

Determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em rios

Recebido: 23/07/13
revisado: 05/11/13
aceito: 05/12/13

Pétrick Anderson Soares
Adilson Pinheiro
Evelyn Zucco

RESUMO: O coeficiente de dispersão longitudinal é um elemento importante em modelagem de qualidade de águas em cursos de água naturais. A sua estimativa tem sido realizada por métodos indiretos. Este trabalho tem por objetivo determinar coeficientes de dispersão longitudinal em rios, com diferentes características hidráulicas. Foram realizados ensaios com o traçador conservativo rodamina-WT em seis rios diferentes. O coeficiente de dispersão longitudinal foi calculado a partir de dois métodos diretos: i) propagação ou *routing* e ii) método da coroa de concentração - MCC. Os resultados demonstram que o valor de coeficiente pode ser influenciado diretamente pelo método utilizado. Para os cursos de água com vazão até $0,227 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, os coeficientes de dispersão longitudinal variaram de $0,10$ a $1,21 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, enquanto que os cursos de águas maiores apresentaram coeficientes superiores a $4,64 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, chegando a $17,04 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$. Resultados obtidos através de cinco equações empíricas foram comparados com os dados obtidos em campo. A equação proposta por Devens et al. (2010) apresentou maior aderência ao valores medidos nos ensaios de campo. Um modelo matemático, estabelecido por análise de regressão múltipla das características hidráulicas, foi desenvolvido, com coeficiente de determinação de Pearson igual a $0,973$.

PALAVRAS-CHAVE: Coeficiente de dispersão longitudinal, traçadores, poluição hídrica.

ABSTRACT: The longitudinal dispersion coefficient is an important element in quality water modelling in natural river. His estimate has been made by indirect methods. This study aims to determine the longitudinal dispersion coefficient in rivers with different hydraulic characteristics. Assays were performed with the tracer - conservative rhodamine WT in six different streams. The longitudinal dispersion coefficient was calculated from two direct methods i) routing and ii) method of crown concentration - MCC. The results demonstrate that the value of coefficient may be directly influenced by the method used. For streams with flow up to $0.227 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, the longitudinal dispersion coefficients ranged from 0.10 to $1.21 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, while the larger water courses had coefficients greater than $4.64 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, reaching to $17.04 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$. Results from five empirical equations were compared with the data obtained in the field. The equation proposed by Devens et al. (2010) showed greater adherence to the values measured in field trials. A mathematical model established by multiple regression analysis of hydraulic characteristics was developed, with Pearson determination coefficient equal to 0.973 .

KEY WORDS: Longitudinal dispersion coefficient, tracer, water pollution.

INTRODUÇÃO

O conhecimento dos parâmetros capazes de traduzir as características de transporte e dispersão de poluentes num trecho fluvial é indispensável para a previsão da evolução das respectivas concentrações a jusante (Duarte *et al.*, 1999).

As características dispersivas dos sistemas fluviais naturais são extremamente variadas, o que faz com que, no processo de gestão e controle da poluição de um corpo receptor, seja necessário o conhecimento dos parâmetros envolvidos no transporte e dispersão de poluentes (Fischer *et al.*, 1979). Os processos físi-

cos, tais como o transporte advectivo e a dispersão, desempenham papéis importantes na determinação do movimento e da mudança na concentração de contaminantes (Ho, Schlosser e Caplow, 2002). Considerando que as taxas locais de advecção média devem ser estimadas a partir de dados hidrodinâmicos, a dispersão longitudinal torna-se algo difícil de determinar (Fischer *et al.*, 1979; Rutherford, 1994).

Visando descrever as alterações espaciais e temporais de constituintes de referência, modelos matemáticos para a simulação da qualidade da água têm sido empregados auxiliando na tomada de decisões referentes à gestão dos recursos hídricos. Nos estudos

com modelos de qualidade da água, o coeficiente de dispersão longitudinal representa a capacidade do sistema fluvial para dispersar poluentes. Este parâmetro tem significado especial na análise de problemas ambientais que requerem a utilização de modelos para a previsão de distribuições espacial e temporal da concentração de poluentes (Devens *et al.*, 2010).

O processo de transporte e dispersão de poluentes em um corpo de água leva em consideração a velocidade de escoamento das águas receptoras, a posição da fonte poluidora em relação ao rio e o coeficiente de dispersão longitudinal. Através de ensaios em sistemas fechados bem como em sistemas naturais, foram estabelecidas expressões analíticas e empíricas que auxiliam na estimativa das variáveis e dos parâmetros envolvidos (Fischer *et al.*, 1979, Yotsukura *et al.*, 1983; Kashefpour e Falconer, 2002; Devens *et al.*, 2010; Sahin, 2013 entre outros). Os modelos empíricos apresentam limitações com relação às condições locais dos escoamentos naturais, como a presença de bancos de areia ou vegetação, irregularidades e multiplicidade tanto da forma das seções, quanto das rugosidades dos canais naturais (Fischer *et al.*, 1979; Eiger, 1991). Desta forma, torna-se necessário o emprego de técnicas que visem a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal de forma direta, em ensaios de campo. No entanto, poucos são os trabalhos no Brasil, permitindo obter valores de referência para diferentes condições hidrodinâmicas de cursos de água natural.

Este trabalho tem por objetivo determinar o coeficiente de dispersão longitudinal em rios componentes da bacia do rio Itajaí (SC). Os ensaios foram realizados em rios situados em áreas rurais e em áreas urbanas.

Modelos indiretos

Os métodos indiretos são modelos matemáticos empíricos para a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal (D_L). Diversos modelos matemáticos empíricos foram desenvolvidos. Como regra geral, tais equações procuram relacionar o D_L , com a profundidade média, largura, declividade, a velocidade média do escoamento e a vazão (Guymer, 1998). No Quadro 1 são apresentados modelos empíricos encontrados na literatura para estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal.

Eiger (1991) salienta que somente na ausência de dados de campo é que modelos empíricos devem ser utilizados, vistos como um recurso razoável e

limitado. Os estudos produzidos através do uso das equações práticas devem ser analisados com cautela, em função da restrita confiabilidade das mesmas. Eles devem ser comparados com resultados de ensaios de campo obtidos para condições hidráulicas similares.

Métodos diretos

Os métodos conhecidos para a obtenção direta do coeficiente de dispersão longitudinal em sistemas fluviais naturais baseiam-se no tratamento de dados de concentração em função do tempo, como resultado de experimento conduzido com uma substância traçadora. Esta deve possuir comportamento passivo e conservativo, gerando assim, após sua inserção no escoamento, curvas de distribuição de concentração ao longo do tempo da passagem de nuvem do tracador por estações de amostragem.

QUADRO 1
Modelos empíricos para a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em sistemas fluviais naturais.

Equação	Autores (ano)	Modelo
(1)	McQuivey e Keefer (1974)	$0,058 \cdot \frac{Q}{S \cdot B}$ quando $Fr < 0,5$
(2)	Liu (1977)	$\beta \cdot \frac{U^2 \cdot B^2}{h \cdot u_*}$
(3)	Fischer <i>et al.</i> (1979)	$0,011 \cdot U^2 \cdot B^2 \over H \cdot u_*$
(4)	Vargas e Mellado (1994)	$7,3867 \left(\frac{B}{R_H} \right)^{-1,8558} \frac{U^2 \cdot B^2}{u_* \cdot H}$
(5)	Koussis e Rodriguez-Mirasol (1998)	$\frac{\phi \cdot u_* \cdot B^2}{H}$
(6)	Seo e Cheong (1998)	$D_L = 5,915 \cdot \left(\frac{B}{H \cdot u_*} \right)^{0,62} \cdot \left(\frac{U}{u_*} \right)^{1,428}$
(7)	Kashifpour e Falconer (2002)	$10,612 \cdot H \cdot U \cdot \frac{U}{u_*}$
(8)	Devens <i>et al.</i> (2010)	$0,729 U^{0,774} B^{1,031} S^{0,036} H^{-0,151}$

onde U é velocidade média do trecho ($m \cdot s^{-1}$), B é a largura média do trecho (m), H é a profundidade média do trecho (m), u_* é a velocidade de atrito ($m \cdot s^{-1}$), β é uma função entre a forma da seção transversal do canal e a velocidade de distribuição (adimensional), ϕ é uma constante (adimensional), Fr é o número de “Froude” (adimensional), Q é Vazão ($m^3 \cdot s^{-1}$), D_L o coeficiente de dispersão longitudinal ($m^2 \cdot s^{-1}$), S a declividade (adimensional) e R_H o raio hidráulico (m). Fonte: adaptado de Kashefpour e Falconer (2002), Toprak, Sen e Savci (2004), Toprak e Cigizoglu (2004).

glu (2008), Perucca, Camporeale e Ridolfi (2009) e Devens *et al.* (2010).

Barbosa Jr. *et al.* (2005a) descrevem detalhadamente os principais métodos de determinação direta do coeficiente de dispersão longitudinal: método dos momentos, método do *routing*, método gráfico, método do pico de concentração, e o método da coroa de concentração. Todos derivam originalmente da lei de Fick, requerendo que as seções de amostragem estejam localizadas a uma distância suficientemente grande do ponto de injeção.

Dois métodos foram selecionados para avaliar diretamente o coeficiente de dispersão longitudinal nos trechos ensaiados: método do *routing* e método da coroa de concentração – MCC. O método da propagação, também conhecido por método do *routing*, desenvolvido por Fischer (1979), utiliza perfis de concentração versus o tempo de duas estações de amostragens. O perfil de concentração medido na estação de montante, $C(x_1, \tau)$, é usado como a distribuição inicial do traçador para gerar, por um processo de convolução e com valores pré-selecionados dos parâmetros velocidade (U) e coeficiente de dispersão longitudinal (D_L), o perfil de concentração na estação de jusante, $C(x_2, \tau)$, que é comparado com o perfil medido nessa estação. Enquanto as curvas não forem suficientemente semelhantes, novos valores são estipulados para os parâmetros U e D_L e o cálculo é refeito até que um critério de melhor ajuste seja atendido (Barbosa Jr., 1997). O modelo utilizado por este método é expresso por:

$$C(x_2, \tau) = \int_{-\infty}^{+\infty} \frac{U \cdot C(x_1, \tau)}{\sqrt{4\pi D_L(\bar{\tau}_2 - \bar{\tau}_1)}} \exp\left\{-\frac{[U(\bar{\tau}_2 - \bar{\tau}_1 - t + \tau)]^2}{4D_L(\bar{\tau}_2 - \bar{\tau}_1)}\right\} dt \quad (9)$$

onde τ representa a variável de integração; x_1 e x_2 são as distâncias das estações de amostragens 1 e 2 do ponto de injeção, em m; $\bar{\tau}_1$ e $\bar{\tau}_2$ são os tempos médios da passagem da nuvem do traçador pelas estações de amostragem 1 e 2, em min.; U é a velocidade média, em $m \cdot s^{-1}$ e C é a concentração do traçador conservativo, em $\mu\text{g L}^{-1}$.

O mérito deste método é que o valor de D_L por ele estimado tende a considerar as características de todo o trecho em estudo e como elas se integram para produzir a dispersão resultante. Este método não é afetado pela importância excessiva dada às caudas de distribuição como no método dos momentos e nem possui o problema da representatividade de uma seção transversal para todo o trecho. Contudo, a hipótese de nuvem congelada é inconsistente do

ponto de vista físico, podendo levar a resultados imprecisos se não for verificada (Eiger, 1991).

O método da coroa de concentração deriva da expressão que fornece a extensão do trecho (Δx), em que a concentração supera um valor adotado como referência em um tempo genérico (Rutherford, 1994). Desta maneira, considerado um conjunto de dados de concentração versus tempo, a eq.(10) poderá ser resolvida para diferentes valores de C_p/C_c (e diferentes Δt_c) e um valor médio de D_L poderá ser calculado. Por utilizar dados relativos à coroa da curva de concentração, é designado por método da coroa de concentração ou MCC.

$$D_L \cong \frac{\Delta t_c^2}{16 t_p^3} \frac{x^2}{\ln(C_p/C_c)} \quad (10)$$

onde D_L é o coeficiente de dispersão longitudinal, em $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; Δt_c é a diferença do tempo entre as concentrações genéricas, em min; x é a distância do ponto de injeção, em m; t_p é o tempo para a ocorrência do valor de pico da concentração do traçador, em min; C_p é a concentração de pico do traçador, em $\mu\text{g L}^{-1}$ e C_c é a concentração genérica ou crítica, em $\mu\text{g L}^{-1}$.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram desenvolvidos dezesseis ensaios em seis diferentes cursos de água, dos quais três localizam-se na bacia do ribeirão Concórdia, o qual deságua no rio Lontras e este, por sequência, no rio Itajaí-Açu. Nesta bacia há predominância da paisagem rural, onde grande parte das propriedades são pequenas e familiares. Os outros três cursos de água estudados são ribeirões com características urbanas, todos localizados no perímetro urbano do município de Blumenau: ribeirão da Velha, ribeirão Garcia e ribeirão Fortaleza. Todos desaguam no rio Itajaí-Açu e localizam-se na bacia hidrográfica do rio Itajaí. A Figura 1 apresenta a localização dos ensaios realizados.

A metodologia experimental utilizada consiste da injeção instantânea de uma substância traçadora conservativa em um ponto localizado do curso de água. Para este estudo foi utilizada como traçador a rodamina-WT a 20%. Ela apresenta um conjunto de características que um traçador deve possuir: boa solubilidade em água, forte detectabilidade, presença natural nula, não tóxica para homens e animais em baixas concentrações (Barbosa Jr., 1997).

A quantificação do volume do traçador conservativo requerido pelo método depende diretamente

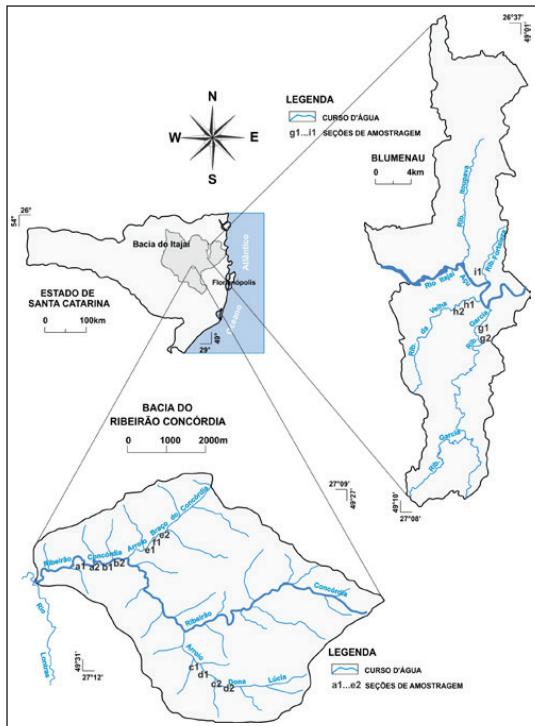


FIGURA 1. Localização das áreas de estudo e dos ensaios realizados.

(a) da vazão do curso de água, (b) do comprimento do trecho em teste, (c) da velocidade do escoamento e (d) da concentração máxima esperada na última seção de amostragem. A estimativa da quantidade de rodamina-WT a ser injetada foi feita com base na equação proposta por Kilpatrick e Cobb (1985), expressa por:

$$V_s = \Phi \left(\frac{Q \cdot L}{U} \right)^\Gamma C_p \quad (11)$$

onde V_s é o volume de rodamina-WT, solução 20%, em mL; Q é a vazão do escoamento, em $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$; L é a distância entre o ponto de injeção do traçador e o último ponto de amostragem, em m; U é a velocidade média do escoamento, em m s^{-1} ; C_p é a concentração máxima a ser atingida no último ponto de amostragem, em $\mu\text{g L}^{-1}$; Φ é um coeficiente empírico adimensional, valor adotado de $1,338 \cdot 10^{-3}$ e Γ é o coeficiente empírico adimensional, valor igual a 1 adotado (Kilpatrick e Cobb, 1985).

Para todos os ensaios realizados, a primeira seção de amostragem foi sempre localizada a uma distância do ponto de injeção superior ao comprimento de mistura do trecho (L_F), obtido com o auxílio das eq. (12) e (13) (Fischer, 1979):

$$L_F = 0,10 \cdot U \cdot \frac{B^2}{D_L} \quad (12)$$

sendo:

$$D_L = \frac{0,011 \cdot U^2 \cdot B^2}{H \cdot u_*} \quad (13)$$

onde o L_F é o comprimento da zona advectiva, em m; U é a velocidade média no trecho, em m s^{-1} ; B é largura média no trecho, em m, H é a profundidade média do trecho, em m; e u_* é a velocidade de atrito, em m s^{-1} .

As distâncias das seções de amostragem foram quantificadas através de levantamentos planimétricos, com escala de 1:2.000, no caso dos ribeirões urbanos e com escala 1:5.000 para os ribeirões rurais, bem como com o auxílio de medições diretas em campo. As curvas de concentração de rodamina-WT, ao longo do tempo, foram monitoradas em cada uma das seções de amostragem. Foi utilizado um fluorímetro de campo da marca *Turner Designs*, modelo *AquaFluor*, o qual proporciona a leitura direta e instantânea da fluorescência da rodamina-WT.

O método proposto exige a definição da nuvem completa do traçador para a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal, o que obriga a um grande número de medições de concentração. Para se obter uma boa definição da curva concentração *versus* tempo, a amostragem foi sempre iniciada imediatamente antes da chegada da frente da nuvem do traçador e prosseguiu de modo a proporcionar uma adequada representação da cauda dessa nuvem. A coloração avermelhada que a rodamina-WT proporciona na água facilitou o reconhecimento da chegada da onda.

Devido ao efeito de adsorção, sempre ocorrem perdas do traçador ao longo dos trechos de ensaios (Devens *et al.*, 2010). Para minimizar esse efeito, foram utilizados os valores de massas recuperadas em cada seção de amostragem (x), definidas a partir da eq. (14):

$$M_r(x) = Q \int_{t_1}^{t_2} C(x, t) dt \quad (14)$$

onde M_r é a massa recuperada, em g; x é a seção de amostragem; t_1 e t_2 são os tempos de chegada da frente e de passagem da cauda da nuvem do traçador pela seção de amostragem, em min; e Q a vazão do trecho, em $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$.

Determinou-se com os resultados apresentados pela eq. (14), inseridos na eq. (15), o fator de recuperação da massa do traçador (R_r).

$$R_r = \frac{M_r(x_2)}{M_r(x_1)} \quad (15)$$

onde R_r é o fator de recuperação da massa do traçador, adimensional.

Para a obtenção das informações hidrodinâmicas dos cursos de água, foram realizados levantamentos *in loco*. Para a avaliação da vazão e da velocidade média do escoamento foram realizadas medições ao longo dos trechos de ensaios. Para todos os ribeirões, com exceção do ribeirão Garcia, foi utilizado um molinete hidrométrico, marca OTT. Para o ribeirão Garcia, que possui um porte mais significativo em relação aos outros, foi utilizado um ADCP, modelo S5 da marca Sontek. Para a determinação da declividade média das seções, foram utilizados levantamentos planimétricos com escala de 1:2.000, no caso dos ribeirões urbanos e com escala 1:5.000 para os ribeirões rurais.

Com os resultados obtidos pelos métodos diretos de avaliação do coeficiente de dispersão longitudinal, foi calculado o erro percentual relativo e o erro médio relativo, conforme as eq. (16) e (17):

$$E_R = \frac{D_{L(1)} - D_{L(2)}}{D_{L(2)}} \cdot 100 \quad (16)$$

$$E_M = \frac{\sum E_R}{n} \quad (17)$$

onde E_R é o erro percentual relativo, em %; E_M é erro percentual médio, em %; n é o número de dados e $D_{L(1)}$ e $D_{L(2)}$ são os coeficientes de dispersão longitudinal obtidos pelos métodos 1 e 2, em $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$;

Cinco modelos empíricos foram trazidos da literatura e foram selecionados para fornecer grau comparativo com os resultados obtidos diretamente (*in loco*). São elas: eq. (3); eq. (4); eq. (6); eq. (7) e eq. (8), todas constantes no Quadro 1.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 é apresentado o fator de recuperação da massa injetada (R_r), bem como as distâncias utili-

zadas nos trechos de ensaios e a distância necessária para a ocorrência da mistura completa, conforme a eq. (12). As distâncias utilizadas para a primeira seção de coleta (X_1) sempre foram determinadas a fim de serem superiores aos valores calculados para L_{q_1} , diminuindo assim a probabilidade da não ocorrência da mistura completa na primeira seção de amostragem. As segundas seções de coleta são denominadas (X_2).

31

O fator de recuperação de massa pode variar de 0 a 1, e valores mais altos são resultados diretos de menores perdas de massa ao longo do percurso. Os valores obtidos para o fator de recuperação da massa injetada (R_r) variaram de 0,62 a 0,98, apresentando média de 0,84 de recuperação. Formentini (2010), utilizando rodamina-WT 20%, apresentou valor médio de 0,89, enquanto que Devens *et al.* (2010), utilizando cloreto de sódio a 10% como traçador, apresentaram dados que variaram de 0,87 a 0,99, indicando alto grau de recuperação do traçador. Duarte *et al.* (1999) obtiveram o percentual de massa de rodamina recuperada que variou de 0,55 a 0,65.

Os resultados das análises das amostras do traçador em função do tempo, para os pontos de amostragem, nos ensaios (a_1); (a_2); (d_1) e (d_2), são apresentados na Figura 2. Todos os outros ensaios apresentaram comportamento similar ao visto nos gráficos da Figura 2. A comparação das áreas das curvas de resposta, referidas a cada um destes pontos, pode ser utilizada como um indicador da qualidade da mistura do traçador (Barbosa Jr., 1997).

Nota-se, pela comparação matemática das áreas, que a qualidade da mistura melhora com o afastamento da seção de injeção. Ressalta-se que o comportamento gaussiano da nuvem, fisicamente proposto, nunca é atingido. Contudo, pela razoável uniformidade das áreas (R_r médio de 0,84), pode-se supor que a mistura foi praticamente atingida em todos os ensaios.

Determinação direta

Dois métodos diferentes foram empregados para a determinação direta do coeficiente de dispersão longitudinal. Na Tabela 2 são apresentadas as características hidrodinâmicas dos trechos de ensaio e os valores obtidos pelos métodos diretos selecionados. Nos cursos de água com maiores vazões, os coeficientes de dispersão longitudinal obtidos pelo método de *routing* variaram entre 4,64 e 17,04 $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$, enquanto os cursos de água com vazões baixas, os coeficientes foram inferiores a

TABELA 1
Fator de recuperação da massa injetada e distâncias das seções de amostragem.

Ensaio	Trechos de ensaio	R_r (-)	L_F (m)	X_1 (m)	X_2 (m)
(a ₁)	Ribeirão Concórdia - trecho 1	0,87	2,68	20,0	52,0
(a ₂)	Ribeirão Concórdia - trecho 2	0,87	1,07	52,0	82,0
(b ₁)	Ribeirão Concórdia - trecho 3	0,78	8,10	50,0	100,0
(b ₂)	Ribeirão Concórdia - trecho 4	0,82	13,65	100,0	152,0
(c ₁)	Arroio Dona Lúcia - trecho 1	0,62	0,58	20,0	52,0
(d ₁)	Arroio Dona Lúcia - trecho 1	0,85	0,22	20,0	50,0
(c ₂)	Arroio Dona Lúcia - trecho 2	0,76	1,11	52,0	83,0
(d ₂)	Arroio Dona Lúcia - trecho 2	0,82	0,35	50,0	80,0
(e ₁)	Arroio Braço do Concórdia - trecho 1	0,98	20,57	38,3	68,7
(f ₁)	Arroio Braço do Concórdia - trecho 1	0,95	16,99	40,0	72,5
(e ₂)	Arroio Braço do Concórdia - trecho 2	0,92	9,56	68,7	96,7
(g ₁)	Ribeirão Garcia - trecho 1	0,85	348,9	886,9	1812,9
(g ₂)	Ribeirão Garcia - trecho 2	0,84	560,6	1812,9	3380,4
(h ₁)	Ribeirão da Velha - trecho 1	0,92	96,5	1626,7	2353,6
(h ₂)	Ribeirão da Velha - trecho 2	0,91	189,6	2353,6	3726,0
(i ₁)	Ribeirão Fortaleza	0,66	64,4	359,0	691,0

onde: R_r é o fator de recuperação da massa injetada, adimensional; L_F é o comprimento da fase advectiva, em m; X_1 é a distância entre a primeira seção de amostragem em relação ao ponto de injeção, em m; e X_2 é a distância entre a segunda seção de amostragem em relação ao ponto de injeção, em m.

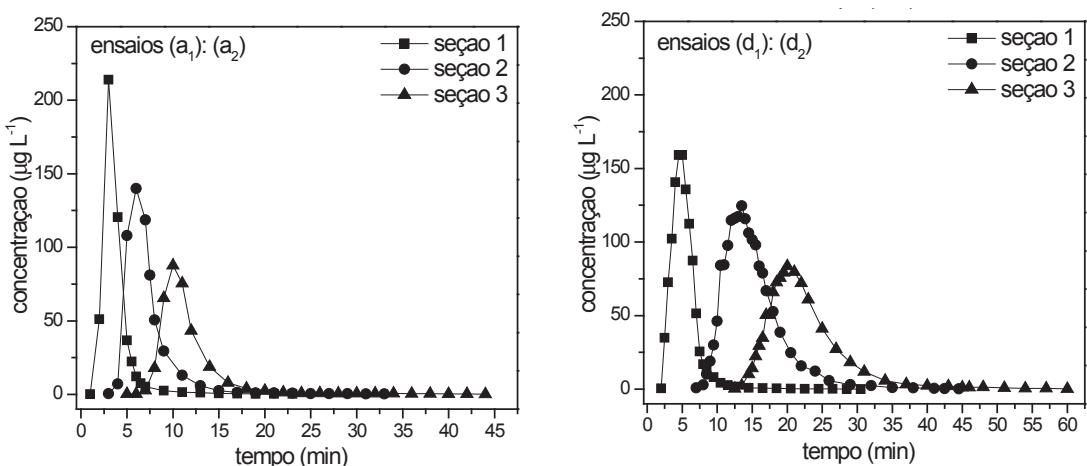


FIGURA 2. Concentrações obtidas do traçador nas seções de amostragem, para os ensaios: (a₁); (a₂); (d₁) e (d₂).

TABELA 2
Resumo das características hidráulicas dos trechos dos rios.

Código do ensaio	D_L <i>Routing</i> ($m^2 \cdot s^{-1}$)	D_L MCC ($m^2 \cdot s^{-1}$)	E_R (%)	Q ($m^3 \cdot s^{-1}$)	U ($m \cdot s^{-1}$)	H (m)	B (m)	S ($m \cdot m^{-1}$)
(a ₁)	0,74	1,04	40,6	0,074	0,297	0,200	1,800	0,040
(a ₂)	0,86	0,52	-39,4	0,076	0,325	0,198	1,050	0,040
(b ₁)	0,36	0,58	60,8	0,225	0,200	0,387	3,600	0,005
(b ₂)	0,60	0,67	12,6	0,227	0,527	0,258	2,150	0,005
(c ₁)	1,16	0,51	-56,3	0,020	0,120	0,174	1,175	0,043
(d ₁)	0,10	0,09	-6,0	0,020	0,090	0,318	1,325	0,043
(c ₂)	1,21	0,14	-88,6	0,022	0,151	0,155	1,325	0,043
(d ₂)	0,13	0,22	67,1	0,023	0,103	0,323	1,575	0,043
(e ₁)	0,51	1,42	180,4	0,070	0,254	0,189	2,365	0,002
(f ₁)	0,23	0,67	194,1	0,074	0,244	0,268	2,850	0,002
(e ₂)	0,62	1,53	144,9	0,073	0,260	0,213	2,150	0,002
(g ₁)	6,57	14,30	117,8	4,220	0,424	0,350	13,780	0,004
(g ₂)	10,55	47,00	345,7	4,485	0,402	0,341	14,610	0,002
(h ₁)	17,04	60,27	253,6	0,874	0,413	0,369	6,950	0,002
(h ₂)	13,91	24,06	73,0	0,952	0,406	0,320	8,350	0,002
(i ₁)	4,64	9,14	97,2	0,446	0,310	0,292	5,250	0,002

onde D_L routing e D_L MCC são os coeficientes de dispersão longitudinal obtidos pelos métodos de routing e MCC, em $m^2 \cdot s^{-1}$; E_R é o erro relativo, em %; S é a declividade em $m \cdot m^{-1}$; B é a largura do canal em m; H é a profundidade em m; U é a velocidade média em $m \cdot s^{-1}$; e Q é a vazão no trecho em $m^3 \cdot s^{-1}$.

1,21 $m^2 \cdot s^{-1}$, chegando ao mínimo de 0,10 $m^2 \cdot s^{-1}$. Contudo, não foi possível detectar diferença entre os coeficientes obtidos para os cursos de água urbanos ou rurais.

Seo e Baek (2004), realizando ensaios em três cursos de água diferentes, com velocidades do fluxo que variaram de 0,09 a 1,04 $m \cdot s^{-1}$, determinaram coeficientes de dispersão longitudinal que variaram de 5,39 a 40,5 $m^2 \cdot s^{-1}$. Barbosa Jr. *et al.* (2005b), utilizando o método do routing, apresentaram coeficientes de 0,167 a 8,00 $m^2 \cdot s^{-1}$, para corpos de água com vazões de 0,007 a 11,25 $m^3 \cdot s^{-1}$. Devens *et al.* (2010), obtiveram valores dentro do intervalo entre 0,24 a 5,54 $m^2 \cdot s^{-1}$, com vazões de 0,45 a 3,00 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Duarte *et al.* (1999), utilizando rodamina-WT – 20% como traçador, em um curso de água com

vazões de 40,0 a 140,0 $m^3 \cdot s^{-1}$, obtiveram coeficientes de dispersão na ordem de 10 a 60 $m^2 \cdot s^{-1}$.

Para os ensaios realizados, o valor obtido com o método do routing, na maioria dos casos, foi inferior ao valor obtido pelo MCC, com exceção para os ensaios a₂, c₁, d₁ e c₂. O erro médio relativo (E_M) entre as séries de dados foi de 87,3%, indicando alto desvio entre as séries. Essa tendência é inversamente proporcional aos dados produzidos por Barbosa Jr. *et al.* (2005b), onde o erro percentual médio apresentado entre estes dois métodos foi de -33,2%, indicando que os valores obtidos pelo MCC foram, na média, inferiores aos produzidos pelo método do routing.

Compreendendo a magnitude do valor de erro médio relativo obtido entre os dois métodos diretos utilizados, serão tomados como valores mais repre-

sentativos os coeficientes de dispersão longitudinal obtidos pelo método de *routing*, já que este apresenta em sua concepção uma representação mais próxima dos fenômenos físicos de dispersão nos rios estudados (Fischer *et al.*, 1979) além de ser amplamente o método mais aceito para determinação do D_L .

Equações empíricas

Os valores obtidos pelo método direto de *routing* foram comparados com valores determinados por fórmulas empíricas. Tais fórmulas, simplistas e que normalmente possuem caráter reducionista, representam uma alternativa ao processo direto de determinação. A Figura 3 mostra o grau de aproximação entre os valores determinados pelas equações (3; 4; 6; 7; e 8) e os determinados de forma direta (método de *routing*).

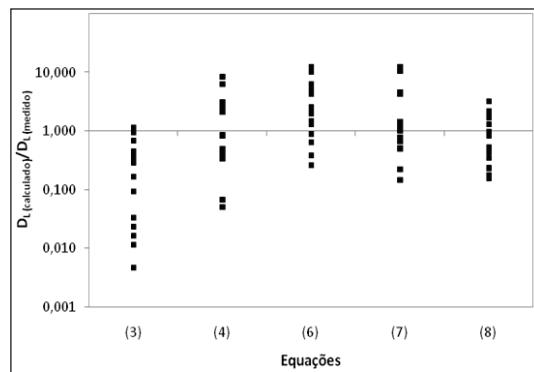


FIGURA 3. Grau de aproximação entre os resultados obtidos com o método de *routing* e os métodos indiretos, equações (3; 4; 6; 7; e 8).

Para a construção dessa figura, foi realizada a divisão do valor obtido pela equação empírica, pelo valor obtido pelo método de *routing*. Quando mais próximo de 1, maior é a aderência dos valores e entre os métodos.

Detecta-se maior aproximação dos valores obtidos pela equação (8) de Devens *et al.* (2010), quando comparados com o método direto de *routing*. A equação (3) de Fischer *et al.* (1979), apresentou a maior disparidade quando comparada com os valores apresentados pelo método direto de avaliação. Ressalta-se que a equação de Fischer é amplamente

utilizada, reconhecida, normalmente, como a mais eficiente entre as equações simplificadas. As outras três equações analisadas apresentaram comportamento relativamente semelhante entre si, com valores intermediários entre as duas equações citadas anteriormente.

Em dados apresentados por Seo e Baek (2004), em estudo do coeficiente de dispersão longitudinal em rios de grande porte, a equação de Fischer apresentou melhores resultados, demonstrando maior adaptabilidade em corpos de água maiores. A diferença da magnitude dos corpos estudados a justificativa das diferentes respostas que os modelos apresentaram. Hipótese que é mais fortemente aceita ao passo que a equação (8) de Devens *et al.* (2010), desenvolvida a partir de cursos de água com características hidrodinâmicas semelhantes aos observados neste estudo, apresentou valores mais próximos dos medidos com o método direto de *routing*.

Modelo empírico para D_L

Para o processo de desenvolvimento de um modelo empírico de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal (D_L), foi empregada a análise dimensional. Nesta análise, foram consideradas as variáveis representativas dos processos físicos atuantes (Fischer *et al.*, 1979). As características hidráulicas dos corpos de água estudados foram apresentadas, de forma reduzida, na Tabela 2.

O modelo matemático foi desenvolvido na forma de uma função de potência das variáveis independentes consideradas relevantes no processo, por meio de uma análise de regressão múltipla dos dados relativos. Com o objetivo de linearizar os dados, fez-se a transformação logarítmica dos mesmos. O modelo desenvolvido é apresentado através da equação (18) e representa um coeficiente de dispersão longitudinal dependente diretamente da declividade, da largura do canal e da velocidade do escoamento e inversamente dependente do raio hidráulico e da profundidade do canal. Todos os parâmetros hidráulicos são de fácil obtenção *in loco*.

$$D_L = 0,005 \frac{U^{0,51} B^{3,62} S^{0,54}}{R_H^{2,48} H^{0,88}} \quad (18)$$

Na Figura 4 é apresentada a relação entre os valores determinados pelo método direto de *routing*, bem como os valores estimados pela equação (18). O coeficiente de determinação (R^2) obtido para a

relação foi de 0,973, indicando alta proximidade entre os valores calculados e os valores estimados.

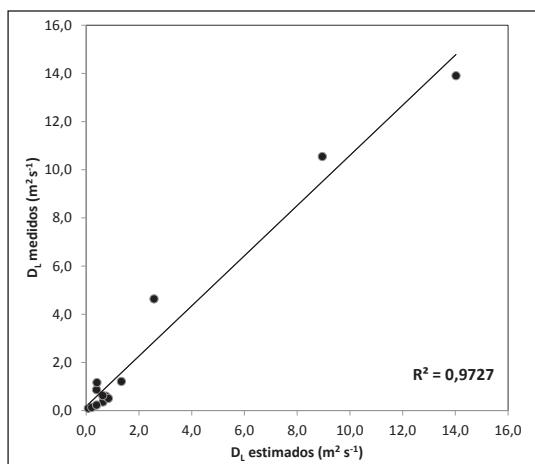


FIGURA 4. Valores estimados pela equação (18) e medidos pelo método de *routing*, para o coeficiente de dispersão longitudinal.

CONCLUSÕES

A metodologia de campo utilizando a rodamia-WT como traçador conservativo ambientalmente neutro apresentou significativa regularidade. As curvas de resposta foram previstas com alto grau de precisão, bem como o processo de mistura, que ocorreu satisfatoriamente em todos os ensaios realizados.

Os resultados mostraram que o valor do coeficiente pode ser influenciado diretamente pelo método utilizado. As simplificações matemáticas podem embutir incertezas no processo de cálculo. Dois grupos de dados foram detectados, onde os cursos de água maiores apresentaram valores entre 4,64 e 17,04 m² s⁻¹, enquanto os menores apresentaram coeficientes de dispersão longitudinal inferiores a 1,21 m² s⁻¹,

chegando ao mínimo de 0,10 m² s⁻¹. Contudo, não foi detectada diferença entre os coeficientes obtidos para diferentes usos de solo. Ou seja, com os dados coletados em campo, não foi possível determinar diferenças nos processo de dispersão entre os cursos de água urbanos e rurais.

Os resultados obtidos diretamente foram comparados com os modelos práticos, indiretos. Foram encontradas diferenças significativas entre as equações e o método direto, refletindo a dificuldade de se estabelecer uma equação simples para a previsão do D_L. Supõe-se que grande parte desta dificuldade advém da elevada simplificação das características hidrodinâmicas dos corpos de água, muito mais irregulares do que se presume. Outra parte consiste do fato de que nem todos os fatores intervenientes são considerados adequadamente nas equações, resultando em modelos simplificados que não correspondem aos processos de transporte de massa.

Com o intuito de oferecer um modelo de simples aplicação a corpos de água com características hidráulicas semelhantes, uma equação foi estabelecida, podendo constituir uma ferramenta útil ao processo de análise de impactos por poluentes em pequenos corpos de água. O coeficiente de determinação apresentou R² igual a 0,973, representando sua potencialidade na determinação do D_L para cursos de água com pequenas bacias de contribuição. Ressalta-se que o uso deve estar condicionado ao atendimento em relação à semelhança das características hidráulicas usadas na sua construção.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao MCT/FINEP/CT-HIDRO-IGRH 01/2007, Projeto intitulado “Disponibilidade Hídrica para Aplicação de Instrumentos de Gestão Recursos Hídricos. Quantidade e qualidade de Água”, convênio 2076/07, pelo financiamento da pesquisa, ao CNPq, processo 302022/2011-2, pela bolsa de produtividade do segundo autor e a CAPES pela bolsa de mestrado do primeiro e terceiro autores.

Referências

- BARBOSA JR., A. R.(1997). *Uso de traçadores na determinação de parâmetros de qualidade em escoamento naturais da água*. 1997. 456 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos.
- BARBOSA Jr., A. R; SILVA, G. Q; NEVES, B. V. B; DEVENS, J. A. (2005a). Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais Parte 1 – Fundamentos teóricos. *Revista Escola de Minas*, v. 58, n. 1, p. 27-32.

- BARBOSA Jr., A. R.; SILVA, G. Q.; NEVES, B. V. B.; DEVENS, J. A. (2005b). Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais Parte 2 – Aplicação e comparação dos métodos. *Revista Escola de Minas*, v. 58, n. 2, p. 139-145.
- DEVENS, J. A.; BARBOSA JR., A. R.; SILVA, G. Q.; GIORGETTI, M. F. (2010). Modelos empíricos e semi-empíricos para a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal de pequenos cursos de água. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 15, n. 1, p. 75-88.
- DEVENS, J. A.; BARBOSA Jr., A. R.; SILVA, G. Q. (2006). Modelo de quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal de pequenos cursos de água naturais. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 3, p.269-276.
- DUARTE, A. A. L. S.; PINHO, J. L. S.; BOAVENTURA, R. A. R.; VIEIRA, J. M. P. (1999). Aplicação de modelos matemáticos ao estudo da dispersão longitudinal no rio Mondego. In: *IV Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua oficial Portuguesa*, Anais eletrônicos. Coimbra.
- EIGER, S. (1991). Modelos de simulação da qualidade da água. In: PORTO, R. L. L. (Org.). *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.
- FISCHER, H. B; LIST, E. J; KOH, R. C. Y; IMBERGER, J; BROOKS, N. H. (1979). *Mixing in inland and coastal waters*. San Diego: Academic Press.
- FOMENTINI, T. A. (2010). *Determinação dos coeficientes de reaeração superficial e de desoxigenação em trechos do rio Vacacai Mirim*. 2010. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- GUYMER, I. (1998). Longitudinal Dispersion in Sinuous Channel with Changes in Shape. *Journal of hydraulic engineering*, v. 33, p. 33-40.
- HO, D. T.; SCHLOSSER, P.; CAPLOW T. (2002). Determination of Longitudinal Dispersion Coefficient and Net Advection in the Tidal Hudson River with a Large-Scale, High Resolution SF6 Tracer Release Experiment. *Environmental Science & Technology*, v. 36, p.3234-3241.
- KASHEFIPOUR, S. M; FALCONER, R. A. (2002). Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. *Water Research*, v. 36, p. 1596-1608.
- KILPATRICK, F. A; COBB, E. D. (1985). *Measurement of discharge using tracers*. Alexandria: U.S. Geological Survey, 24 p.
- PERUCCA, E; CAMPOREALE, C; RIDOLFI, L. (2009). Estimation of the dispersion coefficient in rivers with riparian vegetation. *Advances in Water Resources*, v. 32, p. 78-87, 2009.
- RUTHERFORD, J.C. (1994). *River Mixing*. West Sussex, England: John Wiley and Sons Ltd., 347 p.
- SEO, I. W.; BAEK, K. O. (2004). Estimation of the Longitudinal Dispersion Coefficient Using the Velocity Profile in Natural Streams. *Journal of hydraulic engineering*, v. 130, p. 227-236.
- TOPRAK, Z. F; CIGIZOGLU, H. K. (2008). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by artificial intelligence methods. *Hydrological Processes*, v. 22, p. 4106-4129.
- TOPRAK, Z. F; SEN, Z; SAVCI, M. E. (2004). Comment on "Longitudinal dispersion coefficients in natural channels". *Water Research*, v. 38, p. 3139-3143.
- YOTSUKURA, N; STEDFAST, D. A; DRAPER, R. E; BRUTSAERT, W. H. *An assessment of steady-state propane-gas tracer method for reaeration coefficients – Cowaselon Creek, New York*. Denver: U.S. Geological Survey, Water Resources Division, 1983, 61 p.

Pétrick Anderson Soares | Fundação Universidade Regional de Blumenau.
Email: petrickps@gmail.com

Adilson Pinheiro | Fundação Universidade Regional de Blumenau. Email: pinheiro@furb.br

Evelyn Zucco | Fundação Universidade Regional de Blumenau. Email: evelynzucco@gmail.com