
BALANÇO DE OXIGÊNIO NO RIO TURVO SUJO-MG EM DIFERENTES ÉPOCAS DO ANO

Flávia Mariani Barros¹, Mauro Aparecido Martinez², Antonio Teixeira de Matos², Paulo Roberto Cecon³, Débora Astoni Moreira⁴

RESUMO

Neste trabalho teve-se como objetivo a obtenção dos coeficientes de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2), no rio Turvo Sujo, em diferentes épocas do ano, e a comparação dos valores de K_2 obtidos e estimados por meio de equações baseadas em variáveis hidráulicas. Para isso, realizaram-se coletas de água e medições de vazão em quatro épocas do ano. O coeficiente K_1 foi obtido pelo ajuste de regressão não linear e os valores de K_2 por meio da equação de Streeter & Phelps. Observou-se que os valores estimados de K_1 estão dentro dos valores citados na literatura para rios com águas limpas e, ou, efluentes secundários. Os valores de K_2 aproximaram-se dos valores típicos de grandes rios com velocidade normal. Na época chuvosa, os valores de K_1 foram mais altos que na época seca. Os valores de K_2 foram inversamente proporcionais aos valores da vazão do rio, sendo esses superestimados na maioria dos casos em que se utilizaram equações baseadas em variáveis hidráulicas para estimação deste coeficiente.

Palavras-chave: coeficiente de reaeração; coeficiente de desoxigenação; poluição hídrica.

ABSTRACT

OXIGEN BALANCE OF THE TURVO SUJO RIVER SITE AT DIFFERENT PERIODS OF THE YEAR

The objective of this work were to quantify the desoxygenation (K_1) and reaeration (K_2) coefficients of the Turvo Sujo river in different periods of the year and the comparison of the K_2 values obtained and the estimated through the equations based on hydraulic variables. Water samples were collected and the flow rates were measured in four periods of the year. The K_1 was obtained by nonlinear regression and K_2 was obtained using Streeter & Phelps equation. The estimated K_1 values were within the typical values for water clean rivers and/or secondary effluent mentioned in the literature. The K_2 approached to the typical values of the big rivers with normal speed. In the rainy season the values of K_1 were higher than dry season. Values of K_2 were inversely proportional to the values of the flow rate river. In the majority of cases the K_2 values were overestimated when used equations based in hydraulic variables for estimate of this coefficient

Keywords: reaeration coefficient; desoxygenation coefficient; water pollution.

Recebido para publicação em 14/07/2008. Aprovado em 13/05/2010

1- Engenheiro Agrônomo, Professora UESB, mariamariani@yahoo.com.br

2- Engenheiro Agrícola, Professor do Departamento de Engenharia agrícola/DEA-UFV, mmauro@ufv.br; atmatos@ufv.br

3- Engenheiro Agrônomo, Professor do Departamento de Informática/DET-UFV, cecon@dpi.ufv.br

4- Bacharel em Química, Pós-doutoranda do Departamento de Engenharia agrícola/DEA-UFV, deboraastoni@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição de um curso de água por matéria orgânica é o decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido, causado pela respiração dos micro-organismos envolvidos na degradação do material orgânico. Segundo Matos (2004), a quantidade de oxigênio necessária para que micro-organismos aeróbios mineralizem o material orgânico carbonáceo de uma amostra de água é equivalente à quantidade de carbono orgânico biodegradável presente nela.

O consumo de oxigênio dissolvido pode ser medido utilizando-se o teste denominado Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), o qual é, basicamente, governado pelo coeficiente de desoxigenação (K_1) que, por sua vez, varia de acordo com a composição e a concentração do material orgânico oriundo das fontes de poluição (ALMEIDA, 2006).

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente processa-se segundo uma reação de primeira ordem, em que a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente, em um tempo qualquer. Assim, quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação.

O coeficiente de desoxigenação depende do tipo da matéria orgânica e do grau de tratamento, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (VON SPERLING, 1996). Efluentes tratados possuem, por exemplo, taxa de degradação mais lenta, pelo fato de a maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais vagarosa.

A reaeração atmosférica é, frequentemente, um dos principais fatores responsáveis pela introdução de oxigênio no meio líquido (COX, 2003). A taxa de transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida dá-se, basicamente, por meio de dois mecanismos: difusão molecular e difusão turbulenta (VON SPERLING, 1996).

A cinética de reaeração, da mesma forma que a de desoxigenação, também pode ser caracterizada por uma reação de primeira ordem, na qual a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente deste gás. Quanto maior o déficit de oxigênio da massa líquida, maior a taxa de transferência em direção a esta massa. Em vista disso, caso haja algum consumo do gás dissolvido na fase líquida, o principal fluxo de transferência é na direção gás-líquido, atuando no sentido de restabelecer o

equilíbrio.

Cursos de água rasos e mais velozes tendem a possuir maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à maior mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície. Baseados nisso, vários pesquisadores desenvolveram equações visando a prever K_2 a partir de variáveis hidráulicas (O'CONNOR; DOBBINS, 1956; BENNETT; RATHBURN, 1972). Porém, segundo Cox (2003), nenhum dos modelos avaliados de simulação do processo de absorção de oxigênio em fluxos de canais abertos foi suficientemente desenvolvido para, sozinho, prever o coeficiente de reaeração com acurácia, utilizando-se apenas valores médios de variáveis hidráulicas.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi quantificar, em diferentes épocas do ano, os coeficientes de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2), a jusante do encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, ambos localizados na cidade de Viçosa-MG, e comparar os valores de K_2 obtidos, utilizando-se a equação de Streeter e Phelps, com valores obtidos por meio de equações baseadas em variáveis hidráulicas do curso de água.

MATERIAL E MÉTODOS

A área deste estudo abrange um trecho, localizado no rio Turvo Sujo-MG, pertencente à bacia hidrográfica do rio Doce. Esta bacia está compreendida entre as coordenadas geográficas 42° 40' e 43° 00' de longitude Oeste e 20° 39' e 20° 55' de latitude Sul, abrangendo parte dos municípios de Viçosa, Cajuri, Coimbra, Teixeira e Guaraciaba, no Estado de Minas Gerais (SANTOS, 2001). Apresenta altitude média de 775 metros, com cotas extremas de 600 e 945 metros (SANTOS, 2001).

O trecho estudado foi escolhido com base nas fontes de poluição, sendo a escolha feita a partir de um trecho localizado após uma fonte pontual de poluição e, posteriormente, sem contribuições de fontes de poluição significativas durante o percurso. O ponto de amostragem (coordenadas 20° 43' 57,4" S, 42° 53' 32,2" O) foi localizado aproximadamente, a 200 m do encontro do ribeirão São Bartolomeu com o rio Turvo Sujo, sendo o ribeirão São Bartolomeu considerado a fonte pontual inicial de poluição, por receber grande parte do esgoto da cidade de Viçosa-MG.

As coletas das amostras de água foram realizadas com três repetições em quatro épocas distintas, coincidentes com as estações do ano: outono, inverno,

primavera e verão, com o objetivo de se avaliar os coeficientes K_1 e K_2 , sob diferentes vazões do curso de água.

As amostras de água coletadas em cada ponto do rio foram do tipo simples, coletadas na calha central deste, na profundidade de 15 a 20 cm (CETESB, 1988), sendo este procedimento sempre realizado na parte da manhã. Estas foram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo e transportadas ao Laboratório de Qualidade da Água, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, para análise.

As medições das velocidades e o cálculo das vazões foram realizados nas diferentes estações do ano. Para a medição da velocidade da água, foram fixadas estacas, nas margens direita e esquerda do rio, sendo essas ligadas por uma corda. Em seguida, com o auxílio de um barco, preso por meio de um gancho à corda e previamente preparado e adaptado para o posicionamento do molinete, foram realizadas as medições da velocidade da água no rio Turvo Sujo.

A velocidade do curso de água, em cada local de amostragem, foi determinada com o auxílio de um molinete hidrométrico marca M. N. L. 7, e, a área da seção transversal, por meio de levantamento batimétrico local, segundo metodologia descrita por Pruski *et al.* (2006). As posições horizontais e verticais do molinete para as determinações da velocidade média foram definidas de acordo com a largura e profundidade do curso de água, conforme metodologias apresentadas respectivamente por Almeida (2006) e Pruski *et al.* (2006).

Para cálculo da velocidade por ponto de profundidade, foram utilizadas as Equações 1 e 2, aferidas pelo fabricante para o molinete em questão:

$$V_{pp} = 0,019066692 + 0,237607735N \quad (1)$$

(para $N \leq 0,42$)

$$V_{pp} = -0,002113104 + 0,287499846N \quad (2)$$

(para $N \geq 0,42$)

em que ,

V_{pp} = velocidade por ponto em cada intervalo ($m s^{-1}$); e N = número de voltas da hélice do molinete por segundo.

Para cálculo da vazão em cada subseção do curso de água, foi obtida a área desta, a qual foi multiplicada pela velocidade média correspondente. A vazão total da seção foi obtida pela soma das

vazões em cada subseção considerada.

Para a obtenção do coeficiente de desoxigenação (K_1), amostras coletadas de água foram incubadas, sob temperatura de 20 °C, utilizando-se o mesmo procedimento para determinação da DBO (APHA, 1995), por períodos de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19 e 21 dias. Com base nos valores de DBO exercida, obtidos ao longo de diferentes tempos de incubação, foram determinados os valores dos parâmetros K_1 e L_0 , por meio de análise de regressão não linear (Equação 3):

$$Y = L_0(1 - e^{-K_1 t}) \quad (3)$$

em que,

Y = DBO exercida em um tempo t ($mg L^{-1}$);

L_0 = DBO remanescente em $t=0$ ou demanda última de oxigênio ($mg L^{-1}$);

K_1 = coeficiente de desoxigenação (d^{-1}); e

t = tempo (d).

Os valores obtidos, utilizando-se a Equação 3, foram comparados aos valores médios tabelados (Quadro 1), apresentados em von Sperling (1996):

O déficit de oxigênio (D_0) no rio foi obtido por meio da diferença entre a concentração de saturação de oxigênio e a concentração existente em determinado tempo.

O coeficiente de reaeração (K_2) foi obtido utilizando-se a equação desenvolvida por Streeter & Phelps (1925), isolando-se esta variável e substituindo todas as outras, constantes na Equação 4, por valores medidos ou obtidos no trecho do curso de água em análise:

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t} \right] \quad (4)$$

em que,

C_t - concentração de oxigênio dissolvido em um dado instante t ($mg L^{-1}$);

C_s - concentração de saturação de oxigênio ($mg L^{-1}$);

K_1 - coeficiente de desoxigenação (d^{-1});

K_2 - coeficiente reaeração (d^{-1});

L_0 - Demanda Última de Oxigênio, logo após a mistura ($mg L^{-1}$);

$$t - \text{tempo (d); e} \quad K_2 = mQ^n \quad (5)$$

C_0 – concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1}).

$$K_2 = a V^b H^{-c} \quad (6)$$

Os valores obtidos, utilizando-se a Equação 4, foram comparados aos valores médios tabelados (Quadro 2), apresentados em von Sperling (1996):

Por meio de regressão entre os valores K_2 obtidos em cada época do ano avaliada, e os correspondentes valores de vazão e os valores de velocidade e profundidade do rio Turvo Sujo, foram ajustados os parâmetros das Equações 5 e 6, propostas por von Sperling (1996) para relacionar respectivamente K_2 e vazão, e K_2 com velocidade e profundidade do curso de água.

em que,

K_2 = coeficiente de reaeração (d^{-1});

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

V = Velocidade média do curso de água (m s^{-1});

H = profundidade média do curso de água (m); e

M, n, a, b, c = parâmetros a serem ajustados.

Os valores de K_2 também foram estimados por meio de equações (Quadro 3), formuladas por O'Connor e Dobbins (1956), Bennett e Rathburn (1972), Owens *et al.* (1964), e equações

Quadro 1. Valores típicos de K_1 (base e, 20 °C)

Origem	K_1 (dia^{-1})
Água residuária concentrada	0,35 - 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 - 0,40
Efluente primário	0,30 - 0,40
Efluente secundário	0,12 - 0,24
Rio com águas limpas	0,09 - 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: adaptado de Fair *et al.* (1973) e Arceivala (1981), citados por von Sperling (1996).

Quadro 2. Valores típicos de K_2 (base e, 20 °C) para cursos de água sob diferentes condições de escoamento

Corpo de água	K_2 (dia^{-1})	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagorosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas de água	>1,15	>1,61

Fonte: Fair *et al.* (1973) e Arceivala (1981) citados por von Sperling (1996).

Quadro 3. Equações para estimação do coeficiente K_2 , segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e, 20 °C)

Equação	Faixa de aplicação			Referência
	Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Velocidade média (m s^{-1})	Profundidade média (m)	
$K_2 = 3,952 V^{0,5} H^{-1,5}$	-	0,06-1,28	0,27-11,28	O'Connor e Dobbins (1956)
$K_2 = 5,5773 V^{0,607} H^{-1,689}$	0,08-489	0,04-1,52	0,12-3,48	Bennett e Rathburn (1972)
$K_2 = 5,3 V^{0,67} H^{1,67}$	-	0,05-1,50	0,1-0,6	Owens <i>et al.</i> (1964)

propostas por Almeida (2006) para o Rio Pomba-MG (Equações 7 a 10), as quais utilizam variáveis hidráulicas do rio para a estimação deste coeficiente. Estes valores foram comparados aos obtidos por meio da estimação do K_2 utilizando-se a Equação 4.

Período seco

$$K_2 = 0,1562 V^{0,2894} H^{-2,6684} \quad R^2 = 0,80 \quad (7)$$

$$K_2 = 0,7821 V^{0,1784} H^{0,6701} \quad R^2 = 0,01 \quad (8)$$

Período chuvoso

$$K_2 = 0,1353 V^{1,5010} H^{-3,5582} \quad R^2 = 0,91 \quad (9)$$

$$K_2 = 1,8022 V^{0,9962} H^{0,4756} \quad R^2 = 1,00 \quad (10)$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de vazão, velocidade, coeficiente de desoxigenação, demanda bioquímica última de oxigênio e déficit inicial de oxigênio, no local estudado, estão apresentados no Quadro 4.

A demanda última de oxigênio foi maior no período de menor vazão, juntamente com o maior déficit inicial de oxigênio no mesmo período (Quadro 4), fato que pode ser justificado, pois, nesta época, o menor volume de água fez com que os poluentes se encontrassem mais concentrados no rio.

Na Figura 1, está apresentada a evolução da DBO em função do tempo, de acordo com os parâmetros ajustados da Equação 3, para as diferentes vazões, indicando a influência do coeficiente K_1 na progressão da DBO para amostras com valores de

DBO_5 e L_0 diferentes.

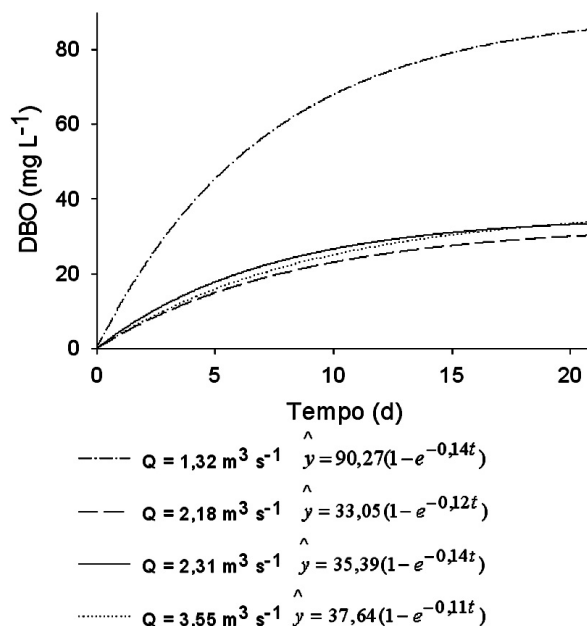


Figura 1. Curvas da evolução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no rio Turvo Sujo sob diferentes vazões (Q).

Comparando-se os valores de K_1 obtidos para o rio Turvo Sujo (Quadro 4), com os valores típicos deste coeficiente (Quadro 1), observa-se que estes valores estão dentro da faixa de valores de rios com águas limpas ou efluente secundário.

Nota-se que, na época das chuvas, primavera e verão, cujas vazões foram, respectivamente, 1,32 e 2,31 $m^3 s^{-1}$, o coeficiente de desoxigenação foi mais alto que na época da seca (outono e inverno); esse fato pode ser decorrente da maior concentração de matéria orgânica carregada para o rio por causa do escoamento superficial e às temperaturas mais elevadas ocorridas. Segundo Almeida (2006), o coeficiente de desoxigenação varia de acordo com a temperatura, já que esta tem grande influência

Quadro 4. Valores de vazão (Q), velocidade (V), coeficiente de desoxigenação (K_1), demanda última de oxigênio (L_0), déficit de oxigênio (D_0) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) em diferentes vazões no rio Turvo Sujo

Estações do ano	Q ($m^3 s^{-1}$)	V ($m s^{-1}$)	K_1 (dia^{-1})	L_0 ($mg L^{-1}$)	D_0 ($mg L^{-1}$)	DBO_5 ($mg L^{-1}$)
Primavera	1,32	0,33	0,14	90,27	3,18	41,34
Inverno	2,18	0,47	0,12	33,05	1,83	15,00
Verão	2,31	0,38	0,14	35,39	1,77	18,00
Outono	3,55	0,57	0,11	37,64	2,23	17,74

no metabolismo microbiano, com a composição e a concentração do material orgânico oriundo das fontes de poluição.

Almeida (2006), com o objetivo de quantificar o coeficiente K_1 em três pontos no rio Pomba em Minas Gerais, observou valor médio deste coeficiente no período chuvoso de $0,17 \text{ d}^{-1}$, sendo este um pouco mais elevado que a média no período seco, $0,15 \text{ d}^{-1}$, o que, segundo o autor, deveu-se ao carreamento de carga orgânica pela chuva para o curso de água, corroborando os resultados obtidos neste trabalho.

Loureiro (1996), estudando a bacia hidrográfica do Riacho Fundo, afluente do lago Paranoá, verificou que o coeficiente de desoxigenação K_1 , obtido por meio do modelo exponencial simples, foi de $0,30$, $0,20$ e $0,60 \text{ d}^{-1}$, para os córregos Guará, Vicente Pires e Riacho Fundo, respectivamente. Segundo Almeida (2006), os valores encontrados por Loureiro (1996) estão acima dos valores apresentados na literatura para este tipo de ambiente, indicando a alta capacidade de oxidação do material orgânico nesses córregos.

Segundo von Sperling (1996), a importância do coeficiente K_1 e a relatividade do conceito de DBO podem ser analisadas quando duas amostras distintas apresentam o mesmo valor de DBO_5 , o que, aparentemente, poderia induzir à conclusão de que o impacto, em termos de consumo de oxigênio dissolvido, é o mesmo nas duas situações. No entanto, caso se determine a progressão da DBO em vários dias, pode-se observar que os valores são diferentes em todos os dias, com exceção do quinto dia. Tal comportamento deve-se ao fato de que os coeficientes de desoxigenação são distintos nas duas

amostras. Tais considerações enfatizam o aspecto de que a interpretação dos dados da DBO deva estar sempre vinculada ao conceito de coeficiente de desoxigenação e, por conseguinte, da taxa de oxidação da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

Os valores da vazão, velocidade e coeficiente de reoxigenação, no local estudado, estão apresentados no Quadro 5.

Comparando-se os valores de K_2 (Quadro 5) com os valores típicos de K_2 citados na literatura (Quadro 2), pode-se observar que esses valores estão próximos aos valores típicos para grandes rios com velocidade normal ($0,69 \text{ d}^{-1}$).

Sendo o coeficiente K_2 dependente de características hidráulicas do rio, foram ajustados os parâmetros da Equação 5, proposta por von Sperling (1996), aos valores do coeficiente de reoxigenação, obtidos em diferentes níveis de vazão deste rio (Figura 2).

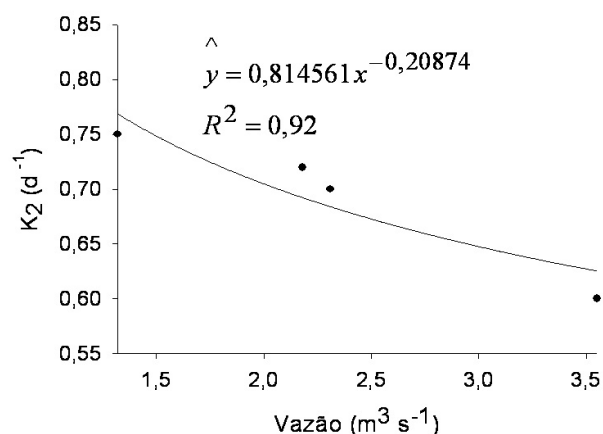


Figura 2. Valores observados e estimados do coeficiente de reoxigenação em diferentes vazões do rio Turvo Sujo.

Quadro 5. Valores de velocidade (V), coeficiente de reaeração (K_2) em diferentes vazões (Q) no trecho avaliado do rio Turvo Sujo

Estações do ano	Q ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	V (m s^{-1})	K_2 (d^{-1})
Primavera	1,32	0,33	0,75
Inverno	2,18	0,47	0,72
Verão	2,31	0,38	0,70
Outono	3,55	0,57	0,60

De acordo com o que está apresentado na Figura 2 e com os valores de K_2 apresentados na Tabela 5, pode-se observar que os valores de K_2 diminuíram com o aumento da vazão e, ao contrário do que se esperava, o aumento da velocidade de escoamento da água não foi proporcional ao aumento nos valores do coeficiente K_2 .

Reid (2007), estudando as variações do coeficiente de reaeração, constatou valores de K_2 de $7,7 \text{ d}^{-1}$ (vazão = $3,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), no rio Waipa, na Nova Zelândia. No trabalho do mesmo autor, pode-se observar que os valores de K_2 decresceram com o aumento da vazão, corroborando os resultados obtidos no presente trabalho e, para um mesmo valor de vazão, o K_2 aumentou com o aumento da velocidade. Da mesma forma, Almeida (2006) encontrou valores médios de K_2 no rio Pomba, em Minas Gerais, a jusante da sede do município de Santa Bárbara do Tugúrio, de $1,61$ e $0,85 \text{ d}^{-1}$, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Segundo von Sperling (1996), corpos de água mais rasos e mais velozes tendem a possuir maiores coeficientes de reaeração, em vista, respectivamente, da maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e da criação de maiores turbulências na superfície; portanto, no caso deste estudo, a vazão do rio apresentou maior influência no coeficiente K_2 que os valores da velocidade. A diminuição do volume de água que passa no rio em determinado tempo pode ter influenciado diretamente no aumento de sua reaeração e, conseqüentemente, no aumento dos valores de K_2 .

A variação da vazão e, conseqüentemente, da velocidade de escoamento interfere, diretamente, no turbilhamento das águas, alterando a capacidade de incorporação de gases no meio aquático e influenciando, diretamente, no valor do coeficiente de reaeração. Portanto, se a medição da velocidade e os cálculos de vazões forem realizados logo após a ocorrência de eventos pluviométricos de grande magnitude, e que cubram grandes áreas da bacia hidrográfica, tende-se

a encontrar valores majorados. Fritzsos *et al.* (2003) ressaltam que a influência da precipitação na vazão deve ser analisada dentro de uma sequência de eventos pluviométricos, uma vez que, o grau de saturação do solo e o nível do sistema freático influenciam, diretamente, na taxa de escoamento superficial.

Por meio de regressão entre os valores K_2 , obtidos em cada época do ano avaliada, e os correspondentes valores de velocidade e profundidade do rio Turvo Sujo, foram ajustados os parâmetros da Equação 6 (Equação 11):

$$K_2 = 0,49196 V^{0,080264} H^{-0,712070} \quad (11)$$

$$R^2 = 0,92$$

Cox (2003) ressaltou que, enquanto as equações de Streeter e Phelps (1925) têm sido consideradas adequadas para estimar a variação da concentração de oxigênio a jusante do ponto de descarga, alguns estudos (DOBBINS, 1964; OWENS *et al.*, 1964) têm apontado que outras fontes precisam ser consideradas, tais como a remoção da DBO por sedimentação ou adsorção, a adição da DBO por ressuspensão do sedimento de fundo, a remoção de oxigênio da água pela ação dos gases no sedimento, a remoção e a adição do oxigênio pela respiração do plâncton e outras plantas.

A respeito da relação entre L_0/D_0 , pode-se observar, no Quadro 6, que esta foi maior que a relação entre K_1/K_2 , indicando, desta forma, que o tempo crítico é positivo, ou seja, a partir do ponto de lançamento de despejos, haverá decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido, originando um déficit crítico superior ao inicial.

Segundo Cox (2003), muitas das equações utilizadas para predição do K_2 por meio de variáveis hidráulicas do curso de água, quando são reescritas, contêm erros e não são consistentes com a publicação original. Por esta razão, o mesmo

Quadro 6. Relações entre o coeficiente de desoxigenação (K_1) e reoxigenação (K_2) e entre os valores da demanda última de oxigênio (L_0) e o déficit inicial de oxigênio (D_0), em diferentes estações do ano referente às diferentes vazões

Estações do ano	Q ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	V (m s^{-1})	K_1/K_2	L_0/D_0
Primavera	1,32	0,33	0,19	28,39
Inverno	2,18	0,47	0,17	13,06
Verão	2,31	0,38	0,20	19,99
Outono	3,55	0,57	0,18	12,39

autor, por causa da confusão existente na literatura a respeito deste assunto, reexaminou os trabalhos originais e transcreveu as equações e as unidades utilizadas corretamente.

Os valores de K_2 obtidos por meio das equações propostas por vários autores (Quadro 3), estão apresentados no Quadro 7.

Pode-se observar que os valores de K_2 (Quadro 7), obtidos por meio das equações baseadas em variáveis hidráulicas do curso de água, propostas por diferentes autores, são muito maiores que os valores obtidos no presente trabalho (Quadro 5), no qual o valor de K_2 foi calculado, utilizando-se a equação proposta por Streeter e Phelps (1925). As equações propostas pelos referidos autores (Quadro 7) não se mostraram adequadas para a estimativa de K_2 para o rio Turvo Sujo.

Almeida (2006), em pesquisa realizada no rio Pomba-MG, verificou que os valores de K_2 estimados por meio de equações propostas por O'Connor e Dobbins (1958) e Owens (1964) superestimaram os valores de K_2 obtidos por meio da equação proposta por Streeter e Phelps (1925), e considerou a utilização desta última, adequada para a predição dos valores de K_2 , corroborando os resultados obtidos neste trabalho.

Segundo Cox (2003), as equações que incorporam simplesmente variáveis hidráulicas, tais como velocidade e profundidade do curso de

água, exibem tendência de estimação de valores mais altos de K_2 que os observados, sendo adequadas apenas aos cursos de água utilizados para a formulação das referidas equações.

No Quadro 8, estão apresentados os valores de K_2 obtidos por meio das equações, ajustadas por Almeida (2006), para o rio Pomba-MG. (Equações 7 a 10), sendo que nas épocas de primavera e verão foram utilizadas as equações referentes ao período chuvoso (Equações 9 e 10) e, nas épocas de outono e inverno, foram utilizadas as equações referentes ao período seco (Equações 7 e 8).

Os valores de K_2 estimados pelas equações propostas por Almeida (2006) foram os que mais se aproximaram dos valores reais deste coeficiente.

Observa-se que, no período chuvoso (primavera e verão), os valores mais próximos aos valores de K_2 observados foram obtidos por meio da Equação 10, sendo que esta foi obtida para o trecho de rio, localizado a jusante da sede do município do rio Pomba. No período seco (outono e inverno), os valores mais próximos do K_2 observados foram obtidos, utilizando-se a Equação 7 no inverno e a Equação 8 no outono, sendo estas obtidas, respectivamente, para o trecho do rio Pomba a jusante da sede de Santa Bárbara do Tugúrio e a jusante da sede do município de Rio Pomba.

Quadro 7. Valores do coeficiente de reaeração (K_2), obtidos por meio da utilização de equações, baseadas em variáveis hidráulicas do curso de água

Vazão ($m^3 s^{-1}$)	K_2 (d^{-1})		
	O'Connor e Dobbins (1956)	Bennett e Rathburn (1972)	Owens <i>et al.</i> (1964)
1,32	6,40	9,14	10,31
2,18	6,64	9,68	11,34
2,31	6,49	9,35	10,72
3,55	4,97	7,04	8,32

Quadro 8. Valores do coeficiente de reaeração (K_2), obtidos por meio da utilização de diferentes equações, propostas por Almeida (2006) para o rio Pomba-MG

Vazão ($m^3 s^{-1}$)	Estação	K_2 (d^{-1})			
		Eq. 7	Eq. 8	Eq. 9	Eq. 10
1,32	Primavera	-	-	0,30	0,83
2,18	Inverno	0,62	1,02	-	-
2,31	Verão	-	-	0,32	0,94
3,55	Outono	0,33	0,89	-	-

CONCLUSÃO

- Na época das chuvas (primavera e verão) o coeficiente de desoxigenação foi mais alto que na época da seca (outono e inverno);
- A vazão do rio teve maior influência no coeficiente K_2 que os valores da velocidade, sendo estes mais altos em menores vazões; e
- Os valores de K_2 obtidos por meio das equações apresentadas por diferentes autores, foram superestimados em relação aos valores obtidos neste trabalho, exceto os valores estimados por meio das equações propostas para o rio Pomba.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelas bolsas e auxílios concedidos à condução da pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, T.V.D. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 2006. 68f., Dissertação (Mestrado em ...). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2006.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. New York: APHA, WWA, WPCR, 1995. 1155p.

BENNETT, J.P.; RATHBURN R.E. **Reaeration in open channel flow**. Washington: U.S. Geol. Survey Prof, 1972. 75p.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo: CETESB, 1988. 160p.

COX, B.A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland Rivers. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.314-316, p.303–334, 2003.

DOBBINS, W.E. BOD and oxygen relationships in streams. **Journal of the Sanitary Engineering Division**,

ASCE, New Jersey, v.90, n.3, p.53-78, 1964.

FRITZSONS, E.; HINDI, E.C.; MANTOVANI, L. E. RIZZI, N. E. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, V.8, n.4, p.239-248, 2003.

LOUREIRO, M.A.M. **Estudo da qualidade da água na bacia do riacho Fundo**. Brasília: UNB, 1996. 60p. (Monografia)

MATOS, A.T. de. **Práticas de qualidade do meio físico e ambiental**. Viçosa: AEAGRI, 2004. 64p. (Série Caderno Didático n. 34).

O'CONNOR, D.J.; DOBBINS, W. E. The mechanism of reaeration in natural streams. **Journal of the Sanitary Engineering Division ASCE (SA6)**, New Jersey, v 123, p.1-30, 1956.

OWENS, M. EDWARDS, R.; GIBBS, J. Some reaeration studies in streams. **International journal of air and water pollution**, Australia, v.8, p.469-486, 1964.

PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D. da; KOETZ, M. **Estudo de vazão em cursos d'água**. Viçosa: AEAGRI, 2006. 151p. (Série Caderno Didático n. 43).

REID, S.E.; MACKNON, P.A.; ELLIOT, T. Direct measurements of reaeration rates using noble gas tracers in the River Lagan, Northern Ireland. **Water and Environment Journal**, London, v.21, p.182–191, 2007.

SANTOS, A.R. dos. Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo, micro região de Viçosa, MG. 2001. 125f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2001.

STATSOFT. **Statistica for windows V.6.0**. Tulsa: Statsoft, 1996.

STREETER, H.W.; PHELPS, E.B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. **U.S. Public Health Serv. Bull** 146. Washington: Public Health Service, 1925.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidades das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA, 1996. 243p.