

3

DESCRIÇÃO DO MODELO

3.1. INTRODUÇÃO

O Qual2E é um modelo versátil para qualidade de águas correntes, permitindo a simulação de até 15 parâmetros associados à qualidade de água listados abaixo, em qualquer combinação desejada pelo usuário:

1. Oxigênio dissolvido;
2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
3. Temperatura;
4. Concentração de biomassa algal (sob a forma de clorofila);
5. Nitrogênio orgânico;
6. Amônia;
7. Nitrito;
8. Nitrato;
9. Fósforo orgânico;
10. Fósforo dissolvido;
11. Coliformes;

12. Elemento não-conservativo arbitrário;

13. Três elementos conservativos.

O modelo se aplica a correntes bem misturadas e considera os principais mecanismos de transporte – difusão e advecção – significantes apenas ao longo da principal direção do fluxo (eixo longitudinal). Sua utilização se estende à presença de descargas poluidoras múltiplas, pontos de retirada e fluxos de afluentes na corrente em estudo.

Hidraulicamente, o Qual2E é limitado a simulações em períodos de tempo nos quais ambos o fluxo da corrente estudada e as descargas de efluentes na bacia são constantes. Nesse contexto, o Qual2E pode operar tanto no estado estacionário como no dinâmico. Quando operado em estado estacionário, pode ser usado para estudo do impacto de cargas poluidoras (magnitude, qualidade e localização) na qualidade do corpo receptor. Dinamicamente, o modelo permite estudar tanto os efeitos de variações diurnas de dados meteorológicos na qualidade da água quanto as variações provocadas no oxigênio dissolvido devido ao crescimento e respiração de algas (BROWN; BARNWELL, 1987).

3.2. HISTÓRICO DO MODELO

A versão atual do Qual2E (versão 3.0) foi desenvolvida através de uma parceria entre o Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Tufts e o Laboratório de Pesquisa Ambiental da USEPA (Environmental Protection Agency, EUA).

O Qual-II foi criado em 1972 pela *Water Resources Engineers Inc.* (WRE), como uma extensão do modelo original de qualidade de águas, o então chamado Qual-I, de 1970. Nos 3 anos seguintes, várias versões do Qual-II foram criadas, visando atender necessidades específicas de usuários. Em 1976, o *Southeast Michigan Council of Governments* (SEMCOG) uniu-se à WRE com a finalidade de

combinar as melhores características das diversas versões do Qual-II em um só modelo. Em 1983 esta versão da SEMCOG foi atualizada em função de deficiências nas interações entre algas, nutrientes e luz. Além destas, uma série de outras modificações sugeridas pelos próprios usuários foram introduzidas, dando origem ao Qual2E, que incorporou todas essas melhorias.

Desde a primeira versão do Qual2E, em 1985, as atualizações tiveram continuidade. Algumas modificações, listadas a seguir, foram desenhadas para melhorar a eficiência do programa, assim como auxiliar o usuário na calibração e verificação do modelo:

- Opção de variação da entrada de dados climatológicos para simulação de temperatura em estado estacionário;
- Opção para inclusão dos dados observados de OD nos gráficos de saída de dados do modelo, permitindo a comparação com os dados calculados;
- Modificação do critério de convergência para simulação de algas, nitrificação e OD, de um erro absoluto para relativo;
- Atualização das fórmulas para estimativa dos efeitos de reaeração devido à queda d'água em barragens;
- Introdução de recursos para análise de incerteza de parâmetros, o Qual2E-UNCAS, incluindo: (i) análise de sensibilidade, (II) análise de erro de primeira ordem e (iii) simulação de Monte Carlo.

3.3. REPRESENTAÇÃO CONCEITUAL

O Qual2E permite a simulação de qualquer sistema fluvial ramificado e unidimensional. O primeiro passo para a utilização do modelo é executar a representação esquemática, que consiste na divisão do rio em trechos com características hidráulicas constantes. Cada trecho é então subdividido em elementos

computacionais (ECs) de igual comprimento, tal que todo o rio seja igualmente dividido em elementos de mesmo comprimento. Todos os trechos devem conter um número inteiro de ECs.

O QUAL2E comporta 7 tipos diferentes de ECs:

1. Elemento de cabeceira (H);
2. Elemento padrão (S);
3. Elemento imediatamente a montante de uma junção (U);
4. Elemento de junção (J);
5. Último elemento do sistema (E);
6. Elemento de entrada pontual (P);
7. Elemento de retirada (W).

Os elementos de cabeceira iniciam tanto o curso principal do rio quanto de seus tributários; o elemento de junção é aquele que possui a entrada de um tributário e o elemento do tipo 3 é aquele imediatamente à montante desta entrada; os elementos dos tipos 6 e 7 representam descargas e retiradas de água, respectivamente, e, finalmente, o elemento padrão é aquele que não se enquadra em nenhum dos demais tipos.

Algumas limitações foram impostas no próprio desenvolvimento do programa, e, eventualmente, podem ser alteradas através da linguagem ANSI FORTRAN 77. Tais limitações são:

- Trechos: máximo de 25;
- Elementos computacionais: máximo de 20 por trecho ou um total de 250;
- Elementos de cabeceira: máximo de 7;

- Elementos de junção: máximo de 6;
- Descargas e retiradas: máximo de 25.

3.4. REPRESENTAÇÃO FUNCIONAL:

A Figura 7 apresenta um trecho n de rio, subdividido em um determinado número de ECs com comprimento Δx . Para cada um destes elementos o balanço hidráulico pode ser descrito em função do fluxo de entrada no elemento (Q_{i-1}), fontes e retiradas externas (Q_x) e do fluxo de saída (Q_{i+1}). Da mesma forma, o balanço material para cada componente pode ser escrito dentro do elemento. Nestes balanços materiais são consideradas ambas as contribuições da advecção e da dispersão como os responsáveis pelo transporte de massa ao longo do eixo longitudinal do sistema. A massa pode ainda ser adicionada ou removida via fontes internas ou sumidouros (S_i) tais como as demandas sedimentares e transformações biológicas. Cada EC é considerado completamente homogêneo.

Conseqüentemente, o rio pode ser conceitualizado como a união de reatores – ECs – completamente misturados (CSTR's), unidos seqüencialmente via mecanismos de advecção e dispersão. Os grupos de reatores (elementos) que possuem as mesmas propriedades hidrológicas – inclinação do canal, seção transversal, rugosidade etc. – e constantes de reações biológicas – taxa de decaimento de DBO, demanda bentônica, sedimentação de algas etc. – podem então ser definidos como trechos (BROWN; BARNWELL, 1987).

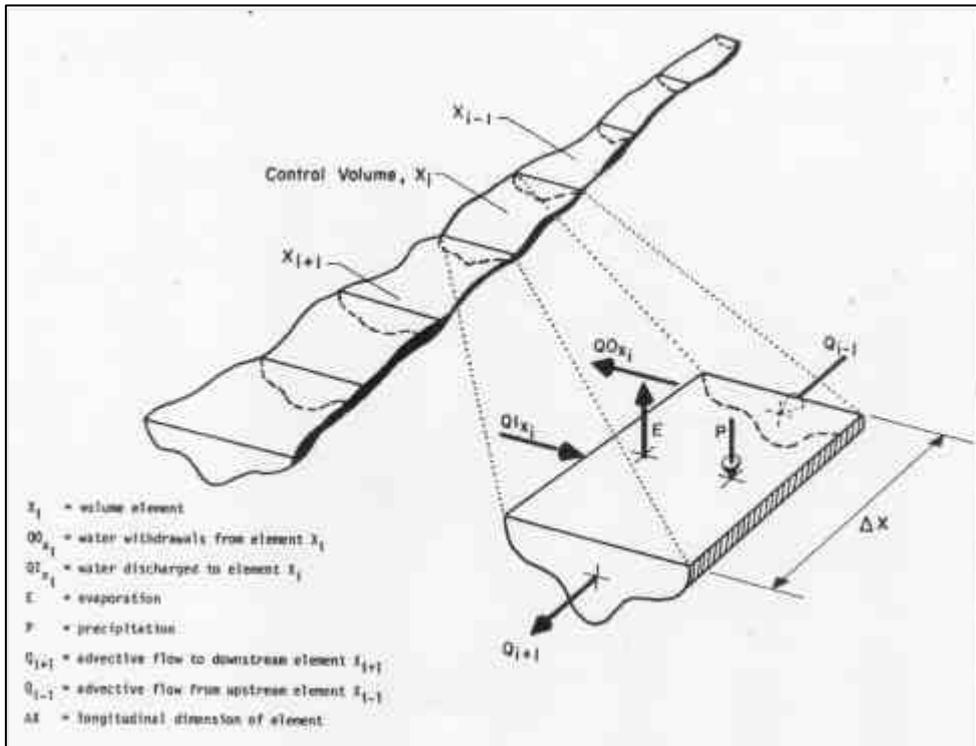


Figura 7: Representação esquemática da subdivisão de um trecho de rio, segundo metodologia do Qual2E (fonte: BROWN; BARNWELL, 1987).

3.4.1. EQUAÇÃO DE TRANSPORTE DE MASSA

A grande maioria dos modelos matemáticos para qualidade de águas de rios utiliza a aproximação de transporte unidimensional, o que é, de certa forma, bem razoável, considerando-se a própria natureza do fluxo de águas em rios que se dá ao longo do sentido longitudinal. Sendo assim, o transporte neste sentido prevalece, em detrimento dos demais.

A equação básica resolvida pelo Qual2E é, portanto, a de transporte de massa unidimensional, a qual é numericamente integrada no espaço e no tempo para cada um dos componentes de qualidade de água. Esta equação inclui os efeitos de advecção, dispersão, diluição, reações e interações entre os componentes, além das

fontes e sumidouros. Para cada componente, a equação pode ser descrita da seguinte forma:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial(A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + s \quad (1)$$

onde:

M é a massa (M);

x é a distância (L);

t é o tempo (T);

C é a concentração (ML⁻³);

A_x é a área da seção transversal (L²);

D_L é o coeficiente de dispersão longitudinal (L²T⁻¹);

\bar{u} é a velocidade média (LT⁻¹);

s é a fonte ou sumidouro externo (MT⁻¹).

Sendo M = V.C, pode-se escrever:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(VC)}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (2)$$

onde V = A_x dx = incremento de volume (L³).

Se for suposto que o fluxo volumétrico Q no trecho é estacionário, isto é, $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$, conseqüentemente o termo $\frac{\partial V}{\partial t} = 0$ e a equação 2 fica:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3)$$

Combinando as equações 1 e 3 e rearranjando-as,

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{A_x \partial x} - \frac{\partial(A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V} \quad (4)$$

Os termos à direita da equação representam, respectivamente, a dispersão, a advecção, alterações dos constituintes, fontes/sumidouros externos e diluição. O termo dC/dt se refere somente às alterações dos constituintes, tais como crescimento e decaimento e não deve ser confundido com o termo $\partial C/\partial t$, o gradiente de concentração local, ou taxa de acumulação de massa.

Em condições estacionárias a derivada local é igual a zero, ou seja $\partial C/\partial t = 0$.

As alterações individuais sofridas pelos constituintes estão definidas no termo dC/dt . Estas incluem reações e interações químicas, físicas e biológicas que ocorrem no sistema, como a reaeração, fotossíntese e respiração das algas e outras.

3.4.2. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS

Como o Qual2E opera em regime estacionário, ou seja, o componente temporal $\partial Q/\partial t = 0$, o balanço hidráulico para um elemento computacional pode ser escrito da seguinte forma:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right)_i = \sum_i Q_x \quad (5)$$

onde o termo à direita representa a soma dos fluxos de entrada e retirada do respectivo elemento.

As demais características hidráulicas de cada trecho podem ser determinadas pelas equações empíricas

$$\bar{u} = a \cdot Q^b \quad (6)$$

$$d = \alpha \cdot Q^\beta \quad (7)$$

onde Q é a vazão volumétrica ou fluxo no trecho e a , b , α e β são constantes empíricas e d é a profundidade do canal. As constantes são determinadas através de dados de batimetrias do perfil transversal de cada trecho estabelecido.

3.4.3. DISPERSÃO LONGITUDINAL

O coeficiente D_L presente no termo dispersivo do balanço de massa é calculado empiricamente pelo Qual2E através da equação de Elder, que considera que somente o gradiente de velocidade vertical é relevante no fluxo do rio:

$$D_L = Kdu^* \quad (8)$$

Onde u^* é a velocidade média de cisalhamento (ft/s) e K é uma constante de proporcionalidade.

Sabe-se que o coeficiente D_L é bastante sensível ao perfil de velocidade lateral, entretanto a equação 8 se mostra adequada para sistemas unidimensionais onde o canal pode ser considerado estreito. Substituindo a equação de Manning e outras características variáveis do escoamento (através das equações 9 e 10) na Equação 8, obtém-se a expressão final utilizada pelo Qual2E (equação 11):

$$u^* = \sqrt{gRSe} \quad (9)$$

$$Se = \left(\frac{\bar{u}n}{1,486 R^{2/3}} \right)^2 \quad (10)$$

$$D_L = 2,11Kn\bar{u}d^{5/6} \quad (11)$$

Onde:

g é a aceleração da gravidade (m/s^2);

R é o raio hidráulico (m);

S_e é a inclinação da reta do gradiente de energia (adimensional);

n é o fator de rugosidade de Manning (adimensional);

K é a constante de dispersão (adimensional).

Alguns valores típicos do coeficiente de dispersão D_L , medidos experimentalmente e citados por Kashefiour e Falconer (2002), estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Valores experimentais para D_L encontrados em literatura (fonte: KASHEFIPOUR; FALCONER, 2002).

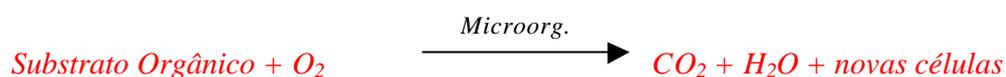
| Canal | D (m) | L (m) | \bar{u} (m/s) | u' (m/s) | D_L (m^2/s) |
|-------------------|-------|-------|-----------------|------------|-------------------|
| Ribeirão Cooper | 0,39 | 18,6 | 0,14 | 0,116 | 9,85 |
| Canal Coachell | 1,56 | 24,4 | 0,67 | 0,043 | 9,57 |
| Rio Nooksack | 2,94 | 86,0 | 1,20 | 0,514 | 153,29 |
| Rio Monocacy | 0,32 | 35,1 | 0,21 | 0,043 | 4,65 |
| Rio Sabine | 2,04 | 103,6 | 0,56 | 0,054 | 315,87 |
| Rio Missouri | 3,56 | 201,2 | 1,27 | 0,082 | 836,13 |
| Ribeirão Muddy | 0,81 | 13,4 | 0,37 | 0,077 | 13,94 |
| Ribeirão Antietam | 0,71 | 24,4 | 0,52 | 0,081 | 25,55 |

3.5. INTERRELAÇÕES ENTRE PARÂMETROS – OD E DBO

3.5.1. CONCEITOS

O conceito de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) está intimamente relacionado ao Oxigênio Dissolvido (OD) em um dado meio aquático natural: é a utilização, por microorganismos, do oxigênio dissolvido no corpo aquático para a

decomposição do substrato orgânico do corpo e ainda para a oxidação do nitrogênio e espécies minerais na forma reduzida de um dado efluente. O termo DBO pode ser também aplicado ao próprio substrato. A reação química predominante pode ser apresentada na forma mais geral por:



O termo DBO é normalmente utilizado em engenharia ambiental para caracterizar o grau de poluição em rios, lagos e efluentes sob condições aeróbicas, já que, inversamente, a concentração de oxigênio dissolvido é o fator que determina o grau de saúde de um sistema aquático. É uma prática comum a medida da DBO através de um teste de 5 dias, isto é, a demanda biológica de oxigênio em 5 dias obtida através de um experimento de laboratório em batelada e representada pelo termo DBO_5 . Apesar da DBO_5 ser um método conveniente para uma estimativa de DBO, sabe-se que a reação se dá de forma completa somente após cerca de 20 dias. A DBO_{20} é, portanto, a DBO total do corpo aquático (BOWIE *et al.*, 1985).

3.5.2. ABORDAGEM MATEMÁTICA DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE

A representação cinética da reação mencionada acima tem sido alvo de estudo de diversos pesquisadores ao longo dos anos, sempre na busca de melhor prever o potencial de degradação de um efluente em um dado sistema natural. Entretanto, a maioria dos modelos desenvolvidos para a cinética de DBO são baseados na equações propostas por Streeter e Phelps, em 1925. O modelo de Streeter e Phelps representa o balanço entre OD e DBO de forma bastante simplificada, considerando a decomposição do substrato orgânico - ou consumo de oxigênio no processo - e a simultânea dissolução de oxigênio do ar para a água, na tentativa de restabelecer a concentração de oxigênio no sistema, vital para a vida aeróbica aquática. O modelo consiste, assim, em um sistema de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem:

$$\frac{dO}{dt} = -k_1L + k_2(O^* - O) \quad (12)$$

$$\frac{dL}{dt} = -k_1L \quad (13)$$

Onde:

O é a concentração de OD (M/L^3);

O^* é a concentração de saturação de oxigênio em água, a dada temperatura (M/L^3);

L é a DBO ou concentração de substrato do sistema (M/L^3);

k_1 é o coeficiente de desoxigenação ($1/T$) e

k_2 é o coeficiente de reaeração ($1/T$).

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) em rios é controlada por diversos fatores, tais como a reaeração atmosférica, fotossíntese, respiração de plantas e animais, demanda sedimentar, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrificação, salinidade e temperatura.

Quanto maior for o número de interações consideradas no balanço de oxigênio, mais acurado será o modelo. O Qual2E inclui as mais importantes interações dos ciclos de nutrientes, produção de algas, demanda sedimentar e carbonácea de oxigênio, aeração atmosférica e seus efeitos no comportamento do oxigênio dissolvido. A Figura 8 ilustra a conceitualização destas interações. A direção das setas indica a progressão normal de um sistema moderadamente poluído, mas podem ser revertidas em alguns casos para alguns constituintes.

Os coliformes e elementos não conservativos são modelados isoladamente através do decaimento de primeira ordem e não interagem com os demais constituintes. Os elementos conservativos não decaem, tampouco interagem com o restante do sistema, somente sofrem o efeito da diluição.

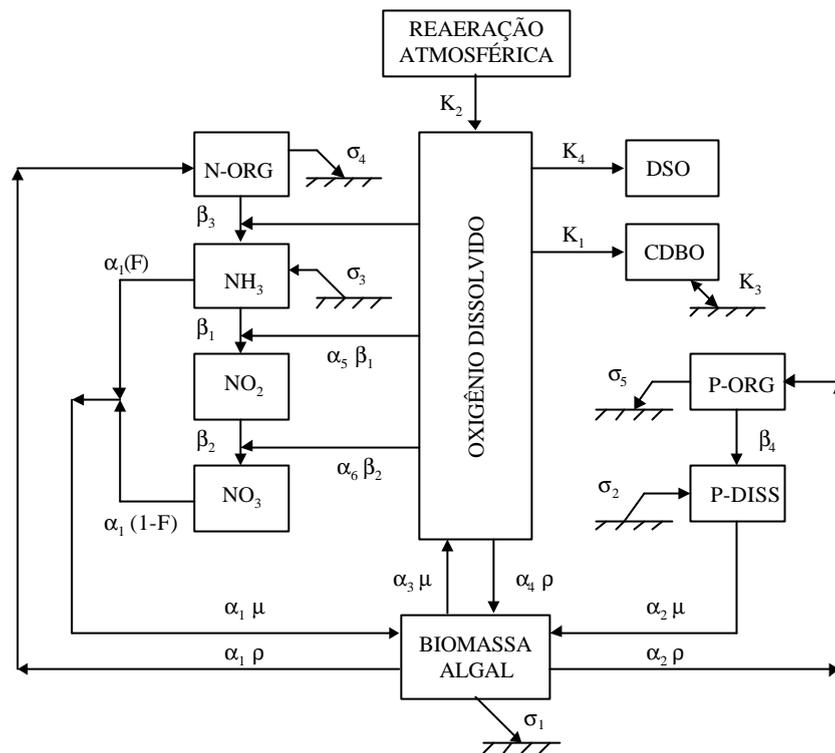


Figura 8: Principais interações entre parâmetros de qualidade no Qual2E (adaptado de BROWN e BARNWELL, 1987).

Neste trabalho estarão descritas somente as interações de maior interesse e foco de estudo, estando as demais correlações e/ou reações expostas detalhadamente em BROWN e BARNWELL (1987).

3.5.2.1. DBO

O Qual2E supõe uma reação de primeira ordem para descrever a desoxigenação do sistema devido à demanda bioquímica total de oxigênio (Equação 14). O parâmetro DBO, no modelo, leva em conta não só a remoção de matéria orgânica devido ao consumo de oxigênio por microorganismos, como também devido

à sedimentação, arraste e floculação, fatores que não exercem uma demanda de oxigênio.

$$\frac{dL}{dt} = -k_1L - k_3L \quad (14)$$

onde,

L é a concentração de DBO carbonácea (mg/L);

k_1 é o coeficiente cinético de desoxigenação, dependente da temperatura (dia^{-1});

k_3 é a taxa de perda de DBO devido à sedimentação, dependente da temperatura (dia^{-1}).

O modelo simula valores de DBO total ou DBO_{20} , mas o usuário pode, eventualmente, trabalhar com dados de DBO_5 . Neste caso, o programa faz a conversão através da Equação 15:

$$\text{DBO}_5 = \text{DBO}_{20}(1,0 - \exp(5 * K_{\text{DBO}})) \quad (15)$$

onde K_{DBO} é a constante de conversão, igual a $0,23 \text{ dia}^{-1}$.

3.5.2.2. OD

A capacidade de um sistema se reaerar é uma função dos processos de advecção e difusão que ocorrem dentro do sistema e das fontes internas de geração e remoção de oxigênio. O Qual2E considera como principais fontes de geração a própria reaeração atmosférica, a fotossíntese das algas e o oxigênio contido no fluxo de entrada. Já as fontes de remoção incluem a oxidação de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, demanda sedimentar de oxigênio e a respiração de algas (FISCHER, 1995).

A equação diferencial utilizada pelo Qual2E para descrever as alterações na concentração de oxigênio dissolvido no sistema é dada pela Equação 16:

$$\frac{dO}{dt} = k_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - k_1L - \frac{k_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (16)$$

onde,

k_2 é a taxa de reaeração, de acordo com a difusão de Fick, dependente da temperatura (dia^{-1});

α_3 é a taxa de oxigênio produzido por fotossíntese, por unidade de alga (mg-O/mg-A);

α_4 é a taxa de remoção de oxigênio por unidade de alga respirada (mg-O/mg-A);

α_5 é a taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de amônia (mg-O/mg-N);

α_6 é a taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de nitrito (mg-O/mg-N);

μ é a taxa de crescimento de algas, dependente da temperatura (dia^{-1});

ρ é a taxa de respiração das algas, dependente da temperatura (dia^{-1});

A é a concentração de biomassa algal (mg-A/L);

k_4 é o coeficiente cinético da demanda bentônica de oxigênio, dependente da temperatura ($\text{g/m}^2 \cdot \text{dia}$);

β_1 é o coeficiente cinético da oxidação de amônia, dependente da temperatura (dia^{-1});

β_2 é o coeficiente cinético da oxidação de nitrito, dependente da temperatura (dia^{-1});

N_1 é a concentração de amônia (mg-N/L);

N_2 é a concentração de nitrito (mg-N/L).

O Qual2E inclui, além dos dois termos presentes no modelo básico de Streeter e Phelps, cinco outros termos referentes às diversas interações químicas e biológicas passíveis de ocorrer no sistema. Grande parte destas interações não será abordada neste trabalho, sendo, portanto, desconsiderados os respectivos coeficientes para fins de simulação.

3.5.3. ESTIMATIVA DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO k_2

O coeficiente de reaeração k_2 é, freqüentemente, expresso como função da profundidade do canal e velocidade. O Qual2E disponibiliza 8 opções para a estimativa dos valores de k_2 , descritas a seguir. Os autores citados são referenciados por Brown e Barnwell, 1987.

(a) Opção 1

Permite que o usuário pré-determine os valores de k_2 a serem utilizados, opção normalmente adotada em casos incomuns, tais como congelamento de superfícies.

(b) Opção 2

Utilizando medidas de reaeração coletadas em campo, Churchill *et al.*, em 1962, desenvolveram uma expressão para k_2 a 20°C, representada pela Equação 17.

$$k_2^{20} = 5,026 \bar{u}^{0,969} d^{-1,673} \cdot 2,31 \quad (17)$$

(c) Opção 3

O'Connor e Dobbins, em 1958, propuseram equações baseadas nas características turbulentas do rio. Para baixas velocidades e condições isotrópicas a Equação 18 descreve k_2 .

$$k_2^{20} = \frac{(D_m \bar{u})^{0,5}}{d^{1,50}} \quad (18)$$

Onde D_m é o coeficiente de difusão molecular (ft²/dia).

Para correntes de alta velocidade e condições não isotrópicas, a expressão é dada pela Equação 19.

$$k_2^{20} = \frac{480D_m^{0,5} \cdot S_o^{0,25}}{d^{1,25}} \cdot 2,31 \quad (19)$$

S_o é a inclinação do leito (adimensional).

(d) Opção 4

Baseando-se no monitoramento de 2 rios da Inglaterra, Owens *et al.* (1954) obtiveram estimativas para rios rasos e rápidos. Combinando os dados com os de Churchill *et al.*, desenvolveram uma equação para rios de profundidade entre 0,4-11,0 ft e velocidades de 0,1-5,0 ft/s (Equação 20):

$$k_2^{20} = 9,4 \cdot \frac{\bar{u}^{-0,67}}{d^{1,85}} \cdot 2,31 \quad (20)$$

(e) Opção 5

Thakston e Krenkel (1966) propuseram a seguinte relação (Equação 21) baseada em rios do Vale do Tennessee (EUA).

$$k_2^{20} = 10,8 \cdot (1 + F^{0,5}) \cdot \frac{u^*}{d} \cdot 2,31 \quad (21)$$

$$F = \frac{u^*}{\sqrt{g \cdot d}}$$

$$u^* = \sqrt{d \cdot S_e \cdot g} = \frac{\bar{u} \cdot n \cdot \sqrt{g}}{1,49 \cdot d^{1,167}}$$

Onde:

F é o número de Froude;

n é o fator de Manning;

g é a aceleração da gravidade (m/s^2).

(f) Opção 6

Langbien e Durum (1967) desenvolveram uma fórmula para k_2 a $20^\circ C$, descrita pela Equação 22.

$$k_2^{20} = 3,3 \cdot \frac{\bar{u}}{d^{1,33}} \cdot 2,31 \quad (22)$$

(g) Opção 7

Esta opção define o coeficiente de reaeração como uma função exponencial do fluxo (Equação 23).

$$k_2^{20} = a \cdot Q^b \quad (23)$$

onde a e b são os coeficientes linear e exponencial, respectivamente.

(h) Opção 8

O método de Tsivoglou e Wallace (1972) supõe que o coeficiente de reaeração para um trecho é proporcional à mudança de elevação dentro do trecho e inversamente proporcional ao tempo do fluxo dentro do trecho (t_f), segundo a Equação 24.

$$k_2^{20} = c \cdot \frac{\Delta h}{t_f} \quad (24)$$

Onde

c é o coeficiente de escape (ft^{-1});

Δh é a variação na elevação da superfície no trecho (ft).

3.5.4. BARRAGENS

O Qual2E é capaz de modelar a entrada de oxigênio no sistema pela reaeração de barragens. A Equação 25, descrita por Butts e Evans (1983), é utilizada para estimar a entrada de oxigênio devido à presença de barragens.

$$D_a - D_b = \left[1 - \frac{1}{1 + 0,116 \cdot a \cdot b \cdot H \cdot (1 - 0,034 \cdot H) \cdot (1 + 0,46T)} \right] \cdot D_a \quad (25)$$

Onde

D_a = *deficit* de O₂ acima da barragem, mg/L;

D_b = *deficit* de O₂ abaixo da barragem, mg/L;

T é a temperatura, °C;

H = altura da queda d'água, ft;

a = fator empírico de qualidade de água, sendo:

= 1,80 em águas limpas;

= 1,60 em águas ligeiramente poluídas;

= 1,0 em águas moderadamente poluídas;

= 0,65 em águas muito poluídas.

b = coeficiente empírico de aeração por barragem.