

XII SIMPÓSIO DE RECURSOS HIDRÍCOS DO NORDESTE

OTIMIZAÇÃO COMPUTACIONAL DO TRATAMENTO DE ÁGUA EM RIOS NO NORDESTE BRASILEIRO

Artur Holanda de Souza¹; Francisco de Assis de Souza Filho¹; Daniel Antônio Camelo Cid¹; Wictor E. Dajtenko Lemos¹ & Samuelson L. Cabral¹

RESUMO – O objetivo principal do trabalho foi o desenvolvimento de uma plataforma computacional de simulação e otimização de hidrossistemas com foco na quantidade e qualidade de água. Foi realizado um estudo entre as relações dos custos de tratamento dos efluentes lançados em rios e o tratamento realizado por estações de tratamento de esgoto. A modelagem seguiu as clássicas equações de Streeter & Phelps, e para a otimização do sistema, foi desenvolvido uma rotina de programação não linear, em ambiente MATLAB. Foi possível obter valores razoáveis de preços de tratamento e percentuais de tratamento com a análise realizada para três simulações de condições reais. Percebeu-se uma grande influência da diluição dos efluentes, devido às diferentes vazões utilizadas nas simulações; e foi evidenciado a importância que modelos de autodepuração fluvial podem ter para o planejamento e a implementação de políticas públicas de na proteção do meio ambiente e da sustentabilidade.

ABSTRACT– The aim of this study was the development of a simulation computing platform and hydrosystems optimization focusing on water quantity and quality. It was conducted a study of the relationships between the costs of treating effluents discharged into rivers and the treatment by sewage treatment plants. The analysis followed the classical Streeter & Phelps equations, and for the optimization of the system was developed a nonlinear programming routine in MATLAB environment. It was possible to obtain reasonable values of treatment prices and percentages of treatment with the analysis performed for three simulations of real conditions. It was noticed a large influence of dilution of effluent, due to the different flow rates used in the simulations. It was shown the importance of Self-purification River models may have for planning and implementing public policies on environmental protection and sustainability.

Palavras-Chave – Modelagem de qualidade da água. Autodepuração fluvial. Tratamento de efluentes.

¹Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Av. Humberto Monte S/N, Pici, CEP: 60525-571, e-mail: arturlexiste@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Apesar de ser uma substância extremamente abundante, cobrindo quase três quartos da superfície terrestre, a porcentagem que pode ser utilizada na indústria, na agropecuária e para consumo humano de forma economicamente viável, é aproximadamente de apenas 1% do total, o resto estando majoritariamente nos oceanos. Assim, torna-se importante um controle da poluição das reservas naturais de água utilizável, geralmente rios, lagos e lençóis freáticos, para garantir tanto a sustentabilidade das atividades humanas como o equilíbrio dos ecossistemas relacionados a estas reservas.

Esse problema é bem mais dramático na região semiárida do nordeste brasileiro, onde há mais insolação e as chuvas são raras e mal distribuídas, ocorrendo períodos de estiagem que estagnam a economia agropecuária, como a que esta sendo enfrentada atualmente.

Diversos parâmetros são utilizados para quantificar o grau de poluição de um corpo d'água, como a concentração de nitrogênio, de fósforo e de coliformes, dentre outros, e dois dos mais importantes são a concentração de oxigênio dissolvido (OD) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Seja pelo recebimento de esgotos sanitários, industriais ou da agropecuária, ou pela lixiviação natural, a água tende a acumular matéria orgânica, que, de maneira geral, tende a reagir com o oxigênio e se oxidar, em inúmeras reações bioquímicas diferentes. A quantificação dessa matéria é possível estimando o oxigênio consumido na sua reação completa, sendo, no Brasil, geralmente medida pela massa de oxigênio consumida em 5 dias mantendo-se uma temperatura média de 20°C, uma medida chamada de $DBO_{5,20}$.

Quando não há controle da emissão dessa matéria orgânica, essa abundância provoca a proliferação de cianobactérias que, assim, de consumidores primários, aumentando a biomassa num e reduzindo o oxigênio dissolvido mais ainda, num processo chamado de eutrofização, que pode comprometer permanentemente a qualidade da água, motivo da importância de se controlar o oxigênio dissolvido e a DBO da água.

Para rios, diversos modelos já foram formulados para representar o comportamento desses parâmetros ao longo do percurso fluvial e, nesse trabalho, será usado um dos primeiros modelos desenvolvidos, o modelo de Streeter & Phelps (1925), que estima a evolução da DBO e da concentração de oxigênio numa representação

unidimensional do rio, a partir da DBO e da concentração de oxigênio de um ponto inicial a montante dos outros.

BASES CONCEITUAIS

Modelos de Qualidade da Água

Um modelo matemático é a representação de algum sistema físico (chamado de protótipo), numa linguagem geralmente simplificada. Trata-se de uma ferramenta de análise que reduz um sistema físico a um conjunto de equações. A modelagem da qualidade da água tem evoluído desde o início do século XX, época em que a capacidade de processamento dos computadores ainda era nenhuma ou muito limitada. Os principais modelos eram aplicados em cenários simplificados e características rudimentares, utilizando-se de simples geometrias das seções, fluxos em estado permanente e reações cinéticas lineares (CHAPRA, 1997).

O primeiro trabalho no campo da modelagem foi desenvolvido em 1925 por Streeter & Phelps (“Estudo sobre poluição e purificação natural do rio Ohio”), aplicado no rio Ohio, principal afluente do rio Mississipi, localizado no leste dos Estados Unidos (STREETER; PHELPS, 1925). Esse trabalho forneceu um meio capaz de determinar os níveis de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de um determinado rio.

Modelos numéricos para a gestão da qualidade da água geralmente avaliam o efeito de poluentes em ambientes aquáticos e comparam seus resultados aos padrões estabelecidos por legislações específicas (BRASIL, 2005). Atualmente diversos modelos têm se destacado por sua capacidade de representar um sistema físico sem grandes perdas, e de certa forma, ajudando e muito a comunidade científica e tomadores de decisão no gerenciamento dos recursos hídricos. Em rios, alguns modelos ganharam confiança pela sua representatividade e extenso uso acadêmico e comercial, podendo-se citar o QUAL2E, QUAL2K e CE-QUAL-W2 (BROWN; BARNWELL, 1987; CHAPRA, 2008; COLE; WELLS, 2008).

Autodepuração e tratamento de efluentes

A carga orgânica presente nos esgotos, ao ser lançada no corpo hídrico receptor, será consumida pelas bactérias aeróbias (Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO de primeiro estágio) existentes no manancial e também como resultado da nitrificação (DBO de segundo estágio). Essas bactérias ao receberem a carga extra de matéria orgânica se multiplicam, o que acarreta em um maior consumo de oxigênio dissolvido

(OD), diminuindo sua concentração que tenderá a cair até um mínimo onde, a partir dele, o corpo hídrico poderá se recompor gradativamente, aumentando a concentração de OD e diminuindo a DBO.

A DBO é a necessidade extra de oxigênio para estabilização da matéria orgânica pelas bactérias, parâmetro de poluição dos esgotos e ferramenta imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água (PIVELI; KATO, 2005). Quanto maior a DBO de um esgoto maior o impacto gerado pelo seu lançamento. À capacidade de recuperação das características naturais do manancial após uma interferência externa, como em um lançamento de esgotos, dá-se o nome de autodepuração. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica em um efluente poluidor, maior será o consumo de oxigênio dissolvido e maior será o valor da DBO. Assim, maior será também o custo relativo ao tratamento destes efluentes.

No Brasil, existe uma predominância dos sistemas de tratamento de efluentes por lagoas de estabilização, reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), fossas sépticas e sistemas de lodos ativados (JORDÃO; PESSOA, 2005). Na região Nordeste do Brasil a predominância dos sistemas de tratamentos é por lagoas de estabilização, fato que se deve à facilidade de implantação das estações, mão de obra pouco qualificada e simples operação e manutenção dos sistemas.

METODOLOGIA

Modelo numérico utilizado

Para o caso das fontes pontuais de lançamento de esgotos, assim como considerado neste estudo, o balanço de massa para a DBO pode ser escrito como,

$$V \frac{dL}{dt} = -k_1 VL \quad (1)$$

Onde k_1 é a constante de proporcionalidade dependente da temperatura, de dimensão T^{-1} ; V é o volume, de dimensão L^3 e L é a DBO, de dimensão ML^{-3} . Para a condição inicial de $L = L_0$, a Equação 1 pode ser resolvida por,

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

O consumo de oxigênio durante o processo de decomposição pode ser definido como,

$$y = L_0 - L \quad (3)$$

Substituindo a Equação 3 na 2 fica,

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}) \quad (4)$$

Onde y é a DBO, dada em $mgO L^{-1}$. Reescrevendo a Equação 4 para um rio com seções geométricas constantes, e considerando, em adição ao processo de decomposição da matéria orgânica, a sedimentação:

$$\frac{dL}{dt} = -U \frac{\partial L}{\partial x} - k_r L \quad (5)$$

Para um estado estacionário, a Equação 5 torna-se:

$$0 = -U \frac{\partial L}{\partial x} - k_r L \quad (6)$$

Se o sistema for considerado completamente misturado na região de descarga da DBO (o que ocorre em rios, naturalmente), a concentração da DBO pode ser calculada como:

$$L_0 = \frac{Q_w L_w + Q_r L_r}{Q_w + Q_r} \quad (7)$$

Onde os subscritos w e r referem-se às vazões (Q) e concentrações (L) do lançamento e do rio, respectivamente. Resolvendo a Equação 7 e utilizando seu valor como condição inicial para a Equação 6, fica:

$$L = L_0 e^{-\frac{k_r x}{U}} \quad (8)$$

Sendo

$$k_r = k_d + k_s \quad (9)$$

Onde k_r é a taxa de remoção de DBO total (d^{-1}), composto pelos coeficientes de decomposição e sedimentação, k_d e k_s , respectivamente. k_s representa a fração entre a velocidade de sedimentação, v_s ($m d^{-1}$), e a profundidade do rio, h (m):

$$k_s = \frac{v_s}{h} \quad (10)$$

O coeficiente de decaimento (decomposição) da DBO pode ser calculado pelas equações ajustadas (HYDROSCIENCE, 1971 *apud* CHAPRA, 1997):

$$k_d = 0,3 \left(\frac{h}{2,4} \right)^{-0,434} \quad \text{para } 0 \leq h \leq 2,4 \text{ m} \quad (11)$$

$$k_d = 0,3 \quad \text{para } h > 2,4 \text{ m} \quad (12)$$

Para o oxigênio dissolvido, o balanço de massa pode ser escrito por:

$$V \frac{do}{dt} = -k_d VL + k_a V(o_s - o) \quad (13)$$

Onde k_a é a taxa de reaeração (d^{-1}) e o_s é o oxigênio na saturação. Chama-se déficit de oxigênio a diferença entre o_s e o ; assim, diferenciando a diferença:

$$D = o_s - o \quad \therefore \quad \frac{dD}{dt} = -\frac{do}{dt} \quad (14)$$

Assim, a Equação 13 pode ser reescrita como:

$$V \frac{dD}{dt} = k_d VL - k_a VD \quad (15)$$

Para as condições impostas na Equação 5, fica:

$$0 = -U \frac{dD}{dx} + k_d L - k_a D \quad (16)$$

Resolvendo a Equação 16 para $L=L_0$ e $D=D_0$ no tempo $t=0$ fica:

$$D = D_0 e^{-\frac{k_a x}{U}} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_r} \left(e^{-\frac{k_r x}{U}} - e^{-\frac{k_a x}{U}} \right) \quad (17)$$

O coeficiente de reaeração, k_a , é geralmente calculado utilizando-se do equacionamento de O'Connor-Dobbins, expresso por (CHAPRA, 1997):

$$k_a = 3,93 \frac{U^{0,5}}{h^{1,5}} \quad (18)$$

Onde U é a velocidade média do rio, em $m s^{-1}$. Finalmente, os coeficientes de decaimento de DBO e de reaeração são valores médios geralmente calculados para temperaturas de 20° C. Para corrigir estes coeficientes para qualquer outra temperatura, utiliza-se:

$$k = k_{20} \theta^{T-20} \quad (19)$$

Onde $\theta = 1,047$ para o decaimento da DBO e $\theta = 1,024$ para o coeficiente de reaeração. As Equações 8 e 17 representam as clássicas equações de Streeter-Phelps, que representam corpos hídricos estacionários e com características hidrológicas e geométricas constantes.

Avaliação dos custos de tratamento

De acordo com Dos Santos (2007), o tipo de sistema realizado por lagoa facultativa seguida por lagoa de maturação é o mais utilizado no Nordeste. Lagoas de estabilização necessitam de grandes áreas e, por ter boa disponibilidade de insolação, a região Nordeste permite maior eficiência das lagoas.

Neste trabalho foi utilizada a tecnologia das lagoas de estabilização, onde se considerou o parâmetro DBO da água. Especificamente, foram utilizados dados referentes aos custos de implantação de lagoas de estabilização compostas por uma lagoa facultativa seguida por duas lagoas de maturação.

Com base no trabalho realizado por Jordão & Pessoa (2005) e pesquisa realizada junto à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), foram analisados os custos gastos pela companhia cearense com a construção de ETEs. Entre os anos de 2008 e 2010, 12 obras foram realizadas pela CAGECE com a implantação de algum sistema de tratamento de esgotos, as quais foram realizadas nas seguintes localidades, organizadas em ordem crescente de vazões tratadas: Distrito de Araquém em Coreaú, Alcântaras, Porteiras, Catarina, Aurora, Frecheirinha, Coreaú, Mucambo, Barro, Massapê, Tauá, Tianguá.

A partir dos custos de instalação das ETEs nestas localidades, foi traçado uma curva de regressão que estimou a relação entre as vazões tratadas dos efluentes e seu valor, em reais R\$. A equação pode ser observada na Figura 1.

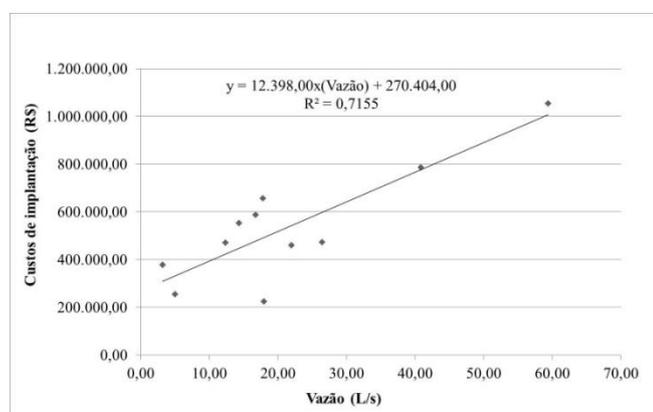


Figura 1. Custos de implantação e a vazão de projeto de ETE para o estado do Ceará.

Modelo de otimização

Criou-se uma função de cálculo de custo no MATLAB que calcula o custo total do tratamento em Reais (R\$) a partir dos percentuais de tratamento (ptrat) de cada um de três lançamentos considerados, sendo dados como constantes a DBO, a vazão e a deficiência de O₂ (DO) num ponto inicial de um trecho de um rio e de cada um dos três lançamentos numa matriz (matriz A), bem como a distância entre eles. Outros valores considerados podem ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros e constantes considerados no modelo.

Velocidade da água (m/s)	k1 (dia ⁻¹)	k2 (dia ⁻¹)	O2 saturação (mg/L)
1	0,25	1	8

A minimização dos custos relativos aos tratamentos e/ou implantação dos sistemas de tratamento de efluentes segue uma função na forma

$$\min_{ptrat} \sum_{i=1}^N C(ptrat_i)$$

Onde $ptrat_i$ é o percentual de tratamento na localidade i , esta minimização esta sujeita a as restrições do modelo relativas ao decaimento da DBO e reaeração do rio segundo as equações de Streeter & Phelps.

Para minimizar o custo total dessa função foi usada a função do MATLAB (função *fminsearch*), baseada no método Nelder-Mead, um método direto de busca de mínimos de funções de múltiplas, que usa apenas os valores da função e lida com funções objetivo não suaves. Uma expressão simples da sintaxe é:

$$[xmin, fval] = fminsearch (f, xo)$$

Em que *xmin* armazena o vetor que minimiza a função f e *fval*, o valor mínimo, sendo dada uma estimativa inicial desse vetor por *xo*.

Para que a DBO não ultrapassasse 5 mg/L o OD nunca ficasse inferior a 5 mg/L, exigências para um rio de classe 2, quando isso acontece soma-se ao custo total uma penalidade igual ao quadrado da diferença do valor do parâmetro pelo limite multiplicada por 10^{20} , assim fazendo com que a função *fminsearch*, buscando o minimizar o custo total, rejeite as combinações de valores de porcentagem de tratamento que não atendam à norma.

De maneira semelhante, para tornar ilegais valores de percentuais de tratamento *ptrat* maiores que 1 ou menores que 0, pois não teriam sentido físico, soma-se o quadrado da diferença para 1 ou 0 do *ptrat* multiplicado por 10^{15} ao custo total, quando isso acontece, o que faz com que a função *fminsearch* rejeite esses valores e forneça com os *ptrat* entre 0 e 1.

Para evitar que a o *fminsearch* buscasse mínimos locais da função de custo, diferentes para cada estimativa inicial *xo* e, portanto, possivelmente incorretos, tomou-se sete estimativas iniciais consideradas normais 0 0 0, 0 0 1, 0 1 0, 0 1 1, 1 0 0, 1 0 1, 1 1 0, 1 1 1 e 0.5 0.5 0.5 e mais 100 valores aleatórios de vetores de três valores entre 0 e 1, tomando-se, ao final, os *ptrat* finais de custo mínimo dos 107 valores.

RESULTADOS

Foram realizadas 3 simulações: uma com um lançamento a 50 Km do início do trecho; outra com um a 50 km e outro a 100 km do início do trecho e a terceira com os dois anteriores e um a 150 km do início do trecho.

A DBO e a DO iniciais do rio foram ambas consideradas 0 e a DBO, a DO e a vazão de todos os lançamentos foram consideradas os valores usuais de 300 mg/L, 8 mg/L e 100 L/s, respectivamente, calculou-se os percentuais de tratamento ótimos e os preços mínimos para vazões iniciais do rio de 1000, 2000, 5000 e 10000 L/s.

Simulação 1

Vazão (L/s)	1.000	2.000	5.000	10.000
Ptrat1	0,9889	0,8778	0,5444	0**
Custo Total (R\$)	1.496.428,50	1.358.672,99	969.577,82	0**

Simulação 2

Vazão (L/s)	1.000	2.000	5.000	10.000
Ptrat1	*	0,9201	0,5723	0
Ptrat2	*	0,9932	0,8901	0,7135
Custo Total (R\$)	*	2.912.851,32	2.353.940,00	1.155.048,50

Simulação 3

Vazão (L/s)	1.000	2.000	5.000	10.000
Ptrat1	*	0,9567	0,5445	0
Ptrat2	*	1	0,9085	0,7137
Ptrat3	*	1	0,9165	0,7400
Custo Total (R\$)	*	4.476.992,31	3.748.973,52	2.343.080,83

Nas simulações 2 e 3, mesmo com 100% de tratamento em todos os lançamentos, não foi possível enquadrar o trecho na classe 2, para uma vazão inicial do rio de 1000 L/s. Na simulação 1, para uma vazão inicial de 10.000 L/s, não foi necessário fazer tratamento nenhum do esgoto, pois o trecho já pertencia à classe 2 sem tratamento algum.

CONCLUSÃO

Foi possível obter valores razoáveis de preços de tratamento e percentuais de tratamento com a análise realizada para as três simulações de condições reais realizadas. O modelo proposto ainda está em fase de desenvolvimento, portanto sua aplicação em situações reais ainda é limitada.

Percebeu-se uma grande influência devido à diluição da DBO e da DO dos esgotos tratados da vazão do rio, uma variável que pode mudar bastante durante intervalos de tempo relativamente curtos, no custo de tratamento, que chegou a aumentar em até 2 milhões de reais devido à redução desse parâmetro, um fator agravante na situação do Nordeste Brasileiro, onde as vazões dos rios chegam a valores excepcionalmente baixos, encarecendo as obras de preservação.

Notou-se ainda a importância que modelos de autodepuração fluvial podem ter para o planejamento e a implementação de políticas públicas de defesa do meio ambiente e de sustentabilidade, sendo a precisão e a confiabilidade dos mesmos extremamente relevantes para estimação de custos e para a elaboração inteligente obras de engenharia nesse sentido.

Referências bibliográficas

- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. Ministério do Meio Ambiente, 2005.
- CHAPRA, S. C. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill, New York. 844 p. 1997.
- DOS SANTOS, A. B. Avaliação Técnica de Sistemas de Tratamentos de Esgotos. Fortaleza: BNB. 2007.
- FRAGOSO Jr., Carlos Ruberto; MARQUES, David de Motta; FERREIRA, Tiago Finkler. Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos. São Paulo: Oficina de Textos, 304p. 2009.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA. C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- STREETER, H. W.; E. B. PHELPS. Studies of the pollution and natural purification of the Ohio River. Public Health Bulletin, n. 146, 80 p. 1925
- PIVELI, R. P. ; KATO, M. T. . Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos. 1º ed. São Paulo/SP: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 01. 285p. 2005