

APLICAÇÃO DA MODELAGEM DE STREETER-PHELPS PARA O RIO DO CAMPO, CAMPO MOURÃO-PR

Amanda Sonogo Zuntini¹
Carolina Morales Rodrigues²
Alexandre Rafael Kelniar³
Eudes José Arantes⁴

Introdução

A água é o constituinte mais abundante em toda a natureza, entretanto, apenas 2,5% da quantidade encontrada no planeta é doce, dessa porcentagem 68,9% está nas calotas polares, geleiras e neves eternas, 29,9% são águas subterrâneas, 0,9% constitui a umidade do solo e águas dos pântanos e somente 0,3% está nos rios e lagos. (REBOUÇAS; BRAGA e TUNDISI, 1997).

Com o desenvolvimento econômico e social das cidades, o meio ambiente muitas vezes está sendo tratado com menos cuidado que o necessário, comprometendo a preservação de espécies animais e vegetais, a conservação do solo e principalmente a qualidade da água. Por isso são necessárias práticas que permitam a análise e controle da qualidade da água.

Desde a década de 1920, com as primeiras equações elaboradas por Streeter e Phelps para analisar a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o oxigênio dissolvido (OD), foram desenvolvidas modelagens matemáticas para avaliar as características físicas e químicas da água ao longo de corpos hídricos (FONSECA, 2008), que segundo Oppa (2007) podem ser classificadas em quatro etapas.

A primeira etapa consiste no modelo inicial de Streeter e Phelps abrangendo os anos de 1925 a 1960. A segunda, a partir de 1960 quando os computadores começaram a surgir, foi possível aumentar o grau de complexidade do modelo inicial originando uma visão sistemática do problema simulado, que até então, era analisado em pontos específicos. A terceira, ocorrida na década de 70, sofreu

influência das ideias ambientalistas que começaram a surgir nesse período principalmente a de eutrofização, que na época era a maior preocupação em relação à qualidade da água, passando a simular além de OD e DBO, processos biológicos. A quarta etapa, a mais atual, teve preocupação com as substâncias tóxicas destinadas nos corpos hídricos, incluindo-as em suas modelagens juntamente com os componentes que já vinham sendo analisados.

A modelagem da qualidade da água foi desenvolvida para facilitar a resolução de problemas, possibilitando a simulação de autodepuração de um rio, a observação do padrão de qualidade da água de um corpo hídrico ao receber algum tipo de poluição, avaliar e gerenciar diversos usos da bacia hidrográfica envolvida, evitar grandes gastos com inúmeras análises, evitar acidentes ambientais, diminuir o tempo de observação que antes do modelo poderia demorar anos e procurar novas formas de conter algum incidente sem oferecer riscos ao meio ambiente e gastos desnecessários. (BARBARA, 2006).

Para a escolha do melhor modelo matemático de qualidade da água a ser utilizado, devem ser consideradas as características do sistema que se pretende analisar, os dados disponíveis, a precisão necessária ao projeto, a facilidade de operação do programa computacional, a simplicidade de visualização dos resultados ao usuário e as variáveis analisadas devem ser as essenciais do sistema. (OPPA, 2007; BARBARA, 2006).

Os programas computacionais mais utilizados possuem mais informações disponíveis e, em geral, suas execuções são mais simples. Outro fator determinante na escolha do programa é que este tenha a finalidade de atender toda a bacia hidrográfica analisada, e não somente os pontos específicos de coleta. Nenhuma modelagem será completamente eficiente, pois cada programa foi desenvolvido para um estudo específico. (OPPA, 2007).

A principal característica das modelagens de qualidade da água é a visão

integrada de um rio a partir de suas características físicas, químicas e biológicas, que na maioria dos casos, a partir de equações diferenciais e condições de contorno, permitem um entendimento e uma análise satisfatória das reações envolvidas no meio ambiente. (BARBARA, 2006; OPPA, 2007).

Para o estudo e modelagem da qualidade da água no Rio do Campo, localizado no município de Campo Mourão, estado do Paraná (PR), foi utilizada a modelagem *Streeter-Phelps* com o objetivo de obter os coeficientes de desoxigenação, de decomposição da DBO, e de reaeração, para determinar os perfis de OD e a progressão temporal de oxidação da matéria orgânica e assim, analisar o comportamento autodepurativo do rio.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A área em estudo está localizada no município de Campo Mourão, Centro-oeste do Estado do Paraná, com coordenadas geográficas 24° 02' 38" de latitude Sul e 52° 22' 40" de longitude Oeste, possui território de 757,875 Km² em que estão 86550 habitantes, sendo 4530 encontrados na área rural e 82757 na área urbana, com densidade demográfica de 115,05 hab/Km². (BRASIL, 2010).

Há o predomínio de latossolo de textura arenosa que se apresenta de forma bem desenvolvida e com profundidade superior a 10 m, a principal utilização do solo é para a agricultura que ocupa 83,58% do território municipal. O clima observado nessa região é o subtropical mesotérmico sem estação seca definida, sendo caracterizado por verões quentes e geadas pouco frequentes no inverno, que proporcionam temperaturas médias de 24,46°C no verão e 17,16°C no inverno. A precipitação média total anual é de 1655,43 mm, no verão a precipitação é de 175 a 200 mm, enquanto no inverno é de 75 a 100 mm. O município de Campo Mourão encontra-se em uma área de ecótono, dessa forma, a vegetação encontrada é uma

transição entre a Floresta Estacional Semidecidual Montana e a Floresta Ombrófila Mista Montana, com resquícios de Cerrado e Campos. (MIZOTE, 2005).

Campo Mourão pertence à sub-bacia hidrográfica do Ivaí, que constitui em um tributário à esquerda do rio Paraná. Um dos principais rios e o mais utilizado no município é o rio do Campo, afluente do rio Mourão, que abastece aproximadamente 70% da cidade, cerca de 54000 habitantes, desde a década de 1960 (MIZOTE, 2005). O acompanhamento e a conservação da qualidade das águas no rio do Campo são indispensáveis para a manutenção do abastecimento hídrico na cidade que tem esse rio como principal fonte de origem.

Modelagem Streeter-Phelps

Para realização da modelagem da qualidade da água foi escolhido o modelo *Streeter-Phelps* devido a sua grande utilização, a facilidade de manuseio com a utilização de poucos parâmetros e a pouca complexidade teórica necessária.

A modelagem do oxigênio dissolvido é dividida em cinética da desoxigenação e cinética da reaeração. A cinética da desoxigenação abrange os coeficientes de desoxigenação (k_1) e o coeficiente de decomposição da DBO no rio (k_d), e a cinética de reaeração o coeficiente de reaeração (k_2).

Com a cinética de desoxigenação pode ser desenvolvida a curva da DBO remanescente definida pela equação (1). (SPERLING, 2007):

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 \cdot L \quad (1)$$

Em que:

L= Concentração de DBO remanescente em mg/L,

t = Tempo em dias,

k_1 = Coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}).

Com a integração da equação (1) nos limites de $L=L_0$, $L=L_t$, $t=0$ e $t=t$, obtém-se:

$$L = L_0 \cdot e^{(-k_1 t)} \quad (2)$$

Onde:

L = DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/L),

L_0 = DBO remanescente no tempo $t=0$.

Através da equação (2) pode ser encontrada a equação (3) para obter a DBO exercida:

$$Y = L_0 \cdot (1 - e^{-(k_1 t)}) \quad (3)$$

Em que:

Y = DBO exercida em um tempo t qualquer (mg/L),

L_0 = DBO remanescente em $t=0$, ou DBO exercida em $t=\infty$ (mg/L),

O valor do coeficiente de desoxigenação foi obtido através do acompanhamento da variação de DBO exercida a vários dias em amostra de água coletada no dia 13 de abril de 2012, utilizando um método de regressão não linear para ajustar a curva estimada aos valores observados com o auxílio da ferramenta “Solver” do *Excel* para conseguir as variáveis k_1 e L_0 .

O coeficiente de decomposição da DBO no rio foi baseado nas características hidráulicas do corpo hídrico, vazão e profundidade, desde que esta esteja entre 0,3 e 10 m e aquela entre 0,15 m^3/s e 250 m^3/s com a utilização da equação (4) (SPERLING, 2007). Através de uma média aritmética dos valores encontrados nas coletas 1, 2, 3 e 4 obteve-se k_d .

$$k_d = 1,8 \cdot Q^{-0,49} \quad (4)$$

Em que:

Q= Vazão em m³/s.

A cinética da reaeração foi definida por Sperling (2007) pela equação (5).

$$\frac{dD}{dt} = -k_2 \cdot D \quad (5)$$

Onde:

D= Déficit de oxigênio dissolvido (mg/L),

t= Tempo (dias),

k₂= Coeficiente de reaeração (base e) (dia⁻¹).

Integrando a equação (5), com D₀ em t=0, é obtida a equação (6):

$$D = D_0 \cdot e^{-k_2 t} \quad (6)$$

Ou

$$C = C_s - (C_s - C_0) \cdot e^{-k_2 t} \quad (7)$$

Em que:

D₀= Déficit de oxigênio inicial (mg/L),

C= Concentração de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg/L),

C_s= Concentração de saturação.

O coeficiente de reaeração necessário para calcular o processo de reaeração atmosférica, foi encontrado através de média dos valores obtidos em função da velocidade e profundidade do curso d'água, com auxílio do *Excel*, utilizando as equações do quadro 1, de acordo com pesquisadores citados por Sperling (2007).

Tabela 1: Equações e faixas de aplicabilidade para obtenção de k_2 .

Velocidade (m/s)	Profundidade (m)	Equação	Pesquisador
0,05 até 0,8	0,6 até 4,0	$3,93.V^{0,5}.H^{-1,5}$	O'Connor & Dobbins (1958)
0,8 até 1,5	0,6 até 4,0	$5,0.V^{0,97}.H^{-1,67}$	Churchill et al (1962)
0,05 até 1,5	0,1 até 0,6	$5,3.V^{0,67}.H^{-1,85}$	Owens et al (1964)

Organizado por Sperling (2007).

Para melhor compreensão sobre o comportamento do oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio ao longo do rio, foram traçados o perfil de OD e a progressão temporal da oxidação da matéria orgânica de acordo com as equações (8) e (9), respectivamente. A progressão temporal da concentração de OD foi traçada de acordo com a equação (7) já citada e o *déficit* de oxigênio dissolvido elaborado pela equação (10):

$$C_t = C_s - \left\{ \frac{k_d.L_0}{k_2 - k_d} (e^{-k_d.t} - e^{-k_2.t}) + (C_s - C_0).e^{-k_2.t} \right\} \quad (8)$$

$$L = L_0.e^{-k_d.t} \quad (9)$$

$$D = C_s - C \quad (10)$$

Em que:

C_t - concentração de OD em um tempo t (mg/L),

C_s - concentração de saturação de OD (mg/L),

C_0 - Concentração inicial de oxigênio após a mistura (mg/L),

L_0 - demanda última de oxigênio (mg/L),

L - DBO em um tempo t (mg/L),

t - Tempo em dias,

D - Progressão do *déficit* (mg/L).

Para obter C_s , L_0 e C_0 foram necessárias as igualdades (11), (12) e (13) respectivamente.

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (11)$$

$$L_0 = \frac{(Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e)}{Q_r + Q_e} \cdot \frac{1}{1 - e^{-5k_1}} \quad (12)$$

$$C_0 = \frac{Q_r \cdot OD_r + Q_e \cdot OD_e}{Q_r + Q_e} \quad (13)$$

Onde:

T – Temperatura em ($^{\circ}\text{C}$),

Q_r – Vazão do rio a montante do lançamento (m^3/s),

Q_e – Vazão do lançamento (m^3/s),

DBO_r – Concentração de DBO_5 do rio (mg/L),

DBO_e – Concentração de DBO_5 do lançamento (mg/L),

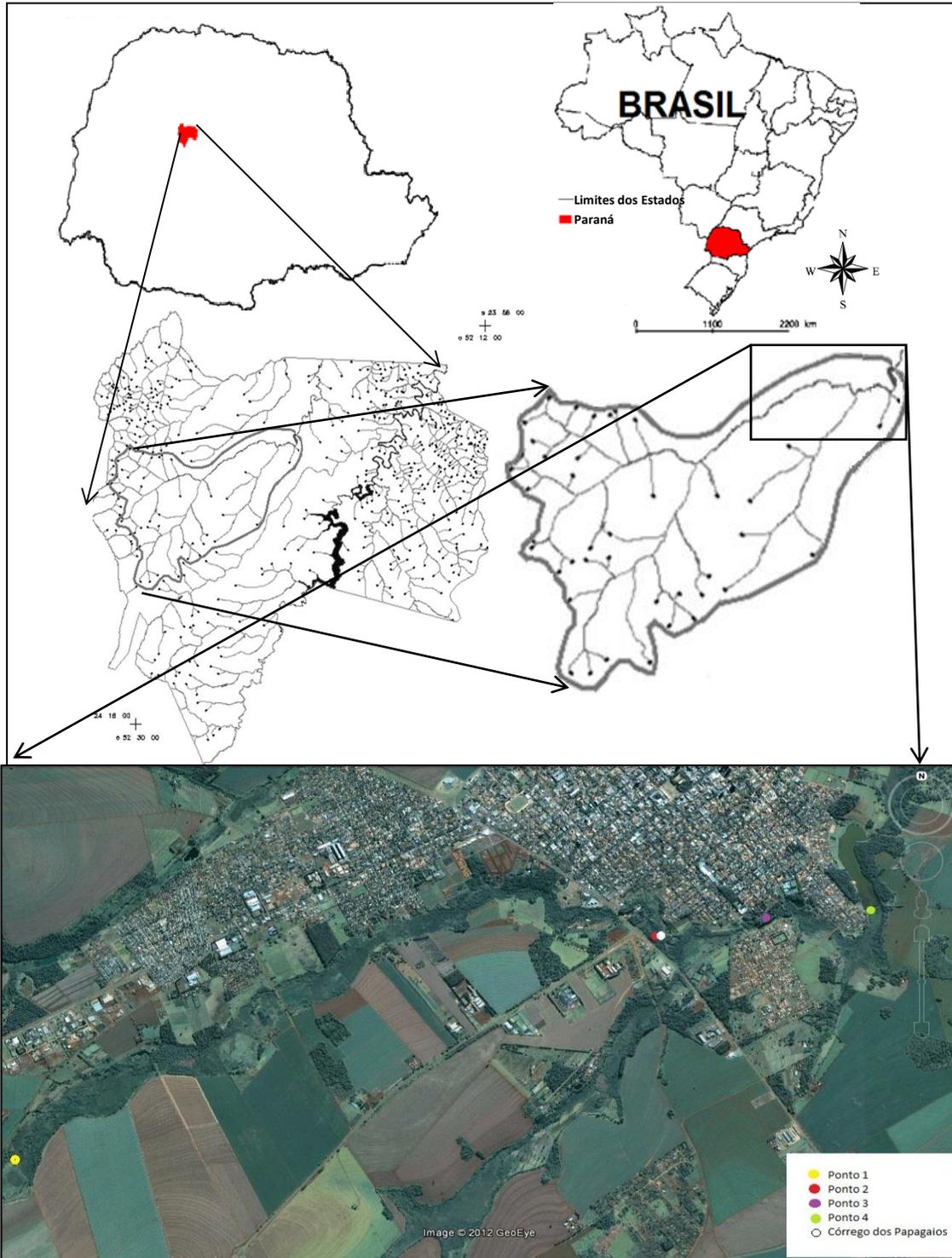
OD_r – Concentração de oxigênio dissolvido do rio a montante do lançamento (mg/L),

OD_e – Concentração de oxigênio dissolvido do lançamento (mg/L),

Coleta de dados

Para a obtenção de dados foram realizadas coletas de água e medições de vazões nos pontos determinados (Figura 1) em seis datas durante o período estudado. As coletas foram efetuadas nos dias 16 de setembro de 2011 (Coleta 1), 18 de novembro de 2011 (Coleta 2), 8 de dezembro de 2012 (Coleta 3), 10 de fevereiro de 2012, 13 de abril de 2012 (Coleta 4) e 14 de junho de 2012. Entretanto, a coleta do dia 10 de fevereiro de 2012 não foi utilizada na modelagem devido a problema de contaminação da amostra pelo aparelho de medição de DBO utilizado, e na coleta do dia 14 de junho de 2012 foi recolhida amostras somente para a obtenção do coeficiente k_1 .

Figura 1: Localização da área de estudo e dos pontos de coleta.



Fonte: Adaptado de Umeki (2012) e de Google Earth (2007). Escalas variam.

Os valores de OD utilizados foram obtidos através de medições por sonda multiparamétrica da marca *Hanna*, modelo HI9828, no ato da coleta nos pontos determinados.

Para a análise de DBO_5 a água coletada permanece a 20°C em estufa por 5 dias, após esse período é medido o valor de OD com auxílio da sonda multiparamétrica. A diferença do valor de OD observado no ato da coleta com o valor depois dos cinco dias representa a concentração de DBO. Esse procedimento foi feito em todas as coletas, entretanto, no dia 13 de abril de 2012, foram coletadas amostras de cada ponto em duplicata para que a DBO fosse mensurada pelo aparelho medidor eletrônico de DBO da marca VELP®. Esse instrumento permite verificar a variação diária de DBO, sendo esses dados utilizados para obter o valor de k_1 por regressão não linear para obter o perfil de OD e DBO.

As vazões foram obtidas com molinete hidrométrico, realizando medidas a cada 0,5m na largura do rio orientadas por uma trena. Em cada medição é efetuada uma leitura a 60% da profundidade observada caso o rio possua profundidade menor que 0,6m e duas leituras, 20 e 80% da profundidade verificada, quando a profundidade do rio está entre 0,6 e 1,2m. A profundidade a cada 50 cm e a rotação do molinete são registradas e posteriormente, as rotações são convertidas em medidas de velocidades por equação empírica calibrada em laboratório específico. Com os valores de velocidade e o cálculo da área da seção do rio obtido pelo produto da profundidade com a distância de 0,5 m entre as medidas, as vazões são determinadas.

Resultados e Discussão

As tabelas 2, 3 e 4 foram criadas para obter o coeficiente de desoxigenação (k_1) por regressão não-linear, apresentando os valores de DBO observada na amostra durante 5 dias e estimando a DBO exercida (Y_{est}) e a DBO remanescente em $t=0$ (L_0) utilizando a equação (3). Com os valores de DBO observada (Y_{obs}) e

exercida em cada ponto foi construída a figura 2, que evidenciou a validade do coeficiente obtido devido a pouca diferença entre os valores dos pontos observados com os estimados. Os maiores valores de DBO obtidos foram no ponto 3, devido a alteração nas características do corpo hídrico, que apresenta neste trecho maior largura comparado com os outros pontos e verifica-se a presença de corredeiras em seu escoamento.

Tabela 2: Obtenção de k_1 para o Ponto 1.

Tempo (dias)	Yobs (DBO (mg/L))	Y est	(Yobs-Yest) ²
0	0	0	0
1	2,1	1,8558	0,0596
2	2,1	2,5075	0,1660
3	2,7	2,7363	0,0013
4	3,2	2,8166	0,1470
5	2,7	2,8448	0,0210
<i>Soma de (Yobs-Yest)²</i>			0,39
L₀			2,8601
k₁			1,0466

Tabela 3: Obtenção de k_1 para o Ponto 2.

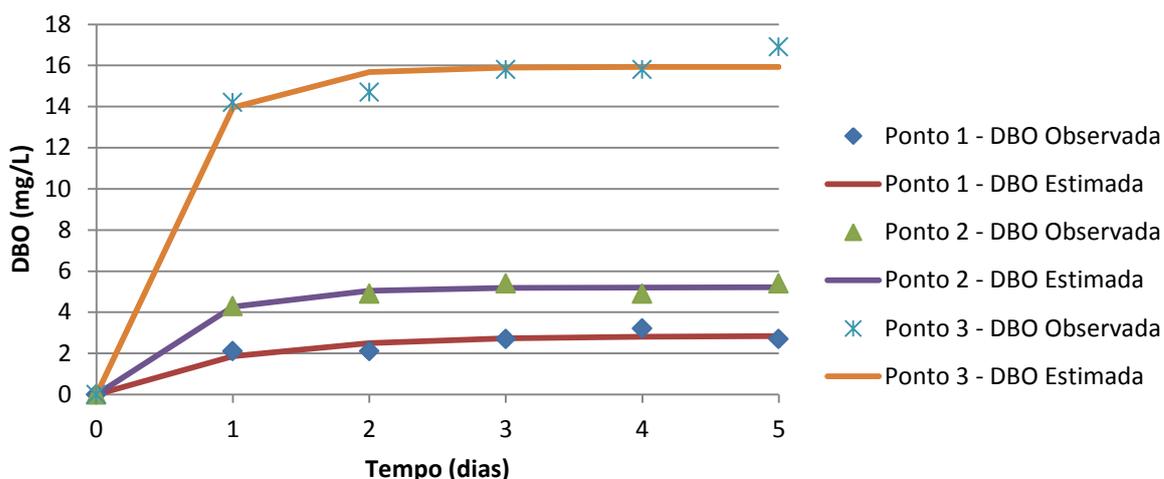
Tempo (dias)	Yobs (DBO (mg/L))	Y est	(Yobs-Yest) ²
0	0	0	0
1	4,3	4,2652	0,0012
2	4,9	5,0389	0,0193
3	5,4	5,1792	0,0487
4	4,9	5,2047	0,0928
5	5,4	5,2093	0,0364
<i>Soma de (Yobs-Yest)²</i>			0,20
L₀			5,2103
k₁			1,7071

Como foram coletadas águas dos pontos 1, 2 e 3 no Rio do Campo para serem analisadas e assim obter o coeficiente k_1 , na modelagem foi utilizada a média aritmética dos valores obtidos, ou seja, $k_1=1,6135 \text{ d}^{-1}$.

Quanto maior o valor do coeficiente de desoxigenação, mais rápida é a taxa de estabilização (SPERLING, 2007). Tal fato pode ser verificado na figura 2, tendo em vista que o ponto 3, o qual possui maior k_1 , tem sua estabilização em aproximadamente 2 dias, enquanto o ponto 1 e 2 que possuem valores de k_1 menores e próximos entre si, estabilizam-se em 3 dias.

Tabela 4: Obtenção de k_1 para o Ponto 3.

Tempo (dias)	Yobs (DBO (mg/L))	Y est	(Yobs-Yest) ²
0	0	0	0
1	14,2	13,9518	0,0616
2	14,7	15,6829	0,9662
3	15,8	15,8977	0,0096
4	15,8	15,9244	0,0155
5	16,9	15,9277	0,9454
<i>Soma de (Yobs-Yest)²</i>			2,0
L₀			15,9282
k₁			2,0868

Figura 2: DBO observada e exercida.

O coeficiente de remoção de DBO efetiva no rio (k_d) foi obtido em função da profundidade e vazão conforme a equação (4) e disposto na tabela 4. Cada coleta resultou em um valor de k_d que não apresentou grande variação entre os pontos para a mesma data, entretanto, se analisado durante todo o tempo estudado a variação foi mais evidente devido a alteração na vazão durante o período seco e chuvoso. Desse modo, para obter um coeficiente que considere o comportamento do rio ao decorrer do ano e que permita analisar em mais de um ponto o corpo hídrico foi realizada a média aritmética dos coeficientes encontrados, resultando em k_d de $1,4772 \text{ d}^{-1}$, e este valor foi utilizado na modelagem.

O coeficiente de reaeração (k_2) obtido em função das características hidráulicas do rio, teve pouca variação ao decorrer do rio em cada coleta, mas seu valor foi elevando-se se analisado em todo o período estudado. Porém, a média aritmética obtida para o ponto 1 não teve grande divergência em relação a do ponto 2, sendo o valor utilizado para a modelagem a média aritmética final para o coeficiente de reaeração k_2 foi de $4,9246 \text{ d}^{-1}$.

Tabela 5: Valores de k_d para os pontos 1 e 2.

Coleta		Profundidade(m)	Vazão(m ³ /s)	k_d (dia ⁻¹)	Média k_d
16/09/2011		0,821	1,7627	1,3635	1,4628
18/11/2011		0,821	1,8759	1,3225	
08/12/2011	Ponto 1	0,884	2,0301	1,2723	
10/02/2012		0,612	1,3365	1,5615	
13/04/2012		0,552	1,0065	1,7943	
16/09/2011		0,738	1,5870	1,4355	1,4916
18/11/2011		0,865	1,9254	1,3058	
08/12/2011	Ponto 2	0,905	1,9783	1,2885	
10/02/2012		0,622	1,3208	1,5706	
13/04/2012		0,514	0,9378	1,8576	
				k_d	1,4772

Tabela 6: Valores de k_2 para os pontos 1 e 2.

Coleta		Profundidade(m)	Velocidade(m/s)	k_2 (dia ⁻¹)	Média
16/09/2011		0,821	0,449	3,5381	4,9385
18/11/2011		0,821	0,457	3,5713	
08/12/2011	Ponto 1	0,884	0,484	3,2893	
10/02/2012		0,612	0,459	5,5629	
13/04/2012		0,552	0,408	8,7310	
16/09/2011		0,738	0,440	4,1085	4,9108
18/11/2011		0,865	0,484	3,3998	
08/12/2011	Ponto 2	0,905	0,401	2,8902	
10/02/2012		0,622	0,413	5,1493	
13/04/2012		0,514	0,351	9,0061	
				k_2	4,9246

Com os coeficientes k_1 , k_d e k_2 e as equações (7), (8), (9), (10), (11), (12) e (13) obteve-se o perfil de OD, a progressão temporal da concentração e do *déficit* de

oxigênio dissolvido e a progressão temporal da oxidação da matéria orgânica para cada coleta, utilizando os valores da tabela 6.

Tabela 7: Dados utilizados na obtenção do perfil de OD e na progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.

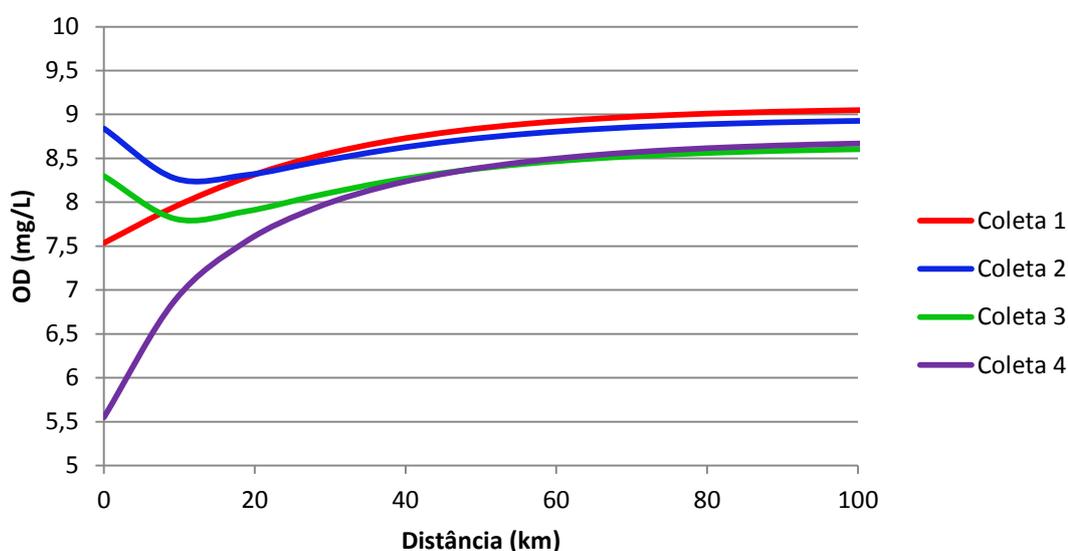
Dados	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4
Q_r	1,6748	1,9006	2,0042	0,9721
Q_e	0,9085	0,6197	0,7051	0,3866
DBO_r	3,87	4,29	4,45	5,81
DBO_e	4,2	2,31	3,68	4,07
OD_r	8,37	9,39	9	5,69
OD_e	6	7,15	6,3	5,2
T	19,67	20,35	22,16	21,73
L_0	3,9873	3,7995	4,2509	5,3166
C_0	7,5365	8,8337	8,2973	5,5506
C_s	9,0822	8,9584	8,6392	8,7132
V_m	0,44	0,47	0,44	0,38

Os perfis de oxigênio dissolvido para o Rio do Campo após a confluência com o Córrego dos Papagaios (Figura 3) tiveram divergências entre as coletas, demonstrando diferentes comportamentos do curso d'água que podem ser justificados pela variação na concentração de OD e DBO presentes nos dois corpos hídricos ao decorrer do tempo de estudo, e na mudança do regime hídrico dos dois rios devido à alteração das estações chuvosa e seca, modificando a vazão e a velocidade média do escoamento que são variáveis importantes na determinação dos perfis. Porém, mesmo com as variações verificadas houve semelhança no comportamento do rio entre a coleta 1 e 4 e entre a coleta 2 e 3.

Nas coletas 1 e 4 pode-se observar que a confluência do Rio do Campo com o Córrego dos Papagaios é o local em que a concentração de OD é mínima, ou seja, o tempo crítico, que é o tempo em que há maior *déficit* de oxigênio, neste caso pode ser considerado zero, indicando que nesse local estão os menores valores

observados de OD. Desse modo, a tendência é que os valores da concentração de OD aumentem como pode ser verificado na figura 3. Assim, o potencial de autodepuração do Rio do Campo está maior que a decomposição do material orgânico proveniente do Córrego dos Papagaios pelos microrganismos, não apresentando danos ao ecossistema aquático (SPERLING, 2007).

Figura 3: Perfis de OD.



Apesar das coletas 1 e 4 terem comportamento semelhante quanto a autodepuração e ambas estarem dentro do padrão de classe 2 para águas limpas, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), a coleta 4 apresentou uma autodepuração mais rápida que a coleta 1, aumentando em 2 mg/L a concentração de OD em aproximadamente 20 km da confluência, enquanto que a coleta 1 aumentou aproximadamente 0,75 mg/L a concentração de OD no mesmo trecho. Quanto maior o valor de k_1 , melhor é a capacidade de autodepuração do corpo hídrico (NUNES, 2008). Entretanto, tal afirmação não pode ser verificada no presente estudo, tendo em vista que as coletas 1 e 4 utilizaram o mesmo valor de k_1 e tiveram desempenhos diferentes. Essa divergência provavelmente se deve as

características específicas do momento da coleta, como os valores de DBO, OD e vazões.

Na modelagem do perfil de OD das coletas 2 e 3 foi possível verificar a semelhança no comportamento do Rio do Campo quanto ao processo de autodepuração, sendo divergente apenas nos valores da concentração de OD que foram maiores na coleta 2.

Os estágios de sucessão ecológica que podem ser associados a zonas identificáveis no curso d'água ficaram muito evidentes nas coletas 2 e 3. A primeira zona que pode ser observada é a zona de degradação, verificada nas duas coletas até aproximadamente 9 km após a confluência. É neste trecho em que há as maiores taxas de material orgânico, como consequência há diminuição na concentração de OD devido ao processo de decomposição realizado pelos microrganismos. A atividade decompositora é iniciada lentamente nessa zona, devido ao tempo que os microrganismos necessitam para se adaptarem as novas condições do ambiente e iniciarem o processo de decomposição. Nesse ambiente há presença maciça de organismos aeróbios e há grande proliferação dos decompositores por causa da matéria orgânica e do oxigênio em abundância. Como consequência, a tendência nesse trecho é que a concentração do material orgânico diminua, assim como a concentração do oxigênio. (SPERLING, 2007).

A zona de decomposição ativa é verificada nos 9 km seguintes após a zona de degradação, até aproximadamente 18 km após a confluência nas duas coletas. Nesse local os microrganismos decompositores já estão totalmente adaptados ao ambiente, realizando a atividade decompositora de maneira efetiva. Como consequência a quantidade de oxigênio tende a diminuir até atingir a concentração crítica, influenciando de maneira mais acentuada no curso d'água e apresentando a pior qualidade da água.

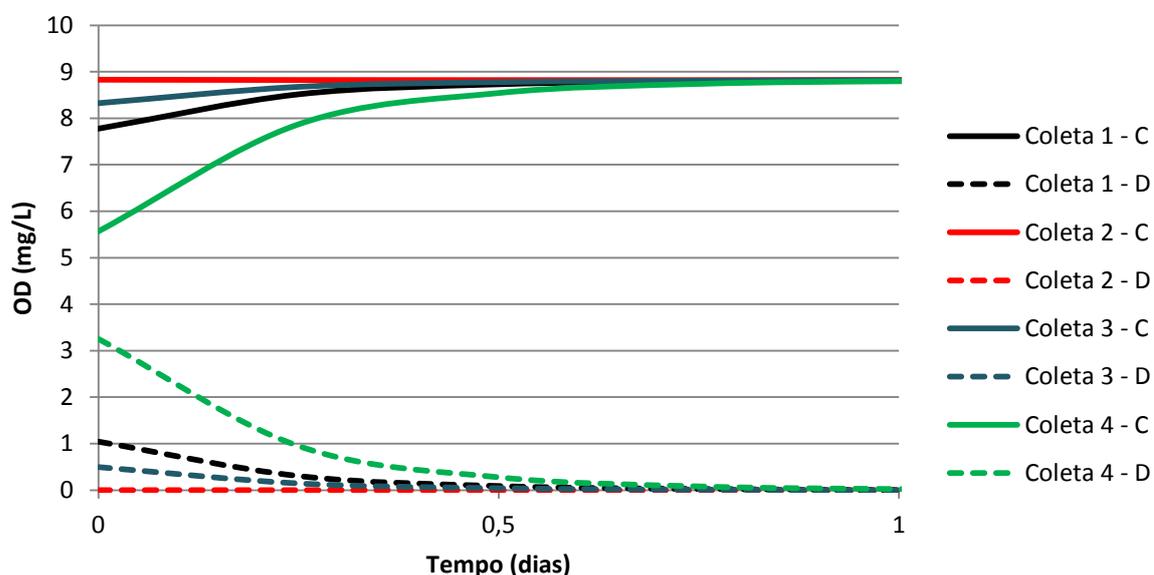
No trecho de 18 km a 28 km após a confluência pode-se observar a zona de recuperação nas coletas 2 e 3. Nessa zona a matéria orgânica já está estabilizada

em compostos inertes devido a grande atividade decompositora ocorrida nos trechos anteriores. Desse modo, a quantidade de oxigênio que estava sendo consumido para a decomposição do material orgânico e o número de microrganismos diminuí, aumentando a disponibilidade desse gás para a fauna e flora aquática, colaborando para que as condições naturais anteriores a confluência se restabeleçam.

Após 28 km da união do Rio do Campo com o Córrego do Papagaio inicia-se a zona de águas limpas. Nesse local o curso d'água possui melhores valores de oxigênio dissolvido que os anteriores a confluência, além da melhora na quantidade de OD, que na coleta 2 aumentou de aproximadamente 8,8 mg/L para 9 mg/L e na coleta 3 aumentou de 8,3 mg/L para 8,6 mg/L, também pode ser verificado maior presença de nutrientes devido a mineralização ocorrida na zona anterior com as conversões de amônia em nitratos e nitritos e de fósforo em fosfatos. Com essas mudanças a qualidade da água restabelece-se no padrão que possuía antes da união dos rios e as condições ambientais colaboram para o desenvolvimento da fauna e flora aquática.

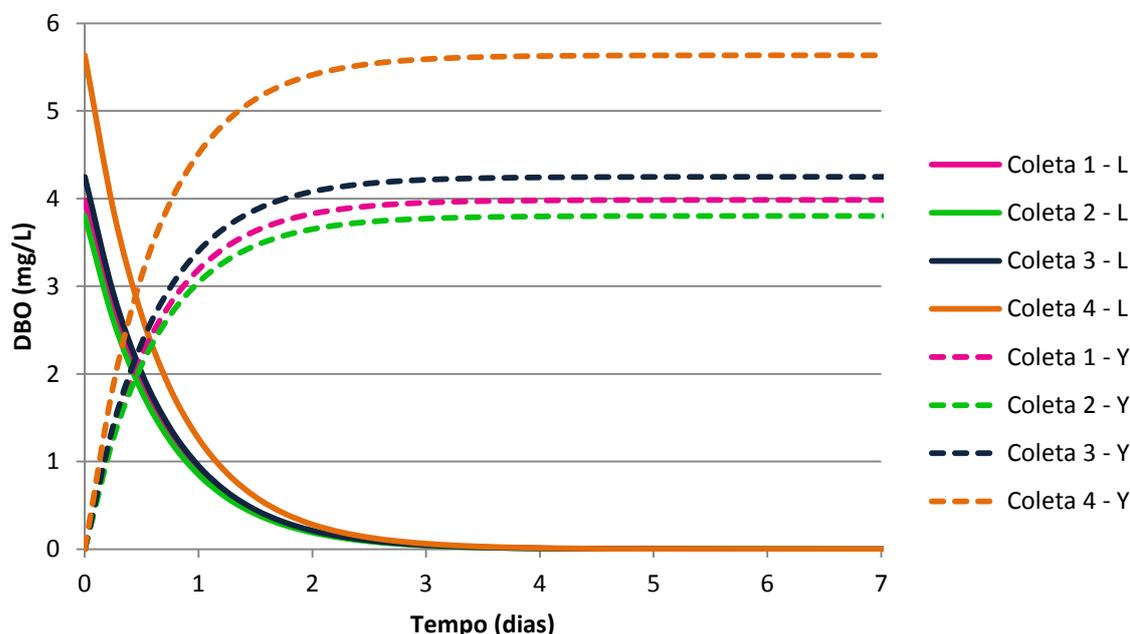
Dessa forma, a autodepuração do Rio do Campo após o recebimento das águas do Córrego dos Papagaios é visualizada. Através dela pode-se verificar que apesar do Córrego dos Papagaios receber efluentes de indústria têxtil e de um abatedouro de gado, não oferece grandes danos em relação a oxigênio ao Rio do Campo, pois apesar da concentração de OD ser afetada após a confluência, o valor observado ainda está dentro do permitido pela Resolução CONAMA nº 357(BRASIL, 2005) em todas as coletas analisadas.

Além do perfil de oxigênio dissolvido para analisar a autodepuração do curso hídrico, pode-se verificar a progressão temporal da concentração e do *déficit* de oxigênio dissolvido, indicados como C para a concentração de OD e D para o *déficit* de OD na figura 4 para cada coleta realizada.

Figura 4: Progressão temporal da concentração e do déficit de oxigênio dissolvido.

De acordo com a figura 4, pode-se verificar que as curvas de concentração e do *déficit* de OD são simétricas devido ao aumento da concentração de OD proporcionado pela reaeração, o qual ocasiona a diminuição do *déficit* de oxigênio na mesma proporção. As coletas 2 e 4 foram as que mais se diferenciaram das demais, tendo em vista que na segunda coleta praticamente não houve variação na concentração e no *déficit* de OD que permaneceu respectivamente em 8,8 mg/L e 0 mg/L, o contrário do que ocorreu na quarta coleta, em que houve uma variação significativa na concentração de OD, variando sua concentração de 5,5 mg/L a 8,8 mg/L e seu *déficit* de 3,2 mg/L a 0 mg/L em menos de um dia.

Na modelagem de oxigênio dissolvido também tem grande importância à análise da DBO. Para isso, ela é dividida em DBO remanescente (L) que pode ser definida como a matéria orgânica restante na água ao decorrer do tempo, e em DBO exercida (Y) que é a quantidade de oxigênio utilizada para estabilizar o material orgânico ao longo do tempo (SPERLING, 2007). As curvas da DBO remanescente e a exercida foram obtidas com as equações (2) e (3), respectivamente, para cada coleta realizada e foram dispostas na figura 5.

Figura 5: Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.

As curvas de DBO remanescente são simétricas as de DBO exercida, o que pode ser verificado na figura 5. No início do processo analisado, quando o tempo é zero, observa-se o maior valor de material orgânico e nenhum consumo de oxigênio. Ao decorrer do tempo, a matéria orgânica passa a ser decomposta e o consumo de oxigênio tende a aumentar, ocorrendo proporcionalmente à diminuição na DBO remanescente e o aumento da DBO exercida.

O coeficiente de desoxigenação possui grande importância na progressão temporal de oxidação da matéria orgânica. Santos (2001) afirmou que o valor do k_1 influencia na progressão da DBO quando há variação nos valores de DBO e L_0 , apresentando maiores velocidades de degradação da matéria orgânica as análises com os maiores coeficientes, entretanto, o presente trabalho utiliza para as quatro coletas apenas um valor de coeficiente, varia os valores de DBO e L_0 e verifica que apesar da utilização do mesmo valor para o coeficiente houve processos de decomposição mais rápidos e mais lentos, independente do k_1 . O que pode ser constatado foi a afirmação feita por Sperling (2007), assegurando que quanto maior

a concentração de DBO maior será a velocidade do processo de desoxigenação, tendo em vista que mesmo com a variação entre os valores iniciais de DBO remanescente, que apresenta as maiores concentrações na coleta 4 e as menores na coleta 2, a decomposição de toda a matéria orgânica e a estabilização do consumo de oxigênio ocorreram no mesmo período de tempo, em aproximadamente 3 dias.

O rápido decaimento na concentração de DBO remanescente, que em menos de um dia já estavam em valores menores que a metade dos originais, demonstra que o Rio do Campo teve grande capacidade de decomposição do material orgânico proveniente do Córrego dos Papagaios, não sendo afetado de maneira muito drástica.

Conclusão

Através da obtenção dos coeficientes de desoxigenação, de decomposição da DBO e de reaeração, o estudo realizado permitiu obter a modelagem do perfil de oxigênio dissolvido e a progressão temporal da oxidação da matéria orgânica do Rio do Campo. Dessa forma, foi possível observar a autodepuração do Rio do Campo através dos seus estágios de sucessão ecológica após a confluência com o Córrego dos Papagaios, e verificar que apesar do Córrego receber efluentes de uma indústria têxtil e de abatedouro de gado, não agride o Rio do Campo em relação à concentração de oxigênio disponível, pois os valores observados em todo o período analisado estiveram dentro dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005). Entretanto, para a realização da modelagem foram desconsiderados lançamentos de efluentes localizados no Rio do Campo após a confluência e o fato deste rio ser represado em alguns trechos após a união com o Córrego dos Papagaios, tais fatos podem implicar em divergências entre a modelagem realizada com a realidade observada, tendo em vista a influência dessas situações na autodepuração do rio devido ao aumento de material orgânico

excedente e a modificação das características hidráulicas do curso d'água.

Referências

BARBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari-AP (Amazônia)**. 2006. 174f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, v.53, p.58-63, 2005.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo 2010**. Disponível em: <
http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/resultados_dou/PR2010.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2012.

FONSECA, W. C. **Ajuste do modelo QUAL2K e simulação de cenários para o Ribeirão Claro**. 2008. 55f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, 2008.

MIZOTE, L. T. M. **Avaliação da dinâmica da paisagem da área urbana do município de Campo Mourão-PR**. 2005. 123f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Ciências do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

NUNES, D. G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do Rio Turvo Sujo**. 2008. 109f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. 2007. 129f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007. Disponível em: <
http://coralx.ufsm.br/enquadra/Trabalhos/DissAnteriores/diss_lorenza_oppa.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2011.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. 1997. Disponível em:<
http://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=T954AkW_2RQC&oi=fnd&pg=PA1&dq=distribui%C3%A7%C3%A3o+%C3%A1gua+na+terra&ots=9v-Xd61-dR&sig=VBX6OImSX8SX-

[JTb1v_nvKQxUew#v=onepage&q=distribui%>](#). Acesso em: 7 fev. 2012.

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

SPERLING, M. V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

UMEKI, K. L. **Estudos do transporte de sedimentos na bacia hidrográfica Rio do Campo, Campo Mourão-PR**. 2012. 64f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2012.

RESUMO

Com a grande utilização dos rios como fonte de destinação de efluentes industriais e domésticos, os cuidados relacionados a eles devem aumentar. Modelagens matemáticas vêm sendo desenvolvidas desde 1925 a fim de acompanhar o padrão de qualidade dos cursos d'água. O presente trabalho utilizou o modelo de Streeter-Phelps para determinar o perfil de oxigênio dissolvido, a progressão temporal da concentração e do *déficit* de oxigênio dissolvido e a progressão temporal de oxidação da matéria orgânica do Rio do Campo, em Campo Mourão-PR, com a utilização dos coeficientes de desoxigenação, decomposição da demanda bioquímica de oxigênio e reaeração foi verificado a autodepuração deste rio após a confluência com o Córrego dos Papagaios que recebe efluentes de uma indústria têxtil. A autodepuração obtida permitiu verificar que o Rio do Campo, após a confluência, não teve significativos danos ao ecossistema aquático quanto à concentração de oxigênio dissolvido.

Palavras-chave: Modelagem. Streeter-Phelps. Coeficientes. Autodepuração. Oxigênio dissolvido. Demanda Bioquímica de Oxigênio.

ABSTRACT

With the wide use of rivers as a source of destination of industrial and domestic effluents, the care related to them should increase. Mathematical modelings have been developed since 1925 in order to keep up with the quality standard for watercourses. The following work has used the Streeter-Phelps modeling to determinate the amount of dissolved oxygen, the temporal progression of concentration and deficit of dissolved oxygen, and the temporal progression of organic matter oxidation on the Campo River, in the city Campo Mourão, State of Paraná, using the deoxygenation coefficients, decomposition of biochemical oxygen demand and reaeration, the autodepuration of this river was verified after the junction with Papagaios Stream, which receives effluents from a textile industry. The obtained autodepuration allowed verifying that the Campo River, after the junction, does not get meaningful damage to its aquatic ecosystem regarding the concentration of dissolved oxygen.

Keywords: Modeling. Streeter-Phelps. Coefficients. Autodepuration. Dissolved Oxygen. Biochemical Oxygen Demand.

Informações sobre os autores

¹Amanda Sonogo Zuntini – <http://lattes.cnpq.br/5506766572833227>
Graduanda em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná,
Campus Campo Mourão.

Contato: amandazuntini@hotmail.com

²Carolina Morales Rodrigues – <http://lattes.cnpq.br/2955059309680388>
Graduanda em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná,
Campus Campo Mourão.

Contato: carolmorales@hotmail.com

³Alexandre Rafael Kelniar – <http://lattes.cnpq.br/7718518543410756>
Graduando em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná,
Campus Campo Mourão.

Contato: alexandrekelniar@hotmail.com

⁴Eudes José Arantes – <http://lattes.cnpq.br/5368039952110556>
Engenheiro civil, Mestre e Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Docente e
Coordenador do curso de Engenharia Ambiental, UTFPR, Universidade Tecnológica Federal
do Paraná, Campus Campo Mourão, Coordenação de Engenharia Ambiental.

Contato: eudesarantes@gmail.com