



# CIÊNCIAS AMBIENTAIS

## RECURSOS HÍDRICOS

Organizadores

**Carmino Hayashi**

**Diego De Souza Sardinha**

**Paulo Augusto Zaitune Pamplin**

1ª Edição

## ORGANIZADORES

**CARMINO HAYASHI**  
**DIEGO DE SOUZA SARDINHA**  
**PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN**

## EDITOR

**CARMINO HAYASHI**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)**

Ciências ambientais : recursos hídricos [livro eletrônico] / organizadores Carmino Hayashi, Diego de Souza Sardinha, Paulo Augusto Zaitune Pamplin ; editor Carmino Hayashi. -- Ribeirão Preto, SP : Carmino Hayashi, 2020.  
PDF

Vários autores.  
ISBN 978-65-00-08206-7

1. Água - Conservação 2. Água - Consumo  
3. Água - Controle de qualidade 4. Desenvolvimento sustentável 5. Recursos hídricos 6. Recursos hídricos - Desenvolvimento 7. Recursos hídricos - Desenvolvimento - Administração I. Hayashi, Carmino. II. Sardinha, Diego de Souza. III. Pamplin, Paulo Augusto Zaitune. IV. Hayashi, Carmino.

20-43756

CDD-363.7

### Índices para catálogo sistemático:

1. Ciência ambiental 363.7

Cibele Maria Dias - Bibliotecária - CRB-8/9427

### Imagem de capa

Pixabay



Alfenas/ MG  
Agosto/2020

---

# TÉCNICAS PARA A ESTIMATIVA DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO SUPERFICIAL

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Pedro de Souza Lopes Silva;  
Thiago Vinicius Ribeiro Soeira & Cristiano Poletto

## INTRODUÇÃO

O oxigênio dissolvido (OD) é considerado o constituinte mais importante dos corpos d'água, já que sua presença é indispensável para a manutenção da vida de diversos organismos aquáticos (OMOLE et al., 2013). A dinâmica da concentração de OD, em um corpo d'água, depende de fenômenos físicos, químicos e biológicos que atuam como fontes e sumidouros desse constituinte. Fenômenos como oxidação da matéria orgânica, respiração dos seres aquáticos, difusão e oxidação do metano na camada aeróbia do sedimento reduzem a concentração de OD no corpo d'água (COX, 2003). Por outro lado, fenômenos como reaeração superficial e fotossíntese adicionam OD no corpo d'água (JANZEN et al., 2008).

De todos os fenômenos existentes, a reaeração superficial ocupa um lugar de destaque na dinâmica de OD, uma vez que ela é a principal responsável pela reposição do oxigênio dissolvido em corpos d'água atingidos por elevada carga de matéria orgânica biodegradável. A reaeração superficial pode ser entendida como um fenômeno natural de absorção do oxigênio da atmosfera para uma superfície líquida (neste caso a água) (JIRKA et al., 2010). Ela é controlada por uma complexa interação de fatores difusivos em conjunto com fenômenos turbulentos na interface ar-água (LOPES SILVA et al., 2020). Esta interação pode ser resumida em um único parâmetro, conhecido como coeficiente de reaeração superficial ( $K_2$ ).

O  $K_2$  é considerado o parâmetro mais importante dos modelos matemáticos de qualidade da água, os quais são utilizados para prever a capacidade de autodepuração e definir o grau de tratamento dos efluentes a serem lançados nos corpos d'água (MOOG e JIRKA, 1999). Por isso, desde meados do século passado, pesquisadores desenvolvem equações e técnicas com o objetivo de realizar uma estimativa acurada deste coeficiente. Ao estimar erroneamente o valor de  $K_2$  e, assim, usá-lo em um modelo de qualidade da água, as conclusões resultantes poderão conduzir a prejuízos de natureza econômica e ambiental, em diversas situações. Por exemplo, se em um curso de água natural o  $K_2$  for subestimado, o grau de tratamento dos efluentes indicado pelo modelo de qualidade da água será maior que o necessário e, em consequência, os custos associados mais elevados. De

outro modo, se o valor do  $K_2$  empregado for superestimado, então o grau de tratamento indicado será insuficiente e o enquadramento dos corpos d'água pela CONAMA 357/2005 para o oxigênio dissolvido poderá ser violado, com o comprometimento da qualidade da água e seus usos múltiplos.

Diante da importância do  $K_2$  para os modelos de qualidade da água e, conseqüentemente, para a gestão dos recursos hídricos, neste capítulo iremos apresentar e discutir, as vantagens e desvantagens, das principais equações e técnicas utilizadas para a estimativa deste coeficiente.

## Modelos matemáticos de qualidade da água

Os modelos matemáticos de qualidade da água são ferramentas essenciais para a gestão dos recursos hídricos. Com eles é possível avaliar os processos de assimilação da carga de matéria orgânica biodegradável e definir os trechos do corpo d'água mais susceptíveis a poluição (Mateus et al., 2015). Por isso, a aplicação desses modelos é exigida nos estudos de licenciamento ambiental de atividades que lançam efluentes nos corpos d'água.

O marco inicial do uso dos modelos matemáticos nos estudos da poluição dos corpos hídricos foi em 1925 com o clássico modelo de Streeter-Phelps. Este modelo descreveu o acréscimo, seguido do decréscimo, do déficit de oxigênio a jusante de uma fonte de material orgânico (GONÇALVES, 2009). Por restrições de recursos computacionais da época, as soluções do modelo eram limitadas. Isto significava que as aplicações eram geralmente restringidas à cinética linear, geometrias simples e regime estacionário (CHAPRA, 2014). Com o desenvolvimento da tecnologia e dos recursos computacionais, modelos mais sofisticados e complexos foram desenvolvidos, entre eles destacam-se: DECS, DOSAG, QUAL I, QUAL II, QUAL2E e QUAL2K (ORLOB, 1992; CHAPRA, 2014).

O aumento da complexidade dos modelos é resultado da adição de mais coeficientes e variáveis de qualidade da água a serem simuladas. Apesar de os modelos mais complexos terem maior capacidade de simular os processos que ocorrem no corpo d'água, a aplicação deles tornou-se mais laboriosa, uma vez que um número maior de coeficientes necessitava ser estimado. No Brasil, onde as informações disponíveis em relação aos dados de monitoramento ainda são limitadas, obter tais estimativas para o uso de modelos mais complexos pode ser inviável e os resultados das simulações podem ser divergentes dos esperados (MATEUS et al., 2015).

A estimativa do coeficiente de reaeração superficial ( $K_2$ ) pode ser usada como exemplo da dificuldade de simulações precisas. Devido aos elevados custos, as técnicas mais acuradas para a estimativa de  $K_2$  são pouco utilizadas no Brasil. Para contornar esse fato, a estimativa de  $K_2$  é, geralmente, realizada com uso de equações empíricas, as quais, muitas vezes, fornecem “pobre” estimativa. Melching e Flores (1999) mostraram que os erros padrão de estimativa obtidos ao aplicar as equações podem variar de 44 a 61%. Por isso, as pesquisas relacionadas à modelagem de qualidade da água devem focar no desenvolvimento de métodos e técnicas que melhorem a estimativa dos coeficientes que integram os modelos de qualidade da água.

## Importância do coeficiente de reaeração para os modelos matemáticos de qualidade da água

As análises de sensibilidade dos modelos de qualidade da água mostram que o  $K_2$  é o coeficiente cinético que mais influencia nos valores da concentração de oxigênio dissolvido. Mateus et al. (2015) mostraram que o coeficiente de reaeração apresenta sensibilidade maior do que o coeficiente de desoxigenação e de sedimentação da matéria orgânica. Entretanto, Costa e Teixeira (2011) verificaram que o coeficiente de reaeração é menos sensível que a vazão do rio. A maior sensibilidade do coeficiente de reaeração em relação a outros coeficientes pode estar ligada ao fato de que a faixa de variação dos valores de  $K_2$  (0,1 a 100 d<sup>-1</sup>) é bem mais ampla do que a faixa de variação de outros coeficientes, como: coeficiente de desoxigenação, coeficiente de sedimentação, coeficiente de nitrificação, etc. (MATEUS et al., 2015).

Gonçalves (2009) demonstra que a variação de 6,5 a 14,7 dia<sup>-1</sup>, dos valores de  $K_2$ , pode resultar em uma grande disparidade entre os perfis de concentração de oxigênio dissolvido em um rio. Para  $K_2$  igual a 6,5 dia<sup>-1</sup>, o valor de OD mínimo encontrado foi de 3,9 mg L<sup>-1</sup>; e para  $K_2$  igual a 14,7 dia<sup>-1</sup>, o valor de OD mínimo encontrado foi de 5,7 mg L<sup>-1</sup>. Essa disparidade pode conduzir a uma interpretação errônea do efeito dos esgotos sanitário sobre o OD de um rio e, conseqüentemente, resultar em uma determinação imprópria da eficiência requerida por uma estação de tratamento de esgoto (ETE).

## Definição matemática do coeficiente de reaeração superficial

A reaeração é um fenômeno de transferência de massa na interface ar-água. Esse fenômeno ocorre se uma condição de não equilíbrio entre a fase ar e a fase água existir para o oxigênio. Por isso, a taxa de massa de oxigênio através da interface é proporcional ao déficit de oxigênio com relação ao seu valor máximo ( $C_s$ ). Assumindo um reator de mistura completa, o balanço de massa para o oxigênio é (Gualtieri et al., 2002):

$$(1) \quad Vz \frac{dC}{dt} = K_L A (C_s - C)$$

Onde: V é o volume de água [L<sup>3</sup>], A é área da interface ar-água [L<sup>2</sup>],  $C_s$  é a concentração de saturação [M L<sup>-3</sup>], e  $K_L$  é a velocidade de transferência de massa de oxigênio [L T<sup>-1</sup>].

Como na maioria dos casos, a área A é de difícil determinação, especialmente em situações de agitação intensa, o termo  $[(K_L A) V^{-1}]$  é substituído pela notação  $K_2$ , coeficiente de reaeração superficial (T<sup>-1</sup>).

**(2)**

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C)$$

Para a condição inicial  $C(0) = C_0$ , a solução da Equação 2 é dada pela seguinte expressão:

**(3)**

$$C = C_s + (C_0 - C_s)\exp(-K_2t)$$

Onde: “exp” representa a função exponencial e  $t$  é o tempo (T).

Essa forma de evolução é observada em muitos experimentos, seja em escala laboratorial ou em campo (particularmente em rios, quando a variável temporal é substituída pela distância longitudinal dividida pela velocidade média do escoamento).

## MODELOS TEÓRICOS E EMPÍRICOS

Os três modelos teóricos mais usados para representar a transferência de massa de oxigênio na interface ar-água são: modelo dos dois filmes, modelo da penetração e modelo da renovação superficial.

### Modelo dos dois filmes

O modelo dos dois filmes foi proposto por Lewis e Whitman (1924). Este modelo considera que a taxa de absorção de oxigênio é controlada por dois filmes superficiais, um filme gasoso e o outro líquido. A estimativa da transferência de massa de oxigênio é construída com base em três hipóteses básicas: (i) fluxo laminar ao longo de ambos os lados da interface ar-água, (ii) condições de estado estacionário, (iii) estabelecimento instantâneo de condições de equilíbrio entre as fases ar e água na interface (SHIAU, 1995). As três condições assumidas levam a formação de um perfil linear de concentração no interior dos filmes estagnados, onde a transferência ocorre por difusão molecular, e a seguinte relação pode ser inferida (COSTA, 2011).

**(4)**

$$K_L = \frac{D_m}{\delta}$$

Onde:  $D_m$  é o coeficiente de difusão molecular [ $L^2 T^{-1}$ ], e  $\delta$  é espessura do filme estacionário, [L].

Na interpretação de Gonçalves (2012), a principal dificuldade do modelo de dois filmes é o fato de  $\delta$  ser dependente do tempo, espaço e da difusão turbulenta em um campo de escoamento. Chapra (2014) recomenda que o modelo dos dois filmes seja aplicado apenas em águas calmas, como reservatórios e lagos.

### Modelo da penetração

O modelo da penetração foi descrito por Higbie em 1935 e, diferentemente do modelo de dois filmes, o autor descarta a hipótese de filmes estacionários (Bicudo, 1988). A nova ideia propõe a existência de turbilhões no escoamento. Estes turbilhões fazem com que elementos de fluido ascendam até a superfície e permanecem por um tempo médio em contato com a interface gasosa. Durante esse tempo médio, o oxigênio penetra no elemento de fluido, o qual em seguida é levado, por outros turbilhões, para regiões mais profundas do escoamento. O transporte dos elementos de fluido, do fundo até a interface e da interface até o fundo, garante que a superfície esteja sempre renovada, e que a existência do gradiente de concentração seja o motor da transferência de oxigênio. Assumindo esta hipótese, o  $K_L$  pode ser determinado da seguinte forma:

(5)

$$K_L = 2 \sqrt{\frac{D_m}{\pi t_e}}$$

Onde:  $t_e$  é tempo médio de contato da parcela fluida na interface [T].

Na Equação 5, o efeito da turbulência é representado pelo tempo médio de contato. Quanto menor for a turbulência, maior será o tempo médio de contato do elemento de fluido e, conseqüentemente, menor a velocidade de transferência de massa de oxigênio. A dificuldade em aplicar o modelo de penetração é que ainda não há equacionamento definitivo para estimativa do tempo médio de contato.

### Modelo da renovação superficial

Danckwerts (1951) ampliou a abordagem proposta por Higbie, considerando que os elementos de fluido estariam na interface por períodos finitos. Devido à turbulência, o tempo de contato entre os elementos de fluido e a interface seria distribuído de forma aleatória (randomicamente); ou seja, os elementos de fluido seriam expostos à superfície por diferentes períodos. O autor assumiu que a taxa de produção de novas superfícies ( $r$ ) [ $T^{-1}$ ] era independente da idade do elemento de fluido. Desta forma, o  $K_L$  pôde ser obtido da seguinte forma:

(6)

$$K_L = \sqrt{D_m r}$$

Neste modelo, a taxa de produção de novas superfícies é o parâmetro associado à turbulência. Como ocorrido para os outros dois modelos teóricos apresentados, a estimativa de  $r$  ainda não é uma questão fechada, por estar associado a um fenômeno de complexo equacionamento.

Apesar das dificuldades em aplicar os modelos teóricos em campo, devido à inexistência de equações e técnicas para a estimativa de  $\delta$ ,  $t_c$  e  $r$ , é reconhecido que os modelos, dos dois filmes, da penetração e da renovação superficial, formaram a base para o desenvolvimento dos modelos que se seguiram.

### Modelos semi-empíricos

Os modelos semi-empíricos resultam da combinação de considerações teóricas e dados experimentais. Análises de regressão e correlação são utilizadas para ajustar as relações teóricas aos dados experimentais. Os dois primeiros modelos semi-empíricos desenvolvidos foram: o de Krenkel e Orlob, postulado em 1962 e o de Thackston e Krenkel, postulado em 1969 (BENNETT e RATHBUN, 1972). Com esses modelos, o  $K_2$  é estimado a partir de parâmetros como: velocidade do escoamento, profundidade e declividade. A confiabilidade dos modelos semi-empíricos está associada à qualidade na qual os dados de concentração de OD e dos parâmetros físicos do escoamento foram medidos. Adicionalmente, a aplicação desses modelos é restrita às faixas de valores dos parâmetros geométricos e hidráulicos do escoamento, nas quais os dados experimentais foram coletados.

Costa et al. (2015) desenvolveram um modelo semi-empírico em que  $K_2$  pode ser estimado a partir de parâmetros como: velocidade do escoamento, profundidade, número de Froude, e rugosidade do leito. A inovação deste trabalho foi mostrar que a rugosidade do leito interfere significativamente no fenômeno de reaeração superficial. A variação da rugosidade do leito foi ocasionada por elementos rugosos dispostos transversalmente ao escoamento. As dimensões características dos elementos rugosos eram: altura ( $e$ ) e distanciamento entre os elementos ( $\lambda$ ).

Os autores utilizaram três velocidades médias do escoamento (0,11; 0,16 e 0,22 m s<sup>-1</sup>) e três profundidades (0,08; 0,12 e 0,16 m). A construção do modelo foi realizada por meio da análise dimensional, utilizando-se o Teorema-Pi de Buckingham. O modelo é expresso pela Equação 7.

(7)

$$K_2 = \frac{U}{H} \left[ 0,2294 \left( \frac{e}{H} \right)^{-0,6394} \left( \frac{\lambda}{H} \right)^{-0,8348} (F_r)^{0,0259} \right]$$

Onde: U é a velocidade média do escoamento [L T<sup>-1</sup>], H é a profundidade da lâmina de água [L], F<sub>r</sub> é número de Froude, e é rugosidade do leito [L], representada pelas características geométricas de altura dos elementos rugosos, e λ é o distanciamento desses elementos [L].

Os autores concluíram que, o modelo desenvolvido (r<sup>2</sup> = 0,89), pode ser utilizado na previsão do K<sub>2</sub>, visto que os parâmetros do escoamento (U, H,  $\frac{\lambda}{e}$ ) encontrem-se dentro dos seguintes limites:

$$0,11 \text{ m s}^{-1} \leq U \leq 0,222 \text{ m s}^{-1}; 0,08 \text{ m} \leq H \leq 0,16 \text{ m} \text{ e } \infty \leq \frac{\lambda}{e} \leq 3,30$$

O modelo só poderá ser aplicado, em condições que extrapolam esses limites, se ele for validado, a partir de novos ensaios, e em condições experimentais diferentes das quais a Equação 7 foi produzida.

Gonçalves et al. (2017) desenvolveram uma equação semi-empírica, baseada em análise dimensional e de regressão linear múltipla, que considera o efeito da turbulência, da superfície livre, sobre a estimativa de K<sub>2</sub>. Esse efeito é quantificado pela adição de um novo número adimensional, o qual é resultante da relação entre o RMS (*Root Mean Square*) da velocidade vertical da superfície livre e a velocidade do escoamento. Os ensaios de reaeração e o mapeamento vertical da velocidade da superfície livre foram realizados em um canal hidráulico circular. A velocidade do escoamento variou de 0,25 a 0,64 m s<sup>-1</sup> e a profundidade variou de 0,09 a 0,15 m. A flutuação da superfície livre para o cálculo do RMS foi feita por meio de um sensor ultrassônico. Aplicando o Teorema-Pi de Buckingham, a equação resultante é dada por:

(8)

$$\frac{K_2 H}{U} = a R_e^b F_r^c \left( \frac{W_{RMS}}{U} \right)^d$$

Onde: a, b, c e d são números adimensionais, que foram estimados com base em dados experimentais e na análise de regressão linear múltipla, R<sub>e</sub> é o número de Reynolds, F<sub>r</sub> é o número de Froude, H é a profundidade [L], U é a velocidade [L T<sup>-1</sup>] e W<sub>RMS</sub> é o RMS da velocidade vertical da superfície livre [L T<sup>-1</sup>].

Os resultados obtidos mostraram que a Equação 8 gerou resultados mais precisos do que equações baseadas apenas em parâmetros hidráulicos tradicionais ( $R_c$ ,  $F_p$ ,  $U$ ,  $H$ ), que não representam os fenômenos que ocorrem na superfície livre. O número adimensional ( $W_{RMS}/U$ ) conseguiu capturar os efeitos dinâmicos produzidos pela deformação da superfície. Os autores alertam que os resultados encontrados no estudo são válidos para o escoamento subcrítico e apenas para canais lisos. Eles sugerem investigar a aplicabilidade das condições para escoamento supercrítico e avaliar o efeito da temperatura sobre o número adimensional  $W_{RMS}/U$ .

## Modelos Empíricos

Os modelos empíricos resultam da análise de regressão, pelo método dos mínimos quadrados, de variáveis consideradas pertinentes pelo investigador, ou que são resultantes da análise dimensional de parâmetros hidráulicos e propriedades do gás e líquido (BENNETT e RATHBUN, 1972).

A primeira tentativa para relacionar parâmetros hidráulicos do escoamento com o  $K_2$  foi realizada por Streeter e Phelps (1925). Eles propuseram uma relação de dependência de  $K_2$  com a velocidade média do escoamento e com a profundidade:

$$(9) \\ K_2 = C \frac{U^W}{H^J}$$

Onde:  $U$  é a velocidade do escoamento [ $L T^{-1}$ ],  $H$  é a profundidade [ $L$ ],  $C$  é uma constante obtida por meio da análise de regressão dos dados, e  $W$  e  $J$  devem ser determinados para a situação hidráulica na qual encontrem-se os dados.

A partir daí, um número elevado de equações empíricas foi desenvolvido com base na análise de regressão e correlação de dados laboratoriais e de campo. Várias técnicas de campo foram empregadas na elaboração dos estudos, tais como, a dos traçadores gasosos, do distúrbio de equilíbrio, do balanço de massa e outras.

Na Tabela 1 são apresentadas as principais equações empíricas desenvolvidas até o início dos anos 70.

**Tabela 1.** Equações empíricas para estimativa do  $K_2$  ( $\text{dia}^{-1}$ ) para rios.

Equação	Referência
$K_2 = 3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	O'Connor & Dobbins (1958)
$K_2 = 5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$	Churchill et al. (1962)
$K_2 = 5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	Owens et al. (1964)
$K_2 = 4,75 \frac{U}{H^{1,5}}$	Isaacs & Gaudy (1968)
$K_2 = 10,9 \left(\frac{U}{H}\right)^{0,85}$	Nagulescu & Rojanski (1969)
$K_2 = 4,54 \frac{U^{0,703}}{H^{1,054}}$	Padden & Gloyna (1972)

Gonçalves (2009) alerta que essas equações não podem ser empregadas em condições diferentes das quais foram originadas. Gualtieri et al. (2002) reconhecem que as equações empíricas encontradas na literatura não fornecem previsões confiáveis, uma vez que muitos parâmetros envolvidos no fenômeno de transferência de massa de oxigênio foram negligenciados em suas formulações. Os autores sugerem que parâmetros como: aceleração gravitacional, fator de forma de seção transversal, velocidade de cisalhamento, número de Froude, coeficiente de rugosidade de Manning e taxa de dissipação de energia por unidade de massa devam ser contabilizados.

## TÉCNICAS USADAS PARA DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO SUPERFICIAL

### Balço de oxigênio dissolvido

A primeira técnica desenvolvida para a estimativa do coeficiente de reaeração é conhecida como técnica do balanço de oxigênio dissolvido. A técnica é fundamentada no modelo unidimensional desenvolvido por Streeter e Phelps (1925):

(10)

$$\frac{dC}{dt} = K_1L - K_2(C_s - C)$$

Onde: C é a concentração de oxigênio dissolvido observado [M L<sup>-3</sup>], C<sub>s</sub> é concentração de saturação de OD [M L<sup>-3</sup>], L é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) [M L<sup>-3</sup>], K<sub>1</sub> é o coeficiente de desoxigenação [T<sup>-1</sup>] e t é o tempo [T].

O K<sub>2</sub> é obtido pela calibração do modelo, apresentado na Equação 10, aos dados experimentais de concentração de OD obtidos ao longo do perfil longitudinal do rio. Na Equação 10, o modelo considera somente a DBO como sumidouro de OD. Esta hipótese, para muitos trechos de escoamentos naturais, pode produzir imprecisão na estimativa de K<sub>2</sub>; uma vez que, o erro oriundo de não considerar outras fontes (*e.g.*, fotossíntese) e outros sumidouros (*e.g.*, respiração ecossistêmica, nitrificação, demanda bentônica) é incorporado no valor de K<sub>2</sub>. Por outro lado, a consideração de todas as fontes e sumidouros, apesar de melhorar a estimativa de K<sub>2</sub>, aumentará o custo de aplicação da técnica, já que outros parâmetros e coeficientes, além da DBO e do K<sub>1</sub>, teriam que ser determinados.

Bennett e Rathbun (1972) pesquisaram a contribuição da não inclusão de algumas fontes e sumidouros de OD (análise de sensibilidade), quando presentes em corpo d'água, sobre a incerteza do cálculo do K<sub>2</sub>. Eles concluíram que a produção fotossintética é o principal fator, seguindo-se, por ordem de importância, os erros nas medidas do déficit de OD, os erros no cálculo do K<sub>1</sub>, e a avaliação da DBO carbonácea. Diante deste contexto, fica evidente que a técnica do balanço de oxigênio dissolvido está sujeita a erros significativos, resultantes das várias fontes e sumidouros de oxigênio dissolvido, que muitas vezes não podem ser consideradas como uniformemente distribuídas em um curso d'água e são, em geral, de comportamento irregular devido à sua natureza bioquímica.

### Traçadores gasosos

Essa técnica é baseada no modelo da teoria cinética de Tzivoglou et al. (1965). Em escala laboratorial, o autor sugeriu que a razão entre o coeficiente de transferência de massa, para dois gases no mesmo líquido, é igual ao inverso da razão da difusão molecular desses gases, independente da temperatura e das condições de turbulência. O autor propôs estimar a transferência de massa de oxigênio mediante a dissolução de um outro gás (*i.e.*, traçador gasoso) a montante do trecho em estudo. A metodologia está associada em determinar o coeficiente de desorção (K<sub>T</sub>) [T<sup>-1</sup>] do gás traçador e multiplicá-lo por um fator de conversão (R<sub>T</sub>). O produto entre K<sub>T</sub> e R<sub>T</sub> é igual ao K<sub>2</sub> para o percurso estudado.

(11)

$$R_T = \frac{K_2}{K_T}$$

No passado essa técnica utilizava, como traçador, gases radioativos (*e.g.*, criptônio-isótopo 85). Devido à natureza perigosa da radiação e dos controles rígidos sobre o uso de traçador radioativo, os pesquisadores substituíram os gases radioativos por hidrocarbonetos leves, entre eles destacam-se: etileno e propano (RATHBUN et al., 1978). Além do etileno e o propano, outros gases também são utilizados: clorometano (WILCOCK I, 1984), hélio-3 (CLARK et al., 1996), hexafluoreto de enxofre (HIBBS, 1998) e xenônio (BENSON et al., 2014)like sulfúrio hexafluorídrico (SF<sub>6</sub>). A Tabela 2 mostra valores do fator de conversão dos diferentes gases traçadores.

**Tabela 2.** Fatores de conversão para diferentes traçadores. Fonte: Adaptado de Chapra (2014).

Traçador	R <sub>T</sub>	Referência
Etileno	1,15	Rathbun et al. (1978)
Propano	1,39	Rathbun et al. (1978)
Clorometano	1,40	Wilcock (1984a,b)
Hexafluoreto de enxofre	1,38	Canale et al. (1995)
Criptônio	1,20	Tsivoglou & Wallace (1972)

Pinheiro et al. (2012) testaram o uso do GLP (gás liquefeito de petróleo), conhecido como gás de botijão ou gás de cozinha, como gás traçador em ensaios de reaeração superficial. Foram realizados 15 ensaios em trechos de rios com características hidrodinâmicas distintas. Os autores encontraram valores para K<sub>2</sub> que variam de 25 a 320 dia<sup>-1</sup>, para diferentes condições hidráulicas e hidrodinâmicas dos corpos d'água analisados. Eles concluíram que o uso de GLP é viável para determinação do K<sub>2</sub>. O GLP mostrou as seguintes vantagens: fácil acesso comercial; comodidade para realização dos ensaios em campo; resultados equiparáveis com a técnica que usa propano em alto grau de pureza; e redução no custo de aplicação da técnica dos traçadores gasosos.

Ferreira (2018) realizou a estimativa de K<sub>2</sub> utilizando o hexafluoreto de enxofre (SF<sub>6</sub>) como gás traçador, em quatro riachos tropicais localizados no município de São Carlos/SP. As características hidráulicas dos trechos foram: profundidade média (inferiores a 0,42 m); largura média (inferiores a 3,27 m); vazão média (0,001 a 0,110 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>); velocidade média (0,01 a 0,33 m s<sup>-1</sup>). Para essas condições hidráulicas, os valores de K<sub>2</sub> encontrados variaram de 16,9 a 371,8 dia<sup>-1</sup>. Ele concluiu que os valores de K<sub>2</sub> encontrados, para os riachos, são compatíveis com os encontrados na literatura, para rios e riachos brasileiros. O autor sugere que novas investigações, usando traçadores mais solúveis (*e.g.*, óxido nítrico e xenônio), sejam realizadas.

Benson et al. (2014) avaliaram o uso do SF<sub>6</sub> e do xenônio (Xe), na estimativa do K<sub>2</sub> em dois riachos (Sagehen e Martis) na Califórnia/EUA. No riacho Sagehen foi utilizado somente o SF<sub>6</sub> e no riacho Martis foram utilizados SF<sub>6</sub> e Xe. Os valores de K<sub>2</sub> encontrados utilizando o SF<sub>6</sub> foram: 61 dia<sup>-1</sup> para a cabeceira do riacho Sagehen; 66 dia<sup>-1</sup> para a parte baixa do riacho Sagehen; 47 dia<sup>-1</sup> para o riacho Martis. Enquanto que o valor encontrado de K<sub>2</sub> para o riacho Martis usando o xenônio foi de 57 dia<sup>-1</sup>. Eles concluíram que a diferença entre os valores obtidos pelos dois traçadores está associada ao processo de injeção do gás. O SF<sub>6</sub> é menos solúvel que o Xe; por isso, parte da carga de SF<sub>6</sub> é perdida para atmosfera. Além disso, devido às preocupações crescentes sobre os gases de efeito estufa, o uso de gases como SF<sub>6</sub> é cada vez mais questionável. A tendência é que gases nobres como Xe e hélio tornem-se opções mais viáveis para os estudos de reaeração superficial.

A técnica dos traçadores gasosos tem sido considerada como o método mais eficiente na determinação do K<sub>2</sub>. Entretanto restrições à disponibilidade financeira, ambientes de baixa transferência, traçadores mais eficientes e equipe técnica especializada, para trabalhos em campo, ainda são obstáculos a serem vencidos.

## Método delta

Odum (1956) sugeriu que o processo fotossintético poderia ser estimado usando um balanço de massa combinado com medições diurnas de OD. Posteriormente, Chapra e Di Toro (1991) divulgaram um método gráfico para aplicar a ideia de Odum, o qual era mais simples de ser implementado. A expressão gráfica ficou conhecida como método delta. Esse método possibilita estimar o K<sub>2</sub>, a produção primária bruta e a respiração ecossistêmica por meio de medições diurnas de oxigênio dissolvido.

De acordo com Chapra (2014), para situações em que os organismos responsáveis pela produção primária estão uniformemente distribuídos por uma longa distância ( $>3U/K_2$ ), o déficit de OD não varia espacialmente e o balanço de massa pode ser descrito por:

(12)

$$\frac{dD}{dt} + K_2D = R - P(t)$$

Onde: D é o déficit de oxigênio dissolvido [M L<sup>-3</sup>], t é o tempo [T], U é velocidade [L T<sup>-1</sup>], K<sub>2</sub> é coeficiente de reaeração superficial [T<sup>-1</sup>], R é respiração [M L<sup>-3</sup> T<sup>-1</sup>], e P(t) é a produção primária [M L<sup>-3</sup> T<sup>-1</sup>]. P(t) pode ser aproximada por metade de uma função senoidal (Figura 1a) e ser expressa pela série de Fourier.

(13)

$$P(t) = P_m \left\{ \frac{2f}{\pi} + \sum_{n=1}^{\infty} b_n \cos \left[ \frac{2\pi n}{T_p} \left( t - \frac{fT_p}{2} \right) \right] \right\}$$

(14)

$$b_n = \cos(n\pi f) \frac{4\pi/f}{(\pi/f)^2 - (2\pi n)^2}$$

Onde:  $P_m$  é a produção primária bruta máxima,  $f$  é a fração do dia sujeita a luz solar (fotoperíodo),  $T_p$  é período de um dia (i.e., 1 dia, 24 horas, etc., dependendo da unidade de tempo).

O ajuste da série de Fourier à curva de produção primária é mostrado na Figura 1a. Para obtenção deste ajuste, considera-se que a respiração ecossistêmica é constante.

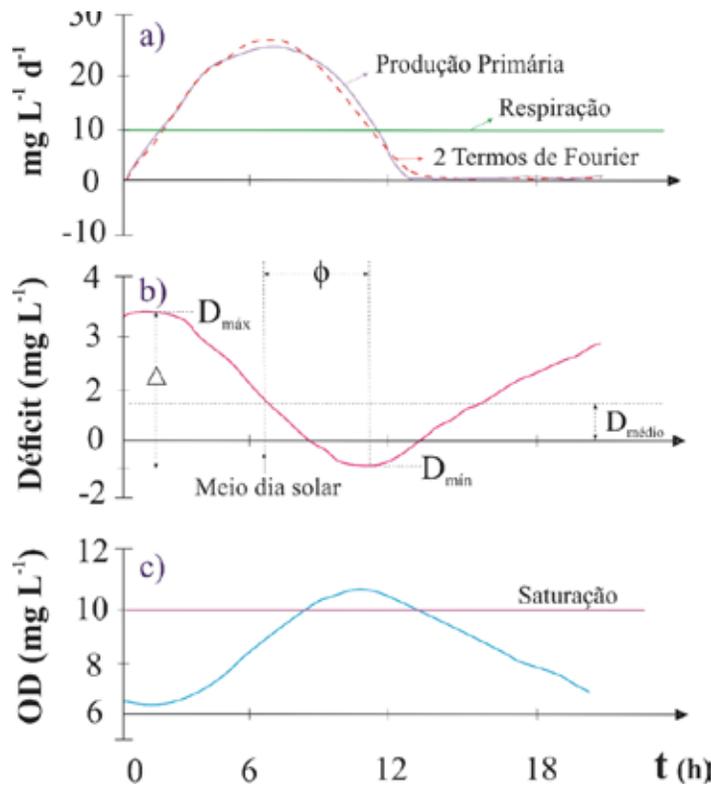
Como a solução das Equações 12 e 13 não permite uma expressão analítica simples, as funções foram estimadas por métodos numéricos e apresentadas em forma de gráficos. O método delta utiliza três características da curva de medições diurnas de OD para a obtenção dos resultados (Figura 1b): deslocamento vertical médio ( $D_{\text{médio}}$ ) da curva de déficit de OD, variação vertical ( $\Delta$ ) e deslocamento horizontal ( $\Phi$ ), definido como o intervalo de tempo entre o meio dia solar e o instante que ocorre o mínimo déficit de OD. O deslocamento vertical médio é governado pela interação da reaeração superficial, produção primária bruta e respiração (Equação 15).

(15)

$$D_{\text{médio}} = \frac{R - P}{K_2}$$

O  $K_2$  pode ser expresso como uma função de  $\Phi$ , conforme mostrado graficamente por Chapra e Di Toro (1991). Para  $\Phi > 3$  horas, a estimativa de  $K_2$  torna-se sensível também ao fotoperíodo. Desta forma, o  $K_2$  pode ser estimado a partir da curva de déficit de OD e do fotoperíodo, independentemente da taxa de produção primária bruta e respiração.

A relação  $\Delta/P$  é dependente do coeficiente de reaeração e do fotoperíodo, conforme mostrado graficamente por Chapra e Di Toro (1991). Entretanto, quando  $K_2 < 1 \text{ dia}^{-1}$ , a relação torna-se unicamente dependente do fotoperíodo. Por outro lado, em rios com elevado  $K_2$ , o fotoperíodo é menos importante e a relação torna-se mais dependente da reaeração superficial.



**Figura 1.** Representação do método delta. a) Produção primária bruta e respiração; b) déficit do oxigênio dissolvido; c) concentração de oxigênio dissolvido em função do tempo. Fonte: Adaptado de Chapra (2014).

Chapra e Di Toro (1991) destacam ainda que o método delta possui incertezas consideráveis quando aplicado nas seguintes condições: (1)  $\Phi < 1$  hora, uma vez que nesta faixa a reaeração é sensível ao parâmetro  $\Phi$ ; (2) escoamentos com  $K_2 > 1 \text{ dia}^{-1}$ .

Posteriormente, McBride e Chapra (2005) reavaliaram o método delta e propuseram, o que eles chamaram de aproximação do método delta. Essa nova análise evita a necessidade do uso de métodos gráficos. Assim o  $K_2$  pode ser estimado por meio da Equação 16.

$$(16)$$

$$K_2 = 7,5 \left( \frac{5,3\eta - \Phi}{\eta\Phi} \right)^{0,83}$$

Em que o fator de correção do fotoperíodo é:

$$(17)$$

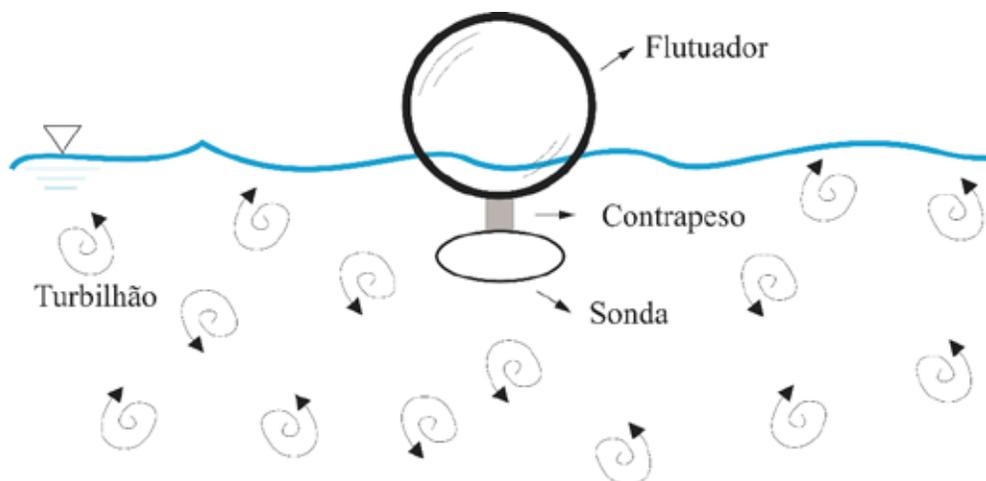
$$\eta = \left( \frac{f}{14} \right)^{0,75}$$

Mcbride e Chapra (2005) alertam que a discrepância entre o método Delta e o método aproximado é menor para fotoperíodos moderados (i.e., entre 10 e 14h) e valores baixos a moderado de  $K_2$  (i.e., inferiores a  $10 \text{ d}^{-1}$ ).

Graepin (2016) aplicou o método aproximado em cinco bacias hidrográficas localizadas nos municípios de Santa Maria e Itaara, região central do Rio Grande do Sul. A autora concluiu que o método aproximado apresenta incertezas nas seguintes condições: vazão superior a  $1,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para bacia João Goulart, rios com elevada concentração de matéria orgânica, baixos valores (0,13 horas) de  $\Phi$ , baixos ( $< 12^\circ\text{C}$ ) valores de temperatura da água, e rios com captação de água para abastecimento.

### Sonda solúvel flutuante

Uma alternativa à técnica dos traçadores gasosos foi proposta por Giorgetti & Giansanti (1983). Eles propuseram medir o  $K_2$  a partir da dissolução de sólidos flutuantes na superfície da água. Este método é fundamentado na hipótese que a dissolução de um sólido é aumentada por turbilhões que de modo randômico atingem e renovam a superfície da água. Esses turbilhões também são responsáveis por aumentar a transferência de oxigênio para o corpo d'água. Como os dois fenômenos de transferência de massa, dissolução e reaeração superficial, dependem do nível de agitação (turbulência) do líquido, os autores acreditavam ser possível relacionar a velocidade de dissolução do sólido ( $V_s$ ) com o  $K_2$ . Na Figura 2 é observado o desenho esquemático que retrata a aplicação desta técnica.



**Figura 2.** Esquema da técnica da sonda solúvel flutuante. O esquema apresenta a hipótese de que o movimento dos turbilhões aumenta a dissolução da sonda e a transferência de oxigênio.

A técnica foi descrita primeiramente considerando que o fenômeno de dissolução do sólido poderia ser representado por um modelo de primeira ordem, utilizando balas de açúcar como sonda solúvel (GIORGETTI e GIANANTI, 1983). Posteriormente, Schulz (1985) alterou o modelo de primeira ordem para um modelo cúbico, utilizando, como sonda solúvel, um monocristal de sódio de formato cúbico. Mais adiante Giorgetti et al. (1986) reavaliaram a técnica e propuseram que a mudança da área superficial, como função do tempo, é descrita pela série de Taylor, com as dimensões características do cubo  $a_0$ ,  $b_0$  e  $c_0$ . As três propostas são representadas pelas Equações 18, 19 e 20.

**(18)**

$$\frac{M}{M_0} = e^{(-K_s t)}$$

Onde:  $M$  é a massa do sólido em um tempo  $t$  [M],  $M_0$  é a massa inicial do sólido [M],  $K_s$  é o coeficiente de dissolução do sólido [ $T^{-1}$ ] e  $t$  é o tempo de exposição [T].

**(19)**

$$\frac{M}{M_0} = \left(1 - \frac{V_s t}{L_0}\right)^3$$

Onde:  $L_0$  é a dimensão característica inicial do cubo [L],  $V_s$  é a velocidade de dissolução [ $L T^{-1}$ ] e  $(V_s L_0^{-1})$  tem a mesma dimensão que o  $K_2$ . = - 2

**(20)**

$$\frac{M_0 - M}{M} = -2 \frac{(a_0 b_0 + b_0 c_0 + a_0 c_0)}{a_0 b_0 c_0} V_s t + 4 \frac{(a_0 + b_0 + c_0)}{a_0 b_0 c_0} (V_s t)^2 - 8 \frac{1}{a_0 b_0 c_0} (V_s t)^3$$

Bicudo e James (1989) desenvolveram uma sonda solúvel plana, cujo processo de dissolução ocorria de forma unidimensional. A sonda solúvel plana pode ser definida como um sólido de formato cilíndrico, cuja área lateral e da base superior são envolvidas por uma cápsula impermeável. Dessa forma, apenas a área da base inferior, em contato com escoamento, era submetida à dissolução. Apesar da boa correlação ( $r > 0,8$ ) obtida entre a velocidade de dissolução unidimensional do sólido e o fenômeno de reaeração superficial, verificou-se que a forma cilíndrica do sólido apresentava como problema o efeito de borda, produzido pela cápsula utilizada para induzir a dissolução unidimensional.

Ferreira et al. (2018) estudaram a relação entre  $K_L$  e  $V_S$  utilizando uma nova configuração da sonda solúvel flutuante (SSF). Eles usaram uma sonda esférica constituída de ácido oxálico dihidratado, em dois sistemas de geração de turbulência: tanque agitado por jatos e canal hidráulico circular. Os resultados mostraram que: há uma forte correlação entre  $K_L$  e  $V_S$ , para os dois equipamentos utilizados ( $r = 0,953$  para o tanque agitados por jatos e  $r = 0,895$  para o canal hidráulico circular); a relação entre os dois parâmetros foi alterada em função do equipamento utilizado; a razão entre  $K_L$  e  $V_S$  aumentou para maiores números de Reynolds, relevando que o  $K_L$  foi mais sensível à turbulência do que  $V_S$ . Os autores recomendam que ensaios em escala real (escoamentos naturais) ainda são necessários, para validação dos resultados obtidos no trabalho, e sugerem que pesquisas futuras avaliem diferentes compostos químicos e diferentes geometrias para as sondas flutuantes.

A técnica da sonda solúvel flutuante é promissora, uma vez que é um método alternativo de baixo custo (*i.e.*, tanto na sua confecção quanto na aplicação). No entanto, pesquisadores ainda não conseguiram desenvolver uma sonda em que a relação  $K_L/V_S$  (ou  $K_2/V_S$ ) seja constante e independente da turbulência, como é o caso da relação  $K_2/K_T$  da técnica dos traçadores gasosos. Somente após esse feito, é que a sonda solúvel flutuante poderá ser aplicada universalmente em diferentes corpos d'água.

### Sonda térmica

Gonçalves et al. (2018) propuseram uma nova técnica de estimativa indireta do  $K_2$ . Esta técnica é fundamentada na hipótese de que a transferência de oxigênio na interface ar-água e a transferência de calor em um metal sólido, resfriando na água, são afetados pela turbulência do escoamento. Desta forma, o  $K_2$  pode ser estimado usando o coeficiente convectivo de transferência de calor ( $h$ ), que é obtido durante o resfriamento do metal.

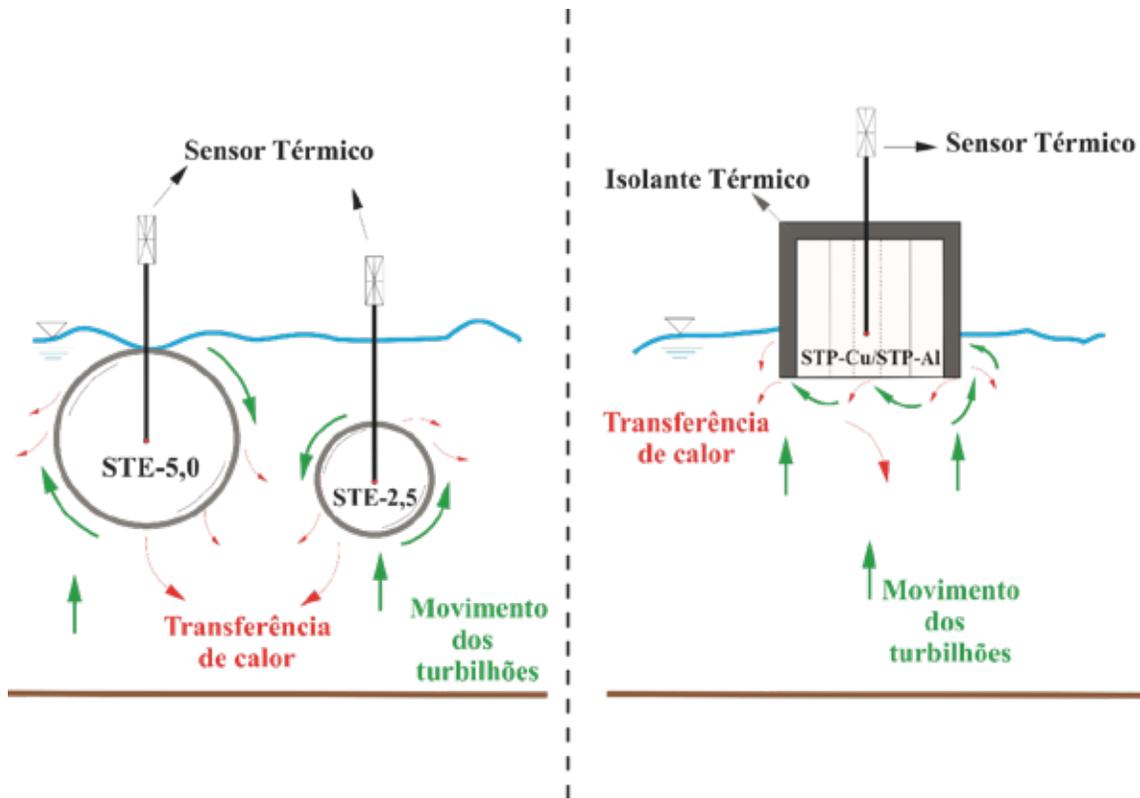
O coeficiente convectivo de transferência de calor ( $h$ ) é obtido a partir da calibração do modelo, representado pela Equação 21, aos dados de temperatura coletados durante a etapa de resfriamento. O modelo da Equação 21 foi desenvolvido a partir da primeira lei da termodinâmica e da lei de resfriamento de Newton.

(21)

$$T_S = T_\infty + (T_0 - T_\infty)\exp(-hA_S/\rho C_e V_{Sol})$$

Onde:  $t$  é tempo [T],  $T_S$  é temperatura do sólido metálico [ $\theta$ ],  $T_0$  é a temperatura inicial do sólido metálico [ $\theta$ ],  $T_\infty$  é a temperatura da água [ $\theta$ ],  $A_S$  é área da superfície do sólido que está em contato com a água [ $L^2$ ],  $\rho$  é massa específica do sólido [ $M L^{-3}$ ],  $c_e$  é o calor específico do sólido [ $L^2 T^{-2} \theta^{-1}$ ] e  $V_{Sol}$  é o volume do sólido [ $L^3$ ].

Gonçalves et al. (2018) estudaram, em um tanque agitado por jatos, o resfriamento de quatro sólidos metálicos e correlacionaram o  $h$ , obtido nesses ensaios, com o  $K_2$ . Os sólidos foram: um cilindro de cobre e um de alumínio (ambos com diâmetro de 3,8 cm e altura de 3,0 cm); duas esferas de alumínio com diâmetros de 5,0 cm e 2,5 cm. Para a identificação das sondas, os autores utilizaram a seguinte definição: sonda térmica plana de cobre (STP-Cu), sonda térmica plana de alumínio (STP-Al), sonda térmica esférica com diâmetro de 5,0 cm (STE-5,0) e sonda térmica esférica com diâmetro de 2,5 cm (STE-2,5). O esquema da aplicação das sondas térmicas é mostrado na Figura 3.



**Figura 3.** Esquema das sondas térmicas. O esquema apresenta o movimento dos turbilhões atingindo as sondas térmicas e intensificando a transferência de calor. Fonte: Adaptado de Gonçalves et al. (2018)

Os resultados produziram modelos matemáticos que relacionam linearmente o  $K_2$  com o coeficiente de transferência de calor por convecção, para as quatro variações das sondas térmicas. Para o pior ajuste (STP-Al), o coeficiente de determinação,  $r^2$ , foi igual a 0,968, podendo concluir-se que 96,8% das variações do  $K_2$  podem ser explicadas pela variabilidade de  $h$ . As equações 22 a 25, apresentam os modelos obtidos a partir das análises de regressão para as sondas STS com  $D = 2,5$  cm, STS com  $D = 5,0$  cm, STP-Al e STP-Cu, respectivamente:

(22)

$$K_2 = -4,40 \times 10^{-6} + 5,09 \times 10^{-8} h \quad r = 0,996 \quad \text{STE-2,5}$$

(23)

$$K_2 = -8,13 \times 10^{-6} + 4,84 \times 10^{-8} h \quad r = 0,993 \quad \text{STE-5,0 (23)}$$

(24)

$$K_2 = -1,48 \times 10^{-6} + 4,11 \times 10^{-8} h \quad r = 0,984 \quad \text{STP-A1 (24)}$$

(25)

$$K_2 = -1,11 \times 10^{-6} + 5,33 \times 10^{-8} h \quad r = 0,986 \quad \text{STP-Cu (25)}$$

Estudos em escala real ainda devem ser realizados para validação e extensão dessa técnica. Vale lembrar ainda que não há nenhuma base teórica e nem mesmo experimental indicando que as relações entre  $K_2$  versus  $h$  sejam constantes e independentes da turbulência e condição de mistura. Por isso, a aplicabilidade dos modelos obtidos por Gonçalves et al. (2018) são restritos as condições hidrodinâmicas nas quais os ensaios foram realizados. Contudo, a técnica da sonda térmica pode, no futuro, ser uma alternativa para determinar  $K_2$ , uma vez que ela tem um baixo custo de aplicação e os materiais para sua produção são simples.

### Sonda sonora

Morse et al. (2007) propuseram uma técnica fundamentada na hipótese de que deveria existir uma relação entre a pressão sonora média, produzida pelo ruído liberado pelo fluxo de água escoando em um rio, e a reaeração superficial. Eles consideraram a hipótese que os dois processos são dependentes da turbulência do escoamento e, por isso, uma correlação entre o  $K_2$  e a pressão sonora deveria existir. A pressão sonora é quantificada com o uso da Equação 26.

(26)

$$P = P_0 \left[ 10^{\left(\frac{SL}{20}\right)} \right]$$

Onde:  $P_0 = 2 \cdot 10^{-5}$  Pa e SL é o nível sonoro (dB).

O estudo foi realizado em diferentes superfícies geomorfológicas do escoamento: regiões alagadas, corredeiras, cascatas etc.). Para cada trecho analisado, os seguintes parâmetros são medidos: pressão sonora registrada próxima à superfície livre do escoamento ( $P_R$ ), pressão sonora da vizinhança, *background*, ao escoamento ( $P_B$ ), e comprimento do trecho (F). Com essas informações, é possível estimar a pressão sonora de cada trecho,  $P_A$  (Equação 27) e a pressão sonora

média ponderada ( $P_w$ ), a qual considera o comprimento total do trecho que cada superfície geomorfológica representa (Equação 28).

(27)

$$P_A = [P_R - P_B]^{1/2}$$

(28)

$$P_W = \sum_{i=1}^n (P_{Ai} F_i)$$

A determinação do  $K_2$ , com o uso da técnica dos traçadores gasosos, nos trechos onde os estudos sonoros foram realizados, possibilitou estabelecer uma relação entre  $K_2$  e  $P_w$ .

$$K_2 = (1420 P_w) + 25 \quad r^2 = 0,94 \quad (29)$$

A técnica é promissora uma vez que o  $K_2$  pode ser estimado rapidamente e utilizando-se de poucos equipamentos (*i.e.*, um decibelímetro e instrumentos para medir o comprimento do trecho). No entanto, por enquanto, a técnica da sonda sonora deve ser considerada uma extensão, e não uma substituição do método dos traçadores gasosos, até que uma relação teórica confiável entre processos turbulentos e pressão sonora possa ser validada. Experimentos com traçadores gasosos ainda serão necessários para calibração desse método.

### Sonda esférica de massa

Gonçalves (2012) propôs uma técnica que relaciona o coeficiente de transferência de massa por convecção ( $h_m$ ) à velocidade de transferência de massa de oxigênio ( $K_L$ ), a qual é usada, posteriormente, para estimar  $K_2$ . O coeficiente de transferência de massa convectivo é determinado a partir do decaimento da concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) contidos em uma esfera perfurada e submersa no escoamento. A concentração de STD dentro da esfera é sempre superior à contida no escoamento. Este fato faz com que o fenômeno de transferência de massa de STD ocorra sempre no sentido esfera-escoamento. A técnica é fundamentada na hipótese de que a intensidade de turbulência acelera consideravelmente a transferência de massa convectiva, retirando o fluido com elevada concentração próxima da superfície da esfera e substituindo-o pelo fluido de menor concentração mais afastado, similarmente ao que ocorre na transferência de massa de oxigênio na interface ar-água.

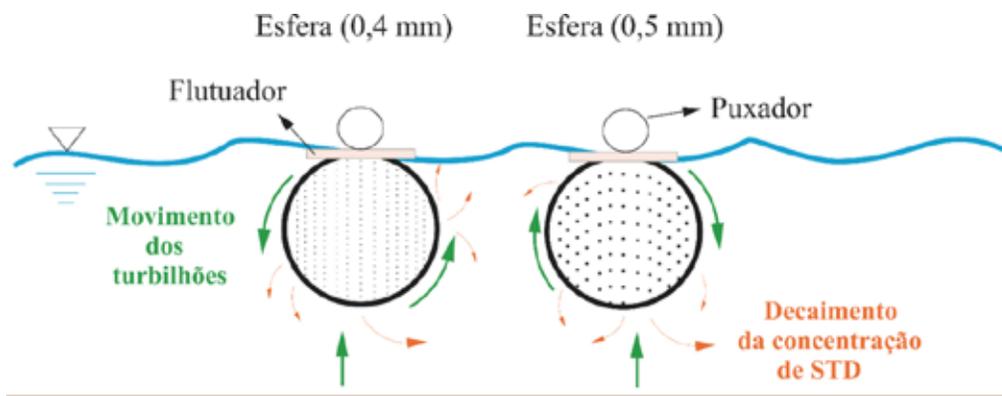
O  $h_m$  é obtido a partir da calibração do modelo, representado pela Equação 30, aos dados de concentração coletados durante a etapa de transferência de massa de STD. O modelo da Equação 30 foi desenvolvido a partir do balanço de massa, considerando como lei específica a transferência de massa por convecção.

(30)

$$C_c = C_\infty + (C_0 - C_\infty)\exp(-h_m A_c/V_c)$$

Onde:  $C_c$  é a concentração de STD da esfera [ $M L^{-3}$ ],  $C_\infty$  é a concentração de STD da água suficientemente longe da esfera [ $M L^{-3}$ ],  $C_0$  concentração inicial de STD [ $M L^{-3}$ ],  $t$  é o tempo [T],  $h_m$  é coeficiente de transferência de massa por convecção [ $M T^{-1}$ ],  $A_c$  é a área da superfície através da qual a transferência de massa por convecção ocorre [ $L^2$ ] e  $V_c$  é o volume de água na esfera [ $L^3$ ].

A técnica foi concebida considerando duas esferas de material plástico de 3,76 cm de diâmetro, com parede de 0,6 mm de espessura e 27,61 cm<sup>3</sup> de volume. As esferas foram perfuradas com mini brocas de 0,4 mm e 0,5 mm de diâmetro. A esfera perfurada com a menor mini broca recebeu 680 orifícios e a de maior recebeu 650 orifícios, resultando 0,85 e 1,28 cm<sup>2</sup> de área perfurada, respectivamente. A Figura 4 mostra um desenho esquemático da aplicação da técnica da sonda esférica de massa.



**Figura 4.** Esquema das sondas esféricas de massa usadas para a determinação de  $h_m$ . O esquema apresenta o movimento dos turbilhões atingindo as sondas esféricas de massa e intensificando o decaimento da concentração de STD. Fonte: Adaptado de Gonçalves (2012)

Os estudos de Gonçalves (2012) foram realizados em um tanque cuja massa de água era agitada por jatos que saíam do fundo do tanque (em diferentes níveis de turbulência). As análises de regressão produziram modelos matemáticos que relacionam linearmente o  $K_L$  ao  $h_m$ . O  $r^2$  foi de 0,97 para a sonda com diâmetro do furo de 0,4 mm, e de 0,99, para a outra sonda (diâmetro do furo de 0,5 mm). Nas Equações 31 e 32, são apresentados os modelos obtidos a partir das análises de regressão para as sondas com  $d = 0,4$  mm e com  $d = 0,5$  mm, respectivamente:

(31)

$$K_L = (1,52 \pm 0,2) + (6,55 \times 10^{-4} \pm 6,0 \times 10^{-5}) h_m \quad d = 0,4 \text{ mm } r = 0,987$$

(32)

$$K_L = (1,17 \pm 0,3) + (6,73 \times 10^{-4} \pm 6,2 \times 10^{-5}) h_m \quad d = 0,5 \text{ mm } r = 0,988$$

Do mesmo modo que ocorreu para a sonda térmica, não há nenhuma base teórica e nem mesmo experimental indicando que as relações entre  $K_L$  versus  $h_m$  sejam constantes e independentes da turbulência e condição de mistura. Por isso, a aplicabilidade da técnica da sonda esférica de massa é restrita as condições hidrodinâmicas nas quais os ensaios foram realizados. Gonçalves (2012) sugere que investigações sobre o efeito da temperatura sobre o coeficiente de transferência de massa por convecção sejam analisadas. Adicionalmente, ele sugere também que estudos mais detalhados da relação entre o diâmetro dos orifícios da sonda e o  $h_m$  sejam realizados, de modo que a dependência entre os dois parâmetros deixe de existir.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A reaeração superficial é um dos fenômenos mais importantes que ocorrem nos corpos d'água, uma vez que ela tem uma grande influência no metabolismo aquático e no processo de recuperação de corpos d'água poluídos devido ao lançamento de elevadas cargas de matéria orgânica. A quantificação da reaeração superficial em um escoamento natural não é tarefa fácil; por isso, o desenvolvimento de modelos e técnicas, para a estimativa deste fenômeno, foi uma preocupação de pesquisadores desde meados do século passado.

Apesar dos esforços e avanços, o sucesso na estimativa do  $K_2$  é apenas parcial. A aplicação de modelos conceituais exige a mensuração de parâmetros relevantes que, por sua vez, nem sempre são facilmente mensuráveis. Os modelos semi-empíricos e empíricos normalmente produzem resultados divergentes para um mesmo escoamento. Essa tendência está ligada ao fato de esses modelos terem sido produzidos com dados coletados em condições hidrodinâmicas diferentes daquelas nas quais eles são aplicados. As técnicas são mais promissoras para a estimativa de  $K_2$  em campo. Mas, algumas estão sujeitas a erros potenciais de grande escala, como, por exemplo, a técnica do balanço de oxigênio. Outras são precisas, porém onerosas, como a técnica dos traçadores gasosos. Outras são baratas e fáceis de aplicar, contudo ainda precisam ser validadas em campo, como a sonda térmica, a sonda solúvel flutuante e a sonda esférica de massa.

Diante do exposto, conclui-se que, ainda, é necessário o aprimoramento de tecnologias que permitam mensurações próximas da interface ar-água, tanto das características da turbulência como do campo de concentração de OD. Assim, será possível melhorar o entendimento do efeito da turbulência sobre o fenômeno de transferência de massa de oxigênio e, conseqüentemente, aprimorar os modelos e técnicas existentes, bem como, se for o caso, desenvolver novas técnicas experimentais.

---

## REFERÊNCIAS

- BENNETT, J. P.; RATHBUN, R. E. **Reaeration in open-channel flow**. Geological Survey Professional Paper, Washington, United States Government Printing Office, n. 737. 1972.
- BENSON, A. et al. Quantifying reaeration rates in alpine streams using deliberate gas tracer experiments. **Water**, v. 6, n.4, p.1013-1027, 2014.
- BICUDO, J. R. P. W. **The measurement of reaeration in streams**. 1988. 306p. Thesis (doctor) – University of New Castle, New Castle, England.
- BICUDO, J. R.; JAMES, A. Measurement of reaeration in streams: comparison of techniques. **Journal of Environmental Engineering**, v. 115, p. 992-1010, 1989.
- CANALE, R. P. et al. Validation of water-quality model for Seneca River, N.Y. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 121, n. 3, p. 241-250, 1995.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Waveland Press, Inc, 2014.
- CHAPRA, S. C.; DI TORO, D. M. Delta method for estimating primary production, respiration, and reaeration in streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 117, n. 5, p. 640-655, 1991.
- CHURCHILL, W. E.; ELMORE, H. L.; et al. Prediction of stream reaeration rates. **Journal of Sanitary Engineering Division**, v. 88, n. 4, p. 1-46, 1962.
- CLARK, J. F. et al. SF<sub>6</sub>-<sup>3</sup>He Tracer release experiment: A new method of determining longitudinal dispersion coefficients in large rivers. **Environmental Science & Technology**, v. 30, n. 5, p. 1527-1532, 1996.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2005.
- COSTA, D. J. L.; GONÇALVES, J. C. S. I.; et al. Modelo semi-empírico para obtenção do coeficiente de reoxigenação superficial em canais hidráulicos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 16-23, 2015.
- COSTA, Daniel Jadyr Leite. **Estudo da influência de macro-rugosidade do leito de um canal hidráulico sobre o coeficiente de reoxigenação superficial**. 2011. 127p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n.2, 232-245, 2011.
- COX, B. A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. **The Science of the Total Environment**, v. 314-316, p. 303-334, 2003.
- DANCKWERTS, P. V. Significance of liquid-film coefficients in gas absorption. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 43, n. 6, p. 1460-1467, 1951.
- EPA, United States Environmental Protection Agency. **Rates, constants and kinetics formulation in surface water quality modeling**. 2ª ed. Athens, 455p. 1985.

- FERREIRA, M. S. et al. Estimativa do coeficiente de transferência de massa de oxigênio com o uso da técnica das sondas solúveis flutuantes: Um estudo de laboratório. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, p. 1-12, 2018.
- FERREIRA, Murilo de Souza. **Variabilidade espacial e temporal da reaeração superficial em riachos: estimativa por meio dos métodos do traçador gasoso e da sonda solúvel flutuante**. 2018. 116 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GIORGETTI, M. F.; GIANANTI, A. E. Avaliação do nível de turbulência em águas correntes e sua correlação com o coeficiente de reaeração superficial. **Anais XII Congresso da ABES**, Camboriu, 1983.
- GIORGETTI, M. F.; JAMES, A.; et al. **Preliminary tests for measuring reaeration rate coefficient using sodium chloride monocrystals**./Unpublished report of the Department of Civil Engineering, University of New Castle upon Tyne, 1986.
- GONÇALVES, J. C. S. I. et al. Evaluation of reaeration by convective heat transfer coefficient. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, p.1-5, 2018.
- GONÇALVES, J.C.S.I.; SILVEIRA, A.; et al. Reaeration coefficient estimate: new parameter for predictive equations. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, p. 307, 2017.
- GONÇALVES, Julio Cesar de Souza Inácio. **Avaliação de Metodologias para a Determinação Indireta do Coeficiente de Reoxigenação Superficial (K2)**. 2012. 145p. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GONÇALVES, Julio Cesar de Souza Inácio. **Desenvolvimento de modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE®**. 2009. 226 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GRAEPIN, Cristiane. **Viabilidade da utilização do método delta aproximado para determinação do coeficiente de reaeração em rios**. 2016. 134p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- GUALTIERI, C.; GUALTIERI, P.; DORIA, G.P. Dimensional analysis of reaeration rate in streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 128, n. 1, p. 12-18, 2002.
- HIBBS, D. E.; PARKHILL, K. L.; et al. Sulfur hexafluoride gas tracer studies in streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 9, p. 752-760, 1998.
- JANZEN, J. G. et al. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 278-283, 2008.
- JIRKA, G. H. et al. Gas transfer at the air-water interface: experiments with different turbulence forcing mechanisms. **Civil Engineers Jour**, v. 49, p. 319-327, 2010.
- ISAACS, W.P.; GAUDY, A.F. Atmospheric oxygenation in simulated stream. Am. Soc. **Civil Engineers Jour.**, v. 94, no. SA-2, p. 319-344, 1968.
- LEWIS, W. K.; WHITMAN, W. G. Principles of gas absorption. Absorption Symposium. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 16, n. 12, p. 1210-1215, 1924.
- LOPES SILVA, P. S. et al. Humic substances reduce the oxygen mass transfer in the air-water interface, **AICHE Journal**, v. 66, p. 1-13, 2020.
- MATEUS, M.V.; GONÇALVES, J.C.S.I.; et al. Análise de incerteza e modelagem de qualidade da água do Rio Uberaba, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** [internet]. v. 37. p. 1-15. 2015.
- MELCHING, C. S.; FLORES, H. E. Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey Database. **Journal of Environmental Engineering**, v. 125, n. 5, p. 407-414, 1999.

- MCBRIDE, G.; CHAPRA, S. Rapid calculation of oxygen in streams: Approximate delta method. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, p. 336-342, 2005.
- MOOG, D. B.; JIRKA, G. H. Air-water gas transfer in uniform channel flow. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 125, p. 3-10, 1999.
- MORSE, N. et al. Using sound pressure to estimate reaeration in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n.1, p. 28-37, 2007.
- NEGULESCU, M.; ROJANSKI, V. Recent research to determine reaeration coefficient. **Water Research**, v. 3 p. 189-202, 1969.
- O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. **Transaction of the American Society of Civil Engineers**, v. 123, n. 1, p. 641-666, 1958.
- ODUM, H.T. Primary productivity in flowing waters. **Limnology and Oceanography**, v. 1, p. 102-117, 1956.
- OMOLE, D. O. et al. An approach to reaeration coefficient modeling in local surface water quality monitoring. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 18, n. 1, p. 85-94, 2013.
- ORLOB, G. T. Water-quality modeling for decision making. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 118, n. 3, p. 295-307, 1992.
- OWENS, S.; EDWARDS, R. W.; et al. Some reaeration in natural streams. **Journal of Air Water Pollution**, v. 8, n. 819, p. 469-486, 1964.
- PADDEN, T. J.; GLOYNA, E. F. **Simulation of stream processes in a model river**. Technical Report No. 2 (EHE-70-23, CRWR-72). Austin, Texas: Texas University, Center for REsearch in Water Resources; 1972.
- PINHEIRO, A.; FAHT, G.; et al. Determinação do coeficiente de reaeração em rios através do uso do traçador gasoso GLP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 107-116, 2012.
- RATHBUN, R. E. et al. Laboratory studies of gas tracer for reaeration. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 104, n. 2, p. 215-229, 1978.
- SCHULZ, H. E. **Investigação do Mecanismo de Reoxigenação da água em Escoamento e sua Correlação com o nível de Turbulência Junto à Superfície**. 1985. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- SHIAU, C. **Oxygen Transfer in Bubble and Bubbleless Aeration Systems**. 1995. 215p. Thesis (doctor) – University of Wollongong, Wollongong, Australia.
- STREETER, H. W.; PHELPS, B. A study of the pollution and natural purification of Ohio river. **U. S. Public Health Service Bulletin**. n. 146, 75 p., 1925.
- TSIVOGLOU, E. C.; et al. Tracer measurements of atmospheric reaeration, laboratory studies. **J. of Water Pollution Control Federation**, v. 37, n. 10, 1965.
- TSIVOGLOU, E. C.; WALLACE, J. R. **Characterizing stream reaeration capacity**. U. S. Environmental Protection Agency Report, 317 p., 1972.
- WILCOCK, R. J. Methyl chloride as a gas-tracer for measuring stream reaeration coefficients –I Laboratory studies. **Water Research**, v. 18, n. 1, p. 47-52, 1984a.
- WILCOCK, R. J. Methyl chloride as a gas-tracer for measuring stream reaeration coefficients –II Stream studies. **Water Research**, v. 18, n. 1, p. 53-57, 1984b.