

MODELAGEM NUMÉRICA DO TRANSPORTE DE POLUENTES
NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS ADJACENTES AO ATERRO
SANITÁRIO DE TAUBATÉ

por Nilson Guiguer¹

RESUMO

Neste trabalho é apresentada uma metodologia de integração entre a aplicação de modelos matemáticos e trabalhos de campo, visando uma avaliação do impacto de Aterros Sanitários sobre a qualidade das águas subterrâneas.

A qualidade das águas subterrâneas adjacentes ao Aterro Sanitário de Taubaté-SP. foi monitorada, através de 40 poços de observação e de 7 piezômetros multiníveis. Nestes poços e piezômetros foram feitos testes de condutividade hidráulica e coletadas amostras de água, trimestralmente, para análises físico-químicas.

Com os dados obtidos no campo, foram aplicados dois modelos matemáticos para simulação de fluxo e transporte de massa em águas subterrâneas. É discutida a validade da aplicação de tais modelos em estudos semelhantes.

ABSTRACT

An integrated mathematical modeling and experimental methodology to evaluate the impact of Sanitary Landfills on groundwater quality is developed.

40 monitoring wells and 36 multilevel piezometers were used to monitor the groundwater at the Taubaté(SP)-Sanitary Landfill. The wells and piezometers have been slug-tested and water samples were collected every 3 months for physico-chemical analysis.

With the practical results, 2 mathematical models to simulate flow and mass transport were applied. The validity of the application of such models is discussed.

¹ Na época do trabalho, Pesquisador do CEPAS - Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas do IG/USP. Atualmente aluno de doutorado na Universidade de Waterloo, bolsista da CAPES.

INTRODUÇÃO

O crescente número de casos reportados de poluição das águas subterrâneas, vem ressaltando as necessidades de uma melhor compreensão e de técnicas para previsão dos mecanismos de transporte destes poluentes no subsolo. Em particular, tem ocorrido um grande interesse no desenvolvimento de modelos computacionais para simulação de fluxo e transporte de contaminantes nos meios porosos.

Atualmente é reconhecida a validade destes modelos como ferramentas importantes para investigar a contaminação de águas subterrâneas. Isto ocorre pois os modelos abrem a possibilidade de formular matematicamente um problema que não poderia ser observado diretamente e, também, por estes modelos estarem cada vez mais acessíveis e fáceis de serem utilizados. No entanto, deve-se ter em mente que o poder dos modelos disponíveis hoje em dia, está diretamente relacionado com o grau de compreensão atual dos processos fundamentais que controlam o transporte e o comportamento dos poluentes no subsolo e, fundamentalmente, com a qualidade dos dados de campo.

O presente trabalho apresenta os resultados de uma modelagem da poluição das águas subterrâneas adjacentes ao aterro sanitário doméstico de Taubaté (SP), cidade de 170.000 habitantes situada no vale do Paraíba, eixo Rio-São Paulo, região que apresenta uma das maiores taxas de urbanização e industrialização do país.

O aterro sanitário da cidade de Taubaté entrou em operação em 1979, em uma área na periferia do município, a 3km do centro. Trata-se de uma área de aproximadamente 6 hectares, localizada a uma altitude de 600m, numa região de topografia suave, na bacia sedimentar terciária de Taubaté, cujos sedimentos são uma alternância de níveis argilosos e arenosos. O aterro situa-se na cabeceira de um vale, onde nasce um córrego que desagua no Rio Una, afluente do Rio Paraíba do Sul (Figura 1). O aterro opera recebendo resíduos sólidos domésticos a uma taxa de aproximadamente 40.000m³/ano.

CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DA ÁREA

A área está situada na Bacia Sedimentar de Taubaté cujos depósitos cenozóicos repousam discordantemente sobre o embasamento cristalino pré-cambriano. Os sedimentos são constituídos por camadas lenticulares de folhelhos, argilitos, siltitos, arenitos e conglomerados. Enquanto na área

urbana de Taubaté afloram os folhelhos cinzas da Formação Tremembé, unidade inferior do pacote sedimentar, na área de estudo do aterro sanitário afloram os sedimentos argilo-arenosos da Formação Caçapava, unidade superior (Parisot et al., 1985). Os sedimentos apresentam cerca de 200m na área de estudo.

A observação dos afloramentos ocorrentes nesta área mostra nitidamente a alternância de níveis sub-horizontais arenosos e argilosos, a maioria de espessura decimétrica, de uma forma bastante heterogênea. Amostras de perfuração de alguns poços rasos de observação mostraram a mesma alternância de sedimentos arenosos e argilosos. As amostras de perfuração dos poços mais profundos implantados durante o estudo, mostraram a existência de uma camada de folhelho verde-oliva, de aproximadamente 10m de espessura, com seu topo na cota 555m; segundo Petri e Fulfaro (1983) este tipo de camada é frequente na região.

Foram instalados 40 poços de monitoramento; 38 em uma área de 60.000 m² a jusante do aterro e 2 a montante. Estes poços foram implantados com três objetivos: (1) medição dos níveis do lençol freático; (2) determinação de condutividades hidráulicas do aquífero e (3) coleta de amostras para análises químicas. As profundidades dos poços variavam de 2 a 6m, dependendo do nível do lençol freático.

Além desses poços, foram construídos 7 piezômetros multiníveis, com profundidades entre 6 a 32m, o que permitiu a determinação de cargas hidráulicas em diferentes profundidades e a quantificação de gradientes verticais. Nestes mesmos pontos, foi possível a coleta de amostras de água para se delinear a distribuição vertical da mancha de poluição no aquífero. A localização dos poços e piezômetros está mostrada na Figura 2.

Para determinação das condutividades hidráulicas do aquífero, 26 poços de observação e 3 piezômetros multiníveis foram testados conforme metodologia descrita por Hvorslev (1951). A faixa de valores encontrados, variando entre 10⁻⁴ a 10⁻⁸ m/s, são apresentados na literatura (Freeze & Cherry, 1979) como característicos desde formações arenosas até silto-argilosas. Isto reflete a grande variabilidade da litologia no local. O valor médio é de 7x10⁻⁶ m/s.

Os níveis do lençol freático na área de monitoramento a jusante do aterro (medidos de Abril de 1984 a Abril de 1986) acompanham as curvas de níveis topográficos, porém com um gradiente menor. No pacote sedimentar, até a profundidade da camada de folhelho, os gradientes hidráulicos verticais indicam fluxos descendentes próximos dos divisores de água da bacia, e fluxos ascendentes próximos ao córrego. O córrego se comporta como efluente em todo o trecho estudado. Ao se atravessar a camada de folhelho, era nítida a dife-

rença de cargas hidráulicas medidas. As cargas indicaram que, pelo menos perto do córrego, o aquífero inferior é camada de folhelho se comporta como semi-confinado. Esta concepção da hidrogeologia local está ilustrada na Figura 3.

A alimentação do lençol freático da região é feita preponderantemente pela pluviometria e, portanto, a variação dos níveis de água dentro dos poços de observação está nitidamente correlacionada com este fator. A amplitude de variação dos níveis é tipicamente de 2cm a 30cm de um mês ao outro e de até 70cm em um ano, o que é inferior a 10% da espessura saturada do aquífero livre. A amplitude de variação das cargas hidráulicas medidas dentro dos piezômetros que atravessam a camada semi-confinante situou-se entre 2cm a 5cm, realçando a separação entre os dois sistemas de aquíferos.

MODELOS UTILIZADOS

O objetivo deste exercício de modelagem numérica foi o de simular o comportamento hidrogeológico das concentrações de Cloreto no tempo e no espaço. O Cloreto foi o elemento escolhido por ser reconhecidamente um bom indicador da poluição em aterros sanitários, aliado ao fato de ser conservativo (não sofrer decaimento durante a percolação pelo aquífero) e praticamente não-reativo (não ser adsorvido pelo meio poroso). Esta poluição é causada pelas águas pluviais que, percolando pelo lixo, dissolvem seus compostos químicos orgânicos e inorgânicos, e eventualmente atingem o aquífero. A modelagem forneceu também uma ferramenta para comparação da eficácia de diferentes esquemas alternativos de descontinuação do aquífero através de poços de bombeamento.

Existem vários graus de complexidade e sofisticação para se lidar com este tipo de problema. Um destes métodos é a solução direta da equação advectiva-dispersiva. Para que a complexa geometria natural e as possíveis heterogeneidades do aquífero possam ser levadas em conta, as equações relevantes devem ser resolvidas numericamente. Neste estudo foi utilizado um modelo de simulação matemática de fluxos em meios porosos (Prickett & Lonnquist, 1971), cujos resultados serviram com dados de entrada para um modelo numérico de simulação de transporte de massa em meios porosos (Konikow & Bredehoeft, 1978).

A equação que descreve o fluxo bi-dimensional e transiente da água subterrânea em um aquífero anisotrópico e confinado é:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j}) = S \frac{\partial h}{\partial t} + Q \quad i, j = 1, 2 \quad (1)$$

onde T_{ij} é o tensor de transmissividade, (L^2/T); h é a carga hidráulica, (L); S é o coeficiente de armazenamento (adim.); t é o tempo, (T); e Q é o balanço das recargas ou retiradas de água subterrânea, (L/T).

O modelo de Prickett & Lonquist resolve a equação (1) através de um método de diferenças finitas, chamado Método Iterativo Implícito de Direção Alternante (IADI). Este modelo, com uma modificação para condições de aquífero livre, foi utilizado para se calcular a distribuição de cargas no aquífero. Com essas cargas foi calculada a distribuição das velocidades da água subterrânea, necessária como parâmetro de entrada no modelo de transporte de massa. O vetor de velocidades pode ser obtido com a seguinte relação:

$$V_i = \frac{K_{ij}}{n} \frac{\delta h}{\delta x_j} \quad (2)$$

onde V_i é a velocidade de percolação, (L/T); K_{ij} é o tensor de condutividade hidráulica, (L/T); e n é a porosidade efetiva, (adim.).

Os processos que controlam a migração de compostos químicos dissolvidos, que serão chamados aqui de poluentes, através dos meios porosos são: a advecção, a dispersão hidrodinâmica, reações geoquímicas e bioquímicas, decaimento radioativo, degradação biológica e adsorção.

A advecção se refere ao transporte de poluentes pelas linhas de fluxo das águas subterrâneas. No caso de um poluente não-reativo, não ocorrem reações entre as fases líquida e sólida e a taxa de transporte é igual à velocidade de percolação. Se o transporte de poluentes é devido somente à advecção, uma frente brusca separa o domínio entre o fluxo contendo o poluente e a água subterrânea natural. Esta frente não é brusca, no entanto, devido à dispersão hidrodinâmica, que causa o espalhamento do poluente no aquífero.

A dispersão resulta tanto de efeitos microscópicos quanto macroscópicos (Sauty, 1980). Na escala microscópica, a dispersão inclui os efeitos da dispersão mecânica (devido à irregular distribuição de velocidades) e a difusão molecular (devido ao gradiente de concentrações).

A equação que descreve o transporte bi-dimensional, advectivo-dispersivo de um poluente não reativo, conforme derivada por Bear (1972), em coordenadas cartesianas, é:

$$\frac{\delta(Cb)}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta x_i} (bD_{ij} \frac{\delta C}{\delta x_j}) - \frac{\delta}{\delta x_i} (bCv_i) - \frac{C'Q}{n} \quad (3)$$

onde C é a concentração do poluente dissolvido no aquífero, (M/L³); D_{ij} é tensor do coeficiente de dispersão hidrodinâmica, (L²/T); b é a espessura saturada do aquífero, (L); e C' é a concentração do poluente injetado ou retirado do aquífero, (M/L³).

Bear (1972) apresenta a relação entre D_{ij} e os vetores de velocidades da água subterrânea:

$$D_{xx} = D_L \frac{(V_x)^2}{|V|^2} + D_T \frac{(V_y)^2}{|V|^2} \quad (4a)$$

$$D_{yy} = D_T \frac{(V_x)^2}{|V|^2} + D_L \frac{(V_y)^2}{|V|^2} \quad (4b)$$

onde:

$$D_L = \alpha_L |V| \quad (5a)$$

$$D_T = \alpha_T |V| \quad (5b)$$

D_L e D_T são conhecidos como coeficiente de dispersão longitudinal e transversal, e α como dispersividade.

O modelo de Konikow & Bredehoeft resolve a equação (3) através do método das características, o qual representa o transporte advectivo através do caminhamento de partículas, e de um método explícito de dois passos para resolver uma equação de diferenças finitas, a qual descreve os efeitos da dispersão hidrodinâmica e das fontes ou sumidouros.

O programa, escrito em FORTRAN IV, é baseado em uma malha de diferenças finitas centrada nos elementos. Ele permite a especificação de qualquer número de poços de injeção ou descarga, de recarga ou descargas difusas, de espessuras saturadas, condições de contorno, cargas e concentrações iniciais.

CALIBRAÇÃO DOS MODELOS

O processo de calibração consiste na variação dos parâmetros de entrada de um modelo até que as condições existentes sejam simuladas com uma precisão satisfatória. No presente estudo, vários parâmetros tiveram que ser ajustados durante a simulação devido à falta de dados de campo adequados na maior parte do domínio modelado. Estes parâmetros incluem os coeficientes de dispersividade, as condutividades hidráulicas e o coeficiente de armazenamento do aquífero.

Fluxo

Para a aplicação do modelo matemático de fluxo, foi considerado um modelo conceitual onde o aquífero é livre em toda sua extensão, sendo delimitado nas bordas pelos divisores de água subterrânea, e abaixo, delimitado pela camada de folhelho, considerada contínua e impermeável. Este modelo conceitual é ilustrado na Figura 4. As variações de níveis do lençol freático durante o ano, foram consideradas desprezíveis em relação à espessura saturada do aquífero. O fluxo foi tido como bi-dimensional, horizontal e só foi estudada a parte saturada do aquífero.

A área foi discretizada em uma malha de 21 linhas por 14 colunas, com espaçamento de 30, 50 e 100m (Figura 5). A área de maior interesse, situada logo à jusante do aterro, foi discretizada com os espaçamentos menores. Como condições de contorno, todos os nós localizados no perímetro externo da região modelada (coincidentes com os divisores de água da bacia) foram considerados como impermeáveis, ou seja, fluxo nulo. Nos nós situados no brejo ou córrego, as cargas hidráulicas foram impostas como constantes, quando estas tendiam a serem maiores que as cotas topográficas destes nós; esta condição não era imposta quando as cargas tendiam a ser menores que as cotas (i.e. era permitido que um bombeamento drenasse partes do brejo, por exemplo). Na cota 555m foi suposta uma camada impermeável, horizontal. Na superfície livre do aquífero, os níveis podiam variar de acordo com recargas ou bombeamentos.

Após várias simulações para análises de sensibilidade do modelo aos parâmetros de entrada (apresentadas em Guiguer, 1987), os seguintes parâmetros foram os que forneceram os resultados mais compatíveis com as medidas de campo: taxa de infiltração de águas pluviais = 100 mm/ano, uniforme em toda a região; coeficiente de armazenamento = 0,2 ; condutividade hidráulica = $3,4 \times 10^{-6}$ m/s. O meio foi considerado homogêneo e isotrópico pois, apesar de na realidade ser extremamente heterogêneo, estas heterogeneidades ocorrem em uma escala muito menor que a escala de discretização do aquífero e de uma maneira uniforme em toda a área de estudo. A Figura 6 mostra a distribuição de cargas hidráulicas fornecidas pelo modelo utilizando-se estes parâmetros.

Na Figura 7 nota-se que há uma boa concordância entre os níveis calculados pelo modelo com aqueles medidos no campo. Com os parâmetros acima, o modelo foi julgado calibrado e pronto para simular a resposta das cargas hidráulicas quando o aquífero for submetido a novos fatores, tais como bombeamento de poços, construção de novos açudes na área, etc.

Transporte de Poluentes

Para a simulação de transporte de poluentes, foi utilizada a mesma malha feita para o fluxo, porém apenas numa sub-região imediatamente a jusante do aterro, compreendida entre as colunas 2 a 11 e as linhas 9 a 18 (indicado por uma linha mais grossa na Figura 5). Nesta sub-região a discretização é de 30m x 30m.

Como condição inicial, a concentração de cloreto em todos os nós foi adotada como igual à concentração natural de cloreto no aquífero, 5mg/l, com exceção dos nós da linha 9, colunas 3,4,6,7,8. Estes nós serviram para representar o aterro, permanecendo com uma concentração constante igual a 500mg/l em todas as simulações. Como condição de contorno, adotou-se que a concentração em todos os nós fora da região modelada permanecesse constante, igual a 5mg/l. As velocidades da água subterrânea, utilizadas pelo modelo, eram calculadas a partir das cargas hidráulicas fornecidas pelo modelo de fluxo e mantidas constantes durante todo o período de simulação.

O aquífero Área foi primeiramente simulado como sendo aquífero homogêneo e isotrópico, com a condutividade hidráulica de $3,4 \times 10^{-6}$ m/s. Guiguer (1987) apresenta várias análises de sensibilidade do modelo com relação aos coeficientes de dispersividade e porosidades efetivas para fluxo. Com a dispersividade longitudinal igual a 5m, a dispersividade transversal igual a 0,5m e a porosidade efetiva de 0,25, nota-se uma razoável concordância entre as concentrações de cloreto calculadas pelo modelo e as observadas nos poços de monitoramento (Figura 8).

Verifica-se que a distribuição de concentrações sofre influência tanto das zonas topograficamente mais baixas, para onde correm as linhas de fluxo, como da proximidade do aterro. Portanto duas frentes de avanço da mancha de poluição são formadas próximas ao aterro. Conforme se afasta do aterro, a mancha vai se tornando mais uniforme, seguindo aproximadamente a zona topograficamente mais baixa (o talveg do córrego).

Utilizando-se valores de coeficientes de dispersividade mais próximas de valores encontrados em testes de laboratório (Davis, 1986; Molz et al., 1986), $\alpha_L = 0,01m$ e $\alpha_T = 0,001m$, tentou-se chegar a uma boa concordância entre as concentrações medidas e as calculadas variando-se apenas a distribuição de condutividades hidráulicas. Três possíveis cenários de distribuição de condutividades hidráulicas no aquífero foram testados (Figura 9). As condutividades hidráulicas variavam entre 7×10^{-3} a 7×10^{-7} m/s.

Nota-se, na Figura 10a, que, com a simples presença de 4 células com condutividades hidráulicas menores,

já há um ligeiro desvio da mancha de poluição simulada para a direita, se aproximando mais da distribuição das concentrações medidas. Com a hipótese 2, surgem duas frentes de concentrações mais altas. A situada mais à esquerda, na Figura 10b, é freada quando encontra uma região de condutividade hidráulica menor, e a mais à direita avança para jusante, levada pelo transporte advectivo. Com a hipótese 3, a mancha de poluição se desenvolve de uma maneira ainda mais desuniforme.

Como todo o modelo requer uma fase de calibração, Molz et al. (1986) recomendam que se dê mais peso na variação das distribuições das condutividades hidráulicas do que nas das dispersividades. Os tres cenários utilizados mostram como se pode ajustar as concentrações simuladas com as observadas, variando apenas as condutividades hidráulicas do meio, mesmo com uma dispersividade pequena. Portanto, para estudos onde se pretenda utilizar um modelo matemático de transporte de poluentes, é fundamental o perfeito conhecimento da distribuição de condutividades hidráulicas.

SIMULAÇÃO DE SITUAÇÕES FUTURAS

Considerando que os parâmetros: coeficiente de dispersividade longitudinal, 5m, coeficiente de dispersividade transversal, 0,5m; porosidade efetiva para fluxo, 0,25 e aquífero homogêneo e isotrópico com condutividade hidráulica de $3,4 \times 10^{-6}$ m/s, forneciam valores de concentração comparáveis com os observados, foi simulada a evolução da mancha de poluição com o tempo (Figura 11a). Verifica-se que em 11 anos (1984 a 1995), as linhas de isoconcentração de 200mg/l caminhariam cerca de 25m, enquanto que as de 30mg/l, cerca de 90m.

Com os mesmos parâmetros foi simulado um esquema destinado à limpeza do aquífero. Segundo este esquema (Figura 11b), seriam colocados em operação, em 1984, três poços, cada um bombeando continuamente uma vazão de $1,5 \text{ m}^3/\text{h}$. As figuras 11c e 11d mostram a retração da mancha de poluição nos anos de 1990 e 1995. No ano de 1995, as concentrações nos dois poços próximos do aterro já teriam se estabilizado em 500mg/l e o avanço da mancha de poluição já teria sido controlado por este esquema.

CONCLUSÕES

A influência do aterro estudado sobre a qualidade das águas subterrâneas, após 5 anos de uso, atinge 200m de distância. A aplicação de modelos matemáticos permitiu que fossem feitas previsões do comportamento da mancha de poluição nos anos futuros. Também permitiu a comparação de possíveis sistemas de descontaminação do aquífero.

Ficou evidenciada a importância da fase de calibração quando da aplicação de modelos, pois as soluções não são únicas para se chegar a uma mesma configuração de fluxos ou concentração de poluentes. Os modelos ajudam a identificar também locais com deficiência de dados.

A distribuição das condutividades hidráulicas tem um papel mais importante do que a dispersividade quando da aplicação de modelos de simulação de transporte de massa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bear, J. -1972- Dynamics of Fluids in Porous Media. American Elsevier. New York, NY. 764 pp.

Davis, A.D. -1986- Deterministic Modeling of Dispersion in Heterogeneous Permeable Media. Ground Water 21 (6). 609-615.

Freeze, A.; Cherry, J.A. -1979- Groundwater. Prentice-Hall, New Jersey. 601pp.

Guiguer, N. -1987- Poluição das Águas Subterrâneas Causada por Aterros Sanitários: Uma Abordagem Matemático-Experimental. Diss. Mestrado. EP-USP, São Paulo. 250pp.

Hvorslev, M.J. -1951- Time Lag and Soil Permeability in Groundwater Observations. Bull. 36, Waterways Experiment Station Corp of Engineers. U.S. Army, Vicksburg, Miss. 50pp.

Konikow, L.F.; Bredehoeft, J.D. -1978- Computer Models of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Groundwater. U.S. Geol. Survey, Book 7, Chap. C2. Reston, Virg. 90pp.

Molz, F.G.; Guven, O.; Melville, J.G.; Keely, J.F. -1986- Performance and Analysis of Aquifer Tracer Tests with Implications for Contaminant Transport Modeling. Project Summary, EPA/600/52-86/062. Ada, Ok. 132pp.

Parisot, E.H.; Guiguer, N.; Rebouças, A.C.; Cabral, D.; Duarte, U. -1985- Monitoramento das Águas Subterrâneas Adjacentes ao Aterro Sanitário de Taubaté (SP), Primeiros Resultados - Bol. IG-USP, Série Científica 16, 32-45.

Petri, S.; Fulfaro, U.J. -1983- Geologia do Brasil. Edusp. São Paulo. 631pp.

Prickett, T.A.; Lonquist, C.G. -1971- Selected Digital Computer Technique for Groundwater Resource Evaluation. Ill. State Water Survey, Bull.55. Urbana, Ill. 62pp.

Sauty, J.P. -1980- An Analysis Of Hydrodispersive Transfer in Aquifers. Water Reso.Res. 16(1), 145-158.