

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS**

**LEVANTAMENTO GEOFÍSICO, MONITORAMENTO E
MODELAGEM MATEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL
FREÁTICO POR EFLUENTE DE CHARQUEADORA**

RAFAEL MACHADO MELLO

ORIENTADOR: SERGIO KOIDE

CO-ORIENTADOR: CARLOS TADEU NASCIMENTO

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA
AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF, JUNHO DE 2013

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS**

**LEVANTAMENTOS GEOFÍSICOS, MONITORAMENTO E
MODELAGEM MATEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL
FREÁTICO POR EFLUENTE DE CHARQUEADORA**

RAFAEL MACHADO MELLO

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS.**

APROVADA POR:

**SERGIO KOIDE, PhD (PTARH – UnB)
(ORIENTADOR)**

**DIRCEU REIS SILVEIRA JUNIOR, PhD (PTARH – UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**LUIZ RAFAEL PALMIER, PhD (UFMG)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

BRASÍLIA - DF, 24 DE JUNHO DE 2013

FICHA CATALOGRÁFICA

MELLO, RAFAEL MACHADO

Levantamentos geofísicos, monitoramento e modelagem matemática da contaminação do lençol freático por efluente de charqueadora
xv, 111p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2013).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|-------------------------|-----------------------|
| 1. Água subterrânea | 2. Métodos Geofísicos |
| 3. Eletrorresistividade | 4. Modflow |
| 5. Contaminação | 6. Monitoramento. |
| I. ENC/FT/UnB | II. Título (série) |

REREFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MELLO, R. M. (2013). *Levantamentos geofísicos, monitoramento e modelagem matemática da contaminação do lençol freático por efluente de charqueadora*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM–149/2013, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 109p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Rafael Machado Mello

TÍTULO: Levantamentos geofísicos, monitoramento e modelagem matemática da contaminação do lençol freático por efluente de charqueadora

GRAU: Mestre

ANO: 2013

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias dessa dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Rafael Machado Mello

rafaellmello@yahoo.com.br

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a vocês que sempre me fizeram acreditar na realização dos meus sonhos e trabalharam muito para que eu pudesse realizá-los, meus pais, Ademar e Alciléia. Dedico também aos meus grandes amores, Meriele, Rafaella e Vitor, por terem aceito se privar de minha companhia pelos estudos, concedendo a mim a oportunidade de me realizar ainda mais.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por todas as oportunidades que tem concedido em minha vida.

Aos meus pais, Ademar e Alciléia, pelo incentivo.

À minha esposa, Meriele, pela compreensão.

Aos meus filhos, Vitor e Rafaella, pelo carinho.

Ao meu irmão, Fernando, pelo companheirismo.

À minha sogra, Margarida, pela paciência.

À minha cunhada, Meriene, pelo apoio.

Ao meu sogro, João, pelo suporte.

Ao meu amigo e chefe, Diógenes, pela confiança.

Ao meu amigo, Bruno, pelos ensinamentos quanto à utilização do Modflow.

Ao meu amigo, Lucas, por ter disponibilizado seu trabalho de conclusão de curso.

Aos técnicos, Irioman de Sousa Júnior e João Moreira Pacheco, pelo apoio na execução dos trabalhos de campo.

Ao colega João Cândido Magalhães e ao professor Welitom Rodrigues Borges, pelo apoio na sistematização dos dados do levantamento Geofísico.

Aos professores Sérgio Koide e Carlos Tadeu Nascimento, pela orientação e ensinamentos.

À ADASA, pelo fornecimento de dados e pelo entendimento das minhas ausências durante o período desta.

Ao Laboratório de Geofísica Aplicada da Universidade de Brasília.

Aos professores Ariuska Amorim, Cristina Brandão, José Goes, Marco Antônio Souza, Nabil Joseph Eid, Nestor Campana e Oscar Cordeiro Netto, por contribuir com meu crescimento ao longo do curso.

RESUMO

LEVANTAMENTO GEOFÍSICO, MONITORAMENTO E MODELAGEM MATEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO POR EFLUENTE DE CHARQUEADORA.

Autor: Rafael Machado Mello

Orientador: Sergio Koide

Co-orientador: Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, Junho de 2013.

O presente trabalho consistiu na integração de diferentes ferramentas, modelagem matemática, levantamento geofísico, dados de monitoramento de qualidade e nível d'água para avaliar, por meio de um modelo computacional, o fluxo e a propagação dos contaminantes no aquífero freático de uma região do Distrito Federal, denominada Condomínio Vista Bela, onde esgoto doméstico bruto e de efluente industrial foram infiltrados no solo. O efluente industrial é derivado do processamento, lavagem, tratamento e embalagem de carnes de uma indústria charqueadora. O objetivo do trabalho foi simular o caso ocorrido em março de 2009, quando foi identificada a pluma de contaminação que se propagou até atingir poços e cisternas situadas à jusante do ponto de lançamento. Os poços da região onde ocorreu esse lançamento passaram a ser monitorados por meio de coleta mensal, ao longo de 3 anos. A análise de amostras da água subterrânea permitiu delinear a evolução da pluma em direção aos demais poços e a um rio a jusante do ocorrido. Aproveitando 14 cisternas existentes, utilizadas como única fonte de abastecimento de água da região, foi feito um monitoramento do nível piezométrico que subsidiou a modelagem matemática. Em janeiro de 2011, foi realizado um levantamento geofísico, utilizando a técnica de caminhamento elétrico com arranjo dipolo-dipolo, que possibilitou mapear a pluma de contaminação e também identificar contaminação em outro local a montante da empresa. Em poços da região também foram realizados testes de bombeamento para subsidiar a calibração dos parâmetros. Laudos de qualidade de água foram fornecidos pela ADASA, órgão gestor de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Utilizou-se o programa Visual Modflow para realizar as simulações. Cloreto foi adotado como contaminante de interesse por suas características conservativas, portanto excelente indicador para simulação do fluxo da água subterrânea e do transporte do contaminante. Os dados obtidos no monitoramento, o levantamento geofísico e a modelagem, indicam que a pluma alcançou 110m do ponto de lançamento, após 2 anos de injeção do contaminante, e que em 2 anos alcançará o reservatório no córrego Capão do Brejo, afluente do rio Descoberto.

Palavras-chave: águas subterrâneas, métodos geofísicos, eletrorresistividade, Modflow, contaminação.

ABSTRACT

GEOPHYSICAL SURVEY, MONITORING AND MATHEMATICAL MODELING OF THE WATER TABLE CONTAMINATION BY EFFLUENT IN A MEAT PROCESSING INDUSTRY

Autor: Rafael Machado Mello

Supervisor: Sergio Koide

Co Supervisor: Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, Junho 2013.

The present work is an integration of different tools, including mathematical modeling, geophysical surveying, water quality and level monitoring data to evaluate, by a computer model, the flow and contaminant propagation in the groundwater in a region of the Federal District called Bela Vista condominium, where raw domestic sewage and industrial effluents were infiltrated into the soil. The industrial effluent is derived from the processing, cleaning, treating and packaging processes in a meat processing industry. This work aimed to simulate the case occurred in March 2009, when the contamination plume was identified in the groundwater, spreading towards wells located downstream from the discharge point. The wells of the affected area were monitored monthly, during three years and the analysis of groundwater samples allowed to outline the plume's evolution toward other wells and toward one river downstream the location. Using the existing 14 existing wells, the only water supply source in the area water level monitoring were carried out to support the mathematical modeling. In January 2011, a geophysical survey was performed, using the electrical profiling technique with dipole-dipole, which helped mapping the contamination plume and identification of another contamination upstream the dumping site. Pumping tests were carried out in some existing wells to provide data to subsidize the calibration. Water quality reports were provided by ADASA, the Federal District Water Resources and Sanitation Agency, into carry out the flow and contaminant propagation Visual Modflow program was used to perform the simulations. Chloride was adopted as the contaminant of interest in the study, because it is conservative and therefore it is an excellent indicator to simulate groundwater flow and transport of the contaminant. The study involving monitoring data geophysical survey and modeling indicated that the plume reached 110m from the point of release, after two years of injection of the contaminant and, in two years after the dumping it will reach the at the Capão do Brejo river dam, a Descoberto river tributary.

Keywords: groundwater, geophysical methods, electrical resistivity, Modflow, contamination.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	1
2.	OBJETIVOS	3
2.1.	OBJETIVO GERAL	3
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1.	ÁGUA SUBTERRÂNEA	4
3.1.1.	Descrição dos Aquíferos	5
3.1.1.1.	<i>Domínio freático</i>	<i>6</i>
3.1.1.2.	<i>Domínio fraturado</i>	<i>10</i>
3.1.1.3.	<i>Domínio fissuro-cárstico</i>	<i>12</i>
3.2.	MONITORAMENTO	12
3.2.1.	Qualidade	13
3.2.2.	Nível piezométrico	14
3.2.3.	Contaminação de aquíferos por atividades industriais.....	15
3.3.	TESTE DE BOMBEAMENTO	16
3.4.	GEOFÍSICA.....	18
3.4.1.	Método da eletrorresistividade.....	20
3.4.2.	Técnica de caminhamento elétrico.....	21
3.4.2.1.	<i>Arranjo dipolo-dipolo</i>	<i>22</i>
3.4.2.2.	<i>Resistivímetro</i>	<i>25</i>
3.5.	MODELAGEM.....	26
3.5.1.	Modelagem do fluxo subterrâneo.....	28
3.5.1.1.	<i>Lei de Darcy</i>	<i>28</i>
3.5.1.2.	<i>Equação geral do fluxo subterrâneo.....</i>	<i>30</i>
3.5.2.	Modelagem do transporte de poluentes.....	31
3.5.2.1.	<i>Mecanismos de Transporte.....</i>	<i>31</i>
3.5.3.	Condições iniciais e condições de contorno	32
4.	MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1.	ÁREA DE ESTUDOS.....	37
4.1.1.	Localização e descrição da fonte de poluição	37
4.2.	MONITORAMENTO DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO.....	38
4.2.1.	Equipamento utilizado	39
4.3.	TESTE DE BOMBEAMENTO.....	40
4.3.1.	Construção do arranjo físico do teste de bombeamento	41

4.3.2.	Execução do teste de bombeamento	42
4.3.2.1.	<i>Processamento dos dados e estimação dos parâmetros hidrodinâmicos</i>	44
4.4.	MONITORAMENTO DA QUALIDADE	46
4.5.	GEOFÍSICA	48
4.5.1.	Equipamento utilizado	49
4.5.2.	Caminhamento elétrico e arranjo Dipolo-Dipolo	50
4.6.	MODELAGEM.....	52
4.6.1.	Seleção do código computacional	54
4.6.2.	Modelo conceitual	54
4.6.3.	Delimitação da condição de contorno para o modelo de fluxo	56
4.6.4.	Delimitação das condições de contorno para o modelo de transporte	57
4.6.5.	Execução da modelagem	58
5.	<i>RESULTADOS E DISCUSSÃO</i>	60
5.1.	MONITORAMENTO DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO.....	60
5.2.	TESTE DE BOMBEAMENTO	62
5.3.	MONITORAMENTO DA QUALIDADE	66
5.4.	GEOFÍSICA	71
5.5.	MODELAGEM.....	77
5.5.1.	Tempo inicial do modelo de transporte	77
5.5.2.	Calibração do modelo.....	78
5.5.3.	Verificação do modelo de fluxo	80
5.5.4.	Resultados de fluxo	80
5.5.5.	Resultados de transporte.....	83
6.	<i>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</i>	87
	<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	89

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3. 1 - NOVA PROPOSTA DE DISTRIBUIÇÃO DOS SISTEMAS INTERGRANULARES FREÁTICOS (SISTEMA POROSOS).....	9
FIGURA 3. 2- PROPOSTA DE DISTRIBUIÇÃO DOS SISTEMAS FRATURADOS (SISTEMA FRATURADO) FONTE : GONÇALVES (2007).....	11
FIGURA 3.3 - REPRESENTAÇÃO DAS TÉCNICAS REFERENTES AO MÉTODO DA ELETRORRESISTIVIDADE. FONTE: BRAGA (2005).....	21
FIGURA 3.4 - PERFIL DE CAMINHAMENTO ELÉTRICO COM DIPOLOS DE 10M.	22
FIGURA 3.5 - ILUSTRAÇÃO DO ARRANJO DIPOLO-DIPOLO.....	23
FIGURA 3.6 - ESQUEMA DE AQUISIÇÃO DE DADOS UTILIZANDO O ARRANJO DIPOLO-DIPOLO.....	24
FIGURA 3. 7 - CONDIÇÕES INICIAIS E CONDIÇÕES DE CONTORNO DE UM PROBLEMA GENÉRICO	34
FIGURA 4.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	37
FIGURA 4.2 - IMAGEM ADAPTADA DO GOOGLE EARTH INDICANDO PONTOS DE MONITORAMENTO.....	39
FIGURA 4. 3 - MEDIDOR DE NÍVEL FREÁTICO	40
FIGURA 4.4 – ELEMENTOS DE UM TESTE DE BOMBEAMENTO COM PIEZÔMETRO DE OBSERVAÇÃO.....	42
FIGURA 4.5 – DISPOSITIVO PARA CONTROLE E MANUTENÇÃO DA VAZÃO (FONTE: SANTOS, 2012).....	43
FIGURA 4. 6 – MEDIÇÃO DIRETA DA VAZÃO DE BOMBEAMENTO.....	44
FIGURA 4.7 - MODELO NUMÉRICO EM DIFERENÇAS FINITAS PARA SIMULAÇÃO DO TESTE DE BOMBEAMENTO.....	45
FIGURA 4. 8 - ESTRUTURA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA EMPRESA CHARQUEADORA.....	46
FIGURA 4. 9 - RESISTIVÍMETRO SYSCAL PRO, IRIS INSTRUMENTS, FRANÇA .	50
FIGURA 4. 10 - ESQUEMA DE AQUISIÇÃO DE DADOS UTILIZANDO O ARRANJO DIPOLO-DIPOLO (D-D) COM DEZ NÍVEIS DE INVESTIGAÇÃO.....	51
FIGURA 4. 11 - IMAGEM ADAPTADA DO GOOGLE EARTH INDICANDO A LOCALIZAÇÃO DO LEVANTAMENTO GEOFÍSICO	52
FIGURA 4. 12 – CONDIÇÕES DE CONTORNO DO MODELO CONCEITUAL ADOTADO	55

FIGURA 4.13 - MALHA DE DIFERENÇAS FINITAS PARA O MODELO CONCEITUAL DA ÁREA DE ESTUDO, COM REFINAMENTO NO ENTORNO DA CHARQUEADORA	56
FIGURA 4.14 - DELIMITAÇÃO DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO PELO LEVANTAMENTO GEOFÍSICO	57
FIGURA 5.1 - SUPERFÍCIE EQUIPOTENCIAL DA ÁREA DE ESTUDO	60
FIGURA 5.2 - PRECIPITAÇÃO ACUMULADA X PROFUNDIDADE DO NÍVEL FREÁTICO.....	61
FIGURA 5.3 – GRÁFICO DE REBAIXAMENTO E RECUPERAÇÃO DA CARGA PIEZOMÉTRICA NO POÇO DE BOMBEAMENTO.....	63
FIGURA 5.4 - GRÁFICO DE REBAIXAMENTO E RECUPERAÇÃO DA CARGA PIEZOMÉTRICA NO POÇO DE OBSERVAÇÃO	63
FIGURA 5.5 - SIMULAÇÃO COM VARIAÇÃO TEMPORAL DO REBAIXAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO	64
FIGURA 5.6 - RESULTADO TÍPICO DA MODELAGEM NUMÉRICA DO TESTE DE BOMBEAMENTO	65
FIGURA 5.7 - GRÁFICO DA CURVA DE VALORES OBSERVADOS X CALCULADOS PARA O PONTO DE OBSERVAÇÃO UTILIZADO NA ETAPA DE CALIBRAÇÃO	66
FIGURA 5.8 - IMAGEM ADAPTADA DO GOOGLE EARTH INDICANDO POÇOS CONTAMINADOS.....	67
FIGURA 5.9 - IMAGEM ADAPTADA DO GOOGLE EARTH INDICANDO POÇOS CONTAMINADOS ATÉ FEVEREIRO DE 2012.....	68
FIGURA 5.10 – RESULTADOS DO PARÂMETRO CLORETO DE SÓDIO (CLNA) NAS CISTERNAS DURANTE O MONITORAMENTO.....	69
FIGURA 5.11 - AVALIAÇÃO DE MONITORAMENTO, MODELAGEM E LEVANTAMENTO GEOFÍSICO DA ÁREA CONTAMINADA	70
FIGURA 5.12 – SEÇÃO DE RESISTIVIDADE ELÉTRICA NA LINHA 1	72
FIGURA 5.13 - SEÇÃO DE RESISTIVIDADE ELÉTRICA NA LINHA 2.....	72
FIGURA 5.14 - SEÇÃO DE RESISTIVIDADE ELÉTRICA NA LINHA 3.....	72
FIGURA 5.15 - LINHA 1.....	73
FIGURA 5.16 - LINHA 2.....	74
FIGURA 5.17 - LINHA 3.....	74

FIGURA 5.18 - VISTA SUPERIOR DO SÓLIDO RELACIONADO COM A PLUMA DE CONTAMINAÇÃO	74
FIGURA 5.19 - VISTA DE JUSANTE PARA MONTANTE	74
FIGURA 5.20 - VISTA DE MONTANTE PARA JUSANTE	75
FIGURA 5.21 – IMAGEM DO POLÍGONO E VARIAÇÃO DO NÍVEL DO LENÇOL FREÁTICO.....	77
FIGURA 5.22 - CLIVO DO FILTRO	80
FIGURA 5.23 - SUPERFÍCIE EQUIPOTENCIAL DO MODELO CALIBRADO.....	81
FIGURA 5.24 – FIGURA DE VALORES OBSERVADOS X CALCULADOS PARA OS PONTOS DE OBSERVAÇÃO UTILIZADOS NA ETAPA DE CALIBRAÇÃO	82
FIGURA 5.25 - PLUMA COM TEMPO DE SIMULAÇÃO DE 02 ANOS	84
FIGURA 5.26 - VISUALIZAÇÃO DA PLUMA PARA O PERÍODO DE 01 (HUM) ANO APÓS LACRE DO SISTEMA DE LANÇAMENTO.....	85
FIGURA 5.27 - PLUMA DE 04 (QUATRO) ANOS APÓS LACRE DO SISTEMA DE LANÇAMENTO	86
FIGURA 5.28 - VISUALIZAÇÃO DA PLUMA PARA O PERÍODO DE 10 ANOS DE SIMULAÇÃO	86

LISTA DE TABELAS

TABELA 3. 1 - CLASSIFICAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DO DISTRITO FEDERAL (FONTE: ADAPTADO DE CAMPOS & FREITAS-SILVA, 1999).....	6
TABELA 3.2 – PADRÃO DE POTABILIDADE SEGUNDO A PORTARIA Nº 2914 DO MINISTÉRIO DA SAÚDE DE ALGUNS PARÂMETROS ANALISADAS NOS POÇOS DA REGIÃO.	14
TABELA 3.3 - PRINCIPAIS MECANISMOS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.....	32
TABELA 4.1 – PARÂMETROS AVALIADOS NA ÁGUA SUBTERRÂNEA E NO EFLUENTE DA EMPRESA.....	48
TABELA 5.1 - PLANILHA DE CAMPO DO TESTE DE BOMBEAMENTO	62
TABELA 5.2 - PARÂMETRO DO AQUÍFERO APÓS CALIBRAÇÃO	65
TABELA 5.3 - FASES DO MODELO DE TRANSPORTE	78
TABELA 5.4 – DADOS DE QUALIDADE EM MARÇO DE 2009.....	79
TABELA 5. 5 – PARÂMETROS DO AQUÍFERO POROSO APÓS CALIBRAÇÃO.....	81

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
Cl	Cloretos (mg/L)
CINa	Cloreto de sódio (mg/L)
CE	Caminhamento Elétrico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DF	Distrito Federal
DGPS.....	Sistema de Posicionamento Global Diferencial
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
g.....	Aceleração da Gravidade (LT^{-2})
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
K	Condutividade Hidráulica (LT^{-1})
Kx.....	Condutividade hidráulica saturada na direção “x”(L/T)
Ky.....	Condutividade hidráulica saturada na direção “y”(L/T)
Kz.....	Condutividade hidráulica saturada na direção “z”(L/T)
Ksat	Condutividade Hidráulica saturada(LT^{-1})
M.....	Massa
MS.....	Ministério da Saúde
MDE	Modelo Digital de Elevações
NMP	Número máximo Provável
OMS	Organização Mundial da Saúde
PEST.....	Parameter Estimation
PTARH.....	Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
RA	Região Administrativa
SEV	Sondagem Elétrica Vertical
SICAD	Sistema Cartográfico do Distrito Federal
S _s	Coefficiente de Armazenamento Específico (L^{-1})
S _y	Coefficiente de produtividade específica do aquífero - <i>Specific Yield</i>
T.....	Tempo (T)
UH.....	Unidade Hazen (mg Pt–Co/L)

UnB.....Universidade de Brasília
UT Unidade de turbidez
VMP Valor Máximo Permitido
X Direção (L)
Y Direção (L)
Z Altura (L)

1. INTRODUÇÃO

O descarte indevido de resíduos industriais no solo, degradando a qualidade das águas subterrâneas, é uma grande preocupação contemporânea. De toda água disponível no planeta, apenas 3% é doce, sendo que desta, 97,0 % correspondem à água subterrânea. De acordo com Fetter (1994), na década de 90, o consumo de água cresceu mais de seis vezes, demandando uma maior exploração de recursos hídricos. Desta forma, a água subterrânea se torna uma fonte imprescindível para o abastecimento humano. No Brasil, oito milhões de domicílios são abastecidos diretamente dessa água, o que corresponde a 15,6% do total de residências (IBGE, 2010).

No Distrito Federal, o abastecimento de água é feito pela captação de água superficial dos sistemas de Santa Maria/Torto e do Descoberto, e dezessete captações de pequeno e médio porte auxiliam no abastecimento. A captação subterrânea é caracterizada como suplementar nas zonas urbanas, com exceção da cidade satélite de São Sebastião, que é completamente abastecida por poços tubulares profundos; entretanto, nas comunidades rurais, se torna exclusiva na maioria das propriedades (EMBRAPA, 2002).

Segundo Távora (2010), a importância do monitoramento da água subterrânea em Brasília se torna cada vez mais significativa, uma vez que a demanda dessa água vem crescendo abruptamente em função da expansão de condomínios e da ampliação dos núcleos urbanos. Dessa forma, recomenda-se atenção à proteção dos aquíferos, sujeitos às contaminações variadas decorrentes das atividades praticadas na superfície, quando há descartes indevidos e poços mal perfurados.

Na avaliação de Campos & Freitas-Silva (1998), em Brasília, o lançamento de efluentes somado ao parâmetro ocupação urbana irregular produz efeitos potencialmente poluidores, caracterizados por fontes pontuais e fontes difusas. Os mesmos anteriores consideram nove tipos de atividades potencialmente poluidoras das águas subterrâneas: postos de combustíveis; cemitérios; depósitos de lixo; poços; agricultura intensiva; ocupação urbana; garagens e oficinas; indústrias; e estações de tratamento de esgoto.

Alguns efluentes industriais podem estar sendo lançados *in natura* nas drenagens ou em lagoas, atingindo os aquíferos por infiltração direta. É o caso de frigoríficos, charqueadoras, abatedouros e fábricas de refrigerantes ou água mineral (lavagem de vasilhame), dentre outros. Do ponto de vista ambiental, a contaminação gerada pode não ser muito significativa, mas certamente deve ser cadastrada e monitorada, com vistas a mapear a sua distribuição e discriminar a carga contaminante potencial – sobretudo os compostos orgânicos e metais tóxicos presentes.

As charqueadoras são indústrias cujo efluente gerado é composto essencialmente por matéria orgânica degradável e sais cloretados. Utilizam como matéria-prima normalmente carnes bovinas que podem ser salgadas por injeção (salmoura é injetada com agulhas) e/ou por imersão em tambores cilíndricos horizontais rotativos (“tumblers”), nos quais a carne é agitada juntamente com a salmoura. Então, carne e salmoura são separadas gerando um efluente líquido. Esse efluente deve ser descartado em locais devidos para que seu tratamento seja otimizado. No caso de indústrias que possuem seu próprio sistema de tratamento, esse deve contemplar uma rigorosa rede de monitoramento composta por piezômetros para identificação de possíveis falhas nas estruturas que devem ser totalmente impermeáveis, evitando a percolação do efluente.

O caso em estudo relaciona-se a um lançamento irregular de efluentes, resultantes do processo de lavagem, tratamento e embalagem de carnes em uma pequena indústria localizada na cidade de Ceilândia. Os efluentes foram lançados numa fossa não revestida e atingiram o lençol freático, propagando-se na água subterrânea. A empresa está instalada próxima a lotes residenciais e em vários desses lotes foi observada a contaminação de cisternas e poços. Existe ainda o risco dessa poluição atingir uma barragem situada no córrego Capão do Brejo, afluente do rio Descoberto.

Nesse sentido, o presente trabalho propõe-se a avaliar, por meio da integração de diferentes ferramentas, modelagem matemática, levantamentos geofísicos e utilizando dados de monitoramento, o fluxo e a propagação dos contaminantes no aquífero freático de uma região do DF, denominado Condomínio Rural Vista Bela, onde ocorreu lançamento *in natura* de esgotos e de efluentes industriais.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Estudar, por meio da integração de diferentes ferramentas, o fluxo e a propagação dos contaminantes no aquífero freático em uma região do DF utilizando dados de infiltração de efluentes de uma indústria charqueadora em Ceilândia – DF.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Utilizar métodos geofísicos para caracterizar a subsuperfície do local estudado.
- Caracterizar o fluxo de água e a propagação da pluma de contaminação por cloreto da água subterrânea no aquífero freático na região de estudo por meio de modelo matemático.
- Analisar o problema à luz dos resultados obtidos com o uso das diferentes ferramentas (monitoramento, geofísica e modelagem matemática).

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ÁGUA SUBTERRÂNEA

O polígono do Distrito Federal está situado em um alto regional que não apresenta grandes drenagens superficiais, sendo um divisor natural de três grandes bacias hidrográficas e, por esse motivo, as águas subterrâneas têm importância estratégica para o abastecimento de núcleos rurais e urbanos. Nessa região existem dois grupos de aquíferos, denominados Domínio Fraturado e Domínio Poroso. O primeiro grupo corresponde às unidades rochosas onde os espaços ocupados pela água são representados por descontinuidades planares. O segundo corresponde aos solos, manto de alteração das rochas e materiais aluvionares, nos quais a água ocupa os espaços intergranulares (Campos & Freitas-Silva, 1998).

O Domínio Fraturado se associa a quatro conjuntos litológicos distintos que compõem o contexto geológico regional do Distrito Federal: grupos Paranoá, Canastra, Araxá e Bambuí. O grupo Paranoá, de idade Meso a Neoproterozóica, ocupa 65% da área total do Distrito Federal e, nessa região, pode ser dividido, da base para o topo, em seis unidades litoestratigráficas: Metassiltito, Ardósia, Metarritmito arenoso, Quartzito, Metarritmito Argiloso e Unidade Psamo Pelito Carbonatada. A água subterrânea do Domínio Fraturado apresenta risco de contaminação atenuado, uma vez que os aquíferos do Domínio Poroso sobrepostos funcionam como um filtro natural (Campos & Freitas-Silva, 1998).

O Domínio Poroso no Distrito Federal corresponde a aquíferos rasos e livres, com ampla continuidade lateral, geralmente aproveitados por poços rasos. Esses aquíferos são moderadamente susceptíveis à contaminação por agentes externos. Esse Domínio pode ser dividido em sistemas com base na condutividade hidráulica e na espessura. Na área de estudo, predomina o sistema P1, que corresponde a Latossolo Vermelho-Amarelo, resultante do intemperismo do Metarritmito argiloso (Campos & Freitas-Silva, 1998).

A expansão urbana irregular em áreas não alcançadas pelo sistema integrado de abastecimento da concessionária de serviço público de saneamento básico do Distrito Federal - a CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) - é a principal causa apontada para o aumento da demanda de água subterrânea no Distrito Federal. O crescimento de alguns setores de serviços, indústrias e irrigação nos últimos

anos também contribuiu para o incremento no consumo de água subterrânea, assim como a procura por uma alternativa mais econômica e de melhor qualidade, substitutiva ao uso da água superficial.

A crescente demanda e a necessidade premente de regulação do uso da água subterrânea vêm despertando nas autoridades governamentais o interesse de embasar as ações administrativas dos órgãos gestores estaduais e do Distrito Federal, principalmente no que se refere aos instrumentos de outorga e cobrança instituídos pelas políticas nacional (PNRH Lei N° 9.433/97), estaduais e distrital (PDRH Lei N° 2.725/01) de recursos hídricos.

No Distrito Federal a regulação, controle e fiscalização das águas subterrâneas são atribuições da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA), que tem a sua atuação regida pelos fundamentos, objetivos, diretrizes e instrumentos das políticas nacional e distrital de recursos hídricos, segundo o Art. 2° da lei distrital N° 3.365/2004, que criou a citada agência e da lei n° 4.285, de 26 de dezembro de 2008.

3.1.1. Descrição dos Aquíferos

Os aquíferos (reservatórios subterrâneos) são formações geológicas, situadas em subsuperfície, capazes de armazenar água e permitir a sua movimentação em condições naturais. São divididos em dois segmentos quanto à forma de armazenamento de água, incluindo a zona vadosa e a zona saturada. A zona vadosa é a porção mais rasa, onde os espaços vazios do material são preenchidos por água e ar. Já a zona saturada se localiza abaixo da zona vadosa e possui todos os seus espaços preenchidos por água. Os aquíferos apresentam funções filtro (depuração natural das águas de infiltração), reguladora (relacionada à alimentação e perenização de nascentes e córregos) e armazenadora (acumulação de água nos poros).

Essas funções são muito importantes quando a questão é o abastecimento. A função filtro é exercida pela zona vadosa e associa-se à capacidade do aquífero em remover possíveis substâncias ou bactérias prejudiciais à qualidade da água a ser consumida. A função

armazenadora é desempenhada pela zona saturada e permite ao aquífero estocar água. Por fim, a função reguladora é aquela que mantém, mesmo em períodos de seca, o volume de água nos rios e poços.

3.1.1.1. Domínio freático

Os aquíferos do Domínio Freático (zona porosa) são caracterizados por meios geológicos onde a porosidade é do tipo intergranular, ou seja, a água ocupa os poros entre os minerais constituintes do material geológico (rocha ou solo). No Distrito Federal esse domínio é essencialmente representado pelos solos e pelo manto de alteração das rochas.

A caracterização dos aquíferos desse domínio está vinculada a vários parâmetros, dos quais dois são destacados: a espessura saturada (b) e a condutividade hidráulica (K), sendo que ambas são diretamente controladas pela geologia e pela geomorfologia onde cada tipo de solo está inserido. Na Tabela 3.1 apresenta-se um resumo da classificação dos Domínios, Sistemas/Subsistemas aquíferos do Distrito Federal, com respectivas vazões médias.

Tabela 3. 1 - Classificação hidrogeológica do Distrito Federal (Fonte: Adaptado de Campos & Freitas-Silva, 1999)

DOMÍNIO	SISTEMA	SUBSISTEMA	Vazão Média (m ³ /h)	Litologia/Solo Predominante
Freático	Sistema P1	Deverão ser definidos com o detalhamento da cartografia hidrogeológica	< 0,8	Latossolos Arenosos e Neossolos Quartzarênicos
	Sistema P2		< 0,5	Latossolos Argilosos
	Sistema P3			Plintossolos e Argissolos
	Sistema P4		< 0,3	Cambissolo e Neossolo Litólico
Fraturado	Paranoá	S/A	12,5	Metassiltitos
		A	4,5	Ardósias
		R3/Q3	12,0	Quartzitos e metarritmitos arenosos
		R4	6,5	Metarritmitos argilosos
	Canastra	F	7,5	Filitos micáceos
	Bambuí	-	6,0	Siltitos e arcóseos
	Araxá	-	3,5	Mica xistos
Físsuro-Cárstico	Paranoá	PPC	9,0	Metassiltitos e lentes de mármore
	Canastra	F/Q/M	33,0	Calcifilitos, quartzitos e mármore

No Distrito Federal os aquíferos freáticos são compostos por meios geológicos não consolidados, com espessuras saturadas variando de poucos centímetros até 80 metros, com ampla predominância (>60%) de espessuras entre 15 e 25 metros, grande extensão e continuidade lateral, heterogêneos e anisotrópicos.

Os aquíferos relacionados a esse domínio são classificados como aquíferos livres e/ou suspensos, compondo o sistema de águas subterrâneas rasas. Esses aquíferos geralmente são aproveitados por poços rasos, sendo a altura do nível freático controlada pela hipsometria e por feições físicas gerais dos vários tipos de solo/manto de intemperismo. Como são aquíferos rasos e livres, são moderadamente susceptíveis à contaminação por agentes externos, sendo, em geral, isolados em sistemas de abastecimento público. Segundo Campos (1998) os volumes de água captados pelos poços rasos são sempre inferiores a 800 L/h.

Em função de parâmetros dimensionais (principalmente espessura saturada b e condutividade hidráulica K), esse domínio foi dividido em quatro sistemas denominados P1, P2, P3 e P4. Os sistemas P1 e P2 são caracterizados por espessuras maiores que 20 metros e condutividades hidráulicas, respectivamente, alta (maior que 10^{-6} m/s) e moderada (da ordem de grandeza de 10^{-6} m/s). No Sistema P3 as espessuras totais são reduzidas para menos de 10 metros e a condutividade hidráulica assume valores menores que 10^{-6} m/s. O sistema P4 caracteriza-se por pequenas espessuras (comumente menores que 1 metro, podendo alcançar 2,5 metros) e condutividade hidráulica muito baixa. Nesse Sistema é comum a ausência de zona de saturação no domínio do saprolito, principalmente quando desenvolvidos sobre rochas argilosas.

O trabalho original de Campos & Freitas-Silva (1998) utilizou uma antiga base cartográfica de solos e contava apenas com um restrito número de ensaios de infiltração in situ, o que resultou na cartografia pouco precisa dos limites de cada um dos sistemas. O presente estudo sugere uma nova cartografia para os aquíferos do Domínio Poroso, a qual deve ser baseada nos grupos hidrológicos dos solos propostos por Gonçalves (2007). Neste caso foi utilizada uma ampla base de dados de ensaios de infiltração e a divisão dos sistemas leva em consideração o funcionamento hídrico dos solos conforme a teoria do Curva-Número desenvolvida pelo Serviço de Conservação dos Solos dos Estados Unidos Hirata *et al.* (1997) (Lombardi-Neto *et al* 1989; e Sartori, 2004).

A nova cartografia dos sistemas intergranulares freáticos está apresentada na Figura 3.1. Esse domínio aquífero apresenta particularidades devido ao fato de incluir a transição entre a zona não saturada e a zona saturada do aquífero. Essa porção também inclui a região onde se originam os processos de recarga dos aquíferos (rasos e profundos) a partir da infiltração das águas de chuva. Uma importância adicional desse domínio está vinculada à manutenção da perenidade de drenagens no período de recessão de chuvas.

As zonas de descargas desse domínio estão relacionadas a fontes do tipo depressão ou contato, sendo que sua vazão média é controlada pelo tipo de regime de fluxo. As fontes relacionadas a fluxos regionais e intermediários apresentam vazões superiores a 2,0 litros por segundo, enquanto as de fluxo local mostram vazões reduzidas e com amplas variações sazonais. Os aquíferos subjacentes, do domínio fraturado, também funcionam como importantes exutórios dos aquíferos do domínio poroso, pois são diretamente alimentados a partir da zona saturada contida nos solos e nas rochas alteradas.

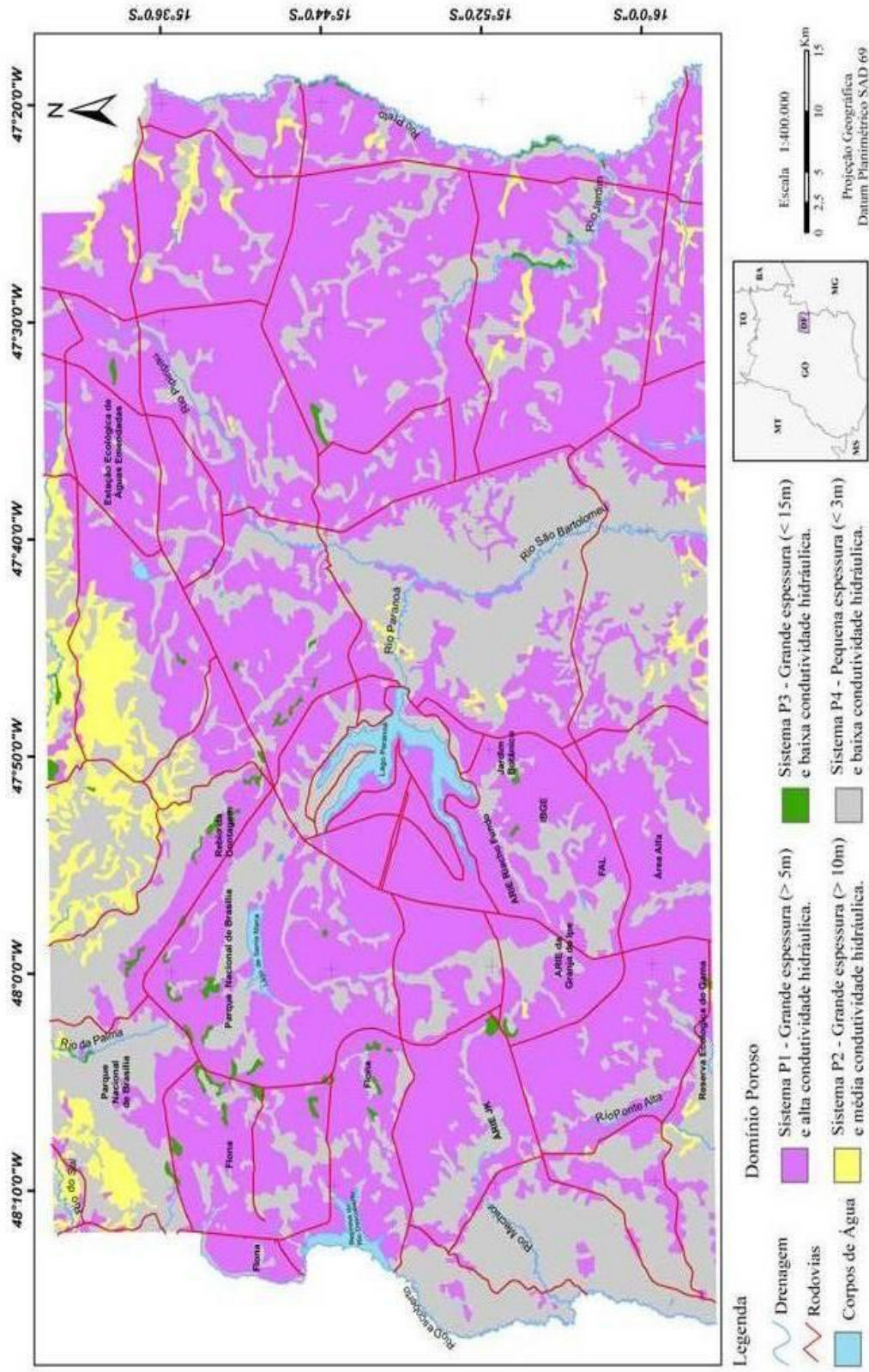


Figura 3. 1 - Nova proposta de distribuição dos sistemas intergranulares freáticos (Sistema Porosos)

Fonte: Gonçalves (2007).

3.1.1.2. *Domínio fraturado*

Os aquíferos do domínio fraturado são caracterizados pelos meios rochosos, onde os espaços ocupados pela água são representados por descontinuidades planares, ou seja, planos de fraturas, microfraturas, diáclases, juntas, zonas de cisalhamento e falhas. Como no Distrito Federal o substrato rochoso é representado por metassedimentos, os espaços intergranulares foram preenchidos durante a litificação e o metamorfismo. Dessa forma, os eventuais reservatórios existentes nas rochas proterozóicas estão inclusos dentro do Domínio Fraturado, onde os espaços armazenadores de água são classificados como porosidade secundária.

Por estarem restritos a zonas que variam de alguns metros a centenas de metros, os aquíferos do Domínio Fraturado são livres ou confinados, de extensão lateral variável, fortemente anisotrópicos e heterogêneos, compondo o sistema de águas subterrâneas profundas. Com raras exceções, esse domínio está limitado a profundidades pouco superiores a 250 metros, sendo que em profundidades maiores há uma tendência de fechamento dos planos de fraturas em virtude do aumento da pressão (Gonçalves, 2007).

Esses aquíferos são aproveitados a partir de poços tubulares profundos e apresentam vazões que variam de zero até valores superiores a 100 m³/h, sendo que a grande maioria dos poços apresenta entre 5 e 12 m³/h. A existência de poços secos é controlada pela variação da fração granulométrica das rochas, sendo que quanto maior a concentração de quartzitos, menor é a incidência de poços secos; e quanto maior a presença de material argiloso (metassiltitos e ardósias), maior é a ocorrência de poços secos ou de vazões muito baixas.

A classificação desse domínio em quatro conjuntos distintos, denominados de sistemas aquíferos Paranoá, Canastra, Araxá e Bambuí, é feita com base no conhecimento geológico, análise estatística dos dados de vazões e feições estruturais.

O Sistema Paranoá foi subdividido nos seguintes subsistemas: S/A, A, R3/Q3 e R4, enquanto o Sistema Canastra é integrado pelo Subsistema F. Na Figura 3.2 encontra-se a cartografia dos sistemas fraturados no DF.

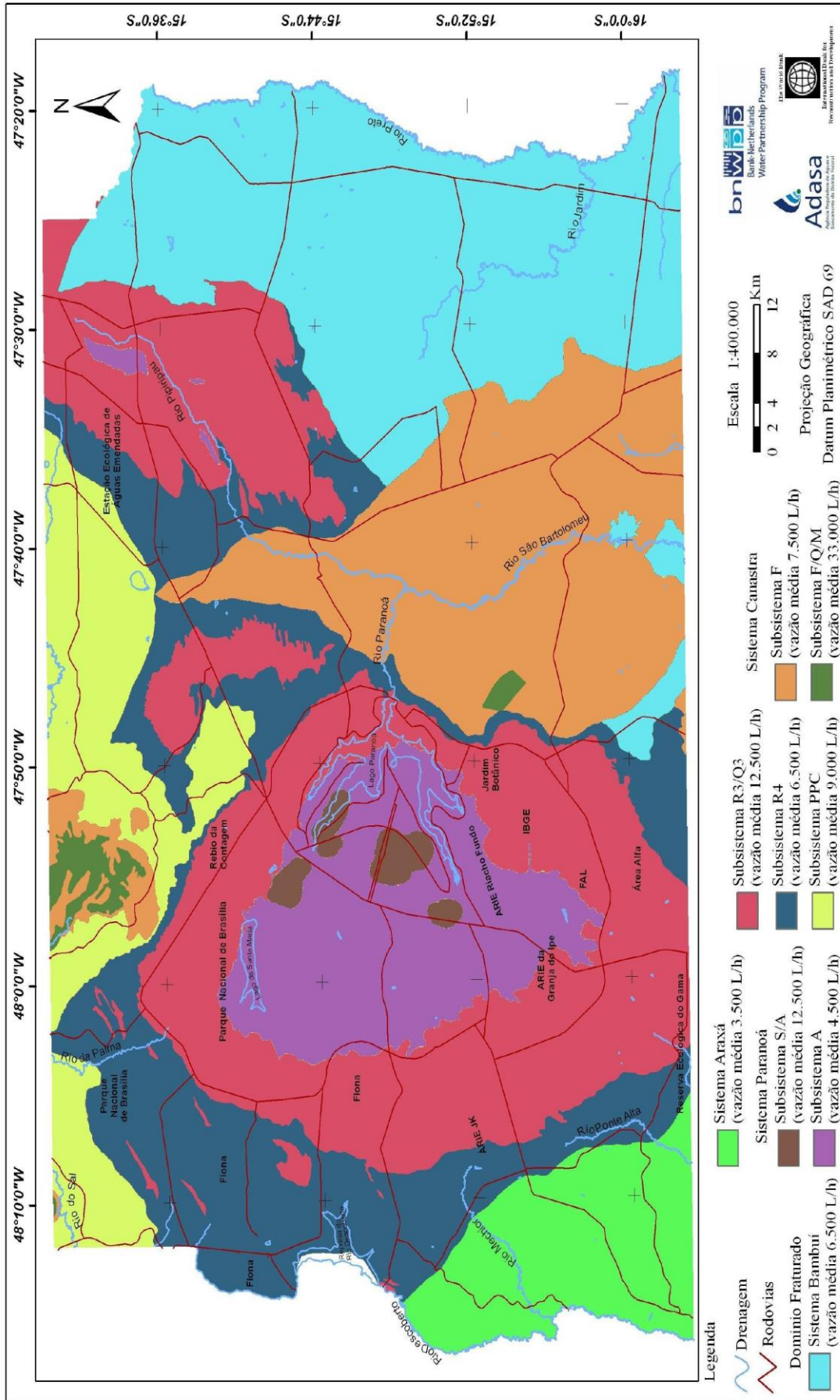


Figura 3. 2- Proposta de distribuição dos sistemas fraturados (Sistema Fraturado) Fonte : Gonçalves (2007)

As águas subterrâneas desse domínio apresentam exposição à contaminação atenuada, uma vez que os aquíferos do Domínio Intergranular sobrepostos funcionam como um filtro depurador natural, que age como um protetor da qualidade das águas mais profundas.

A recarga dos aquíferos desse domínio se dá através do fluxo vertical e lateral de águas de infiltração a partir da precipitação pluviométrica. A morfologia da paisagem é um importante fator controlador das principais áreas de recarga regionais.

3.1.1.3. Domínio físsuro-cárstico

Os sistemas de porosidade físsuro-cárstica são representados por situações onde rochas carbonáticas (calcários, dolomitos, margas e mármore) ocorrem na forma de lentes com restrita continuidade lateral interdigitadas com litologias pouco permeáveis (siltitos argilosos, folhelhos ou filitos) (Campos & Freitas-Silva, 1999).

Nesses casos a dissolução cárstica fica limitada pela restrita circulação e as cavidades resultantes são restritas, inferiores a 3 metros de abertura. Mesmo não representando sistemas cársticos clássicos essas ocorrências são responsáveis pelas vazões mais expressivas em poços individuais conhecidos na região do Distrito Federal.

Na região do Distrito Federal ocorrem aquíferos físsuro-cársticos vinculados ao Sistema Paranoá, é representado pelo subsistema PPC e pelo sistema Canastra, associado ao subsistema F/Q/M. O subsistema F/Q/M apresenta especial importância na região, pois é responsável pelo abastecimento exclusivo da cidade satélite de São Sebastião, com cerca de 100.000 habitantes.

3.2. MONITORAMENTO

O sistema de monitoramento tem o papel de identificar a influência de uma determinada fonte de poluição na qualidade da água subterrânea. Em geral, as amostragens são efetuadas num conjunto de poços distribuídos estrategicamente, nas proximidades da área de disposição do resíduo. A localização estratégica e a construção racional dos poços de

monitoramento, aliadas a métodos eficientes de coleta, acondicionamento e análise de amostras, podem permitir resultados precisos sobre a influência do método de disposição dos resíduos na qualidade da água subterrânea.

O movimento das águas e o transporte de contaminantes desde a superfície até os aquíferos podem ser bastante lentos, fazendo com que o impacto de um contaminante móvel e persistente demore anos ou mesmo décadas antes de se tornar aparente no suprimento de água, sobretudo quando essa é feita em poços profundos. Hirata *et al.* (1997) sintetizam os critérios e parâmetros que fundamentam a avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas. Esse risco resulta da interação da vulnerabilidade natural do aquífero com a carga contaminante incidente no solo ou em subsuperfície.

3.2.1. Qualidade

A água é hoje considerada um bem natural com valor econômico e sua escassez pode ser um fator limitante ao desenvolvimento local. A disponibilidade e o valor econômico da água dependem de sua qualidade, cuja determinação é feita por meio da análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos. As características físico-químicas e bacteriológicas de um corpo de água sofrem variações consideráveis a cada ciclo hidrológico e dependem basicamente da composição e do uso do solo em sua bacia de drenagem.

A Portaria do Ministério da Saúde Nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 institui os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e ainda o seu padrão de potabilidade, informando os valores máximos permitidos. Na Tabela 3.2 são apresentados os padrões para os parâmetros analisados da água dos poços da região.

Tabela 3.2 – Padrão de potabilidade segundo a Portaria N° 2914 do Ministério da Saúde de alguns parâmetros analisadas nos poços da região.

PADRÃO DE POTABILIDADE – PORTARIA N° 518 MS			
Parâmetros		Unidade	VMP⁽¹⁾
1	Amônia Total	mg/L N-NH ₃	1,5
2	Cloretos	mg/L Cl	250
3	Cor Aparente	uH ⁽²⁾	15
4	Dureza Total	mg/L CaCO ₃	500
5	Ferro Total	mg/L Fe	0,3
6	Manganês	mg/L Mn	0,1
7	Nitratos	mg/L NO ₃	10
8	Nitritos	mg/L N-O ₂	1
9	pH a 25°C	-	6,0 a 9,5
10	Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	1.000
11	Turbidez	UT ⁽³⁾	1,0 em 95% das amostras
12	Índice de Coliformes Totais	NMP ⁽⁴⁾ /100mL	Ausência em 100ml
13	Índice de Coliformes Termotolerantes	NMP ⁽⁴⁾ /100mL	Ausência em 100ml

(1) VMP: Valor Máximo Permitido;

(2) UH: Unidade Hazen (mg Pt–Co/L);

(3) UT: Unidade de turbidez;

(4) NMP: Número máximo Provável.

Segundo a Lei Federal 9433/97, a definição dos padrões de atendimento de um curso de água é função dos usos preponderantes dos recursos hídricos. Dessa maneira, os cursos de água devem ser classificados e posteriormente enquadrados conforme seu uso mais nobre. A Resolução n° 396, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), classificou e deu diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Com a legislação, as águas subterrâneas, assim como já acontece com as águas de superfície, passam a ser classificadas de acordo com suas características hidrogeoquímicas naturais e seus níveis de poluição. A classificação visa, entre outros fins, prevenir e controlar a poluição e promover a proteção da qualidade das águas subterrâneas que, uma vez contaminadas, demandam processos lentos e onerosos para recuperação.

3.2.2. Nível piezométrico

O conhecimento das profundidades do nível d'água subterrâneo e o traçado de mapas potenciométricos, os quais refletem as direções e sentidos do fluxo, são extremamente

importantes, principalmente, nas questões ambientais (BRAGA, 2001). Dessa forma torna-se importante o monitoramento da variação desse nível para compor a base de dados necessários para execução da modelagem proposta na avaliação da contaminação do aquífero freático numa região do Distrito Federal.

O monitoramento do nível piezométrico corresponde ao acompanhamento da profundidade da superfície potenciométrica, no caso estudado, do meio freático. No Distrito Federal percebe-se que essa cota varia relativamente de acordo com o regime de chuva. A zona vadosa que corresponde ao Sistema Poroso no mapeamento hidrogeológico do DF tem seus espaços vazios preenchidos após um período de aproximadamente 2 meses após a chuva.

3.2.3. Contaminação de aquíferos por atividades industriais

A consolidação da sociedade urbana industrial - com um aumento de atividades agrícolas e de mineração agregada à ideologia do consumismo - ocasionou um aumento da quantidade de dejetos, causando a indisponibilidade na disposição/assimilação dos resíduos, concomitante à falta de instruções para a comunidade sobre saneamento (Freitas & Almeida, 1998). Os lençóis freáticos estão cada vez mais vulneráveis à contaminação, uma vez que a disposição inadequada de resíduos pode causar a poluição de águas subterrâneas quando a capacidade do solo em reter os poluentes é excedida além da percolação dos mesmos. Esse é um fato difícil de identificar, pois a contaminação não é visível e a exploração se dá para várias finalidades. Geralmente a identificação ocorre tardiamente, dificultando a mitigação.

O potencial da poluição depende: da quantidade, mobilidade, capacidade de degradação e forma do lançamento do poluente; e da profundidade, vulnerabilidade, tipo, grau de consolidação e litologia do aquífero (Santos, 2012). A contaminação de um aquífero ocorre quando a carga de contaminantes é inadequadamente controlada e excede a capacidade natural de atenuação dos solos e estratos subjacentes.

Conforme definido por Foster (1987), o risco de contaminação de um aquífero é determinado pela interação dos seguintes fatores:

- De um lado, a sua vulnerabilidade ou fragilidade intrínseca, ditada por atributos naturais, ou seja, por suas características físicas;

- De outro lado, o tipo de ocupação e uso dos solos, com consequentes impactos diretos e indiretos na quantidade e qualidade da recarga.

Remediar a poluição das águas subterrâneas demanda volumosos recursos financeiros e humanos. Medidas preventivas são indispensáveis para a proteção e o controle da poluição, atribuindo critérios de qualidade previamente difundidos na sociedade. Analisar a característica hidrodinâmica do lençol freático é imprescindível para a remediação e a prevenção de poluição no local, sendo ideal obter dados relacionados a construção de modelos numéricos e simulação do fluxo de água em meio saturado, estudos de recarga e de exploração sustentável de águas subterrâneas, remediação e recuperação de aquíferos, dentre outros (Herbert & Kitching, 1981).

De Andrade *et al.*(2009) avaliaram o impacto provocado pelos sais presentes nas áreas irrigadas durante a estação chuvosa, no estado do Ceará, sugerindo a influência das chuvas no aporte de cloreto oriundo de aerossóis de sais marinhos e identificando as maiores concentrações de nitrato que ocorreram durante o período da irrigação. Esses resultados foram constatados nas águas dos poços rasos monitorados. Esse não é o caso em Brasília, pois não há transporte salino.

3.3. TESTE DE BOMBEAMENTO

A caracterização hidrodinâmica de aquíferos é uma das primeiras e mais importantes etapas à execução de estudos relacionados aos mais variados temas em hidrologia subterrânea, como por exemplo, construção de modelos numéricos e simulação do fluxo de água em meio saturado, estudos de recarga e de exploração sustentável de águas subterrâneas, remediação e recuperação de aquíferos, dentre outros (Herbert & Kitching, 1981 e Santos, 2012).

Três parâmetros hidrodinâmicos descrevem razoavelmente um meio aquífero: a) a condutividade hidráulica; b) o armazenamento específico, ou Specific storage (Ss); e c) a produtividade específica, ou Specific Yield (Sy).

Dentre os métodos disponíveis para a estimação dos referidos parâmetros, destacam-se as abordagens *in situ*, que diferentemente dos métodos de laboratório, possibilitam a obtenção de estimativas com maior representatividade espacial e em condições reais de campo. Tais abordagens compreendem os testes de bombeamento e o slug/bail test, sendo os primeiros mais preciso e espacialmente abrangente que o segundo (Santos, 2012).

Apesar das inúmeras vantagens do teste de bombeamento em relação aos demais métodos, tanto os de laboratório quanto o slug/bail test, existe uma série de limitações de ordem prática ou econômica que frequentemente o tornam preterido. Segundo MacDonald *et al.* (2008), uma das principais se refere ao alto custo associado à abertura de poços para a execução do ensaio. Tal limitação representa um considerável obstáculo ao desenvolvimento dos estudos necessários à correta gestão das águas subterrâneas, uma vez que os recursos financeiros demandados nem sempre encontram-se disponíveis.

Nesse contexto, a utilização de poços manualmente escavados, popularmente conhecidos por cacimbas ou cisternas, para a execução de testes de bombeamento, apresenta-se como um alternativa viável, conforme mostrado por Singh (2008) e Moench (1997).

Santos *et al* (2009) avaliaram a validade de quatro métodos específicos para análise de dados provenientes de testes de bombeamento conduzidos em cisternas à estimação dos parâmetros hidrodinâmicos “Ksat” e “Sy” em aquíferos freáticos rasos. Após aplicação e avaliação percebeu-se que não houve diferenças significativas nos resultados, fato que permitiu a conclusão que indefere o tipo de método, sendo todos válidos.

As cisternas são largamente utilizadas como fonte de água para as mais diversas finalidades, sobretudo em locais desprovidos de sistema coletivo de abastecimento, e têm como principais características as baixas profundidades e os largos diâmetros (> 0,5m). Essas particularidades tornam o comportamento hidráulico do fluxo em decorrência do bombeamento diferente em relação ao que ocorre em um poço convencional de diâmetro reduzido, fazendo com que a aplicação de métodos para o processamento dos dados advindos do ensaio seja efetuada com cuidado, sendo por isso, digna de esforço científico (Mace, 1999).

3.4. GEOFÍSICA

No diagnóstico de áreas contaminadas, a realização de levantamentos geofísicos tem por objetivo básico a identificação da presença da contaminação subterrânea, além da definição das feições geológicas e hidrogeológicas dos locais investigados. As características do meio geológico, além da natureza da contaminação, podem determinar o comportamento dos contaminantes em subsuperfície. Nesse contexto, a interpretação dos dados geofísicos pode contribuir para a obtenção de informações sobre a litologia, estratigrafia, profundidade do nível d'água, profundidade do embasamento, presença de falhas ou fraturas, existência de aquíferos importantes, caminhos preferenciais de propagação subterrânea e outras feições geológicas de interesse (Santos, 2012).

A aplicação da geofísica tem como alvo a investigação de feições da subsuperfície, a partir da observação de seus efeitos nos campos físicos e na propagação de ondas (Luiz & Silva, 1995).

As primeiras tentativas bem sucedidas de utilização da resistividade como instrumento de prospecção mineral datam do início do século XX. As rochas e os solos, em geral, são bastante resistivos, mas a presença de substâncias metálicas, de origem natural ou antrópica, pode favorecer a passagem de corrente elétrica. Esse fato levou à idealização desse método, inicialmente para prospecção de minerais metálicos, mas, ao longo da segunda metade do século XX, suas aplicações mais comuns foram aquelas vinculadas com água subterrânea, porque a presença de água nos poros e/ou fraturas é o fator que mais comumente determina uma redução da resistividade (Nascimento, 1998).

A prospecção da água subterrânea, em um primeiro momento, esteve atrelada à indústria do petróleo, no sentido de que sua presença poderia facilitar a detecção de armadilhas estruturais. Posteriormente, observou-se um interesse no uso desse método geofísico para a busca da água subterrânea por si só e, desde meados do século XX, para o monitoramento da contaminação dos aquíferos (Van Nostrand & Cook, 1966; Telford *et al.* 1985; Nascimento, 1998).

Maiores teores de umidade e maior quantidade de material solubilizado na água intersticial causam diminuição da resistividade elétrica. Desde meados do século XX, várias tentativas têm sido feitas para determinar a umidade e a salinidade do solo a partir de medidas de resistividade elétrica. Contudo, as correlações matemáticas entre esses parâmetros costumam ter aplicação bastante restrita, em função da grande variabilidade espacial de outros parâmetros do solo, como estrutura, textura, porosidade e condutividade hidráulica, cujos valores influenciam diretamente o conteúdo de umidade (Frohlich & Parke, 1989; Nascimento, 1998).

Essa metodologia permite avaliar as condições geológicas locais por meio dos contrastes das propriedades físicas dos materiais de subsuperfície - por exemplo condutividade ou resistividade elétrica, permissividade dielétrica, magnetismo, densidade, etc -, que podem ter como origem as diferenciações litológicas e outras heterogeneidades naturais.

Outra grande vantagem da aplicação das técnicas geofísicas em relação aos métodos tradicionais de investigação de subsuperfície, como, por exemplo, as sondagens, é a rapidez na avaliação de grandes áreas com custo relativamente menor.

Ao mesmo tempo, os levantamentos geofísicos propiciam a execução de perfis contínuos, possibilitando a identificação com maior precisão das variações laterais decorrentes das mudanças litológicas ou originadas pela presença da contaminação subterrânea.

Existem muitas publicações caracterizando a utilização da resistividade na identificação e delimitação de áreas comprometidas dentro da zona saturada. Uma grande maioria desses trabalhos são realizados próximos a depósitos de lixo e aterros sanitários, nos quais pode ocorrer a geração de plumas de contaminantes. Essas plumas no geral migram para a subsuperfície, interagindo com o solo e, eventualmente, atingindo a zona saturada. Quando existe um contraste entre as propriedades elétricas do aquífero saturado e a água nativa ou diferentes proporções do líquido poluente, é possível delimitar a região poluída (Mazac *et al.*, 1987; Ellert *et al.*, 1990; Meju, 1993; Costa & Ferlin, 1993; Matias *et al.*, 1994; Frohlich *et al.*, 1994; Costa *et al.*, 1995).

3.4.1. Método da eletrorresistividade

Em problemas como este abordado no estudo em tela, a aplicação do método da eletrorresistividade tem auxiliado numa rápida e precisa caracterização hidrogeológica, determinando os estratos geológicos, localizando resíduos enterrados e fornecendo o mapeamento das plumas de contaminantes inorgânicos.

O método da eletrorresistividade consiste basicamente na injeção de uma corrente (I) no solo por intermédio de um par de eletrodos (denominados de A e B) e a medida da diferença de potencial (ΔV) resultante da passagem dessas corrente através de outro par de eletrodos situados nas proximidades (denominados M e N). A geometria dos dipolos AB e MN no momento da medida definem o fator geométrico. A resistividade elétrica aparente (ρ_a) pode então ser calculada por meio desses indicadores.

Os quatro eletrodos podem assumir qualquer disposição geométrica sobre a superfície do terreno. As diferentes disposições recebem o nome de “arranjos”. Muitos desses, comumente utilizados nos levantamentos de campo, recebem nomes especiais (Schlumberger, Wenner, dipolo-dipolo, pólo-dipolo, pólo-pólo, gradiente, entre outros), apresentando características peculiares, vantagens e desvantagens uns em relação aos outros (Ward, 1990; Gallas, 2000).

Nos estudos hidrogeológicos envolvendo o lençol freático ou aquíferos profundos visando o controle da qualidade das águas subterrâneas, o método da eletrorresistividade assume papel de fundamental importância. Segundo BRAGA (2001), as técnicas de campo mais utilizadas no desenvolvimento dos métodos geoeletricos são sondagem elétrica vertical (SEV) e caminhamento elétrico (CE), ambos representados na Figura 3.3.

A SEV, caracteriza-se pela investigação vertical pontual das variações do parâmetro físico com a profundidade; em hidrogeologia é utilizada para definir zonas horizontais em estratos porosos. Já o CE, método utilizado neste trabalho, corresponde à investigação lateral das variações do parâmetro físico a uma ou várias profundidades determinadas.

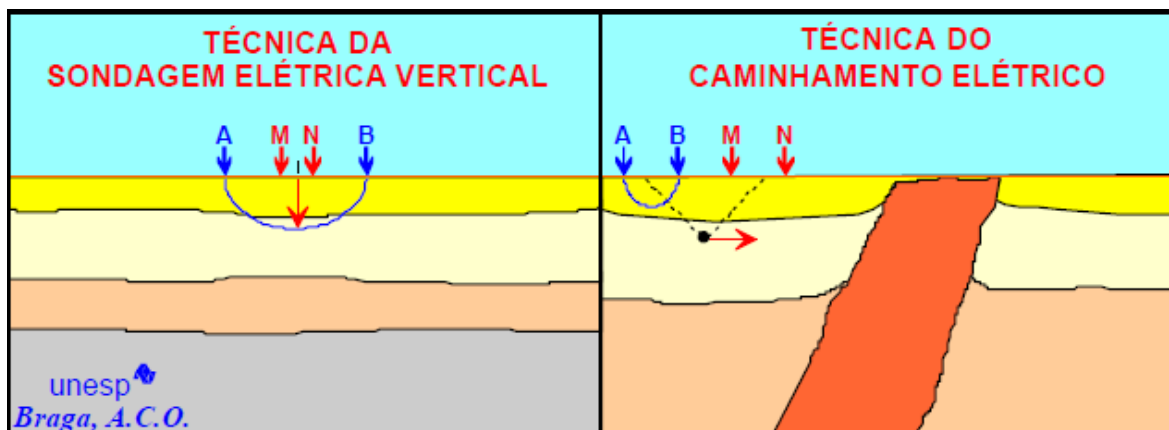


Figura 3.3 - Representação das técnicas referentes ao método da eletrorresistividade. Fonte: Braga (2005).

O espaçamento ou abertura entre eletrodos de corrente (AB) e/ou potencial (MN), comumente fixo, é denominado de “a”. O fator de separação entre eletrodos, variável, é designado por “n”, sendo geralmente um número inteiro.

A constante G assume distintos valores de acordo com o arranjo utilizado. De forma geral, o potencial elétrico medido será inversamente proporcional ao fator geométrico K ou ao parâmetro G.

3.4.2. Técnica de caminhamento elétrico

A técnica de caminhamento elétrico está baseada na realização de medidas de resistividade ao longo de uma linha, com o objetivo de investigar variações em vários níveis em profundidade.

Na perfilagem elétrica horizontal, também conhecida como caminhamento elétrico, os quatro eletrodos são deslocados em grupo sobre o terreno, de forma a se obter um conjunto de medidas regularmente distribuídas ao longo de uma dada direção. Quando são executadas diversas linhas de medidas em uma dada área, os resultados podem ser apresentados conforme Figura 3.4. A profundidade de averiguação depende do espaçamento entre eletrodos, das características elétricas locais, razão sinal-ruído, entre outros.

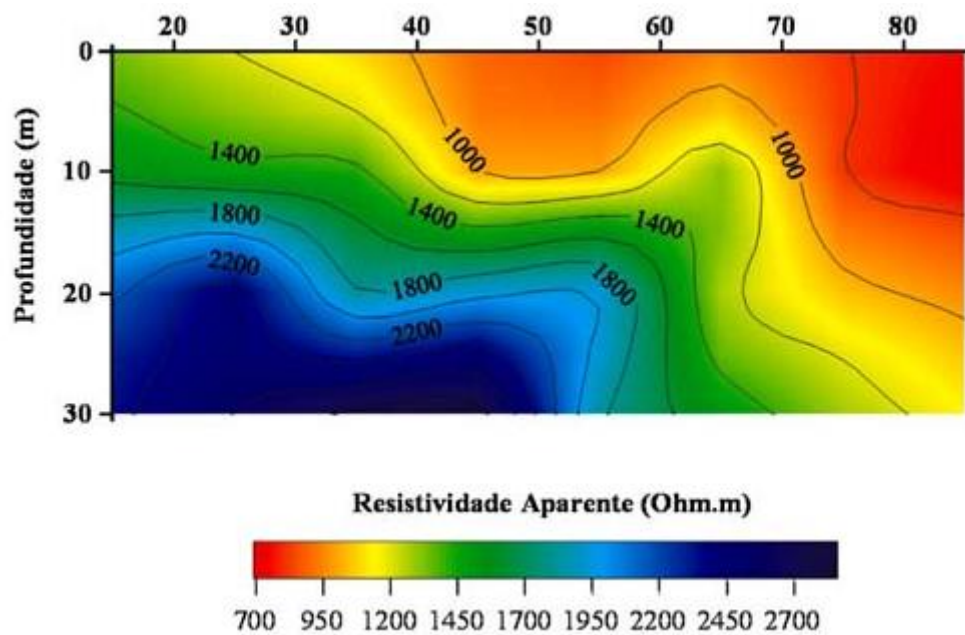


Figura 3.4 - Perfil de caminhamento elétrico com dipolos de 10m.
 Fonte: Adaptado de Porsani *et al.* (2012)

Trabalha-se com dois eletrodos de corrente (A e B) e dois eletrodos de potencial (M e N), os quatro fixados na superfície do terreno. Através dos eletrodos A e B aplica-se uma diferença de potencial e, como resultado dessa diferença, uma corrente elétrica contínua percorre o terreno. O valor da corrente é medido e registrado. Utilizando os eletrodos M e N, mede-se a diferença de potencial que se estabelece no terreno e que está associada à passagem da corrente. Deve-se notar que o solo já possui um potencial elétrico natural, denominado potencial espontâneo, o qual deve ser descontado da medição feita entre os eletrodos M e N. Conhecendo-se a corrente que percorre o subsolo, a geometria da disposição dos eletrodos e o potencial medido entre os eletrodos M e N, pode-se calcular um valor de resistividade elétrica que, por estar sendo medido em um meio heterogêneo e anisotrópico, e por ser função do arranjo de eletrodos, é dita aparente (Telford *et al.*, 1985; Nascimento, 1998).

3.4.2.1. Arranjo dipolo-dipolo

O arranjo dipolo-dipolo é caracterizado por utilizar espaçamento igual entre MN e AB, com deslocamento do centro de ambos os dipolos ao longo da linha. O espaçamento entre os dipolos AB e MN pode ser variado a partir do uso simultâneo de vários dipolos MN ao longo da linha.

A Figura 3.5 apresenta uma ilustração esquemática do arranjo dipolo-dipolo, que é aquele geralmente utilizado em levantamento de caminhamento elétrico.

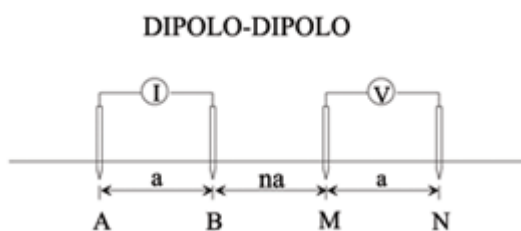


Figura 3.5 - Ilustração do arranjo dipolo-dipolo
Fonte: Adaptado de Gallas (2000)

Na técnica do caminhamento elétrico, o dipolo-dipolo é certamente o mais difundido dentre os diversos arranjos existentes, sendo largamente utilizado em diversas aplicações (mineração, prospecção de água subterrânea, estudos ambientais etc). O espaçamento “a” entre os dois eletrodos de corrente e potencial permanece fixo durante todo o levantamento, sendo essa abertura definida de acordo com o objetivo do trabalho. Os eletrodos são dispostos ao longo de uma mesma linha e posicionados externamente entre si, conferindo a essa disposição uma baixa razão sinal/ruído.

O levantamento de campo consiste em executar uma série de medidas mantendo-se fixo o espaçamento “a” dos dipolos de emissão (AB) e recepção (MN), aumentando-se a separação entre eles de acordo com um fator “na”. Cada um desses afastamentos corresponde a um nível de investigação em profundidade. Quanto maior for essa distância, maiores profundidades poderão ser alcançadas, tendo como limite de valor aceitável as leituras de potencial superiores ao nível de ruído presente no local. A Figura 3.6 apresenta o esquema de uma aquisição com o arranjo dipolo-dipolo.

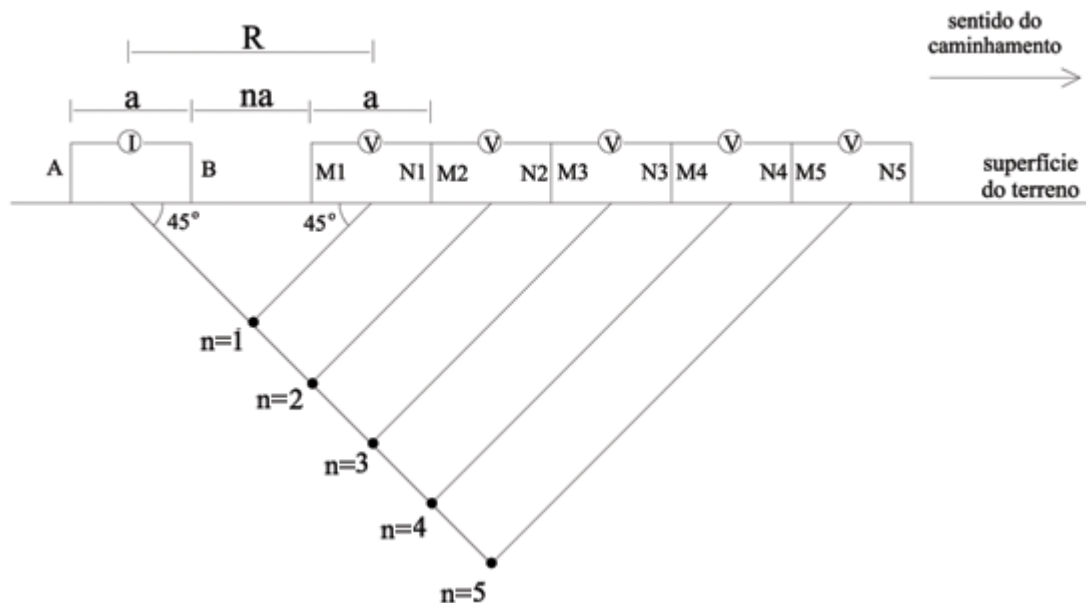


Figura 3.6 - Esquema de aquisição de dados utilizando o arranjo dipolo-dipolo.
 Fonte: Adaptado de Gallas (2000)

Para a execução do caminhamento, todo o arranjo é deslocado de uma distância geralmente igual a um espaçamento entre dipolos (Fig. 3.6), repetindo-se o procedimento anteriormente descrito e possibilitando a construção de uma pseudo-seção de resistividade elétrica aparente ao longo da linha do levantamento. O valor medido é plotado em um ponto da subsuperfície localizado na intersecção das retas que partem do centro dos dipolos, portanto, no ponto médio entre esses. Para o arranjo dipolo-dipolo, o valor de G dado por:

$$G = \frac{1}{\left(\frac{1}{n} - \frac{2}{n+1} + \frac{1}{n+2}\right)} \quad (4)$$

O arranjo dipolo-dipolo apresenta muitas vantagens, justificando a sua extensa utilização. A principal delas é o fato de ser um arranjo simétrico. Como resultado dessa simetria, em uma interpretação qualitativa da pseudo-seção, o correto posicionamento de uma anomalia torna-se mais fácil, comparativamente ao arranjo pólo-dipolo. Outra vantagem, em termos práticos, é a facilidade operacional em campo.

O dipolo-dipolo apresenta uma boa resolução lateral (horizontal), sendo inferior em desempenho nesse quesito para o arranjo gradiente (Ward, 1990). Oferece, portanto, um bom desempenho no mapeamento de estruturas verticais, não sendo adequado, de forma

contrária, para a identificação de estruturas horizontais (para melhores resultados na definição de estruturas horizontais, deve ser usada a Sondagem Elétrica Vertical - SEV, arranjo Schlumberger).

Dentre os diversos tipos de arranjos de campo disponíveis para a técnica do caminhamento elétrico, o presente trabalho utiliza o arranjo dipolo-dipolo, principalmente pela sua qualidade quanto à resolução.

3.4.2.2. *Resistivímetro*

Desde meados da década de 1980, têm surgido no mercado vários equipamentos que se propõem a automatizar a execução das perfilagens elétricas horizontais, reduzindo o tempo de operação. O traço comum a esses equipamentos é a utilização de diversos eletrodos conectados de forma independente, que são ativados ou desativados por meio de microcomputador, de forma a simular o deslocamento de apenas quatro eletrodos, com diferentes espaçamentos, sobre o terreno.

Esse tipo de resistivímetro permite adquirir centenas de medidas de resistividade, em diferentes profundidades e em toda a área na qual foram instalados eletrodos. O grande volume de dados possibilita a apresentação dos mesmos como pseudoseções, representações gráficas da variação da resistividade na subsuperfície em duas dimensões, comprimento e pseudo-profundidade. Esse tipo de trabalho vem sendo chamado de imageamento elétrico 2-D e fornece bons resultados em áreas de estrutura complexa, onde a perfilagem elétrica convencional é inadequada.

O desenvolvimento dos equipamentos aptos para fazer o imageamento elétrico 2-D foi acompanhado da elaboração de programas de computador específicos para a representação desse tipo de medida, como o RES2DINV (Loke & Barker, 1995; 1996). São programas que fazem a inversão do conjunto de medidas, ou seja, possibilitam construir um modelo geoeletrico da subsuperfície, cuja resposta à energização reproduza, da melhor forma possível, as medições obtidas. Esse modelo geoeletrico é posteriormente interpretado em termos do modelo geológico / hidrogeológico / pedológico mais plausível ao local estudado.

No caso em estudo, a aplicação da eletrorresistividade se adapta bem ao tipo de contaminante sendo assim uma grande ferramenta para o mapeamento da pluma de contaminante.

3.5. MODELAGEM

Modelos são estruturas que permitem a representação aproximada de uma situação real, podendo ser constituídos em bases físicas ou matemáticas. Modelos matemáticos traduzem os processos físicos, químicos e biológicos que regem o transporte de contaminantes em aquíferos, por meio de suas equações gerais, condições iniciais e das condições de contorno. Tais modelos podem ser resolvidos analiticamente, porém em sistemas complexos o uso de métodos numéricos para a resolução do problema é imperativo, sendo os métodos de diferenças finitas e elementos finitos os mais utilizados (Bedient *et al.*, 1994; Anderson & Woessner, 1992; Távora, 2010).

Desta forma, os modelos de simulação se tornam ferramentas importantes para a tomada de decisão frente ao risco, em eventos de contaminação das águas subterrâneas. Essa tomada de decisão, baseada em dados de simulação, pode compreender ações apenas de monitoramento no campo (atenuação natural) ou ainda intervenções no campo da engenharia propriamente dita, com implementação de barreiras físicas ou hidráulicas e remediação da área. Segundo Favero *et al.* (2007) os modelos de simulação são importantes para que as atividades de remediação sejam realizadas em tempo e local apropriados ao problema.

Diversos programas de simulação de transporte de contaminantes estão disponíveis, ou são agrupados em softwares com interfaces gráficas bastante amigáveis, que utilizam os dados pré-processados do fluxo. Entre esses, podem ser destacados:

- **MODPATH** (Pollock, 1989) - é um pacote tridimensional, desenvolvido pelo U. S. GEOLOGICAL SURVEY, que traça o caminho de partículas utilizando os dados de saída de modelos 3-D de fluxo estacionário ou transiente;
- **MT3DMS** (Zheng, 1999) - é um módulo tridimensional de transporte advectivo, dispersivo e reativo que utiliza os dados do fluxo pré-processado. Emprega o método de diferenças finitas e de volumes finitos para a resolução numérica do problema;

- **RT3D** (Clement, 1997) - é um código que resolve o transporte tri-dimensional advectivo, dispersivo e reativo. O RT3D apresenta módulos que possibilitam a simulação da reação de diferentes tipos de contaminantes, incluindo misturas de BTEX;
- **MT3D99** (Zheng, 1999) - é um modelo numérico tridimensional que simula o transporte, em condições transientes e de estado estacionário, com advecção e dispersão anisotrópica. É capaz, ainda, de simular decaimento e sorção;
- **SEAM3D** (Waddill & Widdowson, 1998) - é um modelo derivado do código MT3DMS capaz de simular o transporte com múltiplos contaminantes e complexos esquemas de biodegradação. Possibilita, também, a simulação da dissolução da fase NAPL.
- **UTCHEM** (Delshad, 1996) - é um modelo de diferenças finitas que trabalha o transporte tridimensional com múltiplas fases e múltiplos componentes, podendo simular derramamentos de NAPL, com reações de biodegradação. Possibilita ainda simulações na zona não saturada; e
- **PHT3D** (Prommer, 2003) - é um modelo reativo tridimensional capaz de simular o transporte de múltiplos componentes em meio poroso saturado. O PHT3D permite o uso de cinco diferentes métodos numéricos para a resolução do problema. Ele é capaz ainda, de simular processos ambientais típicos, como atividade microbiana e processos de dissolução da fase NAPL.

Em muitas aplicações de modelagem de águas subterrâneas, o tempo e o esforço gastos no processo de entrada de dados e no pós-processamento dos resultados podem ser grandes. Desde o início dos anos 90, diversas interfaces gráficas que facilitam enormemente o pré e pós-processamento dos dados têm sido disponibilizadas, sendo, ainda, continuamente melhoradas (Langevin & Bean 2005).

O Visual MODFLOW é um ambiente de modelagem tridimensional, por diferenças finitas, de fácil utilização que integra o modelo de fluxo MODFLOW com ferramentas de transporte como o MODPATH, MT3D e RT3D, possibilitando ainda a calibração automática do modelo pela ferramenta PEST (Waterloo Hydrogeologic, 2005).

O modelo é composto de uma série de módulos separados (daí o nome MODFLOW) para a simulação de poços, drenos, rios, recarga no plano horizontal, evapotranspiração e outras

situações. Tendo o suporte do U. S. Geological Survey, esse é, talvez, o modelo tridimensional de fluxo mais aplicado no momento.

3.5.1. Modelagem do fluxo subterrâneo

O gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos, bem como a proteção e a descontaminação de aquíferos, depende da habilidade em qualificarem-se os fenômenos de fluxo e de transporte em sistemas aquíferos. A quantificação pode ser feita de várias maneiras, incluindo-se medidas de campo e modelação matemática. A abordagem por meio de medidas de campo é a mais direta e pode-se usualmente demonstrar que é a mais acurada (Clear, 2007).

3.5.1.1. Lei de Darcy

O primeiro modelo para o fluxo em meios porosos saturados foi proposto pelo engenheiro francês Henry Darcy, ao solucionar o problema de fluxo através de filtros de areia. Por meio de um experimento, Darcy pôde observar as relações entre o fluxo, o gradiente hidráulico e um coeficiente empírico, denominado condutividade hidráulica (Spitz & Moreno, 1996). Dessa forma temos a chamada Lei de Darcy:

$$Q = -KA \frac{\partial H}{\partial L} \quad \text{Equação 3.5}$$

Em que:

Q = Fluxo (L^3T^{-1});

K = condutividade hidráulica (LT^{-1});

H = potencial hidráulico (L);

L = distância (L); e

A = área da seção do escoamento (L^2).

A equação 3.5 pode ser reescrita em função da velocidade de Darcy “ q ” (LT^{-1}), dividindo-se o fluxo pela área do escoamento:

$$q = -K \frac{\partial H}{\partial L} \quad \text{Equação 3.6}$$

O potencial hidráulico é uma grandeza física que pode ser medida em qualquer parte do sistema. O fluxo se relaciona com tal grandeza de forma que ele ocorre sempre da região

de maior potencial para a de menor potencial, independente de direção no espaço (Freeze & Cherry, 1979). O potencial hidráulico pode ser representado da seguinte forma:

$$H = \frac{P}{\gamma} + \frac{V^2}{2g} + z \quad \text{Equação 3.7}$$

em que

P = Pressão ($MT^{-2}L^{-1}$);

γ = peso específico ($MT^{-2}L^{-2}$);

V = velocidade do fluxo (LT^{-1});

g = aceleração da gravidade (LT^{-2});

z = altura (L).

Uma vez que as velocidades em sistemas porosos, como a maior parte dos aquíferos, são extremamente baixas, a porção referente à energia cinética pode ser desconsiderada e a equação 3.2 pode ser reescrita da seguinte forma:

$$H = \frac{P}{\gamma} + Z \quad \text{Equação 3.8}$$

Outro importante componente da equação de Darcy é a condutividade hidráulica. Segundo Maidment (1992) a condutividade hidráulica é a medida da capacidade que o fluido possui de mover-se através dos espaços interconectados dos sedimentos e rochas, sendo assim uma função do fluido e material que compõe o aquífero. Tal fato é relevante no que diz respeito à modelagem de contaminantes na zona sub-superficial. O valor de K para diferentes fluidos pode ser obtido pela seguinte relação, em que k é a permeabilidade intrínseca e tem dimensão [L^2]:

$$K = \frac{kg}{v} \quad \text{Equação 3.9}$$

em que

K - condutividade hidráulica (LT^{-1});

k = permeabilidade intrínseca (L^2);

g = aceleração da gravidade (L);

ν = viscosidade cinemática (L^2T^{-1}).

No que tange à variabilidade desse parâmetro, o aquífero é dito heterogêneo quando K varia de um ponto a outro do sistema; e é dito anisotrópico, quando seu valor varia com a direção em que se está sendo considerada. Dessa forma um aquífero é homogêneo e isotrópico quando o valor de K não varia nem no espaço nem com a direção em que está sendo medido (Spitz & Moreno, 1996; Távora, 2010).

3.5.1.2. Equação geral do fluxo subterrâneo

A lei de Darcy, na sua forma original, não é suficiente para descrever o fluxo da água subterrânea, uma vez que aquela o descreve apenas em uma dimensão. Para o fluxo em três dimensões é necessário considerar a lei da conservação de massa e a lei de Darcy aplicada em três dimensões (Freeze & Cherry, 1979). Segundo Harbaugh (2005), o movimento da água subterrânea em um aquífero heterogêneo, anisotrópico e em estado transiente, onde os eixos principais do escoamento são paralelos aos eixos das coordenadas, pode ser descrito pela seguinte equação diferencial parcial:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial H}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial H}{\partial t} \quad \text{Equação 3.10}$$

Em que:

K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} são os valores da condutividade hidráulica ao longo dos eixos x , y e z (LT^{-1});

H é o nível piezométrico (L);

S_s é o coeficiente de armazenamento específico (L^{-1}); e

t é o tempo (T).

Ainda segundo o autor, com exceções de alguns sistemas bastante simplificados, a solução analítica para a referida equação é raramente possível, de forma que vários métodos numéricos devem ser empregados a fim de se obter soluções aproximadas para a equação.

3.5.2. Modelagem do transporte de poluentes

Nos casos em que o contaminante mistura-se à massa de água, os materiais são denominados líquido em fase aquosa (APL). Os materiais líquidos não solúveis ou parcialmente solúveis recebem a denominação de fase líquida não-aquosa (NAPL). Devido às diferenças entre a massa específica da água e dos contaminantes orgânicos, o NAPL pode ainda ser dividido em fase líquida não-aquosa leve (LNAPL), para os menos densos, e de fase líquida não-aquosa densa (DNAPL), para os mais densos (Wanderley, 2000).

No DF, Távora (2010) avaliou por meio de modelagem computacional a distribuição espacial e o período que uma população no Distrito Federal esteve exposta a concentrações de benzeno acima do limite de potabilidade, decorrente de um derramamento de gasolina de posto de abastecimento. Tratava-se de um contaminante na fase LNAPL que a comunidade local ingeriu ao utilizar água de cisterna para abastecimento humano. O autor estimou um tempo de exposição da população local a níveis inseguros de 4 meses.

Santos (2009) aplicou duas metodologias de análise de risco ao estudo de caso citado acima, utilizando-se de dados obtidos junto ao órgão de meio ambiente do Distrito Federal. Em um dos métodos aplicados, a via de contaminação que mais contribuiu para o risco da saúde humana foi o consumo de água subterrânea a partir de um poço escavado. Em seu trabalho, foram ainda avaliadas outras vias de exposição, como o contato dérmico com a água, a ingestão de alimentos e a inalação de benzeno. A exposição da população frente à contaminação elevou as estatísticas de risco, segundo a autora, para 22 casos adicionais de câncer em 100.000 habitantes.

3.5.2.1. *Mecanismos de Transporte*

Entre os processos de transferência e transformação dos parâmetros analisados, os mais relevantes são: advecção, difusão, dispersão, sorção, degradação e biodegradação. A Tabela 3.3 apresenta um resumo dos principais mecanismos.

Tabela 3.3 - Principais mecanismos de transporte de contaminantes

Processo	Definição	Impactos no transporte
Transporte do Solutu		
Advecção	Movimento do soluto em consequência do fluxo subterrâneo	A forma mais importante no transporte do soluto se houver fluxo significativo
Difusão	Espalhamento do soluto devido à difusão molecular em resposta ao gradiente de concentração	Um mecanismo de segunda ordem na maioria dos sistemas em que a advecção e dispersão dominam
Dispersão	Mistura do fluido devido a efeitos de heterogeneidade na distribuição da velocidade	O mecanismo reduz a concentração de soluto na pluma pelo espalhamento
Transferência de massa por processo biológico		
Biodegradação	Reações envolvendo degradação de compostos orgânicos controlada pela abundância de microorganismos	Quando ocorre, é um mecanismo importante para a redução do soluto, porém pode levar à formação de subprodutos indesejados
Reações do Solutu		
Sorção	Reação entre o soluto e a superfície dos sólidos, causando a ligação do soluto à superfície sólida	Um importante mecanismo que reduz as taxas às quais o soluto aparentemente se move; torna mais difícil remover o soluto de um local em um dado tempo
Dissolução/Precipitação	Processo de adição ou remoção do soluto por reações que dissolvem ou criam precipitados	A precipitação é um importante mecanismo de atenuação que pode limitar a concentração na solução. A dissolução desses sólidos pode lentamente alimentar o aquífero, atuando como uma fonte contínua
Hidrólise/ Substituição	Reação de compostos orgânicos com a água ou com íons	Frequentemente tais reações tornam os compostos mais solúveis e suscetíveis à biodegradação
Reações Redox	Reações que envolvem a transferência de elétrons por elementos que possuem mais de um estágio oxidativo	É uma importante família de reações que afetam a mobilidade de metais pela mudança carga iônica; atenua os compostos orgânicos por reações de degradação

Fonte: Adaptado de Távora (2010)

3.5.3. Condições iniciais e condições de contorno

Todos os mecanismos anteriormente apresentados não possibilitam, por si só, a descrição do fenômeno de fluxo e transporte subterrâneo. As equações, que calculam cada mecanismo, devem ser auxiliadas por informações que possibilitem a resolução de um caso específico. Essas informações incluem: a especificação da geometria do domínio do

problema, com a identificação do contorno; os valores dos coeficientes físicos relevantes ao problema; as condições iniciais do problema; e as condições no contorno do sistema (Bear, 1979).

Condições de contorno (Figura 3.7) são indicações matemáticas que especificam a variável dependente ou sua derivada no contorno do domínio do problema, sendo a identificação do domínio do modelo, bem como seu contorno, uma das tarefas mais exigentes no processo de modelagem matemática de águas subterrâneas. Essas condições devem ser especificadas para todo o contorno, podendo ser temporalmente dependentes ou independentes (Spitz & Moreno, 1996; Anderson & Woessner, 1992; Távora, 2010).

No que diz respeito ao fluxo subterrâneo, as condições de contorno são derivadas de características físicas e/ou hidráulicas do sistema hidrológico subterrâneo. Essas barreiras hidrogeológicas são representadas por três formulações matemáticas: condição de Dirichlet (quando “ H ” é conhecido), condição de Neumann (quando “ q ” é conhecido) e condição mista (Bedient *et al.*, 1994).

De forma semelhante, no que diz respeito ao transporte, as condições de contorno são expressas de três formas: quando a concentração é conhecida, quando o gradiente de concentração é conhecido ou a combinação das duas anteriores (Spitz & Moreno, 1996).

As condições iniciais são fundamentais para a modelagem em regime transiente. A condição inicial para a modelagem do fluxo é a distribuição do nível piezométrico na área do modelo no tempo inicial, enquanto para o modelo de transporte, é a distribuição das concentrações (Spitz & Moreno, 1996).

Para simulação do transporte foi utilizado o modelo tridimensional MT3DMS que trata-se da segunda geração do modular tridimensional modelo de transporte MT3D. O MT3DMS possibilita resolver o termo advecção para massa que é conservadora, mas não introduz dispersão numérica oscilação excessiva e artificial. Um eficiente solver iterativo baseado em generalizadas que pode acomodar pacotes de reação para a modelagem de reações biológicas e geoquímicas gerais.

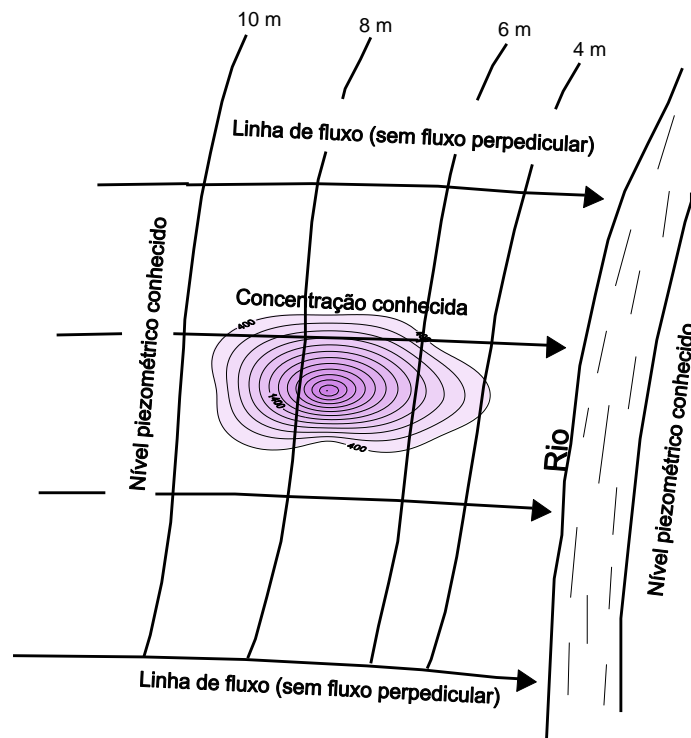


Figura 3. 7 - Condições iniciais e condições de contorno de um problema genérico
 Fonte: Adaptado de Anderson & Woessner (1992)

Segundo Anderson & Woessner (1992), o processo de calibração complementa a avaliação por aprofundar os estudos, na medida em que é realizado não só pelo ajuste dos parâmetros, mas também das condições de contorno, e suas eventuais alterações ao longo do tempo, de forma a se obter o melhor ajuste da resposta do modelo ao fenômeno observado. A calibração de modelos pode ser realizada por tentativa e erro ou ainda por métodos automáticos.

Após a calibração, a capacidade de reproduzir resultados confiáveis deve ser atestada, por processo de verificação dos resultados simulados. A validação ou verificação do modelo é o processo pelo qual é demonstrado que o modelo calibrado é uma representação adequada do sistema físico simulado. A validação do modelo é uma etapa da modelagem que confere mais confiança nas previsões do modelo mesmo sem análise de sensibilidade. Em modelagem hidrológica, a validação é mais comumente utilizada quando se dispõe de uma série histórica de dados (Spitz & Moreno, 1996; Távora, 2010).

Prommer et al.(2002) avaliaram diferentes métodos e esquemas numéricos: diferenças finitas (DF), diminuição da variação total (TVD), método das características (MOC) e o método híbrido das características, para simular, a partir de dados observados em campo, o

transporte e atenuação de hidrocarbonetos sob condições de fluxo transiente, utilizando o MT3DMS para a simulação. Os autores observaram menor dispersão numérica dos resultados quando aplicado o método híbrido das características, porém demandando maior esforço computacional quando comparado com os demais. Os autores compararam, ainda, os resultados da simulação em regime transiente e em regime estacionário, observando que o modelo em regime transiente melhor representou os processos que regem o transporte do contaminante.

Eric et al.(2013) demonstraram que o MT3DMS, com pequenos ajustes, é um modelo bastante eficaz e eficiente como ferramenta numérica para problemas inclusive de maior escala (ou seja , km²). Os autores comentam que ao executarem uma modelagem para avaliação da variabilidade do soluto na zona saturada, obtiveram soluções razoavelmente precisas. Esses resultados do MT3DMS combinam bem com os de soluções numéricas de fluxo de base da equação de Richards, juntamente com a equação de advecção-dispersão, mostrando que a perda de precisão é pequena.

Mohammad e Abbas (2011) utilizaram o MT3DM para simulação quantitativa e qualitativa das águas subterrâneas em aquífero no XXXXX. Na região em estudo, devido ao uso excessivo de fertilizantes agrícolas na última década, houve acúmulo de enormes quantidades de sais no solo. Por se tratar de um deserto, o uso de água subterrânea é maior que de recursos hídricos superficiais e a informação sobre a qualidade desses recursos continuam a ser uma tarefa necessária para a gestão ideal. O estudo mostrou que o MT3DM juntamente com o VisualModflow é uma opção adequada para simulação da qualidade da água e quantidade das águas subterrâneas para as camadas de aquíferos não confinados. Os resultados mostraram que o modelo preparado tem precisão suficiente e é capaz de simular as condições reais do aquífero estudado.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Como foco central de estudo escolheu-se como contaminante de interesse o cloreto, por apresentar concentração muito elevada nos efluentes infiltrados, por ser baixíssima a sua ocorrência natural na região e por possuir uma natureza conservativa.

Logo, no intuito de avaliar a dinâmica do transporte do cloreto derivado de dejetos industriais em uma área contaminada por uma charqueadora, foram desenvolvidas 3 etapas de levantamento de dados e procedimentos até que se conseguisse elaborar um modelo de fluxo subterrâneo para, a partir desse, simular o transporte do contaminante de interesse. As etapas consistem no monitoramento, no levantamento geofísico e na modelagem.

Dessa forma, como etapa 1, foram utilizados dados referentes ao monitoramento do nível piezométrico e da qualidade da água de poços localizados na área contaminada. Como etapa 2 foi desenvolvido um levantamento geofísico, utilizando a técnica de caminhamento elétrico com arranjo dipolo-dipolo. Como etapa 3 desenvolveu-se uma modelagem computacional utilizando o programa *Visual Modflow* e ainda foi desenvolvido um teste de bombeamento.

No item “4.1” apresenta-se uma breve descrição da área estudada; no item “4.2” são apresentados os pontos, a periodicidade e o método do monitoramento do nível piezométrico; no item “4.3” relata-se a construção do arranjo físico e a execução de um teste de bombeamento; no item “4.4” mostra-se os resultados do monitoramento qualitativo de 15 pontos durante quase 03 (três) anos; no item “4.5” são descritas todas as etapas empregadas num levantamento geofísico que utilizou o método elétrico de corrente contínua para visualizar a pluma de contaminantes; e no item “4.6” são relatadas todas as etapas de elaboração de um modelo conceitual, estabelecendo-se: as condições de contorno e condições iniciais; seleção dos códigos computacionais para o modelo de fluxo e de transporte; a partir dos dados de campo levantados nas outras etapas, conforme descrito a partir do item 4.2.

4.1. ÁREA DE ESTUDOS

4.1.1. Localização e descrição da fonte de poluição

Este trabalho foi desenvolvido no Condomínio Rural Vista Bela, localizado na região Administrativa de Ceilândia, cidade satélite do Distrito Federal com população aproximada de 400 mil habitantes (Figura 4.1). No condomínio em questão, os poços são a única fonte de água para as residências e para as indústrias. A área de estudo localiza-se na região das nascentes do córrego Capão do Brejo, afluente da sub-bacia do rio Descoberto, bacia hidrográfica do Paranaíba. Trata-se de uma área com 350 hectares, caracterizada pela ocupação irregular do solo. Ali existem aproximadamente 500 residências localizadas dentro da área de contribuição do córrego Capão do Brejo.

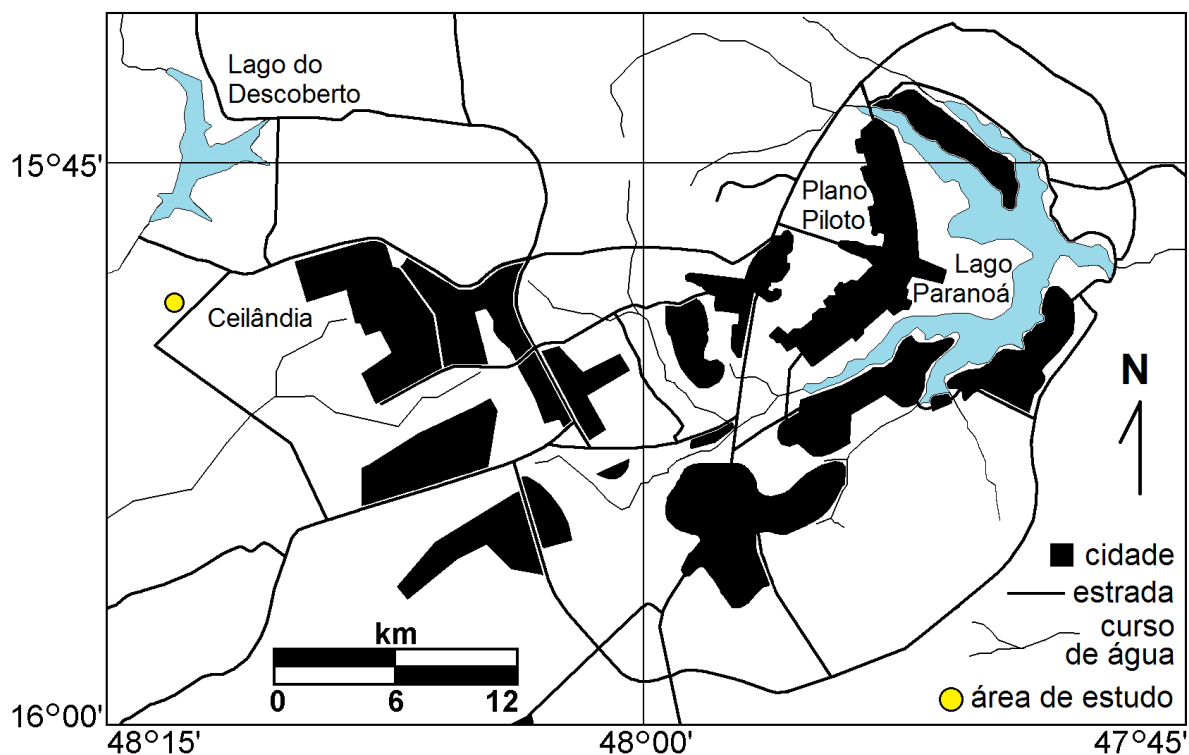


Figura 4.1 - Localização da área de estudo.

Nesse condomínio são desenvolvidas atividades industriais de pequeno porte, entre elas a de beneficiamento de carnes. Numa dessas pequenas indústrias, ocorreu a infiltração no solo do efluente industrial resultante do processo de lavagem, tratamento e embalagem de

carnes para fabricação de charque e carne de sol. O cloreto de sódio é o principal produto utilizado no processamento e o efluente é composto basicamente da mistura de salmoura com o sangue da carne processada. Esse efluente tem elevados níveis de cloreto e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e não pode ser descartado sem tratamento. Por esse motivo, a indústria construiu um sistema para tratamento biológico do efluente composto por decantadores, aeradores e filtros de areia e brita. O sistema de tratamento apresentou falhas, pois o efluente disposto no solo por meio de uma fossa não mostrou redução significativa das suas características poluentes. Esses efluentes chegaram ao lençol freático, a oito metros de profundidade, e se propagaram seguindo o gradiente hidráulico, atingindo poços e cisternas de residências localizadas a jusante da empresa.

Nas cisternas adjacentes à referida charqueadora foi constatada a presença de substância similar ao efluente produzido pela empresa. A partir desse instante, a ADASA, órgão regulador local, através de denúncia, identificou a situação e tomou medidas como a interdição do sistema de tratamento de efluentes por suspeita de ineficiência. A área está sendo monitorada pela Agência que contratou serviços de análises físico-químicas e bacteriológicas das águas subterrâneas e águas servidas da empresa. A identificação da contaminação ocorreu em fevereiro de 2009.

4.2. MONITORAMENTO DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO

Os dados de variação do nível piezométrico foram extraídos de relatórios mensais, desde novembro de 2009, fornecidos pela agência reguladora de água local. Das 14 (quatorze) cisternas que tiveram a qualidade de suas águas monitoradas, apenas 10 (dez) puderam também ter a variação do nível de água monitorado. Ao acompanhar o trabalho da empresa contratada pela ADASA, percebeu-se que 04 (quatro) das 14 (quatorze) cisternas tinham estruturas que obstruíam o acesso do medidor de nível.

O monitoramento ocorreu até janeiro de 2012 e nesse período, assim como o monitoramento de qualidade, alguns pontos deixaram de ser monitorados, contudo contempla uma rede de 10 pontos, sendo todos em cisternas, e esses pontos estão dispostos conforme Figura 4.2.

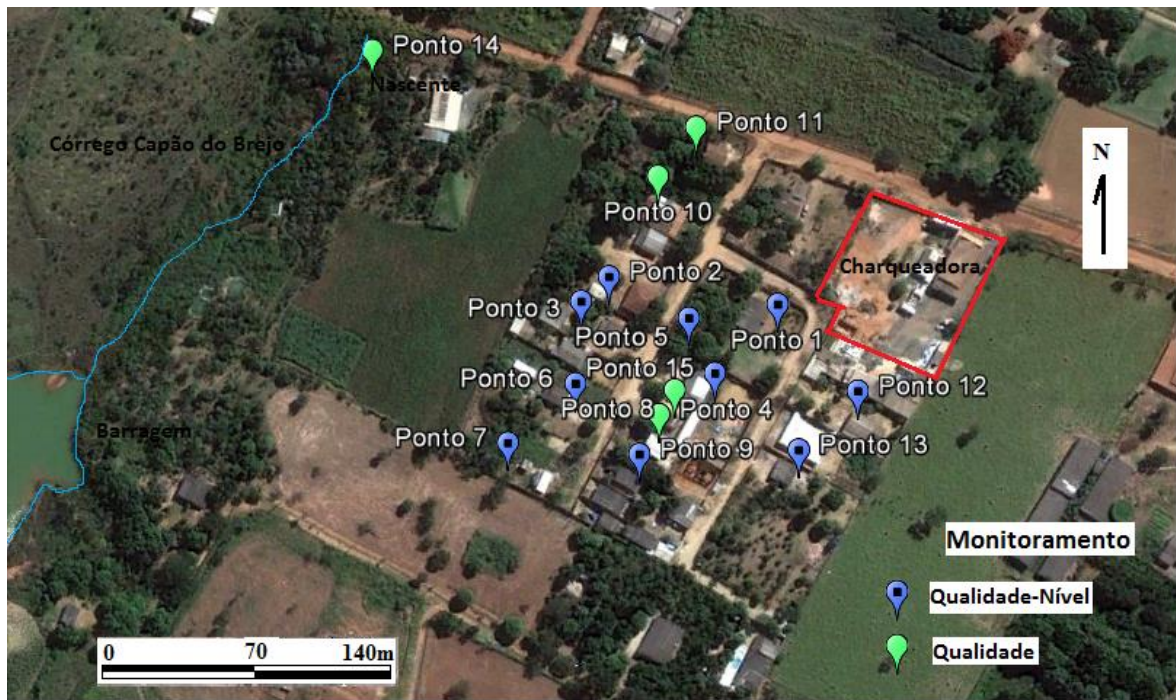


Figura 4.2 - Imagem adaptada do Google Earth indicando pontos de monitoramento

4.2.1. Equipamento utilizado

O equipamento utilizado durante os trabalhos de campo foi um medidor de nível d'água eletrônico (Fig. 4.3) com comprimento do cabo de 100m, marcado a cada milímetro.

O cabo é chato tipo fita métrica e na sua extremidade localiza-se um sensor de luminosidade e sonoro composto por dois eletrodos isolados eletricamente; quando o nível freático é atingido, a água (condutora de corrente elétrica) fecha o circuito, produzindo um sinal sonoro e luminoso determinando a profundidade do lençol d'água.



Figura 4. 3 - Medidor de nível freático

4.3. TESTE DE BOMBEAMENTO

O teste de bombeamento foi executado em uma cisterna localizada a aproximadamente 20 metros do ponto de lançamento da charqueadora, essa cisterna é a única fonte de abastecimento de água de sua proprietária. A área é predominantemente rural, desprovida de sistema público coletivo de abastecimento de água, motivo pelo qual a maior parte da demanda é suprida pelo aproveitamento das reservas subterrâneas, notadamente pelo uso de poços rasos manualmente escavados, com profundidades entre 5 e 12 metros, e diâmetros variando entre 0,8 e 1,2 metros.

O material utilizado consistiu de: gerador de eletricidade movido a gasolina; bomba hidráulica submersa; dispositivo para controle da vazão bombeada; recipiente de volume conhecido para a medição direta da vazão; e linígrafos para a leitura e armazenamento do nível dinâmico ao longo do tempo. Nos trabalhos de escritório foi utilizado o software Visual MODFLOW.

A abordagem metodológica compreendeu as seguintes etapas: a) construção do arranjo físico do teste, com a seleção da cisterna a ser utilizada e locação do poços/piezômetro de observação a partir de tradagem manual; b) execução do teste de bombeamento a vazão

constante; e c) processamento dos dados do teste bombeamento. Nos itens a seguir encontra-se o detalhamento das referidas etapas.

4.3.1. Construção do arranjo físico do teste de bombeamento

Foi selecionada uma cisterna já existente, escavada manualmente e utilizada para abastecimento doméstico de água que estivesse dentro da área contaminada, procurando-se representar ao máximo a variabilidade espacial do comportamento hidrodinâmico do aquífero na área.

Por se tratar de poço de grande diâmetro, percebeu-se a necessidade de abrir um poço de observação para analisar o rebaixamento do lençol e ainda utilizar medidor de vazão para que no ensaio fosse mantida a vazão constante.

Foi necessário verificar se a cisterna tinha água e profundidade suficiente para a execução do ensaio, uma vez que se a mesma fosse muito rasa, a água poderia secar antes mesmo de o ensaio começar a dar certo (rebaixamento do nível no poço ao lado).

A adoção de tal solução ocasiona, no entanto, a seguinte particularidade: poços de abastecimento doméstico, manualmente escavados, geralmente possuem grande diâmetro (> 0,5 metros, segundo Mace, 1999). E de fato a cisterna possui mais de 1m de diâmetro o que nos leva a algumas decisões quanto a instalação do teste.

Ao lado do poço selecionado foi perfurado um piezômetro de observação. O método de perfuração adotado foi tradagem manual, pois consiste num procedimento de baixo custo e de rápida execução, ambos favorecidos pelo padrão do nível freático local, predominantemente raso, com profundidades mínimas de até um metro em relação à superfície do solo (Santos, 2012).

Para escolher a distância, em relação à cisterna, a qual o poço/piezômetro de monitoramento foi perfurado avaliou-se a profundidade e a coluna de água disponível na cisterna. Esta relação é importante, pois pode determinar o tempo do ensaio e conseqüentemente maior representatividade no resultado.

Foi utilizada bomba submersa e gerador de energia para fazer a bomba funcionar. Utilizou-se pro sistema tubos rígidos, uma vez que utilizando mangueiras ou similares, poderia haver estrangulamento do fluxo e a água não sair. Quanto ao sistema para o controle da vazão, o mecanismo consistiu na conexão de uma válvula (do tipo borboleta) e a partir dessa válvula, conectou-se um pedaço de tubo, que foi o último duto por onde a água passou antes de atingir o meio externo. Nesse tubo, fez-se um pequeno furo, a aproximadamente 30 cm da extremidade, no qual se instalou (encaixar perpendicularmente e colar) um tubo (piezometro) transparente e rígido, de pelo menos um metro de comprimento. Foi por meio desse tubo e da válvula que a vazão foi controlada.

4.3.2. Execução do teste de bombeamento

Selecionado o poço e instalado o piezômetro de observação, procedeu-se à execução dos testes de bombeamento, que basicamente, seguindo a metodologia proposta por Santos (2012), compreendeu o bombeamento sob vazão constante no poço e o monitoramento do rebaixamento e recuperação do nível ao longo do tempo no piezômetro de observação, conforme ilustrado na Figura 4.4.

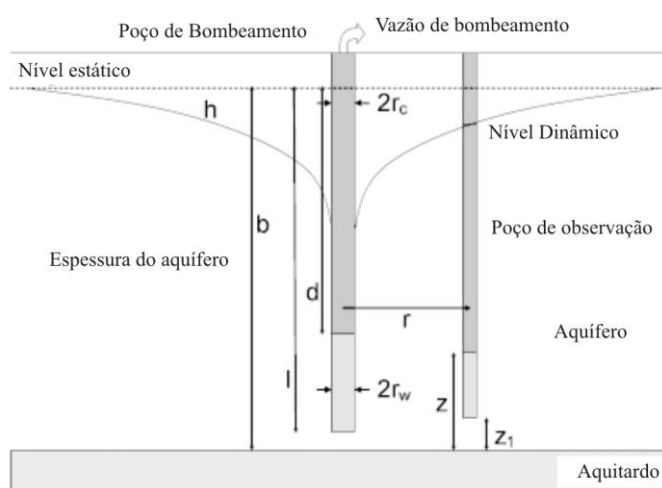


Figura 4.4 – Elementos de um teste de bombeamento com piezômetro de observação.

O controle de vazão foi efetuado com a utilização de um escoador de orifício circular, instalado à saída do recalque (Figura 4.4). O referido instrumento, em maior detalhe na

Figura 4.5, é composto por uma válvula do tipo globo, um tubo piezométrico, e um estrangulamento de fluxo, que ocasiona uma pressurização na saída e permite a manutenção da constância na vazão a partir da manutenção da perda de carga, inferida pelo menisco no tubo piezométrico, atuando-se na válvula (Santos, 2012).

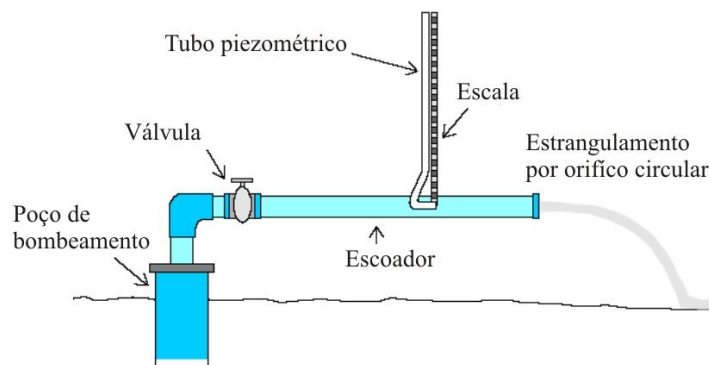


Figura 4.5 – Dispositivo para controle e manutenção da vazão (Fonte: Santos, 2012).

Na medida em que o nível se rebaixa, aumentando a altura geométrica, a vazão bombeada tenderia a decrescer, o que é impedido por meio de pequenos e constantes aumentos na abertura da válvula.

A cisterna foi submetida a dois testes, sendo que o primeiro teve caráter preliminar, com o objetivo de se definir a melhor taxa de bombeamento a ser adotada. O rebaixamento e a recuperação do nível freático ao longo do tempo foram monitorados automaticamente, por meio de linígrafos instalados tanto no poço de bombeamento quanto no poço de observação. As leituras do nível dinâmico foram registradas a cada cinco minutos.

A vazão de saída foi determinada pelo método direto, cronometrando-se o tempo demandado para o preenchimento de um recipiente com volume conhecido, conforme ilustrado na Figura 4.6. Foram efetuadas 5 repetições ao longo do ensaio, garantindo a constância na vazão durante todo o tempo transcorrido.



Figura 4. 6 – Medição direta da vazão de bombeamento

4.3.2.1. *Processamento dos dados e estimação dos parâmetros hidrodinâmicos*

O teste de bombeamento foi conduzido à máxima duração temporal possível, com o objetivo de se atingir a condição de equilíbrio, com a taxa de bombeamento se igualando à taxa de alimentação do poço. Tal aproximação foi razoavelmente atingida. Os dados obtidos com o teste de bombeamento compreendem na variação do nível dinâmico ao longo do tempo, referente à etapa de rebaixamento e de recuperação.

Foi construído, utilizando-se o software Visual MODFLOW, um modelo numérico em diferenças finitas para a simulação dos ensaios executados em campo: a) utilizando-se os dados de vazão de bombeamento e do poço de observação, considerando, no entanto, o poço de observação como sendo pontual, de diâmetro infinitesimal; e b) adotando-se o diâmetro real do poço de bombeamento.

Como condição de contorno, adotou-se uma carga piezométrica constante, equivalente ao nível estático observado ao dia e hora do ensaio, distante 10 metros radialmente em relação ao poço de bombeamento, conforme os limites de um domínio regular quadrado(Figura 4.7). A taxa de recarga e de evapotranspiração foram consideradas nulas, bem como o fluxo abaixo do limite inferior e horizontalmente, além da carga piezométrica constante.

Para essa estimativa dos parâmetros hidrodinâmicos “Ksat” e “Sy”, também foram utilizados os dados construtivos do poço de bombeamento e do piezômetro de observação, como a profundidade total, o comprimento da seção filtrante, o diâmetro e a distância entre os dois elementos.

A simulação do rebaixamento no poço de observação e de bombeamento ocorreu nos nós da borda dos mesmos e para calibração utilizou-se dados de rebaixamento do poço de bombeamento em regime transiente com variação do nível pela malha. Considerou-se o poço de bombeamento como sendo pontual, de diâmetro infinitesimal e adotou-se o diâmetro real do poço de bombeamento.

A malha desenvolvida consistiu em um domínio regular quadrado, com 20 metros de lado, profundidade equivalente a 15 metros, com o poço de bombeamento localizado ao centro (Figura 4.7).

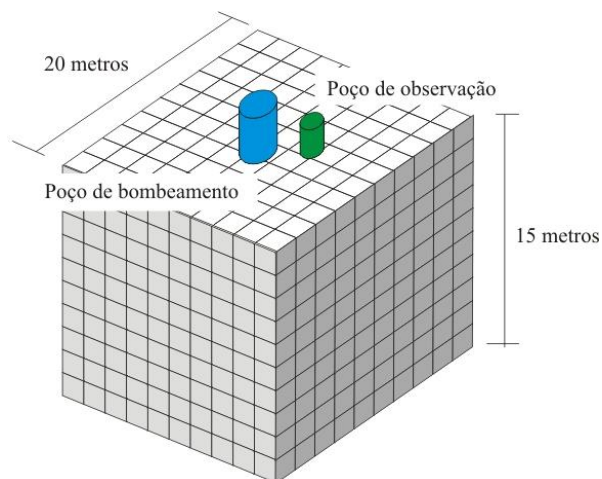


Figura 4.7 - Modelo numérico em diferenças finitas para simulação do teste de bombeamento

Essa etapa visa, numa avaliação positiva, uma reprodução computacional dos dados de fluxo advindos do teste em campo (Santos, 2012).

4.4. MONITORAMENTO DA QUALIDADE

A região denominada Condomínio Vista Bela não possui rede de abastecimento de água e de esgoto, portanto é abastecida por sistemas provisórios compostos basicamente por cisternas. Os esgotos domésticos, assim como o efluente industrial gerado no local de estudo, são lançados em fossas negras.

O efluente gerado pela indústria de alimentos que manipula carnes e produz produtos como carne de sol e charque, produzindo água servida com alta taxa de DBO e Cloretos, apesar de ter um tratamento prévio, também tem sua destinação final em fossa negra.

O sistema existente no local deveria tratar 5m³ de efluente por dia com DBO superior a 2.300 mg/L, Cloretos a 50.000 mg/L, nitrogênio amoniacal total acima de 83 mg/L. O efluente lançado é o resultado do processo de lavagem, tratamento e embalagem de carnes. Basicamente o produto utilizado no processamento tem o sal como elemento principal e o descarte é composto da soma dos elementos de produção com o sangue da carne.

Para tanto, a indústria implantou sistema secundário de tratamento biológico de efluente com decantadores, aeradores, “chicanes” compostas por areia e brita, conforme Figura 4.8.



Figura 4. 8 - Estrutura de tratamento de efluentes da empresa charqueadora

O sistema apresentou falhas operacionais, pois o efluente gerado lançava alta carga de DBO ($> 2.300 \text{ mg/L}$) na zona vadosa do solo e atingia o lençol freático localizado na região.

Além do alto teor de cloretos, a água subterrânea apresentou contaminação por matéria orgânica e odor em várias cisternas.

Foram utilizados os dados de análise de água da área contaminada, extraídos de relatórios mensais, desde novembro de 2009, fornecidos pela ADASA. Inicialmente foram coletadas 14 (quatorze) amostras de águas originárias de cisternas e efluente bruto e tratado da empresa, cujos resultados caracterizaram a água servida da empresa como rica em cloretos e condenaram a água de algumas cisternas que vinham sendo utilizadas para o abastecimento humano.

O monitoramento ocorreu até fevereiro de 2012 e nesse período alguns pontos deixaram de ser monitorados, mas outros foram acrescentados; assim, a rede contempla 15 pontos, sendo 14 poços manuais e uma nascente, e esses pontos estão dispostos conforme apresentados na Figura 4.2.

As análises avaliaram 15 parâmetros para a água dos poços (cisternas) e 12 parâmetros para a água originária do efluente bruto e tratado da empresa, porém o estudo de propagação do fluxo se baseou na avaliação do parâmetro Cloreto, que é bem característico no efluente gerado pela empresa charqueadora e apresenta excelentes características, como miscibilidade e conservação, funcionando como um traçador durante a avaliação.

Seguem os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos analisados para cada amostra, conforme apresentado na Tabela 4.1 abaixo:

Tabela 4.1 – Parâmetros avaliados na água subterrânea e no efluente da empresa

PARÂMETROS		ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	ÁGUAS SERVIDAS
1	Alcalinidade	X	
2	Cloreto	X	
3	Coliformes (Termotolerantes e Totais)	X	X
4	Condutividade	X	
5	Cor	X	
6	DBO	X	X
7	DQO	X	X
8	Dureza Total	X	
9	Ferro total	X	
10	Manganês	X	
11	N-NH ₄	X	X
12	N-NO ₃	X	X
13	Óleos e graxas		X
14	pH	X	X
15	P-Total		X
16	Sólidos Dissolvidos	X	X
17	Sólidos em Suspensão		X
18	Sólidos Totais		X
19	Turbidez	X	X

É importante salientar que, para estudos sobre os efeitos causados à saúde humana, outros parâmetros de qualidade de água podem ser importantes.

4.5. GEOFÍSICA

A geofísica foi utilizada por se tratar de uma técnica indireta de investigação e monitoramento das estruturas de subsuperfície por meio da aquisição e interpretação de dados instrumentais, caracterizando-se, portanto, como método não invasivo ou não destrutivo.

Em se tratando de contaminação subterrânea, a interpretação das anomalias é fundamental, pois pode indicar a intensidade da anomalia presente, proporcionando, assim, dados

importantes para as atividades de diagnóstico, monitoramento da propagação dos contaminantes e acompanhamento da recuperação de uma área afetada. Dessa forma, as informações derivadas dos levantamentos geofísicos são úteis para a locação dos poços de monitoramento, como também podem fornecer estimativas de área e volume para as atividades de remoção e remediação de solos contaminados.

No levantamento geofísico foram desenvolvidas pelo menos 3 etapas:

- Na primeira etapa ocorreu a investigação, na qual foram utilizados dados de monitoramento qualitativo, fornecido pela Agência reguladora de águas, para identificação dos locais com maiores concentrações de contaminantes;
- Na segunda etapa desenvolveu-se o levantamento propriamente dito, com três linhas de investigação, para o mapeamento da contaminação;
- Numa terceira etapa utilizou-se o software RES2DINV para representar a pluma mapeada na subsuperfície em duas dimensões, criando um polígono com características de tamanho e volume.

A segunda etapa do levantamento contemplou o uso de métodos geoeletricos com técnica de campo do tipo caminhamento elétrico e arranjo de campo do tipo Dipolo-Dipolo.

4.5.1. Equipamento utilizado

O equipamento geofísico utilizado durante os trabalhos de campo foi o resistivímetro modelo Syscal Pro, fabricado pela Iris Instruments, França (Figura 4.9). Trata-se de um equipamento que combina transmissor e receptor em um único módulo, alimentado por bateria de 12 Volts e cujas especificações incluem tensão de saída de até 1.000 Volts. O Syscal Pro diferencia-se dos demais resistivímetros por ser um equipamento multicanal, isto é, permite que vários dipolos de potencial sejam utilizados simultaneamente para a obtenção de medidas de resistividade.



Figura 4. 9 - Resistivímetro Syscal Pro, Iris Instruments, França

4.5.2. Caminhamento elétrico e arranjo Dipolo-Dipolo

A técnica de caminhamento foi aplicada por ter a característica de detectar e mapear as plumas de contaminação, e por ter a capacidade de estimar a profundidade, espessura e resistividade das camadas em subsuperfície.

Trata-se de um método que pode investigar profundidades superiores a 100m, dependendo fundamentalmente da abertura dos eletrodos de corrente, da geologia local e da corrente elétrica injetada no solo.

O arranjo dipolo-dipolo permite adquirir dados com bastante rapidez, além de possibilitar o estudo da variação lateral de um dado parâmetro físico em diferentes níveis de profundidade. Nesse arranjo têm-se o dipolo de corrente (AB) e o dipolo de potencial (MN), os quais são mais comumente instalados de forma linear no terreno. O espaçamento entre A e B é igual ao espaçamento entre M e N, sendo que ambos permanecem inalterados durante a aquisição de dados.

A distância entre dipolos é um múltiplo inteiro do espaçamento entre os eletrodos que formam um dipolo, e varia durante a aquisição de dados. Aumentando-se a distância entre dipolos, atingem-se maiores profundidades. As medidas são plotadas no cruzamento de linhas com origem nos centros dos dipolos de corrente e de potencial, respectivamente, e que formam um ângulo de 45 graus com a horizontal (Figura 4.10). Se o parâmetro que

está sendo medido for a resistividade elétrica aparente, então usa-se a equação (4.1) para efetuar seu cálculo.

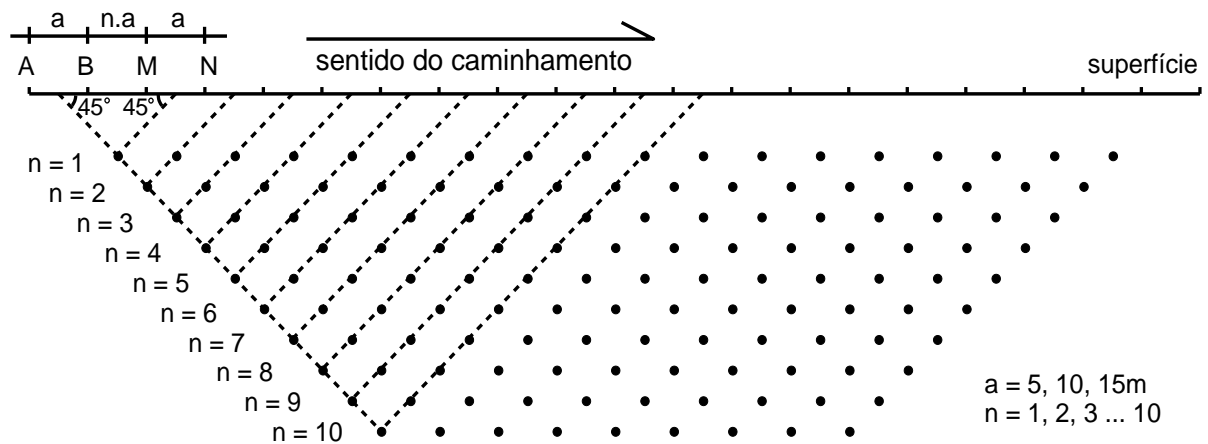


Figura 4. 10 - Esquema de aquisição de dados utilizando o arranjo dipolo-dipolo (D-D) com dez níveis de investigação

$$\rho_a = K \cdot R \quad \text{(Equação 4.1)}$$

$$K = a \cdot \pi \cdot n \cdot (n+1) \cdot (n+2) \quad \text{(Equação 4.2)}$$

$$R = \frac{\Delta U}{I} \quad \text{(Equação 4.3)}$$

ρ_a = resistividade elétrica aparente (Ohm.m)

K = fator de geometria para o arranjo utilizado (m)

R = resistência elétrica (Ohm)

a = espaçamento entre eletrodos que formam um dipolo (m)

n = múltiplo da distância entre dipolos (normalmente, $n = 1, 2, 3, 4, 5$ e 6)

$\pi = 3,1415$

ΔU = diferença de potencial elétrico (mV)

I = corrente elétrica (mA)

Foram executadas três linhas de investigação, uma com 215 metros de comprimento, posicionada a montante da empresa (Linha 1), outra com 135 metros, paralela à linha 1, posicionada imediatamente a jusante da charqueadora (Linha 2), e a terceira, com 180 metros de comprimento, paralela às outras duas e posicionada 70 metros a jusante da

charqueadora (Linha 3), conforme Figura 4.11. Em cada seção foram adquiridos dados com dipolos de 5, 10 e 15 metros em 10 níveis de investigação.

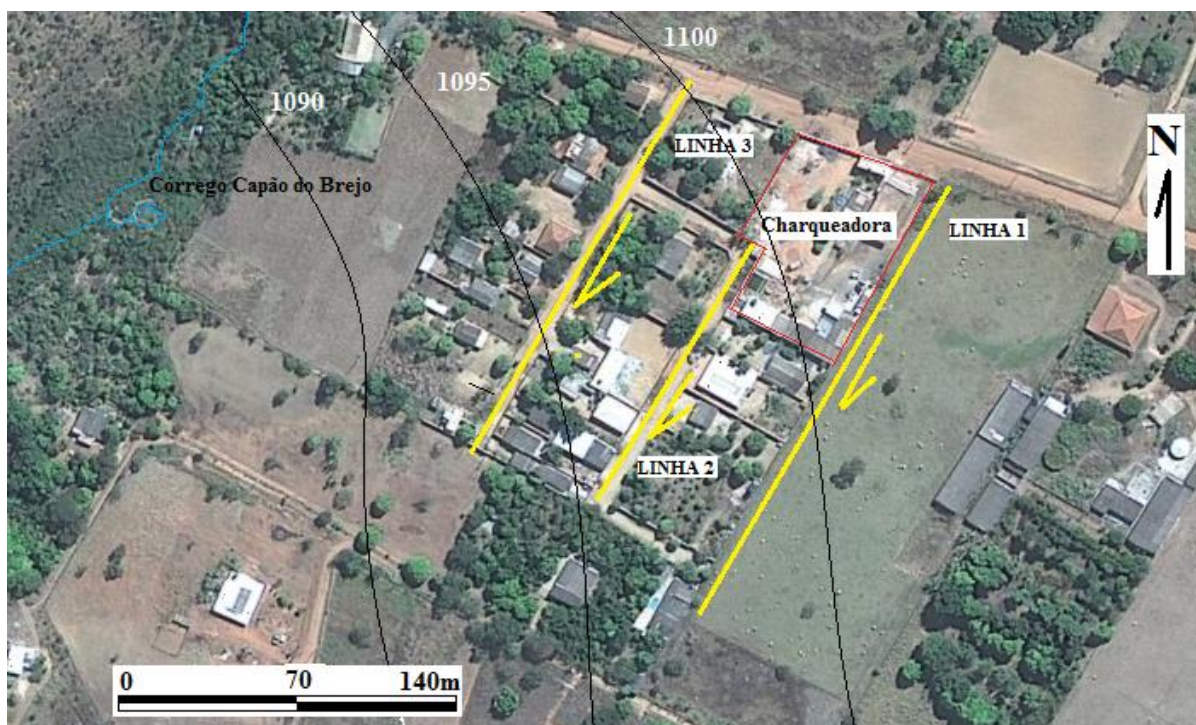


Figura 4. 11 - Imagem adaptada do Google Earth indicando a localização do levantamento geofísico

Os dados de cada seção foram processados de forma conjunta por meio do software RES2DINV. Esse programa adota uma técnica rápida para a inversão de dados de resistividade aparente com o intuito de converter as seções de resistividade aparente em seções de resistividade real, mais úteis à interpretação geológica. Teoricamente produz um modelo geoeletrico de subsuperfície 2-D livre das distorções das pseudo-seções de resistividade aparente causadas pela geometria do arranjo utilizado. Em média, a profundidade alcançada nas três seções foi de 37 metros, calculada pelo modelo de profundidade de Edwards (1977), que é o adotado pelo software RES2DINV.

4.6. MODELAGEM

Com o intuito de avaliar a dinâmica do efluente de uma indústria charqueadora, rico em cloretos, foi elaborado um modelo de fluxo subterrâneo, utilizando o programa de

modelagem Visual MODFLOW, para simular o transporte do contaminante no aquífero freático e analisar o comprometimento da qualidade da água subterrânea na área de estudo.

Foi utilizada uma série de dados levantados na própria área contaminada, a fim de simular o vazamento de um efluente oriundo de dejetos industriais, que é líquido e miscível em água. A partir dos dados, foram desenvolvidas as etapas de: elaboração de um modelo conceitual, estabelecendo-se as condições de contorno e condições iniciais para o modelo de fluxo e de transporte; seleção dos códigos computacionais para o modelo de fluxo e de transporte; calibração do modelo de fluxo; verificação do modelo, a partir de dados de campo; e, por fim, a simulação de cenários possíveis para o transporte confrontando-os com dados de campo.

Com relação aos dados de entrada para o modelo, foram utilizadas pelo menos 03 (três) fontes: levantamento geofísico, teste de bombeamento e relatórios de acompanhamento de áreas contaminadas, obtidos junto ao órgão responsável pela gestão dos recursos hídricos do Distrito Federal. Os dados extraídos dos relatórios de monitoramento compreenderam laudos de qualidade de água, relatórios de acompanhamento da variação do nível do lençol freático e localização de poços.

Durante a etapa inicial do modelo de elaboração de um modelo conceitual, estabelecendo-se as condições de contorno e condições iniciais para o modelo de fluxo, foi importante avaliar o levantamento geofísico realizado na área, pois os resultados obtidos pela diferença de resistividade, bem como o trabalho de unir os contornos das anomalias de modo a gerar um sólido, permitiu uma visualização prévia da conformação da pluma de contaminação em um determinado tempo.

A série de dados utilizada na etapa de calibração do modelo de fluxo foi extraída do teste de bombeamento realizado em um poço contaminado, com o auxílio de um piezômetro instalado na área de estudo, e dos relatórios de acompanhamento da variação do nível do lençol freático.

O fato de não haver bombeamento nos poços monitorados e ter cessado desde o início do monitoramento o lançamento da charqueadora foi relevante na simulação. Partiu-se do

princípio que o aquífero não sofria explorações nem injeções de água, portanto suas oscilações observadas no monitoramento foram consideradas naturais.

Durante a fase de verificação do modelo utilizou-se a série de dados de qualidade da água de pelo menos 03 ciclos hidrológicos. O parâmetro de interesse para a modelagem foi o cloreto de sódio (ClNa), que é bem característico no efluente gerado pela empresa charqueadora. Nas simulações de transporte as concentrações encontradas foram confrontadas com os dados obtidos nos relatórios de monitoramento.

4.6.1. Seleção do código computacional

A seleção do código computacional deu-se de forma a contemplar os objetivos específicos almejados. A escolha do código foi baseada em revisão de literatura, procurando modelos cujos códigos fossem bem documentados e que melhor se adequassem ao caso estudado.

Para o modelo de fluxo subterrâneo, foi utilizado o Modflow (Harbaugh, 2005) implementado na interface gráfica do Software Visual MODFLOW v.4.3. (Waterloo Hydrogeologic, 2005).

Além de possuir uma boa interface gráfica, o Visual MODFLOW apresenta diversos modelos de transporte, possibilitando ainda a integração com Sistemas de Informações Geográficas, facilitando assim a modelagem.

Para o transporte optou-se pelo modelo MT3DMS, igualmente disponível no software Visual MODFLOW. O modelo MT3DMS possibilita a simulação dos fenômenos de adsorção, dispersão e decaimento, sendo, assim, adequado ao objetivo proposto.

4.6.2. Modelo conceitual

Para a identificação das características hidrográficas na região de estudo, foram utilizadas as curvas de nível da CODEPLAN (1992), para a geração de um modelo digital de elevações (MDE) com auxílio do software Arc View. As curvas de nível encontram-se

disponíveis em escala de 1:10000 com equidistância de 5 m. A partir do MDE procedeu-se a delimitação de rios, sub-bacias e bacias pela extensão HECGeoHMS do Arc View. Esse SIG foi então utilizado para auxiliar na delimitação das condições de contorno para o modelo de fluxo, bem como na definição do desenho da malha. A partir dos dados de poços cadastrados na ADASA da região, descritos nos relatórios, e o Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos - PGIRH, que em seu capítulo de água subterrânea caracteriza hidrogeologicamente a área como P1, foi possível definir o número, a posição e as características das camadas do aquífero freático.

A partir do Sistema de Informações Geográficas (SIG) gerado posicionaram-se os poços de monitoramento, e as condições de contorno do modelo foram definidas. Os dados foram, então, importados para o Programa Visual Modflow para compor o modelo conceitual do problema (Figura 4.12).

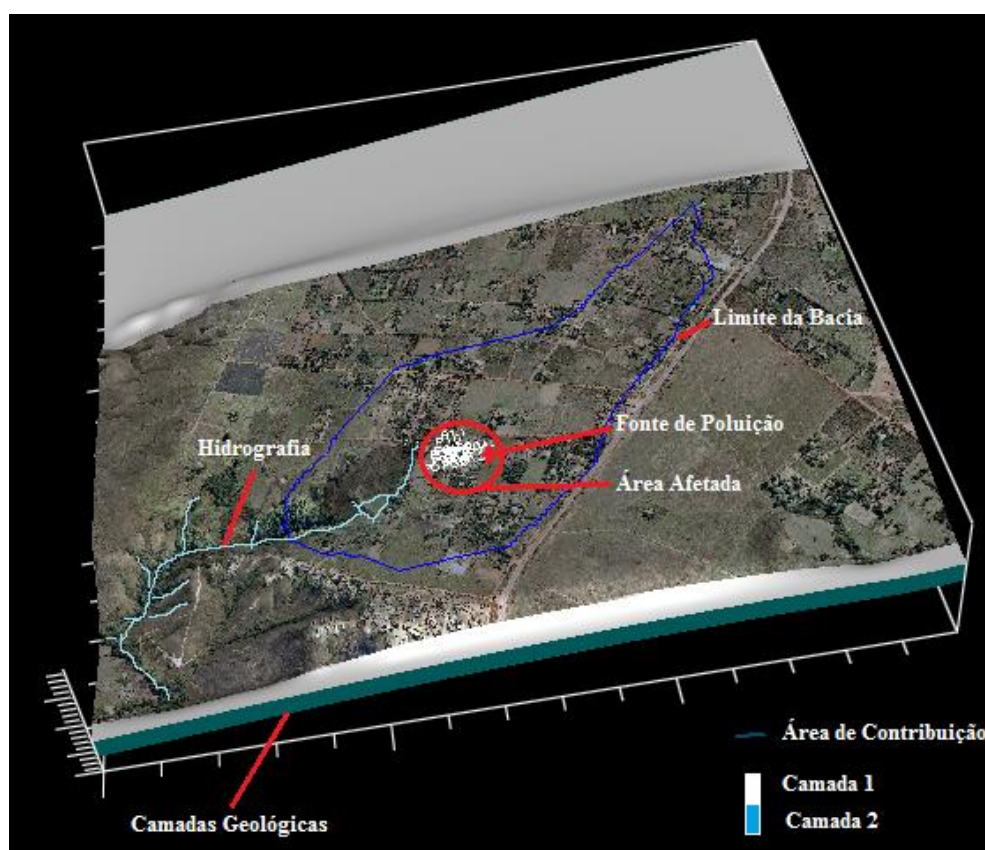


Figura 4. 12 – Condições de contorno do modelo conceitual adotado

A malha de diferenças finitas utilizada foi composta por 186 linhas e 246 colunas. Como o domínio abrange uma área com o contorno relativamente distante em parte da região de

interesse, realizou-se o refinamento da malha no entorno da charqueadora (círculo vermelho na Figura 4.13), com células de 6,2m no sentido do eixo “x” e de 6,2m no sentido do eixo “y”, reduzindo, assim, o tempo de processamento. O critério para refinamento da malha foi a individualização dos poços de observação em cada célula, bem como a melhor discretização da pluma de contaminação.

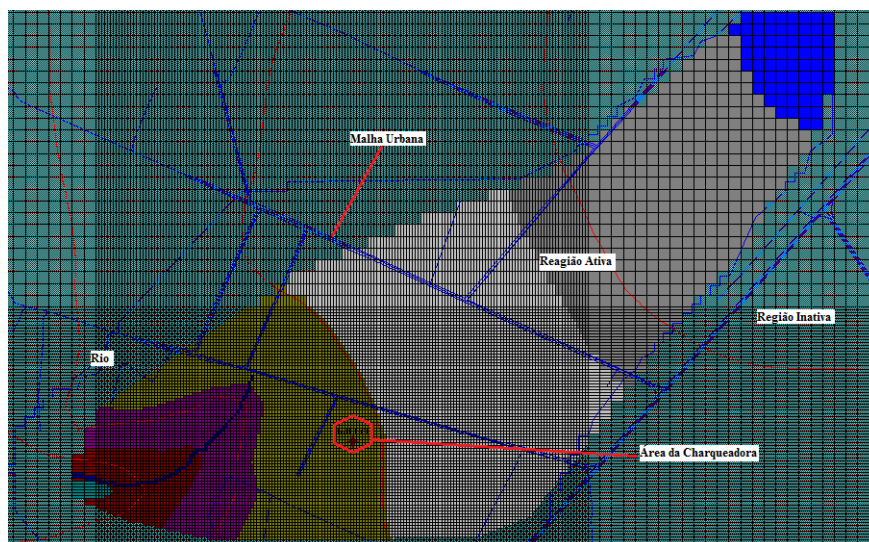


Figura 4.13 - Malha de diferenças finitas para o modelo conceitual da área de estudo, com refinamento no entorno da charqueadora

4.6.3. Delimitação da condição de contorno para o modelo de fluxo

Para a definição das condições de contorno do modelo de fluxo optou-se por adotar a condição de Neumann na região periférica do modelo. Assume-se que o fluxo subterrâneo nos divisores de água que delimitam a sub-bacia onde se localiza a área em estudo é nulo, sem ganho ou perda de água através dos divisores superficiais da bacia.

Outra condição adotada na área de estudo foi a condição de Dirichlet, em que o valor da carga nos rios foi considerada conhecida.

Além das condições de contorno anteriormente citadas, foi estimada a condição de recarga do aquífero para o modelo conceitual, com as taxas de recarga determinadas por calibração automática para o período simulado, no qual a recarga é considerada constante.

4.6.4. Delimitação das condições de contorno para o modelo de transporte

Para as condições de contorno do modelo de transporte, foram utilizados dados de monitoramento qualitativo de poços da região, que inicialmente condenaram 5 cisternas, e também a delimitação da pluma de fase livre para o mês de janeiro de 2011, conforme Figura 4.14, obtida a partir do levantamento geofísico. A figura define um polígono com características como tamanho e volume que foram considerados no modelo no qual também se incluem os poços contaminados.



Figura 4.14 - Delimitação da pluma de contaminação pelo levantamento geofísico

Entre os parâmetros monitorados, o cloreto de sódio (ClNa) foi empregado como contaminante de interesse por ser extremamente solúvel em água e conservativo. Essa introdução de água residuária industrial de charqueadora, de modo geral, implica em termos de consumo, no sabor. Águas com teores menores que 250ppm de cloretos é satisfatória para serviços de abastecimento doméstico (o ideal seria menor que 150ppm). Concentrações superiores a 500ppm implicam em sabor característico e desagradável. Para consumo de animais essa concentração pode chegar até 4.000ppm. No caso, há ainda a contaminação por matéria orgânica.

4.6.5. Execução da modelagem

Os dados de poços tubulares, próximos à área de estudo, localizados no mesmo sistema hidrogeológico apresentam, até a zona fraturada, 5 camadas com características geológicas distintas, porém, por similaridades quanto suas composições e para reduzir a complexidade do modelo, diminuindo assim o esforço computacional de calibração, foi proposta a redução para apenas 2 camadas hidrogeológicas, com valores iniciais de condutividade hidráulica apresentados na Tabela 4.2. Para a primeira camada os valores iniciais foram extraídos do teste de bombeamento realizado na área e para segunda camada foram utilizado valores da literatura (Távora, 2010).

Tabela 4.2 - Condutividades hidráulicas adotadas no modelo conceitual

Sistema	Perfil de poços		Valores utilizados	
	Prof.(m)	Descrição Geológica	Kx,y (m/dia)	Kz (m/dia)
Poroso	0 – 2m	Latossolo avermelhado	2,8	2×10^{-1}
	2 – 5m	Latossolo amarelado		
	5 – 8m	Latossolo com textura argilosa		
	8 – 12m	Latossolo com porções de areia		
	12 – 28m	Porções alteradas de Metarritimitos	$1,7 \times 10^{-1}$	$4,3 \times 10^{-1}$
Fraturado	Camada Impermeável (rochas do Grupo Paranoá)			

Para calibração do modelo foram utilizados dados observados em 11 poços piezométricos coletados com que frequência mensal, durante o período de três anos.

Utilizou-se o software PEST (Doherty, 2004) que estima os parâmetros a serem ajustados pelo método dos mínimos quadrados. A função objetivo consistiu na minimização da soma dos quadrados dos resíduos entre os valores de nível piezométricos observados e calculados pelo modelo. Os parâmetros ajustados consistiram em condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) e armazenamento específico (S_y). Considerou-se anisotropia vertical com o

Kz e isotropia horizontal com o Kx igual à Ky. O programa PEST foi utilizado por Távora (2010) na modelagem realizada em área contaminada do DF, principalmente durante o início do processo de calibração, onde é muito importante para balizar a caracterização do modelo.

Essa primeira caracterização não influencia na simulação, pois é considerado um refinamento. As condições chegam próximas às reais após um período de aquecimento do modelo, ou seja, após inserção no modelo de todos os dados possíveis de serem coletados ou adquiridos e considerou-se a recarga de 420 mm correspondente a 30% da precipitação média anual da região.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. MONITORAMENTO DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO

A rede de monitoramento do nível piezométrico possibilitou a montagem do traçado de mapas potenciométricos, os quais refletiram as direções e sentidos do fluxo da água subterrânea, importantíssimos para execução da modelagem proposta na avaliação da contaminação supracitada.

A Figura 5.1 apresenta a superfície freática gerada pelo Visual MODFLOW a partir de dados de 10 poços que tiveram seus níveis monitorados. Observa-se o sentido do fluxo como predominante de nordeste para sudoeste e, ainda, a delimitação das condições de contorno do modelo pelos divisores de água. Os valores apresentados correspondem às cargas em metros.

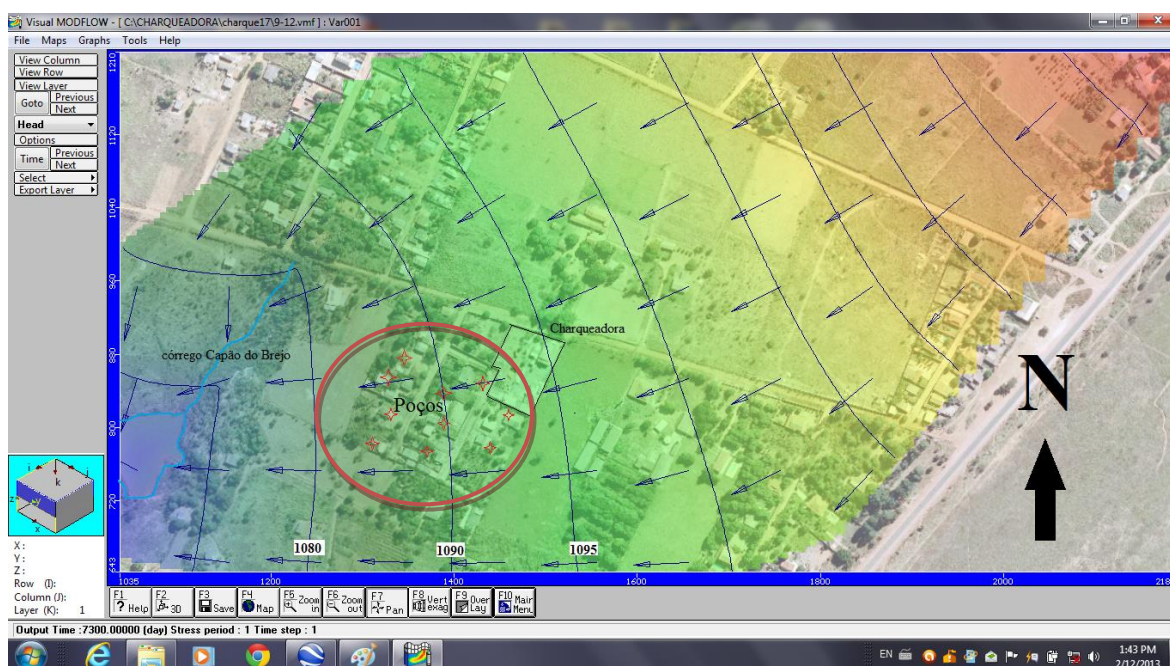


Figura 5.1 - Superfície equipotencial da área de estudo

Utilizando os dados de variação do nível freático de três poços, monitorados durante 16 (dezesseis) meses, mais do que um ciclo hidrológico, percebeu-se que a variação existente da superfície potenciométrica relaciona-se com retardo com os períodos chuvosos da região.

A Figura 5.2 evidencia essa relação, pois segundo dados em gráficos de precipitação do Distrito Federal, extraídos do Sítio do INMET, estação A001-Brasília, a primeira chuva ocorreu em 07/10/2010 e foi de 24mm, enquanto que a recuperação da superfície potenciométrica ocorreu apenas a partir da segunda quinzena de novembro, constatada no poço 2 e em dezembro nos poços 1 e 3.

Essa recuperação continuou até meados de junho, e segundo dados de precipitação da estação A001, o período chuvoso se encerrou em 24/05/2010, com uma chuva de 21mm, quando se iniciou o característico período de estiagem do Centro Oeste, que em 2010 durou 4 meses.

Contudo, sabe-se que é necessário um razoável período de chuva para que a zona vadosa do sistema poroso tenha seus espaços vazios preenchidos.

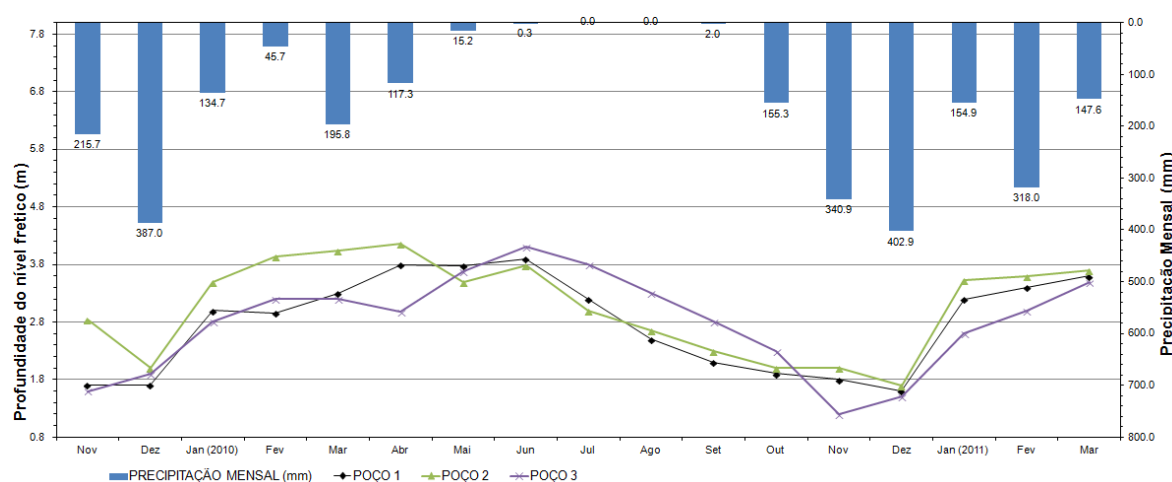


Figura 5. 2 - Precipitação mensal x profundidade do nível freático

Os dados apresentados na Figura 5.2 são da estação Taguatinga (1.548.037) da rede de monitoramento da ADASA. A linha representada no mesmo gráfico refere-se ao monitoramento do nível do lençol freático do poço 1 localizado a jusante da charqueadora, monitorado por 16 meses. Percebe-se um retardo na recuperação do nível freático em relação ao início do período chuvoso.

5.2. TESTE DE BOMBEAMENTO

O teste de bombeamento foi conduzido por mais de 6 horas, com o objetivo de se obter a condição próxima de equilíbrio.

Na Tabela 5.1, são apresentados os dados construtivos dos poços e a caracterização geral do resultado do teste.

Tabela 5.1 - Planilha de campo do teste de bombeamento

Dados poço de bombeamento (cisterna)	
Local: bacia do córrego Capão do Brejo	Data: 27/01/2012
Hora início bombeamento: 13:50	Hora fim bombeamento: 21:46
Diâmetro poço: 1,10 m	Profundidade total: 8,8 m
Vazão de bombeamento: 0,390 litros/segundo	Nível estático em relação a boca: 4,55 m
Dados poço de observação(piezômetro)	
Nível estático em relação à boca: 4,43m	Diâmetro: 0,20 m
Profundidade total: 7,13 m	Distância ao poço bombeamento: 2,15 m
Instrumento para medição do rebaixamento/recuperação: linígrafo automático com logger	

A aproximação procurada para se chegar à condição de equilíbrio de Theis foi razoavelmente atingida, conforme ilustrado nas Figuras 5.3 e 5.4, referentes ao monitoramento do nível dinâmico no poço de bombeamento (cisterna) e no poço de observação, respectivamente.

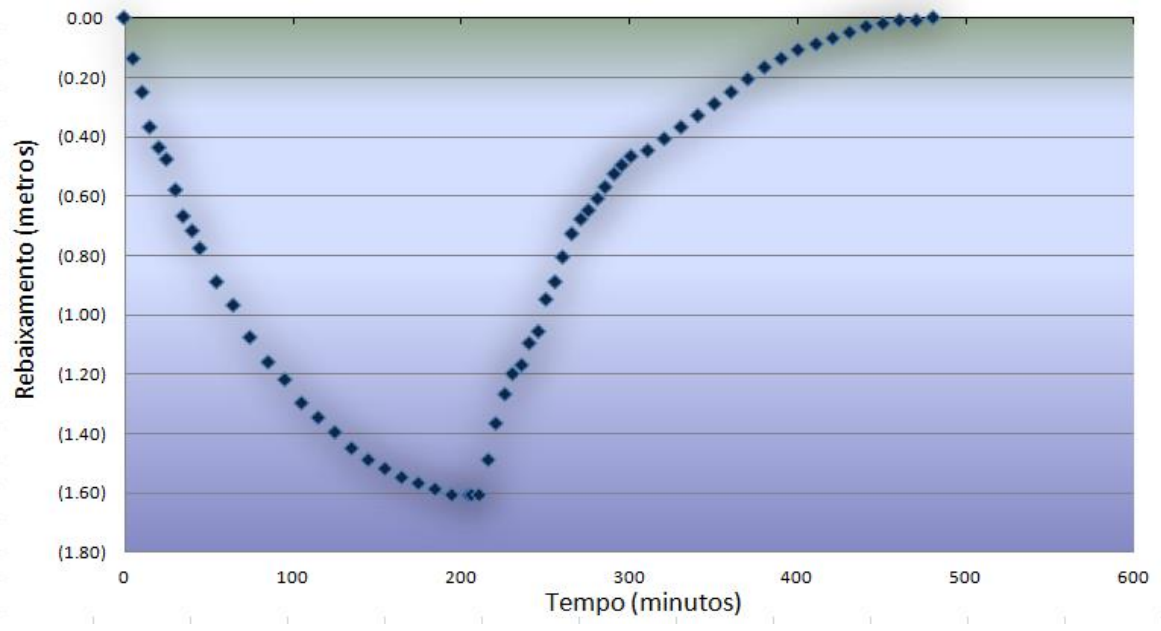


Figura 5. 3 – Gráfico de rebaixamento e recuperação da carga piezométrica no poço de bombeamento

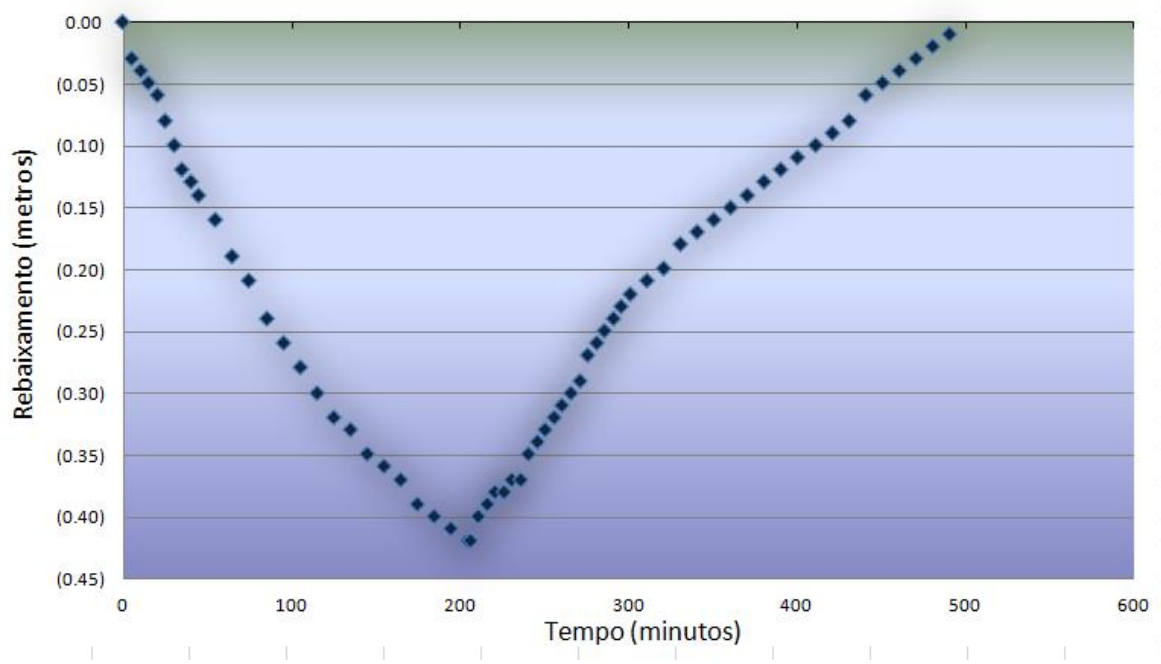


Figura 5. 4 - Gráfico de rebaixamento e recuperação da carga piezométrica no poço de observação

O rebaixamento máximo no poço de bombeamento foi da ordem de 1,5 metro, enquanto que no piezômetro de observação, de apenas 42 centímetros. Esses resultados, juntamente com a vazão de bombeamento e os dados construtivos dos poços, apresentados na Tabela 5.1, foram inseridos no software VisualModflow, por meio do qual foi possível avaliar a

distribuição do nível piezométrico na área de interesse e desta forma estimar os parâmetros hidrodinâmicos “condutividade hidráulica saturada” e “produtividade específica”, definindo uma das condições iniciais para modelagem do fluxo.

A Figura 5.4 apresenta a variação temporal do rebaixamento do lençol freático desde a condição inicial, quando ocorreu o ligamento do sistema motobomba, retirando uma vazão constante do poço (cisterna), até horas depois, quando se avaliou o rebaixamento do nível do lençol freático no poço de observação (piezômetro) pelo efeito do fenômeno denominado “cone de depressão”, conforme figura 5.5.

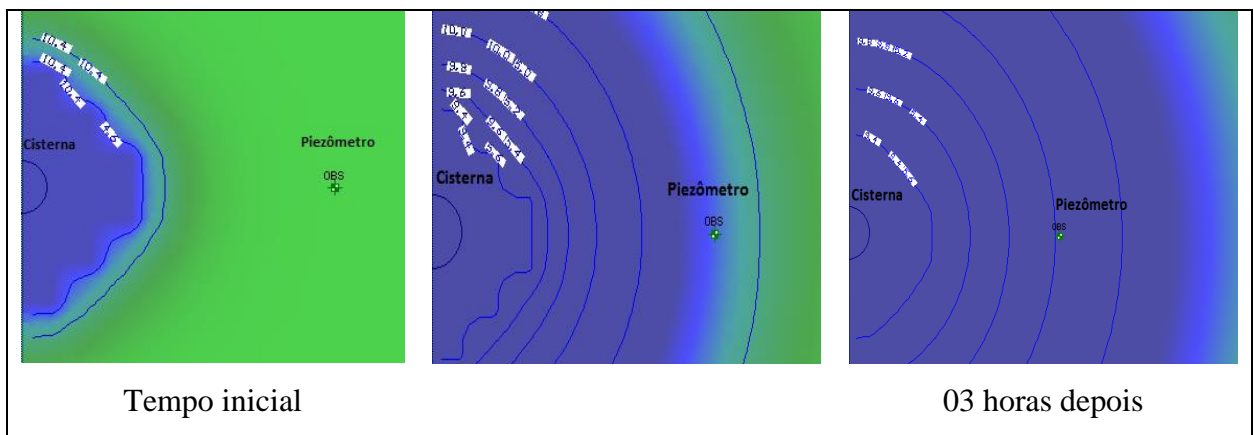


Figura 5. 5 - Simulação com variação temporal do rebaixamento do lençol freático

O resultado típico das simulações numéricas na tentativa de se reproduzir, em modelo, o ensaio executado em campo encontra-se ilustrado na Figura 5.6, na qual pode ser observado o poço de bombeamento ao centro, o piezômetro de observação, o limite inferior do modelo, e a superfície freática simulada, neste caso correspondente ao nível mínimo do período de rebaixamento.

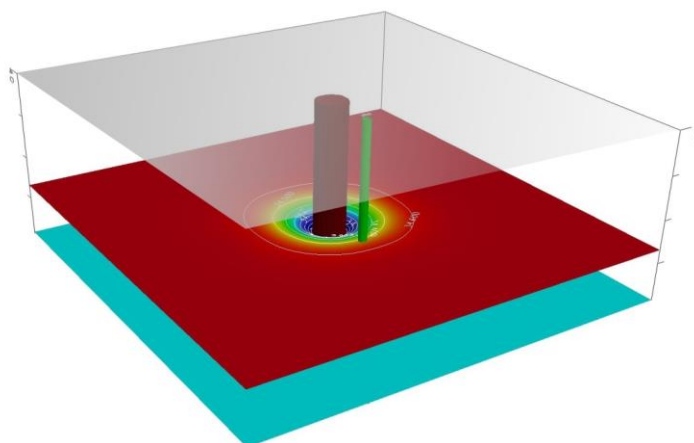


Figura 5. 6 - Resultado típico da modelagem numérica do teste de bombeamento

As estimativas de K_{sat} e S_y foram executadas considerando o referido poço como sendo pontual (Theis), de diâmetro infinitesimal.

Os valores dos parâmetros do aquífero obtidos após calibração são apresentados na Tabela 5.2 abaixo.

Tabela 5.2 - Parâmetro do aquífero após calibração

Camada	Valores Calibrados		
	S_y	K_x/ K_y (m/dia)	K_z (m/dia)
1 (8m)	0,1	2,80	2×10^{-1}
2 (4m)	0,5	1,6	$1,1 \times 10^{-2}$

Com relação à calibração do modelo, após a exclusão do período de aquecimento, observa-se um bom ajuste linear na figura 5.8 entre os valores observados em campo e calculados pelo modelo para a variação do nível piezométrico do poço utilizado na calibração.

A Figura 5.7 apresenta o gráfico do resultado calculado (curva vermelha) e observado (curva azul) da profundidade do nível freático nos poços.

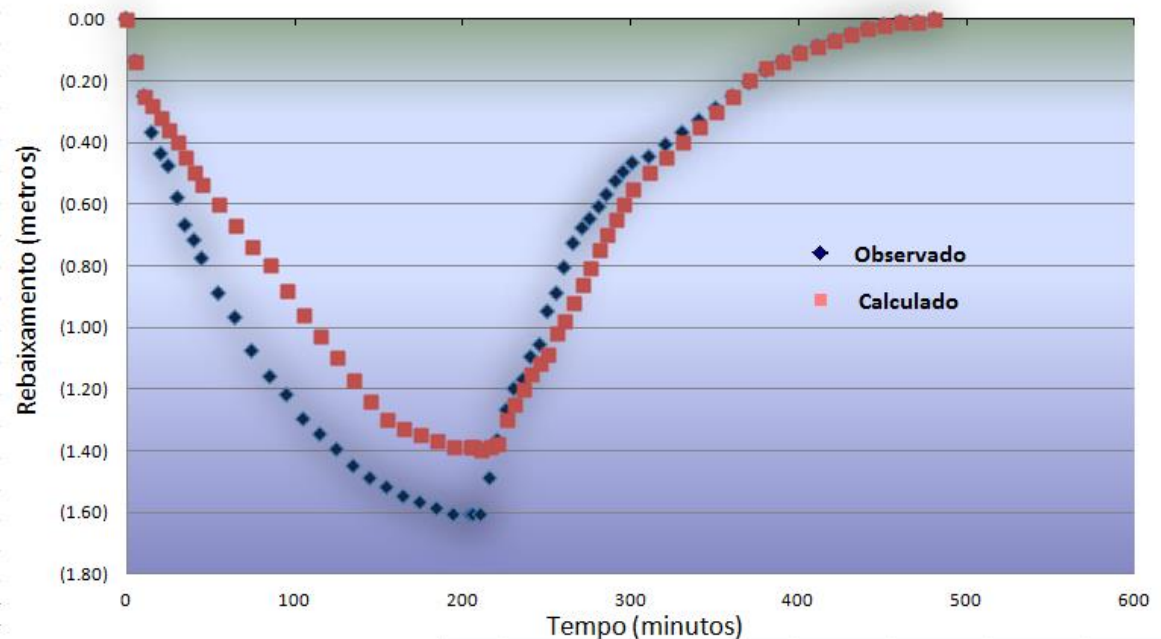


Figura 5. 7 - Gráfico da curva de valores observados x calculados para o ponto de observação utilizado na etapa de calibração

Analisando o resultado só pela figura 5.7, observa-se que o método não proporcionou uma reprodução fidedigna do teste de bombeamento, mas a resposta numérica aos diferentes conjuntos de parâmetros hidrodinâmicos fornecidos se apresentou condizente, tanto em relação ao padrão da curva de rebaixamento e recuperação, quanto à amplitude total do rebaixamento máximo.

Descartando-se a hipótese de erros conceituais na definição do modelo numérico, devido à extrema simplicidade adotada e por se tratar de um dado que será ajustado em fase posterior durante outra etapa do estudo, pode-se assumir que os resultados são suficientemente próximos, portanto passíveis de utilização, como valores iniciais para os parâmetros na modelagem.

5.3. MONITORAMENTO DA QUALIDADE

Os primeiros resultados condenaram 05 (cinco) poços (cisternas) localizados no terreno de casas situadas entre 20m e 200m a jusante da empresa. Isso indicou a possibilidade de uma linha principal de fluxo, devido à localização específica numa região, perpendicular à nascente do córrego Capão do Brejo, afluente da sub-bacia do rio Descoberto, bacia

hidrográfica do Paranaíba. A imagem adaptada do Google Earth, Figura 5.8, mostra os locais das cisternas inicialmente identificadas com problemas de contaminação.

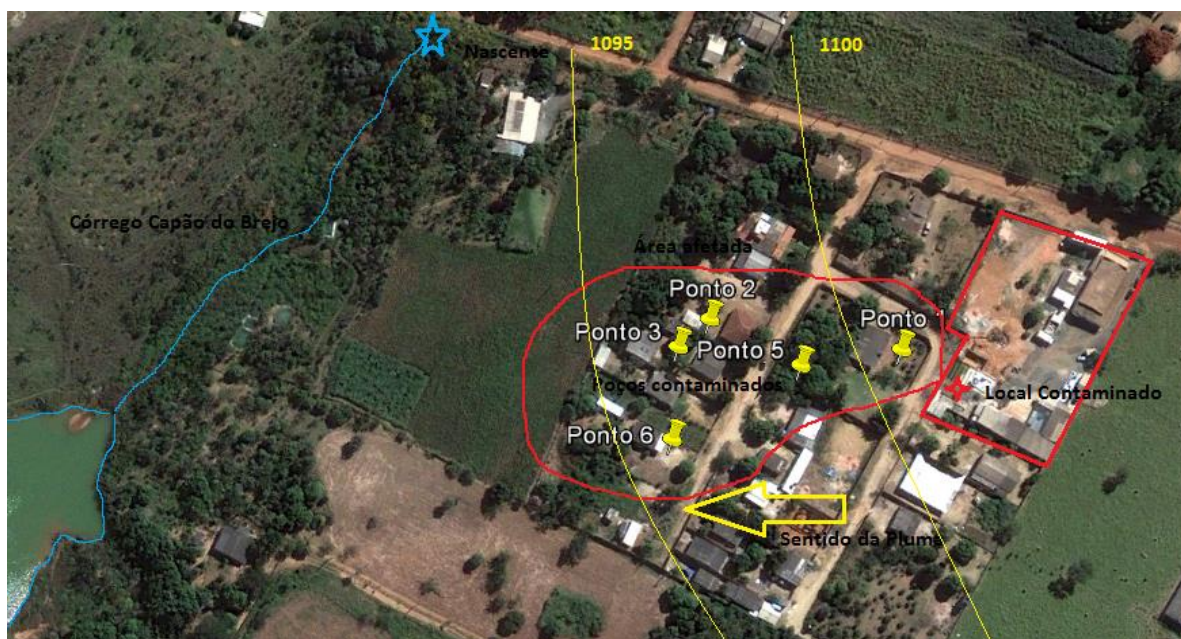


Figura 5. 8 - Imagem adaptada do Google Earth indicando poços contaminados

A Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, define que, para a finalidade consumo humano, o Valor Máximo Permitido (VMP) de cloretos é de 250 mg/L. Logo nos primeiros resultados dos laudos de qualidade, 5 cisternas que funcionam como sistemas provisórios de abastecimento de água (no DF é obrigatória a universalização dos serviços de saneamento pela concessionária) apresentaram valores superiores ao permitido.

Dados cadastrais, fornecidos pelo agente regulador local, de uma captação subterrânea feita por meio de um poço tubular localizado dentro do empreendimento, logo subjacente ao local contaminado, sinalizaram o não comprometimento da qualidade da sua água, até 2009. O fato dos aquíferos fraturado e poroso livre não estarem conectados diretamente pode ser explicado pela existência de camadas de material argiloso, encontradas durante a perfuração de piezômetro. Essa impermeabilização natural encontrada na região pode retardar ou até mesmo livrar o sistema fraturado de contaminação. Outro fato que se leva em consideração é a disposição do poço tubular. Apesar de estar bem próximo ao ponto de lançamento do contaminante, encontra-se a montante com relação ao nível e direção do fluxo.

Durante a fase de acompanhamento e monitoramento, excluiu-se a possibilidade de influência de contaminação difusa oriunda das fossas locais, pois se pôde observar que mesmo as não atingidas pelo efluente continham cargas de DBO e Coliformes, porém em baixas quantidades, não podendo ser relacionado com o efluente.

No oitavo mês de monitoramento, ou seja, em novembro de 2009, o ponto 07 também foi identificado como contaminado, totalizando seis cisternas desativadas na área. A Figura 5.9 localiza as cisternas identificadas com problemas de contaminação até fevereiro de 2012.

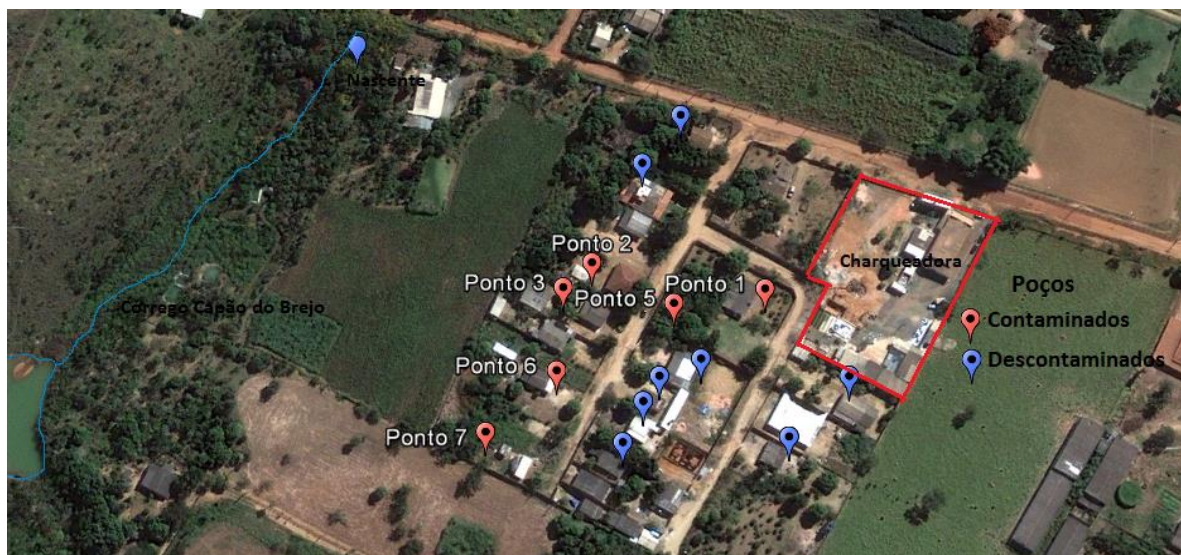


Figura 5. 9 - Imagem adaptada do Google Earth indicando poços contaminados até fevereiro de 2012

Esse fato provavelmente ocorreu devido à propagação da pluma de contaminação em direção ao córrego Capão Cumprido. As simulações do fluxo e do transporte desenvolvidas na área utilizando o Visual MODFLOW demonstraram essa evolução se propagando por novas áreas e, conseqüentemente, novo poço até a chegada ao corpo receptor.

Para uma melhor visualização, os resultados dos 06 (seis) poços estão apresentados em um mesmo gráfico. Percebe-se uma tendência, com o passar dos três anos, de que a concentração do parâmetro cloreto em todos os poços aproxima-se de uma situação de favorabilidade quanto à qualidade. A referência 250 mg/L, que em escala logarítmica representa o valor de 2,39, está representada na figura 5.10 numa linha permanente ao

longo dos meses (flat), vermelha. Esse valor é o máximo permitido para finalidade de abastecimento humano estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde. Utilizou-se \log_{10} para melhor representação dos valores.

Ocorreu uma descontinuidade nos dados de julho a novembro de 2011.

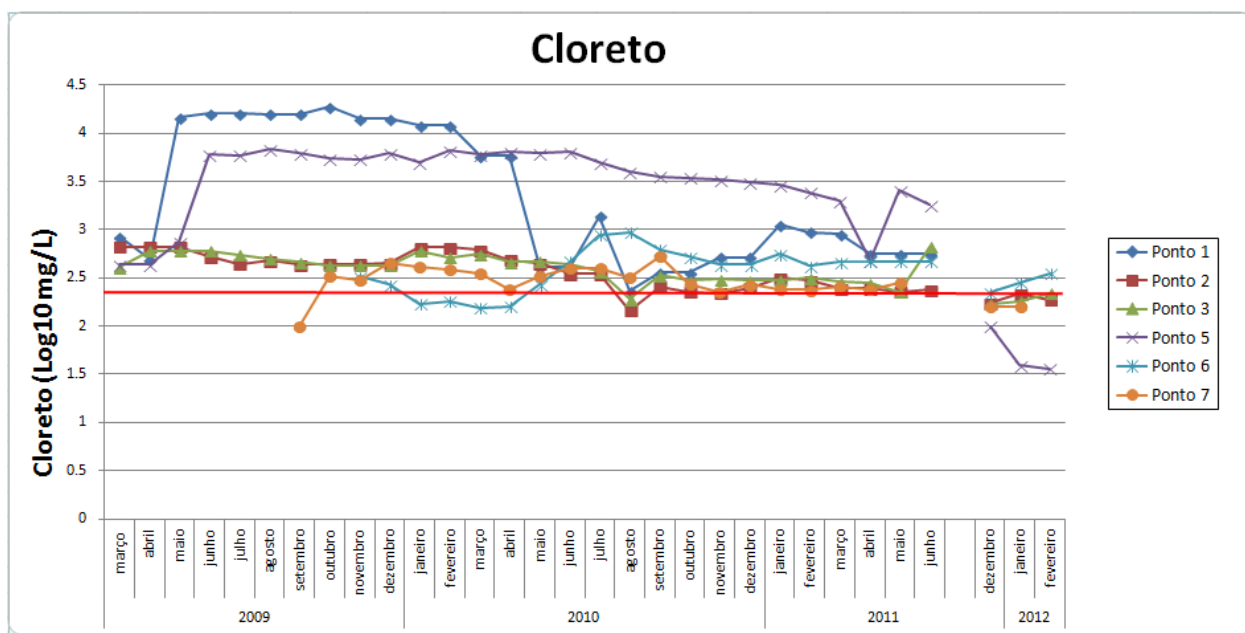


Figura 5.10 – Resultados do Parâmetro Cloreto de Sódio (ClNa) nas cisternas durante o monitoramento

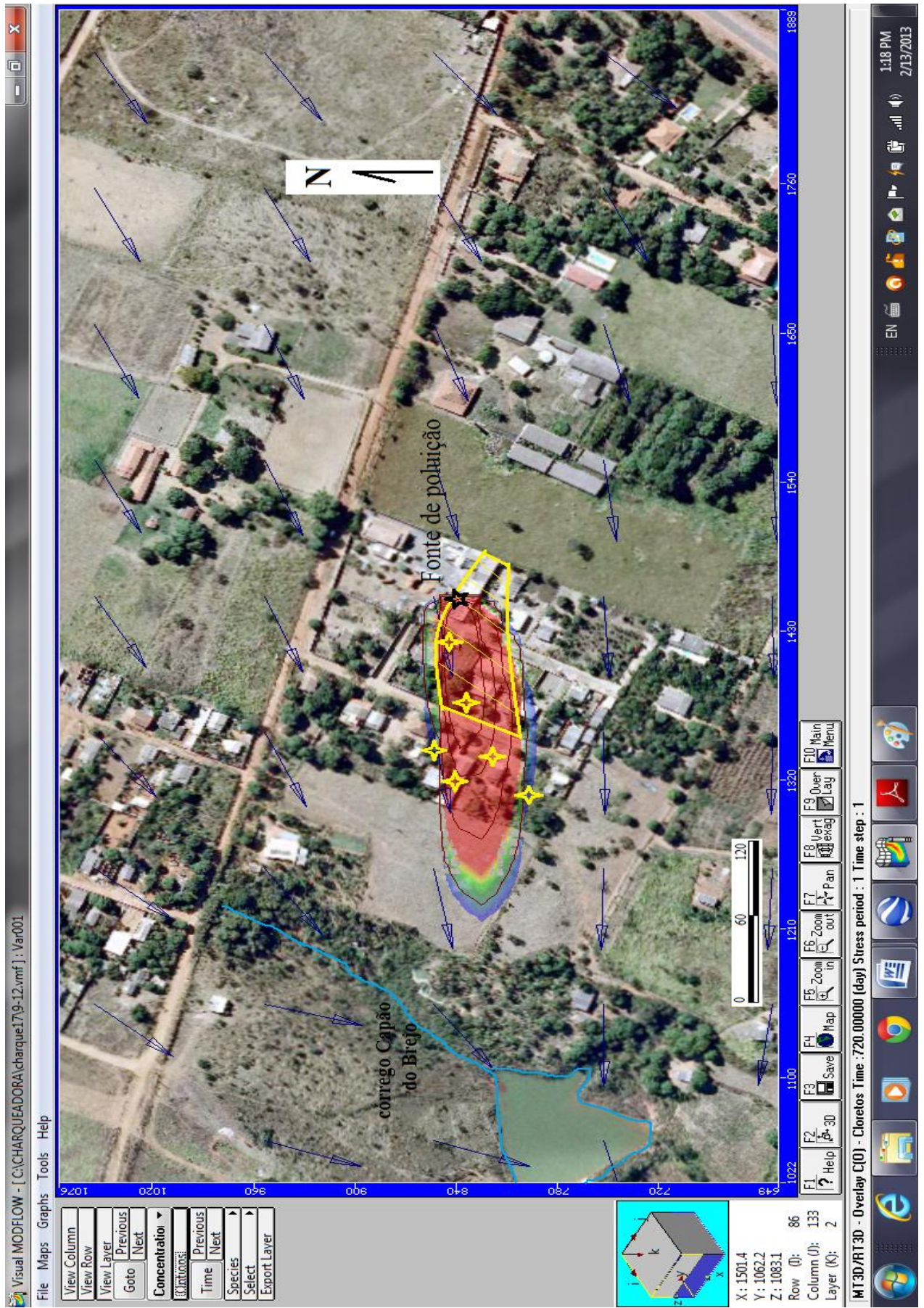


Figura 5. 11 - Avaliação de monitoramento, modelagem e levantamento geofísico da área contaminada

Correlacionando os dados de monitoramento com os dados de modelagem e do levantamento geofísico ao avaliar a área contaminada, tem-se a figura 5.11 como resultado. Os 06 (seis) poços contaminados, em amarelo, está no interior da área simulada no Visual Modflow até fevereiro de 2012, e do polígono, em amarelo, resultante do levantamento geofísico. A sobreposição das áreas obtidas com o monitoramento, modelo e levantamento só não ocorre na extremidade a montante do polígono, o que pode indicar outro ponto de lançamento de efluente, desconhecido até o momento da avaliação.

5.4. GEOFÍSICA

Conforme descrito no item 4.5.2, mediu-se a eletrorresistividade ao longo de 3 linhas de investigação (Fig. 4.14). Os valores de resistividade obtidos situaram-se entre 223 e 2.298 Ohm.m na Linha 1; entre 5 e 1.873 Ohm.m na Linha 2; e entre 3 e 2.546 Ohm.m na Linha 3. Considerando-se que a linha 1 situava-se a montante da área supostamente afetada pelo efluente da empresa e as linhas 2 e 3 a jusante, era esperado que os maiores valores de resistividade ocorressem na linha 1. Considerando-se que a linha 2 situava-se imediatamente a jusante do ponto de lançamento do efluente, era esperado que nessa linha ocorressem os menores valores de resistividade.

As medidas de resistividade aparente foram interpretadas por meio do software RES2DINV e as seções correspondentes são apresentadas nas figuras 5.12, 5.13 e 5.14. Nessas seções, os valores de resistividade indicativos da contaminação adotados foram os inferiores a 140 Ohm.m, uma vez que em águas freáticas não contaminadas, em condições naturais, geralmente, apresenta valores acima de 140 Ohm.m. Valores abaixo de 140 Ohm.m foram observados nos locais em que o monitoramento de qualidade de água efetuado nos poços apontavam contaminação. Dessa forma, os valores situados entre 140 e 2.550 Ohm.m foram considerados como associados às áreas sem contaminação. A análise visual possibilita observar uma zona contaminada na linha 1, na posição 80 metros. Para essa linha não se esperava obter valores indicativos da pluma de contaminante, visto que a pluma deveria estar localizada a jusante da empresa. Desse modo, a detecção da pluma nessa linha indica a possível existência de outro ponto de contaminação além da fossa vinculada ao sistema de tratamento.

Os valores de água sem contaminação, no geral, a resistividade situa-se abaixo de 140 Ohm.m portanto utilizou-se este valor como na qual fica evidente a contaminação.

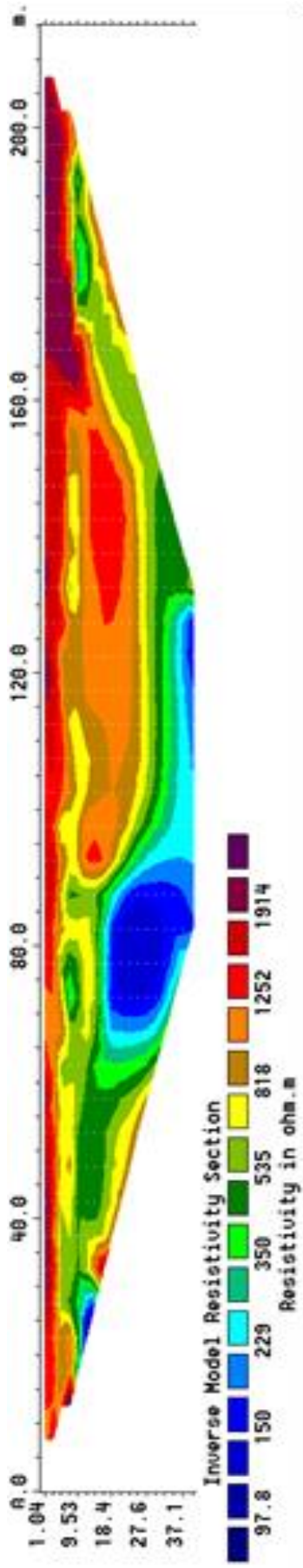


Figura 5.12 – Seção de resistividade elétrica na linha 1

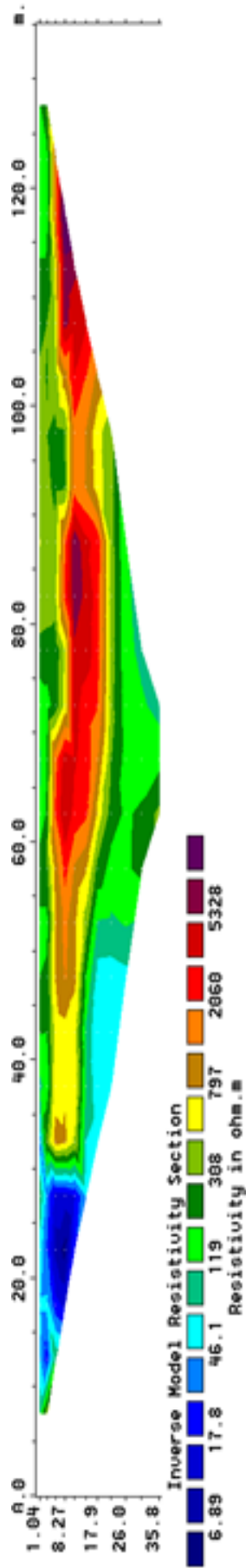


Figura 5.13 - Seção de resistividade elétrica na linha 2

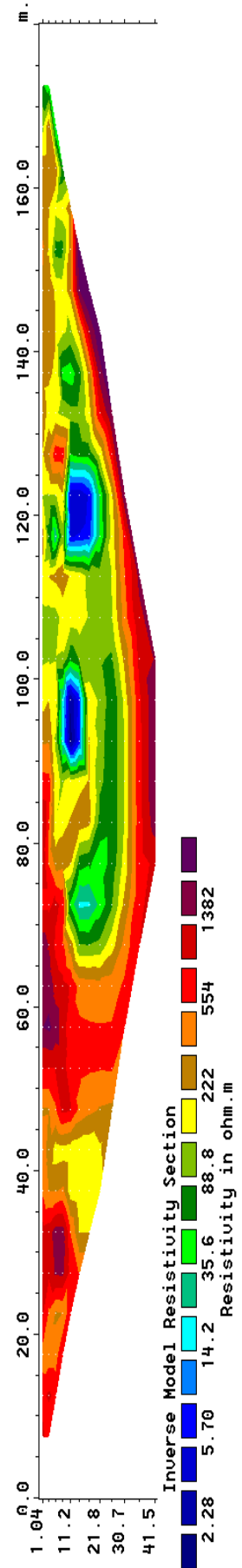


Figura 5.14 - Seção de resistividade elétrica na linha 3

Na linha 2 também observa-se uma pluma de contaminação na posição 20 metros e que corresponde à propagação do poluente seguindo o fluxo na zona saturada do terreno. Na linha 3 podem ser observadas regiões pontuais de baixa resistividade nas posições 95 e 120 metros, as quais correspondem no terreno a locais de cisternas em lotes residenciais. Aparentemente, nessas cisternas pode ter ocorrido uma acumulação do efluente em função do rebaixamento do lençol por retirada de água.

Embora as seções de resistividade possam ser analisadas individualmente, optou-se por construir uma representação conjunta das três imagens. O passo inicial para construir essa representação foi uniformizar as escalas das figuras, de modo a ressaltar os valores anômalos de resistividade, vinculados à propagação do efluente na zona saturada nas três seções, de forma simultânea (Figuras 5.12, 5.13 e 5.14). Os contornos das anomalias foram georeferenciados e unidos de modo a gerar um sólido cuja forma deve, em princípio, estar relacionada com a forma da pluma de contaminação que se propaga na zona não saturada (Figuras 5.15, 5.16 e 5.17).

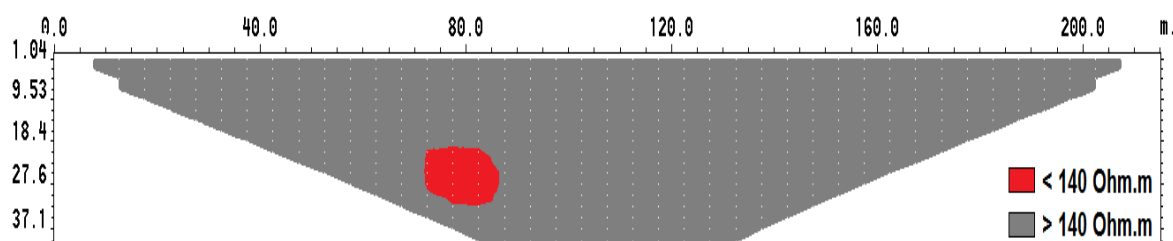


Figura 5.15 - Linha 1

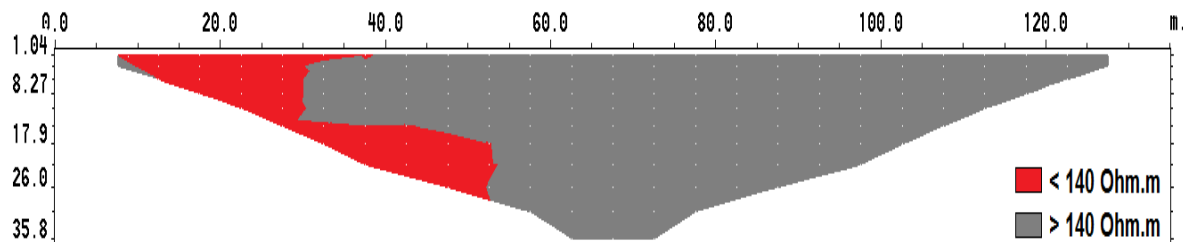


Figura 5.16 - Linha 2

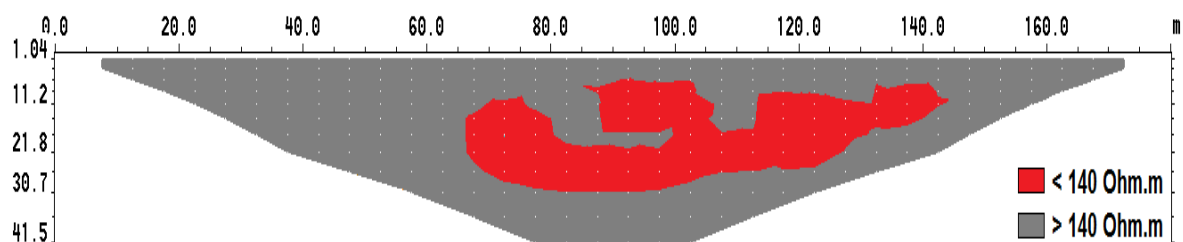


Figura 5.17 - Linha 3

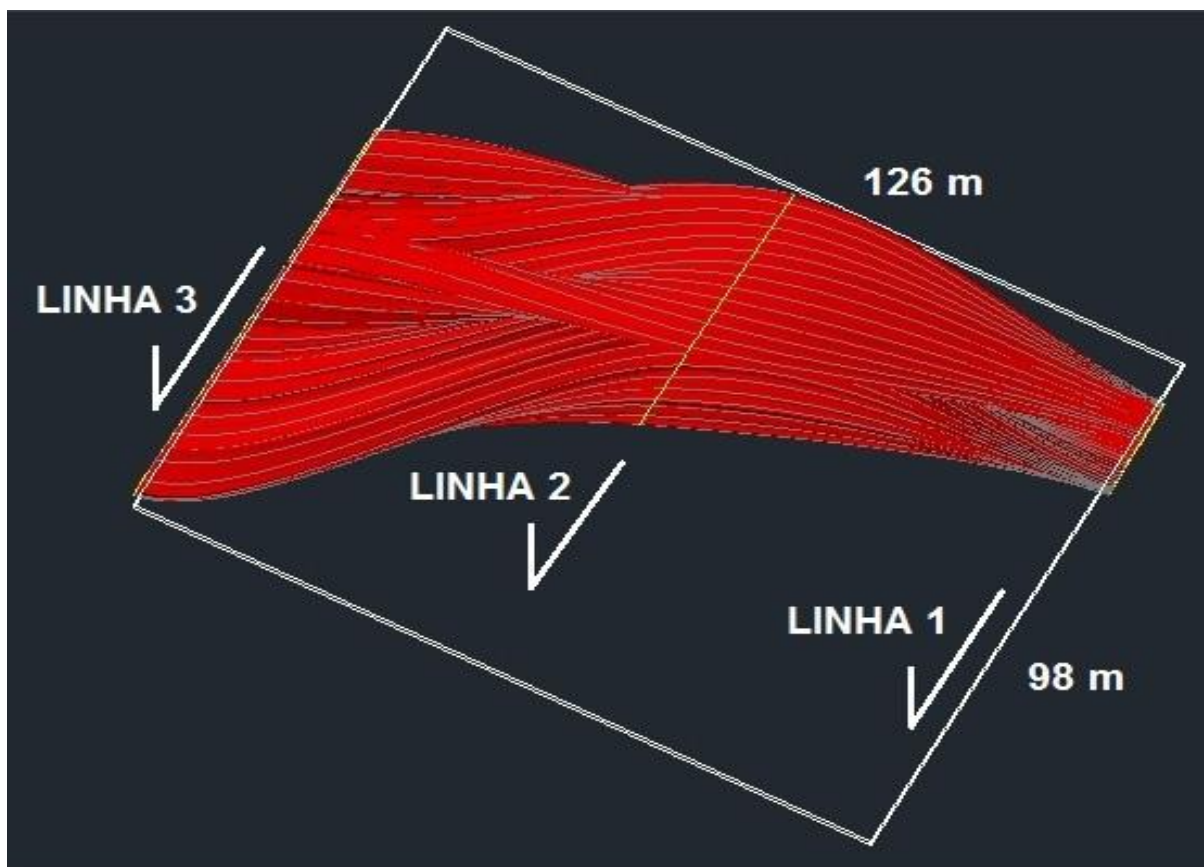


Figura 5.18 - Vista superior do sólido relacionado com a pluma de contaminação

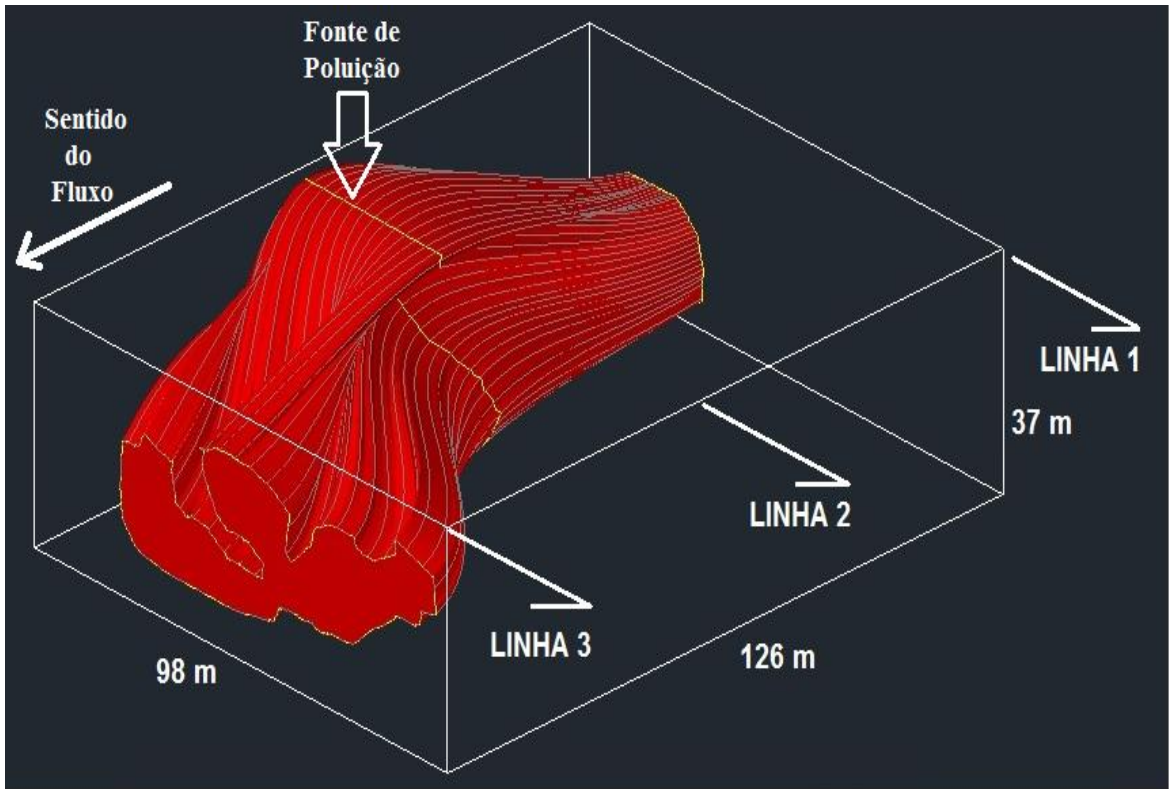


Figura 5.19 - Vista de jusante para montante

Figura 5.19

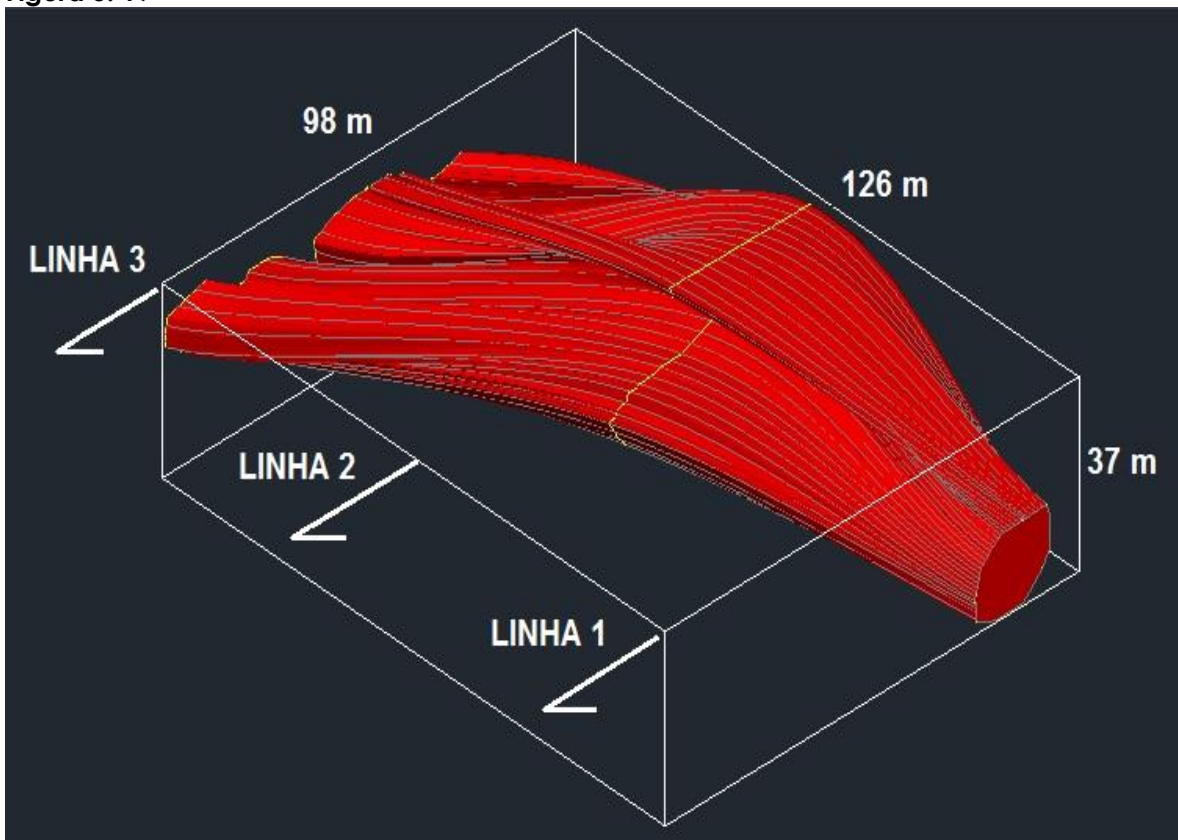


Figura 5.20 - Vista de montante para jusante

Sobre as imagens apresentadas nas Figuras 5.18, 5.19 e 5.20, é importante ressaltar que elas mostram uma zona de baixa resistividade em uma região não compatível com o que seria esperado. A contaminação da água subterrânea foi detectada em fevereiro de 2009. Após essa identificação, as atividades geradoras da contaminação foram interrompidas. Em janeiro de 2011 foi realizado o levantamento geofísico, ou seja, aproximadamente 18 meses após o fim da disposição do contaminante no subsolo. Embora não se disponham de dados sobre a capacidade do aquífero de retornar à sua condição inicial, era de se esperar que, em função do tempo decorrido, o contraste de resistividade entre as áreas que estiveram em contato com o contaminante e aquelas livres da contaminação fosse menor.

Outra característica que chama atenção nessas imagens é o aspecto pontual da extremidade de montante da possível pluma de contaminação (Figura 5.20). Considerando exclusivamente as imagens dessa possível pluma pode-se inferir que ela tem origem na posição 80 metros da Linha 1 e se propaga em direção à Linha 3. O ponto de lançamento do contaminante identificado e lacrado em 2009 posicionava-se 40 metros a jusante da Linha 1 e, deste modo, os resultados levam à suposição de que deve existir outra fonte de contaminação além daquela identificada em 2009 e que estava ocorrendo a disposição do efluente até a data do levantamento geofísico.

Na figura 5.21 é apresentada uma imagem do polígono da pluma de contaminação com representação da variação do nível do lençol freático e respectivas cotas. Ainda é possível destacar outras condições de contorno estabelecidas na modelagem, como as 2 camadas que tiveram suas condições de fluxo e transporte avaliadas e a área de contribuição.

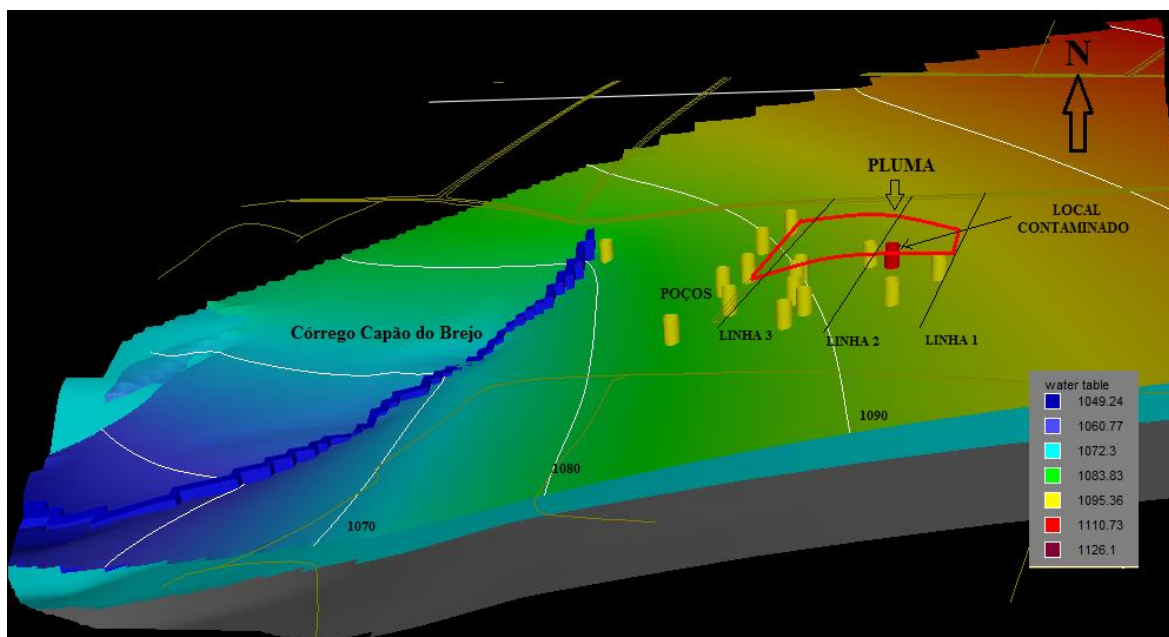


Figura 5.21 – Imagem do polígono e variação do nível do lençol freático

5.5. MODELAGEM

5.5.1. Tempo inicial do modelo de transporte

A partir dos dados calibrados de fluxo e informações da data de início das atividades da indústria charqueadora, foi possível estimar o gradiente com o qual ocorreu a migração da pluma de fase livre, mês a mês. Uma vez conhecidos os potenciais hidráulicos responsáveis pela migração, bem como as propriedades físicas do contaminante (cloreto de sódio), foi possível estimar o tempo que a pluma levou para alcançar outros poços e o Córrego Capão do Brejo, manancial localizado a jusante do local da contaminação.

Adotaram-se 3 fases no modelo conceitual de transporte: os 2 anos iniciais como fase de aquecimento do modelo e, depois, avaliaram-se 2 anos em que ocorreu a injeção do contaminante em concentrações de 10.000 ppm de cloreto. Por fim, simulou-se o carreamento do contaminante por mais 6 anos (7.300 dias), conforme apresentado na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Fases do modelo de transporte

	Tempo (dias)		Concentração (mg/L)
	Aquecimento	0	720
Injeção	720	1.440	10.000
Poço Lacrado	1.440	7.300	0

5.5.2. Calibração do modelo

Para a calibração, utilizou-se parte da série de dados de nível piezométrico, obtidos a partir dos dados dos relatórios (11 poços de observação) e valores dos parâmetros K_{sat} e S_y , do aquífero poroso, obtidos no teste de bombeamento. Encontram-se apresentados na Tabela 5.2, os valores médios, baseado nas estimativas de campo para K_x/K_y e K_z , por camada e ainda o S_y também por camada após calibração. Na figura 5.2 encontra-se os dados das cargas piezométricas medidas de 3 poços.

A calibração foi realizada utilizando como parâmetros as condutividades hidráulicas das diferentes camadas, bem como o armazenamento específico dessas camadas, totalizando 6 parâmetros a serem calibrados.

A calibração inicial do modelo foi feita utilizando o software PEST, que estima os parâmetros pelo método dos mínimos quadrados, e finalizada com ajustes manuais dos parâmetros, por tentativa e erro.

Considerou-se a recarga correspondente a 30% da precipitação média anual da região (1400 mm). Trata-se de um modelo em três dimensões cujas camadas foram modeladas considerando anisotropias em relação à condutividade.

Inseriu-se na área do estudo um poço de injeção de $5\text{m}^3/\text{dia}$, o que corresponde ao volume de efluentes produzidos pela charqueadora diariamente. Atribuiu-se a esse efluente uma concentração de 10.000 mg/L (cloreto de sódio) obtida pela caracterização físico-química do efluente. A Tabela 5.4 mostra os valores observados no modelo obtido a partir dos laudos de monitoramento de março de 2009.

Para a calibração do modelo de transporte de contaminantes, assim como na etapa de calibração de fluxo, são necessários valores observados em campo para nortear o processo de calibração. A Tabela 5.4 mostra os valores de entrada no modelo obtidos a partir dos laudos de monitoramento de março de 2009.

Tabela 5.4 – Dados de qualidade em março de 2009

Ponto	Cloreto de Sódios(mg/L)
P01	850
P02	670
P03	115
P04	10
P05	435
P06	430
P07	11
P08	11
P09	9,5
P10	11
P11	11
P12	18,5
P13	10,5
P14	6,5
P15	2,5

Foi empregado, na análise da resposta, o tempo decorrido que uma concentração de 250 mg/L levaria para alcançar o ponto de interesse, que se trata do córrego Capão do Brejo, afluente da sub-bacia do rio Descoberto. O valor escolhido é o máximo permitido para consumo humano, segundo a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.

Observou-se no modelo que a condição de contorno *Point Source*, mostrou-se sensível à posição (vertical) e ao tamanho do filtro. A posição e o tamanho que apresentaram melhor resultados de calibragem no poço de injeção seguem na Figura 5.22.

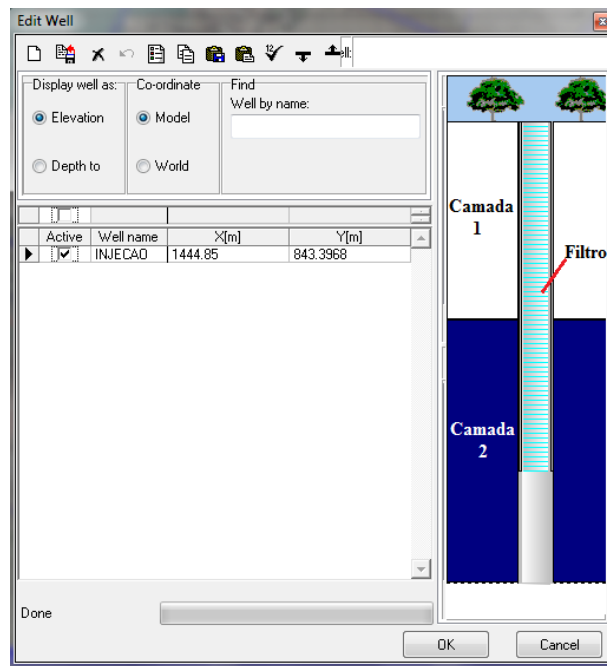


Figura 5.22 - Clivo do filtro

5.5.3. Verificação do modelo de fluxo

Para a verificação do modelo, foram empregados dados dos 14 poços não utilizados na etapa de calibração, por se verificar a capacidade do modelo calibrado em reproduzir os dados de campo. Para a verificação empregou-se uma análise de correlação entre os dados de nível freático observados em campo e os resultados previstos pelo modelo.

5.5.4. Resultados de fluxo

A Figura 5.23 apresenta a superfície potenciométrica gerada pelo modelo com o sentido do fluxo representado por setas. Observa-se, ainda, as áreas ativa e inativa, uma das condições de contorno do modelo.

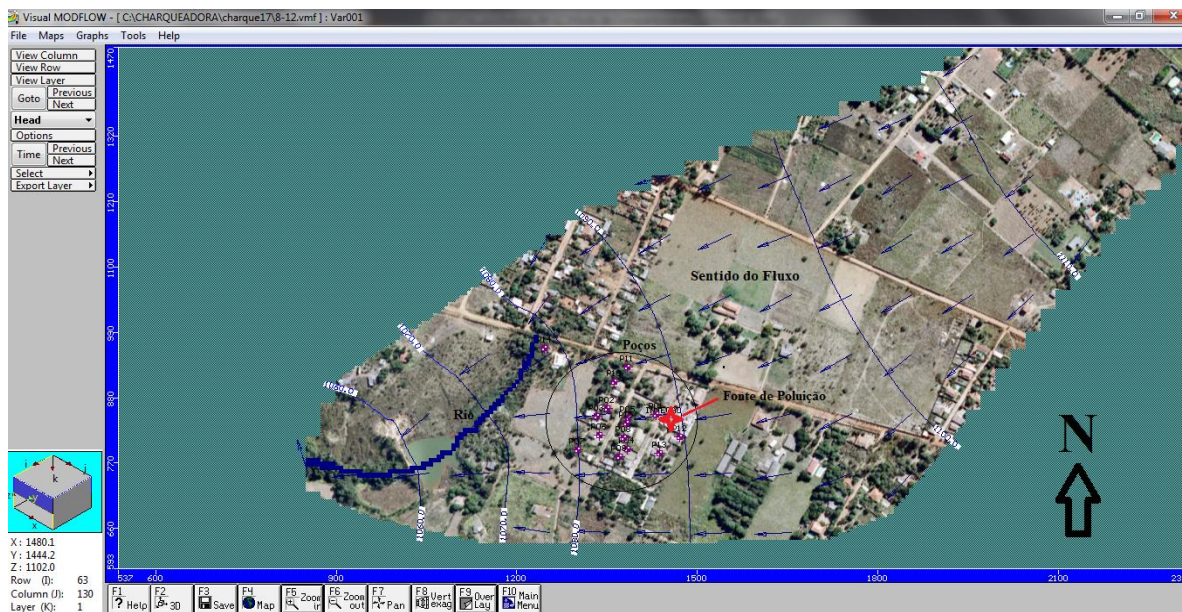


Figura 5.23 - Superfície equipotencial do modelo calibrado

Os valores dos parâmetros do aquífero obtidos na calibração são apresentados na Tabela 5.5. Observa-se que os valores das duas camadas não sofreram substancial alteração com relação aos valores iniciais do modelo, determinados em ensaios de campo.

Durante o processo de calibração foi necessário caracterizar bem as condições de contorno, em especial o córrego Capão do Brejo, que está incluído na área do modelo, pois esses dados são muito sensíveis e muito influenciam na variação do nível do lençol freático. A essa caracterização da poligonal demonstrada na imagem da Figura 5.24 pode-se atribuir incertezas do modelo conceitual, pois se trata de uma área de 110 ha em que a maioria dos seus dados foram estudados de uma área concentrada de aproximadamente 6 ha.

Tabela 5. 5 – Parâmetros do aquífero poroso após calibração

Camada	Valores Calibrados		
	Sy	Kx/ K,y (m/dia)	Kz (m/dia)
0 – 12m	0,2	1,04	$3,1 \times 10^{-1}$
12 – 28m	0,018	$2,6 \times 10^{-1}$	$1,1 \times 10^{-2}$

Após a etapa de calibração, obteve-se uma recarga estimada de 450 mm/ano para a área modelada, o que corresponde a aproximadamente 34 % da precipitação referente ao

período estudado, segundo dados referentes à estação nº 1547010 do Sistema de Informações Hidrológicas Hidroweb.

Com relação à calibração do modelo, após a exclusão do período de aquecimento, observa-se um bom ajuste linear entre os valores observados em campo e calculados pelo modelo para o nível piezométrico dos poços utilizados na calibração. A análise de correlação indicou um coeficiente de correlação de 0,995, conforme apresenta a Figura 5.24.

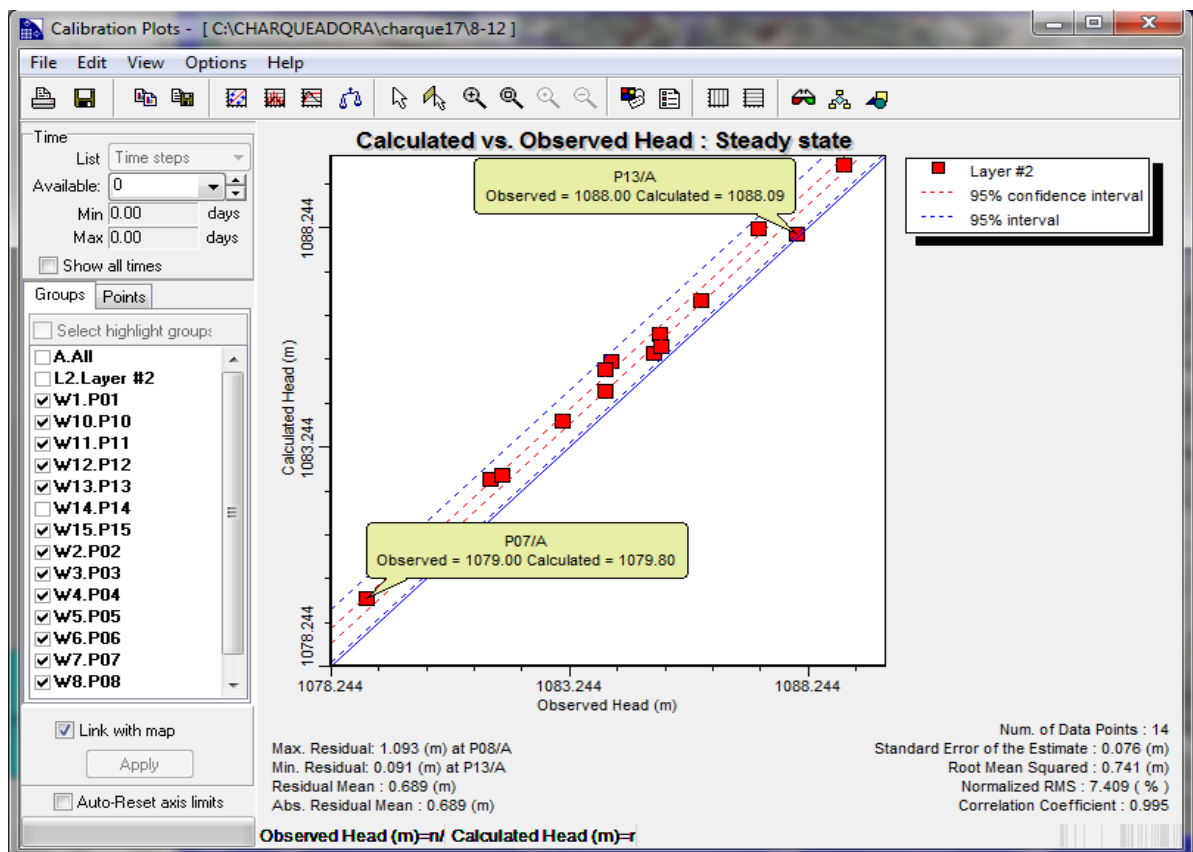


Figura 5.24 – Figura de valores observados x calculados para os pontos de observação utilizados na etapa de calibração

Observa-se que os resultados observados x calculados em quase todos os poços divergiram na etapa de calibração, tendo o calculado sempre atingido valores superiores ao observado. Todavia, deve-se ressaltar a possibilidade de erros de campo transferidos para a série de dados. Tal fenômeno pode ser explicado pela existência de equívocos no levantamento altimétrico utilizado (planta SICAD) onde foram determinadas as cotas referentes a cada poço ou valor de recarga alta.

A precisão do valor da elevação no ponto de medição é citada por Anderson & Woesner (1991) como uma das possíveis fontes de erro na medida de nível. Tais erros podem ser transferidos para a série de dados de nível piezométricos observados, gerando o deslocamento vertical e constante entre as curvas.

O tempo gasto na execução dos primeiros modelos conceituais propostos era de aproximadamente 30 minutos, utilizando-se um processador Intel Core 2 Duo com 4 GB RAM. Posteriormente, com proposições de modificação do modelo conceitual, chegou-se a uma configuração de malha e de períodos de recarga que possibilitaram a redução desse tempo para, aproximadamente, 4 minutos e meio.

Ressalta-se que, embora empregado um software de calibração automática, o Pest, a sensibilidade do modelador e as necessárias interferências fazem da etapa de calibração um processo que exige bastante interação entre o usuário e a interface computacional.

5.5.5. Resultados de transporte

A partir do modelo de fluxo calibrado, foi possível determinar o gradiente de migração na região. Observou-se que, ao longo dos meses, não houve substancial alteração nos valores do gradiente de forma que o valor médio foi considerado representativo para a determinação do tempo inicial para o modelo de transporte.

Dessa forma utilizou-se, para a determinação da velocidade de migração do cloreto, o gradiente médio do nível freático, considerando, ainda, o fluxo com coeficiente de permeabilidade de 0,8 utilizado por Kim & Corapcioglu (2001).

A partir da determinação da velocidade de migração da pluma, foi possível estimar o tempo necessário para o caminhamento do cloreto pela extensão longitudinal da pluma simulada durante 7.300 dias.

Durante essa simulação dividiu-se o modelo conceitual em 3 (três) fases. A primeira consistiu na fase de aquecimento do modelo e durou os 2 anos iniciais. A segunda fase, período em que ocorreu a injeção do contaminante em concentrações de 10.000 ppm de

cloreto, também com 2 anos de duração, considerou esse período baseado em relatórios da ADASA informando o período de funcionamento da empresa e, por fim, avaliou-se o carreamento do contaminante por mais 6 anos, completando 7.300 dias para verificar se a pluma alcançaria o corpo receptor a jusante.

Em março de 2009, após 02 (dois) anos de injeção do contaminante, a simulação apontou que a pluma apresentava mais de 110m de comprimento, fato comprovado pelo levantamento geofísico e pelo monitoramento qualitativo realizada no mesmo período em poços da região, ou seja, foram necessários aproximadamente 720 dias para percorrer tal distância. A imagem da Figura 5.25 apresenta a visualização da pluma para o período de dois anos de injeção.

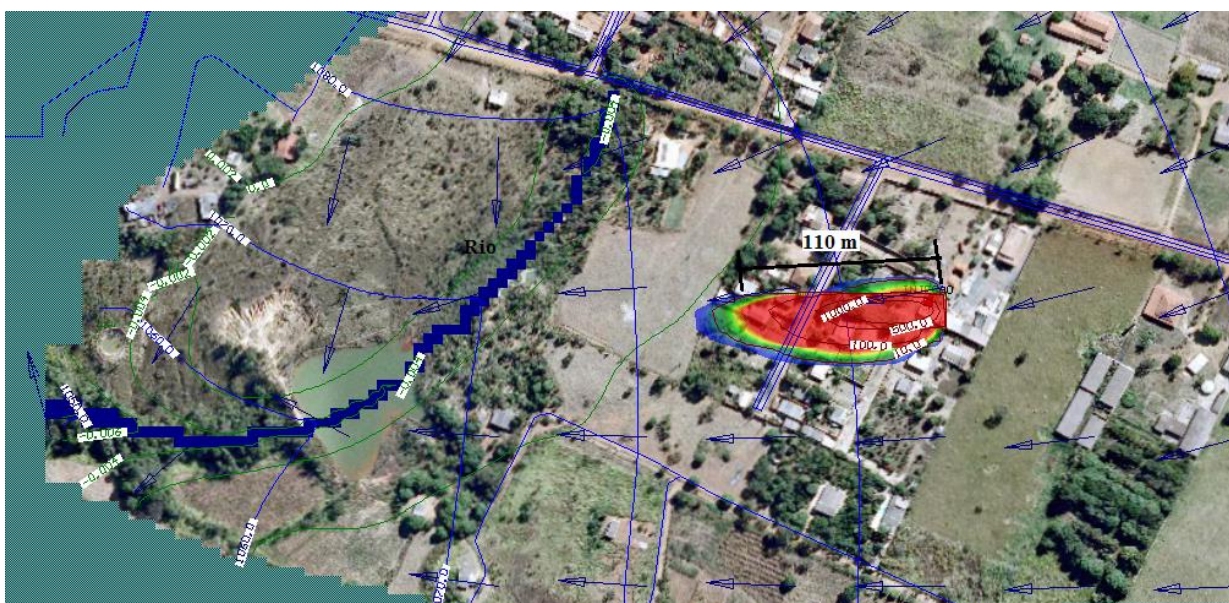


Figura 5.25 - Pluma com tempo de simulação de 02 anos

Após a identificação do problema pelo órgão fiscalizador de Recursos Hídricos do DF por meio de denúncia, a fonte de contaminação foi lacrada, mas o que já havia sido injetado no aquífero freático continuou sendo carreado e depois de 365 dias após a interdição do empreendimento, segundo a simulação, a pluma já havia alcançado o córrego Capão do Brejo e conseqüentemente a barragem, conforme demonstrado na imagem da Figura 5.26.

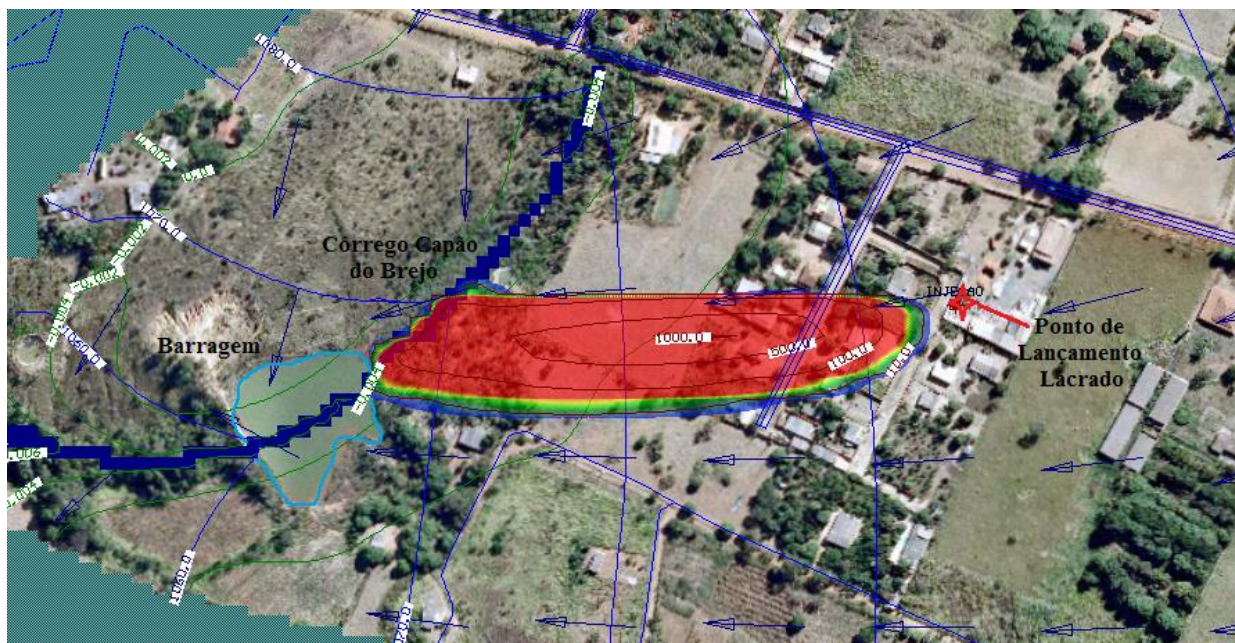


Figura 5.26 - Visualização da pluma para o período de 01 (hum) ano após lacre do sistema de lançamento

Percebeu-se ainda (Fig. 5.26) que a área localizada mais próxima à fonte de contaminação, por exemplo, o local onde está inserido o poço 1, já começava a apresentar melhoria na qualidade da água, ou seja, saem da mancha vermelha que representa taxas de cloretos acima do limite de potabilidade da Portaria do Ministério da Saúde nº 2914.

Depois de mais 03 anos, completando um tempo de simulação de 1.440 dias após cessar o lançamento dos dejetos industriais no aquífero poroso, percebe-se que a pluma sai da área coberta pelos pontos de monitoramento. Na Figura 5.27 apresenta-se a visualização da pluma para o período de 4 anos após lacre do sistema de lançamento.

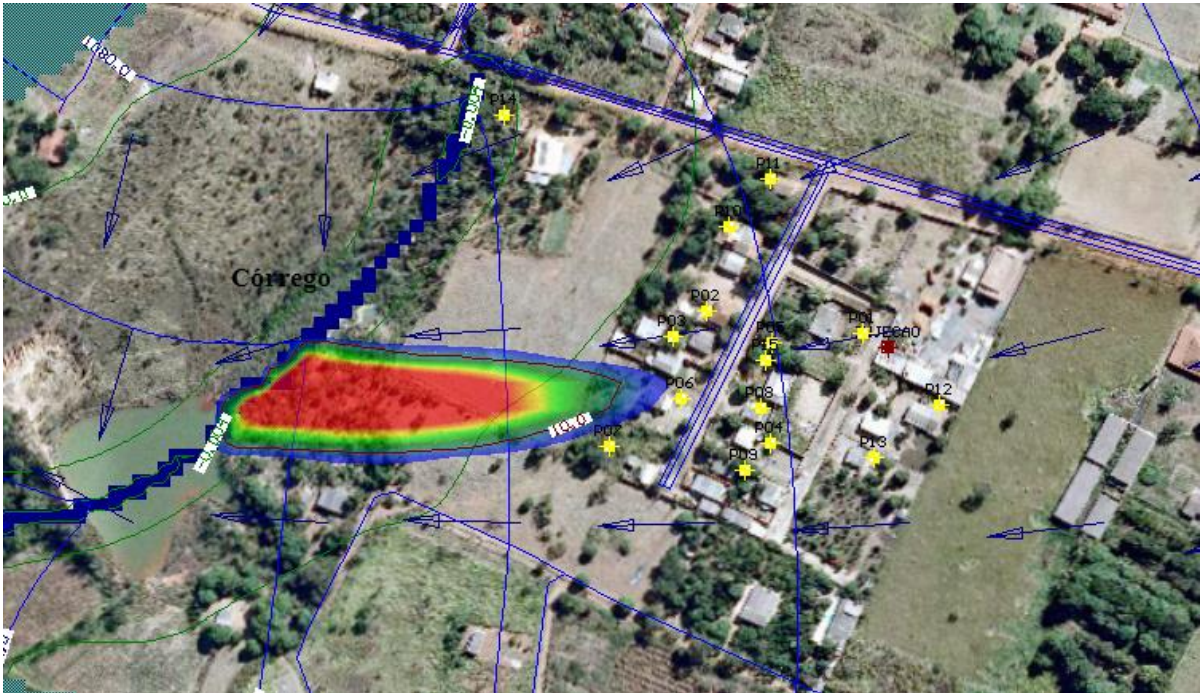


Figura 5.27 - Pluma de 04 (quatro) anos após lacre do sistema de lançamento

Com o período total de avaliação, percebeu-se que a área após 10 anos de simulação apresenta a pluma quase que totalmente carregada para o corpo receptor a jusante da área avaliada, conforme Figura 5.28.



Figura 5.28 - Visualização da pluma para o período de 10 anos de simulação

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A integração de diferentes ferramentas, como monitoramento, levantamento geofísico e modelagem, ao se estudar a propagação da pluma de um efluente de charqueadora, mostrou-se adequada como procedimento para identificar a extensão e localização da pluma, o fluxo e a propagação dos contaminantes no aquífero freático da região.

Para realização desses estudos foi feito um monitoramento qualiquantitativo do aquífero freático ao longo de 3 anos aproveitando a rede pré-existente composta de 14 cisternas que, até a detecção do problema, eram utilizadas como única fonte de abastecimento de água da região.

Os resultados do monitoramento permitiram delinear a pluma e mostraram que, com o passar dos 3 anos após a interdição do lançamento, a concentração do cloreto em todos os poços reduziu muito. O poço 1, por exemplo, que se apresenta mais próximo do ponto de lançamento, chegou a apresentar concentração de cloretos de 16.000 mg/L em junho de 2009; em fevereiro de 2012, o mesmo poço apresentou uma concentração de 266 mg/L, próximo ao limite de potabilidade.

O teste de bombeamento e os dados de monitoramento do nível piezométrico foram utilizados para subsidiar a modelagem matemática. Durante a avaliação do caso estudado, esses dados permitiram ao modelo uma boa calibração quanto à simulação do tempo de propagação da pluma de contaminante.

A caracterização da qualidade da água subterrânea, monitorada por meio de poços (cisternas) na área de estudo, auxiliaram na elaboração de modelo mais confiável de caracterização do aquífero, evolução da pluma de contaminação e de remediação da mesma.

Os levantamentos geofísicos executados na área de estudo permitiram delinear melhor a pluma e também identificar contaminação em outro local não esperado. Foi observada uma pluma de contaminante a jusante da empresa, o que já era esperado, mas também foi observada uma pluma a montante, o que pode indicar outro ponto de lançamento de efluente, desconhecido até o momento do levantamento geofísico. A detecção desse

possível lançamento não reportado evidencia a importância de se realizar um levantamento mais abrangente, que em geral só é possível por métodos geofísicos.

A modelagem matemática realizada na área estudada, utilizando o programa Visual Modflow, se embasou em dados de monitoramento, de teste de bombeamento, além de mapas geológicos que permitiram a calibração e simulação da pluma de cloreto.

A modelagem mostrou que a rede de monitoramento poderia ser melhor distribuída, mostrando a importância de se definir a rede de monitoramento com base em estudos preliminares de modelagem.

As simulações, a partir do modelo calibrado, sugerem que depois de decorridos três anos da interrupção da fonte de contaminação, os processos naturais de dispersão atenuaram as concentrações de cloreto de sódio para limites próximos ao de potabilidade. Após o tempo de simulação de 1.440 dias, depois de interrompido o lançamento, percebe-se que a pluma sai da área coberta pelos poços, reestabelecendo a condição próxima do natural. Ou seja, não mais se percebe a influência da atividade poluidora na região.

O monitoramento praticado na área de estudo foi de fundamental importância ao alcance dos resultados apresentados. No entanto, o estudo mostrou que a rede existente foi insuficiente para uma boa caracterização do local. Poços escavados manualmente por meio de trados poderiam ter sido abertos com baixo custo e forneceria uma melhor base de dados para simulação e previsão do caminamento da pluma de contaminação.

Após os levantamentos geofísicos detectou-se a possibilidade da contaminação a montante que poderia ser melhor caracterizada com a execução de novas linhas de investigação criando seções a montante da charqueadora.

Recomenda-se que os dados altimétricos advindos de banco de dados, sejam conferidos utilizando GPS - Geodésico, que proporciona maior precisão de localização, uma vez que durante a calibragem do modelo a base topográfica utilizada produziu diferenças na modelagem da variação do nível freático em alguns poços, conforme já mostrado por Lima (2010) que utilizou a mesma base topográfica em outra região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal – ADASA, (2012). Plano de Gerenciamento Integrado de recursos Hídricos do Distrito Federal – PGIRH. Disponível em: <www.adasa.df.gov.br>, acessado em 25 de maio de 2012.
- Anderson, M.P., Woessner, W.W., 1992, Applied groundwater modeling—Simulation of flow and advective transport: San Diego, Calif., Academic Press, Inc., 381 p.
- Andrade, E. M. A irrigação e suas implicações sobre o capital natural em regiões áridas e semi-áridas: Uma revisão. Revista Ceres, v.56, p.390-398, 2009.
- Barros, J.C.C. 1987. Geologia e hidrogeologia do Distrito Federal. In: Inventário hidrogeológico do Distrito Federal. (GDF/CAESB) Brasília DF. P. 79-330.
- Bear, J., Hydraulics of Groundwater, McGraw-Hill, Estados Unidos, 1979.
- Bedient, P. B., Rifai, H. S., Newell, C. J., 1994, “Ground Water Contamination: Transport and Remediation”. Prentice-Hall PTR, NEW JERSEY.
- Benson, R.; Glaccum, R. A.; Noel, M. R. 1982. Geophysical Techniques for Sensing Buried Wastes and Waste Migration. Dublin, National Ground Water Association, 236p.
- Braga, A.C.O., 2001. “Métodos Geométricos Aplicados no Diagnóstico do Lençol Freático por Subsídio em Estudos Ambientais”. Projeto de Pesquisa – Bolsa de Produtividade em Pesquisa (PQ). Entidade Financiadora: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, Coordenação de Ciências Exatas e da Terra 2 – Programa Básico de Geociências: Geofísica, Meteorologia e Geodésia. Período: 01/08/2001 a 31/07/2002.

- Braga, A.C.O., 2005. ``Métodos Geoelétricos Aplicados em estudos de contaminação de solos e águas subterrâneas por derivados de hidrocarbonetos. Projeto de Pesquisa – Modalidade Individual, financiado pela Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, e desenvolvido de 08/2003 a 02/2005, 58p.
- Campos, J.E.G., Freitas-Silva, F.H. 1999. Arcabouço hidrogeológico do Distrito Federal. In: XII Simp. Geol. Centro-Oeste. Boletim de Resumos. Brasília. 113p.
- Campos, J.E.G. & Freitas-Silva, F.H. Hidrogeologia do Distrito Federal. In: Inventário hidrogeológico e dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal. Brasília: Iema/Sematec/UnB, 1998. Parte IV. 85p.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental "Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo" - CETESB; 2001.
- CLEAR (2007) - Evaluation webpage, <http://www.clear-evaluation.org>. Acessado em 17 de maio de 2010.
- Clement, T. P. (1997). RT3D - A Modular Computer Code for Simulating Reactive Multi-Species Transport in 3-Dimensional Groundwater Aquifers, Pacific Northwest National Laboratory., Richland, WA. EUA.
- CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br> Acessado em 03 de maio de 2010.
- Consórcio GOLDER/ FAHMA – Golder Associates do Brasil Ltda / Fahma Planejamento e Engenharia Agrícola Ltda. (2004). Elaboração do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal –OGIRH/DF – vol. 1 Proposta Técnica. Brasília.

- Costa, A.F.U., Ferlin, C. (1993). Métodos geofísicos elétricos aplicados à definição da contaminação das águas subterrâneas. Anais do 10º Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos do Cone Sul. Associação Brasileira de Recursos Hidricos, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, **4**, 453-461.
- Costa, A.F.U., Zanini, L.F., Dias, N. L., Correa, O. (1995). Metodologia geofísica para detecção de águas subterrâneas; caso do Lixão da Estrada da Palha. A água em revista.**3**,24-37.
- Delshad, M., Pope, G. A., Sepehrnoori, K. (1996). A compositional simulator for modeling surfactant enhanced aquifer remediation, 1 formulation. Journal of Contaminant Hydrology, 23(4), 303-327.
- Doherty, J. L. (2004). PEST: Model-independent parameter estimation, User Manual, Watermark Numerical Computing, Brisbane, Australia.
- Edwards, L. S. (1977). A modified pseudosection for resistivity and IP. Geophysics. 42, 1020-1036.
- Ellert, Ross, S., Mendes, J. M. B, Martin, E.(1990). Mapeamento geofísico do lixão de São Carlos. *Anais do 6º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*. Associação brasileira de Águas Subterrâneas, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 82-88.
- EMBRAPA. (2002). Relatório da gestão EMBRAPA 2002. Brasília, DF.
- Eric, D. M., Richard, G. N., Cristian, D. L., Ryan, T. B., Richard, W. H. (2013) Modeling Variably Saturated Subsurface Solute Transport with MODFLOW-UZF and MT3DMS Ground Water, Vol. 51, No. 2 , 237-251.
- Esteves, T, B. (2010). Estudo da Contaminação do Lençol Freático por Hidrocarbonetos Utilizando Modelagem Computacional. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Engenharia Civil, Universidade de Brasília.

- Favero, J. L., MUNIZ, A. R., DOS SANTOS, R. P. B. (2007) Análise teórico-experimental da dispersão de poluentes líquidos em solos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12(4), 410-416.
- Fetter, C.W. (1994). *Applied Hydrogeology*. University of Wisconsin, Oshkosh, 3° ed. Editora Prentice- Hall, Inc., 691p.
- Foster, S.S.D. (1987) Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy, in W. van Duijvanbooden and H.G. van Waegeningh (eds.), *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollution, Proceedings and Information No. 38 of the International Conference held in the Netherlands, in 1987, TNO Committee on Hydrological Research, Delft, The Netherlands*.
- Freeze, R. A., Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ. EUA.
- Frohlich, R. K., Parke, C. D. (1989). The electrical resistivity of the vadose zone; field survey. *Ground Water*. 27:524-530.
- Frohlich, R. K., Urish, D.W., Fuller, J., O'Reilly, M. (1994). Use of geoelectrical methods in groundwater pollution surveys in a coastal environment. *Journal os Applied Geophysics*. 32, 139-154.
- Gallas, J.D. 2000. Principais métodos geoeletricos e suas aplicações em prospecção mineral, hidrogeologia, geologia de engenharia e geologia ambiental. Rio Claro, 172p. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista.
- Gonçalves, T.D. 2007. Geoprocessamento como ferramenta para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos na região do Distrito Federal. Universidade de Brasília/Instituto de Geociências. 225p. (Dissertação de Mestrado).

- Harbaugh, A. W. (2005). MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model -- the Ground-Water Flow Process, U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16, EUA.
- Herbert, R., R. Kitching (1981) - Determination of aquifer parameters form large-diameter dug well pumping tests. *Ground Water*. v. 19, no. 6, pp. 593-599.
- Hirata, R.; Santos, P.C.G.; Pereira, J.L.N.; Massaki, R.Y. Clareamento de dentes vitalizados: situação clínica atual. *JBC, Curitiba*, v. 1, n.1, p. 13-21, jan./fev.,1997.
- IBGE, 2000. Censo Demográfico de 2000. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, dados referentes ao Brasil, fornecidos em meio eletrônico.
- Langevin, C. D., Bean, D. M. (2005). "Ground water vistas: A graphical user interface for the MODFLOW family of ground water flow and transport models." *Ground Water*, 43(2), 165-168.
- Lima, J. E. F. W. (2010). Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em uma área agrícola no cerrado. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Loke, M. H. & Barker, R. D. 1995. Least-squares deconvolution of apparent resistivity pseudosections. *Geophysics*, 60:1682-1690.
- Loke, M. H. & Barker, R. D. 1996. Rapid Least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections using a quasi-newson method. *Geophysical Prospecting*, 44:131-152.
- Lombardi-Neto, F.; Bellinazzi Júnior, R.; Galetti, P. A.; Bertolini, D.; Lepsch, I. F.; Oliveira, J. B. Nova abordagem para o cálculo de espaçamento entre terraços. Simpósio sobre terracimento agrícola. Campinas, 1989. Fundação Cargill. p. 99-124.
- Luiz, J. G.; Silva, L. M. C. e. Geofísica de prospecção. Belém, PA: UFPA, 1995. v. 1

- Mace, R. E. (1999). "Estimation of hydraulic conductivity in large-diameter, hand-dug wells using slug-test methods". *Journal of Hydrology*, 219. 34-45.
- MacDonald, A. M, Barker, J. A., Davies, J. (2008). "The bailer test: a simple effective pumping test for borehole success". *Hydrogeology Journal*. 16, 1065-1075.
- Maidment, D. R. (1993). *Handbook of Hydrology*, MacGraw Hill, 1993 NIX, S.J. Urban Stormwater Modeling and Simulation Lewis Publishers, 1994.
- Matias, M. S., Silva, M. M., Ferreira, P., Ramalho, E. (1994). A geophysical and hydrogeological study of aquifers contamination by a landfill. *Journal of Applied Geophysics*. **32**, 155-162.
- Mazac, O., Kelly, W.E., Landa, I. (1987). Surface geoelectrics for groundwater pollution and protection studies. *Journal of hydrology*. **93**, 277-294.
- Meju, M. A. (1993). Geophysical mapping of polluted groundwater in a closed landfill site. Resumos expandidos do 3° Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica. Sociedade Brasileira de Geofísica, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, **1**, 425-428.
- Moench, A. F. (1997). "Flow to a well of finite diameter in a homogeneous, anisotropic Water table aquifer". *Water Resources Research* 33-6, pp 1397-1407;
- Mohammad, B. R., Abbas, Z. (2011). Quantitative and qualitative simulation of groundwater by mathematical models in Rafsanjan aquifer using MODFLOW and MT3DMS. *Arab J Geosci* (2013) 6:901–912.
- Nascimento, C.T.C.N. (1998). Comparação de Dados de Levantamentos Geofísicos e de Campanhas de Amostragem em Estudos de Contaminação do Subsolo. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Engenharia Civil, Universidade de Brasília.
- Pollock, D. W. (1989). Documentation of Computer Programs to Compute and Display Pathlines Using Results From the U.S. Geological Survey Modular Three Dimensional

- Finite-Difference Groundwater Flow Model, U.S. Geological Survey Open File Report 89-381, Denver, CO, USA.
- Porsani, J.L., Bortolozzo, C.A., Almeida, E.R., Santos Sobrinho, E.N., Santos, T.G., 2012. TDEM survey in urban environmental for hydrogeological study at USP campus in São Paulo city, Brazil. *Journal of Applied Geophysics* 76, 102–108.
- Prommer, H., Barry, D. A., Zheng, C. (2003). MODFLOW/MT3DMS-Based Reactive Multicomponent Transport Modeling. 247-257.
- Santos, M. S. (2007). Determinação de Escoamentos Mínimos e Separação de Escoamentos de Base na Bacia do Rio Descoberto. Monografia de Projeto Final de Graduação em Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília – Brasil, 80 p.
- Santos, M. d. A. (2009). “Avaliação de risco a saúde humana por exposição ambiental a hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos - Estudo de caso” Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Santos, R. M. (2012). Recarga de águas subterrâneas em ambiente de cerrado: Estudo com base em modelagem numérica e simulação hidrológica em uma bacia experimental. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Sartori, A. 2004. Avaliação da classificação hidrológica do solo para determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos. Universidade de Campinas, Campinas – SP, dissertação de Mestrado, 159p.
- SEDHAB. (2012). "Mapas topográficos plani-altimétricos digitais do Distrito Federal na escala de 1:10.000. Disponível em: <http://www.sedhab.df.gov.br>. Acesso em 04/06/2012 às 9:49h.
- Singh, A. (2011). “Estimating long-term regional groundwater recharge for the evaluation of potential solution alternatives to waterlogging and salinisation”. *Journal of Hydrology*. 406, 245-255.

- Spitz, K., Moreno, J. (1996). A practical guide to Groundwater and Solute Transport Modelling, John Wiley, New York, USA.
- Teixeira, W; Toledo, M. C. M; Fairchild, T. R; Taioli, F. Decifrando a Terra. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2008.
- Telford, W. M.; Geldart, L. P.; Sheriff, R. E.; Keys, D. A. 1985. Applied Geophysics. Cambridge, Cambridge University Press, 860p.
- Van Nostrand, R., Cook, K. L. (1996). Interpretation of Resistivity Data; Geological Survey Professional paper 499. United States Geological Survey, Washington, EUA.
- Vogelsang, D. 1995. Environmental Geophysics; a practical guide. Berlin, Springer-Verlag, 173p.
- Waddill, D. W., Widdowson, M.A. (1998). SEAM3D: A Numerical Model for Three-Dimensional Solute Transport and Sequential Electron Acceptor-Based Bioremediation in Groundwater, Technical report, Virginia Tech., Blacksburg, Virginia, USA.
- Wanderley, R. M. (2000). “Modelo Advectivo-dispersivo de transporte de solutos em solo não-saturado utilizando os métodos das características e dos elementos finitos” Dissertação de Mestrado, UNB, Brasília.
- Ward, S.H. 1990. Resistivity and induced polarization methods. USA investigations in Geophysics, n° 5. Geotechnical and Environmental Geophysics. Society of Exploration Geophysicists, Ed. Stanley H. Ward, v. I, p. 147-189.
- Waterloo Hydrogeologic, (2005). Visual MODFLOW v. 4.1 User's Manual., Waterloo, Ontario, Canadá.
- Zheng, C., Wang (1999). MT3D99: A Modular 3D Multispecies Transport Simulator, S.S.Papadopoulos & Associates, Inc.