

## **AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS: ESTUDO DO LANÇAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO NO RIO LAMBARI (POÇOS DE CALDAS/MG)**

Thamyris Pereira **Mendonça**<sup>1</sup>, Weriton Luiz **Petrec**<sup>2</sup>, Antônio Donizetti Gonçalves de **Souza**<sup>3</sup>

(1 – UNIFAL-MG, Bacharel em Ciência e Tecnologia, Engenheira Ambiental e pós-graduanda em Engenharia de Segurança do Trabalho, atuando como Engenheira Ambiental, [thamyrismendonca@hotmail.com](mailto:thamyrismendonca@hotmail.com), <https://orcid.org/0000-0002-2443-8336>, 2 – UNIFAL-MG, – Bacharel em Ciência e Tecnologia, Engenheiro Ambiental, [eulcf@hotmail.com](mailto:eulcf@hotmail.com); <https://orcid.org/0000-0003-2538-3872>, 3 – UNIFAL-MG, Biólogo, Mestre em Engenharia Ambiental, Doutor em Ecologia e Recursos Naturais, atuando como Professor na UNIFAL, [adonizetti@unifal-mg.edu.br](mailto:adonizetti@unifal-mg.edu.br), <https://orcid.org/0000-0002-9643-3454>)

**Resumo:** O objetivo deste trabalho foi estudar o processo de autodepuração do rio Lambari em pontos onde ocorre o lançamento *in natura* do esgoto doméstico do município de Poços de Caldas (MG). Para a avaliação da qualidade da água foram estabelecidos quatro pontos de coleta (P1 a P4) onde foram medidas as seguintes variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, turbidez e oxigênio dissolvido. As amostragens foram realizadas durante os meses de outubro e novembro de 2016. No ponto P2 também foram realizadas medidas de vazão do rio. Para o estudo da autodepuração foi utilizado o modelo Streeter-Phelps para as variáveis oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) Após a calibração do modelo, foram feitas simulações na eficiência de tratamento do esgoto da ETE em construção no local. Os resultados demonstraram a influência do lançamento do esgoto doméstico sobre a qualidade da água e o descumprimento legal dos valores permissíveis referentes a Classe 2 (Resolução CONAMA 357/05). As simulações com o modelo Streeter-Phelps indicaram que para o atendimento legal, o tratamento mínimo da ETE deve ser de 80% de remoção da carga orgânica lançada atualmente sem tratamento no rio Lambari.

**Palavras-chave:** Poluição hídrica. Autodepuração. Modelo Streeter-Phelps.

## **AUTO-PURIFICATION OF WATER BODIES: STUDY OF DOMESTIC SEWAGE IN THE LAMBARI RIVER (POÇOS DE CALDAS/MG)**

**Abstract:** The objective of this work was to study the process of auto-purification of the Lambari river in order point source of the domestic sewage in the municipality of Poços de Caldas (MG). In order to evaluate the water quality, four sampling points were established points (P1 to P4), and the measured the variables: temperature, pH, electrical conductivity, total dissolved solids, turbidity and dissolved oxygen. The samplings were carried out during the months of October and November 2016. At point P2, river flow measurements were also carried out. For the study of autodepuration, the Streeter-Phelps model was used for the variables dissolved oxygen and BOD<sub>5</sub>. After the calibration of the model, simulations were made on the treatment efficiency of the ETE sewage in construction. The results demonstrated the influence of the sewage discharge on rio Lambari water quality and legal noncompliance of the permissible values referring to Class 2 (CONAMA Resolution 357/05). Simulations with the Streeter-Phelps model indicated that in order to meet legal requirements, the minimum treatment should be 80% removal of the organic load by sewage treatment station currently released in nature in the Lambari river.

**Keywords:** Water pollution. Auto-purification. Model Streeter-Phelps.

## **AUTOPURIFICACIÓN DE CUERPOS DE AGUA: ESTUDIO DEL LANZAMIENTO DE ALCANTARILLADO DOMÉSTICO EN RÍO LAMBARI (POÇOS DE CALDAS / MG)**

**Resumen:** El objetivo de este trabajo fue estudiar el proceso de auto-purificación del río Lambari en los puntos donde las aguas residuales domésticas en el municipio de Poços de Caldas (MG) ocurren en la naturaleza. Para evaluar la calidad del agua, se establecieron cuatro puntos de recolección (P1 a P4) donde se midieron las siguientes variables: temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, turbidez y oxígeno disuelto. El muestreo se realizó durante los meses de octubre y noviembre de 2016. En el punto P2, también se realizaron mediciones del caudal del río. Para el estudio de la auto-purificación, se utilizó el modelo Streeter-Phelps para las variables oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>). Los resultados demostraron la influencia de la

liberación de aguas residuales domésticas en la calidad del agua y el incumplimiento legal de los valores permitidos para la Clase 2 (Resolución CONAMA 357/05). Las simulaciones con el modelo Streeter-Phelps indicaron que para la asistencia legal, el tratamiento mínimo de la PTAR debe ser la eliminación del 80% de la carga orgánica actualmente liberada sin tratamiento en el río Lambari.

**Palabras clave:** Contaminación del agua. Auto-purificación. Modelo Streeter-Phelps.

## Introdução

O lançamento de efluentes domésticos não tratados em corpos hídricos é considerado um dos maiores problemas de poluição em sistemas aquáticos naturais existentes no país. Este problema é bastante comum nos municípios brasileiros, onde o tratamento de esgoto doméstico se mostra precário ou simplesmente inexistente. Apesar de 83,3% dos municípios brasileiros contarem com o abastecimento de água, a coleta de esgoto sanitário não atinge cerca de 50% dos municípios e apenas 42,7% destas localidades possuem algum tipo de tratamento do esgoto gerado (SNIS, 2015).

O efluente doméstico é o esgoto gerado em residências ou em instalações hidráulico-sanitárias. A composição deste efluente é 99,9% líquido e 0,1% de materiais sólidos, sejam eles orgânicos ou inorgânicos, suspensos ou dissolvidos, variando de acordo com o uso das águas de abastecimento, clima, hábitos e condições socioeconômicas da população (ABRAHÃO, 2006).

Dentre as variáveis de qualidade da água em rios e córregos naturais, o oxigênio dissolvido (OD) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), são consideradas as mais importantes em estudos de avaliação da poluição por lançamentos de matéria orgânica, principalmente esgotos domésticos.

A solubilidade do OD, ou sua concentração de saturação em águas não poluídas varia entre 14,6 mg/L a 0°C até 7,6 mg/L a 30°C, dependendo da pressão e concentração de sais dissolvidos. A concentração de OD pode chegar a 80% do valor da concentração de saturação para águas não poluídas (GONÇALVES, 2009). O OD é também um indicador da capacidade do corpo hídrico em promover a autodepuração da matéria orgânica lançada ao longo de seu curso (TEODORO, 2010).

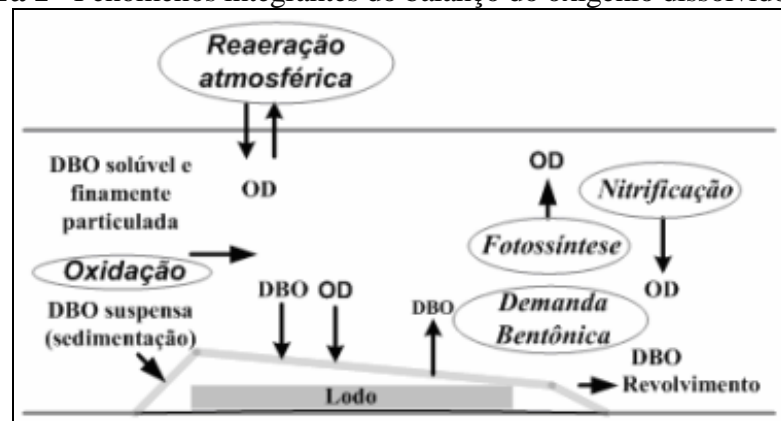
A DBO<sub>5</sub> é definida como a quantidade de oxigênio consumido pelos micro-organismos a fim de transformar compostos orgânicos em produtos estáveis e promover a oxidação do nitrogênio amoniacal e de espécies minerais reduzidas. Como o conceito de DBO<sub>5</sub> envolve tanto

matéria orgânica quanto oxigênio dissolvido, a DBO<sub>5</sub> pode ser representada pela DBO<sub>5</sub> remanescente, que representa a concentração de matéria orgânica que permanece na massa líquida em um determinado instante e a DBO<sub>5</sub> exercida que representa o oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até esse instante.

A assimilação da matéria orgânica em rios e córregos, chamada de autodepuração, pode ser entendida como a capacidade de receber certa quantidade de resíduos, degradá-los e convertê-los em produtos não nocivos ou benéficos (TEODORO, 2010). A autodepuração é um fenômeno que se caracteriza pelo restabelecimento do equilíbrio no meio aquático após alterações provocadas pelo lançamento de efluentes. (VON SPERLING, 2007). Este processo visa retornar gradativamente as características anteriores relacionadas à concentração de matéria orgânica (DBO<sub>5</sub>) e ao oxigênio dissolvido (OD).

O equilíbrio entre as fontes de consumo e produção de oxigênio também ocorre durante o fenômeno de autodepuração, já que os processos de reaeração atmosférica e fotossíntese são responsáveis pela oxigenação. A oxidação da matéria orgânica, a nitrificação e a demanda de oxigênio por sedimentos são responsáveis pela desoxigenação. Na Figura 1 apresentam-se os principais fenômenos interagentes do consumo de oxigênio.

**Figura 1** - Fenômenos integrantes do balanço do oxigênio dissolvido (OD).



Fonte: Von Sperling (2007).

A reaeração atmosférica é um dos principais fenômenos responsáveis pela inserção de oxigênio no corpo hídrico. Tal processo ocorre essencialmente por eventos físicos onde verifica-se a troca de moléculas gasosas entre o meio líquido e gasoso pela sua interface, fazendo com que a concentração de oxigênio na fase líquida aumente (VON SPERLING, 2007).

A decomposição da matéria orgânica por micro-organismos aeróbios, que também é de extrema relevância no processo de autodepuração, contribui para a redução da concentração de OD na água devido à respiração destes micro-organismos (ABRAHÃO, 2006).

A oxidação configura-se em um processo onde ocorre a remoção de elétrons de um determinado composto, enquanto a nitrificação utiliza o OD para converter compostos nitrogenados em nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Estes processos acabam por também consumir grandes quantidades de OD, assim como a matéria orgânica decantada em corpos hídricos, processo denominado demanda bentônica (TONON, 2014).

O fenômeno de autodepuração se desenvolve gradativamente ao longo do tempo e em toda extensão longitudinal do corpo hídrico receptor. Desta forma as regiões que compõem este fenômeno são classificadas em zona de águas limpas, zona de degradação, zona de decomposição ativa e zona de recuperação.

Segundo Andrade (2010), a zona de águas limpas está situada a montante do ponto de lançamento de efluente. Esta região é marcada pela não poluição e valores elevados de OD. A zona de degradação localiza-se à jusante do ponto de lançamento de efluente, apresenta redução inicial na concentração de OD e elevada concentração de matéria orgânica ( $\text{DBO}_5$ ). Na zona de decomposição ativa, a concentração de OD atinge seu valor mínimo (ponto crítico) fazendo com que os micro-organismos aeróbios sejam eliminados e a quantidade de fungos e bactérias seja reduzida, assim como a concentração de matéria orgânica e a turbidez. Por fim, a zona de recuperação é a região onde ocorre o aumento da concentração de OD e diminuição da  $\text{DBO}_5$ , pois está sendo estabelecido o equilíbrio anterior à poluição.

Neste contexto, foram desenvolvidos vários modelos matemáticos de qualidade de água voltados a análise dos efeitos de lançamentos de matéria orgânica em corpos d'água e estudo da autodepuração. Para Teodoro (2010), os modelos também são usados como mecanismo de vigilância, auxiliando na tomada de decisões a fim de que os propósitos ambientais sejam respeitados.

Historicamente, os pesquisadores Streeter e Phelps em 1925 desenvolveram a primeira formulação para estudo de poluição em rios. Este modelo é chamado de Modelo de Streeter-Phelps, no qual descreve o perfil do oxigênio dissolvido mediante o lançamento pontual de matéria orgânica em um corpo hídrico. No modelo, a simulação do oxigênio dissolvido (OD) é baseada na cinética da desoxigenação e reaeração.

O modelo Streeter-Phelps estabelece que a taxa de decomposição da matéria orgânica no meio aquático, também chamada de taxa de desoxigenação, é proporcional à concentração da matéria orgânica presente em um determinado tempo, sendo dada pela equação 1.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L \quad (1)$$

Onde: L = concentração de DBO<sub>5</sub> remanescente (mg/L); t = tempo (dias); K<sub>1</sub> = coeficiente de desoxigenação (1/d).

Com relação o processo de reaeração, assim como a desoxigenação, pode ser caracterizado por uma equação de primeira ordem, conforme equação 2.

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D \quad (2)$$

Onde: D = déficit de oxigênio dissolvido; t = tempo (dias); K<sub>2</sub> = coeficiente de reaeração (1/d).

Na literatura científica existem vários estudos que avaliam a qualidade da água e utilizam modelos matemáticos para estimar o déficit da concentração de oxigênio em águas superficiais, dentre eles, Gonçalves et al. (2012), Gastaldini et al. (2002), Conceição et al. (2007) e Sardinha et al. (2008).

Estudos do lançamento de esgoto doméstico *in natura* são importantes, pois quando lançadas quantidades maiores que a capacidade de autodepuração dos corpos receptores, além de afetarem a qualidade da água, se torna também um problema socioambiental e de saúde pública.

Assim como diversos municípios brasileiros, onde há tratamento precário do esgoto sanitário, Poços de Caldas, localizado no sul do estado de Minas Gerais, também apresenta um déficit no tratamento destes efluentes. Atualmente o município possui menos de 15% de esgoto tratado, sendo o restante lançado sem tratamento diretamente no rio Lambari.

O lançamento do efluente doméstico no rio Lambari ocorre a 30 km da área urbana, onde são lançados 86,40% do esgoto gerado diariamente. No local de lançamento, encontra-se em fase final de construção uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi realizar o estudo do processo de autodepuração no rio Lambari, na cidade de Poços de Caldas (MG), no trecho de lançamento pontual do esgoto doméstico e simular diferentes alternativas de tratamento da futura ETE a ser implantada no local.

## **Materiais e Métodos**



*Área de Estudo*

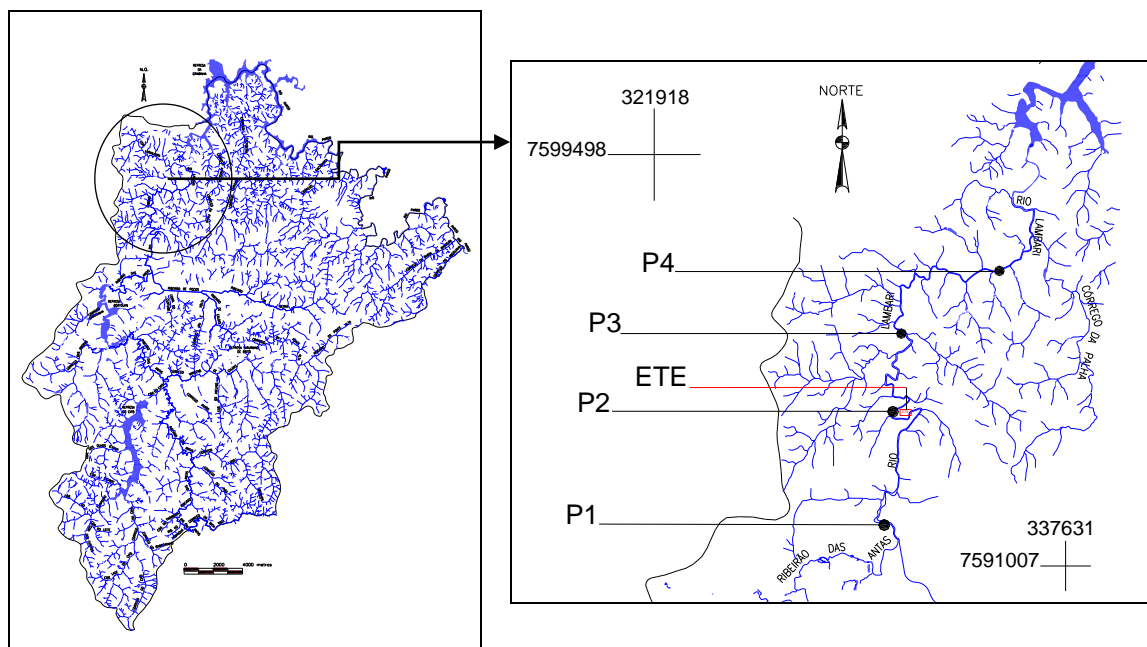
O município de Poços de Caldas está localizado ao sul do estado de Minas Gerais, inserido na borda ocidental da Serra da Mantiqueira (21°50'20"S e 46°33'53"W), possuindo uma população estimada de 164.912 habitantes em uma unidade territorial de 547,061 km<sup>2</sup> (IBGE, 2017).

A cidade possui em seus limites os seguintes municípios: ao norte, Botelhos e Bandeira do Sul, a leste, Caldas; ao sul, Andradas e a oeste os Municípios de Águas da Prata, São Sebastião da Gramma, Caconde e Divinolândia, sendo estes quatro últimos localizados no estado de São Paulo e os demais em Minas Gerais.

O rio Lambari é proveniente da junção dos ribeirões de Caldas e das Antas, sendo afluente do rio Pardo, que por sua vez, pertence à bacia do Rio Grande (COSTA, 2001).

A área estudada está localizada em um trecho do rio Lambari (Figura 2), localizado a noroeste do município, próximo das divisas com os municípios de Divinolândia (SP) e Botelhos (MG).

**Figura 2** - Bacia do rio Lambari e trecho estudado. Coordenadas geográficas em UTM.



Fonte: Dos autores.

No trecho de estudo é lançado 86,40% do esgoto doméstico (ponto P2) coletado da zona urbana do município sem tratamento (DMAE, 2013). Neste local, encontra-se em fase de

construção, uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) que será operada pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE).

### Avaliação da Qualidade da Água e Vazão

Para avaliação da qualidade da água e estudo da autodepuração, foram estabelecidos 4 (quatro) pontos de amostragem no trecho de lançamento do esgoto doméstico (P1 a P4). O ponto P1 localiza-se montante do lançamento, servindo como condição de contorno e referência ao estudo. A Tabela 1 apresenta a localização dos pontos e suas distâncias ao longo do trecho.

**Tabela 1** - Localização das estações de coletas do Rio Lambari, Poços de Caldas (MG) e distância entre os pontos.

Pontos	Descrição	Latitude (UTM)	Longitude (UTM)	Altitude (m)	Distância (km)
P1	Ponte situada na estrada do bairro Vale das Antas. Montante do lançamento.	7591854	333910	1232,0	0,00
P2	Ponte situada na área da ETE em construção. 0,2 km a jusante do lançamento.	7594157	334157	967,7	4,10
P3	Ponte situada na estrada do bairro Córrego das Antas. 3,0 km a jusante do lançamento.	7595794	334271	920,5	7,00
P4	Ponte localizada próxima a empresa Frigonossa. 9,2 km a jusante do lançamento.	7597089	336287	904,4	10,90

Organização: autores

As variáveis da qualidade da água medidas foram: temperatura (-10 a 55°C ± 0,3°C), pH (0 a 14 ± 0,1), condutividade elétrica (0 a 100 µS/cm ± 0,1%), sólidos totais dissolvidos (0 a 1000 mg/L ± 50,0 mg/L), turbidez (0 a 800 NTU ± 1,0 NTU) e oxigênio dissolvido (0 a 50 mg/L ± 0,2 mg/L). As medidas foram realizadas diretamente no leito do rio, sendo utilizado medidor multiparâmetro da marca Horiba, modelo U52-G.

A vazão do rio durante as coletas foi medida no ponto P3, e para determiná-la foi utilizado o método flutuador, que consiste em determinar a área da seção do rio e a velocidade média do fluxo de água que passa nesta seção (PALHARES *et al.*, 2007). O cálculo da vazão foi realizado de maneira indireta, utilizando-se da equação 3.

$$Q = AxVxC \quad (3)$$



Onde: A = área da seção do rio (m<sup>2</sup>); V = velocidade da água (m/s), C = coeficiente ou fator de correção (0,8 para rios com fundo pedregoso ou 0,9 para rios com fundo barrento), sendo neste estudo, utilizado o valor de 0,9.

As amostragens da qualidade da água e medidas de vazão foram realizadas durante os meses de outubro e novembro de 2016, sendo realizadas 03 coletas de campo.

### **Autodepuração e uso do Modelo Streeter-Phelps**

A autodepuração foi estudada através do modelo Streeter-Phelps. Na calibração do modelo foram utilizados os parâmetros  $K_1=1,15/d$  e  $K_2=0,85/d$ . Os demais dados de entrada para a execução do modelo foram obtidos por meio das medições em campo e dados existentes no Plano Diretor de Abastecimento de Água no Município de Poços de Caldas/MG (DMAE, 2013).

Segundo DMAE (2013), Poços de Caldas conta atualmente com duas estações de tratamento de efluentes sanitárias que tratam 72,40 L/s (13,40% do total). O restante do esgoto (459,50 L/s), 86,4% do total, são ainda lançados sem tratamento no rio Lambari. A concentração da DBO<sub>5</sub> de esgotos domésticos brutos apresentam um valor médio da ordem de 300,0 mg/L (VON SPERLING, 2007). Já a DBO<sub>5</sub> a montante do lançamento é função dos despejos que são lançados ao longo do curso hídrico até o ponto em questão, desta forma, para a condição de rio visualmente limpo, foi adotado o valor de DBO<sub>5</sub> de 2,0 mg/L, segundo Von Sperling (2007). O valor do oxigênio dissolvido em esgotos brutos (OD<sub>e</sub>) são nulos ou próximos a zero. (VON SPERLING, 2007).

A concentração de saturação de oxigênio (C<sub>s</sub>) foi obtida por meio da equação 04.

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3 \quad (4)$$

Onde: C<sub>s</sub> = concentração de saturação (mg/L) de OD (mg/L); T = temperatura da água (°C) no Ponto P1.

Ainda, para a execução do modelo adotou-se uma distância do trecho (d) de 130 km para melhor visualização dos resultados, e uma eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> (E) nula, uma vez que a ETE não encontra-se em operação. A Tabela 2 apresenta todos os dados de entrada utilizados no modelo Streeter-Phelps.

**Tabela 2 - Dados de entrada utilizados no modelo Streeter-Phelps.**

<b>Dados de Entrada</b>	<b>Valores utilizados</b>	<b>Fonte dos Dados</b>
Coeficiente K <sub>1</sub>	1,15/d	Calibração
Coeficiente K <sub>2</sub>	0,85/d	Calibração
Vazão do rio (Q <sub>r</sub> )	12,16 m <sup>3</sup> /s	Medidas em campo

Vazão do esgoto (Qe)	0,459 m <sup>3</sup> /s	DMAE (2013)
DBO <sub>5</sub> do rio (DBO <sub>5r</sub> )	2,00 mg/L	Von Speling (2007)
DBO <sub>5</sub> do esgoto (DBO <sub>5e</sub> )	300,00 mg/L	Von Speling (2007)
Oxigênio dissolvido do esgoto (ODe)	0,00 mg/L	Von Speling (2007)
Oxigênio dissolvido do rio (ODr)	6,71 mg/L	Medidas em campo
Concentração de Saturação OD (Cs)	7,45 mg/L	Calculado
Velocidade da água (V)	0,76 m/s	Medidas em campo
Eficiência remoção da DBO <sub>5</sub> na ETE	0 %	-
Distância de percurso (km)	130 km	-

Organização: autores

A resolução CONAMA 357/05 preconiza o limite mínimo de 5,00 mg/L de oxigênio dissolvido (OD) para rios de Classe 2 (BRASIL, 2005). Este limite foi utilizado para as simulações no modelo com relação à eficiência de tratamento da ETE. Desta forma, foram simulados tratamento da ordem de 70% e 80% de remoção da matéria orgânica (DBO<sub>5</sub>) pela ETE.

### Resultados e Discussão

A vazão (m<sup>3</sup>/s) média obtida no ponto P3 durante o período estudado foi de 12,33 m<sup>3</sup>/s. Os resultados da qualidade da água nos pontos de amostragem estão apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3** - Valores médios e desvio-padrão das variáveis de qualidade da água medidas nos pontos de amostragem.

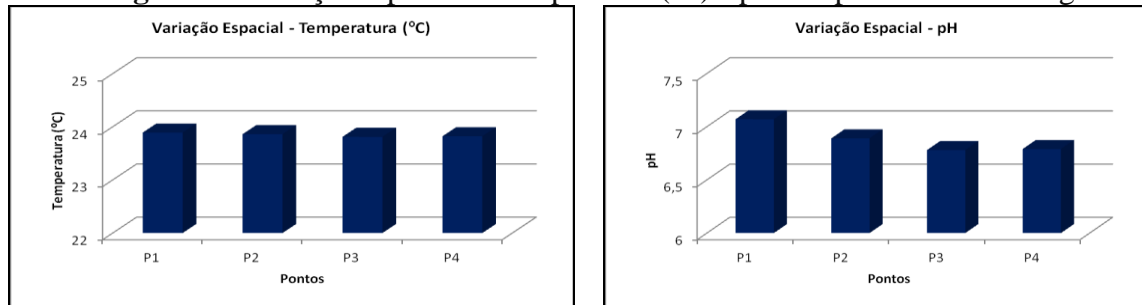
Pontos	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS/cm)	STD (mg/L)	Turbidez (NTU)	OD (mg/L)
<b>P1</b>	23,89 ± 0,58	7,07 ± 0,27	88,66 ± 4,16	57,33 ± 2,88	10,06 ± 2,83	6,71 ± 1,50
<b>P2</b>	23,86 ± 0,60	6,89 ± 0,42	95,00 ± 8,18	61,66 ± 4,72	15,43 ± 5,36	5,26 ± 0,25
<b>P3</b>	23,81 ± 0,64	6,78 ± 0,22	95,00 ± 7,55	61,66 ± 4,50	14,76 ± 4,80	4,80 ± 0,63
<b>P4</b>	23,82 ± 0,60	6,79 ± 0,07	99,66 ± 3,51	64,55 ± 2,51	16,16 ± 3,75	4,34 ± 0,08

Organização: autores.

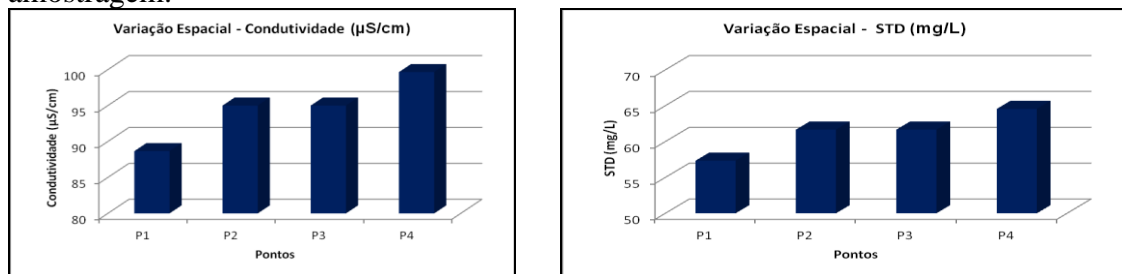
As Figuras 3 a 5 representam a variação espacial dos valores médios dos resultados obtidos nos 03 (três) dias de coleta.

A temperatura influencia em inúmeros parâmetros físico-químicos da água, dentre eles a aceleração ou retardamento da atividade biológica, no processo de absorção de oxigênio e também na precipitação de compostos (HERMES E SILVA, 2004) Todos os corpos hídricos apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano. No entanto, sua variação fora dos limites de tolerância térmica de alguns organismos, causa impactos sobre o crescimento e reprodução, assim como perda de gases pela água, gerando maus odores e desequilíbrio ecológico (CETESB, 2016).

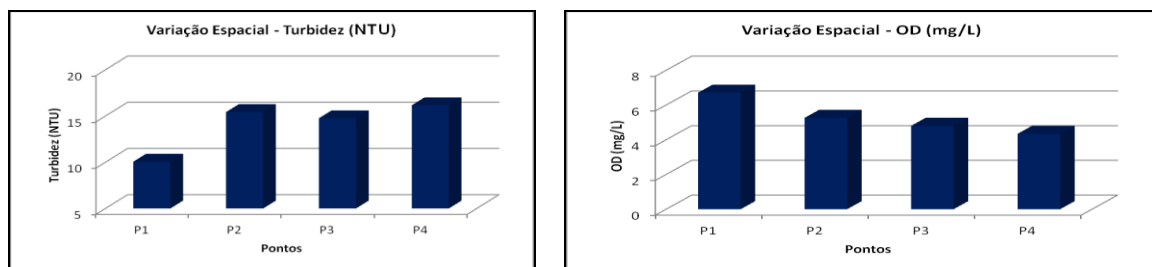
**Figura 3 -** Variação espacial da temperatura (°C) e pH dos pontos de amostragem.



**Figura 4 -** Variação espacial da condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e STD ( $\text{mg}/\text{L}$ ) dos pontos de amostragem.



**Figura 5 -** Variação espacial da turbidez (NTU) e OD ( $\text{mg}/\text{L}$ ) dos pontos de amostragem.



Os resultados obtidos da temperatura da água demonstraram que houve pouca variação entre os pontos de coleta, podendo ser considerada estável em toda extensão estudada. Isto pode indicar que mesmo havendo o lançamento de esgoto ao longo do curso d'água, este não influencia de maneira direta a temperatura do corpo hídrico, sendo assim, a temperatura do efluente lançado pode ser considerada similar ao do corpo hídrico, em torno de 24°C, estando entre os dados apresentados pela literatura, sendo a temperatura média do esgoto bruto de Poços de Caldas de 22,2 °C (DMAE, 2013), e entre 26 a 28 °C segundo FURTADO et al. (2009).

O potencial hidrogeniônico (pH), logaritmo negativo da atividade do íon hidrogênio em uma solução, é utilizado para medir o grau de acidez, neutralidade ou alcalinidade de soluções. Este parâmetro está diretamente relacionado aos efeitos fisiológicos nas espécies, a precipitação

de metais pesados e a solubilidade de nutrientes da água, sendo capaz de oferecer indícios sobre a qualidade de um corpo hídrico ou sobre que tipo de poluente químico está presente na água (WEINBERG, 2013). Segundo Hermes e Silva (2004), o pH apresenta mudanças ao longo do dia, por conta devido à processos bioquímicos ocorrentes nas águas, que podem ser influenciados pela incidência da radiação solar.

O comportamento do pH registrado no presente estudo indicou uma variação mais significativa na transição dos pontos P1 e P2, e a partir de então, apesar de uma leve queda, se mantém praticamente estável até o fim do trecho estudado, porém sem sinais de uma retomada de valores. Esta variação deve-se ao lançamento de efluentes domésticos, conforme observado em diversos outros estudos (LOPES et al. 2010, MELO et al. 2011), mas ainda assim, o corpo receptor obteve valores de pH dentro dos limites impostos pela Resolução CONAMA 357/05 para rios Classe 2 (6 a 9). Os valores obtidos no presente estudo são maiores que ambos apresentados por Tonon (2014) de 6,6 e (DMAE, 2013), de 6,62.

A condutividade é a expressão numérica da capacidade de conduzir corrente elétrica de uma solução, dependendo de concentrações iônicas e da temperatura, indicando a quantidade de sais existentes na coluna d'água, sendo uma medida indireta de concentração de poluentes (CETESB, 2016). Os sólidos totais dissolvidos (STD) são todas as partículas presentes nos corpos hídricos, exceto gases dissolvidos, podendo ser classificados com base em seu tamanho e características químicas.

Os resultados de condutividade e STD permitiram observar um aumento gradativo nos valores ao longo dos pontos de coleta, indicando a influência do lançamento pontual de esgoto doméstico a partir do ponto P2. Este comportamento se deve ao aumento de partículas iônicas na água e como consequência, o aumento da capacidade de condução de corrente elétrica.

Desta maneira, a influência do lançamento do esgoto *in natura* no ponto P2 pode ser observada de forma acentuada quando comparados os pontos P1 e P4, que apresentam condutividade  $88,66 \pm 4,16$  e  $99,66 \pm 3,51$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente, e STD  $57,33 \pm 2,88$  e  $64,55 \pm 2,51$   $\text{mg}/\text{L}$ , respectivamente.

A turbidez é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar uma amostra de uma solução aquosa. Esta atenuação pode ser provocada devido à presença de sólidos em suspensão, presentes em esgotos domésticos e diversos efluentes industriais, sendo que a alta turbidez reduz a fotossíntese da vegetação enraizada submersa e das algas. As análises realizadas sobre os valores de turbidez mostram um aumento significativo conforme a variação

espacial do trecho estudado, apresentando um salto mais significativo de valores entre os pontos P1 e P2. Este aumento pode ser explicado devido ao despejo do esgoto doméstico neste trecho o qual se mantém nos pontos P3 e P4. Os valores de turbidez obtidos estão abaixo dos limites permissíveis pela legislação ( $\leq 100$  NTU). Comparando mais uma vez os dados, têm-se valores acima dos obtidos por Tonon (2014), (10,8 NTU) e abaixo de (DMAE, 2013), (20,91 NTU), podendo ser explicado tal variação pelo regime de chuvas durante cada análise, pois neste trabalho as coleta foram realizadas no início do período chuvoso.

Além de ser essencial para a sobrevivência de organismos aeróbios, o oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro primordial para se caracterizar efeitos da poluição de águas por despejos orgânicos. Os corpos hídricos que recebem alta concentração de poluentes apresentam baixa concentração de OD, pois o mesmo é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Enquanto águas limpas apresentam altas concentrações de OD, as águas eutrofizadas (ricas em nutrientes) podem apresentar concentrações de OD muito elevadas, levando à supersaturação. Este fenômeno ocorre em corpos d'água com excessivo crescimento de algas devido à fotossíntese (VON SPERLING, 2007).

Os resultados de OD apresentaram valores em queda significativa ao longo do trecho estudado, com destaque na variação entre o ponto P1, a montante do lançamento do esgoto e o ponto P2, onde o esgoto é lançado.

Estes resultados podem ser explicados pela utilização do oxigênio dissolvido na água no processo de decomposição da matéria orgânica, a qual o esgoto doméstico é rico, ocorrendo a brusca depleção na concentração de oxigênio na água, a partir de uma determinada distância a jusante do ponto de lançamento, podendo diminuir a concentração de oxigênio até se atingir níveis prejudiciais à biota aquática, já que a demanda por oxigênio supera sua reposição pelo processo de reaeração (NUNES, 2008).

Nos pontos P3 e P4, as concentrações obtidas ficam abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de Classe 2 ( $OD \geq 5,0$  mg/L). Comparando os valores novamente com a literatura referente à área de estudo, notamos valores maiores que os apontados por Tonon, 2014, (2,4 mg/L) e menores que os de DMAE (2013) de 5,99 mg/L. Os dados acima evidenciaram que a partir do trecho onde é lançado o esgoto *in natura* no rio Lambari (P2), existe a decomposição de matéria orgânica e a consequente diminuição do oxigênio dissolvido na água juntamente com o aumento dos demais parâmetros que refletem na qualidade do corpo hídrico. Este evento pode ser ocasionado tanto pela ação antrópica no trecho estudado, como pelo despejo

do esgoto doméstico, outros processos naturais, ou até mesmo decomposição de material orgânico das margens e do entorno carregados para o corpo d'água.

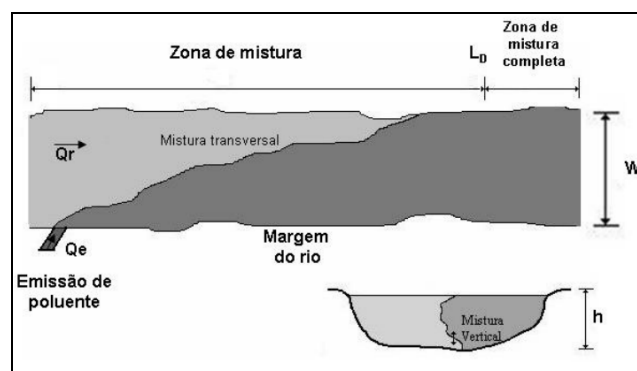
Apesar do ponto P4 apresentar-se como ponto crítico, ou seja, onde a concentração de OD é menor, todo o trecho em estudo, com exceção do ponto P1, também se encontra comprometido, não se enquadrando na Resolução CONAMA 357/05.

O acentuado decaimento da concentração de OD à partir do ponto P1, evidencia que os pontos P2, P3 e P4 provavelmente encontram-se na zona de mistura do corpo hídrico.

Através do estudo da zona de mistura é possível compreender o fluxo, a dispersão e a decomposição dos compostos presentes nos efluentes lançados em canais naturais, sendo de extrema importância para a solução de vários problemas presentes no descarte de efluentes nos rios, como a escolha do melhor ponto de lançamento de um efluente, a determinação da distância necessária para a dispersão e mistura deste efluente e a distância para que ocorra a degradação completa das substâncias presentes neste lançamento (MACHADO *et al.*, 2006).

A Figura 6 representa um esquema da zona de mistura. A partir do lançamento de uma vazão constante do efluente na lateral do corpo receptor, à medida que se percorre o leito do rio, a pluma formada pelo efluente vai se expandindo ao longo da zona de mistura até atingir a zona de mistura completa, onde não há mais dispersão significativa.

**Figura 6** - Esquema da dispersão de efluentes na zona de mistura.



Fonte: Machado (2006).

Com referência na Resolução CONAMA 357/05, se comparado os dados obtidos no presente trabalho, pode-se observar o não atendimento ao limite estabelecido ( $OD \geq 5,00$  mg/L) referente ao oxigênio dissolvido para os pontos P3 e P4, onde foram encontrados valores inferiores a 5,00 mg/L.



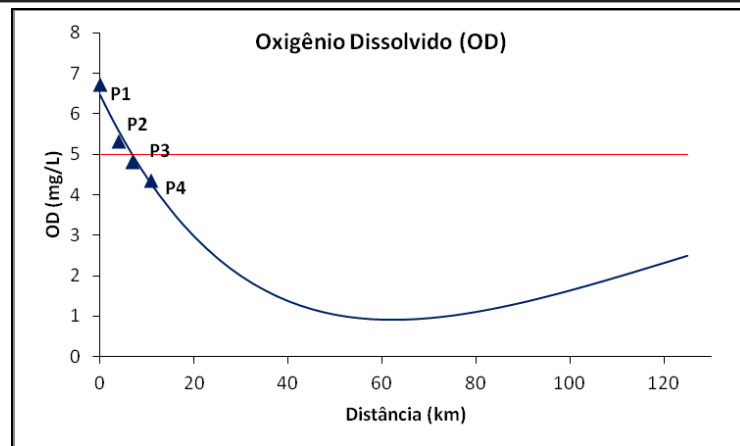
No Brasil não é dado um limite dos valores de condutividade pela Resolução CONAMA 357/05, porém, pode se observar que os valores de condutividade encontrados no Rio Lambari são relativamente baixos, uma vez sendo este um corpo de água doce que não apresenta contaminação industrial apreciável. Entretanto, os demais parâmetros analisados contemplam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05.

Neste contexto, durante todo o percurso estudado, a qualidade da água é alterada de uma forma gradativamente negativa sem uma estabilização dos parâmetros de qualidade, fato já esperado devido ao lançamento do esgoto *in natura* no corpo hídrico e a extensão relativamente curta estudado do mesmo. Ressalta-se a impossibilidade de um estudo com extensões maiores devido à incapacidade de coleta de dados em seções posteriores, pois no corpo hídrico em questão há uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH), alterando completamente a dinâmica do curso em questão.

Sendo assim, pode-se caracterizar o trecho estudado conforme as zonas de autodepuração como sendo: ponto P1 como zona de águas limpas e os pontos P2, P3 e P4 como integrantes da zona de mistura, que também se comporta como zona de degradação, uma vez que os parâmetros observados nestes pontos são de contínuo decréscimo nos valores, indicando assim que eles ainda estão contidos na zona de mistura do efluente.

O perfil do oxigênio dissolvido (OD) obtido através do modelo Streeter-Phelps e os pontos de amostragem utilizados para ajuste da curva estão representados na Figura 7. O resultado indica que a situação atual do lançamento de esgoto sem tratamento, provoca significativo impacto nos valores de OD. A partir do ponto P3, os valores deixam de atender a Resolução CONAMA 357/05 e durante a distância total simulada. É importante salientar que o rio Lambari tem sua foz no rio Pardo a 14 km do lançamento do esgoto, portanto o rio não apresenta capacidade de autodepuração para a carga lançada.

**Figura 7** - Perfil do OD da Aplicação 02 do Modelo de Streeter-Phelps.

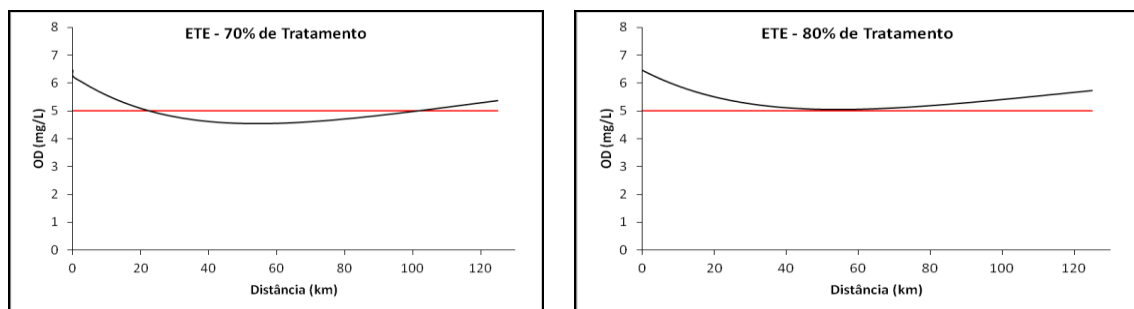


As simulações realizadas com a instalação da ETE com uma eficiência de 70% e 80% de tratamento estão representadas na Figura 8.

É possível constatar que a operação da ETE com uma eficiência de remoção 70% da DBO<sub>5</sub> do efluente, ainda não será possível o atendimento da legislação pertinente, pois o valor de OD mínimo obtido foi de 4,55 mg/L.

Para a simulação com 80% de eficiência, os resultados obtidos foram satisfatórios, onde foi obtido o valor mínimo de OD de 5,05 mg/L, atendendo a Resolução CONAMA 357/05.

**Figura 8** - Simulação de 70% e 80% de eficiência de tratamento da ETE a ser construída na área.



## Conclusão

- Mediante a avaliação dos parâmetros coletados em campo, foi possível observar o não atendimento dos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA 357/05. Tal fato se deve aos efeitos do lançamento *in natura* que ocorre no local.
- Ao longo do trecho em estudo do rio Lambari observou-se acentuada redução da concentração de OD, sendo a maior variação observada entre os pontos P1 e P2, uma vez

que o ponto P1 situa-se a montante do lançamento do esgoto, enquanto o ponto P2 localiza-se onde o esgoto é lançado. A redução do OD deve-se a necessidade de sua utilização na água para as bactérias realizarem a degradação da matéria orgânica. Esta situação evidencia a necessidade de maior eficiência do tratamento do efluente antes que o mesmo seja lançado no corpo hídrico, o que poderá ser possível com a operação da ETE.

- A aplicação do modelo Streeter-Phelps foi adequada para o entendimento do perfil do OD no trecho estudado. As simulações indicaram que para o atendimento a Resolução CONAMA 357/05, o tratamento mínimo da ETE deve ser de 80% de remoção da DBO<sub>5</sub> lançada atualmente sem tratamento no rio Lambari.
- Após a implantação e operação da ETE, sugere-se a execução de um novo estudo onde deverão ser analisadas outras variáveis de qualidade da água, tais como coliformes termotolerantes, fósforo total e amônia, a fim de identificar se a ETE está sendo eficiente no processo de tratamento do efluente doméstico.

## Referências

- ABRAHÃO, R. *Impactos do lançamento de efluentes na qualidade da água do Riacho Mussuré*. 2006. Dissertação (Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba, UFPB, João Pessoa, 2006.
- ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. *Revista da Biologia*. v.5. Vitória (ES), 2010. DOI: <https://doi.org/10.7594/revbio.05.04>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 25 mai. 2017.
- CETESB. *Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo*. 2016. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>> Acesso em: 30 jan. 2017.
- CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; BONOTTO, D. M. Hydrochemical Relationships at Meio Stream Watershed, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 37, n. 2, p. 389-401, 2007. DOI: 10.25249/0375-7536.2007373390401

COSTA, P. C.; Garcia, (Coord.). *Projeto hidrogeoambiental das estâncias hidrominerais da Companhia Mineradora de Minas Gerais – COMIG – Estância Hidromineral de Poços de Caldas – Rel. Técnico COMIG/Fundação Gorceix, 2001.*

DMAE, DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE POÇOS DE CALDAS. *Plano diretor de Esgotamento Sanitário do Município de Poços de Caldas /MG.* Hydros Engenharia Ltda – Relatório Geral, N° DM615.RE.PC102, 2013.

FURTADO, A. L. F. F.; CALIJURI, M. do C.; LORENZI, A. S.; HONDA, R. Y.; GENUÁRIO, D. B.; FIORE, M. F. Morphological and molecular characterization of 116 cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. *Hydrobiologia*, p. 195 – 209, 2009. DOI: 10.1007/s10750-009-9728-6

GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F.; PAZ, M. F. Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do Rio Ibicuí utilizando o modelo QUAL2E. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 7, n. 3/4, p. 129 -138, 2002.

GONÇALVES, J. C. S. I. *Desenvolvimento de modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE.* 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, USP, São Carlos, 2009. DOI: 10.11606/D.18.2009.tde-28042009-135617

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 - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. Taubaté, v. 7, n. 3, p. 141-154, 2012. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.894>

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

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. *Cidades*. Disponível em <<http://www.cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/mg/pocos-de-caldas/panorama>>. Acesso em 05 mai. 2017.

LOPES, F.W.A.; JÚNIOR, A.P.M. Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas. *Revista Geografias*, v. 6, n. 2, p. 134-147, 2010.

MACHADO, M.B. *Modelagem tridimensional da dispersão de poluentes em rios*. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2006.

MELO, A.T.; SANTOS, A.H.; MAGALHÃES, A.A.; ROCHA, C.P. Avaliação e modelagem da qualidade da água e capacidade de autodepuração do Rio do Peixe. In: XIV CONGRESSO MUNDIAL DA ÁGUA, 2011, Porto de Galinhas, *Anais...Porto de Galinhas (PE)*, 2011.

NUNES, D.G. *Modelagem da autodepuração e qualidade da água do Rio Turvo Sujo*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

PALHARES, J. C. P.; RAMOS, C.; KLEIN, J. B.; LIMA, J. M. M.; MULLER, S.; CESTONARO, T. *Medição da Vazão em rios pelo Método do Flutuador*. Embrapa, Concórdia - SC, 2007.

SARDINHA, D. S. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, V.13, n°3, p.329-338, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522008000300013>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015*. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, fevereiro de 2017.

TONON, K. *Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter Phelps e QUAL-UFMG na bacia do rio Lambari – Poços de Caldas (MG)*. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental). Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal de Alfenas. 2014.167p.

TEODORO, A. *Estudo da capacidade de autodepuração e diluição de efluentes no Rio Taquarizinho*. 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS, Campo Grande, 2010.

VON SPERLING, M. *Estudos e Modelagem da qualidade da água em rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2007. 588p.

WEINBERG, A. *Uso de Índices de Qualidade de Água para a Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Guandu*. Projeto de Graduação. Engenharia Ambiental. Escola Politécnica. UFRJ. Rio de Janeiro. 2013, 166p.