

Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG

Seasonal modeling of water quality in Sinos River/RS using the QUAL-UFMG model

Sara Helena Raupp Gomes^{1*}, Hugo Alexandre Soares Guedes², Tirzah Moreira Siqueira³,
Luciara Bilhalva Corrêa⁴, Robson Andreazza², Anelise Nardi Hüffner⁵

RESUMO

O objetivo deste estudo foi modelar sazonalmente a qualidade da água do Rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul, utilizando como suporte o modelo matemático QUAL-UFMG. Foram utilizadas nove seções de monitoramento, compreendidas entre os municípios de Carará e Canoas, em um trecho de 211 km. As variáveis de qualidade da água foram analisadas entre o período de 2011 e 2012, de forma a abranger as diferentes variações sazonais. O modelo foi calibrado utilizando as seguintes variáveis de qualidade da água: demanda bioquímica de oxigênio (DBO); oxigênio dissolvido (OD); fósforo total (P_{total}); e nitrogênio total (N_{total}). As variações sazonais demonstraram uma influência nas diferentes curvas de calibração simuladas. De forma geral, a utilização do modelo matemático QUAL-UFMG para avaliação da qualidade da água do Rio dos Sinos se mostrou adequado, visto que ocorreu uma similaridade entre os dados observados e a curva simulada no processo de calibração. Para a variável OD, o modelo apresentou uma eficiência boa (Coeficiente de Nash e Sutcliffe – $CNS > 0,75$) e para as variáveis DBO, P_{total} e N_{total} (outono/inverno) o modelo foi considerado aceitável ($0,36 < CNS < 0,75$).

Palavras-chave: modelo matemático; calibração; recursos hídricos; variação sazonal.

ABSTRACT

The main goal of this study was to seasonally model the water quality of Sinos River, in Rio Grande do Sul state, Brazil, using as support the QUAL-UFMG mathematical model. Nine monitoring sections were performed, between the counties of Carará and Canoas, in a 211-km-long stretch. The water quality variables were analyzed between 2011 and 2012, in order to comprehend the different seasonal variations. The model was calibrated using the water quality variables: biochemical oxygen demand (BOD); dissolved oxygen (DO); total phosphorus (P_{total}); and total nitrogen (N_{total}). The seasonal variations demonstrated to influence the different simulated calibration curves. Thus, the utilization of QUAL-UFMG mathematical model in Sinos River water quality evaluation was appropriate, since there was a similarity between the observed data and the simulated curve in the calibration process. For DO, the model presented good efficiency (Nash and Sutcliffe Coefficients – $CNS > 0,75$), and for BOD, P_{total} and N_{total} variables (autumn/winter), the model was considered acceptable ($0,36 < CNS < 0,75$).

Keywords: mathematical model; calibration; water resources; seasonal variation.

INTRODUÇÃO

A água, essencial para a existência da vida, é um recurso natural que necessita de cuidados. A disposição de efluentes de forma inadequada e sem tratamento nos mananciais aquáticos vem causando uma série de danos (SALLA *et al.*, 2013) de modo que, segundo Pujol-Vila *et al.*

(2015), a poluição da água já é um problema mundial, com importantes consequências socioeconômicas.

Um recurso hídrico que tenha recebido uma descarga de material orgânico biodegradável passa por um processo natural de recuperação, conhecido como autodepuração. Esse processo pode ocorrer por

¹Universidade Federal de Pelotas (UFPEL) – Pelotas (RS), Brasil.

²Professor da UFPEL – Pelotas (RS), Brasil.

³Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Professora na UFPEL – Pelotas (RS), Brasil.

⁴Professora da UFPEL – Pelotas (RS), Brasil.

⁵Professora da Universidade Luterana do Brasil (ULBRA) – Canoas (RS), Brasil.

*Autor correspondente: sara.raupp@gmail.com

Recebido: 15/09/16 – Aceito: 02/02/17 – Reg. ABES: 169332

meios físicos, químicos e bioquímicos. Dessa forma, para o controle da poluição dos recursos hídricos, e para a prevenção contra ela, torna-se necessário o conhecimento da dinâmica dos contaminantes, juntamente com a capacidade que o curso d'água possui de se recuperar (MORUZZI *et al.*, 2012).

No *Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil*, publicado pela Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2015), é descrito que os trechos críticos dos recursos hídricos brasileiros estão normalmente localizados nas regiões metropolitanas — o que está relacionado com a alta demanda por esses recursos e com a grande quantidade de lançamento de efluentes. As regiões brasileiras mais afetadas são a Região Nordeste, onde há uma pequena disponibilidade hídrica em alguns cursos d'água, e a Região Sul, na qual é demandada uma grande quantidade de água para a irrigação, como é o caso do Rio dos Sinos (RANBOW; PANICHI; FIGUEIREDO, 2014).

O Rio dos Sinos também se destaca pelo seu uso intenso para o abastecimento público, uso industrial e descarte de efluentes sem tratamento prévio, o que já foi evidenciado por desastres ambientais — como o que ocorreu em 2006, quando a contaminação das águas do rio causou a mortandade de mais de 100 toneladas de peixes (RANBOW; PANICHI; FIGUEIREDO, 2014).

Blume *et al.* (2010) ressaltam que a ocupação desordenada da bacia do Rio dos Sinos, juntamente com a utilização de tecnologias agressivas na água e no solo, vem levando ao aumento da contaminação dos recursos hídricos. Além disso, muitos impactos estão associados à liberação de poluentes no solo, no ar e na água, à utilização de fertilizantes e à remoção da flora nativa. Em virtude desse contexto, é de extrema importância o monitoramento das variáveis de qualidade da água do Rio dos Sinos, especialmente em pontos de captação para uso doméstico.

A modelagem da qualidade da água é uma importante ferramenta que auxilia no processo de tomada de decisões, com a representação de um fenômeno de interesse, através de padrões encontrados na natureza que podem ser observados ou constatados. O modelo QUAL-UFMG foi desenvolvido por Von Sperling (2007), sendo originado através do modelo QUAL2E. De fácil utilização, o modelo possui equações implementadas no *software* Microsoft Excel, e considera a modelagem unidimensional do corpo hídrico (TEODORO *et al.*, 2013).

Existem diversos estudos que utilizaram o modelo matemático QUAL-UFMG. Costa e Teixeira (2010) utilizaram esse modelo para avaliar o Ribeirão do Ouro, em Araraquara, no estado de São Paulo. Como resultado, foi obtido um bom ajuste entre o modelo e os dados experimentais, devido aos parâmetros de calibração. Além disso, foi constatada uma significativa degradação da área em estudo, devido ao lançamento de efluentes industriais. Já Salla *et al.* (2013) avaliaram a capacidade de autodepuração do Rio Jordão (na bacia hidrográfica do Rio Dourados, no estado de Minas Gerais), através de uma simulação feita em um período de estiagem. A utilização do QUAL-UFMG

apresentou resultados aceitáveis em termos de calibração, com um bom ajuste entre os dados simulados e medidos. Teodoro *et al.* (2013) utilizaram o modelo QUAL-UFMG para a simulação de cenários hipotéticos da qualidade da água do Rio Taquarizinho, no estado de Mato Grosso do Sul, estimando a capacidade de autodepuração e a diluição de efluentes nesse recurso hídrico. Foi constatado que o modelo foi adequado para os estudos realizados.

O processo de calibração dos modelos de qualidade de água envolve a estimativa dos parâmetros cinéticos das respectivas variáveis a serem analisadas. Nesse caso, é importante verificar a variação sazonal da qualidade de água nos corpos hídricos — segundo Ouyang *et al.* (2006), isso possibilita avaliar as diferentes formas de poluição nos recursos hídricos. Durante o período chuvoso, por exemplo, pode ocorrer um arraste de partículas e contaminantes contidos no solo, o que impacta o ecossistema aquático uma vez que causa uma maior diluição de contaminantes, devido ao aumento da vazão do rio. Já durante as estações mais quentes, há redução da vazão do curso d'água, influenciando no aumento da concentração de diferentes variáveis de qualidade e na diminuição da oxigenação contida no sistema aquático, com consequências indesejáveis para a fauna presente no curso d'água.

De acordo com o pressuposto, o principal objetivo deste trabalho foi modelar sazonalmente a qualidade da água do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, utilizando como suporte o modelo matemático QUAL-UFMG.

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos está localizada no nordeste do estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geodésicas 50°15' e 51°20' Longitude Oeste e 29°20' e 30°10' Latitude Sul (Figura 1).

O Rio dos Sinos possui uma extensão aproximada de 211 km e uma área de, aproximadamente, 4.000 km². De acordo com Maltchik, Rolon e Stenert (2010), considerando aspectos geográficos, a bacia abrange, total ou parcialmente, 32 municípios. A nascente do Rio dos Sinos está localizada no município de Caraá, Rio Grande do Sul, e a sua foz, no delta do Rio Jacuí. A leste, a bacia é delimitada pela Serra Geral e, a oeste, pela Bacia do Caí. Inúmeros arroios deságuam no Rio dos Sinos, que também recebe as águas dos rios Rolante e Paranhana. De acordo com a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler do Rio Grande do Sul (FEPAM-RS, 2016), a cobertura vegetal ao longo da bacia se encontra muito reduzida, apresentando uma frequência maior na nascente do Rio dos Sinos e de seus rios formadores.

Devido às diferentes condições hidráulicas e hidrológicas do Rio dos Sinos, houve necessidade de dividi-lo em dois trechos para estudá-lo. O primeiro trecho está situado entre a nascente e a montante

do ponto 8 (Figura 1), totalizando 100 km de extensão, e apresenta características mais rurais. O segundo trecho está situado a jusante do ponto 8 até a foz do curso d'água, e apresenta características estritamente urbanas.

Variáveis de qualidade da água

Os dados das variáveis de qualidade de água utilizados no presente estudo foram fornecidos pela FEPAM/RS, sendo utilizados dados oriundos de coletas bimestrais realizadas entre fevereiro de 2011 e fevereiro de 2012. Analisaram-se quatro variáveis de qualidade de água: demanda bioquímica de oxigênio (DBO — mg.L^{-1} de O_2), oxigênio dissolvido (OD — mg.L^{-1} de O_2), fósforo total (Ptotal — mg.L^{-1} de P) e nitrogênio total (Ntotal — mg.L^{-1} de N). Posteriormente, foi feita a simulação da amônia livre na água.

A variável qualitativa Ptotal foi considerada neste estudo como sendo o somatório das frações orgânica e inorgânica, conforme recomendado em Von Sperling (2007). O Ntotal é composto por nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito (VON SPERLING, 2007). Entretanto, como as concentrações de nitrato e nitrito são extremamente

baixas, em comparação com as demais frações, não proporcionando uma significativa alteração na concentração de Ntotal, a FEPAM/RS realiza somente o monitoramento das frações de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal. Sendo assim, essas frações foram utilizadas no presente estudo para representar a variável Ntotal no curso d'água.

Dados de vazão

Os dados de vazão foram obtidos através do portal HidroWeb, da Agência Nacional de Águas (ANA), sendo utilizados dados da estação fluviométrica Taquara (código 87374000), localizada no município de Taquara, com coordenadas geodésicas 29°43'15" Latitude Sul e 50°44'06" Longitude Oeste, e da estação fluviométrica Campo Bom (código 87380000), localizada no município de Campo Bom, com coordenadas geodésicas 29°41'31" Latitude Sul e 51°02'42" Longitude Oeste.

Foram utilizadas informações de vazão nos meses de fevereiro, junho, agosto e dezembro de 2011, e fevereiro de 2012, coincidindo com o período de monitoramento da qualidade da água. A caracterização hidráulica e hidrológica dos trechos considerados no estudo foi obtida por meio das curvas de descarga (cota *versus* vazão e vazão *versus*

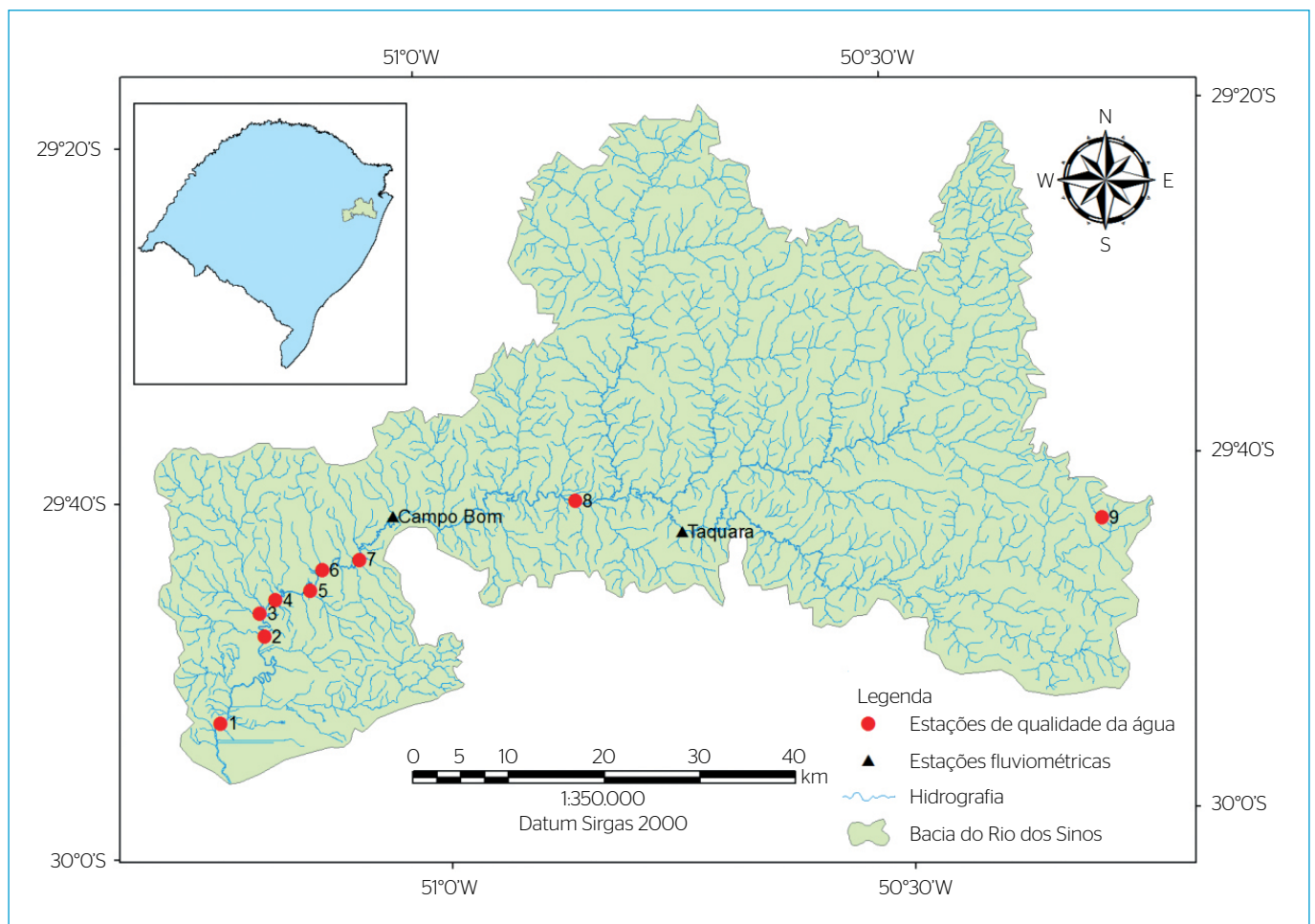


Figura 1 - Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.

profundidade) das próprias estações fluviométricas. Os dados de qualidade foram separados em função da variação sazonal outono/inverno e primavera/verão. Dessa forma, foi possível inter-relacionar os dados qualitativos e quantitativos.

Em seguida, determinou-se a área de drenagem de cada ponto amostral de qualidade d'água utilizando o software ArcGIS 10.1. Posteriormente, foi realizada a espacialização das vazões, que consistiu na utilização dos dados de vazões obtidos das estações, relacionando-os com a área de drenagem das bacias de contribuição. As equações utilizadas para a realização da espacialização das vazões foram propostas no estudo de Amorim, Oliveira Neto e Mendiondo (2005).

Calibração do Modelo QUAL-UFMG

A calibração foi realizada manualmente para as duas condições sazonais de vazão no Rio dos Sinos: outono/inverno e primavera/verão. 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*.

Oxigênio dissolvido

A Equação 1 define a taxa de variação do déficit de OD no corpo hídrico; a Equação 2 está relacionada com a concentração de OD em um dado instante.

$$\frac{dD}{dt} = K_d \cdot L - K_2 \cdot (C_s - C) \quad (1)$$

$$C_t = C_s - \left\{ \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 t} \right\} \quad (2)$$

Sendo:

D = déficit de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹);

T = tempo (dia);

K_d = coeficiente de decomposição da matéria orgânica (dia⁻¹);

K₂ = coeficiente de reaeração (dia⁻¹);

K₁ = coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹);

L = concentração de DBO remanescente (mg.L⁻¹);

L₀ = demanda última de oxigênio (mg.L⁻¹);

C_t = concentração ao longo do percurso (mg.L⁻¹);

C_s = concentração de saturação de OD (mg.L⁻¹);

C₀ = concentração de OD na mistura (mg.L⁻¹);

C = concentração de OD em um tempo t (mg.L⁻¹).

Demanda bioquímica de oxigênio

No cálculo da DBO carbonácea, foi levado em consideração o coeficiente de decomposição da matéria orgânica (K_d), a remoção de matéria orgânica através da sedimentação, além da contribuição difusa de DBO (Equação 3).

$$\frac{dL}{dt} = K_d \cdot L - K_s \cdot L + L_{rd} \quad (3)$$

Sendo:

K_s = coeficiente de sedimentação e da matéria orgânica (dia⁻¹);

L_{rd} = contribuição difusa de DBO (mg.L⁻¹).

Nitrogênio total

As Equações 4 e 5 foram utilizadas para simular as concentrações de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, respectivamente. A Equação 6 foi utilizada para simular as concentrações de N_{total}, sendo feita a simplificação no presente estudo de não considerar as concentrações de nitrito e nitrato.

$$\frac{dN_{org}}{dt} = K_{oa} \cdot N_{org} - K_{so} \cdot N_{org} \quad (4)$$

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} \cdot N_{org} - K_{an} \cdot N_{amon} \quad (5)$$

$$N_{total} = N_{org} + N_{amon} \quad (6)$$

Sendo:

N_{total} = concentração de nitrogênio total (mg.L⁻¹);

N_{org} = concentração de nitrogênio orgânico (mg.L⁻¹);

N_{amon} = concentração de nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹);

K_{oa} = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico em amônia (dia⁻¹);

K_{so} = coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (dia⁻¹);

K_{an} = coeficiente de conversão de amônia a nitrato (dia⁻¹).

Fósforo total

As Equações 7 e 8 foram utilizadas para simular as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico, respectivamente, no Rio dos Sinos. A Equação 9 foi utilizada para simular as concentrações de P_{total}.

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} \cdot P_{org} - K_{spo} \cdot P_{org} \quad (7)$$

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} \cdot P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (8)$$

$$P_{total} = P_{org} + P_{inorg} \quad (9)$$

Sendo:

P_{org} = concentração de fósforo orgânico (mg.L⁻¹);

K_{oi} = coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (dia⁻¹);

K_{spo} = coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (dia⁻¹);

P_{inorg} = concentração de fósforo inorgânico (mg.L⁻¹);

S_{Pinorg} = coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (gO₂.m⁻².dia⁻¹);

H = profundidade do curso d'água (m);

P_{total} = concentração de fósforo total (mg.L⁻¹).

Índices estatísticos

Para a verificação do desempenho do modelo foram utilizados índices estatísticos estudados por Jiménez, Melo e Louzada (2013), tais como a raiz do erro médio quadrático (REMQ) (Equação 10), cujo valor ótimo é o mais próximo de 0, e o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (CNS) (Equação 11), sendo o valor ótimo igual à unidade (ASCE, 1993).

$$\text{REMQ} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{N}} \quad (10)$$

$$\text{CNS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2} \quad (11)$$

Sendo:

N = número total de dados;

y_i = valor observado;

\bar{y} = média dos valores observados;

\hat{y}_i = valor estimado pelo modelo.

De acordo com Silva *et al.* (2008) e Baltokoski *et al.* (2010), quando o valor do CNS for maior que 0,75, o desempenho do modelo é considerado bom. Para valores de CNS entre 0,36 e 0,75, o desempenho é considerado aceitável. Valores de CNS inferiores a 0,36 fazem com que o modelo seja julgado como inaceitável.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 estão apresentados os parâmetros cinéticos calibrados no estudo, considerando os trechos analisados e a variação sazonal da

Tabela 1 - Parâmetros cinéticos calibrados no estudo.

| Parâmetros cinéticos | Primavera/verão | | Outono/inverno | |
|----------------------|-----------------|----------|----------------|----------|
| | Trecho 1 | Trecho 2 | Trecho 1 | Trecho 2 |
| K_1 | 0,30 | 0,30 | 0,30 | 0,30 |
| K_2 | 1,80 | 0,12 | 0,23 | 0,23 |
| K_d | 0,45 | 0,45 | 0,30 | 0,30 |
| K_s | 0,15 | 0,15 | 0,05 | 0,05 |
| K_{so} | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| K_{oa} | 0,10 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| K_{an} | 1,00 | 1,00 | 0,50 | 0,50 |
| K_{spo} | 0,10 | 0,10 | 0,01 | 0,01 |
| K_{oi} | 0,10 | 0,10 | 0,01 | 0,01 |

K_1 : coeficiente de desoxigenação; K_2 : coeficiente de reaeração; K_d : coeficiente de decomposição; K_s : coeficiente de sedimentação; K_{so} : coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico; K_{oa} : coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico em amônia; K_{an} : coeficiente de conversão de amônia a nitrato; K_{spo} : coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico; K_{oi} : coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico.

qualidade da água. Observa-se na Tabela 1 que a diferença hidráulica e hidrológica entre os trechos monitorados somente alterou o valor do coeficiente de reaeração (K_2), sendo que essa alteração aconteceu no período de primavera/verão, ocasião de menos chuva na região. Conforme Von Sperling (2007), quanto menor a profundidade do curso d'água e maior a turbulência na água, maior é o coeficiente K_2 . Dessa forma, espera-se que aconteça maior difusão de oxigênio na massa líquida.

Salla *et al.* (2013) encontraram maiores valores de K_2 próximos à nascente do Rio Jordão, Minas Gerais. 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. Os dois estudos envolveram o QUAL-UFMG na modelagem da qualidade da água.

A sazonalidade no Rio dos Sinos influenciou os parâmetros cinéticos K_d , K_s , K_{an} , K_{spo} , K_{oi} e K_{oa} , sendo que os cinco primeiros apresentaram diminuição no período outono/inverno. Já os parâmetros K_1 e K_{so} não foram influenciados pela sazonalidade, apresentando os mesmos valores 0,30 e 0,05 dia⁻¹, respectivamente.

Durante o processo de calibração, observou-se a necessidade de introduzir, em um trecho específico do Rio dos Sinos, uma contribuição difusa de DBO (L_{rd}) e a liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (S_{pinorg}). Caso contrário, a calibração não apresentava resultados satisfatórios. Na Tabela 2 estão apresentadas as cargas difusas implementadas durante o processo de calibração do modelo QUAL-UFMG para os dois períodos sazonais considerados neste estudo.

Ambos os trechos estão localizados na área urbana da bacia do Rio dos Sinos, com expressiva aglomeração de residências e indústrias. Observa-se na Tabela 2 que esses trechos são bastante preocupantes em termos qualitativos, uma vez que apresentaram uma grande concentração difusa de matéria orgânica e fósforo. Há indícios de aporte de altas cargas originadas de efluentes domésticos, que fazem com que o teor de OD decaia.

Através da adição dessas concentrações na modelagem, observou-se um melhor resultado no processo de calibração do modelo. Resultados semelhantes foram encontrados por Lima *et al.* (2016). Esses autores observaram que as contribuições difusas na porção da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, a montante da barragem do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Funil, estariam relacionadas principalmente com

Tabela 2 - Cargas difusas e os respectivos trechos que foram implementadas no modelo.

| Carga difusa | Primavera/verão | | Outono/inverno | |
|--------------|---------------------------|--|---------------------------|--|
| | Trecho entre 150 e 170 km | | Trecho entre 162 e 167 km | |
| L_{rd} | 500 | | 1.000 | |
| S_{pinorg} | - | | 10 | |

L_{rd} : contribuição difusa de demanda bioquímica de oxigênio; S_{pinorg} : liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo.

as superfícies mais urbanizadas e com elevada densidade demográfica. Yang e Wang (2010) realizaram um estudo com diferentes formas de modelagem da qualidade da água, e afirmaram que a poluição difusa é mais complexa e difícil de ser quantificada devido à dificuldade de traçar seus caminhos, em comparação com a poluição pontual.

Na Figura 2, estão apresentados os resultados da calibração da variável DBO, para as diferentes variações sazonais estudadas.

Observa-se na Figura 2A que a maior concentração de DBO foi igual a 3 mg.L^{-1} , sendo encontrada no município de Novo Hamburgo, próxima ao deságue de um arroio com grande lançamento de efluentes domésticos e industriais. Já o menor valor simulado, igual a zero, está localizado antes da chegada do curso d'água no município de Parobé, que se encontra a 110 km da nascente do Rio dos Sinos. O curso d'água avança por regiões com menores aglomerações populacionais e, assim, é capaz de diluir todo o aporte de matéria orgânica que recebe, fazendo com que os níveis de DBO decaiam.

No entanto, quando o Rio dos Sinos passa pelo município de Parobé, recebe uma grande quantidade de efluentes domésticos, fazendo com que a concentração de DBO aumente. Durante a primavera/verão (Figura 2B), maiores concentrações de DBO foram registradas no mesmo ponto em Novo Hamburgo, possivelmente devido às maiores temperaturas da água, o que diminui a solubilização de oxigênio, e menores vazões desse período, o que diminui a capacidade de diluição do corpo hídrico (TEODORO *et al.*, 2013).

Cunha *et al.* (2013) encontraram maiores concentrações de DBO no verão, no estudo que realizaram na lagoa Caiubá, Rio Grande do Sul, corroborando os resultados encontrados no Rio dos Sinos. No trabalho feito por Naime e Fagundes (2005), no Arroio Portão, Rio Grande do Sul, foi destacado que nem o aumento da vazão durante o inverno foi

suficiente para que os teores de DBO diminuíssem. Além disso, os autores ressaltaram que a presença de nutrientes e matéria orgânica resultou em um aumento da atividade biológica e, conseqüentemente, em um maior consumo de oxigênio do meio, trazendo conseqüências negativas à vida aquática.

Na Figura 3 estão apresentados os resultados da calibração da variável OD, para variações sazonais outono/inverno e primavera/verão.

No presente estudo, foram observadas concentrações maiores de OD no período outono/inverno, o que era esperado, uma vez que foram encontradas menores concentrações de matéria orgânica. Além disso, em ambas as variações sazonais, as maiores concentrações de OD estão próximas à nascente ($9,15 \text{ mg.L}^{-1}$ no outono/inverno e $8,14 \text{ mg.L}^{-1}$ na primavera/verão). Isso pode ser explicado pela presença de leitos rochosos e corredeiras nessa região, proporcionando uma turbulência na água e facilitando a troca de oxigênio por difusão (PINHEIRO; FAHT; SILVA, 2012), além de não haver entrada significativa de matéria orgânica que faça com que o teor de oxigênio decaia nesse ponto.

A menor concentração de OD no outono/inverno foi igual a $4,14 \text{ mg.L}^{-1}$ e está localizada próximo à foz do Rio dos Sinos — considerada, neste estudo, no município de Canoas. Durante a primavera/verão, a menor concentração de OD foi igual a $2,97 \text{ mg.L}^{-1}$, no ponto onde há o deságue do Arroio Luiz Rau, em Novo Hamburgo. Essas concentrações mais baixas podem estar relacionadas com a alta concentração de matéria orgânica que é lançada no curso d'água nesse ponto, consumindo o oxigênio que está disponível para os organismos aquáticos e trazendo conseqüências negativas para o curso d'água, como a mortandade de peixes.

No estudo que realizaram no Arroio Portão, Rio Grande do Sul, Naime e Fagundes (2005) perceberam que a concentração de OD foi muito baixa durante o verão, devido às altas temperaturas e à baixa vazão,

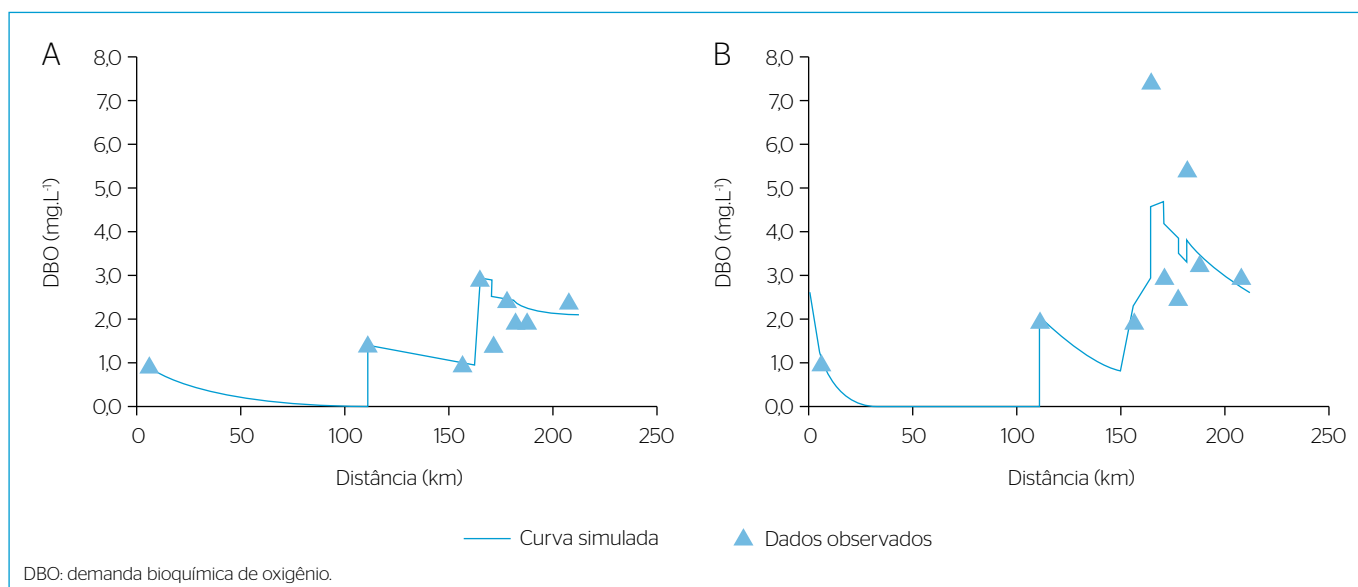


Figura 2 - Calibração da variável demanda bioquímica de oxigênio, durante (A) outono/inverno e (B) primavera/verão.

ocasionada pela estiagem. Dessa forma, quando houve um aumento na precipitação pluviométrica, ocorreu uma melhoria nas concentrações de OD por meio de uma maior reeração, o que foi benéfico ao curso d'água. Blume *et al.* (2010) ressaltam que, no estudo realizado no Rio dos Sinos, foram obtidos valores mais baixos de OD a partir do município de Parobé. Além disso, os autores afirmam que valores extremamente baixos de OD podem levar ao desaparecimento de peixes, visto que esses organismos são extremamente sensíveis a alterações dessa variável qualitativa.

Na Figura 4 são apresentados os resultados da calibração da variável P_{total} , para as diferentes variações sazonais estudadas.

Durante o outono/inverno (Figura 4A), as maiores e menores concentrações de P_{total} foram iguais a 0,57 e 0,010 mg.L^{-1} , respectivamente, sendo a maior concentração próxima ao Arroio Luiz Rau, em Novo Hamburgo. Nessa região, há uma grande concentração populacional e industrial cuja carga de efluentes pode estar sendo direcionada para esse arroio, fazendo com que os níveis de fósforo aumentem no Rio dos Sinos.

Blaas e Kroeze (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 até os cursos d'água. Assim como no Rio dos Sinos, muitos rios

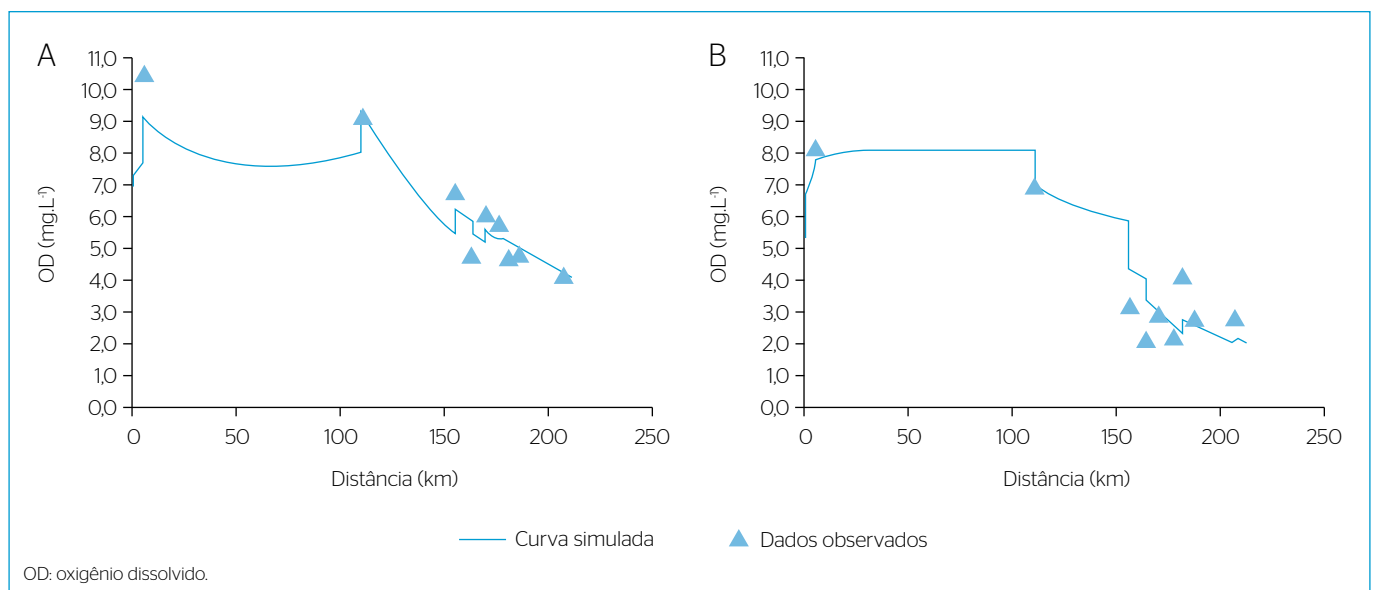


Figura 3 - Calibração da variável oxigênio dissolvido, durante (A) outono/inverno e (B) primavera/verão.

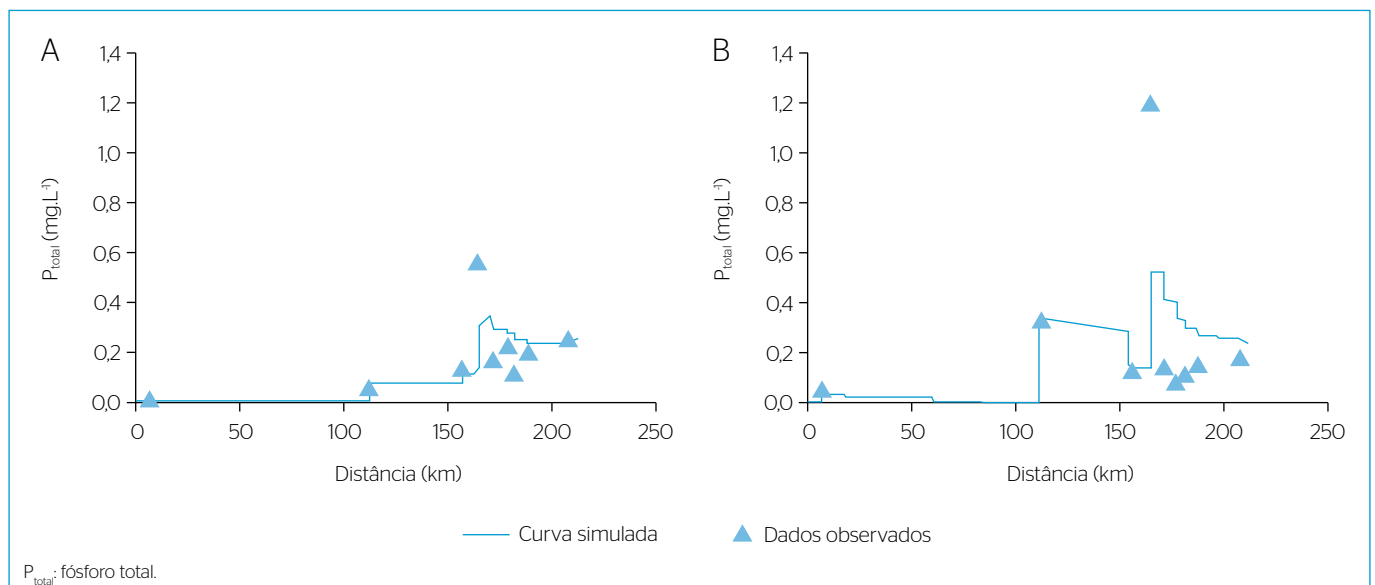


Figura 4 - Calibração da variável fósforo total durante (A) outono/inverno e (B) primavera/verão.

européus recebem cargas de nutrientes, principalmente o fósforo, através de fontes naturais e difusas. Embora muitos rios da Europa recebam efluentes tratados, nem todos os nutrientes são removidos efetivamente nesses tratamentos.

Durante a primavera/verão (Figura 4B), as concentrações de fósforo variaram entre 0,07 mg.L⁻¹, nos pontos onde há pouca concentração populacional, após a nascente, até concentrações de 1,20 mg.L⁻¹, no Arroio Luiz Rau. Durante a pesquisa realizada por Alves *et al.* (2012) no Rio Arari, localizado na Ilha de Marajó, no norte do Brasil, foi encontrada uma mediana da concentração de P_{total} de 0,23 mg.L⁻¹, em todas as variações sazonais, que foi considerado um valor elevado para o curso d'água naquele local. A concentração máxima de fósforo encontrada no Rio dos Sinos é cinco vezes maior, se comparada com os valores encontrados no Rio Arari. Isso mostra a influência da urbanização no aporte de nutrientes, como o fósforo, nos cursos d'água.

Na Figura 5 são apresentados os resultados da calibração da variável N_{total} para o outono/inverno e primavera/verão.

A concentração máxima de N_{total} no outono/inverno (Figura 5A) foi igual a 1,95 mg.L⁻¹, no ponto de monitoramento localizado no município de Parobé, quando há o surgimento de uma maior concentração populacional ao longo da bacia. A menor concentração foi igual a 0,52 mg.L⁻¹, no ponto localizado próximo à nascente do Rio dos Sinos. Durante a primavera/verão (Figura 5B), a máxima concentração de N_{total} foi igual a 20,24 mg.L⁻¹, no Arroio Portão. Enquanto isso, a menor concentração foi igual a 0,43 mg.L⁻¹, próximo à nascente do Rio dos Sinos. As maiores concentrações podem ser explicadas pelo transporte de sedimentos e esgoto através desse arroio, que drena carga de contaminantes diretamente para o curso d'água, sem um tratamento prévio.

No trabalho realizado por Sun, Chen e Chen (2013), foi constatado que o aumento na concentração de N_{total} no Rio Haihe, localizado na China, ocorreu devido ao acréscimo da pluviosidade, auxiliando o carreamento de sedimentos para o curso d'água. Além disso, Grizzetti e Bouraoui (2006) afirmam que, em países europeus, a agricultura é a principal fonte de poluição difusa nos cursos d'água, sendo que o nitrogênio está em maiores concentrações em determinadas regiões. Em menores quantidades, existem outras possíveis fontes de poluição, como a deposição atmosférica, especialmente em sistemas florestais, e as descargas de efluentes domésticos.

Observa-se nas Figuras 4 e 5 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. Isso acontece com mais frequência em calibrações manuais, nas quais o ajuste dos parâmetros cinéticos é feito pelo próprio usuário. Resultados semelhantes foram encontrados por Salla *et al.* (2013) e Hanfeng *et al.* (2013). Mesmo em modelos em que o ajuste é feito por algoritmos genéticos, de forma automática, esse fato é passível de acontecer, como foi o caso do estudo realizado por Cho e Ha (2010) na modelagem do Rio Gangneung Namdaecheon (localizado na região leste da península coreana) utilizando o modelo de qualidade de água QUAL2K. Os autores não conseguiram simular satisfatoriamente a variável clorofila-a, mesmo utilizando um algoritmo genético no processo de calibração.

Na Figura 6 são apresentadas as simulações das concentrações de amônia livre (NH₃) no Rio dos Sinos, para as variações sazonais outono/inverno e primavera/verão, respectivamente. Observa-se a influência da amônia livre no Rio dos Sinos. Segundo Von Sperling (2007), a amônia pode ser encontrada na forma de íon amônio (NH₄⁺) ou na forma livre (NH₃), sendo controlada em função do pH e da temperatura da água.

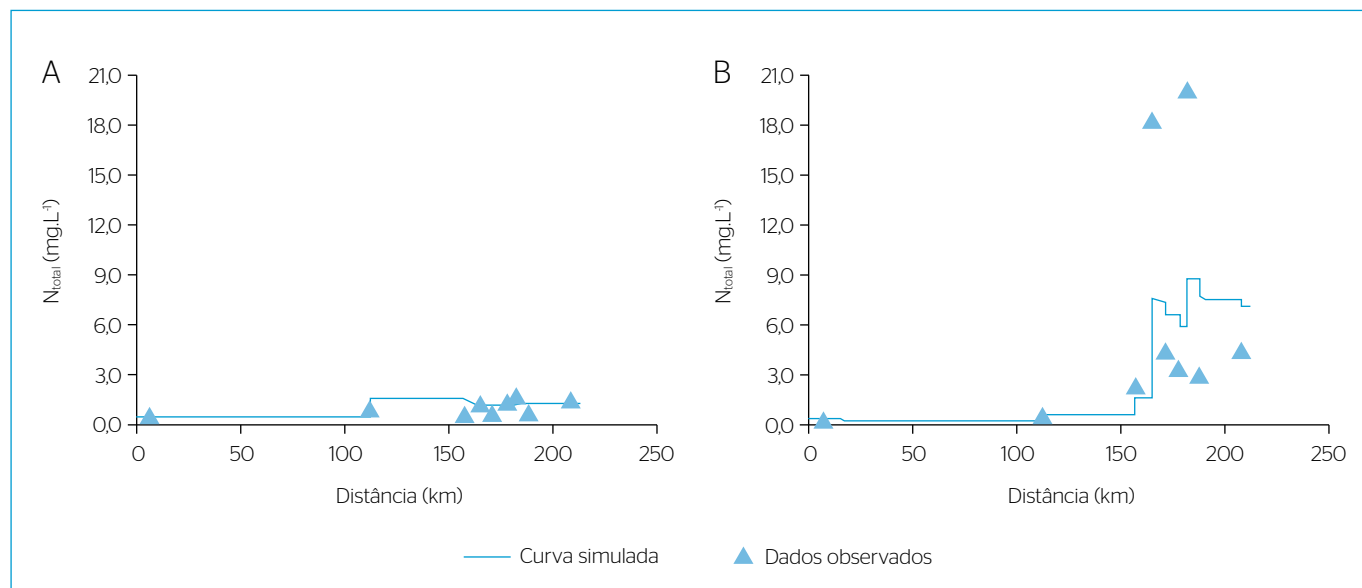


Figura 5 - Calibração da variável nitrogênio total, durante (A) outono/inverno e (B) primavera/verão.

O pH alcalino auxilia na formação de NH_3 , assim como temperaturas mais elevadas da água. É importante ressaltar que, no processo de calibração da variável N_{total} , a amônia livre é gerada através de diversas condições, como profundidade, temperatura e pH, e de variáveis como o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico. Dessa forma, mesmo não sendo uma das quatro variáveis calibradas durante a modelagem, essa variável é obtida de forma indireta.

No estudo realizado por Yang *et al.* (2015), são relatadas as consequências da amônia livre nos recursos hídricos. A amônia livre é considerada um dos maiores poluentes para os cursos d'água, sendo extremamente tóxica para os organismos aquáticos, principalmente os peixes. Dehedin, Piscart e Marmonier (2013) encontraram resultados similares no estudo realizado no Rio Ródano, na França, para analisar os efeitos da amônia livre em diferentes seres aquáticos, abrangendo as variações sazonais.

Durante o outono/inverno (Figura 6A), foram encontradas as menores concentrações de amônia livre, ao longo de toda a extensão do Rio dos Sinos. Isso ocorreu, possivelmente, devido à influência da temperatura baixa e do alto regime pluviométrico. Entre os períodos sazonais analisados neste estudo, durante a primavera/verão (Figura 6B) a concentração de amônia foi mais evidente no Rio dos Sinos, apresentando valores bastante elevados no trecho urbano. Uma possível explicação seria a influência da temperatura elevada nessa época do ano, somada às baixas vazões no curso d'água.

O modelo QUAL-UFMG simulou os pontos mais críticos de amônia livre nas áreas mais urbanizadas, tanto no outono/inverno quanto na primavera/verão. O crescimento da amônia livre ocorre quando há uma grande zona urbana e/ou industrial, que contribui para que cargas poluentes sejam lançadas no curso d'água. Dessa forma, percebe-se um grande aumento da concentração dessa variável de qualidade quando há o início da zona urbana e/ou industrial ao longo da extensão do curso d'água.

Na Tabela 3 são apresentados os resultados dos índices estatísticos CNS e REMQ para as variáveis qualitativas consideradas neste estudo visando a avaliar a eficiência do modelo QUAL-UFMG.

Observa-se na Tabela 3 que, de acordo com o CNS, o modelo QUAL-UFMG calibrado foi considerado bom para simular a variável OD, para ambos os períodos sazonais considerados no estudo. Para as variáveis DBO e P_{total} , em ambos os períodos sazonais, o modelo foi considerado aceitável. Foi considerado aceitável, também, para simular o N_{total} , no outono/inverno.

Entretanto, não foi obtido um bom ajuste no processo de calibração para a variável N_{total} , na primavera/verão, provavelmente devido à alta variabilidade dessa variável no segundo trecho analisado no Rio dos Sinos. Análises mais específicas devem ser feitas para compreender melhor esse fato, não descartando, também, a possibilidade de erros amostrais e/ou laboratoriais. Esses resultados foram confirmados pelo índice REMQ, que indicou pequenos desvios entre os dados observados e simulados, com exceção para a variável N_{total} , na primavera/verão.

Tabela 3 - Índices estatísticos utilizados para avaliar a eficiência do modelo QUAL-UFMG.

| Variáveis | CNS | | REMQ (mg.L ⁻¹) | |
|---------------------------|----------------|-----------------|----------------------------|-----------------|
| | Outono/inverno | Primavera/verão | Outono/inverno | Primavera/verão |
| OD | 0,90 | 0,85 | 0,65 | 0,79 |
| DBO | 0,50 | 0,55 | 0,46 | 1,26 |
| N_{total} | 0,36 | 0,32 | 0,38 | 5,65 |
| P_{total} | 0,47 | 0,36 | 0,11 | 0,27 |

CNS: Coeficiente de Nash e Sutcliffe; REMQ: Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; N_{total} : nitrogênio total; P_{total} : fósforo total.

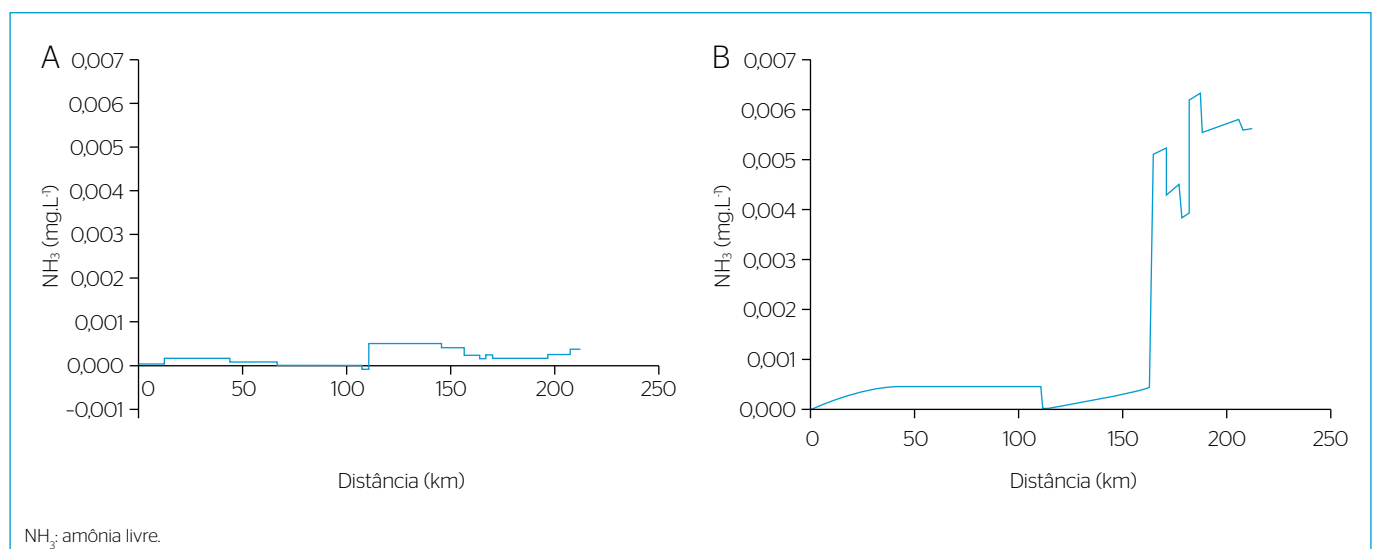


Figura 6 - Simulação da variável amônia livre, durante (A) outono/inverno e (B) primavera/verão.

CONCLUSÕES

A utilização do modelo matemático QUAL-UFMG para avaliação da qualidade da água do Rio dos Sinos se mostrou adequada, visto que ocorreu uma similaridade entre os dados observados e a curva simulada no processo de calibração. Para as variáveis OD, o modelo apresentou uma eficiência boa ($CNS > 0,75$) e para as variáveis DBO,

P_{total} e N_{total} (outono/inverno) o modelo foi considerado aceitável ($0,36 < CNS < 0,75$).

Além disso, foi possível perceber que a qualidade de água do Rio dos Sinos 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.

REFERÊNCIAS

- ALVES, I.C.C.; EI-ROBRINI, M.; SANTOS, M.L.S.; MONTEIRO, S.M.; BARBOSA, L.P.F.; GUIMARÃES, J.T.F. (2012) Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Acta Amazonica*, v. 42, p. 115-124. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100014>
- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS, IRRIGATION AND DRAINAGE DIVISION, WATERSHED MANAGEMENT COMMITTEE (ASCE). (1993) Task Committee on Definition of Criteria for Evaluation of Watershed Models of the Watershed Management Committee Irrigation and Drainage Division. Criteria for evaluation of watershed models. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v. 119, p. 429-442.
- AMORIM, E.L.C.; OLIVEIRA NETTO, A.P.; MENDIONDO, E.M. (2005) Estudo de métodos para regionalização de vazões. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., João Pessoa, Paraíba. *Anais...* p. 641-657.
- BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M.H.F.; MACHADO, R.E.; OLIVEIRA, M.P. de. (2010) Calibração de Modelo para a Simulação de Vazão e de Fósforo Total nas Sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 253-261. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000100026>
- BLAAS, H.; KROEZE, C. (2016) Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000–2050. *Ecological Indicators*, v. 67, p. 328-337. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.004>
- BLUME, K.K.; MACEDO, J.C.; MENEGUZZI, A.; SILVA, L.B.; QUEVEDO, D.M.; RODRIGUES, M.A.S. (2010) Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, n. 4, p. 1185-1193. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600008>
- BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). (2015) *Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2014*. Brasília. 103 p.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). *HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas*. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 24 mar. 2016.
- CHO, J.H.; HA, S.R. (2010) 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. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.01.025
- COSTA, D.J.L.; TEIXEIRA, D. (2010) Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara – SP. *Revista Uniara*, v.13, n. 1, p. 49-62. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2010v13i1.125>
- CUNHA, R.W.; GARCIA JR., M.D.N.; ALBERTONI, E.F.; PALMA-SILVA, C. (2013) Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 7, p. 770-779. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000700012>
- DEHEDIN, A.; PISCART, C.; MARMONIER, P. (2013) Seasonal variations of the effect of temperature on lethal and sublethal toxicities of ammonia for three common freshwater shredders. *Chemosphere*, v. 90, n. 3, p. 1016-1022. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.07.055
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (FEPAM-RS). *Qualidade ambiental: região hidrográfica do Guaíba*. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_sinos/sinos.asp>. Acesso em: 3 abr. 2016.
- GRIZZETTI, B.; BOURAOUI, F. Institute for Environment and Sustainability. Rural, Water and Ecosystem Resources Unit. (2006) *Assessment of Nitrogen and Phosphorus Environmental Pressure at European Scale*. Joint Research Centre. 68p.
- HANFENG, Y.; SHUHAI, G.; FENGMEI, L.; GANG, L. (2013) 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. DOI: 10.1007/s11769-013-0586-9
- JIMÉNEZ, K.Q.; MELO, T.M.; LOUZADA, J.A. (2013) Uso de dados de precipitação obtidos por sensoriamento remoto em um modelo agro-hidrológico. *Irriga*, v. 18, n. 3, p. 496-508. <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2013v18n3p496>
- LIMA, R.N.S.; RIBEIRO, C.B.M.; BARBOSA, C.C.F.; ROTUNNO FILHO, O.C. (2016) 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. DOI: 10.1590/S1413-41520201600100127676
- MALTCHIK, L.; ROLON, A.S.; STENERT, C. (2010) Aquatic macrophyte and macroinvertebrate diversity and conservation in wetlands of the Sinos River basin. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, n. 4, p. 1179-1184. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600007>

- MORUZZI, R.B.; CONCEIÇÃO, F.T.; SARDINHA, D.S.; HONDA, F.P.; NAVARRO, G.R.B. (2012) Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). *Geociência*, v. 31, n. 3, p. 447-458.
- NAIME, R.; FAGUNDES, R.S. (2005) Controle da Qualidade da Água do Arroio Portão, RS. *Pesquisas em Geociências*, v. 32, n. 1, p. 27-35.
- OUYANG, Y.; NKEDI-KIZZA, P.; WU, Q.T.; SHINDE, D.; HUANG, C.H. (2006) Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research*, v. 40, n. 20, p. 3800-3810. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.030>
- PINHEIRO, A.; FAHT, G.; SILVA, M.R. da. (2012) Determinação do coeficiente de reaeração em rios através do uso do traçador gasoso GLP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 1, p. 107-116. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522012000100014>
- PUJOL-VILA, F.; GIMÉNEZ-GÓMEZ, P.; SANTAMARIA, N.; ANTÚNEZ, B.; VIGUÉS, N.; DÍAZ-GONZÁLES, M.; JIMÉNEZ-JORQUERA, C.; MAS, J.; SACRISTÁN, J.; MUÑOZ-BERBEL, X. (2015) Portable and miniaturized optofluidic analysis system with ambient light correction for fast in situ determination of environmental pollution. *Sensors and Actuators B: Chemical*, v. 222, p. 55-62. DOI: 10.1016/j.snb.2015.07.095
- RANBOW, C.; PANICHI, V.B.S.; FIGUEIREDO, J.A.S. (2014) Risco: a percepção da comunidade ribeirinha do Rio dos Sinos em relação ao uso de defensivos agrícola. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 796-802. <http://dx.doi.org/10.5902/2236117013568>
- SALLA, M.R.; PEREIRA, C.E.; ALAMY FILHO, J.E.; DE PAULA, L.M.; PINHEIRO, A.M. (2013) Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 105-114. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>
- SILVA, P.M.O.; MELLO, C.R.; SILVA, A.M.; COELHO, G. (2008) Modelagem da hidrografia de cheia em uma bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, p. 258-265.
- SUN, R.; CHEN, L.; CHEN, W.; JI, W. (2013) Effect of land-use patterns on total nitrogen concentration in the upstream regions of the Haihe River Basin, China. *Environmental Management*, v. 51, n. 1, p. 41-58. DOI: 10.1007/s00267-011-9764-7
- TEODORO, A.; IDE, C.N.; RIBEIRO, M.L.; BROCH, S.A.O.; SILVA, J.B. (2013) 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.
- VON SPERLING, M. (2007) *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; Editora UFMG. v. 7. 588 p.
- YANG, Y.S.; WANG, L. (2010) 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.
- YANG, Z.; WANG, L.; LIANG, T.; HUANG, M. (2015) Nitrogen distribution and ammonia release from the overlying water and sediments of Poyang Lake, China. *Environmental Earth Sciences*, v. 74, p. 771-778. DOI: 10.1007/s12665-015-4081-8

