

**INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE  
NA MODELAÇÃO DA POLUIÇÃO DE AQUÍFEROS EM MEIOS POROSOS  
O CASO DE VALE DE MILHAÇOS**

**Vitor G. OLIVEIRA <sup>1</sup> ; Luís RIBEIRO <sup>2</sup>**

**RESUMO:** Neste trabalho pretendem articular-se técnicas não paramétricas de estimação com um modelo de escoamento e transporte de água subterrânea, tendo em vista proceder a uma avaliação preliminar da contaminação de um sub-sistema aquífero relacionado com um aterro sanitário.

Desde há muito que o sub-sistema estudado, bem como, aliás, todo o aquífero superficial da península de Setúbal em que aquele se integra, vem sendo agredido em termos de contaminação decorrente não só de lixeiras várias, mas também da existência de um aterro sanitário em condições deficientes, situado nas imediações de Vale de Milhaços.

O estudo realizou-se apenas com base na informação contida nos logs de sondagem, que foram classificados em permeável/impermeável.

Após a escolha do modelo variográfico que melhor se adaptava à estrutura, foram efectuadas simulações estocásticas, a fim de obter imagens que possibilitassem a construção de cenários de risco alternativos. Os resultados obtidos, traduzidos pela probabilidade de cada malha do sub-sistema ser permeável, foram depois convertidos em condutividades hidráulicas.

Estas condutividades hidráulicas, foram então introduzidas num modelo de escoamento e transporte de água subterrânea, a fim de se avaliar a influência das heterogeneidades na extensão da pluma contaminante associada ao aterro.

**Palavras-chave:** Geoestatística da Indicatriz, Modelo Variográfico, Simulações Estocásticas, Modelo de Fluxo e Transporte de Água Subterrânea.

---

<sup>1</sup> Geólogo, M.Sc. em Hidrogeologia, Centro de Valorização de Recursos Minerais, Instituto Superior Técnico, Av.Rovisco Pais, 1096 Lisboa Codex;

<sup>2</sup> Engenheiro de Minas, Doutor em Engenharia de Minas, Centro de Valorização de Recursos Minerais, Instituto Superior Técnico, Av.Rovisco Pais, 1096 Lisboa Codex;

## 1 - INTRODUÇÃO

A deposição de resíduos sólidos em aterro pode constituir importante fonte de poluição das águas subterrâneas.

Um aterro pode definir-se como qualquer área que serve de depósito a resíduos sólidos urbanos ou municipais. Infelizmente, muitos dos aterros existentes no nosso País não são mais do que simples lixeiras, isto é, locais onde são periodicamente despejados lixos vários, sem qualquer tipo de atenção especial. Apenas uma pequena fracção dos aterros existentes pode ser encarada como constituindo *aterros sanitários*, designação que indica que foram planeados e construídos de acordo com determinadas especificações técnicas.

Os lixiviados de um aterro podem poluir a água subterrânea, se a água se mover através do material que o constitui. Possíveis fontes desta água em movimento incluem precipitação, infiltração de águas de superfície, água percolante de terrenos adjacentes e água subterrânea em contacto com o aterro. O problema de poluição dos aterros é maior quando ocorrem altas precipitações e níveis freáticos próximos da superfície.

Alguns poluentes importantes, entre vários outros frequentemente encontrados nos lixiviados, são as carências de oxigénio, tanto a química como a bioquímica, ferro, manganês, cloretos, nitratos, dureza e elementos-traço. A dureza, alcalinidade e total de sólidos dissolvidos (TSD) aumentam frequentemente à medida que se vão gerando gases (sub-produtos ulteriores dos aterros) tais como metano, dióxido de carbono, amónia e sulfureto de hidrogénio.

A zona em estudo (Figura 1) encontra-se coberta pela Carta Militar de Portugal à escala 1:25000, nº 442 - BARREIRO, do Instituto Geográfico do Exército, e é representada por um rectângulo com a área de 35 Km<sup>2</sup>, onde se verifica a existência de aterros sanitários em condições desadequadas.



Figura 1 - Localização da área em estudo.

Ao contrário daquilo que, por via de regra, acontece em Portugal Continental, em que é nas albufeiras que habitualmente se encontra a origem de eleição para os sistemas de abastecimento de água destinada a consumo humano, as necessidades em água do concelho de Almada, tanto para abastecimento público, como para qualquer outro fim, são completamente supridas apenas com recurso à água subterrânea. Para satisfação das necessidades em água do município de Almada, utilizam os Serviços Municipalizados de Água e Saneamento deste concelho diversas captações implantadas no sistema aquífero Mio-Pliocénico do Tejo-Sado,

que se localizam não apenas na área do seu próprio município, mas também e maioritariamente, na do município vizinho do Seixal.

Quanto ao armazenamento dos Resíduos Sólidos (R.S.) produzidos no concelho de Almada a situação não é muito diferente, uma vez que há já muitos anos que os resíduos recolhidos neste município são transportados para o município do Seixal, onde são depositados em aterro. Inicialmente, os resíduos sob responsabilidade camarária eram depositados no local assinalado na Figura 2 como *Aterro Sanitário Antigo I*, depois passaram a sê-lo no *Aterro Sanitário Antigo II*, aproximadamente a S do primeiro e com ele confinante, e actualmente são depositados no local designado por *Aterro Sanitário Actual*. Tanto este como o *Aterro Sanitário Antigo II* podem já considerar-se, de acordo com informações dos responsáveis, como verdadeiros aterros sanitários, impermeabilizados e equipados com dispositivos de queima de gases e recolha de lixiviados. Todavia, o *Aterro Sanitário Antigo I*, desactivado em 1984 sem manto de recobrimento, por ser mais antigo não possui tais características.

## **2 - HIDROGEOLOGIA**

O sistema aquífero da península de Setúbal, é constituído por depósitos Terciários (Mio-Pliocénicos) e Quaternários das bacias dos Rios Tejo e Sado, e considera-se, na prática, como dividido em dois sub-sistemas aquíferos principais: um profundo, cativo, constituído por formações Mio-Pliocénicas, e outro livre, superficial, constituído por depósitos Plio-Quaternários. Os dois sub-sistemas encontram-se, a uma profundidade média de 100 m, separados por um aquitardo, constituído por nível argiloso mais ou menos contínuo. Este aquitardo, atribuído ao topo do Miocénico/base do Pliocénico e por vezes de difícil identificação, permite que se verifique drenância entre os dois sub-sistemas.

## **3 - METODOLOGIA**

A metodologia, que será aplicada a uma área restrita definida em função do *Aterro Sanitário Antigo I* - ver Figura 2 -, permite caracterizar para um ou mais parâmetros, a contaminação das águas subterrâneas existentes sob locais onde se verifique deposição de R.S.urbanos, industriais ou hospitalares, ou mesmo efluentes, quaisquer que sejam as suas origens.

### **3.1 - Dados utilizados**

Os dados utilizados no presente trabalho foram obtidos junto dos SMAS Almada (Serviços Municipalizados de Água e Saneamento do Concelho de Almada) e junto da DRARN-LVT (Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais de Lisboa e Vale do Tejo).

Junto dos SMAS Almada foram obtidos dados relativos a 41 perfis litológicos (*logs*) de sondagem, referentes a furos de pesquisa e captação de água para abastecimento. São diversas as empresas que os efectuaram, bem como as datas das furações. Junto da DRARN-LVT foram obtidos dados relativos a 43 *logs* de sondagem, referentes a furos de pesquisa e captação de água para abastecimento, constantes do inventário de pontos de água daquela instituição. São igualmente diversas as empresas que os efectuaram, bem como as datas das furações.

Ainda junto desta DRARN, obtiveram-se dados relativos a 18 pontos de água superficiais (poços), com vista ao estabelecimento do modelo de escoamento local.



O critério utilizado, visando a definição dos limites de zonas de permeabilidades relativamente altas e baixas, é o constante do Quadro II.

### Quadro II

Exemplos do critério adoptado, com vista à construção da variável indicatriz.

Permeabilidade Alta, $I(u_a; s_k) = 1$	Permeabilidade Baixa, $I(u_a; s_k) = 0$
Areia grossa um pouco argilosa	Argila arenosa
Areia fina a média c/intercalações argilosas	Areia f. a m. acinzentada c/...algum seixo argilosa
Grés calco-margoso	Grés fino margoso
Grés calcário argiloso	Silte

A classificação adoptada é uma classificação relativa, portanto necessariamente subjectiva, que, por exemplo, assenta, entre outras suposições, na de que as margas, constituídas por carbonatos e argila aproximadamente em proporções iguais, são consideradas impermeáveis, o que faz com que na transição *calcário - calcário argiloso - calcário margoso - marga - argilito margoso - argilito*, apenas os três primeiros termos sejam considerados permeáveis, sendo os restantes impermeáveis.

Após esta codificação binária em que se obtiveram 4985 pontos, correspondentes à discretização dos logs de 1 m em 1 m, desde a cota de boca do furo até à profundidade máxima de 60 m, procedeu-se à elaboração de semivariogramas, com vista à caracterização da estrutura espacial do aquífero-aquitardo. Após a construção do semivariograma experimental é ajustado o modelo teórico que melhor reflecte o comportamento dos dados.

No Quadro III indicam-se algumas características dos semivariogramas obtidos (veja-se também Figura 3):

### Quadro III

Alguns dados relativos aos semivariogramas experimentais e modelos teóricos ajustados.

Direcção	1	2
Azimute	0°	0°
Inclinação	0°	90°
Regularização	180°	0.1°
Efeito de Pepita, $C_0$	0.025	0.025
$C_1$	0.105	0.105
Amplitude, $a_1$	120 m	12 m
$C_2$	0.1193	0.1193
Amplitude, $a_2$	510 m	85 m
Variância “a priori”	0.2493	

Como se pode ver através do Quadro III, a direcção 1 corresponde ao semivariograma horizontal omnidireccional, enquanto que a direcção 2 corresponde ao semivariograma vertical.

Na Figura 3 apresentam-se os semivariogramas experimentais referentes a cada uma das duas direcções utilizadas, bem como os respectivos modelos teóricos ajustados. Note-se a existência de anisotropia geométrica entre o semi-eixo maior e o semi-eixo menor do elipsóide de anisotropia, de valor igual a 10 para a 1ª estrutura (120/12) e de valor igual a 6 para a 2ª estrutura (510/85). Embora as estruturas constantes do semivariograma horizontal (direcção 1) tenham sido interpretadas com auxílio do semivariograma vertical (direcção 2), distinguem-se, para além do efeito de pepita, duas escalas de variação espacial, que são:

- Uma, regional, de amplitudes máxima de 510 m e mínima de 85 m;

- Outra, local, de amplitudes máxima de 120 m e mínima de 12 m;

A estrutura regional encontra-se relacionada com variações litológicas em grande, à escala regional, cujas distâncias máximas (distâncias a partir das quais as amostras deixam de estar correlacionadas) traduzem variações de fácies, quer laterais, quer verticais, que limitam as diferentes unidades hidroestratigráficas.

A estrutura local relaciona-se com a distância a partir da qual, dentro de cada unidade hidroestratigráfica, as amostras deixam de estar correlacionadas, reflectindo variações ou heterogeneidades litológicas pontuais, ao nível da lentícula.

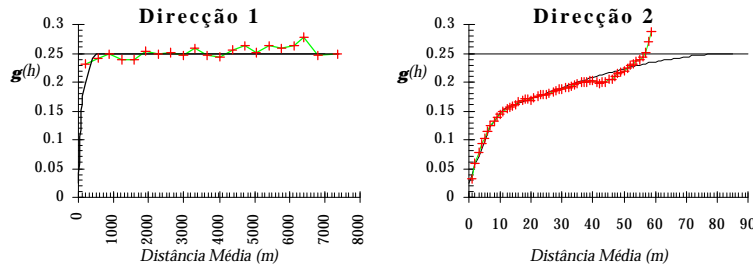


Figura 3 - Semivariogramas experimentais e modelos teóricos ajustados.

### 3.3 - Simulações condicionais

Tanto neste como noutros trabalhos, ao modelar a incerteza associada a qualquer distribuição, o que se pretende realmente é conhecer a probabilidade de ocorrência conjunta de determinado conjunto de valores, grandes ou pequenos, que permitirão depois construir diversos cenários alternativos, em função dos quais poderão ser tomadas decisões.

Para atingir este objectivo, utilizam-se normalmente as simulações estocásticas, que consistem na geração de várias realizações (tantas quantas as simulações pretendidas), todas igualmente prováveis, da distribuição conjunta das variáveis estudadas, possibilitando, assim, a construção de diferentes cenários alternativos.

A construção de tais cenários é obtida através da comparação do conjunto de realizações geradas, todas igualmente prováveis em relação a uma realidade desconhecida. Esta comparação permitirá visualizar as flutuações existentes de imagem para imagem, reflectindo a variabilidade do fenómeno. Em função do fim em vista, podem agora escolher-se diversas imagens, com base nas quais serão então construídos os diferentes cenários alternativos.

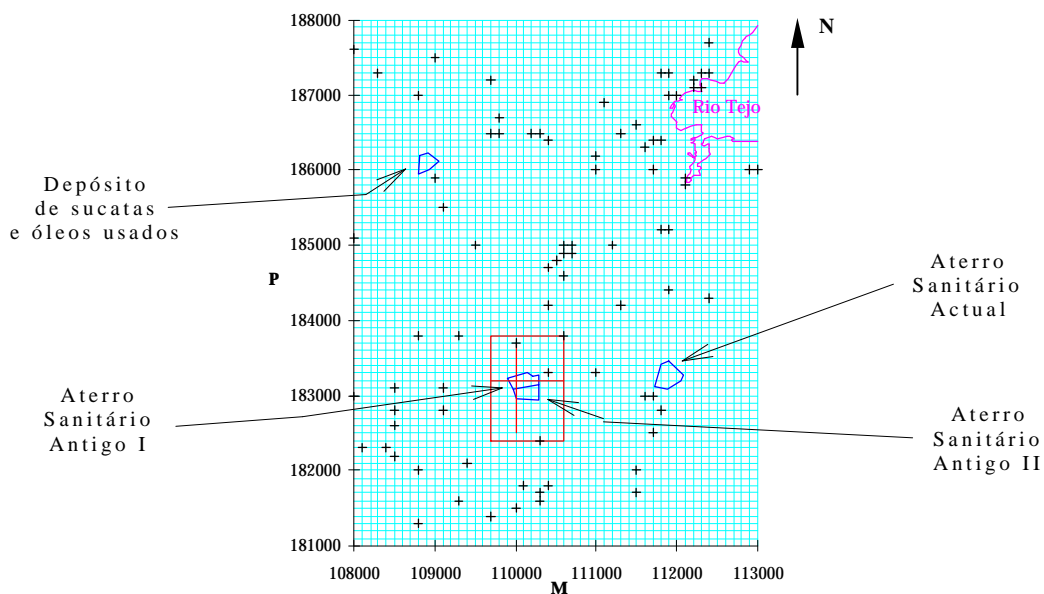


Figura 4 - Localização dos perfis onde foram elaboradas imagens relativas às duas simulações escolhidas. Projecção horizontal. Malha da quadrícula: 100 m x 100 m.

No presente trabalho foram efectuadas diversas simulações condicionais com base no programa de simulação sequencial da indicatriz SISIM, incluído no pacote GSLIB [DEUTSCH e JOURNAL (1992)].

Tais simulações designam-se de condicionais por serem condicionadas aos valores reais, respeitando-os nos locais onde eles existem. Das simulações efectuadas escolheram-se duas: as que possuem os estatísticos (médias) que mais se afastam dos estatísticos locais, por forma a privilegiar os extremos, e assim melhor alocar a incerteza.

Por forma a simplificar a visualização dos resultados obtidos, foram seleccionados dois perfis, um segundo a direcção N-S, o outro segundo a direcção E-W, que se indicam na Figura 4. Foi, assim, possível obter duas imagens de cada modelo (traçadas segundo os perfis N-S e E-W, indicados na Figura 4) que se apresentam nas Figuras 5 e 6.

Atente-se no perfil N-S, em P=183700, em que os valores obtidos são os reais, sendo os correspondentes à indicatriz relativa ao “log” do furo existente no local.

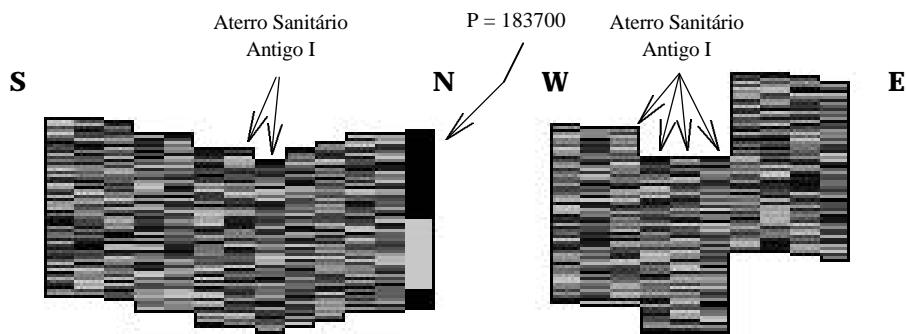


Figura 5 - Imagens relativas à Simulação 1, traduzindo, em escala de cinzentos, a probabilidade do material ser permeável (ver legenda da Figura 6).

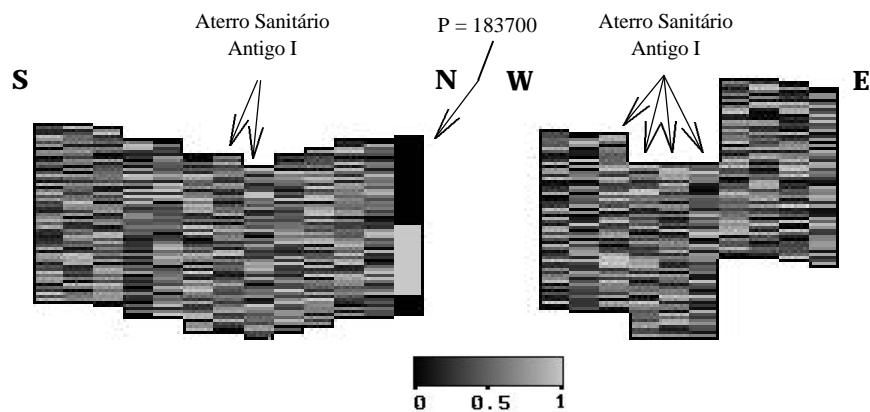


Figura 6 - Imagens relativas à Simulação 2, traduzindo, em escala de cinzentos, a probabilidade do material ser permeável.

Escala vertical: sobreelevação de 15 x. Escala de cinzentos: 0 - Impermeável; 1 - Permeável;

Nestas imagens é patente a variabilidade associada ao processo de simulação, reflectindo as heterogeneidades presentes.

### 3.5 - Modelação matemática

Vamos agora, com base nos resultados obtidos nas simulações, utilizar um modelo de fluxo e transporte de água subterrânea, a fim de avaliar a influência das heterogeneidades na distribuição da pluma contaminante associada ao aterro.

Para este fim, foi utilizado o “software” ASM [KINZELBACH e RAUSCH (1995)], que usa um método numérico a duas dimensões, e se baseia na formulação implícita do método das diferenças finitas para resolução da equação da difusividade.

Foi adoptado um método bidimensional por questões de simplicidade de cálculo, tendo-se simulado o aquífero segundo dois planos verticais. A passagem do capítulo anterior para o actual é feita fazendo-se corresponder a cada malha um valor que é função da probabilidade antes obtida para essa mesma malha, e que corresponde à sua condutividade hidráulica.

### 3.5.1 - Modelo de escoamento

O subsistema modelado foi considerado como um aquífero livre, em regime de equilíbrio, correspondente ao paralelepípedo (rectângulo, em projecção horizontal) representado na Figura 4. A simulação foi efectuada para o período de cinco anos (1825 dias), ainda que o Aterro Sanitário I tenha sido desactivado em 1984, há cerca de 13 anos, portanto.

A discretização espacial utilizada na modelação afasta-se algo da utilizada nos capítulos anteriores, em virtude de dois factores principais:

- Devido ao modelo utilizado ser bidimensional e não tridimensional;
- Devido à deformação que seria introduzida na malha;

Assim, simulou-se um aquífero heterogéneo a duas dimensões segundo dois planos verticais (perfis N-S e E-W, indicados na Figura 4), de acordo com a configuração geométrica constante do Quadro IV.

**Quadro IV**  
Configuração geométrica do subsistema aquífero modelado.

	<b>Perfil N-S</b>	<b>Perfil E-W</b>
<b>Número de linhas</b>	80	80
<b>Espaçamento</b>	1 m	1 m
<b>Número de colunas</b>	13	10
<b>Espaçamento</b>	100 m	100 m
<b>Número de camadas</b>	1	1
<b>Espessura</b>	100 m	100 m

A entrada de dados processa-se através da introdução dos valores na matriz correspondente. Assim:

Na matriz relativa à condutividade hidráulica, atribuiu-se a cada malha um valor que é função do valor das probabilidades obtidas no capítulo anterior para essa mesma malha. Na realidade, os valores obtidos no capítulo anterior através do processo de simulações condicionais, representam a probabilidade da malha a que se referem ser permeável (uma malha impermeável terá um valor próximo de zero, enquanto que uma malha com grande permeabilidade terá um valor próximo de um). Ora, sabendo que uma areia limpa pode ter uma condutividade hidráulica,  $K$ , da ordem dos  $10^{-3}$  m/s [FREEZE e CHERRY (1979)], a transformação de tais valores em condutividades hidráulicas,  $K$ , obtém-se multiplicando a probabilidade média de cada malha por  $10^{-3}$  m/s.

Ainda que não tenha sido possível confirmá-lo no campo, uma vez que não foram efectuados quaisquer ensaios, considerou-se ser a Condutividade Hidráulica uma grandeza anisótropa no plano vertical, pelo que foi atribuído ao respectivo coeficiente de anisotropia ( $K_y/K_x$ ) o valor de 0.01 [FREEZE e CHERRY (1979)].

Os valores atribuídos à matriz de potenciais iniciais foram interpolados a partir de um modelo de escoamento preliminar, estabelecido com base nos valores dos níveis da água nos 18 poços indicados no Quadro I, enquanto que relativamente às condições de fronteira, se considera o subsistema aquífero limitado por uma fronteira de potencial especificado, igual ao potencial inicial nas malhas de fronteira, nas malhas laterais e inferiores, e por uma fronteira de caudal especificado, de valor correspondente à recarga do subsistema (calculada em 71.9 mm/ano) nas malhas superiores. Relativamente à matriz dos coeficientes de armazenamento, esta foi considerada nula, salvo nas malhas de potencial especificado, às quais foi atribuído o valor de  $10^{25}$ . São, assim, estas malhas capazes de responder a qualquer solicitação de água, o que faz com que se mantenha invariável o seu nível piezométrico.

Na construção do modelo de escoamento não foi contemplada a existência de extracção decorrente de furos de captação. Isto porque, para além dos valores que possuíamos relativamente a furos de captação se localizarem nas fronteiras Este e Sul do modelo, também os caudais captados, por o serem em profundidade, se referem ao aquífero confinado, e não ao aquífero livre, que é o que pretendemos analisar.

Com vista à computação dos fluxos, utilizou-se o método do gradiente conjugado pré-condicionado, com um número máximo de 800 iterações e um erro médio permitido de  $1 \times 10^{-7}$  m.

Na Figura 7 apresentam-se os resultados obtidos através da aplicação do modelo de escoamento às Simulações 1 e 2, segundo o perfil N-S. Note-se que o escoamento se processa aproximadamente de S para N, respeitando a tendência do gradiente natural, ou seja, em direcção ao Rio Tejo.

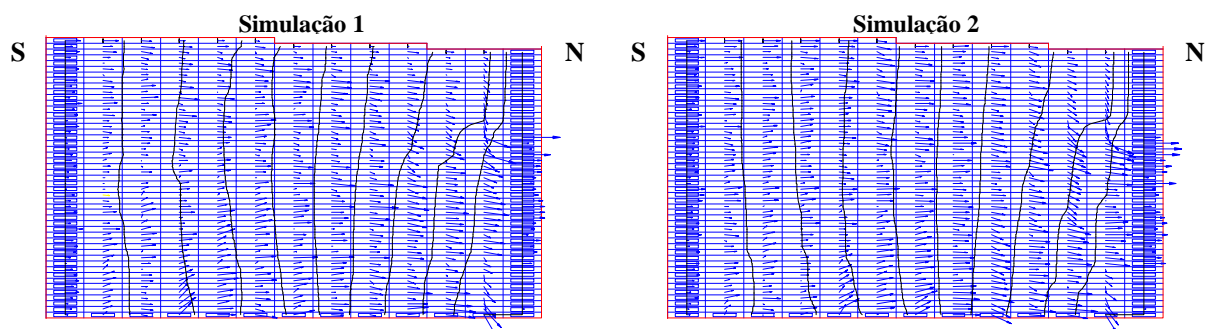


Figura 7 - Potenciais em regime de equilíbrio – Simulações 1 e 2 .

$h_{\min}=20.4\text{m}$ ;  $h_{\max}=22.8\text{m}$ ;  $\Delta h=0.24\text{ m}$ ; escala:1/20.000; sobre-elevação vertical: 15 x.

Na Figura 8 apresentam-se os resultados obtidos através da aplicação do modelo de escoamento às Simulações 1 e 2, segundo o perfil E-W.

Note-se que o escoamento se processa aproximadamente de W para E, respeitando a tendência do gradiente natural.

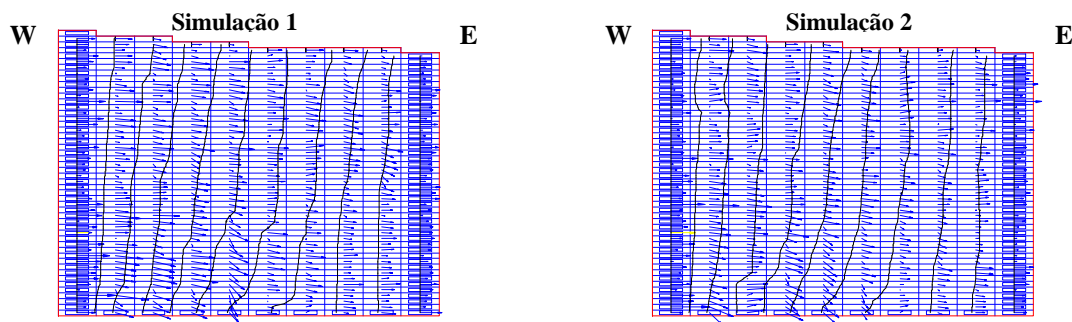


Figura 8 - Potenciais em regime de equilíbrio – Simulações 1 e 2.

$h_{\min} = 19.8\text{ m}$ ;  $h_{\max} = 23.1\text{ m}$ ;  $\Delta h=0.33\text{ m}$ ; escala: 1/20.000; sobre-elevação vertical: 15 x.

Note-se a influência das heterogeneidades no escoamento, expressa nas diferenças dos resultados obtidos.

### 3.5.2. Modelo de transporte

Aos resultados obtidos irá agora aplicar-se o modelo de transporte.

O “software” ASM utiliza um processo numérico baseado no método de “random walk”, que apenas permite aplicar a situações de regime permanente.

O método de “random walk” ou “percurso aleatório”, consiste em considerar cada partícula como representando uma massa fixa de contaminante ou poluente, sujeitando-a a transporte advectivo e dispersivo. O transporte advectivo é feito de acordo com a direcção do movimento, enquanto que o dispersivo é simulado estatisticamente, somando ao primeiro um movimento aleatório relacionado com o tamanho dos coeficientes de dispersão. A interpretação das concentrações apenas fará sentido com base no somatório final de todas as partículas simuladas.

Entre os diversos contaminantes habitualmente presentes nos lixiviados de aterros sanitários, alguns há que se revestem de especial perigosidade para a saúde pública. É o caso do Mercúrio (podem encontrar-se em lixiviados de aterros sanitários concentrações de Hg próximas de 0.2 mg/l), que é utilizado em barómetros, termómetros, disjuntores, lâmpadas e baterias. Usam-se também compostos de Mercúrio em insecticidas, raticidas e desinfectantes.

Classificado pelo Anexo IX do Dec.-Lei nº 74/90 como substância tóxica, este diploma considera o Hg como devendo ser, de todas as substâncias susceptíveis de integrar uma água para consumo humano, aquela que deve ter o menor Valor Máximo Admissível (V.M.A.), que estabelece em 0.001 mg/l. Idêntico V.M.A. estabelece o Anexo II do mesmo Decreto, relativamente ao Hg presente numa água de qualquer classe (A1, A2 ou A3) destinada à produção de água para consumo humano, considerando, no entanto, como Valor Máximo Recomendável (V.M.R.) apenas 0.0005 mg/l.

Estas imposições decorrem do facto do Hg ser considerado uma substância muito tóxica, sabendo-se que se concentra na cadeia alimentar, especialmente nos peixes. Dificilmente eliminado do corpo, este metal pesado constitui um veneno cumulativo, cuja ingestão em quantidades superiores às quantidades-traço, por intermédio de comida contaminada ou através da pele ou mucosas, resulta em envenenamento, donde podem resultar doenças de pele, hemorragias, problemas de fígado e rins e distúrbios gastro-intestinais, podendo mesmo conduzir à morte.

Deve frisar-se que não foram efectuados quaisquer ensaios de campo, o que, de resto, já havia sido referido a propósito do modelo de escoamento. Por outro lado, a inexistência de dados de monitorização traduz-se pela utilização de um modelo não susceptível de ser calibrado, pelo que as conclusões dele extraídas devem ser encaradas com precaução.

Os parâmetros utilizados são, de acordo com a bibliografia, considerados razoáveis relativamente às formações em causa. Assim:

\* Porosidade Efectiva 30%

Foi adoptado este valor por ser entendido como razoável neste tipo de formações, de acordo com o USGS [SPITZ e MORENO (1996)];

\* Dispersividade Longitudinal 10 m

O valor deste parâmetro pode considerar-se, de forma grosseira, como correspondendo a 0.1 da distância percorrida pelos solutos transportados [SPITZ e MORENO, *op. citada*];

\* Dispersividade Transversal 1 m

Em termos grosseiros, o valor deste parâmetro pode considerar-se como correspondendo a 0.1 do valor da Dispersividade Longitudinal [SPITZ e MORENO, *op. citada*];

\* Coeficiente de Difusão Molecular  $5 \times 10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$

A este parâmetro foi atribuído um valor considerado médio (FREEZE e CHERRY, *op. citada*);

\* Número de Partículas 100

\* Factor de Retardação 1

Atribuído o valor 1 em consequência de se considerar serem os solutos transportados não reactivos;

\* Taxa de Degradação do Poluente 0

Atribuído o valor 0 em consequência de se considerar não haver lugar a degradação biológica ou radioactiva;

\* Incremento de Tempo 36.5 d

\* Número de Passos de Simulação 50

O tempo de simulação é dado pela multiplicação do incremento de tempo pelo número de passos de simulação. Neste caso é de 1825 dias, correspondentes a cinco anos.

Com base nestes valores foi simulada durante um período de cinco anos (embora o aterro se encontre desactivado há cerca de 13 anos) uma injeção permanente de  $10^{-4} \text{ Kg/d}$  (1 decigramas/dia) de Hg no sub-sistema aquífero. Admitiu-se ser esta quantidade de Hg proveniente dos lixiviados produzidos na totalidade da área ocupada pelo aterro (o Aterro Sanitário Antigo I ocupa uma área aproximada de  $30.000 \text{ m}^2$  - veja-se Figura 4). Embora a área ocupada pelo aterro seja da ordem de grandeza indicada, foi considerado que a injeção se processa por uma malha apenas, admitindo-se, para efeitos de modelação, a injeção reportada ao centro da malha a que foi atribuída, o que, como veremos adiante, justifica o facto de, por vezes, a concentração da malha em que se verifica a injeção ser mais pequena do que a de malhas adjacentes a jusante.

A fim de analisar o comportamento do poluente ao longo do tempo, foram seleccionados três poços de observação para cada um dos planos estudados.

Os resultados da aplicação do modelo de transporte às Simulações 1 e 2, relativos ao perfil N-S, apresentam-se nas Figuras 9 e 10.

A sua expressão é dada através de intervalos de concentrações: as malhas cuja concentração é inferior a 5% da concentração máxima não são representadas; as malhas cuja concentração é igual ou superior a 5% da concentração máxima, encontram-se assinaladas em diversos tons de azul, correspondendo os tons menos carregados a menores concentrações, e os mais carregados a maiores concentrações.

Os intervalos de concentração utilizados são os seguintes:

[ $6.6\text{E-}5$  ,  $2.6\text{E-}4$ [ , [ $2.6\text{E-}4$  ,  $5.3\text{E-}4$ [ , [ $5.3\text{E-}4$  ,  $7.9\text{E-}4$ [ , [ $7.9\text{E-}4$  ,  $1.1\text{E-}3$ [ e [ $1.1\text{E-}3$  ,  $1.3\text{E-}3$ ]

Concentração mais elevada:  $1.3\text{E-}3$ ;

Início do primeiro intervalo: 5% da concentração mais elevada, ou seja,  $6.6\text{E-}5$ ;

As concentrações calculadas são as concentrações médias da malha, para malhas normais, e as concentrações da água extraída, no caso das malhas de potencial especificado.

Note-se a forma da pluma contaminante, que se desenvolve para N, reflectindo, portanto, a influência exercida pelo modelo de escoamento.

Uma perspectiva útil da distribuição das concentrações é dada pelas curvas de concentrações versus tempos (curvas “*breakthrough*”), que se representam na mesma figura.

Estas curvas, que se reportam aos poços de observação indicados, permitem observar a evolução das concentrações ao longo do tempo, a diferentes distâncias da fonte poluidora.

O seu comportamento ao longo do tempo é típico de uma injeção permanente em regime de equilíbrio.

As curvas “*breakthrough*” caracterizam-se por um aumento brusco das concentrações, que atingem um valor máximo assintoticamente. Com o aumento da distância à fonte, a concentração diminui. A exceção é a malha por onde se processa a injeção: como a fonte se considera reportada ao centro da malha, a concentração média na totalidade da célula é menor do que a da célula imediatamente a jusante.

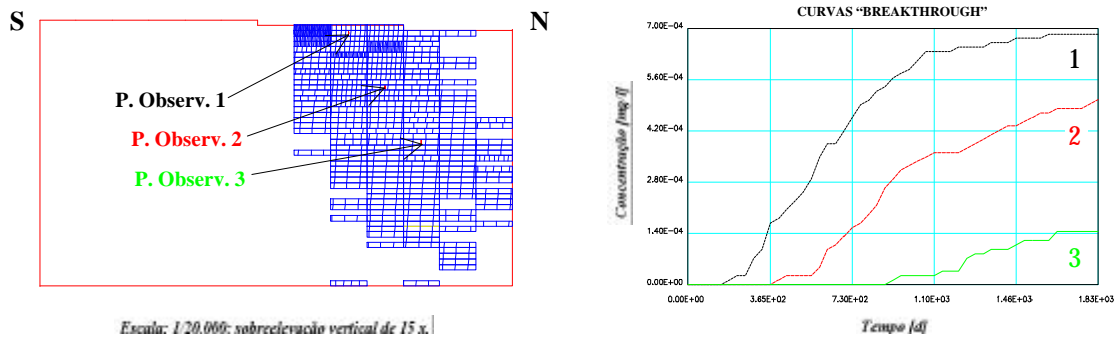


Figura 9 - Distribuição da concentração [mg/l] e curvas de Concentrações versus Tempos, relativas aos poços de observação 1, 2 e 3 ao fim do tempo  $t = 1825$  d. Perfil N-S, Simulação 1.

Na Figura 10 apresentam-se os resultados relativos à aplicação do modelo de transporte à Simulação 2, segundo o perfil N-S.

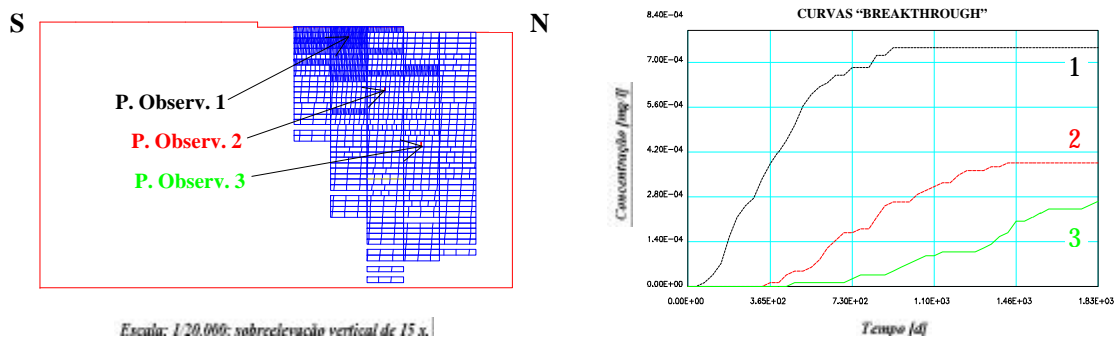


Figura 10 - Distribuição da concentração [mg/l] e curvas de Concentrações versus Tempos, relativas aos poços de observação 1, 2 e 3 ao fim do tempo  $t = 1825$  d. Perfil N-S, Simulação 2.

Os intervalos de concentração aqui utilizados são os seguintes:

$[4.1E-5, 1.7E-4[$  ,  $[1.7E-4, 3.3E-4[$  ,  $[3.3E-4, 5.0E-4[$  ,  $[5.0E-4, 6.6E-4[$  e  $[6.6E-4, 8.3E-4]$

Concentração mais elevada:  $8.3E-4$ ;

Início do primeiro intervalo: 5% da concentração mais elevada, ou seja,  $4.1E-5$ ;

Note-se a forma da pluma contaminante, seguindo um padrão de distribuição das concentrações análogo ao da Simulação 1. Verifica-se agora, no entanto, uma diminuição da concentração máxima atingida. Esta diminuição poderá relacionar-se com o método “*random walk*”, utilizado pelo algoritmo de transporte, uma vez que a média da Simulação 2 é ligeiramente superior à da Simulação 1.

Na mesma figura representam-se as curvas “*breakthrough*” relativas à Simulação 2. Atente-se no Poço de Observação 1, que atinge a sua concentração máxima em cerca de dois

anos e meio apenas, chegando mesmo a ultrapassar a concentração que atingia no decurso da Simulação 1.

Nas Figuras 11 e 12 procede-se à análise do transporte segundo o perfil E-W.

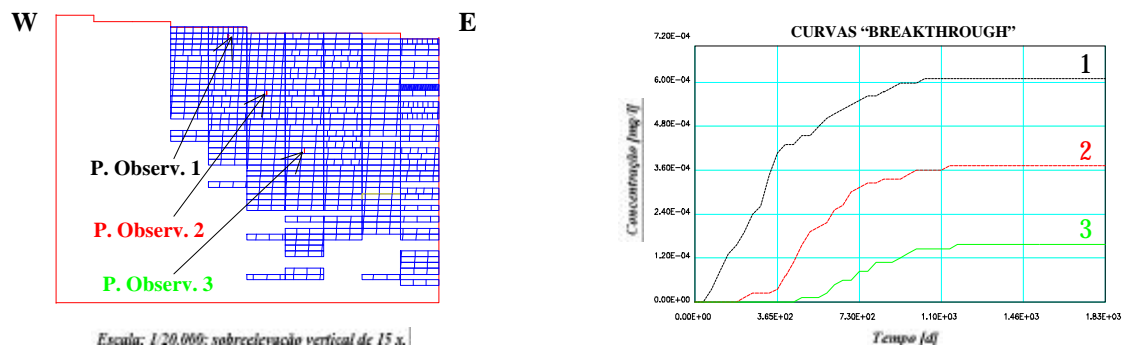


Figura 11 - Distribuição da concentração [mg/l] e curvas de Concentrações versus Tempos, relativas aos poços de observação 1, 2 e 3 ao fim do tempo  $t = 1825$  d. Perfil E-W, Simulação 1.

Os intervalos de concentração utilizados nesta simulação são os seguintes:

$[6.8E-5, 2.7E-4[$  ,  $[2.7E-4, 5.4E-4[$  ,  $[5.4E-4, 8.1E-4[$  ,  $[8.1E-4, 1.1E-3[$  e  $[1.1E-3, 1.4E-3]$

Concentração mais elevada:  $1.4E-3$ ;

Início do primeiro intervalo: 5% da concentração mais elevada, ou seja,  $6.8E-5$ ;

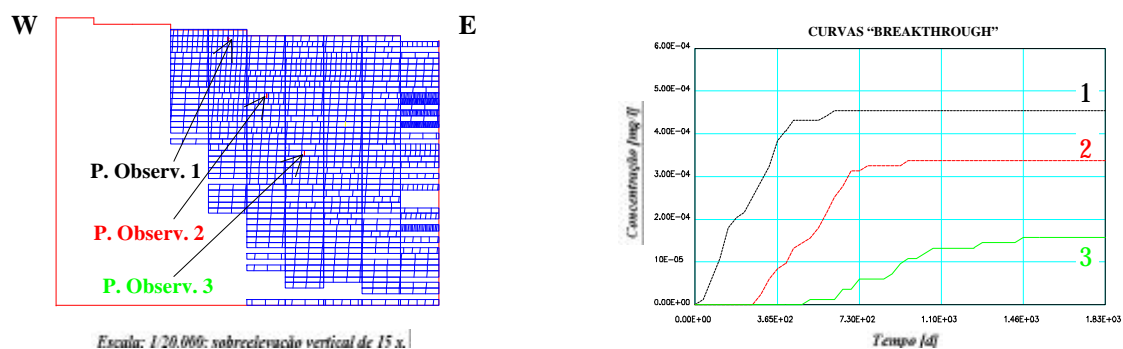


Figura 12 - Distribuição da concentração [mg/l] e curvas de Concentrações versus Tempos, relativas aos poços de observação 1, 2 e 3 ao fim do tempo  $t = 1825$  d. Perfil E-W, Simulação 2.

Os intervalos de concentração utilizados são os seguintes:

$[4.2E-5, 1.7E-4[$  ,  $[1.7E-4, 3.3E-4[$  ,  $[3.3E-4, 5.0E-4[$  ,  $[5.0E-4, 6.7E-4[$  e  $[6.7E-4, 8.4E-4]$

Concentração mais elevada:  $8.4E-4$ ;

Início do primeiro intervalo: 5% da concentração mais elevada, ou seja,  $4.2E-5$ ;

Note-se que a concentração máxima é, de novo, atingida na Simulação 1, o que já havia acontecido com o perfil N-S.

De facto, em ambos os perfis, a concentração máxima é atingida na Simulação 1, o que poderá dever-se, tanto ao método de transporte utilizado pelo modelo (“random walk”), como à influência exercida pelas heterogeneidades do meio, responsáveis por condutividades

hidráulicas localmente mais baixas na Simulação 2, o que, contudo, não invalida que a sua média seja globalmente mais elevada do que a da Simulação 1, ainda que bastante próxima desta.

Atente-se novamente no Poço de Observação 1, que atinge agora a sua concentração máxima em cerca de dois anos e meio no decurso da Simulação 1, atingindo uma concentração máxima muito menor no decurso da Simulação 2, embora de forma ainda mais rápida. Uma vez mais se torna nítido o efeito das heterogeneidades no comportamento do poluente injectado.

## **4 - CONCLUSÕES**

### **4.1 - Limitações de aplicabilidade**

Uma das principais limitações deste trabalho, senão a principal, resulta da falta de uma rede de monitorização - através da qual seria possível, em cada momento, proceder ao controlo de poluição do sub-sistema aquífero - o que inviabiliza uma abordagem determinística do problema em estudo.

Sai assim diminuída a aplicabilidade do modelo de escoamento e transporte utilizado, devido à inexistência de dados que o permitam calibrar. Com efeito, o processo de calibração exige a existência de dados observados, susceptíveis de comparação com os resultados obtidos. Não existindo aqueles, é difícil afectar determinado grau de certeza a estes.

A abordagem do problema foi, portanto, efectuada recorrendo a técnicas do domínio da Geoestatística. Assim se explica a utilização das simulações estocásticas no decurso do presente trabalho: estas permitiram proceder a uma análise da incerteza associada à distribuição do poluente estudado.

No presente trabalho apresentam-se dois cenários, igualmente prováveis, de dispersão da pluma poluente. Tais cenários (e outros, que podem vir a construir-se) podem utilizar-se com vista à eventual implementação de uma rede de monitorização, situando-a, por exemplo, nas malhas em que existe maior probabilidade de se exceder determinado limite de concentração.

### **4.2 - Análise do trabalho**

Pretendeu-se com este trabalho, mediante a associação de técnicas da Geoestatística não paramétrica com um modelo de escoamento e transporte de água subterrânea, proceder a uma avaliação preliminar da contaminação de um sub-sistema aquífero relacionado com um aterro sanitário.

O estudo efectuado baseou-se apenas na informação contida nos “logs” de sondagem, que foram classificados em permeável ou impermeável. Embora a informação habitualmente contida nos “logs” seja imutável ao longo do tempo, houve que ter em atenção que tendo a classificação dos testemunhos sido feita por pessoas diferentes, foram os critérios nela adoptados também igualmente diferentes. Por isto mesmo, sondagens por vezes realizadas pela mesma empresa, mas por diferentes operadores, se revelaram de difícil interpretação. Uma ligeira subtilidade, apenas, na classificação pode conduzir a que determinado troço de sondagem seja classificado como impermeável, não o sendo, e vice-versa.

Após a escolha do modelo variográfico que melhor se adaptou à estrutura em estudo, efectuaram-se simulações estocásticas, a fim de obter imagens, todas igualmente prováveis da realidade desconhecida, que possibilitassem a visualização de cenários de risco alternativos. Estes seriam constituídos pelos extremos, ou seja, pelas realizações cujos estatísticos mais se afastavam dos estatísticos iniciais. Das simulações efectuadas, seleccionaram-se apenas duas.

Os resultados assim obtidos, que diferem de malha para malha, e representam, para cada malha do sub-sistema, a *probabilidade desta ser permeável*, foram em seguida convertidos em condutividades hidráulicas, tendo-se, para o efeito, atribuído o valor de  $1 \times 10^{-3}$  m/s à condutividade hidráulica de uma areia limpa. Assim, uma malha francamente permeável teria uma condutividade hidráulica próxima deste valor, enquanto que uma malha praticamente impermeável teria uma condutividade hidráulica próxima de zero.

As duas matrizes obtidas seriam, finalmente, introduzidas no modelo de fluxo e transporte, produzindo os resultados constantes das Figuras 7 a 12. Estas viriam a permitir avaliar a influência das heterogeneidades na extensão da pluma contaminante associada ao aterro, tendo-se para o efeito simulado no aquífero uma injeção permanente de 0.0001 Kg/d (1 dg/d) de Hg, durante um período de 5 anos. O mercúrio injectado foi considerado proveniente dos lixiviados de todo o aterro.

Os resultados obtidos, cujos máximos atingem valores de  $1.4 \times 10^{-3}$  mg/l, reflectem uma contaminação preocupante, atendendo ao poluente simulado. É certo que tais valores necessitam de confirmação. Contudo, devido à inexistência de monitorização a nível da água subterrânea, não pôde o modelo ser calibrado. Desconhece-se, por isso, até que ponto se afastam os resultados obtidos da realidade.

Não obstante, poderão estes valores funcionar como um bom ponto de partida para um estudo mais profundo da situação analisada, que venha a incorporar dados de monitorização. Quanto à possível localização de furos de monitorização a instalar futuramente na zona estudada, esta deverá ocorrer quer nos locais correspondentes aos poços de observação, quer nos locais a que foi atribuída maior probabilidade de contaminação.

## BIBLIOGRAFIA

- DEUTSCH,C.; JOURNAL,A. - *Geostatistical Software Library and User's Guide*. New York, Oxford University Press, 1992.
- FREEZE,R.A.; CHERRY,J.A. - *Groundwater*. Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice-Hall, 1979.
- GOOVAERTS,P. - *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. New York, Oxford University Press, *in press*, 1997.
- JOHNSON,N.; DREISS,S. - "Hydrostratigraphic Interpretation Using Indicator Geostatistics". *Water Resources Research*, **25**, 12, Dezembro 1989, pp. 2501 - 2510.
- KINZELBACH,W.; RAUSCH,R. - *ASM - Aquifer Simulation Model Manual*, Heidelberg, Stuttgart, 1995.
- MUGE,F.; RIBEIRO,L.; PINA,P.; OLIVEIRA,V.- "Morphological Characterization of the Spatial Variability of Hydrostratigraphic Units", in comunicações ao *Fifth International Geostatistics Congress*, Wollongong (Austrália), 22 - 27 Setembro 1996.
- OLIVEIRA, V. - *Modelação da Poluição de Aquíferos Conexos com Aterros Sanitários - com uma aplicação ao caso de Vale de Milhaços*, I.S.T. (Lisboa), M. S. Thesis, 1997.
- RIBEIRO,L.; OLIVEIRA,V. - "Um Modelo Hidro-Estratigráfico para Uso em Estudos de Impacte Ambiental", in comunicações ao seminário *Recursos Hídricos Subterrâneos em Portugal: Quantidade e Qualidade*, LNEC (Lisboa), 17 - 18 Janeiro 1996.
- SPITZ,K.; MORENO, J. - *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*, New York, J. Wiley & Sons, Inc., 1996.