

---

# Modelo Streeter-Phelps para estimativa do oxigênio dissolvido em trecho urbano do rio Meia Ponte

*Streeter-Phelps model for dissolved oxygen estimation in Meia Ponte river's urban area*  
*Modelo de Streeter-Phelps para estimar el oxígeno disuelto en un tramo urbano del río Meia Ponte*

## Thiago Augusto Mendes

Instituto Federal de Goiás  
[engenhoaugusto@gmail.com](mailto:engenhoaugusto@gmail.com)

## Thamara Larissa Alves

Pontifícia Universidade Católica de Goiás  
[thamara.larri@gmail.com](mailto:thamara.larri@gmail.com)

## Pablo Rhuan Ataide Monteiro

Instituto Federal de Goiás  
[engenheiropablorhuan@gmail.com](mailto:engenheiropablorhuan@gmail.com)

## Resumo

*Dentre os vários modelos de qualidade de água aplicado aos recursos hídricos, destaca-se o modelo Streeter-Phelps (1925), que aborda a compreensão do processo de depuração de cursos hídricos. Objetivou-se com este trabalho, implementar e calibrar modelo Streeter-Phelps para trecho urbano do rio Meia Ponte (Goiânia-Goiás), no intuito de estimar a curva de oxigênio dissolvido (OD) a jusante do ponto de lançamento da ETE em estudo. Foram simulados cinco cenários (um para cada mês de dados observados) e os resultados mostraram-se satisfatórios, ou seja, o OD estimado pelo modelo apresentou erro médio relativo menor que 15% em relação ao OD medido em campo para o ponto de jusante (1,3 km do ponto de lançamento). Assim, conclui-se que a utilização do modelo Streeter-Phelps mostrou-se viável para estimativa do OD para o trecho urbano analisado, e que, devidamente calibrado (ajustados os parâmetros de velocidade e profundidade do rio e vazão do rio e esgoto), potencializa-se ainda mais a acurácia do modelo para auxiliar na gestão dos recursos hídricos, especialmente, no que tange a lançamento de efluentes.*

**Palavras-Chave:** Streeter-Phelps; rio Meia Ponte; curva OD.

## Abstract

*Among the various water quality models applied to hydric resources, the Streeter-Phelps model (1925) stands out because of its approach to the comprehension about the purification process of watercourses. In order to estimate the dissolved oxygen curve (DO) downstream from the evaluated ETE's release point, this paper aims to implement and calibrate the Streeter-Phelps model at a urban stretch of the Meia Ponte river (Goiânia-Goiás). Five scenarios were simulated, one for each month of observed data. The results were satisfactory, which means that the DO estimated by the model presented a relative mean error of 15% in relation to the DO measured in the field to the downstream point (1.3 km from the release point). Therefore, it led to the conclusion that the Streeter-Phelps model was feasible to estimate the DO for the analyzed urban section. It can also be highlighted that, properly calibrated (adjusting the parameters of river's speed, depth, and sewage), the accuracy of the model can be further improved to assist the management of water resources, especially regarding the discharge of effluents.*

**Keywords:** *Streeter-Phelps, Meia Ponte river, DO curve.*

## Resumen

*Entre los diversos modelos de calidad del agua aplicados a los recursos hídricos, destacamos el modelo Streeter-Phelps (1925), que aborda la comprensión del proceso de purificación del curso de agua. El objetivo de este trabajo fue implementar y calibrar el modelo Streeter-Phelps para el tramo urbano del río Meia Ponte (Goiânia-Goiás), con el fin de estimar la curva de oxígeno disuelto (OD) aguas abajo del punto de lanzamiento del TEE en estudio. Se simularon cinco escenarios (uno para cada mes de datos observados) y los resultados fueron satisfactorios, es decir, la DO estimada por el modelo presentó un error promedio relativo inferior al 15% en relación con el OD medido en el campo para el río abajo (1,3 km desde el punto de lanzamiento). Por lo tanto, se puede concluir que el uso del modelo Streeter-Phelps demostró ser viable para estimar el OD para el área urbana analizada, y que, calibrado adecuadamente (ajustado para los parámetros de velocidad y profundidad del río y el flujo del río y las aguas residuales), Mejora aún más la precisión del modelo para ayudar en la gestión de los recursos hídricos, especialmente en relación con la descarga de efluentes.*

**Palabras clave:** *Streeter-Phelps; rio Meia Ponte; curva OD.*

## Introdução

Segundo Brandelero *et al.* (2010), modelo é o conjunto de símbolos e relações matemáticas que representam, de forma simplificada, parte da realidade, baseando-se em três elementos principais: a) dados de entrada, relativos às condições iniciais; b) dados processados, relacionados às condições matemáticas frente aos dados de entrada e por último; c) dados de saída, ou seja, resultados pretendidos do modelo ou função objetivo.

A modelagem matemática tem sua importância pautada na resolução de problemas dinâmicos. Na área ambiental, pode abranger soluções que vão

desde problemas urbanos (drenagem pluvial, poluição das águas, solo e ar) até problemas rurais, portanto, necessárias para as demandas atuais.

No que tange a modelagem da qualidade de água em canais naturais, mais especificamente aplicados a rios, Fleck *et al.* (2013) relatam a evolução das características e interface de processamento de dados dos modelos: CEQUAL-W2 (Souza, 2006), QUAL2E (Oppa, 2007), QUAL-SEMOG (Reis, 2009), MIKE 11 (Lucas *et al.*, 2010) e QUAL-UFMG (Paula, 2011) e afirmam que o processo da escolha do modelo varia pelo objeto de estudo e cenário pretendido, com intuito de simular as condições reais de corpos hídricos, levando em conta a incerteza dos dados de entrada utilizados.

De forma mais simples, von Sperling (2007) destaca sobre a aplicação e uso do modelo Streeter-Phelps (1925), amplamente utilizado para a modelação da qualidade de água sob a perspectiva do balanço de oxigênio dissolvido (OD) em corpos hídricos, ou seja, consumo (saída) de OD pelos microrganismos aeróbios responsáveis pela oxidação da matéria orgânica e entrada de OD no meio aquático pelo processo de reaeração atmosférica e natural (física do rio).

A viabilidade do uso do modelo Streeter-Phelps em decorrência dos demais, está na utilização de conceitos práticos e simples, além da formulação matemática menos complexa que a dos demais. As possíveis desvantagens na utilização do modelo Streeter-Phelps podem acontecer na amostragem, ou seja, nos dados de entrada muito simplificados e principalmente, considerações reais de fluxo não condizentes com as simplificações e hipóteses do modelo.

As principais limitações do modelo Streeter-Phelps, segundo von Sperling (2007), são: a não consideração da demanda bentônica, ou seja, sedimentação e consumo da matéria orgânica presente na camada de lodo sedimentado no fundo do corpo hídrico e reoxigenação advinda da fotossíntese, apenas considerar a decomposição aeróbica.

Assim, objetiva-se implementar e calibrar modelo Streeter-Phelps para trecho urbano do rio Meia Ponte (Goiânia – Goiás), no intuito de estimar a curva de oxigênio dissolvido (OD) após o lançamento de efluente da ETE, avaliando o comportamento autodepurativo do corpo hídrico.

## Fundamentação teórica

Conceição *et al.* (2017) afirmam que as poluições industriais e domésticas provenientes da atuação direta do homem no meio ambiente, geram substâncias nocivas que podem alterar as características físicas, químicas e biológicas da água. Assim, o enfoque preventivo do controle ambiental se torna necessário para determinar os efeitos da ação humana sobre a integridade química, física e biológica do meio natural.

A urbanização desordenada de algumas cidades e o avanço econômico sem infraestrutura, segundo Carvalho e Siqueira (2011), contribuiu para a contaminação dos corpos d'águas que cortam zonas urbanas, acarretando danos ambientais mensuráveis. Define-se contaminação destes, quando há presença de patogênicos e características físicas, químicas e biológicas que não se enquadram na classificação do corpo hídrico.

Assim, é comum a existência de corpos hídricos com baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), ou mesmo em condições totais de anaerobiose, em rios situados nas proximidades das grandes cidades. Fato que pode estar relacionado ao lançamento de esgoto bruto e sem tratamento nos corpos hídricos, causando danos à qualidade da água e refletindo na contaminação, ocorrendo desequilíbrio entre a biota e os sistemas abióticos.

Do ponto de vista ao reequilíbrio ambiental dos cursos hídricos, pode-se contar com a autodepuração, que de forma simplificada, para von Sperling (1996), corresponde ao processo no qual há o balanço entre a taxa de desoxigenação imposta pela oxidação da matéria orgânica e a taxa de reaeração. A matéria orgânica é depurada nos recursos hídricos, em termos biológicos, por micro-organismos aeróbios presentes no meio e podem variar de acordo com cada corpo hídrico, principalmente dado as características de velocidade de fluxo e evasão hídrica, relevo e biota, específicas para cada corpo hídrico (Figura 1).

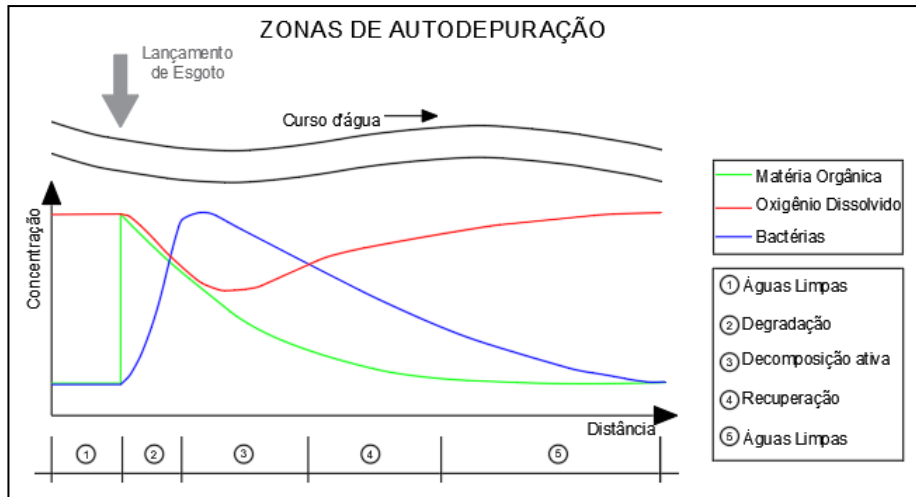


Figura 1 – Zonas de autodepuração. Fonte: adaptado de von Sperling (2007)

Assim, pode-se recorrer à utilização de modelos matemáticos de qualidade da água para estimar e avaliar o balanço de OD e a autodepuração em cursos hídricos, tornando-se imprescindível diante do sistema atual de desenvolvimento, em que a concentração de poluentes aumenta gradativamente em função do tempo e as respostas devem ser imediatas. Nos últimos anos, considerável esforço científico tem sido dedicado para expressar matematicamente diferentes bio processos envolvidos na biodegradação de águas residuais, considerando mecanismos químicos, físicos e biológicos (FLECK *et al.*, 2013).

Portanto, Sales *et al.* (2014) alegam que o modelo Streeter-Phelps foi desenvolvido com o objetivo de simular o balanço de massa entre Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e OD, ou seja, considera a degradação das substâncias orgânicas dissolvidas, degradadas por processos de fornecimento de reação física para o balanço de OD, não incluindo oxidação de amônia, absorção de algas, processo de desnitrificação e a produção fotossintética.

O OD é um parâmetro que de acordo com von Sperling (1996), é fundamental para determinar o grau quantitativo da contaminação dos corpos d'água, porque é relacionado com a DBO, portanto representa o potencial de OD requerido durante o processo autodepurativo. A DBO

quantifica o oxigênio consumido por micro-organismos aeróbios em corpos hídricos, no processo de decomposição de poluentes biodegradáveis devido a estes micro-organismos, ao oxidar os compostos presentes na água, consumirem o oxigênio em processo metabólico. A temperatura tem variação periódica e contínua, pode alterar a solubilidade e demanda biológica do oxigênio, a concentração de oxigênio dissolvido e a velocidade de crescimento dos substratos presentes na água.

Considerando as equações de Streeter-Phelps como lineares, de acordo com Brandelero *et al.* (2010), ocorrem a inserção de soluções por superposição, permitindo encontrar as soluções de cada reação dos dados de entrada inseridos no sistema de forma independente, sendo a solução final a soma de todos eles.

Ainda sobre o modelo Streeter-Phelps, Rodrigues *et al.* (2016) o aplicaram para o estudo do efeito dos efluentes industriais despejados nos corpos hídricos para determinação do comportamento deste durante os processos autodepurativos, com as alterações ocorridas e a situação quantitativa e qualitativa no final deste das características físico-químicas do rio Doce e rio Vermelho. Conforme a aplicação do modelo de Streeter-Phelps, para Tucci (1998) este foi desenvolvido para rios de regime de escoamento permanente uniforme. Além disso, ele pressupõe mistura imediata, considerando apenas o efeito advectivo do transporte de massa e a fase carbonácea no consumo da matéria orgânica.

Teles e Silveira (2006) e Conceição *et al.* (2017), aplicaram o modelo Streeter-Phelps para avaliar a capacidade de autodepuração de diferentes corpos hídricos e abordam sobre o comportamento do OD, com a análise da depleção ao longo do curso d'água, ou seja, o decréscimo do OD ao longo do tempo e o processo de decaimento da matéria orgânica e a influência dos fatores externos como os diferentes tipos de clima, relevo e formas de poluente.

Ainda sobre o modelo Streeter-Phelps, os autores consideram:  $K_1$  (representa a taxa de degradação do esgoto em meio líquido) e  $K_2$  (representa o coeficiente de reaeração atmosférica). Após a reunião dos dados de entrada, apontam que a obtenção dos dados reais referentes ao corpo hídrico e ao efluente, são necessários para que o processo de calibração do modelo seja

realizado, com intuito de ajustar os dados processados para a realidade do corpo hídrico. Além disso, é de suma importância considerar análise de incerteza, quantifica o nível de confiabilidade dos resultados apresentados.

Para Costa e Teixeira (2011), dentre os possíveis erros durante o processamento dos dados, podem ser citados a estimativa das variáveis de estado baseadas na literatura, na amostragem, na medição, calibração ou análise de laboratório, ou transferência de resultados de análise ou de medições, na estimativa das variáveis de entrada futuros e no caso de um modelo simular condições futuras. Enumerando as incertezas existentes é possível determinar quais parâmetros durante a simulação dos dados, estariam sujeitos a serem ou não os mais sensíveis ao cenário utilizado.

Os parâmetros utilizados em um modelo variam no mundo real, logo, faz-se necessário avaliar o impacto dessas variações nos resultados simulados, existindo três tipos principais de análise de sensibilidade: univariada, multivariada e análise de Monte Carlo (FLECK *et al.*, 2013), porém, não serão utilizadas neste estudo. A validação do modelo consiste em confirmar o ajuste dos parâmetros obtidos na calibração do modelo. Isso é feito comparando-se o resultado do modelo, mantendo-se parâmetros previamente determinados na calibração, com uma nova série de dados medidos ou observados. Com todos dados de entrada e os dados processados reunidos, tem-se que o processo de aplicação e posterior análise dos dados obtidos pelo modelo, ocorrem em função do objetivo de atender cada pesquisa e a área de estudo em foco, que neste caso resume-se em identificar a saída do modelo, ou seja, a curva de OD após o lançamento (Equação 1).

$$C_t = C_s - \left[ \frac{K_2 K_1}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_o e^{-k_2 t} \right] \quad (1)$$

onde:  $C_t$  é a concentração de oxigênio dissolvido no tempo (mg/L),  $C_s$  é coeficiente de saturação de oxigênio dissolvido (mg/L),  $D_o$  é o déficit de oxigênio dissolvido na mistura (mg/L) e  $t$  é o tempo (dia).

## Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Meia Ponte integra a grande bacia hidrográfica do rio Paraná e está localizada inteiramente no estado de Goiás. Apresenta uma área de drenagem de 12.410 km<sup>2</sup>, sendo uma das principais redes fluviais e um dos principais recursos hídricos do estado. O curso principal do rio tem sua nascente na Serra dos Brandões, no município de Itauçu e percorre uma extensão de 437 km até desaguar no Rio Paranaíba. Seus principais afluentes são o ribeirão João Leite, rio Caldas e ribeirão Dourados (FIALHO, 2003).

A área de estudo (trecho urbano do rio Meia Ponte), descrita na Figura 2, situa-se no bairro Goiânia II e abrange os pontos de coleta denominados de montante (antes do lançamento), localizado à 16°32'25", jusante (depois do lançamento) localizado à 16°49'03" da Estação de Tratamento de Esgoto Drº Helio Seixo de Brito e lançamento. A distância entre os pontos de montante e jusante são de aproximadamente 2,1 km, sendo que do ponto de lançamento do efluente ao ponto de jusante dista de 1,3 km.

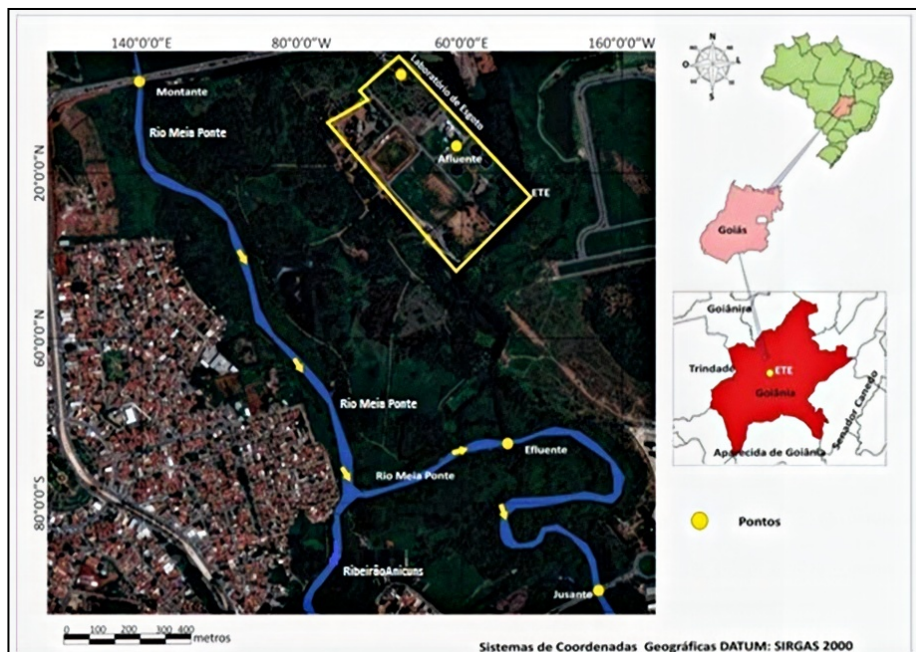


Figura 2 - Localização dos pontos de coleta das amostras no afluente e efluente (rio Meia Ponte)  
Fonte: Google Earth (2018).



## Metodologia

Todos os dados de entrada e processamentos necessários para a utilização do modelo Streeter-Phelps (1925) para estimativa do Oxigênio Dissolvido (OD) no ponto de jusante a partir dos pontos de montante (rio Meia Ponte) e efluente (lançamento da ETE Dr. Hélio Seixo Brito) podem ser visualizados no fluxograma da Figura 3.

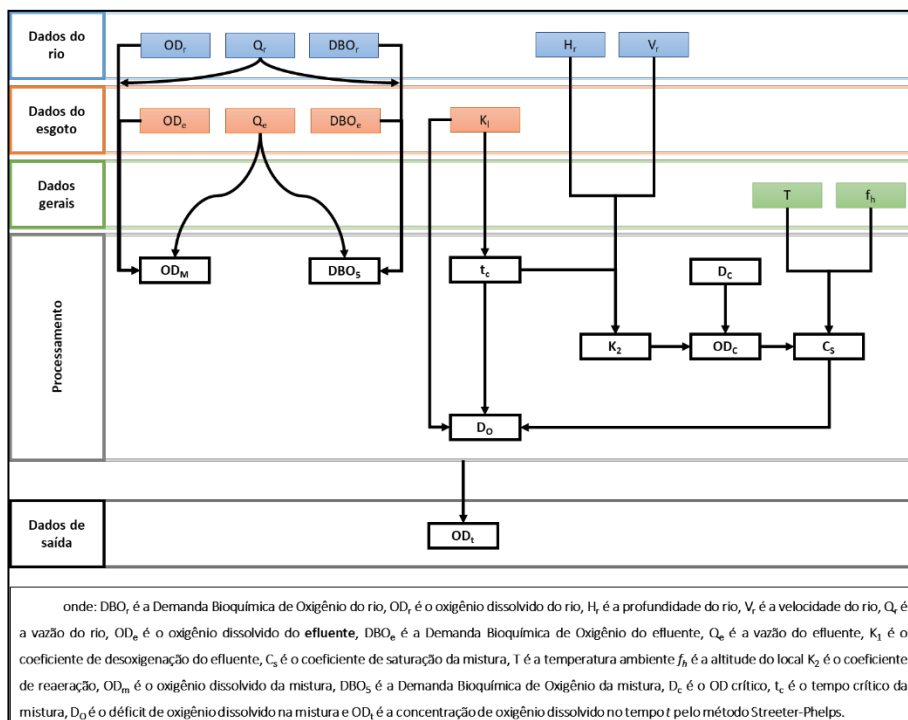


Figura 3 - Fluxograma de implementação do Streeter-Phelps.

Primeiramente, obteve-se os resultados das análises laboratoriais de Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_{5,20^\circ C}$ ) e Oxigênio Dissolvido (OD) de todos os pontos descritos anteriormente (Tabela 1), sendo as análises realizadas mensalmente de abril a agosto de 2018 e disponibilizadas pela concessionária local de água e esgoto de Goiás (SANEAGO), além de todos os outros dados de entrada necessários relativos às características físicas do rio (vazão, profundidade e velocidade do rio Meia Ponte), esgoto (vazão de lançamento) e dados climatológicos (temperatura ambiente e altitude) (Tabela 2), que foram considerados inicialmente constantes para todas as análises sem calibração.

Mês	DBO <sub>5,20°C</sub> (mg/L)		OD <sub>m</sub> (mg/L)		
	Montante	Efluente	Montante	Efluente	Jusante
Abril	1,6	109	5,5	1,3	5,9
Mai	2,4	166	5,5	0,4	4,8
Junho	0,9	164	5,4	1,2	5,2
Julho	0,8	133	5,7	1,1	5,6
Agosto	7,5	152	5,2	1,5	4,9

**Tabela 1 - Dados de DBO<sub>5,20°C</sub> e OD<sub>m</sub> (membrana) do rio e efluente.**

Fonte: SANEAGO (2018).

Todas as análises de OD e DBO<sub>5,20°C</sub> realizadas seguiram procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW)* e da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), sendo que o método de análise do OD foi por meio de oxímetro de membrana.

Parâmetro	Valor	Unidade
Vazão do rio (montante)	5,5	m <sup>3</sup> /s
Vazão de esgoto (lançamento)	1,3	m <sup>3</sup> /s
Profundidade	1,14	m
Altitude	709,0	m
Velocidade	0,8	m/s
Temperatura	27,0	°C

**Tabela 2 – Dados de entradas para o modelo Streeter-Phelps.**

Fonte: SANEAGO (2018).

Com relação aos coeficientes utilizados na modelagem, o coeficiente de desoxigenação do esgoto ( $K_1$ ) adotado foi obtido da literatura (Tabela 3) pela dificuldade de realização de ensaios laboratoriais, contudo, atualmente é estimado por *softwares* estatísticos computacionais baseados em dados laboratoriais cinéticos em *jar test*, sendo os métodos mais utilizados são os

de regressão não linear, em que a curva teórica é ajustada aos diversos pontos experimentais de  $DBO_{5,20^{\circ}C}$  em função do tempo, onde se obtêm simultaneamente os valores dos parâmetros de  $K_1$  e demanda última ( $L_0$ ) (von SPERLING, 2007).

Origem	$K_1$ (d <sup>-1</sup> )
Água residuária concentrada	0,35 - 0,45
Água residuária de baixa concentração ou efluente primário	0,30 - 0,40
Efluente secundário	0,12 - 0,24
Rios com água limpa	0,09 - 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

**Tabela 3 – Valores de  $K_1$  de acordo com as características do efluente**

Fonte: von Sperling (2007).

O valor de  $K_1$  adotado inicialmente para a modelagem foi de 0,30 d<sup>-1</sup> (Tabela 3 para esgoto tratado primariamente), para temperatura de 20°C, sendo que para 27°C que foi a temperatura local da época das coletas, foi corrigido para 0,413 d<sup>-1</sup> como sugere Phelps (1925).

Outros coeficientes também necessários e utilizados na modelagem do balanço de OD (Figura 3), como é o caso do coeficiente de aeração ( $K_2$ ) e de saturação de oxigênio dissolvido ( $C_s$ ), foram determinados conforme Equação 2 ou estimados pela literatura (Tabela 4, porém, não utilizada neste trabalho) e Equações 3 a 5, respectivamente.

$$K_2 = 5,0v_r^{0,97} H_r^{-1,63} \quad (2)$$

$$C_s = 14,652 - 0,41022T + 0,0070991T^2 - 0,000077774T^3 \quad (3)$$

$$f_h = \left(1 - \frac{C_s}{9450}\right) \quad (4)$$

$$C'_s = C_s - f_h \quad (5)$$

onde:  $v_r$  é a velocidade do rio (m/s),  $H_r$  é a profundidade do rio (m),  $C_s$  é o coeficiente de saturação de oxigênio dissolvido considerando a influência da temperatura,  $T$  é a temperatura ambiente ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $f_h$  é o fator influenciante da altitude e  $C_s'$  é o coeficiente de saturação de oxigênio dissolvido considerando a influência da temperatura e altitude.

Corpos d'águas	$K_2$ ( $\text{d}^{-1}$ )	
	Raso	Profundo
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixas velocidades	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

**Tabela 4 – Valores do  $K_2$  para diferentes cursos hídricos ( $20^{\circ}\text{C}$ ).**

Fonte: von Sperling (2007).

E por fim, a implementação do modelo Streeter-Phelps em ambiente eletrônico (planilha Excel) para determinação do comportamento do OD a jusante do lançamento da ETE em estudo, para posterior validação e calibração com os dados reais (de campo).

## Resultados e discussões

A estimativa da busca do oxigênio dissolvido (OD) no ponto de jusante a partir dos dados dos pontos de montante e lançamento do efluente utilizando o modelo Streeter-Phelps (1925) foi realizada para todos os meses de observação, conforme descrito na metodologia, sendo o modelo considerado válido e calibrado, caso o erro obtido fosse menor que 15%. O erro relativo foi calculado utilizando a Equação 6:

$$E = \left( \frac{O_R - O_C}{O_R} \right) \cdot 100 \quad (6)$$

onde:  $E$  é o erro relativo (%),  $O_R$  é o OD real (de campo em mg/L) e  $O_C$  é o OD estimado pelo modelo Streeter-Phelps no ponto de jusante (mg/L).

Assim, foi realizado cinco diferentes cenários de simulação (um para cada mês), sendo que para cada cenário foi aplicado os dados de entrada apresentados e estimado o OD no ponto de jusante (Tabela 5). Ressalta-se que os dados gerais necessários para a modelagem (dados físicos do rio e vazão de esgoto) apesar de sofrer variações sazonais, foram considerados constantes, pois, a concessionária não os tinha mensalmente, o que seria o ideal, e que estes dados se refere a média do período inicial chuvoso.

Cenários	Dados de Entrada			Dados de Saída
	Efluente (esgoto)	Afluente (rio)	Gerais	
1º cenário	$Q_e = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_e = 1,3 \text{ mg/L}$ $DBO_e = 109 \text{ mg/L}$ $K_1 = 0,3 \text{ d}^{-1}$ $K_{1cor} = 0,413 \text{ d}^{-1}$	$Q_r = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_r = 5,5 \text{ mg/L}$ $DBO_r = 1,6 \text{ mg/L}$ $H_r = 1,14 \text{ m}$ $V_r = 0,8 \text{ m/s}$	$T = 27 \text{ }^\circ\text{C}$ Altitude = 709 m $C_s = 7,8 \text{ mg/L}$ $K_2 = 3,24 \text{ d}^{-1}$ $K_{2cor} = 3,82 \text{ d}^{-1}$	$OD_{real} = 5,9 \text{ mg/L}$ $OD_{calc} = 4,7 \text{ mg/L}$ Erro = 20,3%
2º cenário	$Q_e = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_e = 0,4 \text{ mg/L}$ $DBO_e = 166 \text{ mg/L}$ $K_1 = 0,3 \text{ d}^{-1}$ $K_{1cor} = 0,413 \text{ d}^{-1}$	$Q_r = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_r = 5,5 \text{ mg/L}$ $DBO_r = 2,4 \text{ mg/L}$ $H_r = 1,14 \text{ m}$ $V_r = 0,8 \text{ m/s}$	$T = 27 \text{ }^\circ\text{C}$ Altitude = 709 m $C_s = 7,8 \text{ mg/L}$ $K_2 = 3,24 \text{ d}^{-1}$ $K_{2cor} = 3,82 \text{ d}^{-1}$	$OD_{real} = 4,8 \text{ mg/L}$ $OD_{calc} = 4,3 \text{ mg/L}$ Erro = 10,4%
3º cenário	$Q_e = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_e = 1,2 \text{ mg/L}$ $DBO_e = 164 \text{ mg/L}$ $K_1 = 0,3 \text{ d}^{-1}$ $K_{1cor} = 0,413 \text{ d}^{-1}$	$Q_r = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_r = 5,4 \text{ mg/L}$ $DBO_r = 0,9 \text{ mg/L}$ $H_r = 1,14 \text{ m}$ $V_r = 0,8 \text{ m/s}$	$T = 27 \text{ }^\circ\text{C}$ Altitude = 709 m $C_s = 7,8 \text{ mg/L}$ $K_2 = 3,24 \text{ d}^{-1}$ $K_{2cor} = 3,82 \text{ d}^{-1}$	$OD_{real} = 5,2 \text{ mg/L}$ $OD_{calc} = 4,4 \text{ mg/L}$ Erro = 15,4%
4º cenário	$Q_e = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_e = 1,1 \text{ mg/L}$ $DBO_e = 133 \text{ mg/L}$ $K_1 = 0,3 \text{ d}^{-1}$ $K_{1cor} = 0,413 \text{ d}^{-1}$	$Q_r = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_r = 5,7 \text{ mg/L}$ $DBO_r = 0,8 \text{ mg/L}$ $H_r = 1,14 \text{ m}$ $V_r = 0,8 \text{ m/s}$	$T = 27 \text{ }^\circ\text{C}$ Altitude = 709 m $C_s = 7,8 \text{ mg/L}$ $K_2 = 3,24 \text{ d}^{-1}$ $K_{2cor} = 3,82 \text{ d}^{-1}$	$OD_{real} = 5,6 \text{ mg/L}$ $OD_{calc} = 4,7 \text{ mg/L}$ Erro = 16,1%
5º cenário	$Q_e = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_e = 1,5 \text{ mg/L}$ $DBO_e = 152 \text{ mg/L}$ $K_1 = 0,3 \text{ d}^{-1}$ $K_{1cor} = 0,413 \text{ d}^{-1}$	$Q_r = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_r = 5,2 \text{ mg/L}$ $DBO_r = 7,5 \text{ mg/L}$ $H_r = 1,14 \text{ m}$ $V_r = 0,8 \text{ m/s}$	$T = 27 \text{ }^\circ\text{C}$ Altitude = 709 m $C_s = 7,8 \text{ mg/L}$ $K_2 = 3,24 \text{ d}^{-1}$ $K_{2cor} = 3,82 \text{ d}^{-1}$	$OD_{real} = 4,9 \text{ mg/L}$ $OD_{calc} = 4,3 \text{ mg/L}$ Erro = 12,2%

**Tabela 5 – Cenário simulados para rio Meia Ponte utilizando o modelo Streeter-Phelps e erro relativo médio entre OD estimado e de campo.  $OD_{real}$  é o OD medido em campo e  $OD_{calc}$  é o OD estimado pelo modelo Streeter-Phelps no ponto de jusante.**

Destaca-se que os maiores erros ( $OD_{calc} \times OD_{real}$ ) foram detectados quando o OD apresenta-se maior (cenários 1, 3 e 4), ou seja, relação direta com as vazões de entrada (rio e esgoto) consideradas constantes (Tabela 5).

Diante das simulações dos cenários (Tabela 5), como o ponto de jusante dista aproximadamente 1,3 km do ponto de lançamento, percebe-se pela Figura 4 como se comporta toda a curva de OD após o lançamento, havendo a necessidade de calibrar os parâmetros de ajuste do modelo Streeter-Phelps para diminuir o erro relativo do OD.

Destaca-se aqui os altos valores do coeficiente de aeração ( $K_2$ ) obtidos para o trecho do curso hídrico em estudo, destacando que para rios rápidos este coeficiente é superiorer a  $1,5 d^{-1}$ .

Percebe-se também pela Figura 4 que, para os cenários 2, 3 e 5 simulados, considerando os dados de entrada utilizados, o OD do rio só atinge o valor mínimo estabelecido pelo CONAMA 357/2005 para rio classe II a partir do quilômetro 50.

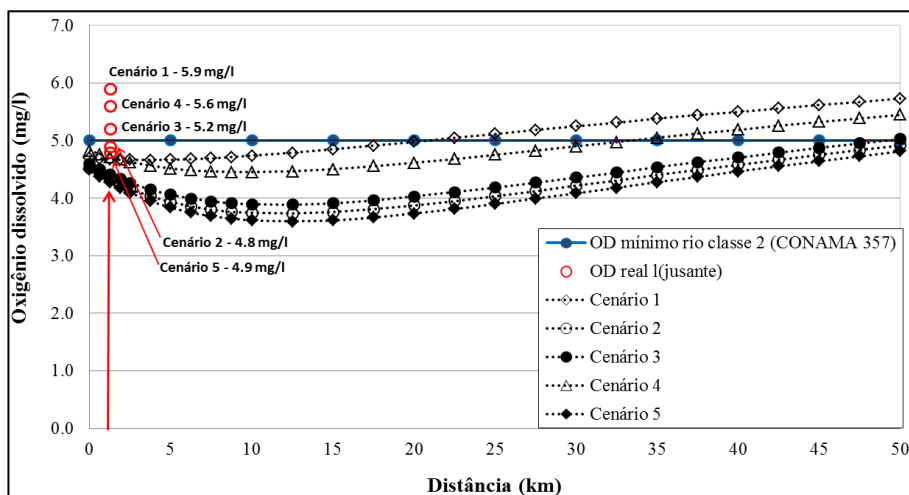


Figura 4 – Curva de OD após o ponto de lançamento antes da calibração (modelo Streeter-Phelps)

Na Tabela 6 são apresentados os novos cenários simulados, que visaram diminuir o erro relativo médio entre os valores de OD estimados pelo modelo Streeter-Phelps e real (de campo). Estes novos cenários levaram em conta mudanças na profundidade e velocidade do rio em busca de ajustar o

coeficiente de aeração do meio. Percebe-se que os valores de  $K_2$  aumentaram consideravelmente, de  $3,82 \text{ d}^{-1}$  para  $13,81 \text{ d}^{-1}$ , porém, os erros médios relativos agora foram baixos.

Assim, após a calibração dos parâmetros de velocidade e profundidade do rio a estimativa de OD para o ponto de jusante (1,3 km do ponto de lançamento) apresentou-se com erros médios aceitáveis, porém, destaca-se a importância de dados de fidedignos de monitoramento do rio (vazão, profundidade da lâmina d'água e velocidade).

Cenários	Dados de Entrada			Dados de Saída
	Efluente (esgoto)	Afluente (rio)	Gerais	
1º cenário	$Q_e = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_e = 1,3 \text{ mg/L}$ $DBO_e = 109 \text{ mg/L}$ $K_1 = 0,3 \text{ d}^{-1}$ $K_{1cor} = 0,413 \text{ d}^{-1}$	$Q_r = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_r = 5,5 \text{ mg/L}$ $DBO_r = 1,6 \text{ mg/L}$ $H_r = 0,7 \text{ m}$ $V_r = 1,3 \text{ m/s}$	$T = 27 \text{ }^\circ\text{C}$ Altitude = 709 m $C_s = 7,8 \text{ mg/L}$ $K_2 = 11,70 \text{ d}^{-1}$ $K_{2cor} = 13,81 \text{ d}^{-1}$	$OD_{real} = 5,9 \text{ mg/L}$ $OD_{calc} = 5,5 \text{ mg/L}$ Erro = 6,8%
4º cenário	$Q_e = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_e = 1,1 \text{ mg/L}$ $DBO_e = 133 \text{ mg/L}$ $K_1 = 0,3 \text{ d}^{-1}$ $K_{1cor} = 0,413 \text{ d}^{-1}$	$Q_r = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ $OD_r = 5,7 \text{ mg/L}$ $DBO_r = 0,8 \text{ mg/L}$ $H_r = 0,7 \text{ m}$ $V_r = 1,2 \text{ m/s}$	$T = 27 \text{ }^\circ\text{C}$ Altitude = 709 m $C_s = 7,8 \text{ mg/L}$ $K_2 = 10,83 \text{ d}^{-1}$ $K_{2cor} = 12,78 \text{ d}^{-1}$	$OD_{real} = 5,6 \text{ mg/L}$ $OD_{calc} = 5,4 \text{ mg/L}$ Erro = 3,6%

**Tabela 6 – Cenário simulados e calibrados para rio Meia Ponte utilizando o modelo Streeter-Phelps e erro relativo médio entre OD estimado e de campo.  $OD_{real}$  é o OD medido em campo e  $OD_{calc}$  é o OD estimado pelo modelo Streeter-Phelps no ponto de jusante.**

## Conclusão

Diante das simulações realizadas utilizando o modelo Streeter-Phelps para o trecho urbano do rio Meia Ponte, com o intuito de prever o comportamento da curva de oxigênio dissolvido (OD) ao longo do trecho a jusante (no quilômetro 1,3), conclui-se que:

Após a fixação do erro relativo médio de 15% a jusante percebeu-se que os cenário (2, 3 e 5), com as porcentagens de erros calculadas de 10,4%, 15,4% e 12,2%, respectivamente, atenderam o erro relativo médio sem grandes necessidades de calibração, demonstrando que as simulações foram satisfatórias e válidas considerando os parâmetros físicos do rio e a vazão esgoto;

Já para os cenários 1 e 4, a calibração foi necessária (especialmente do parâmetro de reaeração do rio –  $K_2$ ), diminuindo os erros relativos médios de 20,3% para 6,8% e de 16,1% para 3,5%, respectivamente. O alto valor inicial dos erros podem estar relacionados com os dados de entrada considerados constantes (vazão do rio e esgoto) e precisão na profundidade e velocidade do rio para cada mês deste estudo. Observou-se que nos 5 cenários simulados, os valores de OD não atenderam o que preconiza a resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe II no trecho de 1,3 km mas, apenas a partir do quilômetro 50;

a calibração é passo fundamental da modelagem para aprimoramento, precisão e acurácia das previsões.

Assim, o modelo Streeter-Phelps mostrou-se viável para estimar o OD para o trecho urbano analisado e que devidamente calibrado (melhor ajustado os parâmetros de velocidade e profundidade do rio e vazão do rio –  $K_2$  e esgoto –  $K_1$ ), pode-se ainda a melhorar a acurácia do modelo para auxiliar na gestão dos recursos hídricos, especialmente, no que tange lançamento de efluentes.

Enfim, a pesquisa realizada deixa evidente a importância do contínuo estudo da gestão dos recursos hídricos, inclusive da qualidade de água destes corpos hídricos, sendo necessário o monitoramento ininterrupto para a detecção precoce de possíveis problemas ambientais.

## Referências

BRANDELERO, S. M.; SIQUEIRA, E. Q.; LIMA, A. C. B. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 163-171, 2010.

CARVALHO, G. SIQUEIRA, E. Qualidade da água do rio Meia Ponte no perímetro urbano do município de Goiânia, Goiás. *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, nº 1, p. 1- 13, 2010.

CONCEIÇÃO, M. D.; BARBOSA, C. R. R.; ALENCAR, O. F. I.; SALES, M. J. R.; ARAÚJO, M. A. B. Aplicação do modelo simplificado de Streeter-Phelps para analisar a qualidade da água do rio Piranhas-Açu ao receber múltiplos lançamentos de efluentes. *Rev. Tecnológica. Fortaleza*, v. 38, n. 1, p. 22-38, jun. 2017.



CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – Resolução 357/05, disponível em: [www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br), Brasília-DF.

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*, n.2, v.6, p.232-245, 2011.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Conceitos e importância da modelagem matemática de qualidade da água para gestão dos recursos hídricos. *Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais- Ambiência* Guarapuava (PR) v.9 n.3 p. 487 - 503 Set./Dez, 2013.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade de água e suas aplicações: uma revisão. *Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia*, v. 01, n. 07, 2013.

FIALHO, A. P. *Caracterização das fontes poluidoras levantadas na área da bacia do Alto Meia Ponte*. Goiania, 2003.

LUCAS, A. A. T.; AGUIAR NETTO, A. O.; FOLEGATTI, M. V.; FERREIRA, R. A. Calibração do modelo hidrodinâmico MIKE11 para a sub-bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Sergipe, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, n.3, v.5, p. 195-207, 2010.

OPPA, L. F. *Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim*. 2007. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

PAULA, L. M. *Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG)*. 2011. 196 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.

REIS, J. S. A. *Modelagem matemática da qualidade da água para o alto Rio das Velhas/MG*. 2009. 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

RODRIGUES, S. L. C.; FERREIRA, S. C. ; SANTOS, I. R. Modelagem da qualidade da água do rio Doce pelo método Streeter-Phelps. *Revista Unien*, 2016.

SALES, R. J. M.; ALENCAR, A. F. J. ; SANTOS, H. S. Aplicação das equações de Streeter-Phelps em rios que recebem fontes de poluentes pontuais e

difusas, para avaliar o comportamento das concentrações de oxigênio dissolvidos. *X Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 10, n. 12, pg. 112-123, 2014.

SOUZA, R. S. *Simulação hidrodinâmica da qualidade da água. Estudo de caso: Ajuste do modelo CE-QUAL-W2 à sub-bacia do Arroio Demétrio, Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí/RS*. 2006. 156f. Dissertação (Mestrado em Recursos hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

SIQUEIRA, E. Q. *Aplicação do modelo de qualidade de água (QUAL2E) na modelação de oxigênio dissolvido no rio Meia Ponte (GO)*. São Carlos, 1996. 90p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos* (princípios do tratamento biológico de águas residuárias). Minas Gerais: ABES, 1996.

von SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água dos rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. p 588, 2007.

TELES, B. F; SILVEIRA, A. *Autodepuração de escoamentos naturais de água estudo de caso: de modelagem matemática em um trecho do Ribeirão Preto, Ribeirão Preto-Sp*. Xxx Congresso Interamericano De Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, 2006.

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre. Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos (UFRS/ABRH). Porto Alegre, 1998.