

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

ALDENOR PEREIRA PONTES

**ESTUDO DA CONTAMINAÇÃO, VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO
E FLUXO DO AQUÍFERO NO ENTORNO DO CEMITÉRIO SÃO JOÃO
BATISTA - FORTALEZA-CE**

FORTALEZA – CEARÁ
2010



ALDENOR PEREIRA PONTES

**ESTUDO DA CONTAMINAÇÃO, VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO
E FLUXO DO AQUIFERO NO ENTORNO DO CEMITÉRIO SÃO JOÃO
BATISTA - FORTALEZA-CE**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque

Co-Orientador: Prof. Dr. Mariano da Franca Alencar Neto

**FORTALEZA – CEARÁ
2010**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- P813e Pontes, Aldenor Pereira.
Estudo da contaminação, vulnerabilidade à poluição e fluxo do aquífero no entorno do Cemitério São João Batista - Fortaleza-Ce / Aldenor Pereira Pontes. - 2010.
144 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental, Campus Fortaleza, 2010.
Orientação: Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque.
1. Gestão Ambiental - Dissertação (Trabalho de Conclusão de Curso). 2. Cemitérios - Contaminação de Lençol Freático. 3. Vulnerabilidade de Aquíferos. I. Título.

CDD 628

ALDENOR PEREIRA PONTES

**ESTUDO DA CONTAMINAÇÃO, VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO E
FLUXO DO AQUIFERO NO ENTORNO DO CEMITÉRIO SÃO JOÃO
BATISTA - FORTALEZA-CE**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque (Orientador)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE

Prof. Dra. Carisia Carvalho Gomes
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Francisco Mauricio de Sá Barreto
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE

“O sentimento da natureza, grande e livre, eleva nossa alma e nos revela como que por uma misteriosa inspiração que as forças do Universo estão submetidas a leis”

Para Alexander von Humboldt a contemplação da natureza produz, antes de tudo, um prazer.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conduzir até o final, em mais uma etapa da minha vida profissional.

Ao meu orientador Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque e a todos os professores do Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Em especial, ao meu coorientador e amigo Dr. Mariano da Franca Alencar Neto, exemplo de competência e determinação, pela sua valiosa colaboração em todas as etapas deste trabalho.

Ao professor Dr. Francisco Mauricio de Sá Barreto pelas sugestões no conteúdo desta pesquisa, bem como pela sua participação nas bancas de qualificação e defesa da dissertação.

Ao professor Msc Francisco de Assis Jorge de Oliveira pela sua contribuição na aplicação do Sistema de Informação Geográfica (SIG) utilizado nesta dissertação.

Ao Professor Marcelo Lima Macedo pela sua participação no levantamento topográfico da área de estudo desta pesquisa.

Ao geólogo e geofísico Walber Cordeiro pelo levantamento geofísico realizado na área de pesquisa.

Ao amigo, Professor Raul Saunders, pela revisão deste trabalho.

À professora Dra Carisia Carvalho Gomes pela sua participação na banca de defesa dessa dissertação.

A minha companheira, Elizabeth Sabóia, pela sua incansável ajuda nos momentos árduos da confecção deste trabalho.

Aos meus filhos, Joaquim Feitosa, Rachel e Lucas pelo incentivo e colaboração durante essa jornada.

A todos meus colegas de curso, em particular, Francisco Wilame, Leorne Cavalcante, Luana Viana, Germana Marinho, Jackeline Mendonça, Edilson Pinto e Francisco Nilson, pelo clima amigável de nossa convivência.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, a quem dedico minha militância profissional e acadêmica.

RESUMO

Esta pesquisa foi realizada em uma área de 1,3km² localizada na porção Norte da cidade de Fortaleza, englobando o Cemitério São João Batista, fonte potencial de contaminação do lençol freático. O trabalho de investigação da contaminação da água da área estudada constou de três etapas. Na primeira procedeu-se a coleta para a realização das análises físico-químicas e bacteriológica da água de 8 (oito) poços de monitoramento sendo 2 (dois) deles localizados no interior do cemitério e 6 (seis) situados no entorno. O resultado das análises indicou que os parâmetros: condutividade elétrica, cloreto, magnésio, ferro e nitrato apresentaram valores acima do valor máximo permitido (VMP). Quanto à análise bacteriológica, observou-se a presença de Coliformes Termotolerantes, em todos os poços monitorados. Na segunda etapa determinou-se o grau de vulnerabilidade à contaminação do aquífero da área, através da aplicação do método DRASTIC, que utiliza características do meio como Profundidade do lençol freático, Taxa de recarga, Material do meio aquífero, Tipo de solo, Topografia, Influência da zona não saturada e Condutividade hidráulica, gerando-se, através do Software ARCGIS, versão 9.3, o mapa de vulnerabilidade que indicou para a área estudada, 93,4% de vulnerabilidade alta e 6,6% de vulnerabilidade muito alta. Na terceira etapa, através dos dados de Topografia, Recarga, Porosidade, Nível freático dos poços e Condutividade hidráulica, gerou-se através do Software MODFLOW, os mapas das Superfícies equipotenciais do aquífero indicando que o fluxo subterrâneo tem direção preferencial Norte, sugerindo um maior potencial da poluição do aquífero pelo cemitério, nas proximidades da Rua dos Navegantes. Através das ferramentas da “Vulnerabilidade à poluição do aquífero e do Fluxo subterrâneo constatou-se que a contaminação de alguns poços monitorados não se relaciona com a decomposição dos corpos, mas possivelmente às fossas sépticas das antigas residências localizadas no entorno do cemitério. O estudo do fluxo subterrâneo apontou para uma conexão do aquífero com drenagem pelo Riacho Jacarecanga.

Palavras-chaves: Água subterrânea. Contaminação. Cemitério. Vulnerabilidade. Fluxo subterrâneo.

ABSTRACT

This research was conducted in a 1.3 square kilometer area located in the northern part of the city Fortaleza, which includes the João Batista Cemetery, a potential source of contamination in the water table. The research of groundwater contamination from the studied area consisted of three stages. At first we preceded the collect to achieve analysis Physical-chemical and bacteriological water from eight monitoring wells two located within the cemetery and six located on the outskirts of the cemetery. The results of analysis indicated that the parameters: electrical conductivity, chloride, Magnesium, iron and nitrate had values above the MAV / VMP. As for the analysis bacteriological, we observed the presence of fecal coliform in all wells monitored. In the second step determined the degree of vulnerability to contamination aquifer in the area, through the DRASTIC method, which uses the environment characteristics like: depth to groundwater, recharge rate, aquifer material, type of Soil, Topography, Influence of the unsaturated zone and hydraulic conductivity, generating through the ARCGIS software, 9.3 version, the vulnerability map that indicates the surveyed area, 93.4% and 6.6% vulnerability high vulnerability too high. In the third step, through the topography, recharge, porosity, level of groundwater wells and hydraulic conductivity was generated using the software MODFLOW, the surfaces equipotentials of the aquifer indicate that the groundwater flow has a preferential North direction, suggesting a critical area near the dos Navegantes Street. Using the tools the "Vulnerability to the pollution the aquifer and the" underground stream "noted that the contamination of some wells monitored is not related to the decomposition of bodies, but possibly the septic tanks of old residences in the vicinity located in the cemetery. The study of groundwater flow indicated a connection with the aquifer Jacarecanga stream.

Keywords: Groundwater. Contamination. Cemetery. Vulnerability. Groundwater flow.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Bombeamento causando intrusão de água salgada na zona de água doce.	13
Figura 2 – Região costeira de Fortaleza, exemplos de poços salinizados	14
Figura 3 – Parâmetros incorporados pelo método DRASTIC.	22
Figura 4 – Esboço esquemático para demonstrar o experimento de Darcy.	30
Figura 5 – Volume de controle de referência (VER).....	33
Figura 6 – Módulos integrados pelo PMWIN	44
Figura 7 – Cemitério do Bom Jardim em Fortaleza.	56
Figura 8 – Localização dos cemitérios existentes na região metropolitana de Fortaleza.	59
Figura 9 – Localização do cemitério São João Batista	60
Figura 10 – Precipitação anual 1990 – 2009	61
Figura 11 – Bacias localizadas no município de Fortaleza.	63
Figura 12 – Bacia hidrográfica do Riacho Jacarecanga.	65
Figura 13 – Principais tipos de solos do município de Fortaleza	67
Figura 14 – Mapa hidrogeológico da cidade de Fortaleza	68
Figura 15 – Mapa geológico simplificado do município de Fortaleza	70
Figura 16 – Localização dos poços monitorados e do Riacho Jacarecanga.	74
Figura 17 – Esquema do quadripolo linear simétrico AMNB com indicação teórica do fluxo de correntes e das superfícies equipotenciais.	78
Figura 18 – Levantamento geofísico realizado na área do Metrofor.	79
Figura 19 – Mapa simplificado de solos da cidade de Fortaleza	79
Figura 20 – Poço 1 na área do Metrofor que foi bombeado para a determinação da condutividade hidráulica do aquífero.	81
Figura 21 – Desenho esquemático representando os parâmetros utilizados no cálculo da condutividade hidráulica.....	82
Figura 22 – Poço 2 construído na área do Metrofor para a determinação da condutividade hidráulica do aquífero.	83
Figura 23 – Área de estudo discretizada, com a localização do Riacho Jacarecanga e os poços de monitoramento	84
Figura 24 – Mapa das isolinhas de profundidade	91
Figura 25 – Mapa de profundidade do nível d'água de acordo com os intervalos do DRASTIC	91

Figura 26 – Perfil litológico do aquífero gerado através do imageamento elétrico	93
Figura 27 – Mapa topográfico da área de estudo e a localização dos poços monitorados.	94
Figura 28 – Modelo digital do terreno com o contorno da área de estudo	94
Figura 29 – Mapa de declividade da área de pesquisa	95
Figura 30 – Mapa de vulnerabilidade da área de acordo com o método DRASTIC.	97
Figura 31 – Mapas da condutividade hidráulica obtidos pelo MIGH.	99
Figura 32 – Mapas da carga hidráulica.	100
Figura 33 – Mapas do fluxo subterrâneo.	102
Figura 34 – Mapas da pluma de contaminação 50 dias.	104
Figura 35 – Mapas da pluma de contaminação 365 dias.	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Doenças causadas pelo consumo de água contaminada por excretas humanos ou animais	6
Tabela 2 – Principais métodos utilizados para a determinação da vulnerabilidade à poluição dos aquíferos.	20
Tabela 3 – Peso relativo a cada parâmetro do método DRASTIC.	22
Tabela 4 – Valores referentes aos intervalos de vulnerabilidade do método DRASTIC.	23
Tabela 5 – Intervalos de profundidades dos aquíferos com os respectivos índices de avaliação	23
Tabela 6 – Intervalos de recargas dos aquíferos com seus respectivos índices de avaliação. .	24
Tabela 7 – Material do aquífero com o respectivo índice de avaliação.....	25
Tabela 8 – Tipos de solos com os respectivos índices de avaliação.	25
Tabela 9 – Valores da topografia com o respectivo índice de avaliação.	26
Tabela 10 – Materiais da zona não saturada com os respectivos índices de avaliação	26
Tabela 11 – Intervalo de condutividade hidráulica com os respectivos índices de avaliação.	27
Tabela 12 – Variações da equação de fluxo em relação ao meio	36
Tabela 13 – Valores máximos e mínimos dos diferentes indicadores bacteriológicos e do nitrato em amostras de água dos três cemitérios do estado de São Paulo	50
Tabela 14 – Parâmetros avaliados em poços de amostragem construídos no cemitério da Paz – São Paulo	51
Tabela 15 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros físico-químicos das análises de água subterrânea no interior e no entorno do Cemitério São João Batista-Fortaleza-CE.	54
Tabela 16 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros microbiológicos das análises de água subterrânea no interior e no entorno do Cemitério São João Batista Fortaleza-CE.	55
Tabela 17 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros Físico-Químicos das análises de água subterrânea dos poços de monitoramento do Cemitério- Bom Jardim. Fortaleza CE.	57
Tabela 18 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros Microbiológicos das análises de água subterrânea dos poços de monitoramento do Cemitério Bom Jardim-Fortaleza CE.	57
Tabela 19 – Coluna geológica e estratigráfica da RMF de Fortaleza	70
Tabela 20 – Métodos analíticos e equipamentos utilizados para análise da qualidade da água.	75
Tabela 21 – Coordenadas UTM dos poços amostrados em Fortaleza-CE	76

Tabela 22 – Análises físico-químicas e bacteriológicas dos oito poços de monitoramento	87
Tabela 23 – Monitoramento dos poços amostrados contendo as variações dos níveis estáticos	90
Tabela 24 – Profundidade média dos níveis estáticos dos poços monitorados	90
Tabela 25 – Dados dos parâmetros DRASTIC	96
Tabela 26 – Análise do nível de importância dos parâmetros D,R,A,S,T,I,C na determinação da vulnerabilidade do aquífero da área de estudo.....	96
Tabela 27 – Dados do índice DRASTIC para a área de estudo	98

LISTA DE ABREVIATURA E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BTEX	Hidrocarbonetos aromáticos: benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil – Portugal
MDT	Modelo Digital do Terreno
MS	Ministério da Saúde
NMP	Número Mais Provável
OMS	Organização Mundial da Saúde
Pegn-mg	Gnáissico-Migmatítico
PEgr-mg	Granítico-Migmatítico
Qpd	Paleodunas
RMF	Região Metropolitana de Fortaleza
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
SEV	Sondagem Elétrica Vertical do Estado do Ceará
STD	Sólidos totais dissolvidos
SUDEC	Superintendência de Desenvolvimento do Ceará
Tb	Grupo barreiras
Tc	Colúvio-eluviais
UFC	Unidades Formadoras de Colônias
US-EPA	Agencia de Proteção Ambiental Norte Americana
UTM	Universal Transversor Mercator
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
VMP	Valor Máximo Permissível
WTF	Water Table Fluctuation

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE ABREVEATURAS E SÍMBOLOS	xii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 Geral	3
2.2 Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Doenças de Veiculação Hídrica	4
3.2 Parâmetros Físico-Químicos e Bacteriológicos de Qualidade da Água	7
3.3 Fontes de Poluição em Águas Subterrâneas	11
3.4 Sobrevivência e Transporte de Microrganismos em Água Subterrânea	14
3.4.1 Sobrevivência de microrganismos	14
3.4.2 Transporte de microrganismo	15
3.5 Vulnerabilidade dos Aquíferos	17
3.5.1 Métodos de avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos	19
3.5.2 Método DRASTIC	21
3.6 Simulação Matemática de Fluxo e Transporte de Contaminantes	27
3.6.1 Equações fundamentais do fluxo subterrâneo	29
3.6.2 Transporte de contaminantes	37
3.6.3 Equação de transporte de contaminantes (Advecção/Difusão)	41
3.7 MIGH	44
3.8 Cemitérios como Fonte de Poluição da Água Subterrânea	46
3.8.1 Trabalhos realizados sobre poluição do lençol freático por cemitérios	48
3.8.2 Trabalhos realizados em Fortaleza sobre poluição por cemitérios	54
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	59
4.1 Localização da Área de Estudo	59
4.2 Clima	61
4.3 Vegetação	62

4.4 Hidrografia	63
4.5 Geomorfologia	65
4.6 Solos	66
4.7 Aspectos Hidrogeológicos	68
4.8 Aspectos Geológicos	70
5. MATERIAIS E MÉTODOS	74
5.1 Coleta de Amostras de Água para Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas	74
5.2 Determinação dos Parâmetros do Índice DRASTIC	76
5.2.1 Profundidade do aquífero (D)	76
5.2.2 Cálculo da recarga do aquífero (R)	77
5.2.3 Determinação do material do aquífero (A)	78
5.2.4 Determinação do tipo de Solo (S)	79
5.2.5 Topografia da área (T)	80
5.2.6 Determinação do material da zona não saturada (I)	80
5.2.7 Condutividade hidráulica da área (C)	81
5.2.8 Vulnerabilidade da área de pesquisa	83
5.3 Determinação do Fluxo Subterrâneo	83
5.3.1 Discretização da área	83
5.3.2 Parâmetros de entrada no MODFLOW/PMWIN	84
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
6.1 Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas	87
6.2 Levantamento dos Parâmetros DRASTIC Distribuídos na Área	89
6.2.1 Profundidade do aquífero	89
6.2.2 Recarga do aquífero	92
6.2.3 Material do aquífero	92
6.2.4 Tipo de solo	93
6.2.5 Topografia da área	93
6.2.6 Material da zona não saturada	95
6.2.7 Condutividade hidráulica da área	95
6.2.8 Avaliação da vulnerabilidade da área	96
6.3 Fluxo e Plumas de Contaminação	98
6.3.1 Condutividade hidráulica (MIGH)	99
6.3.2 Carga hidráulica	100

6.3.3	Fluxo subterrâneo	102
6.3.4	Pluma de contaminação para 50 dias	104
6.3.5	Evolução da pluma de contaminação para 365 dias (1 ano)	105
7.	CONCLUSÕES	107
7.1	Quanto aos Parâmetros Físico-Químicos e Bacteriológicos	107
7.2	Quanto a Vulnerabilidade do Aquífero	107
7.3	Quanto ao Sistema de Fluxo do Aquífero e Pluma de Contaminação	109
8.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	110
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

1. INTRODUÇÃO

Nos centros urbanos observa-se cada vez mais um incremento da população na utilização da água de subsolo, ou seja, aquela proveniente da infiltração nos poros milimétricos das formações geológicas por uma fração das precipitações (REBOUÇAS, 1999). Por outro lado, as rochas produtoras de água, denominadas de aquíferos, estão submetidas cada vez mais às fontes de contaminação e consequentemente podem representar um problema de saúde pública, uma vez que a água é um importante veículo de disseminação de várias doenças (WHO, 2003).

O potencial de poluição das águas subterrâneas nas áreas urbanas encontra-se associado à deficiência ou ausência de sistema de esgotamento sanitário, que é caracterizado, em grande parte, por fontes de poluição como lixões, fossas sépticas, postos de combustíveis e cemitérios.

Várias pesquisas, dentre elas as de Pacheco (1986), Mendes et al (1989) e Pacheco e Martins (1990), comprovaram a contaminação da água subterrânea provocada pelo necrochorume, líquido produzido pela decomposição dos cadáveres. O necrochorume pode ser considerado uma água residuária contendo grande quantidade de matéria orgânica, sais minerais e uma infinidade de microrganismos patogênicos (PACHECO e BATELLO, 2000).

A construção dos cemitérios sem a observação dos critérios técnicos de proteção da água subterrânea, associados a determinados aspectos geológicos, hidrogeológicos e climáticos, podem propiciar mais facilmente a chegada dos microrganismos até o aquífero. Dentre de tais aspectos destacam-se: elevada permeabilidade e porosidade do terreno, baixa profundidade do nível estático e altas precipitações pluviométricas.

A realização dessa pesquisa teve como enfoque o cemitério São João Batista e o seu entorno, localizado na cidade de Fortaleza-CE, no bairro de Jacarecanga, em uma área de grande concentração populacional e com características geológicas e hidrogeológicas favoráveis à contaminação do lençol freático. O perímetro estudado está inserido em uma área de 1,3 km², na qual Marinho (1998) por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas em poços de monitoramento, localizados dentro e no entorno do cemitério, identificando no lençol freático a presença de contaminantes por necrochorume.

A vulnerabilidade à poluição é definida como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, que, segundo Barreto (2006) constitui-se uma ferramenta útil para a tomada de decisão para a proteção da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos,

uma vez que a gestão desses mananciais apresenta limitações técnicas e econômicas quando se trata de remediação da contaminação.

Na área pesquisada, a vulnerabilidade foi avaliada através do método DRASTIC, que é de baixo custo, de fácil aplicação e que utiliza parâmetros hidrogeológicos e morfológicos relacionados às características do aquífero (LNEC, 2002).

A modelagem matemática é uma técnica que interpreta os resultados qualitativos e quantitativos em estudo de prevenção de possíveis impactos ambientais. Consiste na representação e simulação matemática do que ocorre na natureza, a partir de um modelo conceitual, idealizado com base no levantamento e interpretação de dados e observações do sistema real tendo como objetivo uma melhor compreensão deste (IRATINI, 1998).

Na modelagem matemática da área, utilizou-se o MODFLOW/MT3D/PMWIN, que são aplicativos computacionais, que permitem simular o fluxo subterrâneo e o transporte de contaminantes através de vários métodos numéricos, com destaque ao Método de Diferenças Finitas (MDF) e o Método das Características (CHIANG, 2005).

A deficiência investigativa nos trabalhos sobre contaminação do lençol freático provocada por cemitérios, identificada por Pacheco (2000), teve um papel importante para que nesta pesquisa fossem utilizadas, além das análises físico-químicas e bacteriológicas, outras ferramentas para gestão de água subterrânea como o “Estudo da vulnerabilidade à poluição dos aquíferos” e a “Simulação do fluxo subterrâneo” que pudessem subsidiar um maior número de informações capazes de definir mais detalhadamente a distribuição espacial da contaminação do lençol freático no entorno da área estudada, tendo em vista que somente a identificação de contaminantes na água, através das análises físico-químicas e bacteriológicas, se mostrou ineficaz para definir a efetiva contaminação no aquífero, suas causas e evolução.

O presente trabalho aborda a problemática da contaminação por necrochorume na região do entorno do cemitério São João Batista em Fortaleza Ceará e, além desta introdução, se apresenta por meio dos capítulos: Objetivos, Revisão Bibliográfica, Caracterização da área de Estudo, Materiais e métodos, Resultados e discussões, Conclusões e Sugestões para trabalhos futuros.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a contaminação físico-química e bacteriológica, o fluxo subterrâneo e o grau de vulnerabilidade à poluição do aquífero situado no entorno do cemitério São João Batista, Fortaleza – CE.

2.2 Específicos

Determinar o grau de concentração de determinados parâmetros físico-químicos e bacteriológicos no aquífero no entorno do cemitério São João Batista, por meio de análises laboratoriais em poços de monitoramento.

Determinar o grau de vulnerabilidade à contaminação do aquífero, por meio de mapas de vulnerabilidade, gerados pelo método DRASTIC.

Determinar a direção e sentido preferencial do fluxo subterrâneo e a pluma de contaminação do aquífero.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Doenças de Veiculação Hídrica

A água está comumente relacionada a várias doenças, principalmente aquelas relacionadas ao aparelho intestinal. As doenças associadas à água podem ser classificadas em:

- Doenças de veiculação hídrica.
- Doenças de origem hídrica.
- Doenças associados a vetores desenvolvidos na água.

No primeiro caso, a água é o veículo do agente infeccioso como:

- Bactérias (febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar, cólera etc.).
- Protozoários (amebíase ou desmentiria amebiana).
- Vermes e Larvas (equistossomíase).
- Vírus (hepatite infecciosa e poliomielite).

De acordo com Freitas (1998) as doenças de veiculação hídrica são provenientes da decomposição da matéria orgânica e das excretas de pessoas e animais infectados com microrganismos patogênicos que atingem o manancial hídrico transmitindo doenças:

- Pela ingestão de água contaminada;
- Pelo contato da água contaminada na pele e nos olhos; e
- Por parasitas encontrados em organismos que vivem na água.

A Organização Mundial da Saúde estima que cerca de cinco milhões de pessoas morram anualmente por doenças transmitidas pela água, tais como: tifo, cólera, infecções diarreicas e esquistossomose (WHO, 2003).

Dentre as doenças de transmissão hídrica, adquiridas principalmente por vias cutâneas, pode-se ainda citar: a esquistossomose, a leptospirose além da conjuntivite, otite, corizas e sinusites, essas últimas relacionadas a banhos de piscinas, praias e lagoas.

Os microrganismos patogênicos podem ter seu habitat normal na água de superfície ou no carreamento de esgotos domésticos e outros resíduos orgânicos, ou ainda nas chuvas durante a lavagem da atmosfera escoando até atingir o manancial (COSTA, 1998).

A identificação em laboratório dos microrganismos patogênicos não é tarefa fácil. Por esse motivo, é que se utilizam como indicador os microrganismos do grupo dos coliformes, mais precisamente os termotolerantes que têm como habitat os intestinos dos animais superiores. A presença desse grupo de coliformes na água indica provável existência

de excretas, com possibilidade de ocorrência de microrganismos patogênicos de origem intestinal. Estudos epidemiológicos, com base estatística, indicam que existe uma correlação entre o número de coliformes e doenças de transmissão hídrica, inclusive correlacionando o número de coliformes com o número de determinados organismos patogênicos (WHO, 2003).

Cortecci (2002) relata que, no caso das doenças de origem hídrica, têm-se como agentes causadores certas substâncias contidas na água em teores inadequados, que podem ter sua origem por meio de contaminantes:

- Naturais, provenientes de minerais de formações rochosas como o flúor, o selênio, o arsênio e o boro. Com exceção do flúor que provoca a fluorose, os outros elementos raramente são encontrados em teores que venham ocasionar doenças, bem como o enxofre originado pela decomposição de algas.
- Contidos na água, originados dos metais empregados nas tubulações, como o cobre, zinco, o ferro e o chumbo, sendo que este último em teores elevados pode ocasionar o envenenamento conhecido como saturnismo.
- Introduzidos na água, através do tratamento químico para a coagulação, destruição de algas e desinfecção, como os trihalometanos, bem como compostos orgânicos sintéticos, por exemplo, os pesticidas (herbicidas, fungicidas, carrapaticidas, inseticidas, formicidas e raticidas) amplamente empregados no combate as pragas, principalmente na agricultura.
- Introduzidos nos mananciais através dos esgotos sanitários que contêm substâncias detergentes e matérias orgânicas cuja transformação microbiana, interfere no balanço de oxigênio da água, além de outras alterações de natureza química.
- Introduzidos no recurso hídrico, produzidos a partir da emissão de substâncias das chaminés das fábricas e incineradores que podem precipitar-se diretamente na água.
- Percolados até o lençol freático, provenientes do necrochorume, como a cadaverina e a putrecina, identificados por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas, advindos da decomposição dos corpos dos cemitérios mal instalados.

Para todos os poluentes, existem concentrações limites que os tornam inofensivos. Ao se atingir certos níveis os fenômenos tóxicos se acentuam podendo levar à morte.

Algumas vezes a reação tóxica dos contaminantes é aguda, em outros casos a manifestação da doença tem como origem a retenção no organismo de pequenas dosagens tóxicas que se acumulam e em que o consumo continuado pode acarretar doenças de eclosão tardia, como no caso o chumbo, o nitrato e o flúor que podem causar respectivamente o saturnismo, a metemoglobinemia e a fluorose (COSTA, 1996).

Algumas doenças cardiovasculares podem estar relacionadas ao consumo da água. Segundo Cortecci (2002) existe uma estreita relação entre o consumo de água dura, ou seja, ricas em cálcio e magnésio e a ocorrência de doenças cardiovasculares, pois pesquisas demonstraram que o número de enfartes em pessoas que consumiram água dura foi 6% maior que os pacientes enfartados que em vida haviam consumido água levemente dura.

Algumas patologias carcinogênicas no estômago, esôfago, fígado e rins podem estar relacionadas ao consumo de água contaminada com grandes concentrações de nitrato provenientes de esgotos, restos orgânicos de animais e fertilizantes, (Cortecci, 2002).

Segundo a CETESB (2001), o processo de desinfecção da água por cloração, dependendo da qualidade da água, pode formar uma ampla gama de compostos orgânicos (trialometanos), que são potencialmente cancerígenos ao ser humano. A Tabela 1 relaciona as doenças de veiculação hídrica com os respectivos sintomas e agentes microbianos causadores.

Tabela 1 – Doenças causadas pelo consumo de água contaminada por excretos humanos ou animais.

Microorganismo	Doença	Agente causal	Sintomas
Bactérias	-Febre Tifóide	Salmonella	Febre elevada, diarreia e alceação do intestino delgado Forte diarreia
	-Disenteria bacilar	Bacilo disentérico	
	-Diarreia	Escherichia coli	Diarreia
	-Leptospirose	Leptospira interrogans Salmonela	Icterícia e febre
	-Salmonelose		Febre, náusea e diarreia
Protozoários	-Disenteria amebiana	Entamoeba histolytica	Diarreia prolongada, com sangramento, abscessos no fígado e intestino fino Diarreia leve a forte náusea, indigestão, flatulência
	-Giardia lamblia		
	-Hepatite infecciosa	Vírus da hepatite A	Icterícia e febre
Vírus	-Gastroenterite	Enterovírus, parvovírus e rotavírus	Diarreia leve a forte
	-Paralisia infantil	Poliomielites vírus	Paralisia

Fonte: Modificado de Bolívar, 2001.

3.2 Parâmetros Físico-Químicos e Bacteriológicos de Qualidade da Água

A avaliação da poluição da água é medida através de características físicas, químicas e biológicas, que segundo a Portaria 518 de 2004 do Ministério da Saúde (MS) são identificadas como parâmetros de qualidade da água.

Os principais parâmetros físicos e químicos, de qualidade da água, segundo (BATALHA e PARLATORE, 1993) são:

- Cor verdadeira aparente que é o resultado da inclusão de substâncias dissolvidas na água. Quando pura em grandes volumes é azulada, podendo ser arroxeadas, negra e amarelada quando rica, respectivamente, em ferro, manganês e húmus. A medida da cor da água, realiza-se comparando-a com soluções conhecidas de platina-cobalto ou com discos de vidros corados, calibrados com solução de platina-cobalto.
- Turbidez é causada por materiais sólidos em suspensão (argila, silte, colóides e matérias orgânicas), sendo medida por meio de turbidimento, comparando o espalhamento de um feixe de luz, ao passar pela amostra, com o espalhamento de um feixe de luz de igual intensidade ao passar por uma solução padrão. A turbidez é expressa em Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT), onde a água potável deve ter um limite máximo de 5 UNT, segundo a portaria 518/2004 do MS
- Odor e sabor são propriedades que se manifestam conjuntamente e estão associadas a sais e gases dissolvidos. Em geral as águas subterrâneas são desprovidas de odor, com exceção de algumas fontes termais que podem exalar um cheiro desagradável, devido à presença de H_2S (gás sulfídrico), como também águas do lençol freático, que percolam matérias orgânicas em decomposição.
- Temperatura da água é uma medida de intensidade de calor ou energia térmica em trânsito interfere no cálculo da alcalinidade, da salinidade, do pH, nos valores de saturação de oxigênio consumido e nas atividades biológicas dos organismos aquáticos.
- pH, definido como o cologarítmo da concentração de íons hidrogênio, é expresso em moles. É uma característica importante nas águas de abastecimento dada a sua influência na coagulação química, na desinfecção e

nos processos biológicos de desenvolvimento de microrganismos. O pH das águas subterrâneas varia geralmente entre 5,5 e 8,5.

- Alcalinidade se refere à medida total das substâncias presentes na água capazes de neutralizar ácidos. A alcalinidade das águas subterrâneas é influenciada pela presença de carbonatos e bicarbonatos e secundariamente aos íons hidróxidos, silicatos, boratos, fosfatos e amônia.
- Dureza da água expressa a concentração de cálcio e magnésio na forma de carbonatos. Também podem causar dureza os bicarbonatos, sulfatos, cloretos, nitratos e silicatos.
- Condutividade elétrica da água pode estimar o teor de sais nela contido, haja vista que esses a transformam em eletrólito capaz de conduzir a corrente elétrica. A medida é feita através do condutivímetro e a unidade utilizada é o microMHO/cm a uma dada temperatura.
- A amônia, nas águas subterrâneas, encontra-se em pequena concentração por ser facilmente adsorvidas por partículas do solo ou por oxidar-se em nitrito e nitrato.
- Nitrato é uma forma estável do nitrogênio em condições anaeróbias. Por esse motivo são consideradas persistentes, tendo sua origem na água relacionada a atividades agrícolas, decomposição de substâncias orgânicas e esgotos sanitários. Alaburda e Nishihara (1998) consideram que concentrações superiores a 3,0 mg/L de nitrato são indicativos de contaminação por atividades antropogênicas, muito embora a OMS admita um teor máximo de 10 mg/l, pois o consumo de água com altas concentrações de NO_3 pode induzir a metemoglobinemia, especialmente em crianças (MATOS, 1996).
- Potássio ocorre em pequena quantidade nas águas subterrâneas, com teores médios de 10 mg/L, pois é facilmente fixado pelas argilas e intensivamente consumido pelos vegetais (BATALHA; PARLATORE, 1993).
- Cálcio e o magnésio apresentam teores na água subterrânea, que variam de 10 mg/L a 100 mg/L e de 1 mg/L a 40 mg/L respectivamente. Os principais minerais fornecedores de magnésio para a água subterrânea são: biotita, anfíbolios e piroxênios, que são mais estáveis ao intemperismo químico do que os minerais fornecedores de cálcio, por esse motivo seu teor nas águas

subterrâneas é menor do que aqueles (FOSTER, 1993). Nos aquíferos de regiões litorâneas, a relação Mg/Ca é um importante indicador de contaminação por água marinha.

- Sódio, origina-se nas águas subterrâneas por meio do mineral feldspato que é pouco resistente aos processos intempéricos, principalmente os químicos. Seu teor nos aquíferos varia entre 0,1mg/L e 100 mg/L. Concentrações elevadas poderão indicar a intrusão da água do mar.
- Ferro e o manganês, em virtude de suas afinidades geoquímicas vêm sempre juntos. Nas águas subterrâneas, apresentam teores médios abaixo de 0,3 mg/L e 0,2 mg/L, respectivamente.
- Oxigênio consumido ou demanda química de oxigênio mede a quantidade de oxigênio na água necessária para oxidar certos materiais orgânicos. A demanda química de oxigênio, superior a 3,5 mg/L, pode ser um indicativo de poluição da água.
- Sólidos totais dissolvidos (STD) é a medida de todos os cátions, anions e sais resultantes da combinação de cátions e anions encontrados dissolvidos na água, além de materiais em suspensão (HERMES e SILVA, 2004). Segundo a OMS, o limite máximo permitido de STD na água é de 1000 mg/L (WHO, 2003).

Parâmetros bacteriológicos de qualidade da água.

- Coliformes termotolerantes, segundo a Portaria 518 de 2004 do Ministério da Saúde (artigo 4) são um subgrupo das bactérias do grupo coliformes que fermentam a lactose a $44,5 \pm 0,2$ C° em 24 horas, tendo como principal representante a Escherichia coli, que é uma das cinco espécies do gênero da Escherichia (BRASIL, 2004). Apesar desse microrganismo não ser potencialmente patogênico, torna-se um indicador da contaminação fecal de uso mais frequente na avaliação da qualidade da água. Um dos problemas da utilização desse grupo como indicador de patógenos entéricos é que ele possui um menor tempo de sobrevivência no solo e em águas subterrâneas do que alguns patógenos (FREITAS; ALMEIDA, 1998).
- Coliformes Totais, são definidos pela Portaria 518/04 MS como bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos não formadores de esporos, que

fermentam a lactose, com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ em 24-48 horas. A maioria das bactérias do grupo Coliforme, pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao grupo.

- Streptococos, têm seu habitat usual no intestino dos seres humanos e animais de sangue quente. Essas bactérias fermentam em 24-48 horas a 37°C produzindo gás e não se multiplicam em águas poluídas. A sua existência indica uma contaminação fecal recente, podendo apresentar microrganismos patogênicos (CHRISTOVÃO, 1974).
- Enterococos, são bactérias gram-positivas, aeróbias facultativas, encontradas em fezes humanas e de animais, mas em menor número que os coliformes totais ou termotolerantes. Fermentam glicose em 24-48 horas a 37°C , com produção de gás. Nesse grupo incluem-se *Enterococcus Faecalis*, *Enterococcus Faecium*, *Enterococcus Avium*, *Enterococcus Duraus* *enterococcus Gallinarum* (CHRISTOVÃO, 1974).
- Pseudomonas Aeruginosas são bastonetes gram-negativos, aeróbios, produzem um pigmento azul esverdeado, chamado piocianina (WHO, 2003). É uma bactéria oportunista, que representa riscos para indivíduos de saúde debilitada, especialmente crianças e idosos (HARDALO e EDBERG, 1997).
- Bactérias heterotróficas são bactérias que utilizam nutrientes orgânicos para crescimento (WHO, 2003). A Portaria nº 518 do Ministério da Saúde determina o limite de 500 UFC/ml de bactérias heterotróficas em águas destinadas ao consumo humano (BRASIL, 2004).
- Grupo dos Clostrídios Sulfito Redutores, caracteriza-se por reduzir o sulfeto a sulfeto de hidrogênio, a 46°C . Sua presença na água é considerada um indicador de contaminação de origem fecal. São formadores de esporos, sendo, portanto mais resistentes às condições ambientais adversas, permanecendo por longo período de tempo na água; sendo resistente à depuração natural e ao cloro. Por esse motivo, são indicadores de poluição remota.
- Colifagos são bacteriófagos que devido a sua estrutura e composição apresentam comportamento semelhante aos vírus entéricos na água. São os

mais utilizados como indicadores de poluição fecal em decorrência da correlação existente entre esses e bactérias Coliformes.

3.3 Fontes de Poluição em Águas Subterrâneas

A água subterrânea consiste em uma das principais fontes de abastecimento para as populações rurais e urbanas, que, por sua vez, contribuem de formas diferentes no processo de poluição dos aquíferos. As águas de subsolo das comunidades rurais estão sujeitas às infiltrações de agrotóxicos e fertilizantes (QUESADO e CAVALCANTE, 2000) enquanto que no meio urbano observam-se diversas fontes potencialmente poluidoras, tais como:

- Poços de captação de água construídos sem critérios técnicos;
- Ausência de obras de esgotamento sanitário;
- Postos de combustível;
- Disposições de resíduos domésticos, industriais e hospitalares;
- Exploração excessiva da água subterrânea, sem a devida recarga pluvial, ocasionando a salinização do aquífero; e
- Cemitérios.

A captação de água subterrânea através de poços sem critérios sanitários, ou seja, sem o isolamento do aquífero até 6m abaixo do nível estático, favorece a poluição das águas mais profundas (ABNT, 1990). Nos grandes centros urbanos, muitas vezes não é aplicada a distância mínima poço/fossa, acarretando o risco potencial da captação de águas poluídas com nitrato. Dessa forma, torna-se imprescindível a aplicação das normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), a NBR 12212 denominada de “Projeto de poço tubular profundo para captação da água subterrânea”.

A ocupação desordenada dos grandes centros urbanos, com a inexistência de saneamento básico, leva a população a utilizar-se de fossas sépticas que podem ser interceptadas pelo nível freático em períodos de grandes precipitações pluviométricas (QUESADO e CAVALCANTE, 2000), ocasionando o deslocamento da carga de poluente ao lençol freático. Na região costeira da cidade de Fortaleza, na Formação Dunas/Paleodunas, onde o terreno é extremamente permeável, por causa da uniformidade dos grãos de areia, favorece a dispersão dos coliformes totais e termotolerantes. Segundo Cavalcante (1998), estima-se que 40 a 60% da população da região metropolitana de Fortaleza utiliza a água subterrânea como fonte principal ou complementar, apesar de 97,8% da cidade possuir

ligações de água tratada pela CAGECE. O valor elevado da taxa de água cobrada pela concessionária incentiva os domicílios a utilizar as fontes alternativas de água (poços tubulares e poços amazonas).

Por meio de 421 análises de água de poços, no município de Fortaleza, no período de 1990 a 1995, constatou-se que, em média, 74% apresentam coliformes termotolerantes, com predominância da *Escherichia Coli* (CAVALCANTE, 1998). Por outro lado, dados de isótopos de oxigênio-18 e estrôncio-86/estrôncio-87 indicam que na cidade de Fortaleza 30% da recarga do aquífero provêm da infiltração de água de fossa.

Nos derramamentos de combustíveis pelos postos de serviços, a principal preocupação é a contaminação do lençol freático, tendo em vista que os hidrocarbonetos aromáticos: Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno - BTEX, presentes na gasolina são de alta toxicidade e solubilidade na água, sendo os primeiros a atingir o aquífero (CORSEUIL, 1997), principalmente quando os tanques de armazenamento de combustíveis encontram-se localizados próximo às drenagens superficiais e/ou em áreas de alta vulnerabilidade à poluição dos aquíferos. A tancagem dos postos de serviços tem uma vida média em torno de 20 anos, podendo após esse período apresentar problemas de corrosão, acarretando vazamentos. Na cidade de Fortaleza, a grande maioria dos postos foi construída durante a década de 70 e 80, não se podendo descartar a ameaça que esses postos apresentam, tendo em vista que na época não havia nenhuma fiscalização no momento de instalação dos tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis. A Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE) passou a efetuar o licenciamento e monitoramento dos postos de combustíveis a partir da lei estadual nº 12.621 de 26 de agosto de 1996, alterada pela lei nº 12.700 de 24 de junho de 1997, sem, no entanto, monitorar a qualidade da água no entorno dos postos.

Os lixões são definidos como uma simples descarga do lixo sobre o solo sem nenhum controle ambiental e são constituídos predominantemente por matérias orgânicas. Segundo Braga et al. (2002), a atividade enzimática da degradação da matéria orgânica origina um líquido de cor negra, denominado sumério ou chorume, que ao infiltrar-se no solo pode vir a contaminar o lençol freático. O chorume produzido na área de deposição dos resíduos sólidos depende da composição do lixo, do tempo que a água infiltrada está em contato com ele e da quantidade de água que se infiltra. De acordo com Freitas e Almeida (1998) os lixões desativados podem produzir chorume por 30 ou 40 anos como no caso do

lixão do Jangurussu, no município de Fortaleza, que se encontra desativado há quase duas décadas, mas que apresenta um grande potencial de contaminação do lençol freático, tendo em vista a alta vulnerabilidade hidrogeológica, causada pela aproximação do aluvião do rio Cocó. O hiperbombeamento dos poços costeiros, sem uma recarga eficaz dos aquífero pelas águas pluviais, pode rebaixar o nível dos poços rompendo o equilíbrio entre água salgada e doce, Figura 1, deslocando a cunha salina em direção ao nível freático (COSTA, 2006).

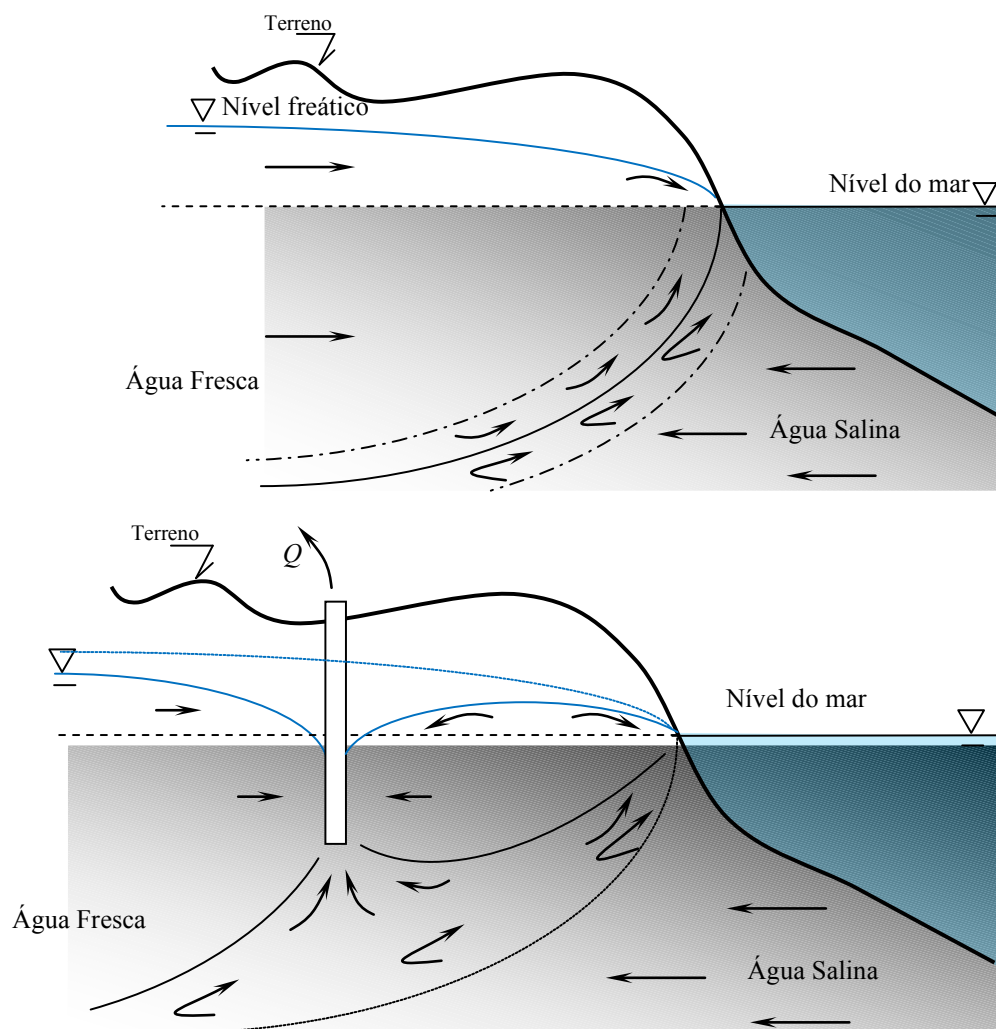


Figura 1 – Bombeamento causando intrusão de água salgada na zona de água doce.
Fonte: Bear, 1979.

Alguns aquíferos costeiros, na cidade de Fortaleza, localizados principalmente nas proximidades da Av. Beira Mar, Av. Abolição e Av. Historiador Raimundo Girão, Figura 2, encontram-se salinizados, devido à exploração exagerada na faixa de transição entre água doce e salgada. Apesar do fornecimento regular de água tratada por parte de concessionária,

os custos envolvidos levam à grande demanda por fontes alternativas de abastecimento para os hotéis, barracas de praia e condomínios de luxo na região.

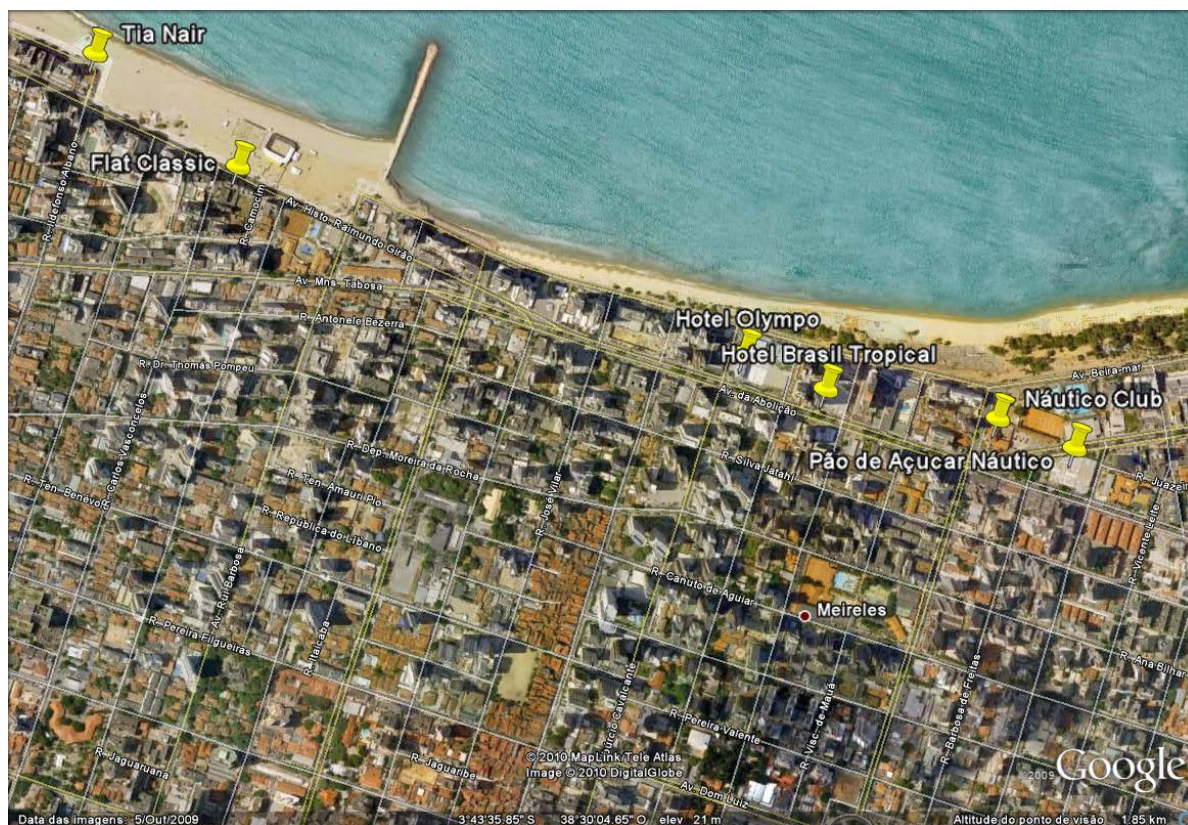


Figura 2 – Região costeira de Fortaleza, exemplos de poços salinizados. Fonte: Imagem do Google Earth (2010). Indicações em amarelo são decorrentes da experiência profissional do autor.

3.4 Sobrevivência e Transporte de Microrganismos em Água Subterrânea

3.4.1 Sobrevivência de microrganismos

As informações sobre a sobrevivência dos microrganismos em água de subsolo são relativamente limitadas, Healing, Hoffman e Young (1995); e Morgan (2006) reforçam a idéia de que nenhum dos organismos patogênicos sobrevive por muito tempo em restos humanos enterrados. Entretanto, Lewis, Stephen e Drasar (1986) relatam que dependendo da temperatura as bactérias entéricas nas águas subterrâneas podem sobreviver por até 100 dias.

Autores como Dent (2000) e Yates, Gerba e Kelley (1985) afirmam que alguns grupos de microrganismos, incluindo clostridea e o HIV sobrevivem enterrados por até 90 dias em condições anaeróbias.

No estudo de Lewis, Stephen e Drasar (1986) foi pesquisada a sobrevivência da *Salmonella Typhi* e *Shigella Desinteriare* em diversos tipos de solos à temperatura ambiente. O estudo concluiu que bactérias sobrevivem por mais de 70 dias, na maioria dos tipos de solos, muito embora a grande maioria delas permaneça viva somente por um período de 30 dias. De acordo com Kibey et al. (1978) citado por Lewis, Stephen e Drasar (1986), através de pesquisas em cinco solos diferentes, contendo *Streptococcus Fecalis*, constataram que o tempo de sobrevivência dessas bactérias, variava com o tipo de solo. Os maiores períodos de sobrevivência foram observados em condições de baixas temperaturas, umidade relativamente elevada e sob condições de saturação do solo.

Os autores Gerba e Bitton (1984), citados por Matos (2001), relatam que as bactérias apresentam um maior tempo de sobrevivência, em temperaturas mais baixas, em solos mais úmidos com menor atividade microbiana. Os vírus são mais persistentes, em temperaturas mais baixas, ambientes mais úmidos e pH próximo de neutro. Alguns são inativos na presença de atividade microbiana, mas outros por causa da adsorção sobrevivem por mais tempo.

Matos (2001) afirma que bactérias e vírus em geral sobrevivem de dois a três meses, muito embora tenham sido observados períodos de até cinco anos de sobrevivência, em condições ideais.

Em águas subterrâneas, alguns vírus chegam a sobreviver por até 150 dias, enquanto que algumas bactérias em águas temperadas apresentam uma sobrevivência de 10 a 12 dias. Bactérias patogênicas como a *Salmonella* persistiram por até 42 dias (ARGOSS, 2001 citado por SOUSA, 2007).

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 citado por SOUSA, 2007).

3.4.2 Transporte de microrganismo

Os autores Corapcioglu e Haridas (1984) mencionam os seguintes movimentos das bactérias através dos poros dos solos:

- Adveccção pela água em movimento.

- Quimiotaxia: movimento de alguns microrganismos em direção a regiões com maior disponibilidade de nutrientes.
- Movimento Browniano: é um mecanismo difuso onde acontecem colisões dos microrganismos com moléculas ou partículas.

Segundo os mesmos autores, os processos mais importantes de retenção e transformação dos microrganismos no solo são:

- Mortalidade: em condições ambientais desfavoráveis observa-se uma queda na população dos microrganismos.
- Filtração mecânica: envolve a retenção física dos microrganismos nos poros dos solos. Esse processo varia inversamente com a dimensão dos poros, sendo mais relevante para as bactérias do que para os vírus.
- Adsorção: processo em que os microrganismos são atraídos eletrostaticamente para a superfície das partículas minerais, principalmente a argila. A retenção dos vírus no solo ocorre principalmente por esse mecanismo.
- Adesão: processo em que as bactérias, através de mecanismos físico-químicos, aderem às superfícies das partículas.

Para a *Environment Agency* (1999) as características dos microrganismos como tamanho, forma e atividade, associadas às particularidades do ambiente, interferem no mecanismo do seu transporte. Dessa forma, não só o diminuto tamanho dos microrganismos em relação ao diâmetro das partículas sólidas do solo favorece o seu transporte, mas também a interrelação de dependência dos vírus e das bactérias com o ambiente. É importante ressaltar que a camada insaturada atuando como agente de filtração, sorção, biodegradação e oxidoredução química (*Environment Agency*, 2002), atua também como uma linha de defesa entre o aquífero e os contaminantes (UÇISIK e RUSHBROOK, 1998).

Para Matos (2001) a remoção dos microrganismos acontece com maior frequência no manto superficial do terreno, muito embora alguns microrganismos possam ficar retidos entre os grãos a maiores profundidades. O mecanismo de retenção tem maior importância para as bactérias, entretanto para os vírus, que são bem menores, prevalece o mecanismo de adsorção. O autor afirma também que os microrganismos podem interagir quimicamente com os minerais dos aquíferos. Como consequência desses processos, a velocidade de transporte dos microrganismos será menor do que a das águas subterrâneas, ocorrendo um efeito chamado de retardamento.

Nos estudos de Caldwell e Parr, (1937) e Caldwell e Parr, (1938) citado por Matos, 2001 foram instalados poços de observações no entorno de latrinas com o intuito de observar o transporte dos contaminantes. A pesquisa concluiu que os agentes patogênicos seguem a direção preferencial do fluxo das águas subterrâneas, prevalecendo a advecção como mecanismo mais importante do transporte. Os autores apontam para o perigo da contaminação devido à proximidade entre a fonte de captação de água e de contaminação, recomendando uma distância mínima de 20 metros entre elas.

3.5 Vulnerabilidade dos Aquíferos

Sob o ponto de vista da ocorrência da água subterrânea, o subsolo pode ser dividido em zona não saturada e zona saturada. A primeira zona caracteriza-se por apresentar os espaços vazios entre as partículas do solo parcialmente preenchidos por água. A importância dessa zona relaciona-se à avaliação do potencial de recarga dos aquíferos, a partir das precipitações pluviométricas que penetram no solo, como também pela capacidade filtrante das substâncias lançadas na superfície do terreno, determinando se as mesmas vão ou não atingir o lençol freático e com que potencial poluidor (CAVALCANTI, 2001). Na zona saturada os espaços vazios são totalmente preenchidos por água.

Segundo Foster e Hirata (1993) o termo vulnerabilidade à contaminação do aquífero é usado para representar as características intrínsecas que determinam a susceptibilidade de um aquífero a ser adversamente afetado por uma carga contaminante. Os autores esclarecem que a carga contaminante é originada das atividades antrópicas de superfície, que por sua vez interagindo com as características naturais do aquífero, resultarão na caracterização preliminar de áreas de maior ou menor risco de degradação.

Para vários autores, a variação da vulnerabilidade está diretamente relacionada à inacessibilidade hidráulica da penetração de contaminantes e da capacidade de atenuação dos estratos acima da zona de saturação, pois as partículas sólidas de sedimentos que sobrepõem ao aquífero funcionam como um filtro natural à contaminação, seja por bactérias ou outros contaminantes insolúveis.

A inacessibilidade hidráulica e a capacidade de atenuação dos estratos acima da zona de saturação interagem com a carga, o modo de disposição no terreno e a mobilidade e persistência do contaminante. Essa interação é preponderante para definir o tempo de residência na zona não saturada, o tempo da chegada do contaminante ao aquífero e o grau de

atenuação, retenção ou eliminação antes da chegada à zona saturada. Nesse sentido, levando-se em conta as dimensões da área avaliada, caracterizam-se a existência de dois tipos de contaminação: a pontual, que tem origem nos aterros sanitários, lixões, acidentes ambientais, deposição de efluentes industriais e cemitérios; e a difusa, originada pela falta de saneamento urbano e atividades relacionadas com o cultivo do solo.

A facilidade com que as águas infiltradas atingem o aquífero determina a sua vulnerabilidade à contaminação.

O conceito de vulnerabilidade, não deve ser confundido com o risco de poluição. O risco está relacionado às características intrínsecas do aquífero geralmente estáveis, mas também pela presença de poluentes que podem em princípio ser controlada.

As atividades antrópicas que venham a poluir os aquíferos tendem a não serem consideradas na definição de vulnerabilidade (BABIKER et al., 2005), visto que a vulnerabilidade deve medir o potencial de contaminação e não a contaminação em si.

A recarga é um importante parâmetro de avaliação da vulnerabilidade de um aquífero, tendo em vista que existe uma relação direta entre a quantidade de poluente e o volume de água que infiltra (BARRETO, 2006).

As precipitações pluviométricas penetram no lençol freático através das áreas de recarga e movem-se através delas em função das variações de declividades dos terrenos (com alguma influência nos gradientes hidráulicos) e das condutividades hidráulicas para as áreas de descarga. Recarga pode ser definida como o movimento da água na zona não saturada na direção vertical, enquanto que a descarga envolve movimento saturado na direção horizontal (HEAT, 1983).

A preservação ambiental para as áreas de recarga é de extrema importância para garantir a recuperação dos níveis do lençol freático, como também evitar a percolação dos contaminantes até o aquífero. Por exemplo, a instalação de estruturas urbanas, que possam vir a contaminar as águas subterrâneas, como lixões, aterros sanitários e cemitérios, deve vir precedida de estudos que comprove não se tratar de uma área de recarga (CABRAL et al., 2001).

O tipo de poluente também interfere na vulnerabilidade de um aquífero, como exemplo, a água subterrânea pode ser muito vulnerável ao nitrato utilizado em técnicas agrícolas inadequadas e pouco vulneráveis quando se tratar de outros poluentes como os vírus e as bactérias.

A atenuação dos contaminantes acontece em menor grau em profundidades maiores dos aquíferos, principalmente quando a zona não saturada é constituída de sedimentos não consolidados. A diluição que provoca atenuação e eliminação dos contaminantes móveis e persistentes acontece na zona saturada através do processo de dispersão associado ao fluxo de águas subterrâneas, principalmente quando em subsuperfície os solos biologicamente ativos estão associados a um maior conteúdo de argila e matéria orgânica, na presença de uma maior população bacteriana (FOSTER et al., 2002).

A vulnerabilidade é normalmente expressa por meio de qualificadores conforme intervalos crescentes dos índices obtidos, por exemplo, pode variar de insignificante a muito alta, com vários níveis intermediários.

A apresentação adequada da vulnerabilidade de um aquífero é feita através de mapas temáticos que permitem conhecer a susceptibilidade dos sistemas aquíferos em absorver contaminantes provenientes da superfície ou de variações geológicas, mostrando através de índices, como variam os diferentes graus de vulnerabilidade (VASQUEZ, 2001).

3.5.1 Métodos de avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos

A avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos pode ser determinada por meio de várias metodologias. A Tabela 2 apresenta alguns dos métodos mais utilizados com seus respectivos fatores de análises.

Tabela 2 – Principais métodos utilizados para a determinação da vulnerabilidade à poluição dos aquíferos.

Método	Avaliação	Fatores	Referência
Surface Impoundment Assessment	Sistema de decomposição de água servida	– Zona não saturada – Importância do recurso – Periculosidade do material	Le Graud (1964)
Landfil Siste Ranking (Método Le Geraud Brauhn)	Aterros sanitários em operação	– Distância aterro e poço produtor – Profundidade do nível da água – Gradiente do aquífero – Permeabilidade e capacidade de atenuação	Le Grand (1983)
Siste Ranking System	Disposição de produtos químicos	– Solos, característica hidráulica, sorção e tamponamento químico – Hidrodinâmicas do aquífero – Ar e população próxima	Hegerty et al. (1973)
Poluição dos lençóis aquíferos	Vulnerabilidade geral	– Geologia (litologia e estrutura)	Taltasse (1972)
Waste-soil interaction matrix	Disposição de resíduos sólidos e líquidos de indústrias	– Efeitos na saúde – Característica do produto químico – Comportamento do produto – Capacidade do solo/atenuação – Hidrogeologia – Característica do local	Philips et al. (1977)
Siste Ranking Methodology	Disposição de resíduos sólidos e líquidos de indústrias	– Receptor população / uso da água/uso local / degradação ambiental – Caminho, nível e tipo de contaminação, profundidade do nível da água, pluviometria, permeabilidade do solo e característica do resíduo toxidade, persistência.	Kults et al. (1980)
DRASTIC	Vulnerabilidade geral	– Profundidade da água subterrânea – Recarga – Meio aquífero – Solo – Topografia – Impacto da zona não saturada – Condutividade hidráulica	Aller et al. (1985)
GOD	Vulnerabilidade geral	– Tipo de aquífero – Litologia zona não saturada – Profundidade da água	Foster e Hirata (1988)
Grandwater Vulnerability map for nitrate	Potencial de lixiviação do nitrato	– Tipo de solo – Característica hidráulica e litológica do aquífero	Carter et al. (1987)
Sintacs	Vulnerabilidade geral	– Igual ao DRASTIC, porém com pesos diferentes	Civita et al. (1990)
Perigos associado a sistema de saneamento <i>in situ</i>	Avaliar áreas de maior risco por sistema de saneamento <i>in situ</i>	– Vulnerabilidade (GOD) – Densidade população – Análise de indicadores físico-químicos (condutividade elétrica)	Ferreira e Hirata (1993)

Fonte: Hirata e Rebouças (1999).

Dentre os métodos mais utilizados podemos citar: o modelo GOD (Foster, Hirata e Rocha 1988) e o modelo DRASTIC (Aller et al., 1987).

O método GOD, empregado na determinação da vulnerabilidade natural a contaminação dos recursos hídricos, utiliza três parâmetros para avaliação do índice de vulnerabilidade:

- Ocorrência de água subterrânea (*G*roundwater occurrence)
- Substrato litológico (*O*verral aquifer lass)
- Profundidade do nível freático (*D*ept to groundwater table or strike)

Diferentemente do GOD o DRASTIC aplica sete parâmetros o que permitem uma avaliação em relação a fontes de poluição antrópicas mais adequada à área de estudo – urbana, motivo este que justifica a sua escolha como método de avaliação da vulnerabilidade no presente trabalho. Outra vantagem de aplicação do DRASTIC é o fato de que parte dos parâmetros exigidos são necessários à simulação do fluxo subterrâneo, portanto naturalmente determinados ao longo do estudo do comportamento de plumas de contaminação.

3.5.2 Método DRASTIC

O método DRASTIC foi desenvolvido pela *National Ground Water Association* em 1990 e é empregado pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (US-EPA), constituindo-se de um modelo qualitativo para avaliar a poluição potencial das águas subterrâneas, empregado em áreas maiores que 0,4 km².

Segundo Puerari (2005) na determinação da vulnerabilidade dos aquíferos, pelo método DRASTIC, procede-se a soma ponderada dos sete valores que correspondem aos seguintes parâmetros hidrogeológicos (Figura 3):

- Profundidade do nível estático (*W*ater table Depth)
- Taxa de recarga (*N*et Rechange)
- Litologia do aquífero (Aquifer Media)
- Tipo de solo (Soil Media)
- Topografia (Topography)
- Impacto da zona não saturada (Impact to the vadose Zone)
- Condutividade hidráulica (*H*idraulic Conductivity)

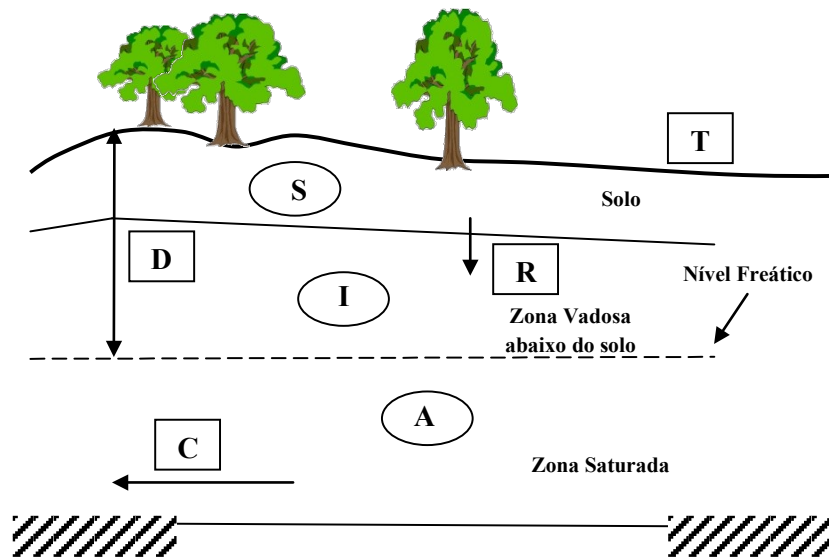


Figura 3 – Parâmetros incorporados pelo método DRASTIC. Fonte: LNEC (2002).

Para a obtenção do índice de vulnerabilidade efetua-se a integração dos sete parâmetros, aos quais são atribuídos valores que variam de 1 a 10, em função do potencial de poluição que cada parâmetro representa. É atribuído ainda para cada parâmetro, um peso que varia de 1 a 5 (ALLER et al., 1987) como mostra a Tabela 3 que traduz a sua importância na quantificação da vulnerabilidade. O índice é obtido através da seguinte expressão:

$$I_{\text{DRASTIC}} = I_D P_D + I_R P_R + I_A P_A + I_S P_S + I_T P_T + I_I P_I + I_C P_C, \quad \text{Eq. 1}$$

em que:

I_x – Índice de avaliação, com valores variando de 1 a 10, que corresponde ao valor atribuído a cada parâmetro x .

P_x – Peso, com valores entre 1 e 5, correspondente ao parâmetro x conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – Peso relativo a cada parâmetro do índice DRASTIC.

Parâmetro	D	R	A	S	T	I	C
Peso	5	4	3	2	1	5	3

Fonte: Aller et al., (1987).

Os valores mais frequentes do índice DRASTIC situam-se entre 50 e 200, divididos conforme faixas de vulnerabilidade, como mostra a Tabela 4.

Tabela 4 – Valores referentes aos intervalos de vulnerabilidade do índice DRASTIC.

Classificação da vulnerabilidade	Intervalo de valores
Insignificante	< 100
Muito baixa	101 - 119
Baixa	120 - 139
Moderada	140 - 159
Alta	160 - 179
Muito alta	180 - 199
Vulnerabilidade extrema	> 200

Fonte: Aller et al., (1987).

Os parâmetros utilizados pelo índice DRASTIC recebem as seguintes definições:

D – Profundidade do nível estático. É a distância vertical da superfície do terreno ao nível da água. Quanto mais profundo for o nível estático, menor será a vulnerabilidade do aquífero, pois maior será a dificuldade dos contaminantes atingirem o lençol freático.

Dispondo-se de uma série temporal de dados piezométricos para aquíferos livres é conveniente considerar o nível mais alto por ser este como o mais desfavorável (PUERARI, 2005). A Tabela 5 relaciona a profundidade do nível estático, com os respectivos índices de avaliação.

Tabela 5 – Intervalos de profundidades dos aquíferos com os respectivos índices.

Profundidade do topo do aquífero (m)	Índice de avaliação
< 1,5	10
1,5 – 4,6	9
4,6 – 9,1	7
9,1 – 15,2	5
15,2 – 22,9	3
22,9 – 30,5	2
>30,5	1

Fonte: Aller et al., (1987).

R – Recarga do aquífero. Refere-se à quantidade de água que infiltra anualmente para o aquífero que pode ser determinada por métodos convencionais de balanço, podendo-se

utilizar também dados coletados sistematicamente pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). Quando não existem dados confiáveis de recarga alguns autores admitem utilizar um valor de 15% da precipitação (PUERARI, 2005).

A recarga favorece o transporte dos contaminantes da zona não saturada (vadosa) como também a disponibilidade de água para a dispersão e diluição dos poluentes, tanto da zona não saturada como na zona saturada (BARRETO, 2006). A Tabela 6 relaciona o intervalo de recarga dos aquíferos com seus respectivos índices de avaliação.

Tabela 6 – Intervalos de recargas dos aquíferos com seus respectivos índices de avaliação.

Recarga do aquífero (mm/ano)	Índice de avaliação
<51	1
51 - 102	3
102 - 178	6
178 - 258	8
>254	9

Fonte: Aller et al., (1987).

A – Litologia do aquífero. Constitui-se o material rochoso de que é formado o aquífero. A presença de fraturamentos, como também uma maior granulometria da litologia, favorece no aumento da permeabilidade interferindo na mobilidade dos contaminantes e consequentemente, no grau de vulnerabilidade do aquífero.

O material do aquífero em conjunto com a condutividade hidráulica e o gradiente hidráulico determinam o tempo disponível para os processos de atenuação (BARRETO, 2006). A Tabela 7 relaciona o material do aquífero com o respectivo índice de avaliação, destacando entre parêntese o valor de avaliação típico.

Tabela 7 – Material do aquífero com o respectivo índice de avaliação.

Material do aquífero	Índice de avaliação*
Xisto argiloso; argilito	1 – 3 (2)
Rocha metamórfica e ígnea	2 – 5 (3)
Rochas metamórfica e ígnea alteradas	3 – 5 (4)
Arenito calcário e argilito estratificado	5 – 9 (6)
Arenito maciço	4 – 9 (6)
Calcário maciço	4 – 9 (6)
Areia e cascalho	4 – 9 (8)
Basalto	2 – 10 (9)
Calcário calcificado	9 – 10 (10)

*Entre parênteses encontra-se o valor de avaliação típico – comumente adotado.

Fonte: Aller et al., (1987) .

S – Tipo de solo. Refere-se ao material alterado contido na parte mais superficial do terreno. O tipo de solo em função da sua espessura, textura e teor de matéria orgânica influenciam no deslocamento vertical do contaminante até o aquífero (PUERARI, 2005). A Tabela 8 define onze tipos diferentes de solos com os seus respectivos índices de avaliação.

Tabela 8 – Tipos de solos com os respectivos índices de avaliação.

Tipo de solo	Índice de avaliação
Fino ou ausente	10
Cascalho	10
Areia	9
Turfa	8
Argila agregada ou expansível	7
Franco arenoso	6
Franco	5
Franco siltoso	4
Franco argiloso	3
“Muck”	2
Argila não agregada e não expansiva	1

Fonte: Aller et al., (1987).

T – Topografia. Retrata a declividade do terreno, que influencia no escoamento superficial do contaminante, consequentemente no tempo necessário para infiltrar e atingir o lençol freático. A Tabela 9 relaciona as declividades, em porcentagem, com os respectivos índices de avaliação.

Tabela 9 – Valores da topografia com o respectivo índice de avaliação.

Topografia (%)	Índice de avaliação
<2	10
2 - 6	9
6 - 12	5
12 - 18	3
>18	1

Fonte: Aller et al., (1987).

I – Impacto da zona não saturada (vadosa) . Por apresentar um ambiente favorável e uma posição estratégica interfere diretamente na atenuação dos contaminantes até a zona saturada (ROSAS, 2008).

Nos aquíferos livres a sua constituição litológica é geralmente a mesma da zona saturada, que dependendo do tipo de material dominante irá influenciar no tempo de contato do contaminante, favorecendo a ocorrência de vários processos como: biodegradação, filtração mecânica, reações químicas, volatilização e dispersão (BARRETO, 2006). A Tabela 10 apresenta o tipo de material da zona não saturada com o seu respectivo índice de avaliação.

Tabela 10 – Materiais da zona não saturada com os respectivos índices de avaliação.

Impacto da zona não saturada	Índice de avaliação*
Camada confinante	0
Argila/silte	2 – 6 (3)
Xisto argiloso, argilito	2 – 5 (3)
Calcário	2 – 7 (6)
Arenito	4 – 8 (6)
Arenito, calcário e argilito estratificado	4 – 8 (6)
Areia e cascalho com percentagem significativa de silte e argila	4 – 8 (6)
Rocha metamórfica e ígnea	2 – 8 (4)
Areia e cascalho	6 – 9 (9)
Basalto	2 – 10 (9)
Calcário calcificado	8 – 10 (10)

*Entre parênteses encontra-se o valor de avaliação típico – comumente adotado.

Fonte: Aller et al., (1987).

C – Condutividade Hidráulica. Representa o potencial do aquífero em permitir o movimento da água e junto com o gradiente hidráulico controla o fluxo de água subterrânea (ROSAS, 2008). Esse parâmetro depende da quantidade e conectividade de espaços vazios

dentro do aquífero como: poros, fraturas ou estratificações (BARRETO, 2006). A Tabela 11 mostra o intervalo da condutividade hidráulica com o respectivo índice de avaliação.

Tabela 11 – Intervalo de condutividade hidráulica com os respectivos índices de avaliação.

Condutividade hidráulica do aquífero (m/d)	Índice de avaliação
<4,1	1
4,1 – 12,2	2
12,2 – 28,5	4
28,5 – 40,7	6
40,7 – 81,5	8
>81,5	10

Fonte: Aller et al., (1987).

3.6 Simulação Matemática de Fluxo e Transporte de Contaminantes

A modelagem matemática computacional ou conceitual tem como objetivo a representação mais próxima possível das condições de ocorrência e movimento da água subterrânea por meio da análise de estimativas sobre a velocidade e direção do seu fluxo, previsões de cenários passados e futuros sobre a evolução da pluma de contaminação e predição do transporte de contaminantes para a avaliação de risco (BEDIENT; RIFAI; NEWELL, 1994).

A modelagem das águas, segundo Anderson e Woessnen (1992), pode assumir três etapas:

- Previsão: Avalia situações futuras com base em ações praticadas no presente.
- Interpretação: Avaliação sistemática dos dados de campo objetivando compreender a dinâmica do sistema.
- Generalização: Regula e orienta atividades dentro do sistema analisado, tomando-se como base casos hidrogeológicos hipotéticos.

Splitz e Moreno (1996) destacam a importância dos modelos na complementação dos estudos de laboratório e do monitoramento de campo, tornando-os uma ferramenta essencial no gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos desde que se observe a precisão dos dados obtidos durante o monitoramento.

Conforme Costa (2005) os modelos matemáticos, dependendo das equações envolvidas, podem ser classificados em:

Empíricos: originam-se através de dados experimentais ajustados às funções matemáticas. Esses modelos, apesar de serem limitados, podem ser utilizados para o desenvolvimento de modelos numéricos de transporte de água subterrânea, através de parâmetros experimentais obtidos em laboratório (KRESIC, 1997).

Probabilísticos (estocásticos): são baseados em leis da probabilidade. Segundo Kresic (1997) os modelos estocásticos podem ter várias formas e complexidade começando com uma simples distribuição de uma propriedade de interesse hidrogeológico e terminando com complicados modelos estocásticos dependentes do tempo. Esse modelo, na hidrogeologia, tem sua confiabilidade limitada, por requerer um grande número de dados.

Determinísticos: baseiam-se em leis físicas, que geram equações matemáticas que representam um sistema real. Segundo Kresic (1997) esses modelos resolvem a maioria dos problemas da hidrogeologia, que podem ser simples para um poço em aquífero confinado, representado pela equação de Theis, ou complexos como um fluxo multi-fase através de um sistema aquífero de várias camadas. Os modelos determinísticos, segundo o método de solução matemática, podem ser classificados em analíticos e numéricos.

A grande maioria dos modelos matemáticos aplicados às águas subterrâneas relaciona a causa e o efeito de maneira exata, sem a inclusão de incertezas estatísticas no processo de simulação, com especial ênfase na existência de modelos que representam os fenômenos físicos que ocorrem nos aquíferos utilizando soluções analíticas ou numéricas para simulação de problemas (WENDLAND, 2003).

Os modelos analíticos utilizam soluções matemáticas deduzidas para situações simplificadas (MANOEL FILHO, 1997). Esses modelos resolvem uma equação de fluxo da água subterrânea e podem ser aplicados em qualquer ponto na área analisada (SOUZA, 2008).

Nos modelos numéricos, o campo de fluxo hidrogeológico fornece soluções para pontos predeterminados. A área pesquisada é subdividida em células onde uma equação básica de fluxo subterrâneo é solucionada para cada célula. Os modelos numéricos são divididos em vários grupos, sendo os mais empregados, os das diferenças finitas (MDF) e dos elementos finitos (MEF). Cada um dos tipos de modelos tem suas vantagens e desvantagens para certo tipo de problema. Os modelos de diferenças finitas são mais empregados em

práticas hidrogeológicas, pois são mais fáceis de projetar e compreender, requerendo menos envolvimento matemático (SOUZA, 2008).

A simulação do transporte de poluentes envolve três etapas, sendo que para cada uma delas existem vários modelos, a maioria deles com estrutura determinística, ou seja, relacionando causa e efeito com base em parâmetros determinísticos e objetivam determinar:

- Carga hidráulica;
- Fluxo; e
- Transporte de poluentes.

3.6.1 Equações fundamentais do fluxo subterrâneo

O engenheiro hidráulico francês Henry Darcy, em 1856, pesquisando sobre o escoamento em meios porosos, através do fluxo em filtros de areia, concluiu que a vazão era diretamente proporcional a carga hidrostática e inversamente proporcional a espessura da camada (FETTER, 2001). Essa conclusão, conhecida universalmente como lei de Darcy, é expressa por:

$$Q = -KA \left(\frac{h_b - h_a}{L} \right) \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

Q – Vazão $[L^3 T^{-1}]$

K – Coeficiente de proporcionalidade denominado de condutividade hidráulica $[LT^{-1}]$

A – Área total da seção de escoamento (incluindo os sólidos) $[L^2]$

h_a – Carga hidráulica no piezômetro A $[L]$

h_b – Carga hidráulica no piezômetro B $[L]$

L – Comprimento do escoamento. $[L]$

A Figura 4 mostra um esboço esquemático do experimento de Darcy.

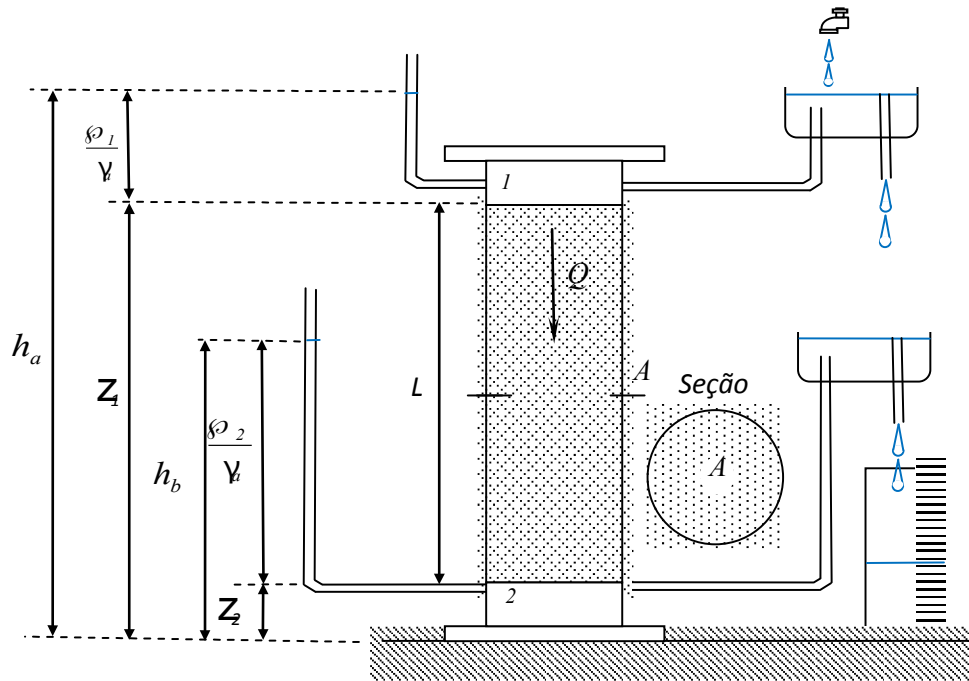


Figura 4 – Esboço esquemático para demonstrar o experimento de Darcy. Fonte: Bear, 1979.

Segundo Fetter (2001) o coeficiente de proporcionalidade K , denominado de condutividade hidráulica, considera as características do fluido como viscosidade e massa específica, além da direção em que o escoamento acontece.

A perda de carga por unidade de comprimento, ou seja, a diferença de cargas hidráulicas $(h_a - h_b)$ dividida pelo comprimento L recebe a denominação de gradiente hidráulico (FEITOSA; FILHO, 1997). O sinal negativo da Eq. 2 indica que o fluxo ocorre no sentido de potenciais decrescentes, ou seja, contrário ao gradiente (matemático) de h . O gradiente hidráulico J será, portanto, o negativo do gradiente h (FEITOSA; FILHO, 1997).

$$J = -\frac{\Delta h}{\Delta x} \quad \text{Eq. 3}$$

Considerando a lei de Darcy ao longo da direção x (unidimensionalmente) e definindo q como a vazão Q dividida pela área da seção transversal ao escoamento A , tem-se que:

$$q = \frac{Q}{A} = -K \frac{\partial h}{\partial x} = KJ \quad \text{Eq. 4}$$

A relação $q = Q/A$ também recebe o nome de velocidade de Darcy e é dada em $[LT^{-1}]$.

Válida para fluxos laminares, normalmente encontrados em águas subterrâneas, a lei de Darcy pode ser utilizada não só para escoamento unidimensional, mas também para escoamentos bi e tridimensionais. Dessa forma, no caso tridimensional a expressão inicialmente desenvolvida por Darcy pode ser generalizada para:

$$\begin{aligned} q_x &= -K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \\ q_y &= -K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \\ q_z &= -K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \end{aligned} \quad \text{Eq. 5}$$

Onde K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} são as condutividades hidráulicas nas direções preferenciais de escoamento, x , y e z , respectivamente. A Eq. 5 também pode ser posta na forma vetorial:

$$\vec{q} = - \begin{bmatrix} K_{xx} & 0 & 0 \\ 0 & K_{yy} & 0 \\ 0 & 0 & K_{zz} \end{bmatrix} \left\{ \begin{array}{c} \frac{\partial h}{\partial x} \\ \frac{\partial h}{\partial y} \\ \frac{\partial h}{\partial z} \end{array} \right\} \quad \text{Eq. 6}$$

No caso particular de um meio isotrópico, onde em qualquer direção as características do aquífero são as mesmas, ou seja, $K=K_{xx}=K_{yy}=K_{zz}$, tem-se:

$$\vec{q} = -K \nabla h \quad \text{Eq. 7}$$

No estudo dos aquíferos é importante ressaltar outros dois conceitos, que são a transmissividade e o armazenamento específico.

A transmissividade representa a quantidade de água que pode ser transmitida horizontalmente por toda a espessura saturada em aquíferos confinados. É expressa pela equação (FEITOSA; FILHO, 1997):

$$T = Kb \quad \text{Eq. 8}$$

onde:

T = Transmissividade do aquífero [L^2T^{-1}]

K = condutividade hidráulica [LT^{-1}]

b = Espessura do aquífero [L]

O armazenamento específico de um aquífero saturado é definido como sendo o volume de água liberado do armazenamento por unidade de variação de carga hidráulica e por unidade de volume do meio (FEITOSA; FILHO, 1997), sendo representado pela seguinte equação:

$$S_s = \frac{\delta V_{\text{liberado}}}{V \delta} = \frac{1}{V} \frac{dV}{dh}, \quad \text{Eq. 9}$$

onde:

S_s – Armazenamento específico [L^{-1}].

V_{liberado} – Volume de água liberado [L^3].

δ – Pequena variação.

h – Carga hidráulica [L].

Equação geral do fluxo subterrâneo

Na determinação da equação geral do fluxo subterrâneo, além da lei de Darcy, deve ser observada a lei da conservação da massa (ou da continuidade), o que significa que a água não pode ser criada nem destruída, pode apenas ser transportada de um ponto a outro e armazenada em algum lugar.

Seja um volume elementar representativo (VER), com dimensões Δx , Δy , e Δz , atravessado por um fluxo escoando em um meio poroso, conforme a Figura 5. Esse fluxo é dado pela equação de Darcy generalizada para uma condição tridimensional (LOUREIRO, 2002).

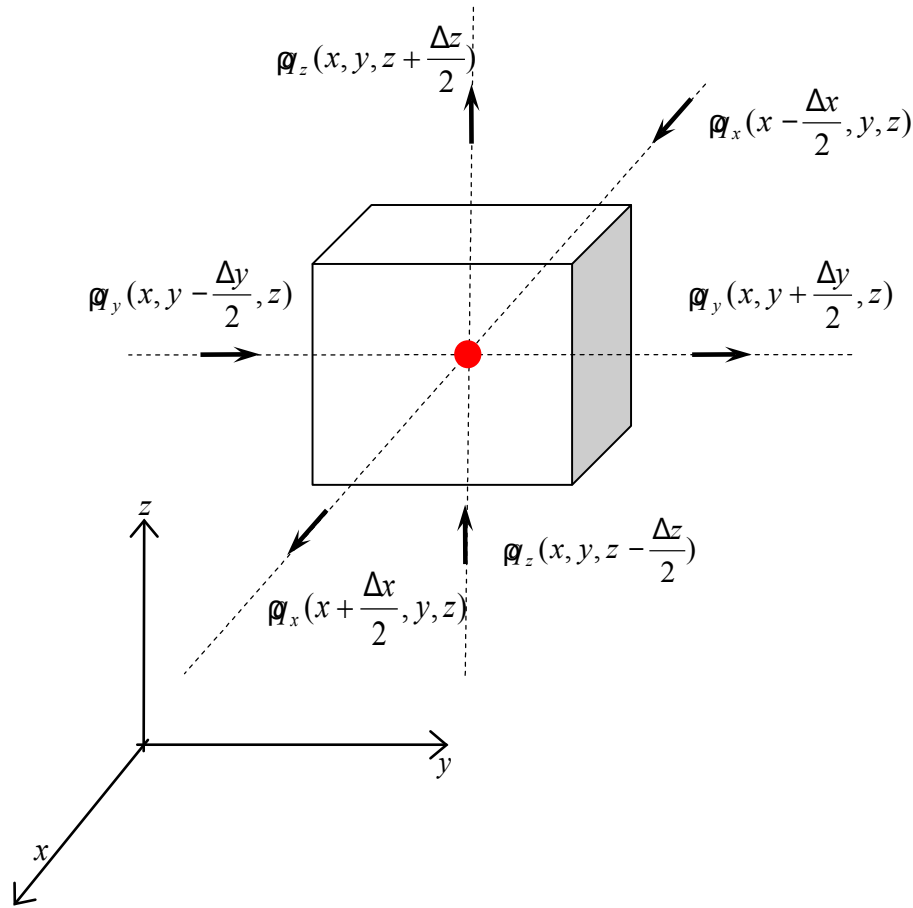


Figura 5 – Volume de Controle de Referência (VER). Fonte: Bear, 1979.

Considerando o fluxo de massa que entra no volume de controle como positivo e o que sai negativo tem-se que o balanço de massa será representado pela equação: Quantidade que entra – quantidade que sai + quantidade gerada = quantidade acumulada.

$$\begin{aligned}
 & \oint [q_x(x - \frac{\Delta x}{2}, y, z) - q_x(x + \frac{\Delta x}{2}, y, z)] \Delta y \Delta z \Delta t + \\
 & + \oint [q_y(x, y - \frac{\Delta y}{2}, z) - q_y(x, y + \frac{\Delta y}{2}, z)] \Delta x \Delta z \Delta t + \\
 & + \oint [q_z(x, y, z - \frac{\Delta z}{2}) - q_z(x, y, z + \frac{\Delta z}{2})] \Delta x \Delta y \Delta t + G \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t = \\
 & = [\varpi(x, y, z, t + \Delta t) - \varpi(x, y, z, t)] \Delta x \Delta y \Delta z
 \end{aligned}
 \tag{Eq. 10}$$

Onde $G [ML^{-3}T^{-1}]$ representa certa grandeza gerada dentro do volume de controle por unidade de volume por unidade de tempo, enquanto $\varpi [ML^{-3}]$ representa a quantidade da grandeza que acumulou dentro do volume de controle por unidade de volume. Dividindo a

Eq. 10 por $\Delta x \Delta y \Delta z \Delta t$ e considerando que q e ϖ são funções contínuas então:

$$-\left(\frac{\Delta(\varrho_x)}{\Delta x} + \frac{\Delta(\varrho_y)}{\Delta y} + \frac{\Delta(\varrho_z)}{\Delta z} \right) + G = \frac{\Delta \varpi}{\Delta t} \quad \text{Eq. 11}$$

No limite quando $\Delta x \rightarrow 0$, $\Delta y \rightarrow 0$, $\Delta z \rightarrow 0$ e $\Delta t \rightarrow 0$, então:

$$-\left(\frac{\partial \varrho_x}{\partial x} + \frac{\partial \varrho_y}{\partial y} + \frac{\partial \varrho_z}{\partial z} \right) + G = \frac{\partial \varpi}{\partial t} \quad \text{Eq. 12}$$

Considerando o fluido incompressível, ou seja, com densidade ρ constante, e considerando a Lei de Darcy:

$$-\left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\rho K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\rho K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\rho K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) \right] + G = \frac{\partial \varpi}{\partial t} \quad \text{Eq. 13}$$

Desenvolvendo o termo transiente, tem-se que:

$$w = \rho \Rightarrow \frac{\partial w}{\partial t} = \rho \frac{\partial n}{\partial t} \quad \text{Eq. 14}$$

$$\frac{\partial w}{\partial t} = \rho \frac{\partial n}{\partial t} = \rho \frac{\partial n}{\partial h} \frac{\partial h}{\partial t} = \rho \frac{1}{V} \frac{\partial V}{\partial h} \frac{\partial h}{\partial t} = \rho_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{Eq. 15}$$

para

n – Porosidade efetiva (Volume de vazios / volume da amostra de solo)

S_s – Armazenamento específico.

Admitindo que,

$$W = \frac{G}{\rho} \quad \text{Eq. 16}$$

Tem-se a equação geral que rege o escoamento em meio poroso para fluido incompressível e segundo as direções preferenciais de escoamento:

$$\left[\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) \right] + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{Eq. 17}$$

A Eq. 15 representa a equação governante do escoamento subterrâneo e pode ter variantes conforme a natureza do meio a ser estudado, especificamente quanto à homogeneidade (em qualquer ponto o meio tem as mesmas características) e isotropia (em qualquer direção o meio tem a mesma condutividade hidráulica), o quadro abaixo apresenta essas equações.

Tabela 12 – Variações da equação de fluxo em relação ao meio.

1. FLUXO TRANSIENTE (3D)	
a. Heterogêneo e Anisotrópico	$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
b. Heterogêneo e Isotrópico	$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
c. Homogêneo e Anisotrópico	$K_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
d. Homogêneo e Isotrópico	$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S_s}{K} \frac{\partial h}{\partial t}$
e. Se o termo transiente for $N(x,y,z)$ (Equação de Poisson)	$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = N$
f. Zona Não Saturada (Equação de Richard) $C'(\psi) = \text{umidade_específica}$	$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z(\psi) \left(1 + \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) \right) = C'(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t}$
2. ESTADO PERMANENTE (3D)	
g. Homogêneo e Isotrópico (Equação de Laplace)	$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0$
3. ESCOAMENTO HORIZONTAL CONFINADO, COM FONTES /SUMIDOUROS, RECARGA E DRENANÇA (2D)	
h. Heterogêneo e Anisotrópico	$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
i. Heterogêneo e Isotrópico	$\frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial h}{\partial y} \right) + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
j. Homogêneo e Anisotrópico	$T_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + T_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
k. Homogêneo e Isotrópico	$T \left[\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \right] + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
4. ESTADO PERMANENTE (2D)	
l. Homogêneo e Isotrópico (Equação de Laplace)	$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = 0$
5. ESCOAMENTO TRANSIENTE HORIZONTAL LIVRE COM FONTES/ SUMIDOUROS , RECARGA E DRENANÇA (2D)	
m. Heterogêneo e Anisotrópico. Base inclinada, espessura saturada igual a b .	$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x b \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y b \frac{\partial h}{\partial y} \right) + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
n. Assumindo as Hipóteses de Dupuit ¹ $T_x = K_x(x,y)h(x,y,t); T_y = K_y(x,y)h(x,y,t)$	$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
o. Heterogêneo e Isotrópico Hipóteses de Dupuit , $T = K(x,y)h(x,y,t)$	$\frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial h}{\partial y} \right) + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
p. Homogêneo e Anisotrópico Hipóteses de Dupuit	$K_x \frac{\partial}{\partial x} \left(h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + K_y \frac{\partial}{\partial y} \left(h \frac{\partial h}{\partial y} \right) + q_s(x,y,t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$
q. Homogêneo e Isotrópico Hipóteses de Dupuit (Equação de Boussinesq)	$\frac{\partial}{\partial x} \left(h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(h \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{q_s(x,y,t)}{K} = \frac{S_s}{K} \frac{\partial h}{\partial t}$
r. Linearização da Equação de Boussinesq , $h \cong \text{Constante}$ (pequenos gradientes), $T = Kh$	$\frac{\partial^2 (h^2)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 (h^2)}{\partial y^2} + 2 \frac{q_s(x,y,t)}{K} = \frac{S_s}{T} \frac{\partial (h^2)}{\partial t}$
s. Linearização da Equação de Boussinesq , $h \cong \text{Constante}$ (pequenos gradientes) e grande espessura saturada, $T = Kh$	$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{q_s(x,y,t)}{K} = \frac{S_s}{K} \frac{\partial h}{\partial t}$
6. IDEM AO ITEM 5 EM ESTADO PERMANENTE, MESMAS EQUAÇÕES COM TERMO TRANSIENTE IGUAL A ZERO.	

¹ Base horizontal em $z=0$, gradient igual a inclinacao da linha freática ($h = b$), $T = \text{pseudotransmissividade}$.

Condições de contorno

Para a resolução numérica da equação geral do fluxo é necessária a determinação das condições de contorno da área estudada tendo em vista que a região de interesse possui um limite de contato com o ambiente ao seu redor (SOUZA, 2008).

As condições de contorno são de extrema importância na precisão dos dados obtidos na modelagem, podendo ser do tipo físico ou hidráulico. O contorno físico caracteriza-se por fatores que influenciam o escoamento como: rochas impermeáveis, falhas geológicas e corpos d'água superficiais (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2008).

Ainda segundo Feitosa e Manoel Filho (2008) no contorno hidráulico, consideram-se as condições de escoamento. Os mais usuais são divisores de água e linhas de corrente (ou linha de fluxo). Nesses dois casos, o fluxo é nulo na direção perpendicular ao contorno. Sob o ponto de vista matemático o contorno hidráulico pode ser classificado nas seguintes condições:

Condição de Dirichlet – Caracteriza-se pela especificação da carga hidráulica.

Condição de Neumann – Nesse caso o fluxo q é conhecido podendo ser nulo ou não.

Condição de Robin – Representa uma condição de contorno mista entre a condição de Dirichlet e a condição de Neumann, ocorrendo em situações semipermeáveis.

3.6.2 Transporte de contaminantes

A propagação de contaminantes em meio poroso, segundo Feitosa e Manoel Filho (2008) é um assunto extremamente complexo, pois envolve problemas relacionados a diferentes processos físicos, químicos e biológicos.

Anderson e Woesser (1992) afirmam que os fenômenos de dispersão e reações químicas que influenciam no movimento do contaminante no meio aquoso implicam a resolução de um complexo modelo de transporte para concentrações de soluto no espaço e no tempo.

Dentre os processos destacam-se a advecção, difusão hidrodinâmica, adsorção e decaimento (ou degradação).

3.6.2.1 Transporte advectivo

O processo advectivo consiste no deslocamento dos solutos com uma velocidade que é igual à velocidade média da água, sem alterar sua concentração na solução (ANDERSON; WOESSER, 1992). Na advecção pura o poluente se desloca na direção das linhas de fluxo.

$$V_i = \frac{K}{n} \frac{dh}{dx_i} \quad \text{Eq. 18}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - V_i \frac{\partial C}{\partial x_i} \quad \text{Eq. 19}$$

Onde:

V_i – Velocidade linear média do fluxo subterrâneo na direção i [L/T].

K – Condutividade hidráulica [L/T].

n – Porosidade efetiva

C – Concentração da substância [ML^{-3}]

t – Tempo [T]

A Eq. 17 pode ser escrita em termos velocidade média linear, considerando o caso do estado permanente e as direções preferenciais de escoamento:

$$\left[\frac{\partial}{\partial x}(nV_x) + \frac{\partial}{\partial y}(nV_y) + \frac{\partial}{\partial z}(nV_z) \right] = -W \quad \text{Eq. 20}$$

Tendo em vista a complexidade do transporte de poluentes em meios aquosos e na perspectiva da elaboração de um modelo com grande número de incertezas e pressuposições, alguns modeladores preferem analisar somente o transporte advectivo, pois a modelagem fica mais simples, dando respostas mais consistentes em relação ao modelo adotado (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2008).

3.6.2.2 Transporte por dispersão hidrodinâmica

Difusão molecular

Devido ao gradiente de concentração existente o soluto dissolvido em água desloca-se de uma área de maior concentração para outra de menor concentração, até a concentração ficar a mesma em toda a massa de fluido. Apesar de sofrer alguma influência do regime de velocidade do fluido o processo difusivo é comumente tratado separadamente.

A difusão do soluto é proporcional ao gradiente de concentração, a qual pode ser expressa pela primeira lei de Fick, Eq. 21:

$$F = -D_d \frac{dC}{dx} \quad \text{Eq. 21}$$

Em que:

F = fluxo de massa de soluto por unidade de área por unidade de tempo;

D_d = coeficiente de difusão [L^2/T];

dC/dx = gradiente de concentração [$M/L^3/L$].

O sinal negativo indica que o movimento ocorre das áreas de grande concentração para de menor concentração. Os valores de D_d estão na ordem de $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ a 25°C . Esses valores não variam muito com a concentração, mas dependem da temperatura, podendo reduzir-se em 50 % para uma variação de 5°C (ROBINSON & STOKES, 1965).

A segunda Lei de Fick é aplicada para casos transientes e é dada pela equação (FREEZE & CHERRY, 1979):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad \text{Eq. 22}$$

Tortuosidade

No solo a difusão é consideravelmente menor do que em uma solução livre devido às trajetórias das linhas de fluxo. Sendo assim, define-se um coeficiente de difusão efetiva, D^* , dado pela equação:

$$D^* = \omega D_d \quad \text{Eq. 23}$$

Em que: ω = coeficiente de tortuosidade (BEAR, 1979).

Transporte por Dispersão Mecânica

A mistura mecânica é decorrente da dispersão do fluxo para diferentes velocidades médias em canais diferentes, à variação das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais (BEAR, 1979).

A dispersão que ocorre na direção do fluxo é chamada **dispersão longitudinal** e a que ocorre na direção perpendicular ao fluxo é chamada **dispersão transversal**.

Considerando a dispersão conforme a Lei de Fick, Eq. 21, e que a quantidade de mistura mecânica é função da velocidade linear média, pode-se introduzir uma dispersão mecânica na forma de:

Longitudinal $\alpha_L V_X$

Transversal $\alpha_T V_X$

Em que:

α_L = coeficiente de dispersividade longitudinal [L];

α_T = coeficiente de dispersividade transversal [L].

Para um meio poroso o processo de difusão molecular não pode ser separado da dispersão mecânica no fluxo de água. Os processos são combinados por meio do coeficiente de dispersão hidrodinâmica:

$$D_L = \alpha_L V_X + D^*$$

$$D_T = \alpha_T V_X + D^*$$

Eq. 24

Em que:

D_L = coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal [L²/T].

D_T = coeficiente de dispersão hidrodinâmica transversal [L²/T].

3.6.2.3 Processos de retardamento

Geralmente as reações químicas causam um retardamento do fenômeno de transporte de poluentes em solos.

As reações de adsorção e precipitação podem causar uma transferência real de poluente da fase líquida para a fase sólida. Os outros processos, tais como óxido-redução, complexação, quelação e atividades biológicas podem aumentar ou diminuir os efeitos de contaminação.

Adsorção

O retardamento que ocorre durante a migração de poluentes é comumente atribuído aos processos de sorção (**adsorção**). A capacidade de retenção de substâncias por adsorção é limitada, portanto, caso haja uma fonte contínua de poluentes, a taxa de retenção tende a diminuir com o tempo, e pode se anular.

A transferência da substância para a fase sólida durante o fluxo provoca redução da frente de contaminação em relação à velocidade do fluido, resultando no fenômeno de **retardamento** da frente de contaminação.

3.6.3 Equação de transporte de contaminantes (Advecção/Difusão)

De forma semelhante ao balanço de massa em um volume de controle definido anteriormente obtém-se a equação:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(n D_{i,j} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (n v_i C) + W C_s + \sum R_n = \frac{\partial}{\partial t} (nC) \quad \text{Eq. 25}$$

$i, j = 1, 2, 3$

Em que:

n – porosidade do meio

C – Concentração [ML^{-3}]

$D_{i,j}$ – Tensor Coeficiente de Difusão i,j [L^2/T]

v_i – velocidade de advecção [ML^{-3}]

C_s – Concentração das fontes ou sumidouros [ML^{-3}]

W – vazão das fontes ou sumidouro [L^3T^{-1}]

$\sum R$ – processos por reações químicas [$\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$]

Para efeito de simplificação adotou-se a nomenclatura onde $x_1 = x$; $x_2 = y$; $x_3 = z$ são as direções preferenciais do escoamento.

3.6.3.1 O modelo numérico-computacional

MODFLOW (*Fluxo e cargas hidráulicas*)

O Software MODFLOW, desenvolvido por McDonald e Harbaugh (1988) para a *United States Geological Survey* (USGS) é um aplicativo computacional que resolve tridimensionalmente a equação do movimento da água subterrânea, Eq. 17, permitindo simular o fluxo.

O esquema numérico de resolução do MODFLOW é baseado no Método das Diferenças Finitas (MDF) (ANDERSON e WOESSER, 1992), segundo o qual a área estudada é dividida numa malha de células em que cada uma delas contém um ponto designado por nó onde em cada nó as equações diferenciais parciais que governam o fluxo são transformadas em equações algébricas (SOUZA, 2008).

Desde o início da década de 80, o *software* MODFLOW, que é de acesso livre, tem passado por contínuos aperfeiçoamentos e atualmente é um programa consagrado de grande confiabilidade e permite a simulação do comportamento do fluxo subterrâneo em aquíferos quando submetidos a efeitos de poços, rios ou drenos, recarga, evaporação e barramentos (MCDONALD e HAUBARGH, 1988).

O MODFLOW tem se tornado padrão por sua versatilidade, apresentando subrotinas independentes chamadas “módulos”, que são agrupadas em pacotes que tratam das características hidrogeológicas específicas estudadas, permitindo a adição de novos módulos sem modificar os já existentes (KRESIC, 1997).

Apesar da confiabilidade do MODFLOW, deve-se ter sempre em mente certa cautela na interpretação dos resultados, sobretudo devido à confiabilidade dos dados de entrada, comumente fruto de estimativas (ASHLEY, 1994).

MT3D (*Transporte de Contaminantes*)

O MT3D foi primeiramente desenvolvido por Chunmiao Zheng em 1990 na S.S. Papadopulos & Associates, Inc. com suporte parcial da *United States Environmental Protection Agency* (US-EPA). Em 1990, MT3D surgiu em uma versão com código de domínio público a partir do US-EPA.

Assim como o MODFLOW, o MT3D é baseado em uma estrutura modular que permite simular os componentes de transportes independentemente ou conjuntamente. MT3D tem interface direta com o MODFLOW para solução da carga hidráulica e suporta todas as características hidrológicas e de discretização deste. MT3D tem sido largamente aceito tanto pelos pesquisadores quanto por usuários práticos e aplicado em numerosas escalas de campo em estudos em todo o mundo.

O MT3D oferece diferentes esquemas de resolução numérica, como o Método das Características, Método das Características Modificado e o Método das Características Híbrido, além do Método das Diferenças Finitas (MDF).

PMWIN (*Interface Gráfica*)

Segundo (CHIANG, 2005) o software PMWIN surgiu pela necessidade de se criar uma interface gráfica com alguns softwares especializados na modelagem de água subterrânea e transporte de contaminantes.

O PMWIN integra o MODFLOW, o MT3D e diversos outros módulos em ambiente Windows, como exemplifica a Figura 6 (CHIANG, 2005).

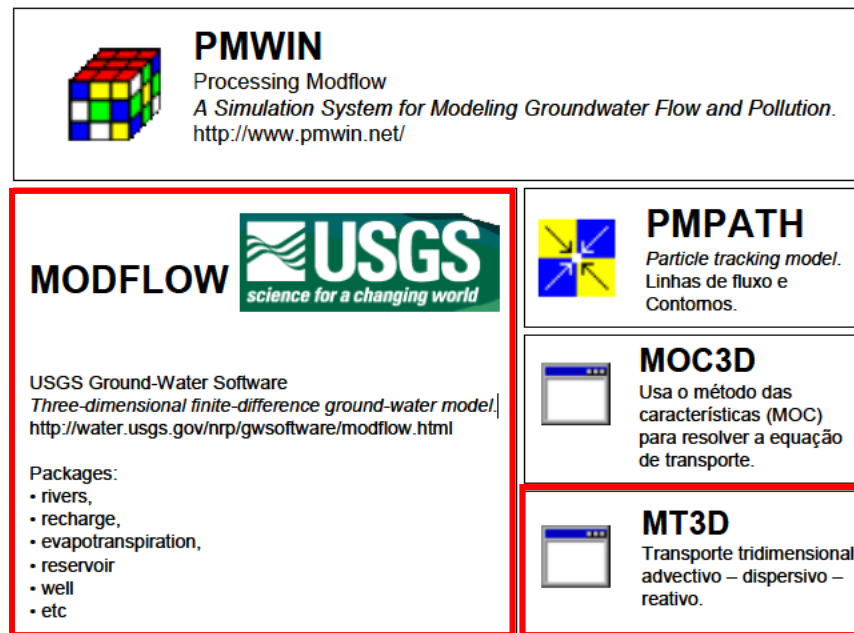


Figura 6 – Módulos integrados pelo PMWIN. Fonte: Oliveira, 2002.

Além da integração dos módulos, a interface gráfica PMWIN tem o objetivo de tornar simples e intuitiva a comunicação com o usuário no que se refere à entrada e saída de dados. Dessa forma, a interpretação dos resultados e a construção de mapas e diagramas são facilitadas constituindo-se em uma das vantagens do uso da interface PMWIN.

O PMWIN não é um software livre, sendo necessária a aquisição de sua licença, entretanto, é de fácil aquisição, instalação e uso.

3.7 MIGH

Segundo Shuster e Araújo (2004):

O Método Iterativo de Gradiente Hidráulico (MIGH) é um método inverso indireto para a estimativa dos parâmetros hidrodinâmicos, principalmente para a transmissividade ou condutividade hidráulica, na modelagem das águas subterrâneas de um sistema aquífero. Este método utiliza como função objetiva a diferença dos gradientes hidráulicos observados e calculados no domínio do modelo a ser minimizada. Este processo de otimização resulta também em uma minimização simultânea da diferença das cargas hidráulicas observadas e calculadas no sistema aquífero. (...) As características principais do MIGH são o seu conceito hidrogeológico consentâneo com a lei de Darcy e sua independência espacial.

O método é aplicado considerando a condutividade hidráulica e a carga hidráulica constantes dentro de cada uma das células da malha de discretização de diferenças finitas.

Adaptado por Shuster e Araújo (2000) o MIGHA (Método inverso do Gradiente Hidráulico Adaptado) propõe que a condutividade hidráulica em um aquífero pode ser calibrada em processos iterativos de forma que a nova condutividade hidráulica será dada por:

$$K_j^{k+1} = K_j^k \cdot \frac{|\nabla h_j^k{}^{calc}|}{|\nabla h_j^{obs}|} \quad \text{Eq. 26}$$

Onde:

K condutividade hidráulica

k é a iteração,

j a célula que representa parte do domínio,

$calc$ se refere ao gradiente calculado e

obs se refere ao observado diretamente em campo.

Tavares (2010) adaptou o método sugerido por Shuster e Araújo (2000) utilizando implementação iterativa a partir do *software* MODFLOW. Dentre outras inovações, no trabalho de Tavares o gradiente hidráulico é calculado pelo MODFLOW e o ajuste da condutividade hidráulica é realizado pela comparação de duas superfícies piezométricas obtidas por um arquivo cuja cargas observadas são fixas e não mudam (*obs*) e outro arquivo onde as cargas nos pontos de controle estão livres (*calc*). A iteração prossegue até um critério de parada predeterminado, geralmente é adotado a aproximação dos ângulos entre os vetores gradientes.

$$\phi = a \cos \frac{\nabla h_i^{obs} \cdot \nabla h_i^{calc}}{|\nabla h_i^{obs}| |\nabla h_i^{calc}|} \quad \text{Eq. 27}$$

$$\sum \phi < \varepsilon \quad \text{Eq. 28}$$

Para i se refere a cada célula do modelo e ε é um valor pequeno.

As inovações introduzidas por Tavares (2010) levam a uma aproximação mais eficiente da condutividade hidráulica, obtendo comumente convergências rápidas.

3.8 Cemitérios como Fonte de Poluição da Água Subterrânea

O corpo humano, após os cinco primeiros meses de sepultamento, torna-se uma grande fonte de artrópodes, bactérias, microrganismos patogênicos e decompositores de matéria orgânica, tendo como produto o necrochorume que é um líquido de coloração castanho acinzentado, constituindo-se de 60% de água, 30% de sais minerais e 10% de substâncias orgânicas, dentre delas a cadaverina e a putrescina, ambas altamente tóxicas (MATOS e PACHECO, 2000). Dessa forma, o necrochorume, quanto aos microrganismos provenientes da decomposição, pode contaminar os solos, os rios, a água subterrânea e toda a população que venha a consumir essa água, haja vista que no entorno dos cemitérios comumente observa-se a captação de água subterrânea de forma indiscriminada, tanto por condomínios de classe média como por pequenas casas pertencentes à população de baixa renda.

Uma maior susceptibilidade à contaminação do lençol freático acontece quando os cemitérios são mal localizados sob o ponto de vista topográfico, geológico e hidrogeológico, aliados a precipitações pluviométricas regulares, pois a pequena profundidade do lençol freático, inserido em solos arenosos de grande permeabilidade, permite o carreamento do necrochorume até o manancial subterrâneo, em pouco espaço de tempo. Outros fatores que contribuem para a dispersão dos contaminantes químicos e microbiológicos no meio rochoso são: a natureza dos microrganismos, a temperatura, o teor de umidade do solo, o pH a quantidade de matéria orgânica e a textura do solo.

A degradação da cadaverina e putrescina gera amônia, em condições anaeróbias, que ao serem fermentadas por um grupo de clostrídios ocasiona o consumo de oxigênio causando a oxidação da matéria orgânica e transformação da amônia em nitrato (MIGLIORINI, 1994). No ecossistema do necrochorume, pode-se observar também a presença de outros tipos de bactérias degradadoras de matéria orgânica (bactérias heterotróficas), proteínas (bactérias proteolíticas) e lipídios (bactérias lipolíticas) (MATOS, 2001). Além de clostrídios sulfito-redutores, pseudomonas aeruginosas, estreptococcus, coliformes totais, coliformes termotolerantes e vírus (entenovírus, enterovírus, poliovírus, hepatitis A adenovírus e rotavírus).

Um maior tempo de sobrevivência das bactérias se deve a temperaturas mais baixas, solos mais úmidos e ambientes mais alcalinos com maior quantidade de matéria orgânica. Seu tempo de vida varia de dois a três meses, apesar de terem sido observados períodos de até

cinco anos em condições ideais (PACHECO, 2000). Os vírus, muito embora possam ser transportados mais facilmente pela água, em relação às bactérias, tendo em vista um menor tamanho, são muito susceptíveis a variações na temperatura e na umidade, além de exigir um hospedeiro para uma sobrevivência mais longa. A velocidade de transporte dos microrganismos pode sofrer retardamentos devido à retenção na superfície de minerais do aquífero ou por moléculas orgânicas presentes no meio (MATOS, 2001). Os microrganismos podem se propagar num raio superior a 400 metros além da área do cemitério e são responsáveis por doenças de veiculação hídrica. Em geral essas doenças causam fortes distúrbios gastrointestinais, tais como vômitos, cólicas e diarreias (MATOS e PACHECO, 2000).

Sob o aspecto da contaminação química, os efeitos mais prováveis são um aumento na presença de compostos de nitrogênio (NH_3 , NH_4 , NO_2 e NO_3), na concentração de sais minerais (Cl , HCO_3 , Ca , Na) e consequentemente na condutividade elétrica, no pH, na alcalinidade e na dureza. Podem contribuir também com a contaminação por metais, tais como: ferro, cromo, manganês, alumínio, cádmio, chumbo e zinco, provenientes dos materiais usados nas urnas, embalsamento, limpeza e manutenção dos jazigos (MIGLIORINI, 1994). O nitrato (NO_3) e o chumbo (Pb) merecem maior atenção, dentre os parâmetros citados. O primeiro, quando consumido em altas concentrações, pode trazer sérios problemas à saúde de crianças recém-nascidas e a pessoas adultas mais vulneráveis, além de ser apontado como um dos responsáveis pela incidência do câncer gástrico (CHAPELLE, 1992). A presença do chumbo na água pode causar o saturnismo, que é uma espécie de envenenamento crônico, atuando sobre o sistema nervoso central das pessoas (CAMPOS, 2009).

No Brasil, a grande maioria dos cemitérios municipais apresenta algum problema ambiental ou sanitário. O risco de contaminação do aquífero é muito grande principalmente naqueles implantados sobre solos permeáveis. Segundo Silva (1998), ao estudar 600 cemitérios em todo o Brasil, concluiu que 75% das necrópoles públicas e 25% das particulares apresentam grandes potenciais de poluição do lençol freático.

Na cidade de Fortaleza, os dois maiores cemitérios públicos denominados de Parque Bom Jardim e São João Batista foram construídos em uma época que não era exigido, por parte dos órgãos públicos, relatórios de natureza socioambiental. O primeiro localiza-se no limite oeste do município, apresentando níveis freáticos variando de 0,5 m nas menores cotas topográficas, a 10 m nas áreas mais elevadas. Castro (2008) identificou parâmetros

microbiológicos e físico-químicos que indicam uma poluição por necrochorume do aquífero no entorno desse cemitério.

O cemitério São João Batista, localizado na porção centro/norte da cidade de Fortaleza, está inserido na unidade hidrogeológica dunas/paleodunas que segundo Marinho (1998) apresenta um solo classificado como areia média de permeabilidade média a elevada, favorecendo a passagem de necrochorume ao lençol freático. A autora ainda identificou em poços de monitoramento localizados à jusante do cemitério, valores mais elevados de sólidos totais do que os localizados à montante, além de produtos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) fora dos padrões de potabilidade, que indicam a presença de matéria orgânica em decomposição, podendo estar vinculado ao necrochorume. As análises microbiológicas realizadas identificaram a presença de bactérias patogênicas, provavelmente originadas dos corpos em decomposição.

3.8.1 Trabalhos realizados sobre poluição do lençol freático por cemitérios

Os primeiros estudos sobre cemitérios e meio ambiente são datados de meados do século XX onde Mulder (1954) citado por Bouwer (1978), relacionou a alta incidência de febre tifóide, no período de 1863-1867, ao consumo de água subterrânea por pessoas que viviam nas proximidades de cemitérios da cidade de Berlim. Em estudos mais recentes, Bouwer (1978), por meio de análises químicas e bacteriológicas de águas subterrâneas, coletadas em cemitério na Alemanha Ocidental, construídos em terrenos aluvionares, detectou, 8.000 bactérias a 0,50 m; 6.000 bactérias a 2,5 m; 3.600 bactérias a 3,5 m; 1.200 bactérias a 4,5 m e 180 bactérias a 5,5 m de distância dos túmulos.

De acordo com Perison (1979) citado por Pacheco (1986a) sanitaristas franceses correlacionaram em algumas cidades da França a epidemia da febre tifóide com a localização das águas de abastecimento em localidades próximas a cemitérios.

No Brasil, o primeiro pesquisador a se preocupar com a contaminação provocada pelos cemitérios à água subterrânea foi Pacheco (1986a) que ao realizar estudos em 22 cemitérios da cidade de São Paulo, alertou para a necessidade de cuidados na implantação de cemitérios, estabelecendo faixas de proteção sanitária, tendo em vista que a contaminação das águas subterrâneas ocorre a partir da liberação de fluídos humosos, gerados pela decomposição dos corpos, chamados de necrochorume constituído de água, sais minerais,

proteínas e 471 substâncias orgânicas, incluindo diaminas, a cadaverina, a putrecina, além de vírus e bactérias.

A utilização de métodos sofisticados de prospecção geológica foram utilizados por Mendes et al. (1989) onde aplicaram métodos geofísicos para estudar a contaminação de água subterrânea por cemitérios e concluíram que as anomalias de condutividade elétrica observadas resultavam da presença de sais minerais e outras substâncias liberadas durante a decomposição dos corpos.

Pacheco e Mendes (1990) ao estudarem a área interna de dois cemitérios paulistas constataram que as suas implantações deveriam obedecer a critérios geológicos e hidrogeológicos. Pacheco et al. (1992) ao estudarem a qualidade da água subterrânea de três cemitérios no estado de São Paulo, selecionados conforme critérios geológicos e hidrogeológicos, verificaram que o nível freático bem como o tipo de terreno influenciam na qualidade bacteriológica da água. Martins et al. (1991) estudando a qualidade bacteriológica das águas subterrâneas dos cemitérios Vila Formosa e Vila Nova Cachoeirinha, na cidade de São Paulo, e do cemitério Areia Branca na cidade de Santos, constataram a presença de altas concentrações de nitrato em alguns poços de monitoramento. Na Tabela 13 estão apresentados os valores máximos e mínimos dos diferentes indicadores bacteriológicos e do nitrato em amostras de água; a superfície freática e as características sedimentares dos terrenos de três cemitérios do estado de São Paulo.

Tabela 13 – Valores máximos e mínimos dos diferentes indicadores bacteriológicos e do nitrato em amostras de água dos três cemitérios do estado de São Paulo.

Indicadores	Cemitérios					
	Areia Branca		Vila Formosa		Vila Nova Cachoeirinha	
	Max	Min	Max	Min	Max	Min
Col.Totais (NMP/100mL)	>1.600	>2	>1.600	>2	>1.600	27
Col. Fecais (NMP/100mL)	1.600	>2	300	>2	7	>2
Estreptococos fecais (NMP/100mL)	>1.600	>2	1.600	>2	1.600	>2
Clostrídios sulfito redutores (NMP/100mL)	>1.600	>2	240	>2	27	2
Bactérias proteolíticas (NMP/100mL)	>1.600	23	>1.600	>2	9.000	220
Bactérias heterotróficas aeróbicas (UFC/mL)	8.100.00	700	710.000	200	53.000	2.800
Bactérias lipolíticas (UFC/mL)	1.200.000	80	1.500	75	36.000	160
Nitrato (mg/L)	75,70	0,48	-	-	2,10	0,04
Superfície freática (m)	2,20	0,60	12,0	4,0	12,0	9,0
Características sedimentares	Arenosa		Alternância de solos argilosos e areno-argiloso		Predominantemente arenoso com níveis mais argilosos	

Fonte: Martins et al., (1991) NMP= Número mais provável; UFC= Unidades formadoras de colônias.

Pacheco et al. (1992), ressaltam a importância de se estabelecer parâmetros de proteção sanitária em torno dos cemitérios visando à preservação das águas subterrâneas. Konefes (1991) citado por Migliorini (1994) suspeitou que traços de arsênico encontrados na água subterrânea, próximo a um cemitério da época da guerra civil americana, localizado no oeste dos Estados Unidos, fossem originados da lixiviação dos túmulos, pois nessa época utilizava-se em média 1,5 Kg de arsênico para embalsamar os corpos.

Migliorini, Kimmelman e Pacheco (1994) pesquisaram as águas subterrâneas do cemitério Vila Formosa da cidade de São Paulo e por meios de estudos hidroquímicos constataram um aumento na concentração de produtos hidrogenados e de íons, provocados pela presença desse cemitério.

Fonseca (1994) constatou o grau de deteriorização das águas subterrâneas e superficiais das áreas no entorno dos cemitérios da cidade de Belém-PA. Silva (1995) em seu trabalho “Degradação Ambiental Causada Por Cemitérios”, resalta a importância dos aspectos geoambientais e geossanitários, para que sejam estabelecidas distâncias mínimas entre o fundo dos túmulos e a superfície do lençol freático. Silva (1995) avaliou a utilização da tecnologia de catalização dos corpos, com a utilização de substâncias oxidantes, ao apresentar resultados referentes à pesquisa desenvolvida no período compreendido entre 1970-1995, onde foram estudados seiscentos cemitérios distribuídos nos Estados do Rio

Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Mato Grosso, Bahia e Pernambuco.

Melo, Motidome e Magalhães (1995) realizaram estudos microbiológicos e físico-químicos nas águas de dois poços de monitoramento, construídos nas proximidades de túmulos do cemitério da Paz, Estado de São Paulo, e concluíram que a ausência de estreptococos, clostrídios sulfato redutores, colifagos e salmonelas (Tabela 14), bem como a ausência de anomalias relacionadas às cadeias de fósforo e nitrogênio, sugerem que até aquela data não estava ocorrendo a contaminação do lençol freático por necrochorume.

Tabela 14 – Parâmetros em poços de construídos no cemitério da Paz – São Paulo.

Parâmetro	Poço 01	Poço 02
Coliformes totais	360 NMP/100mL	145 NMP/100mL
Coliformes fecais	Ausência	Ausência
Bactérias heterotróficas	6458 UFC/mL	8168 UFC/mL
Estreptococos fecais	Ausência	Ausência
Clostrídios sulfato redutores	Ausência	Ausência
Colifagos	Ausência	Ausência
Salmonella sp	Ausência	Ausência
Fósforo	0,1mg/L	0,05mg/L
Nitrogênio total	0,89mg/L	0,43mg/L
Nitrato	0,89mg/L	0,54mg/L
Condutividade elétrica	24,S/cm	52,7S/cm

Fonte: Mello et al (1995).

De acordo com Pacheco, em artigo publicado em 1996, intitulado “Cemitérios ameaçam lençóis freáticos”, afirma que a maioria dos cemitérios municipais das cidades brasileiras oferece risco de contaminação ao lençol freático por geralmente serem mal implantados e operados. Braz, Menezes e Berredo (1996) identificaram através de análises físico-químicas e bacteriológicas, realizadas no período de 1993 e 1995, a presença elevada de bactérias, nas águas subterrâneas de três cemitérios pesquisados na cidade de Belém-Pa. Damasceno et al. (1996) propuseram um termo de referência para a implantação de cemitérios com o intuito de orientar e controlar a implantação dos cemitérios em Belém-Pa.

Carvalho Junior e Costa e Silva (1997) concluíram, aplicando eletroresistividade, que o fluxo da água subterrânea do cemitério municipal de Benguí, em Belém-PA, segue em direção a uma área residencial. Silva (1998) através de ensaios avaliou o grau de toxidade, secagem e solubilidade do necrochorume, enfocando os riscos de contaminação da água subterrânea pelos cemitérios. Matos et al (1998) através de investigação no Cemitério Vila

Nova Cachoeirinha, no município de São Paulo, constataram a poluição da água subterrânea naquele cemitério provocada pela decomposição dos corpos.

Uçisik e Rushbrook (1998) elaboraram um relatório com instruções específicas ao estado de conhecimento da poluição das águas por cemitério, enfatizando que poucos pesquisadores ao redor do mundo têm investigado sobre esse tema. Segundo a Who (1996) faz referências à pesquisa realizada por Dent (1999), que constatou em um cemitério da Austrália o aumento da salinidade nas águas subterrâneas próximas às sepulturas recentes e uma diminuição rápida desses sais à medida que aumentava a distância dos túmulos.

Dent (1999) analisando a água subterrânea de nove cemitérios na Austrália concluiu que a quantidade dos produtos oriundos da decomposição dos corpos não era suficiente para poluir o lençol freático, principalmente em regiões de clima temperado. Pacheco et al. (1999) publicaram na revista Limpeza Pública um artigo denominado: “Resíduos de Cemitérios: um problema também social”, que retrata sobre a importância do destino adequado dos resíduos funerários como forma de preservar a saúde pública e a qualidade ambiental. Pacheco (2000) ao realizar uma análise sistêmica de todos os trabalhos concernentes aos impactos ambientais causados por cemitério, concluiu que até aquele ano, as pesquisas apresentavam deficiências investigativas.

Pacheco e Batello (2000) estudaram a influência dos fatores ambientais sobre os fenômenos transformativos destrutivos e conservadores em cemitérios e concluíram que a salubridade das necrópoles depende da criteriosa escolha do local para instalação. Silva (2000) descreve em artigo intitulado “Cemitérios: fonte potencial de contaminação dos aquíferos livres” a ocorrência de radioatividade num raio de até duzentos metros onde foram enterrados corpos que em vida receberam tratamentos radioterápicos ou que usaram marca-passo com fontes radioativas.

Braz, et al (2000) aplicaram técnicas geofísicas no cemitério do Bengui em Belém-PA, para detectar a direção do fluxo das águas subterrâneas, tendo constatado também, através de análises bacteriológicas, números elevados de coliformes totais e termotolerantes, em pontos de amostragem a jusante daquele cemitério. Matos e Pacheco (2000) através de análises físico-químicas e bacteriológicas, no lençol freático do Cemitério de Vila Nova Cachoeirinha constataram elevadas concentrações de íons e bactérias.

No estudo de Matos (2001) realizado no Cemitério Vila Nova Cachoeirinha, no município de São Paulo, constatou que as bactérias heterotróficas, as bactérias proteolíticas e

os clostrídios, funcionam como bons indicadores da contaminação da água subterrânea por cemitério. Nesse mesmo trabalho levantou-se a possibilidade de que a alta concentração de coliformes totais e termotolerantes a jusante das sepulturas podem ter outra origem que não os cemitérios. Matos et al. (2002) realizaram estudos hidrogeológicos no Cemitério de Vila Nova Cachoeirinha e observaram que o nível freático varia entre 4,0 m e 16,0 m de profundidade. A condutividade hidráulica encontra-se entre $2,9 \times 10^{-8}$ a $8,41 \times 10^{-5}$ m/s para solos predominantemente argilosos e de pequena capacidade para troca de cátions.

Costa, Menegasse e Franco (2002) estudaram dois cemitérios em Belo Horizonte - MG e concluíram que é bastante significativa a contaminação das águas subterrâneas, por metais e bactérias principalmente quando o lençol freático encontra-se a pequena profundidade. Oliveira, Tagliarini e Tancredi (2002) através de estudos hidrogeológicos para a implantação de um cemitério em Belém-PA, concluíram por meio de ensaios de infiltração que o movimento descendente da água subterrânea na zona não saturada é lento, devido às condições litológicas, favorecendo assim a biodegradação da matéria orgânica e Dent (2000) estudando nove cemitérios na Austrália detalhou suas zonas saturadas e insaturadas com a finalidade de avaliar o impacto dessas necrópoles na água subterrânea.

A *Environment Agency* (2002) em uma pesquisa para orientar as autoridades, sobretudo no Reino Unido, afirma que o sepultamento dos corpos humanos e sua consequente desagregação causam a poluição das águas subterrâneas.

Espindula (2004) estudando as águas subterrâneas do cemitério da Várzea, na região metropolitana do Recife-PE, concluiu que a alta densidade em microrganismos com a presença de bactérias heterotróficas, bactérias proteolíticas e clostrídios sulfito-redutores presentes nas amostras de água, se deve a contaminação provocada pelo cemitério.

Dent (2000) afirma que o impacto gerado pela prática de disposição de corpos humanos via sepultamento em cemitérios caracteriza-se pela descarga de uma pluma de sais minerais podendo conter patógenos caracterizados por bactérias e vírus. Porém, Barbosa e Coelho (2007) afirmam que a decomposição dos corpos tem como resultado a produção de (CO_2NH_3) e do produto de coligação contendo os subprodutos químicos e biológicos.

3.8.2 Trabalhos realizados em Fortaleza sobre poluição por cemitérios

No Estado do Ceará, destacam-se alguns estudos sobre a influência dos cemitérios na qualidade da água subterrânea, como o de Marinho (1998) que realizou estudos hidroquímicos e microbiológicos na água subterrânea do cemitério São João Batista, localizado no centro da cidade de Fortaleza, portanto em uma área densamente povoada.

No estudo, 78 amostras de água foram coletadas durante um ano hidrológico, de 8 poços, sendo 4 de monitoramento construídos dentro do cemitério e no seu entorno, e 4 de abastecimento localizados em ruas periféricas ao cemitério. Em cada amostra de água verificaram-se os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, condutividade elétrica, temperatura, alcalinidade de bicarbonatos hidróxidos e carbonatos, sólidos totais dissolvidos, oxigênio consumido, dureza total, sulfato, cloreto, nitrato, nitrogênio amoniacal, cálcio, magnésio, sódio, potássio e ferro total, conforme pode ser observado na Tabela 15.

Tabela 15 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros físico-químicos das análises de água subterrânea no interior e no entorno do Cemitério São João Batista-Fortaleza-CE.

Parâmetros	Valores máximos	Valores mínimos
pH	8,3	6,2
Alcalinidade em bicarbonato (mg/L)	285	76
Alcalinidade em hidróxido (mg/L)	0	0
Alcalinidade em carbonato (mg/L)	0	136
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	744	157,2
Oxigênio consumido (mg/L)	9,82	1,6
Dureza total (mg/L)	405	5
Nitrito (mg/L)	0,04	0,03
Nitrato (mg/L)	30,0	0
Amônia	Traços	0
Cloretos (mg/L)	133,5	17,57
Sulfatos	Traços	0
Ferro (mg/L)	0,47	0
Cálcio (mg/L)	90,2	2,4
Magnésio (mg/L)	102,00	4,56
Potássio (mg/L)	7,7	0
Sódio (mg/L)	10	0

Fonte: Marinho (1998).

As análises bacteriológicas indicaram a presença de coliformes termotolerantes, coliformes totais, bactérias heterotróficas aeróbias, bactérias heterotróficas anaeróbias, clostrídio sulfito redutor, espectrococcus fecais, bactérias proteolíticas e bactérias lipolíticas, conforme pode ser observada na Tabela 16.

Tabela 16 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros microbiológicos das análises de água subterrânea no interior e no entorno do Cemitério São João Batista Fortaleza-CE.

Parâmetros microbiológicos	Valores máximos	Valores mínimos
Coliformes Termotolerantes NCMF/100mL	>200	<1
Coliformes totais NC MF/100mL	>200	<1
Bactérias Heterotróficas Aeróbicas (col/mL)	$6,5 \times 10^7$	$<10^2$
Bactérias Heterotróficas anaeróbicas (col/mL)	$6,5 \times 10^7$	$<10^2$
Clostridio sulfito redutor (col/me)	$6,5 \times 10^7$	$<10^2$
Bacteriófago (100mL)	Ausente	Ausente
Streptococcus fecais (col/mL)	<2,2	$<10^2$
Salmonela SP (col/25mL)	Ausente	$<10^2$
Bactérias Proteolíticas (col/mL)	$6,5 \times 10^7$	$<10^2$
Bactéria Lipolíticas (col /mL)	$6,5 \times 10^7$	$<10^2$

Fonte: Marinho (1998).

Concluiu-se através dos resultados obtidos que:

- As águas coletadas a jusante do cemitério, apresentaram concentrações mais elevadas de sólidos dissolvidos do que nos poços localizados a montante, tal como ocorreu com o cálcio, provavelmente por causa dos ossos e da cal utilizada no cemitério.
- O cemitério pode ser considerado como uma fonte de contaminação, tendo em vista que a presença de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, indicam uma decomposição da matéria orgânica, confirmada pela ocorrência de bactérias patogênicas provenientes da decomposição dos cadáveres.
- Os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas analisadas evidenciam que as mesmas são impróprias para o consumo humano, necessitando de uma desinfecção rigorosa, comprovada através de exames microbiológicos.
- Os cemitérios tradicionais, na sua grande maioria, são fontes de poluição do subsolo e do lençol freático, principalmente quando não são observadas as condições geológicas locais.
- Na escolha do local para a construção do cemitério, é importante evitar terrenos com relevo íngreme e solos permeáveis, como areia e cascalho, ou ainda rochas fraturadas ou calcárias com pouca profundidade do lençol freático.
- Os estudos prévios para a instalação de novos cemitérios são de extrema importância para adequar o empreendimento às condições geoambientais,

principalmente ao monitoramento periódico dos padrões de qualidade da água, nas áreas internas e de influência direta no entorno do cemitério.



Figura 7 – Cemitério do Bom Jardim em Fortaleza. Fonte: Google Earth (acessado em 01 de julho de 2010).

O cemitério Bom Jardim, Figura 7, localizado na porção Centro Oeste da cidade de Fortaleza-CE, foi estudado por Castro (2008) que determinou a granulometria e a condutividade elétrica do solo além da obtenção, através de poços de monitoramentos da água subterrânea de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, Tabela 17 e Tabela 18, que identificou a contaminação do lençol freático por necrochorume. Na pesquisa utilizaram-se métodos geofísicos com o intuito de identificar plumas de contaminação por necrochorume. Contudo, altos teores de sais dissolvidos e microrganismos presentes em todo o aquífero da região mascararam prováveis contrastes de propriedades elétricas ou eletromagnéticas entre as áreas de maior concentração de necrochorume, no cemitério e nas regiões circunvizinhas.

Tabela 17 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros Físico-Químicos das análises de água subterrânea dos poços de monitoramento do Cemitério- Bom Jardim. Fortaleza CE.

Parâmetros	Valores máximos	Valores mínimos
pH	8,62	6,17
Condutividade	1888	661
Alcalinidade Par (CaCO ₃ mg/L)	79,2	0
Alcalinidade Tot (CaCO ₃ mg/L)	386,1	54,5
Dureza total (CaCO ₃ mg/L)	390,2	122
Matéria org. (O ₂ Cons mg/L)	47,5	3
Sólidos dissolvidos (mg/L)	1058	538
Sólidos totais (mg/L)	578	123,74
Cálcio (mg/L)	62,4	19,5
Magnésio (mg/L)	33,2	13
Sódio (mg/L)	144	80
Potássio (mg/L)	67,4	17,3
Ferro total (mg/L)	8,4	0
Cloretos (mg/L)	309,5	176,2
Carbonatos (mg/L)	95	0
Bicarbonatos (mg/L)	277,8	66,4
Hidróxidos (mg/L)	0	0
Sulfato (mg/L)	57,4	0
Nitrato (mg/L)	8,2	0,1
Nitrito (mg/L)	3,3	0

Fonte: Castro (2008).

Tabela 18 – Valores máximos e mínimos dos parâmetros Microbiológicos das análises de água subterrânea dos poços de monitoramento do Cemitério Bom Jardim. Fortaleza CE.

Parâmetros microbiológicos	Valores máximos	Valores mínimos
Coliformes a 33 ⁰ C(x 10 ² NMP/100mL)	2.400	3,6
Coliformes a 45 ⁰ C(x 10 ² NMP/100mL)	2.400	3,6
Estreptococos fecais (x 10 ² NMP/100mL)	150	1,5
Bactérias heterotróficas aeróbias (x 10 ⁵ UFC/mL)	60	1,7
Bactérias heterot. anaeróbias (x 10 ⁵ UFC/mL)	150	1,3
Bactérias Proteolíticas (x 10 ² NMP/100mL)	1.100	3,1
Clostrídios sulfitos redutores a 46 ⁰ C (UFC/mL)	<10	1,0

Fonte: Castro (2008).

O estudo sobre o cemitério Bom Jardim concluiu que:

- A necrópole está inserida em uma região de relevo suave, na porção superior de um pequeno morrote de 10m de altitude em relação a região adjacente.
- O lençol freático varia de uma profundidade de 10m a 0,5m.
- As rochas do subsolo apresentaram uma baixa condutividade hidráulica da ordem de $8,6 \times 10^{-6}$ e $1,1 \times 10^{-5}$ cm/s.
- O aquífero apresenta baixa permeabilidade, portanto condições desfavoráveis à captação de água subterrânea.
- Os parâmetros físico-químicos da água indicam alta condutividade elétrica, teores elevados de sais dissolvidos e matéria orgânica com pH tendendo a alcalino.
- As análises microbiológicas apontam para concentrações elevadas na água subterrânea, de coliformes, estreptococos, bactérias heterotróficas e proteolíticas.
- As fossas sépticas das residências localizadas no entorno do cemitério vêm contribuindo ao longo do tempo de forma bem mais efetiva para a contaminação do aquífero local do que a decomposição dos corpos.

Sousa (2008) utilizando os dados levantados por Castro (2008) sobre o cemitério Bom Jardim elaborou uma modelagem computacional do fluxo subterrâneo e do transporte de contaminantes, concluindo que:

- A velocidade do fluxo, 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, reforçando a hipótese da contaminação do aquífero ser causada pela falta de saneamento local.
- A presença no subsolo de argilas dificulta o transporte dos microrganismos patogênicos para além dos limites do cemitério, dificultando a propagação e deslocamento da pluma contaminante.

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização da Área de Estudo

Por ser uma das mais populosas e mais antigas regiões metropolitanas do País, existem vários cemitérios de diferentes tamanhos e idades. A Figura 7 mostra a cidade de Fortaleza com a localização dos 14 (quatorze) cemitérios existentes na região metropolitana.

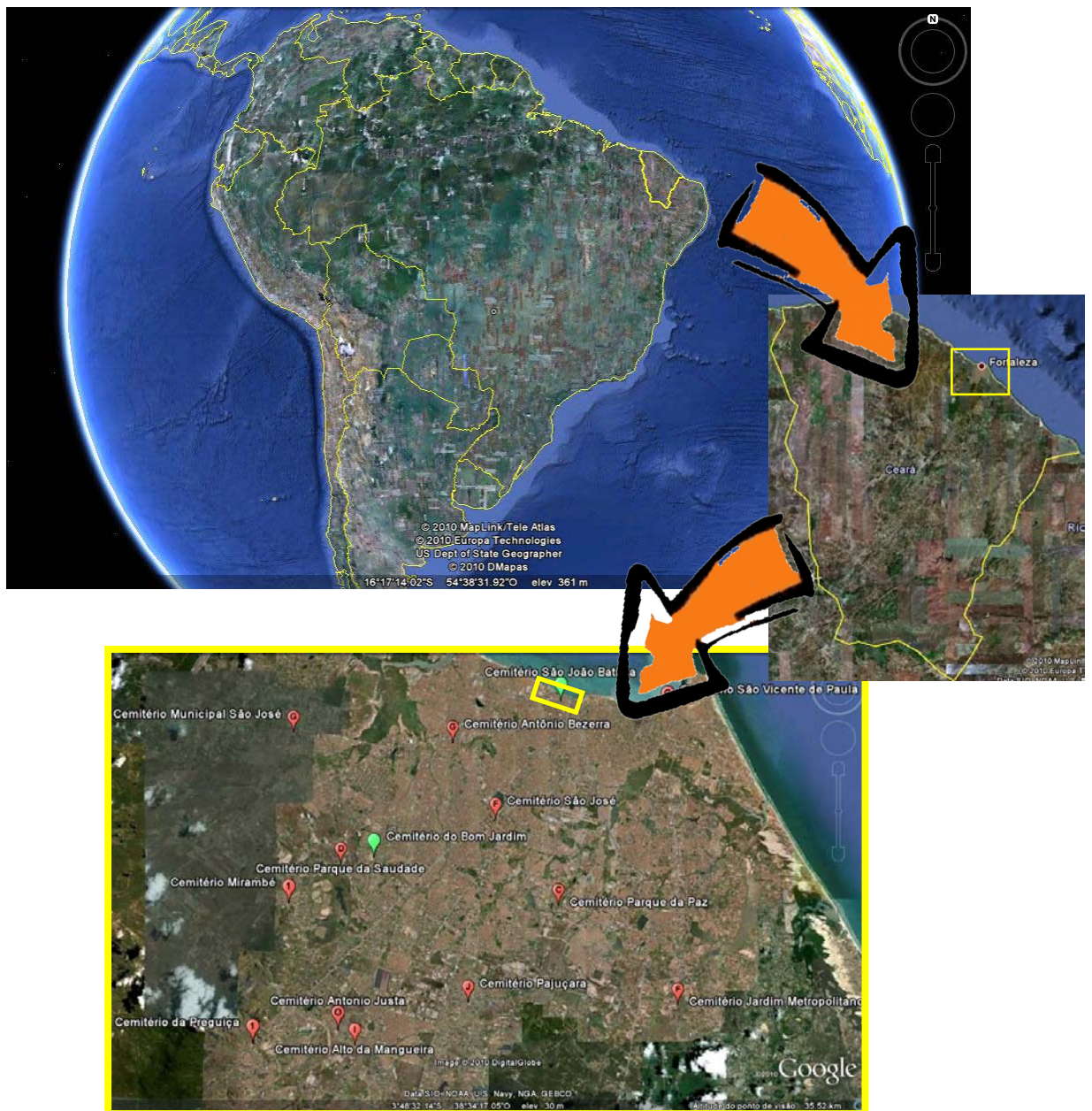


Figura 8 – Localização dos cemitérios existentes na região metropolitana de Fortaleza. Em destaque (verde) os cemitérios São João Batista e do Bom Jardim. Fonte: Google Earth (2010).

A área de estudo localiza-se no centro-norte da cidade, delimitada por um retângulo de 1,32 Km² de área, localizada em uma região litorânea totalmente urbanizada.

No interior do perímetro estudado encontra-se o cemitério São João Batista (Figura 9), localizado na Rua Padre Mororó 487, no bairro de Jacarecanga na cidade de Fortaleza. É a maior e mais antiga necrópole da cidade, com uma área de 120.000 m², tendo sido inaugurado no dia 05 de abril de 1866 para substituir o cemitério São Casimiro, que se localizava no local onde hoje está construída a Estação Ferroviária João Felipe.

Muito embora haja saneamento básico no bairro de Jacarecanga, observa-se com frequência a utilização de poços tubulares e amazonas, sem nenhum tratamento prévio, nos domicílios localizados no entorno do cemitério São João Batista.



Figura 9 – Localização do cemitério São João Batista. Fonte: Imagem do Google Earth (2010).

4.2 Clima

A cidade de Fortaleza, apesar de estar inserida no clima semiárido, sofre a influência da brisa marinha, predominando um clima quente estável, com temperaturas elevadas, de pequena amplitude e forte evaporação.

Desprovida das estações do ano bem definidas, tem-se a época seca de agosto a dezembro, e a época chuvosa de janeiro a julho, com precipitações pluviométricas médias anuais atingindo aproximadamente 1.200 mm a 1.400 mm (Figura 10), observando-se a intercalação de períodos secos e de grandes intensidades pluviométricas. A temperatura média anual é de 26°C, com máximas situando-se entre 31°C e 32°C (BRANDÃO; CAVALCANTE; e SOUZA, 1995).

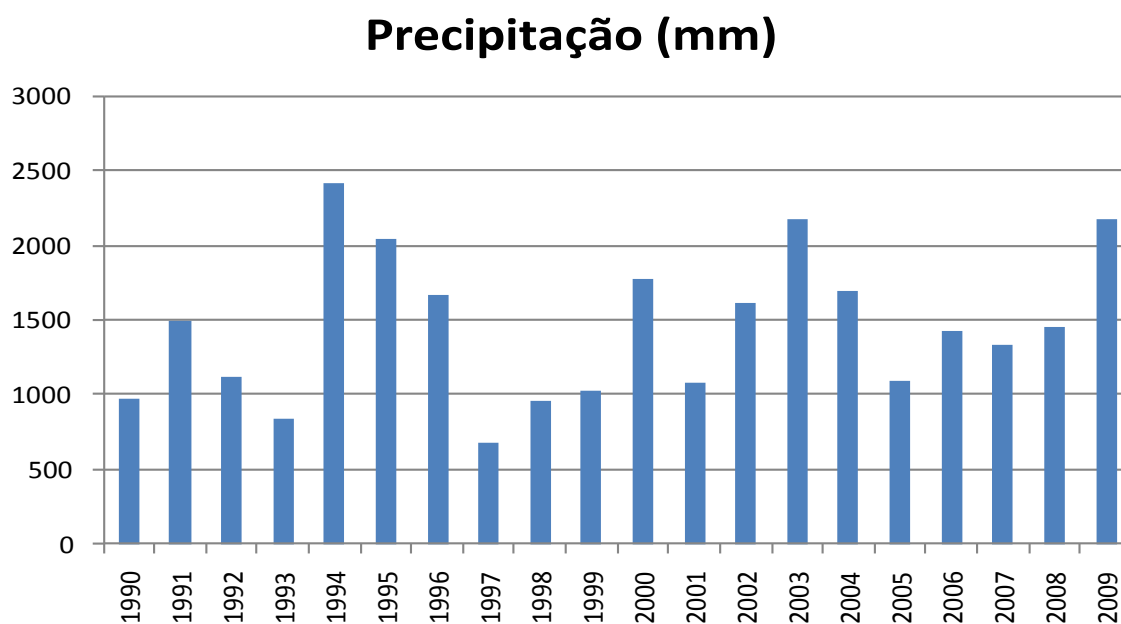


Figura 10 – Precipitação anual 1990 – 2009. Fonte: Funceme (2010).

4.3 Vegetação

A região metropolitana de Fortaleza está inserida segundo Jordy Filho, Salgado e Fonzar (1981), Lima e Figueredo (1984) e Figueiredo (1988), citado por Brandão, Cavalcante e Souza (1995), nas seguintes unidades de vegetação:

Mata Plúvio-Nebular – Encontra-se nas partes mais elevadas das serras cristalinas (Maranguape, Aratanha/Pacatuba, Juá, Conceição e Camará). É caracterizada por árvores de portes consideráveis como: Potumuju (*Centrolobium robustum*), Babaçu (*Orbignya martiana*), Jatobá (*Hymenacea coubarie*) e Pijóá (*Basiloxylom brasiliensis*).

Mata Seca – Apresenta um porte arboreo intermediário entre a mata Pluvio-Nebular e a caatinga, estando representada pelas seguintes espécies: Angico (*Anadenanthera macrocarpa*), Aroeira (*Castronium fraxinifolium*), Mulungú (*Erythrina velutina*) e Sipaúba (*Thilsea glaucocarpa*).

O Complexo vegetal litorâneo foi dividido segundo Brandão, Cavalcante e Souza (1995) em:

Vegetação de tabuleiro: Localizada na zona pré-litorânea. Tem como representantes as espécies: Pau do arco roxo (*Tabebuia avellanedae*), Caraíba (*Tabebuia caraíba*), Arapiroca (*Pithecellobium foliolosum*), Feijó (*Cordia trichotomia*), Angelim (*Andira retusa*) e Cajueiro (*Anacardium*).

Vegetação de dunas: Ocorre nas regiões próximas ao mar, predominando as Gramíneas. As espécies mais representativas são: Salsa-de-praia (*Ipomoea pes-caprae*) e Bredo-de-praia (*Iresine portulacoides*).

Manguezais: Situados nas áreas estuárias. As espécies representantes são: Manguê vermelho (*Rhizophora mangle*), Manguê branco (*Laguncularia racemosa*), Manguê siriúba (*Avicennia nitida*) e Manbrotão (*Conocarpus erecta*).

Vegetação da Caatinga: Está presente na RMF, associando-se aos domínios dos terrenos cristalinos da depressão sertaneja. As espécies podem ser arbóreas e arbustivas, representadas por: Jurema (*Mimosa hostilis*), Caatingueira (*Caesalpinia bracteosa*), Sabiá (*Mimosa caesalpinifolia*), Marmeleiro (*Croton sordidanus*) e Mandacaru (*Cereus jamaicensis*).

Mata ciliar e Lacustre: Está presente nas planícies dos rios: Pacotí, Ceará e Cocó. A carnaúba (*Copernicia cerifera*) é a principal espécie. Ocorre associada ao mulungú (*Erythrina velutina*), juazeiro (*Zizyphus joazeiro*), oiticica (*Licania rígida*) e ingá-bravo (*Lonchocarpus sericeus*).

4.4 Hidrografia

As bacias hidrográficas do município de Fortaleza (Figura 11) estão incluídas na região das bacias metropolitanas, que segundo (BRANDÃO; CAVALCANTE; SOUZA, 1995), recebem as seguintes denominações:

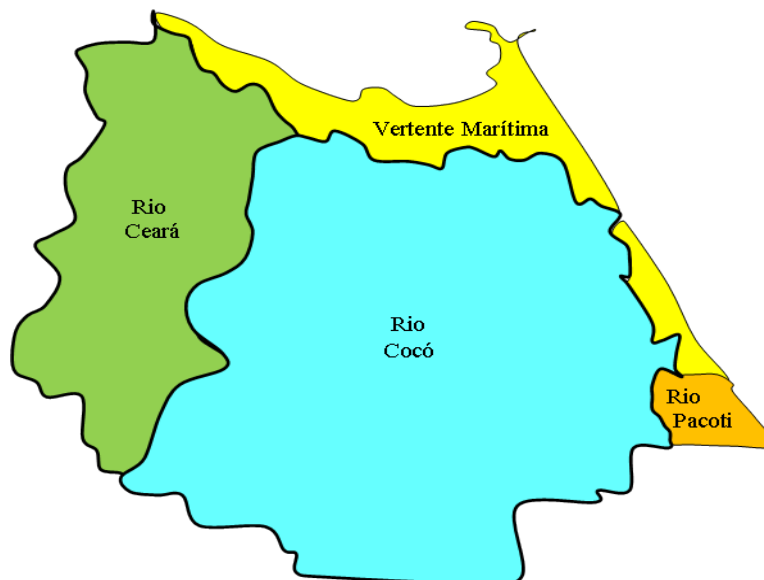


Figura 11 – Bacias localizadas no município de Fortaleza. Fonte: Brandão, Cavalcante e Sousa (1995).

- Bacia do Rio Pacoti - Formada pelo Rio Pacoti, com aproximadamente 20 km dentro do município, tem como nascente a serra de Baturité, percorrendo em toda sua extensão 130 km no sentido sudoeste/ nordeste, drenando uma área de 1800 Km² e desaguando no Oceano Atlântico na praia de Abreulândia. Na bacia hidrográfica do Rio Pacoti foi construído, em 1981, o sistema de açudes Pacoti-Riachão-Gavião utilizado para o abastecimento da população da Região Metropolitana de Fortaleza.

- Bacia do Rio Cocó – Formada pelo Rio Cocó e o Rio Coassu. O primeiro nasce na vertente oriental da Serra da Pacatuba, é o principal do município, com um percurso de 24 km, de um total de 50 km, desaguando no Oceano Atlântico nos limites das praias do Caça e Pesca e Sabiaguaba. Análises bacteriológicas realizadas ao longo do rio, pela Superintendência de Desenvolvimento do Ceará (SUDEC), detectaram valores entre 40.000 a 240.000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes, indicando uma poluição por esgotos domésticos e pelo lixo do Jangurussu (SUDEC, 1986). O Rio Coassu, com um curso de 28 km na cidade de Fortaleza, nasce no município de Pacatuba e deságua na margem direita do

Rio Cocó na localidade de Sabiaguaba, funcionando como divisor entre os municípios de Fortaleza e Eusébio

- Bacia do Rio Maranguapinho/Ceará Formada pelo Rio Maranguapinho e pelo Rio Ceará. O Rio Maranguapinho, com um curso de 17 km dentro do município, de um total de 34 km, tem sua nascente na Serra de Maranguape, constituindo-se como o principal afluente do Rio Ceará. O Rio Ceará, com um percurso de 15 km dentro do município, de um total de 34 km, tem sua nascente no serrote Salgado (Maranguape) e a foz na praia da Barra do Ceará.

- Bacia da Vertente Marítima. Formada pelos Riachos Jacarecanga, Pajeú, Papicú e Maceió. São intermitentes, apresentando fluxos somente no período das chuvas, observando-se ao longo dos seus leitos, grandes extensões soterradas pela expansão imobiliária.

O Riacho Jacarecanga tem sua nascente localizada nas proximidades do cruzamento da Av. Bezerra de Menezes com a Rua 14 de Abril e sua foz na praia do Kartódromo, com um percurso total de 2,2 Km, com trechos aterrados, a céu aberto e canalizados. O riacho percorre cerca 0,94 km dentro da área de estudo com sua parte final de aproximadamente 520 metros canalizado e o restante a céu aberto, Figura 12.

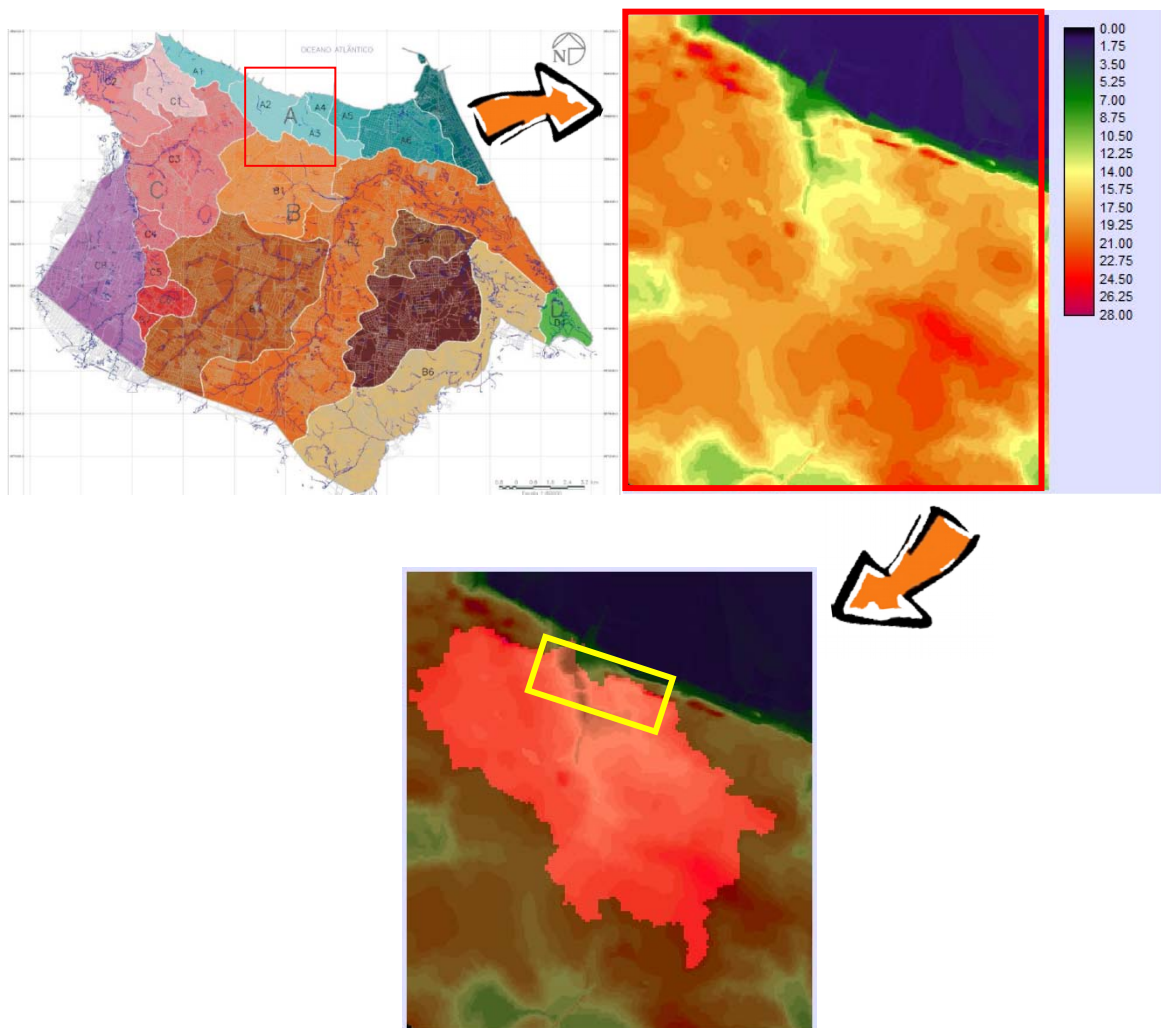


Figura 12 – Bacia hidrográfica do Riacho Jacarecanga. Fonte: PDDU, Fortaleza, 2004 – PMF – SEINF – GEOPROCESSAMENTO.

4.5 Geomorfologia

No município de Fortaleza, segundo Moreira e Gato (1981) distinguem-se duas feições morfológicas: a Planície Litorânea e os Glacis Prélitorâneos.

A planície Litorânea é característica de toda a orla do município, possuindo altitudes inferiores a 200m, compreendendo os Campos de dunas (Praia do Futuro/Cidade 2000 e Barra do Ceará), Paleodunas (zona litorânea), as Praias (em todo o litoral do município) e as Planícies Flúvio-Marinhas (associadas aos rios Ceará, Cocó e Pacoti).

As dunas, que são formadas por sedimentos areno-quartzosos, distribuem-se preferencialmente nos setores nordeste e noroeste do município. Apresentam mobilidade, por não possuírem vegetação fixadora, podendo obstruir a desembocadura dos rios. Quanto à

morfologia, predominam as formas longitudinais e barcana, com coloração amarelo-esbranquiçada.

As paleodunas, ou dunas antigas, apresentam-se de forma rebaixada, desmontadas pela erosão, cobertas e fixadas, por vegetação xerófita rasteira, dispostas em cordões paralelos a costa com tonalidades vermelho-amareladas. Nas paleodunas, em alguns locais, pode-se observar o contato direto com as rochas do cristalino.

As praias que se distribuem por toda a extensão da costa formam um depósito contínuo de sedimentos arenosos ou rochosos, restos de conchas e cascalhos que foram transportados pelas ondas e correntes marinhas. As larguras das praias tornam-se variáveis em função da variação da maré ou da urbanização local.

As planícies Flúvio-Marinhas, presentes próximo aos estuários dos rios Cocó, Ceará e Pacoti são formadas pela interação dos processos continentais e marinhos, propiciando a formação de uma sequência argilosa, rica em matéria orgânica com vegetação de mangue.

Os Glacis Prélitorâneos representam uma faixa de transição entre os sedimentos arenosos e as dunas e estuários formados por sedimentos Plio-Pleistocênicos pertencentes à Formação Barreiras, com declives suaves no sentido interior-litoral, formando falésias vivas, a exemplo do que ocorre próximo a foz do rio Ceará, que atualmente se encontra quase que totalmente ocupada, sobretudo após a construção da ponte que liga os municípios de Fortaleza e Caucaia.

Formadas por sedimentos recentes, tem-se ainda as Planícies Fluviais que se desenvolvem em torno dos rios Ceará, Pacoti e Cocó.

4.6 Solos

Os solos do município de Fortaleza, segundo Jacomine e Almeida (1973) são classificados nos seguintes tipos:

Os podzólicos: Vermelho-amarelado tem como constituinte principal, sedimentos argilo-arenosos da Formação Barreiras. Esses solos ocorrem com predominância na zona pré-litorânea (relevo plano e suave ondulado), podendo apresentar caráter distrófico ou eutrófico, com baixa fertilidade natural e médio a alto potencial agrícola, respectivamente.

Os solos solonchack solonétzico: Formados por sedimentos argilo-siltico-arenosos, são encontrados nas zonas litorâneas, próximo as desembocaduras dos rios Ceará, Cocó e Pacoti, fazendo parte dos manguezais.

Os solos arenoquartzosos: São essencialmente quartzosos, inconsolidados, de baixa a muito baixa fertilidade natural. Quanto à distribuição geográfica, esses solos são encontrados nas dunas das praias da Barra do Ceará e do Futuro.

A associação Solonetz Solodizado – Planosol Sódico – Aluvial Eutrófico: É bem distribuída dentro do município de Fortaleza. O primeiro apresenta uma textura areno-argilosa, muito suscetível à erosão e ocorre em áreas propícias à deposição de sal. O planosol Solódico ocupa a porção oeste e centro-oeste do município, de coloração cinza claro, tendo como origem as rochas do complexo Gnaiss Migmatito e Granítico. O solo Aluvial, formado por uma sedimentação fluvial recente, ocupa as planícies dos rios Ceará, Cocó e Pacoti.

A associação Planosol – Solonetz Solodizado – Litólitos Eutróficos: Os dois primeiros, encontrados na região centro-oeste do município, são formados pela decomposição das rochas guaiassicas e Graníticas. Os solos Litólitos Eutróficos apresentam uma textura areno-argilo-siltosa, com cascalho. Localizam-se preferencialmente no sudoeste do município e são bastante suscetíveis à erosão em decorrência da sua reduzida espessura.

A Figura 13, mostra os principais tipos de solos distribuídos no município de

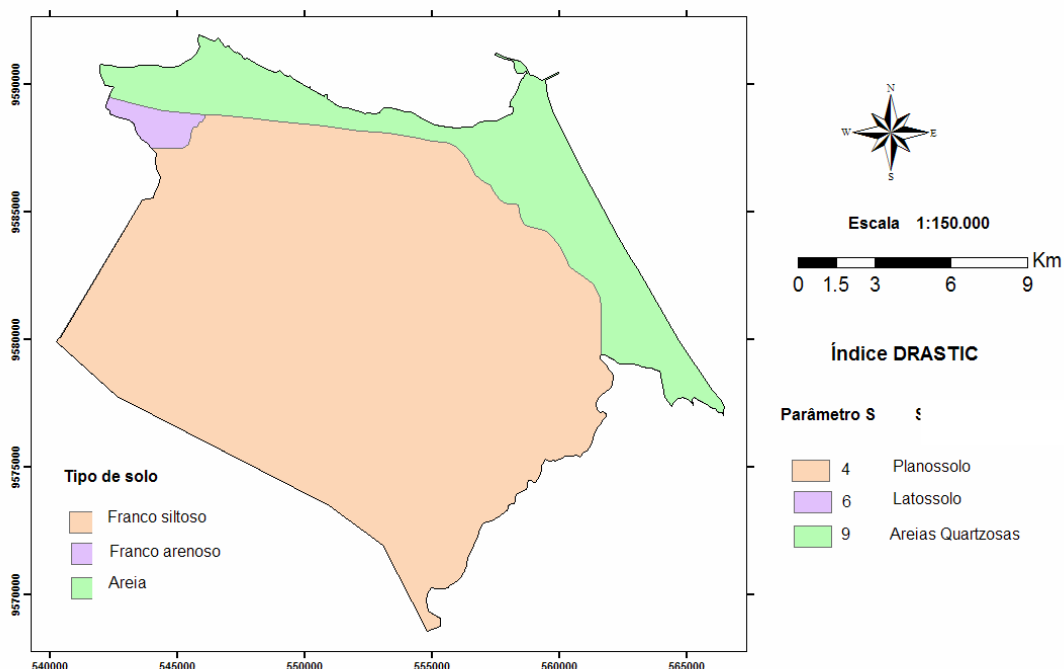


Figura 13 – Principais tipos de solos do município de Fortaleza. Fonte: Rosas (2008).

4.7 Aspectos Hidrogeológicos

A ocorrência de água subterrânea no município de Fortaleza (Figura 14) está submetida aos aspectos litológicos dominantes: as rochas cristalinas e os sedimentos, este envolvendo a Formação Barreiras, coberturas colúvio-eluviais, paleodunas, dunas recentes e alu

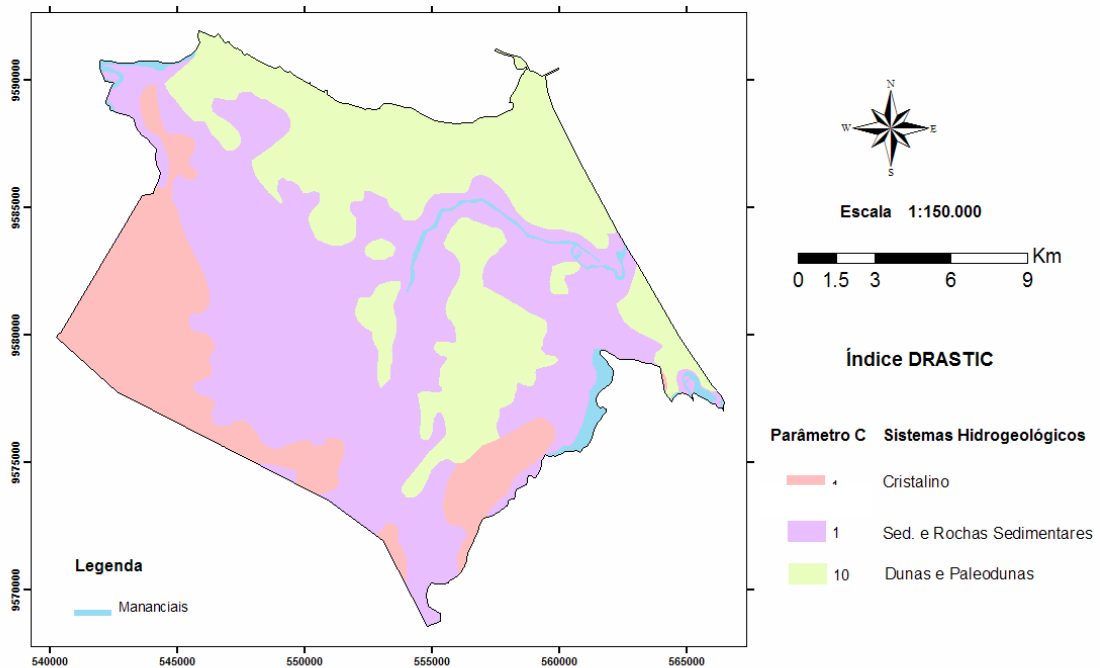


Figura 14 – Mapa hidrogeológico da cidade de Fortaleza. Fonte: Rosas (2008).

Os terrenos cristalinos têm uma ocorrência de água subterrânea, limitada pela presença de fissuras e/ou fendas. Sua vocação hidrogeológica é pouco promissora, com baixa porosidade e permeabilidade na faixa de 10 m³/hora. Os poços perfurados no cristalino apresentam as seguintes características:

- a) Profundidade variando de 30 a 80m;
- b) Nível estático oscilando entre 0,7 e 15 m (96,3%), com mínimo de 0,7 e máximo de 47m e média de 6m; e
- c) As vazões geralmente são inferiores a 2 m³/h com máxima de 22,6 m³/h (BIANCHI, 1990).

A Formação Barreiras com seus diferentes níveis siltico-argilo-arenoso, areníticos e conglomeráticos é classificada por alguns autores como aquiturde, por possuir uma baixa porosidade e permeabilidade e condutividade hidráulica estimada em $1,8 \times 10^{-2}$ m/s (BIANCHI; PADILHA; TEIXEIRA, 1984). Os poços do sedimento barreiras no município de

Fortaleza apresentam nível estático predominantemente inferior a 15 m (90,8%) com mínimo de 1 m, máximo de 35 m e média de 8,6 m. As vazões predominantes são inferiores a 2m³/h (40,5%), muito embora possam ser observadas vazões de 17,6 m³/h como também a presença de poços secos em função de níveis extremamente silticoargilosos (CAVALCANTE, 1998). Através dos dados da formação Barreiras: área = 615 km², variação do nível estático (0,5 m), porosidade efetiva ($S_e = 5\%$) e espessura média saturada = 15 m, Cavalcante (1998), calculou as reservas renováveis e permanentes de 15,3 milhões m³/ano e 461 milhões de m³ respectivamente. As maiores vazões foram encontradas nos bairros: Parquelandia, Pirambú, Conjunto Palmeiras, e Álvaro Weyne. Por sua vasta distribuição, dentro do município de Fortaleza, os sedimentos da Formação Barreiras são importantes fornecedores de água subterrânea, principalmente para uso domiciliar.

Os sedimentos colúvio-eluviais como os da Formação Barreiras, podem ser concebidos como um único aquífero do tipo livre. As dunas/paleodunas apresentam a maior potencialidade aquífera de Fortaleza, com volume calculado para o aquífero regional de 41,5x10⁶ m³/ano de reserva renovável e de 177,3x10⁶ m³ para reserva permanente. A composição litológica é formada basicamente por areias homogêneas de granulometria fina com diâmetro variando de 0,15 a 0,25 mm e espessura entre 15 e 40 m. Localizam-se margeando a costa com largura variável de até 3 km, dispostas sobre os sedimento Barreira e os aluviões (CAVALCANTE, 1998). O autor ainda ressalta que os poços desses aquíferos apresentam uma vazão variando de 5 a 10m³/h, excepcionalmente atingindo vazões de 15m³/h.

Os aluviões, com uma área de aproximadamente 280 km², originam-se através da sedimentação recente, concentrada ao longo dos rios Cocó, Ceará, Maranguapinho e Pacoti (Quesado Junior, 2001). Constituem-se aquíferos livres, com espessuras de até 15 m e nível estático inferior a 2 m. São formados por sedimentos de granulometria fina, intercalados com níveis argilosos e orgânicos. No município de Fortaleza e Maracanaú, esses mananciais encontram-se seriamente comprometidos pela poluição causada por esgotos domésticos e industriais.

4.8 Aspectos Geológicos

De acordo com o IPLANCE (1997), a geologia do estado do Ceará divide-se em rochas cristalinas com uma área de 116.604 km (75,4% do estado) e rochas sedimentares, com uma área de 36.412 km (24,6% do estado).

A cartografia geológica adotada por Brandão, Cavalcante e Souza (1995) caracteriza toda a região metropolitana de Fortaleza como constituída por terrenos cristalinos e coberturas sed

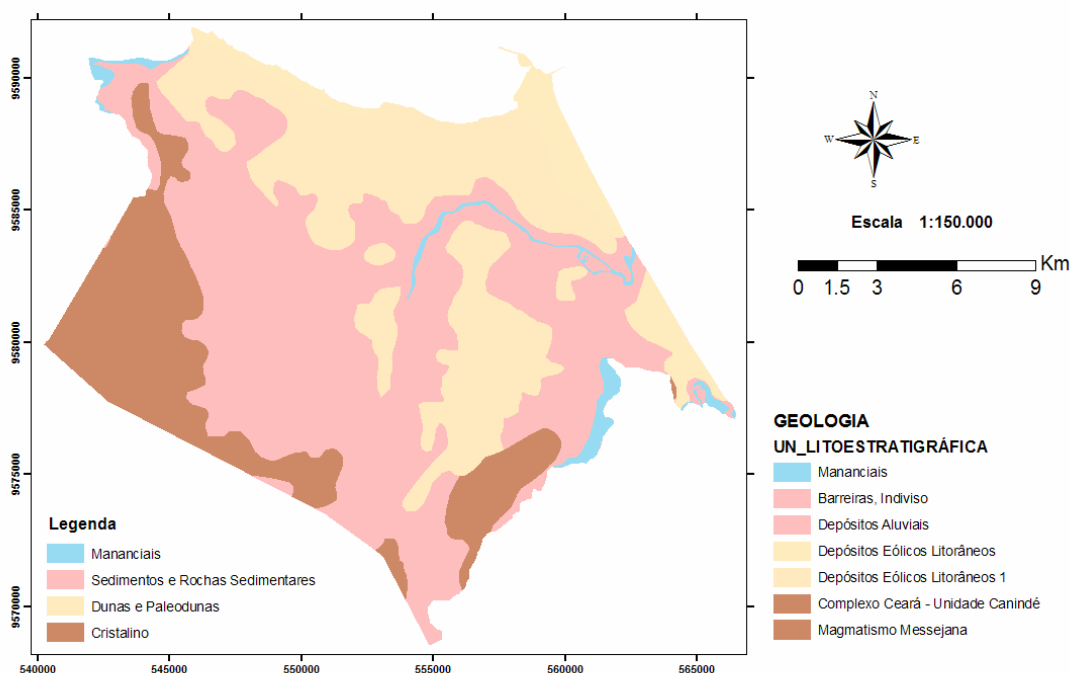


Figura 15 – Mapa geológico simplificado do município de Fortaleza. Fonte: Rosas (2008).

Conforme Brandão, Cavalcante e Souza (1995) o complexo Granítico-Migmatítico (PEgr-mg) localiza-se na porção sudoeste do município, estendendo-se na direção sudoeste, além da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), constituindo as serras de Maranguape e Pacatuba. Essa unidade geológica está inserida dentro do proterozóico inferior como mostra a Tabela 19.

O complexo Gnáissico-Migmatítico (Pegn-mg) é formado por rochas pertencentes ao proterozoico inferior, distribuindo-se em uma pequena faixa dentro do município de Fortaleza. Essa unidade geológica encontra-se melhor representada, a sul e a oeste do município respectivamente nos limites dos municípios de Itaitinga e Caucaia.

Os granitos ($P \in Y_1$) e ($P \in Y_2$) estão representados respectivamente na porção sul/sudeste da RMF nos municípios de Itaitinga e com posicionamento pos-tectônico, em Maranguape.

As rochas vulcânicas alcalinas podem ser correlacionadas com o vulcanismo de Fernando de Noronha. Localizam-se nos serrotes do Caruru, próximo à foz do rio Pacoti e Ancurinos, limites dos municípios de Fortaleza e Ancuri. Os dois corpos formam elevações circular e elipsoidal respectivamente.

A Formação Barreiras (Tb), que foi depositada, sob condições de clima predominantemente semi-árido, distribui-se como uma faixa de largura variável, por toda a linha da costa. Segundo Brandão, 1998, essa unidade, é datada do mioceno superior ao pleistoceno. Litologicamente é formada por sedimentos arenosiltoargilosos de coloração avermelhada, com níveis: lateríticos conglomeráticos, silticos e argilíticos.

Tabela 19 – Coluna geológica e estratigráfica da RMF de Fortaleza.

Era	Período	Unidade geológica		Litologia
Cenozóico	Quaternário 1,8 milhões de anos.	Qa	Depósitos flúvioaluvionares e mangues	Areias, cascalhos, siltes e argilas, com ou sem matéria orgânica, compreendendo os sedimentos fluviais, lacustres e estuários recentes.
		Qd	Dunas móveis ou recentes	Areias esbranquecidas, de granulação fina a média, bem selecionadas, quartzosas, com grãos de quartzo foscos e arredondados, muitas vezes encerrando níveis de minerais pesados (principalmente ilmenita).
		Qpd	Paleodunas	Areias de coloração amarelada e acizentada, de granulação fina a média, por vezes siltosas, bem selecionadas, de composição quartzosa ou quartzo-feldspática.
		TQc	Coberturas colúvioeluviais	Sedimentos areno-silto-argilosos, alaranjado e/ou avermelhados, de granulação fina a média, ocasionalmente mais grosseira, com horizontes laterizados na base.
	Terciário 65 milhões de anos.	Tb	Formação Barreiras	Sedimentos areno-argilosos, de coloração avermelhada, creme ou amarelada, frequentemente de aspecto mosqueado, mal selecionados, com níveis conglomeráticos e matriz argilosa caulínica com cimento argilo-ferruginoso e às vezes silicoso.
		T λ	Vulcânicas alcalinas	Fonolitos, traquitos, turfos e essexitos.
Proterozóico	Superior 3,6 bilhões de anos.	P ε γ ²	Granitos	Leucogranitos rosados, isotrópicos, ricos em muscovita, de granulação grossa frequentemente pegmatóide, constituindo um corpo circular de posicionamento póstectônico.
		P ε γ ²		Granitóides mesocráticos, exibindo foliação mais ou menos nítida e frequentemente encerrando enclaves gnaissificados de composições variadas, constituindo corpos de posicionamento tardi a póstectônico.
	Inferior 3,5 bilhões de anos.	P ε ub	Ultrabásitos	Piroxenitos de coloração preto-esverdeada, maciços e de granulação média.
		cc qt P ε gn-mg mg	Complexo gnássicomigmatítico	Domínio de biotita- gnaisses para e ortoderivados, com ou sem muscovita, anfibólio, granada e silimanita, parcial ou totalmente migmatizados. Áreas com predominância de migmatitos: mg. Inclui também lentes de calcário cristalino (cc) e de muscovitaquartzitos (qt)
		P ε gr-mg	Complexo granitóide migmático	Domínio de ortognaisses graníticos e migmatitos diversos, com frequência encerrando lentes anfibolíticas.

Fonte: Brandão, Cavalcante e Souza (1995).

As coberturas colúvio-eluviais (TQc) são formadas por sedimentos areno-silto-argilosos de coloração alaranjados e/ou avermelhados, provenientes do intemperismo *in situ*.

As paleodunas (Qpd), formadas por grãos de areia, bem selecionados, com tons amarelados, alaranjados e acinzentados, repousam de forma discordante sobre os sedimentos do grupo Barreiras. Essa unidade constitui uma geração mais antiga de duna cujos processos de pedogênese, fizeram surgir uma camada vegetal mais espessa.

As dunas recentes; ou móveis, encontram-se distribuídas paralelamente à linha da costa. Apresentam larguras variáveis e sedimentos removidos da praia por processos eólicos. As dunas móveis muitas vezes são interrompidas por planícies fluviais e flúvio-marinhas, ou ainda pela penetração até o mar de sedimentos do grupo Barreiras, como acontece na praia de Iparana.

Os depósitos flúvio aluvionares e de mangues são formados por areias, cascalhos, siltes e argillas, com ou sem matéria orgânica, provenientes da sedimentação fluvial recente, distribuídos ao longo dos rios Cocó, Ceará, Maranguapinho e Pacoti.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Coleta de Amostras de Água para Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas

Com o objetivo de investigar a continuidade da contaminação da água subterrânea do cemitério São João Batista e do seu entorno identificada por Marinho, (1998), foram realizadas coletas de água nos oito poços de monitoramento, descritos no item 4.5.1, durante os meses de junho e novembro de 2009.



Figura 16 – Localização dos poços monitorados e do Riacho Jacarecanga. (linha contínua – riacho a céu aberto, linha tracejado – riacho canalizado). Fonte: Imagem do Google Earth (2010).

No dia anterior da coleta, os poços foram esgotados para assegurar que a água amostrada não tivesse estagnado, comprometendo assim a qualidade das análises.

A captação da água subterrânea foi realizada através de um amostrador de 2” e um cabo de nylon devidamente esterilizado com solução de hipoclorito de sódio, que foi posteriormente removida com água potável.

No armazenamento da água coletada para as análises físico-químicas e bacteriológicas, utilizou-se respectivamente, frascos esterilizados de 500 mL e 2000 mL, que

foram abertos somente no momento da sua utilização, pelo tempo necessário aos seus preenchimentos.

As amostras coletadas foram acondicionadas em caixas térmicas contendo gelo de modo a manter a temperatura em torno de 4°C e enviadas ao Laboratório de Análises Química do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia – Campus Fortaleza.

A Tabela 20 mostra as análises físico-químicas e bacteriológicas realizadas, com suas respectivas metodologias.

Os parâmetros escolhidos para análise de água subterrânea, normalmente apresentam uma elevação no Valor Máximo Permitido (VMP), quando afetados pela contaminação por nicrochorume, o que justificou a seleção dos mesmos.

Tabela 20 – Parâmetros, métodos analíticos e equipamentos utilizados para análise da qualidade da água.

Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos	Método (APHA, 2005)	Equipamentos
pH	4500-H+B	pHmetro Mpa-210
Condutividade elétrica (s/cm)	2510B	Condutivímetro CD-820
Dureza (mg/l)	2340C	-
Cálcio (mg/l)	3500-Ca B	-
Magnésio (mg/l)	3500-Mg B	-
Sólidos totais dissolvidos	2540-C	Banho Maria Q 334-28 Estufa S42ST
DQO(mg/l)	5220-C	Bloco Digestor MA-4025
Cloreto (mg/l)	4500l- B	-
Sulfato (mg/l)	4500-SO ₄ E	Turbidímetro de bancada Alfakit
Amônia total (mg/l)	4500-NH ₃ -(B e C)	Bateria de extração MA-448 Bioespectro SP-220
Nitrato (mg/l)	4500-NO ₃ -E	Banho Maria Q 334-28 Bioespectro SP-220 pHmetro Tec-3MP
Nitrito (mg/l)	4500-NO ₂ -B	Bioespectro SP-220 pHmetro Tec-3MP
Ferro total (mg/l)	3500-Fe-B	Spectrophotometer SP 2000 UV
Coliformes termotolerantes-Cf/1000ml	9221-E	Estufa Q-316M5 Banho Maria com circulação MA-470

Fonte: Macedo (2005).

5.2 Determinação dos Parâmetros do Índice DRASTIC

5.2.1 Profundidade do Aquífero (D)

Foram monitorados oito poços tubulares, com uma frequência de dois meses, no período de abril de 2009 a fevereiro de 2010, com o objetivo de verificar a variação das profundidades das superfícies freáticas, utilizando-se um medidor de nível eletrônico.

Os poços monitorados receberam as seguintes denominações:

1. Cemitério (raso);
2. Cemitério (profundo);
3. Metrofor 1;
4. Metrofor 2;
5. Guilherme Rocha;
6. Philomeno Gomes;
7. Conselheiro Estelita e
8. Rua dos Navegantes.

Na Tabela 21 são apresentadas as coordenadas em UTM dos poços amostrados.

Tabela 21– Coordenadas UTM dos poços amostrados em Fortaleza-CE.

Poços amostrados	X	Y
Cemitério - Raso	551432,53	9588801,85
Cemitério - profundo	551004,82	9588908,03
Metrofor 1	551220,02	9588980,71
Metrofor 2	552033,12	9588724,18
Guilherme Rocha	551238,03	9588480,25
Philomeno Gomes	551007,00	9588693,96
Conselheiro Estelita	551223,49	9588636,53
Rua dos Navegantes	550964,57	9589144,68

Para o parâmetro D (Profundidade do aquífero), considerou-se a média das profundidades de cada poço.

Utilizando-se o programa computacional Surfer 8.02 interpolou-se as linhas de mesma profundidade, que foram transferidas para o formato Shapefile (vetor), através do programa ArcGis 9.3

Georreferenciou-se a área, recortando-a no limite do tamanho da área de estudo e em seguida ajustou-se a mesma nos intervalos do índice DRASTIC.

Na Tabela 21 observa-se a localização dos poços monitorados nesta pesquisa.

5.2.2 Cálculo da recarga do aquífero (R)

O método utilizado para o cálculo da recarga da área foi o WTF (*Water Table Fluctuation*) que é aplicado nos aquíferos não-confinados, por meio da equação $R = \frac{\Delta V}{S_y}$ onde V é o volume entre as superfícies piezométricas e S_y é a porosidade específica do aquífero.

No cálculo da recarga utilizaram-se as medidas máximas e mínimas dos níveis estáticos dos oito poços monitorados durante o período de abril/2009 a fevereiro/2010, e as respectivas cotas altimétricas em relação ao nível do mar (BARRETO, 2006).

As cotas máximas e mínimas do aquífero permitiram o cálculo das superfícies piezométricas, cujo volume (V) entre elas foi obtido através do programa computacional SURFER 8.02.

No cálculo da porosidade específica do aquífero utilizou-se a equação de Bieciński (PAZDRO, 1996):

$$S_y = 0,117\sqrt[3]{K} \quad \text{Eq. 29}$$

Onde, K é a condutividade hidráulica da área.

Para se obter a recarga em mm/ano foi utilizada a expressão:

$$\Delta h = R/A \quad \text{Eq. 30}$$

Onde:

Δh = variação média de cargas,

R = recarga e

A = área do perímetro pesquisado.

A partir do valor encontrado para a recarga e do limite da área de estudo, gerou-se o mapa de recarga através do programa ArcGis 9.3.

5.2.3 Caracterização litológica do aquífero (A)

A caracterização litológica do aquífero foi obtida através do levantamento geofísico e confirmada através de observações diretas em amostras retiradas durante a perfuração do poço na área do Metrofor, o qual foi construído com o objetivo de determinar a condutividade hidráulica da área.

O método geofísico empregado foi o da eletroresistividade, que se fundamenta no comportamento particular da capacidade de transmissão da corrente elétrica que cada meio geológico apresenta.

A técnica da eletroresistividade aplicada, Sondagem Elétrica Vertical (SEV), fundamenta-se no posicionamento linear e nas relações de distância entre os eletrodos A, M, N e B. Por meio dos eletrodos A e B, parcialmente fixados na superfície do terreno, aplica-se uma corrente de intensidade conhecida, para determinação dos estratos aquíferos como mostra a Figura 17.

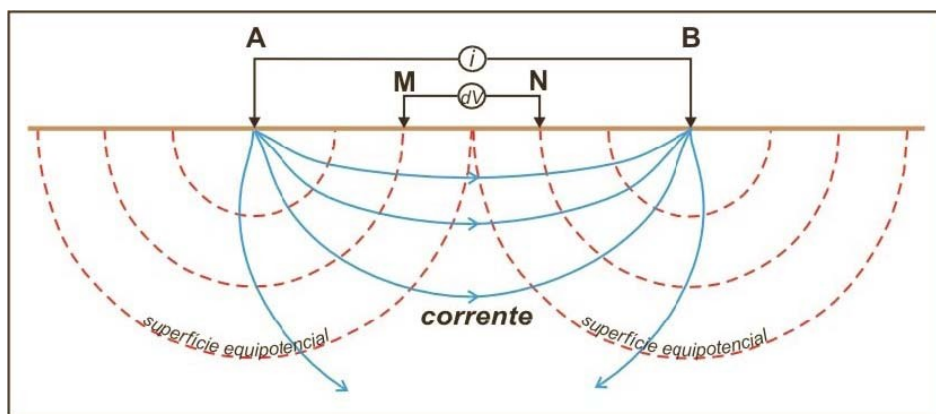


Figura 17 – Esquema do quadripolo linear simétrico AMNB com indicação teórica do fluxo de correntes e das superfícies equipotenciais. Fonte: Marinho (2007).

A SEV foi aplicada no terreno do Metrofor (adjacente ao cemitério São João Batista, Figura 18) no local de coordenadas UTM: 551.485E 9.558.851N em terrenos pertencentes às formações geológicas Dunas/Paleodunas, Barreiras e do Embasamento Cristalino (BRANDÃO; CAVALCANTE; SOUZA, 1995).

A partir do levantamento geofísico e do perfil litológico do poço construído na área, determinou-se o material do aquífero e tomando-se como base o limite da área de estudo, gerou-se através do programa ArcGis 9.3, o mapa do material do aquífero, representado por uma única classe.



Figura 18 – Levantamento geofísico realizado na área do Metrofor.

5.2.4 Determinação do tipo de solo (S)

O mapa de solo da área de estudo foi gerado a partir do mapa simplificado de solos do Município de Fortaleza (PUERARI, 2005) representado na Figura 19. A partir desta figura gerou-se um arquivo no formato *JPG* que em seguida foi georreferenciado, utilizando-se o programa ArcGis 9.3. Com este procedimento, foi possível sobrepor os limites da área pesquisada, que estão georreferenciados com o mapa de solo.

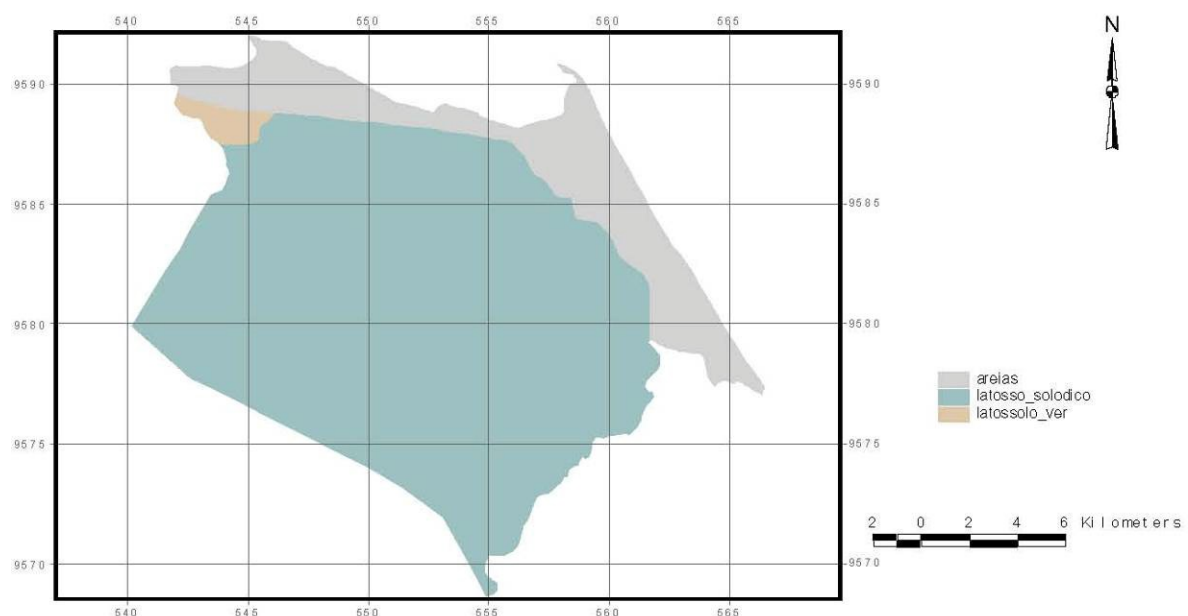


Figura 19 – Mapa simplificado de solos da cidade de Fortaleza. Fonte: Puerari, 2005.

5.2.5 Topografia da área (T)

O levantamento topográfico da área de estudo, foi realizado de acordo com as especificações estabelecidas pela NBR 13133 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Os pontos de base foram georreferenciados ao Datum horizontal SAD 69, sendo definidas tanto as coordenadas geográficas como as coordenadas UTM, utilizando-se o receptor Geodésico e um par GPS, sendo os dados posteriormente processados.

A partir dos pontos de base, procedeu-se o caminhamento para o levantamento planialtimétrico, utilizando-se para tanto uma Estação Topográfica Total, com distanciômetro e prisma refletor.

Após o levantamento dos dados, construiu-se o mapa topográfico utilizando-se curvas de nível com equidistância de 1m, em formato de vetor. Através do programa Arcgis 9.3, realizou-se a conversão dessas curvas para o formato Raster com pixels de tamanho 1m por 1m, gerando-se assim um modelo digital do terreno (MDT). Com o MDT elaborou-se o mapa de declividades.

O parâmetro Topografia pelo método DRASTIC possui peso 1 e índices que variam conforme a declividade da área de pesquisa (Tabela 9). Esses dados, juntamente com o modelo digital do terreno (MDT), foram transportados para o programa ArcGis 9.3, gerando-se o mapa de declividade da área.

5.2.6 Determinação do material da zona não saturada (I)

Representa o tipo litológico da zona não saturada. Como o material do aquífero, foi definido no perímetro pesquisado, através do material retirado durante a perfuração do poço na área do METROFOR (Figura 20) e confirmada através do levantamento geofísico realizado na área.



Figura 20 – Poço 1 na área do Metrofor que foi bombeado para a determinação da condutividade hidráulica do aquífero.

Utilizando-se o limite da área de estudo, foi possível gerar um mapa com uma classe única para representar o impacto da zona não saturada, através do programa ArcGis 9.3

5.2.7 Condutividade hidráulica da área (C)

Para o cálculo da condutividade hidráulica aplicou-se o método Dupuit – Thiem que consiste na observação da evolução do rebaixamento do nível freático de dois poços de observação (GONÇALVES et al., 2006). Ao se bombear um dos poços com vazão constante, registra-se o rebaixamento em que estabilizou os níveis dinâmicos em cada poço de observação.

Na área estudada utilizaram-se dois poços localizados no terreno do Metrofor (adjacente ao cemitério São João Batista), um de bombeamento denominado de poço 1 (Metrofor 1 - Figura 20), e outro de monitoramento, poço 2 (Figura 22). Este último perfurado a 3,5m do primeiro especificamente para o cálculo da condutividade hidráulica.

A condutividade hidráulica foi calculada através das seguintes equações, Figura 21:

$$T_0 = \frac{Q}{\pi(H_2^2 - H_1^2)} \ln \frac{R_2}{R_1} \quad \text{Eq. 31}$$

$$K = T_0/H_0 \quad \text{Eq. 32}$$

Parâmetros das Eq. 31 e Eq. 32 estão ilustrados na Figura 21.

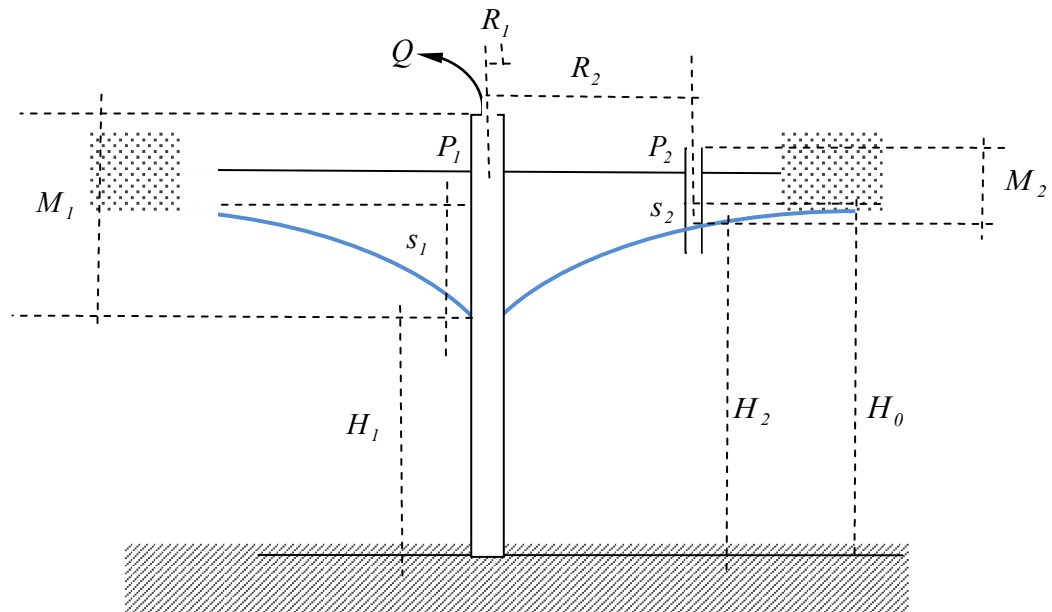


Figura 21 – Desenho esquemático representando os parâmetros utilizados no cálculo da condutividade hidráulica. Fonte: Bear (1979).

Onde:

R_1 = Raio do poço (1) [L]

R_2 = Distância entre os centros dos poços (1) e (2) [L]

H_1 = Carga Hidráulica do poço (1) [L] – Diferença entre a profundidade do poço [L] até o cristalino e o seu rebaixamento M_1 [L]

H_2 = Carga hidráulica do poço (2) [L] – Diferença entre a profundidade do poço (2) até o cristalino e o seu rebaixamento M_2 [L]

H_0 = Profundidade da zona saturada [L] – Distância do nível estático até o cristalino.

Q = Vazão [L^3T^{-1}] – Volume de água produzido pelos poços na unidade de tempo.

T_0 = Transmissividade [L^2T^{-1}] – Água que escoar através da seção vertical do aquífero.

K = Condutividade hidráulica [LT^{-1}] – Capacidade de circulação da água no aquífero.

Através do limite da área de estudo e de posse do valor da condutividade hidráulica, utilizou-se o programa ArGis 9.3, gerando-se o mapa de condutividade hidráulica com uma única classe.



Figura 22 – Poço 2 construído para a determinação da condutividade hidráulica.

5.2.8 Vulnerabilidade da área de pesquisa

Os mapas individualizados, obtidos de acordo com o índice DRASTIC, foram sobrepostos através do programa ArcGis 9.3 gerando-se o mapa de vulnerabilidade. Para o cálculo da vulnerabilidade foi utilizada a Equação 1.

A referida expressão foi aplicada ao banco de dados do programa ArcGis 9.3, obtendo-se no mapa, as classes de vulnerabilidade da área estudada.

5.3 Determinação do Fluxo Subterrâneo

A modelagem do fluxo subterrâneo da área pesquisada foi construída através do software MODFLOW/PMWIN descrito anteriormente, seguindo as seguintes etapas:

5.3.1 Discretização da área

O perímetro estudado, com uma área de 1,3 Km², foi discretizado em uma malha de diferenças finitas com dimensões 1,65km ao longo da direção Leste – Oeste e 0,8 Km na direção Norte – Sul, gerando 66 colunas e 33 linhas com células quadradas de 25m de lado. A Figura 21 mostra a área discretizada contendo o Riacho Jacarecanga e os poços de monitoramento.

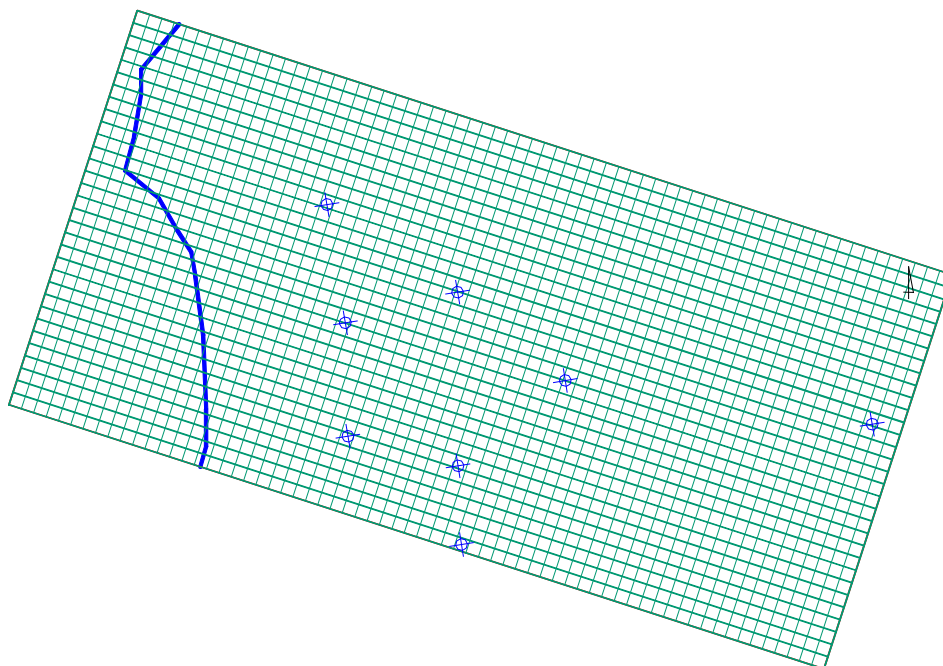


Figura 23 – Área de estudo discretizada, com a localização do Riacho Jacarecanga e poços.

5.3.2 Parâmetros de entrada no MODFLOW/PMWIN

A maioria dos parâmetros de entrada no sistema para a modelagem do fluxo subterrâneo, descritos a seguir, foi também utilizado para o estudo da vulnerabilidade à contaminação do aquífero.

Determinação das cargas hidráulicas em pontos de controle específicos

Para a determinação das cargas hidráulicas foram utilizados pontos específicos de controle, representados pelos oito poços monitorados. As cargas hidráulicas foram obtidas através dos seguintes parâmetros:

Topografia da área;

Variação do nível freático do aquífero;

Profundidade do estrato impermeável – Representa a profundidade da superfície do terreno, até o cristalino, que é o estrato impermeável do sistema. Foi obtida através do método geofísico da eletroresistividade. Através desse parâmetro calculou-se a cota de fundo do aquífero.

Cálculo da carga hidráulica inicial – Calculada a partir da interpolação dos pontos de amostragem dos níveis estáticos dos oito poços monitorados, no mês de agosto de 2009, por corresponder ao período de menor profundidade dos níveis estáticos.

Cálculo da recarga

A recarga do aquífero foi calculada pelo método WTF (*Water Table Flutuation*).

Calibração e cálculo da condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica foi calculada pelo método de Dupuit–Thiem, que consiste na observação da evolução do rebaixamento do nível freático de dois poços de observação. Foi aplicado o método MIGH (TAVARES, 2010), juntamente com os dados de monitoramento, para estimar a condutividade hidráulica em toda a área estudada e assim representar o fluxo subterrâneo ajustado às cargas hidráulicas.

Condições de contorno de fluxo

As condições de contorno para a modelagem do fluxo subterrâneo da área de estudo considerou-se as seguintes situações:

- Situação 1
 - **Sem** a presença do Riacho Jacarecanga.
 - Fluxo nulo nos limites Leste e Oeste da área de estudo (condição de Neumann).
 - Recarga calculada distribuída em toda a área de estudo.
 - Carga fixa ao longo da linha do mar igual a 1,0 m (condição de Dirichlet).
 - Carga fixa limite Sul (Rua Guilherme Rocha) e igual a 11,17 m, referente ao poço Guilherme Rocha (condição de Dirichlet).
- Situação 2
 - idem a anterior
 - **Com** a presença do Riacho Jacarecanga.

Parâmetros para simulação de transporte de poluentes

Para simular o transporte de contaminantes utilizou-se o MT3D e para as duas situações escolhidas foram adotados os seguintes parâmetros:

- Peso Específico do material 18,18 kN/m³ (areia bem selecionada).
- Porosidade igual a 0,1695 (obtido pela Eq. 29)
- Dispersividade longitudinal igual a 10 m (ARARUNA et al, 2002).
- Dispersividade transversal 1 m (ARARUNA et al, 2002).

- Concentração inicial foi adotada como 0 (zero),
- Recarga contínua de contaminantes no valor de 75g/m^3 (taxa de contaminantes) na área do cemitério (referente ao valor máximo do nitrato na Tabela 13).
- Simulação sem processos de sorção.
- Demais parâmetros do MT3D para Advecção foram adotados os valores sugeridos por Chiang (2005):

· N° de Courant	0.75
· Concentração Fator WD	0.5
· DCEPS	0.00001
· NPLANE	2
· N° de partículas por célula para o caso NPL	4
· N° de partículas por célula para o caso NPH	15
· N° mínimo de partículas permitido por célula (NPMIN)	4
· N° máximo de partículas permitido por célula (NPMAX)	15

Onde, descritivamente: **N: Numero de Courant** - número de células que uma partícula é permitida se mover em qualquer direção em um passo de transporte; **Fator WD** - fator de ponderação de concentração entre 0 e 1; **DCEPS** – é um critério para colocação de partículas, um valor de 10-5 é geralmente adequado. Se DCEPS é maior do que o gradiente de concentração relativo da célula (DCCELL), um maior número de partículas NPH é colocada na célula, de outra maneira o menor número de partículas NPL é colocado; **NPLANE** – é um “flag” indicador de quando um padrão randômico ou fixo é selecionado para colocação de partículas. Para NPLANE = 0 um padrão aleatório é selecionado. NPLANE > 0 um padrão fixo é selecionado; **NPL** – número de partículas iniciais por célula a ser colocado nas células onde o gradiente de concentração relativa da célula DCCELL é menor ou igual à DCEPS; **NPH** – é número de partículas iniciais por célula a ser colocado nas células onde o gradiente de concentração relativa da célula DCCELL é maior que DCEPS; **NPMIN** – é um número mínimo de partículas alocada por célula. Se o número de partículas em uma célula no final de um passo de transporte é menor que NPMIN, novas partículas são inseridas na célula para manter um número suficiente de partículas. NPMIN pode ser setado como 0 em um campo de fluxo relativamente uniforme, e um número maior que 0 em um campo de fluxo convergente/divergente. Geralmente um valor entre 0 e 4 é adequado; **NPMAX** – é um Máximo número de partículas permitido por célula. Se um número de partículas em uma célula excede NPMAX, partículas são removidas da célula até que NPMAX não seja encontrado (CHIANG,2005)

A solução definida no MT3D para calcular o fenômeno da advecção foi o Método das Características (MOC).

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas

A Tabela 22 mostra o resultado das análises Físico-Químicas e bacteriológica realizada nos oito poços de monitoramentos nos meses de junho de 2009 e novembro de 2009.

Tabela 22 – Análises físico-químicas e bacteriológicas dos oito poços de monitoramento.

Parâmetros Físico-Químicos e Bacteriológicos	A (junho/2009) B (novembro/2009)	Cemitério (Raso)	Cemitério (Profundo)	Metrofor 1	Metrofor 2	Guilherme Rocha	Philomeno Gomes	Conselheiro Estelita	Rua dos Navegantes	VMP (Valor Máximo Permissível)
pH	A	7,24	6,72	6,44	6,24	6,67	6,65	7,15		6 a 9
	B	7,18	6,92	8,26	8,28	7,07	6,98	7,02	7,04	
Condutividade elétrica (s/cm)	A	197,9	198	200,9	230,4	671,4	419	150,2	-	100
Dureza (mg/l)	A	93,95	193,02	203,59	186,22	197,44	26,2	394,34		500
	B	106,43	162,26	120,9	202,77	290,9	304,2	223,2	95,3	
Cálcio (mg/l)	B	5,87	9,72	54,2	54	53,7	54,2	47,1	4,66	-
Magnésio (mg/l)	B	100,58	152,44	122,2	237,2	237,2	250	175,2	92,64	-
Sólidos totais dissolvidos	A	173	466	497	563	701	432	716		1000
	B	67	723	156	54	104	415	75	610	
DQO(mg/l)	A	170,1	42,3		38,3					-
	B	65,6	145,7	65,2	84,7	6,66	37,32	72,78	119,4	
Cloreto (mg/l)	A	42,15	107,3	94,82	91,03	68,27	41,7	115,69		250
	B	22,75	81,55	102,41	113,79	1213,8	910,35	531,04	20,86	
Sulfato (mg/l)	A	3,3	22,1		70,3					250
	B	15,6	29,25	77,01	34,89	39,57	41,6	13,99	14,41	
Amônia total (mg/l)	A	0	0	0,529	0,529	0,539				1,5
	B	0,271	0,073	0,568	0,02	0,348	0,264	0,568	0,172	
Nitrato (mg/l)	A	4,65	13,78	9,258	7,844	19,35	4,41	24,16		10
	B	5,77	6,702	3,926	3,554	15,43	15,07	7,13	6,462	
Nitrito (mg/l)	A	0,029	0,015	0,832	5,761	0,62	0,175	0,108		1
	B	0,051	0,004	0,16	0,03	0,051	0,131	0,129	0,061	
Ferro total (mg/l)	B	17	20,3	356	65	65	7	356	102	0,3
Coliformes termotolerantes Cf/100ml	A	210	1,6x10 ³	< 1,8	<1,8	4,5	7,0x10 ²	3,5x10 ²	Ausência em 100ml	Ausência em 100 ml
	B	540	>1,8x10 ³	>1,8	>1,8	71,8	7,8x10 ²	3,4 x10 ²		

Na descrição a seguir, dos parâmetros físico-químicos e bacteriológico contidos na Tabela 22, considerou-se os valores máximos permissíveis (VMP), que se refere a portaria 518/2004 do MS e a resolução 396/2008 do CONAMA.

Observou-se que:

- **pH.** Variou de 6,24 a 8,28 com média de 6,76. Os poços Metrofor 1 e Metrofor 2 apresentaram valores mais ácidos, 6,44 e 6,24 respectivamente, na análise de junho/2009 e valores mais básicos 8,26 e 8,28 respectivamente, na análise de novembro/2009. Todos os poços monitorados apresentaram pH dentro do VMP.

- **Condutividade elétrica.** Apresentou uma variação de 150,2 μ nhos /cm no poço Conselheiro Estelita a 671,4 μ nhos /cm no poço Guilherme Rocha, com média de 295,4 μ nhos /cm. Os poços Guilherme Rocha e Philomeno Gomes, situados na porção centro sul da área, apresentaram as maiores condutividades elétricas, 671,4 μ nhos /cm e 491,0 μ nhos /cm, respectivamente.

- **Dureza.** Todos os valores encontrados enquadram-se no VMP. A variação foi de 26,20 mg/L a 304,2 mg/L no poço Philomeno Gomes, respectivamente nas análises de junho/2009 e novembro/2010, com média de 145,0 mg/L.

- **Cálcio.** Apresentou uma variação de 4,66 mg/L a 54,2mg/L, respectivamente nos poços Metrofor 1 e Metrofor 2. A média dos teores de cálcio dos poços monitorados foi de 35,42 mg/L.

- **Magnésio.** Os poços monitorados apresentaram uma média de 35,42 mg/L com variação de 92,64 mg/L a 250,0 mg/L nos poços Rua dos Navegantes e Philomeno respectivamente. Os maiores teores em magnésio, encontram-se nos poços: Guilherme Rocha, Philomeno Gomes e Conselheiro Estelita, todos localizados na porção centro sul da área pesquisada.

- **Sólidos totais dissolvidos.** Os valores obtidos para esse parâmetro situaram-se entre 67,0 mg/L e 716,0 mg/L com média de 275,5 mg/L, indicando que todas as amostras de água analisadas encontram-se dentro do VMP. Os poços situados na porção centro sul da área: Guilherme Rocha, Philomeno Gomes e Conselheiro Estelita apresentaram os maiores valores em sólidos totais dissolvidos.

- **DQO.** Os teores obtidos indicaram uma variação de 6,66 mg/L (poço Guilherme Rocha) a 119,4 mg/L (poço Rua dos navegantes), com média de 74,6 mg/L.

- **Cloreto.** A variação para esse parâmetro, foi de 20,86 mg/L a 1213,8 mg/L, com média de 374,56 mg/L. Os maiores teores em cloreto, inclusive com valores fora do VMP, foram apresentados pelos poços situados na porção centro sul da área pesquisada: Guilherme Rocha (1213,8 mg/L), Philomeno Gomes (910,35 mg/L) e Conselheiro Estelita (531,04 mg/L).

- **Sulfato.** Todas as amostras de água analisadas encontram-se dentro do VMP. Os valores oscilaram entre 13,99 mg/L e 77,01 mg/L com média de 33,29 mg/L.

- **Amonia.** A análise da água de todos os poços monitorados encontra-se dentro do VMP com valores variando de 0 (zero) nos poços Cemitério raso e Cemitério profundo (análise de junho de 2009) a 0,568 mg/L no poço Conselheiro Estelita (análise de novembro de 2009).

- **Nitrato.** Os poços localizados na porção centro sul da área, apresentaram os maiores teores, inclusive com valores fora do VMP: Guilherme Rocha (19,35 mg/L), Philomeno Gomes (15,07 mg/L) e Conselheiro Estelita (24,16 mg/L). A média para esse Parâmetro foi de 11,23 mg/L.

- **Nitrito.** Os valores encontrados variaram de 0,015 mg/L a 0,761 mg/L, portanto dentro do VMP, com valor médio de 0,017 mg/L.

- **Ferro.** As análises de água dos 8 (oito) poços monitorados apresentaram valores fora do VMP. Os teores variaram de 7,0 mg/L a 356 mg/L, respectivamente nos poços Philomeno Gomes e Conselheiro Estelita, com valor médio de 123 mg/L.

- **Coliformes termotolerantes.** A análise bacteriológica da água, realizada nos 8 (oito) poços de monitoramento, apontou para todos eles, valores fora do VMP.

6.2 Levantamento dos Parâmetros DRASTIC Distribuídos na Área

6.2.1 Profundidade do aquífero

A Tabela 23 mostra os valores das profundidades dos oito poços monitorados, na área de pesquisa, durante o período de abril de 2009 a fevereiro de 2010.

Tabela 23 – Monitoramento dos poços amostrados contendo as variações dos níveis estáticos.

Local	Período					2010
	2009	2009	2009	2009	2009	2010
	Abr	Jun	Ago	Out	Dez	Fev
Cemitério (1) raso	5,91	5,26	5,08	6,53	7,10	7,35
Cemitério (2) profundo	6,47	6,32	6,23	7,23	7,57	7,78
Metrofor (1)	8,0	7,93	7,85	9,15	9,61	9,92
Metrofor (2)	6,95	6,07	5,90	6,02	6,38	6,72
Guilherme Rocha	3,86	3,84	3,81	4,5	4,83	5,06
Philomeno Gomes	4,07	4,01	3,92	4,66	4,92	5,12
Conselheiro Estelita	3,42	3,35	3,29	4,18	4,52	4,75
Rua dos Navegantes	7,26	7,04	6,95	8,30	8,64	8,87

Na Tabela 24 encontram-se as profundidades média dos níveis estáticos dos poços monitorados, através das quais obteve-se o mapa das isolinhas de profundidade (Figura 24).

Tabela 24 – Profundidade média dos níveis estáticos dos poços monitorados.

Poço	Profundidade média (m)
Cemitério raso	6,21
Cemitério profundo	6,93
Metrofor 2	6,34
Guilherme Rocha	4,32
Philomeno Gomes	4,45
Conselheiro Estelita	3,92
Navegantes	7,84
Metrofor 1	8,74

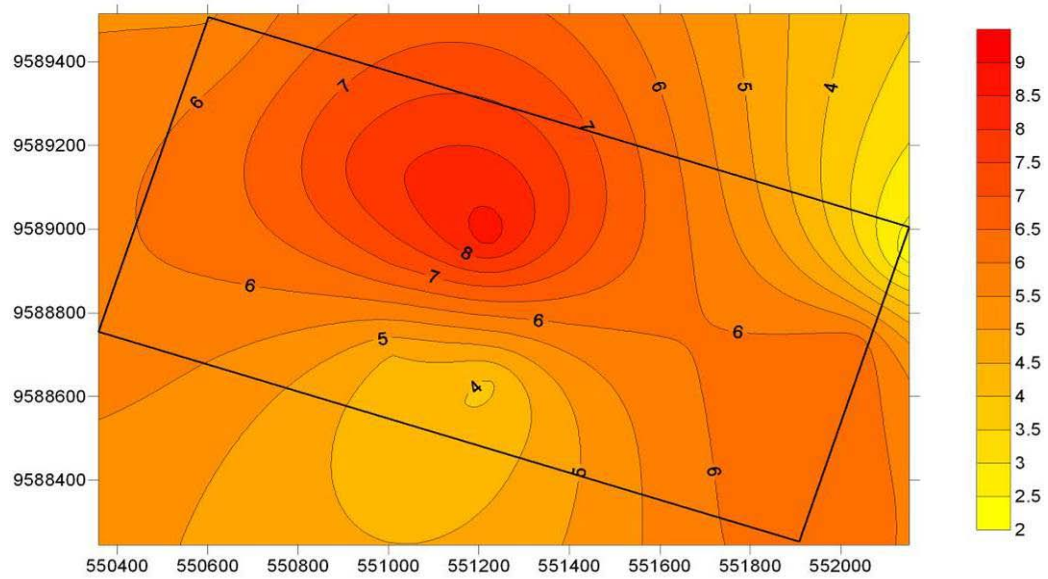


Figura 24 – Mapa das isolinhas de profundidade.

O mapa de profundidade, de acordo com o método DRASTIC, da área de pesquisa (Figura 25) foi obtido através da metodologia descrita anteriormente.

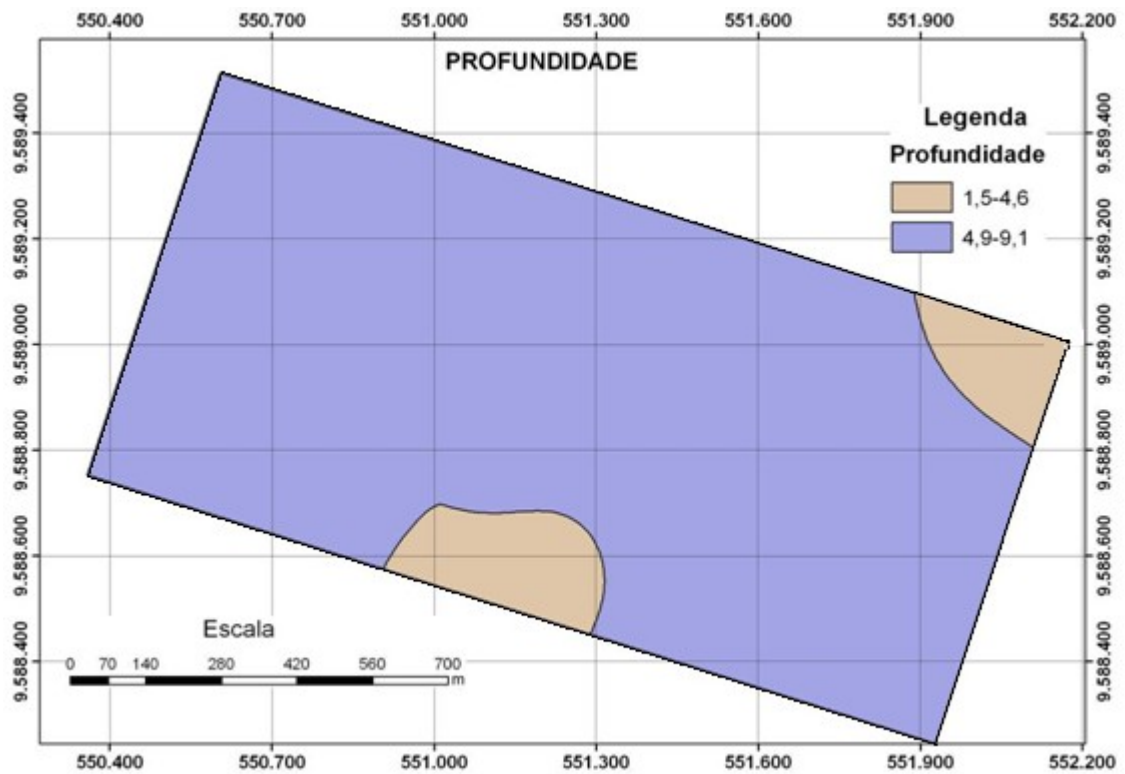


Figura 25 – Mapa de profundidade do nível d'água de acordo com os intervalos do DRASTIC.

6.2.2 Recarga do aquífero

A área do perímetro pesquisado e a condutividade hidráulica do aquífero, calculadas respectivamente em $1,216 \times 10^6 \text{ m}^2$ e 13,392 m/d (metro por dia), possibilitaram por meio da metodologia descrita anteriormente, a obtenção dos valores dos seguintes parâmetros utilizados no cálculo da recarga:

$R = 3,45 \times 10^5 \text{ m}^3$. – Recarga total

$V = 2,038 \times 10^6 \text{ m}^3$ - Volume entre as cotas máximas e mínimas do aquífero

$S_y = 0,26$ - porosidade efetiva obtido pela Eq. 29.

$\Delta h = 284,07 \text{ mm/ano}$ – Variação média da recarga.

De acordo com o método DRASTIC, para uma única recarga na área pesquisada, no valor de 284,07mm, equivalente a 13,08% das precipitações do ano de 2009 (aproximadamente 2171,3 mm), Figura 10, corresponde um índice 9 e peso 4. Ao se aplicar a metodologia do DRASTIC obteve-se um mapa de classe única.

Ressalta-se que o ano de monitoramento corresponde vai de abril de 2009 a marco de 2010.

6.2.3 Material do aquífero

Por meio do levantamento geofísico, gerou-se o imageamento elétrico com o consequente perfil litológico da área de pesquisa (Figura 26) comprovando a existência de um aquífero raso com espessura média de 10 m constituído de areia fina (Paleodunas), com uma espessura saturada média de 10 m. Abaixo desse aquífero ocorrem sedimentos areno-argilosos da formação Barreiras, até uma profundidade de 15 m.

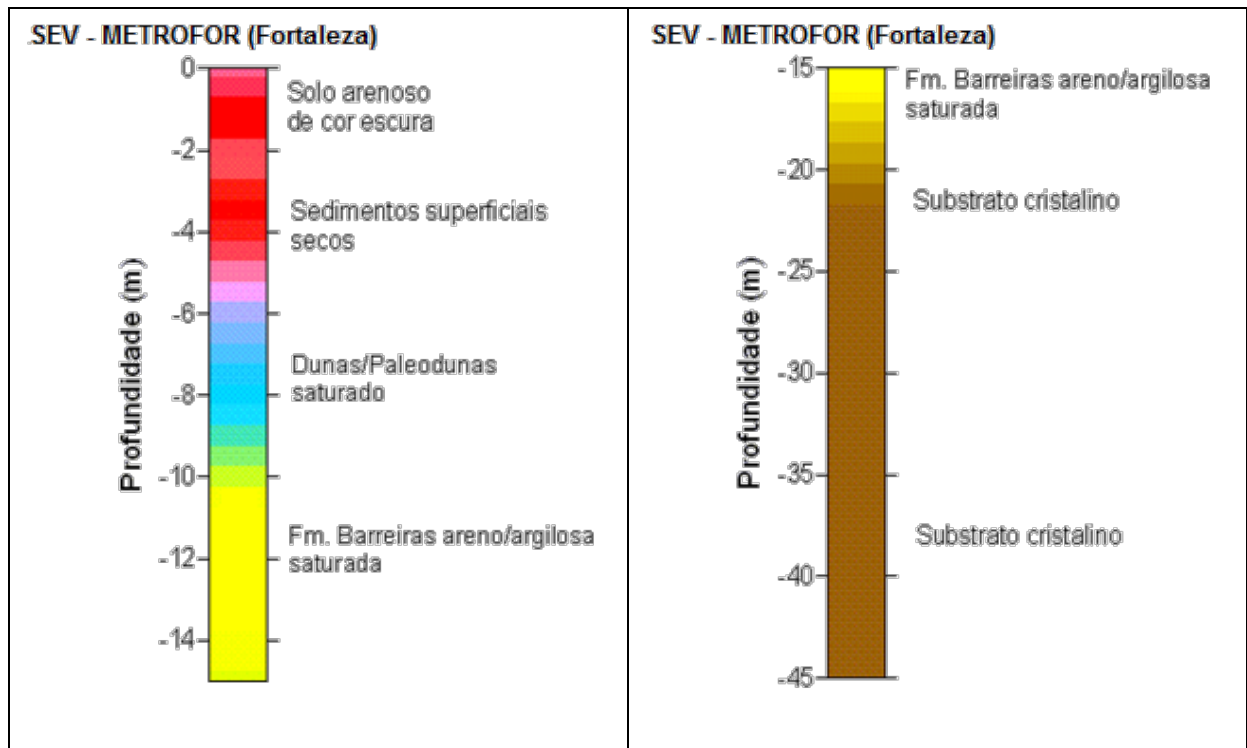


Figura 26 – Perfil litológico do aquífero gerado através do imageamento elétrico.

De acordo com o método DRASTIC, o material do aquífero enquadra-se em uma única classe a de “Areia e Cascalho” o que corresponde um índice 8 e um peso 3, gerando um mapa de uma única classe.

6.2.4 Tipo de solo

O mapa simplificado de solos do município de Fortaleza, Figura 19, indica que na área de pesquisa predomina um só tipo de solo, ou seja: areia quartzosa. De acordo com o Índice DRASTIC, este solo tem índice 9 e peso 3 gerando mapa de uma única classe.

6.2.5 Topografia da área

A Figura 27 mostra o mapa topográfico da área de pesquisa gerado contendo curvas de níveis espaçadas de 1 em 1 metro e a localização dos poços monitorados.

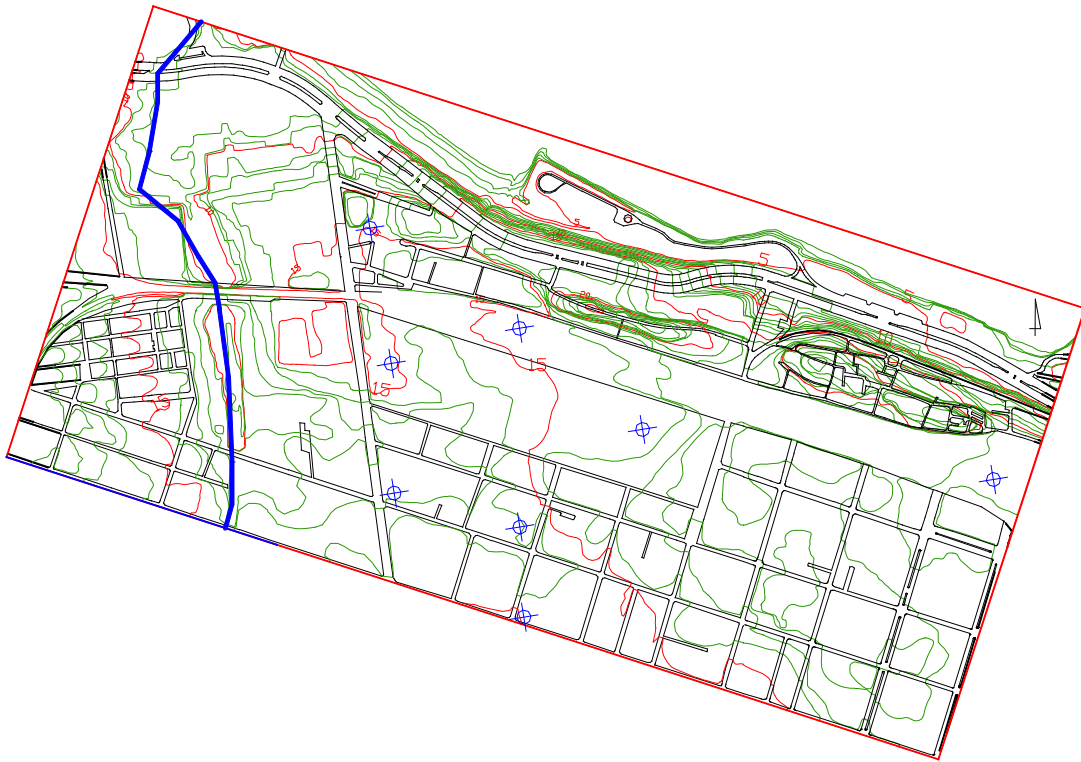


Figura 27 – Mapa topográfico da área de estudo e a localização dos poços monitorados.

A partir da construção do mapa topográfico gerou-se o modelo digital do terreno (MDT) conforme a Figura 28.

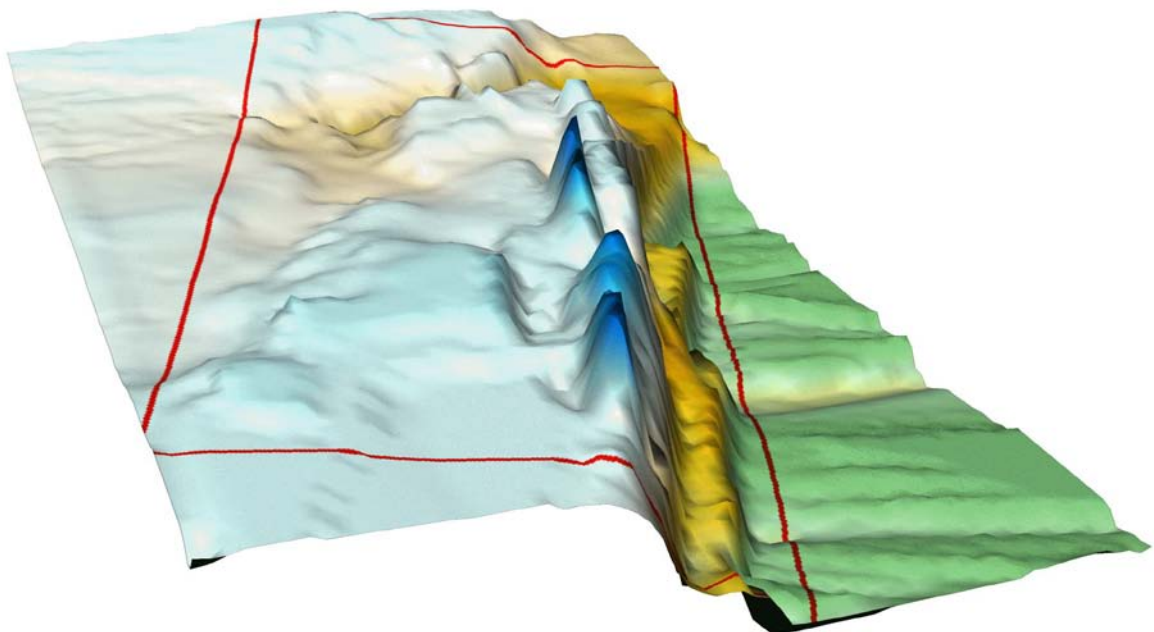


Figura 28 – Modelo Digital do terreno com o contorno da área de estudo.

A Figura 29 mostra o mapa de declividade pelo método DRASTIC.

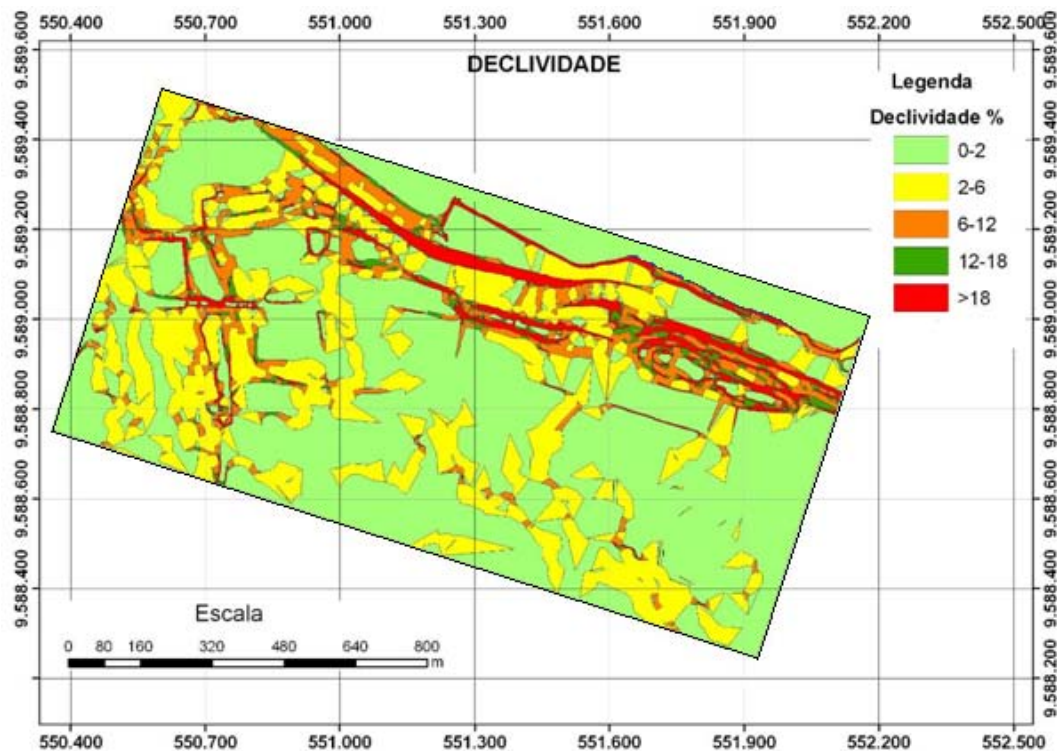


Figura 29 – Mapa de declividade da área de pesquisa.

6.2.6 Material da zona não saturada

O perfil litológico da área pesquisada, gerado através do imageamento elétrico (Figura 26), mostra que o material da zona não saturada constitui-se de areia fina.

De acordo com o Índice DRASTIC, enquadra-se na classificação: “Areia e Cascalho”, com índice 8 e peso 5, gerando-se mapa de uma única classe.

6.2.7 Condutividade hidráulica da área

A condutividade hidráulica foi obtida de acordo com o método Dupuit-Thiem, encontrando-se um valor de $K = 1,55E-04$ m/s ou $K = 13,392$ m/d. Esse resultado pelo índice DRASTIC corresponde ao valor de avaliação 4 e peso 3, gerando-se mapa com uma única classe.

6.2.8 Avaliação da vulnerabilidade da área

A Tabela 25 apresenta de forma resumida, os dados referentes aos parâmetros DRASTIC obtidos, utilizados no cálculo da vulnerabilidade.

Tabela 25 – Dados dos parâmetros DRASTIC.

	Valor da avaliação	Peso	Índice DRASTIC
Profundidade(m)			
1,5 – 4,6	10	5	50
4,6 – 9,1	9	5	45
Recarga > 254 mm	9	4	36
Material (areia e cascalho)	8	3	24
Tipo de Solo (areia)	9	2	18
Topografia			
< 2	10	1	10
2 – 6	9	1	9
6 – 12	5	1	5
12 -18	3	1	3
>18	1	1	1
Impacto da zona não saturada (areia)	9	5	45
Condutividade Hidráulica (12,2 - 28,5 m/dia)	4	3	12

Através dos dados da Tabela 26, estabeleceu-se o grau de importância que cada parâmetro do índice DRASTIC, representa na avaliação da vulnerabilidade do aquífero da área de estudo.

Tabela 26 – Análise do nível de importância dos parâmetros D,R,A,S,T,I,C na determinação da vulnerabilidade do aquífero da área de estudo.

	D	R	A	S	T	I	C
Mínimo	9	-	-	-	1	-	-
Máximo	10	-	-	-	10	-	-
Média	9	9	8	9	6	9	4
Desvio Padrao	1	-	-	-	4	-	-
Coeficiente de Variacao (%)	11	-	-	-	67	-	-

A análise da Tabela 26 indica que os maiores riscos à poluição do aquífero da área de estudo estão relacionados aos parâmetros: profundidade do aquífero (D), recarga (R), tipo de solo (S), impacto da zona não saturada (I), todos com média 9 e material do aquífero (A) com

média 8. Os parâmetros topografia (T) e condutividade hidráulica (C), respectivamente com média 6 e 4 apresentam risco moderado à contaminação do aquífero.

Os parâmetros com média 9 e 8 principalmente, apontam para o risco da poluição do aquífero em situações específicas, como a infiltração do necrochorume produzido pela decomposição dos corpos do cemitério São João Batista e a falta de saneamento nos domicílios localizados na área de pesquisa.

No que se refere ao coeficiente de variação (CV), observa-se que o parâmetro que mais variou foi a topografia (67%) seguido da profundidade (11%). O restante dos parâmetros: recarga, material do aquífero, tipo de solo, Impacto da zona não saturada e condutividade hidráulica, não houve variações.

O mapa de vulnerabilidade do índice DRASTIC da área de estudo (Figura 30) mostrou que esse índice variou de 166 a 185, representando duas classes de vulnerabilidade: alta e muito alta. Na Tabela 27, são mostrados os intervalos das classes de vulnerabilidade com os respectivos valores de área em km².

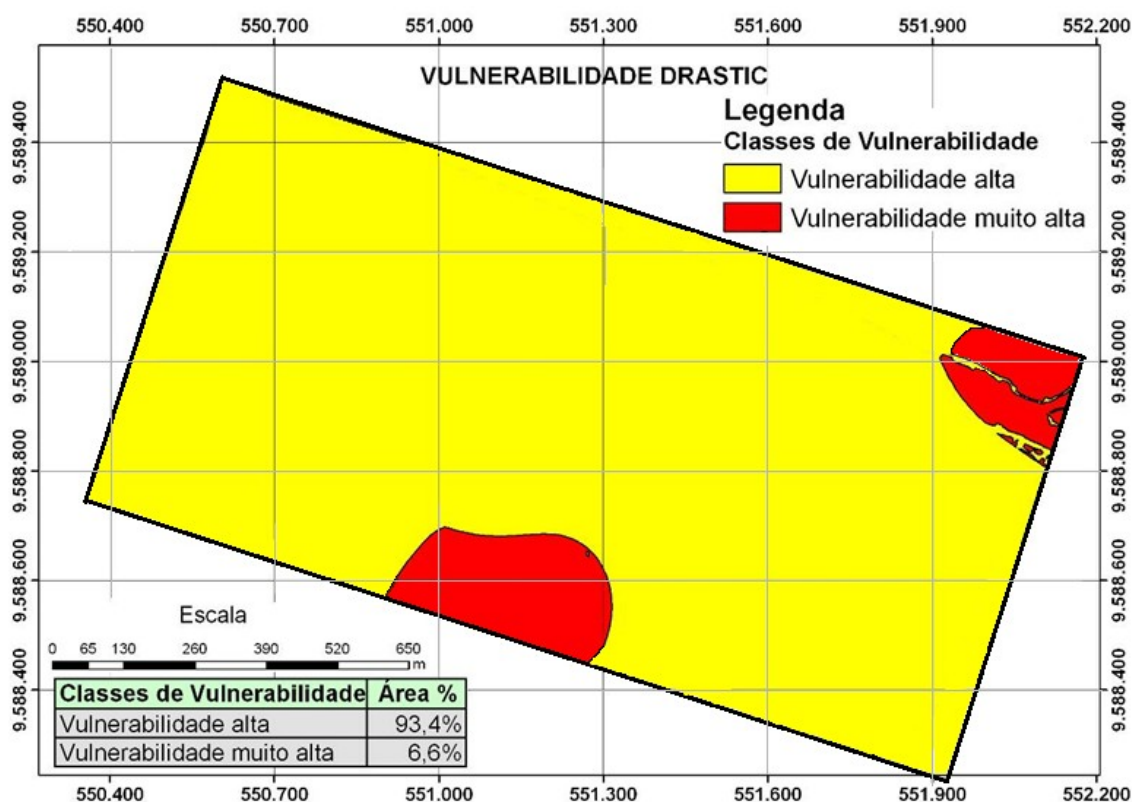


Figura 30 – Mapa de vulnerabilidade da área de acordo com o método DRASTIC.

Tabela 27 – Dados do índice DRASTIC para a área de estudo.

Classe	Intervalo	Área (Km²)	Fração da Área (%)
Alta	166-179	0,92	94,4
Muito Alta	180-185	0,38	6,6

A classe de vulnerabilidade alta (0,92km² ou 94,4%), conforme a Tabela 27, predominou na área de estudo, distribuindo-se por toda a porção Centro, Norte e Leste, conforme o mapa de vulnerabilidade DRASTIC.

A classe de vulnerabilidade muito alta (0,38km² ou 6,6%) concentra-se em pequenas áreas localizadas na porção Centro Sul e Nordeste da área de estudo, conforme mostra o mapa de vulnerabilidade.

6.3 Fluxo e Plumas de Contaminação

Devido à presença do riacho Jacarecanga nas proximidades do cemitério São João Batista foram simuladas duas situações, uma com a contribuição do riacho em relação ao aquífero e outra sem essa contribuição.

Dessa forma foram estimados dois mapas de condutividade hidráulica pelo método MIGH-Adaptado (Figura 31), descrito anteriormente. A partir dos referidos mapas foram criados os mapas de:

- carga hidráulica (Figura 32);
- mapa de fluxo (Figura 33); e
- avanço da pluma de contaminação (Figura 34 e Figura 35).

No caso da pluma de contaminação foram simuladas a evolução desta para 50 dias, referentes à sobrevivência de microorganismos (SOUSA, 2008) e 365 dias para verificar a evolução da pluma quanto a contaminantes diversos.

6.3.1 Condutividade hidráulica (MIGH)

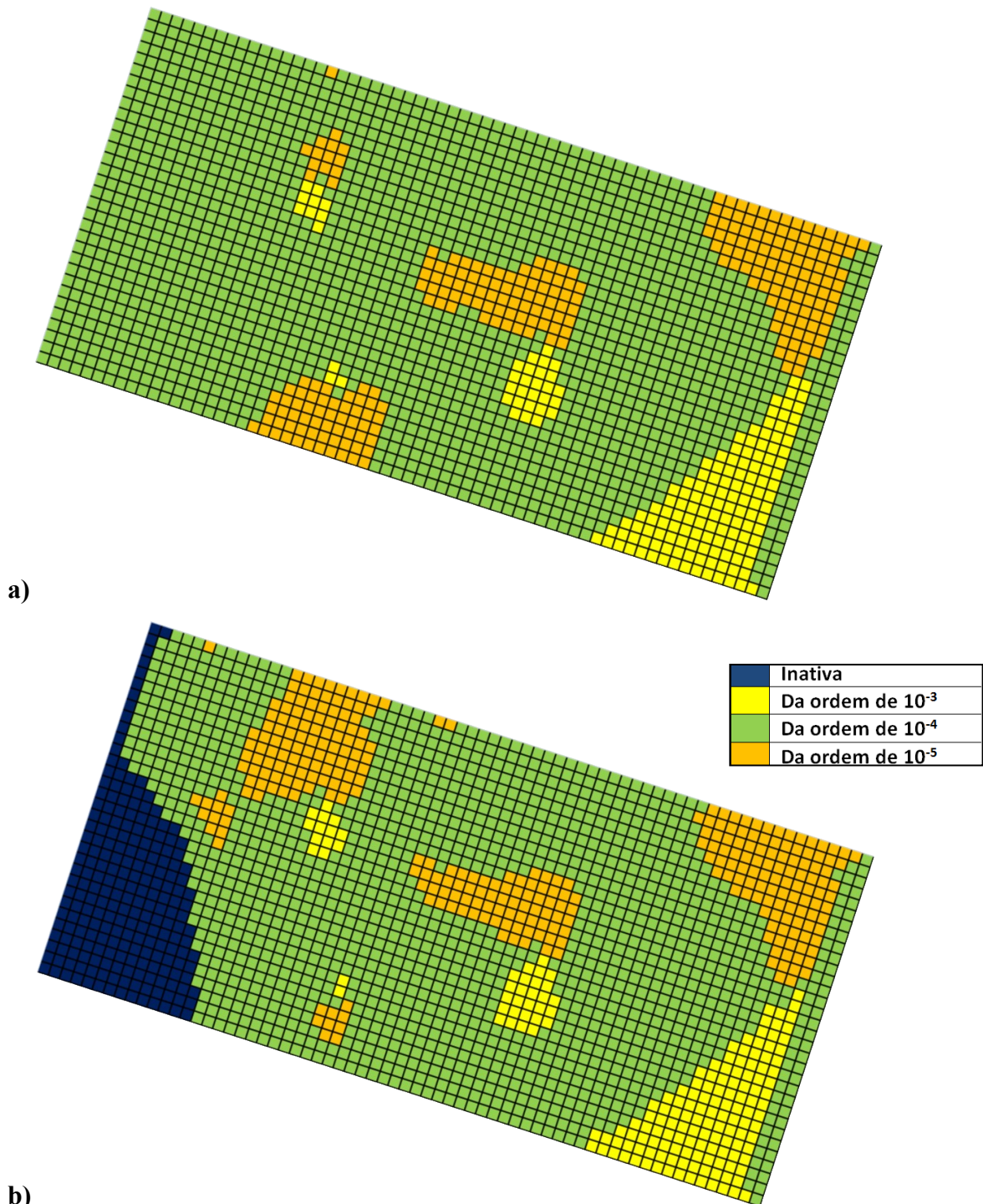
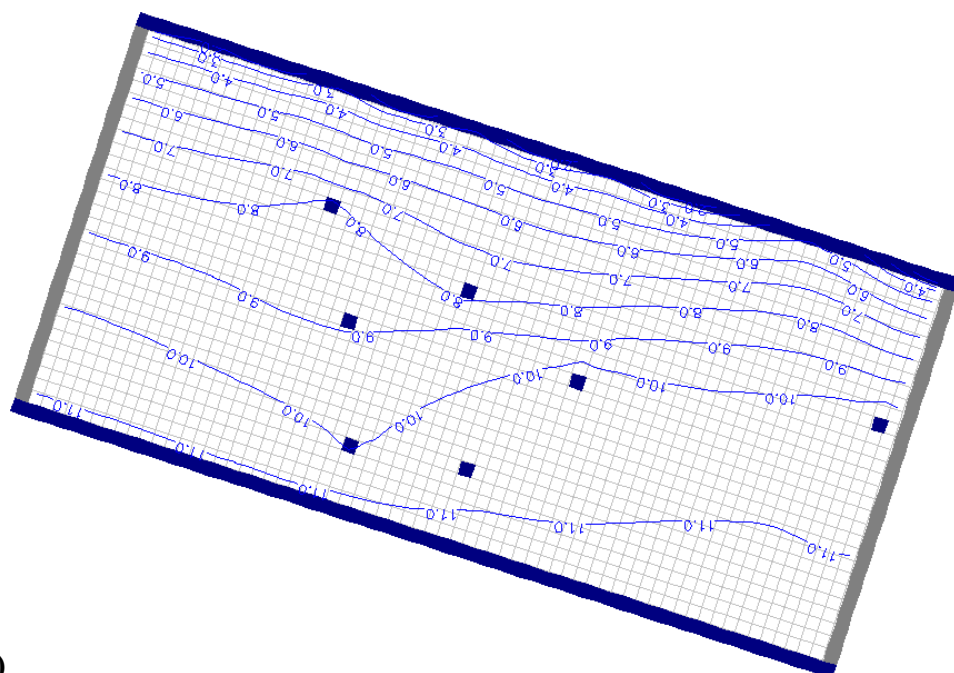


Figura 31 – Mapas da condutividade hidráulica obtidos pelo MIGH. Sem a existência do riacho (a) e considerando o riacho (b).

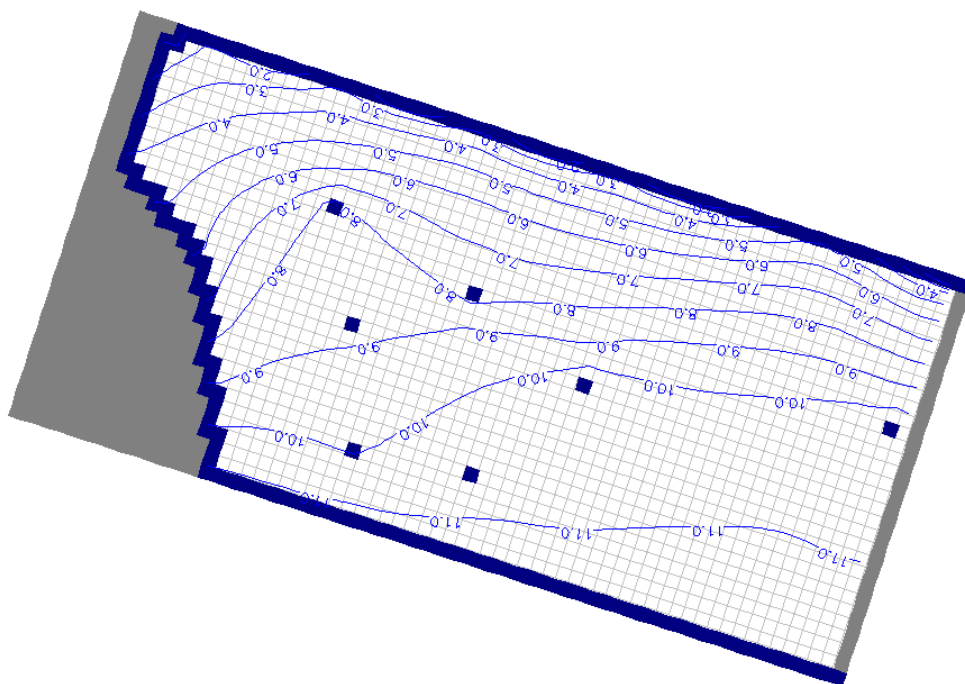
Observa-se que não houve grandes alterações entre as regiões de mesma ordem de condutividade hidráulica e que quanto mais distante do riacho mudanças são menos percebidas. Entretanto, em uma proximidade intermediária observa-se inversão das ordens

entre $10E-4$ e $10E-5$ em pequenas faixas. Provavelmente devido à mudança do regime de fluxo na região. Importante lembrar que não há dado observado de carga hidráulica na margem esquerda do riacho.

6.3.2 Carga hidráulica



a)



b)

Figura 32 – Mapas da carga hidráulica. Sem a existência do riacho (a), considerando o riacho (b).

Novamente ao se distanciar do riacho observa-se menor grau de mudanças entre as isolinhas da carga hidráulica. Entretanto, ressalta-se o afastamento entre as linhas de carga hidráulica iguais a 10m e 8m. Esse afastamento aparentemente é devido à influência do Riacho Jacarecanga, mais especificamente em seu trecho a céu aberto que passa nas proximidades do cemitério – possivelmente o riacho está drenando o aquífero nesse trecho de forma crescente em relação ao percurso do mesmo. Lembrando que o Riacho Jacarecanga próximo a sua foz se encontra canalizado em toda extensão da área da Escola de Aprendizes-Marinheiros.

6.3.3 Fluxo subterrâneo

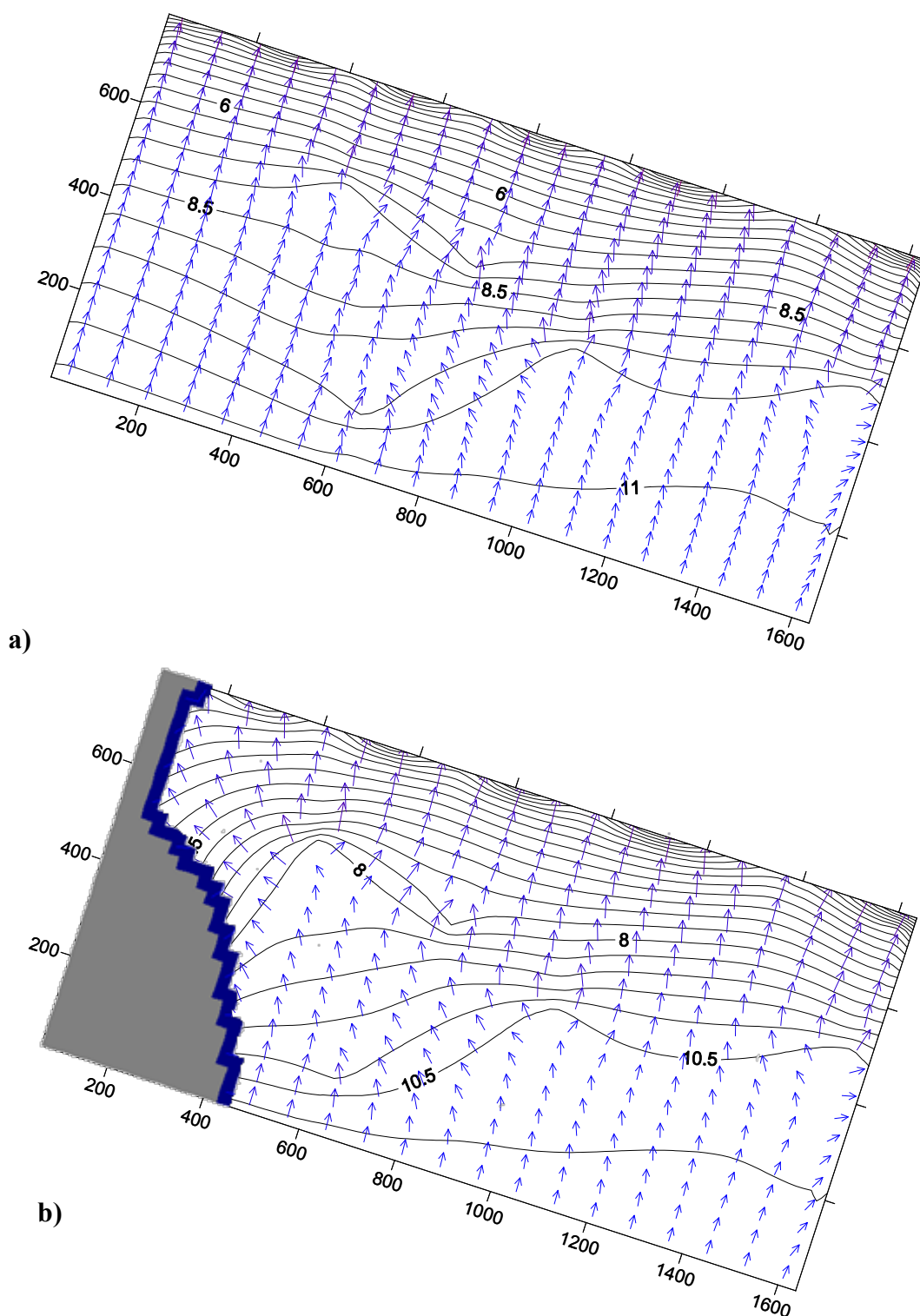
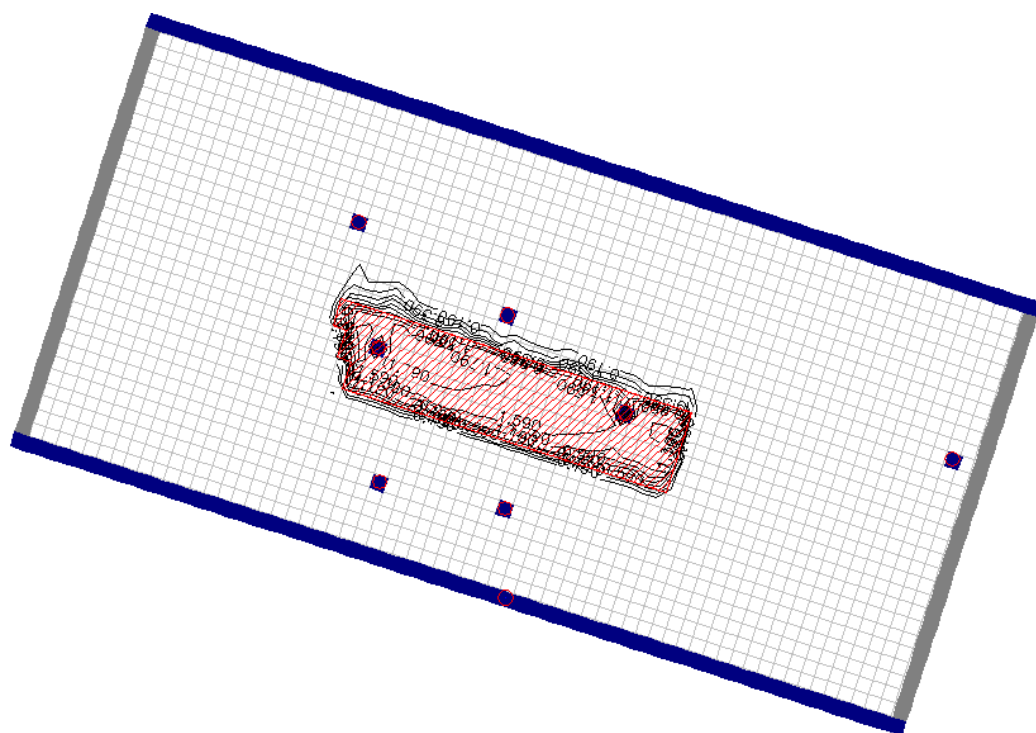


Figura 33 – Mapas do fluxo subterrâneo sem a existência do riacho (a) e considerando o riacho (b).

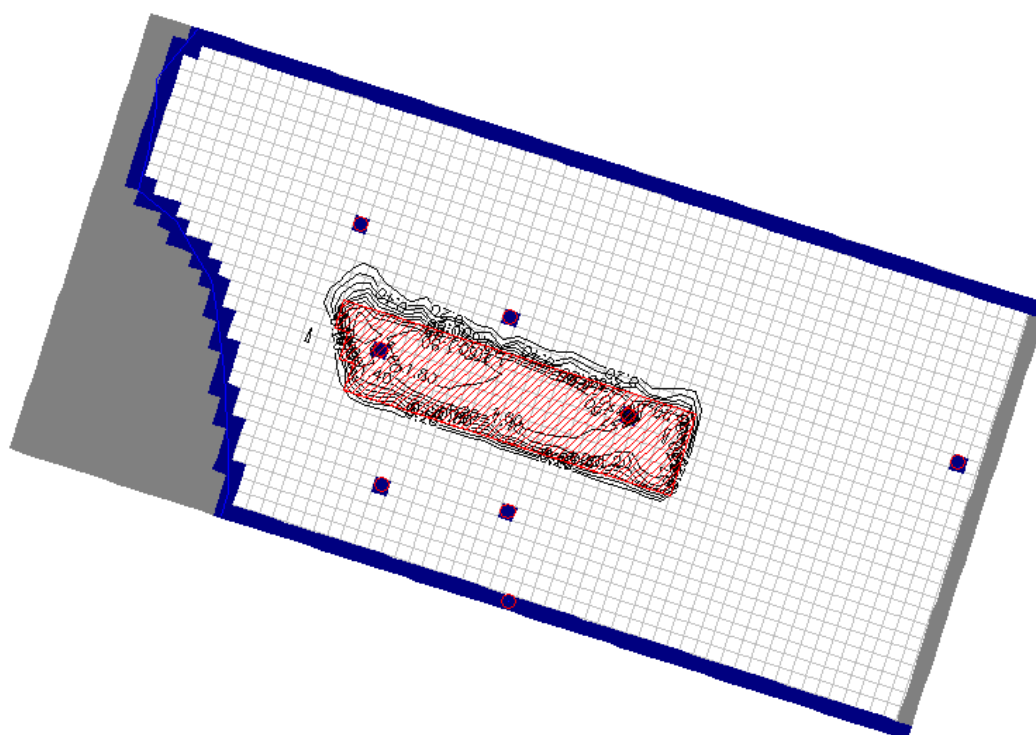
O afastamento das isolinhas entre 8m e 10m podem ser indicadores de mudança de condutividade hidráulica do meio estudado, indicando uma inhomogeneidade bem definida

entre as linhas referidas. Contudo, a estimativa de condutividade hidráulica, via o método MIGH, não apontou para mudanças significativas de ordem da condutividade nesse setor, fortalecendo a tese de drenagem do aquífero por parte do riacho.

6.3.4 Pluma de contaminação para 50 dias



a)



b)

Figura 34 – Mapas da pluma de contaminação 50 dias sem a existência do riacho (a) e considerando o riacho (b).

Em ambos os casos a pluma de contaminação levou em consideração processos advectivos e difusivos, descritos anteriormente, mostrando na simulação uma pequena

evolução a montante do cemitério (conforme o fluxo subterrâneo) que não ultrapassa 25m, já a jusante em grande parte da extensão do cemitério a pluma não ultrapassa 50m com exceção do setor superior esquerdo que avança até 75 m em direção ao poço da rua dos navegantes.

6.3.5 Evolução da pluma de contaminação para 365 dias (1 ano)

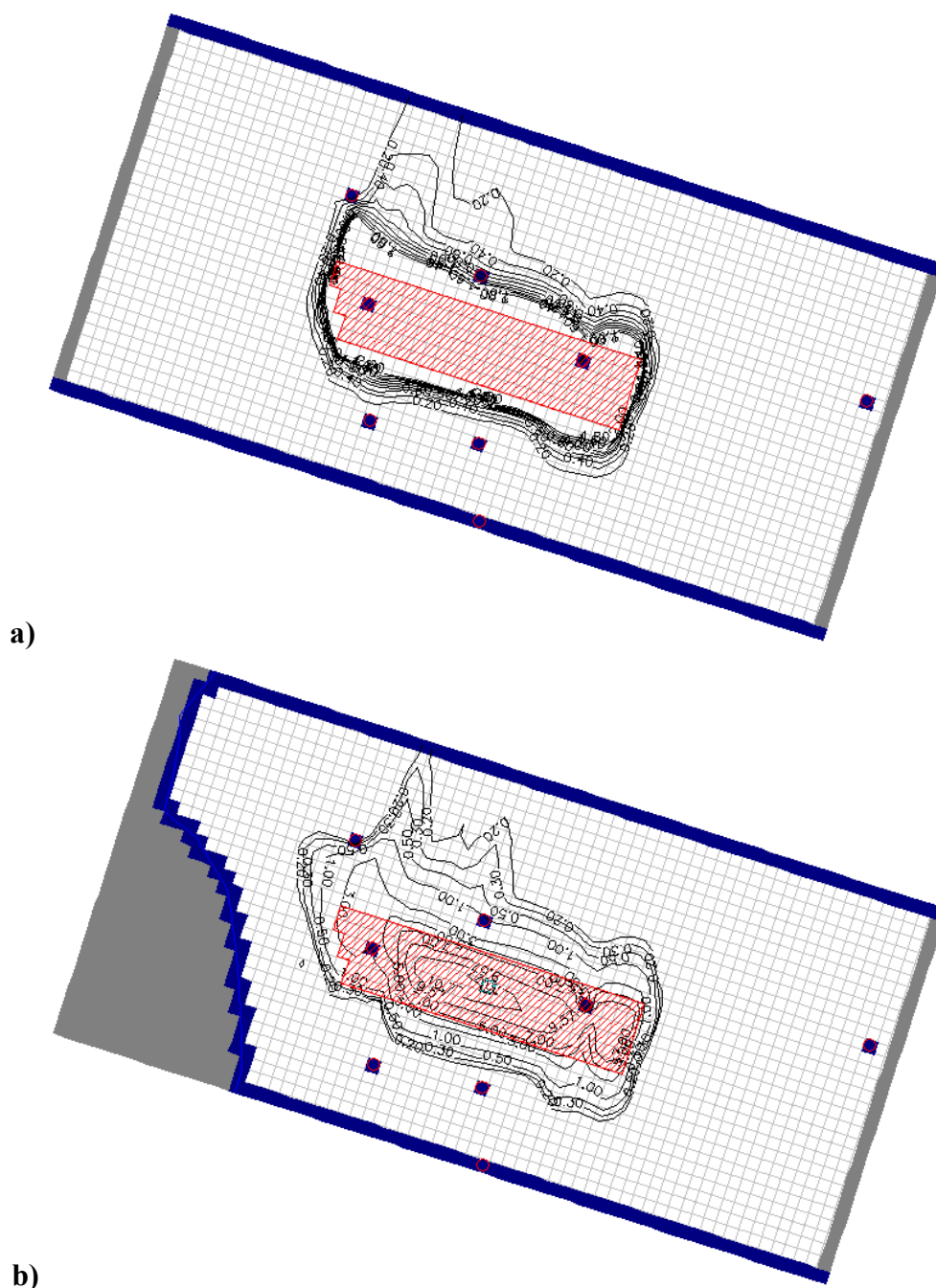


Figura 35 – Mapas da pluma de contaminação 365 dias sem a existência do riacho (a) e considerando o riacho (b).

Observa-se a tendência, em ambos os mapas, duas frentes de contaminação bem definidas partindo do cemitério na direção dos poços da rua dos navegantes (mais intensamente) e do poço Metrofor 1. Nota-se uma aproximação da pluma de contaminação na presença do riacho devido à drenagem exercida por este, identificada no entorno do poço da rua dos navegantes. Além disso, a drenagem observada causa uma atenuação da inclinação entre as curvas de mesma concentração, indicando um fluxo menos intenso do que na simulação feita sem o riacho.

7. CONCLUSÕES

7.1 Quanto aos Parâmetros Físico-Químicos e Bacteriológicos

Com base nas análises Físico-Químicas e bacteriológicas dos poços monitorados, conclui-se que as águas de todos os poços encontram-se inadequadas ao consumo humano, com os seguintes parâmetros fora do valor máximo permissível (VMP):

- Condutividade elétrica – Todos os poços monitorados apresentaram valores acima do VMP
- Magnésio – Todos os poços monitorados apresentaram valores acima do VMP.
- Cloreto – Somente o poço da rua dos navegantes não apresentou valores superiores ao MVP.
- Nitrato – Os poços denominados: Cemitério Profundo, Guilherme Rocha, Philomeno Gomes e Conselheiro Estelita, apresentaram valores superiores ao VMP.
- Ferro – Todos os poços monitorados apresentaram valores superiores ao VMP.
- Coliformes Termotolerantes – Observou-se a presença em todos os poços monitorados

7.2 Quanto a Vulnerabilidade do Aquífero

Dos parâmetros hidrodinâmicos do aquífero, levantados em campo, conclui-se que:

- O valor elevado encontrado para a recarga, de (284 mm), decorre das elevadas precipitações pluviométricas durante o período chuvoso do ano de 2009, que foi de 2171,3mm.

- O valor da condutividade hidráulica ($1,55E-04\text{m/s}$ ou $13,392\text{m/d}$), encontrado na área de estudo corresponde ao tipo de material (areia fina) encontrado no perfil litológico do poço perfurado na área.

- O método geofísico da eletroresistividade aplicado na área de estudo, mostrou-se eficiente na determinação do perfil litológico do terreno, quando comparado ao material do poço localizado na área do Metrofor.

A determinação da vulnerabilidade do aquífero da área pesquisada, através do método DRASTIC, indicou que:

- No perímetro pesquisado o índice DRASTIC variou de 166 a 185, agrupando duas classes de vulnerabilidade: alta (0,92km² ou 93,4% da área) e muito alta (0,38km² ou 6,6% da área), indicando que a área de estudo apresenta um risco elevado à contaminação do aquífero.

- Os poços monitorados, denominados: Guilherme Rocha, Conselheiro Estelita e Philomeno Gomes, localizados em uma das faixas de vulnerabilidade muito alta da área de estudo, apresentaram os maiores teores em nitrato (Tabela 22), indicando a correlação desta classe de vulnerabilidade DRASTIC, à contaminação do aquífero por nitrato.

- Os parâmetros obtidos para a composição do índice DRASTIC na área de estudo, principalmente: Profundidade do aquífero (D), Recarga (R), Tipo de solo (S) e Impacto da zona não saturada (I), apontam para o elevado risco da poluição do aquífero em situações específicas como a infiltração do necrochorume produzido pela decomposição dos corpos do Cemitério São João Batista e a falta de saneamento nos domicílios residenciais localizados na área de pesquisa.

- Os mapas de vulnerabilidade da área, gerados a partir do índice DRASTIC associados às técnicas do sistema de informação geográfica (SIG), são bastante úteis para o monitoramento do aquífero freático, auxiliando de forma substancial na tomada de decisão quanto ao uso e ocupação do solo, resguardando as áreas de maior vulnerabilidade, além de contribuir para a preservação ambiental e a prevenção de doenças de veiculação hídrica na população.

7.3 Quanto ao Sistema de Fluxo do Aquífero e Pluma de Contaminação

- O alto teor de nitrato encontrado nos poços na porção centro sul da área (a montante do cemitério) não são influenciados pela presença do cemitério, tendo em vista que o fluxo advectivo-difusivo obtido aponta preponderantemente para direção contrária, com pequeno alcance em direção a esses poços, tendo em vista os mapas da pluma de contaminação para 365 dias. Provavelmente, a poluição é oriunda de outras fontes difusas como fossas sépticas de estabelecimentos comerciais e residências não ligadas à rede de esgoto local. Mourão (2009) avaliou as condições de saneamento básico em uma pequena área no bairro Jacarecanga, próxima da área estudada, e concluiu que 43 % das residências não estão ligadas à rede de esgoto, apesar da existência desta, o que fortalece a tese da contaminação nessas regiões por outras fontes alheias ao Cemitério São João Batista.

- Os poços a jusante do cemitério, especificamente o Rua dos Navegantes e Metrofor 1 são alcançados pela pluma de contaminação, determinando duas frentes. No caso da Rua dos Navegantes há grande proximidade com a pluma limite para 50 dias, podendo esta ser captada dependendo da vazão a ser imposta ao poço e caracterizando uma zona crítica de contaminação.

- A contaminação por microorganismos devido ao cemitério limita-se a uma área no seu entorno na ordem de 25 m a montante e 50-75m a jusante, dado consistente com o obtido por Sousa (2008) ao estudar uma área no entorno cemitério do Bom Jardim, que apesar de ter obtido valores menores, analisou uma área com material de condutividade hidráulica de valor inferior.

- Apesar de o estudo indicar pouca influencia no transporte de poluente exercida pela conexão do Riacho Jacarecanga com o aquífero, o posicionamento das isolinhas de cargas hidráulicas (entre 8m e 10m) aponta para a existência de tal conexão drenando o aquífero pelo riacho em seu trecho a céu aberto, conforme a Figura 32 e a Figura 33.

8. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Sugere-se que:

- A Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) faça a identificação e o mapeamento das fossas sépticas que se encontram ativas na área de pesquisa, tendo em vista que a poluição por nitrato nos poços situados na porção sul da área, se deve muito provavelmente aos efluentes domiciliares.

- A Agência de vigilância Sanitária (ANVISA), realize periodicamente o monitoramento e análises da qualidade da água do aquífero do perímetro estudado, tendo em vista a grande incidência de usuários de água subterrânea na área.

- O estudo da Vulnerabilidade à poluição dos aquíferos, respeitando os limites impostos pelo método, pode ser aplicado em pequenas áreas próximas às fontes potencialmente poluidoras do lençol freático obedecendo preferencialmente uma escala em mapa de 1:100.000.

- Os órgãos de fiscalização ambiental utilizem o estudo da vulnerabilidade à poluição dos aquíferos e o fluxo subterrâneo, haja vista que tais ferramentas fornecem subsídios importantes à implantação de equipamentos urbanos que apresentam potenciais de contaminação ao lençol freático, resguardando as zonas de maior vulnerabilidade natural ou indicando novas tecnologias à proteção de águas subterrâneas.

- Os organismos nacionais, estaduais e municipais de vigilância sanitária realizem com frequência o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas utilizadas no abastecimento domiciliar, tendo em vista amostragens direcionadas conforme o estudo de vulnerabilidade e fluxo subterrâneo.

- Aplicar o método de vulnerabilidade e estudo de fluxo para toda a bacia do Riacho Jacarecanga, com novos poços de observação distribuídos sobre a área de estudo.

- Estudo do solo na região próxima ao Riacho Jacarecanga para identificar mudanças significativas de condutividade hidráulica.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **Projeto de poço para captação de água subterrânea (NB 588)**. Brasília: ABNT, 1990.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em água de poços. **Rev. Saúde Pública.**, v.32, n.2, p.169-165, 1998.

ALLER,, L.; BENNETT, T.; LEHER, J. H.; PETTY, R. J. **DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic settings**. Worthington: National Water Wel Association, 1987.

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

ARARUNA, J.T.J. et al. **Emprego de Ferramentas Numéricas na Investigação Ambiental de Campo**. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA AMBIENTAL, Ouro Preto-MG, 2002.

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

BABIKER, I. S.; MOHAMED, M. A. A.; HIYAMA, T.; KATO, K. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. **Sci Total Environment.**, v.345, n.1/3, p. 125-127, 2005.

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: 20 set, 2009.

BARRETO, F. M. S. **Contaminação da água subterrânea por pesticidas e nitrato no município de Tianguá, Ceará.** Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 166p, 2006.

BATALHA, B. H. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da qualidade da água para consumo humano:** bases conceituais e operacionais. São Paulo: CETESB, 198p, 1993.

BEAR, J. **Hdraulics of Groundwater.** Dover, New York, 569p, 1979.

BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. **Ground water contamination: transport and remediation.** New Jersey: Prentice-Hall, 1994.

BIANCHI, L. **Estudos de impactos ambientais (EIA): diagnóstico ambiental – Projeto Nordeste – Área Beberibe-CE SIRAC/AS Mineração Trindade-Samitre.** Fortaleza: SIRAC, 1990.

BIANCHI, L.; PADILHA, M. W. M.; TEIXEIRA, J. E. M. **Recursos de água subterrânea na Região Metropolitana de Fortaleza: Fatores condicionantes.** In: Plano de Aproveitamento dos Recursos Hídricos na Região Metropolitana de Fortaleza. Fase I. Fortaleza, 189p, 1984.

BOWER, H. **Ground water hydrology.** New York: McGraw Hill, 1978.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M. **Introdução à Engenharia Ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 305p, 2002.

BRANDÃO, R. L. **Sistema de informações para gestão e administração territorial da região metropolitana de Fortaleza – Projeto SINFOR: Diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da região metropolitana de Fortaleza.** CPRM. Fortaleza: CPRM, 88p, 1998.

BRANDÃO, R. L.; CAVALCANTE, I. N.; SOUZA, M. N. **Diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da região metropolitana de Fortaleza. Projeto SINFOR. Informações básicas para gestão territorial.** Fortaleza: CPRM, 88p, 1995.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.** Brasília: Ministério da Saúde, 2004.

BRAZ, V.; BECKMANN, L.; COSTA E SILVA, L. **Integração de resultados bacteriológicos e geofísicos na investigação da contaminação de água por cemitérios.** In: CONGRESSO MUNDIAL DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, *Anais...* Fortaleza (CE), 2000.

BRAZ, V.; MENEZES, L. B. C.; BERREDO, F. **Contaminação de águas resultantes do uso inadequado do solo, na instalação de cemitérios: estudo do caso da cidade de Belém-Pa.** In: SIMPÓSIO ÍTALO – BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Gramado, 1996.

CABRAL, J.; KOIDE, S.; SIMÕES, S. J. C.; MONTENEGRO, S. Recursos hídricos subterrâneos. In: PAIVA, J. B. D. **Hidrologia aplicada a gestão de pequenas bacias hidrográficas.** Porto Alegre: ABRH, p.237-277, 2001.

CAMPOS, S. **Metais pesados em água**. 2003. Disponível em: <http://www.drashirleydecampo.com.br/noticias.asp?noticiaid=5239&assunto=Metais%20pesados>. Aces.em: set/2009.

CARVALHO JÚNIOR, M. A. F.; COSTA E SILVA, L. M. **Eletroresistividade aplicados ao estudo hidrológico de um cemitério**. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE GEOFÍSICA, 5, São Paulo (SP), 1997.

CASTRO, D. L. Caracterização geofísica e hidrogeológica do cemitério Bom Jardim, Fortaleza-CE. **Rev Bras Geof.**, v.26, n.3, p.251-271, 2008.

CAVALCANTE, I. N. **Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada de recursos hídricos na região metropolitana de Fortaleza, estado do Ceará**. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 164p. 1998.

CAVALCANTI, I. N. **Atividades impactantes em áreas de exploração de águas subterrâneas**. In: XII ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS E IV SIMPÓSIO DE HIDROGEOLOGIA DO NORDESTE. Olinda: ABAS, p. 67, 2001.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia de coleta e preservação de águas**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 150p, 2001.

CHAPELLE, F. **Ground-water microbiology and geochemistry**. New York: John Wiley & Sons, 1992.

CHIANG, W-H. **3D-Groundwater Modeling with PMWIN**. Second Edition. Springer, Berlim, 2005.

CHRISTOVÃO, D. A. Padrões bacteriológicos. **Água, qualidade, padrões de potabilidade e poluição**. São Paulo: CETESB, p. 57-119, 1974.

CORAPCIOGLU, M. Y.; HARIDAS, A. Transport and fate of microorganisms in porous media: a theoretical investigation. **J. Hydrology**, v. 72, p. 149-169, 1984.

CORSEUIL, H. X.; MARINS, M. D. M. Contaminação de Águas Subterrâneas por Derramamentos de Gasolina: o problema é grave? **Rev Eng Sanit Ambient**, v.2, n. 50, 1997.

CORTECCI, G. **Geologia e Saúde**. São Paulo: editora, 30p, 2002.

COSTA, A. M. Agenda política em saneamento ambiental: desafios para o controle social. In: SANTOS, O. A (org). **Políticas de saneamento ambiental: inovações na perspectiva do controle social**. Rio de Janeiro: FASE, p. 47-75. 1998.

COSTA, A. M. Análise histórica do saneamento no Brasil. **Exposição de Experiências Municipais na Área de Saneamento**. Belo Horizonte (MG), 1996.

COSTA, C. T. F. **Modelagem numérico-analítica do fluxo hídrico e da contaminação de água subterrânea por derivados de petróleo**. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 200p, 2005.

COSTA, W. D. **Apostila do curso de recarga artificial de aquíferos**. In: III SEMINÁRIO DE ENGENHARIA DE SAÚDE PÚBLICA. Fortaleza: FUNASA, 2006.

COSTA, W. D.; MENEGASSE, L. N.; FRANCO, R. D. **Contaminação da água subterrânea relacionada com os cemitérios da Paz e da Saudade no município de Belo Horizonte, Minas Gerais**. In: 12º CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, **Anais...** Florianópolis, 14p, 2002.

DAMASCENO, F. G.; COSTA E SILVA, L. M.; FONSECA, F. C. G.; OLIVEIRA, M. **Termo de referência para a implantação de cemitério: esforço conjunto SECTAM/UFPA SEICON**. In: WORKSHOP DE GEOFÍSICA APLICADA AO MEIO AMBIENTE, Belém (PA), 1996.

DENT, B. B. **Environmental approval for Australian burial practices**. 1999. Disponível em: <http://www.uts.edu.au/new/archives/1999/november/09.html> Acesso em: 20 set. 2009.

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, 2000.

ENVIRONMENT AGENCY. **Assessing the groundwater pollution potential of cemetery developments**. 2002. Disponível em: <http://www.environmentagency.gov.uk>. Acesso em: 19 ago. 2009.

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

ESPÍNDULA, J. C. **Caracterização bacteriológica e físico-química das águas do aquífero freático do cemitério da várzea – Recife**. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife (PE), 120p. 2004.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO J. M. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 412p, 1997.

FETTER, C.W. **Applied hydrogeology**. New Jersey: Prentice Hall, 598p, 2001.

FIGUEIREDO, M. A. **Vegetação**. Atlas do Ceará da Secretaria de Planejamento e Coordenação (SEPLAN). Fundação Instituto de Planejamento do Ceará, Fortaleza, p. 24-25, 1988.

FONSECA, D. R. M. **Conhecimento das águas periféricas a cemitérios de Belém**. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Belém (PA), 25p, 1994.

FOSTER, S. **Determinação dos riscos de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes**. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas – um método baseado em dados existentes**. São Paulo: Instituto Geológico, 1993.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C.; ROCHA, G. A. **Riscos de poluição de águas subterrâneas; uma proposta de avaliação regional**. 1988. Disponível em: www.cepis.opsoms.org/muwww/fulltext/repind46/riscos/riscos.html Acesso em: 23 set. 2009.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D'ELIA, M.; PARIS, M. **Protección de la calidad del agua subterranea: Guia para empresas de água, autoridad municipales y agencias ambientales**. Washington: Mundi-Prelicos, S.A, 2002.

FREIRE, C. C.; PEREIRA, J. S.; RIBEIRO, M. M. R. 2002. **Importância da gestão de recursos hídricos subterrâneos**. Disponível em: <http://www.abrh.org.br>. Acesso em: 13 de set. 2009.

FREITAS, M. B. Qualidade da água de consumo humano como indicador de condições de saúde e saneamento no Parque Fluminense. **Cad. Saúde Coletiva**, v.6, supl. esp. 1, p. 23-38, 1998.

FREITAS, M. B.; ALMEIDA, L. M. **Qualidade da água subterrânea e sazonalidade de organismos coliformes em áreas densamente povoadas com saneamento básico precário.**

In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. CD-ROM, São Paulo: Sonopress-Rimo, 1998.

GERBA, C. P.; BITTON, G. Microbial pollutants: their survival and transport pattern to groundwater. In: __ **Groundwater pollution microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 1984.

GONÇALVES, G. V., GIAMPÁ, C. E. Q. **Águas subterrâneas e poços tubulares profundos**, Ed. Signus, 512p. 2007.

HARDALO, C.; EDBERG, S. C. Pseudomonas aeruginosa: assessment of risk from drinking water. **Crit Rev Microbiol.**, v.23, p. 47-75, 1997.

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. **Communic Dis Report**, v. 5, n. 5, p.61, 1995.

HEAT, R. C. Hidrologia básica de água subterrânea. **Geol Survey Water Supply.**, n. 2220, 1983.

HERMES, L. C.; SILVA, J. C. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Brasília: EMBRAF, 55p, 2004.

HIRATA, R.; REBOUÇAS, A. La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos. **Bol Geol Minero.**, v. 110, n.4, p.423-236, 1999.

IPLANCE. **Atlas do Ceará**. CD ROM. Fortaleza: Fundação Instituto de Planejamento do Ceará, 1997.

IRITANI, M. A. **Modelação matemática tridimensional para a proteção das captações de água subterrânea**. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 200p, 1998.

JACOMINE, P. K. T.; ALMEIDA, L. A. R. **Boletim Técnico nº 28 Divisão de Pesquisa Pedológica**, Ministério da Agricultura e Série Pedológica nº 16 – divisão de agrologia. Brasília: Ministério do Interior, 88p, 1973.

JORDY FILHO, S.; SALGADO, O. A.; FONZAR, B. C. Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos. In: BRASIL, Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. **Projeto RADAM BRASIL**, p.309-360, 1981.

KRESIC, N. **Quantitative solution in hydrogeology and groundwater modeling**. Florida: Lewis Publishers, 1997.

LESER, W. S.; BARBOSA, V.; BARUZZI, R. G.; RIBEIRO, M. D. B.; FRANCO, L. J. **Elementos de epidemiologia geral**. São Paulo: Atheneu, 1985.

LEWIS, W. J.; STEPHEN S. D.; DRASAR, B. S. **O risco de poluição do lençol freático por sistemas de disposição local de esgotos**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 1986.

LIMA, M. E.; FIGUEREDO, M. A. **Plano de recuperação, formação e manejo da cobertura vegetal visando a preservação dos recursos hídricos da RMF**. Relatório Técnico Científico. Fortaleza: SEPLAN, 26p, 1984.

LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Departamento de Hidráulica. Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas. **Relatório de cartografia da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas do Conselho de Montemor-O-Novo utilizando o método DRASTIC**. Lisboa: LNEC, 53p, 2002.

LOUREIRO, C. O. **Modelagem matemática de fluxo e transporte em águas subterrâneas** (Notas de Curso). São Paulo: Waterloo do Brasil, 2002.

MACEDO, Jorge Antonio Barros de, **Metodos Laboratoriais de Analises Fisico-quimicas e Microbiologicas**, CRQ MG, 3ª Edição, 601p, 2005.

MANOEL FILHO, J. Contaminação das aguas subterraneas In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. (Coord.) **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997.

MARINHO, A. M. C. P. **Contaminação de aquíferos por instalação de cemitérios: estudo de caso do Cemitério São João Batista, Fortaleza – Ceará**. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 88p, 1998.

MARINHO, J. M. L. ProSev. Versão 1.2: peograma para processamento de dados de Sondagem Elétrica Vertical (SEV). **Rev Saúde Pública**, v.25, n.1, p.47-52, 2007.

MARTINS, M. T.; PELLIZARI, V. H.; PACHECO, A.; MYAKI, D. M.; ADAMS, C.; BOSSOLAN, N. R. S et al. Qualidade bacteriológica de águas subterrâneas em cemitérios. **Rev Saúde Pública**, v.25, n.1, p.47-52, 1991.

MATOS, A. P. **Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência na metomoglogloglicemia infantil**. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia)– Universidade Mackenzi, São Paulo (SP), 1996.

MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microorganismo no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo.** Tese (Doutorado Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 161p, 2001.

MATOS, B. A.; BASTIANON, D.; BATELLO, E.; PACHECO, A.; PELLIZARI, V.; MENDES, J. M. **Contaminação do aquífero livre em cemitérios: estudo de caso.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. São Paulo, 9p, 1998.

MATOS, B. A.; PACHECO, A. **Ocorrência de microorganismos no aquífero freático do cemitério Vila Nova Cachoeirinha, São Paulo.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Fortaleza, 11p, 2000.

MATOS, B. A.; PACHECO, A.; BASTIANON, D.; BATELLO, E. **Caracterização Hidrogeológica do aquífero freático no cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, Florianópolis, 19p, 2002.

MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. **MODFLOW: a modular three-dimensional finite difference ground-water flow model.** Washington: U. S. Geological Survey, 1988.

MELLO, L. G. F. S. de, MOTIDOME, M. J.; MAGALHÃES, F. S. P. de. Os cemitérios poluem? (Parte I). **Rev Saneament Ambient.** Ano VI, n. 34, p. 44-45, 1995.

MENDES, J. M. B.; PACHECO, A.; HASSUDA, S. **Cemitérios e meio ambiente – a geofísica como método auxiliar na avaliação de sua influência nas águas subterrâneas.** In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE O MEIO AMBIENTE. Florianópolis, p. 50-57, 1989.

MIGLIORINI, R. B. **Cemitérios como fonte de poluição em aquíferos: estudo do caso do cemitério Vila Formosa na bacia Sedimentar de São Paulo.** Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia)– Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 74p, 1994.

MIGLIORINI, R. B.; KIMMELMANN, A. A.; PACHECO, A. **Estudo físico-químico das águas subterrâneas do cemitério Vila Formosa, São Paulo, SP.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Recife, p. 160-168, 1994.

MOREIRA, M. M. M. A.; GATO, L. C. Geomorfologia. In: BRASIL. Ministério das Minas e Energias. Secretaria Geral. **Projeto RADAM BRASIL**, , p. 213-252, 1981.

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

MOURÃO, M. R., TEIXEIRA, F. C., VIEIRA, O. Q, SILVA, E. C. B., FERREIRA, L. M. F., **Saneamento Básico e Ocupação Desordenada às margens do Riacho Jacarecanga**, In: IV CONGRESSO DE PESQUISA E INOVACAO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCACAO TECNOLÓGICA, Belém – Pa, 2009.

OLIVEIRA, W.; TAGLIARINI, E. M.; TANCREDI, A. C. F. N. S. **Estudo hidrogeológico para implantação do cemitério Max Domini II - Região de Belém - Pará.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Florianópolis, 12p, 2002.

PACHECO, A. Cemitérios ameaçam lençóis freáticos. **Rev BIO.**, v.8, n.3, p. 34-37, 1986.

PACHECO, A. **Cemitérios e meio ambiente.** 2000. Tese (Livre Docência) – Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 120p, 2000.

PACHECO, A. Os cemitérios como risco potenciais para as águas de abastecimento. **Rev SPAM.**, v.4, n.17, p.25-31, 1986a.

PACHECO, A.; BATELLO, E. A influência dos fatores ambientais nos fenômenos transformativos em cemitérios. **Rev Eng Arquitet**, v.2, n.1, p.32-39, 2000.

PACHECO, A.; MENDES, J. M. B. Cemitérios podem contaminar as águas subterrâneas. **Rev Saneamento Ambiental**, Ano I, n.6, p.31-33, 1990.

PACHECO, A.; MENDES, J. M. B.; MARTINS, T.; HASSUDA, S.; KIMMELMANN, A. A. Cemeteries – a potencial risk to groundwater. **Water Sci Technol.**, v.24, n.11, p.97-104, 1991.

PACHECO, A.; PELLIZARI, V.; MIDORI, D.; TORRES, S.; MENDES, J. M. B. **Os perímetros de proteção sanitária em cemitérios e sua importância para as águas subterrâneas de abastecimento – estudo preliminar.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Belo Horizonte (MG), 119p, 1992.

PACHECO, A.; SILVA, L. M.; MENDES, J. M. B.; MATOS, B. A. Resíduos de cemitérios: um problema, também, social. **Rev Limp Pública**, n.52, p.25-27. 1999.

PAZDRO, Z.. Hydrogeologia Ogólna, W.G. Warszawa. In: ALVAREZ, R.H.; NIEDZIELSKI, H. **Estimacion de la recarga en la subcuenca Rio de las Avenidas Pachuca Hidalgo México.** In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE HIDR. SUB., 3, MÉXICO: ALHSUD, p.35-46, 1996.

PUERARI, E. M. **Vulnerabilidade de aquíferos a contaminação por derivados de petróleo.** Tese (Doutorado em Hidrogeologia) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 244p, 2005.

QUESADO JUNIOR, N. **Contribuição da hidrogeologia à problemática das doenças de veiculação hídrica em Fortaleza, Ceará.** 2001. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 118p, 2001.

QUESADO JUNIOR, N.; CAVALCANTE, I. N. Hidrogeologia do **Município de Fortaleza, Ceará - Brasil.** In: 1ST JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, 1., Fortaleza, 15p, 2000.

REBOUÇAS, Aldo Cunha, In: REBOUCAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** Academia Brasileira de Ciencias, Inst. Estudos Avancados/USP, Escrituras Editora e Distribuidora de Livros Ltda, cap 4, p. 117-150, 807 p, 1999.

ROBINSON, R.A.; STOKES, R.H. **Eletoolyte solutions**, 2nd ed. London: [s.n.], 1965.

ROSAS, A. J. C. **Sustentabilidade da atividade produtora de água envasada em Fortaleza-CE**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 186p, 2008.

SCHNOOR, J. L. **Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air and soil**. 1rd Edition. New York: John Wiley & Sons, Inc, 684p, 1995.

SCHUSTER, H. M. D.; ARAÚJO, H. D. B. Uma formulação do Método iterativo de gradiente hidráulico no processo de calibração dos parâmetros hidrodinâmicos do sistema aquífero. **Revista brasileira de Recursos hídricos**, v. 9, n.2, p. 31-37, 2004.

SILVA, L. M. Cemitérios: fonte potencial de contaminação dos aquíferos livres. **Rev Saneament Ambient**, Ano XI, n.71, p.41-45, 2000.

SILVA, L. M. Contaminação do lençol freático pelos cemitérios. **Rev Integração.**, Ano IV, n.13, p.103-110, 1998.

SILVA, L. M. **Os cemitérios na problemática ambiental**. In: SEMINÁRIO NACIONAL “CEMITÉRIOS E MEIO AMBIENTE”. 1., São Paulo, 82p, 1995.

SOUSA, M. C. B. **Modelagem computacional do transporte de contaminantes em aquíferos freáticos: estudo de caso para o cemitério Parque Bom Jardim, Fortaleza-CE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 107p, 2008.

SPLITZ, K.; MORENO, J. **A practical guide to groundwater and solute transport modeling**. New York: John Wiley & Sons, 461p, 1996,

SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO ESTADO DO CEARÁ (SUDEC). **Resultados de trabalhos da SUDEC na área de proteção ambiental**. Fortaleza: SUDEC, 68p, 1986.

TAVARES, P. R. **Calibração da Condutividade Hidráulica Horizontal Utilizando o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico**. XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, São Luis, 2010.

UÇISIK, A. S.; RUSHBROOK, P. **The impact of cemeteries on the environment and public health: an introductory briefing**. Denmark: World Health Organization, Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, 15p, 1998.

US-EPA. **Office of water and office of pesticides and toxic substances**. Washington: National Pesticide Survey, 1990.

VASQUEZ, A. B. **Validación de mapas de vulnerabilidad en medios urbanos**. In: SEMINARIO-TALLER. PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS FRENTE A LA CONTAMINACIÓN: METODOLOGÍA, Toluca, México, 2001.

WENDLAND, E. **Modelos matemáticos e métodos numéricos em águas subterrâneas**. In: São Carlos: SBMAC, 95p, 2003.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. Geneva: WHO, 1996.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **The impact of cemeteries on the environment and public health**. Regional office for Europe. 1998. Disponível em: http://www.sincep.com.br/associados/artigos_017.html. Acesso em: 24 set. 2009.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO's guidelines for drinking-water quality**. 3th ed. 2003. Disponível em: www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/gdwq3_1.pdf. Acesso em: 24 set. 2009.

YATES, M. V.; GERBA, C. P.; KELLEY, L. M. Virus persistence in groundwater. **App Environm Microbiol.**, v. 49, n. 4, p. 778-781, 1985.

YOUNG, C. P.; BLACKMORE, K. M.; LEAVENS, A.; REYNOLDS, P. J. **Pollution potential of cemeteries**. New York: R & D Tecnnical, Environment Agency, 115p, 2002.

ZOHDY, A. A. R. A new method for the automatic interpretation of Schlumberger and Wenner sounding curves. **Geophysics**, v. 54, p. 245-253, 1989.