

ANÁLISE DE INCERTEZA E MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO UBERABA, MINAS GERAIS

UNCERTAINTY ANALYSIS AND WATER QUALITY MODELLING OF UBERABA RIVER, MINAS GERAIS

Marcos Vinícius Mateus

Graduando em Engenharia Ambiental na Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM) – Uberaba (MG), Brasil.

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

Docente do Departamento de Engenharia Ambiental da UFTM – Uberaba (MG), Brasil

Guilherme Barbosa Lopes Júnior

Docente do Departamento de Engenharia Ambiental da UFTM – Uberaba (MG), Brasil.

Mônica Hitomi Okura

Docente do Departamento de Engenharia de Alimentos da UFTM – Uberaba (MG), Brasil.

Endereço para correspondência:

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – Avenida Dr. Randalfo Borges Júnior, 1250 – Univerdecidade – 38064-200 – Uberaba (MG), Brasil – E-mail: sig.julio@gmail.com

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o perfil de oxigênio dissolvido (OD) em um trecho urbano da bacia do Rio Uberaba, identificar as principais fontes poluidoras e sugerir medidas de controle. Para tanto, o estudo foi dividido em cinco fases: (i) avaliação da qualidade da água durante um ano hidrológico; (ii) calibração e validação do modelo de qualidade da água; (iii) análise de sensibilidade dos coeficientes e dos dados de entrada do modelo; (iv) análise de incerteza; e (v) criação de cenários para a tomada de decisão. Os resultados mostraram que o Córrego das Lajes é a principal fonte poluidora do Rio Uberaba. O modelo mostrou-se confiável, uma vez que ele pôde ser calibrado e validado. Com a análise de incerteza foi possível mostrar que a probabilidade de o Rio Uberaba atender ao padrão ambiental exigido para a classe 2 ($OD \geq 5,0 \text{ mg.L}^{-1}$) é praticamente nula, mas que ela poderia ser elevada para 75,3% se a carga orgânica lançada no rio fosse removida com uma eficiência de 75%.

Palavras-chave: modelagem de qualidade da água; análise de incerteza; Rio Uberaba.

ABSTRACT

The objective in this study was to evaluate the Dissolved Oxygen (DO) profile along an urban stretch in Uberaba River basin and identify the main pollution sources. For this, the study was divided in five stages: (i) water quality evaluation during a hydrologic year; (ii) calibration and validation of the water quality model; (iii) sensibility analysis of the coefficient and entrance data for the model; (iv) uncertainty analysis; and (v) creation of decision-making scenarios. The results show that Lajes Stream is the main pollution source of Uberaba River. The model demonstrated to be reliable, once it could be calibrated and validated. Through the uncertainty analysis, it is possible to show that the probability of Uberaba River to attempt the environmental standard demanded for class 2 ($DO \geq 5.0 \text{ mg.L}^{-1}$) is practically zero, but it could be raised to 75.3% if the organic polluting load released into the river was decreased in 75%.

Keywords: water quality modeling; uncertainty analysis; Uberaba River.

INTRODUÇÃO

A modelagem de qualidade da água é uma ferramenta frequentemente utilizada na gestão dos recursos hídricos (GONÇALVES *et al.*, 2009; GONÇALVES; SARDINHA; BOESSO, 2011; GONÇALVES & GIORGETTI, 2013; SALLA *et al.*, 2014). Com ela é possível avaliar os processos de assimilação da carga poluidora e definir os trechos do corpo de água mais suscetíveis à poluição. Ao longo dos anos, vários modelos de qualidade da água foram criados e aplicados com sucesso. O marco inicial foi em 1925, com o clássico modelo de Streeter-Phelps (STREETER & PHELPS, 1925), o qual foi desenvolvido a partir de intensos estudos das fontes de poluição e seus impactos no Rio Ohio. Esse modelo descreveu o aumento, seguido de decréscimo, do déficit de oxigênio a jusante de uma fonte de material orgânico. Posteriormente, outros modelos mais complexos surgiram, como o QUAL 2E (BROWN & BARNWELL, 1987) e o QUAL 2K (CHAPRA & PELLETIER, 2006). O aumento da complexidade dos modelos está relacionado, sobretudo, ao fato de eles possuírem mais coeficientes e parâmetros de qualidade da água, além do oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Contudo, a aplicação do modelo e a quantidade de coeficientes a serem determinados permanecem sendo as questões principais sempre que a modelagem é considerada como uma ferramenta de tomada de decisão (FAN *et al.*, 2012).

Um estudo realizado por Lindenschmidt (2006) sugere que modelos complexos não são necessariamente mais úteis, já que eles requerem uma quantidade maior de dados para estimativa, calibração e verificação dos parâmetros. No Brasil, onde as informações disponíveis em relação aos dados de monitoramento ainda são limitadas, obter tais parâmetros para o uso de modelos mais complexos pode ser um problema, e os resultados das simulações podem não ser tão confiáveis como se espera. Diante do exposto, modelos simplificados de qualidade da água, como o Streeter-Phelps, tornam-se uma boa alternativa, com bons exemplos de sucesso na literatura (FAN *et al.*, 2012; COSTA & TEIXERA, 2011).

Entretanto, há incertezas que devem ser consideradas quando se faz uso de modelos matemáticos, mesmo que simples, devido às muitas fontes de imprecisão no processo de modelagem, por exemplo, as relacionadas à estimativa dos coeficientes, aos dados de entrada e à estrutura do sistema (LINDENSCHMIDT & FLEISCHBEIN, 2007). Com a quantificação das incertezas, os resultados das simulações podem ser apresentados em termos probabilísticos, e não por valores únicos e/ou determinísticos. Costa & Teixeira (2011) utilizaram a Simulação de Monte Carlo (SMC) para realizar a análise de incerteza em um modelo de qualidade da água e concluíram que o resultado estocástico é fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos, uma vez que os cenários simulados podem ser apresentados em termos de probabilidade de ocorrência.

O presente artigo teve como objetivo tratar da aplicação e análise de incerteza de um modelo de qualidade da água simples, no qual apenas o parâmetro OD é simulado, em um trecho urbano do Rio Uberaba. Este rio é a principal fonte hídrica no abastecimento público de Uberaba (MG) e atualmente apresenta-se em processo de degradação. Os principais objetivos do estudo foram identificar as fontes poluidoras e sugerir medidas de controle, de modo que a concentração desejável de OD no Rio Uberaba seja alcançada. Para tanto, o estudo foi dividido em cinco fases:

1. avaliação da qualidade da água durante um ano hidrológico;
2. calibração e validação do modelo de qualidade da água;
3. análise de sensibilidade dos coeficientes e dos dados de entrada do modelo;
4. análise de incerteza; e
5. criação de cenários para a tomada de decisão.

MATERIAIS E MÉTODO

Descrição da área de estudo

O Rio Uberaba é um afluente do Rio Grande, que é um dos formadores do Rio Paraná, junto com o Rio Paranaíba. Geograficamente, a bacia do Rio Uberaba é delimitada

pelos paralelos 19°30'–20°07' S e meridianos 47°38'–48°34' W. O Rio Uberaba cobre uma área de drenagem de aproximadamente 2.340 km² e tem uma extensão,

da cabeceira à foz, de aproximadamente 150 km, sendo uma importante fonte de água para a cidade de Uberaba, já que $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ é retirado do rio para o abastecimento doméstico. A bacia do Rio Uberaba engloba uma importante região econômica do Estado de Minas Gerais, abrangendo grande parte dos municípios de Uberaba, Veríssimo, Conceição das Alagoas e parte de Planura. Este estudo estendeu-se por um trecho urbano de 15 km, iniciando-se 500 m a montante do Córrego das Lajes (Figura 1). Três afluentes alimentam o Rio Uberaba em diferentes pontos ao longo do trecho estudado, dentre eles, o Córrego das Lajes é o mais poluído, uma vez que recebe esgotos não tratados da cidade de Uberaba. Estima-se que no período seco o Córrego das Lajes descarrega no Rio Uberaba $7,27 \text{ t} \cdot \text{dia}^{-1}$ de material orgânico. Por outro lado, os córregos do Juca e Saudade, que são

menos poluídos, contribuem para diluição dos resíduos lançados a montante. A vazão média do escoamento, no final do trecho em estudo, varia de $2,52 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, no período seco, até $8,32 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, no período chuvoso.

Os regimes climáticos na bacia são dois: o de inverno, que pode ser considerado como frio e seco, e o de verão, como quente e chuvoso. O regime pluviométrico caracteriza-se por um período chuvoso de seis meses, de outubro até março, e um período seco de quatro meses, de junho até setembro; abril e maio podem ser considerados meses de transição. Com relação ao regime térmico, a temperatura atmosférica média anual varia entre 20 e 24°C. Outubro e fevereiro são os meses mais quentes do ano, com temperaturas variando entre 21 e 25°C, e julho, o mês mais frio, com temperaturas variando de 16 a 22°C (CRUZ, 2003).

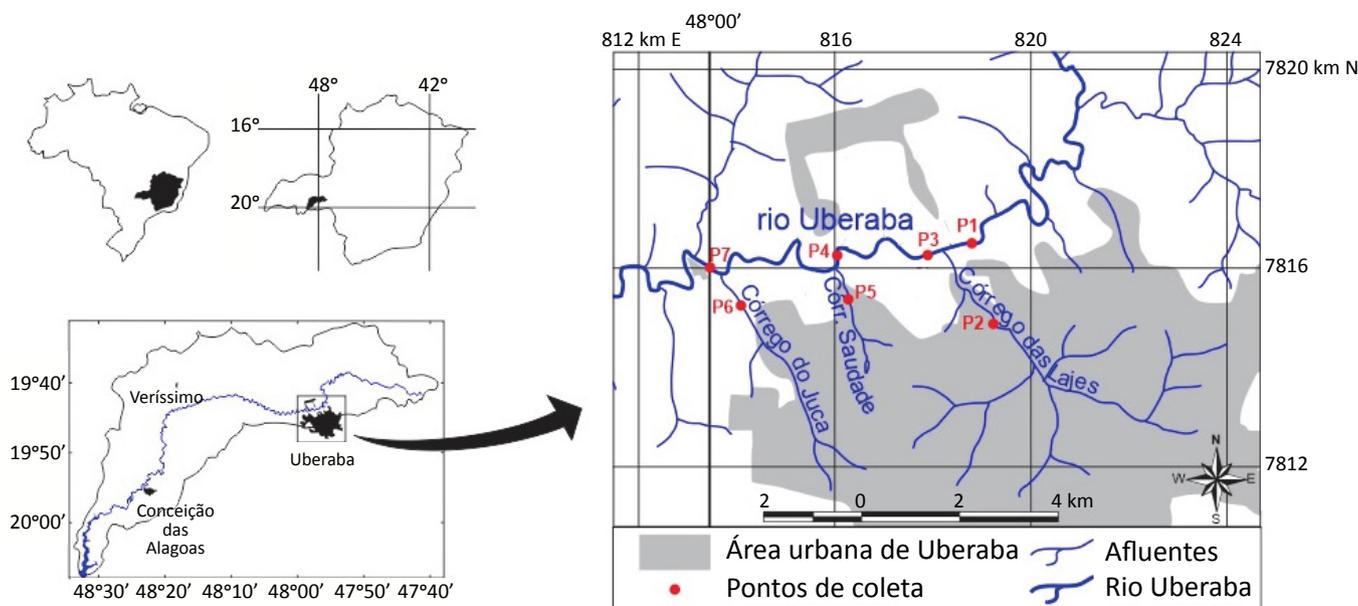


Figura 1 - Área de estudo.

Descrição do modelo

O modelo utilizado para a simulação dos parâmetros OD e DBO é resultado do balanço de massa em um volume infinitesimal do rio, considerando os mecanismos de transporte (advecção e dispersão), fontes e sumidouros externos, bem como os processos físicos e biológicos que representam o consumo e a produção dos parâmetros simulados no próprio elemento. O corpo de água é considerado unidimensional, ou seja, a concentração dos parâmetros é uniforme em uma mesma seção trans-

versal. Assim, a Equação 1 representa o balanço de massa completo, considerando todas as entradas e saídas.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -U \frac{\partial c}{\partial x} + D_L \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{w}{V} + S \quad (1)$$

Onde:

c = concentração do constituinte;

t = tempo;

U = velocidade média do escoamento;
 x = distância;
 D_L = coeficiente de dispersão longitudinal;
 w = cargas lançadas (positivas) ou abstraídas (negativas) do escoamento;
 V = volume;
 s = produção e/ou consumo devido a processos físicos e biológicos, obedecendo a esses mesmos sinais.

No caso do Rio Uberaba, a simulação foi realizada em regime permanente e, com isso, o transporte de massa por dispersão pôde ser negligenciado, conforme sugerido por Fischer (1979). Para a simulação do OD, os modelos mais recentes (por exemplo, o QUAL 2K) são constituídos por equações que quantificam a produção de OD devido à fotossíntese e à reaeração atmosférica, e o consumo devido à degradação da matéria orgânica carbonácea (DBOC) e nitrogenada (DBON), além da respiração e demanda de oxigênio do sedimento. Neste estudo, apenas a reaeração atmosférica e a degradação da matéria orgânica carbonácea foram consideradas no balanço de OD (Equação 2). Essas simplificações são comuns quando a modelagem é realizada em rios com elevada carga poluidora, em que a turbidez elevada e a baixa concentração de OD no corpo de água reduzem o efeito da fotossíntese/respiração e da nitrificação, respectivamente (DROLIC & KONCAN, 1996; PALIWAL *et al.*, 2007).

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C) - K_r L \frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C) - K_r L \quad (2)$$

Onde:
 C = concentração de OD;
 t = tempo;
 K_2 = coeficiente de reaeração;
 C_s = concentração de saturação de OD;
 K_r = somatório do coeficiente de decomposição da matéria orgânica K_d e do coeficiente de sedimentação K_s ;
 L = concentração de DBOc.

Cs pode ser estimado por diversas equações empíricas, em função da temperatura da água, altitude e salinidade. Neste estudo utilizou-se a equação de Popel (1979), citada por Von Sperling (2007) (Equação 3).

Dados de entrada do modelo

Para a avaliação da qualidade da água, foram realizadas nove coletas de água em sete pontos de amostragem.

$$C_s = (14,652 - 4,1022.T + 7,9910.10^{-3}.T^2 - 7,7774.10^{-5}.T^3)(1 - H_o/9450)(1 - 9.10^{-6}.C_{sal})t \quad (3)$$

Onde:
 T = temperatura medida no corpo de água;
 H_o = altitude;
 C_{sal} = concentração de sais dissolvidos.

No balanço da DBOc, dois processos foram considerados: a decomposição e a sedimentação (Equação 4).

$$\frac{dL}{dt} = - (K_d + K_s)L \quad (4)$$

Onde:
 L = concentração de DBOc;
 t = tempo;
 K_d = coeficiente de decomposição da matéria orgânica;
 K_s = coeficiente de sedimentação.

Os coeficientes cinéticos (K_2 , K_d e K_s) foram corrigidos, em função da temperatura do corpo de água, com o uso da equação simplificada de Arrhenius (Equação 5).

$$K_T = K_{20} \theta^{(T - 20)} \quad (5)$$

Onde:
 K = coeficiente cinético;
 T = temperatura;
 K_{20} = valor do coeficiente para a temperatura de referência (20°C);
 θ = coeficiente de temperatura, sendo igual a 1,024 para K_2 e K_s , e igual a 1,047 para K_d (USEPA, 1987).

A equação diferencial ordinária, resultante das simplificações realizadas na Equação 1, foi integrada numericamente com o uso do método de Euler e implementada em uma planilha eletrônica. Para tanto, o trecho de 15 km foi dividido em elementos espaçados em 0,1 km, produzindo um erro relativo máximo, quando a solução numérica foi comparada com a solução analítica de Streeter-Phelps (1925), de 1,3%.

O período de amostragem iniciou-se em agosto de 2011 e estendeu-se até maio de 2012, contemplando

os períodos seco e chuvoso. Todos os pontos de coleta estão representados na Figura 1, em que a seguinte convenção é utilizada: 1 = Rio Uberaba, montante da confluência com o Córrego das Lajes; 2 = Córrego das Lajes; 3 = Rio Uberaba, jusante da confluência com o Córrego das Lajes; 4 = Rio Uberaba, montante da confluência com o Córrego Saudade; 5 = Córrego Saudade; 6 = Córrego do Juca; e 7 = Rio Uberaba, jusante da confluência com o Córrego do Juca. No total, três parâmetros de qualidade da água foram analisados durante o período de amostragem: temperatura da água, OD e condutividade elétrica. A medida da DBO, parâmetro essencial para modelagem do OD, foi realizada nos pontos 1, 2, 5 e 6, apenas uma vez no período seco e outra no período chuvoso. Os parâmetros OD, temperatura e condutividade elétrica foram mensurados com analisador multiparâmetros Vernier. A DBO (mg.L^{-1}) foi quantificada pela metodologia descrita por APHA (1995).

A vazão nesses pontos foi medida de acordo com a metodologia descrita por Hermes & Silva (2004), utilizando-se uma trena, um objeto flutuador e um cronômetro (Equação 6). Apesar de não ser tão precisa quanto os métodos do molinete ou o método acústico, a estimativa conforme a referência proposta possui precisão aceitável, além de uma vantagem considerável com relação ao custo. Apesar de não ter sido realizada uma análise de incertezas, o método é considerado

como aceitável, em vista do seu emprego com sucesso em outros estudos ao longo do país (SARDINHA *et al.*, 2008; CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2015; GONÇALVES *et al.*, 2012; MORUZZI *et al.*, 2012).

$$Q = \frac{XYA}{t^*} \quad (6)$$

Onde:

Q = vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$);

X = distância usada para medir a velocidade do escoamento (m);

Y = coeficiente de correlação (0,8 para rios com fundo rochoso, como neste caso);

A = área da seção transversal do rio (m^2);

t^* = tempo (s) gasto pelo objeto flutuador para atravessar a distância X.

Os afluentes (Córregos das Lajes, Saudade e do Juca) são considerados, no modelo, fontes pontuais, conduzindo para o Rio Uberaba poluentes drenados na área urbana. As principais características desses afluentes e da condição de contorno do modelo (P1) são apresentadas na Tabela 1.

O modelo foi calibrado utilizando-se os dados dos meses de agosto e setembro, os quais representam o período de baixa vazão, e validado no período de cheia (outubro a maio). Para calibração e validação do modelo foi necessário dividir o rio em seções com características hidráulicas e bioquímicas aproxi-

Tabela 1 - Características das cargas poluidoras.

Nome	Q ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	OD (mg.L^{-1})	DBO (mg.L^{-1})	Carga de DBO (t.dia^{-1})
Período seco				
Condição de contorno	1,56	5,64	10,0	–
Córrego das Lajes	0,29	0,09	290,0	7,27
Córrego Saudade	0,11	3,32	5,0	0,05
Córrego do Juca	0,56	7,12	3,0	0,14
Período chuvoso				
Condição de contorno	6,90	7,11	5,0	–
Córrego das Lajes	0,42	1,23	200	9,07
Córrego Saudade	0,31	4,42	5,0	0,14
Córrego do Juca	0,69	4,48	5,0	0,30

OD: OXIGÊNIO DISSOLVIDO; DBO: DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO.

madamente uniformes. Assim, o rio foi dividido em quatro trechos:

- Trecho 1 – do ponto P1 até a confluência do Córrego das Lajes;
- Trecho 2 – do Córrego das Lajes até a confluência do Córrego Saudade;
- Trecho 3 – do Córrego Saudade até a confluência do Córrego do Juca;
- Trecho 4 – do Córrego do Juca até o final do segmento modelo.

A fim de se analisar apenas uma variável dimensional, considerando uniformes as variações nas demais dimensões, a seção transversal de cada seção

em análise é considerada retangular. Essa hipótese garante que as características nos planos transversais sejam consideradas longitudinalmente nas seções de análise.

Essa hipótese é comumente aplicada quando uma das variáveis espaciais é significativamente mais influente que as demais e, assim, a análise é considerada unidimensional. Ela também é reforçada em vista da grande variedade de sinuosidades do corpo hídrico analisado, pois garante representatividade na segmentação aplicada para as análises.

Na Tabela 2 são apresentadas as principais características geométricas, tanto para o período seco como para o chuvoso.

Tabela 2 - Características geométricas médias do segmento simulado.

Trecho	Extensão (km)	Período seco		Período chuvoso	
		Largura média (m)	Profundidade média (m)	Largura média (m)	Profundidade média (m)
1	0–0,5	18	0,47	20	0,60
2	0,5–3,5	18	0,50	22	0,62
3	3,5–7,0	18	0,50	22	0,62
4	7,0–15,0	20	0,52	22	0,66

Calibração do modelo

A calibração do modelo foi realizada com a determinação dos coeficientes cinéticos K_2 , K_d e K_s . De acordo com USEPA (1985), o coeficiente de decomposição da matéria orgânica (K_d), para rios rasos e poluídos com esgotos domésticos, varia entre 0,5 e 2,0 dia⁻¹, dependendo da profundidade do escoamento. Para o Rio Uberaba, foi adotado o valor de 1,0 dia⁻¹, o qual equivale à profundidade média de 0,5 m. O K_2 pode ser estimado, em função da velocidade e profundidade do escoamento (H), por meio de equações empíricas e semiempíricas. Essas equações só podem ser aplicadas para escoamentos que estejam dentro da faixa de velocidade e profundidade para as quais elas foram originalmente desenvolvidas. Como

os períodos seco e chuvoso apresentam condições hidráulicas diferentes, foi necessário adotar duas equações distintas. Para o período seco, utilizou-se a equação de Owens *et al.* (1964) — faixa de aplicação: 0,05 m.s⁻¹ ≤ U < 1,5 m.s⁻¹ e 0,1 m ≤ H < 0,6 m —, e para o período chuvoso (validação do modelo), utilizou-se a equação de O'Connor & Dobbins (1958) — faixa de aplicação: 0,05 m.s⁻¹ ≤ U < 0,8 m.s⁻¹ e 0,6 m ≤ H < 4,8 m. Com relação ao coeficiente de sedimentação K_s , Chappra (1997) sugere que, para rios poluídos com esgotos sem tratamento e H ≤ 1,0 m, o seu valor varie entre 0,1 e 0,5 dia⁻¹. Neste trabalho foi adotado o valor médio dos limites do domínio, ou seja, 0,3 dia⁻¹ em todos os trechos do segmento modelado.

Análise de sensibilidade

Com o uso da análise de sensibilidade é possível ter uma visão geral do grau de influência dos dados de entrada no resultado do modelo e, dessa forma, definir em quais parâmetros do modelo os recursos técnicos e financeiros devem ser investidos. De acordo com Von Sperling (2007), em países como o Brasil, onde a disponibilidade de recursos é limitada, torna-se fundamental otimizar a sequência de obtenção dos dados, de modo a eliminar qualquer preciosismo desnecessário que não traga

resultado prático. Aqui, a análise de sensibilidade foi realizada com os seguintes parâmetros: coeficiente de decomposição, coeficiente de sedimentação, coeficiente de reaeração, vazão e temperatura. O método utilizado foi do tipo informal, no qual o modelo é rodado com diferentes valores dos parâmetros selecionados para a análise (DROLC & KONCAN, 1996). Adotou-se uma perturbação de $\pm 50\%$, para todos os parâmetros, em relação aos valores obtidos na calibração do modelo.

Análise de incerteza (Simulação de Monte Carlo)

Um grande número de decisões relacionadas ao gerenciamento dos recursos hídricos é tomado com base nos resultados de modelos de qualidade da água (COSTA & TEIXERA, 2011; ZHANG *et al.*, 2012; SALLA *et al.*, 2014). No entanto, pouco se questiona sobre a confiabilidade dos dados de entrada. Mesmo que o modelo esteja bem calibrado, com um pequeno desvio entre os resultados gerados e os dados observados, incertezas podem existir. Nessas situações, a análise de incerteza ajuda a entender as ligações entre os dados de entrada e saída, estabelecendo maior confiabilidade aos resultados preditos. Há diferentes tipos de incertezas em um exercício de modelagem (LINDENSCHMIDT & FLEISCHBEIN, 2007; KARDOS & OBROPTA, 2011):

1. incerteza na estrutura do modelo;
2. incerteza no valor dos dados de entrada;

3. incerteza na capacidade do modelo em prever o comportamento do sistema;
4. incerteza associada ao projeto experimental.

Este estudo trata das incertezas associadas aos dados de entrada, utilizando a técnica de Simulação de Monte Carlo (SMC).

A SMC é utilizada para simular sistemas complexos constituídos de variáveis aleatórias (PALIWAL *et al.*, 2007). Neste estudo, as variáveis aleatórias são os dados de entrada, os quais são gerados aleatoriamente segundo uma distribuição uniforme e dentro de uma faixa pré-especificada (Tabela 3). Em cada ciclo do modelo (em um total de 1.000) foi selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente em 3 pontos do Rio Uberaba: 1 a montante

Tabela 3 - Resumo dos dados de entrada e das porcentagens de variação.

Dados de entrada	Valor fixo	Porcentagem de variação em torno do valor fixo (%)
Vazão do Rio Uberaba ($m^3.s^{-1}$)	1,56	10
Vazão do Córrego das Lajes ($m^3.s^{-1}$)	0,29	10
Vazão do Córrego Saudade ($m^3.s^{-1}$)	0,11	10
Vazão do Córrego do Juca ($m^3.s^{-1}$)	0,56	10
Temperatura ($^{\circ}C$)	22,3	5
K_d (dia^{-1})	1,0	10
K_2 (dia^{-1})	Eq. Owens <i>et al.</i> (1964)	50

do Córrego das Lajes (0,4 km) e os outros 2 a jusante (3,2 e 7,1 km), onde o efeito das flutuações das cargas poluidoras é mais pronunciado. A análise de incerteza foi realizada para os dados do período seco, com o objetivo de avaliar, em termos probabilísticos, o atendimento à legislação ambiental (CONAMA, 2005).

Criação de cenários para a tomada de decisão

O modelo deste estudo foi aplicado para determinar estratégias que podem ser utilizadas para melhorar a qualidade da água do Rio Uberaba, de modo que os parâmetros estejam dentro dos limites definidos pela legislação ambiental. Esses cenários subsidiam os gestores na avaliação da eficiência das ações de recuperação do rio. A concentração desejada para OD é maior ou igual a 5 mg.L^{-1} , sendo este o valor limite para rios enquadrados na classe 2 (CONAMA, 2005). Com o intuito de explorar como a qualidade da água se comportaria com mudanças da carga poluidora e da vazão do rio, três cenários foram gerados.

- Cenário 1: considera-se que toda a drenagem que chega ao Córrego das Lajes, principal fonte poluidora do Rio Uberaba, seja tratada com eficiência de remoção de DBO de 60% (eficiência mínima de tratamento exigida pelo CONAMA, 2011). Além disso, considera-se também que o OD do Córrego das Lajes e a DBO no ponto 1 sejam iguais a 5 mg.L^{-1} , limites mínimo e máximo para corpo de água classe 2, respectivamente.

A estimativa dos valores da porcentagem de variação foi baseada nos trabalhos realizados por Paliwal *et al.* (2007) e Costa & Teixeira (2011). O elevado valor para K_2 (50%) deve-se à imprecisão das estimativas realizadas pelas equações empíricas (MELCHING & FLORES, 1999; HAIDER *et al.*, 2013).

- Cenário 2: supõe-se que a DBO do Córrego das Lajes seja removida com eficiência de 75% e que o OD do Córrego das Lajes e a DBO no ponto 1 sejam iguais a 5 mg.L^{-1} . Este cenário simula a instalação de uma estação de tratamento de esgotos secundária no Córrego das Lajes.
- Cenário 3: estipula-se que a captação de água para abastecimento da cidade de Uberaba ($1,2 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), realizada a montante do trecho modelo, seja desativada. Dessa forma, a vazão no ponto 1 passaria para $2,76 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, aumentando o poder de diluição do rio.

A implementação dos cenários 1 e 2 pode ser realizada com a instalação, na bacia de drenagem do Córrego das Lajes, de reatores anaeróbios (e.g. reator anaeróbio de fluxo ascendente, UASB, filtro anaeróbio) e aeróbios (e.g. lagoas de estabilização, lodos ativados, reatores de filme fixo), respectivamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação da qualidade da água

Apesar do aumento de 27,5% na carga de DBO lançada no Rio Uberaba no período chuvoso, os resultados dos parâmetros físico-químicos mostraram que há uma melhora da qualidade da água nesse período, devido ao aumento da capacidade de diluição do escoamento. Em média, houve uma redução de 77% da vazão no período seco, em relação ao período chuvoso.

Os menores valores de condutividade elétrica foram obtidos em P1 antes da contribuição da área urbana (média de $76 \mu\text{S.cm}^{-1}$). Os maiores valores de condutividade foram quantificados no Córrego das Lajes (média de $484 \mu\text{S.cm}^{-1}$), sendo esse valor muito maior que o encontrado antes da sua confluência com o Rio Uberaba. Apesar de o intemperismo das rochas poder

eleva a condutividade, acredita-se que esse aumento no valor do referido parâmetro se deve principalmente à contribuição de efluentes domésticos não tratados provenientes da cidade de Uberaba. Após P2, os valores de condutividade diminuem ao longo do Rio Uberaba, devido, provavelmente, à decomposição da matéria orgânica.

A temperatura da água é um parâmetro importante para a vida aquática, uma vez que ela afeta vários processos vitais que são responsáveis pelo equilíbrio do corpo de água: decomposição da matéria orgânica, reaeração atmosférica, concentração de saturação de OD, dentre outros fatores (GONÇALVES & GORGETTI, 2013). Tanto no período seco como no chuvoso, o

Córrego das Lajes (P2) apresentou os maiores valores médios de temperatura, 25,9 e 26,3°C, respectivamente. Esse resultado era esperado, já que o Córrego das Lajes é canalizado e drena grande parte da área urbana de Uberaba. Já os menores valores de temperatura foram encontrados em P1, média de 22°C no período seco e 23,3°C no período chuvoso.

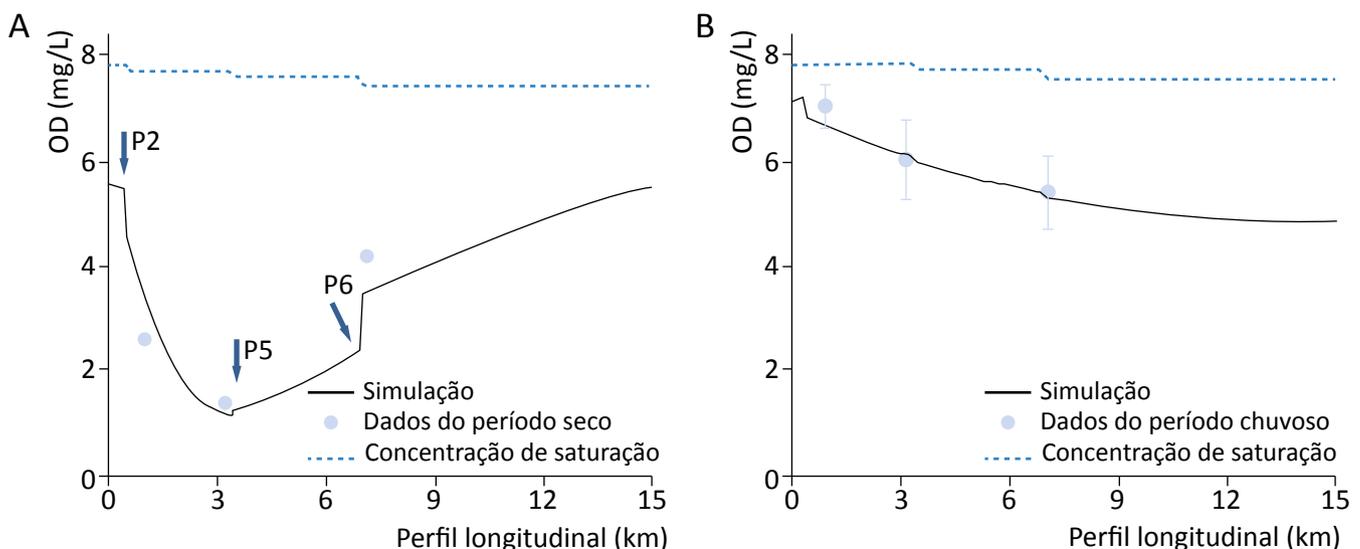
Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas se devem ao consumo pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), difusão para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos, oxidação do metano na camada aeróbia do sedimento, e pelo processo de desoxigenação física ocasionado pela ascensão na coluna de água das bolhas de gases

Calibração e validação do modelo

Na Figura 2A é apresentado o perfil de OD do Rio Uberaba para o período seco (calibração). Observa-se que o Córrego das Lajes é o principal responsável pela redução da concentração de OD, a qual atinge o valor mínimo próximo a 3 km. Já os córregos Saudade e do Juca apresentam níveis de OD superiores ao do Rio Uberaba, causando aumento da concentração após a

produzidos na camada anaeróbia do sedimento (GONÇALVES *et al.*, 2013). No Rio Uberaba, a maior concentração de OD ocorreu no ponto 1 (7,48 mg.L⁻¹), em outubro de 2011, e a menor, no ponto 4 (1,04 mg.L⁻¹), após a confluência do Córrego das Lajes, em agosto de 2011. No período seco, o menor valor médio foi encontrado em P4 (1,2 mg.L⁻¹). A concentração de OD tende a aumentar a jusante de P4, devido à autodepuração e às entradas de afluentes menos poluídos (córregos Saudade e do Juca), mas não consegue recuperar o teor de OD limite exigido pela legislação ambiental (CONAMA, 2005) para rios classe 2 (5 mg.L⁻¹). Já no período chuvoso, o OD mínimo ocorreu em P7 (5,4 mg.L⁻¹) e foi superior a 5,0 mg.L⁻¹, respeitando os limites exigidos para a classe 2. Esses resultados mostram que há um aumento na capacidade de autodepuração do Rio Uberaba, com a elevação da vazão escoada no período chuvoso.

confluência, sendo esse incremento mais intenso após a confluência do Córrego do Juca, onde a concentração sai de 2,0 mg.L⁻¹ e atinge 3,2 mg.L⁻¹. Os desvios resultantes da diferença entre os valores medidos e previstos foram mais elevados nos pontos 3 (-0,76 mg.L⁻¹) e 7 (0,72 mg.L⁻¹) e menores no ponto 4 (0,19 mg.L⁻¹), produzindo um coeficiente de determinação (CD) igual a



OD: OXIGÊNIO DISSOLVIDO.

Figura 2 - Perfil de oxigênio dissolvido para o trecho urbano do Rio Uberaba: calibração (A) e validação (B).

0,95. Dessa forma, pode-se dizer que o modelo é capaz de explicar 95% da variância dos dados medidos. Com relação à concentração de saturação de OD, observa-se que houve um declínio ao longo do segmento simulado, causado pelo aumento da temperatura da água após as confluências dos córregos das Lajes, Saudade e do Juca. A redução de C_s é um fator negativo para recuperação do OD, uma vez que a reaeração atmosférica é reduzida (Equação 1). Apesar de C_s declinar, o K_2 aumentou ao longo do segmento simulado, passando de $7,3 \text{ dia}^{-1}$, no trecho 1, para $8,9 \text{ dia}^{-1}$, no trecho 4.

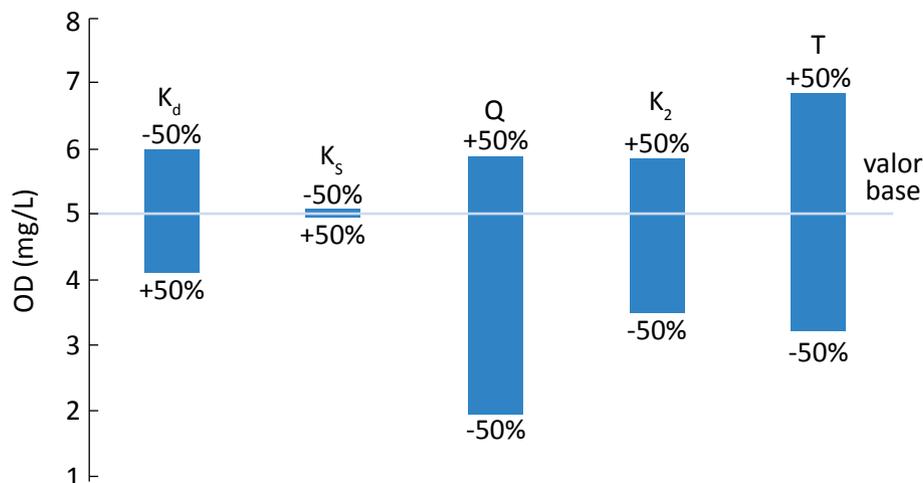
Na Figura 2B é mostrada a validação do modelo (período chuvoso), a qual foi realizada utilizando-se os mesmos valores da calibração para os coeficientes cinéticos K_d e K_s ; já o K_2 apresentou valores inferiores

($6,0$ a $6,6 \text{ dia}^{-1}$) para todos os trechos, em relação aos do período seco, salientando que a estimativa de K_2 foi realizada com equações diferentes para os dois períodos. O erro relativo máximo foi de $5,1\%$ a jusante da confluência do Córrego das Lajes (P3), e menor do que 2% nos outros dois pontos. Apesar de existirem apenas 3 pontos de medição, para o período de cheia, o modelo foi capaz de explicar $99,8\%$ da variância dos dados medidos ($CD = 0,998$). Com relação ao comportamento do perfil de OD, nota-se que, até 10 km , a concentração é superior ao limite mínimo exigido para rios classe 2, decaindo para $4,8 \text{ mg.L}^{-1}$ em 15 km . Esse resultado complementa as informações fornecidas pela avaliação da qualidade da água, mostrando que o padrão, exigido pela legislação ambiental (CONAMA, 2005), não foi atendido em todo o segmento estudado.

Sensibilidade do modelo aos dados de entrada

Os parâmetros do modelo que mais afetam o perfil de OD no Rio Uberaba foram, em ordem de relevância: vazão do escoamento (Q), temperatura da água (T), coeficiente de reaeração e coeficiente de decomposição (Figura 3). Para esse modelo, a influência do coeficiente de sedimentação é tão pequena, que pode ser negligenciada. Além de alterar a capacidade de diluição da carga orgânica, a vazão do escoamento afeta outros coeficientes, como, por exemplo, o K_2 (HAIDER *et al.*, 2013), por isso ela é tão importante ao modelo. Analogia semelhante pode ser feita com relação à temperatura da água, que apesar de não alterar a capaci-

dade de diluição dos poluentes, afeta diretamente as velocidades de decomposição, reaeração atmosférica (DEMARS & MANSON, 2013) e sedimentação. A maior sensibilidade do modelo ao K_2 , quando comparado com o K_d , é também encontrada em outros trabalhos (DROLC & KONCAN, 1996; COSTA & TEIXEIRA, 2011). Esse resultado pode estar ligado ao fato de que a faixa de variação dos valores de K_2 ($0,6$ a $104,1 \text{ dia}^{-1}$) é bem mais ampla do que a de K_d ($0,08$ a $1,0 \text{ dia}^{-1}$). Nota-se também que o aumento de K_d , K_s e T implica na redução dos níveis de OD, enquanto a elevação de Q e K_2 causa o aumento de OD.



OD: OXIGÊNIO DISSOLVIDO.

Figura 3 - Análise de sensibilidade do modelo para a posição 3,2 km, utilizando-se como base os valores utilizados na calibração.

Avaliação das incertezas do modelo

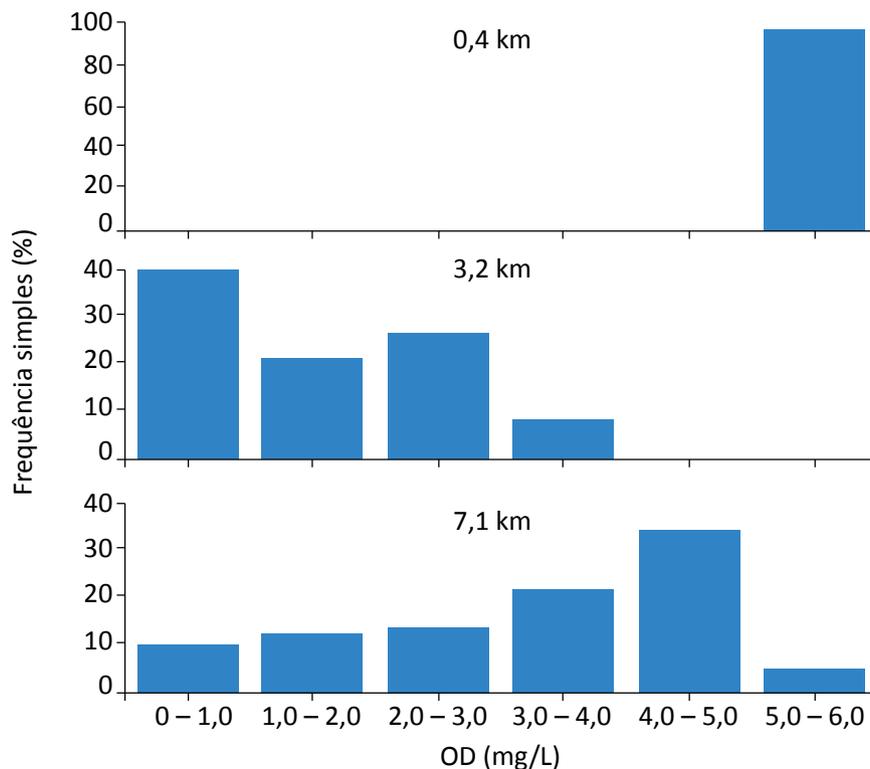
O resumo estatístico da SMC é apresentado na Tabela 4. O erro relativo obtido entre o valor médio da SMC e do modelo (calibração) aumenta no sentido do escoamento, atingindo 10% na posição 7,1 km. Em estudo realizado no Rio Yamuna (Índia), Paliwal *et al.* (2007) encontraram erros relativos de até 30%. Esse efeito pode ser atribuído às flutuações das cargas poluidoras, resultan-

tes dos afluentes, que se propagam até o final da simulação. O mesmo raciocínio pode ser usado para explicar o aumento do desvio padrão ao longo do escoamento. Com relação ao OD mínimo, para a posição 3,2 e 7,1 km, foram encontrados valores iguais a 0 (condição de anaerobiose). Na Figura 4 é apresentada a frequência simples de OD para as 3 posições (0,4, 3,2 e 7,1 km).

Tabela 4 - Resumo da Simulação de Monte Carlo.

Estatística	Localização		
	Em 0,4 km	Em 3,2 km	Em 7,1 km
Média da SMC	5,70	1,18	3,18
Modelo (calibração)	5,56	1,22	3,53
Desvio padrão	0,12	1,43	1,47
Máximo	5,99	3,93	5,36
Mínimo	5,48	0,00	0,00

SMC: SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO.



OD: OXIGÊNIO DISSOLVIDO.

Figura 4 - Distribuição de frequência simples de OD nas posições 0,4, 3,2 e 7,1 km.

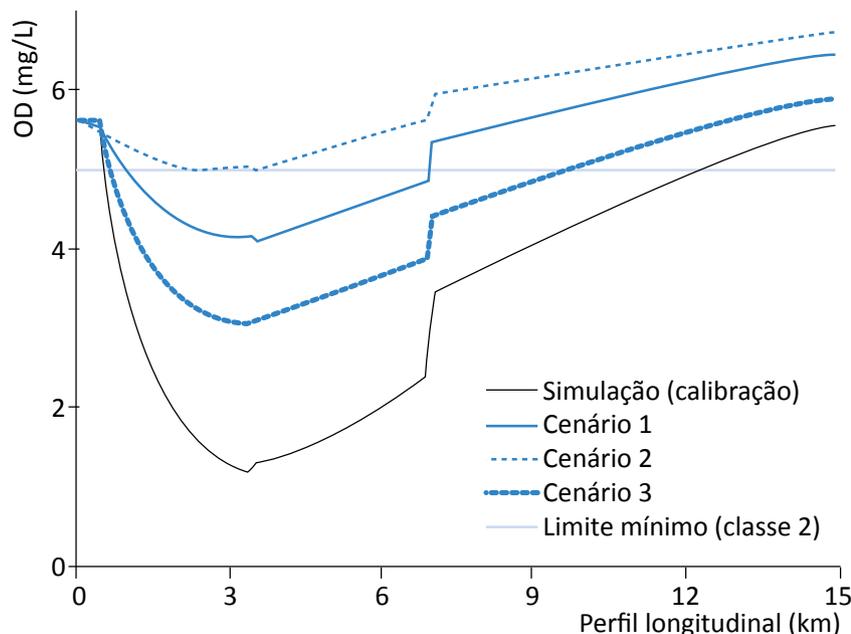
Nota-se que a legislação ambiental (classe 2) só é atendida na posição 0,4 km, a montante do Córrego das Lajes. A probabilidade de cumprimento nas posições 3,2 e 7,1 km é nula e de 3,3%, respectivamente. Mesmo se o Rio Uberaba estivesse enquadrado na classe 4 ($OD > 2,0 \text{ mg.L}^{-1}$), a probabilidade de atendimento na posição 3,2 km seria menor do que 40%, e, na posição 7,1 km, aumentaria para 76%.

Estratégias de melhoria da qualidade da água

Os perfis de OD para os três cenários são mostrados na Figura 5. Destaca-se que apenas o perfil do cenário 2 está dentro dos padrões exigidos para classe 2. Adicionalmente, utilizando-se a SMC, foi possível determinar que a probabilidade de o cenário 2 atender a legislação ambiental é de 75,3%. Esse valor decai bastante quando a SMC é alimentada com os dados dos cenários 1 (39,6%) e 3 (1,3%). Para que houvesse 100% de certeza

Os resultados da SMC auxiliam no planejamento de um programa de monitoramento dos parâmetros hidráulicos e de qualidade da água. Por exemplo, a variabilidade dos dados de saída poderia ser reduzida com investimentos em técnicas mais precisas para a estimativa do K_2 , pois, além de o modelo ser bastante sensível a esse coeficiente (Figura 3), as técnicas utilizadas na sua obtenção são ainda imprecisas (GONÇALVES & DA LUZ, 2014).

de que o padrão seria atendido, a eficiência de remoção da carga orgânica do Córrego das Lajes teria de ser de 87% ($DBO = 40 \text{ mg.L}^{-1}$). Assim, o investimento em um programa de monitoramento contínuo na bacia do Rio Uberaba é outra forma de reduzir a incerteza sobre as ações de melhoria da qualidade da água, pois a porcentagem de variação em torno dos dados de entrada do modelo poderia ser reduzida.



OD: OXIGÊNIO DISSOLVIDO.

Figura 5 - Perfis de oxigênio dissolvido para os cenários criados.

CONCLUSÃO

Verificou-se que a qualidade da água do Rio Uberaba é deteriorada a jusante do ponto de confluência com o Córrego das Lajes, o qual drena grande parte da área urbana

da cidade de Uberaba. Dessa forma, dentre os três afluentes do Rio Uberaba presentes na área de estudo, o Córrego das Lajes é considerado a principal fonte poluidora.

O modelo utilizado para simulação dos perfis de OD mostrou-se confiável, uma vez que ele pôde ser calibrado e validado.

Com a análise de incerteza, foi possível gerar resultados probabilísticos e concluir que a chance de o Rio Uberaba atender ao padrão para classe 2, no período seco, é nula. A mesma análise possibilitou também a avaliação estocástica de ações de melhoria da qualidade da água, que devem ser direcionadas à recuperação ambiental do Córrego das Lajes,

demonstrando que a análise de incerteza se mostra uma ferramenta fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos, facilitando a interpretação dos resultados por parte dos gestores e tomadores de decisões.

Para redução das incertezas oriundas do exercício da modelagem, recomenda-se a realização de pesquisas que resultem em melhorias das estimativas de parâmetros sensíveis dos modelos, como, por exemplo, o coeficiente de reaeração.

REFERÊNCIAS

- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. Springfield: Byrd Prepress, 1995. 698p.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 357*, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre as classificações dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2005.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 430*, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília: CONAMA, 2011.
- BROWN, L. & BARNWELL JUNIOR, T. O. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual*. Report EPA/600/3-87/007. Athens: U.S. Environmental Protection Agency, 1987.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. *QUAL2K: a modeling framework for simulating river and streamwater quality, version 2.04: documentation and users' manual*. Medford: Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, 2006.
- CHAPRA, S. C. *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw-Hill Inc., 1997.
- CHRISTOFOLETTI, S. R.; CONCEIÇÃO, F. T.; SPATTI JUNIOR, E. P. Relações hidroquímicas aplicadas a avaliação da qualidade da água na bacia do córrego Ibitinga, Rio Claro (SP). *Geociências*, v. 34, n. 2, 224-237, 2015.
- 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 – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 6, n.2, 232-245, 2011.
- CRUZ, L. B. S. *Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Uberaba (MG)*. Tese (Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
- DEMARS, B. O. L. & MANSON, J. R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water: a critical review. *Water Research*, v. 47, 1-15, 2013.
- DROLC, A. & KONCAN, J. Z. Water quality modeling of the river SAVA, Slovenia. *Water Research*, 30, 2587–2592, 1996.
- FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F. Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-calculated hydraulic characteristics. *Environ Model Assess.* v. 17, 639-651, 2012.
- FISCHER, H. B.; LIST, J. H.; KOH, R. C. Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N. H. *Mixing in inland and coastal waters*. New York: Academic, 1979.

GONÇALVES, J. C. S. I. & DA LUZ, M. S. Reoxigenação Superficial em Corpos de Água. In: CARMINO, H. (Org). *Tópicos de Atualização em Ciências Aquáticas*. Uberaba: UFTM, 2014.

GONÇALVES, J. C. S. I.; DIBIAZI, A. L. B.; SOUZA, A. D. G.; PENNER, G. C. O Uso do Modelo QUAL2K como Subsídio à Seleção de Alternativas de Tratamento de Esgotos - Estudo de Caso: Município de São Simão-SP. *Revista Uniara*, v. 12, n. 2, p. 37-54, 2009.

GONÇALVES, J. C. S. I.; COSTA, D. J. L.; SILVEIRA, A.; GIORGETTI, M. F. Reoxigenação superficial e sumidouro físico de oxigênio dissolvido em um tanque agitado por jatos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 3, 231-240, 2013.

GONÇALVES J. C. S. I. & GIORGETTI, M. F. Mathematical model for the simulation of water quality in river using the Vensim PLE Software. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, v.7, n.1, p.48-63, 2013.

GONÇALVES J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; BOESSO, F. F. Modelo Numérico para Simulação da Qualidade da Água no Trecho Urbano do Rio Jaú, Município de Jaú (SP). *Revista de Estudos Ambientais*, v.13, n.2, p. 44-56, 2011.

GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G., DIBIAZI, A. L. B., GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. Avaliação espaço temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão-SP. *Revista Ambiente & Água*, v. 7, n. 3, p. 141-154, 2012.

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, 3949-3963, 2013.

HERMES, L.C. & SILVA, A. S. *Avaliação da qualidade das águas: manual prático*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 55p.

KARDOS, J. S. & OBROPTA, C. C. Water quality model uncertainty analysis of a pointy-pointy source phosphorus trading program. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 47, n. 6, p. 1317-1337, 2011.

LINDENSCHMIDT, K. E. The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertain in river water quality modeling. *Ecological Modelling*, 190, 72-86, 2006.

LINDENSCHMIDT, K. E. & FLEISCHBEIN, K. Structural uncertainty in a river water quality modelling system. *Ecological Modelling*, v. 204, p. 289-300, 2007.

MELCHING, C. S. & FLORES, H. E. Reaeration equations derived from U. S. Geological Survey Database, *Journal of Environmental Engineering*, v. 125, n. 5, p. 407-414, 1999.

MORUZZI, R. B.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA D.S; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). *Geociências*, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.

O'CONNOR, D. J. & DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. *Journal Sanitary Engineering Division, ASCE*, v. 123. p. 641-666, 1958.

OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. *International Journal of Air and Water Pollution*, v. 8, p. 469-486, 1964.

PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. *Journal of Environmental Management*, v. 83, n. 2, p. 131-144, 2007.

POPEL, H. J. *Aeration and gas transfer*. 2nd ed. Delft: Delft University of Technology, 1979. 169p.

SALLA, M. R.; ARQUIOLA, J. P.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C. E.; FILHO, J. E. A.; OLIVEIRA, A. L. Sistema de suporte à decisão em recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 1, 2014.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; DE JÚLIO, M.; GONÇALVES, 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, 329-338, 2008.

STREETER, H. W. & PHELPS, E. B. *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. Washington: U.S Public Health Service, 1925. (Public Health Bulletin 146).

USEPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling*. 2nd ed. Athens: U.S. Environmental Protection Agency, 1985. 455p.

USEPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual*. EPA 600/3-87/007. Athens: U.S. Environmental Protection Agency, 1987.

VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento da UFMG, 2007.

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