processo da nitrificação.

Com relação à calibração dos modelos para a variável DBO, ao analisar estatisticamente o erro médio entre a curva simulada pelos modelos e as concentrações observadas nas seções monitoradas, observa-se, também nas Tabelas 4 e 5, que o modelo QUAL-UFMG simulou melhor a concentração de DBO em ambos os períodos analisados. Já 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, bem como da poluição difusa. Lima et al. (2016) observaram que as contribuições difusas na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, especificamente na região a montante da barragem do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Funil,

estariam relacionadas principalmente com as superfícies mais urbanizadas e com elevada densidade demográfica. Apesar de importante, a poluição difusa, quando comparada a poluição pontual, é mais complexa e difícil de ser quantificada devido à dificuldade de traçar seus caminhos (YANG et al., 2010).

Em relação à variação dos valores de K_2 (Tabela 6) obtidos na calibração dos dados para os períodos seco e chuvoso, foram encontrados maiores valores para o período seco e menores valores para o período chuvoso. Observa-se também que os valores de K_2 diminuiriam com o aumento da vazão ao longo dos trechos. A faixa de valores encontrados para o K_2 foi de 2,10 a 6,35 d^{-1} e 1,75 a 3,28 d^{-1} , para o período seco e chuvoso, respectivamente. Para Von Sperling (2007), essa diferença encontrada pode ser explicada devido ao fato de cursos d'água rasos e mais velozes tenderem a possuir um maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade. Dessa forma, espera-se uma maior difusão de oxigênio na massa líquida (GOMES et al., 2018).

Em um estudo de qualidade das águas do rio Jordão, Minas Gerais, Salla et al. (2013) também encontraram maiores valores de K_2 próximos à nascente. Gomes et al. (2018), avaliando a qualidade das águas no rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, também obtiveram resultados semelhantes ao do presente estudo. Entretanto, Teodoro et al. (2013), no estudo da qualidade da água do rio Taquarizinho, Mato Grosso do Sul, encontraram maiores valores de K_2 próximo à foz. Ao analisar as Figuras 2 e 3, percebe-se que os resultados obtidos por ambos os modelos se mostraram 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 OD obtida foi de 6,69 $mg L^{-1}$, 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 mínimo a ser mantido segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005 para rios de classe 2. No período chuvoso, em todas as seções, as concentrações de OD também foram superiores à mínima recomendada pela Resolução CONAMA n° 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 $mg L^{-1}$ e a menor de 7,07 $mg L^{-1}$.

Os níveis de OD 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 na água e maiores concentrações de OD. 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.

Teodoro et al. (2013) concluíram que o regime das três vazões utilizadas em seu estudo não interferiu na quantidade de OD no rio, com um pequeno aumento e quase imperceptível no final do trecho avaliado. Já Cunha et al. (2019) constataram que o OD não é um bom parâmetro para medir a poluição orgânica, pois

respondeu lentamente às variações das cargas de matéria orgânica analisadas.

Nos resultados observados para a DBO no período seco (Figura 4) foi encontrada a sua maior concentração na zona urbana, no município de João Monlevade, com $6,1 \text{ mg L}^{-1}$, valor acima do determinado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para rios de classe 2. Esse valor é justificado pelos lançamentos de efluentes domésticos e industriais nessa região. Em contrapartida, 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 5), 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, devido à alta capacidade de diluição do rio em função do período.

Comparando-se os gráficos obtidos através dos modelos, nota-se 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. Gomes et al. (2018) observaram que a medida que o rio dos Sinos avançava por regiões com menores aglomerações populacionais, os níveis de DBO decaíam.

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. Os autores supracitados concluíram que o regime de vazão tem uma maior influência no perfil de DBO por causa de um aumento na diluição da matéria orgânica com um maior valor de vazão. 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.

Ao observar os resultados obtidos para o nitrogênio total (Figuras 6 e 7), percebe-se que, no geral, as concentrações observadas da variável no rio Piracicaba foram baixas nos dois períodos avaliados. Na campanha de período seco, a maior concentração encontrada foi na cidade de João Monlevade, com valor igual a $1,94 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto a menor concentração foi a montante da cidade de Rio Piracicaba, com valor igual a $0,98 \text{ mg L}^{-1}$. 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 $0,69 \text{ mg L}^{-1}$.

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 n° 357/05 para águas doces de Classe 2, em ambos os períodos analisados. Resultados semelhantes também foram obtidos por Gomes

et al. (2018) para a variável nitrogênio total.

Apesar do limite estabelecido pela legislação não ter sido ultrapassado, os efluentes advindos dos municípios demonstram aumentar, de forma pontual, as concentrações de amônia na água do rio Piracicaba. Gomes et al. (2018) 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 esses organismos. Em águas com pH maior que 8,5, concentrações maiores que $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ são consideradas letais aos indivíduos aquáticos.

Enquanto o nitrogênio amoniacal é predominante em ambientes poluídos, o nitrato é a forma mais comum de nitrogênio. A presença de nitrato caracteriza uma poluição antiga do curso d'água, uma vez que o nitrogênio se encontra em seu último estágio de oxidação (VON SPERLING, 2005). 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.

Ao analisar as Figuras 8 e 9 é perceptível um baixo grau de ajuste das curvas aos dados observados em campo para o fósforo total. Em outras palavras, 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. Gomes et al. (2018) também encontraram o mesmo problema para a variável, observando que quando há uma alta variabilidade das concentrações das variáveis de qualidade, o modelo QUAL-UFMG não consegue representar de forma satisfatória a qualidade da água no curso d'água. Resultados semelhantes também foram encontrados nos estudos de Salla et al. (2013) e Hanfeng et al. (2013).

Na simulação, nenhum dos valores observados para o fósforo total 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 total encontradas no rio Piracicaba. Blaas et al. (2016) afirmam que as fontes artificiais de fósforo mais importantes são os esgotos domésticos e os efluentes industriais, além de áreas agrícolas, através da lixiviação e arraste de nutrientes.

Ao observar os resultados referentes à simulação do cenário futuro para as variáveis OD e DBO (Figuras 10 e 11), verificou-se que, em virtude do funcionamento das ETEs fora de operação, em obras e em projeto existentes, 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 Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe 2. Dessa forma, a simulação do cenário mostra a necessidade de ações relacionadas ao esgotamento sanitário para a melhoria da qualidade da água do rio Piracicaba.

Em seu estudo a respeito da qualidade das águas do Ribeirão do Meio, São Paulo, Sardinha et al. (2008) conseguiram identificar as várias zonas de autodepuração ao longo do ribeirão após ele receber os

efluentes da cidade de Leme. O estudo indicou a necessidade de tratamento de esgotos em nível secundário, com eficiência de 76% de remoção de DBO para que as águas do Ribeirão do Meio sempre permaneçam com a concentração de oxigênio dissolvido conforme os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe 2.

No Brasil, diversos outros estudos sobre a qualidade das águas vêm constatando o aumento da poluição e apontando o lançamento de efluentes domésticos sem o adequado tratamento como a principal fonte poluidora (AVILA et al., 2016; CALAZANS et al., 2018a, 2018b; COSTA et al., 2017; FRAGA et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2018, 2017; PESSOA et al., 2018; SOUZA et al., 2014; VARGAS et al., 2018). Conforme ANA (2017), tal fato é reflexo da crítica situação de atendimento da população brasileira em relação ao esgotamento sanitário, onde o déficit de coleta e tratamento de efluentes nas cidades brasileiras tem resultado em uma parcela significativa de carga poluidora que chega aos corpos d'água, causando implicações negativas aos usos múltiplos dos recursos hídricos.

CONCLUSÕES

Tendo 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 do QUAL-UFMG.

Foi possível perceber que a qualidade da água do rio dos Piracicaba é alterada em função da sazonalidade, uma vez que houve diferenças nas concentrações das variáveis qualitativas e nos valores dos parâmetros cinéticos das equações utilizadas na simulação. Considerando o funcionamento de todas as ETEs previstas no PITE Piracicaba, haverá uma melhora substancial na qualidade da água do rio, fazendo com que, tanto no período seco como no chuvoso, os valores de OD e DBO se mantenham dentro dos limites estabelecidos pela legislação.

AGRADECIMENTOS: Pelo apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9612-7>

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 e Água**, v.7, n.3, 2012. DOI: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>

ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2014**. Brasília, 2015.

AVILA, M. W.; HORA, M. A. G. M.; AVILA, C. R.; ALVES, F. V.; FARIA, M. M.; VIEIRA, M. R.. Gestão qualitativa dos recursos hídricos. Proposta metodológica para o planejamento de uma rede de estações para monitoramento da qualidade de águas superficiais. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Muriaé. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.21, n.2,

p.401-415, 2016. DOI:

<http://doi.org/10.21168/rbrh.v21n2.p401-415>

BLAAS, H.; KROEZE, C.. Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000–2050. **Ecological Indicators**, v.67,

p.328-337, 2016. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.004>

CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; OLIVEIRA, S. C..

The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.190, n.491, 2018a. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s10661-018-6873-2>

CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; OLIVEIRA, S. C..

Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.190, n.726, 2018b. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s10661-018-7099-z>

CHO, J. H.; HA, S. R.. Parameter optimization of the QUAL2K model for a multiple-reach river using an influence coefficient algorithm. **Science of the Total Environment**,

v.408, p.1985-1991, 2010. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.025>

CHUNG, E. G.; BOMBARDELLI, F. A.; SCHLADOW, S. G..

Modeling linkages between sediment resuspension and water quality in a shallow, eutrophic, wind-exposed lake. **Ecological Modeling**, v.220, n.9, p.1251-1265, 2009. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.01.038>

CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P.. Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n.3, p.473-480,

2019. DOI: <http://doi.org/10.1590/s1413-41522019112332>

COSTA, E. P.; PINTO, C. C.; SOARES, A. L. C.; MELO, L. D. V.; OLIVEIRA, S. M. A. C.. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.189, n.11, p.590, 2017. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s10661-017-6266-y>

ECOPLAN-LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos Piracicaba – PARH Piracicaba**. Belo Horizonte, 2010.

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. DOI: <http://doi.org/10.1590/S1413-41522013000400008>

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Plano para**

Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba. Belo Horizonte: FEAM, 2013.

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. DOI:

<https://doi.org/10.5935/ambiencia.2013.03.03>

FRAGA, M. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.. Methodological proposal for the allocation of water quality monitoring stations using strategic decision analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.191, n.776,

2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7974-2>

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HUFFNER, A. N.. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o

modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.2, p.275-285, 2018. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522018169332>

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 e Água**, v.7, n.3, 2012. DOI:

<http://doi.org/10.4136/ambi-agua.894>

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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000500012>

HANFENG, Y.; SHUHAI, G.; FENGMEI, L.; GANG, L.. Water Quality Evaluation in Tidal River Reaches of Liaohe River Estuary, China Using a Revised QUAL2K Model. **Chinese Geographical Science**, v.23, n.3, p.301-311, 2013. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s11769-013-0586-9>

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, O. C.. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina

hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.21, n.1, p.139-150, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201600100127676>

OLIVEIRA, D. G.; VARGAS, R. R.; SAAD, A. R.; ARRUDA, R. O. M.; DALMAS, F. B.; AZEVEDO, F. D.. Land use and its impacts on the water quality of the Cachoeirinha Invernada Watershed, Guarulhos (SP). **Revista Ambiente e Água**, v.13, n.1, 2018. DOI: <http://doi.org/10.4136/ambi-agua.2131>

PESSOA, J. O.; ORRICO, S. R. M.; LORDELO, M. S.. Qualidade da água de rios em cidades do Estado da Bahia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.4, p.687-696, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1590/s1413-41522018166513>

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>

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**, v.13, n.3, p.329-338, 2008. DOI: <http://doi.org/10.1590/S1413-41522013000400008>

[41522008000300013](https://doi.org/10.1590/S1413-67622009000600009)

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. DOI: <http://doi.org/10.1590/S0100-67622009000600009>

SILVA, M. M. A. P. M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M.. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.1, p.133-143, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522017134420>

SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR, M. A. B.; LIMA, E. E. S.. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente e Água**, v.13, n.6, 2018. DOI: <http://doi.org/10.4136/ambi-agua.2251>

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C.. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.3, p.263-274, 2014. DOI: <http://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>

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. DOI: <http://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300010>

VARGAS, R. R.; BARROS, M. S.; SAAD, A. R.; ARRUDA, R. O. M.; AZEVEDO, F. D.. Assessment of the water quality and trophic state of the Ribeirão Guaraçu Watershed, Guarulhos (SP): a comparative analysis between rural and urban areas. **Revista Ambiente e Água**, v.13, n.2, 2018. DOI: <http://doi.org/10.4136/ambi-agua.2170>

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MELLO JUNIOR, 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 e Água**, v.6, n.1, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/1980-993X>

VON SPERLING, M.. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2007.

VON SPERLING, M.. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2005.

YANG, Y. S.; WANG, L.. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. **Water Resources Management**, v.24, p.1819-1843, 2010. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11269-009-9526-y>

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da **Sustenere Publishing**, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.