



ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

E-mail: ambi-agua@agro.unitau.br

Tel.: (12) 3625-4212



## **Modelagem do fluxo de contaminantes em aquífero freático na área do cemitério Bom Jardim, Fortaleza, CE, Brasil**

<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.917>

**Mauro César de Brito Sousa<sup>1</sup>; Marco Aurélio Holanda de Castro<sup>2</sup>; David Lopes de Castro<sup>3</sup>; Mariano da Franca Alencar Neto<sup>4</sup>; Bruno Leonardy Sousa Lopes<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Instituto Federal do Piauí,

e-mails: mauro.sousa@ifpi.edu.br, brunoleonardy@uol.com.br,

<sup>2</sup>Universidade Federal do Ceará, e-mail: marco@ufc.br,

<sup>3</sup>Programa de Pesquisa e Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica (UFRN),

e-mail: david@geologia.ufrn.br,

<sup>4</sup>Instituto Federal do Ceará, e-mail: mariano@ifce.edu.br

### **RESUMO**

A contaminação de aquíferos freáticos pela decomposição de corpos em cemitérios configura-se como uma realidade comum no Brasil e no mundo. Na cidade de Fortaleza (CE), o cemitério Bom Jardim é um típico exemplo da ameaça de contaminação. O risco se deve, principalmente, pelo fato de que frequentemente a população utiliza-se das águas do aquífero freático para os mais diversos fins. Nesta investigação, analisou-se a possibilidade do cemitério Bom Jardim contribuir para a contaminação microbiológica do aquífero freático local. O software PMWIN PRO<sup>®</sup> foi utilizado para simular fluxo de águas subterrâneas e avaliar o transporte de microrganismos patogênicos presentes na pluma de contaminação. A simulação numérica foi obtida em regime permanente e admitiu-se o transporte advectivo dos microrganismos patogênicos. Os resultados mostraram a pequena possibilidade da contaminação microbiológica ultrapassar os limites do cemitério.

**Palavras-chave:** águas subterrâneas, modelagem computacional, pluma de contaminação, cemitérios.

## **Computational modelling of contaminants flow in groundwater in the Bom Jardim cemetery, Fortaleza, CE, Brazil**

### **ABSTRACT**

The contamination of groundwater by degradation of buried corpses in cemeteries appears as a common reality in Brazil and worldwide. In the Fortaleza (CE), the Bom Jardim cemetery is a typical example of a contamination threat. The risk is mainly due to the fact that often the population utilizes the groundwater for different purposes. In this investigation, we analyzed the possibility of the Bom Jardim cemetery to contribute to microbiological contamination in the local aquifer. The software PMWIN PRO<sup>®</sup> was utilized to simulate the groundwater flow and to evaluate the transport of pathogenic microorganisms presented in a pollution plume. The numerical simulation of groundwater was achieved in steady state and was admitted the advective transport of pathogenic microorganisms. The results showed a slight possibility of microbiological contamination to exceed the boundaries of the cemetery.

**Keywords:** groundwater, computational modelling, contamination plume, cemeteries.

## 1. INTRODUÇÃO

É fato, que a qualidade e a quantidade das águas subterrâneas são um ponto crítico na conservação ambiental, assim como, são responsáveis pela manutenção do bom status ecológico das águas de superfície (Rebouças, 2006).

Atualmente, porém, com o aumento da população, as modificações do uso do solo e a industrialização acelerada, a água subterrânea encontra-se em situação de extrema dificuldade de conservação e sustentabilidade. Sensível a esta questão, a comunidade científica tem aumentado os esforços na busca de soluções para evitar os efeitos mais nocivos de uma possível degradação das águas subterrâneas em escala global.

Dentre os diversos estudos para se dirimir os riscos de poluição dos mananciais subterrâneos, destacam-se aqueles que estão relacionados a derivados de petróleo, a derivados de práticas agrícolas, a contaminação por esgotos urbanos, a produção de lixiviado a partir de aterros sanitários, e, principalmente, relacionados a atividades industriais.

Igualmente, porém negligenciados, os cemitérios apresentam-se como um elemento com forte impacto ambiental e fonte de contaminação de mananciais subterrâneos. Sabe-se que a maioria das necrópoles foi locada sem planejamento adequado, em áreas urbanas, sobre aquíferos freáticos vulneráveis e muitas vezes às margens de corpos de água superficiais (Üçisik e Rushbrook, 1998).

Conforme o Conselho Nacional do Meio Ambiente, resolução n.335 (Brasil, 2003), os cemitérios precisam de uma regulamentação, devendo obedecer a diretrizes cuidadosamente traçadas como meio de garantir a integridade da água subterrânea, melhorar a gestão ambiental e contribuir para a manutenção de condições propícias à saúde pública.

Segundo a Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, muitos dos cemitérios municipais brasileiros apresentam riscos ao meio ambiente e possibilidade eminente de contaminação dos aquíferos freáticos (ABAS, 2001).

A possibilidade de dispersão de doenças de veiculação hídrica via fluxo subterrâneo é uma realidade factível, atingindo principalmente as comunidades de baixa renda que costumam se servir de águas de poços rasos.

Conforme Dent (2005), a propagação do líquido gerado pela decomposição dos corpos sepultados apresenta-se como o principal impacto gerado pela prática de disposição de corpos humanos em cemitérios. Essa contaminação contém grande quantidade de matéria orgânica, sais minerais e uma infinidade de microrganismos patogênicos (Pacheco, 2000).

Pelo mundo, vários casos de contaminação do lençol freático foram relatados e relacionados com a presença de cemitérios em áreas inadequadas e próximas a comunidades urbanas. Como exemplos, citam-se os casos clássicos mencionados por Bouwer (1978): ocorrência de maior incidência de febre tifoide entre as pessoas que viviam perto de um cemitério em Berlim em meados de 1867; e também, a presença de um sabor adocicado e odor fétido em águas de poços nos arredores de cemitérios em Paris, especialmente em verões quentes (Bouwer, 1978).

As pesquisas brasileiras, sobre cemitérios, tiveram início com a criação do Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (Cepas), no Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (USP) em meados de 1983. Nesses estudos, Martins et al. (1991), Pacheco (2000) e Matos (2001) caracterizaram os impactos de cemitérios em aquíferos freáticos a partir da identificação de microrganismos comumente encontrados no processo de decomposição dos corpos humanos ali presentes.

No nordeste brasileiro, destaca-se como pioneira a pesquisa de Marinho (1998) no cemitério São João Baptista em Fortaleza (CE), na qual, a partir de análises físico-químicas e bacteriológicas em poços de monitoramento, foi possível identificar a presença de contaminação no lençol freático.

Na Austrália, na década de 90, foi realizado um dos maiores estudos relatados sobre a contaminação de águas subterrâneas por cemitérios (Dent e Knight, 1998). A pesquisa foi realizada com avaliação hidrogeoquímica e microbiológica das águas subterrâneas em aquíferos de nove cemitérios, em cinco estados, em uma ampla gama de configurações hidrogeológicas dos solos.

Em 2002, foi publicado no Reino Unido um dos mais completos guias para avaliação de contaminação das águas subterrâneas por cemitérios (Environment Agency, 2002). O trabalho contempla não somente os dados de qualidade das águas subterrâneas, mas vislumbra uma gestão mais ampla, integrada à análise de vulnerabilidade, estudo de proteção de fontes, análise de riscos para implantação de novos cemitérios e insere a necessidade de modelos numéricos para previsão de cenários de contaminação e transporte de microrganismos. Nesse cenário, evidencia-se a importância da modelagem numérica computacional para casos de contaminação e preservação de aquíferos impactados.

Os modelos numéricos computacionais trabalham na atenuação das incertezas por contemplarem a maior complexidade do fluxo subterrâneo em estudo. Ainda incipiente no Brasil, mas abundante ao redor do mundo, a modelagem computacional tem proporcionado melhores subsídios para o gerenciamento dos recursos hídricos, graças à possibilidade de obtenção de cenários que favorecem a tomada de decisão (Nobre, 2006).

No ano de 2005, Castro (2008) desenvolveu uma investigação para avaliar a possível contaminação do lençol freático sob o Cemitério Bom Jardim Fortaleza (CE) e os possíveis danos ambientais à comunidade local. A locação de poços de observação (piezômetros), levantamentos geofísicos para o reconhecimento do substrato rochoso e a coleta de água subterrânea para análises em termos hidroquímicos e bacteriológicos, compuseram a abordagem que procurou levantar o maior aporte de dados possíveis sobre o sistema aquífero e suas particularidades.

Terminada a parte de coleta de campo, e de posse dos resultados das análises, Castro (2008) determinou que existia uma contaminação generalizada nas amostras obtidas dos piezômetros, ocasionada principalmente por microrganismos. No entanto, segundo resultados apresentados naquele estudo, a possibilidade do nível de contaminação estar diretamente relacionada à inexistência de saneamento local (ausência de coleta por esgotos, sobretudo) revelou-se a hipótese mais provável.

Apesar disso, foram perceptíveis as dúvidas da comunidade local, que mesmo em vista dos fatos apresentados no estudo, continuaram propensas a acreditar na possível contaminação advinda dos limites do cemitério Bom Jardim.

Como forma de aprofundar as conclusões obtidas pelo estudo de campo relatado por Castro (2008), a presente investigação propôs a modelagem computacional do aquífero freático em questão, com o objetivo de estabelecer o avanço do fluxo subterrâneo no período de meia vida da contaminação microbiológica.

A partir do modelo gerado e calibrado, foi possível estimar a velocidade de fluxo, seu sentido preferencial e utilizar modelos de transportes de contaminantes para determinar os cenários indicativos do deslocamento de microrganismos. Os resultados apresentados produziram uma fonte de informações que possibilitou o conhecimento da área passível de contaminação oriunda especificamente do cemitério Bom Jardim.

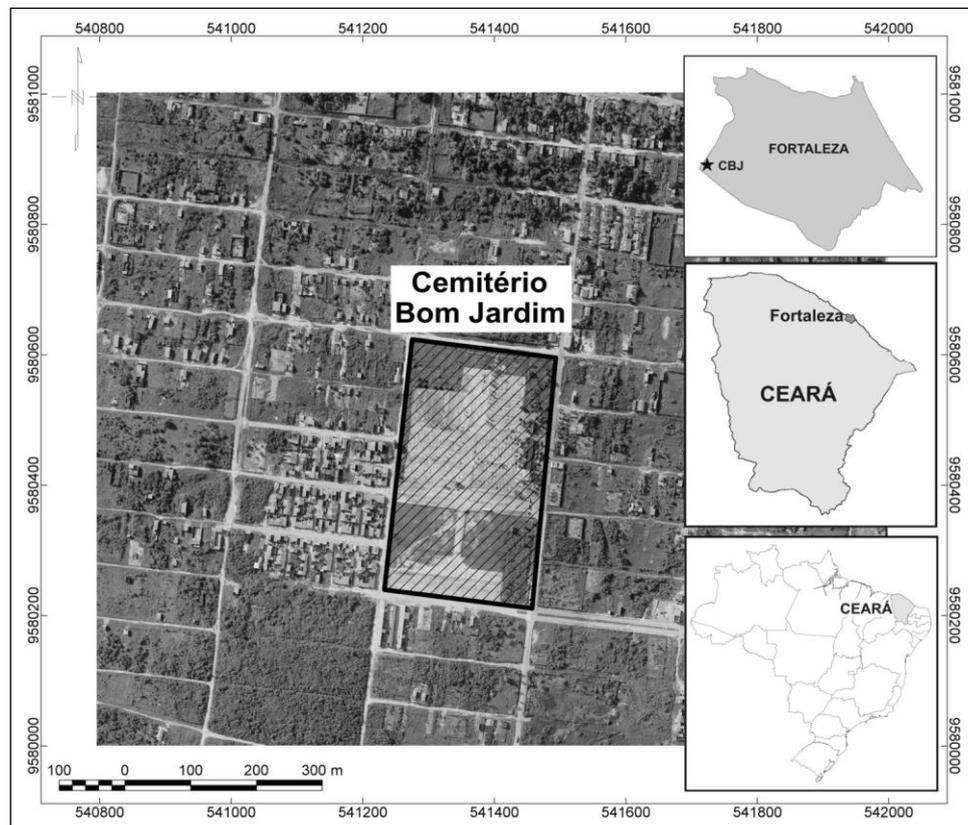
## **2. MATERIAIS E MÉTODO**

### **2.1. Caracterização da área de estudo**

O cemitério Municipal Parque Bom Jardim encontra-se localizado na Rua Estrada Jatobá, 2.668, no bairro Bom Jardim, Fortaleza – CE, Brasil (Figura 1). Incrustado em plena área urbana, é considerado o maior cemitério público de Fortaleza, de pouco mais de 84 mil metros

quadrados de área. Atende à demanda da população fortalezense e grande parcela da região metropolitana.

A inexistência de investigações prévias à sua instalação, como a falta de caracterização geoambiental do estrato rochoso, repercute na preocupação com o possível impacto ambiental gerado pelo cemitério na região circunvizinha e, por conseguinte, na necessidade de aprofundar o conhecimento sobre os intervenientes do aquífero em questão (Castro, 2008).



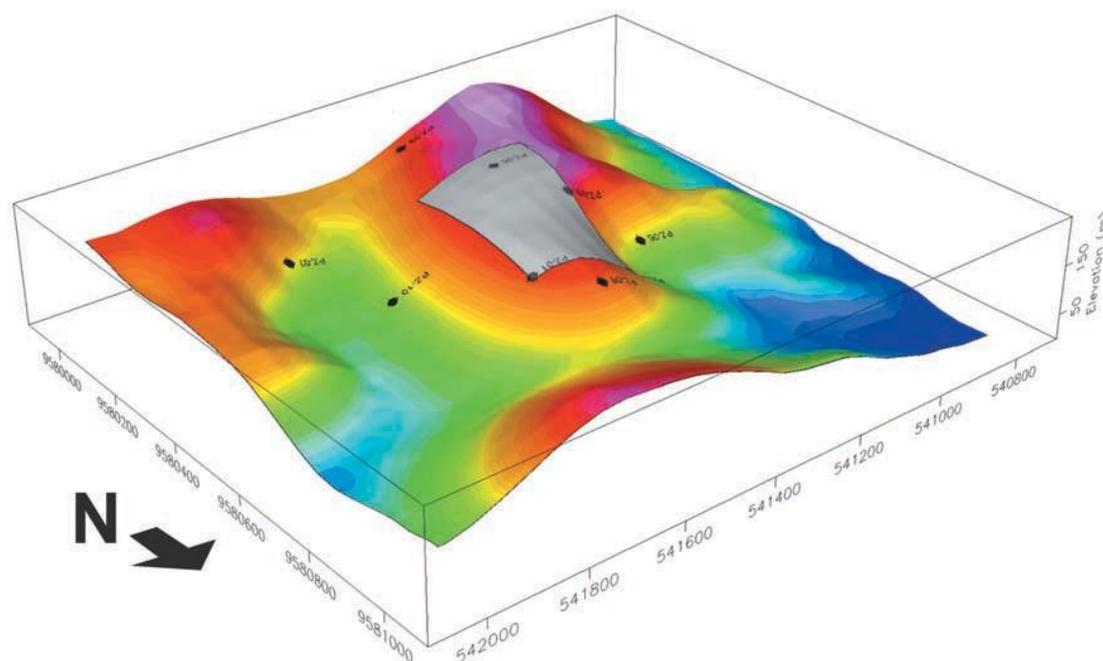
**Figura 1.** Localização do Cemitério Bom Jardim.  
**Fonte:** Castro (2008).

## 2.2. Aspectos Geoambientais da área de estudo

O cemitério Bom Jardim encontra-se na região mais plana do topo de uma elevação topográfica moderada de 20 m em relação às áreas adjacentes (Figura 2). O solo do tipo solonetz sadolizado oriundo de rochas granito-gnáissicas do embasamento cristalino subflorante é predominante na área. Este solo, com diferentes colorações (de cinza amarelada a avermelhada) é representado por intercalações de níveis arenosos e argilosos (Castro, 2008).

No contexto hidrológico, o aquífero sedimentar (Dunas/Paleodunas, Formação Barreiras, Aluviões e Coberturas Colúvio-eluviais) prevalece. Nesta formação, os mantos de intemperismo ou sedimentares da cobertura colúvio-eluvial são úteis no armazenamento de volumes de água, dependendo da espessura local do aquífero (Castro, 2008).

O clima local é quente com chuvas tropicais alternado com períodos secos ao longo do ano. A precipitação média apresenta-se na faixa de 1200 a 1400 mm, variando com anos escassos e de grande intensidade pluviométrica. A temperatura média anual fica em torno de 26 a 27°C, com máximas variando entre 31 e 32°C e amplitude térmica de 1,44°C (Castro, 2008).



**Figura 2.** Modelo digital de terreno do cemitério Bom Jardim (área hachurada).

**Fonte:** Castro (2008).

### 2.3. Fontes de contaminação da área de estudo

As concentrações de coliformes totais e fecais, estreptococos fecais, bactérias proteolíticas e clostrídios sulfitos redutores foram utilizadas como indicadores microbiológicos para a detecção da pluma contaminação no cemitério Bom Jardim (Castro, 2008).

Os indicadores bacteriológicos (Tabela 1) apresentam concentrações elevadas em praticamente todos os poços, seja dentro ou fora dos limites do cemitério. Em todos os poços, os coliformes totais e fecais superam valores de  $3,6 \times 10^2$  NMP/100mL, o que torna a água subterrânea imprópria para o consumo humano (Castro, 2008). O posicionamento de cada poço pode ser verificado na Figura 3.

**Tabela 1.** Análise microbiológica nos piezômetros do cemitério Bom Jardim.

Poços	01*	03*	04*	05*	06	07	08	09	10
Coliformes a 35°C ( $\times 10^2$ NMP/100mL)	460	91	93	240	150	3,6	2400	240	23
Coliformes a 45°C ( $\times 10^2$ NMP/100mL)	3,6	36	30	3,6	3,0	3,6	2400	230	9,1
Estreptococos fecais ( $\times 10^2$ NMP/100mL)	93	1,5	3,0	23	3,0	93	150	3,0	3,0
Bactérias heterot. aeróbicas ( $\times 10^5$ UFC/mL)	60	39	11	24	2,2	1,7	55	7,8	4,0
Bactérias heterot. anaeróbicas ( $\times 10^3$ UFC/mL)	120	1,3	1,7	150	63	18	28	37	70
Bactérias proteolíticas ( $\times 10^2$ NMP/100mL)	43	3,0	3,6	9,1	1100	15	240	93	460
Clostrídios sulfitos redutores a 46°C (UFC/mL)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

**Data da coleta:** 14/11/2005; NMP = Número mais provável;

**UFC** = Unidades formadoras de colônias;

\* Poços no interior do cemitério.

**Fonte:** Castro (2008).

## 2.4. Premissas da modelagem de fluxo e transporte de microrganismos em águas subterrâneas

De maneira geral, os mecanismos de transporte de bactérias na subsuperfície são afetados por processos relacionados às características do patógeno (tamanho, forma e atividade) e associados às particularidades do ambiente onde estão inseridos (granulometria do solo, temperatura, umidade e nível de adsorção) (Environment Agency, 1999).

Em vista da indeterminação do tempo de sobrevivência e imprecisão da atenuação do patógeno na zona insaturada ou saturada, é comum se fazer uso de modelos para proteger mananciais e fontes de captação de águas subterrâneas de um possível foco de contaminação microbiológica.

O modelo usualmente assumido por agências ambientais para o transporte de contaminantes microbiológicos em águas subterrâneas leva em consideração duas hipóteses fundamentais (USEPA, 1987 apud Anderson e Woessner, 1992; Taylor et al., 2004):

- A capacidade de sobrevivência dos patógenos (meia vida) no meio analisado (água subterrânea) é conhecida;
- Microrganismos são transportados na velocidade média linear do fluxo da água subterrânea (transporte advectivo).

Para a primeira hipótese, segundo os conhecimentos do meio e da capacidade de sobrevivência do microrganismo, é possível admitir que 50 dias de percurso no meio subterrâneo são suficientes para sua deterioração. Portanto, as chances de contaminação são pequenas para uma área que esteja além desse tempo de trajeto calculado (ARGOSS, 2001; Northern Ireland, 2001).

Na segunda hipótese, considerar o contaminante com características conservativas e o seu deslocamento na velocidade média linear do fluxo subterrâneo (transporte advectivo), configura-se como o mais usual e aceitável para fins de simplificação da modelagem (ARGOSS, 2001; Northern Ireland, 2001; Anderson e Woessner, 1992; Taylor et al., 2004).

Atualmente, o entendimento do fluxo de água e transporte de contaminantes no meio subterrâneo sofreu grandes avanços graças aos resultados fornecidos por modelos numéricos acoplados a pacotes computacionais (Chiang e Kinzelbach, 2001; Manoel Filho e Feitosa, 2000; Anderson e Woessner, 1992).

O MODFLOW<sup>®</sup> é um bom exemplo desse avanço. Neste pacote computacional, desenvolvido por McDonald e Harbaugh (1988), a equação geral que descreve o fluxo em meios porosos é resolvida numericamente pelo método das diferenças finitas, onde em cada nó da malha de discretização do problema, as equações diferenciais parciais que governam o fluxo são transformadas em equações algébricas. O modelo permite que se varie o nível estático até a convergência do sistema numérico, de forma que a resolução dos sistemas de equações possa ser facilmente desenvolvida por processos iterativos do próprio programa (Nobre, 2006; Anderson e Woessner, 1992; Manoel Filho e Feitosa, 2000).

Aliado ao MODFLOW<sup>®</sup> existe o PMPATH<sup>®</sup> (Chiang e Kinzelbach, 1994), pós-processador utilizado para modelagem do transporte advectivo de contaminantes, onde um esquema semianalítico de deslocamento de partículas é usado para calcular trajetórias (paths) de fluxo e tempos de percurso.

As etapas da modelagem envolvem a seleção do modelo computacional, a formulação do modelo conceitual do aquífero e a calibração do modelo de escoamento. No que concerne à formulação do modelo conceitual do aquífero, os dados disponíveis devem ser preparados de acordo com as formas de entrada requeridas pelos modelos computacionais.

A calibração, por sua vez, envolve a reprodução aproximada da situação conhecida de distribuição de cargas hidráulicas, para que as condições simuladas se aproximem ao máximo das condições evidenciadas em campo.

Nesta pesquisa, a modelagem computacional foi realizada com o uso do software PMWIN PRO<sup>®</sup>, desenvolvido por Chiang (2005) e que oferece interface para simulação do fluxo da água subterrânea no pacote MODFLOW<sup>®</sup> (McDonald e Harbaugh, 1988) e simulação do transporte advectivo de partículas no pacote PMPATH<sup>®</sup> (Chiang e Kinzelbach, 1994). Os dados de entrada do modelo envolvem a obtenção da potencimetria observada, a estimativa inicial da condutividade hidráulica, determinação da espessura do aquífero, a recarga do aquífero e a definição das condições de contorno da área.

A calibração do modelo envolveu o procedimento desenvolvido por Schuster e Araújo (2004), denominado de Método Iterativo de Gradiente Hidráulico ou MIGHA. A formulação, os critérios de análise iterativa e convergência do método podem ser aprofundados nos trabalhos publicados por Schuster e Araújo (2004) e Tavares (2010).

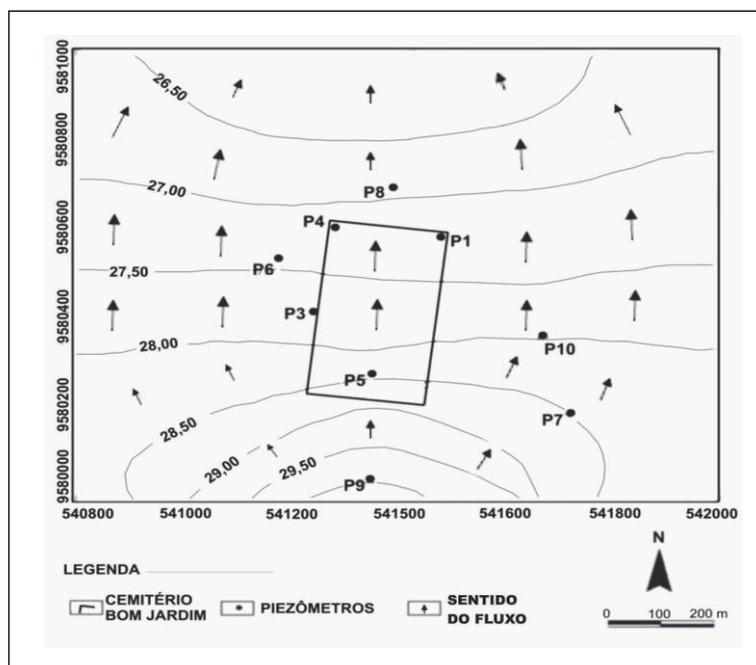
## 2.5. Dados de entrada do modelo

### 2.5.1. Variação do nível estático (potencimetria)

Foram executados dez furos de sondagem a trado e rotativa na região do cemitério Bom Jardim. Os furos, com diâmetro de 4", serviram para ensaios de granulometria e permeabilidade dos solos da região. Foram escolhidos nove dos dez furos (Figura 3) para a instalação dos piezômetros para o monitoramento da carga hidráulica do aquífero livre do local (Castro, 2008).

O monitoramento da variação do nível estático local aconteceu no período compreendido entre novembro de 2005 e novembro de 2006. Por conta da elevação do lençol freático a níveis mais próximos da superfície, o mês de julho de 2006 foi tido como o representativo para a potencimetria do modelo e para o período crítico de contaminação na localidade.

Nos piezômetros locados dentro do cemitério, considerando o mês de julho de 2006, identificou-se a profundidade do aquífero variando entre 7 m no piezômetro (P5) e 2,47 m no piezômetro (P4).

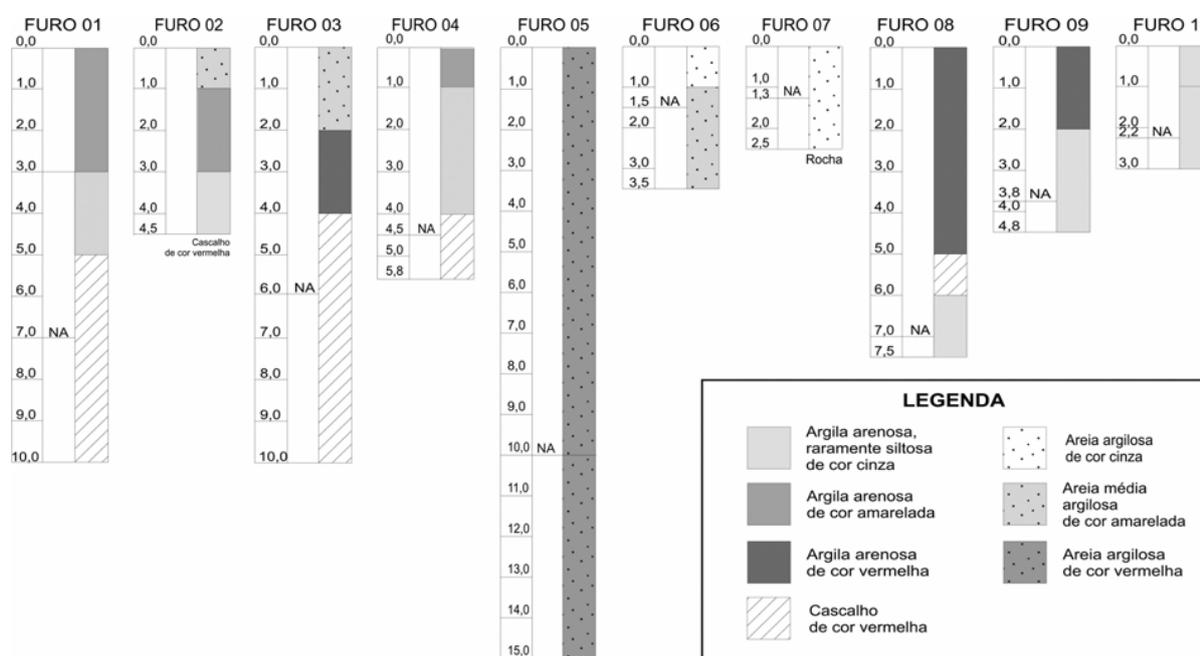


**Figura 3.** Mapa piezométrico (em metros) para a área de estudo.

### 2.5.2. Estimativa inicial da condutividade hidráulica da área

Cerca de 66,6 m do regolito no local foram perfurados por sondagens com profundidade entre 2,5 a 15 m, para realização dos ensaios de granulometria e permeabilidade; caracterização das camadas de solo; e profundidade do topo da rocha não alterada (Castro, 2008).

Segundo Castro (2008) o substrato da região é composto por três camadas de solo com teores de argila e areia, além de cascalho, conforme indicado nas colunas demonstradas nos furos (Figura 4). As camadas argilo-arenosas apresentam valores de permeabilidade variando entre  $0,2 \times 10^{-6}$  a  $8,4 \times 10^{-6}$  cm/s. E, nas camadas areno-argilosas, têm-se a variação em torno de  $0,8 \times 10^{-6}$  a  $5,8 \times 10^{-6}$  cm/s. Como percebe-se, os resultados indicam condições de baixa permeabilidade, com valor médio na ordem de  $10^{-8}$  m.s<sup>-1</sup>, para uma coluna de solo da região do cemitério.



**Figura 4.** Colunas de solo dos furos de sondagem realizadas na região do cemitério.

**Fonte:** Castro (2008).

### 2.5.3. Determinação da espessura do aquífero

Para a determinação da espessura do aquífero, foram utilizados os dados publicados em Castro (2008). Segundo o estudo, foram realizados nove SEV's na região do cemitério, com arranjo Schlumber e abertura entre eletrodos de corrente máxima variando de 20 a 70 m. As aberturas possibilitaram a investigação até 35 m de profundidade, englobando a totalidade da coluna de regolito e a porção superior da rocha não alterada (Castro, 2008).

As SEV's foram distribuídas de forma regular, tendo o cemitério como ponto central (Figura 5). A rocha não alterada segue de forma bastante irregular a morfologia do terreno (Figura 2), sendo o paleo-relevo do embasamento encontrado a 25 m de cota topográfica no limite sudeste e 17 m na porção noroeste da área (Figura 6).

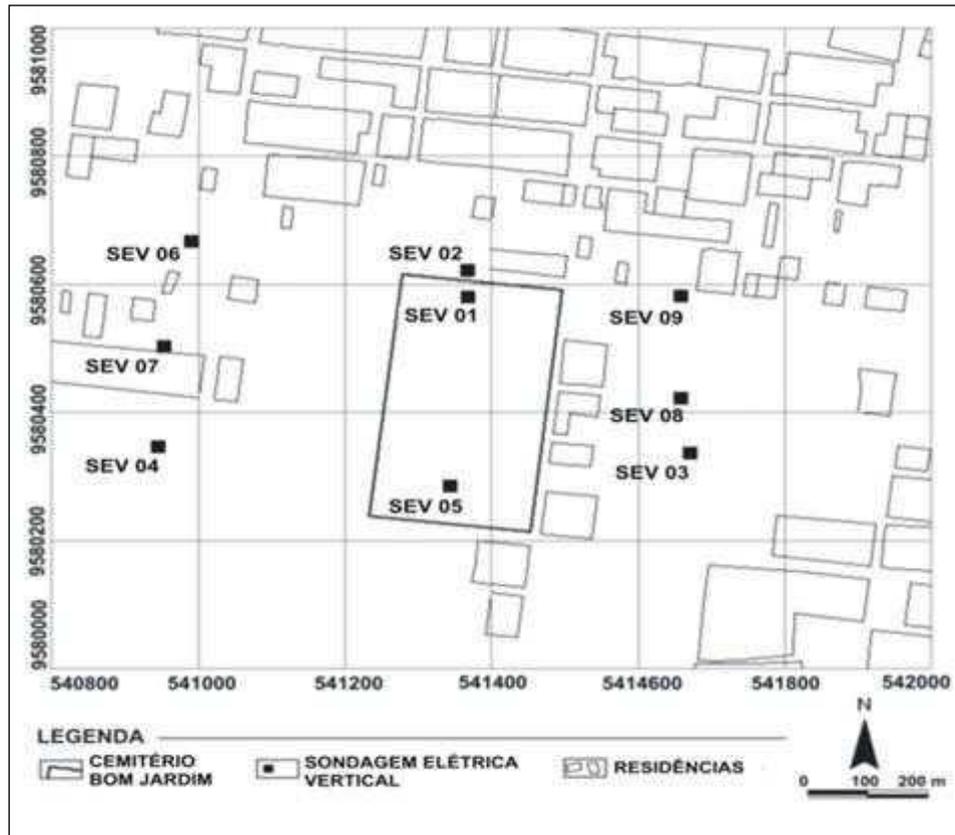


Figura 5. Localização das SEV's na área de estudo.

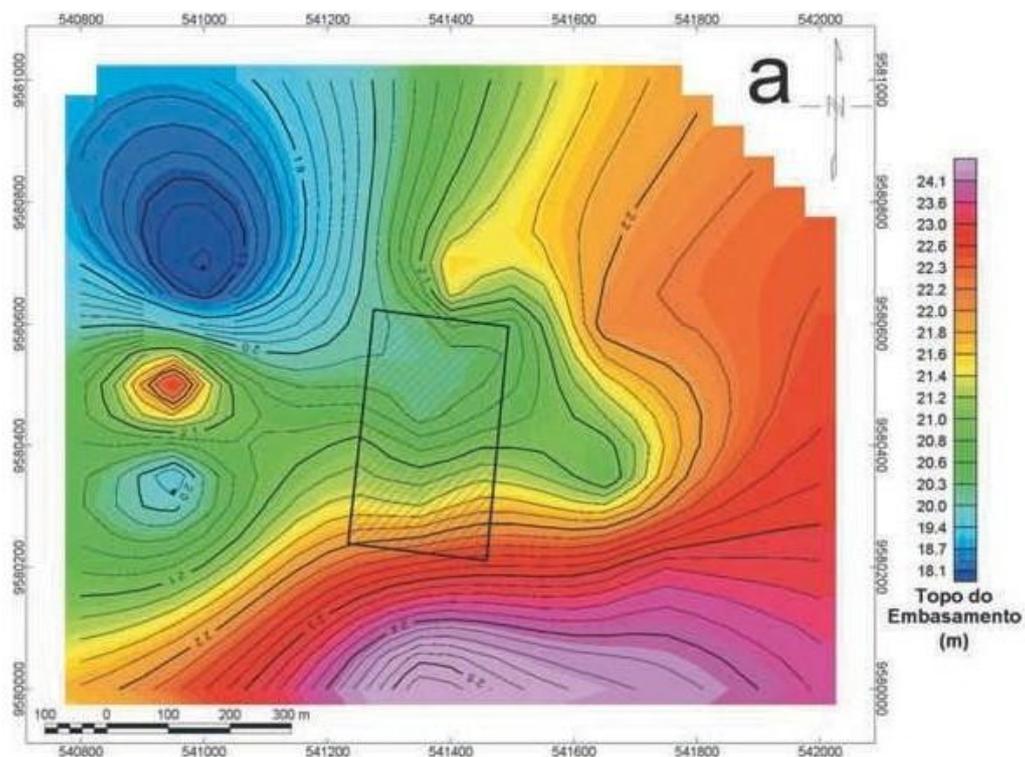


Figura 6. Profundidades do topo do embasamento.

Fonte: Castro (2008).

#### 2.5.4. Recarga

O balanço hídrico foi utilizado como alternativa para se avaliar a recarga de água no aquífero freático da região.

O Posto Pluviométrico Castelão, localizado no município de Fortaleza – CE, foi adotado como representativo para a área, abrangendo o Cemitério Bom Jardim. O período de informação é de 17 anos, de 1990 a 2006. Os dados da série histórica de precipitação e temperaturas médias mensais para o período analisado foram fornecidos pela FUNCEME e INMET, respectivamente. A partir do método de Thornthwaite (Tucci, 1997) e com base nas informações das séries históricas obtidas, pôde-se estimar a infiltração efetiva em 240,43 mm/ano.

#### 2.5.5. Definição do domínio do modelo e condições de contorno

A modelagem computacional foi realizada com o uso do *software* PMWIN PRO<sup>®</sup>. O domínio do modelo compreende uma área de 1,2 km<sup>2</sup> e foi discretizado em uma malha de diferenças finitas de dimensões 1200 m ao longo da direção x (leste-oeste) e 1000 m ao longo da direção y (norte-sul), com células de dimensões 12 x 10 m (Figura 7). Sendo uma única camada definida por não confinada com espessura média adotada de 20 m, homogênea e isotrópica.

O cenário simulado foi para o regime permanente, o contaminante transporta-se no meio por processos advectivos e está em contato direto com o lençol freático, desprezando a ação da camada insaturada do solo.

As condições de contorno foram delimitadas em conformidade com a adoção de sentido de fluxo sul-norte preferencial para o sistema. Onde se admitiu um contorno de carga hidráulica especificada fixa na fronteira de entrada de fluxo (a montante, limite sul), e um contorno de carga hidráulica especificada fixa na saída de fluxo (a jusante, limite norte).

E finalmente, aos limites laterais, partindo-se da concepção de que existam linhas de corrente que tornam o fluxo nulo na direção perpendicular a essas fronteiras, admitiu-se condições de contorno de fluxo nulo (Figura 7).

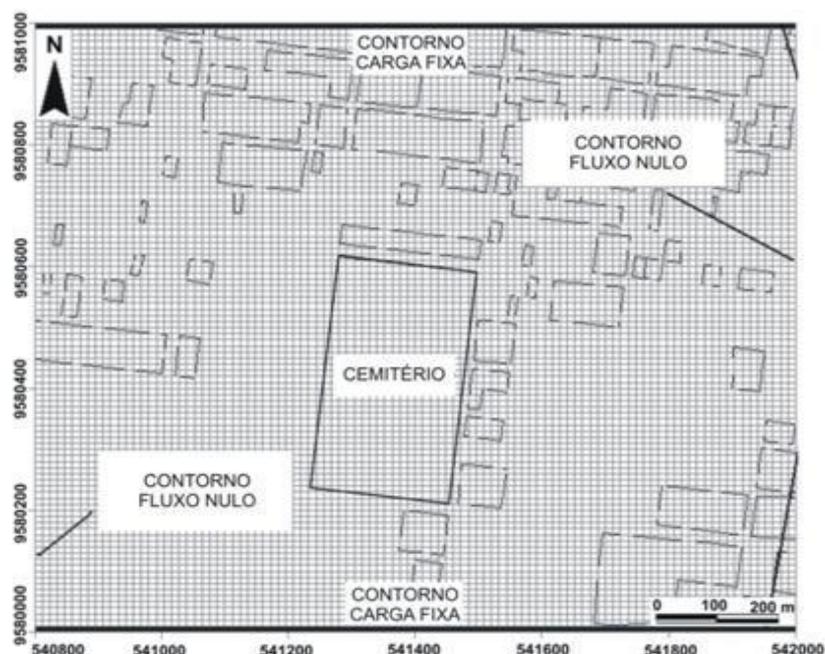


Figura 7. Definição do domínio do modelo e condições de contorno.

### 2.5.6. Calibração do modelo

A calibração do modelo foi obtida pela minimização dos residuais verificados entre as cargas hidráulicas calculadas e as cargas hidráulicas observadas em campo. Para atingir tais resultados, o procedimento utilizado foi o desenvolvido por Schuster e Araújo (2004) denominado de Método Iterativo de Gradiente Hidráulico ou simplesmente MIGHA.

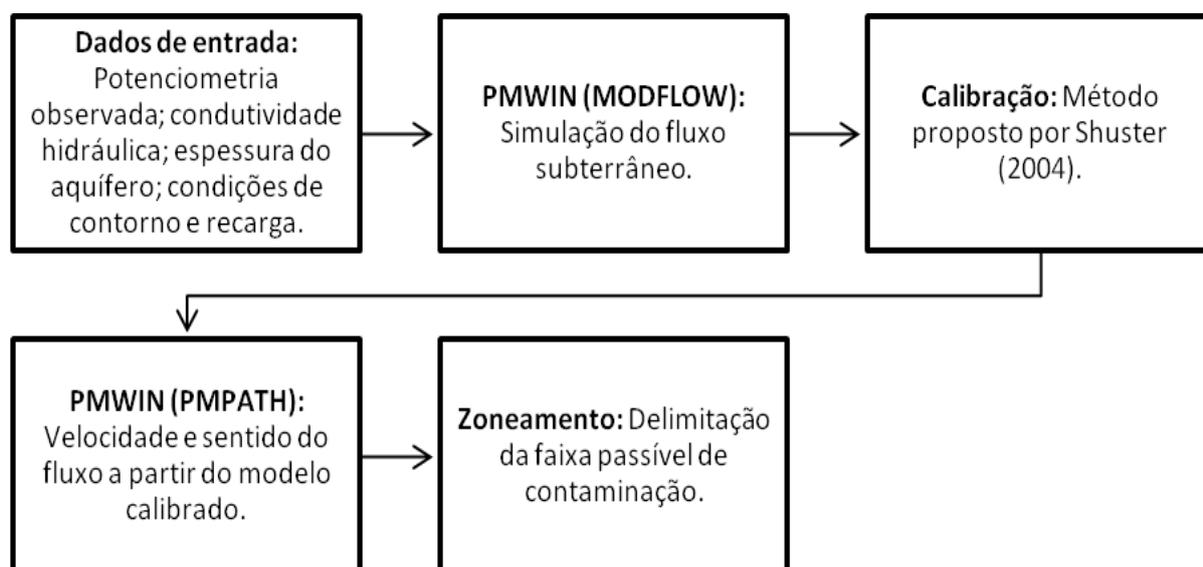
Este método consiste em um procedimento iterativo, em que a partir de uma matriz inicial de condutividades hidráulicas obtidas em campo, juntamente com a matriz das cargas hidráulicas observadas também em campo, e ainda, de posse da matriz de cargas hidráulicas calculadas fornecidas pela simulação do fluxo subterrâneo, seja possível gerar a cada ciclo iterativo no MIGHA, uma nova matriz otimizada de condutividades hidráulicas.

É feita então uma nova simulação no PMWIN PRO<sup>®</sup> com os dados da nova condutividade hidráulica obtida, onde se observa as condições de convergência entre a potenciometria observada nas condições de campo e a potenciometria calculada na simulação.

Conforme haja convergência pode-se admitir que o modelo esteja calibrado. A formulação, os critérios de análise iterativa e convergência podem ser melhor compreendidos nos trabalhos publicados por Schuster e Araújo (2004) e Tavares (2010).

### 2.5.7. Fluxograma da modelagem computacional

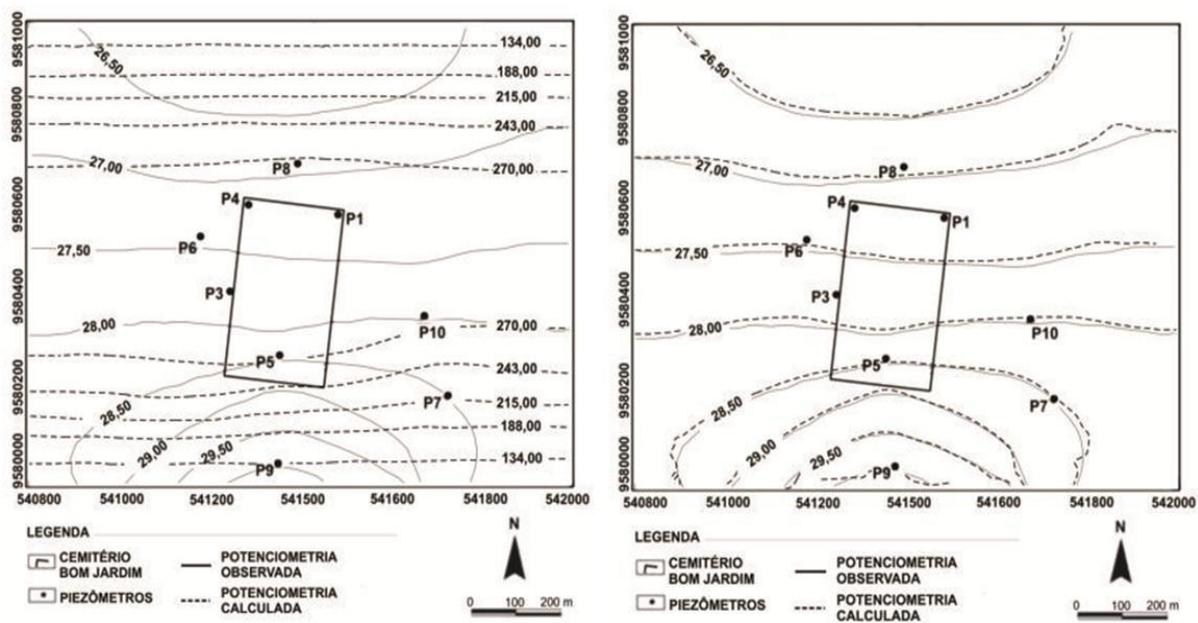
A Figura 8 descreve o fluxograma do processo de modelagem computacional aplicado à região do cemitério Bom Jardim.



**Figura 8.** Simulação de fluxo de águas subterrâneas e transporte de contaminação.

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho são apresentados seguindo-se a sequência do processo de modelagem computacional, onde, a partir da confrontação da potenciometria observada com a potenciometria calculada pela primeira simulação (Figura 9 à esquerda) evidenciou a necessidade da tomada do método de calibração para dirimir as diferenças encontradas entre o observado e o modelado.



**Figura 9.** Carga hidráulica observada e calculada (em metros) antes da calibração (à esquerda) e depois da calibração (à direita).

Foram necessárias nove iterações no método proposto por Schuster (2004) para que houvesse a calibração. Em cada iteração no método, uma nova matriz de condutividades hidráulicas era formada e, a partir desta, uma nova simulação se sucedia no PMWIN PRO<sup>®</sup>, gerando uma nova matriz de cargas hidráulicas calculadas.

A Figura 9 à direita apresenta o resultado final da calibração, com a potenciometria calculada convergindo para as condições observadas em campo. A proximidade entre potenciometrias (observadas e calculadas) demonstram o sucesso obtido pelo método, o que propiciou condições satisfatórias da representação do observado em campo. A velocidade média linear do fluxo subterrâneo foi estabelecida em  $0,27 \text{ m.dia}^{-1}$  após a simulação do fluxo calibrado no pacote PMPATH<sup>®</sup>.

De acordo com a velocidade média de fluxo obtida, a faixa limitada em torno do limite norte do cemitério Bom Jardim abrangeria uma largura de 13,50 metros para um tempo de percurso do fluxo subterrâneo de 50 dias (Figura 10). O que, a partir da face exterior dessa faixa, seria possível admitir que não haja viabilidade da contaminação microbiológica (Tabela 1) ser advinda do interior do cemitério.

É perceptível, segundo o cenário apresentado, que a contaminação oriunda do cemitério não atinge os piezômetros, e algumas observações melhoram esta assertiva. Por exemplo, a condição de simulação admitiu que a pluma de microrganismos patogênicos estivesse, já na sua origem, em contato direto com o lençol freático (hipótese mais desfavorável), desprezando-se o caráter de atenuação da zona insaturada presente na área de estudo.

Sob essa condição específica pode-se afirmar que não corresponde à realidade de campo, visto que foi possível constatar nos dados colhidos, uma camada insaturada para a região no interior do cemitério (vide item 2.5.1). Sendo essa espessura insaturada referente ao mês onde se registrou a maior elevação do nível estático (julho de 2006).

Segundo ARGOSS (2001), a zona insaturada é a primeira linha de defesa natural que vai de encontro à poluição que se infiltra no manancial de água subterrânea, e não deve ser desconsiderada como um importante fator de atenuação da contaminação.

Outro fator importante seria a composição mineralógica e granulométrica dos solos da região, onde se pôde constatar a indicação de solos argilosos. Segundo Dent (2005), Uçisik e Rushbrook (1998) e ARGOSS (2001), os solos argilosos são os melhores tipos de solo como primeira linha de defesa no combate à contaminação microbiológica, por conta do acentuado caráter de filtração, adsorção e dispersão para a maioria das partículas de vírus e bactérias.

Assim, em vista da faixa passível de contaminação, da presença de zona insaturada e presença de argilas nesta zona, pode-se propor que a má qualidade da água encontrada nos piezômetros (fora dos limites do cemitério) não tem o cemitério Bom Jardim como agente impactante. É razoável concluir que a contaminação seja proveniente do lançamento dos efluentes domésticos e fossas no solo na área analisada.

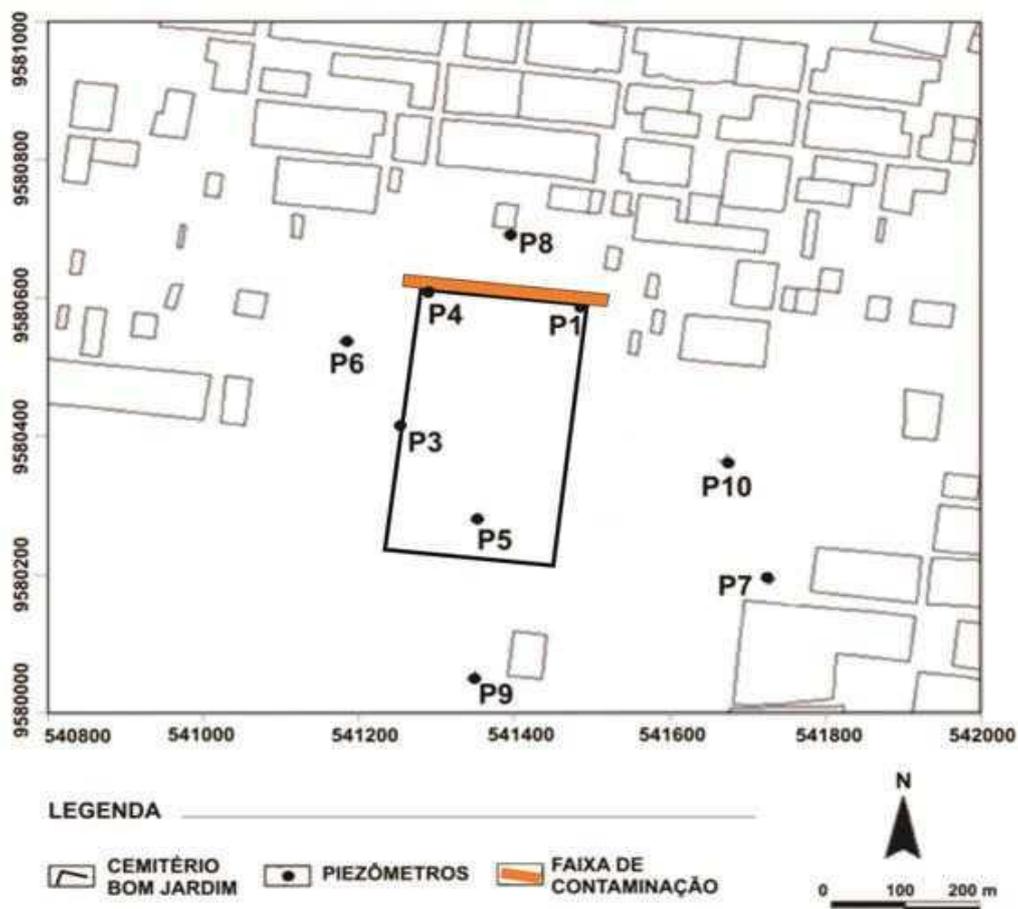


Figura 10. Indicação da faixa de contaminação microbiológica.

#### 4. CONCLUSÃO

Os modelos matemáticos computacionais desempenham um papel de indispensável importância como ferramenta de previsão no controle de contaminação de mananciais subterrâneos. Nos últimos anos, a tomada de decisões no gerenciamento destes recursos – delimitação de zonas de proteção de poços, avaliação do transporte de contaminantes ou remediação de sítios contaminados – tem sido facilitada pelo aporte de dados gerados por estes modelos. Sabe-se, entretanto, que os modelos não são a última palavra na avaliação dos recursos hídricos modelados, mas são fundamentais na complementação dos estudos em escala de laboratório e do monitoramento em campo.

No presente trabalho, a modelagem computacional atuando em parceria com o monitoramento dos dados de campo conseguiu fornecer subsídios que pudessem complementar o entendimento das peculiaridades do reservatório freático da região do cemitério Bom Jardim em Fortaleza – CE.

A proposta inicial, de se estabelecer um modelo que simulasse o que ocorre em escala real, como forma de se estimar a possível contaminação além dos limites do cemitério, correspondeu às expectativas de previsão do comportamento do fluxo subterrâneo e transporte do contaminante modelado. A velocidade do fluxo subterrâneo, estimada em torno de 0,27 m.dia<sup>-1</sup>, e a presença da camada insaturada argilosa compoendo o substrato rochoso na região do cemitério, apontam para a percepção de que a pluma de contaminação estaria restrita a uma faixa de 13,50 metros dos limites norte do cemitério.

Essa faixa passível de contaminação, segundo o modelo, sugere que a má qualidade da água encontrada em todos os poços de observação não teria o cemitério como agente efetivo de degradação. A falta de saneamento seria, então, a causa mais razoável para assinalar o impacto na qualidade da água do aquífero local.

## 5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Professor Dr. David Lopes de Castro, bolsista de produtividade do CNPq, por ter disponibilizado os dados de sua pesquisa no cemitério Bom Jardim (financiada pelo CNPq, processo 480409/2004-8, Edital Universal 019/2004).

## 6. REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS - ABAS. Cemitérios: risco potencial às águas subterrâneas. *Boletim Informativo*, n. 111, fev. 2001.
- ANDERSON, M.; WOESSNER, W. **Applied groundwater modeling**: simulation of flow and advective transport. San Diego: Academic Press, 1992. 381 p.
- ARGOSS. **Guidelines for assessing the risk to groundwater from on-site sanitation**. British Geological Survey Commissioned Report CR/01/142. Londres: BGS Keyworth, 2001. 104 p.
- BOUWER, H. **Groundwater hydrology**. New York: McGraw-Hill Book, 1978. 480 p.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 335, de 3 de abril de 2003**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios. Brasília, 2003. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res03/res33503.xml>>. Acesso em: jun. 2012.
- CASTRO, D. L. Caracterização geofísica e hidrogeológica do cemitério Bom Jardim, Fortaleza - CE. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 26, n. 3, p. 251-271, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2008000300001>
- CHIANG W. H.; KINZELBACH, W. **3D-Groundwater Modeling with PMWIN**. 1 ed. New York : Springer Berlin Heidelberg, 2001. 346 p.
- CHIANG, W. H. **3D - Groundwater modeling with PMWIN**: a simulation system for modeling groundwater flow and transport processes. 2. ed. New York: Springer Berlin Heidelberg, 2005. 397 p.
- CHIANG, W. H; KINZELBACH, W. **PMPATH for Windows**: user's manual. Washington, DC: Scientific Software Group, 1994.

SOUSA, M. C. B.; CASTRO, M. A. H.; CASTRO, D. L.; ALENCAR NETO, M. F.; LOPES, B. L. S. Modelagem do fluxo de contaminantes em aquífero freático na área do cemitério Bom Jardim, Fortaleza, CE, Brasil. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 163-178, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.917>)

---

- DENT, B. B. Vulnerability and the unsaturated zone: the case for cemeteries. In: JOINT CONFERENCE, NEW ZEALAND HYDROLOGICAL SOCIETY, INTERNATIONAL ASSOCIATION OF HYDROGEOLOGISTS (AUSTRALIAN CHAPTER) AND NEW ZEALAND SOIL SCIENCE SOCIETY, 5., Nov. 30 – Dec. 2 2005, Auckland. **Proceedings: where waters meet.** Auckland: IAH, 2005.
- DENT, B. B.; KNIGHT, M. J. Cemeteries: a special kind of landfill. In: INTERNATIONAL ASSOCIATION OF HYDROGEOLOGISTS SUSTAINABLE SOLUTIONS CONFERENCE, February 1998, Melbourne. **Proceedings...** Kenilworth: IAH, 1998.
- ENVIRONMENT AGENCY (United Kingdom). **Assessing the groundwater pollution potential of cemetery developments.** Bristol, 2002. 20 p.
- ENVIRONMENT AGENCY (United Kingdom). **Microbiological contaminants in groundwater.** Bristol: National Groundwater and Contaminated Land Centre, 1999. 8 p.
- MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, F. A. C. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** 2. ed. Fortaleza: CPRM; LABHID, 2000. 391 p.
- MARINHO, A. M. C. P. **Contaminação de aquíferos por instalação de cemitérios: estudo de caso do cemitério São João Batista, Fortaleza – Ceará.** 1998. 88f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1998.
- MARTINS, T.; PELLIZARI, V. H.; PACHECO, A.; MYAKI, D. M.; ADAMS, C.; BOSSOLAN, N. R. S. et al. Qualidade bacteriológica de águas subterrâneas em cemitérios. *Revista Saúde Pública*, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 47-52, 1991.
- MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microorganismo no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo.** 2001. 161f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. **MODFLOW: a modular three-dimensional finite difference ground-water flow model.** Washington: United States Government Printing Office, 1988. U. S. Geological Survey, Open-file report 83-875, Chapter A1. 523 p.
- NOBRE, R. C. M. **Avaliação de risco para o uso e proteção de aquíferos: estudo de caso: região metropolitana de Maceió - AL.** 2006. 296f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- NORTHERN IRELAND. Department of the Environment. Environment and Heritage Service. **Policy and practice for the protection of groundwater in Northern Ireland.** Belfast, 2001. 40 p.
- PACHECO, A. **Cemitérios e meio ambiente.** 2000. 102f. Tese (Livre Docência) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- REBOUÇAS, A. C. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo: Escrituras, 2006. 255 p.

SOUSA, M. C. B.; CASTRO, M. A. H.; CASTRO, D. L.; ALENCAR NETO, M. F.; LOPES, B. L. S. Modelagem do fluxo de contaminantes em aquífero freático na área do cemitério Bom Jardim, Fortaleza, CE, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 163-178, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.917>)

---

SCHUSTER, H. D. M.; ARAÚJO, H. D. B. Uma formulação alternativa do método iterativo de gradiente hidráulico no procedimento de calibração dos parâmetros hidrodinâmicos do Sistema Aquífero. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, n. 2, p. 31-37, 2004.

TAVARES, P. R. L. **Modelagem computacional e calibração da condutividade hidráulica horizontal em aquífero da bacia sedimentar do Araripe utilizando o método iterativo do gradiente hidráulico**. 2010. 117f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

TAYLOR, R.; CRONIN, A.; PEDLEY, S.; BARKER, J.; ATKINSON, T. The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection - review of field evidence. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 49, n. 1, p. 17-26, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.femsec.2004.02.018>

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: EDUSP;ABRH, 1997. 943p. (ABRH de Recursos Hídricos; v. 4).

ÜÇİSİK, A. S.; RUSHBROOK, P. **The impact of cemeteries on the environment and public health: an introductory briefing**. Copenhagen: WHO, 1998. 15p.