

INCERTEZAS SOBRE A MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA EM CURSO DE ÁGUA URBANO

*UNCERTAINTY ABOUT WATER QUALITY MATHEMATICAL MODELLING APPLIED TO AN URBAN
RIVER*

João Paulo Cunha de Menezes¹, Luiz Fernando Coutinho de Oliveira², Marcio Ricardo Salla³

¹Doutor em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Lavras, MG, Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Engenharia Civil, Uberlândia, MG. E-mail: jpaulo_bio@hotmail.com

²Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa, MG. Universidade Federal de Lavras, Departamento de Engenharia, Lavras, MG. E-mail: coutinho@deg.ufla.br

³Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Engenharia Civil, Uberlândia, MG. E-mail: marcio.salla@ufu.br.

RESUMO

Os modelos matemáticos de qualidade da água têm sido utilizados como forma de auxiliar os gestores sobre o controle da poluição hídrica. No entanto, as incertezas dos parâmetros de entrada afetam as previsões do modelo e, portanto, a decisão sobre o processo de gestão. Assim, faz-se necessário identificar as variáveis de entrada que afetam diretamente na incerteza dos resultados de saída do modelo de simulação. A fim de investigar as incertezas envolvidas na previsão da concentração mínima de oxigênio dissolvido, foi realizada uma análise de sensibilidade a partir da utilização de um método estocástico sobre um modelo determinístico de simulação da autodepuração de curso de água em uma bacia hidrográfica urbana. Para tal, foi utilizado o método de análise Monte Carlo e os resultados, interpretados com relação ao atendimento dos padrões de qualidade de águas regulamentado pela legislação vigente. Verificou-se que as variáveis de entrada mais afetadas do modelo foram a concentração de oxigênio e o coeficiente de reaeração. O uso do método estocástico para a análise de incertezas mostrou ser fundamental na verificação de quais parâmetros devem ter maior cuidado na sua determinação para que as respostas do modelo de simulação da autodepuração não sofram grandes variações nas respostas quando comparadas com os dados monitorados.

Palavras-chave: Qualidade da água; Autodepuração; Simulação Monte Carlo.

ABSTRACT

Mathematical models of water quality have been used as a way to assist managers on the control of water pollution. However, the uncertainties of the input parameters affect the model predictions and therefore the decision on the management process. So, it becomes necessary to identify the input variables that directly affect the uncertainty of the output results of the simulation model. To investigate the uncertainties involved in predicting the minimum concentration of dissolved oxygen, a sensitivity analysis was carried through from using a stochastic method on a deterministic simulation model of the watercourse of depuration in an urban watershed. For this, we used the analysis of Monte Carlo method and the results interpreted with respect to meeting the water quality standards regulated by law. We have found that most affected input variables of the model were the concentration of oxygen and re-aeration coefficient. The use of stochastic method for uncertainty analysis was fundamental in check which parameters should be more careful in its determination that the responses of the simulation model do not suffer large variations when compared to monitored data.

Keywords: Water quality; Self-purification; Monte Carlo Simulation.

1 – INTRODUÇÃO

Os modelos matemáticos de qualidade da água são ferramentas essenciais para a avaliação do impacto nos ecossistemas aquáticos e na gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas (PANAGOPOULOS; MAKROPOULOS; MIMIKOU, 2012). Os modelos de qualidade da água como: Streeter-Phelps (STREETER; PHELPS, 1925; STREETER; PHELPS, 1958), Qual-I, II e E (FISCHER, 1995), QUAL2Kw (PELLETIER; CHAPRA, 2006) têm sido utilizados nas análises das fontes de poluição hídrica (BAHADUR; AMSTUTZ; SAMUELS, 2013; SHARMA; KANSAL, 2013) e são usados para gerir fontes de poluição nos mananciais hídricos. A seleção de um modelo de simulação adequado

requer uma correspondência com as características físicas do curso de água em estudo, a compreensão das suas limitações, a confiabilidade dos dados de entrada e a análise de incerteza. Na ausência destes, os valores preditivos do modelo podem sub ou superestimar os cenários modelados, colocando em perigo os objetivos propostos (MEDIERO; GARROTE; MARTÍN-CARRASCO, 2011; SHARMA; KANSAL, 2013).

A utilização dos mecanismos para redução de incertezas na modelagem hidrológica é necessária para a obtenção de melhores resultados, e sobretudo para avaliar em que medida esses resultados estão aproximando dos fenômenos simulados. De modo geral, a modelagem hidrológica é afetada pelas seguintes fontes de incerteza (RENARD *et al.*, 2010); i) incerteza dos dados de entrada,

por exemplo, erros de amostragem e medição nas estimativas de captação de chuva; ii) a incerteza dos dados de saída, por exemplo, erros de classificação de curvas que afetam estimativas de escoamento; iii) a incerteza estrutural, por vezes referida como do modelo, decorrentes da representação aglomeradas e simplificadas dos modelos hidrológicos, e iv) incerteza paramétrica, refletindo a incapacidade de especificar os valores exatos dos parâmetros do modelo, devido ao comprimento finito e incertezas nos valores das variáveis de estado utilizadas na calibração. Diante do conhecimento insuficiente e da aleatoriedade natural, a incerteza torna-se uma parte inerente da modelagem de qualidade da água em bacias hidrográficas (BEVEN; BUYTAERT; SMITH, 2012).

Entre os componentes responsáveis pela introdução da incerteza nas variáveis de entrada de um modelo, podem ser citados os erros na estimativa das variáveis de estado baseadas na literatura, erros na amostragem, erros na medição, calibração ou análise de laboratório, erros na transcrição ou transferência de resultados de análise ou de medições e erros na estimativa da variáveis de entrada futuros, no caso de um modelo simular condições futuras (HARMEL; KING, 2005; Von SPERLING, 2007; HOWDEN *et al.*, 2011).

Segundo Von Sperling (2007), mesmo para as informações tradicionalmente não questionadas em um modelo (como medições e resultados de análises), estão sujeitos em maior ou menor grau, a um componente de incerteza. No entanto, a alteração na variável de entrada pode ser incorporada à interpretação dos resultados do modelo por meio da análise de incerteza, a qual permite a obtenção dos resultados expressos em termos probabilísticos, e não como simples valores únicos determinísticos. Assim, o uso de modelos determinísticos pode ser restringido quando se deseja trabalhar com o conceito de incerteza. Nesses casos, torna-se interessante o uso conjunto com modelos que utilizam métodos estocásticos para a resolução das equações que compõem o modelo, cuja entrada de dados é uma distribuição estatística de probabilidades.

Portanto, mesmo após a calibração, existe potencialmente uma grande dose de incerteza no resultado de saída, que surge simplesmente porque é muito improvável encontrar dados observacionais sem erros, e porque nenhum modelo de simulação é inteiramente verdadeiro, reflexo do processo que está sendo modelado. Desta forma, este trabalho tem-se como objetivo realizar uma análise de incerteza sobre o modelo de autodepuração Streeter-Phelps aplicado no Ribeirão Vermelho, localizado no município de Lavras, MG e verificar o atendimento da dos padrões de qualidade de águas regulamentado pela legislação vigente.

2 – MATERIAIS E MÉTODOS

As etapas metodológicas estão descritas a seguir, incluindo área de estudo, variáveis de entrada, equacionamento matemático e calibração do modelo, análise da incerteza e sensibilidade do modelo.

2.1 Áreas de estudo

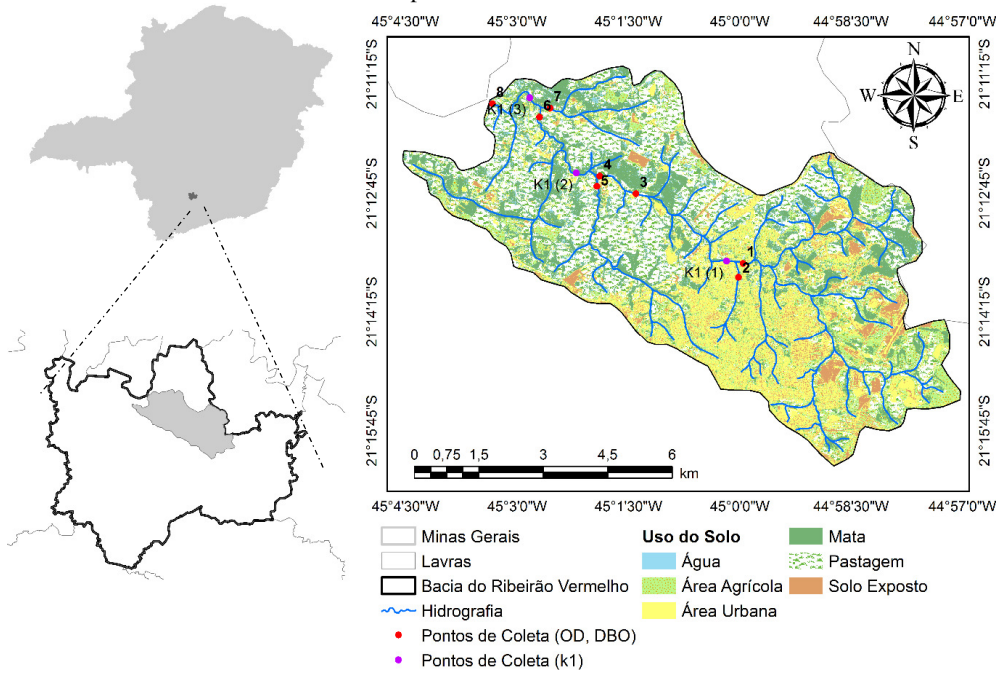
A bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho está localizada na Mesorregião Sul do Estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 21°11' a 21°16' de Latitude Sul e 44°57' a 45°03' de Longitude Oeste, sendo o principal curso de água da bacia hidrográfica. O Ribeirão Vermelho é um afluente do Rio Grande, recebendo as águas provenientes da drenagem urbana e de esgotamento sanitário da cidade de Lavras (Figura 1). Apesar da cidade de Lavras possuir duas estações de tratamento de esgoto sanitário, parte do esgoto é lançada de forma clandestina ao longo do percurso no ribeirão e seus afluentes.

O clima da região é caracterizado pela classificação de Köppen como Cwb, temperado chuvoso (mesotérmico), com inverno seco e verão chuvoso, subtropical e temperatura anual de 19,3 °C, tendo nos meses mais quentes e mais frios, temperaturas médias de 22,1 °C e 15,8 °C, respectivamente. A precipitação média anual é de 1.530 mm (ÁLVARES *et al.*, 2013). Uma interpretação de imagem de satélite do uso e ocupação do solo permitiu identificar que esta bacia hidrográfica é coberta predominantemente por pastagens e área urbana abrangendo 30,3 km² (54% da área total da bacia). As áreas agrícolas ocupam 16,7% as áreas verdes, incluindo reservas legais e matas ciliares, ocupam apenas 19,3% (MENEZES *et al.*, 2014). A bacia hidrográfica apresenta uma área de 56,20 km², com perímetro de 40,55 km de extensão e comprimento longitudinal de 14,25 km de extensão (MENEZES *et al.*, 2014), com tempo de concentração de 3 horas.

O Ribeirão Vermelho possui uma extensão de 15 km e ao longo de seu percurso recebe o lançamento de algumas fontes poluidoras, tais como parte do esgoto doméstico de Lavras que é lançado de forma clandestina, escoamento superficial das áreas urbana e rural. O trecho do ribeirão empregado na simulação do processo de autodepuração inicia-se no ponto 1 (ver Figura 1), localizado a 8,65 km de sua foz.

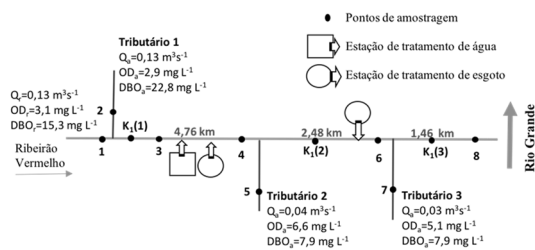
Como o Ribeirão Vermelho ainda não possui enquadramento, foi considerado inicialmente como Classe 2 em todas as comparações aqui realizadas. Segundo a Resolução n°. 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005), enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Figura 1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Vermelho, com destaque para o uso do solo e para os pontos de coleta dos parâmetros de entrada do modelo



O percurso do Ribeirão Vermelho compreendido neste estudo (8,65 km) foi dividido em três trechos: 1° trecho de 0 km a 4,76 km; 2° de 4,76 km a 7,19 km e o 3° de 7,19 km a 8,65 km. O critério para a divisão de cada trecho baseou-se nas características hidráulicas do manancial, na localização das fontes poluidoras e nos principais contribuintes do ribeirão. No trecho a montante do qual foi modelado não há controle das fontes de poluição, por isso a escolha no início do processo de modelagem ocorreu próximo à jusante da área urbana do município de Lavras (Figura 2).

Figura 2 – Diagrama unifilar dos trechos simulados do Ribeirão Vermelho, MG, com os respectivos dados médios dos parâmetros coletados



2.2 Variáveis de entrada

Para a determinação das variáveis de entrada do modelo de autodepuração, foram realizadas quatro campanhas de campo, compreendidas entre os meses de abril a julho de 2014. Nessas campanhas foram coletadas amostras em 11 pontos de amostragem, sendo 8 pontos (5 no rio principal e 3 nos afluentes) para a avaliação da concentração do oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), e 3 pontos em cada trecho, após a mistura do rio principal com o afluente, para determinação,

em escala de laboratório, do coeficiente de desoxigenação (k_1) (Figura 1). Os pontos 1 a 8 foram utilizados como dados de entrada e os pontos K_1 (1 a 3) foram utilizados para o processo de calibração do modelo.

As medições de temperatura da água foram feitas no momento das amostragens, utilizando-se um termômetro digital. Para a determinação da vazão nos diferentes trechos do curso de água avaliados utilizou-se o método hidrométrico, em que, em cada ponto de início e final de trecho foi levantada a área molhada da seção transversal do canal por batimetria, e a velocidade média do escoamento da água foi quantificada com o auxílio de um medidor de fluxo tipo molinete. A vazão foi obtida pelo emprego da equação da continuidade, ou seja, a vazão é igual a velocidade média do escoamento multiplicada pela seção transversal. A altitude de cada ponto foi obtida por meio do *Global Positioning System* (GPS).

2.3 Equacionamento matemático e calibração do modelo

Na determinação da concentração de OD e da DBO empregou-se o método iodométrico (APHA, 2007). Para a determinação do coeficiente de desoxigenação (k_1), foram calculados os valores de DBO exercida em 20 dias seguidos, a fim de estimar a taxa de desoxigenação, segundo descrito por Von Sperling (2007). Após a avaliação da DBO nos 20 dias, foi construída uma curva teórica pelo método de regressão não linear, ajustada aos diferentes valores dos pontos amostrais de tempo e de DBO. Desta forma, obteve as estimativas dos valores dos coeficientes de desoxigenação. O coeficiente de reaeração (k_2) foi obtido com auxílio da ferramenta *solver da planilha eletrônica Excel*, por meio da técnica dos mínimos quadrados, substituindo-se na Equação 1 os dados de entrada.

$$C(t) = C_s - \left[\frac{k_1 \cdot L_0}{k_2 \cdot k_1} \cdot \left(e^{-\frac{k_1}{v} \cdot t} - e^{-\frac{k_2}{v} \cdot t} \right) + (C_s - C_0) \cdot e^{-\frac{k_2}{v} \cdot t} \right] \quad (1)$$

Em que: C(t) = concentração de OD em um instante de tempo t (mg L⁻¹); C_s = concentração de saturação de OD (mg L⁻¹); C₀ = concentração inicial de OD, logo após a mistura (mg L⁻¹); k₁ = coeficiente de desoxigenação da DBO no rio (dia⁻¹); k₂ = coeficiente de reaeração (dia⁻¹) e L₀ = DBO remanescente em t = 0 (mg L⁻¹), v é a velocidade média do escoamento (m s⁻¹).

Com os dados de entrada do modelo foi possível modelar o oxigênio dissolvido utilizando a versão clássica proposta por Streeter e Phelps (1925), de modo a obter o coeficiente de reaeração que proporcionasse os menores desvios entre as simulações e as observações de campo.

O modelo Streeter-Phelps foi calibrado a partir do melhor ajuste das curvas simuladas de OD e DBO aos valores dos parâmetros medidos nos pontos 3, 4, 6 e 8 (Figura 1).

2.4 Análise da incerteza e sensibilidade do modelo

Em face às grandes incertezas a que estão sujeitos os resultados obtidos pelo modelo determinístico de Streeter-Phelps (1925), houve a necessidade de implementar no modelo um algoritmo que permitisse a avaliação das incertezas dos parâmetros de qualidade da água (OD e DBO₅) e variáveis de estado (k₁ e k₂) que foram utilizados. O método para avaliação de incertezas utilizado neste trabalho constitui-se na execução das seguintes etapas:

1 – Estabelecimento da faixa para cada dado de entrada (parâmetros de qualidade e variáveis de estado): Nesta etapa foi aplicada a técnica de análise de incerteza por meio da simulação Monte Carlo, descrita em Von Sperling (2007). Como cada dado de entrada apresenta certa variação percentual em torno da média, refletindo o maior ou menor grau de incerteza, adotou-se uma variação de +/- 10%, a escolha da variação adotada baseou-se na literatura, Costa (2011) e Von Sperling (2007) do valor da média para cada variável de entrada.

É importante esclarecer também que o método iodométrico de Winkler utilizado na determinação da concentração de OD possui incertezas em sua metodologia de análise. De acordo com a ABNT NBR 10559:1988, a metodologia se aplica para a concentração de oxigênio dissolvido superior a 0,1 mg O₂ L⁻¹, que se adequa aos valores encontrados neste estudo.

Nesta mesma vertente, a metodologia utilizada na quantificação do coeficiente de desoxigenação k₁ é passível de incertezas de medição. O sistema de medição com o equipamento OxiTop® IS 6, em condições controladas de temperatura (20 °C), baseia-se na medição de pressão interna das garrafas via sensores de pressão eletrônicos piezoresistivos. O limite de medição de equipamento é de 40 a 2.000 mg L⁻¹ para DBO bruta. Todavia, para minimizar erro de medição do OxiTop® IS 6 aconselha-se: escolher o volume adequado de amostra de acordo com o valor medido esperado; diluir a amostra bruta quando a concentração de DBO for superior a 2.000 mg L⁻¹; abandonar a metodologia para concentração baixas de DBO, uma vez que o *display* do equipamento zera o valor da DBO para valor medido abaixo do limite mínimo.

Como não há incerteza da distância do percurso do rio, uma vez que essa variável foi quantificada *in loco*, o percentual de variação foi adotado como nulo, por outro lado, a incerteza do coeficiente k₂ é elevada. Para esta variável, o percentual de variação recebeu maior valor (80%), o mesmo para o k₁ (20%). Essa variação foi adotada em função dos métodos de estimativa serem baseados em modelos empíricos e não em dados de campo. A variável de saída analisada foi o OD mínimo, que representa a mínima concentração de oxigênio dissolvido obtida a partir das condições iniciais do modelo;

2 – Geração aleatória das variáveis de entrada utilizando a distribuição normal, em que, variando dentro de uma faixa situada entre os valores mínimo e máximo, com igual probabilidade de ocorrência em qualquer valor dentro da faixa. Essa metodologia é proposta por Von Sperling (2007). Opcionalmente pode-se usar a distribuição uniforme nos casos de geração de números aleatórios para análise de incerteza.

Foram gerados 10.000 números aleatórios para cada uma das variáveis dentro de seus respectivos intervalos. Depois da geração aleatória, cada qual como um conjunto diferente de dados de entradas selecionados aleatoriamente dentro da distribuição normal, procedeu-se uma análise de sensibilidade por simulação Monte Carlo. Inicialmente os resultados foram separados em duas amostras distintas, uma com os 5.000 menores valores de OD mínimo e a outra com os 5.000 maiores valores de OD mínimo. Após a separação das duas amostras procedeu-se a análise estatística, conforme descrito por Von Sperling (1993) e Saltelli *et al.* (2006). Para isso utilizou de um teste não paramétrico de Mann-Whitney, com nível de significância de 5%.

3 – Cálculo de valores das variáveis de saída: Nesta etapa fez-se a simulação da qualidade de água com os conjuntos de valores das variáveis selecionadas na etapa anterior a partir do modelo de Streeter-Phelps (Equação 1).

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

A vazão do corpo hídrico (Q_r) e dos seus afluentes (Q_a), referentes aos pontos de controle pode ser observada na Figura 2, representando de forma resumida (valores médios) os dados de entrada para aplicação da equação.

Na Tabela 1 são apresentados os valores de vazão, coeficiente de desoxigenação e demanda última de oxigênio. Não foi necessária a correção de temperatura para o k₁ em nenhum dos casos, já que durante a realização dos experimentos as amostras permaneceram incubadas a 20 °C, que é a temperatura de referência. Como não foi utilizado inibidor da nitrificação, considerou-se que as fases carbonáceas e nitrogenadas possam ter ocorrido de maneira simultânea.

Tabela 1 – Média ± desvio padrão do coeficiente de desoxigenação (k₁), em cada estação de amostragem com as suas respectivas demanda de oxigênio última (L₀)

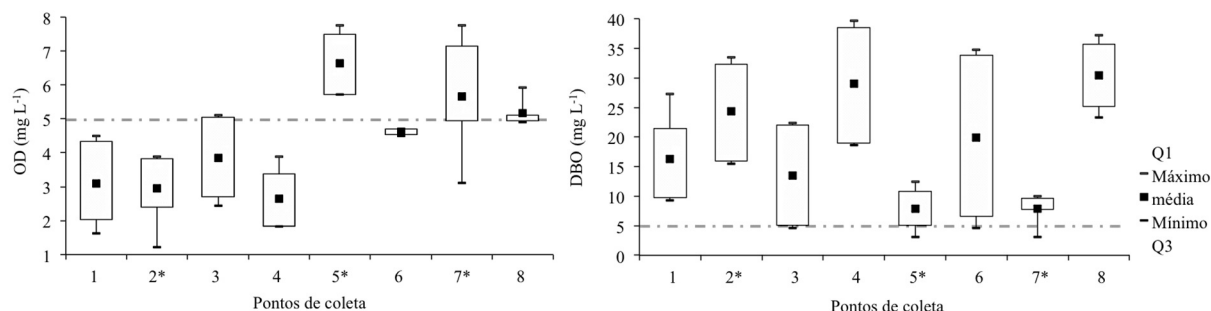
Estação de amostragem	Q (m ³ s ⁻¹)	k ₁	R ²	L ₀ (mg L ⁻¹)
I	0,26	0,13 ± 0,01	0,99	72,1 ± 4,5
II	0,39	0,08 ± 0,04	0,98	100,7 ± 8,1
III	0,43	0,12 ± 0,01	0,98	84,5 ± 15,7

Os coeficientes de desoxigenação obtidos estão dentro dos valores encontrados por outros autores para efluentes brutos e secundários (TEBBUTT, 1997; Von SPERLING, 2007; BRANDELERO; de SIQUEIRA; de BRITO LIMA, 2010; MENEZES *et al.*, 2015). Os trechos I e III apresentaram maiores valores de k_1 , esses maiores valores implicam em maiores taxas de estabilização e, conseqüentemente, em melhor capacidade de autodepuração do curso da água. O maior valor de k_1 encontrado foi para o trecho I, apresentando o maior grau de urbanização em relação aos outros trechos observados (Figura 1).

O aumento da L_0 (DBO) para a segunda seção do Ribeirão Vermelho indica um aumento da matéria orgânica biodegradável, possivelmente influenciadas pela Estação de Tratamento de Esgoto do município de Lavras (Figura 2). Comparando os valores de k_1 obtidos em laboratório a partir de coleta em campo (ver Tabela 1) com os valores

genéricos apresentados por Von Sperling (2007) para vários tipos de efluentes e águas, os trechos avaliados podem ser classificados como cursos de água com águas limpas, apesar de ter apresentados DBO_u diferentes. As concentrações de OD e DBO_5 apresentaram uma tendência de acréscimo ao longo do ribeirão principal (Figura 3). Considerando os níveis de OD e DBO_5 para o Ribeirão Vermelho e seus principais afluentes, conforme Resolução CONAMA 357/2005, para Rios de Classe 2, verificaram-se que ambos parâmetros estão fora do padrão preconizado pelo órgão ambiental. Diante dos valores encontrados, enfatiza-se a necessidade do monitoramento no efluente das ETE lançados nesse corpo hídrico, ligado ao controle da carga orgânica aliado ao hechecimento da capacidade autodepurativa do Ribeirão Vermelho. Esses resultados foram utilizados como dados de entrada no modelo de autodepuração.

Figura 3 – Análise descritiva das concentrações de OD e DBO utilizados na modelagem do processo de autodepuração do Ribeirão Vermelho e seus principais afluentes. Nota: Linha tracejada corresponde aos valores preconizado pelo CONAMA nº 357/2005 para corpos de água da Classe 2. *pontos referentes aos afluentes do ribeirão



Com a realização da avaliação de incertezas a partir das etapas mencionadas anteriormente, foi possível selecionar as principais (mais sensíveis) fontes de incertezas com base na variação percentual do OD mínimo, adotando o critério de se separar os dados de entrada e saída das simulações em duas amostras (Tabela 2).

Tabela 2 – Sensibilidade das variáveis de entrada do modelo de autodepuração Streeter-Phelps, utilizando o OD mínimo como variável de saída analisada, tendo por base a simulação Monte Carlo

Dados de entrada	Média	Média	Valor p
	0-5.000	5.001-10.000	
Q_r ($m^3 s^{-1}$)	0,128	0,129	0,411
Q_e ($m^3 s^{-1}$)	0,134	0,134	0,260
DBO_r ($mg L^{-1}$)	16,268	16,227	0,494
DBO_e ($mg L^{-1}$)	24,409	24,259	0,095
OD_r ($mg L^{-1}$)	3,043	3,151	*0,000
OD_e ($mg L^{-1}$)	2,898	3,010	*0,000
$k_1 d^{-1}$	0,129	0,130	0,06
$k_2 d^{-1}$	19,046	32,756	*0,000
OD_{sat} ($mg L^{-1}$)	8,148	8,156	0,601

*Mann-Whitney, 5% de probabilidade. Em que: O(r) – oxigênio do rio, O(e) – oxigênio do efluente, $DBO(r)$ – Demanda Bioquímica de oxigênio do rio; $DBO(e)$, Demanda Bioquímica de oxigênio do efluente; k_1 = coeficiente de desoxigenação; k_2 = coeficiente de reaeração; OD_{sat} = concentração de saturação de oxigênio.

Foram definidos, após a análise de sensibilidade por simulação Monte Carlo, os intervalos de variação de algumas variáveis consideradas como fonte de incertezas do modelo utilizado. As variações em torno do valor fixo nos dados de entrada encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 – Variação percentual dos dados de entrada do modelo em torno do valor fixo dos parâmetros de qualidade e das variáveis de estado, refletindo o maior ou menor grau de incerteza, a partir da análise da sensibilidade por simulação Monte Carlo

Dados de entrada	Valor fixo	% de variação em torno do valor fixo (%)	Faixa de valores		
			Mínimos	Máximos	
Q_r	$m^3 s^{-1}$	0,13	10	0,12	0,14
Q_e	$m^3 s^{-1}$	0,13	10	0,12	0,15
DBO_r	$mg L^{-1}$	15,31	10	13,78	16,84
DBO_e	$mg L^{-1}$	22,76	10	20,48	25,03
OD_r	$mg L^{-1}$	3,10	10	2,79	3,40
OD_e	$mg L^{-1}$	2,96	10	2,66	3,26
k_1	dia^{-1}	0,13	10	0,12	0,14
k_d	dia^{-1}	2,43	20	1,94	2,91
k_2	dia^{-1}	19,01	80	3,80	34,22
OD_{sat}	$mg L^{-1}$	8,16	10	7,34	8,97
d	km	8,65	0	8,66	8,66
v	$m s^{-1}$	0,60	10	0,54	0,66

Em que: O(r) – oxigênio do rio, O(e) – oxigênio do efluente, $DBO(r)$ – Demanda Bioquímica de oxigênio do rio; $DBO(e)$, Demanda Bioquímica de oxigênio do efluente; k_1 = coeficiente de desoxigenação; k_2 = coeficiente de reaeração; OD_{sat} = concentração de saturação de oxigênio; d = distância; v = velocidade de fluxo.

A partir da análise de sensibilidade por simulação Monte Carlo utilizada para avaliação de incertezas, verificou-se maior sensibilidade no modelo nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD_e , OD_r) e no coeficiente de reaeração k_2 . As concentrações de OD mostraram-se como importantes variáveis para o desempenho do modelo, isto é, as estimativas do modelo são sensíveis aos valores desde dado de entrada. Os maiores valores de OD mínimos estão associados aos maiores valores das concentrações de OD de entrada.

O coeficiente de reaeração, k_2 , na maioria dos casos, é obtido por modelos empíricos com função da velocidade média do escoamento, profundidade líquida, declividade longitudinal e vazão. Entretanto, para este trabalho, o coeficiente de reaeração foi obtido pelo método inverso utilizando da Equação 1, em que ao inserir os dados de entrada e a concentração de oxigênio em um tempo determinado obteve-se o valor de k_2 de forma a minimizar a soma dos quadrados dos desvios

Menezes *et al.* (2015), ao avaliarem a capacidade autodepurativa do Ribeirão Vermelho, em dois períodos distintos, observaram que a estimativa do k_2 por meio da solução da equação proposta por Streeter and Phelps (1958) pelo método inverso enquadraram-se bem com os dados obtidos no campo.

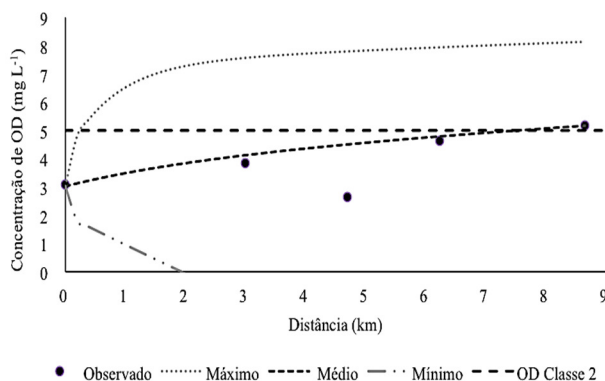
Costa e Teixeira (2011), ao estudarem a sensibilidade sobre um modelo determinístico de qualidade de águas superficiais aplicado no Ribeirão do Ouro, SP, por meio da análise de incerteza, a partir da utilização de um método estocástico, observaram que o modelo também foi sensível ao coeficiente de reaeração. Os autores atribuem ao fato de ter sido utilizado modelos empíricos presentes na literatura, que possuem grandes incertezas quando utilizadas em corpos de água diferentes daqueles que foram coletadas.

Matos *et al.* (2011) determinaram o coeficiente de reaeração em três trechos do Rio Pomba, MG, e utilizando diferentes equações empíricas, observaram valores sempre superiores aos coletados em campo. Segundo Haider; Ali; Haydar (2013) é de extrema importância o processo de reaeração atmosférica em rios, sendo que as equações empíricas para estimar o coeficiente de reaeração somente deverem ser usadas na impossibilidade de investigações de campo. As incertezas da variação dos parâmetros em torno de um valor fixo presentes nas demais variáveis se justificam em razão dos métodos utilizados na determinação de cada variável. Salla *et al.* (2015), ao avaliarem a sensibilidade de características morfológicas no comportamento de parâmetros de qualidade da água em rio de porte médio, na região Sudeste do Brasil, observaram que o coeficiente n de rugosidade das paredes laterais e de fundo apresenta elevada sensibilidade no comportamento de OD e reduzida sensibilidade no comportamento de DBO₅.

Após a realização das etapas iniciais do método de avaliação de incertezas, foi simulada a qualidade de água, para o trecho avaliado (trecho crítico), com os conjuntos de valores das variáveis selecionadas na etapa anterior a partir do modelo de Streeter-Phelps (Equação 1). Assim, foram obtidos os valores de concentração para três cenários:

máximos, médios (valores esperados) e mínimos, os quais possibilitaram a obtenção dos perfis de OD (Figura 4). Vale ressaltar que, o terceiro ponto na Figura 4 (próximo aos 5,0 km) está à jusante de um ponto de lançamento de efluente de um abatedouro de suínos que possui estação de tratamento. Possivelmente, os valores de OD nesses pontos foram influenciados pela descarga pontual no momento da coleta.

Figura 4 – Perfis de OD máximo, médio e mínimo no trecho crítico do Ribeirão Vermelho. O ponto inicial de monitoramento está localizado na seção de confluência em dois trechos do ribeirão dentro do município de Lavras (o perfil de OD jusante desta seção é apenas representativo)

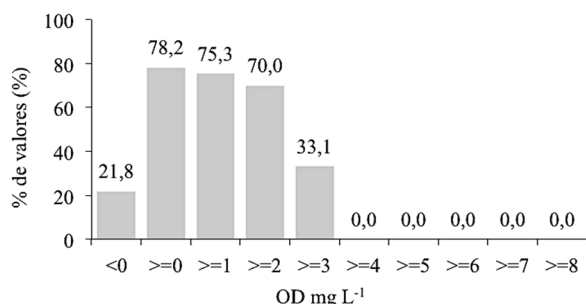


Os valores médios da concentração de OD apresentados na Figura 4 evidenciam a situação mais provável de ocorrência da capacidade de autodepuração do Ribeirão Vermelho. Apesar de este cenário possuir concentrações de OD acima de 3,0 mg L⁻¹, pode considerá-lo um trecho de concentração de poluição severa, como excessiva depleção das concentrações naturais de OD, o que traz consequências negativas para a biota aquática.

Com relação aos valores de cenário mais extremos (máximos e mínimos), que possuem uma probabilidade inferior de ocorrência, os valores máximos seriam mais desejáveis, podendo este adequar o Ribeirão Vermelho a Classe 2 (mínimo de 5,0 mg L⁻¹). Observa-se na Figura 4, que as concentrações de OD logo após a mistura estão acima do limite da Resolução Conama n°. 357/2005. Entretanto, os valores mínimos encontrados representam a situação mais crítica, possuindo um trecho com concentrações inferiores a 1,0 mg L⁻¹, chegando a condição de anaerobiose. Vale ressaltar que, para o modelo estudado, as concentrações negativas não possuem significado físico (Von SPERLING, 2007).

Com os 10.000 valores de OD mínimo obtidos, fez-se a interpretação em termos de sua distribuição de frequência acumulada (Figura 5). A partir da distribuição de frequência acumulada, pode-se verificar a não probabilidade de atendimento à legislação (CONAMA, 2005) considerando a classe em que o ribeirão está enquadrado.

Figura 5 – Distribuição acumulada dos valores de OD mínimo para a Microbacia do Ribeirão Vermelho



O histograma demonstra que, dentro das condições assumidas para a simulação Monte Carlo, o corpo de água não se apresenta na condição estabelecida pela Classe 2 (limite, OD mínimo de 5,0 mg L⁻¹), caso o corpo de água fosse enquadrado pelos órgãos competentes na Classe 4 (limite, OD mínimo 2,0 mg L⁻¹), 70% das simulações teriam conduzido ao atendimento ao padrão. Porém, a classificação do ribeirão em Classe 4 pressupõe um curso de água de qualidade questionável, admitindo um certo grau de poluição e que impede a utilização deste para atividades de contato direto com a água. Assim, verifica-se a necessidade de melhorias e controle da qualidade da água do mesmo para que a condição Classe 2 seja alcançada.

Mesmo que o Ribeirão Vermelho tenha o potencial para ser purificado, a descarga de resíduos para o corpo de água deve ser evitada e a gestão do município deve promover uma maior eficiência no tratamento e fiscalização de lançamento do esgoto. Também, a gestão do município deve garantir que as empresas não descartem nas águas superficiais, efluentes que alterem as características do ribeirão.

CONCLUSÃO

A análise de sensibilidade com auxílio do método de simulação Monte Carlo permitiu identificar as faixas nas quais devem se situar as concentrações críticas de OD, quando assumidas diferentes incertezas para os dados de entrada do modelo.

As variáveis mais sensíveis ao modelo foram as concentrações de OD e o coeficiente de reaeração k_2 . O uso do método para a análise de incertezas sobre o modelo determinístico mostrou ser de fundamental importância para subsidiar a gestão do manancial, principalmente por facilitar a interpretação dos resultados. Ao considerar os componentes de incerteza presentes nos valores numéricos, a interpretação dos resultados passa a ser realizada de forma mais real, passando a ser expressos em termos de probabilidade de ocorrência e não como simples valores únicos ou determinísticos.

A análise de incerteza com auxílio do método de simulação Monte Carlo permitiu identificar as faixas nas quais devem se situar as concentrações críticas de OD, quando assumidas diferentes incertezas para os dados de entrada do modelo.

Considerando-se o perfil médio de OD do evento simulado, as concentrações de OD encontram-se predominantemente abaixo do limite fixado para corpos de

água enquadrados como Classe 2 pela Resolução n.º. 357/2005 do CONAMA.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEMIG pelo financiamento da pesquisa e à CAPES pela concessão da bolsa de pós-doutorado PNPd fornecida ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

- ÁLVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; de MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- APHA – American Public Health Association, WEF (2005), Steard methods for the examination of water and wastewater. **American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation**, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10559**: Águas: determinação de oxigênio dissolvido, método iodométrico de Winkler e suas modificações: Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1988.
- BAHADUR, R.; AMSTUTZ, D. E.; SAMUELS, W. B. Water contamination modeling – a review of the state of the science. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 5, n. 02, p. 142-155, 2013. <https://doi.org/10.4236/jwarpp.2013.52016>.
- BEVEN, K.; BUYTAERT, W.; SMITH, L. A. On virtual observatories and modelled realities (or why discharge must be treated as a virtual variable). *Hydrological Processes*, v. 26, n. 12, p. 1905-1908, 2012. <https://doi.org/10.1002/hyp.9261>.
- BRANDELERO, S. M.; de SIQUEIRA, E. Q.; de BRITO LIMA, A. C. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. *Revista Ambiente & Água*, v. 5, n. 1, p. 163-171, 2010.
- CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 2005.
- COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 6, n. 2, p. 232-245, 2011. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.196>.
- FISCHER, E. **Determinação de contaminação do ribeirão do Feijó através de levantamento de dados e modelo matemático de qualidade da água**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 1995.
- HAIDER, H.; ALI, W.; HAYDAR, S. Evaluation of various relationships of reaeration rate coefficient for modeling dissolved oxygen in a river with extreme flow

- variations in Pakistan. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 26, p. 3949-3963, 2013. ISSN 1099-1085.
- HARMEL, R.; KING, K. Uncertainty in measured sediment and nutrient flux in runoff from small agricultural watersheds. **Transactions of the ASAE**, v. 48, n. 5, p. 1713-1721, 2005. <https://doi.org/10.13031/2013.20005>.
- HOWDEN, N.; BURT, T.; MATHIAS, S.; WORRALL, F.; WHELAN, M. Modelling long-term diffuse nitrate pollution at the catchment-scale: data, parameter and epistemic uncertainty. **Journal of hydrology**, v. 403, n. 3, p. 337-351, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.04.012>.
- MATOS, A. T.; de ALMEIDA, T. V.; da SILVA, D. D.; FARAGE, J. de 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. 9, 2011. <https://doi.org/10.13083/1414-3984.v19n04a08>.
- MEDIERO, L.; GARROTE, L.; MARTÍN-CARRASCO, F. Probabilistic calibration of a distributed hydrological model for flood forecasting. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 7, p. 1129-1149, 2011. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.610322>.
- MENEZES, J. P. C. de; FRANCO, C. S.; de OLIVEIRA, L. F. C.; BITTENCOURT, R. P.; de SÁ FARIAS, M.; FIA, R. Morphometry and evolution of the use and the maximum flow in urban micro watershed. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 15, n. 4, 2014.
- MENEZES, J. P. C. de; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. D. S.; BELLO, I. P.; de OLIVEIRA, L. F. C.; FIA, R. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 748-757, 2015. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1599>.
- PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Decision support for diffuse pollution management. **Environmental Modelling & Software**, v. 30, p. 57-70, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.11.006>.
- PELLETIER, G.; CHAPRA, S. QUAL2Kw user manual (version 5.1): A modeling framework for simulating river and stream water quality. **Environmental Assessment Program**: Olympia, WA, July 2006, 49 p.
- RENARD, B.; KAVETSKI, D.; KUCZERA, G.; THYER, M.; FRANKS, S. W. Understeing predictive uncertainty in hydrologic modeling: The challenge of identifying input and structural errors. **Water Resources Research**, v. 46, n. 5, May 2010, 22 p. <https://doi.org/10.1029/2009WR008328>.
- SALLA, M. R.; MAGALHÃES, A. A. B.; ALVES, L. A.; SCHMIDT, M. A. R.; de LIMA, G. Sensibilidade de características morfológicas no comportamento de parâmetros de qualidade da água em rio de porte médio. **Ciência & Engenharia**, v. 24, n. 2, p. 29-37, 2015. <https://doi.org/10.14393/19834071.2015.32256>.
- SALTELLI, A.; RATTO, M.; TARANTOLA, S.; CAMPOLONGO, F.; COMMISSION, E. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. **Reliability Engineering & System Safety**, v. 91, n. 10, p. 1109-1125, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ress.2005.11.014>.
- SHARMA, D.; KANSAL, A. Assessment of river quality models: a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 12, n. 3, p. 285-311, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9285-8>.
- STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River, III. Factors concerning the phenomena of oxidation and reaeration. US Public Health Service. **Public Health Bulletin**, v. 146, 1925.
- STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. US Department of Health, Education, & Welfare, 1958.
- TEBBUTT, T. H. Y. **Principles of water quality control**. Butterworth-Heinemann, 1997.
- Von SPERLING, M. Parameter estimation and sensitivity analysis of an activated sludge model using Monte Carlo simulation and the analyst's involvement. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 11-12, p. 219-229, 1993.
- Von SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Saneamento, Belo Horizonte, MG, 2007.