

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E
AMBIENTAL
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: SANEAMENTO AMBIENTAL**

**MODELAGEM COMPUTACIONAL DO TRANSPORTE DE
CONTAMINANTES EM AQÜÍFEROS FREÁTICOS: ESTUDO
DE CASO PARA O CEMITÉRIO PARQUE BOM JARDIM,
FORTALEZA - CE**

MAURO CÉSAR DE BRITO SOUSA

**FORTALEZA – CE
2008**

MAURO CÉSAR DE BRITO SOUSA

MODELAGEM COMPUTACIONAL DO TRANSPORTE DE
CONTAMINANTES EM AQUÍFEROS FREÁTICOS: ESTUDO DE CASO
PARA O CEMITÉRIO PARQUE BOM JARDIM, FORTALEZA - CE

Dissertação apresentada ao Curso de
Mestrado em Saneamento Ambiental
da Universidade Federal do Ceará
como requisito parcial para obtenção
de grau de Mestre.

Orientador: Prof. Marco Aurélio Holanda de Castro, PhD

Co-orientador: David Lopes de Castro, Dr.

FORTALEZA – CE
2008

Esta Dissertação foi submetida como parte foi submetida como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Saneamento Ambiental, outorgado pela Universidade Federal do Ceará, e encontra-se à disposição dos interessados na Biblioteca Central da referida Universidade.

A citação de qualquer trecho desta Dissertação é permitida, desde que seja feita de acordo com as normas da ética científica.

Mauro César de Brito Sousa

Dissertação aprovada em 21 de janeiro de 2008.

Examinadores:

Prof. Marco Aurélio Holanda de Castro (orientador), PhD
Universidade Federal do Ceará

Prof. David Lopes de Castro (co-orientador), Doutor
Universidade Federal do Ceará

Prof. Tarciso Cabral da Silva, Doutor
Universidade Federal da Paraíba

AGRADECIMENTOS

Agradeço acima de tudo a Deus pela misericórdia e amor com que se inclinou a mim neste tempo, pois certamente as dificuldades foram muito menores graças à sua presença na minha vida.

Aos meus pais, Raimundo e Zilma, aos meus irmãos, José, Virgínia e Yane, aos meus cunhados, Márlon e Verônica, e aos meus sobrinhos José Vitor, Rafaela e Débora. Certamente, depois de tanto tempo distante, apenas confirmo que estes são as minhas maiores riquezas e sem os quais nada faria sentido.

À minha namorada Liliane, futura noiva, futura esposa e futura mãe dos meus filhos, por ser o meu porto seguro, luz para os meus passos e amor da minha vida.

Ao meu orientador, professor Marco Aurélio, a quem devo tudo o que aprendi sobre o sentido de ser pesquisador e a quem guardo profunda gratidão por ter me ajudado nos momentos difíceis, pela confiança em mim depositada e por ter acreditado e aceitado esta pesquisa.

Ao meu co-orientador, professor David, por ter aberto as portas do seu projeto “Caracterização geoambiental interdisciplinar do cemitério Bom Jardim”, sem o qual essa pesquisa nunca teria existido, e ao amigo Magno, por ter sido o baluarte dos dados de campo e por ter oferecido a mais grata ajuda. Muito do meu projeto tem as mãos destas duas pessoas.

Aos amigos de turma Adriano, Renato, Sarah, Marcelo, Jorge Luís (grande amigo), Andréa Girão, Emerson Lessa e Cecília, pela amizade neste tempo de mestrado.

Às minhas amigas (quase irmãs) do mestrado e doutorado, Germana Paiva, Liana, Giovanna, Elisângela e Socorro. Tudo que eu puder fazer para agradecer a essas pessoas continuará sendo muito pouco.

Meus agradecimentos também aos amigos do laboratório de hidráulica computacional, acima de tudo, pela cordialidade que existe naquele ambiente de trabalho e um agradecimento especial a Carlos Leal por ter me ajudado em tudo que esteve ao seu alcance.

Ao meu amigo Cláudio Damasceno, minha pesquisa e meus dias na luta pelo término desta dissertação têm uma contribuição inestimável dessa grande pessoa.

A todos os funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental que contribuíram para a realização dessa pesquisa, principalmente Erivelton Ferreira, pelo suporte técnico e auxílio muitas vezes disponibilizados.

Aos amigos de apartamento Carlos Henrique e Kelton, pelos momentos em nome de Bach e pelos momentos de filosofia sobre o futebol brasileiro. Duas pessoas que fizeram meus dias melhores nesta caminhada.

A FUNCAP pelo suporte financeiro sem o qual não seria possível realizar esta pesquisa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE SÍMBOLOS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS	xiii
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Objetivos Gerais.....	3
2.2. Objetivos Específicos.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Cemitérios e meio ambiente.....	5
3.1.1. Retrospecto dos trabalhos realizados.....	8
3.1.2. Potenciais de poluição dos cemitérios.....	9
3.1.2.1. O Necrochorume.....	10
3.1.3. Sobrevivência e transporte de patógenos.....	13
3.1.3.1. Sobrevivência das Bactérias.....	14
3.1.3.2. Sobrevivência dos Vírus.....	15
3.1.3.3. Transporte de microrganismos patogênicos.....	15
3.1.4. Categorias de risco para contaminação por patógenos.....	18
3.2. Modelagem de fluxo de Águas Subterrâneas.....	21
3.2.1. Equações Fundamentais do Fluxo Subterrâneo em Aquíferos.....	23
3.2.2. Condições de contorno para a solução numérica.....	27
3.2.3. Modelo de Fluxo no MODFLOW.....	28
3.2.4. Transporte advectivo de contaminantes.....	29
3.2.5. Etapas da modelagem.....	31
4. MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1. Área de estudo.....	33
4.2. Problema a ser modelado.....	35
4.3. Avaliação das condições globais do campo de estudo.....	35

4.3.1. Variação do nível estático.....	36
4.3.2. Caracterização da permeabilidade do sistema.....	39
4.3.3. Determinação da espessura média do sistema.....	43
4.3.4. Recarga.....	45
4.4. Modelo conceitual.....	47
4.5. Seleção do modelo numérico e discretização da malha.....	51
4.6. Seleção dos dados de entrada.....	53
4.6.1. Topografia e espessura do aquífero.....	53
4.6.2. Condições de contorno.....	53
4.6.3. Carga hidráulica inicial.....	55
4.6.4. Condutividade hidráulica.....	55
4.6.5. Porosidade efetiva.....	55
4.6.6. Recarga.....	55
4.7. Calibração do modelo.....	56
4.8. Simulação.....	58
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	59
5.1. Condições iniciais (observadas e calculadas).....	61
5.2. Calibração.....	66
5.3. Zoneamento da contaminação.....	83
6. CONCLUSÕES.....	88
7. RECOMENDAÇÕES.....	90
8. BIBLIOGRAFIA.....	91
9. ANEXO A.....	97

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 – Processo de atenuação natural na subsuperfície dos contaminantes oriundos dos túmulos.....	16
FIGURA 3.2 – Fatores que afetam a sobrevivência de microrganismos contaminantes na subsuperfície.....	17
FIGURA 3.3 – Diâmetro do patógeno comparado com a abertura da matriz do aquífero.....	17
FIGURA 3.4 – Ilustração simples da tomada de decisão que aumenta o tempo de percurso e diminui a possibilidade de contaminação em fontes de captação de água subterrânea.....	20
FIGURA 3.5 – Volume de controle.....	23
FIGURA 3.6 – Processo de modelagem de águas subterrâneas.....	32
FIGURA 4.1 – Área de estudo.....	34
FIGURA 4.2 – Localização dos piezômetros na área de estudo.....	38
FIGURA 4.3 - Ensaio para determinação do k em laboratório.....	39
FIGURA 4.4 – Mapa de localização dos furos com respectivos perfis litológicos...	42
FIGURA 4.5 – Mapa de localização das SEV's.....	44
FIGURA 4.6 – Gráfico do balanço hídrico.....	46
FIGURA 4.7 – Distribuição topográfica da área.....	49
FIGURA 4.8 – Distribuição do nível estático observado.....	50
FIGURA 4.9 – Discretização da malha para o aquífero em estudo.....	52
FIGURA 4.10 – Indicação condições de contorno.....	54
FIGURA 5.1 – Potenciometria observada.....	62
FIGURA 5.2 – Representação temática da variação do nível estático para potenciometria observada.....	63
FIGURA 5.3 – Potenciometria calculada.....	64
FIGURA 5.4 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada.....	65
FIGURA 5.5 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria	

calculada após <i>segunda iteração</i> de calibração.....	69
FIGURA 5.6 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após <i>terceira iteração</i> de calibração.....	70
FIGURA 5.7 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após <i>quarta iteração</i> de calibração.....	71
FIGURA 5.8 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após <i>quinta iteração</i> de calibração.....	72
FIGURA 5.9 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após <i>sexta iteração</i> de calibração.....	73
FIGURA 5.10 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após <i>sétima iteração</i> de calibração.....	74
FIGURA 5.11 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após <i>oitava iteração</i> de calibração.....	75
FIGURA 5.12 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após <i>nona iteração</i> de calibração.....	76
FIGURA 5.13 – Representação temática da variação do nível estático para potenciometria calculada calibrada.....	77
FIGURA 5.14 – Comparativo entre representações temáticas entre potenciometrias observadas e calculadas calibradas.....	78
FIGURA 5.15 – Curva da raiz erro quadrático médio (RMSEH) em relação às cargas observadas e calculadas versus números de iterações....	79
FIGURA 5.16 – Curva da média dos ângulos (FI) entre gradientes das cargas calculadas e observadas versus números de iterações.....	80
FIGURA 5.17 – Diagrama de dispersão da variância comparativo entre cargas observadas e calculadas calibradas.....	81
FIGURA 5.18 – Condutividades distribuídas obtidas pela calibração MIGHA.....	82
FIGURA 5.19 – Potenciometria calculada calibrada com representação do direcionamento e velocidade média do fluxo subterrâneo.....	86
FIGURA 5.20 – Representação da faixa de previsão da zona de máxima contaminação microbiológica oriunda do cemitério.....	87

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 – Patógenos humanos comuns em águas.....	12
TABELA 3.2 – Dados típicos de entrada do modelo.....	22
TABELA 4.1 – Coordenadas UTM da localização dos piezômetros.....	37
TABELA 4.2 – Variação da linha freática no período de amostragem.....	37
TABELA 4.3 – Permeabilidade média em cada furo.....	40
TABELA 4.4 – Localização das SEV's em coordenadas UTM.....	43
TABELA 4.5 – Variação média da espessura do aquífero freático.....	43
TABELA 4.6 – Balanço Hídrico.....	46
TABELA 4.7 – Porosidade efetiva de alguns materiais.....	55
TABELA 5.1 – Decréscimo do erro quadrático médio (RMSEH).....	79
TABELA 5.2 – Decréscimo da média dos ângulos (FI).....	80
TABELA 5.3 – Comparativo entre cargas observadas e cargas calculadas.....	81

LISTA DE SÍMBOLOS

- φ - ângulo (FI) formado pelos vetores do gradiente hidráulico observado e calculado.
- ρ - massa específica do fluido [M/L³]
- η - porosidade
- η_e - porosidade efetiva
- a = área da seção transversal da bureta [L²]
- A = área da seção transversal do corpo de prova [L²]
- b – espessura do aquífero [L]
- dh/dl – gradiente hidráulico [L/L]
- ETP – evapotranspiração potencial [L]
- ETR – evapotranspiração real [L]
- F_c - fator de correção em função da latitude e mês do ano
- h – espessura da porção saturada do aquífero freático [L]
- h_f = altura final do nível de água [L]
- h_o = altura inicial do nível de água [L]
- I – índice térmico
- le – infiltração efetiva [L/T]
- k – condutividade hidráulica [L/T]
- k_x – condutividade hidráulica ao longo do eixo x [L/T]
- k_y - condutividade hidráulica ao longo do eixo y [L/T]
- k_z - condutividade hidráulica ao longo do eixo z [L/T]
- L = altura do corpo de prova [L]
- P – precipitação média [L/T]
- q_x – velocidade de Darcy ao longo do eixo x [L/T]
- q_y – velocidade de Darcy em y [L/T]
- q_z - velocidade de Darcy em z [L/T]
- RMSEH – erro quadrático médio das cargas hidráulicas [L]
- S – coeficiente de armazenamento [L/L]
- S_s – armazenamento específico do meio poroso [1/L]
- S_y – produção específica ou coeficiente de armazenamento para aquíferos livres [adimensional]

T – temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$)

T – transmissividade do aquífero [L^2/T]

T_j^i - transmissividade calculada na célula j na iteração ciclo i

T_j^{i+j} - transmissividade calculada na célula j na iteração (i+j)

∇h_j^i - módulo do gradiente hidráulico observado

∇h_j^{calc} - módulo do gradiente hidráulico calculado

v_x – velocidade linear média [L/T]

x, y, z – eixos coordenados

LISTA DE ABREVIATURAS

ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas
CEMPRE – Compromisso Empresarial para a Reciclagem
FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
SINCEP – Sindicato dos Cemitérios Particulares do Brasil

RESUMO

A contaminação de aquíferos freáticos adjacentes a áreas caracterizadas pela presença de cemitérios de corpos humanos configura-se em uma realidade comum em muitas partes do Brasil e do mundo. Esta investigação analisou a possibilidade dos níveis de contaminação microbiológicos encontrados em amostragem prévia da qualidade de água do aquífero freático localizado na região do Cemitério Parque Bom Jardim, Fortaleza-CE, estar diretamente associada à sua presença na localidade. Conforme metodologia proposta, em que se admitiu conhecido o tempo de sobrevivência de patógenos em águas subterrâneas e que o seu deslocamento acontecia necessariamente por processos advectivos, foi possível balizar, a partir da modelagem computacional do fluxo subterrâneo e do transporte de contaminantes, que a possibilidade da contaminação ser advinda do cemitério apresentou-se como bastante improvável. Essa perspectiva corroborou a hipótese inicial, anterior à modelagem, onde a falta de saneamento (notadamente o esgotamento sanitário) apresenta-se como maior agente degradante da qualidade das águas do lençol freático local.

ABSTRACT

Aquifer contamination in areas near by cemeteries are a common reality in many parts of Brazil e worldwide. This study analyzed levels of microbiologic contamination found in samples of the free aquifer located at the cemetery Bom Jardim in Fortaleza – CE. It was investigated if this contamination was related to the presence of the cemetery. According to the methodology proposed, which took into account the survival time of the microorganisms pathogens which causes illnesses and the primary process of movement was advective, it was possible to conclude that the source of groundwater contamination was not the cemetery. This study confirmed our initial assumption that the main cause of groundwater contamination is the lack of a sanitary sewage system in the area.

1. INTRODUÇÃO

Notoriamente, segundo ABAS (2001), no Brasil, praticamente a totalidade dos cemitérios municipais apresentam algum problema de cunho ambiental ou sanitário. E em muitos casos, o risco de contaminação do aquífero freático adjacente a essas áreas é reconhecidamente comprovado.

Dentre as peculiaridades destes possíveis riscos, se insere o fato de que nas localidades circunvizinhas aos cemitérios, não raramente, existe a captação de água dos reservatórios subterrâneos para uso e consumo humano através de bombeamento ou através da construção de poços artesanais, realizado principalmente por comunidades de baixa renda.

Diante dos fatos, e ainda que, conforme a ABAS (2001), a linha de pesquisa “Cemitérios e Meio Ambiente” seja pioneira no Brasil e em nível internacional, as autoridades, têm se empenhado no desenvolvimento de projetos que vão desde ao preventivo sistema de monitoramento, até mesmo, à possível relocação desses agentes potenciais de contaminação.

Durante o ano de 2006 o Laboratório de Geofísica do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará, interessado em avaliar a possível contaminação dos reservatórios subterrâneos sob o cemitério Bom Jardim localizado na zona urbana da cidade de Fortaleza - CE estabeleceu e desenvolveu uma metodologia de investigação comumente aplicada a esses tipos de agentes potenciais de degradação dos recursos subsuperficiais.

Neste projeto, denominado “Caracterização geoambiental interdisciplinar do cemitério Bom Jardim”, a locação de poços de observação, a determinação de levantamentos da geofísica local e a coleta de água para análises de qualidade em termos hidroquímicos e bacteriológicos, foram apenas alguns dos aspectos oriundos desta pesquisa que procurou levantar o maior número de dados possíveis sobre o sistema aquífero da região e seus intervenientes.

Terminada a parte de coleta de campo, e de posse dos resultados das análises procedidas, pôde-se perceber que existe contaminação, principalmente bacteriológica, nas aferições de qualidade água obtidas. No entanto, segundo concepção prévia, a possibilidade do nível de contaminação estar diretamente relacionada à inexistência de saneamento local (esgotamento sanitário, sobretudo) revelou-se uma hipótese bastante plausível.

Apesar disso, foram perceptíveis as dúvidas da comunidade local, que mesmo em vista de fatos inequívocos que corroboram as explicações acerca da contaminação do lençol freático, continuaram propensas a acreditar na possível contaminação advinda dos limites do cemitério Bom Jardim.

Diante de tais circunstâncias o Laboratório de Hidráulica Computacional do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, sugeriu uma metodologia baseada na obtenção de cenários de contaminação através da modelagem computacional do aquífero freático em questão, com o intuito de dar mais subsídios a hipótese inicial proposta para a ocorrência da contaminação.

Nesse contexto, a modelagem computacional de águas subterrâneas – ferramenta a ser utilizada nessa pesquisa – assume sua vocação por primazia que é o de contribuir com as já disponíveis informações de campo oriundas de uma pesquisa intensiva e bem direcionada, de maneira que juntas possam determinar direções na tomada de decisões, seja de regulamentação, previsão ou gestão de mananciais de água subterrânea.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos Gerais

Fazer uso de modelos matemáticos de simulação do movimento de águas subterrâneas e transporte de contaminantes, a fim de se obter dados que permitam avaliar a possível contaminação do lençol freático localizado sob o cemitério Bom Jardim na cidade de Fortaleza – CE.

2.2 Objetivos Específicos

- Utilização da modelagem computacional como ferramenta base na geração dos cenários do transporte de contaminantes.

- Realizar um trabalho em parceria com Laboratório de Geofísica da Universidade Federal do Ceará, onde a partir de dados de monitoramento feito durante todo o ano de 2006 para o projeto “Caracterização geoambiental interdisciplinar do cemitério Bom Jardim”, possa-se propor uma metodologia de avaliação, previsão e gestão da contaminação das águas subterrâneas para a comunidade local que o circunda.

- Indicar a condição atual do aquífero freático e a possibilidade do cemitério Bom Jardim está contribuindo de alguma forma com a má qualidade das águas deste aquífero.

- Produzir uma fonte de informações que possibilite o amplo conhecimento da dinâmica local da área estudada, balizando os impactos locais atuais causados pela proliferação de microrganismos a partir do cemitério e prevendo possíveis danos à integridade do meio.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta revisão bibliográfica, pretende-se abordar a importância em se estudar a contaminação de águas subterrâneas a partir da introdução no meio subsuperficial de contaminantes oriundos de cemitérios de corpos humanos. Buscando resgatar um pouco dos aspectos sociais, técnicos, estudos desenvolvidos e abordagens tomadas por agências ambientais no trato dos fatores intrínsecos a essa fonte de poluição.

Em sua seqüência o texto busca relatar as singularidades da contaminação microbiológica na subsuperfície, abordando suas peculiaridades de sobrevivência e transporte no meio. Enfatizando-se a opinião compartilhada por vários autores de que a contaminação microbiológica representa a maior ameaça potencial quando se busca entender os processos de dispersão de contaminantes oriundos desta fonte de contaminação denominada cemitério.

Além disso, indica que tipos de precauções são tomadas por agências ambientais quando se pretende proteger fontes de captação e mananciais subterrâneos. Perspectiva de fundamental importância, pois insere a metodologia desenvolvida neste trabalho em um contexto mais amplo e de comprovada validação.

E finalmente, nesta revisão, pretende-se focar a modelagem computacional de fluxo subterrâneo e transporte de contaminantes, resgatando o equacionamento matemático que rege o comportamento de águas no meio subsuperficial, exemplificando o uso dos modernos pacotes computacionais que facilitam o manejo na resolução desse equacionamento, e elucidando as particularidades na modelagem de contaminantes em águas subterrâneas.

3.1 Cemitérios e meio ambiente

Conhecer a fundo os mecanismos poluidores, suas mais variadas peculiaridades e acima de tudo o motivo pelo qual continua a ser uma prática bastante usual, mesmo sendo uma alternativa de pouca sustentabilidade ambiental, é sem dúvida o maior desafio ao entendimento do agente poluidor chamado cemitério.

Onde dispor? Como dispor? Que impactos a prática de disposição de corpos humanos no meio subsuperficial irá gerar ao meio ambiente, sobretudo às águas subterrâneas? São indagações que ganham força e destaque no meio científico, que preocupado com a proteção qualitativa dos mais variados recursos naturais, tem buscado fugir da negligência com que trata as diversas formas de contaminação ao meio em que está inserido (MARTINS *et al.*, 1991).

A problematização inicia-se no fato de que as necrópoles, como se conhece hoje, se traduzem não somente como a necessidade existencial de imortalização do indivíduo, mas também em um entrelaçado acúmulo de necessidades simbólicas, sejam de cunho religioso, social ou cultural, que por tais circunstâncias, acabam transformando estas localidades em um análogo da cidade dos vivos (CATROGA, 2002).

Essa perspectiva, que tangencia sobretudo o caráter da propriedade e da inviolabilidade, traz, segundo Matos (2001), dificuldades no desenvolvimento e aprofundamento da investigação científica e determina um dos muitos porquês do inopioso entendimento dos processos poluidores de disposição de corpos humanos em cemitérios (MARINHO, 1998; MATOS, 2001).

Somando-se a isso há a questão patente em que na grande maioria dos estudos acerca de contaminação de aquíferos se desconsidera a real possibilidade da capacidade potencial do impacto poluidor do agente cemitério aos mananciais subterrâneos, priorizando-se esforços em estudos relacionados a agentes poluidores “mais nobres” como derivados de petróleo, derivados de práticas agrícolas,

contaminação por rede coletora de esgotos, atividades industriais ou mesmo pelo chorume gerado em aterros sanitários.

Diante deste contexto é relevante se questionar qual a importância em se estudar a potencialidade de contaminação de águas subterrâneas por processos relacionados à prática de sepultamento de corpos humanos em cemitérios.

Dent (2005) fazendo uso de uma simples analogia atesta que as necrópoles poderiam facilmente ser consideradas como tipos especiais de aterros sanitários e que conseqüentemente necessitariam de uma correta disposição e de certo controle como via de se manter o mínimo de impacto ao meio ambiente.

Üçisik e Rushbrook (1998), se utilizando de um exemplo estatístico para o país australiano, analisaram que se nos próximos 10 anos, aproximadamente 1,34 milhões de adultos (maiores de 15 anos) morrerem naquele país. E se apenas 40% destes forem enterrados e 75% deles ocuparem novas sepulturas – de medidas 1,1m por 2,4m – serão necessários 106 ha de terra. Concluindo-se a partir dessa estimativa que a disponibilidade de terreno para atender a tal demanda seria incerta.

Como conseqüência desse notável desequilíbrio e da falta de planejamento e metodologia adequada, cemitérios que antes se encontravam em locais afastados das cidades, hoje, fazem parte dela, ocasionando e propiciando o aparecimento de áreas com risco potencial ao meio ambiente e a comunidade local (ÜÇISIK e RUSHBROOK, 1998).

A Environment Agency (2002) é taxativa em um estudo para orientação de autoridades, sobretudo no Reino Unido, onde afirma que o enterro de corpos humanos e sua subseqüente degradação causam a poluição das águas subterrâneas.

A importância dada a essa “preocupação” também pode se relacionar ao fato de que os mananciais subterrâneos cada vez mais se inserem na matriz de abastecimento de água para a população na maioria das grandes cidades. Nos Estados Unidos e na Europa, por exemplo, mais da metade da água fornecida para

uso público são de origem subterrânea (ENVIRONMENT AGENCY, 1999). Dessa forma torna-se claro que tais mananciais, associados à capacidade de infiltração e percolação da água, são alvos em potencial dessas fontes de contaminação chamadas cemitérios (Barbosa e Coelho, 2007).

A EHS (2001) com base no guia de políticas destinadas à proteção de águas subterrâneas no Reino Unido (Environment Agency, 1997 *apud* EHS, 2001), manifesta algumas razões pelas quais se ressalta a importância no processo de proteção da qualidade das águas subterrâneas, das quais se pode destacar:

- Quando a água subterrânea se torna poluída, é difícil se não impossível a sua inteira reabilitação, mesmo quando a fonte de poluição foi removida, sendo melhor impedir ou reduzir o risco de contaminação do que tratar suas conseqüências;

- Deve ser mantido um elevado padrão de qualidade para satisfazer usuários atuais e futuros destes mananciais;

- A qualidade e a quantidade das águas subterrâneas é um ponto crítico na conservação ambiental e manutenção do bom status ecológico das águas de superfície.

Fica claro, portanto, a necessidade de gerar a mentalidade de prevenção de possíveis riscos de poluição ao meio interligado formado por águas subterrâneas e águas superficiais. Promovendo assim os princípios que fundamentam o desenvolvimento sustentável que garantirá a essa e as demais gerações um ambiente favorável a indispensável qualidade de vida (MOTA, 2003).

3.1.1 Retrospecto dos trabalhos realizados

Em uma retomada aos trabalhos que observaram a provável contaminação de lençóis subterrâneos situados nas proximidades de necrópoles, é possível constatar que, apesar de escassos e de abrangência considerada modesta, a demanda por estudos acerca deste tema esteve presente em vários momentos da evolução do conhecimento científico referente às águas subterrâneas.

Mulder (1954 *apud* BOUWER, 1978) observa a ocorrência de febre tifóide em pessoas que habitavam e captavam água subterrânea para consumo nos arredores de cemitérios da cidade de Berlim no período compreendido entre 1863 e 1867.

Em Schraps (1972 *apud* BOUWER, 1978) as análises químicas e bacteriológicas de águas subterrâneas colhidas em um terreno aluvionar no qual estava localizado um cemitério, na Alemanha Ocidental, constatou-se o elevado número de bactérias, sobretudo nas proximidades dos túmulos. Apontando-se um risco potencial de contaminação do meio por essa fonte.

No ano de 1991, um estudo realizado em três sepulcrários, sendo dois em São Paulo e um na cidade de Santos, constatou a contaminação do lençol freático por microrganismos, além de apontar as condições geológicas do terreno como fator de relevante importância à contribuição da qualidade bacteriológica das águas subterrâneas (MARTINS *et al.*, 1991).

No estado do Ceará, Marinho (1998) relacionou a presença de bactérias e produtos nitrogenados, encontrados nas análises de qualidade de água subterrânea nas proximidades do cemitério São João Batista na cidade de Fortaleza, ao processo de decomposição dos corpos ali presentes.

Üçisik e Rushbrook (1998) publicou um relatório com instruções introdutórias e específicas ao estado de conhecimento relativo à poluição de águas por cemitérios, alertando que poucos pesquisadores aventuraram-se na investigação deste tema ao redor do mundo.

A indicação de que as pesquisas acerca do impacto dos cemitérios no meio ambiente sofriam de inopioso prestígio, também foi feita por Pacheco (2000). Nesta, a partir de uma análise sistêmica de todos os trabalhos concernentes ao tema realizados até aquele ano, foi possível corroborar a afirmação de deficiência investigativa.

Em Matos (2001), a pesquisa realizada no cemitério municipal da Vila Nova Cachoeirinha, na zona norte de São Paulo, constatou a presença de vírus e bactérias provenientes do líquido resultante da decomposição dos cadáveres em águas subterrâneas. Conforme este trabalho fatores como tipo de solo, quantidade de chuvas, locação do caixão diretamente na terra e profundidade das águas subterrâneas, fazem dos cemitérios verdadeiros depósitos de microrganismos nocivos ao ser humano.

Na Austrália, Dent (2002) realizou uma pesquisa com a finalidade de avaliar o impacto potencial nas águas subterrâneas, detalhando as zonas saturadas e insaturadas de nove cemitérios daquele país.

E finalmente, destaca-se um outro estudo realizado na região nordeste, precisamente nas águas do aquífero freático do cemitério da Várzea na região metropolitana de Recife (PE), em que Espíndula (2004), indicou que o objeto de estudo pode ser considerado o responsável pela alta densidade de microrganismos nas águas no lençol freático subjacente. A presença de bactérias heterotróficas, bactérias proteolíticas e clostrídios sulfito-redutores, presentes nas amostras de água da pesquisa ratifica, segundo a autora, a avaliação de contaminação oriunda do cemitério.

3.1.2 Potenciais de poluição dos cemitérios

O trabalho realizado pela Environment Agency (2002) enuncia que a composição do corpo humano propicia as liberações potenciais de poluentes no meio. Segundo este estudo, tais poluentes são encontrados como compostos orgânicos dissolvidos e gasosos e ainda como formas dissolvidas de nitrogênio (particularmente nitrogênio amoniacal).

Barbosa e Coelho (2007) afirmam que o impacto potencial dos cemitérios horizontais é decorrente da produção de gases (CO_2 , NH_3 e compostos voláteis) e do produto de coliquação contendo os subprodutos químicos e biológicos liberados durante a decomposição do corpo humano, que particularmente denomina-se por necrochorume.

Em Dent (2005), cita-se que o impacto gerado pela prática de disposição de corpos humanos via sepultamento em cemitérios caracteriza-se por:

- Descarga de uma pluma de sais minerais;
- Evasão de uma pluma de nutrientes – sobretudo formas essencialmente inorgânica de nitrogênio;
- Potencial para a propagação de patógenos, identificados por bactérias e vírus, na qual, segundo o autor, representa a maior ameaça.

3.1.2.1 O Necrochorume

Sabe-se que um dos grandes problemas ocasionados pela disposição final do lixo está relacionado à contribuição que esta proporciona à poluição local do solo e especialmente às águas subterrâneas. Tal contribuição acontece, fundamentalmente pela percolação de um líquido de elevado potencial poluidor – tradicionalmente denominado por chorume – produzido pela decomposição da matéria orgânica ali presente (CEMPRE, 1995).

Essa assertiva nos faz retomar à útil analogia conceitual, em Dent (2005), que permite prescrever que os cemitérios podem ser considerados tipos especiais de aterros sanitários, podendo-se concluir a partir dessa sentença que o chorume relaciona-se a aterro, assim como o necrochorume associa-se aos cemitérios.

Similarmente ao chorume, o necrochorume contamina as águas subterrâneas a partir de sua infiltração pelo solo, auxiliado pela percolação das águas pluviais ou não. Ou ainda, na pior das hipóteses, a contaminação se dá

diretamente pelo contato dos corpos em putrefação com o lençol freático desde que este esteja em um nível bastante elevado.

O necrochorume é um neologismo criado para nomear o efluente líquido gerado e liberado intermitentemente pelos cadáveres em processo de decomposição. Caracteriza-se, portanto, segundo Pacheco (2006), como um líquido de viscosidade elevada se comparado com a água, acinzentado variando a acastanhado, de cheiro áspero e pútrido. Observa-se ainda a presença de duas aminas tóxicas conhecidas por putrescina e cadaverina.

Segundo Matos (2001), muito embora seja possível admitir que o corpo humano, em face de sua decomposição, transforma-se em um ecossistema formado por populações de microrganismos de risco potencial ao meio ambiente, a composição da carga microbiológica no necrochorume ainda é pouco conhecida.

Ainda sim, pode-se assegurar que no processo de decomposição estão presentes organismos comuns de ocasionarem danos à saúde pública como: vírus (*Entenovirus, Enterovirus, Poliovirus, Hepatitis A, Adenovirus e Rotavirus*), bactérias (*Brucella, Clostridium, Escherichia coli, Leptospira, Pseudomonas, Salmonella, Shigella*), Protozoa (*Cryptosporidium, Entamoeba, Giardia*), nematodes (*Ancylostoma, Ascaridas, Necator, Strongyloides, Toxocara e Trichuris*) e cestodes (*Echinococcus e Ténia*) (YOUNG *et. al.*, 2002).

Dessa forma, apesar da pouca precisão que se pode dar à composição microbiológica da carga poluidora, ter a percepção de que é possível que muitos dos microrganismos presentes no corpo humano possam fazer parte do necrochorume – que caso se infiltre, pode contaminar o manancial subjacente – significa prever riscos à saúde humana. A TABELA 3.1 indica alguns patógenos humanos de presença comum em águas.

O item 3.1.3 a seguir, aborda de forma mais detalhada os mecanismos de sobrevivência e transporte de microrganismos no meio subsuperficial, como forma de se entender de que maneira os cemitérios podem vir a ser uma fonte perdurável de contaminação de mananciais subterrâneos.

TABELA 3.1 – Patógenos humanos comuns em águas.

Tipo	Características e efeitos
Protozoários	
<i>Cryptosporidium</i>	Resistente à cloroção. Provoca gastroenterite
<i>Entamoeba histolytica</i>	Locomove-se e alimenta-se por meio de pseudópodes. Causa amebíase
<i>Giárdia lambia</i>	Apresenta simetria bilateral. Causa gastroenterite.
Bactérias	
<i>Encherichia coli</i>	Bacilo reto, gram-negativo, anaeróbio facultativo, pode provocar diarréia, dores abdominais.
<i>Legionella pneumophila</i>	Bacilo, gram-negativo, aeróbio, pode provocar pneumonia e febre.
<i>Leptospira interrogans</i>	Célula em forma de hélice flexível, gram-negativo, aeróbio, causa leptospirose.
<i>Salmonella typhi</i>	Gram-negativo, anaeróbio facultativo, causa febre tifóide.
<i>Shigella dysenteriae</i>	Bacilo reto, anaeróbio facultativo, gram-negativo, causa febre intestinal, gastroenterite, disenteria.
<i>Vibrio cholerae</i>	Bacilo reto ou curvo, gram-negativo, anaeróbio facultativo, causa cólera.
Vírus	
<i>Adenovírus</i>	Resistente no ambiente. Provoca infecções respiratórias.
<i>Echo humano</i>	Doenças associadas: meningite, doenças respiratórias, erupções cutâneas, diarréia, febre.
<i>Hepatite A</i>	Muito estável, resistente em meio ácido e em elevada temperatura. Provoca hepatite e gastroenterite.
<i>Poliovírus humano</i>	Doenças associadas: paralisia, meningite e febre.
<i>Reovírus</i>	Doenças: infecções do trato respiratório superior, enterite em crianças e bebê.
<i>Rotavírus grupo B</i>	Provoca gastroenterite.

Fonte: Adaptado de Matos (2001)

3.1.3 Sobrevivência e transporte de patógenos

Healing *et al* (1995) e Morgan (2006) expressam que nenhum dos organismos patogênicos causadores de doenças sobrevivem por muito tempo em restos humanos enterrados.

Assim, organismos associados a enfermidades que causaram mortes em massa em tempos passados como cólera, febre tifóide, tuberculose ou varíola, são passíveis de uma rápida neutralização desde que o corpo anfitrião esteja devidamente inumado (HEALING *et al.* 1995).

Significativas informações, entretanto, reforçam a idéia de que vários grupos de organismos incluindo clostridia¹ e o HIV são verdadeiramente capazes de sobreviverem enterrados durante algum tempo, mesmo em condições anaeróbias (DENT, 2005; YATES *et al.*, 1985).

Acrescenta-se a esses grupos, as bactérias entéricas² que caso encontrem condições favoráveis, se multiplicam e se espalham rapidamente em águas subterrâneas (DENT, 2005).

Além disso, têm-se também os vírus entéricos, altamente infecciosos (WYN-JONES; SELLWOOD, 2001), resistentes aos atuais processos de tratamento aplicados no controle bacteriano e que podem sobreviver nos solos e nas águas subterrâneas (YATES *et al.* 1985).

Por certo, parecem coerentes as argumentações de Dent (2005) ao expor que enquanto alguns pesquisadores se dão por convencidos de que os microrganismos morrem rapidamente nas condições acima citadas, existem muitos outros estudos que ressaltam a capacidade de sobrevivência destes mesmos microrganismos, ainda que em ambientes inóspitos.

¹ Destaca-se nesse grupo o *Clostridium perfringens* (causador da gangrena), o *Clostridium tetani* (causador do tétano) e o *Clostridium botulinum* (causador do botulismo).

² Adaptadas ao trato intestinal, podendo ser patogênicas.

Os itens 3.1.3.1 e 3.1.3.2 trazem informações específicas sobre as condições que afetam a sobrevivência das bactérias e vírus no ambiente subsuperficial. E o item 3.1.3.3 aprecia as condições que interferem nos seus deslocamentos na subsuperfície.

3.1.3.1 Sobrevivência das Bactérias

□ Notadamente algumas bactérias desenvolvem algumas estratégias para sobreviver no meio ambiente, podendo produzir desde cistos e esporos resistentes às condições adversas, até mesmo diminuir a sua atividade metabólica (ROSZAK; COLWELL, 1987).

□ A possibilidade de predatismo e a competição por nutrientes são fatores que integram as condições determinantes de sobrevivência entre as bactérias (ENVIRONMENT AGENCY, 1999).

□ A textura do solo pode influenciar, uma vez que determina quanto de umidade pode ser retida e usada em benefício destes microrganismos (SADOVSKI *et al.*, 1978).

□ Onde o pH do solo é aproximadamente neutro, a fração de bactérias retidas pelo solo diminui notoriamente (YOUNG *et al.*, 2002).

3.1.3.2 Sobrevivência dos Vírus

□ A adsorção às partículas orgânicas ou do solo é fator que contribui para a sobrevivência dos vírus, pelo caráter de proteção que lhes é conferido (HOFF e AKIN, 1986).

□ Normalmente os vírus são mais estáveis em pH neutro (ENVIRONMENT AGENCY, 1999).

□ A umidade do solo desenvolve função importante atuando como inibidor da dissecação dos vírus, favorecendo sua sobrevivência (YEAGER e O'BRIEN, 1979).

□ Temperaturas crescentes diminuirão o tempo de sobrevivência dos vírus no solo (HURST *et al.*, 1980).

3.1.3.3. Transporte de microrganismos patogênicos

De maneira geral, os mecanismos intervenientes do transportes dos microrganismos (vírus e bactérias) na subsuperfície são afetados por processos relacionados às suas características próprias (tamanho, forma, atividade) e aqueles que são associados às particularidades do ambiente em que estão inseridos (ENVIRONMENT AGENCY, 1999).

Obviamente que os organismos poderiam tão somente atravessar os espaços intra-granulares fisicamente maiores do que eles (ENVIRONMENT AGENCY, 1999), ocasionando o favorecimento do transporte dos vírus, por estes apresentarem tamanhos diminutos. No entanto, somente esse elemento não traduz muito do que realmente ocorre no processo de transporte destes microrganismos, uma vez que a sua inter-relação de dependência com o ambiente é amplamente comprovada.

Vencer a camada insaturada, seria ainda um agravante na sua dificuldade de se deslocar. Pois, é nessa zona – caracterizada por ser a linha de defesa mais importante entre os aquíferos e os derivados poluentes (ÜÇISIK; RUSHBROOK, 1998) – onde ocorrem as principais atividades atenuantes, como: filtração, sorção, biodegradação e oxido/redução química (ENVIRONMENT AGENCY, 2002).

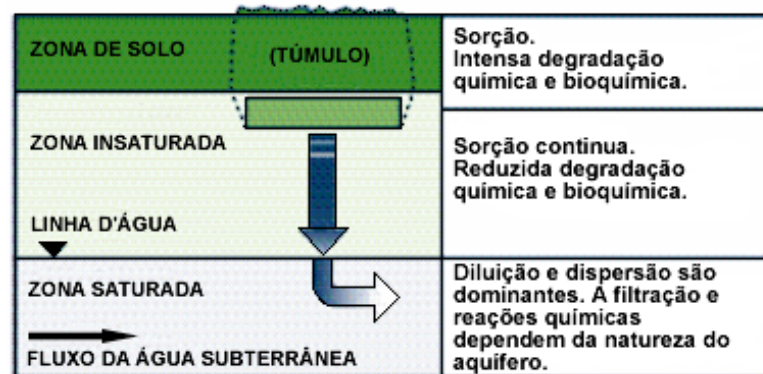


FIGURA 3.1 - Processo de atenuação natural na sub-superfície dos contaminantes oriundos dos túmulos.

FONTE: Environment Agency (2002).

Possivelmente, a meia vida do microorganismo seria então, uma característica cabal para ponderar sobre sua capacidade de se transportar pelo meio poroso (ENVIRONMENT AGENCY, 1999). E o meio intragranular de elevada permeabilidade, acomodar-se-ia como acessório indispensável para que este microorganismo alcançasse distâncias cada vez maiores em um menor intervalo de tempo (WANG, 1981; TAYLOR *et al.*, 2004).

Embora muito se saiba sobre os parâmetros que controlam o transporte microbial nos solos, comparativamente pouco se sabe destes patógenos em águas subterrâneas. ARGOOS (2001) indica que alguns vírus em águas subterrâneas, chegam a sobreviver por até 150 dias. E a meia-vida para algumas bactérias em águas subterrâneas temperadas, chega a atingir de 10 a 12 dias, com picos de até 32 dias de sobrevivência. Bactérias patogênicas como a *Salmonella* foram evidenciadas com a capacidade de persistir nesse meio por até 42 dias.

Em vista dessa indeterminação, desde do tempo de sobrevivência, até o caráter da imprecisão da atenuação do patógeno, seja na zona insaturada ou saturada, é comum se fazer uso de aproximações quando se deseja proteger mananciais ou fontes de captação de águas subterrâneas. As peculiaridades desses métodos serão abordados no item 3.1.4.

A FIGURA 3.3 resume os fatores que influenciam diretamente na sobrevivência e transporte destes patógenos. A FIGURA 3.4 faz uma comparação do tamanho dos microrganismos e as suas prováveis superfícies de transporte.

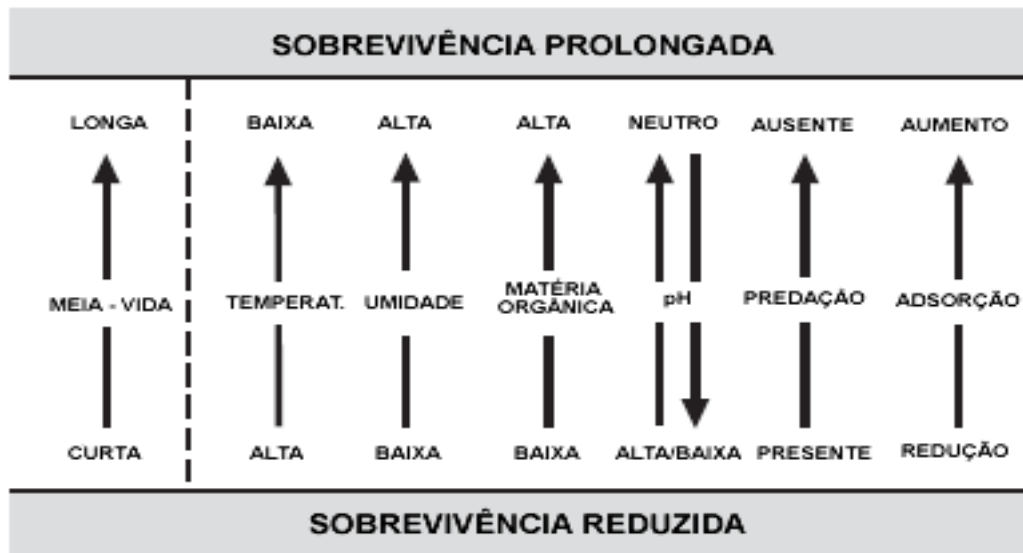


FIGURA 3.2 – Fatores que afetam a sobrevivência de microrganismos contaminantes na subsuperfície.

FONTE: Combs et al. (1999 apud MORRIS 2003).

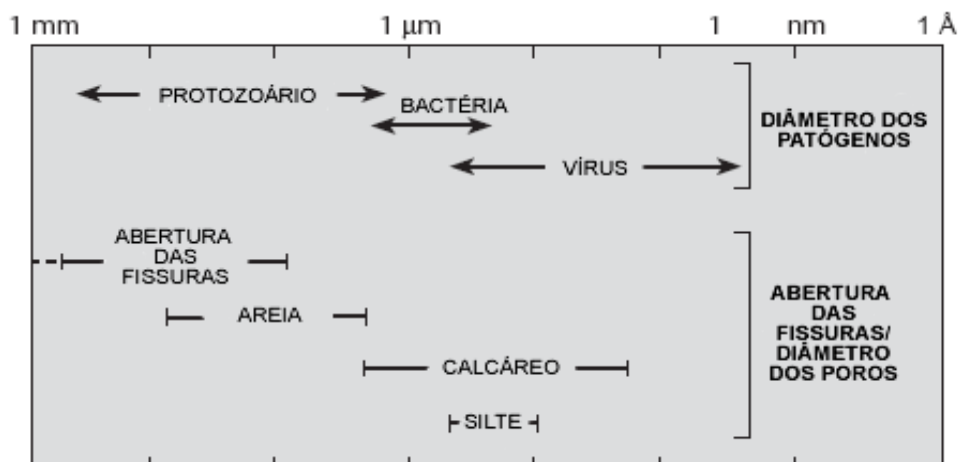


FIGURA 3.3 – Diâmetro do patógeno comparado com a abertura da matriz do aquífero.

FONTE: Morris (2003)

3.1.4 Categorias de risco para contaminação por patógenos.

Na terminologia atual de avaliação de risco de um corpo receptor – em particular a água subterrânea – define-se que este estará em risco de poluição se uma atividade potencialmente poluidora que esteja nas imediações da zona de recarga e captação dessa fonte receptora, tenha seu caminho facilitado por trajetórias de contaminação (EHS, 2001).

O risco de contaminação microbiológico relaciona-se portanto ao potencial de uma água contaminada por patógenos alcançar a fonte usada para a captação de água subterrânea. Adotando-se, para tanto, uma estimativa do tempo de percurso que levaria para a água potencialmente poluidora alcançar determinada fonte ou poço que esteja em vias de utilização para o consumo humano.

Evidências empíricas mostram que estimar faixas de tempos de percursos entre 25 e 50 dias, é suficiente para reduzir concentrações de coliforme fecal a um nível de detecção improvável nas amostras de qualidade da água (ARGOSS, 2001).

Claro que há controvérsias acerca de tal metodologia, uma vez que os estudos não apontam na direção de outros patógenos, como os vírus, os quais se espera – segundo visto anteriormente – que tenham capacidade de sobreviver por muito mais tempo no curso subterrâneo.

Portanto, o ideal seria aumentar a proteção das fontes, promovendo afastamentos que ocasionassem um tempo de percurso das águas contaminadas, de 50 dias dentro das trajetórias de contaminação. Onde, conforme considerações dos órgãos que adotam esta metodologia, este tempo seria suficiente, por se basear em tempos de sobrevivência dos vírus em laboratório e em estudos de campo (ARGOSS, 2001).

Apesar disso, são distâncias proibitivas em escalas usuais e para a realidade em que estão inseridas as fontes de captação destes mananciais. Assim, segundo ARGOSS (2001) são admitidos três níveis de risco:

- Risco significativo – tempo de curso menor de 25 dias;
- Baixo risco – entre 25 e 50 dias;
- Risco muito baixo – tempo de curso superior a 50 dias.

Nesse contexto é importante levar em conta que esse tempo de curso é referente à redução necessária de microrganismos a níveis improváveis de representar risco à saúde humana, considerando-se para tanto, todos os processos de atenuação, segundo o que já foi citado no item 3.1.3.1, 3.1.3.2 e 3.1.3.3 deste trabalho.

Outro ponto chave, evidencia que a zona designada por ser de baixo risco fornece a confiança, mas não a garantia de que o tempo de viagem entre a fonte contaminante e a fonte de água subterrânea ofereça níveis de microrganismos sem risco à saúde humana.

A zona de risco muito baixo daria uma margem maior de possibilidade de remoção, inclusive dos vírus. Apesar disso, não se pode comprovar tal hipótese com tanta certeza.

Muito embora dotadas de tantas incertezas, o aspecto prático levou esta metodologia a compor os critérios de proteção de fontes de captação de água subterrânea de vários países do mundo, desde os de baixa até mesmo os de elevadíssima renda per capita (TAYLOR *et al.*, 2004).

Este princípio integra, por exemplo, a norma de Proteção de Áreas de Poços promovido pela USEPA (1987 *apud* ANDERSON e WOESSER, 1992) e o programa de Zoneamento de Proteção de Fontes desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido (ENVIRONMENT AGENCY 1997 *apud* EHS, 2001).

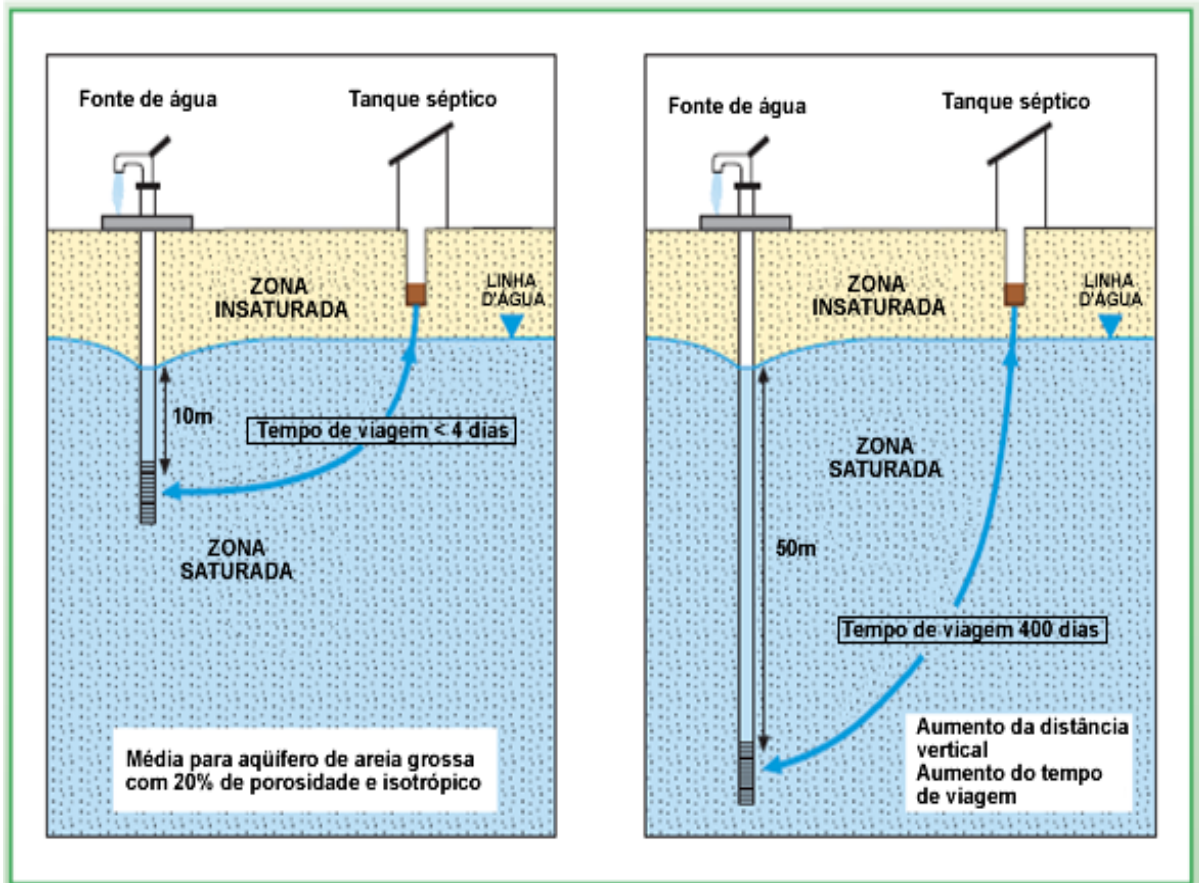


Figura 3.4 - Ilustração simples da tomada de decisão que aumenta o tempo de percurso e diminui a possibilidade de contaminação em fontes de captação de água subterrânea.

Fonte:ARGOSS (2001)

3.2 Modelagem de fluxo de Águas Subterrâneas

Sob a ótica da necessidade de uma ferramenta de previsão no controle de contaminação de mananciais subterrâneos os modelos matemáticos computacionais desempenham um papel de indispensável importância. De forma que 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 tais modelos (NOBRE, 2006; ASHLEY, 1994).

Anderson e Woessner (1992) ponderam que a modelagem de águas subterrâneas pode assumir três aspectos distintos, sendo estes: a previsão; a interpretação; e a generalidade. Como previsão, é uma arma que avalia cenários futuros como consequência de ações ocasionadas no presente; como interpretação, é usada como estrutura para sistematização de dados de campo como via de estudo da dinâmica de sistemas; e sob o foco da generalidade, pode assumir uma alternativa para se avaliar casos hidrogeológicos hipotéticos como forma de regular e orientar atividades dentro do sistema analisado.

Spitz e Moreno (1996) acrescentam que os modelos não são a última palavra na avaliação hidrogeológica, mas são fundamentais na complementação dos estudos em escala de laboratório e do monitoramento de campo. E sua contribuição melhora, portanto, o gerenciamento da qualidade e quantidade de água no meio subsuperficial, destacando-se ainda que a confiança nestes modelos esteja intimamente ligada à qualidade e precisão dos dados obtidos do monitoramento.

Anderson e Woessner (1992) enfatiza que se faça necessário acima de tudo, definir qual a necessidade específica de cada modelo a fim de se evitar que o esforço da modelagem não produza todos os benefícios pretendidos e não responda com clareza aos questionamentos levantados na sua concepção.

TABELA 3.2 - Dados Típicos de Entrada do Modelo

	<i>Estrutura Física</i>
Tipo de Aqüífero	Topografia Geologia Estratigrafia Geometria do Aqüífero (base, espessura, extensão lateral) Variação Litológica dentro do aqüífero
Características do Aqüífero	Condutividade Hidráulica Anisotropia Porosidade Armazenamento Específico Dispersividade (para modelagem do transporte de contaminantes)
Contornos do Aqüífero	Carga Identificada Fluxo Identificado Limite Semipermeável
	<i>Condições Hidrogeológicas</i>
Infiltração e exploração	Nível de água inicial/gradiente Recarga Extração por bombeamento (taxa, duração, localização) Injeção por bombeamento (taxa, duração, localização)
	<i>Condições de Qualidade da Água</i>
Uso do solo	Indústria, agricultura, aterro sanitário
Meio Ambiente do Aqüífero	Composição Química da Água Subterrânea pH
Fontes	Localização Área Volume Duração
Contaminante	Solubilidade Viscosidade Coeficiente de difusão Isoterma de Adsorção Biodegradabilidade Taxa de Decaimento

Fonte: Adaptado de Spitz e Moreno (1996)

3.2.1 Equações Fundamentais do Fluxo Subterrâneo em Aqüíferos

Em Anderson e Woessner (1992) pode-se constatar que a equação que rege o fluxo subterrâneo é derivada matematicamente da combinação do balanço de água – ou massa (FETTER, 1993) – com a Lei de Darcy. Onde as demonstrações são feitas através de um modelo (em forma de cubo) representativo das características do meio poroso. Anderson e Woessner (1992) e Fetter (1993) denominam este cubo de REV (volume elementar representativo), ou simplesmente volume de controle.

No volume de controle representado na FIGURA 3.6, segundo Fetter (1993) o fluxo de massa que entra no sistema ao longo do eixo coordenado x pode ser dado por:

$$\text{Entrada de massa} = \rho q_x dy dz \quad (1)$$

Onde:

ρ = massa específica do fluido [M/L^3]

q_x = velocidade de Darcy ou volume de fluxo por área de seção transversal [L/T]

$d_y d_z$ = área transversal [L^2]

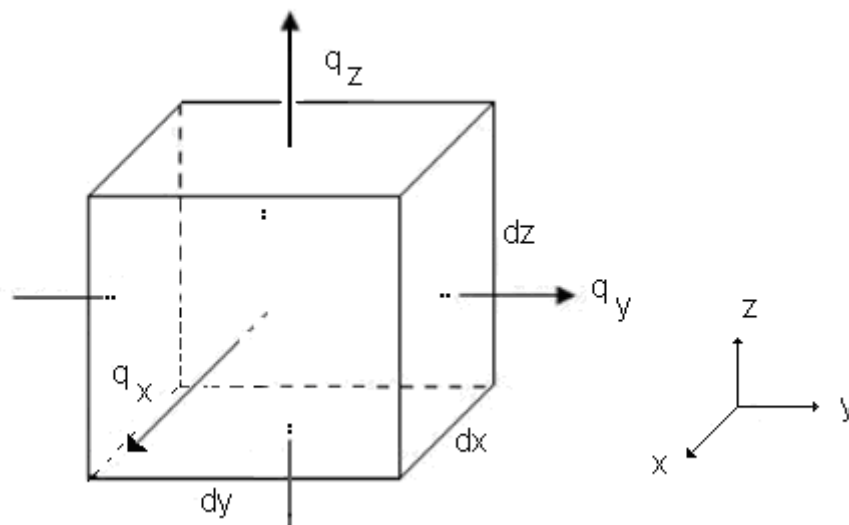


FIGURA 3.5 – Volume de controle

A saída de massa ao longo de x por sua vez é dada pela equação:

$$\text{Saída de massa} = \rho q_x dy dz + \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} dx dy dz \quad (2)$$

De forma que a massa acumulada dentro do volume de controle devido a componente paralela ao eixo x, definida como a massa que entra menos a massa que sai seja dada por:

$$- \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} dx dy dz \quad (3)$$

Termos similares podem ser encontrados para as outras componentes do sistema:

$$- \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} dx dy dz \quad (4)$$

$$- \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} dx dy dz \quad (5)$$

Estes três termos ao se somarem, determinam o acúmulo de massa líquida internamente ao volume de controle, isto é:

$$- \left[\left(\frac{\partial}{\partial x} (\rho q_x) + \frac{\partial}{\partial y} (\rho q_y) + \frac{\partial}{\partial z} (\rho q_z) \right) \right] dx dy dz \quad (6)$$

A massa de água M no volume de controle é dada pelo produto da massa específica ρ , pela porosidade η do solo e o volume ($dx dy dz$). Que variando com o tempo pode ser escrita como:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} (\rho \eta dx dy dz) \quad (7)$$

Pela Lei da Conservação de Massa, em que a Equação 6 deve ser igual a Equação 7, pode-se escrever:

$$-\left[\left(\frac{\partial}{\partial x}(\rho q_x) + \frac{\partial}{\partial y}(\rho q_y) + \frac{\partial}{\partial z}(\rho q_z)\right)\right] dx dy dz = \frac{\partial}{\partial t}(\rho \eta) dx dy dz \quad (8)$$

Assumindo que em um tempo t qualquer a massa específica ρ será a mesma em qualquer lugar no volume de controle, a Equação 8 pode ser simplificada para:

$$-\left[\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z}\right)\right] = \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial t}(\rho \eta) \quad (9)$$

A Equação 9 pode ser escrita considerando-se a Lei de Darcy e alinhando-se às direções principais de anisotropia determinadas por k_x [L/T], k_y [L/T] e k_z [L/T]:

$$\left[\left(\frac{\partial}{\partial x}\left(k_x \frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(k_y \frac{\partial h}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(k_z \frac{\partial h}{\partial z}\right)\right)\right] = \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial t}(\rho \eta) \quad (10)$$

A mudança no volume de água dentro do volume de controle é proporcional à mudança na carga com o tempo. Dessa forma o lado direito da Equação 10 pode ser expresso por:

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial t}(\rho \eta) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (11)$$

Onde S_s [1/L] é definido como o coeficiente de armazenamento específico. Assim a Equação (10) pode ser reescrita como

$$\left[\left(\frac{\partial}{\partial x}\left(k_x \frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(k_y \frac{\partial h}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(k_z \frac{\partial h}{\partial z}\right)\right)\right] = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (12)$$

A Equação 12 é definida como a Equação geral do fluxo transiente em um meio anisotrópico (FETTER, 1993).

Para o meio isotrópico, homogêneo e acrescentando a espessura b [L] do aquífero:

$$\left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}\right) + \left(\frac{\partial^2 h}{\partial y^2}\right) + \left(\frac{\partial^2 h}{\partial z^2}\right) = \frac{S_s b}{kb} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (13)$$

Fazendo $T = kb$, sendo T [L^2/T] a transmissividade hidráulica do aquífero, e fazendo $S = S_s b$, sendo S [L/L] o coeficiente de armazenamento, têm-se:

$$\left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}\right) + \left(\frac{\partial^2 h}{\partial y^2}\right) + \left(\frac{\partial^2 h}{\partial z^2}\right) = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (14)$$

Para regimes permanentes, $\frac{\partial h}{\partial t} = 0$.

$$\left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}\right) + \left(\frac{\partial^2 h}{\partial y^2}\right) + \left(\frac{\partial^2 h}{\partial z^2}\right) = 0 \quad (15)$$

Definida como a Equação de Laplace para fluxo potencial (TODD, 1980).

Sabe-se que em aquíferos não confinados não se dispõe de uma camada impermeável na face superior. E dessa forma, somente fazendo uso das suposições de Dupuit-Forchheimer, pode-se obter condições para o equacionamento do fluxo neste meio.

Neste caso, e para um aquífero homogêneo e isotrópico, a Equação (12) se transforma na Equação não linear de Boussinesq, abaixo:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(h \frac{\partial h}{\partial y} \right) = \frac{S_y}{k} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (16)$$

Onde h é a espessura da porção saturada da camada ou carga hidráulica e S_y [adimensional] que seria a produção específica ou coeficiente de armazenamento para aquíferos livres.

Segundo Fetter (1994) se o rebaixamento do aquífero é muito pequeno comparado com a espessura saturada, a variável h , pode ser substituída por uma espessura média b [L], que é assumida como constante para todo o aquífero. Assim a Equação de Boussinesq pode ser linearizada para a forma:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = \frac{S_y}{kb} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (17)$$

3.2.2 Condições de contorno para a solução numérica

A resolução numérica da equação geral de fluxo pode ser obtida desde que se conheçam as condições de contorno do problema.

Em Fetter (1994) pode-se constatar três tipos de condições matemáticas:

- Condição de Dirichlet – obtida quando a carga hidráulica é conhecida nos limites da região de fluxo. Onde, segundo exemplificação de Manoel Filho e Feitosa (2000), em um aquífero com conexão a um lago pode-se verificar que a carga do lago é conhecida;

□ Condição de Neumann – se o fluxo através de um limite da região é conhecido podendo ser nulo ou não. Manoel Filho e Feitosa (2000) explicam que em divisores de águas subterrâneas ou em um contorno impermeável é possível constatar que fluxo através destes limites seja nulo;

□ Condição de Cauchy – ocorrem em contornos semipermeáveis e também pode ser chamada de condição de contorno mista, pois é uma combinação entre as duas condições de contorno acima.

3.2.3 Modelo de Fluxo no MODFLOW

Atualmente, a previsão e descrição do comportamento de águas subterrâneas têm aumentado significativamente graças à facilidade de sistematização de dados e amostragem de resultados possibilitados por avançados pacotes computacionais (CHIANG, 2001; MANOEL FILHO e FEITOSA, 2000; ANDERSON e WOESSER, 1992).

O MODFLOW, um bom exemplo desse avanço – desenvolvido por McDonald e Harbaugh (1988) – apresenta-se como um modelo tridimensional de fluxo de águas subterrâneas em estado permanente ou transiente, passível de aplicação em meios heterogêneos, anisotrópicos e saturados (NOBRE, 2006). Em sua versão original é possível simular os efeitos do bombeamento de poços, rios, drenos, evapotranspiração e recargas (CHIANG, 2001).

Nesse pacote, 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 WOESSER, 1992; MANOEL FILHO e FEITOSA, 2000).

NOBRE (2006) destaca que mesmo com todas as vantagens propostas pelos pacotes computacionais, estes ainda exigem uma entrada de dados pouco amigável. O PMWIN PRO (CHIANG, 2005), surgiu como uma iniciativa de suprir a deficiência por uma interface gráfica amistosa para alguns softwares reconhecidamente envolvidos em modelagem de águas subterrâneas e transporte de contaminantes.

Este pacote oferece, portanto, um sistema totalmente integrado ao MODFLOW (MCDONALD e HARBAUGH, 1988), além do PMPATH (CHIANG, 1994), pós-processador utilizado para modelagem do transporte advectivo de contaminantes, em que um esquema semi-analítico de deslocamento de partículas é usado para calcular trajetórias (paths) de fluxo e tempos de percurso.

Claro que em vista de tamanha facilidade na tomada de modelos computacionais para simulação das complexas características do meio subsuperficial se levantem restrições e um sentimento de cautela na utilização dos resultados obtidos. Ashley (1994), por exemplo, indica que determinados dados de entrada são muitas vezes baseados em estimativas e suposições, em detrimento da observação de dados de campo. Tal iniciativa deve ser procedida de enorme cuidado no uso destes modelos, principalmente quando se destinarem a finalidades reguladoras.

3.2.4 Transporte advectivo de contaminantes

Os contaminantes transportam-se pela água subterrânea através de processos advectivos, onde o movimento do soluto acontece na velocidade linear média da água no meio subsuperficial (ANDERSON e WOESSER, 1992).

Segundo Fetter (1993):

$$v_x = \frac{k}{\eta_e} \frac{dh}{dl} \quad (18)$$

v_x = velocidade linear média do fluxo subterrâneo [L/T]

k = condutividade hidráulica [L/T]

η_e = porosidade efetiva

dh / dl = gradiente hidráulico [L/L]

Entretanto, conforme (ANDERSON e WOESSER, 1992) existem ainda os fenômenos da dispersão e reações químicas que afetam o movimento do contaminante neste meio. Que implicaria na resolução de um complexo modelo de transporte para concentrações de soluto no espaço e no tempo.

Esta abordagem, mediante (ANDERSON e WOESSER, 1992), consideraria parâmetros de entrada difíceis de mensurar no campo de estudo. Além do fato de que a dispersão e as reações químicas na subsuperfície, ainda são incógnitas passíveis de estudos para melhor entendimento dos seus processos.

Portanto, segundo o autor, diante da possibilidade de se criar um modelo dotado de incertezas e pressuposições, fica evidente que, para alguns objetivos analisar um modelo à luz de considerações do transporte puramente advectivo, teriam enormes vantagens.

Em tal perspectiva, a avaliação de tempos médios de percursos de trajetos de partículas são estimativas de qualidade comprovada, por exemplo, para delinear zonas de captação e proteção de poços. USEPA (1987 *apud* ANDERSON e WOESSER, 1992) e Environment Agency (1997 *apud* EHS, 2001) destacam-se entre as agências ambientais que tomam mão desta metodologia.

Dessa forma, torna-se prática comum entre os modeladores a análise do transporte de contaminantes na subsuperfície sob o foco dos processos advectivos, de maneira que a modelagem fica mais simples e para finalidades de uso específicas dão respostas adequadas às propostas do modelo (MANOEL FILHO e FEITOSA, 2000).

3.2.5 Etapas da modelagem

Usualmente a modelagem de aquíferos requer a tomada de alguns passos para conceber um modelo da forma mais realista possível. O fluxograma demonstrado na FIGURA 3.7 sumariza a metodologia habitualmente empregada. Antes, porém, alguns itens necessitam de breve discussão:

- O modelo conceitual pode ser definido como uma idealização capaz de gerar o entendimento das condições de campo e vislumbrar a maneira de como o fluxo subterrâneo trabalha (SPITZ e MORENO, 1996). Conforme Anderson e Woesser (1992) é o mais importante passo da modelagem;

- O modelo matemático está relacionado ao equacionamento matemático e às condições iniciais e de contorno que serão empregadas na descrição do fenômeno físico. Esta etapa está intimamente ligada à escolha do modelo numérico e do pacote computacional que irá empenhar esforços na resolução das equações (MANOEL FILHO e FEITOSA, 2000);

- A calibração é a etapa de ajuste dos parâmetros do modelo para obtenção de maior semelhança possível das características (cargas hidráulicas e fluxo) monitoradas em campo (MANOEL FILHO e FEITOSA, 2000). Etapa esta que outrora dependia de processos baseados em tentativa e erro, mas que sofreu significativos avanços a partir de metodologias incorporadas ao próprio código computacional (NOBRE, 2006);

- A validação, segundo Hassan (2004) trata-se de um processo longo e iterativo no qual a credibilidade conferida ao modelo garantirá a sua utilização como ferramenta na tomada de decisões. Não devendo, entretanto, focar na comprovação científica de que todas as condições e resultados obtidos no processo da modelagem estão corretos, mas sim, verificar se são adequados para atendimento de objetivos específicos, muitas vezes requeridos por órgãos reguladores.

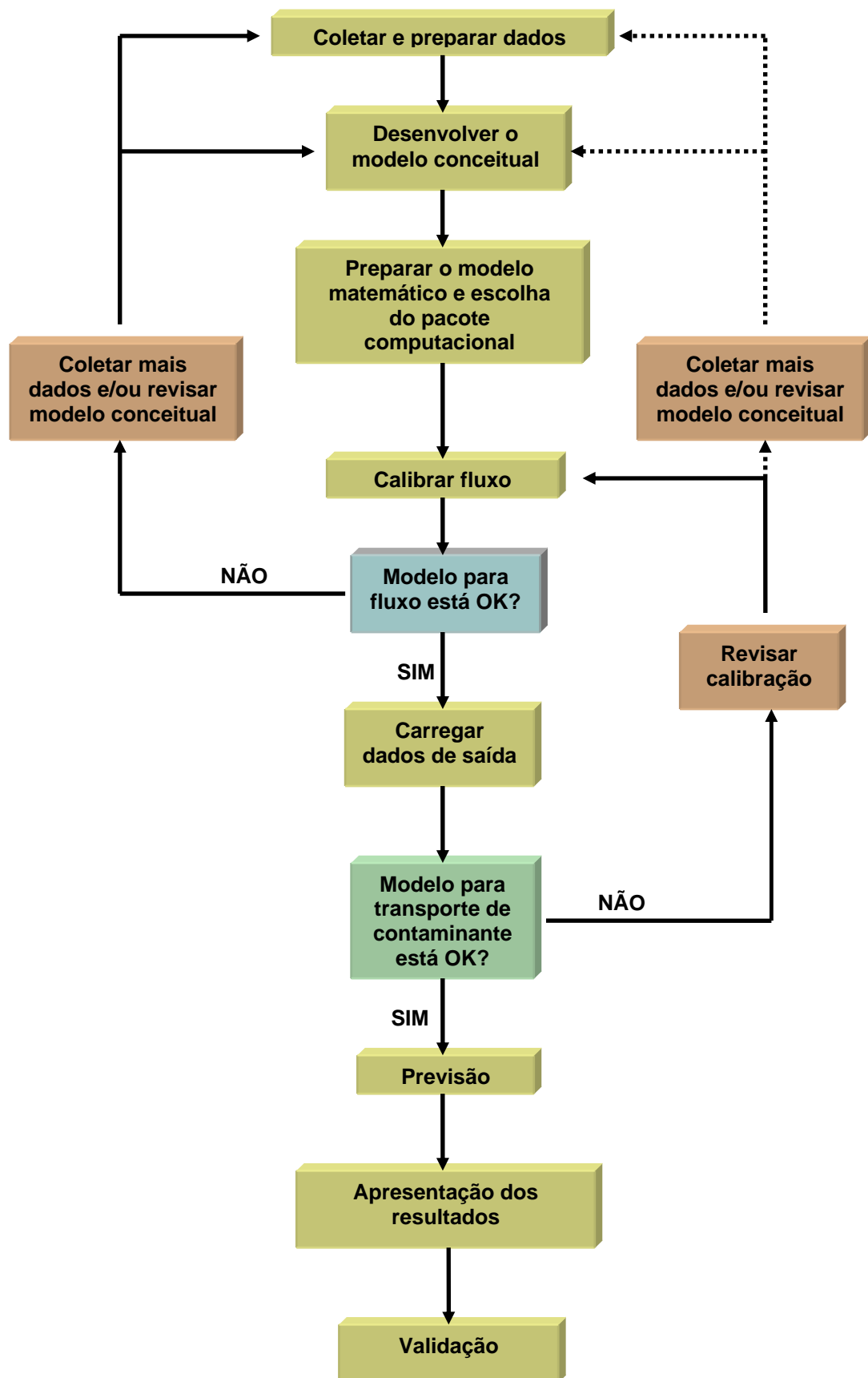


FIGURA 3.6 – Processo de modelagem de águas subterrâneas.
 Fonte: Adaptado de Spitz e Moreno (1996) e Anderson e Woessner (1992).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A área de objeto deste estudo, o Cemitério Municipal Parque Bom Jardim, encontra-se localizado na Rua Estrada Jatobá, 2.668, no bairro Bom Jardim, na área urbana da cidade de Fortaleza – CE, Brasil.

Considerado o maior cemitério público de Fortaleza, de pouco mais de 84 mil metros quadrados de área, sendo em torno de 40 mil só para sepultamento, quase 17 mil de alamedas e pouco mais de 26 mil de área verde, com data de fundação de julho de 1994, encontra-se hoje com sua capacidade de atendimento exaurida, com 58.911 vagas preenchidas, graças a alta demanda assinalada não só pela população fortalezense como também por grande parcela da população da região metropolitana (SINCEP, 2007).

Na localidade Bom Jardim, caracterizada por apresentar uma população notadamente de baixa renda, a presença do cemitério e a falta do sistema público de esgotamento sanitário, o que ocasiona um descontrole dos destinos finais de esgotos domésticos na superfície e na camada subsuperficial, apresentam-se como os maiores agentes potenciais ao dano da saúde coletiva da região.

Apesar disso, e muito embora haja o atendimento do sistema de distribuição de água tratada, configura-se uma prática comum, a captação de água para consumo humano diretamente do lençol freático, sem que se aconteça nenhum tipo de tratamento prévio.

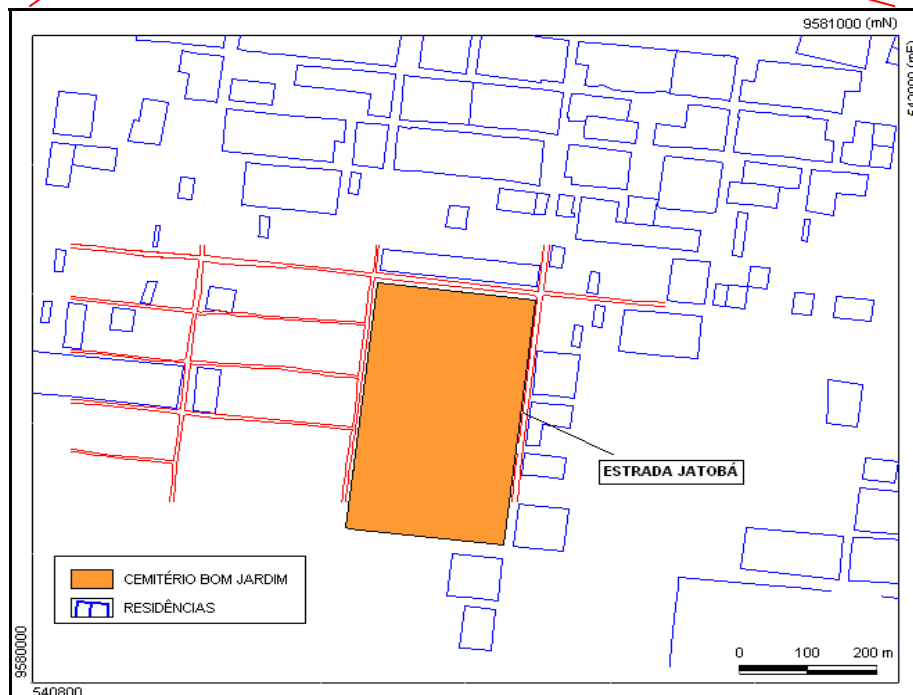


FIGURA 4.1 – Localização da área de estudo

4.2 Problema a ser modelado

Desenvolver um modelo de fluxo do aquífero freático localizado sob o cemitério Bom Jardim, de forma que a sua capacidade de previsão e interpretação dos dados obtidos pelo monitoramento da área de estudo, sejam capazes de balizar sobre a real possibilidade de contaminação microbiológica nas áreas localizadas no entorno do referido cemitério.

Admitindo-se, a partir de uma hipótese desfavorável que a pluma de microrganismos patogênicos, originária da alta concentração de corpos em decomposição, esteja em contato direto com o lençol freático, desprezando o caráter de atenuação do solo, considerando-se ainda os limites do cemitério como ponto de partida da pluma e que seu deslocamento aconteça exclusivamente por processos advectivos.

A partir de então, de posse de tempos da velocidade média do fluxo subterrâneo e aceitando-se como 50 dias o tempo médio de sobrevivência de microrganismos patogênicos em águas subterrâneas, delimitar uma faixa no entorno dos limites do cemitério Bom Jardim indicativa do perímetro máximo passível de contaminação microbiológica para as condições propostas na simulação.

4.3 Avaliação das condições globais do campo de estudo

Os dados de campo para a área de interesse e utilizados nessa modelagem foram obtidos a partir da matriz de informações produzidas pelo projeto “Caracterização geoambiental interdisciplinar do cemitério Bom Jardim” do Laboratório de Geofísica do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará.

A partir desse trabalho, ao qual essa pesquisa está ligada, tornou-se possível a obtenção de:

- Variação do nível estático do aquífero freático local durante o período compreendido entre novembro de 2005 e novembro de 2006;
- Topografia da área de estudo;
- Determinação da espessura do aquífero a partir de métodos geofísicos;
- Caracterização da permeabilidade do sistema.

4.3.1 Variação do nível estático

Foram construídos nove furos de sondagem a trado e rotativa no terreno, a fim de tornar possível a locação de poços de monitoramento (piezômetros), realização do estudo da permeabilidade, granulometria dos solos e qualidade da água subterrânea do Cemitério Bom Jardim, Fortaleza – Ceará.

A partir destes piezômetros ocasionou-se a observação da variação das medidas de profundidade da superfície freática, que ocorreram durante o período de novembro de 2005 a novembro de 2006, com amostragem colhida a cada dois meses.

Para termos de simulação o mês de julho/2006 foi determinado como representativo do período crítico de contaminação na localidade do cemitério Bom Jardim. Esta consideração reflete a assertiva de Young *et. al.*(2002), em que o aumento do grau de contaminação de águas subterrâneas por vírus e bactérias oriundos de camadas superiores do solo ocorre notoriamente no período de elevação do lençol freático a níveis mais próximos da superfície.

A TABELA 4.1 indica as coordenadas UTM dos piezômetros. A Tabela 4.2 indica a variação de profundidade da linha freática durante o período de amostragem para os piezômetros utilizados para a modelagem. A FIGURA 4.2 indica a distribuição em campo dos piezômetros construídos a partir de suas coordenadas UTM.

TABELA 4.1 – Coordenadas UTM da localização dos piezômetros.

Furos	x	y
P1	541484	9580606
P3	541252	9580280
P4	541288	9580537
P5	541353	9580193
P6	541185	9580692
P7	541727	9580050
P8	541395	9580364
P9	541349	9580606
P10	541673	9580280

Fonte: Projeto “Caracterização Geoambiental Interdisciplinar do Cemitério Bom Jardim.

TABELA 4.2 – Variação da profundidade da linha freática (m) no período da amostragem.

Furos	Meses de amostragem						
	nov	jan	mar	mai	jul	set	nov
P1	4,39	6,5	5,42	3,28	3,6	3,8	4,71
P3	7,06	8,3	5,8	5	-	-	-
P4	3,94	4,58	3,71	2,74	2,47	3,04	3,78
P5	8,3	10,22	9,7	8,91	7	7,44	8,22
P6	1,62	2,64	1,43	1,16	0,43	0,92	1,4
P7	1,12	2,15	1,3	1,44	0,58	0,9	1,17
P8	6,23	7,33	6,55	4,51	4,65	5,19	6,14
P9	4	5,24	4,68	7,31	2,11	2,93	3,86
P10	1,16	2,29	1,41	1,27	0,38	0,76	1,14

Fonte: Projeto “Caracterização Geoambiental Interdisciplinar do Cemitério Bom Jardim.

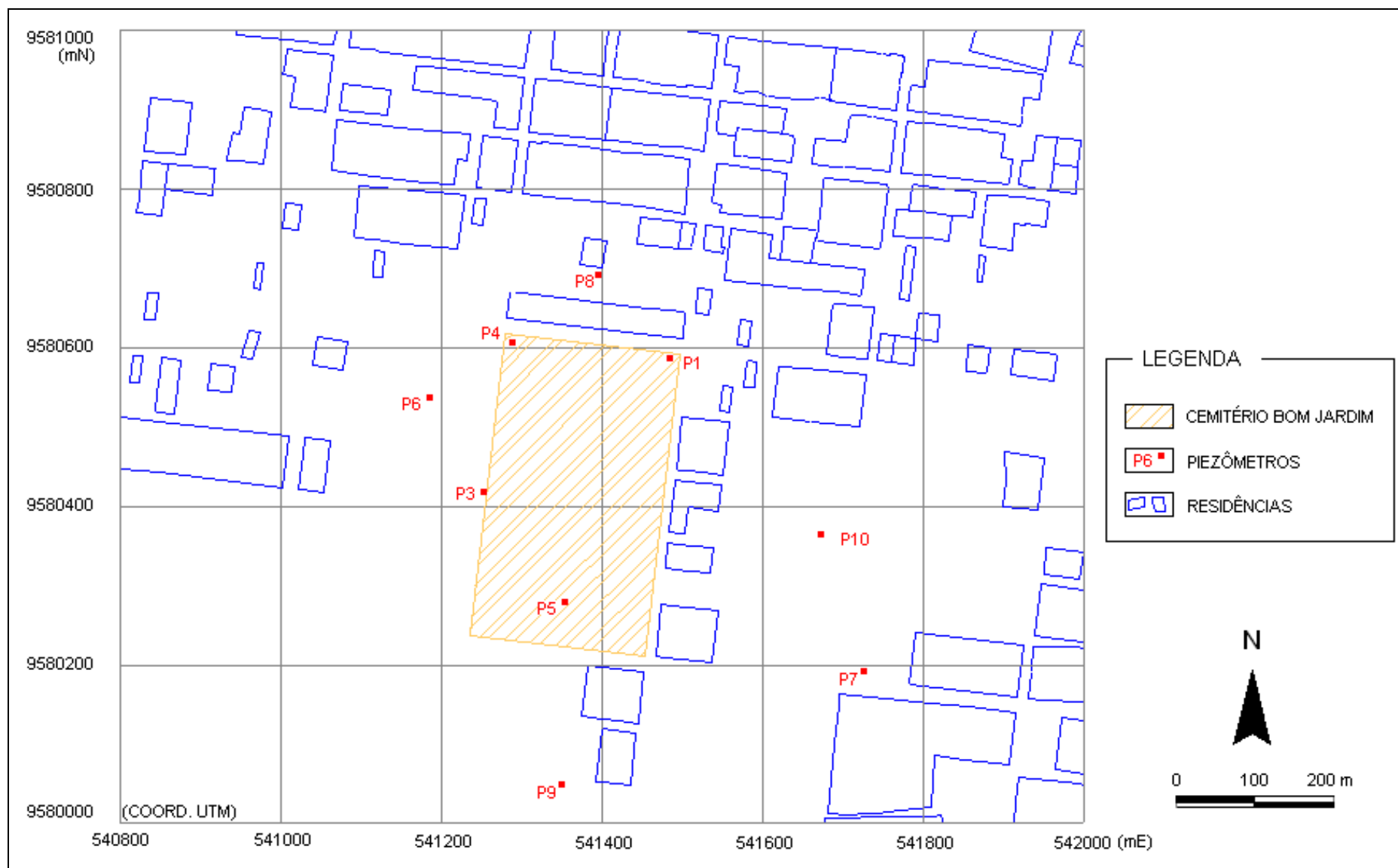


FIGURA 4.2 – Localização dos piezômetros na área de estudo.

4.3.2 Caracterização da condutividade hidráulica do sistema

Os valores de condutividade hidráulica do sistema aquífero freático foram obtidos a partir de ensaios de laboratório segundo o procedimento normalizado pela NBR 14545 que regulamenta a determinação do coeficiente de permeabilidade (ou condutividade hidráulica) para solos argilosos a carga variável.

Neste ensaio, explanando-se de forma sucinta, confeccionam-se amostras de solo, a partir da litologia local do aquífero, acondicionando-as em recipientes denominados por permeômetros (FIGURA 4.3). De forma que, as dimensões da amostra – altura (L) e área da seção transversal (A) – são conhecidas. No permeômetro, se faz percolar uma carga hidráulica variável com o auxílio de uma bureta de área de seção transversal (a) também conhecida, por um tempo (t) pré-estabelecido. Onde, finalmente, de posse da variação de altura da coluna de água na bureta, dá-se entrada na Equação 19 obtida da NBR 14545 para determinação da condutividade hidráulica da amostra.

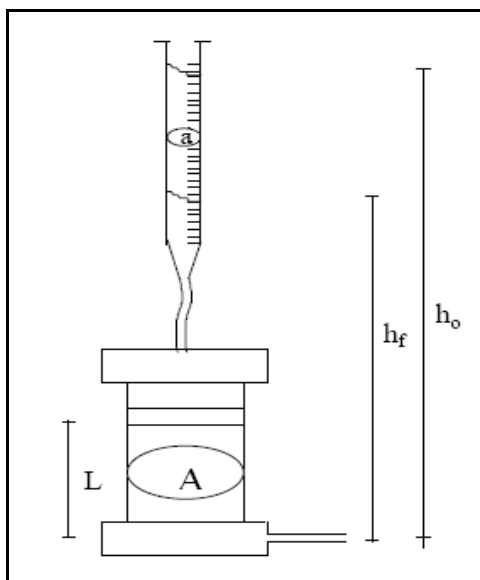


FIGURA 4.3 - Ensaio para determinação do k em laboratório.
FONTE: Adaptada da NBR 14545

$$k = 2.3 \frac{La}{At} \log \frac{h_0}{h_f} \quad (19)$$

Sendo:

A = área da seção transversal do corpo de prova [L²]

L = altura do corpo de prova [L]

a = área da seção transversal da bureta [L²]

h₀ = altura inicial do nível de água [L]

h_f = altura final do nível de água [L]

k = condutividade hidráulica da amostra [L/T]

Este ensaio foi desenvolvido pelo Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação da Universidade Federal do Ceará, como contribuição para o “Projeto de Caracterização Geoambiental Interdisciplinar do Cemitério Bom Jardim”.

As indicações da condutividade hidráulica média em cada furo de sondagem e a descrição da litologia encontrada, segundo o que consta no Relatório N° 79/05 desenvolvido pelo Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação, estão demonstradas respectivamente na TABELA 4.3 e FIGURA 4.4.

TABELA 4.3 – Condutividade hidráulica média em cada furo no aquífero freático.

Furos	Condutividade média (m/s)
P1	4,2 x 10 ⁻⁸
P3	3,7 x 10 ⁻⁸
P4	3,9 x 10 ⁻⁸
P5	5,05 x 10 ⁻⁹
P6	1,3 x 10 ⁻⁸
P7	3,45 x 10 ⁻⁸
P8	1,48 x 10 ⁻⁸
P9	2,0 x 10 ⁻⁸
P10	5,65 x 10 ⁻⁹

Fonte: Projeto “Caracterização Geoambiental Interdisciplinar do Cemitério Bom Jardim.

De maneira geral, conforme resultados apresentados de condutividades hidráulicas na TABELA 4.3 acima, é possível considerar o solo variando de argiloso a siltoso (condutividade hidráulica em torno de 10^{-8} m/s).

No entanto, na observação das amostras dos perfis litológicos do aquífero freático do Cemitério Bom Jardim, vide FIGURA 4.4 e ANEXO A, tornou-se patente a disposição de alguns outros tipos de camadas de solo que apresentam condutividades hidráulicas mais elevadas que o estabelecido para argilas e siltes, como areias médias argilosas e até mesmo cascalho.

Apesar de tais circunstâncias, as estimativas apresentadas na TABELA 4.3 serviram como ponto de partida em termos de dados de entrada no modelo para as condições observadas em campo. Admitindo-se, no entanto, a hipótese de uma adequabilidade em intervalos maiores de variação de condutividade hidráulica.

Ou seja, embora haja um indicativo pelos ensaios de permeâmetros de que a condutividade hidráulica seja em torno de 10^{-8} m/s (argilas e siltes), existe a possibilidade de que no campo e no modelo, estas condutividades apresentem-se em valores maiores chegando a variar dentro da faixa de areias argilosas ou mesmo cascalhos (em situações mais extremas). A tomada desta particularidade é fundamental por dois importantes motivos.

Primeiro, pensando-se em termos de observação de campo, é conveniente admitir que por mais cuidadosos que sejam os ensaios de condutividade hidráulica em laboratório, estes representam somente pequenos volumes de solo em pontos individuais de uma grande massa, cercados ainda da dificuldade em se obter amolgamentos de amostras indeformadas para análise.

Segundo, esta abordagem deixa o modelo mais flexível no que tange os aspectos relacionados ao processo de calibração¹, onde se faz variar um ou outro parâmetro em vista da obtenção da convergência do modelo à realidade de campo.

¹ A calibração será abordada no Item 4.7 desta dissertação.

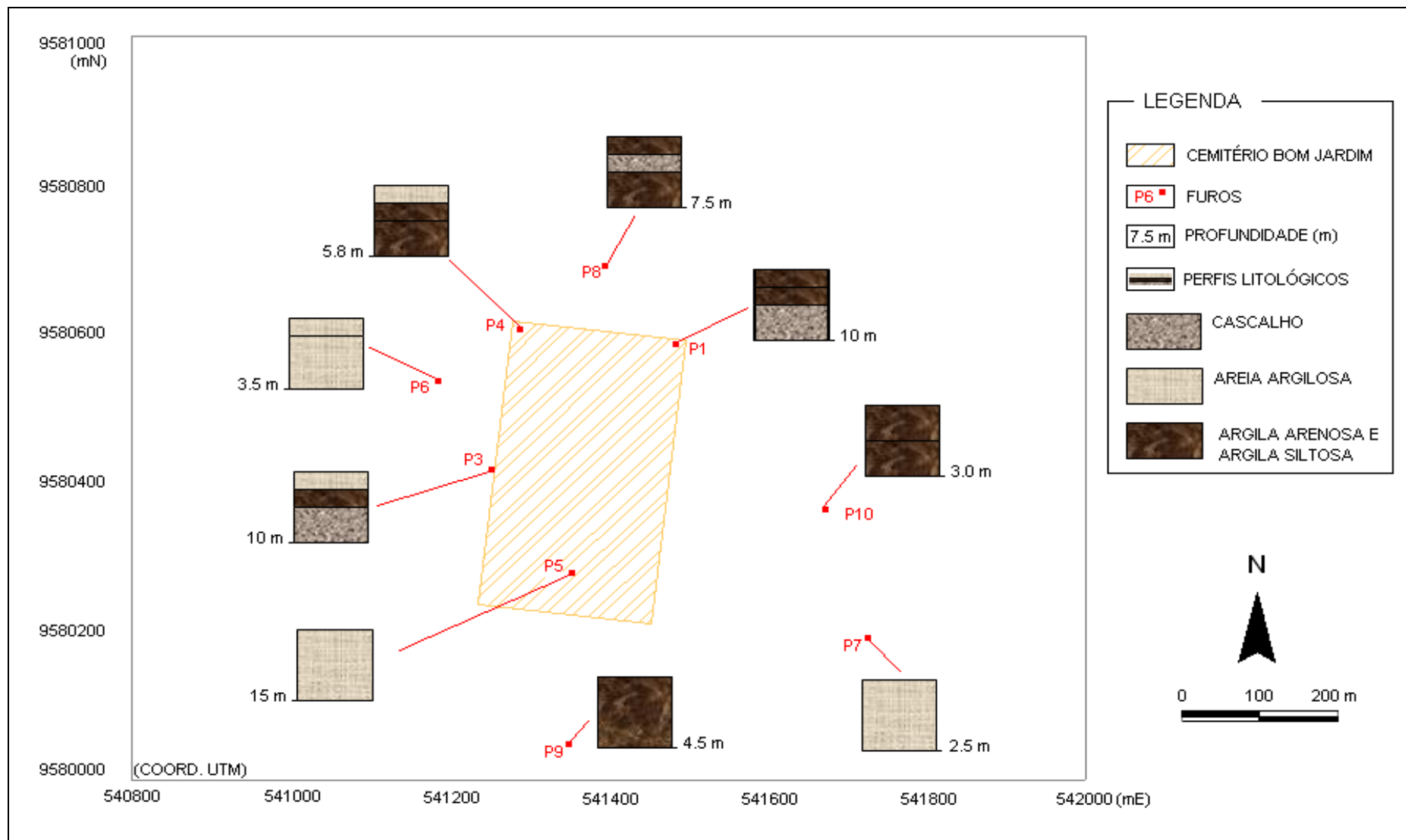


FIGURA 4.4 – Mapa de Localização dos furos com respectivos perfis litológicos (remissivo aos perfis individuais de sondagem que consta no ANEXO A).

4.3.3 Determinação da espessura média do sistema.

Um total de 9 (nove) pontos de sondagens elétricas verticais (SEVs) foram realizadas para tomada de informações pertinentes às características do subsolo da região. Onde se constatou na região interior aos limites do cemitério que a espessura média de depósitos inconsolidados do sistema aquífero poderia atingir 20 metros de profundidade até encontrar a formação do embasamento, em contraste com extremos leste e oeste fora dos seus limites, que conforme demonstrado no demonstrativo na TABELA 4.5, não ultrapassam 4m de profundidade.

A localização em coordenadas UTM, a variação média do aquífero freático nas SEVs e a distribuição das SEVs na área de estudo estão dispostos na TABELA 4.4, TABELA 4.5 e FIGURA 4.5 respectivamente.

TABELA 4.4 – Localização das SEV's em coordenadas UTM.

Furos	x	y
Sev-01	541367	9580484
Sev-02	541366	9580618
Sev-03	541673	9580338
Sev-04	540943	9580344
Sev-05	541343	9580283
Sev-06	540988	9580666
Sev-07	540950	9580500
Sev-08	541658	9580583
Sev-09	541658	9580421

Fonte: Projeto “Caracterização Geoambiental Interdisciplinar do Cemitério Bom Jardim.

TABELA 4.5 – Variação média da espessura do aquífero freático.

Sondagens Elétricas Verticais	Espessura (m)
SEV 01	21,20
SEV02	20,20
SEV 03	12,00
SEV 04	12,00
SEV 05	14,70
SEV 06	3,60
SEV 07	1,70
SEV 08	2,40
SEV 09	3,10

Fonte: Projeto “Caracterização Geoambiental Interdisciplinar do Cemitério Bom Jardim.

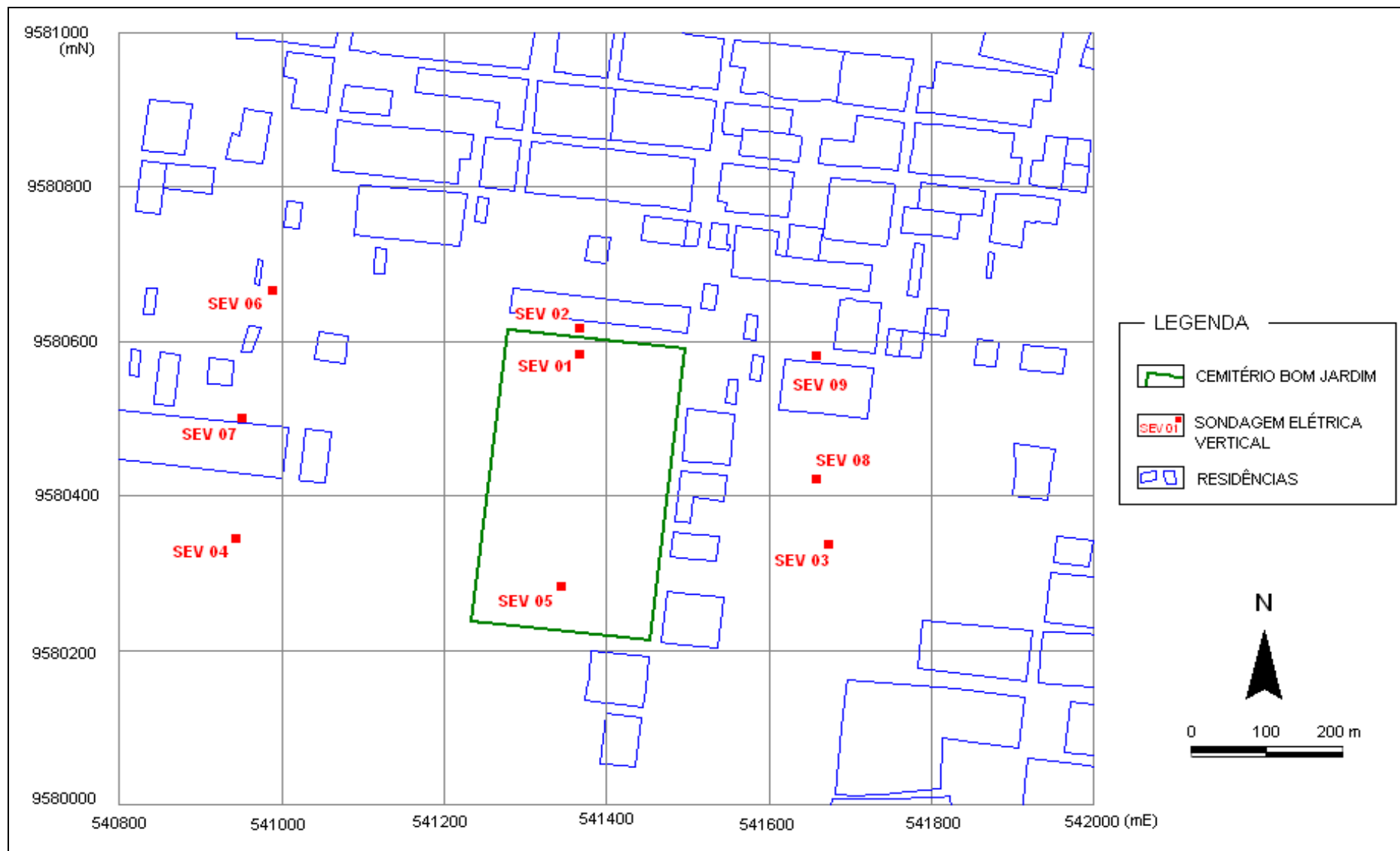


FIGURA 4.5 – Mapa de Localização das SEV's.

4.3.4 Recarga

O balanço hídrico na localidade de estudo, foi estabelecido como alternativa para se avaliar a infiltração efetiva ou recarga de água no aquífero freático da região.

O Posto Pluviométrico Castelão, localizado no município de Fortaleza (Ceará), 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.

Para estimativa da Evapotranspiração Potencial – essencial na elaboração do balanço – foi utilizado o método de Thornthwaite que correlaciona as informações de precipitação com a variável temperatura de acordo com a formulação abaixo (TUCCI, 1997):

$$ETP = Fc \cdot 16 \cdot \left(10 \cdot \frac{T}{I} \right)^a \quad (20)$$

$$I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{t_i}{5} \right)^{1.514} \quad (21)$$

$$a = 67.5 \cdot 10^{-8} \cdot I^3 - 7.71 \cdot 10^{-6} \cdot I^2 + 0.01791 \cdot I + 0.492 \quad (22)$$

ETP = evapotranspiração potencial;

T = temperatura média do ar (°C);

Fc = fator de correção em função da latitude e mês do ano;

I = índice térmico;

t_i = temperatura do mês analisado em °C;

a = termo obtido em função do índice térmico.

A partir de então, considerando a capacidade de campo (C) de 125 mm, e com base nas informações históricas dos últimos 17 anos de precipitação e temperatura obtidas, a infiltração efetiva (I_e) desprezando o escoamento superficial para o aquífero freático do cemitério Bom Jardim pôde ser estimada em 240,43 mm/ano.

TABELA 4.6 – Balanço Hídrico

	T (°C)	I	Fc	a	P (mm)	ETP (mm)	P-ETP	ETR (mm)	C(125)	I_e (mm)
jan	27.3	12.80	1.04	0.71	86.86	145.66	-58.80	86.86	0.00	0.00
fev	27.3	12.80	0.95	0.72	128.65	138.41	-9.76	128.65	0.00	0.00
mar	26.9	12.50	1.04	0.72	284.19	150.29	133.90	150.29	125.00	8.90
abr	26.6	12.30	1.00	0.71	313.44	143.69	169.75	143.69	125.00	169.75
mai	26.7	12.60	1.02	0.72	208.09	146.30	61.79	146.30	125.00	61.79
jun	26.2	12.00	1.00	0.71	120.30	141.26	-20.96	120.30	0.00	0.00
jul	26	11.90	1.03	0.71	45.05	144.78	-99.73	45.05	0.00	0.00
ago	26.4	12.10	1.03	0.71	19.08	147.27	-128.19	19.08	0.00	0.00
set	26.8	12.40	1.00	0.72	20.11	144.44	-124.33	20.11	0.00	0.00
out	27.3	12.80	1.05	0.72	7.28	153.02	-145.74	7.28	0.00	0.00
nov	27.6	13.00	1.03	0.73	6.15	150.84	-144.69	6.15	0.00	0.00
dez	27.8	13.10	1.06	0.73	16.99	156.07	-139.08	16.99	0.00	0.00
										<u>240.43</u>

T = temperatura média anual
I = índice térmico anual
Fc = fator de correção
P = precipitação

ETP = evapotranspiração potencial
ETR = evapotranspiração real
C = Capacidade de campo

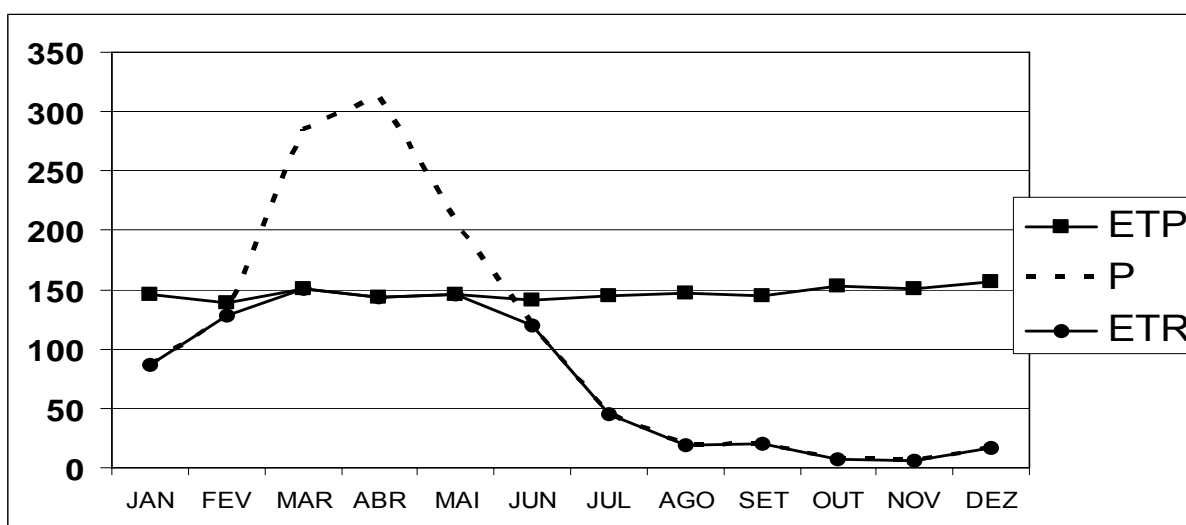


FIGURA 4.6 – Gráfico do balanço hídrico

4.4 Modelo conceitual

Elementos importantes foram definidos a partir do entendimento do comportamento do sistema para a tomada de decisões a cerca das condições de contorno e simplificação do sistema aquífero, que propiciaram a produção de significativos resultados.

A topografia da área, FIGURA 4.7, juntamente com a distribuição do nível estático na FIGURA 4.8 avaliada no período de monitoramento, considerando o mês de maior elevação do nível freático e admitindo como representativo para o movimento da água no meio subsuperficial a *linha de fluxo*¹ que corta os piezômetros P9, P5, P4, P1 e P8, fundamentaram o entendimento do fluxo geral subterrâneo para a região de estudo.

Segundo o enunciado por Heath (1983), o sentido do movimento da água subterrânea pode ser derivado de observações topográficas, onde a superfície freática pode ser usualmente uma réplica atenuada da superfície topográfica, e logo, sob condições naturais a água subterrânea move-se partindo de ponto de maior altitude para pontos de menor altitude, ou simplesmente no sentido do decréscimo total de carga.

A partir desta assertiva e das duas distribuições (topografia e nível freático) é possível admitir a possibilidade de um sentido sul-norte preferencial para o fluxo global do sistema aquífero.

Esta concepção foi importante para a tomada das condições de contorno, uma vez que para a área de estudo não existiam acidentes geográficos ou acidentes naturais comumente utilizados como delimitadores da dinâmica subsuperficial.

Assim, em consonância com a percepção do sentido de fluxo, foi admitido um contorno de carga hidráulica especificada na fronteira de entrada de fluxo, a montante (limite sul), e um contorno de carga hidráulica especificada na saída de

¹ Mostram os trajetos idealizados seguidos pelas partículas de água como elas se movem através do aquífero (HEATH, 1983).

fluxo, a jusante (limite norte). Aos dois limites laterais, partindo-se da premissa que existam linhas de corrente que tornam o fluxo nulo na direção perpendicular a essas fronteiras, admitiu-se contornos sem fluxos.

Outro ponto a ser considerado no modelo conceitual foi a tomada de uma camada de espessura média para o aquífero analisado. Segundo o que se propõe sobre a modelagem computacional (ANDERSON e WOESSER, 1992; SPITZ e MORENO, 1996), simplificações devido à dificuldade de se reconstituir no modelo conceitual as características plenas de campo são comuns para facilitar a resolução do modelo numérico.

Como a espessura média de materiais inconsolidados obtidos a partir dos dados geofísicos indicam que dentro da região delimitada pelo cemitério a profundidade poderia atingir 20 m, em contraste com os limites extremos leste-oeste da área de interesse (fora do cemitério) que não passavam dos 4 m de profundidade, foi admitido e extrapolado para toda a área do domínio simulado a profundidade média de 20 metros.

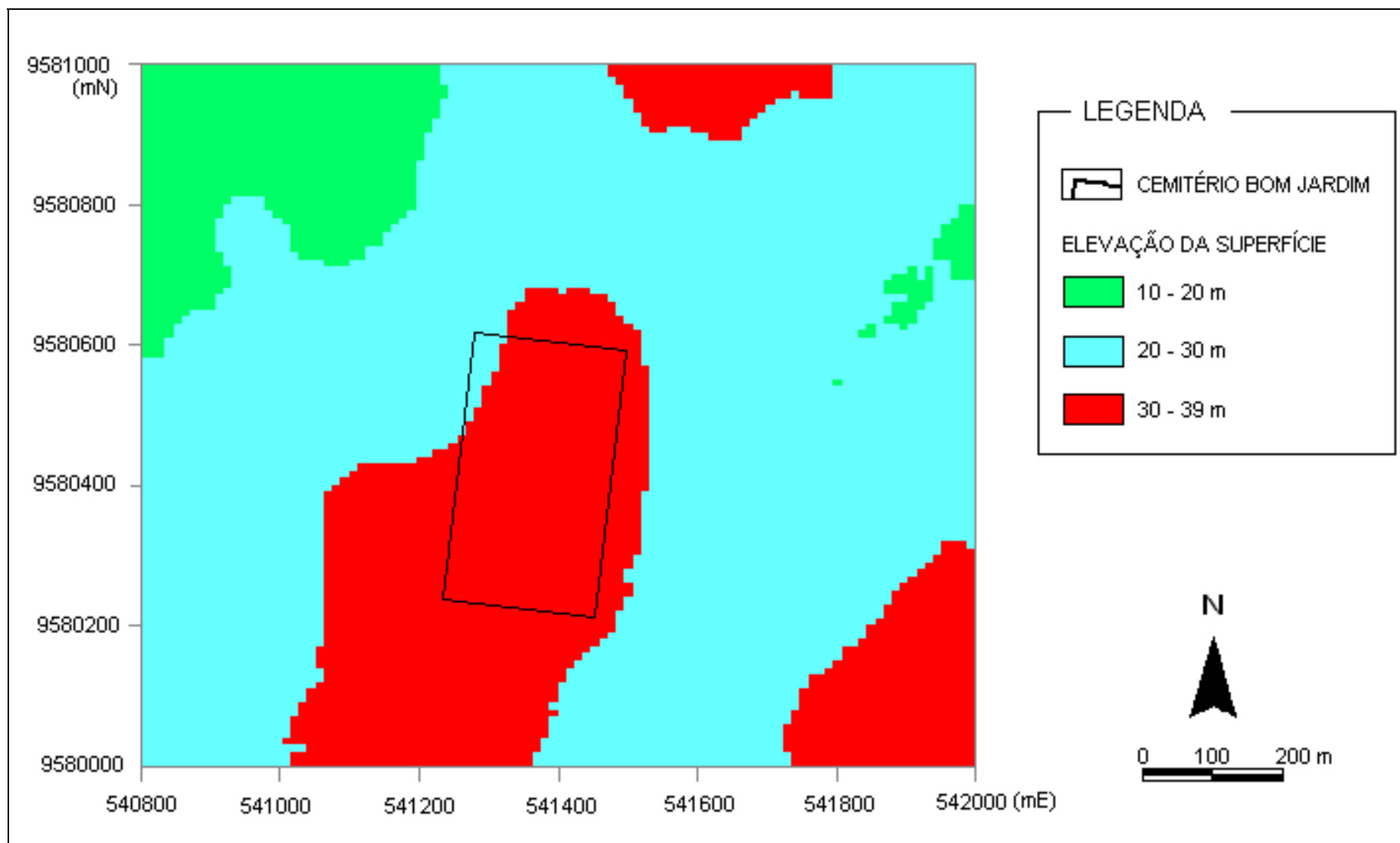


FIGURA 4.7 – Distribuição topográfica da área.

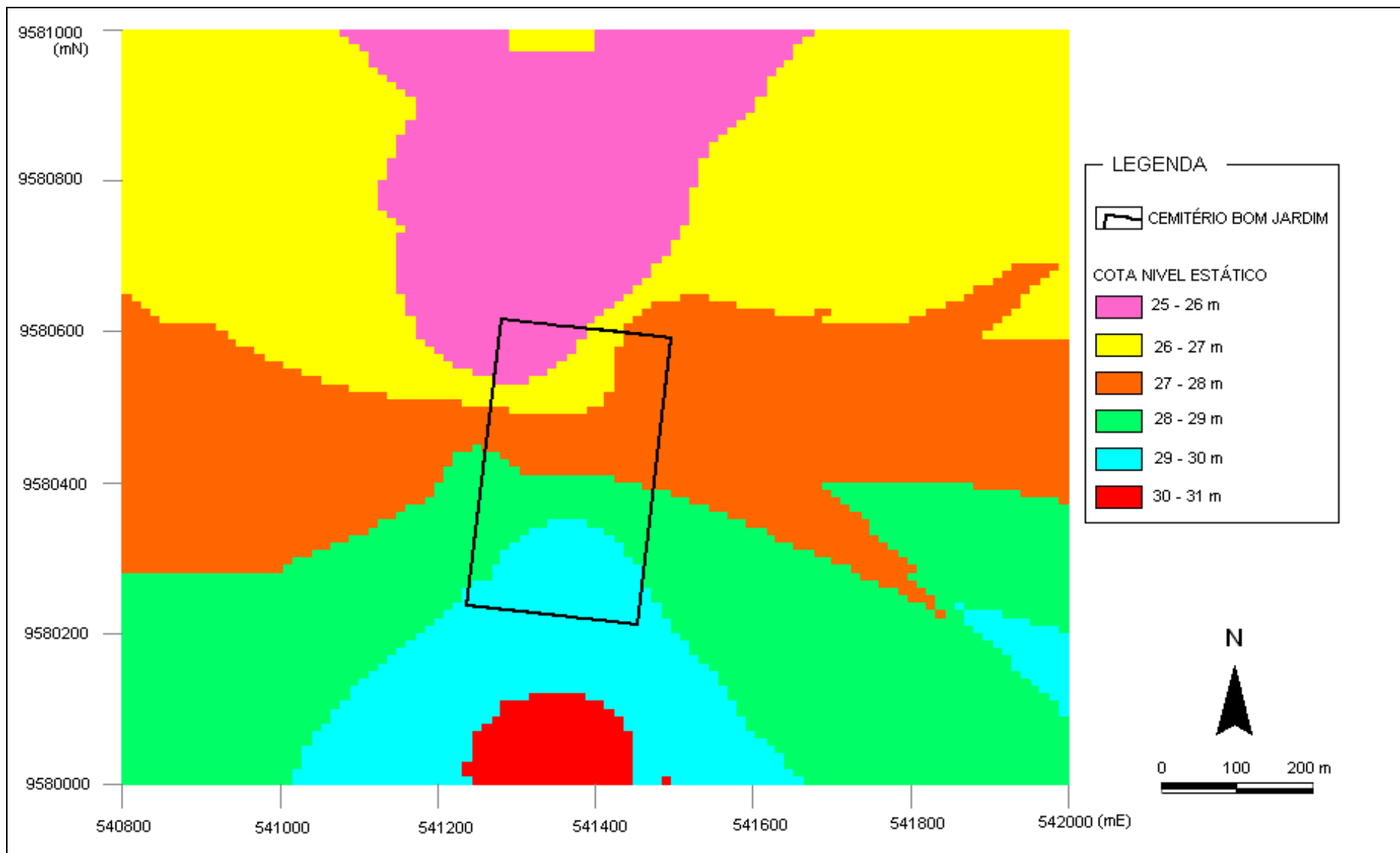


FIGURA 4.8 – Distribuição do nível estático observado.

4.5 Seleção do modelo numérico e discretização da malha

A modelagem numérica foi realizada com o uso do software PMWIN PRO[®], que ofereceu interface para o processamento de dados para o pacote computacional MODFLOW[®], responsável pela simulação do fluxo de água subterrânea e para o PMPATH[®], responsável pela simulação do transporte advectivo de partículas.

O domínio do modelo compreende uma área de 1,2 km² e foi discretizado em uma malha de diferenças finitas de dimensões 1200m 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. Sendo uma única camada definida por não confinada por se tratar de um aquífero freático com espessura média adotada de 20 m.



FIGURA 4.9 – Discretização da malha para o aquífero em estudo.

4.6 Seleção dos dados de entrada

4.6.1 Topografia e espessura do aquífero

A topografia foi ajustada para servir como arquivo de entrada no modelo numérico simulado no PMWIN PRO[®] a partir do aplicativo UF2 desenvolvido pelo laboratório de hidráulica computacional do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC, que possibilitou a tomada de 2000 mil pontos cotados a partir da matriz topográfica inicial, onde posteriormente, segundo procedimento adotado no FIELD INTERPOLATION[®] os redistribuiu na malha discretizada do domínio.

A partir da topografia tornou-se possível determinar o topo do sistema aquífero freático da região, que com a implementação da matriz gerada via FIELD INTERPOLATION[®] das SEV's locadas para obtenção dos dados geofísicos – considerando uma espessura média de 20m conforme explanado no item 4 – foi obtido também a cota do fundo da camada freática avaliada. Fechando-se desta forma os dados considerados variáveis intrínsecas do sistema modelado (cota do topo e cota do fundo da camada modelada).

4.6.2 Condições de contorno

Segundo abordagem do item 4.4 e demonstrado na FIGURA 4.10, considera-se os contornos norte-sul fixos (IBOUND [-1]) e leste-oeste sem fluxo (IBOUND [0]).

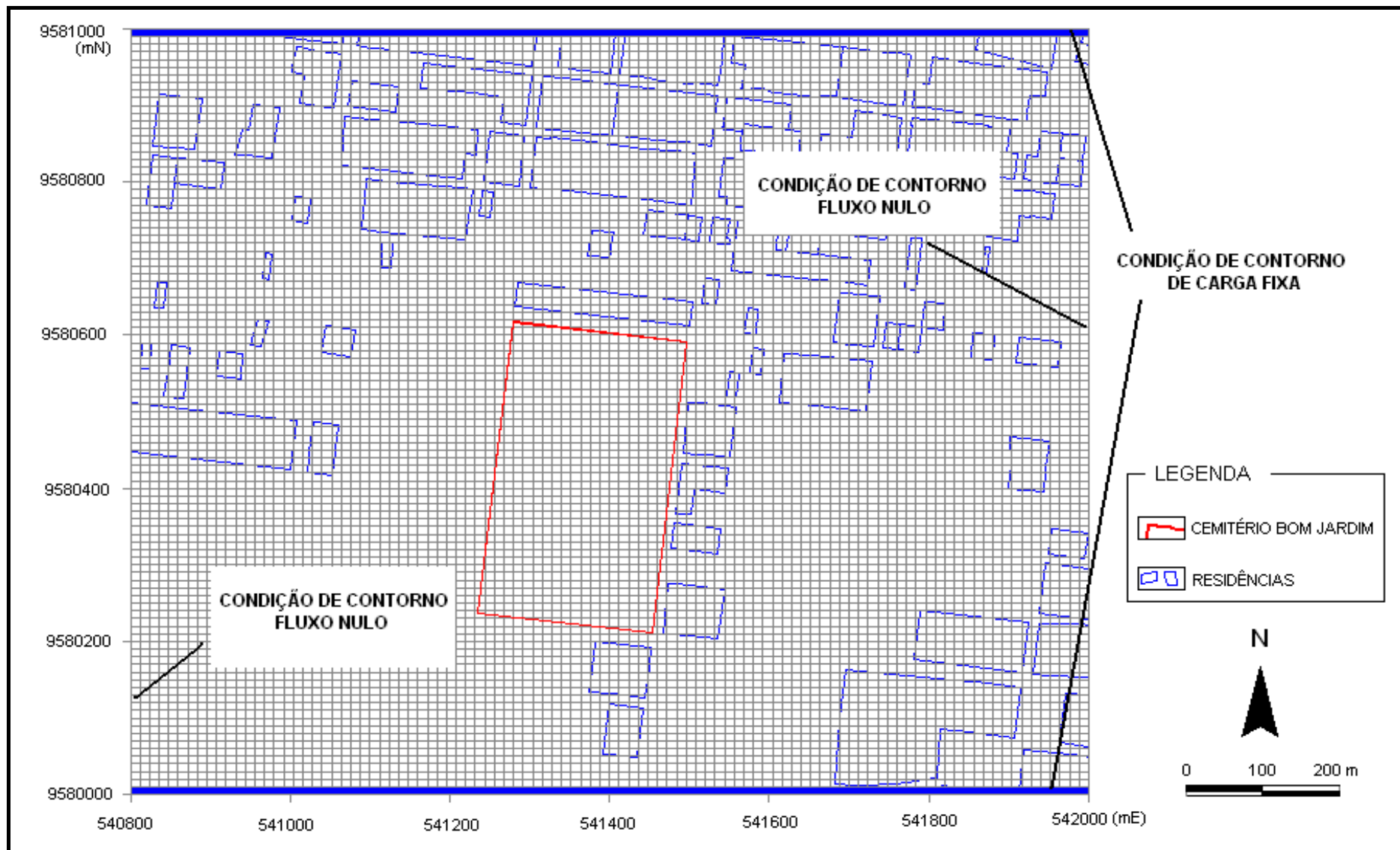


FIGURA 4.10 – Indicação das condições de contorno.

4.6.3 Carga hidráulica inicial

A matriz de entrada das cargas hidráulicas iniciais foi obtida pela interpolação dos pontos de amostragem de nível estático nos piezômetros para o período selecionado (julho/2006) nos piezômetros P9-P5-P4-P1-P8, a partir do pacote FIELD INTERPOLATION® para toda a área de domínio da simulação.

4.6.4 Condutividade hidráulica

Os parâmetros de condutividade hidráulica foram obtidos a partir da média de condutividade hidráulica em cada furo de sondagem segundo a TABELA 4.3, utilizando-se o FIELD INTERPOLATION® para extrapolar as condutividades pontuais para toda a área do domínio a ser modelado.

4.6.5 Porosidade efetiva

Adotada como 0.06, segundo a faixa de valores demonstrada na tabela abaixo, obtida da literatura, para materiais argilosos.

TABELA 4.7 – Porosidade efetiva de alguns materiais

Material	Intervalo	Média
Argila	0,01 – 0,18	0,06
Silte	0,01 – 0,39	0,20
Areia Fina	0,01 – 0,46	0,33
Areia Grossa	0,18 – 0,43	0,30
Cascalho Fino	0,13 – 0,40	0,28
Cascalho Grosso	0,13 – 0,25	0,21

Fonte: TUCCI (1997).

4.6.6 Recarga

A recarga para a o aquífero freático da região foi estimada em 240,43 mm/ano que para fins de entrada no PMWIN PRO®, foi transformada para 7,62E-9 m/s.

4.7 Calibração do modelo

A calibração do modelo foi obtida pela minimização dos residuais verificados entre as cargas hidráulicas calculadas obtidas pela simulação e as cargas hidráulicas observadas em campo. Para atingir tais resultados, o procedimento utilizado foi o desenvolvido por Schuster (2004) denominado de Método Iterativo de Gradiente Hidráulico ou simplesmente MIGHA. Originariamente concebido em linguagem MATLAB[®] e posteriormente convertido para linguagem FORTRAN (Fortran 90 – Compaq Visual Fortran Versão 6.5) por Souza (2007).

Este método consiste em um procedimento iterativo, em que a partir de uma matriz inicial de condutividades hidráulicas (ou transmissividades) 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 no modelo, seja possível gerar a cada ciclo iterativo no MIGHA, uma nova matriz otimizada de condutividades hidráulicas. De maneira que o residual entre o que se simula e o que se observa, em termos de cargas hidráulicas, seja dirimido a cada nova simulação no pacote computacional PMWIN PRO[®]. A formulação proposta pelo método prever que:

$$T_j^{i+1} = T_j^i \frac{|\nabla h_j^{calc}|}{|\nabla h_j^{obs}|} \quad (23)$$

Onde $|\nabla h_j^{calc}|$ é o módulo do gradiente hidráulico calculado e $|\nabla h_j^{obs}|$ é o módulo do gradiente hidráulico observado na célula j na iteração i . Sendo o T_j^i a transmissividade na célula j na iteração i , e T_j^{i+1} a nova transmissividade obtida para a célula j na iteração $(i+1)$.

Sendo ainda que, em cada iteração i , será calculado o ângulo φ^1 formado pelos vetores do gradiente hidráulico observado (∇h_j^{obs}) e calculado (∇h_j^{calc}), segundo a formulação:

$$\cos \varphi_j = \frac{\nabla h_j^{obs} \cdot \nabla h_j^{calc}}{|\nabla h_j^{obs}| |\nabla h_j^{calc}|} \quad (24)$$

O procedimento iterativo termina quando a raiz do erro quadrático médio das cargas hidráulicas (RMSEH), segundo Equação 25, alcance um valor predefinido aceitável ou mínimo, e o valor de critério de convergência em relação ao ângulo formado entre os gradientes observados e calculados, conforme Equação 24, não diminua mais e atinja um valor estável.

$$RMSEH = \left[\frac{1}{M} \sum_{i=1}^M (h^{obs} - h^{cal})^2 \right]^{1/2} \quad (25)$$

$$\sum_{i=1}^N \varphi_j = \text{Mínimo} \quad (26)$$

Visualmente, se faz um comparativo a cada nova iteração entre a potenciometria observada nas condições de campo e a potenciometria calculada na simulação. Conforme haja convergência entre as condições potenciométricas observadas e as simuladas, pode-se admitir que o modelo esteja calibrado.

Para obtenção da potenciometria observada, fez-se uma primeira simulação no PMWIN PRO[®] considerando-se as condições de contorno (Item 4.6.2), as cargas hidráulicas observadas (Item 4.6.3), a condutividade hidráulica distribuída para área de estudo (Item 4.6.4) e desconsiderando-se a ação da recarga do aquífero (4.6.6).

¹ Por praticidade e em referência direta à linguagem usada em Souza (2007) o ângulo φ será chamado neste texto de (FI).

Para obtenção da potenciometria calculada, fez-se a mesma simulação com o acréscimo do termo excluído para as condições observadas, ou seja, considerou-se as condições de contorno, as cargas hidráulicas observadas, a condutividade hidráulica distribuída e a parcela da recarga do aquífero.

A partir de então, segundo o método proposto pelo MIGHA, a cada nova iteração na tentativa de calibrar o modelo, uma nova matriz de condutividades hidráulicas são apresentadas e uma nova simulação para obtenção de nova potenciometria calculada é realizada. Este processo cessa, quando as potenciometrias (observada e calculada) se sobrepõem, indicando o término da calibração.

4.8 Simulação

Neste trabalho o cenário simulado para estado permanente (ou estacionário), refletindo a situação atual do aquífero, considerou para a potenciometria inicial (observada), as condições obtidas para o mês de maior nível estático (julho/2006) nos piezômetros P9-P5-P4-P1-P8 (por estes representarem a possibilidade de um sentido preferencial do fluxo subterrâneo), e o aquífero como sendo confinado, homogêneo e isotrópico.

5. Resultados e Discussões

O método assumido para o transporte de contaminantes microbiológicos em águas subterrâneas e o subsequente zoneamento de proteção de fontes de captação de água de mananciais subterrâneos comumente adotados por agências ambientais, (USEPA, 1987 apud ANDERSON e WOESSER, 1992; ENVIRONMENT AGENCY, 1997 apud EHS, 2001; TAYLOR, 2004), leva em consideração duas hipóteses fundamentais:

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

Para a primeira hipótese, segundo os conhecimentos sobre o meio e capacidade de sobrevivência do contaminante microbiológico, é possível admitir que para um tempo de percurso de 50 dias, que seria o tempo de deterioração biológica, pode-se admitir que para uma área além desse tempo de trajeto calculado, as chances de contaminação sejam muito baixas (ARGOSS, 2001; EHS, 2001).

Na segunda hipótese, por força da praticidade, pois nem sempre se conhece o tipo de transporte no meio subsuperficial, considerar o contaminante com características conservativas e o seu deslocamento na velocidade média linear do fluxo subterrâneo, continua a ser o mais usual e aceitável (ARGOSS, 2001; EHS, 2001; ANDERSON e WOESSER, 1992).

Segundo a metodologia dessa pesquisa foi proposto uma adaptação do estudo de zoneamento para a análise específica da contaminação nesta área de estudo, levando-se em conta que a combinação entre o monitoramento de campo e o estudo dos trajetos de fluxo subterrâneo baseiam a política para gerenciamento de áreas caracterizadas pela presença de cemitérios em alguns países (ENVIRONMENT AGENCY, 2002).

Assim, a partir do modelo computacional do fluxo subterrâneo, estando o mais representativo possível do cenário das condições locais, precisando pois está calibrado, seria possível determinar a velocidade média do fluxo na região e a sua orientação principal, estabelecendo assim, uma faixa no entorno dos limites do cemitério para um tempo de fluxo subterrâneo de 50 dias.

De tal sorte que, a partir do término dessa faixa, a chances de contaminação microbiológica por vírus e bactérias, advindos do processo de decomposição da alta concentração de corpos enterrados no cemitério, sejam as mínimas possíveis ou simplesmente improváveis.

Os resultados deste trabalho são apresentados seguindo-se a seqüência lógica do processo de modelagem computacional, em que, a partir da confrontação da potenciometria observada em campo com a potenciometria calculada pela primeira simulação, torna-se possível averiguar a necessidade da tomada do método de calibração, para correção da direção do fluxo subterrâneo e máxima diminuição das diferenças entre cargas observadas em campo e calculadas no modelo.

Após o processo iterativo da calibração, apresenta-se a potenciometria calibrada, indicando-se o sentido corrigido (vetores indicativos do direcionamento) e a velocidade média obtida pelo fluxo subterrâneo modelado. Sendo estes fundamentais para representação da faixa no entorno do cemitério na qual, para a condição de simulação assumida, pode-se admitir e prever a máxima distância a ser percorrida pelo contaminante analisado.

5.1 Condições iniciais (observadas e calculadas)

Nos resultados apresentados, foi possível distinguir a partir da potenciometria observada (FIGURA 5.1) o comportamento inicial das condições de campo e cenário para o qual o modelo simulado deveria convergir para que pudesse representar as condições ideais.

Nessa fase, conforme exposto na FIGURA 5.3 da determinação das cargas calculadas na primeira simulação e FIGURA 5.4 onde se demonstrou um comparativo entre as condições observadas e calculadas, tornou-se patente a necessidade da correção do fluxo e distribuição das cargas hidráulicas pela região modelada.

A calibração segundo o proposto na metodologia, foi possível pela tomada do Método do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) desenvolvido por Schuster (2004) e adaptado por Souza (2007) para a linguagem FORTRAN.

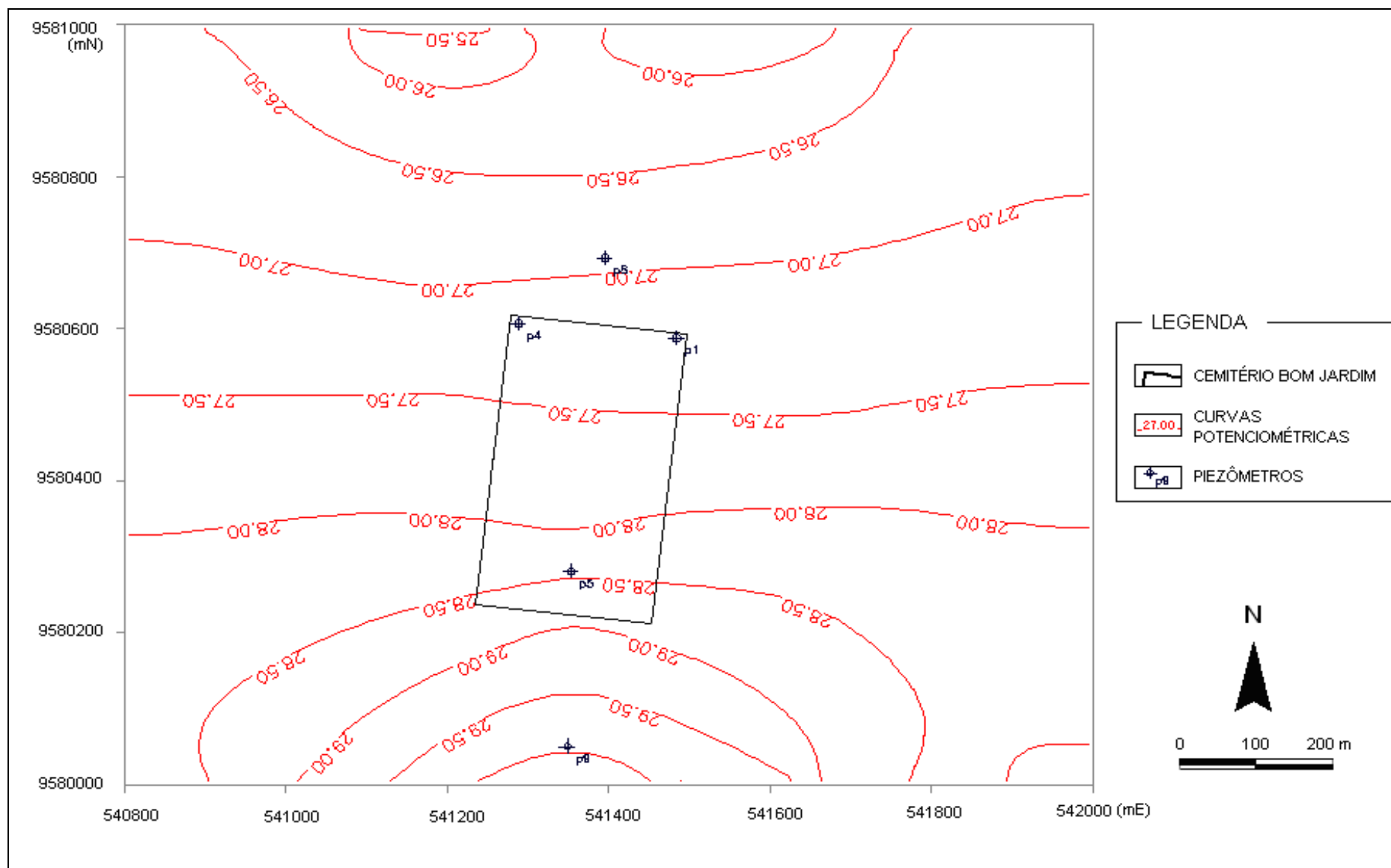


FIGURA 5.1 – Potenciometria Observada.

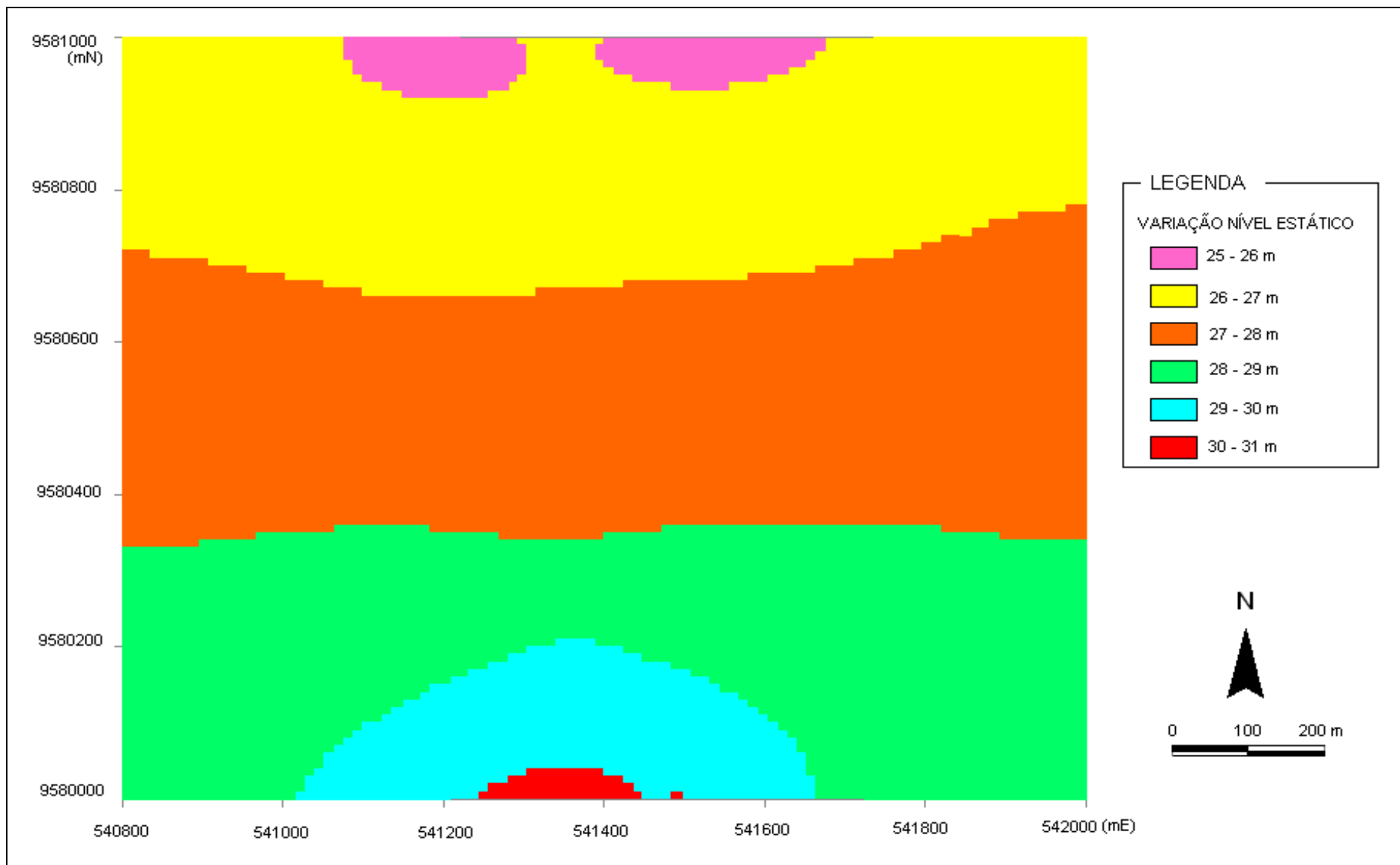


FIGURA 5.2 – Representação temática da variação do nível estático para potenciometria observada.

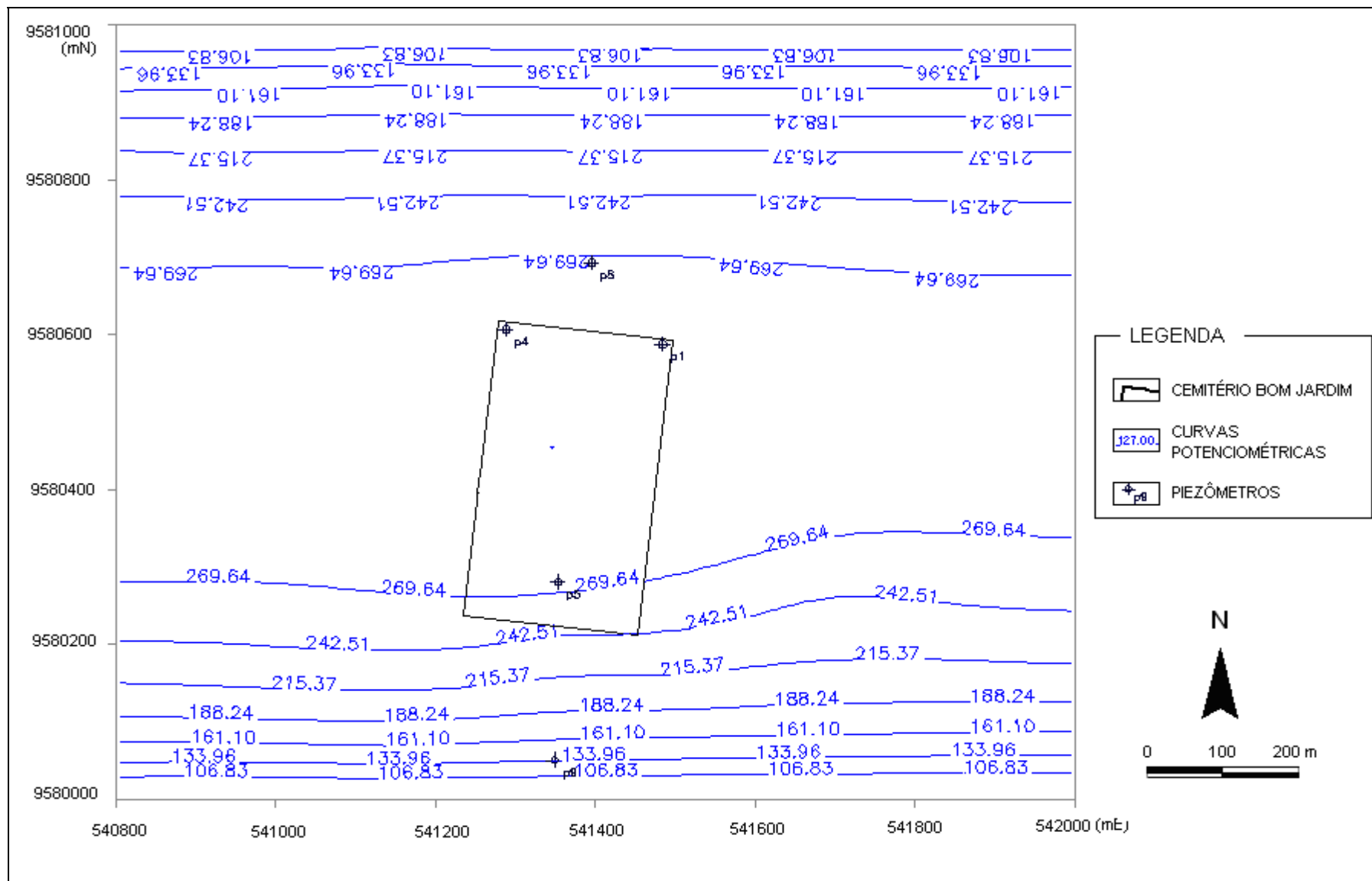


FIGURA 5.3 – Potenciometria Calculada

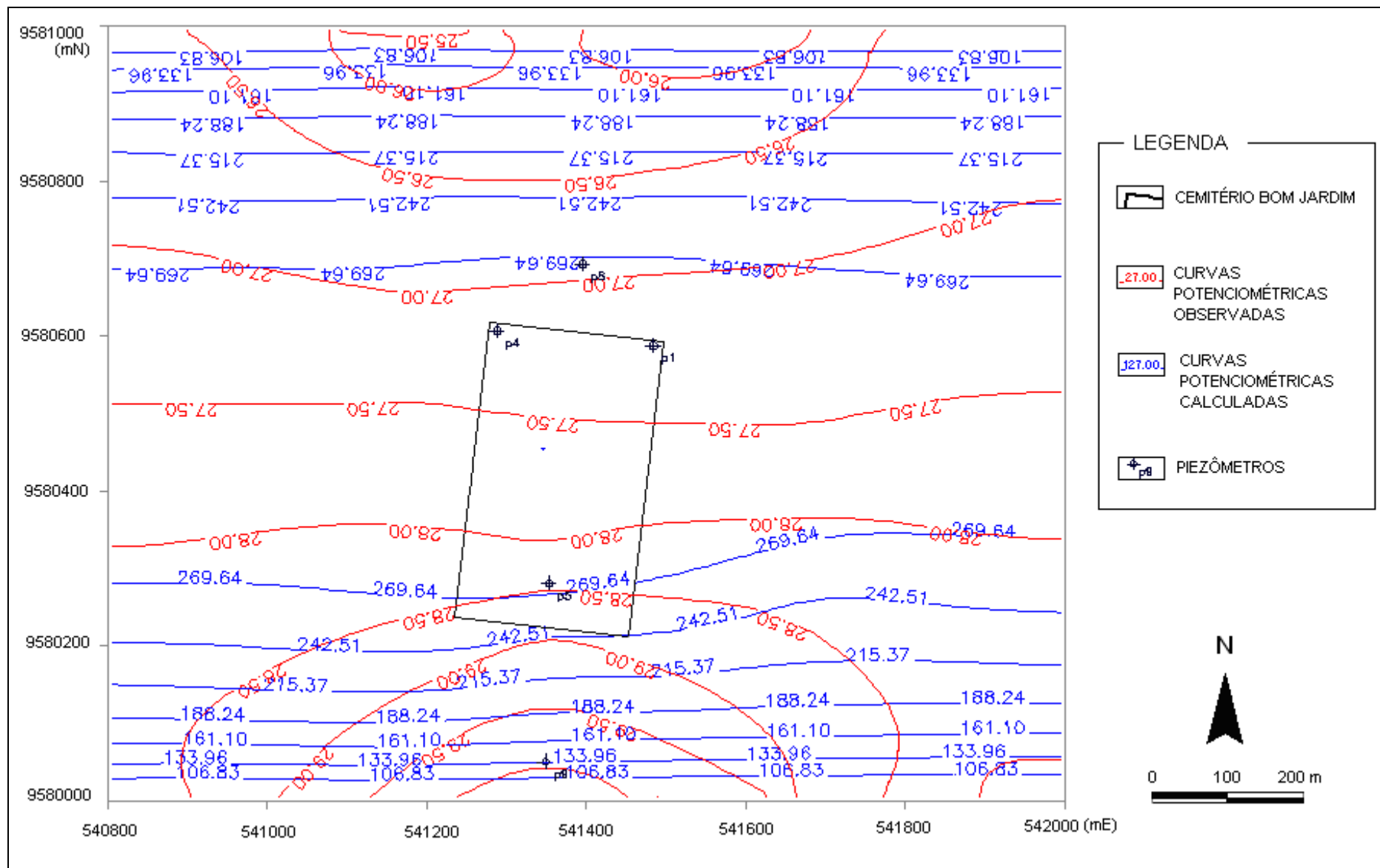


FIGURA 5.4 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada.

5.2 Calibração

Os vários mapas (FIGURAS 5.5 a FIGURA 5.12) demonstram o progresso do processo de calibração a partir da segunda iteração, através da comparação entre as condições avaliadas em campo (potenciometria observada) e a potenciometria calculadas após cada iteração.

Segundo o que se pôde constatar, (observe FIGURAS 5.15 e 5.16, e TABELAS 5.1 e 5.2), o RMSEH (erro quadrático médio) entre a distribuição de cargas hidráulicas observadas e calculadas que partiu de um valor 213,49 m e a soma dos ângulos formados pelos gradientes observados e calculados (Soma FI) que partiu de um valor de 84,57°, convergiram após a iteração de número 9 (nove), para valores de RMSEH = 7,92E-02 m e Soma FI = 7,49°.

Em termos práticos, esta convergência significa que para cada célula da malha discretizada, a diferença entre carga hidráulica observada e a carga hidráulica calculada estabeleceu-se em 7,92 cm. E que o ângulo formado entre o gradiente hidráulico observado e o gradiente hidráulico calculado, para cada célula, fixou-se na média de 7,49°.

O que se percebeu, portanto, é que a potenciometria calculada após simulação de fluxo calibrado, determinou condições muito próximas do observado em campo, o que se definiria como primordial para o alcance pleno dos objetivos propostos pela metodologia desta pesquisa.

A FIGURA 5.14 traça um comparativo ilustrativo do observado versus o calculado calibrado, dando uma indicação da convergência do resultado da calibração. E as figuras subseqüentes 5.15 e 5.16, demonstram graficamente os resultados obtidos (RMSEH e SOMA FI) versus o número de iterações.

Na FIGURA 5.17 e TABELA 5.3, são demonstrados os arquivos de saída fornecidos pelo PMWIN PRO[®] para o grau de convergência e o erro percentual entre o que se observou e o que se simulou, especificamente nos piezômetros P1-P4-P5-P8-P9, considerados os pontos de controle do modelo.

Na FIGURA 5.18, apresentam-se os resultados para as condutividades calibradas, onde em um primeiro momento esperava-se que o resultado da variação destas condutividades finais ocorresse dentro da faixa inicial de 10^{-8} m/s, que seriam as condições estabelecidas como iniciais de campo.

No entanto, conforme consta na FIGURA 5.18, a variação, para que se fosse possível calibrar o fluxo subterrâneo, ocorreu em uma faixa de condutividades maiores, que não os 10^{-8} m/s tidos como iniciais. Essa faixa final, conforme se pode constatar, varia entre condutividades de 10^{-8} m/s até condutividades de 10^{-4} m/s.

Esse comportamento, embora fosse inesperado em uma primeira análise, talvez possa ser explicado pela não representatividade das condutividades iniciais obtidas pelos testes de laboratório nos permeâmetros, conforme inicialmente previsto na descrição da metodologia (vide Item 4.3.2).

De acordo com o foi comentado naquela oportunidade, Item 4.3.2, a existência de outros tipos de camadas como areias médias argilosas e até mesmo cascalho nos perfis de solo para a área modelada (vide FIGURA 4.4 e ANEXO A), poderiam indicar condutividades maiores do que as inicialmente propostas nos ensaios de permeâmetro de laboratório.

Contudo, assim como estes ensaios foram considerados bons estimativos na direção a seguir para entendimento do sistema, pode-se admitir que a variação de condutividades hidráulicas apresentadas após o método proposto de calibração na modelagem (entenda-se que houve uma variação em faixas maiores que os iniciais), é também considerada satisfatória, em virtude da presença de camadas de solo com condutividades maiores do que o inicialmente proposto.

Talvez, somente com a realização de determinações “in situ” das condutividades hidráulicas, nas quais envolvem grandes volumes de solo fornecendo valores médios de condutividade que levam em conta variações locais no solo, fosse possível determinar o quão representativo fossem os resultados obtidos nesta calibração no que tange os aspectos relacionados às condutividades.

Segundo o exposto por Hassan (2004), tais procedimentos entrariam na perspectiva de validação do modelo proposto, o que não desabonaria os resultados propostos, mas o credenciaria, a partir de um processo corretivo longo e iterativo de monitoramento em campo, a ser uma ferramenta eficaz de capacidade de previsão.

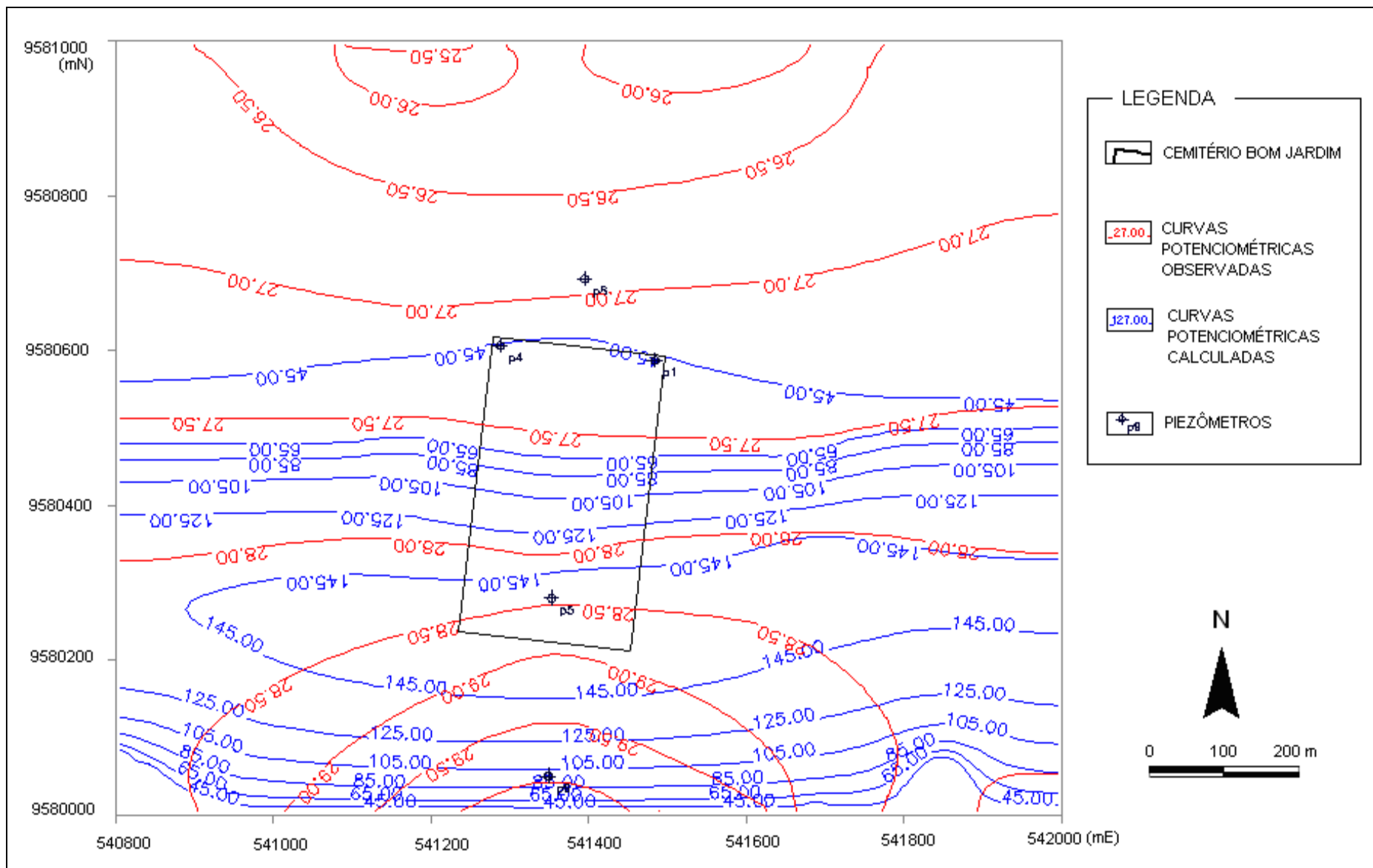


FIGURA 5.5 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após *segunda iteração* de calibração.

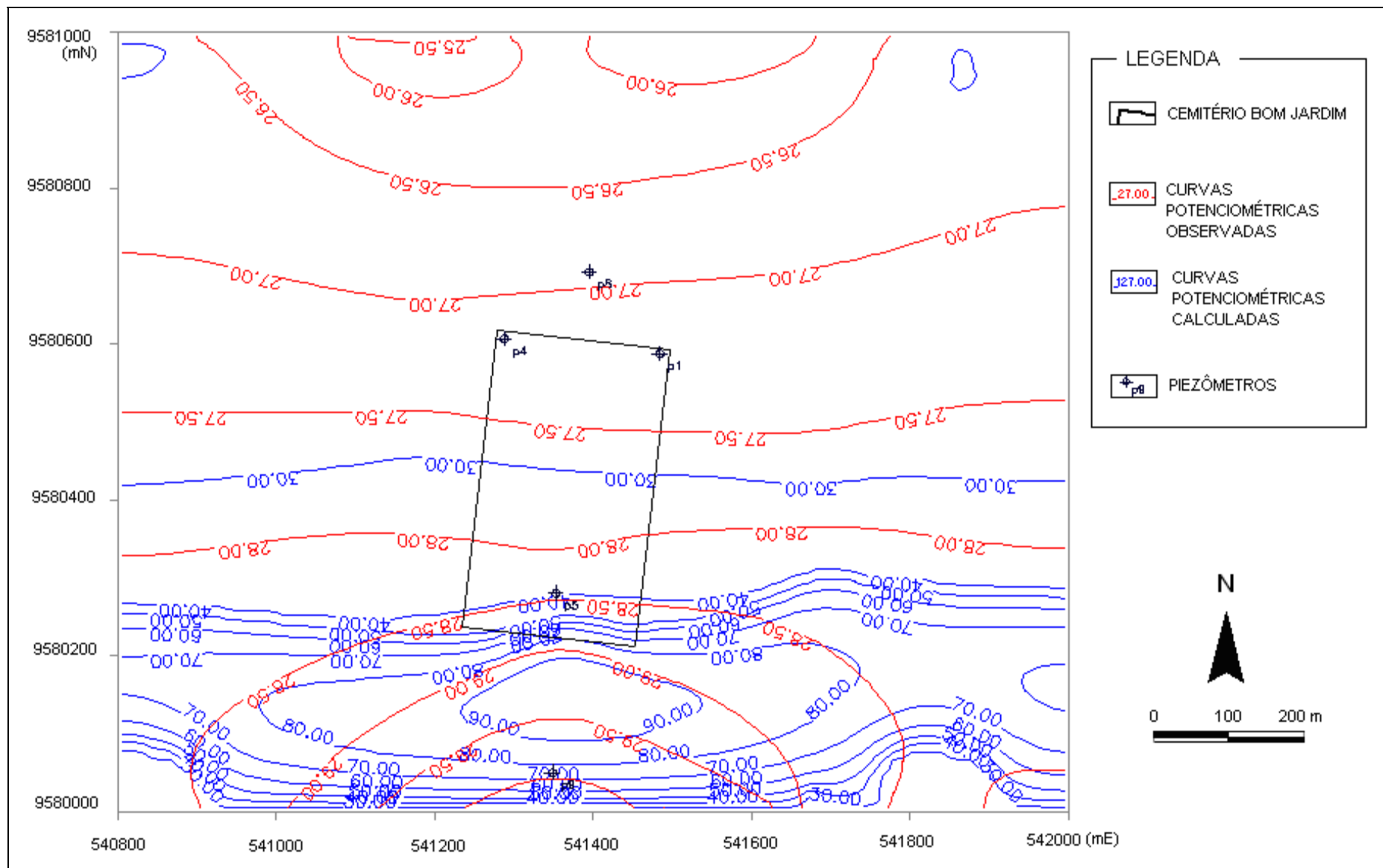


FIGURA 5.6 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após *terceira iteração* de calibração.

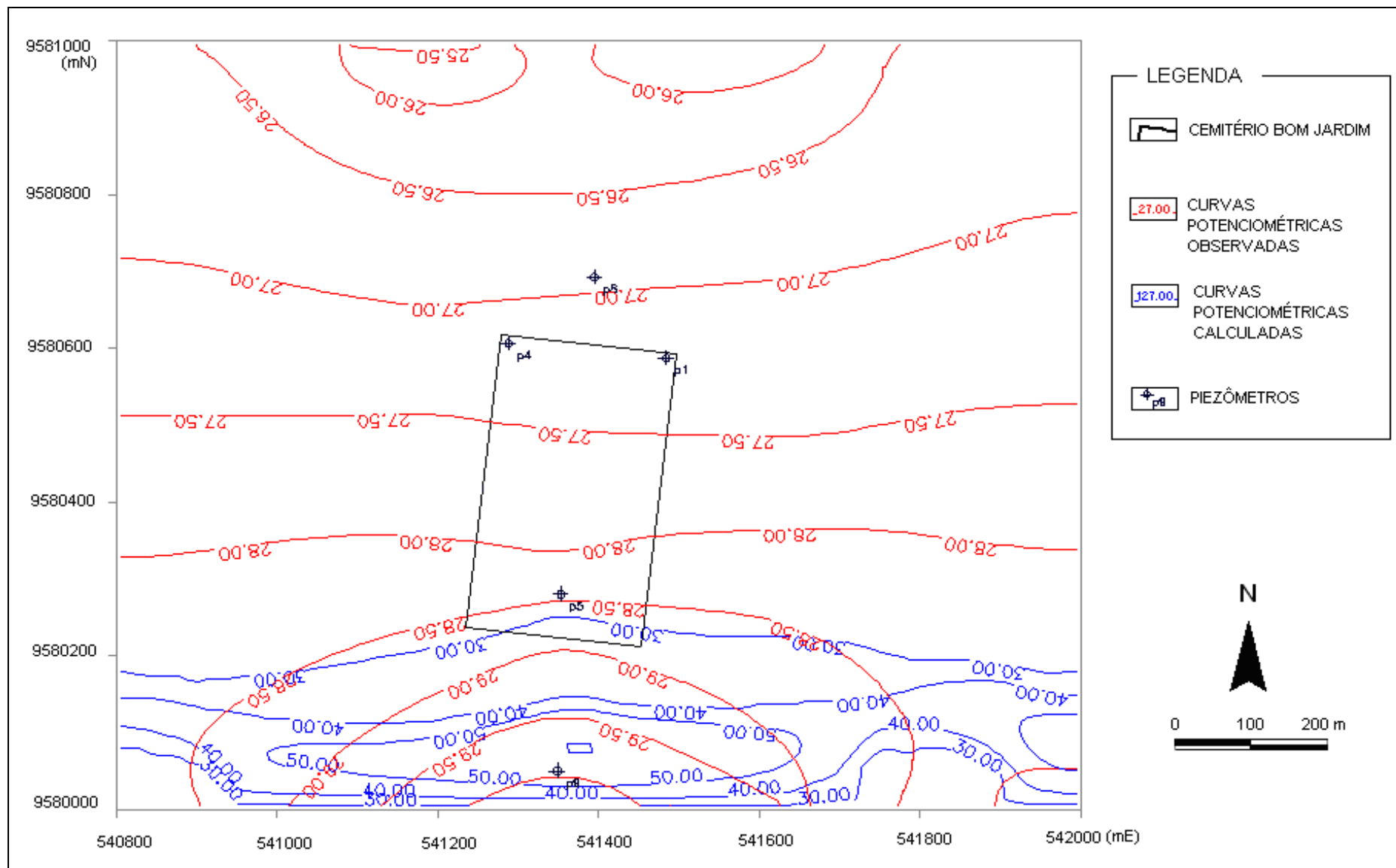


FIGURA 5.7 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após *quarta iteração* de calibração.

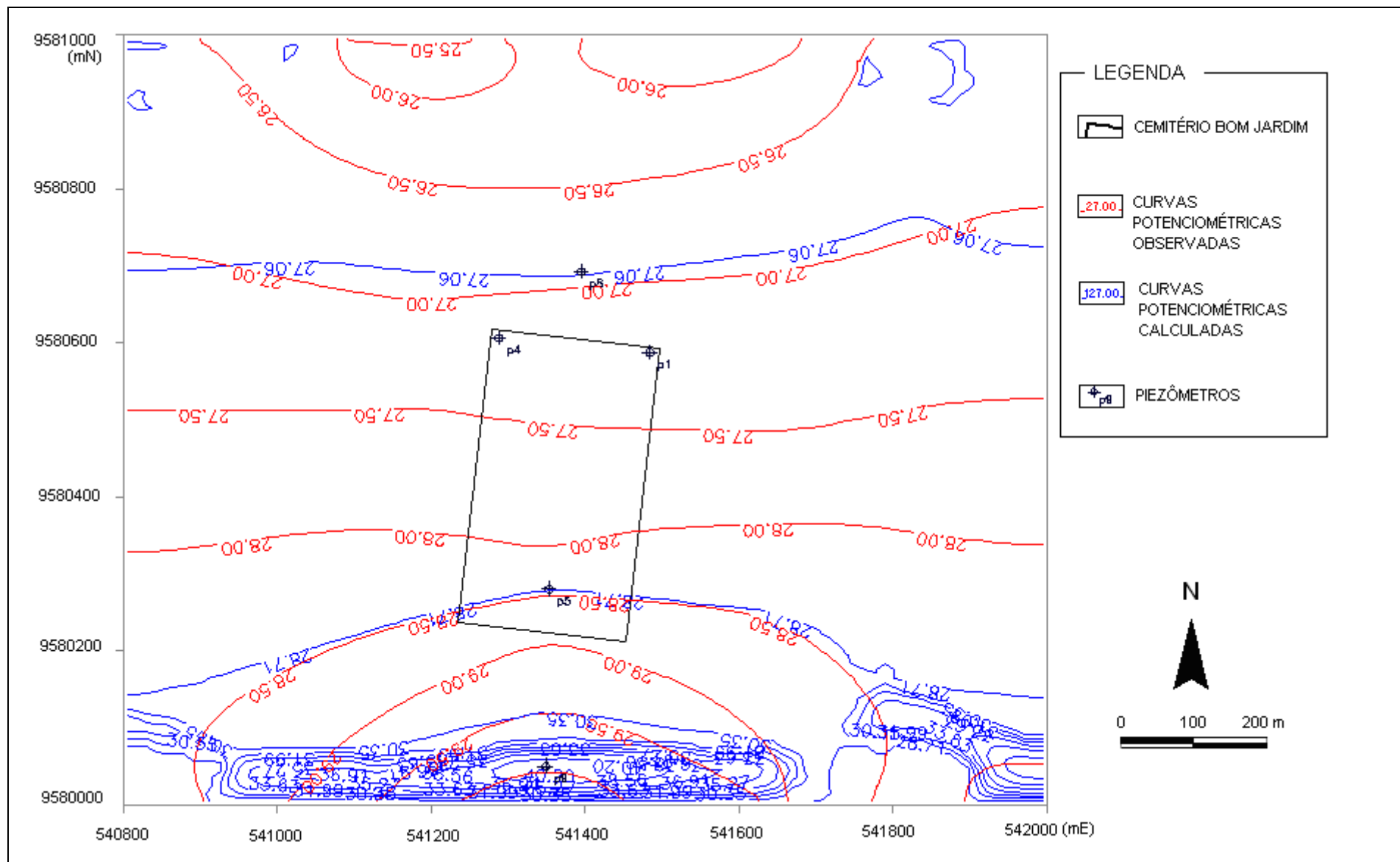


FIGURA 5.8 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após *quinta iteração* de calibração.

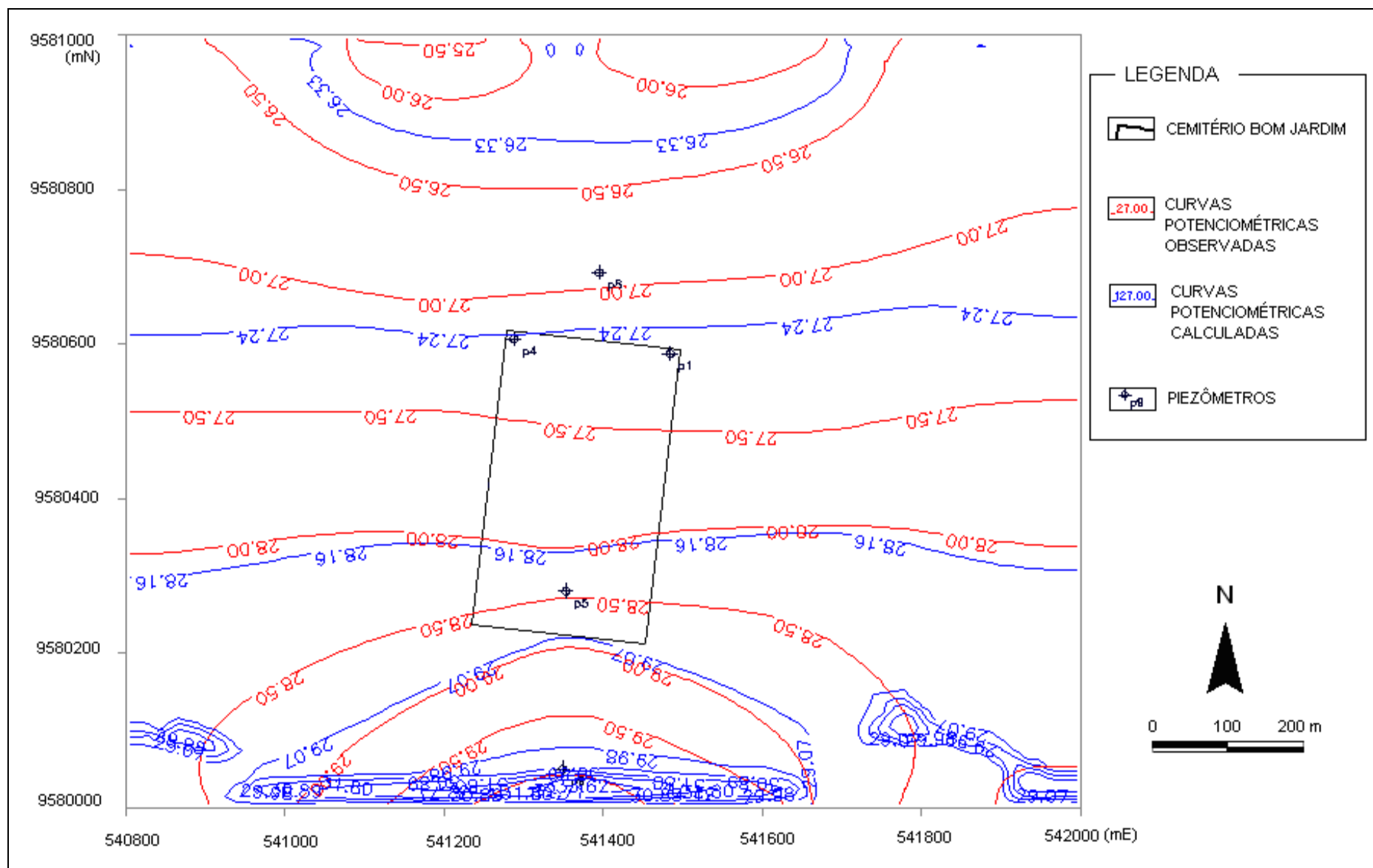


FIGURA 5.9 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após sexta iteração de calibração.

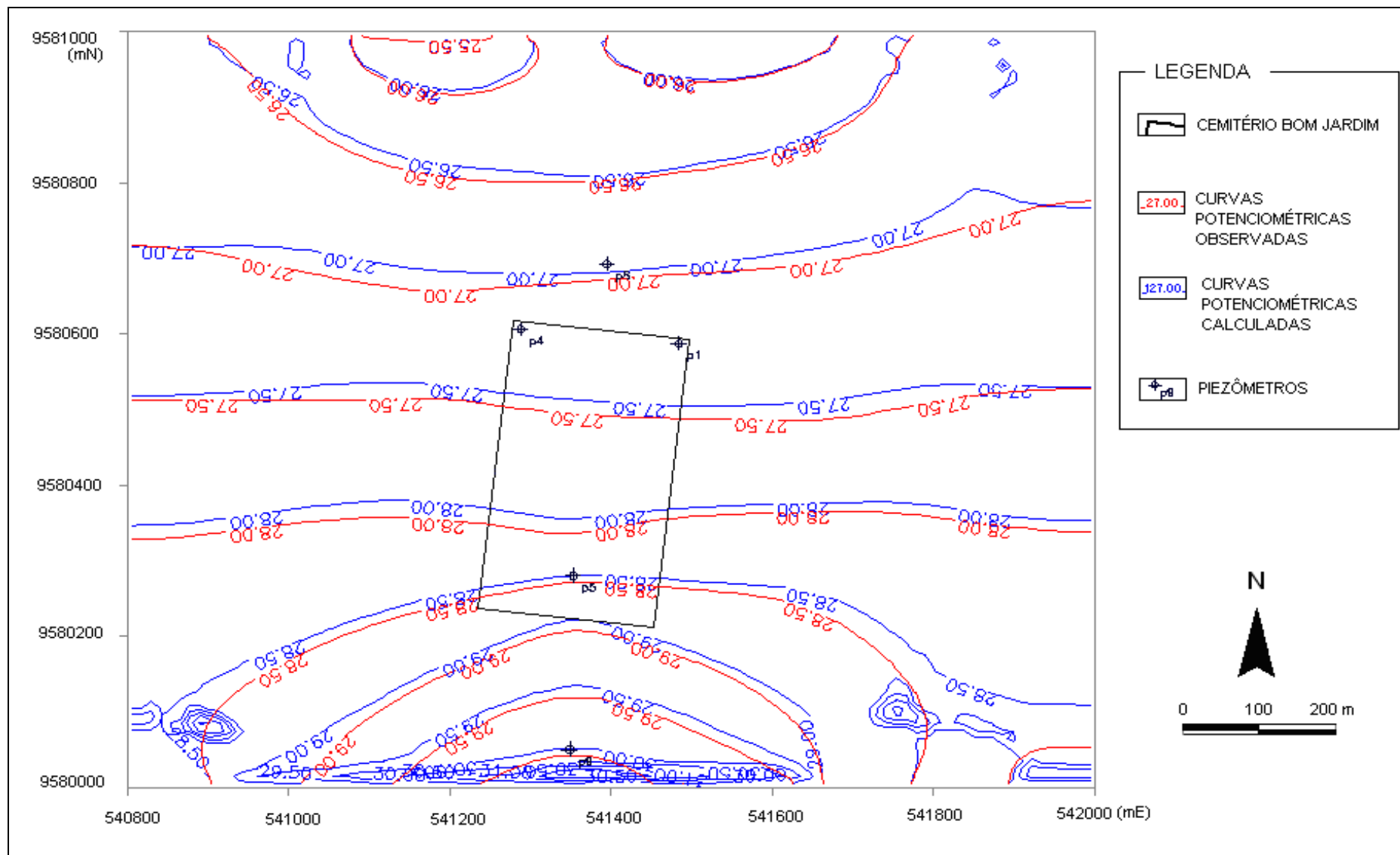


FIGURA 5.10 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após sétima iteração de calibração.

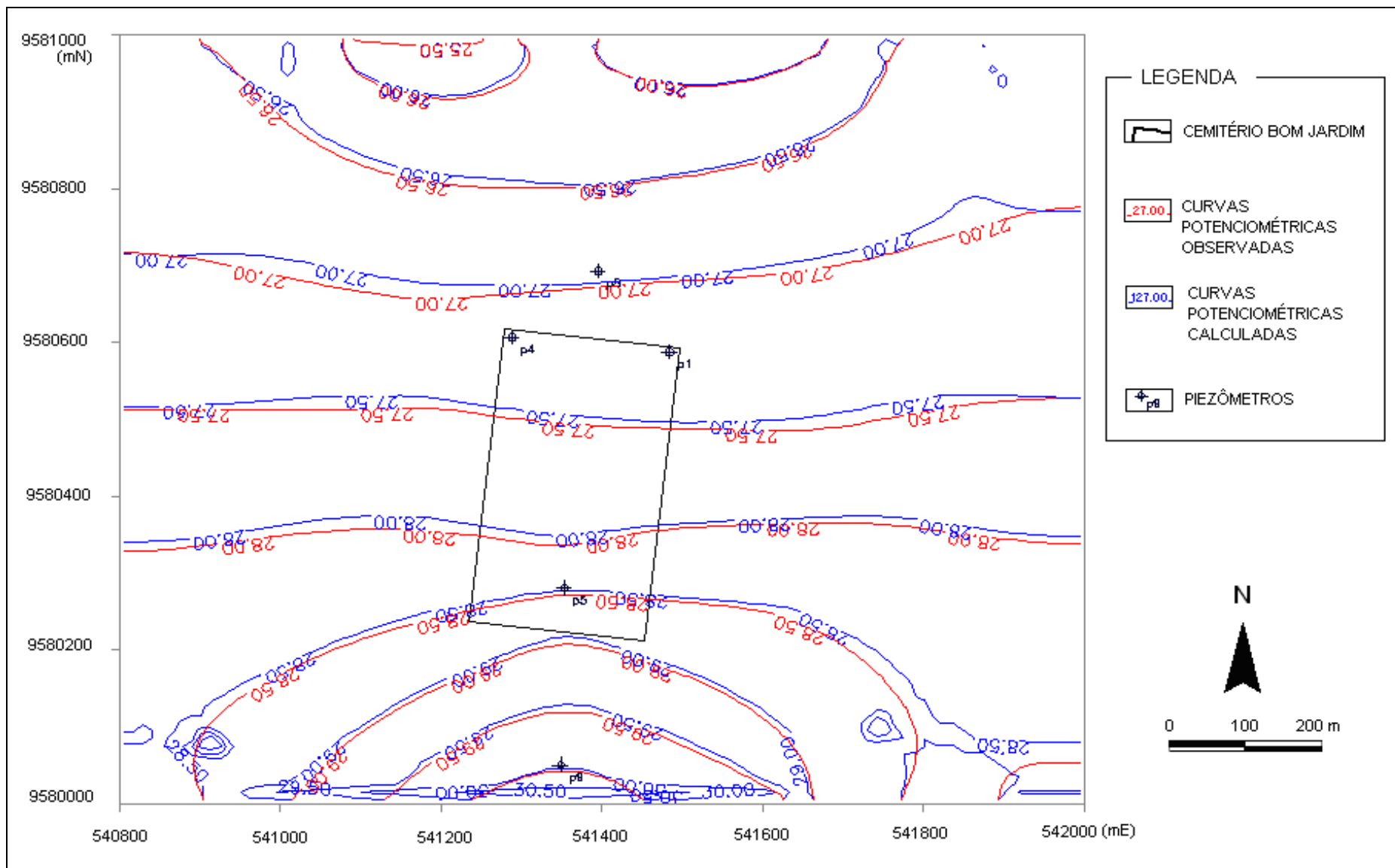


FIGURA 5.11 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após *oitava iteração* de calibração.

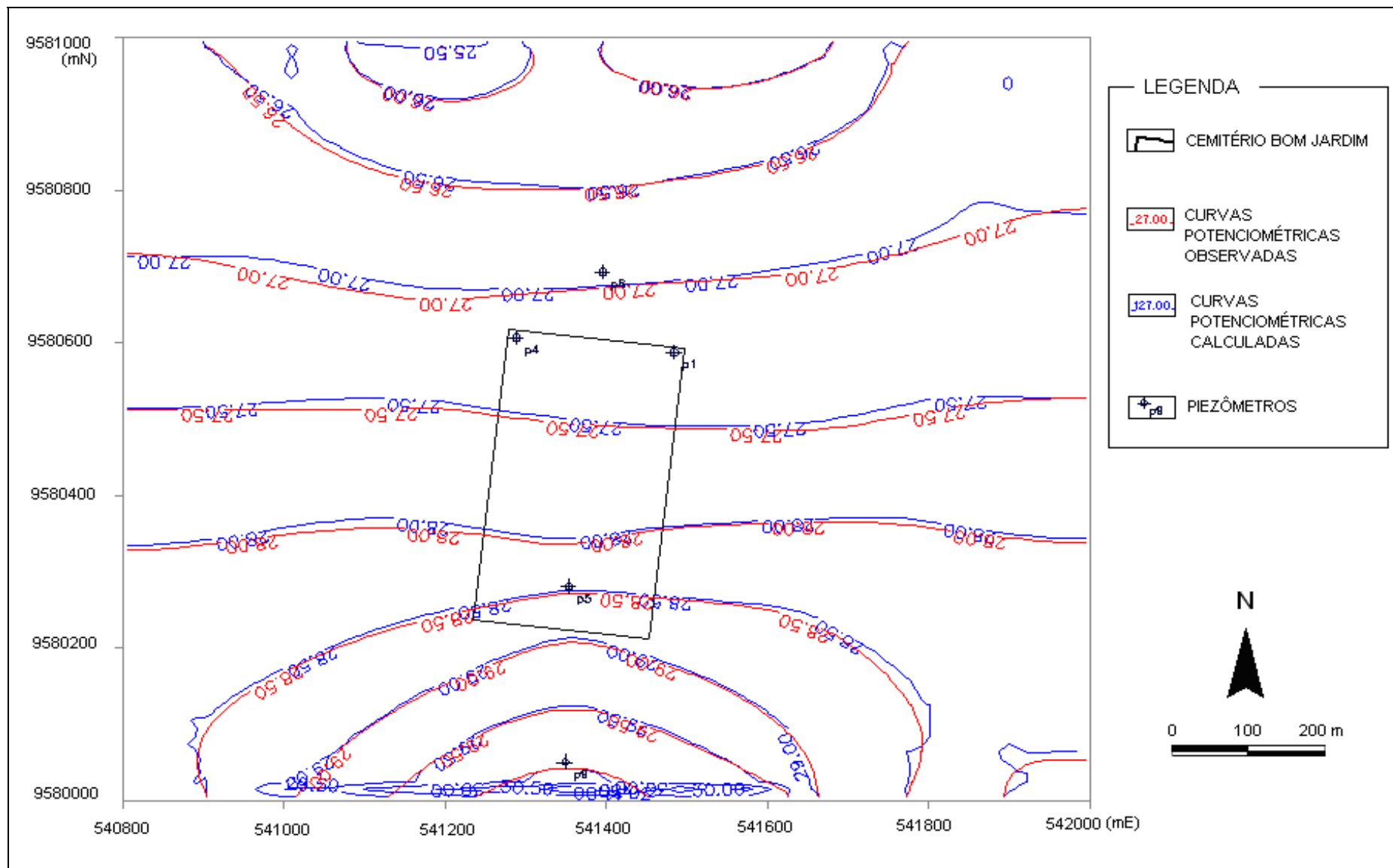


FIGURA 5.12 – Comparativo entre potenciometria observada e potenciometria calculada após *nona* iteração de calibração.

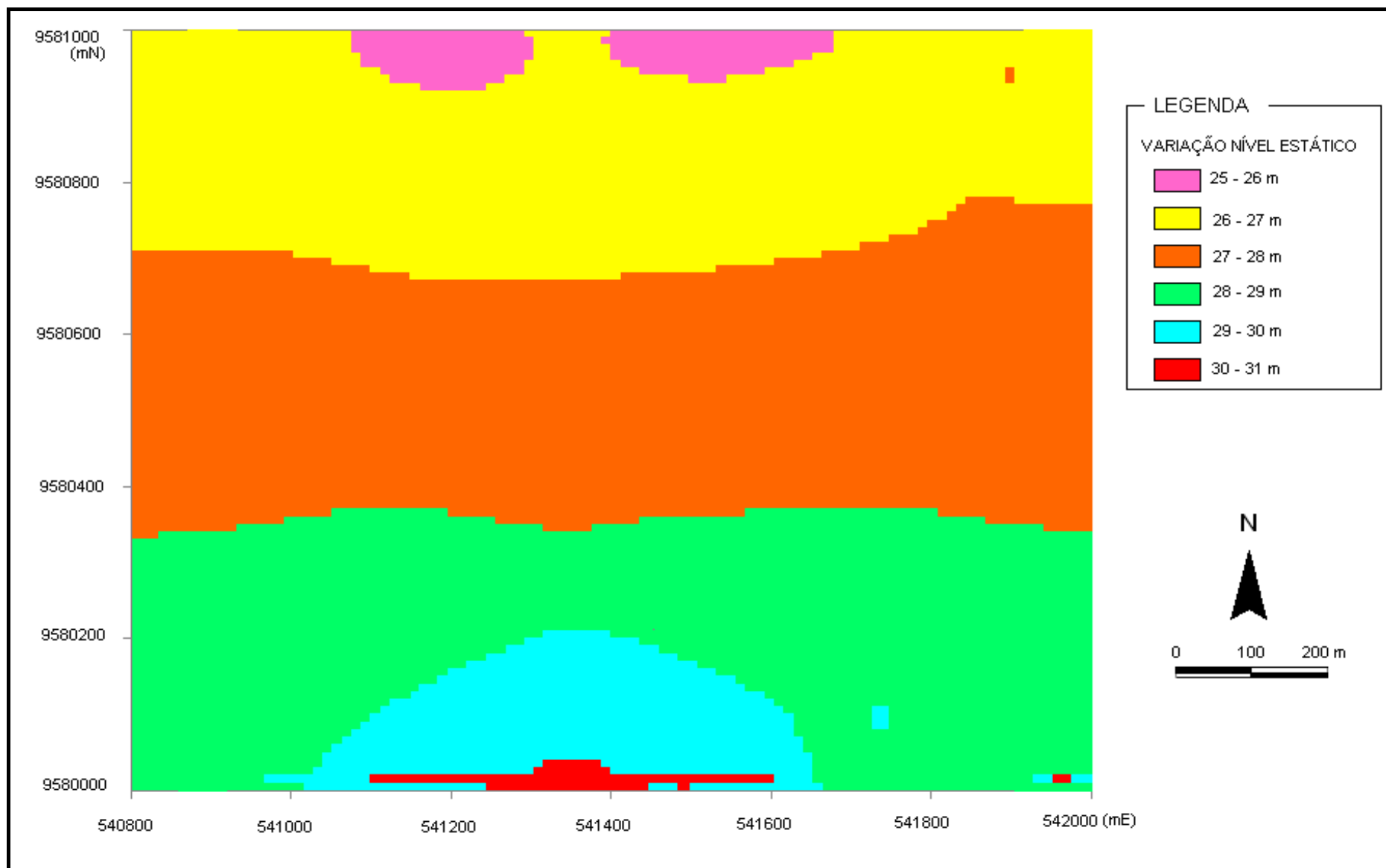
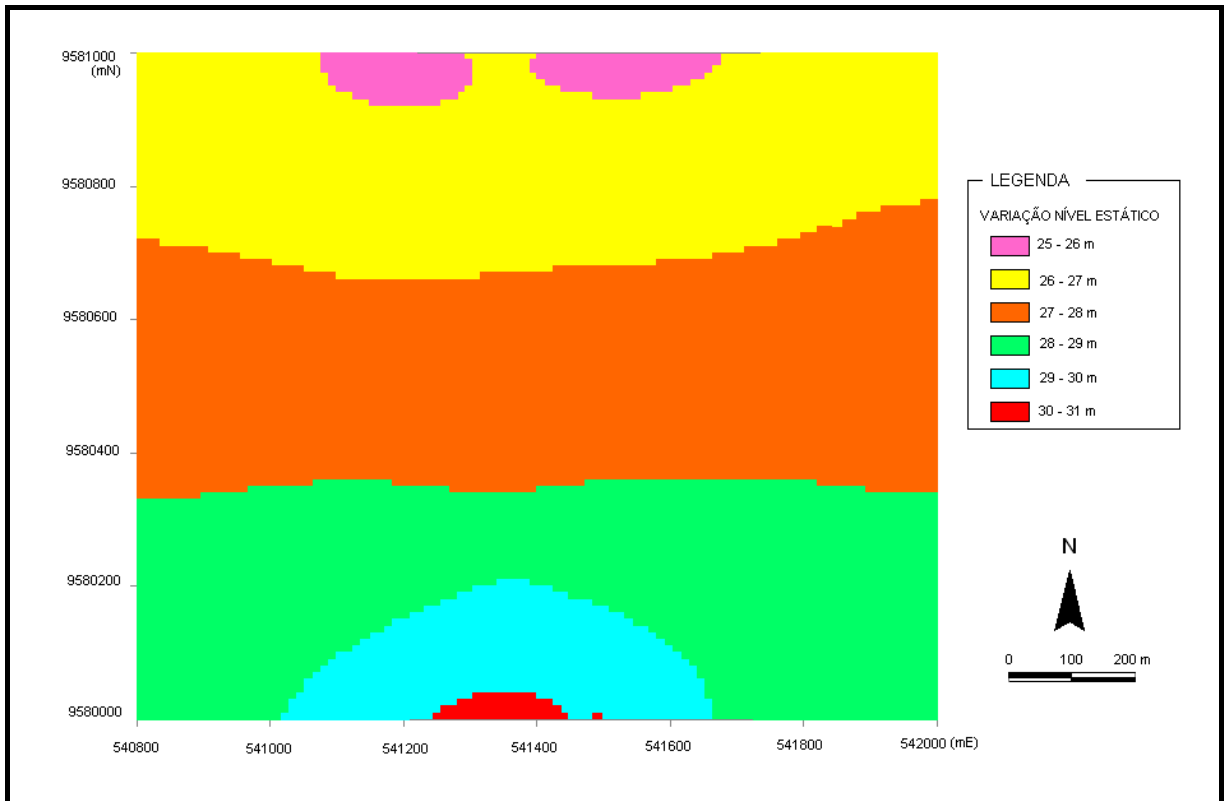
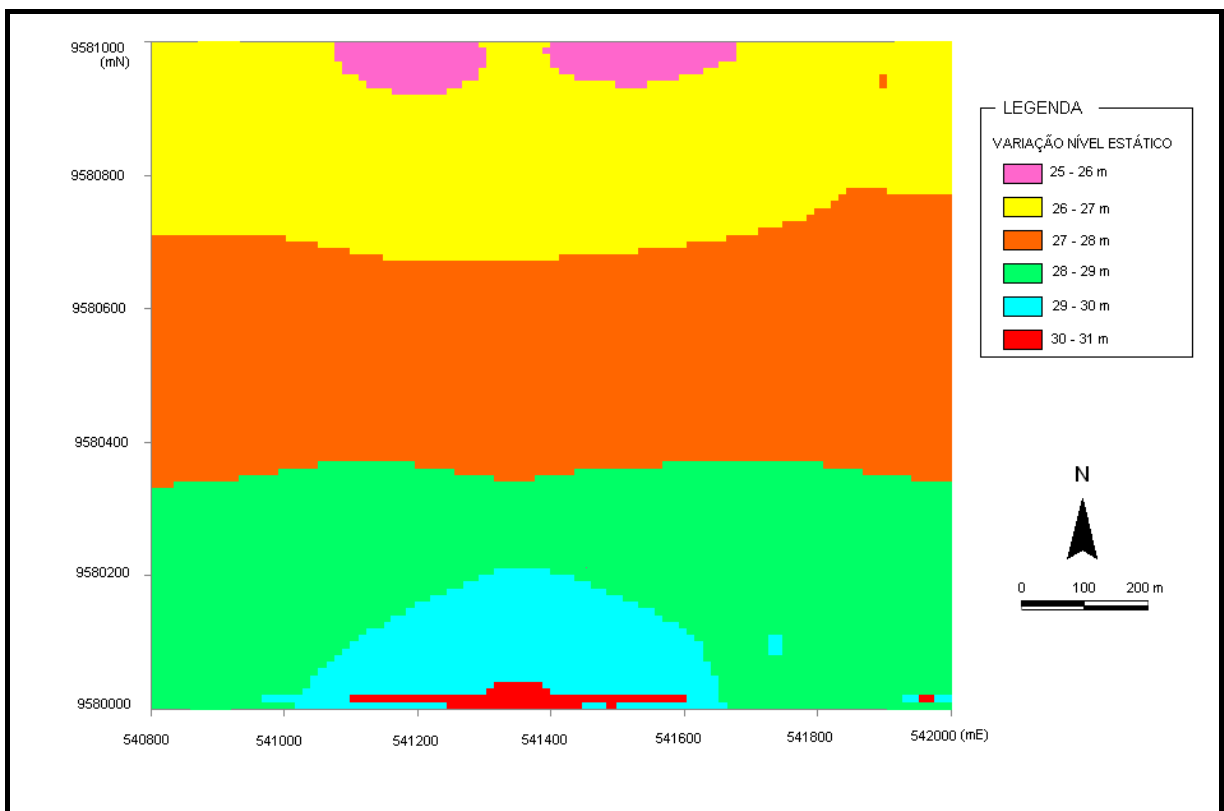


FIGURA 5.13 – Representação temática da variação do nível estático para potenciometria calculada calibrada.



Variação do nível estático para potenciometria observada.



Variação do nível estático para potenciometria calculada

FIGURA 5.14 – Comparativo entre representações temáticas entre potenciometrias observadas e calculadas calibradas.

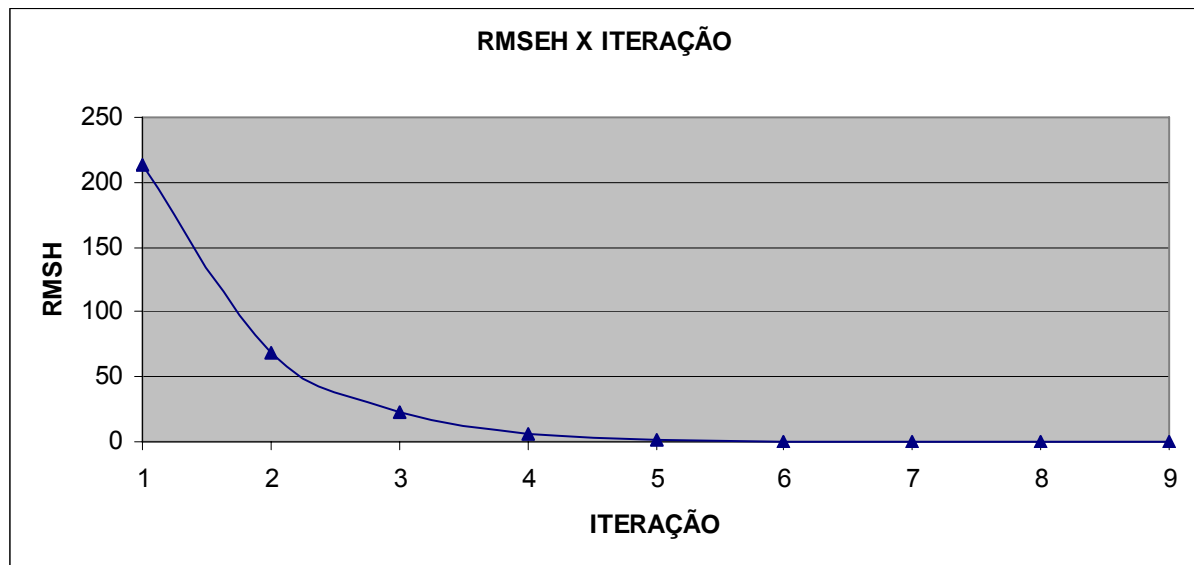


FIGURA 5.15 – Curva da raiz do erro quadrático médio (RMSEH) em relação às cargas observadas e calculadas versus números de iterações.

TABELA 5.1 – Decréscimo do erro quadrático médio (RMSEH)

Número de iterações	RMSH (m)
1	213,49
2	67,94
3	22,34
4	6,49
5	1,74
6	4,70E-01
7	1,67E-01
8	8,62E-02
9	7,92E-02

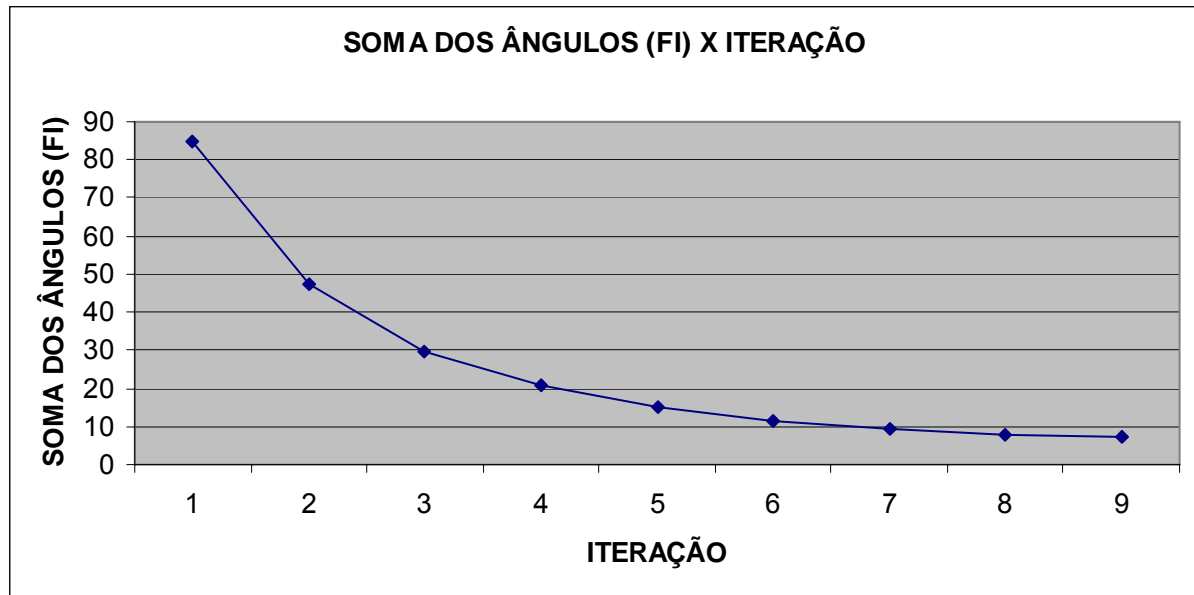


FIGURA 5.16 – Curva da média dos ângulos (FI) entre gradientes das cargas calculadas e observadas versus números de iterações.

TABELA 5.2 – Decréscimo da média dos ângulos (FI)

Número de iterações	média dos ângulos (FI)
1	84,57
2	47,45
3	29,70
4	20,61
5	15,23
6	11,44
7	9,62
8	7,99
9	7,49

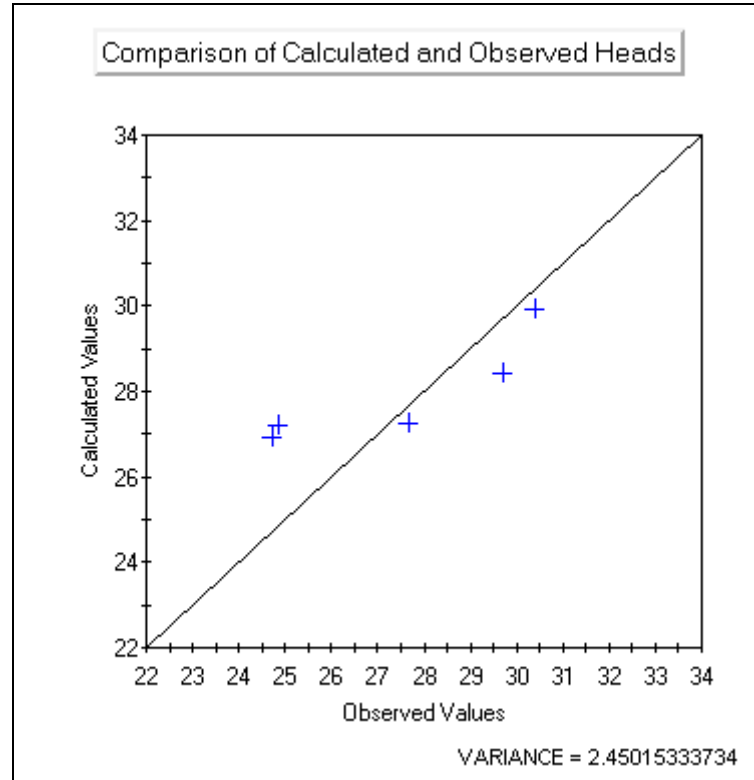


FIGURA 5.17 – Diagrama de dispersão da variância do comparativo entre cargas observadas e calculadas calibradas.

TABELA 5.3 – Comparativo entre cargas observadas e cargas calculadas.

Piezômetros	Cargas observadas (m)	Cargas calculadas (m)	Erro (%)
P1	27,25	27,65	1,47
P4	27,19	24,86	8,57
P5	28,45	29,69	4,36
P8	26,92	24,71	8,21
P9	29,95	30,41	1,54



FIGURA 5.18 – Condutividades hidráulicas distribuídas obtidas pela calibração pelo método MIGHA

5.3 Zoneamento da contaminação

A potenciometria calculada calibrada, com as indicações do direcionamento do fluxo da água subterrânea e a sua respectiva velocidade linear média (FIGURA 5.19) precedem o mapa indicativo do zoneamento para a máxima faixa de contaminação microbiológica oriunda do cemitério.

O mapa representativo na FIGURA 5.20 é dotado de várias particularidades que merecem e devem ser tomadas de algumas discussões para elucidação conclusiva sobre a abrangência dos resultados.

De acordo com a velocidade média de fluxo subterrâneo obtida (0,27 m/dia) a faixa limitada em torno do cemitério Bom Jardim, abrangeria uma largura em torno de 13,50 m para um tempo de percurso do fluxo subterrâneo de 50 dias. O que, a partir da linha exterior dessa faixa, seria possível admitir que não haja viabilidade de uma contaminação microbiológica advinda dos limites interiores do cemitério em questão.

A condição de simulação proposta foi de que a pluma de microrganismos patogênicos originária da alta concentração de corpos em decomposição no cemitério estivesse em contato direto com o lençol freático (hipótese mais desfavorável), desprezando-se assim o caráter de atenuação da zona insaturada, presente na área de estudo.

Sob essa condição específica pode-se afirmar que não corresponde a realidade, visto que, segundo dados colhidos nos piezômetros 1, 4 e 5 (locados dentro do cemitério), vide TABELA 4.2, é possível constatar uma camada insaturada para a região interior do cemitério variando de 2,47 m até 7 m de espessura, para o mês onde se registrou a maior elevação do nível estático (julho/2006).

Segundo ARGOSS (2001) a zona insaturada é a primeira linha de defesa natural que vai de encontro à poluição que se infiltra para o manancial de água subterrâneo, de forma que se for ignorada, as avaliações serão excessivamente conservadoras.

Ainda conforme ARGOSS (2001), as taxas de fluxo natural nesta zona insaturada, para quase todas as formações, não ultrapassa a marca dos 0,20 m/dia, o que para essa pesquisa, acrescentaria, em termos médios, pelo menos mais 20 dias de percurso para que o contaminante microbiológico advindo especificamente do fundo de cada cova individual pudesse vir a ter contato com o lençol subterrâneo, para só então se deslocar via água subterrânea para os limites exteriores do cemitério.

Outro fator de significativa importância seria a composição característica da litologia do solo da região, onde, segundo o que se pode constatar nos perfis (vide FIGURA 4.4 e ANEXO A), existe a presença de argilas.

Segundo Dent (2005), Uçisik e Rushbrook (1998) e ARGOSS (2001), as argilas 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.

Pela FIGURA 5.20 é possível averiguar que a faixa da possível contaminação advinda do cemitério atinge o piezômetro de número 3, para a condição mais desfavorável assumida.

A partir dessa representação seria possível, em um primeiro momento, considerar que a possível contaminação neste piezômetro específico pudesse ser advinda do cemitério. O que seria absolutamente injustificado pelo o que já foi exposto até esse ponto nas discussões destes resultados (entenda-se pela presença da camada insaturada e a presença de argilas na composição do solo).

Assim, como somente este piezômetro (número 3) encontra-se dentro da faixa de contaminação prevista traçada na FIGURA 5.20, e todos os outros piezômetros encontram-se deveras afastados desta faixa de possível contaminação, e ainda levando-se em consideração todas particularidades dos processos atenuantes da camada insaturada é possível balizar que as chances do nível de contaminação microbiológica coletadas nas amostras de águas serem advindas do cemitério Bom Jardim para a área de estudo são bastante improváveis.

Mesmo que, segundo Taylor (2004), o conhecimento da sobrevivência dos patógenos e o transporte de microrganismos à velocidade média linear do fluxo subterrâneo – hipóteses admitidas nessa pesquisa – tenham as suas controvérsias e que sejam notadamente inválidas segundo a caracterização mais específica dos diversos tipos de patógenos existentes e da complexidade do meio subsuperficial, ainda sim, conforme Taylor (2004), a metodologia baseada nestas duas hipóteses, continua ser aceita por vários países do mundo.

E finalmente, segundo o que já se supunha no âmbito do projeto, à luz da falta de sistema de esgotamento sanitário para a região de estudo, a possibilidade mais aceitável para o nível de contaminação microbiológica detectada nos piezômetros distribuídos na região exterior ao cemitério, é de que seja advinda dos pontos de lançamento no solo e subsolo dos inúmeros destinos finais para águas residuárias residenciais encontradas em toda distribuição da área analisada.

Dessa forma, conforme o objetivo proposto por esse estudo, pôde-se conferir a partir do modelo computacional e resultados apresentados, uma maior gama de subsídios para se apoiar a concepção inicial de que o nível de degradação da qualidade do aquífero freático da região tem uma possibilidade muito pequena de estar diretamente ligada a presença do cemitério Bom Jardim.

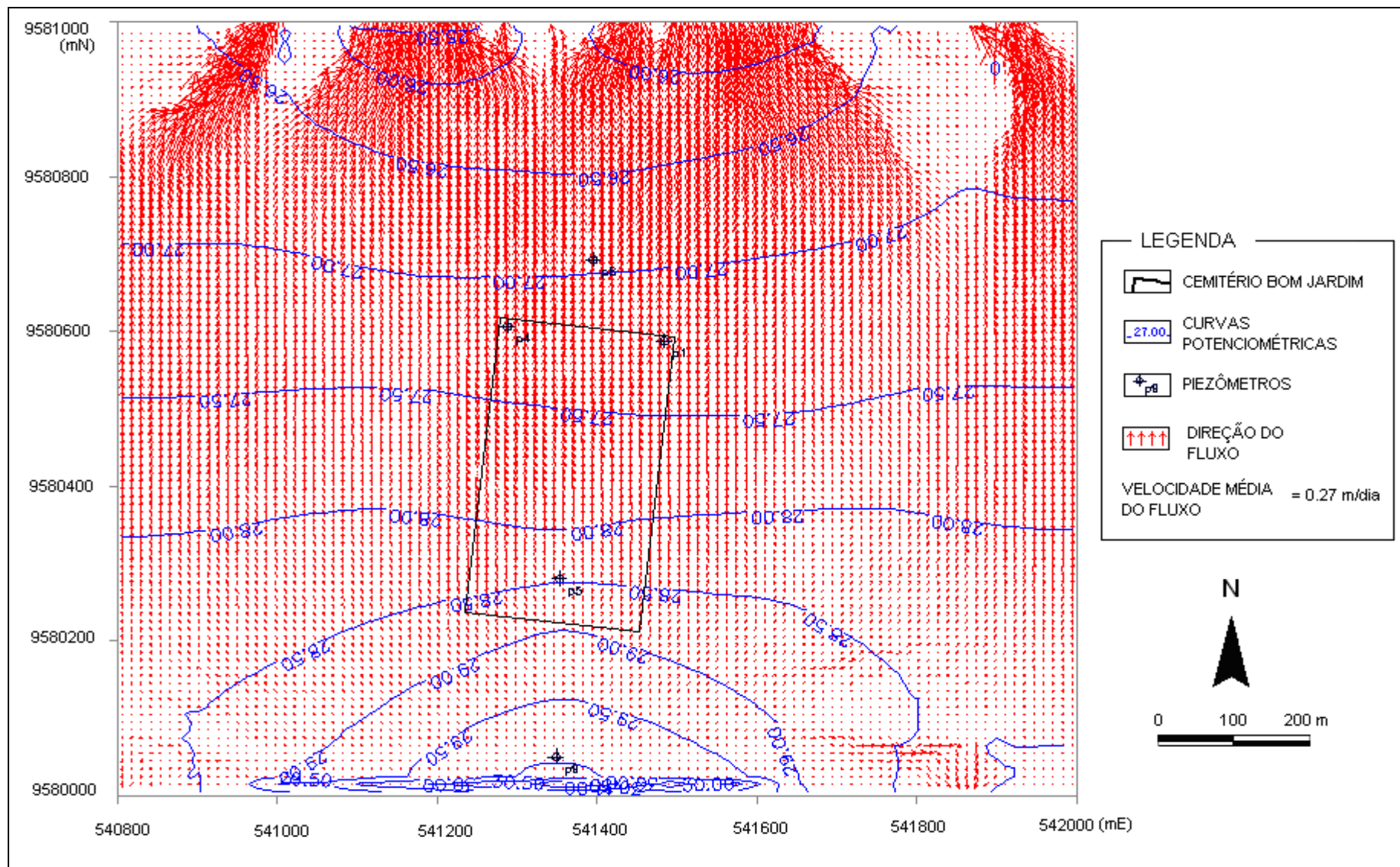


FIGURA 5.19 – Potenciometria calculada calibrada com representação do direcionamento e velocidade média do fluxo subterrâneo.

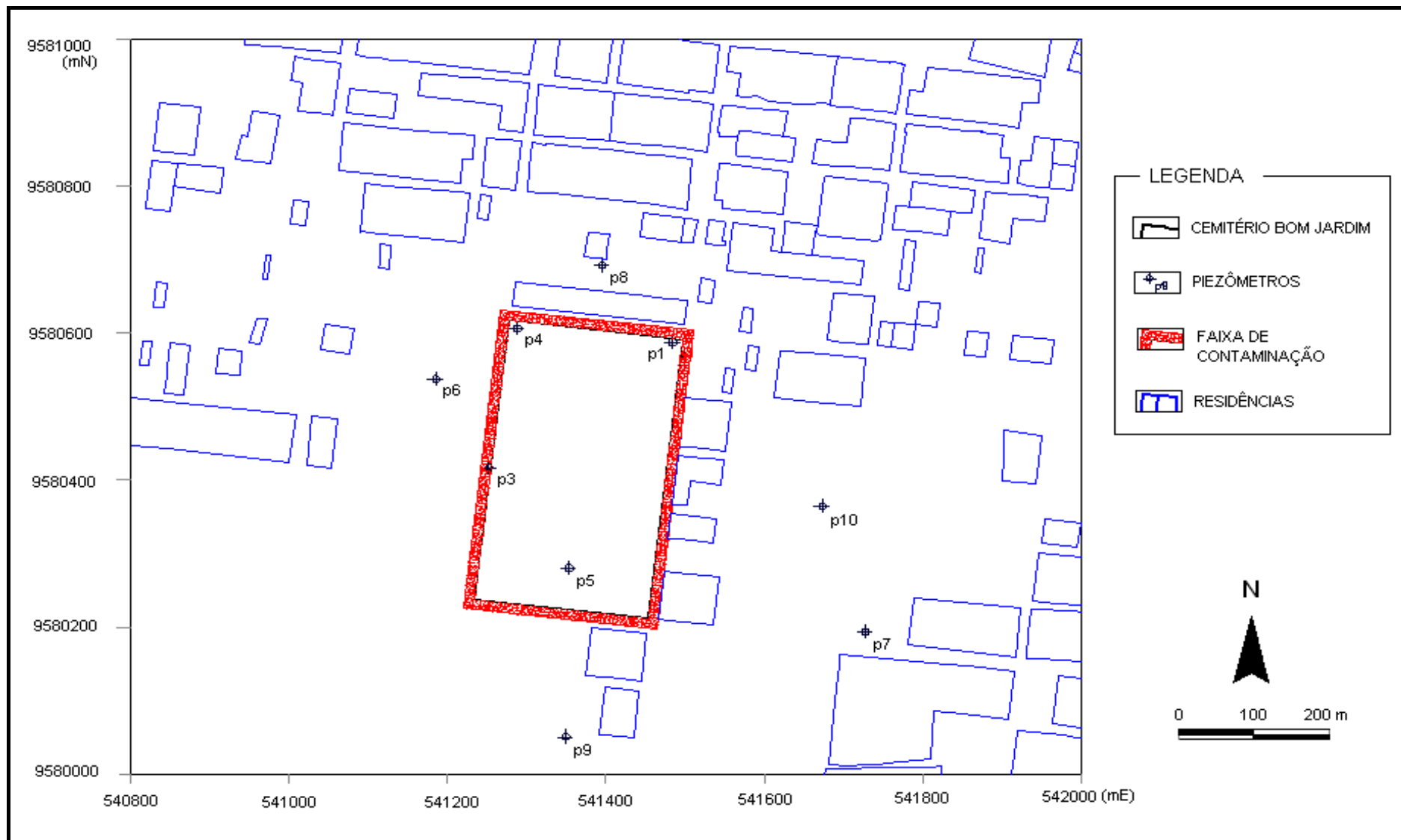


FIGURA 5.20 - Representação da faixa de previsão da zona de máxima contaminação microbiológica oriunda do cemitério

6. CONCLUSÕES

A modelagem computacional do transporte de contaminantes em sistemas aquíferos, atuando em conformidade com o monitoramento dos dados das condições globais de campo, conseguiu neste estudo, fornecer subsídios que pudessem complementar e melhorar o entendimento das peculiaridades do reservatório subterrâneo freático da região caracterizada pela presença do cemitério Bom Jardim em Fortaleza – CE.

A proposta inicial, de se estabelecer um modelo que simulasse o que ocorre em escala real, como vias de se estimar a possibilidade de contaminação extra-limites do cemitério, pôde ser balizada como condizente com as expectativas próprias da concepção conceitual do sistema, de maneira que o seu êxito se traduz desde a facilidade com que se obteve a sua calibração, o que deixou claro a qualidade dos dados colhidos em campo, até a capacidade em se prever com confiança o comportamento do fluxo subterrâneo e transporte do contaminante modelado.

Conforme exposto, a velocidade média do fluxo, a capacidade de transporte e de sobrevivência das partículas microbiológicas no meio subsuperficial (notadamente vírus e bactérias oriundos do cemitério) e principalmente a camada insaturada de solo de composição argilosa, formam o aporte de dados que estruturam os significativos resultados que balizaram às conclusões deste trabalho.

No tocante à velocidade do fluxo subterrâneo, a estimativa prevista pelo modelo, em torno de 0,27 m/dia, tornou possível admitir que a contaminação não percorresse mais que 13,50 m além dos limites do cemitério, o que otimiza a hipótese de que a contaminação detectada nos poços de observação seja, na verdade, oriunda da falta de saneamento local.

Conclusão essa também fundamentada no tempo de sobrevivência e transporte dos organismos microbiológicos patogênicos, que pode ser plenamente dificultada pela existência da camada insaturada com presença de argilas presente na região, como primeira linha de defesa contra a propagação e deslocamento da pluma contaminante. Caracterizando, dessa forma, a ação degradante da qualidade da água subterrânea para além dos limites do cemitério como bastante improvável.

7. RECOMENDAÇÕES

As recomendações deste trabalho são baseadas na possibilidade de melhoramento ao modelo computacional e na atualização constante da base de dados que possibilitam a sua capacidade de previsão, além do que a apresentação de perspectivas para novos estudos nesse campo:

- Instalação de tensiômetros e infiltrômetros para determinar com maior precisão a capacidade de campo e de infiltração da região, de forma a melhorar o entendimento da recarga ao lençol freático;

- Atualização contínua da existência ou não de poços de bombeamento para captação de água na região modelada, o que mudaria as características da simulação e por conseguinte acrescentaria novos resultados;

- Monitoramento subsequente de uma maior representatividade para condições de variação dos índices de condutividade hidráulica em toda a extensão da área modelada, considerando-se uma maior abrangência da estratificação do solo;

- Levantamento dos tipos de óbitos assistidos pelo cemitério, o que viria a definir novas linhas de contaminantes possíveis no meio, aprofundando a linha de pesquisa para além do tradicional impacto microbiológico previsto nos estudos recentes.

- Motivação para a adoção de um sistema integrado composto pelo monitoramento de instalações de cemitérios em solo brasileiro, aliado à capacidade de previsão de modelos para transportes de contaminantes, à luz do que já ocorre em grandes centros de desenvolvimento. Como via de se garantir a integridade e a sustentabilidade dos mananciais subterrâneos.

8. BIBLIOGRAFIA

ABAS. **Cemitérios: Risco potencial às águas subterrâneas.** Boletim Informativo da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. Fevereiro – Nº 111. (2001).

ANDERSON, M., WOESSNER, W. **Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport.** San Diego: Academic Press, Inc. 381 pp. (1992).

ARGOSS. **Guidelines for assessing the risk to groundwater from on-site sanitation.** British Geological Survey Commissioned Report CR/01/142. BGS keyworth, England. 104 p. (2001).

ASHLEY, R. P. **Examples of groundwater modelling in environmental assessment studies.** Journal of the institution of water and environmental management, v. 8, p . 635-645. (1994).

BARBOSA, M. A.; COELHO, H. **Impacto ambiental dos cemitérios horizontais e sua relação com o controle sanitário nas áreas urbanas.** (2007). Disponível em: <<http://www.biossegurancahospitalar.com.br>>. Acesso em: 19 ago. 2007.

BOUWER, H. **Groundwater Hydrology.** 1th. ed. NewYork: Mcgraw Hill Book Company, 1978.

CATROGA, F. **Recordar e comemorar. A raiz tenatológica dos ritos comemorativos.** Revista Mimesis Ciências Humanas, v. 23, n. 2, p. 13-48. (2002).

CEMPRE. Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado. Sao Paulo: IPT. 278 p. (1995).

CHIANG W. H.; KINZELBACH, W. **3D-Groundwater Modeling with PMWIN.** First Edition. Springer Berlin Heidelberg New York. ISBN 3-540 67744-5, 346 p. (2001).

CHIANG, W. H. **3D - Groundwater Modeling with PMWIN. A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Transport Processes.** Second Edition. (2005).

CHIANG, W. H; KINZELBACH, W. **PMPATH for Windows. User's manual.** Distruted by Scientific Software Group, Washington, DC. (1994).

DENT, B. B. **The hydrogeological context of cemetery operations and planning in Australia.** Sydney. PhD Thesis, University of Technology. (2002).

DENT, B.B. **Vulnerability and the Unsaturated Zone - The Case for Cemeteries.** Proceedings "Where Waters Meet", Joint Conference - New Zealand Hydrological Society, International Association of, Hydrogeologists (Australian Chapter) and New Zealand Soil Science Society, Auckland, Nov 30 - Dec 2, paper A13. (2005).

EHS. **Policy and Practice for the Protection of Groundwater in Northern Ireland.** Department of the Environment. Printing Unit. Booklet. 40 p. (2001).

ENVIRONMENT AGENCY. **Assessing the groundwater pollution potential of cemetery developments.** 20 p. (2002). Disponível em: <[http:// www.environment-agency.gov.uk](http://www.environment-agency.gov.uk)>. Acesso em: 19 ago. 2007.

ENVIRONMENT AGENCY. **Microbiological Contaminants in Groundwater.** National Groundwater and Contaminated Land Centre. Booklet. 8 p. (1999).

ESPÍNDULA, J. C. **Caracterização bacteriológica e físico-química das águas do aquífero freático do cemitério da várzea – Recife. Recife.** Dissertação de Mestrado. 91 p (2004).

FETTER, C. W. **Contaminant Hydrogeology.** Macmillan Publishig Company, N. Y. (1993).

FETTER, C. W. **Applied hydrogeology.** 3rd. New York: Macmillan Company. 691p. ISBN 0023364904. (1994)

HASSAN, A. E. **Validation of numerical groundwater models used to guide decision making.** Ground Water, v. 42, n. 2, p. 277-290. (2004).

HEALING, T.D.; HOFFMAN, P. N.; YOUNG, S. E. J. **The infection hazards of human cadavers.** Communicable Disease Report, v. 5. n. 5. R61. (1995).

HEATH, R. C. **Hidrologia básica de água subterrânea.** Washington, D.C.: United States Government Printing Office, 1983. (Geological survey water supply paper ;2220). 84p. (1983).

HOFF, J. C.; AKIN, E. W. **Microbial resistance to disinfectants: mechanisms and significance.** Environmental Health Perspectives, v. 69, p. 7-13. (1986).

HURST, C.J.; GERBA, C. P.; CECH, I. **Effects of environmental variables and soil characteristics on virus survival in soil.** Applied and Environmental Microbiology, v. 40, p. 1067-1079. (1980).

MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, F. A. C. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** 2ª Edição. Fortaleza: CPRM - Serviço Geológico do Brasil; LABHID - Laboratório de Hidrogeologia da UFPE, 391 p ISBN. (2000).

MARINHO, A. M. C. P. **Contaminação de Aquíferos por Instalação de Cemitérios. Estudo de Caso do Cemitério São João Batista, Fortaleza – Ceará.** Centro de Ciências da Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. Dissertação de Mestrado. 88 p. (1998).

MARTINS, T.; PELLIZARI, V. H.; PACHECO, A.; MYAKI, D. M.; ADAMS, C.; BOSSOLAN, N. R. S.; MENDES, J. M. B.; HASSUDA, S. **Qualidade bacteriológica de águas subterrâneas em cemitérios.** Revista Saúde Pública, 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.** Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo. São Paulo. Tese de Doutorado. 161 p. (2001).

MCDONALD, M.G.; HARBAUGH, A. W. MODFLOW. **A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model.** U. S. Geological Survey, Open-file report 83-875, Chapter A1. (1988).

MORGAN, O. **La gestión de cadáveres em situaciones de desastre: guia práctica para equipos de repuesta.** Washington, D. C. OPS. 58 p. (2006).

MORRIS, B. L.; LAWRENCE, A. R. L.; CHILTON, P. J. C.; ADAMS, B.; CALOW, R. C.; KLINCK, B. A. **Groundwater and its Susceptibility to Degradation: A Global Assessment of the Problem and Options for Management.** Early Warning and Assessment Report Series, RS. 03-3. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. (2003).

MOTA, S. **Introdução a Engenharia Ambiental.** ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro: ABES, ISBN 857022124X. 280 p. (2003).

NBR 14545. **Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável.** Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT.

NOBRE, R. C. M. **Avaliação de risco para o uso e proteção de aquíferos. Estudo de caso: Região metropolitana de Maceió-AL.** Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. 296 p. (2006).

PACHECO, A. **Cemitérios e meio ambiente.** São Paulo, Tese (Livre Docência). 102 p. (2000).

PACHECO, A. **Os cemitérios e o ambiente.** (2006). Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br>>. Acesso em: 20 ago. 2007.

RELATÓRIO N° 79/05 - **Instalação de Piezômetros e Resultados dos Ensaios de Sondagens à Trado e Rotativa, Permeabilidade e Granulometria dos solos do Cemitério do Bom Jardim - Fortaleza – Ceará.** Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação. (2005).

RIVERA, M. P. **A numerical groundwater model for Urânia. SP, Brazil.** Luleå University of Technology. Swden. Master's Thesis. 145 p. (2002).

ROSZAK, D. B.; COLWELL, R. R. **Survival Strategies of Bactéria in the Natural Environment.** Microbiological Reviews, v. 51, n. 3, p. 365 – 379. (1987).

SADOVSKI, A. Y.; FATTAL, B.; GOLDBERG, D.; KATZENELSON, E.; SHUVAL, H. I. **High levels of microbial contamination of vegetables irrigated with wastewater by the drop method.** Applied and Environmental Microbiology, v. 36, p. 824-830. (1978).

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. Volume 9, no 2: 31-37. (2004).

SINCEP. **Sindicato dos Cemitérios Particulares do Brasil.** (2007). Disponível em: <<http://www.sincep.com.br>>. Acesso em: 26 out. 2007.

SOUZA, C.D. **Simulação Computacional do Fluxo Hídrico Subterrâneo na Região do Cariri e Calibração Utilizando Gradiente das Cargas Hidráulicas.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará - UFC. 134 p. (2007).

SPITZ, K.; MORENO, J. 1996. **A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modelling.** John Wiley, New York. 641 p. (1996).

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 Microbiol. Ecology, v. 49, n. 1, p. 17-26. (2004).

TODD, D. K. **Groundwater hydrology.** 2.ed. New York, NY: John Wiley,. 535p. (1980).

TUCCI, C. E. M. **HIDROLOGIA: ciência e aplicação.** Porto Alegre: Ed. da Universidade, EDUSP, ABRH, (Colecao ABRH de Recursos Hidricos;v.4). 943p. (1997).

ÜÇİSİK, A. S.; RUSHBROOK, P. **The Impact of Cemeteries on the Environment and Public Health: An Introductory Briefing.** World Health Organization, Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Denmark. 15 p. (1998).

WANG, D. S.; GERBA, C. P.; LANCE, J. C. **Effect of Soil Permeability on Virus Removal Through Soil Columns.** Applied and Environmental Microbiology, v. 42, p. 83-88. (1981).

WHY-JONES, A. P.; SELLWOOD, J. **Enteric Viruses in the aquatic environment.** Journal of Applied Microbiology. v. 91. p. 945 – 962. (2001).

YATES, M. V.; GERBA, C. P.; KELLEY, L. M. **Virus persistence in groundwater.** Applied and Environmental Microbiology, v. 49, n. 4, p. 778 – 781. (1985).

YEAGER, J. G.; O'Brien, R. T. **Enterovirus inactivation in soil.** Applied and Environmental Microbiology, v. 38, p. 694-701. (1979).

YOUNG, C. P.; BLACKMORE, K. M; LEAVENS, A.; REYNOLDS, P. J. **Pollution Potential of cemeteries.** R & D Technical Report P233, Environment Agency. 115 p. (2002).

UFC - CT - DEHA
 Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação
 OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM
 FURO 01
 SONDAGEM A TRADO E ROTATIVA $\varnothing = 4"$
 NÍVEL D'ÁGUA: 7,00 m
 DATA:29/09/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00		Argila arenosa de cor amarelada	
2,00			
3,00			
4,00		Argila arenosa de cor cinza claro	
5,00			
6,00			
7,00	NA	Cascalho de cor vermelha	
8,00			
9,00			
10,00			

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação

OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM

FURO 02

SONDAGEM A TRADO $\varnothing = 4"$

NÍVEL D'ÁGUA: Não encontrado

Obs.: Sem acesso à sonda rotativa

DATA:30/09/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00		Areia argilosa de cor amarelada	
2,00		Argila arenosa de cor amarelada	
3,00			
4,00		Argila arenosa de cor cinza claro	
4,50		Cascalho de cor vermelha	

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação

OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM

FURO 03

SONDAGEM A TRADO E ROTATIVA $\varnothing = 4"$

NÍVEL D'ÁGUA: 6,00 m

DATA:30/09/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00		Areia média argilosa de cor amarelada	
2,00			
3,00		Argila arenosa de cor vermelha	
4,00			
5,00		Cascalho de cor vermelha	
6,00	NA		
7,00			
8,00			
9,00			
10,00			

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação


OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM

FURO 04

SONDAGEM A TRADO \varnothing - 4"

NÍVEL D'ÁGUA: 4,50 m

DATA:06/10/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual
0,00		TN
1,00		Areia argilosa de cor cinza
2,00		Argila arenosa de cor vermelha
3,00		
4,00		
4,50	NA	Argila arenosa de cor cinza
5,00		
5,80		

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação

OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM

FURO 05

SONDAGEM ROTATIVA \varnothing = 4"

NÍVEL D'ÁGUA: 10,00 m

DATA:01/11/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação Tactil-Visual	TN
0,00			
1,00			
2,00			
3,00			
4,00			
5,00			
6,00			
7,00			
8,00			
9,00			
10,00	NA		
11,00			
12,00			
13,00			
14,00			
15,00			

Areia argilosa de cor vermelha
(Amostra Lavada)

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação

OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM

FURO 06

SONDAGEM À TRADO \varnothing = 4"

NÍVEL D'ÁGUA: 1,50 m

DATA: 05/10/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00		Areia média argilosa de cor cinza	
1,50	NA		
2,00			
3,00		Areia média argilosa de cor amarelada	
3,50			

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação

OBRA: **CEMITÉRIO DO BOM JARDIM**

FURO 07

SONDAGEM A TRADO \varnothing - 4"

NÍVEL D'ÁGUA: 1,30 m

DATA: 05/10/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00	NA	Areia média argilosa de cor cinza	
1,30			
2,00			
2,50			
		Rocha	

UFC - CT - DEHA
 Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação
 OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM
 FURO 08
 SONDAGEM A TRADO \varnothing - 4"
 NÍVEL D'ÁGUA: 7,00 m
 DATA: 06/10/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00		Argila arenosa de cor vermelha	
2,00			
3,00			
4,00			
5,00			
6,00		Cascalho de cor vermelha	
7,00	NA	Argila de cor cinza	
7,50	—		

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação

OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM

FURO 09

SONDAGEM A TRADO $\varnothing = 4"$

NÍVEL D'ÁGUA: 3,80 m

DATA: 27/10/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00		Argila arenosa de cor vermelha	
2,00			
3,00		Argila arenosa de cor cinza claro	
3,80	NA		
4,00	<u>—</u>		
4,80			

UFC - CT - DEHA

Laboratório de Mecânica dos Solos e Pavimentação

OBRA: CEMITÉRIO DO BOM JARDIM

FURO 10

SONDAGEM A TRADO $\varnothing = 4"$

NÍVEL D'ÁGUA: 2,20 m

DATA: 29/10/05

Prof. (m)	Nível d'água	Classificação tactil-visual	TN
0,00			
1,00		Argila silteosa de cor cinza	
2,00		Argila arenosa de cor cinza	
2,20	NA		
3,00			