

7

Referências Bibliográficas

- Alfaro, M. (2005). *Fundamentos de Hidrogeología*. Madrid: Mundi-Prensa.
- Alvarez J.J. & Illman A.W. (2006). *Bioremediation and Natural Attenuation*. New York: Wiley and Sons.
- Batu, V. (2005). *Applied Flow and Solute Transport Modeling in Aquifer*. New York: Taylor & Francis Group.
- C. Liang-Cheng, C. Hone-Jay, H. Chin-Tsai. (2007). Optimal planning of a dynamic pump-treat-inject. *Journal of Hydrology*, 295-304.
- Castany, G. (1971). *Tratado Práctico de las Aguas Subterráneas*. Barcelona: Omega.
- CETESB. (2007). Manual de Gerenciamento de Areas Impactadas, Capítulo 8. São Paulo, SP, Brasil.
- Custodio E., Lamas M.R. (1996). *Hidrología subterránea. Volumen I*. Barcelona: Omega.
- D. Bugai, A. Skalsky, S. Dzhepo, Yu. Kubko, V. Kashparov, N. Van Meir, D. Stammose. (2012). Radionuclide migration at experimental polygon at Red Forest waste site in Chernobyl zone. Part 2: Hydrogeological characterization and groundwater. *Applied Geochemistry* 27, 1359–1374.
- Domenico P.A & Schwartz F.W. (1990). *Physical and chemical hydrogeology*. New York: Wiley and Sons.
- Domenico, P. (1987). An Analytical Model for Multidimensional Transport of a Decaying Contaminant Species. *Journal of Hydrology*, 49-58.
- F. Obiri-Nyarko, S. Grajales-Mesa, M. Grzegorz. (2014). An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable. *Chemosphere* 111, 243-259.
- Fetter, C. (1988). *Applied Hydrogeology*. Columbus: Merrill Publishing.
- Filho, F. &. (2002). *Hidrogeología, Conceitos e Aplicações*. Rio do Janeiro: Serviço Geológico do Brasil.

- Fitts, C. (2002). *Groundwater Science*. London: Academic Press.
- H. Prommer, D.A. Barry, C. Zheng. (2003). MODFLOW/MT3DMS- Based reactive multicomponent transport modeling. *Groundwater* 2, 247-257.
- H. Prommer, D.A. Barry, G.B. Davis. (1999). A one-dimensional reactive multicomponent transport model for. *Environmental Modelling & Software* 14, 213–223.
- Liang-Cheng Chang a, Hone-Jay Chu a, Chin-Tsai Hsiao. (2007). Optimal planning of a dynamic pump-treat-inject. *Journal of Hydrology*, 10.
- M. da Silva, D. Gomez, JJ. Alvarez. (2013). Analytical model for BTEX natural attenuation in the presence. *Journal of Contaminant Hydrology* 146, 1-7.
- M. Discacciati, E. Miglio, A. Quarteroni. (2002). Mathematical and numerical models for coupling surface. *Applied Numerical Mathematics* 43, 57-74.
- P. Hynds , B.D. Misstear, L.W. Gill, M. Murphy. (2014). Groundwater source contamination mechanisms:. *Journal of Contaminant Hydrology* 159, 47-56.
- Zheng, C. (1990). *A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems*. Acesso em Janeiro de 2014, disponível em <http://hydro.geo.ua.edu/mt3d/mt3dhome.htm>.

Apêndice

Construção da equação do transporte

Neste apêndice é derivado de forma mais precisa: primeiro as equações gerais para o transporte de solutos, no caso mais simples possível, isto é, para o transporte numa dimensão sem sorção reativa do soluto poluente. Uma vez que a equação é estabelecida, ela vai ser ampliada para outros casos mais gerais.

As equações gerais são obtidas aplicando o princípio do balanço de massa num volume de controle infinitesimal, como mostrado na figura A-1.

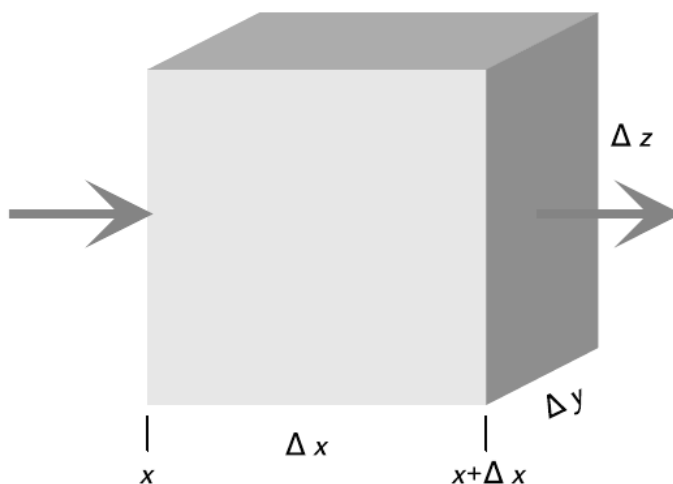


Figura 55 Volume de controle com dimensões $\Delta x \times \Delta y \times \Delta z$ para o

Os fluxos são restritos na direção x . O balanço de massa para um elemento de volume significa que o fluxo de massa total de soluto através da superfície do limite do volume é igual à taxa temporal da mudança de armazenamento de massa do soluto.

Em seguida é analisado o fluxo de massa através dos limites ou fronteiras do elemento de volume. Dois fluxos mássicos são considerados: o fluxo advectivo dada pela equação (49), e o fluxo macrodispersivo dada pela

equação (52). As incorporações destes dois tipos de fluxo estabelecem o fluxo de massa (massa / tempo) através do lado esquerdo do elemento do volume (na posição x) na direção positiva de x :

$$\left[q_x C(x,t) - nD_{mx} \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} \right] \Delta y \Delta z \quad (\text{A-1})$$

e o fluxo de massa através do lado direito do cubo (na posição $x + \Delta x$) na direção positiva de x :

$$\left[q_x C(x + \Delta x, t) - nD_{mx} \frac{\partial C(x + \Delta x, t)}{\partial x} \right] \Delta y \Delta z \quad (\text{A-2})$$

A taxa de variação da massa do soluto armazenado dentro do elemento do volume de controle é:

$$\frac{\partial [C(x,t)n]}{\partial t} \Delta x \Delta y \Delta z \quad (\text{A-3})$$

onde n é a porosidade. Para manter o equilíbrio de massa, o fluxo no lado esquerdo menos o fluxo para fora do lado direito, é igual à taxa de variação da massa armazenada dentro do elemento de volume. Assim, através da combinação das três equações acima, e sendo divididas pelo produto $\Delta x \Delta y \Delta z$:

$$\frac{\left[nD_{mx} \frac{\partial C(x + \Delta x, t)}{\partial x} - nD_{mx} \frac{\partial C(x, t)}{\partial x} - q_x C(x + \Delta x, t) + q_x C(x, t) \right]}{\Delta x} \quad (\text{A-4})$$

$$= \frac{\partial [C(x,t)n]}{\partial t}$$

No limite quando $\Delta x \rightarrow 0$ o resultado do lado esquerdo da equação (A-4) tem a seguinte forma em derivadas parciais em relação com x :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[nD_{mx} \frac{C(x,t)}{\partial x} \right] - \frac{\partial}{\partial x} [q_x C(x,t)] = \frac{\partial [nC(x,t)]}{\partial t} \quad (\text{A-5})$$

Se D_{mx} é a porosidade, n , são independentes de x e t , e substituindo a velocidade media efetiva pela velocidade de Darcy na equação (A-5):

$$D_{mx} \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - \frac{\partial}{\partial x} [\bar{v}_x C(x,t)] = \frac{\partial C(x,t)}{\partial t} \quad (\text{A-6})$$

Este resultado (A-6) define a equação unidimensional de advecção -dispersão de um poluente soluto não reativo. Permitindo a entrada dos fluxos perpendiculares nas direções x e y na equação (A-6):

$$\begin{aligned} D_{mx} \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - \frac{\partial}{\partial x} [\bar{v}_x C(x,t)] + D_{my} \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial y^2} - \frac{\partial}{\partial y} [\bar{v}_y C(x,t)] \\ + D_{mz} \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial z^2} - \frac{\partial}{\partial z} [\bar{v}_z C(x,t)] = \frac{\partial C(x,t)}{\partial t} \end{aligned} \quad (\text{A-7})$$

Esta equação pode ser estabelecida numa maneira mais compacta utilizando o operador de gradiente, ∇ , além de estabelecer o vetor (D_{mx}, D_{my}, D_{mz}) da maneira compacta D_{mi} e o vector e $(\bar{v}_x, \bar{v}_y, \bar{v}_z)$ da maneira \bar{v}_i :

$$D_{mi} \nabla^2 C(x,t) - \nabla [\bar{v}_i C(x,t)] = \frac{\partial C(x,t)}{\partial t} \quad (\text{A-8})$$

Esta é a equação geral da advecção-dispersão assumindo a macrodispersividade, e a porosidade, constantes ao longo do tempo e espaço. Algumas variações nesta equação são apresentadas a seguir.

Se o campo de escoamento está em estado estável, $\nabla \bar{v}_i = 0$, a velocidade, \bar{v}_i , pode sair do operador gradiente. Assim, a equação (61) transforma-se da seguinte forma:

$$D_{mi} \nabla^2 C(x,t) - \bar{v}_i \nabla C(x,t) = \frac{\partial C(x,t)}{\partial t} \quad (\text{A-9})$$

Se além de um fluxo estacionário, a concentração é também estacionária no tempo ($\partial C(x,t) / \partial t = 0$), a equação (61) assume a seguinte forma:

$$D_{mi} \nabla^2 C(x,t) - \bar{v}_i \nabla C(x,t) = 0 \quad (\text{A-10})$$

Na ausência do fluxo ($\bar{v} = 0$) a componente advectiva desaparece e só permanece a componente de tipo difusiva:

$$D_{mi} \nabla^2 C(x,t) = \frac{\partial C(x,t)}{\partial t} \quad (\text{A-11})$$

Os solutos poluentes nas águas subterrâneas podem ser reativos ao interagir com a matriz porosa e com fluxo subterrâneo advectivo. A equação que modela este fenômeno é baseada na taxa de decaimento do soluto ou contaminante, sob uma taxa constante. Este modelo representa os solutos ou contaminantes radioativos e, por vezes, alguns contaminantes biodegradáveis. Este decaimento é regido pela lei da taxa de mudança de primeira ordem:

$$\frac{dC(x,t)}{dt} = -\lambda C(x,t) \quad (\text{A-12})$$

O símbolo λ representa a constante de decaimento com unidades de $[T^{-1}]$. Quando o soluto é influenciado pelo processo de sorção estudado no capítulo terceiro, outro termo para o fluxo de massa deve ser adicionado na equação (A-12):

$$D_{mi} \nabla^2 C(x,t) - \nabla [\bar{v}_i C(x,t)] - \lambda C(x,t) - \frac{\partial C^*(x,t)}{\partial t} = \frac{\partial C(x,t)}{\partial t} \quad (\text{A-13})$$

onde C^* é a massa que reage pelo processo de sorção por unidade de volume de poros de água.