

A VARIABILIDADE E A REPRESENTATIVIDADE DA AMOSTRAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS

Paulo Fernando Soares¹ e Mônica Ferreira do Amaral Porto²

Resumo – Com o objetivo de discutir as influências da variabilidade da qualidade da água na aquisição de dados e a representatividade dos mesmos, neste trabalho discute-se a variabilidade temporal e espacial das variáveis de qualidade da água. Como resultado desta discussão são apresentadas algumas diretrizes para o aprimoramento da representatividade da obtenção e dados através do projeto de redes de monitoramento de qualidade da água.

Abstract - With the objective of discussing the influences of the variability of the quality of the water in the acquisition of representative data, this paper discusses the temporal and space variability and the modeling of the quality of the water. As a result of this discussion, some guidelines are presented in order to improve the water quality monitoring network design.

Palavras-Chave – Monitoramento da qualidade da água, representatividade amostral, redes de monitoramento.

INTRODUÇÃO

A estação de monitoramento deve estar localizada de tal forma que possa representar de forma adequada o fenômeno que se está estudando e a região em que está instalada. Em geral a representatividade da informação obtida com a rede de monitoramento da qualidade da água está relacionada com os aspectos espaciais e temporais do fenômeno observado. Não existem meios de se medir eficazmente a representatividade da informação obtida, mas por outro lado o projetista pode tomar certas precauções para que o dado obtido não seja simplesmente números a mais e sim a

¹ Dep. de Eng^a Civil, UEM, Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, Maringá, PR - Tel.: (044) 2614322; Fax: (044) 2614417; e-mail: pfsoares@uem.br.

² Dep. de Eng^a Hidráulica e Sanitária, EPUSP, Av. Prof. Luciano Gualberto, Trav.3, n° 380, Cidade Universitária, CEP 05508, São Paulo, SP - Tel.: (011) 8185549; Fax: (011) 8185423; e-mail: mporto@usp.br

descrição fidedigna do comportamento do fenômeno observado. Estas precauções são apresentadas e discutidas a seguir.

VARIABILIDADE ESPACIAL, TEMPORAL E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

A distribuição dos postos ou estações de amostragem em rios (número de estações por unidade de comprimento do rio) pode refletir a representatividade espacial dos dados obtidos com o monitoramento, com relação à extensão do trecho representado pelo posto considerado e a poluição lançada, atenuada ou sofrida pelo ambiente neste espaço considerado. Uma das maneiras de tratar essa variabilidade é a utilização da estatística geoespacial, mas, como não há tratamento padronizado ou aceito internacionalmente para a questão de quantos postos de monitoramento seriam necessários para bem representar o ambiente observado, o caminho mais racional é a tentativa de melhoria do conhecimento da variabilidade espacial antes de se responder à questão anterior.

A partir dos pontos de despejo ou lançamento de efluentes, a mistura deste efluente com a vazão do rio não se dá de forma imediata e depende das condições hidráulicas que permitam a homogeneização de forma rápida, como por exemplo uma queda d'água ou um trecho em corredeiras.

Na Mecânica dos Fluidos, o *comprimento de mistura*, é, em um sistema reservatório-tubo, a distância compreendida do início do tubo até a seção em que camada limite alcance a linha de centro do tubo (FOX e McDONALD, 2001), ou em outras palavras, é a distância necessária, partindo-se do início do tubo, a partir da qual o perfil de velocidades não se modifica mais com o aumento da distância ao longo do tubo. Tomando-se emprestado a idéia anteriormente mencionada da Mecânica dos Fluidos, pode-se definir um comprimento longitudinal para que ocorra a mistura completa, isto é, em toda a seção transversal do curso d'água, do efluente poluidor com o escoamento do curso d'água.

O cálculo deste comprimento pode ser utilizado para definir o ponto de implantação da estação de monitoramento ou também para se avaliar que tipo de composição de amostragem se utilizará para tornar a amostra representativa, quando for necessário instalar-se a estação de amostragem dentro do comprimento de mistura.

Para tornar compreensível o fenômeno da variabilidade espacial e temporal decorrente da mistura do poluente com a vazão do curso d'água, a seguir descreve-se a respeito da modelagem da qualidade da água em rios.

Nesta parte do texto se fará uso, embora resumidamente, dos trabalhos dos seguintes autores: DAILY & HARLEMAN (1975), FRENCH (1986), HUBER (1993), PE (1980), EIGER (1991), EIGER (1997), GIORGETTI (1980), SPERLING (1996), ORLOB (1983), LEBRETON (1974),

HELOU (1994), HELOU (1996), BRAGA et al (2000), BOWIE et al (1985), RICH (1973), McGAUHEY (1968), KRENKEL & NOVOTNY (1980), TCHOBANOGLIOUS & SCHOROEDER (1987), THOMANN & MUELLER (1987), RUTHERFORD (1994) e OTTAWAY (1982).

Para se estudar o comportamento dinâmico dos fluidos é necessário compreender-se os mecanismos, através dos quais, fluidos em movimento transportam materiais diferentes ou caracterizados por propriedades de estado diversas, de um ponto para o outro. Há dois mecanismos de transporte (GIORGETTI, 1980): o primeiro é chamado de advecção, e é o processo direto através do qual o fluido transporta porque se move, ou em outras palavras é o transporte de um constituinte pelo campo de velocidades do meio fluido que o contém; o segundo é o mecanismo de difusão ou de condução, que é o processo de transferência através do meio fluido em movimento ou em repouso no sentido decrescente da concentração da propriedade transferida, causada pela própria existência da diferença de concentração.

Os processos de transferência por difusão são caracterizados pela tendência em direção ao equilíbrio que se manifesta quando uma grandeza física não está distribuída uniformemente em um meio físico.

Embora seja comum a hipótese de que os escoamentos em rios sejam unidimensionais, ou seja, apenas as variações longitudinais da nuvem de poluentes sejam consideradas, esta hipótese nem sempre corresponde à realidade, pois, no caso de um lançamento de efluentes em um curso d'água, há um trecho do rio em que o efluente não se mistura completamente com a água do rio e nesse trecho, a hipótese de que o escoamento é unidimensional fica prejudicada. A solução então é, dependendo do trecho que se quer simular, adotar um modelo compatível com a complexidade física que se quer modelar. Modelos bidimensionais e tridimensionais podem ser úteis nesse caso.

Quando se faz um lançamento de efluentes num rio, o poluente tende a se espalhar de forma tridimensional próximo do local de lançamento, portanto para descrever esse efeito deve-se adotar a hipótese de transporte tridimensional do poluente. A medida que o poluente se desloca para jusante, ele tende a ocupar uma região do espaço cada vez maior. A primeira tendência é a uniformização da concentração do poluente na vertical e então, a hipótese de transporte bidimensional do poluente pode ser aplicada. A partir do ponto em que o poluente tende a distribuir-se de forma aproximadamente uniforme ao longo das seções transversais, a hipótese de transporte unidimensional do poluente pode ser adotada, então essa hipótese, em geral, só pode ser aplicada a jusante do trecho que ocorre o processo de mistura descrito.

A experiência tem demonstrado que os modelos matemáticos têm sido suficientes para a determinação de grandezas hidrodinâmicas como vazão e nível d'água ao longo da direção longitudinal de rios. Além da correta descrição dimensional do problema de transporte de poluentes, um outro aspecto que merece destaque no caso de rios e estuários é o da turbulência do escoamento,

pois este afeta o processo de mistura entre o meio aquático natural e o poluente. Como o fenômeno da turbulência ainda é um problema em aberto do ponto de vista teórico, devido às dificuldades matemáticas envolvidas em seu estudo, ela tem sido abordada através de modelos matemáticos aproximados (EIGER, 1997). A modelagem matemática da turbulência e sua avaliação experimental podem ser observadas nos seguintes trabalhos: DAILY & HARLEMAN, 1975; CEBECI, 1988; PATANKAR, 1988; BOÇON & MALISKA, 1998; SCHULZ, 1998a e 1998b e ORTIZ et al, 1998.

Baseando-se em KRENKEL & NOVOTNY (1980), FRENCH (1986), JAMES (1993), RUTHERFORD (1994) e EIGER (1997), a seguir é descrita a terminologia mais utilizada no transporte de poluentes. Para descrever o estado da qualidade do meio usualmente utilizam-se os termos: *poluente*, *traçador*, *substância* e *constituente*, sendo este último mais adequado porque significa *ser, representar, fazer parte de um organismo*. O oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, a temperatura, os coliformes fecais, os nutrientes e os tóxicos orgânicos e inorgânicos são exemplos de constituintes.

Os constituintes são divididos em *conservativos*, *não conservativos*, *ativos* e *passivos*. Um constituinte conservativo é aquele que sua distribuição espacial e temporal não é afetada por reações com outros constituintes ou com o meio fluido envolvente, mas somente afetados por processos físicos de transporte, ou seja, sofrem advecção e difusão, mas não sofrem decaimento. Um exemplo típico de constituinte conservativo é o sal. Os constituintes não conservativos sofrem decaimento e os exemplos mais comuns são o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio. Um constituinte passivo não afeta as características hidrodinâmicas do escoamento. O oxigênio dissolvido é, por exemplo, um constituinte passivo. Os constituintes ativos são aqueles cuja presença no meio afetam as características hidrodinâmicas do escoamento, como o caso do sal e da temperatura, que podem alterar a distribuição espacial de densidade, alterando o escoamento médio e as características de turbulência do escoamento.

A concentração de um constituinte é quantidade de massa, energia térmica, ou número de organismos existentes na unidade de volume. Outros conceitos como convecção, difusão molecular e turbulenta e dispersão são definidas a seguir.

A convecção é um transporte vertical induzido por instabilidade hidrostática, ou seja, devido a gradientes verticais de densidade. Os exemplo mais comum deste tipo de transporte em modelagem de qualidade da água é a estratificação térmica de lagos.

O movimento decorrente da agitação térmica das partículas de um fluido promove o espalhamento das partículas dos constituintes. Com isto haverá um espalhamento do constituinte em um meio mesmo que este apresente velocidade média nula. Se o constituinte e o fluido em que ele esta inserida possuem a mesma densidade, haverá a tendência de espalhamento do constituinte por

todo o meio fluido após um determinado tempo. Este processo é denominado difusão molecular e é descrito pela lei de Fick. A difusão então, é o processo de transporte de um constituinte na direção da diminuição de concentração do constituinte. O fluxo de constituinte é proporcional ao gradiente de concentração e a equação que o representa, aplicada na direção "x", é dada por (JAMES, 1993):

$$F_x = -D_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1)$$

Onde a concentração é expressa em unidades de quantidade por volume, e:

D_x é a difusividade, ou coeficiente de difusão molecular, e possui dimensões de [comprimento²/tempo];

$\partial C/\partial x$ é o gradiente da concentração na direção longitudinal.

O sinal negativo na equação (3.1) indica que o fluxo é positivo na direção do gradiente negativo, ou seja, na direção da diminuição de concentração.

O conceito de difusão turbulenta é análogo ao de difusão molecular, mas com origem no movimento turbulento dos fluidos. A difusão turbulenta é causada por vórtices ou turbilhões dos mais variados tamanhos e orientações existentes no escoamento. Na realidade esse é um fenômeno advectivo, mas com resultados de aparência difusiva, ou seja, como não existe ainda uma forma precisa de se quantificar o campo de velocidades instantâneas de um escoamento turbulento, o conceito de difusão turbulenta é uma forma alternativa de se computar o efeito da turbulência nos escoamentos e no transporte de poluentes (EIGER, 1997).

Quando as camadas adjacentes de um fluido apresentam deslocamento relativo entre si, ocorre cisalhamento entre elas e a esse fenômeno de advecção é dado o nome de advecção diferenciada.

O efeito da ação conjunta da difusão molecular ou turbulenta e da advecção diferenciada é denominado de *dispersão*. Este conceito é necessário quando se considera um fenômeno tridimensional de forma simplificada em uma ou duas direções, ou seja, serve para considerar os efeitos das direções ao longo das quais foram adotadas simplificações, na formulação matemática resultante. Quando o fluido que recebe o constituinte possui velocidade própria, então este constituinte é transportado não só por difusão, mas também pelo próprio meio que o contém. Este tipo de transporte é denominado de difusão advectiva.

Basicamente há três tipos de modelos hidráulicos para um corpo d'água, *fluxo em pistão*, *mistura completa* e *fluxo disperso* (SPERLING, 1996). Um corpo d'água em regime de mistura completa ideal se caracteriza por ter em todos os pontos da massa líquida a mesma concentração. Assim, a concentração efluente é igual à concentração em qualquer ponto do corpo d'água. Esta hipótese pode ser utilizada para lagos e represas bem misturadas. Um rio pode ser caracterizado

como fluxo em pistão, pois após o trecho onde ocorre a mistura do constituinte ao meio fluido, é importante determinar-se as características do mesmo ao longo do espaço percorrido pela massa fluida. No caso do fluxo em pistão ideal não ocorrem trocas entre as seções de jusante e montante. Cada seção funciona como uma parte de um êmbolo, na qual a qualidade da água é a mesma em todos os pontos e, à medida que o êmbolo flui para jusante, nele vão se processando as diversas reações de autodepuração.

As duas descrições do parágrafo anterior são para situações idealizadas. Na realidade, os corpos d'água apresentam uma característica de dispersão dos poluentes intermediária entre as duas situações extremas, ou seja, a dispersão total (mistura completa) e dispersão nula (fluxo em pistão). Coeficientes elevados aproximam o corpo d'água ao regime de mistura completa e, por outro lado, coeficientes reduzidos aproximam-no ao fluxo em pistão. A consideração do regime no caso de fluxo disperso é importante principalmente nos casos de rios com baixas velocidades de escoamentos, sujeito à influência estuarina ou sujeitos a transitórios hidráulicos (SPERLING, 1996).

Quando o escoamento varia com o tempo em uma determinada seção como ocorre em um transitório hidráulico em um rio, torna-se necessário descrever corretamente a variação temporal do escoamento e seus efeitos no transporte e mistura dos constituintes ao longo do curso d'água. Estes casos incluem transitório de efluentes de águas residuárias devidos as suas flutuações ao longo do tempo, ondas de enchente associada com a poluição difusa, derrame acidental de poluentes e oscilações periódicas de marés em rios sujeitos a condições estuarinas.

Para descrever-se o processo acima descrito é necessário, além das equações de transporte de massa e quantidade de movimento (equações de Saint-Venant), para descrever o transitório hidráulico, a equação de transporte de massa para descrever o transitório do constituinte. A equação do transporte do constituinte é denominada de *equação de advecção-difusão*.

Essa equação é formada por duas partes:

Advecção, que na forma unidimensional, de um determinado constituinte com concentração C pode ser expressa por (JAMES, 1993):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial (V_x C)}{\partial x} = 0 \quad (2)$$

Onde:

C é a concentração do constituinte, e;

V_x é a velocidade na direção x .

O primeiro termo da equação descreve a variação temporal da concentração do constituinte enquanto que o segundo termo descreve a variação convectiva ou espacial do constituinte.

Processo de difusão, que, considerando a primeira lei de FICK, pode ser representado por (TUCCI, 1978; FRENCH, 1986; JAMES, 1993, TUCCI, 1998):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (3)$$

Onde:

D_x é a difusividade.

A derivada de segunda ordem descreve a variação espacial do gradiente de concentração.

Conforme TUCCI (1978), no caso de rios, onde as velocidades são altas, o principal processo de transporte é a advecção e sendo assim, pode-se desprezar a difusão. Já em estuários a advecção e a dispersão devem ser consideradas, pois ocorrem velocidades baixas.

Os processos de advecção, difusão molecular e turbulenta serão aditivos se as velocidades utilizadas na equação de advecção forem médias temporais associadas ao escoamento turbulento e o coeficiente de difusão turbulenta for utilizado (TUCCI, 1978; JAMES, 1993):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial (V_x C)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(e_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (4)$$

Onde:

e_x é o coeficiente de difusão turbulenta.

Considerando-se então a velocidade longitudinal, a concentração e o coeficiente de difusão turbulenta como sendo médios na seção transversal do escoamento, pode ser obtida a equação de advecção-difusão ou equação unidimensional de transporte de massa em regime não-permanente, que é uma equação diferencial parcial do tipo elíptica (PATANKAR, 1988), para um constituinte não-conservativo:

$$\frac{\partial (AC)}{\partial t} + \frac{\partial (QC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(EA \frac{\partial C}{\partial x} \right) + S_i \quad (5)$$

Onde:

E é o coeficiente de dispersão longitudinal, e;

S_i é o termo fonte, ou perdas e ganhos do sistema.

O coeficiente de dispersão longitudinal representa a distribuição não uniforme de velocidades (dispersão) e os valores médios da difusividade turbulenta. O termo S_i representa as perdas e ganhos do sistema e é chamada de termo fonte. Na equação de transporte de massa os quatro termos são chamados (PATANKAR, 1988), da esquerda para direita, de: termo não-permanente, termo convectivo, termo de difusão e termo fonte. O termo de difusão representa a variação longitudinal do gradiente de concentração.

Na equação acima os valores médios representam as variações da concentração e da velocidade na seção transversal e, desta forma, a equação é unidimensional e de direção longitudinal.

O coeficiente de dispersão longitudinal representa o produto das velocidades e concentrações longitudinais na seção transversal média, mais a média espacial dos valores do coeficiente de difusividade turbulenta.

Vários autores têm se dedicado a este importante assunto e entre eles destacamos: WURBS (1998), AZEVEDO, PORTO e PORTO (1998), SINHA, SOTIROPOULOS e ODGAARD (1998), SEO e CHEUNG (1998), GUYMER (1998), KOUSSIS e RODRÍGUEZ-MIRASOL (1998), JOBSON (1997), MONTE (1997), KIM e CHAPRA (1997), WEIZHEN (1991) e D'ALPAOS e XIAOYONG (1991).

Conforme CHAPRA (1997), nos rios deve-se considerar dois regimes de mistura, o que se dá na direção do escoamento principal, no caso do despejo ser lançado na direção do escoamento, denominado de *mistura longitudinal*, processo este que é parametrizado pelo coeficiente de dispersão, e a *mistura transversal*, ou seja, quando se lança um despejo perpendicular ao escoamento principal, é necessário considerar qual é o comprimento do trecho longitudinal necessário para se obter a mistura do despejo em toda a seção transversal. É interessante relembrar que a dispersão é devida ao efeito da ação conjunta da difusão molecular (variação da concentração devido ao movimento molecular de um ponto de alta concentração para um de baixa concentração), difusão turbulenta (devida à flutuação turbulenta do escoamento) e advecção diferenciada, este último transporte resultado do gradiente do escoamento, ou seja, da diferença nas componentes de velocidade devido ao fenômeno de cisalhamento que ocorre no escoamento.

Portanto, para a amostragem ser representativa ela deve ser efetuada onde haja uma completa homogeneização da variável que se está pesquisando na seção transversal do escoamento. Baseando-se nas características do escoamento e da seção transversal é possível calcular o comprimento de mistura, ou seja, a distância necessária para que haja a completa homogeneização de um determinado constituinte lançado no escoamento.

A microlocalização, que é a localização do ponto de amostragem dentro do trecho escolhido ou determinado na macrolocalização, para ser representativa do ponto de vista espacial, deve ser

determinada em função do comprimento de mistura, que por sua vez é função da velocidade média do escoamento, da localização da fonte pontual, ou seja, se esta fonte está localizada nas margens ou em algum ponto específico da seção transversal, do posicionamento da fonte pontual, ou seja, se está posicionada perpendicular ao escoamento ou na direção dele, e do coeficiente de difusão turbulenta lateral e vertical.

SANDERS et al. (1983) fornece várias equações para o cálculo do comprimento de mistura.

FISCHER (1979), citado em CHAPRA (1997), desenvolveu as seguintes equações para o cálculo do comprimento de mistura, L_m , medido em metros lineares, sendo a primeira a seguir válida para quando a descarga é lateral:

$$L_m = 0,4U \frac{B^2}{E_{lat}} \quad (6)$$

Onde:

U é a velocidade média do escoamento principal em m/s;

B é a largura média do rio, medida em m, e;

E_{lat} é o coeficiente de dispersão lateral ou transversal, medido em m²/s.

Quando a descarga é efetuada no centro do canal, o comprimento de mistura é dado por:

$$L_m = 0,1U \frac{B^2}{E_{lat}} \quad (7)$$

Para o cálculo do coeficiente de dispersão transversal, E_{lat} , pode-se utilizar a seguinte equação também proposta por FISCHER (1979), citado em CHAPRA (1997) e FISCHER (1967):

$$E_{lat} = 0,6HU^* \quad (8)$$

onde:

H é a profundidade média do escoamento, medida em m, e;

U^* é a velocidade de atrito, dada em m/s.

A velocidade de atrito pode ser calculada por:

$$U^* = \sqrt{g H I} \quad (9)$$

onde:

g é a aceleração gravitacional, medida em m/s^2 ;

H é a profundidade média em m, e;

I é a declividade do fundo do canal, m/m.

Para descargas laterais pode-se de modo mais direto utilizar-se a equação proposta por YOTSUKURA (1968), citado em CHAPRA (1997):

$$L_m = 8,52U \frac{B^2}{H} \quad (10)$$

Onde as variáveis mostradas na equação (3.10) são as mesmas já definidas anteriormente.

Com relação à variabilidade temporal é importante notar que o projeto da rede deverá ter em conta a variabilidade particular do fenômeno observado para que a amostragem e conseqüentemente a informação obtida com o monitoramento seja representativa.

Conforme CHAPMAN (1992), a variação temporal dos constituintes químicos dos corpos d'água pode ser descrita através do estudo das concentrações e cargas, no caso de rios, ou através da determinação das taxas de sedimentação, biodegradação ou transporte. A variabilidade temporal pode ser definida em termos de cinco tipos principais:

- a) Variabilidade minuto-a-minuto ou dia-após-dia, que é resultado de mistura introduzida por fontes contribuintes ao corpo d'água ou flutuação nas próprias fontes. Estas flutuações podem estar ligadas à variação nas condições meteorológicas ou hidrológicas, como no caso de ondas de enchente, ou à variações geométricas do corpo d'água;
- b) Variabilidade diária se refere à variabilidade que ocorre no período de 24 horas em ciclos biológicos, influenciados pela insolação, como o oxigênio dissolvido, nutrientes e pH, e cargas de poluentes como os despejos domésticos;
- c) Variabilidade com duração de dias a meses, que estão relacionadas aos fatores climáticos e a variabilidade das fontes de poluição, como por exemplo, a poluição industrial e agrícola;
- d) Variabilidade sazonal, hidrológica e biológica, ligadas aos fatores climáticos, e;
- e) Variabilidade de ano para ano, sendo esta devida principalmente à influência humana na bacia hidrográfica.

É recomendável a tomada ocasional de amostras replicadas para assegurar a representatividade da amostragem (CHAPMAN, 1992). Essa amostragem replicada é importante para confirmar a variabilidade temporal, ou seja, amostragens em um determinado ponto do curso

d'água em intervalos de tempo previamente definidos, e também verificar a variabilidade espacial, tomando-se amostras em pontos distintos do curso d'água de forma simultânea.

CHAPMAN (1992) também aconselha que em cada 10 amostras, uma seja de controle, ou seja, uma amostra “em branco”, para levar em conta possíveis erros devido à contaminação dos frascos de amostragem durante as operações de campo, transporte, armazenamento e laboratório. Essa amostra “em branco” se constitui de água destilada armazenada no frasco de amostragem, que passa por todas as operações que as amostras reais passam, como por exemplo, o transporte, a preservação, o armazenamento e filtragem.

RELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DA ÁGUA E O ESCOAMENTO

Neste trabalho está sendo adotado que o termo variável se referem às características de qualidade da água ou hidráulicas que possuem variabilidade, ou seja, oxigênio dissolvido, concentrações de constituintes, vazão, velocidade, etc., enquanto o termo parâmetro, que freqüentemente é utilizado no sentido mencionado, será utilizado para designar os termos que identificam as quantidades da amostragem estatística, como por exemplo, a média e a variância.

O escoamento em rios é altamente variável no tempo, dependendo da situação climática e da rede de drenagem da bacia hidrográfica. Em geral, uma contínua e completa mistura vertical é atingida nos rios devido às correntes d'água e à turbulência. Os rios são caracterizados por correntes unidirecionais com velocidade média variando desde 0,1 a 1 m/s (CHAPMAN, 1992).

As distribuições temporais das concentrações dos constituintes podem ser determinadas com uma baixa freqüência de monitoramento por um longo período de tempo ou por uma alta freqüência de monitoramento realizada em um período mínimo de um ano, ou seja, em um ciclo hidrológico (CHAPMAN, 1992).

Devido à natureza dinâmica dos rios e dos fenômenos biológicos que nele ocorrem, adapta-se de VELZ (1950), citado em HANEY e SHIMIDT (1958), os seguintes aspectos da amostragem representativa com relação às variáveis de qualidade da água e o escoamento:

- a) Amostrar considerando a variação diária do escoamento;
- b) Considerar as fontes de poluentes e tributários com relação à definição do comprimento de mistura. Diferenças de temperatura ou densidade entre dois rios podem resultar após a confluência, estratificação na vertical;
- c) Considerar as características físicas do curso d'água como, por exemplo, as barragens e pilares de ponte e geometria da seção transversal que possam alterar a representatividade da amostragem;

- d) Considerar as descargas de esgoto no curso d'água, pois elas podem conter flutuações horárias, diurnas, semanais ou sazonais;
- e) Considerar as anormalidades na autodepuração dos cursos d'água.

Outra observação importante quanto à variabilidade temporal do escoamento e concentrações dos constituintes é apontada por MONTGOMERY e HART (1974), ou seja, se a frequência de monitoramento for muito baixa com relação às variações naturais do curso d'água, as médias calculadas com essas amostragens tomadas em intervalos regulares com relação às variações cíclicas tenderão a subestimar estas variações, pois os valores máximos, mínimos e outros pontos nem sempre ocorrem em intervalos regulares.

O fato descrito acima chama a atenção para a importância da pesquisa preliminar para a definição das flutuações hidrológicas e das variáveis de interesse no curso d'água.

A LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NA SEÇÃO TRANSVERSAL

Em situações em que não se possa localizar a estação de monitoramento após o comprimento de mistura tem-se que se estabelecer métodos para a avaliação da variável de qualidade da água, dividindo-se a seção transversal e tomando-se medidas ao longo dela e após isto se ponderando as vazões e características medidas.

COIMBRA (1991) sugere algumas metodologias para a coleta de amostras de águas de superfície, com o objetivo de satisfazer o conceito de representatividade da amostra, ou seja, cada amostra retirada, deve possuir idealmente as mesmas características de qualidade apresentadas em toda a extensão da seção, no instante da coleta. Para averiguar a variabilidade espacial na seção transversal, pode-se utilizar o procedimento baseado na análise de variância (ANOVA), descrito por SANDERS et al. (1983) e SANDERS (1982).

O emprego da análise de variância é particularmente útil no caso da verificação estatística de uma particular seção transversal quanto ao término do comprimento de mistura. A variância, s^2 , de uma amostra é a média dos quadrados dos desvios em relação à média do grupo, ou seja:

$$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{(n-1)} \quad (11)$$

onde:

x_i é o valor de cada dado i ;

\bar{x} é o valor da média amostral, e;

n é o número total de dados.

Aplica-se a análise de variância para se determinar se as médias de duas ou mais populações são iguais (STEVENSON, 1986). A ANOVA pode ser utilizada para se determinar se as médias amostrais sugerem diferenças efetivas, ou se tais diferenças decorrem apenas da variabilidade amostral.

Para iniciar-se a aplicação da ANOVA é necessária a divisão da seção transversal do rio em trechos horizontais, x_i , igualmente espaçados, com $i=1$ até n . Os pontos interiores às margens que dividem os trechos x_i e x_{i+1} , definirão as verticais, y_j , a serem amostradas nos pontos $j=1$ até m . Nos pontos (x_i, y_j) serão tomados os conjuntos de dados das concentrações dos constituintes, Z_w , ao longo do tempo, de $w=1$ até k . Os valores médios de Z_w , variabilidade temporal, obtidos em cada ponto (x_i, y_j) , variabilidade espacial na seção transversal podem agora ser comparados através da análise de variância.

Duas bibliografias são dignas de menção para a realização dos cálculos da ANOVA: STEVENSON (1986) e SPIEGEL e DiFRANCO (1997).

A INFLUÊNCIA DO TIPO DE AMOSTRAGEM

Como a qualidade da água varia temporal e espacialmente a forma de amostragem certamente irá influenciar na representatividade da amostragem.

Vários trabalhos abordam a influência do tipo de amostragem no monitoramento, entre eles se destacam USDA (1996), HUIBREGTSE E MOSER (1976) e HANEY e SCHIMIDT (1958) que traz uma discussão a respeito das amostragens manual e composta.

USDA (1996) fornece uma tabela, transcrita abaixo, com indicativos do tipo de amostragem a utilizar dependendo-se dos objetivos do monitoramento.

Tabela 1 – Tipo de amostragem em função do objetivo do monitoramento. Fonte: USDA (1996).

Objetivo do monitoramento	Tipo de amostragem		
	Simples	Integrada ou composta	Contínua
1. Verificação de áreas não impactadas	X	X	
2. Análise de tendências	X	X	
3. Transporte e destino de constituintes		X	X
4. Definição de problemas	X	X	
5. Estudo de áreas críticas	X	X	
6. Fiscalização	X	X	
7. Avaliar a eficácia de práticas conservacionistas		X	
8. Avaliar programas de controle de poluição		X	
9. Verificar a alocação de cargas de esgotos		X	
10. Avaliação de modelos matemáticos		X	
11. Pesquisa		X	X

Com base na bibliografia acima citada descrevem-se os tipos de amostragem a seguir.

Coleta simples

A amostragem por coleta simples é uma amostragem discreta tomada em um ponto específico no tempo. Essas amostras, efetuadas pela retirada de um volume pré-definido de água no caso de cursos d'água, podem ser coletadas manualmente ou automaticamente com um amostrador.

Como a qualidade da água é variável com o tempo, a amostragem por coleta simples pode não representar a variabilidade temporal.

A coleta de amostras simples é apropriada quando se deseja (HUIBREGTSE E MOSER, 1976):

- a) Caracterizar a qualidade da água em um tempo particular;
- b) Fornecer informação sobre máximos e mínimos, e;
- c) Permitir a coleta de amostras de volume variável.

Composição por tempo

A composição por tempo consiste de uma série de amostras simples, geralmente coletadas de forma contínua no tempo, em períodos variáveis ou não, e agrupadas em um único volume, ou em

frascos separados para serem compostos posteriormente. A vantagem óbvia desse procedimento é a economia de análises laboratoriais.

Composição por volume

A composição por volume consiste na retirada de amostras simples cada vez que determinado volume de escoamento, previamente fixado, passou pela estação de monitoramento. Esse tipo de amostragem requer equipamentos para a medida da vazão. Pode-se alternativamente monitorar o nível d'água na seção e com isso avaliar a vazão através de uma curva chave previamente definida para a seção.

Alguns autores (BAUN, 1982; SHELLY e KIRPATRIC, 1975), citado em USDA (1996), criticam esse tipo de amostragem por ser inapropriado para o cálculo de cargas de poluentes e fornecer valores imprecisos quando a vazão e a concentração do constituinte variam.

Integração

Esse tipo de amostragem é necessário quando se quer obter uma estimativa de valor médio de uma variável, na direção vertical, horizontal ou na seção transversal do escoamento. É comum se utilizar a amostragem com integração para o cálculo da velocidade média do escoamento e quando se quer obter valores médios de variáveis afetadas por fenômenos de estratificação, por exemplo. Outra aplicação é para o caso da amostragem em regiões onde a mistura do despejo com o escoamento do corpo d'água ainda não se completou. Pode-se utilizar a seguinte equação para o cálculo da concentração média, \bar{C} , em uma vertical da seção transversal escolhida para monitoramento, onde o ponto (1) corresponde ao fundo do canal e o ponto (N) corresponde à superfície da lâmina d'água:

$$\bar{C} = \frac{\sum_{i=1}^N \overline{C_{i,i+1}} \Delta h}{h} \quad (12)$$

Onde:

h é a profundidade da lâmina d'água;

Δh são as divisões da altura h de (i) até (i+1);

$\overline{C_{i,i+1}}$ é a média das concentrações medidas nos pontos (i) e (i+1).

A equação (3.12) pode ser substituída pela equação simplificada (3.13) a seguir:

$$\overline{C} = \frac{C_1 + C_N + (C_2 + C_3 + \dots + C_{N-1})}{2N - 2} \quad (3.13)$$

Onde: C_i representa as concentrações medidas nos pontos (i), que devem estar igualmente espaçados na altura vertical.

Amostragem contínua

Esse tipo de amostragem é realizado quando se quer caracterizar continuamente no tempo a qualidade da água, normalmente para fins de pesquisa. Como é uma amostragem automática a manutenção dos equipamentos pode encarecer o projeto de monitoramento, mas é extremamente adequada para se avaliar a real variabilidade temporal dos constituintes de interesse no corpo d'água estudado.

USDA (1996) aponta que este tipo de amostragem pode ser utilizado para qualquer variável que pode ser medida utilizando-se métodos eletrométricos, ou seja, amônia, cloretos, condutividade, cianetos, oxigênio dissolvido, fluoretos, compostos inorgânicos não metálicos, nitrato, pH, salinidade e temperatura. Esse método exclui os metais, compostos orgânicos e os pesticidas. Os eletrodos em sua maioria são dependentes da temperatura, possuindo limites de funcionamento em função desta. Os eletrodos também são influenciados por altas velocidades do escoamento.

CONCLUSÕES

De acordo com o que foi apresentado e discutido acima, pode-se extrair as seguintes diretrizes, entre outras possíveis, para considerar e aprimorar a representatividade do monitoramento:

- a) Calcular o comprimento de mistura após os pontos de lançamento de efluentes no curso d'água monitorado;
- b) Realizar pesquisa preliminar para verificar a variabilidade temporal e espacial das variáveis definidas no projeto da rede de monitoramento;
- c) Coletar as amostras de forma apropriada com relação às possíveis variações do constituinte, do regime de escoamento e da geometria da seção transversal;

- d) Respeitar o tempo adequado de armazenamento até a chegada das amostras no laboratório;
- e) Tomar esporadicamente amostras replicadas para detectar possíveis mudanças ocorridas na variabilidade espacial ou temporal;
- f) Tomar esporadicamente amostras “em branco” para verificar a possibilidade de contaminação da amostragem;
- g) Implantar controle de qualidade para as amostragens de campo;
- h) Implantar controle de qualidade laboratorial.

Finalmente destaca-se a observação do GEOLOGICAL SURVEY (1977), citado em BLACK (1990), no sentido de que a amostragem deve ser a coleta de informação representativa de parte do ambiente que permita-nos aprender sobre todo o ambiente. Portanto, uma amostra representativa é aquela que caracteriza o ambiente.

Para a coleta de amostras representativas em resumo, deve-se padronizar a amostragem com relação a cada estação de monitoramento, se assim for necessário; definir a frequência de amostragem adequada; definir os dispositivos de amostragem; padronizar os procedimentos de manuseio, preservação e identificação, para que a validade das medidas efetuadas seja garantida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L.; PORTO, M. Sistema de apoio à decisão para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água: metodologia e estudo de caso. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 21-51, jan./mar. 1998.
- BLACK, P. E. **Watershed hydrology**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1990.
- BOÇON, F. T.; MALISKA, C. R. Application of a non-isotropic turbulence model to stable atmospheric flows and dispersion over 3D topography. In: TRANSIÇÃO E TURBULÊNCIA - I ESCOLA DE PRIMAVERA. Rio de Janeiro, 1998. **Anais**. Rio de Janeiro: ABCM/COPPE/UFRJ/IME, 1998. p. 75-98.
- BOWIE, G. L. et al. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2. ed. Athens: Environmental Protection Agency, 1985. (EPA/600/3-85/040, Jun. 1985).
- BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Escola Politécnica da USP/Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 2000.
- CEBECI, T. Parabolic systems: finite-difference method II. In: MINKOWYCZ, W. J. et al. **Handbook of numerical heat transfer**. New York: John Wiley & Sons, 1988. p. 117-54.

- COIMBRA, R. C. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R. L. org. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: EDUSP/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 3) p. 391-411.
- CHAPMAN, D. **Water quality assessments**: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. London: Chapman & Hall, 1992.
- CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997.
- DAILY, J. W.; HARLEMAN, D. R. F. **Dinámica de los fluidos**. Mexico, D.F.: Trillas, 1975.
- D'ALPAOS, L.; XIAOYONG, Z. Numerical simulation for pollutant transport in tidal river networks. In: LEE, J. H. W.; CHEUNG, Y. K. ed. **Environmental hydraulics**. Rotterdam: Balkema: 1991. p. 1233-38.
- EIGER, S. **Dispersão de poluentes em rios e estuários**. São Paulo: Escola Politécnica da USP/Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 1997.
- EIGER, S. Qualidade da água em rios e estuários. In: PORTO, R. L. org. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: EDUSP/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v. 3) p.69-163.
- FISCHER, H. The mechanics of dispersion in natural streams. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 93, n. HY6, p. 187-216, Nov. 1967.
- FOX, R. W.; McDONALD, A. T. **Introdução à mecânica dos fluidos**. 5 ed. Rio de Janeiro: LTC – Livros Técnicos e Científicos, 2001.
- FRENCH, R. H. **Open-channel hydraulics**. New York: McGraw-Hill, 1986.
- GIORGETTI, M. F. ed. **Especialização/mestrado em hidráulica e saneamento**: programa pré-requisito. São Carlos: EESC/USP/Depto de Hidráulica e Saneamento, 1980. v. 1.
- GUYMER, I. Longitudinal dispersion in sinuous channel with changes in shape. **Journal Of Hydraulic Engineering**, v. 124, n. 1, p. 33-40, Jan. 1998.
- HANEY, P. D.; SCHIMIDT, J. Representative sampling and analytical methods in streams studies. **Sewage and industrial wastes**: the journal of the Federation of Sewage Works Association, v. 30, n. 6, p. 812-20, 1958.
- HELOU, L. C. **A família Cormix**. São Paulo: 1996. Trabalho apresentado na disciplina PHD-723: Modelagem da qualidade da água. - (Pós-Graduação em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo/Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.
- HELOU, L. C. **Acoplamento das equações da hidrodinâmica às da dispersão de poluentes**. São Paulo: 1994. 100p. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- HUBER, W. C. Contaminant transport in surface water. In: MAIDMENT, D. R. ed. **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. p. 14.1-50.

- HUIBREGTSE, K. R.; MOSER, J. H. **Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater**. Cincinnati: Environmental Protection Agency, 1976. (EPA – 600/4-76-049, Sept.)
- JAMES, A. ed. **An introduction to water quality modelling**. 2. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 1993.
- JOBSON, H. E. Prediction travels time and dispersion in rivers and streams. **Journal Of Hydraulic Engineering**, v. 123, n. 11, p. 971-8, Nov. 1997.
- KIM, K. S.; CHAPRA, S. C. Temperature model for highly transient shallow streams. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 123, n. 1, p. 30-40, Jan. 1997.
- KOUSSIS, A. D.; RODRÍGUEZ-MIRASOL, J. Hydraulic estimation of dispersion coefficient for streams. **Journal Of Hydraulic Engineering**, v. 124, n. 3, p. 317-20, Mar. 1998.
- KRENKEL, P. A.; NOVOTNY, V. **Water quality management**. Orlando: Academic Press, 1980.
- LEBRETON, J. C. **Dynamique fluviale**. Paris: Eyrolles, 1974.
- McGAUHEY, P. H. **Engineering management of water quality**. New York: McGraw Hill, 1968.
- MONTE, L. A collective model for predicting the long-term behaviour of radionuclides in rivers. **The Science of the Total Environment**, v. 201, p. 17-29, 1997.
- MONTGOMERY, H. A. C.; HART, I. C. The design of sampling programmes for river and effluents. **Water Pollution Control**, 1974. p. 77-101.
- ORLOB, G. T. ed. **Mathematical modeling of water quality**: streams, lakes, and reservoirs. New York: John Wiley & Sons, 1983.
- ORTIZ, J. P. et al. Medições em protótipo de flutuações de pressão na bacia de dissipação da usina de Porto Colômbia. In: TRANSIÇÃO E TURBULÊNCIA - I ESCOLA DE PRIMAVERA. **Anais**. Rio de Janeiro: ABCM/COPPE/UFRJ/IME, 1998. v. 1, p. 293-305.
- OTTAWAY, J. H. **Bioquímica da poluição**. São Paulo: EPU/EDUSP, 1982. (Temas de biologia, v.29).
- PATANKAR, S. V. Elliptic systems: finite-difference method I. In: MINKOWYCZ, W. J. et al. **Handbook of numerical heat transfer**. New York: John Wiley & Sons, 1988. p. 215-40.
- PE, J. A. **Hidraulica de canais**. Merida: CIDIAT-ULA, 1980.
- RICH, L. G. **Environmental systems engineering**. New York: McGraw-Hill, 1973.
- RUTHERFORD, J. C. **River mixing**. Chichester: John Wiley & Sons, 1994.
- SANDERS, T. G. Representative sampling location criterion for rivers. **Water SA**, v. 8, n. 4, Oct. 1982.

- SANDERS, T. G. et al. **Design of network for monitoring water quality**. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1983.
- SCHULZ, H. E. Explorando o não-fechamento no equacionamento da turbulência. In: In: TRANSIÇÃO E TURBULÊNCIA - I ESCOLA DE PRIMAVERA. **Anais**. Rio de Janeiro: ABCM/COPPE/UFRJ/IME, 1998a. v. 1, p. 99-112.
- SCHULZ, H. E. Instabilidade e turbulência: uma forma de não-linearidade. In: TRANSIÇÃO E TURBULÊNCIA - I ESCOLA DE PRIMAVERA. **Anais**. Rio de Janeiro: ABCM/COPPE/UFRJ/IME, 1998b. v. 1, p. 257-268.
- SEO, I. W.; CHEOUNG, T. S. Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams. **Journal Of Hydraulic Engineering**, v. 124, n. 1, p. 25-32, Jan. 1998.
- SINHA, S. K.; SOTIROPOULOS, F.; ODGAARD, A. J. Three-dimensional numerical model for flow through natural Rivers. **Journal Of Hydraulic Engineering**, v. 124, n. 1, p. 13-24, Jan. 1998.
- SPERLING, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 1996.
- SPIEGEL, M. R.; DiFRANCO, D. **Statistics**. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1997.
- STEVENSON, W. J. **Estatística aplicada à administração**. São Paulo: Harbra, 1986.
- TCHOBANOGLOUS, G.; SCHROEDER, E. D. **Water quality**: characteristics, modeling and modification. Reading: Addison-Wesley, 1987.
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, 1987.
- TUCCI, C. E. M. **Hydraulic and water quality model for a river network**. Fort Collins: 1978. 218 p. Dissertation (Ph.D.) - Civil Engineering Department, Colorado State University.
- TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS/ABRH, 1998.
- USDA. **National handbook of water quality monitoring**. Washington: Department of Agriculture, 1996. (Part 600 – National Water Quality Handbook).
- WEIZHEN, G. A series of river network water quality models for the water networks of Suzhu, China. In: LEE, J. H. W.; CHEUNG, Y. K. ed. **Environmental hydraulics**. Rotterdam: Balkema, 1991. v. 2, p. 1087-92.
- WURBS, R. A. Dissemination of generalized water resources models in the United States. **Water International - Official Journal of the International Water Resources Association**, v. 23, n. 3, p. 190-8, Sep. 1998.