

AD'ÁGUA - PROGRAMA COMPUTACIONAL PARA DETERMINAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO DE CURSOS D'ÁGUA

Alexandre Rosa dos Santos; Gilberto Chohaku Sedyama; Nathália Suemi Saito;
Telma Machado de Oliveira Peluzio; João Batista Esteves Peluzio; Giovanni de
Oliveira Garcia

1. INTRODUÇÃO

A água é, entre os recursos naturais, a que possui maior destaque, pois sua disponibilidade é necessária a todo tipo de vida no planeta, bem como para a maioria dos meios de produção. O uso da água pelo ser humano para qualquer finalidade resulta na deterioração da sua qualidade, limitando geralmente seu potencial de uso (MEYBECK et al, 1996).

Além disso, o crescimento das cidades nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais, como por exemplo, a poluição dos corpos d'água causada pela introdução de matéria e/ou energia (NAGALLI & NEMES, 2009).

Com o lançamento de despejos urbanos em corpos d'água, além do aspecto visual desagradável, da exalação de gases mal cheirosos e ainda da possibilidade de contaminação de animais ou de seres humanos, pelo consumo ou contato com essa água, há o declínio da concentração de oxigênio dissolvido no meio, comprometendo, desta forma, a sobrevivência dos seres de vida aquática (SARDINHA et al., 2008).

Um corpo de água, que recebe efluente biodegradável, sofre um processo de recuperação natural denominado autodepuração (BRAGA et al., 2005). Assim, por se tratar do restabelecimento do equilíbrio, este processo pode ser comparado com o fenômeno de sucessão ecológica, em que o restabelecimento das condições ideais é feito por mecanismos naturais, havendo uma sequência sistemática de ações até que se estabeleça o equilíbrio com as condições locais novamente (Figura 1) (SARDINHA et al., 2008; VON SPERLING, 1996).

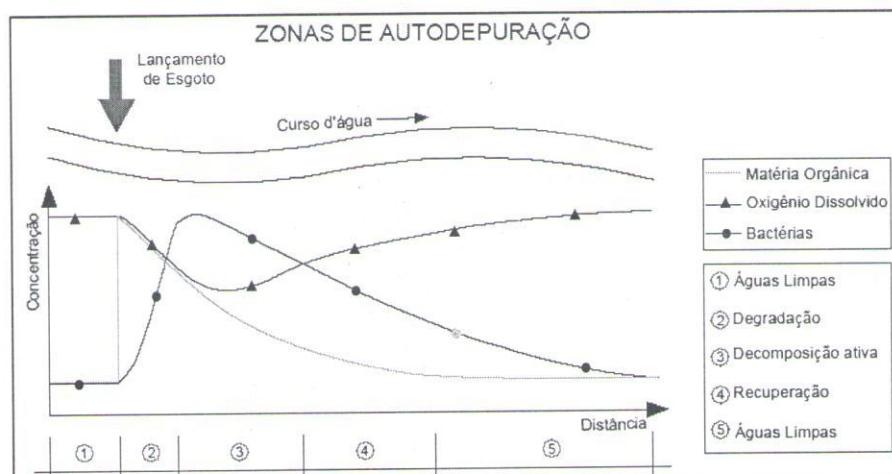


FIGURA 1 - Perfil das zonas de autodepuração ao longo do curso d'água (adaptado de VON SPERLING, 1996).

Porém, a capacidade de autodepuração varia de um corpo hídrico para outro, tornando-se necessário que estudos específicos sejam desenvolvidos, no intuito de conhecer a quantidade de efluentes que o rio é capaz de receber e diluir, sem que suas características naturais sejam prejudicadas (VON SPERLING, 2007).

A avaliação da autodepuração de um rio é usualmente realizada utilizando-se modelagem matemática, uma vez que esta é uma importante ferramenta que auxilia na gestão, controle e proteção dos recursos hídricos, permitindo a simulação dos processos de autodepuração do rio e, conseqüentemente, auxiliando na tomada de decisões referentes ao gerenciamento desses recursos (OPPA, 2007).

2. MODELAGEM DA AUTODEPURAÇÃO PARA CURSOS D'ÁGUA

A modelagem matemática passou a ser uma poderosa ferramenta na engenharia ambiental, pois permite, com menor custo, o conhecimento formal e rigoroso dos problemas envolvendo o controle ambiental, trazendo os almejados benefícios sócio-econômicos (D'ÁVILA et al.,1991).

Os modelos matemáticos possuem a capacidade de englobar os processos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos de forma simplificada e prática, ainda que esses processos sejam complexos. A utilização desses modelos proporciona além da simulação de eventos, a simulação das condições futuras e alternativas propostas para o corpo d'água (GASTALDINI & GIORGETTI, 1983 apud OPPA, 2007).

O estudo dos mecanismos de propagação de poluentes em rios, como eles se dispersam e se degradam, é essencial para que sejam feitos os planos de monitoramento com rigor científico necessário. O uso de simulação matemática é fundamental na escolha adequada da rede de monitoramento, na definição correta dos parâmetros de interesse, etc. Da mesma forma a calibração correta do modelo através dos dados experimentais obtidos completa o ciclo, permitindo agora,

através do modelo, controlar a qualidade do rio de forma segura e rápida.

O interesse principal na simulação é determinar, baseado em dados conhecidos previamente, as variações de concentração de um certo aporte de poluente em função da posição e do tempo. Isto obviamente passa por conhecimentos básicos de transporte de massa molecular e convectivo, e de cinética das reações biológicas envolvidas no processo.

De acordo com Fan et al., (2009), ao longo dos anos, vários modelos de qualidade da água têm sido desenvolvidos para diferentes tipos de corpos d'água (rios, lagos e reservatórios). Alguns desses modelos têm incluído parâmetros básicos (OD e DBO), enquanto outros têm incluído critérios mais sofisticados de qualidade da água tais como níveis de eutrofização e impactos por toxicidade.

Segundo Cunha et al., 2003, existem na literatura vários modelos de qualidade de água que incluem a modelagem de diversas substâncias. Entre os modelos mais utilizados podemos citar o QUAL-UFGM e QUAL2-E.

Salvador et al., (1989) desenvolveram um modelo computacional de autodepuração de rios, baseado no balanço de oxigênio proposto por Streeter & Phelps (1925), desenvolvido para microcomputadores compatíveis com o IBM-PC. O modelo utiliza um programa elaborado em linguagem PASCAL, permitindo o estudo e a determinação do perfil de oxigênio dissolvido e da degradação da DBO ao longo de um rio.

Além disso, pode-se verificar uma nova versão de um programa computacional de autodepuração de cursos d'água, Ad'Água 2.0, testado e aprimorado por Santos (2001), em

programação voltada para objetos, utilizando-se o software Delphi (Versão 5.0), desenvolvido pela empresa Imprise Corporation (1999), permitindo o estudo e a determinação do perfil de oxigênio dissolvido e da degradação da Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ao longo do curso d'água.

A Figura 2 mostra a progressão da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO: DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo. A DBO remanescente é expressa pela concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante, enquanto que, a DBO exercida é representada pelo oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até este instante.

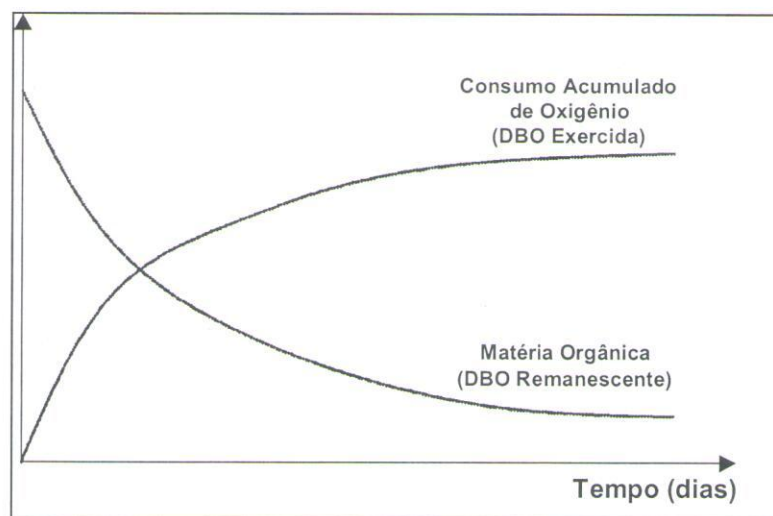


FIGURA 2 - DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.

2.1. Modelagem Matemática – Modelo de Streeter-Phelps

Os modelos de qualidade das águas de rios vêm sendo utilizados desde o desenvolvimento do modelo clássico de OD e DBO, de Streeter e Phelps, em 1925 (VON SPERLING, 2007). O modelo Streeter-Phelps foi o pioneiro para os modelos atuais, abordando unicamente dois aspectos importantes: o consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica. É um modelo determinístico e estático.

O modelo de Streeter e Phelps necessita dos seguintes dados: vazão do rio, a montante do lançamento; vazão de esgotos (Q_e); oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento (OD_r); oxigênio dissolvido no esgoto (OD_e); DBO_5 no rio, a montante do lançamento (DBO_r); DBO_5 do esgoto (DBO_e); coeficiente de desoxigenação (K_1); coeficiente de reaeração (K_2); velocidade de percurso do rio (v); tempo de percurso (t); concentração de saturação de OD (C_s); oxigênio dissolvido mínimo permissível (OD_{min}).

A hipótese básica no modelo Streeter & Phelps é que o processo de decomposição da matéria orgânica no meio aquático segue uma reação de primeira ordem. Assim, nesse tipo de reação, a taxa de redução da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica presente em um dado instante de tempo (BRAGA, *et al.*, 2003). A equação é descrita da seguinte forma:

$$DBO_t = L_o \cdot e^{-K_1 t}$$

(01)

em que:

DBO_t = é a quantidade de oxigênio dissolvido consumido desde o instante inicial até o instante t ;

L_0 = é a DBO imediata após o ponto de lançamento, ou seja, a quantidade total de oxigênio necessária para completa estabilização da matéria orgânica;

K_1 = é a constante de desoxigenação que depende do tipo de efluente;

t = tempo em dias.

O equacionamento de Streeter & Phelps para o cálculo da concentração de OD, combina os processo de reaeração e desoxigenação pelo decaimento da matéria orgânica, conforme a Equação 2:

Sabendo-se que:

$$C_t = C_s - D_t$$

(02)

Tem-se a concentração de OD em um instante de tempo t :

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

(03)

onde:

C_t = déficit de oxigênio dissolvido (mg.L-1);

C_0 = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg.L-1);

C_s = concentração de saturação de oxigênio (mg.L-1);

K_1 = Coeficiente da taxa de desoxigenação (dia-1);

K_2 = Coeficiente da taxa de reaeração (dia-1);

L_0 = Concentração de determinado poluente, no corpo receptor, após a mistura com o despejo;

D_t = Déficit inicial de oxigênio dissolvido no ponto de mistura (mg.L-1).

O coeficiente de desoxigenação depende do tipo da matéria orgânica e do grau de tratamento, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Efluentes tratados, por exemplo, possuem uma taxa de degradação mais lenta, pelo fato da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais vagarosa. Valores médios de K_1 encontram-se apresentados no Tabela 1.

TABELA 1 - Valores genéricos do coeficiente K_1 (base e, 20° C) para vários tipos de efluentes (VON SPERLING, 1996 e CASTAGNINO, s.d.)

Origem	K_1 (d ⁻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
Efluente terciário	0,10 – 0,20
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Existem processos matemáticos e estatísticos que podem ser utilizados para a determinação do coeficiente de desoxigenação, caso se disponha de amostras da água a ser analisada. Os dados de entrada para tais métodos são os valores da DBO exercida a vários dias, tipicamente a DBO de cinco dias

e a DBO de 20 dias. Os métodos mais conhecidos para a determinação de K_1 são (VON SPERLING, 1996):

- Método dos mínimos quadrados, de Reed – Theriault (citado por BARNWELL (1980);
- Método da inclinação, de Thomas (1937);
- Métodos dos momentos, de Moore, Thomas e Snow (1950);
- Método de Thomas (citado por POVINELLI, 1973; METCALF & EDDY, 1981);
- Método da diferença de logaritmos, de Fair (1936).

O valor de K_1 depende da temperatura, pois exerce uma grande influência no metabolismo microbiano. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa da seguinte forma:

$$K_{1_T} = K_{1_{20}} \cdot \theta^{(T-20)}$$

(04)

em que,

$K_{1_T} = K_1$ a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

$K_{1_{20}} = K_1$ a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (d^{-1});

T = temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);

θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

Um valor usualmente empregado de θ é 1,047 (VON SPERLING, 1996). A interpretação deste valor, com relação à equação 4 é de que o valor de K_1 aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água.

O valor do coeficiente de reaeração (K_2) de um corpo d'água pode ser determinado por meio de métodos estatísticos. Os dados de entrada são oxigênio dissolvido (OD) a diversos tempos (t).

A seleção do valor do coeficiente K_2 tem uma maior influência nos resultados do balanço do oxigênio dissolvido do que o coeficiente K_1 , pelo fato das faixas de variação do último serem mais estreitas. Existem três métodos para a obtenção de um valor para o coeficiente K_2 :

- Valores médios tabelados (Tabela 2);
- Valores em função das características hidráulicas do corpo d'água (Tabela 3);
- Valores correlacionados com a vazão do curso d'água, descritos pela fórmula $K_2 = mQ^n$, sendo m e n coeficientes de ajuste.

TABELA 2 - Valores típicos de K_2 (base e , 20°C) (Fair et al, 1973, ARCEIVALA, 1981, citado por VON SPERLING, 1996).

Corpo d'água	K_2 (d ⁻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 d'água	>1,15	>1,61

TABELA 3 - Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e , 20°C) (COVAR, citado por EPA, 1985).

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação
O'CONNOR E DOBBINS (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$
CHURCHILL et al (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
OWENS et al (apud BRANCO, 1976)	$5,3 \cdot v^{0,67} H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$

Notas: v: velocidade do curso d'água (m/s); H: altura da lâmina d'água (m);

A temperatura influencia na oxigenação do corpo d'água de duas formas: reduz a concentração de saturação da água e acelera o processo de absorção de oxigênio. Observa-se, de modo geral, que a água previamente desoxigenada absorve menos oxigênio da atmosfera à medida que a temperatura se eleva, se todas as outras condições permanecerem constantes (SANTOS, 2001; NUNES, 2008).

Os teores de oxigênio dissolvido a serem mantidos nos corpos d'água são estipulados através de legislação. Os valores variam em função da classe em que o corpo d'água está classificado (VON SPERLING, 1996). A tabela 4 mostra os teores mínimos de OD nos corpos d'água, em função da classe a que pertencem, segundo a Resolução CONAMA N°20, de 18/06/86.

TABELA 4 - Concentrações mínimas permissíveis de oxigênio dissolvido (Resolução CONAMA Nº20, de 18/06/86).

Classe	OD mínimo (mg/L)
Especial	Não são permitidos lançamentos, mesmos tratados
1	6,0
2	5,0
3	4,0
4	2,0

3. PROGRAMA COMPUTACIONAL PARA A DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS RELACIONADOS COM A AUTODEPURAÇÃO DE CURSOS D'ÁGUA – AD'ÁGUA 2.0

Santos (2001) aprimorou e testou uma nova versão de um programa computacional de autodepuração de cursos d'água, Ad'Água 2.0, elaborado em programação voltada para objetos, utilizando-se o software Delphi (Versão 5.0), desenvolvido pela empresa Imprise Corporation (1999), permitindo o estudo e a determinação do perfil de oxigênio dissolvido e da degradação da DBO ao longo do curso d'água (Figura 3).

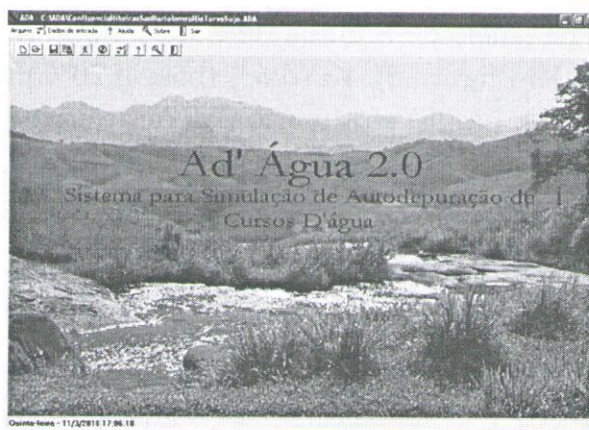


FIGURA 3 - Interface gráfica inicial do Programa Computacional Ad'Água 2.0.

O programa trabalha com reações de primeira ordem da DBO e com o modelo proposto por Streeter & Phelps (1925), a fim de simular impactos da poluição sobre os cursos d'água, sendo bastante acessível e prático, operado de forma totalmente conversacional. Os dados de entrada deverão ser adicionados, para a estimativa da autodepuração do curso d'água, na janela de Entrada de Dados (Figura 4).

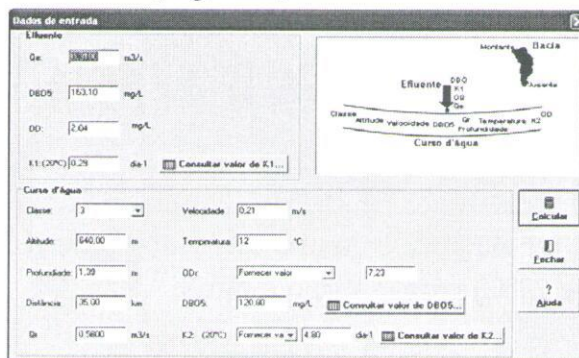


FIGURA 4 - Interface principal do aplicativo computacional Ad'Água 2.0.

Ainda na janela de Entrada de Dados é possível consultar valores para K_1 (Figura 5), K_2 (dia^{-1}) (base e 20°C) (Figura 6) e valores de DBO_5 (mg/L) em função das características do curso d'água (Figura 7).

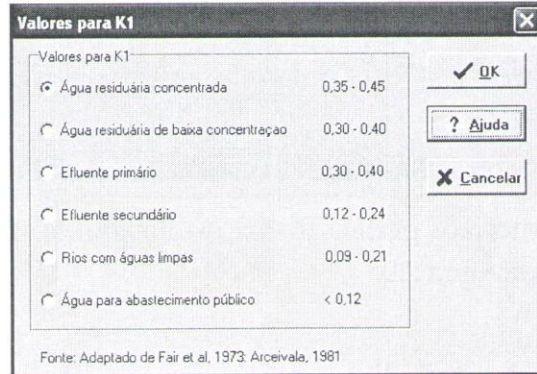


FIGURA 5 - Tabela de consulta dos valores de K_1 .

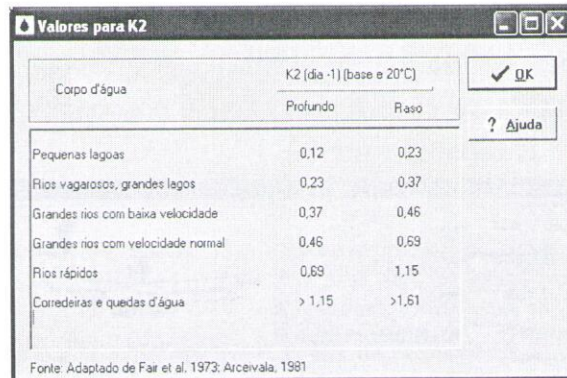


FIGURA 6 - Tabela para consulta dos valores de K_2 (dia^{-1}) (base e 20°C) para o corpo d'água.

Condição do rio	DBO5(mg/L)
<input checked="" type="radio"/> Bastante limpo	1
<input type="radio"/> Limpo	2
<input type="radio"/> Razoavelmente limpo	3
<input type="radio"/> Duvidoso	4
<input type="radio"/> Ruim	>10

Fonte: Klein (1962)

FIGURA 7 - Tabela de consulta para valores de DBO₅ (mg/L) em função das características do curso d'água.

Por meio do aplicativo computacional Ad'Água 2.0, o rio em estudo é dividido em trechos, a critério do usuário, nos quais podem ser realizadas com rapidez e eficiência inúmeras simulações, gerando dados de interesse para proteção e aproveitamento racional do curso d'água. Os dados são apresentados por meio de gráficos, quadros e relatórios, de modo a facilitar a sua interpretação e utilização (Figura 8).

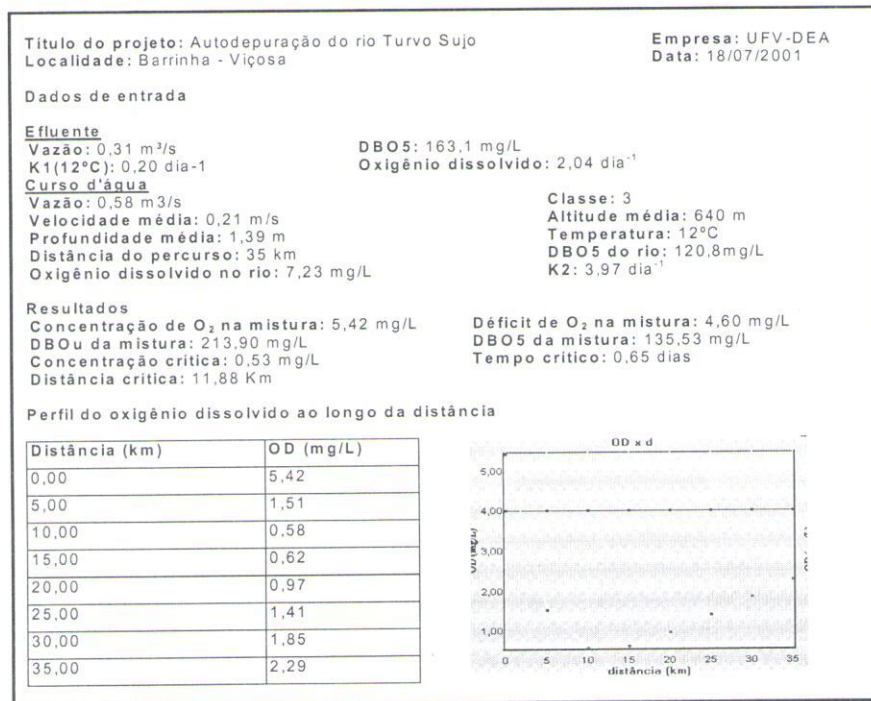


FIGURA 8 - Exemplo de relatório gerado após simulação de autodepuração pelo programa computacional AD'Água.

Para a realização das simulações foram utilizados dados reais obtidos no campo e em laboratório. A área-base deste estudo abrangeu a bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo, com área total de 406,44 km², pertencente à bacia hidrográfica do rio Doce. As amostras de água foram coletadas no encontro do ribeirão São Bartolomeu com o rio Turvo Sujo e no encontro do rio Turvo Sujo com o rio Turvo Limpo.

O espaço efetivamente percorrido pelo curso d'água entre os pontos amostrais foi determinado utilizando técnicas de geoprocessamento aplicadas sobre o mapa de hidrografia da

bacia. Utilizando dados reais de ambas as amostras, observou-se que quando foi realizada a simulação utilizando os coeficientes de reoxigenação (K_2) baseados em dados hidráulicos corrigidos para 12 °C para os quatro cursos d'água em estudo, pelo fato ocorrer anaerobiose ($OD < 0 \text{ mgL}^{-1}$), o modelo de Streeter-Phelps passou a não ser mais válido.

Com a manipulação dos dados de entrada é possível realizar diversas simulações e previsões da concentração de oxigênio no corpo d'água com diferentes alternativas de eficiência (em porcentagem) no tratamento da água (Figura 9).

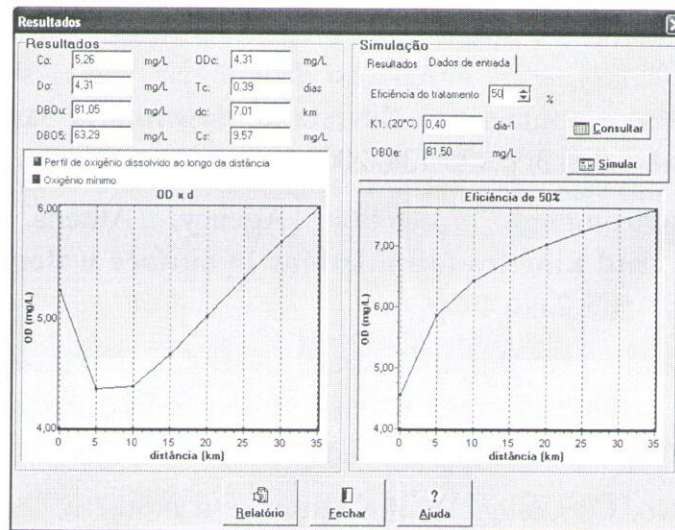


FIGURA 9 - Resultados obtidos após entrada de dados e alternativa para realização de simulação com diferentes valores de eficiência do tratamento da água.

4. REFERÊNCIAS

BARNWELL, T. O. Least squares estimates of BOD parameters. **Journal Environmental Engineering Division. ASCE**, v.106, n.6, dec. 1980.

BRAGA, B et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**, São Paulo: Prentice Hall, 2003.

BRAGA et al **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2ª Ed. São Paulo: Person Prentice Hall, 2005.

CASTAGNINO, W. A. **Poluicion de agua – Modelos y control**. Washington, D. C.: Organizacion Panamericana de la Salud, s.d. 234p.

CUNHA, C.L.N. et al. Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.8, n.3, p.126-134, 2003.

EPA, Enviromental Protection Agency, Athens. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 1985. 2.ed, 455p.

FAIR, G. M. The “log-difference” method of stimating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve. **Sewage Works Journal**, v.8, n. 3, p.270-307, May 1973.

Fan, C.; Ko, C.; Wang, W. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n.5, p.1824-1832, 2009.

METCALF & EDDY, Inc., Boston. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 2ª ed. New Delhi, Tata Mc Graw-Hill. 1981. 920p.

MEYBECK M. et al. **Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes**. UNEP/WHO, 1996, 383p.

MOORE, E. W.; THOMAS Jr, H. A.; SNOW, W. B. Simplified method for analysis of B.O.D. data. **Sewage and Industrial Wastes**, v.22, n.10, p.1343-1355, Oct. 1950.

NAGALLI, A.; NEMES, P. D. Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, Curitiba, v. 7, n. 2, p.131-144, abr./jun. 2009.

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: UFV, Viçosa, MG, 2008.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Santa Maria, 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Maria. 2007, p.19.

POVINELLI, J. **Sobre alguns processos para avaliação da constante de desoxigenação e da demanda final de DBO**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 7, Salvador. Universidade de São Carlos, 1973.

SALVADOR, N. N. B.; SOUZA FILHO, J. S.; KAMADA, M. K. Modelo computacional de autodepuração de rios. **Anais...** Belém – PA, p.252-265, 1989.

SANTOS, A.R. **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: UFV, Viçosa – MG, 2001.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade e autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP) **Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Rio de Janeiro, v. 30, n.3, p.329-338, 2008.

STREETER, H. W. & PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River.** Public Health Bulletin, Washington. 1925, 146p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2ª ed., UFMG, Belo Horizonte, 1996. 246p.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** 1ª. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, p.317-576, 2007.