

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,**  
**MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**MODELAGEM HIDROGEOLÓGICA APLICADA À**  
**ANÁLISE DE TRANSPORTE DE**  
**CONTAMINANTES: ESTUDO PROSPECTIVO**  
**DA PROPAGAÇÃO DE CONTAMINAÇÃO EM**  
**AQUÍFERO LIVRE POROSO**

**Edilaine Gomes da Silva Cândido**

**Belo Horizonte**

**2018**

**MODELAGEM HIDROGEOLÓGICA APLICADA À  
ANÁLISE DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES:  
ESTUDO PROSPECTIVO DA PROPAGAÇÃO DE  
CONTAMINAÇÃO EM AQUÍFERO LIVRE POROSO**

**Edilaine Gomes da Silva Cândido**

**Edilaine Gomes da Silva Cândido**

**MODELAGEM HIDROGEOLÓGICA APLICADA À  
ANÁLISE DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES:  
ESTUDO PROSPECTIVO DA PROPAGAÇÃO DE  
CONTAMINAÇÃO EM AQUÍFERO LIVRE POROSO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Hidráulica e Recursos Hídricos

Linha de pesquisa: Modelagem de processos hidrológicos

Orientador: Julian Cardoso Eleutério

Coorientador: Antonio Teixeira de Matos

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos  
Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL  
Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br  
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

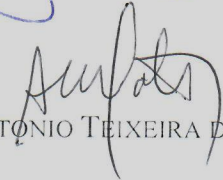
## FOLHA DE APROVAÇÃO

Modelagem Hidrogeológica Aplicada À Análise de Transporte de Contaminantes:  
Estudo Prospectivo da Propagação de Contaminação Em Aquífero Livre Poroso


**EDILAINE GOMES DA SILVA CÂNDIDO**

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

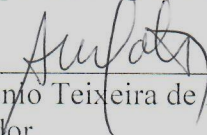
  
Prof. JULIAN CARDOSO ELEUTÉRIO

  
Prof. ANTONIO TEIXEIRA DE MATOS - Coorientador

  
Prof. GUSTAVO FERREIRA SIMÕES

  
Prof. LEILA NUNES MENEGASSE VELÁSQUEZ

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

  
Prof. Antonio Teixeira de Matos  
Coordenador

Versão Final aprovada por

  
Prof. Julian Cardoso Eleutério  
Orientador

Belo Horizonte, 26 de setembro de 2018.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por tudo que me proporciona.

Ao Professor Dr. Julian Eleutério, pela orientação, apoio, paciência e disponibilidade, da mesma forma ao Professor Dr. Antonio Matos pela coorientação e entusiasmo.

À DHI, pela disponibilidade da licença gratuita de estudante referente ao programa FEFLOW 7.1, utilizado na pesquisa.

À COPASA, IGAM, SUPRAM pelo fornecimento de dados indispensáveis para a realização deste trabalho.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão da bolsa durante todo o período de realização do Mestrado.

Ao meu marido Arthur, pela compreensão, apoio, paciência, amor, amizade, carinho e auxílio em todos os meus projetos, inclusive em minha formação.

Ao meu filho Samuel, que em tão pouco tempo me ensinou que posso mais que imagino, esforçando sempre, sem desistir.

Aos meus pais, irmã e demais familiares e amigos, pelo incentivo à minha formação, carinho, compreensão e paciência.

Aos integrantes da banca examinadora, pela disponibilidade em participar.

Aos colegas e professores do PPGSMARH, pelo incentivo, apoio e por disponibilizarem os dados necessários ao estudo.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para minha formação profissional e pessoal.

## RESUMO

A qualidade das águas subterrâneas é suscetível de ser afetada pelas atividades socioeconômicas, designadamente pelas diferentes formas de uso e ocupação do solo. Além disso, diversos estudos comprovam a influência das águas subterrâneas em lagos, inclusive no transporte de contaminantes. A quantificação dos fenômenos que envolvem o fluxo e o transporte nesses sistemas pode ser obtida por intermédio da modelagem matemática, visto que, devido à complexidade do meio, um levantamento completo, incluindo dados de campo, nem sempre é viável ou possível de ser realizado. O presente trabalho consistiu no estudo do comportamento de plumas de contaminação subterrânea, por meio de modelagem hidrogeológica de fluxo e transporte de contaminantes, no aquífero livre da bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores. Primeiramente elaborou-se o modelo conceitual, que foi a base para obtenção do modelo numérico sólido. Em seu desenvolvimento, foram coletados dados de monitoramento de níveis d'água e pluviometria, além de dados disponíveis na literatura para os parâmetros hidrodinâmicos das principais litologias desse aquífero. Após o tratamento dos dados e montagem dos modelos conceitual e numérico, procedeu-se a calibração dos níveis d'água. O método numérico utilizado foi o método dos elementos finitos, empregado no algoritmo computacional FEFLOW. Com o modelo numérico de fluxo calibrado, simulou-se o transporte de benzeno no aquífero, proveniente de hipotéticos acidentes envolvendo caminhões-tanque no Rodoanel Norte e realizou-se análise de sensibilidade dos parâmetros de transporte. O modelo hidrogeológico conceitual retratou, de maneira simplificada, o fluxo do aquífero na região, representado de maneira mais complexa na modelagem numérica. A calibração desta permitiu a obtenção de um modelo coerente, que indicou direção predominante da água subterrânea de nordeste para sudoeste, ou seja, em direção ao reservatório. Por fim, os resultados do transporte de benzeno indicaram que a contaminação do Rodoanel não deverá atingir, diretamente, o reservatório de Vargem das Flores, entretanto pode chegar indiretamente por meio da contaminação dos principais cursos d'água superficiais, tributários ao reservatório. Os resultados da análise de sensibilidade desta etapa indicaram que variações nos parâmetros não geram alterações significativas no alcance da pluma de contaminação e nem nas concentrações de benzeno. Os parâmetros de dispersividade e o coeficiente de decaimento do hidrocarboneto foram os mais sensíveis ao modelo.

**Palavras-chave:** transporte de contaminantes, benzeno, análise de sensibilidade, FEFLOW, modelagem conceitual hidrogeológica, modelo numérico de fluxo subterrâneo, calibração.

## ABSTRACT

The groundwater quality is susceptible to being affected by socioeconomic activities, namely by the different forms of land use and occupation. In addition, several studies have shown the groundwater influence on lakes, including the contaminants transport. The quantification of the phenomena that involve flow and transport in these systems can be obtained through mathematical modeling, since due to the complexity of the medium, a complete survey with field data, is not always feasible or possible to be performed. The present work consisted in the behavior of plumes of subterranean contamination study by flow and contaminants transport hydrogeological modeling in the free aquifer of the Vargem das Flores reservoir watershed – MG. Firstly, the conceptual model that was the basis for obtaining the solid numerical model was elaborated. In its development, data were collected to monitor water levels and rainfall, as well as data available in the literature for the hydrodynamic parameters of the main aquifer lithologies. After the data treatment and the conceptual and numerical models assembly, the water levels were calibrated. The numerical method used was the finite element method used in the computational algorithm FEFLOW. With the flow numerical model calibrated, the benzene transport in the aquifer was simulated, resulting from hypothetical accidents involving tankers in the Rodoanel Norte and a sensitivity analysis of the transport parameters was carried out. The conceptual hydrogeological model represented in a simplified way the flow of the aquifer in the region, represented in a more complex way in the numerical modeling. The calibration of this model allowed us to obtain a coherent model, which indicated the predominant direction of the water from northeast to southwest, that is, towards the reservoir. Finally, the benzene transport results indicated that the Rodoanel contamination does not directly reach the Vargem das Flores reservoir, however, it can reach indirectly through the main superficial water courses tributaries to the reservoir contamination. The sensitivity analysis of this step results indicated that variations of the parameters did not generate significant changes in the contamination plume reach nor in the benzene concentrations. The dispersivity parameters and the decay coefficient were the most sensitive to the model.

**Keywords:** contaminants transport, benzene, sensitivity analysis, FEFLOW, hydrogeological conceptual modeling, numerical model of underground flow, calibration.

# SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VI</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>VIII</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS .....</b>	<b>IX</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>4</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>5</b>
3.1 INTERAÇÕES ENTRE AQUÍFERO E RESERVATÓRIO.....	5
3.2 USO DE MODELAGEM NA HIDROGEOLOGIA .....	7
3.3 MODELAGEM CONCEITUAL .....	11
3.3.1 Unidades hidrogeológicas (ou sistemas aquíferos) .....	12
3.3.2 Entradas e saídas hídricas.....	14
3.3.3 Parâmetros hidrodinâmicos .....	15
3.4 MODELAGEM NUMÉRICA DE FLUXO SUBTERRÂNEO .....	18
3.4.1 Regime de escoamento.....	20
3.4.2 Condições iniciais e condições de contorno.....	21
3.4.3 Calibração de modelos numéricos .....	23
3.5 MODELAGEM DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.....	24
3.5.1 Contaminação de aquífero com derramamentos de gasolina .....	26
3.5.2 Mecanismos de transporte da fase líquida não-aquosa.....	27
3.5.3 Mecanismos de transporte da fase aquosa .....	30
3.6 PROGRAMAS COMPUTACIONAIS .....	33
3.6.1 Modelo FEFLOW.....	35
3.7 ESTUDOS ANTERIORES COM MODELAGEM.....	36
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>41</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO .....	41
4.2 MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEITUAL.....	44
4.2.1 Caracterização hidrográfica .....	44
4.2.2 Regime e potencial hídrico .....	46
4.2.3 Relevo .....	46
4.2.4 Contextualização geológica e tipos de solos .....	48
4.2.5 Uso e ocupação do solo.....	53
4.2.6 Hidrogeologia local.....	54
4.2.7 Monitoramento hidrológico e hidrogeológico.....	55
4.2.8 Estimativa de recarga e condições de descarga do aquífero .....	61
4.3 MODELO NUMÉRICO DE FLUXO .....	61
4.3.1 Delimitação do modelo e discretização da área modelada .....	62
4.3.2 Condições de contorno .....	64
4.3.3 Propriedades das unidades hidrogeológicas.....	64
4.3.4 Poços de observação .....	66
4.3.5 Calibração do modelo .....	66
4.3.6 Análise de sensibilidade .....	67
4.4 CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO .....	67
4.5 MODELO NUMÉRICO DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES .....	68
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>71</b>
5.1 MODELAGEM HIDROGEOLÓGICA CONCEITUAL.....	71
5.1.1 Fluxo de água subterrânea – potenciometria.....	71
5.2 RESULTADOS DO MODELO DE FLUXO .....	74
5.2.1 Análise de sensibilidade .....	74
5.2.2 Calibração.....	77



5.2.2.1	Recarga.....	77
5.2.2.2	Condutividade hidráulica.....	78
5.2.2.3	Nível d'água dos instrumentos de monitoramento .....	79
5.2.3	<i>Distribuição das linhas de fluxo</i> .....	89
5.3	RESULTADOS DO MODELO DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES .....	91
5.3.1	<i>Desenvolvimento da pluma de contaminante</i> .....	91
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>105</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>108</b>
	<b>ANEXOS</b> .....	<b>119</b>
	ANEXO A –.....	120
	ANEXO B –.....	121

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Comportamento de LNAPL na água subterrânea .....	28
Figura 3.2 – Influência da fração de etanol na solubilidade do benzeno em água .....	34
Figura 4.1 – Localização da bacia do reservatório de Vargem das Flores: (A) Nos municípios Betim e Contagem; (B) Na Bacia do Rio Paraopeba e (C) Na Bacia do Rio São Francisco ...	41
Figura 4.2 – Hidrografia de Vargem das Flores. ....	45
Figura 4.3 – Mapa de elevação da BHRVF. Figura 4.4 – Mapa de declividade da BHRVF...	47
Figura 4.5 – Caracterização geológica da bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores. ....	49
Figura 4.6 – Classes de solos predominantes na bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores.....	51
Figura 4.7 – Uso e ocupação do solo na BHRVF.....	54
Figura 4.8 – Mapa de localização das estações pluviométricas na BHRVF. ....	56
Figura 4.9 – Correlação entre os dados monitorados pelas estações Contagem (01944053) e Betim COPASA (01944055), durante o período de sobreposição (entre 1978 e 1985).....	57
Figura 4.10 – Precipitação mensal entre os anos hidrológicos de 1976 a 2016 na BHRVF. ....	58
Figura 4.11 – Localização dos poços na região da BHRVF.....	59
Figura 4.12 – Vista em planta da área modelada no FEFLOW, com detalhe para a malha utilizada. ....	63
Figura 4.13 – Vista tridimensional da distribuição inicial das condutividades hidráulicas do aquífero em estudo.....	66
Figura 4.14 – Localização do planejado Rodoanel Norte. ....	68
Figura 5.1: A – Mapa potenciométrico da BHRVF. B – Mapa potenciométrico da BHRVF elaborado por César (2015). ....	72
Figura 5.2 – Mapa obtido do FEFLOW para os valores calibrados de recarga, de acordo com a classe e à forma de uso do solo, na região da BHRVF.....	78
Figura 5.3 – Vista em planta dos valores calibrados de condutividade hidráulica de acordo com as classes de solo da região da BHRVF. ....	79
Figura 5.4 – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento. ....	81
Figura 5.5 – Distribuição percentual dos índices de Nash analisados individualmente e apresentados para todos os poços observados, na região da BHRVF. ....	81
Figura 5.6 – Variação espacial da eficiência medida pelo índice de Nash-Sutcliffe.....	84
Figura 5.7 – Correlação entre as cargas hidráulicas calculadas pelo FEFLOW e observadas nos 20 poços calibrados, na BHRVF. ....	84
Figura 5.8 – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento obtidos do SIAGAS/CPRM, de acordo com dados obtidos para a BHRVF. ....	85
Figura 5.9 – Correlação entre as cargas hidráulicas calculadas pelo FEFLOW e observadas para os 9 poços provenientes do SIAGAS/CPRM, na BHRVF. ....	85
Figura 5.10 – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento obtidos do IGAM/SUPRAM, de acordo com dados obtidos para a BHRVF. ....	86
Figura 5.11 – Correlação entre as cargas hidráulicas calculadas pelo FEFLOW e observadas para os 11 poços provenientes do IGAM/SUPRAM, na BHRVF.....	86
Figura 5.12 – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento com os dados de nível d'água medidos entre 1987 e 1998, de acordo com dados obtidos para a BHRVF. ....	87

Figura 5.13 – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento com os dados de nível d'água medidos entre 2002 e 2015, de acordo com dados obtidos para a BHRVF. ....	87
Figura 5.14 – Tela demonstrativa do balanço hídrico do aquífero correspondente à BHRVF, após calibrado o modelo numérico <i>FEFLOW</i> . ....	89
Figura 5.15 – Vista em planta da potenciometria da BHRVF resultante da calibração do modelo numérico. ....	90
Figura 5.16 – Vista tridimensional dos níveis d'água na BHRVF calculados na calibração em regime permanente. ....	91
Figura 5.17 – Vista em planta dos pontos de derramamento simulados nos 12 cenários de contaminação pontual de benzeno ao longo do Rodoanel Norte, na BHVFR, representados respectivamente, pelas cruces alaranjadas e pela linha verde. As linhas azuis correspondem aos cursos d'água e reservatório e os pontos verdes representam os poços dos quais foram considerados dados para efetuar a modelagem do processo de deslocamento da pluma contaminante.....	92
Figura 5.18 – Vista em planta da evolução temporal da contaminação, por benzeno, no aquífero da BHRVF - cenário 01 (referência Figura 5.17). O maior alcance se dá pela frente da pluma (ponto de maior alcance). ....	93
Figura 5.19 – Vista tridimensional do aquífero da BHRVF, evidenciando-se a pluma de benzeno - cenário 01. As bandeirolas representam os 20 poços de observação utilizados na calibração do modelo de fluxo. ....	94
Figura 5.20 – Vista em corte da distribuição da pluma de contaminação por benzeno no aquífero da BHRVF- cenário 01. ....	95
Figura 5.21 – Distância média entre reservatório de Vargem das Flores e o ponto de contaminação por benzeno, considerando-se o cenário 01.....	96
Figura 5.22 – Distância média da pluma de contaminação por benzeno, considerando-se o cenário 01. ....	96
Figura 5.23 A – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 02 (referência Figura 5.17). ....	97
Figura 5.23 B – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 03 (referência Figura 5.17). ....	97
Figura 5.23 C – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 04 (referência Figura 5.17). ....	98
Figura 5.23 D – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 05 (referência Figura 5.17). ....	98
Figura 5.23 E – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 06 (referência Figura 5.17). ....	99
Figura 5.23 F – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 07 (referência Figura 5.17). ....	99
Figura 5.23 G – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 08 (referência Figura 5.17). ....	100
Figura 5.23 H – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 09 (referência Figura 5.17). ....	100
Figura 5.23 I – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 10 (referência Figura 5.17). ....	101
Figura 5.23 J – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 11 (referência Figura 5.17). ....	101
Figura 5.23 K – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se $t = 1$ ano para o cenário 12 (referência Figura 5.17). ....	102

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Faixa de valores de condutividade hidráulica em meio saturado para vários materiais não consolidados.....	16
Tabela 3.2 – Classificação do maciço de acordo com o valor da condutividade hidráulica em meio saturado (K).....	17
Tabela 3.3 – Porosidade ( $\eta$ ) e porosidade efetiva ( $\eta_e$ ) para alguns tipos de rochas.....	17
Tabela 3.4 – Tipos de condições de contorno.....	22
Tabela 3.5 – Condições de contorno para o modelo de transporte de massa.....	32
Tabela 3.6 – Fração de alguns hidrocarbonetos monoaromáticos e policíclicos presentes na gasolina comercial brasileira.....	33
Tabela 4.1 – Caracterização dos principais tributários do reservatório Vargem das Flores ...	44
Tabela 4.2 – Vazões médias de longo período nas principais sub-bacias contribuintes.....	46
Tabela 4.3 – Classificação de declividades, segundo a EMBRAPA (2006).....	48
Tabela 4.4 – Poços presentes na região da BHRVF.....	60
Tabela 5.1 – Resultados da análise de sensibilidade pré-calibração.....	75
Tabela 5.2 – Análise de sensibilidade final dos parâmetros de entrada do modelo <i>FEFLOW</i> .....	76
Tabela 5.3 – Valores de recarga iniciais e obtidos na etapa de calibração do modelo <i>FEFLOW</i> .....	77
Tabela 5.4 – Valores de condutividade hidráulica resultantes da calibração em regime permanente.....	79
Tabela 5.5 – Valores de nível d'água observados e calculados e resíduo do modelo calibrado em regime permanente.....	80
Tabela 5.6 – Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros na estimativa da concentração (mg/L).....	103

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ANA	Agência Nacional de Águas
APL	<i>Aqueous phase liquid</i> – Fase líquida aquosa
BHRVF	Bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
DNAPL	<i>Dense non-aqueous phase liquid</i> – Fase líquida não-aquosa densa
FEFLOW	<i>Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System</i>
HIDROWEB	Sistema de Informações Hidrológicas
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
LNAPL	<i>Light non-aqueous phase liquid</i> – Fase líquida não-aquosa leve
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDF	Método das diferenças finitas
MEF	Método dos elementos finitos
MG	Minas Gerais
NAPL	<i>Non-aqueous phase liquid</i> – Fase líquida não-aquosa
NE	Nível estático
NRMS	Erro médio quadrático normalizado
PPGSMARH	Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
PROSAM	Programa de Saneamento Ambiental das Bacias dos Ribeirões Arrudas e Onça
RMBH	Região Metropolitana de Belo Horizonte
RMS	Erro médio quadrático
SIAGAS	Sistema de Informações de Águas Subterrâneas
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SUPRAM	Superintendência Regional de Meio Ambiente
USGS	<i>United States Geological Survey</i>

# 1 INTRODUÇÃO

Em muitas bacias hidrográficas, a água subterrânea é reponsável por parte ou a totalidade do atendimento em termos de demandas de água. O aumento desordenado da urbanização e exploração agropecuária de forma inadequada, além de estarem, possivelmente, associados a mudanças climáticas, vêm causando sérios problemas na qualidade, disponibilidade e distribuição dos recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos, o que tem levado à competição por parte de diferentes setores econômicos e ambiental, por esses recursos. Dessa forma, as questões relacionadas ao planejamento e gestão integrados das águas superficiais e subterrâneas estão se tornando cada vez mais necessárias e complexas, uma vez que a água subterrânea afeta direta ou indiretamente, em termos de quantidade e qualidade, os recursos superficiais, já que podem contribuir sendo fornecedores de água superficial em períodos secos e receptores em períodos úmidos (DOGRUL *et al.*, 2016).

Embora, de acordo com Amorim *et al.* (2006), a contaminação das águas subterrâneas seja mais difícil, quando comparada à de recursos hídricos superficiais, uma vez contaminadas, nelas o poluente torna-se mais persistente, sendo a recuperação da qualidade da água do aquífero mais difícil, onerosa e, muitas vezes, pouco prática. Os tipos de contaminação mais comumente observados em sistemas aquíferos estão relacionados ao lançamento de esgotos no solo e em corpos hídricos em áreas desprovidas de redes de esgotamento sanitário, aos vazamentos de efluentes líquidos industriais, além de lixiviação de produtos utilizados no cultivo agrícola, como nitratos e hidrocarbonetos halogenados voláteis que podem levar, inclusive, ao comprometimento da potabilidade das águas subterrâneas.

Conforme Almeida *et al.* (2007), o estudo do meio hídrico subterrâneo pode ser efetivado por meio de processos de campo que, apesar de ser uma abordagem mais direta, é difícil se ser realizada de forma única, por envolver custos muito elevados; longos prazos de observação decorrentes do lento comportamento de mobilidade das águas subterrâneas; além de inaplicabilidade, em termos de estudos de previsão. Dessa forma, como resposta às complexas questões de gerenciamento dos recursos hídricos e com o rápido crescimento da informática e ampla disponibilidade de computadores e *softwares*, a modelagem de águas subterrâneas tornou-se uma ferramenta padrão, amplamente utilizada na solução desses problemas, visando inclusive estudos prospectivos das águas subterrâneas, tanto para atendimento às demandas do setor público como do privado e meios técnico e acadêmico. Apesar dessa possibilidade, muitos

modelos utilizados para o gerenciamento de recursos hídricos superficiais incluem representação muito simplificada da dinâmica do fluxo subterrâneo (DOGRUL *et al.*, 2016; RAO *et al.*, 2013).

Dessa forma, a gestão de águas subterrâneas requer conhecimento detalhado dos sistemas hidrogeológicos, assim como ferramentas adequadas para prever a quantidade e a evolução da qualidade da água subterrânea (TUBAU *et al.*, 2017). Portanto, análises efetivas de mitigação e remediação da contaminação, nesses locais, devem estar baseadas não só no entendimento das condições hidrogeológicas do aquífero, mas também no conhecimento da origem e do transporte do contaminante. Os modelos numéricos têm sido empregados por possibilitarem melhor compreensão dos sistemas de aquíferos e migração de contaminantes, usando estimativas das propriedades hidrogeológicas do sistema obtidas através de vários testes físicos para estabelecer condições e parâmetros de contorno (MURPHY *et al.*, 2011).

A modelagem de fluxo de águas subterrâneas é, assim, um método importante para estudar o movimento das águas subterrâneas e, ainda, investigar taxas de descarga, interação entre água subterrânea e superficial, fluxo em fraturas e impactos das taxas de bombeamento sobre, por exemplo, o nível de água subterrânea (PASANEN; OKKONEN, 2017). Destaca-se entretanto que, para o adequado desenvolvimento de modelos, a integração entre as investigações hidroquímicas, geofísicas e hidrogeológicas auxiliam principalmente na elaboração do modelo conceitual de fluxo subterrâneo (RAO *et al.*, 2013). Considera-se importante ressaltar, no entanto, que esse tipo de modelagem é uma ferramenta dinâmica que deve ser constantemente revisada e atualizada em um processo de melhoria contínua durante a busca por representações precisas dos fenômenos naturais (SEYF-LAYE *et al.*, 2012).

Para a resolução das equações de fluxo que regem as águas subterrâneas, é usual a aplicação dos métodos numéricos das diferenças finitas e dos elementos finitos, sendo aquele o mais difundido e amplamente utilizado através do programa computacional MODFLOW e suas variantes (U.S. Geological Survey). O método dos elementos finitos, empregado no presente trabalho, por meio do modelo computacional FEFLOW® v. 7.1<sup>1</sup> (DHI-WASY GmbH 2017), é relativamente recente, principalmente no território brasileiro, o que se evidencia pela pouca disponibilidade de estudos nessa área (NOGUEIRA; KIANG, 2015).

---

<sup>1</sup> Licença disponibilizada por DHI para realização do estudo.

Dado todo o contexto apresentado, neste estudo se propõe realizar uma análise de transporte de contaminantes em um sistema constituído por um aquífero e um reservatório superficial, através do uso da modelagem numérica de fluxo de água subterrânea. A bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores constitui o local selecionado na presente pesquisa, tendo em vista que caracteriza-se por apresentar histórico de acelerado processo de urbanização e servida de sistema de esgotamento sanitário deficitário que atende apenas parte da população (SOUZA, 2003). Além desse aspecto, na área em questão se objetiva a implementação de um eixo rodoviário de grande importância para a Região Metropolitana de Belo Horizonte e com grande potencial de modificação na dinâmica local, por constituir fonte potencial de poluição pontual e linear do aquífero. Dessa forma, o presente trabalho está contextualizado na tentativa de representar, da maneira mais fiel possível, as condições de fluxo de água subterrânea da bacia onde se localiza o reservatório de Vargem das Flores, através da aplicação do modelo de fluxo. Essa representação matemática tem o intuito de permitir a análise e simulação de possíveis cenários de contaminação e deslocamento de plumas de contaminação de benzeno ao longo do aquífero, analisando possíveis impactos desse no reservatório localizado na bacia hidrográfica analisada.



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 *Objetivo geral***

O objetivo geral desta pesquisa é estudar o comportamento de um aquífero, correspondente a um reservatório superficial de abastecimento de água, e sujeito à contaminação por fontes pontuais, por meio de modelagem hidrogeológica.

### **2.2 *Objetivos específicos***

Os objetivos específicos são listados a seguir.

- Elaborar um modelo conceitual de fluxo subterrâneo, descrevendo a bacia hidrográfica em estudo com foco nas unidades hidrogeológicas, possibilitando melhor compreensão da dinâmica do fluxo de água subterrânea na região;
- Aplicar um modelo matemático computacional FEFLOW® (versão 7.1), com o uso do método dos elementos finitos, que represente o fluxo de água subterrânea na Bacia Hidrográfica de Vargem das Flores;
- Desenvolver cenários prospectivos de contaminação de águas subterrâneas com benzeno, a partir de previstas pressões na referida bacia hidrográfica;
- Avaliar a sensibilidade dos parâmetros hidrogeológicos que regem o transporte de benzeno no aquífero em estudo.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

No presente tópico, será apresentada uma revisão bibliográfica relativa ao assunto abordado nesta dissertação, considerada fundamental para melhor compreensão da metodologia bem como para corroborar a discussão dos resultados gerados neste trabalho. Esses assuntos serão subdivididos em sete subtópicos, os quais serão apresentados a seguir.

#### 3.1 Interações entre aquífero e reservatório

A disponibilidade temporal e espacial de água potável de abastecimento vem sendo discutida e estudada com maior recorrência devido à demanda excessiva em áreas urbanas, muitas vezes relacionada com o uso e a ocupação do solo de forma irregular ou inadequada, à falta de investimento em regiões mais carentes e à gestão insuficiente dos recursos hídricos. Tais fatores podem levar à contaminação e superexploração dos recursos hídricos. As reservas de água subterrânea desempenham importante papel como fonte de abastecimento do país, sendo cerca de 30 a 40% da população brasileira atendida, de forma integral ou parcial, por este recurso (HIRATA *et al.*, 2006). A contaminação das águas subterrâneas é, por essa razão, um processo potencialmente de grande interferência na qualidade da água dos mananciais, que pode influenciar o desenvolvimento social e a vida cotidiana da população (LIU *et al.*, 2017).

De acordo com Rosenberry *et al.* (2015), as águas subterrâneas apresentam íntima interação com as águas superficiais, contribuindo, de forma marcante, no balanço tanto hídrico quanto de nutrientes de lagos e reservatórios, podendo proporcionar, inclusive, eutrofização ou outras formas de poluição nesses. Entretanto, os estudos que relacionam fluxo entre águas subterrâneas e superficiais são difíceis de serem executados e, em decorrência disso, muitas vezes, o fluxo subterrâneo tem sido ignorado, embora possa contribuir significativamente para o balanço hídrico ou de nutrientes em uma bacia hidrográfica. Dentre as principais razões desse componente ser negligenciado podem ser citadas: (1) a distribuição do fluxo entre águas subterrâneas e lagos é heterogênea, tanto em termos espaciais como temporais, o que, frequentemente, requer múltiplas abordagens para se encontrar soluções matemáticas fidedignas; (2) embora as águas subterrâneas e as águas superficiais sejam mais comumente consideradas como um único recurso (WINTER *et al.*, 1998), a falta de integração entre as disciplinas científicas que estudam seus ciclos pode dificultar o progresso na compreensão dos fluxos e processos na interface entre águas subterrâneas e de superfície (HAYASHI; ROSENBERY, 2002; FLECKENSTEIN *et al.*, 2010).

Ainda segundo Rosenberry *et al.* (2015), a importância do transporte de contaminantes, via água subterrânea, para reservatórios superficiais depende tanto do fluxo bem como da concentração de nutrientes dissolvidos nas águas subterrâneas. No entanto, vale ressaltar que existem situações em que são transportadas grandes quantidades de contaminantes, mesmo quando o fluxo é pequeno. Alguns exemplos podem ser encontrados nos estudos de LaBaugh *et al.* (2000); Lewandowski *et al.* (2015); Jarosiewicz e Witek (2014).

A acurácia na quantificação, em termos de vazão, entre águas subterrâneas e superficiais já é um enorme desafio, em razão da heterogeneidade natural do meio poroso; a quantificação de nutrientes em trânsito entre esses sistemas é um desafio ainda maior, devido às variações temporal e espacial na composição das águas subterrâneas. Em vista disso, tais interações são, muitas vezes, ignoradas, sendo as pesquisas concentradas, basicamente, em termos de análises quantitativas, em detrimento do balanço de contaminantes. Destaca-se, ainda, que os estudos relativos à quantificação do fluxo têm sido realizados há mais tempo do que os estudos de transporte de contaminantes (Lewandowski *et al.*, 2015).

Ressalta-se que, de acordo com Paiva (2004), a contaminação das águas subterrâneas é mais difícil de ocorrer que a de corpos hídricos superficiais, porém a recuperação de sua qualidade é complexa e demorada na maior parte das vezes, tornando tal contaminação mais persistente no meio. Nesse contexto e acrescidos ainda os diversos impactos causados por tal fato, torna-se necessária a proteção dessas águas e a condução da adequada gestão conjunta e integrada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, garantindo equilíbrio ambiental. Surge, então, a necessidade urgente de pesquisas detalhadas que abordem, principalmente em termos quantitativos, a poluição das águas subterrâneas por diferentes fontes, relativas ao transporte e armazenamento de poluentes ao longo do aquífero correspondente.

Para a realização dessas pesquisas, são necessários conhecimentos sobre as características hidrológicas, hidrogeológicas e hidrodinâmicas das regiões de interesse. De acordo com Rosenberry *et al.* (2015), existem vários métodos para estudar as interações entre águas subterrâneas e superficiais, entre eles podem ser citados: análises de poços de bombeamento e de observação, balanço hídrico, balanço hídrico combinado com o balanço químico, método dos traçadores, métodos térmicos, indicadores biológicos, medidores de infiltração/percolação e modelagem hidrogeológica. Os modelos entram como uma simplificação do meio físico e serão descritos com mais detalhes nos parágrafos seguintes.

### **3.2 Uso de modelagem na hidrogeologia**

A modelagem hidrogeológica é utilizada, segundo Fetter (2001), basicamente em duas situações mais comuns, sendo aplicável para melhor compreensão de como, de modo particular, o fluxo se comporta e para prever o que deverá acontecer ao longo do tempo, no sistema. Em adição a isso, modelos podem ser utilizados para analisar situações hipotéticas com a obtenção de conhecimentos gerais do sistema estudado. O termo "modelo" refere-se a alguma representação do sistema real o que, traduzido para uma linguagem mais técnica, constitui um conjunto de ferramentas fundamentais para o planejamento e a previsão de situações reais (CABRAL; DEMÉTRIO, 2008).

Ainda de acordo com Fetter (2001), os modelos hidrogeológicos podem ser conceitual ou dinâmico. O primeiro descreve a condição presente e estática do sistema. Para prever comportamentos futuros dos aquíferos, a partir de informações atuais do sistema, deve-se aplicar algum tipo de modelo dinâmico, com os quais torna-se possível se efetuarem manipulações, sendo dividido, em termos hidrogeológicos, em modelos físicos em escala, modelos analógicos e modelos matemáticos.

Os modelos físicos em escala são representações da realidade hidrogeológica, utilizando-se as mesmas propriedades dos materiais, porém em escala reduzida. Esses modelos são úteis em demonstrações práticas e básicas dos princípios que regem o fluxo de águas e plumas subterrâneas. Os modelos analógicos são representações de fluxo bi-dimensional e partem do princípio de analogia entre os fenômenos relacionados a aquífero e aos fenômenos governados pelas leis físicas. Dessa forma, o fluxo médio de água através dos poros é governado por equações similares às que governam o fluxo de eletricidade por um condutor. Por fim, os modelos matemáticos, que vieram basicamente em substituição aos outros modelos descritos, são construídos utilizando-se frequentemente a solução das equações básicas de fluxo subterrâneo, fluxo de calor e transporte de massa e serão descritas com mais detalhes nos itens 3.4 e 3.5. A lei de Darcy é exemplo de modelo matemático simples aplicado (FETTER, 2001).

Os modelos matemáticos podem ser categorizados quanto à variação no tempo em permanente ou transiente, quanto às equações em lineares ou não-lineares, quanto à natureza das equações envolvidas em empírico (experimental), estocástico (probabilístico) ou determinístico. Nos modelos matemáticos permanentes (*steady-state*), as características do fluxo, tais como cargas hidráulicas e recarga não variam no tempo e o contrário acontece no caso de modelos

transientes. No caso dos modelos lineares, como o próprio nome indica, é possível haver o fenômeno de superposição justamente devido à linearidade do modelo, enquanto o contrário ocorre nos modelos não-lineares. Os modelos empíricos são resultantes de dados experimentais, obtidos em laboratório ou em campo, que são introduzidos nas funções matemáticas do modelo. Apesar de suas limitações em relação a resultados localizados e específicos, esse tipo de modelo pode servir de base para um modelo numérico de maior complexidade. Os modelos estocásticos baseiam-se nas leis da estatística, ao atribuir certa probabilidade de ocorrência para cada evento, variando desde simples distribuição de probabilidade até o modelo mais complexo dependente do tempo. Uma limitação está na incapacidade de previsão desse modelo. Já os modelos determinísticos consideram os fatos independentes da teoria das probabilidades e são fundamentados nas leis dos processos físicos e químicos. Esse último modelo pode, ainda, ser dividido entre analítico ou numérico (CABRAL; DEMÉTRIO, 2008; SOUZA, 2007).

Os modelos determinísticos analíticos podem ser utilizados em situações simplificadas, como verificação dos resultados de modelos numéricos, calibração de sistemas aquíferos homogêneos e isotrópicos, análise descomplicada de aquíferos. Neste caso, as equações podem ser resolvidas sem o uso de modelos numéricos, apenas com máquinas de calcular. No entanto, para aquíferos heterogêneos, anisotrópicos, que apresentem condições de contorno complexas e com muitas variações nos parâmetros que regem o fluxo subterrâneo é necessário o uso da modelagem numérica com auxílio do computador, que discretiza as equações solucionando-as por parte, de acordo com a característica. Dessa forma, as equações diferenciais do fluxo são solucionadas, por meio da discretização em equações algébricas (CABRAL; DEMÉTRIO, 2008; NASCIMENTO, 2015).

A modelagem numérica evoluiu nos últimos 40 anos para uma ferramenta poderosa e eficiente, amplamente utilizada na descrição de fenômenos hidrogeológicos, uma vez que, na realidade, os sistemas aquíferos são complexos (SIARKOS; LATINOPOULOS, 2016). No entanto, apesar da representação bem mais realística desse modelo quando comparado aos demais, evidencia-se a disponibilidade de grande quantidade de dados de entrada e monitoramento que corroboram com uma representação mais confiável. Por isso, muitas vezes, por falta de dados o suficiente para se efetuar os estudos propostos, é comum o uso de modelos analíticos em conjunto com o numérico (NASCIMENTO, 2015).

De forma prática, o uso da modelagem hidrogeológica desempenha importante papel na adequada compreensão dos sistemas aquíferos e entra como resposta rápida e prática na simulação do fluxo e transporte no meio subterrâneo. Além disso, possibilita a realização de análises retrospectivas, sendo possível, por exemplo, garantir a potabilidade na exploração desse recurso hídrico, uma vez que, em casos não raros, a heterogeneidade dos sistemas aquíferos, os altos custos envolvidos e o longo tempo de ação de técnicas de remediação, torna inviável a adoção dessa medida. Segundo Walther *et al.* (2014), ainda assim, no caso de serem adotadas técnicas de remediação em aquíferos contaminados, as modelagens numéricas de fluxo e de transporte de contaminantes têm sido comumente utilizadas, visando selecionar a técnica mais adequada, em termos de custo-benefício, bem como facilitar a concepção do sistema de remediação a ser implantado.

Os modelos matemáticos computacionais hidrogeológicos podem ser divididos em modelos de fluxo e modelos de transporte de massa. Os primeiros fazem simulações do escoamento da água levando-se em conta os fluxos naturais dos aquíferos, suas recargas e os bombeamentos a que estão submetidos. Nos modelos de transporte de massa, analisa-se o transporte e espalhamento de uma substância poluente que atingiu um aquífero (CABRAL; DEMÉTRIO, 2008).

Na prática, o uso de modelagem hidrogeológica numérica tem sido aplicado, segundo Silva *et al.* (2002), Haest *et al.* (2010), Liu *et al.* (2017), Costa *et al.* (2016), Pasanen e Okkonen (2017), Siarkos e Latinopoulos (2016), Spreafico *et al.* (2017), principalmente para investigação de impacto de bombeamentos; determinação e rebaixamento do nível do lençol freático; taxas de descargas; interações entre águas superficiais e subterrâneas (vide item 3.1, por exemplo); fluxo em fraturas rochosas; previsão de impactos nas águas subterrâneas relacionados às mudanças climáticas; investigação de impactos de drenagem de mina; aplicação geotermal; análise e previsão do transporte e biodegradação de contaminantes; avaliação do risco potencial futuro de aquíferos em relação a contaminantes; confirmação de dados obtidos de monitoramento de contaminantes; análise de quantificação de parâmetros incertos, tais como condutividade hidráulica e descarga em massa na região da fonte de contaminação; dimensionamento de sistemas de remediação para contenção de plumas de contaminantes; estudo do comportamento da migração de elementos radioativos; ou intrusão salina. A modelagem em conjunto com o monitoramento também servem para verificar e melhorar, quando necessário, a eficiência das técnicas de remediação já aplicadas.

Deve-se ter em mente que na tentativa de simplificar um sistema tão complexo em modelo computacional, alguns erros podem originar de tal processo e, portanto, cabe ao modelador aplicar os conhecimentos hidrogeológicos e, com visão crítica, separar o real e o imperfeito. A comparação dos resultados obtidos da modelagem com os dados de campo também ajuda nesse processo, através do denominado "processo de calibração" (OLIVEIRA, 2002).

Apesar do exposto, os modelos ainda são opções válidas e práticas, permitindo a extrapolação dos resultados, visto que, de acordo com Nascimento (2015), comumente os profissionais do ramo da Hidrogeologia necessitam caracterizar ou prever o comportamento dos corpos subterrâneos, desde os menos complexos até os mais detalhados, com certo nível de detalhamento e rapidez.

Associado à modelagem numérica, tem sido muito comum a utilização do Sistema de Informação Geográfica (SIG), uma vez que os dados coletados inicialmente são tratados previamente nesse ambiente, que faz o tratamento espacial dos dados, para então serem transferidos para o modelo numérico. Mas especificamente na área de recursos hídricos, o geoprocessamento vem sendo utilizado para identificar e delimitar bacias hidrográficas; para auxiliar na caracterização de aquíferos por meio do georreferenciamento dos poços de observação, de estruturas geológicas, de informações litológicas, das zonas de contorno internas e externas e de parâmetros hidrodinâmicos; para auxiliar no delineamento de áreas de recarga e descarga; para auxiliar no uso e ocupação do solo; entre outros estudos. Dessa forma, tratando-se da modelagem numérica hidrogeológica, o emprego do SIG, em um primeiro momento, é fundamental para o adequado tratamento dos dados que auxiliam na caracterização dos sistemas aquíferos, principalmente na etapa de elaboração do modelo conceitual (CARVALHO, 2013).

Por fim, além de tantas outras aplicações, citadas nos parágrafos anteriores, a modelagem das águas subterrâneas tem se tornado uma valiosa ferramenta no gerenciamento de aquíferos de maneira sustentável, bem como em estudos ambientais relacionados à mineração. Em adição, a legislação, os processos de licenciamento ambiental e a conscientização pública têm demandado a utilização dessa modelagem, ao estimar os impactos de atividades antrópicas nas águas subterrâneas (PASANEN; OKKONEN, 2017).

### **3.3 Modelagem conceitual**

A modelagem hidrogeológica conceitual descreve, de forma simplificada, o fluxo hidrogeológico em sistemas aquíferos, incluindo direções do fluxo, recargas e descargas hídricas, condições de contorno do fluxo (compartimentalização do aquífero, por exemplo) e caminhos preferenciais do fluxo. Assim, no caso de contaminação, esse modelo torna-se em ferramenta útil na compreensão da ocorrência, através da identificação do caminho preferencial e da direção de contaminantes e, quando combinado com modelos numéricos de previsão, torna-se poderosa ferramenta na identificação da origem e das fontes de contaminação de aquíferos (KOHLBECKER, 2011).

De acordo com Tubau *et al.* (2017) e Thomas *et al.* (2016), essa modelagem é realizada a partir de métodos hidrogeológicos convencionais. Dessa forma, sua construção requer compreensão da geologia, hidrogeologia, hidrologia, topografia, clima, uso e ocupação do solo, taxas de bombeamento, hidroquímica, objetivando o estudo da situação atual do aquífero. Todo o arcabouço geológico, base do modelo hidrogeológico conceitual, pode ser obtido através de dados e interpretações resultantes de testes de bombeamento e de avaliações executadas em poços perfurados (ALBERTO; KIANG, 2003). Uma das principais dificuldades da modelagem conceitual, segundo Pasanen e Okkonen (2017) é o tempo necessário para construção e caracterização da geologia e hidrogeologia da região, principalmente em se tratando de consultorias que necessitam entregar respostas rápidas. Os resultados da modelagem conceitual são usualmente empregados na aplicação e calibração de modelos numéricos mais detalhados, que não devem existir sem antes realizar o modelo conceitual da região de interesse.

Portanto, modelos conceituais adequados devem ser utilizados para evitar a simulação de um comportamento hidrogeológico não representativo da realidade. Cada contexto hidrogeológico é um caso específico que deve ser analisado de forma independente; estudos e tendências anteriores constituem diretrizes, mas é inadequado estabelecer regras específicas, uma vez que os sistemas hidrogeológicos reais são heterogêneos e seu comportamento pode variar de acordo com o clima local, a topografia, as propriedades hidráulicas ou físicas do solo (BLESSANT *et al.*, 2017).

A seguir, serão melhores definidos os elementos indispensáveis na elaboração da adequada modelagem conceitual hidrogeológica, sendo, para o caso aqui estudado, a definição e caracterização das unidades hidrogeológicas, as entradas e saídas hídricas e os parâmetros



hidrodinâmicos. Ressalta-se que, por melhor conveniência da metodologia proposta no presente trabalho, as condições de contorno são caracterizadas no item 3.4.

### **3.3.1 Unidades hidrogeológicas (ou sistemas aquíferos)**

Conforme Alberto e Kiang (2003), as unidades hidrogeológicas são caracterizadas, basicamente, a partir da definição da litologia e do comportamento hidráulico dessas unidades. Tais características podem ser obtidas, por exemplo, através da implantação de poços de monitoramento multiníveis que fornecem também o nível potenciométrico de tais unidades.

Os sistemas hidrogeológicos podem ser divididos em função de sua formação geológica em Aquíferos, Aquiclude, Aquitardo e Aquífugo. No trabalho em questão será dada atenção especial aos aquíferos que, por sua vez, podem ser classificados de acordo com a pressão das águas em livre, confinado e semi-confinado e ainda, de acordo com a porosidade do meio, em granular ou poroso, fissural ou fraturado e cárstico. A seguir, serão definidos todas as unidades hidrogeológicas citadas neste parágrafo.

#### *i) Quanto ao tipo de formação geológica*

As definições a seguir foram baseadas em Custodio e Llamas (1983) e Cabral e Demétrio (2008).

- Aquífero: Formações geológicas permeáveis, constituídas por exemplo, por areias e arenitos, que contém água em seus poros transmitidas em quantidades economicamente viáveis para extração.
- Aquitardo: Constituído de materiais semipermeáveis, que contém água no seu interior, porém sua transmissão ocorre muito lentamente, sendo sua recarga realizada de forma lenta, em longo tempo.
- Aquiclude: Mesmo possuindo água em seu interior até a saturação não é capaz de transmiti-la, impossibilitando sua exploração. Materiais impermeáveis, como camadas de argila, são exemplos de formações geológicas dessa unidade hidrogeológica.
- Aquífugo: Formação geológica que não armazena água em seu interior nem transmite. As rochas naturais compactas, que não possuem porosidade, fraturas e nem falhas exemplificam os aquífugos.

ii) *Quanto à porosidade*

Os conceitos desses tipos de aquíferos, apresentados por Pinto *et al.* (2010) e Brito (2011), são:

- Aquífero granular ou poroso: Se caracteriza pela sua importância em armazenar água, pela presença de porosidade primária e relativamente alta permeabilidade. É constituído por rochas sedimentares consolidadas, manto de intemperismo originado por sedimentos não consolidados e por material arenoso. Exemplos de materiais constituintes desses aquíferos são areia, silte e argila de granulação variada.
- Aquífero fissural ou fraturado: É representado pelas rochas cristalinas, como basaltos, granitos, gabros, quartzos e, dessa forma, o armazenamento e transmissão de água estão associados às descontinuidades da rocha, como falhas e fraturas, que geram a porosidade secundária. Assim, não há a presença de porosidade primária, como no caso anterior.
- Aquífero cárstico: Formado por rochas carbonáticas, como calcários, dolomitos e mármore, que permitem a circulação da água de forma difusa ou através de descontinuidades resultantes da dissolução das rochas pela água, tais como fraturas e cavernas.

iii) *Quanto ao confinamento*

As classificações em relação ao confinamento de aquíferos são descritas a seguir, baseadas em Custodio e Llamas (1983) e Cabral e Demétrio (2008).

- Aquífero livre: Também denominado de não confinado ou freático, no qual sua superfície encontra-se sob pressão atmosférica, devido ao fato de não existir limite superior impermeável, sendo este limite a própria superfície freática. Dessa forma, ao ser perfurado por poços, a superfície resultante é o próprio nível freático real da água na região. O aquífero livre é normalmente recarregado por excedentes de irrigação ou por parte da precipitação sobre a superfície do solo que venha a constituir em recarga, sendo portanto, o tipo de aquífero mais propenso à contaminação. Sobre a base do aquífero, essa pode ser constituída por materiais semipermeáveis ou impermeáveis dando origem aos aquíferos livre drenante e livre não drenante, respectivamente.
- Aquífero confinado: Também denominado de sob pressão ou não drenante, é limitado, superiormente por uma superfície impermeável, sendo a pressão do aquífero maior do que a pressão atmosférica. Dessa forma, devido à existência de tal superfície, a recarga desse

aquífero ocorre lateralmente. A água extraída resultante de um poço perfurado nesse aquífero, estabiliza-se ao correspondente nível piezométrico no mesmo.

- Aquífero semi-confinado: É uma variação do aquífero confinado e é também conhecido como aquífero confinado drenante. Neste caso, há uma camada semipermeável no limite superior ou inferior do aquífero. Dessa forma, sua recarga se dá lateralmente e à partir da superfície semipermeável, mesmo que de forma mais lenta.

Os sistemas aquíferos podem ser homogêneos ou heterogêneos e isotrópicos ou anisotrópicos, de acordo com a variação das suas propriedades. No caso de aquíferos homogêneos, a condutividade hidráulica não varia espacialmente, ou seja, é a mesma em qualquer ponto do sistema. Já para o caso de isotropia, as propriedades hidráulicas são as mesmas em qualquer direção (x e y). O inverso ocorre no caso de aquíferos heterogêneos e anisotrópicos.

Havendo disponibilidade de dados de campo ou possibilidade em realizá-los, a heterogeneidade do solo também deve ser adequadamente caracterizada, uma vez que Blessent *et al.* (2017) concluíram a existência de forte influência nas pressões de água subterrânea simuladas, considerando a primeira camada de solo como meio poroso equivalente homogêneo ou como meio heterogêneo.

### **3.3.2 Entradas e saídas hídricas**

As entradas hídricas, mais comumente denominadas recargas, são fontes de água que abastecem verticalmente os aquíferos, atingindo a região saturada. Conforme Tubau *et al.* (2017), infiltração de parte da precipitação, perdas nos sistemas de esgotamento sanitário bem como nos sistemas de abastecimento de água, infiltração advinda de rios e intrusão salina são alguns exemplos de fontes potenciais de recarga.

A recarga de aquíferos está diretamente relacionada ao transporte de poluentes tanto na zona saturada quanto na não saturada. Dessa forma, grande fluxo subterrâneo, conseqüente do maior volume de recarga, pode contribuir tanto para o aumento de contaminação, no caso desta ser proveniente do processo de recarga, quanto para a diluição das substâncias contaminantes já presentes no aquífero (OLIVEIRA, 2002).

A prevenção de ameaças reais ou potenciais à qualidade e quantidade das águas subterrâneas é fundamental para garantir a sustentabilidade ambiental dos fluxos nos aquíferos, sendo uma

grande ameaça o desenvolvimento industrial, comercial ou residencial. Superfícies impermeáveis, como estradas, estacionamentos e telhados, podem afetar a recarga das águas subterrâneas, promover o escoamento, reduzindo, assim, o armazenamento em aquíferos (CHOW *et al.*, 2016).

Diante do exposto, para estudos detalhados na área da hidrogeologia, é extremamente necessária a estimativa das taxas de recarga dos aquíferos. Para isso, existem vários métodos que englobam toda a complexidade da estimativa de recarga, incluindo sua variabilidade em escalas de tempo e espaço (PINTO *et al.*, 2010). Podem ser citados, por exemplo, método da variação de níveis d'água (VNA), modelagem hidrogeológica, decomposição de hidrogramas, balanço hidrológico.

Para mais detalhes relacionados às diversas técnicas de estimativa de recarga, podem ser consultados Simmers (1988, 1997), Sharma (1989), Lerner *et al.* (1990), Scanlon *et al.* (2002) e Healy e Cook (2002). Ressalta-se que, devido à complexidade e ao número de estudos na área, é extremamente difícil definir a acurácia dos métodos e selecionar o melhor (PINTO *et al.*, 2010). Assim, a escolha deve ser baseada nas informações hidrogeológicas já disponíveis e no atendimento da técnica ao objetivo proposto.

As saídas d'água ou descarga do aquífero, por sua vez, correspondem às surgências da água a partir da superfície, podendo se dar através de canal, reservatórios, cursos d'água ou qualquer tipo de rede de águas superficiais, além de poços tubulares e infraestruturas subterrâneas.

### **3.3.3 Parâmetros hidrodinâmicos**

Os parâmetros hidrodinâmicos expressam a dinâmica das águas subterrâneas, a partir das características hidráulicas e hidrogeológicas dos sistemas aquíferos. Tais características dependem da composição da matriz do solo, segundo Jakimaviciute-Maseliene e Cidzikiene (2015).

Os parâmetros que regem o meio hídrico subterrâneo podem ser estimados a partir de dados de campo, tais como os testes de bombeamento, em laboratório ou mesmo através de tabelas com valores usuais contidas na literatura, para regiões com características semelhantes. Ressalta-se que os resultados obtidos em campo, através de ensaios de permeabilidade e de bombeamento, são característicos para a região próxima ao poço monitorado, podendo variar conforme

aumenta-se a distância do ponto, devido principalmente à complexidade e heterogeneidade das unidades hidrogeológicas (ESCUDE *et al.*, 2009). Além disso, a utilização de valores típicos obtidos de tabelas da literatura deve ser considerada com cautela, necessitando-se que sejam confirmados ou ajustados a partir de calibrações do modelo numérico utilizado nos estudos. A condutividade hidráulica ( $K$ ), a porosidade ( $\eta$ ) e a porosidade efetiva ( $\eta_e$ ) são exemplos desses parâmetros.

A condutividade hidráulica em meio saturado representa o coeficiente de proporcionalidade na lei de Darcy (vide item 3.4) e indica a facilidade ou não de um aquífero em se tornar condutor hidráulico, permitindo a passagem de água ou qualquer outro fluido, em maior ou menor velocidade. Esse parâmetro depende das características do meio, tais como porosidade, arranjo e forma das partículas constituintes, bem como das propriedades do fluido, como viscosidade e massa específica, sendo representado de acordo com a Equação 1 (CABRAL; DEMÉTRIO, 2008).

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} = \frac{kg}{\nu} \quad (1)$$

Sendo,

$K$  [L/T] a condutividade hidráulica em meio saturado,  $k$  [L<sup>2</sup>] permeabilidade intrínseca do meio poroso,  $\rho$  [M/L<sup>3</sup>] massa específica do fluido,  $\mu$  [M/TL] viscosidade absoluta do fluido,  $\nu$  [L<sup>2</sup>/T] viscosidade cinemática do fluido e  $g$  aceleração da gravidade [L/T<sup>2</sup>].

A Tabela 3.1 apresenta alguns valores típicos de condutividade hidráulica para diferentes meios constituintes dos aquíferos.

**Tabela 3.1** – Faixa de valores de condutividade hidráulica em meio saturado para vários materiais não consolidados.

Fonte: TUCCI, 1993.

Material	Condutividade Hidráulica (cm/s)
Argila	10 <sup>-9</sup> – 10 <sup>-6</sup>
Silte, silte arenoso	10 <sup>-6</sup> – 10 <sup>-4</sup>
Areia argilosa	10 <sup>-6</sup> – 10 <sup>-4</sup>
Areia siltosa, areia fina	10 <sup>-5</sup> – 10 <sup>-3</sup>
Areia bem distribuída	10 <sup>-3</sup> – 10 <sup>-1</sup>
Cascalho bem distribuído	10 <sup>-2</sup> – 10 <sup>0</sup>

Além disso, a atribuição da condutividade hidráulica do material permite classificá-lo de acordo com a dinâmica da água no meio, conforme visualizado na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2** – Classificação do maciço de acordo com o valor da condutividade hidráulica em meio saturado (K).

Fonte: Lambe e Whitman, 1979.

Classificação	K (cm/s)
Praticamente não condutivo	$< 10^{-7}$
Muito Baixa condutividade	$10^{-7} - 10^{-5}$
Baixa condutividade	$10^{-5} - 10^{-3}$
Média condutividade	$10^{-3} - 10^{-1}$
Alta condutividade	$> 10^{-1}$

A porosidade representa a razão entre o volume de vazios e o volume total de um aquífero. Esse parâmetro varia conforme o tipo do material, o arranjo, o tipo e o tamanho dos grãos. Corresponde ainda à soma da porosidade efetiva e da retenção específica. A porosidade efetiva equivale ao volume dos poros passíveis de livre drenagem, sendo representada pela razão entre volume de água liberado pela ação das forças gravitacionais e o volume total. Por outro lado, a retenção específica é justamente a razão entre o volume de água retido nos poros (água não gravitacional) e o volume total. Todos esses parâmetros são adimensionais e, usualmente, expressos em porcentagem. A Tabela 3.3 apresenta valores típicos de porosidade e porosidade efetiva para alguns tipos de materiais constituintes dos aquíferos.

**Tabela 3.3** – Porosidade ( $\eta$ ) e porosidade efetiva ( $\eta_e$ ) para alguns tipos de rochas

Fonte: LENCASTRE e FRANCO, 1992.

Material		$\eta$ (%)					$\eta_e$ (%)			Observações
Tipo	Descrição	Média	Normal		Extraordinária		Média	Máxima	Mínima	
			Máx.	Mín.	Máx.	Mín.				
Rochas Eruptivas Vulcânicas	Piroclastos e tufos	30	50	10	60	5	5	20	0	C, E
	Escórias	25	80	10			20	50	1	C, E
	Pormitos	85	90	50			5	20	0	D
	Basaltos compactos	2	5	0.1			1	2	0.1	A
	Basaltos vacuolares	12	30	5			5	10	1	C
Rochas Eruptivas Intrusivas	Granito	0.3	4	0.2	9	0.05	0.2	0.5	0	A
Rochas Sedimentares Consolidadas	Argilito	5	15	2	30	0.5	2	5	0	E
	Arenito	15	25	3	30	0.5	10	20	0	F
	Cré brando	20	50	10			1	5	0.2	B
	Calcário detritico	10	30	1.5			3	10	0.5	B
	Calcário compacto	8	15	0.5	20		0.5	1	0	B
	Dolomito	5	10	2			0.5	1	0	B

CONTINUAÇÃO										
Material		$\eta$ (%)					$\eta_e$ (%)			Observações
Tipo	Descrição	Média	Normal		Extraordinária		Média	Máxima	Mínima	
			Máx.	Mín.	Máx.	Mín.				
Rochas Sedimentares Soltas	Aluviões	25	40	20	45	15	15	35	5	E
	Dunas	35	40	30			20	30	10	
	Cascalheira	30	40	25	40	20	25	35	15	
	<i>Loess</i>	45	55	40			5	10	0.1	E
	Areias	35	45	20			25	35	10	
	Depósitos glaciares	25	35	15			15	30	5	E
	Siltos	40	50	35			10	20	2	
	Arg. pouco consolidadas	45	60	40			2	10	0	
	Solos superficiais	50	60	30			10	20	1	E
	Rochas Metamórficas		0.5	5	0.2			0.5	2	0

A -  $\eta$  e  $\eta_e$  aumentam com a meteorização  
 B -  $\eta$  e  $\eta_e$  aumentam devido a fenômenos de dissolução  
 C -  $\eta$  e  $\eta_e$  diminuem com o tempo  
 D -  $\eta$  pode diminuir e  $\eta_e$  aumentar com o tempo  
 E -  $\eta$  é muito variável, dependendo das circunstâncias  
 F - variável segundo o grau de cimentação e solubilidade

### 3.4 Modelagem numérica de fluxo subterrâneo

A modelagem numérica de fluxo subterrâneo deve ser aplicada após a construção e aperfeiçoamento do modelo conceitual hidrogeológico, pois consiste basicamente na tradução das condições hidrológicas e hidrogeológicas da modelagem conceitual para a linguagem do *software* escolhido.

Dessa forma, de acordo com Nogueira e Kiang (2015) e Diamantino e Ferreira (2002), o início da modelagem numérica se dá com a geração da malha ou *grid* e com a definição das características do modelo, tais como saturado ou não saturado, permanente ou transiente, confinado ou não confinado, 2D ou 3D. Em seguida, são realizadas discretizações espacial e temporal e estabelecimento das condições de contorno do domínio. Por fim, são introduzidas no programa computacional todas as informações advindas do modelo conceitual acerca dos litotipos e sua distribuição na área modelada, como a interpolação da topografia, os níveis d'água (NA) dos poços locais, as propriedades hidráulicas das unidades hidrogeológicas constituintes da região e os valores de recarga.

As simulações numéricas são então iniciadas e, segundo Alberto e Kiang (2003), são resolvidas as equações governantes do fluxo que representam o sistema, delimitadas pelas equações que descrevem as condições de contorno do fluxo. No caso, a equação governante do fluxo compreende comumente a equação de Darcy, conforme Equação 2 (WANG; ANDERSON, 1995) em conjunto com os princípios de conservação de massa. Dessa forma, a equação geral de fluxo subterrâneo tridimensional é representada pela Equação 3 (FREEZE; CHERRY, 1979 *apud* RAO *et al.*, 2013).

$$Q = -KA \frac{h_2 - h_1}{l_2 - l_1} \quad (2)$$

Sendo,

Q: vazão [L<sup>3</sup>/T]; K: constante de proporcionalidade ou condutividade hidráulica em meio saturado [L/T]; A: área da seção transversal [L<sup>2</sup>]; h<sub>2</sub> – h<sub>1</sub>: diferença das cargas hidráulicas [L]; l<sub>2</sub> – l<sub>1</sub>: distância a ser percorrida pela água [L]. A razão  $\frac{h_2 - h_1}{l_2 - l_1}$  também é denominada gradiente hidráulico.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3)$$

Sendo,

h: Carga hidráulica [L]; K<sub>x</sub>, K<sub>y</sub> e K<sub>z</sub>: valores de condutividade hidráulica ao longo dos eixos x, y e z respectivamente, que são considerados paralelos aos eixos da condutividade hidráulica [L/T]; S<sub>s</sub>: armazenamento específico [1/L]; T: tempo [T]; W: fluxo por unidade de volume, que representam fontes e/ou sumidouros de água [L<sup>3</sup>/TL<sup>3</sup>].

Para o caso de simulações em regime permanente (vide item 3.4.1), a equação geral de fluxo passa a ser representada pela Equação 4 (RAO *et al.*, 2013):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = 0 \quad (4)$$

A solução numérica da Equação 3 é usualmente obtida pelo método das diferenças finitas (MDF) ou pelo método dos elementos finitos (MEF). No caso do MDF, o *grid* é constituído por uma malha retangular com nós, na qual as características hidráulicas de cada célula não se faz por interpolação, o que pode levar ao aumento das imprecisões, nos casos de discretização com células em tamanhos maiores. Já no MEF, a área modelada pode ser discretizada em elementos triangulares ou tetraédricos, que permitem maior adequação dos elementos hidrológicos e hidrogeológicos, bem como do domínio do modelo, uma vez que as propriedades hidráulicas são atribuídas em cada nó, geralmente colocados nos vértices ou nas arestas desses elementos da malha e interpoladas no interior dos elementos finitos. Dessa forma, apesar do MEF ser mais trabalhoso para implantação computacional, apresenta a vantagem de ser mais versátil e flexível ao simular geometrias mais complexas com contornos irregulares e meios heterogêneos e



anisotrópicos, além de necessitar de menor quantidade de nós, quando comparado ao MDF (ALBERTO; KIANG, 2003; FETTER, 2001; CABRAL; DEMÉTRIO, 2008).

Após as etapas acima descritas, o modelo numérico construído deve ser calibrado a fim de verificar sua eficácia em representar a realidade, em termos de carga hidráulica e fluxo. Esse processo é melhor explicado no item 3.4.3. Salienta-se que um modelo fidedigno não necessariamente é um modelo complexo, conforme descrito em Nascimento (2015). Em muitas situações, embora seja necessário todo o complexo entendimento do sistema modelado, é conveniente delimitar os principais parâmetros intervenientes na modelagem a fim de que o sistema computacional forneça a resposta mais precisa com relação ao objetivo proposto.

Assim, de posse de um modelo consistente e devidamente calibrado, este poderá ser, então, utilizado para simulações preditivas e interpretação de cenários futuros, que deve ser o último passo em processos de modelagem. Ressalta-se, conforme Seyf-Laye *et al.* (2012), que a primeira simulação preditiva não necessariamente é o último estágio em projetos de modelagem, uma vez que os resultados de tal simulação podem ser não razoáveis e, então, seria necessário checar os estágios anteriores (calibração, construção do modelo numérico e modelo conceitual). Por essa razão, a modelagem numérica é tratada como um processo iterativo, necessário para manter as previsões dentro de uma faixa de erro aceitável de acordo com o nível de estudo e evitar valores desproporcionalmente sub ou superestimados.

Por fim, vale ressaltar que apesar dos modelos numéricos de fluxo subterrâneo terem grande utilidade e aplicabilidade na solução de problemas práticos, ainda assim apresentam limitações associadas por exemplo, segundo Seyf-Laye *et al.* (2012), à qualidade e quantidade de dados, às suposições e simplificações usadas para desenvolver o modelo e à escala do modelo.

Nos subitens apresentados a seguir serão detalhadas algumas etapas da montagem, bem como da calibração dos modelos numéricos.

### **3.4.1 Regime de escoamento**

A representação numérica do fluxo subterrâneo pode ser realizada sob o regime permanente (*stead state*) ou transitório (*transient*). De acordo com Feitosa (2008), nas simulações em regime permanente, há equilíbrio das propriedades e características do aquífero, uma vez que não sofrem interferência com o bombeamento. Neste caso, o modelo é independente do

armazenamento específico, conforme apresentado na Equação 4, mesmo depois de calibrado e verificado. Isso se deve ao fato de que neste tipo de regime, o aquífero passa a funcionar somente como fonte de transmissão, não fornecendo água proveniente de seu armazenamento. Esse regime é mais comum em aquíferos livres, principalmente quando próximos de corpos hídricos superficiais. Já no caso do regime transitório, as propriedades hidráulicas e as condições de contorno sofrem alterações no espaço e no tempo com o bombeamento de poços perfurados no sistema em estudo.

### 3.4.2 Condições iniciais e condições de contorno

As condições de contorno (*boundary conditions*) consistem de formulações matemáticas que especificam a carga hidráulica (variável dependente) ou o fluxo (derivada) no domínio do problema (ANDERSON; WOESSNER, 1992). Segundo Cabral e Demétrio (2008), no caso de modelagem em regime permanente, o estabelecimento das condições de contorno é necessário para se resolver a equação geral diferencial parcial de fluxo subterrâneo (vide Equação 3). Para problemas transientes é necessário conhecer, ainda, as condições iniciais, que consistem da distribuição das cargas hidráulicas no instante inicial da modelagem.

Em suma, as condições de contorno definem as fronteiras do sistema hidrogeológico estudado que podem ser do tipo física ou hidráulica. O contorno físico se dá pela presença física de elementos capazes de alterarem o escoamento subterrâneo, tais como falhas geológicas, rochas impermeáveis e corpos d'água superficiais. Já o contorno hidráulico não é visível e ocorre devido às condições do escoamento, sendo os divisores de água e as linhas de fluxo, também denominadas linhas de corrente, exemplos mais comuns (CABRAL; DEMETRIO, 2008).

Na perspectiva numérica, as condições de contorno relacionam cargas hidráulicas e fluxo subterrâneo na área modelada e podem ser de três tipos:

- Tipo 1: carga hidráulica especificada (condição de Dirichlet);
- Tipo 2: fluxo especificado (condição de Neumann);
- Tipo 3: fluxo dependente da carga hidráulica (condições mistas ou de Robin ou de Cauchy)

Ressalta-se que em alguns programas computacionais (ex.: FEFLOW) ainda é considerada a condição de contorno do tipo 4, que corresponde à fonte pontual (ou poços).

Na condição de contorno do tipo 1, a carga hidráulica é conhecida na conexão do aquífero com lago, sendo a carga hidráulica constante ou com rios e, neste caso, a carga hidráulica pode variar em função do tempo e do espaço. No tipo 2, o fluxo é especificado no contorno, podendo ser nulo no caso de contorno impermeável ou em linha de fluxo, por exemplo ou não nulo, no caso de haver possibilidade de avaliar o fluxo na presença de gradiente hidráulico. No caso de haver somente condição de contorno do tipo 2 no domínio da área modelada, deve ser atribuído fluxo não nulo em pelo menos um ponto do modelo, para que haja solução na modelagem. A condição de contorno do tipo 3 é obtida estabelecendo-se contornos semipermeáveis e é função linear da carga hidráulica e do fluxo, sendo esse último obtido a partir da diferença entre a carga hidráulica especificada e a carga hidráulica calculada pelo modelo (ANDERSON; WOESSNER, 1992; CABRAL; DEMETRIO, 2008). A Tabela 3.4 mostra um resumo dos três tipos de condição de contorno.

**Tabela 3.4 – Tipos de condições de contorno**

Fonte: CARVALHO, 2013.

<b>Tipo</b>	<b>Limite</b>	<b>Especificação</b>	<b>Exemplo</b>	<b>Equação</b>
<b>Tipo 1 ou de Dirichlet</b>	Físico	Carga hidráulica é especificada no contorno	Lago (constante) Rio (função do tempo e/ou espaço)	$H = H(X, Y, Z, t)$ , em $t > 0$
<b>Tipo 2 ou de Neumann</b>	Hidráulico	Fluxo é especificado no contorno	Fluxo zero ou não-fluxo em divisores de água ou zonas impermeáveis e a recarga e evapotranspiração especificada na primeira camada do modelo	$-k_{\eta} \partial h / \partial \eta = f(X, Y, Z, t)$ $f =$ fluxo por unidade de área normal à fronteira [ $L^3/L^2/T$ ]
<b>Tipo 3 ou mista (Robin ou Cauchy)</b>	Combinação dos Tipos 1 e 2. O fluxo é calculado com base na diferença entre a carga hidráulica especificada e a carga hidráulica calculada pelo modelo.		Drenança através de contornos semipermeáveis, drenos, nascentes e rios.	$-k_z \partial h / \partial z = k' / b' (H_0 - H)$ $b =$ espessura da camada semiconfinante

Conforme Bernice (2010), é necessário prévia compreensão do sistema aquífero em análise, incluindo as feições físicas e hidrogeológicas que atuam sobre o fluxo subterrâneo na área, a fim de que as condições de contorno sejam instituídas adequadamente. Uma vez mal estabelecidas, podem levar a sérios erros nos resultados da modelagem, sendo portanto um passo crucial na construção do modelo (CABRAL; DEMÉTRIO, 2008). Definidas as condições de contorno, incluindo as entradas e saídas hídricas, devem ser estabelecidas as condições iniciais, para o caso de simulações em regime transitório e na maioria dos casos, como não se

tem toda a distribuição das cargas hidráulicas, costuma-se, assim, utilizar as cargas hidráulicas resultantes da simulação em regime permanente como condição inicial do transitório, de acordo com Anderson e Woessner (1992).

### 3.4.3 Calibração de modelos numéricos

A acurácia da modelagem hidrogeológica, conforme Kheirabadi *et al.* (2017), é comumente avaliada a partir do processo de calibração do modelo construído, sendo esta etapa de grande importância e uma das que mais demanda tempo.

A calibração de modelos numéricos de fluxo consiste basicamente, segundo Healy (2010), no ajuste dos dados de entrada do modelo de forma que os resultados simulados representem bem os dados observados, incluindo o fluxo subterrâneo. Em suma, dentre os dados de entrada que interferem nas simulações hidrogeológicas podem ser citados a condutividade hidráulica, o coeficiente de armazenamento (para o caso de simulações em regime transitório), a precipitação, a evapotranspiração, a vazão dos cursos d'água ou qualquer condição de contorno, além da recarga. Assim sendo, a fim de se obter uma calibração adequada, devem ser avaliadas tanto as características da construção do modelo numérico, tais como geometria, condições de contorno e parâmetros hidrodinâmicos quanto a definição do modelo conceitual. Além disso, a calibração deve ser realizada de acordo com a escala do modelo e a solução esperada do objetivo proposto (SEYF-LAYE *et al.*, 2012).

O processo de calibração pode ser manual ou computacional automático. No primeiro caso, o mais comum é o método de análise retrospectiva, em que várias simulações são executadas até que se chegue na que melhor representa o sistema real, comparando-se os resultados simulados com os dados observados, conforme apresentado por Rao *et al.* (2013). Ainda de acordo com esses autores e Seyf-Laye *et al.* (2012), a precisão da calibração pode ser medida pela discrepância percentual do balanço de massa, bem como pela avaliação do erro médio, do erro absoluto médio, da raiz do erro médio quadrático (RMS), sendo este último a raiz quadrada da soma do quadrado das diferenças entre dados calculados e observados, dividido pelo número de poços de observação e do RMS normalizado. O coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (1970) também é comumente utilizado. Além de todos esses índices, a qualidade da calibração pode ainda ser avaliada por uma regressão linear entre os valores calculados e observados, uma vez que o coeficiente de determinação calculado pela inclinação da reta será reduzido para o caso de modelos inadequados (FLAVELLE, 1992).

Com o objetivo de minimizar incertezas e os erros das estimativas e ampliar a confiabilidade dos modelos numéricos, pode ser realizada a análise de sensibilidade (SIARKOS; LATINOPOULOS, 2016). Esse procedimento, de acordo com Dokou *et al.* (2017), quantifica como a variação nos valores dos parâmetros de entrada, dentro de uma faixa plausível, altera os resultados do modelo, auxiliando também na seleção e definição de valores adequados para cada dado de entrada. Conforme Seyf-Laye *et al.* (2012), em alguns casos, mesmo alteração muito pequena no valor desses parâmetros resulta em respostas do modelo muito diferentes, indicando que tais parâmetros devem ser minuciosamente selecionados, a fim de manter a precisão da modelagem. A medição dos resultados da análise de sensibilidade pode ser feita através dos mesmos indicadores de eficiência da calibração, citados anteriormente.

Torna-se importante ressaltar que, devido principalmente à limitação nos dados de campo, tanto quantitativa quanto qualitativamente, a calibração e a verificação dos modelos numéricos nem sempre são realizadas rigorosamente, embora se tornem extremamente necessárias, segundo Siarkos e Latinopoulos (2016). No entanto, apesar das limitações, uma calibração pertinente não é obtida simplesmente comparando os níveis d'água em cada poço e fazendo mudanças específicas que resultem em melhorias somente locais, mas sim através da escolha adequada dos parâmetros hidrodinâmicos médios e obtenção de boa representação das diferentes tendências nos níveis de água, rebaixamento e entradas e saídas hídricas (SEYF-LAYE *et al.*, 2012).

### **3.5 Modelagem de transporte de contaminantes**

De acordo com Tubau *et al.* (2017) e Silva *et al.* (2002), a qualidade das águas subterrâneas pode ser afetada por fontes de contaminação diversas, tais como vazamentos em dutos e tanques de armazenamentos subterrâneos de combustível, atividades de mineração, uso de defensivos agrícolas, lançamento de esgoto no solo ou perdas no sistema de esgotamento sanitário, além de intrusão de águas salinas. Essas fontes de contaminação levam à poluição de rios, lagos e conseqüentemente do lençol freático e, como resultado disso, grande variedade de contaminantes pode ser encontrada nos aquíferos, sejam esses urbano ou rural. Os principais são os compostos aromáticos, os hidrocarbonetos oxigenados, os íons metálicos, os microrganismos patogênicos e os compostos nitrogenados.

A facilidade de tais agentes poluentes em atingir ou não as águas subterrâneas depende, dentre outros fatores, do tipo e da profundidade do aquífero, do teor de matéria orgânica presente e da

permeabilidade do solo, do tipo e das características do contaminante, bem como da pluviosidade local (SANTOS, 2015).

Os maiores problemas de contaminação subterrânea, conforme Silva *et al.* (2002), se deve aos hidrocarbonetos monoaromáticos, tais como benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (orto, meta, para), denominados BTEX. Essas substâncias são os constituintes mais solúveis e móveis da fração da gasolina e serão tratados com mais detalhes no item seguinte.

Quanto à distribuição espacial, a contaminação pode se dar de forma pontual, difusa ou linear. Na primeira, a fonte de contaminação é concentrada em pequena superfície, como em poço tubular e escavado. Na segunda, a fonte de contaminação é dispersa, se estendendo para grandes superfícies, mesmo com baixa concentração, como é o caso de áreas de irrigação, urbanas ou industriais. Por fim, na contaminação linear, uma superfície linear é atingida, como rio, canal ou rodovia, por exemplo (MANOEL FILHO, 2008).

O principal desafio na determinação do destino e transporte de contaminantes é compreender a natureza heterogênea dos sistemas aquíferos, bem como os complexos processos físicos, bioquímicos e geológicos que afetam a concentração de contaminantes e a estimativa dos parâmetros hidrogeológicos. Com isso, a modelagem de transporte de contaminantes de águas subterrâneas é comumente utilizada e basicamente realizada para prever a concentração de contaminantes e compreender os processos bioquímicos e físicos que ocorrem no subsolo de meios porosos. Dessa forma, embora os modelos sejam representação simplificada da realidade, se devidamente construídos e calibrados, tornam-se uma ferramenta de previsão precisa de riscos iminentes sanitários e ambientais associados à contaminação desse recurso hídrico (ASSUMANING; CHANG, 2012 e 2016; DOKOU *et al.*, 2017).

De acordo com Diamantino e Ferreira (2002), para o caso da modelagem de transporte de contaminantes, tal como na modelagem numérica de fluxo, também devem ser estabelecidas as condições iniciais, que correspondem às concentrações do contaminante em análise no instante inicial, as condições de contorno (vide item 3.5.3), além das propriedades dos materiais. A porosidade, o coeficiente de adsorção, a difusão molecular, a dispersividade longitudinal e transversal e a taxa de decaimento são alguns dos parâmetros dos materiais necessários para construção desse tipo de modelo e serão tratados nos próximos itens. A pluma e a migração dos contaminantes são predominantemente afetadas pela advecção, dispersão, sorção e decaimento dos contaminantes nas águas subterrâneas, conforme apresentados no item 3.5.3 (ASSUMANING; CHANG, 2012).

Frequentemente é empregado o modelo de fluxo estacionário em modelagens transitórias de transporte de contaminantes, o que é aceitável devido a escassez de dados de monitoramento de fluxo ao longo de todo o período de interesse simulado. Adiciona-se, ainda, o fato de que os valores médios de velocidades resultantes do fluxo em regime estacionário são suficientes para realização das simulações de transporte de contaminantes transientes, uma vez que, como normalmente tais simulações são realizadas em períodos longos de tempo, as variações no fluxo não exercem influências significativas na condução do contaminante, visto o lento processo de movimentação das águas subterrâneas (AMORIM *et al.*, 2006).

Vale ressaltar por fim, que justamente devido à lenta movimentação das águas subterrâneas, a contaminação pode permanecer por longos anos, mesmo após ser cessada a fonte de contaminação. Portanto, o diagnóstico e acompanhamento da área devem ser realizados de tempos em tempos, a fim de impedir maiores problemas.

### **3.5.1 Contaminação de aquífero com derramamentos de gasolina**

Os derramamentos ou vazamentos de combustíveis estão entre as causas mais frequentes da contaminação das águas subterrâneas e são as fontes mais significativas de hidrocarbonetos. Impermeabilidade inadequada ou ausente nos tanques de armazenamento de combustíveis, corrosão nas estruturas metálicas dos sistemas de armazenamento, tanques e tubulações, além de procedimentos operacionais inadequados, inclusive na distribuição e transporte, podem ocasionar os problemas de vazamentos de combustíveis (SANTOS *et al.*, 2013). Devido a circulação constante de caminhões tanque transportando óleo e gasolina, vazamentos e/ou derramamentos dessas substâncias são comuns de ocorrerem, ocasionando sérios problemas de contaminação tanto dos recursos hídricos superficiais quanto subterrâneos (MANOEL FILHO, 2008).

O uso do etanol como combustível ou adicionado a outros combustíveis tem se mostrado uma tendência mundial. A adição de etanol à gasolina tem sido objeto de sucessivas regulações governamentais no Brasil, variando de 18 a 25% (Lei 12490/2011). No caso de vazamento de gasolina, a presença de etanol aumenta a transferência de hidrocarbonetos para a fase líquida, uma vez que os BTEX são miscíveis nos álcoois primários (metanol e etanol), sendo estes altamente solúveis em água. Isso leva ao aumento da concentração de contaminantes nas águas subterrâneas. Esse processo, conhecido como co-solvência e definido como a capacidade de um determinado solvente em aumentar a solubilidade de um soluto em outro solvente, afeta a

transferência da pluma, reduzindo a biodegradação natural dos contaminantes e aumentando sua persistência nas águas subterrâneas (SANTOS *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2002).

De acordo com o estabelecido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011), os valores máximos permitidos para os hidrocarbonetos monoaromáticos nas águas subterrâneas são 5 µg/L para o benzeno, 170 µg/L para o tolueno, 200 µg/L para o etilbenzeno e 300 µg/L para os xilenos. Tais substâncias possuem alta toxicidade ao ambiente e à saúde, ocasionando sérios problemas no sistema nervoso central, mesmo em concentrações na ordem de µg/L e em períodos de contato não muito longos. O benzeno é comprovadamente o mais tóxico dos BTEX e altamente carcinogênico, podendo causar leucemia (câncer dos tecidos que formam os linfócitos do sangue). Exposição aguda deste composto, ou seja, inalação ou ingestão de altas concentrações em curtos períodos, pode levar inclusive a morte. Por mais que o padrão de potabilidade do benzeno estabelecido pelo Ministério da Saúde seja de 5 µg/L, sua concentração na água subterrânea proveniente do derramamento de gasolina pode chegar a  $3 \times 10^4 \mu\text{g.L}^{-1}$  (SILVA *et al.*, 2002). Assim sendo, devido as características do benzeno, estudos relacionados a essa substância são de considerável relevância e prioridade em casos envolvendo derramamentos de gasolina no meio poroso, o que tem justificado o número crescente de pesquisas relacionadas a tal composto nos últimos anos.

### **3.5.2 Mecanismos de transporte da fase líquida não-aquosa**

A interação entre contaminantes e água subterrânea, determinam o comportamento daqueles, podendo ser solúveis ou não solúveis. Se misturados completamente à massa de água subterrânea, são denominados como líquido em fase aquosa, do inglês *aqueous phase liquid* (APL) por outro lado, caso sejam não solúveis ou parcialmente solúveis passam a ser designados como fase líquida não-aquosa, do inglês *non-aqueous phase liquid* (NAPL). Os NAPLs são divididos ainda em relação às diferenças entre a densidade do contaminante e da água, em dois tipos, sendo fase líquida não-aquosa leve, do inglês *light non-aqueous phase liquid* (LNAPL), para os menos densos, e fase líquida não-aquosa densa, do inglês *dense non-aqueous phase liquid* (DNAPL), para os mais densos (WANDERLEY, 2000). De acordo com Nobre (2006), exemplos de DNAPLs são os compostos organoclorados e de LNAPLs são os hidrocarbonetos derivados do petróleo (benzeno, tolueno e xileno).

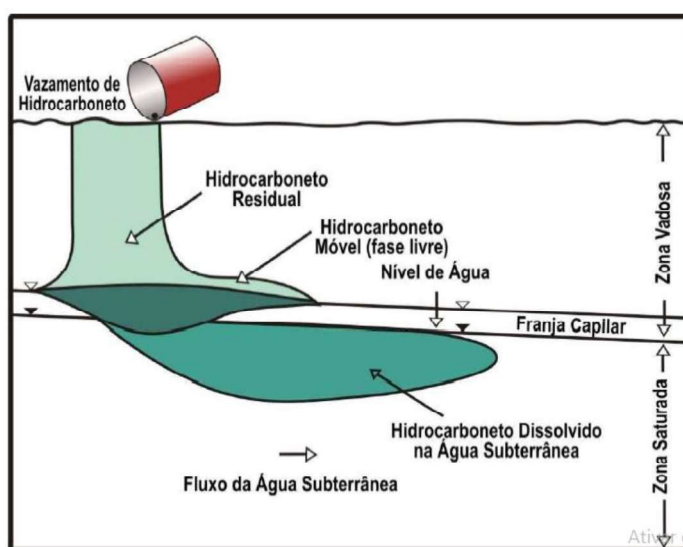
No que diz respeito às principais vias e mecanismos de transporte de contaminantes no ambiente subsuperficial, duas zonas distintas podem ser visíveis: a zona vadosa (ou não saturada) e a



zona saturada. A zona vadosa tem maior atividade microbiana quando comparada à zona saturada, por apresentar uma interface gás-água, contendo maior teor de oxigênio e conseqüentemente maior concentração de matéria orgânica. Se liberado no subsolo, o líquido derramado migra através da zona vadosa até atingir o lençol freático, sendo o transporte de contaminantes principalmente na vertical e na horizontal, respectivamente (KHEIRABADI *et al.*, 2017; SEM; KHILAR, 2006; HAEST *et al.*, 2010).

Quanto à gasolina, líquido leve de fase não aquosa (LNAPL), essa acumula-se como uma camada flutuante de fase livre no topo da superfície freática, acompanhando a variação do lençol freático, o que resulta em uma zona de mancha na franja capilar. O aquífero correspondente é então carregado com contaminantes pela dissolução, principalmente dos BTEX, que são os constituintes solúveis em água presentes na gasolina (HAEST *et al.*, 2010). Dessa forma, a gasolina derramada, inicialmente estará presente no subsolo como líquido de fase não aquosa (NAPL), por ser, no geral, muito pouco solúvel em água. No entanto, uma vez em contato com a água, os compostos BTEX se dissolvem parcialmente, sendo os primeiros contaminantes a atingir o lençol freático (SILVA *et al.*, 2002).

Diante do exposto, segundo Nobre (2006), a fase residual dos hidrocarbonetos atua como fonte contínua de contaminação, enquanto os compostos dissolvidos constituem uma pluma de contaminação que se move em direção ao fluxo das águas subterrâneas e suas características serão tratadas com maiores detalhes no item subsequente. O transporte, em contexto geral, desses hidrocarbonetos no subsolo pode ser melhor compreendido avaliando-se a Figura 3.1.



**Figura 3.1** – Comportamento de LNAPL na água subterrânea

Fonte: MARQUES, 2007 adaptado de FETTER, 2001.

Embora os BTEX possam permanecer imiscíveis na água da zona saturada, por muito tempo, tais limites de solubilidade podem chegar a sete ordens de magnitude maiores do que os padrões máximos estabelecidos pelo Ministério da Saúde (vide item 3.5.1). Com isso, do ponto de vista ambiental e sanitário, pequenas quantidades desses contaminantes dissolvidos nas águas subterrâneas podem se tornar significativas, acarretando efeitos agudos ou crônicos tanto ao meio ambiente quanto à saúde pública (NOBRE, 2006).

Conforme Távora (2010), no tocante ao equacionamento desses fenômenos, é aplicada a lei de Darcy para fluxo com duas fases. O fluxo da zona saturada na presença da fase líquida não-aquosa leve (LNAPL) e em estado estacionário pode ser expresso pela Equação 5.

$$q_w = - \frac{k_{rw} k_i}{\nu_w} \frac{dH_w}{dL} g \quad (5)$$

Sendo,

$q_w$  o fluxo ou velocidade de Darcy (L/T);  $k_{rw}$  a permeabilidade relativa da água na presença da fase não-aquosa (adimensional);  $k_i$  corresponde à permeabilidade intrínseca (L<sup>2</sup>);  $\nu_w$  a viscosidade cinemática da água (L<sup>2</sup>/T),  $dH_w/dL$  o gradiente hidráulico (adimensional) e  $g$  a aceleração da gravidade (L/T<sup>2</sup>).

Alterando-se apenas as propriedades do fluido, a mesma equação pode ser utilizada para determinar a velocidade de migração do LNAPL, de acordo com a Equação 6.

$$q_w = - \frac{k_{rw} k_i}{\nu_{nw}} \frac{dH_{nw}}{dL} g \quad (6)$$

Sendo,

$k_{nrw}$  a permeabilidade relativa da fase não-aquosa na presença de água (adimensional);  $\nu_{nw}$  a viscosidade cinemática da fase líquida não-aquosa leve (L<sup>2</sup>/T) e  $dH_{nw}/dL$  o gradiente hidráulico (adimensional).

Com base na Equação 6, observa-se que a condutividade hidráulica da fase LNAPL e sua viscosidade são inversamente proporcionais. Assim, de acordo com Távora (2010), no caso da gasolina, sua menor viscosidade em relação à da água leva a maior condutividade hidráulica, para o mesmo gradiente hidráulico, conforme comprovado por Cardoso (2006).

### 3.5.3 Mecanismos de transporte da fase aquosa

O transporte dos contaminantes dissolvidos na água subterrânea, também denominado transporte de massa, se dá predominantemente pelos processos de advecção, dispersão mecânica, difusão molecular, sorção e decaimento no caso dos radionuclídeos, como citado anteriormente.

De acordo com Fetter (2001) e Távora (2010), a advecção se caracteriza pelo próprio movimento da água, devido a existência de gradiente hidráulico, e cuja a velocidade média de transporte é equacionada pela Lei de Darcy. Esse processo é o mais significativo em aquíferos porosos permeáveis, sendo a concentração do soluto no sentido do fluxo evidenciada pela Equação 7.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -v \frac{\partial c}{\partial x} \quad (7)$$

Sendo,

X a direção do fluxo (L); t o tempo (T); C a concentração do soluto ( $ML^{-3}$ ) e v a velocidade de transporte advectivo ( $LT^{-1}$ ).

A dispersão mecânica e a difusão molecular constituem a denominada dispersão hidrodinâmica, uma vez que são dependentes entre si. O primeiro mecanismo acelera o processo de contaminação, ao atuar na diluição dos contaminantes, reduzindo suas concentrações e ocorre tanto longitudinal quanto transversalmente, em relação ao sentido do fluxo. A explicação desse fenômeno está relacionada com a variação na velocidade ocasionada pelos diferentes arranjos dos poros em meios heterogêneos ou anisotrópicos. A difusão molecular é o processo em que os contaminantes dissolvidos na água subterrânea movem-se das áreas de maior concentração para regiões de menor concentração, que acontece devido a existência de gradientes de concentração (FETTER, 2001; NOBRE, 2006). A variação na concentração do soluto devido à dispersão pode ser obtida utilizando-se a Equação 8 (TÁVORA, 2010).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad (8)$$

Sendo,

x a direção do fluxo (L); t o tempo (T); C a concentração do soluto (M/L<sup>3</sup>); D<sub>x</sub> o coeficiente de dispersão (L<sup>2</sup>/T);

Conforme Fetter (1992), além da relação com a anisotropia do meio, o fenômeno de dispersão ( $\alpha_i$ ) também apresenta aspectos relacionados à escala e seus valores são diretamente proporcionais ao comprimento percorrido pelo fluxo. A dispersividade transversal é representada como sendo uma ordem de grandeza menor do que a longitudinal e no caso da inclusão da dispersividade vertical, esta pode chegar normalmente a cem vezes menor do que a longitudinal.

A sorção ou conjunto de reações químicas, também denominado retardamento, por sua vez, pode favorecer a retenção dos contaminantes, por meio de processos de atenuação natural tais como adsorção, precipitação, oxidação e biodegradação (NOBRE, 2006). Para Spitz e Moreno (1996) *apud* Távora (2010), esse retardamento pode ser descrito por um fator adimensional de retardamento (Equação 9).

$$R = 1 + \frac{(1-n)\rho_s}{\eta} K_d \quad (9)$$

Sendo,

$\eta$  a porosidade total (adimensional);  $\rho_s$  a massa específica do material poroso do aquífero (M/L<sup>3</sup>);  $K_d$  o coeficiente de distribuição (L<sup>3</sup>/M); n a ordem da reação (adimensional).

Por fim, de acordo com Manoel Filho (2008), o decaimento se dá com a diminuição na concentração dos radionuclídeos e de substâncias orgânicas que atingem as águas subterrâneas e tanto esse processo quanto as reações químicas, ocorrem somente no caso de substâncias reativas, enquanto que as substâncias conservativas sofrem somente os processos de advecção e dispersão. Segundo Távora (2010), o decaimento pode ser expresso pela Equação 10.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \lambda C^n \quad (10)$$

Sendo,

C a concentração do soluto (M/L<sup>3</sup>); t o tempo (T);  $\lambda$  o coeficiente de decaimento (1/T<sup>n</sup>); n a ordem da reação (adimensional).

Diante do exposto, o transporte de contaminantes pode ser avaliado pela Equação 11, diferencial parcial tridimensional advectiva, dispersiva incluindo a sorção e o decaimento (TÁVORA, 2010).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{v_x}{R} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{v_y}{R} \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{v_z}{R} \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{D_x}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{D_y}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{D_z}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C^n \quad (11)$$

Sendo,

C a concentração do soluto (M/L<sup>3</sup>); t o tempo (T); R corresponde ao fator de retardamento (adimensional); v<sub>i</sub> a velocidade de transporte advectivo (L/T); D<sub>i</sub> o coeficiente de dispersão (L<sup>2</sup>/T); λ o coeficiente de decaimento (1/T) e n a ordem da reação (adimensional).

As condições de contorno que podem ser utilizadas para solução da equação apresentada acima são de quatro tipos: 1º tipo ou condição de Dirichlet, no qual o valor da concentração é conhecido no contorno; 2º tipo ou condição de Neumann, quando o fluxo de massa através da fronteira possui valor conhecido e constante; 3º tipo ou condição de Cauchy, que representa uma combinação dos dois primeiros tipos; e 4º tipo, fontes pontuais. A Tabela 3.5 mostra as condições de fronteira passíveis de serem definidas para o modelo de transporte de massa.

**Tabela 3.5** – Condições de contorno para o modelo de transporte de massa

Fonte: DHI-WASY GmbH 2017.

Condições de fronteira	Descrição
1º Tipo (Dirichlet) Concentração imposta	Determina a concentração do contaminante.
2º Tipo (Neumann) Fluxo de massa imposto	Determina o fluxo de entrada do contaminante no modelo.
3º Tipo (Cauchy) Transferência de massa	Determina o fluxo de entrada do contaminante bem como sua taxa de transferência.
4º Tipo Fonte pontual	Determina um sumidouro para o contaminante.

Devido a complexidade de obtenção dos dados de campo em situações reais dos sistemas, em muitas situações os processos de dispersão hidrodinâmica e reações químicas são desconsiderados, principalmente nos casos de velocidades significativamente elevadas, como ocorre com a presença de bombeamentos. Nesses casos, a advecção é o mecanismo predominante e portanto, os modelos advectivos de rastreamento de partículas são úteis na obtenção das linhas de fluxo da região de interesse. No entanto, quando é necessária a avaliação

do transporte de contaminante de forma mais precisa com inclusão de suas concentrações, a aplicação de um modelo tridimensional de modelo de fluxo é indispensável (NOBRE, 2006).

Por fim, na obtenção dos parâmetros relacionados à gasolina comercial brasileira para estudo do transporte de hidrocarbonetos no meio hídrico subterrâneo, são necessários conhecimentos da fração de cada um desses compostos (Tabela 3.6) e da concentração de equilíbrio entre as fases livre e dissolvida.

**Tabela 3.6** – Fração de alguns hidrocarbonetos monoaromáticos e policíclicos presentes na gasolina comercial brasileira.

Fonte: Adaptado de Corseuil e Fernandes, 1999.

Composto	Fração
Benzeno	0,0063
Tolueno	0,0341
m,p-Xileno	0,0359
o-Xileno	0,0141

A Lei de Raoult (Equação 12) determina a maior concentração aquosa dos compostos, a partir de sua solubilidade máxima em água e sua fração molar (BEDIENT *et al.*, 1997).

$$C_w \text{ Raoult} = S_w \cdot X_i \quad (12)$$

Sendo,

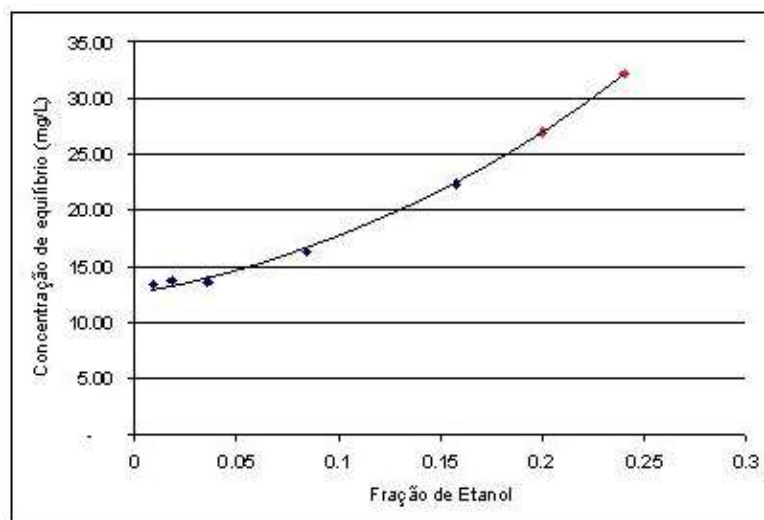
$C_w \text{ Raoult}$  a concentração máxima do composto no volume de controle;  $S_w$  a solubilidade do composto químico em água pura;  $X_i$  a fração molar do composto na mistura.

Sobre a determinação da concentração de equilíbrio, a Figura 3.2 apresenta dados experimentais para o benzeno, que é o hidrocarboneto de maior importância presente na gasolina, obtidos por Corseuil e Fernandes (1999) (pontos azuis) e Távora (2010) (pontos vermelhos), na presença de etanol. Foi considerado assim o efeito da cosolvência sendo concentração de 26,9 mg/L para uma fração de etanol de 20% e de 32,1 mg/L para uma fração de etanol de 24%.

### 3.6 Programas computacionais

A busca constante de conhecimento sobre os vários processos físicos que envolvem o meio hídrico subterrâneo, combinada com a rápida evolução da informática, levou ao desenvolvimento de um grande número de códigos numéricos nos últimos anos, conforme

Siarkos e Latinopoulos (2016). A escolha do modelo a ser utilizado, como citado em Xanke *et al.* (2016), depende principalmente do objetivo da pesquisa, mas também da quantidade e qualidade de dados disponíveis, da compreensão do sistema aquífero em estudo, do tempo disponível para modelagem, do nível de conhecimento do *software*, bem como do nível de detalhamento requerido.



**Figura 3.2** – Influência da fração de etanol na solubilidade do benzeno em água

Fonte: Távora (2010).

Dentre toda essa variedade dos programas computacionais, podem ser citados 3DFEMFAT, AQUA3D, AT123D, BIOCHLOR, BIOF&T – D/3-D, BIOPLUME III, BIOSCREEN, Chemflo, ChemFlux, FEFLOW, FemPol, FLONET/TRANS, FLOWPATH, GFLOW, GMS, Groundwater Vistas, HST3D, HydroGeoSphere (HGS) que é compatível com o WATRAC e com o Waterloo Transport Code (WTC) para o transporte de contaminantes, MicroFEM, MIKE-SHE, MOC, MOC DENSE, MODFLOW e suas variáveis, MODPATH, MOFAT, MS-VMS, MT3D, PESTAN, POLLUTE, PRINCE, RBCA Tier 2 Analyzer, RT3D, SEAWAT, SESOIL, SHARP, SLAEM/MLAEM, SOLUTRANS, SUTRA, SVFlux 2D, SWIFT, SWIM, TWODAN, VAM2D, Visual Groundwater, VISUAL HELP, VISUAL PEST, VLEACH, VS2DT, WATFLOW, WHI UnSat Suite, WinFlow, WinTran. Para obtenção de mais detalhes relacionados a cada um dos programas computacionais citados, pode ser consultado o manual específico de cada um deles.

Dentre os modelos citados, destaca-se o MODFLOW, desenvolvido pela United States Geological Survey (USGS), que é o mais difundido e largamente utilizado em escala global para simulação de fluxo de águas subterrâneas. Diversas variações no modelo (geralmente

pagas) foram desenvolvidas a fim de permitirem a modelagem do transporte de contaminantes em 3D, podendo citar como exemplo a ligação com o código MODPATH. O *software* MODFLOW utiliza o método das diferenças finitas para resolução das equações de fluxo no meio saturado. Ressalta-se, também, o software FEFLOW (DHI-WASY GmbH 2017), que tem grande reconhecimento técnico e científico, porém de uso mais recente e que permite a simulação de modelos de fluxo, migração de contaminantes e transporte de calor. Por ser este último o modelo utilizado no presente trabalho, ele será abordado com mais detalhes no item a seguir.

### 3.6.1 Modelo FEFLOW

O FEFLOW (*Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System*) é um sistema de modelagem numérica hidrogeológica desenvolvido pela WASY (*Institute for Water Resources Planning and Systems Research*), Berlim, Alemanha. Consiste em sofisticado software interativo de simulação de fluxo em 2D (bidimensional) e 3D (tridimensional), variando com a densidade e com o transporte de massa e de calor das águas subterrâneas (DIAMANTINO; FERREIRA, 2002). Este código, disponível comercialmente, usa o método dos elementos finitos (MEF) para resolver as equações de fluxo e transporte de águas subterrâneas e é amplamente empregado para fins industriais e acadêmicos. As diferenças nos resultados da modelagem com este *software* dependem do grau de heterogeneidade, anisotropia e discretização do sistema analisado (CHOW *et al.*, 2016).

Ainda segundo Diamantino e Ferreira (2002) a eficácia do FEFLOW se deve ao permitir, entre outros aspectos: (i) a possibilidade de movimentação dos elementos da malha (*grid*), resultando em modelagem precisa de aquíferos freáticos ou suspensos; (ii) a modelagem da zona tanto saturada quanto não saturada do solo; (iii) a modelagem de transporte variável em função simultânea das densidades e da temperatura e (iv) o transporte de contaminantes envolvendo todos os processos – convecção, dispersão, adsorção, dispersão hidrodinâmica e reações químicas de 1ª ordem. Além disso, de acordo com DHI-WASY GmbH (2012), o modelo tem como base os princípios físicos de conservação de massa de fluidos e sólidos; de conservação de massa de contaminantes e constituintes químicos e de conservação de energia, para todas as simulações disponíveis – fluxo, migração de contaminantes e transporte de calor – realizadas simultâneas ou separadamente. Dessa forma, é possível calcular, então, as variações de carga hidráulica, as variações de concentração nos substratos e o crescimento bacteriano tudo em um mesmo programa (SANTOS, 2016).



Diante do exposto, o FEFLOW tem se tornado uma ferramenta com potencial de uso em distintas situações, desde a solução de problemas mais simples até outros muito complexos, envolvendo neste último caso por exemplo, grande variabilidade espacial de características do meio que podem interferir na dinâmica dos fenômenos modelados (LIMA, 2010).

### **3.7 Estudos anteriores com modelagem**

Dentre os estudos que realizaram a modelagem numérica podem ser citados Beilicci e Beilicci (2014); Borah e Bhattacharjya (2016); Chen *et al.* (2012); Cordazzo (2000); Corseuil e Marins (1997); Corseuil *et al.* (1998); Corseuil *et al.* (2004); Costa e Freire (2011); Diersch e Kolditz (1998); Dokou *et al.* (2017); Haest *et al.* (2010); Hugman *et al.* (2017); Jakimaviciute-Maseliene e Cidzikiene (2015); Liu *et al.* (2014); Michael *et al.* (2005); Pasanen e Okkonen (2017); Portet *et al.* (2002); Reynolds e Marimuthu (2007); Sarwar e Helmut (2006); Santos *et al.* (2013); Wang *et al.* (2016).

A seguir, são resumidos alguns desses estudos relacionados à modelagem hidrogeológica, apresentando os resultados advindos do uso de modelos numéricos. Vale ressaltar que o emprego da ferramenta FEFLOW para modelagem de transporte de benzeno é muito pouco difundido, concentrando os trabalhos com o uso desse software em transporte de radionuclídeos e elementos traços, datação das águas subterrâneas e intrusão salina.

Pasanen e Okkonen (2017) realizaram integração entre o software tridimensional geológico GSI3D e o código de modelagem de fluxo subterrâneo FEFLOW em Kaavi, no leste da Finlândia. A elaboração da modelagem conceitual com o uso do software geológico levou a resultados mais precisos da modelagem de fluxo, devido a obtenção de mais detalhamento na caracterização hidrogeológica, incluindo as descontinuidades presentes na região estudada. Com isso, os autores obtiveram bons resultados na calibração do FEFLOW, com valor de coeficiente de determinação ( $R^2$ ) igual a 0,91, considerando mais de 30 poços de monitoramento.

Hugman *et al.* (2017), utilizaram o FEFLOW para modelagem numérico de fluxo e transporte a fim de avaliar a descarga de águas subterrâneas e o transporte de nutrientes para a lagoa costeira do Ria Formosa, no sul de Portugal. O papel da descarga de águas subterrâneas como vetor para o transporte de nutrientes para a lagoa já era bem estabelecido. Estimativas iniciais da contribuição do nitrogênio (N) da água subterrânea, com base no balanço hídrico regional e

cargas de N para toda a bacia hidrográfica, eram da ordem de 700 t/ano. Dessa forma, Hugman *et al.* (2017), desenvolveram e aplicaram o modelo numérico de fluxo e transporte dos sistemas de aquíferos que descarregam diretamente na lagoa do Ria Formosa, para avaliar o efeito potencial do fluxo de retorno nos níveis de concentração além das potenciais medidas de mitigação. A simulação em regime de fluxo permanente mostrou que o modelo não explica os altos valores de  $\text{NO}_3^-$  observados na bacia. A análise de sensibilidade expôs que, mesmo nas faixas extremas fisicamente aceitáveis dos valores dos parâmetros (dispersividade e transmissividade), as concentrações simuladas eram geralmente uma ordem de magnitude abaixo dos valores observados. Estudos anteriores sugeriram que a irrigação com água subterrânea contaminada foi uma provável causa das concentrações elevadas. De fato, dos 350 t/ano de carga total de nitrogênio (N) simulados para a área considerada, a agricultura respondeu por 73% da carga total, com apenas 30% restantes ocorrendo como descarga para a lagoa, resultantes de efluente doméstico (9%) e deposição atmosférica (18%). Além disso, as simulações mostraram que mesmo a recirculação de nutrientes via fluxo de retorno da irrigação não explicaram as altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  observadas nos sistemas de aquíferos na bacia da lagoa da Ria Formosa. Dessa forma, os autores concluíram que essa contaminação foi resultante de cargas mais altas aplicadas no passado. Por fim, foram avaliadas várias medidas de mitigação, e mesmo a medida mais otimista não conduziu a níveis de contaminação aceitáveis até 2027, o que significa que é improvável que um bom estado de qualidade seja atingido dentro dos prazos impostos pela UE.

Jakimaviciute-Maseliene e Cidzikiene (2015) usaram o FEFLOW 5.0 e realizaram a modelagem de fluxo de água subterrânea e transporte de radionuclídeo. O objetivo dessas estimativas foi descrever o transporte de trítio advindo do reator hipotético da nova usina nuclear de Visaginas, na Lituânia, assumindo que o trítio atingirá o lençol freático logo após o início da operação dessa usina. Os principais parâmetros (condutividade hidráulica, porosidade, massa específica etc.) foram estabelecidos com base em estimativas laboratoriais e testes de bombeamento. Os demais parâmetros (dispersividade,  $K_d$  etc.) foram selecionados a partir de tabelas e bancos de dados relevantes na região estudada. O modelo foi calibrado usando dados de monitoramento do nível da água. Para avaliação do transporte de trítio, dois pontos de observação foram instalados nos diferentes aquíferos (não confinado e confinado) a cerca de 60 m a jusante do reator hipotético. Os resultados do transporte de trítio mostraram que este radionuclídeo alcançará o ponto de observação instalado no aquífero não confinado cerca de 0,1 ano após o início da operação do reator e no aquífero confinado aparecerá após 0,3 ano de

operação do reator. Foi verificado que o tritium teria a maior atividade prognóstica após 10 anos de funcionamento da usina e atingiria 160 Bq/L na água subterrânea e 0,4 Bq/L no aquífero confinado. Sendo a atividade de trítio máxima permitida equivalente a  $1,5 \times 10^4$  Bq/L, os resultados simulados mostram que a operação da usina não levará à contaminação na água subterrânea local.

Liu *et al.* (2014) também utilizaram o FEFLOW, só que nesse trabalho o objetivo foi investigar os efeitos de uma intercamada de alta permeabilidade (constituída de cascalho) em um aquífero costeiro no transporte de contaminantes e intrusão de água do mar, considerando o fluxo dependente da densidade, flutuações das marés e declividade da praia. A modelagem numérica de transporte permitiu a investigação sistemática dos efeitos das condutividades hidráulicas entre camadas no transporte de contaminantes e intrusão de água do mar. Os resultados mostraram que a geometria da camada afeta os detalhes do transporte de sal. Além disso, o interlayer permeável e grosso ocasiona em uma zona de transição de concentração mais ampla para contaminantes e a água do mar. Por fim, a presença de um interlayer com maior permeabilidade levou ao aumento do avanço da pluma contaminante do mar em relação ao aquífero homogêneo. Assim, durante a maré ascendente, o contaminante pode entrar no interlayer de alta permeabilidade no aquífero, que então flui para o mar através do interlayer durante a vazante. Além disso, a infiltração total de contaminantes e a taxa de infiltração aumentaram em relação logarítmica com a condutividade hidráulica do interlayer.

Dokou *et al.* (2017) utilizaram o modelo Princeton Transport Code (PTC) e desenvolveram um modelo de fluxo e transporte de águas subterrâneas para avaliar o comportamento da pluma de Cr(VI) e investigar a localização de uma suspeita fonte de origem próxima. De acordo com os resultados obtidos com a utilização do modelo, a localização da fonte de origem suspeita mostrou-se altamente provável, embora a pluma Cr(VI) não tenha migrado, significativamente, no aquífero. Com base nesses resultados, os autores afirmaram que o esforço de remediação pode ser muito eficaz nessa área, caso o plano de remediação seja projetado adequadamente.

Wang *et al.* (2016) analisaram a contaminação advinda de uma mina de carvão, em um aquífero utilizado para o abastecimento de água, através de interpretações físico-químicas e simulações numéricas. Em termos das simulações numéricas, utilizaram o software MODFLOW para descrever o rio, lagoas de drenagem e reservatório e estabeleceram-se o modelo de fluxo. Para construção do modelo de transporte de soluto, escolheram o software modular MT3DMS e

estabeleceram um modelo numérico transiente tridimensional para prever a migração de Fe total e  $\text{SO}_4^{2-}$ . Os resultados analíticos físico-químicos indicaram que a qualidade das águas subterrâneas se degrada à medida que se aproxima das lagoas de drenagem da mina de carvão. Os resultados da simulação numérica sugeriram que as concentrações de Fe e  $\text{SO}_4^{2-}$  nas lagoas de drenagem da mina estavam maiores do que os níveis aceitáveis recomendados pelas diretrizes de qualidade das águas subterrâneas da China, impondo sérios riscos à água subterrânea circundante e à saúde humana. As plumas de contaminantes migram para perto da fonte de água subterrânea, governadas pelo fluxo advectivo, sugerindo, assim, que a mina pode representar também um risco para a qualidade da água subterrânea da fonte de Hongshixia.

Santos *et al.* (2013) avaliaram o risco humano à exposição de benzeno após vazamento de combustível em posto de gasolina que ocorreu em Brasília, Distrito Federal, em 2002. O tempo de exposição bem como a concentração de benzeno na água subterrânea foram estimados através de um modelo de fluxo subterrâneo associado com o modelo de propagação de benzeno. A modelagem foi processada utilizando o Visual Modflow v. 4.3. Em seguida, foi realizada calibração automática dos parâmetros hidráulicos que foram comparados com os valores das séries temporais de cargas hidráulicas observados em 29 poços de monitoramento instalados na região. O desenvolvimento da pluma de benzeno dissolvido foi simulado usando o modelo de transporte MT3DMS presente na interface do Visual Modflow. A avaliação de risco foi conduzida de acordo com a metodologia da Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*). Com base na modelagem, a população afetada esteve exposta a níveis inadequados de benzeno na água ( $> 5 \mu\text{g/L}$ ) a partir de dezembro de 2001, cinco meses antes de ser reportado o vazamento, sendo a concentração média de benzeno na água consumida de  $72,2 \mu\text{g/L}$ .

Haest *et al.* (2010) estudaram a migração subterrânea de metil terciário de éter butílico (MTBE) e benzeno para um local de produção de água potável, na Bélgica. Um grande derramamento de gasolina em uma estação de combustível próxima proporcionou a formação de uma pluma de poluição de 500 m de comprimento e 50 m de largura de MTBE (10-30 mg/L) e benzeno (2-10 mg/L). A fim de evitar qualquer intrusão de poluentes no abastecimento de água potável, um modelo conceitual foi utilizado para projetar um sistema de “*pump-and-treat*” que interceptasse as águas subterrâneas contaminadas com gasolina que emanavam do derramamento. O solo contaminado na zona de derramamento foi escavado. Um modelo numérico de transporte de massa foi desenvolvido para avaliar a contenção da pluma em curso.

O modelo descreveu a migração de MTBE na água subterrânea e foi atualizado regularmente, com base nos dados de monitoramento de águas subterrâneas e na massa medida de MTBE extraída com o sistema de “*pump-and-treat*”. Os autores concluíram que, com o bombeamento de interceptação contínua, a pluma MTBE pôde ser remediada em 14 anos. Sem isso, as concentrações de MTBE e benzeno até 600 µg/L poderiam ter atingido o local de produção de água potável e a pluma persistiria por mais 9 anos.

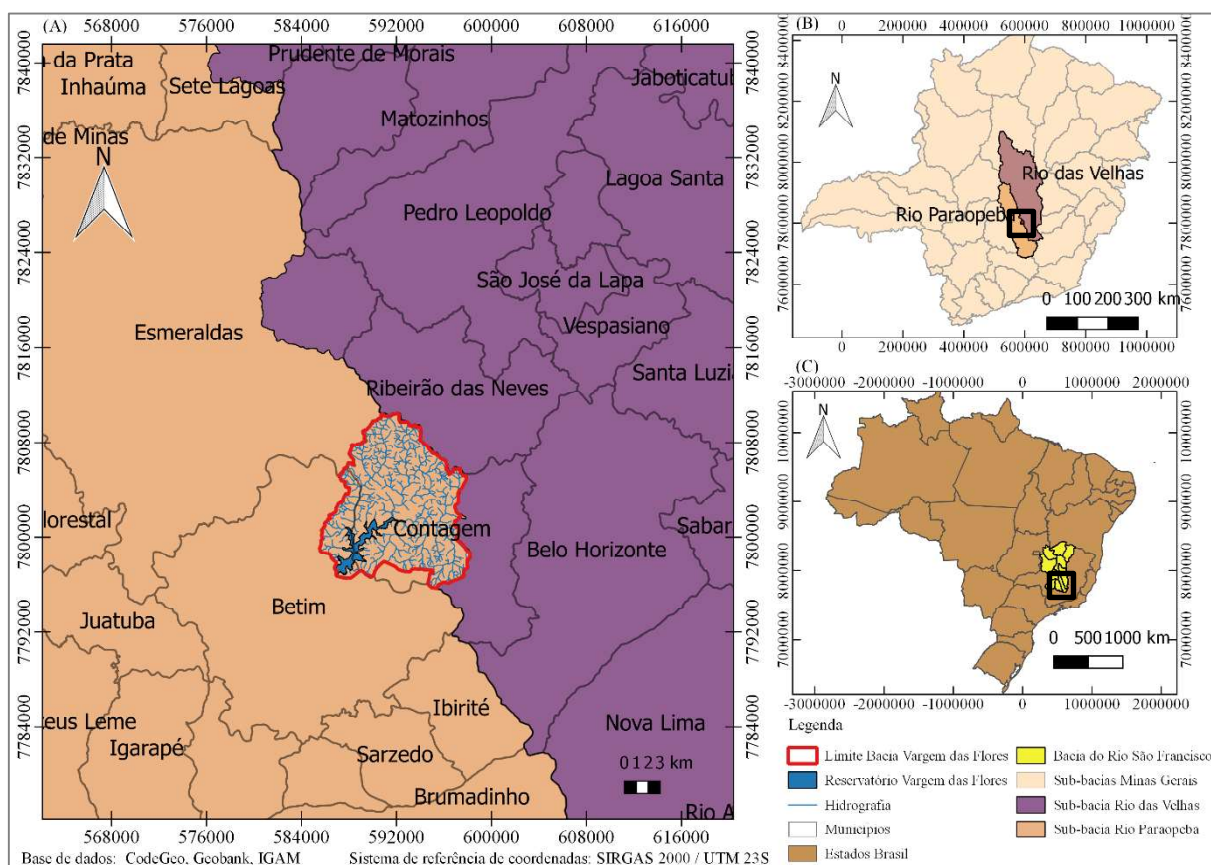
Costa e Freire (2011) realizaram a modelagem numérica de transporte de contaminantes para estudar a migração da pluma de benzeno advindos do vazamento de gasolina nos postos de combustíveis em Maceió. Foi utilizado o Visual Modflow para a modelagem de fluxo e o MT3DMS para a modelagem de transporte. Através das simulações, os autores notaram que, mesmo em pequenas concentrações, o benzeno migra para as regiões vizinhas e que em alguns casos atinge os poços de abastecimento, ultrapassando o limite permitido pela portaria do Ministério da Saúde para a potabilidade da água que é de 5 µg/L. Quando os poços de abastecimento não se encontravam localizados dentro das zonas delimitadas pela pluma de contaminação, muitos deles encontravam-se nos caminhos das partículas traçadas pelos contaminantes. Com o bombeamento ativo para a captação de água, sabe-se que aumentou significativamente a possibilidade de que as águas extraídas fossem contaminadas por esse poluente.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia do presente trabalho consistiu em cinco etapas, as quais serão detalhadas nos itens posteriores: i) Breve caracterização da área de estudo; ii) Construção da modelagem hidrogeológica conceitual da área; iii) Modelagem numérica do aquífero; iv) Criação de cenários de contaminação e v) Modelagem de transporte de contaminantes no aquífero.

### 4.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores (BHRVF), situada entre as divisas dos municípios de Betim e Contagem, na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), Minas Gerais, possui área de aproximadamente 121 km<sup>2</sup>, sendo que cerca de 90% de sua bacia de contribuição pertencem ao município de Contagem e os 10% restantes ao município de Betim. A BHRVF está inserida na sub-bacia do Rio Paraopeba, na bacia hidrográfica do Rio São Francisco. Na Figura 4.1 é possível visualizar a localização geográfica da bacia hidrográfica em estudo.



**Figura 4.1** – Localização da bacia do reservatório de Vargem das Flores: (A) Nos municípios Betim e Contagem; (B) Na Bacia do Rio Paraopeba e (C) Na Bacia do Rio São Francisco

A BHRVF caracteriza-se por ser, dentre aquelas que compõem o Sistema Paraopeba (Rio Manso, Serra Azul e Vargem das Flores), a mais crítica em termos de conflitos relativos ao uso e ocupação do solo e manutenção da qualidade das suas águas, apresentando ocupação urbana em suas margens. O reservatório de Vargem das Flores (19°54'25,06''S; 44°09'17,78''W), localiza-se a 838,64 m de altitude e juntamente com o reservatório de Serra Azul é considerado um importante manancial de abastecimento de água para a região metropolitana de Belo Horizonte (MORAIS *et al.*, 2010). O perímetro da represa é de 54 km, em uma área inundada de 5,5 km<sup>2</sup> e volume de 44 hm<sup>3</sup>.

O reservatório de Vargem das Flores, implantado mediante convênio entre os municípios de Betim e Contagem, no ano de 1972, tem como função primordial o abastecimento de água desses dois municípios e de Belo Horizonte, sobretudo como resposta à grave crise de desabastecimento de água que atingia a região. O reservatório é utilizado também para irrigação, controle de cheias, além de receber lançamentos clandestinos de águas residuárias. Por fim, o local ainda é utilizado pela população como área de lazer para pesca e banhos, além de haver construções de alto padrão no entorno do reservatório, o que provoca o parcelamento de áreas antigamente constituídas por grandes fazendas, causando desmatamento e movimentação de terra. Dessa forma, o reservatório é destinado a múltiplos usos (SOUZA, 2003).

O clima local, de acordo com Gomes *et al.* (2012) e Souza (2003), apresenta dois períodos bem definidos: estação chuvosa e quente (outubro a março) e estação seca e fria (abril a setembro), com precipitação anual média de 1500 mm. A umidade relativa do ar oscila entre 65% (agosto e setembro) a 80% (dezembro), com um valor médio de insolação forte e intensa, de 2600 h/ano. No verão (período chuvoso), a temperatura máxima média é de 28 °C e temperatura mínima média de 17 °C. No inverno (seco), as menores temperaturas são encontradas em junho e julho, com temperatura máxima média de 24 °C e mínima média de 11 °C. Os meses de abril, maio, setembro e outubro podem ser considerados meses de transição. Tais características definem o clima da região como tropical/mesotérmico semi-úmido, com sazonalidade regularizada e definida. De acordo com PROSAM (1997), embora dezembro seja o mês mais chuvoso, na região onde se encontra o reservatório de Vargem das Flores, há uma tendência de ocorrência de precipitações convectivas intensas em janeiro, o que pode explicar a maior variabilidade de precipitação no início do ano.

Quanto à vegetação, a área em estudo é constituída predominantemente pela vegetação do tipo Cerrado, que é caracterizada pela presença de gramíneas, arbustos e árvores com troncos tortuosos (KLEIN, 2000). Segundo CONTAGEM (2009), a vegetação encontra-se bastante devastada, inclusive na faixa contínua no entorno da represa, que deveria ser preservada de acordo com o Código Florestal Brasileiro de 1965 e a Lei Florestal de Minas Gerais, de 1991. Dessa forma, a presença da mata é restrita e destaca-se a presença de capoeiras e matas de galeria (ou ciliares), presentes nos fundos dos vales.

A região caracteriza-se, historicamente, por acelerado processo de urbanização, segundo o Plano Diretor de Contagem, de 1993, com sistema de esgotamento sanitário deficitário, até os dias atuais, atendendo apenas parte da população. Além disso, a prestação de serviços, atividades comerciais e industriais, pecuária e agricultura rudimentares tendem a agravar a geração de efluentes na bacia hidrográfica, contribuindo para sua degradação (GOMES *et al.*, 2012; SOUZA, 2003).

Embora algumas medidas de recuperação da bacia de drenagem venham sendo tomadas, a qualidade das águas dos reservatórios ainda é precária. Dentre essas medidas destaca-se a construção da estação de tratamento de esgotos de Nova Contagem (montante da represa), aumento da rede coletora de esgotos, retirada do lixo da orla, reflorestamento e programas de educação ambiental para conscientização dos usuários da represa (Prefeitura Municipal de Contagem, 2017; SANTOS, 2012).

Além dos conflitos existentes, na área da BHRVF se objetiva a implementação de um eixo rodoviário de grande importância para a Região Metropolitana de Belo Horizonte que passará pelo local em estudo, denominado Rodoanel Norte (UFMG, 2015). A implementação dessa rodovia constitui grande potencial de poluição pontual e linear do aquífero correspondente e indiretamente do reservatório de Vargem das Flores. Com o intuito de pesquisar os efeitos da implantação dessa obra sob essa perspectiva de potencial poluidor, essa bacia e seu aquífero livre foram escolhidos para construção dos estudos apresentados nessa dissertação. Nos parágrafos seguintes, serão descritos maiores detalhes sobre o estudo de caso, juntamente com a construção do modelo conceitual.



## 4.2 Modelo hidrogeológico conceitual

O modelo conceitual de fluxo de água subterrânea que representa a BHRVF foi definido tendo como ponto de partida o trabalho realizado por César (2015), com as devidas atualizações e refinamentos. O modelo foi construído a partir de informações bibliográficas; visita técnica na região de estudo; mapeamentos pré-existentes; dados hidrológicos; dados de poços tubulares perfurados na região, tais como, informações de ensaios de bombeamento e das seções geológicas; e pré-processamento dos dados em ambiente SIG. Após o tratamento dos dados, foram geradas várias informações necessárias para a definição do mapa de fluxo do aquífero em tese e que serão descritas a seguir.

Assim sendo, este item compreende a caracterização detalhada da região em estudo englobando uso e ocupação do solo, tipos de solos presentes na bacia, hidrografia, relevo, declividade, geologia, litologia, hidrogeologia local, monitoramento hidrogeológico, bem como entradas e saídas hídricas.

### 4.2.1 Caracterização hidrográfica

O reservatório de Vargem das Flores está classificado na categoria de “grandes barragens”, segundo a Comissão Internacional de Grandes Barragens (Icoid), onde são armazenados 44 mil metros cúbicos de água, em um lago de 5,2 km<sup>2</sup> com uma profundidade média de 8,4 metros e 26 metros de altura por 380 metros de comprimento (CONTAGEM, 2009). A Tabela 4.1, adaptada de PROSAM (1997), apresenta a caracterização da hidrografia da região em estudo.

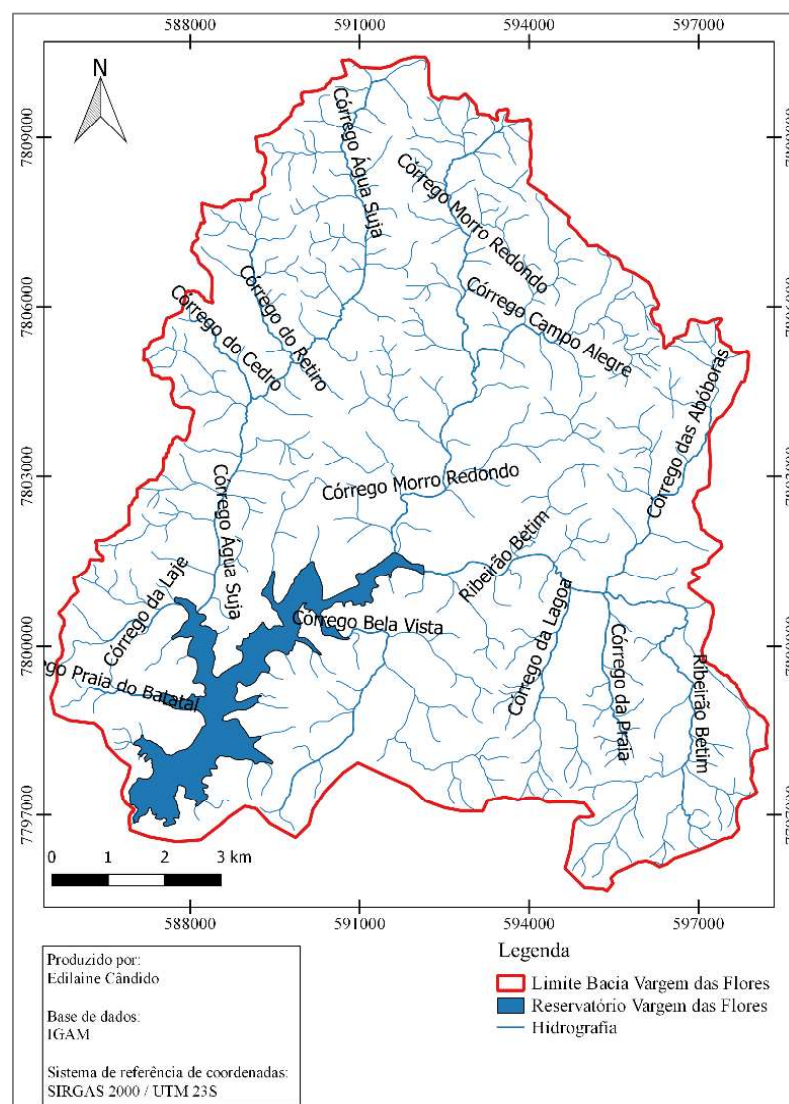
**Tabela 4.1** – Caracterização dos principais tributários do reservatório Vargem das Flores

Fonte: adaptado de PROSAM (1997).

Ribeirão / Córrego	Cota da nascente (m)	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	Participação na área da bacia (%)	Cota de chegada no reservatório (m)	Principais tributários
Betim	950	35,4	29,2	843	Abóboras Praia Lagoa
Morro Redondo	950	29,5	24	840	Campo Alegre Vargem do Sopé
Água Suja	950	26,9	22	848	Retiro Cedro
Bela Vista	910	10,6	8,7	847	Boa Vista
Laje	884	2,9	2,4	845	-
Batatal	879	1,6	1,3	841	-

Atualmente, não há monitoramento fluviométrico e de qualidade da água nos tributários da bacia hidrográfica em estudo. De acordo com dados apresentados na Tabela 4.1 e com Silva (2010), o principal tributário contribuinte para a represa de Vargem das Flores é o ribeirão Betim, apresentando uma área de drenagem que representa mais de 29% do total da bacia em questão. Este apresenta Índice de Qualidade das Águas (IQA) ruim, tendo a poluição origem em diversas fontes, associadas ao tipo de uso e ocupação do solo, dentre as quais se destacam: efluentes domésticos, efluentes industriais, carga difusa urbana e agrossilvipastoril, mineração, natural e acidental.

Na Figura 4.2 apresenta-se a localização dos principais tributários referidos acima. Ressalta-se que a hidrografia utilizada nos modelos conceitual e numérico foi obtida no IGAM, assim como a delimitação da bacia e do reservatório.



**Figura 4.2 – Hidrografia de Vargem das Flores.**

## 4.2.2 Regime e potencial hídrico

A bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores possui regime hidrometeorológico marcado por inverno seco e verão chuvoso, conforme dito no item 4.1. O baixo coeficiente de variação da precipitação anual (da ordem de 20%) indica ausência de frequentes períodos de seca, o que leva à pequena variabilidade anual das vazões do reservatório (PROSAM, 1997).

Quanto ao potencial hídrico superficial, o trabalho COPASA, HIDROSISTEMAS (1993) resultou em rendimentos médios de longo período que variam de 10,0 a 12,0 L/(s km<sup>2</sup>), ou seja, 864,0 a 1.036,8 m<sup>3</sup>/(dia km<sup>2</sup>), e para 10 anos de período de recorrência, as contribuições unitárias médias mínimas variam de 3,0 a 4,5 L/(s km<sup>2</sup>), ou seja, 259,2 a 388,8 m<sup>3</sup>/(dia km<sup>2</sup>), e as máximas, de 30 a 70 L/(s km<sup>2</sup>), ou 2.592,0 a 6.048,0 m<sup>3</sup>/(dia km<sup>2</sup>). A Tabela 4.2 apresenta os rendimentos específicos e vazões médias de longo período dos principais tributários (diretos e secundários) do reservatório de Vargem das Flores.

**Tabela 4.2** – Vazões médias de longo período nas principais sub-bacias contribuintes

Fonte: PROSAM (1997).

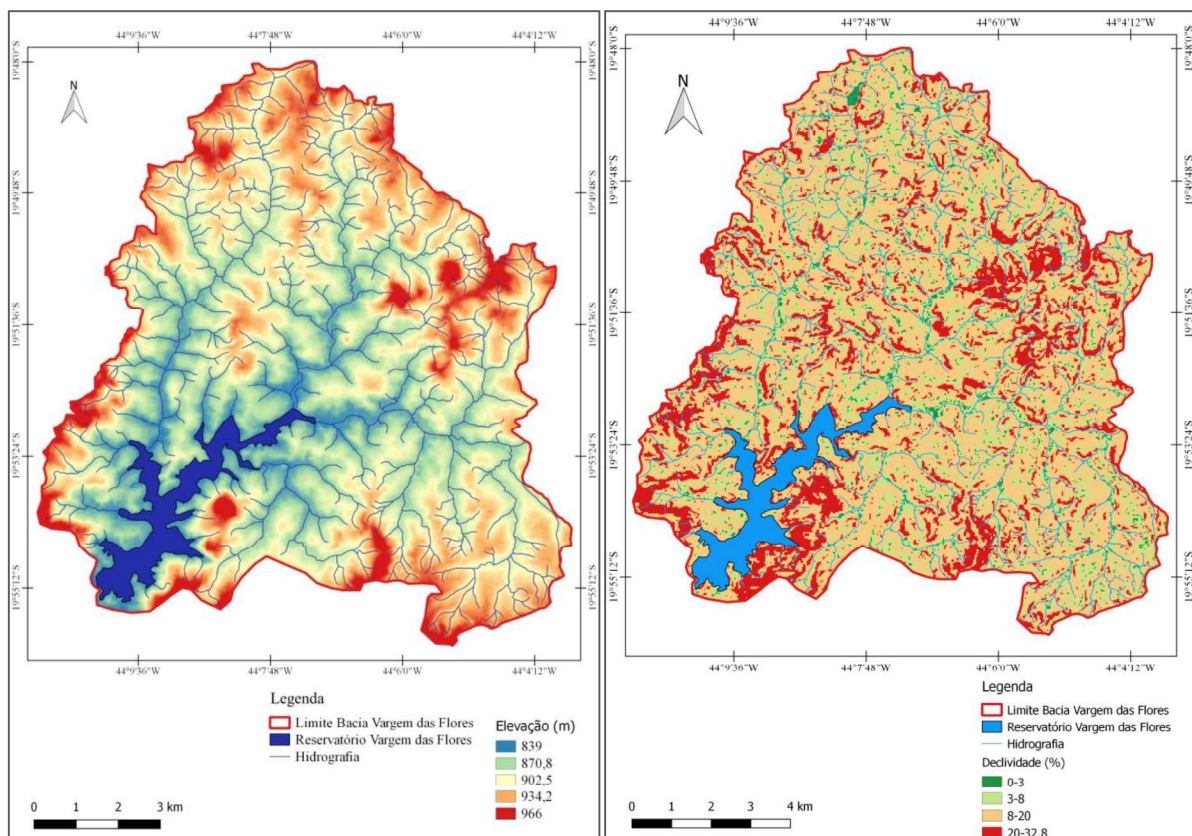
Ribeirão/córrego	Rendimento específico médio (L/(s km <sup>2</sup> ))	Vazão média (L/s)
<b>Betim</b>	<b>10,55</b>	<b>373,5</b>
Abóboras	10,40	87,4
Lagoa	10,80	56,2
Praia	10,60	29,2
<b>Morro Redondo</b>	<b>10,70</b>	<b>315,7</b>
Campo Alegre	10,50	80,9
Vargem do Sopé	10,70	38,5
<b>Água Suja</b>	<b>11,50</b>	<b>309,3</b>
Retiro	11,50	46,0
Cedro	11,70	14,0
<b>Bela Vista</b>	<b>11,40</b>	<b>120,8</b>
Boa Vista	11,10	19,4
<b>Laje</b>	<b>12,00</b>	<b>34,8</b>
<b>Batatal</b>	<b>12,00</b>	<b>19,2</b>

## 4.2.3 Relevo

A bacia hidrográfica de Vargem das Flores localiza-se na unidade de relevo denominada “Depressão Sanfranciscana”, mais especificamente na Depressão Periférica de Belo Horizonte, que é um arranjo regional particular de relevo e não um tipo de relevo, delimitada pelo alinhamento de cristas pertencentes às elevações do Quadrilátero Ferrífero. Esse arranjo regional (Depressão Periférica de Belo Horizonte) se desenvolve devido aos processos erosivos dos rios, principalmente nos grandes eixos de drenagem, tal como o ribeirão Betim (CONTAGEM, 2009).

De acordo com Santos (1999), na BHRVF há predominância de dois grupos de formas de relevo. As colinas côncavo-convexas suaves, entremeadas por vales de grande amplitude com fundo achatado e que abrangem os terrenos da cota de base do reservatório de 839 metros até a altitude de 900 metros e os divisores de água, com formas alongadas e plano-abaulados, entre as cotas de 900 e 966 metros. Há predominância de relevo ondulado (declividades entre 8% e 20%), de acordo com estudo efetuado pela COPASA e HIDROSISTEMAS (1993).

Para avaliação topográfica, foi utilizado um Modelo Digital de Elevação (MDE) da área de interesse, obtida através do USGS. A partir da imagem SRTM, com resolução espacial de 30 m e visualizada na Figura 4.3, é possível verificar a ocorrência de altitudes variando entre 839 m e 966 m. As áreas mais elevadas observadas no mapa encontram-se nos divisores de água que delimitam a bacia de Vargem das Flores e nas áreas de nascentes dos córregos que abastecem o reservatório. As áreas de menor elevação estão presentes, principalmente, no reservatório e no leito dos rios de seus tributários, confirmando os dois grandes grupos de formas de relevo descritos acima.



**Figura 4.3 – Mapa de elevação da BHRVF. Figura 4.4 – Mapa de declividade da BHRVF.**  
 Fonte: adaptado de IGAM e SRTM.

Extraiu-se ainda do MDE, a declividade da região (Figura 4.4), na qual varia entre 0 e 32,8%, estando as maiores declividades localizadas na porção leste do reservatório e nas porções sudoeste, nordeste e sul da área da bacia hidrográfica.

Por fim, de acordo com EMBRAPA (2006), realizou-se a classificação do relevo da bacia em função da declividade, o que pode ser visualizado na Tabela 4.3. Observa-se, com base nas Figura 4.4 e Tabela 4.3, ausência de relevos montanhosos e escarpados na bacia hidrográfica e predominância de relevo ondulado, confirmando o apresentado na literatura e descrito anteriormente.

**Tabela 4.3** – Classificação de declividades, segundo a EMBRAPA (2006).

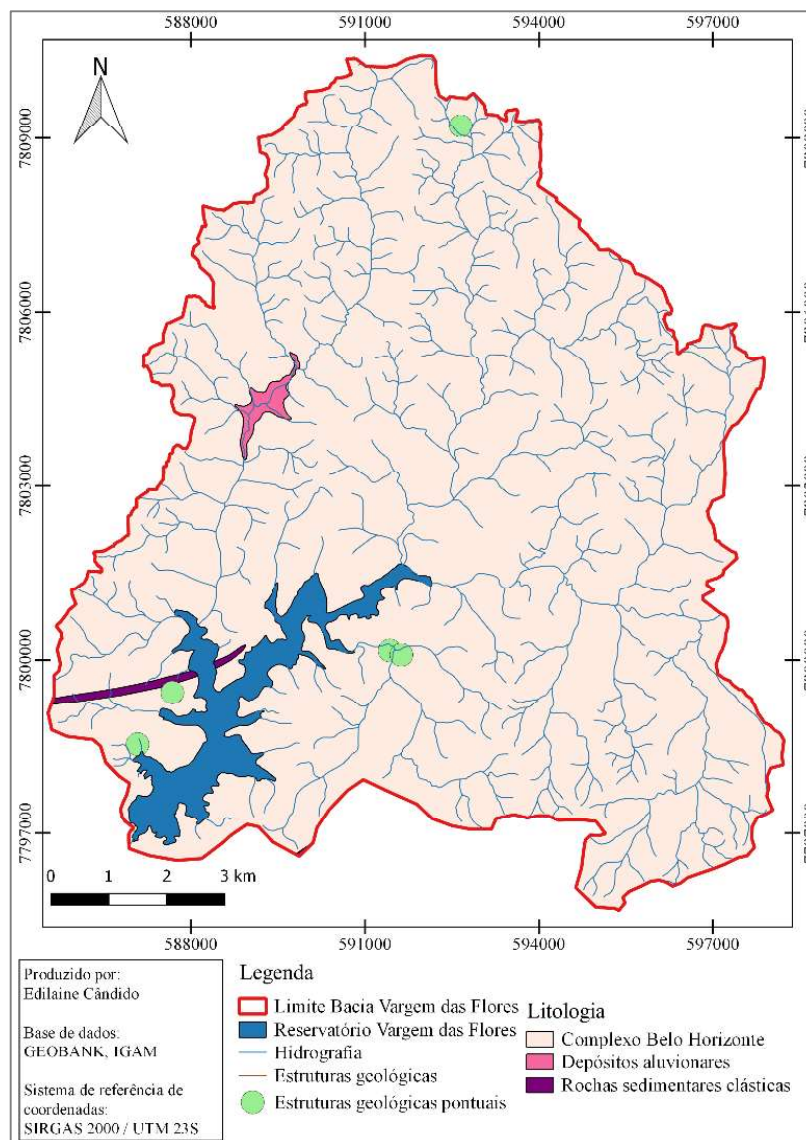
Declividade (%)	Relevo
0-3	Plano
3-8	Suave ondulado
8-20	Ondulado
20-45	Forte ondulado
45-75	Montanhoso
>75	Escarpado

#### 4.2.4 Contextualização geológica e tipos de solos

Segundo SANTOS (1999), a BHRVF está inserida em uma região correspondente ao Cráton do São Francisco e, por conseguinte, à sub-associação denominada "Terrenos Granito-Greenstone". Essa é caracterizada por apresentar grandes extensões de rocha granito-gnaíssico-migmatítica, nos quais os processos vulcânicos, plutônicos e sedimentares originam os diferentes litotipos presentes (ALMEIDA; HASUÍ, 1984 *apud* SANTOS, 1999).

Na área em estudo, há predominância do Complexo Belo Horizonte no embasamento cratônico, além de alguns poucos depósitos aluvionares e rochas sedimentares clásticas, visualizados na carta geológica da região, disponibilizada pela CPRM de 2009 (anexo A). Na Figura 4.5, nota-se a disposição desses litotipos na BHRVF, sendo estes detalhados a seguir.

De acordo com o mapa da Figura 4.5, é possível observar, também, algumas estruturas geológicas pontuais ou não. Essas estruturas são diques de rochas básicas, falhas com preenchimentos de quartzo ou falhas transcorrentes no caso das não-pontuais e para as pontuais são juntas extensionais verticais.



**Figura 4.5 – Caracterização geológica da bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores.**

i. Complexo Belo Horizonte

De acordo com CPRM (2009) e Campos (2011), o complexo Belo Horizonte ou Gnáissico-Migmatítico, consiste de gnaisses biotíticos acimentados, de bandamento com granulação fina a grossa, afetados por fusão parcial em maior ou menor escala, dependendo da localização. Alterações e mantos de intemperismo silto-argilosos são comumente apresentados nas rochas gnáissicas, sendo a rocha sã encontrada exposta em determinadas regiões, principalmente em terrenos elevados. Por conseguinte, os solos residuais podem apresentar-se espessos ou delgados quando presentes, respectivamente, em áreas de relevo suave ou de exposição de maciços rochosos.

Conforme visualizado na Figura 4.5 e segundo Silva *et al.* (1995) *apud* Campos (2011), no Complexo Belo Horizonte é comum haver sistema de juntas e falhas com direções variadas, além de ser favorável o desenvolvimento de feições erosivas como sulcos, ravinas e voçorocas, sobretudo quando retiradas as camadas mais superficiais do solo.

#### ii. Depósitos Aluvionares

De acordo com o relatório de BETIM (2006), a deposição de sedimentos (argila, silte, areia) e cascalhos nas várzeas fluviais e ao longo de cursos d'água mais desenvolvidos, como é o caso da região em estudo (ver Figura 4.5) formam os depósitos aluvionares. Sabe-se que não deve haver ocupação urbana nessas áreas, por serem susceptíveis a inundações periódicas imprevisíveis. Por outro lado, as regiões constituídas de depósitos aluvionares são favoráveis à drenagens e mineração de argila e areia que, se realizadas de forma indiscriminada e sem critérios, podem levar ao rebaixamento do aquífero freático e, conseqüentemente, à redução na vazão dos cursos d'água ou até mesmo transformando-os em temporários. Ressalta-se, por fim, a grande variabilidade tanto horizontal quanto vertical dos depósitos aluviais, devido justamente ao seu processo de formação.

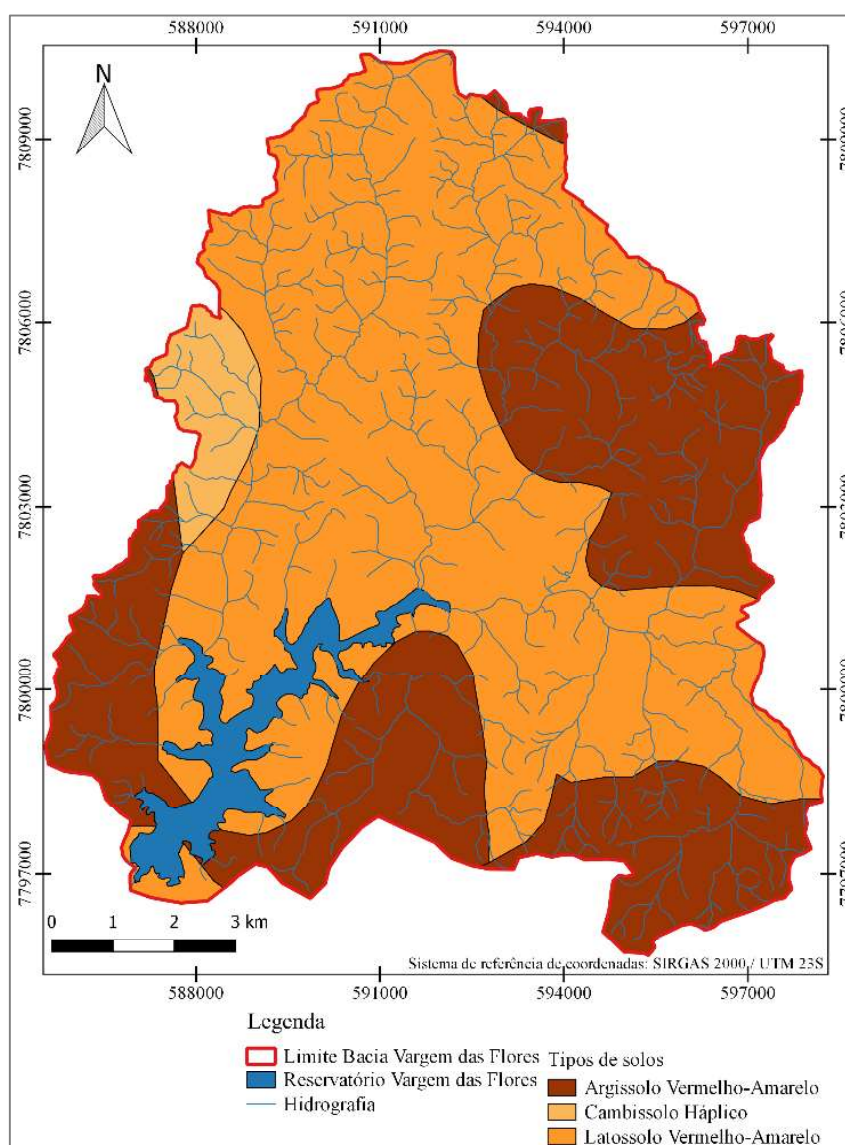
#### iii. Rochas sedimentares clásticas

Segundo CPRM (2009), as rochas sedimentares clásticas presentes na região são constituídas de conglomerado, quartzito e siltito e não apresentam metamorfismo. Além disso, são localizadas preenchendo fraturas do embasamento e, por isso e devido à geometria dos corpos, sua espessura é de difícil determinação.

Quanto aos tipos de solos presentes na bacia de Vargem das Flores, de acordo com Sampaio (2007), os mesmos foram formados a partir de alteração do granito-gnaiss predominante na região, como abordado na contextualização geológica descrita nos parágrafos anteriores, além de apresentarem tendências à erosão, evidenciada pela presença de ravinas e voçorocas, também característicos da formação geológica da área (Complexo Belo Horizonte). Solos hidromórficos estão presentes na região de estudo e são solos que encontram-se naturalmente saturados de água, permanentemente ou não.

Para a descrição litológica da região de estudo, analisou-se as fichas técnicas dos poços profundos (CPRM, 2017), disponibilizadas no Anexo B e, então, realizou-se uma média dos

valores das profundidades relacionadas à litologia. Ainda de acordo com as fichas técnicas, observa-se que a maior parte dos solos são amarelados, confirmando a descrição dos tipos de solos presentes na bacia e descrita a seguir, que são predominantemente Latossolo Vermelho Amarelo e Argissolo Vermelho Amarelo. Além desses, ressalta-se o Cambissolo Háplico, todos apresentados na Figura 4.6, de acordo com a base cartográfica elaborada em conjunto pela UFV - CETEC - UFLA - FEAM em 2010, com escala original de 1:500000 e elaborado conforme a versão mais recente do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - EMBRAPA, 2006. Ressalta-se que o mapa da Figura 4.6 foi resultado da união da base cartográfica citada com a do CPRM de 2009 com escala original de 1:1000000, em uma pequena área ao sudeste da bacia hidrográfica.



**Figura 4.6** – Classes de solos predominantes na bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores.

Fonte: adaptado de CPRM, FEAM e IGAM.



De acordo com FEAM (2010), embora se encontrem três classes de solos diferentes na bacia hidrográfica de Vargem das Flores, nenhuma delas é encontrada separadamente, havendo determinada miscigenação entre elas, sendo a de maior predominância a que intitula cada área da bacia.

A seguir, serão detalhados as três classes de solos presentes na bacia hidrográfica de Vargem das Flores. Os conceitos foram obtidos de Durães (2010), EMBRAPA (2006), FEAM (2010) e Santana *et al.* (2010).

Argissolos - Os Argissolos têm como característica principal a presença de um horizonte B textural (Bt), que apresenta forte gradiente no teor de argila em relação ao horizonte A, em razão da movimentação de argila dos horizontes mais superficiais para os inferiores. Os Argissolos apresentam textura variável de arenosa a argilosa, no horizonte A, e de média a muito argiloso, no horizonte Bt. Normalmente, a transição entre os horizontes A e Bt é clara, abrupta ou gradual. São de profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados e de forte a moderadamente ácidos. São menos profundos que os Latossolos e mais profundos do que os Cambissolos. Vale ressaltar que estes solos eram anteriormente classificados como Podzólicos. O Argissolo Vermelho-Amarelo presente na bacia de Vargem das Flores possui textura média/argilosa, argilosa e siltosa/argilosa e está presente em áreas de relevo ondulado e forte ondulado.

Cambissolos - Os solos Cambissolos, de maneira geral, são caracterizados pela presença do horizonte B incipiente (Bi) com textura franco-arenosa ou mais argilosa. O solo geralmente apresenta teores uniformes de argila, podendo ocorrer ligeiro decréscimo ou um pequeno incremento de argila do A para o Bi. Os Cambissolos Háplicos, particularmente, apresentam limitações quanto à fertilidade, susceptibilidade à erosão e restrições à mecanização, em função do relevo, por tratarem-se de solos desenvolvidos geralmente em classes de declividades maiores que 12%, especificamente em regiões de relevo ondulado ou forte ondulado, além da ocorrência de cascalhos no horizonte superficial. Essa classe de solo presente na bacia em estudo, possui textura argilosa e média-argilosa.

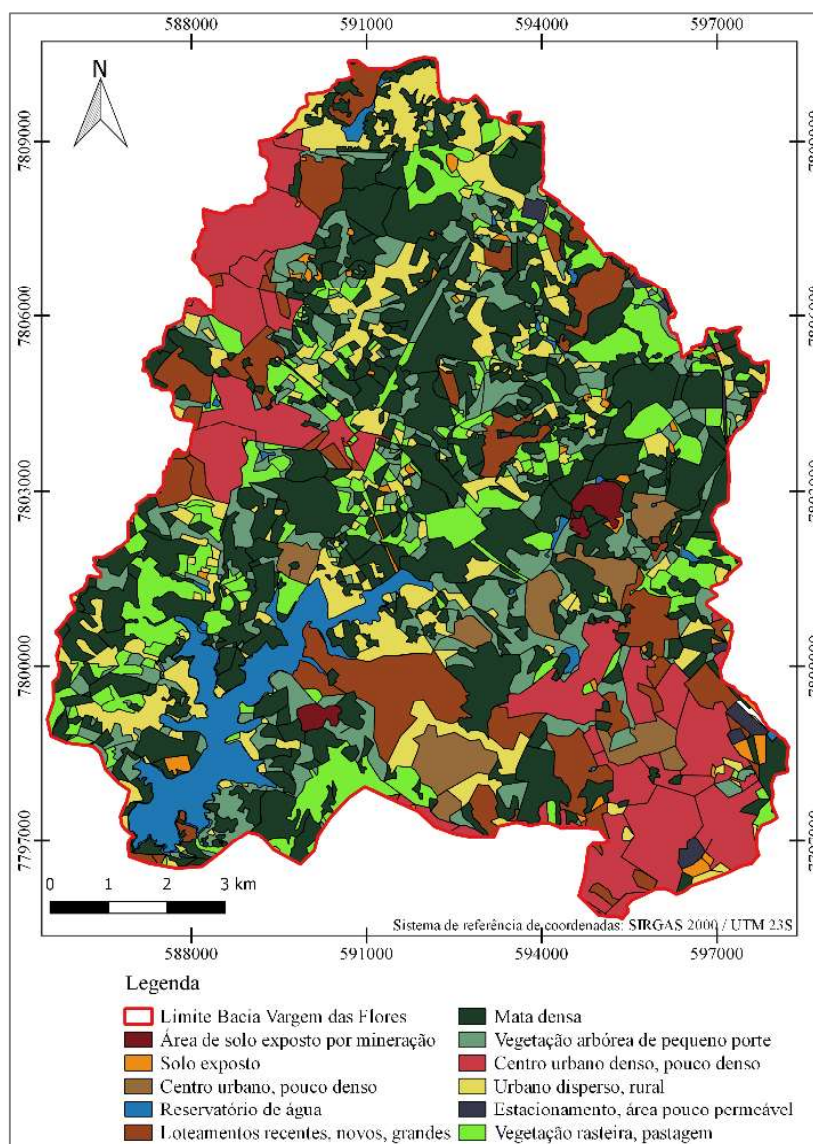
Latossolos - Os latossolos, em geral, são solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de enérgicas transformações no material constitutivo. Os solos são virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo. São normalmente muito profundos, sendo a espessura do *solum* raramente

inferior a um metro. Têm seqüência de horizontes A, B, C, com pouca diferenciação de subhorizontes, e transições usualmente difusas ou graduais. O incremento de argila do A para o B é pouco expressivo ou inexistente e a relação textural B/A não satisfaz os requisitos para B textural. De um modo geral, os teores da fração argila no *solum* aumentam gradativamente com a profundidade, ou permanecem constantes ao longo do perfil. Os solos mais oxídicos, de textura argilosa ou muito argilosa, possuem baixa densidade aparente ( $0,84$  a  $1,03$  g cm<sup>-3</sup>) e porosidade muito alta ou alta, com valores variando de 62% a 70%, indicando boas condições físicas. O Latossolo Vermelho Amarelo está presente na maior área da bacia hidrográfica (Figura 4.6). Possui textura argilosa e média-argilosa e pode ser encontrado em regiões de relevo suave ondulado, ondulado e forte ondulado, segundo FEAM (2010) que, de acordo com a Figura 4.4 e a Tabela 4.3, são justamente as classes de maior predominância na região de estudo.

#### **4.2.5 Uso e ocupação do solo**

De acordo com PROSAM (1997), na BHRVF, a sub-bacia do ribeirão Betim é a mais urbanizada, em valores absolutos, destacando-se que nela se localiza o município de Contagem e sua área industrial que é a de maior concentração nessa bacia hidrográfica. Ressalta-se, ainda, o trecho no qual percorre o córrego Retiro, afluente do córrego Água Suja, na região noroeste da bacia, que também apresenta grande adensamento urbano, devido principalmente à localização dos parcelamentos de Retiro e Nova Contagem. Por outro lado, na sub-bacia do Morro Redondo, são encontrados os menores índices de urbanização, sendo o uso do solo predominantemente rural.

O mapa da Figura 4.7, elaborado no âmbito do EHR/UFMG e realizado de forma manual a partir de observações de satélites, comprova o descrito no parágrafo anterior, sendo as regiões mais adensadas as que ocupam as porções sudeste (correspondente ao Ribeirão Betim) e noroeste da bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores e as menos urbanizadas as correspondentes à porção central da bacia hidrográfica em estudo (sub-bacia Morro Redondo).



**Figura 4.7 – Uso e ocupação do solo na BHRVF.**

O conhecimento, tanto do uso e ocupação dos solos, quanto das classes de solos presentes na área em estudo, são de fundamental importância na determinação do grau de impermeabilização do solo nas diferentes regiões da bacia, possibilitando a diferenciação das zonas de maior e menor recarga e condutividade hidráulica, o que será discutido na fase de modelagem numérica do aquífero.

#### **4.2.6 Hidrogeologia local**

A delimitação horizontal e vertical da área modelada baseou-se nas informações coletadas de topografia, hidrografia e espessura do aquífero, estudadas acima.

Pelo conhecimento dos diferentes litotipos que constituem a bacia hidrográfica de Vargem das Flores, descritos no item 4.2.4 e como observado no Anexo B, por meio das fichas técnicas dos poços disponibilizadas pelo SIAGAS/CPRM, o aquífero correspondente à área em estudo é na sua maior parte homogêneo constituído de duas fases. Na porção superior (0 a 40 metros de espessura) tem-se o manto de intemperismo, composto principalmente de argila e areia e na porção inferior, abaixo dos 40 metros até 1300 metros de profundidade, aproximadamente, há presença de rocha graníto-gnáissica sã. Dessa forma, segundo a definição de aquíferos considerando a porosidade (apresentada no item 3.3.1) e as fichas técnicas dos poços (Anexo B) bem como a seção vertical da área (Anexo A), a área em estudo é constituída de um aquífero de 100 metros de espessura média, englobando o aquífero poroso, associado ao manto de intemperismo, nos 40 primeiros metros e o aquífero fissural correspondente à rocha não intemperizada, abaixo do poroso com espessura estimada de 60 metros.

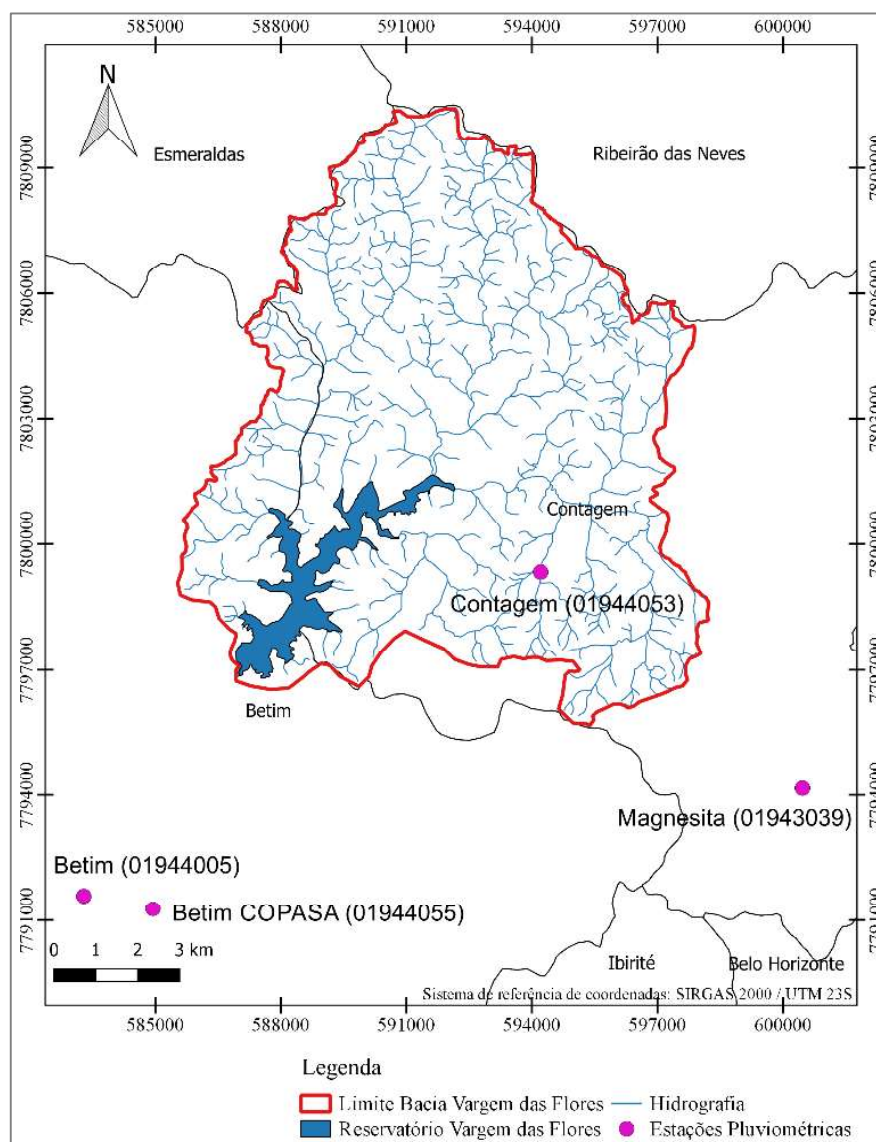
Assim sendo, por falta de informações detalhadas relacionadas às litologias da região e à classificação intempérica da constituição do material do solo, considerou-se as unidades hidrogeológicas reduzidas em duas principais, constituídas pela rocha alterada e rocha sã, além de manto de intemperismo homogêneo, o que permitiu uma representação conceitual e numérica simplificada, porém coerente da bacia em questão.

Por fim, ainda de acordo com as fichas técnicas disponibilizadas pelo SIAGAS, bem como com base nos relatórios de outorga consultados na SUPRAM, classificou-se o aquífero como livre, sendo este verificado na maior parte da bacia em estudo.

#### **4.2.7 Monitoramento hidrológico e hidrogeológico**

Os dados de monitoramento utilizados na elaboração do modelo numérico incluem-se a pluviometria da região e os níveis d'água dos poços localizados na área em estudo, obtidos respectivamente, do HIDROWEB (ANA), onde são disponibilizadas informações sobre os Recursos Hídricos do país e do SIAGAS (Sistema de Informações de Águas Subterrâneas) através do site do CPRM (Serviço Geológico do Brasil), bem como dos processos de outorgas subterrâneas disponibilizados pelo IGAM, por meio da SUPRAM. Ressalta-se que não há dados de monitoramento de vazão na BHRVF. As informações coletadas foram tratadas em planilhas Excel, realizando a padronização da entrada de dados (*input*), além de representações gráficas, objetivando facilitar a visualização, conforme apresentadas nos parágrafos seguintes.

Para a pluviometria, primeiramente, buscou-se informações disponíveis em todas as estações pluviométricas dentro dos limites dos municípios de Betim, Contagem, Esmeraldas e Ribeirão das Neves, estando a BHRV localizada nos dois primeiros municípios e sendo os dois últimos fronteiros com a mesma. O objetivo do monitoramento pluviométrico, nesse caso, foi o de se estimar a recarga do aquífero com base na média da precipitação plurianual, conforme será discutido a seguir. A Figura 4.8 apresenta a localização das estações pluviométricas com dados de monitoramento disponíveis.

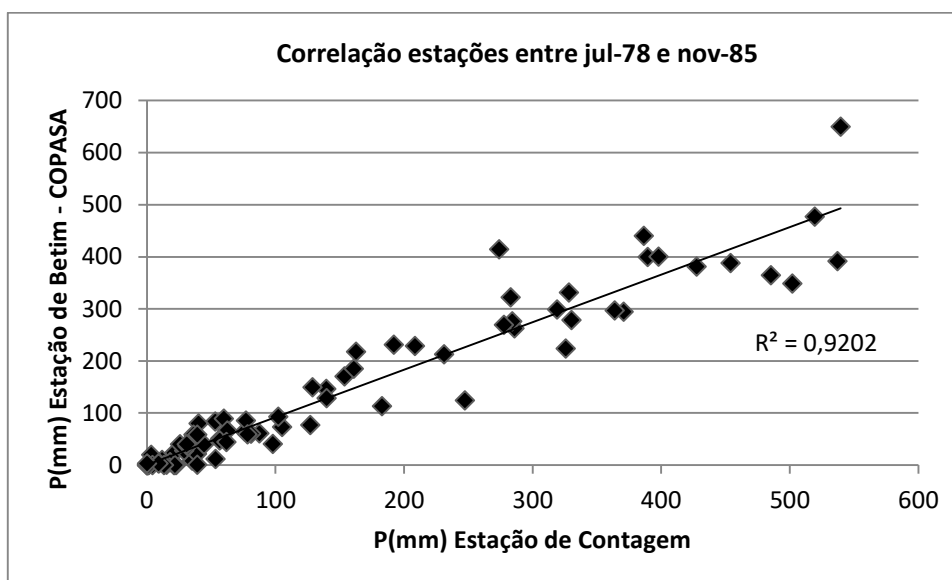


**Figura 4.8** – Mapa de localização das estações pluviométricas na BHRVF.

A estação Contagem é a única que se situa dentro dos limites da área de estudo, no entanto, esta apresenta somente oito anos de dados de monitoramento, que além de serem antigos (1978 a 1985) estão incompletos em três desses anos. Realizou-se, então, uma correlação entre os dados

dessa estação com os das demais estações. A fim de manter a fidelidade dos dados utilizados com os dados observados na própria bacia hidrográfica, levou-se em consideração as datas coincidentes e, dessa forma, analisou-se a estação Betim (01944055), monitorada pela COPASA, por ser a única que apresenta o período de sobreposição com a estação Contagem (01944053).

Após análise, considerou-se satisfatória a correlação entre as duas estações comparadas, apresentando um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,92. A estação Betim COPASA (01944055) apresenta 41 anos de dados de monitoramento (de 1976 a 2016) e, adicionando-se o fato de serem recentes, conclui-se que essa estação é a mais representativa para a região. A Figura 4.9 apresenta a análise gráfica da correlação entre a estação de Contagem (01944053) e a de Betim COPASA (01944055).

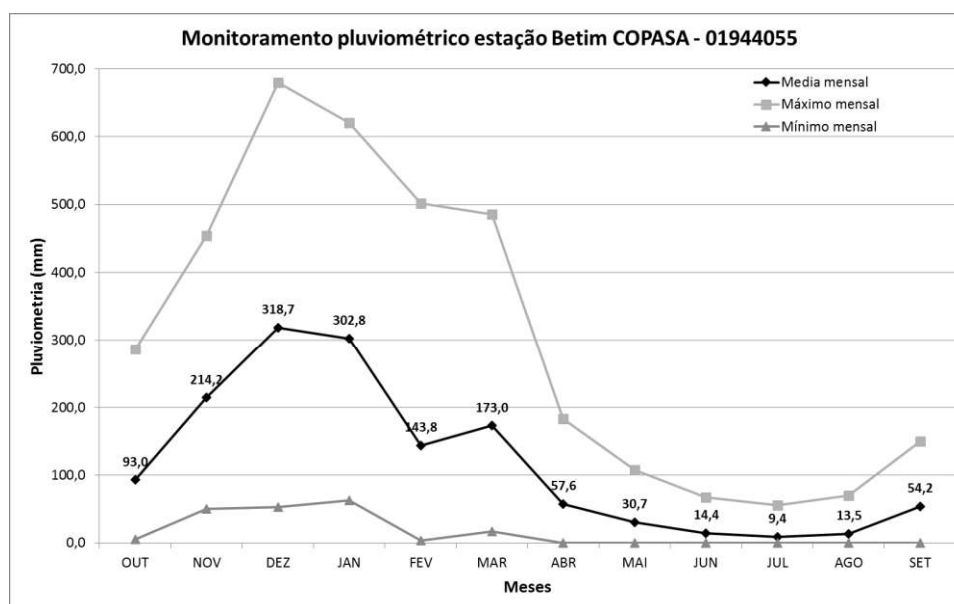


**Figura 4.9** – Correlação entre os dados monitorados pelas estações Contagem (01944053) e Betim COPASA (01944055), durante o período de sobreposição (entre 1978 e 1985).

Os dados de monitoramento pluviométrico da estação Betim COPASA (01944055) foram analisados em termos de seus valores médios, máximos e mínimos mensais, por ano hidrológico (outubro a setembro do ano subsequente), a fim de facilitar a visualização dos mesmos. A Figura 4.10 apresenta a estatística mensal, entre fevereiro de 1976 e setembro de 2016.

Com base no que está apresentado na Figura 4.10, percebe-se que os meses de outubro a março correspondem ao período chuvoso (com máximas entre dezembro e janeiro) e de abril a

setembro ao período seco (com mínimas entre junho e agosto), característica comum à região sudeste do Brasil, conforme já discutido no item 4.1.



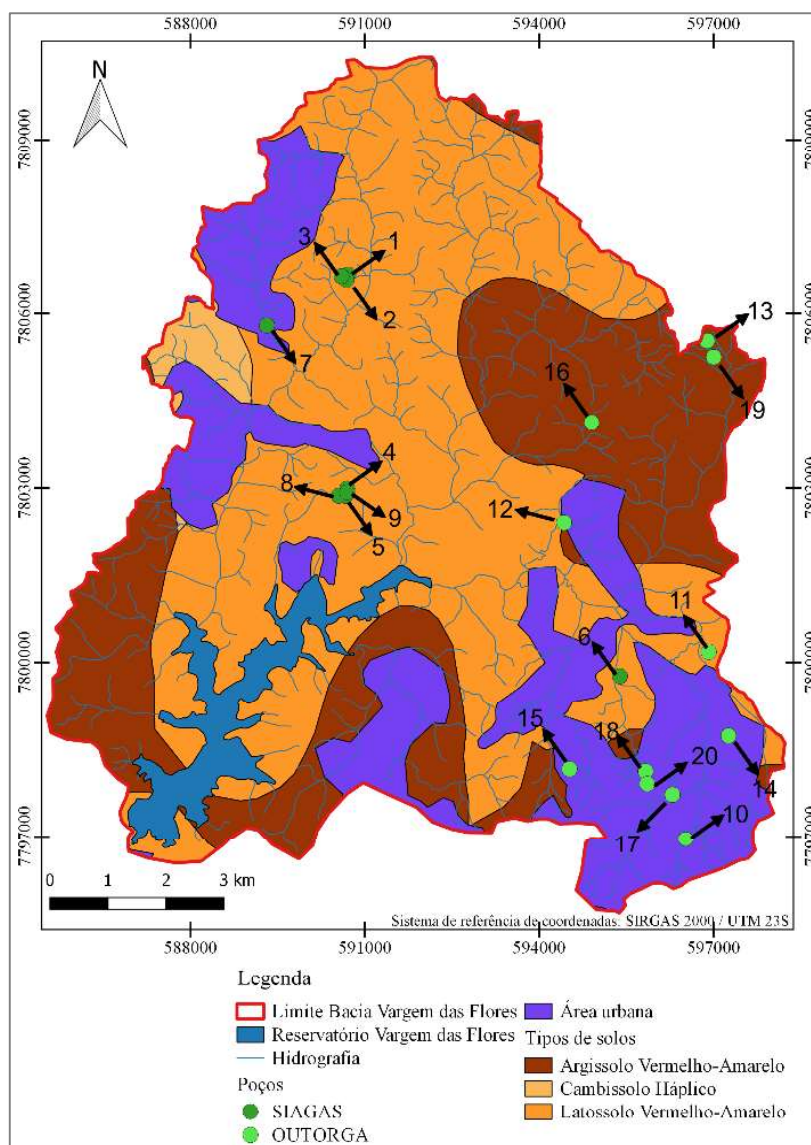
**Figura 4.10** – Precipitação mensal entre os anos hidrológicos de 1976 a 2016 na BHRVF.

Por fim, excluindo os anos com dados de monitoramento faltantes, destaca-se que a média plurianual de precipitação no período dos 41 anos considerados é de 1451 mm/ano.

Partindo-se para o monitoramento do nível d'água, o objetivo foi a obtenção dos níveis d'água estáticos na bacia hidrográfica de Vargem das Flores, utilizados na elaboração do modelo conceitual bem como na calibração do modelo numérico, em regime permanente de escoamento, possibilitando a melhor representação possível das condições reais no modelo.

Considerou-se, então, os dados de monitoramento, obtidos nos testes de bombeamento dos poços localizados dentro dos limites da bacia de Vargem das Flores (poços de 1 a 9, na Figura 4.11). A coleta dos dados datam de 1981 a 2014, sendo cada ponto amostrado em uma data diferente. Vale ressaltar que é ideal a utilização de dados de monitoramento de nível d'água anteriores ao início do bombeamento, sendo esses os níveis d'água que retratam uma situação estática de determinada região, ou seja, absolutamente sem interferência de bombeamento. Na área em estudo, não foram encontrados esses dados, sendo assim utilizados os níveis estáticos obtidos nos testes de bombeamento, que representam uma condição também estática, mas não necessariamente a condição estática anterior a qualquer tipo de bombeamento do aquífero em estudo. Considerou-se pouco dispersos os dados dos poços disponíveis e, portanto, recorreu-se

aos processos de outorgas que também disponibilizam informações sobre testes de bombeamento no local. Os processos de outorga foram obtidos do IGAM e, como não são digitalizados, foram realizadas visitas à SUPRAM, com o objetivo de coletar os dados dos níveis d'água estáticos (poços de 10 a 20, na Figura 4.11). Para melhor visualizar a distribuição espacial desses instrumentos, na Figura 4.11 estão apresentadas suas localizações.



**Figura 4.11 – Localização dos poços na região da BHRVF.**

A Tabela 4.4 apresenta a caracterização dos 20 poços considerados na presente análise, incluindo localização e cotas do nível d'água amostrados nas datas em que foram feitos os testes de bombeamento.



**Tabela 4.4 – Poços presentes na região da BHRVF.**

Ponto ou Processo de outorga	ID	Local	X	Y	Cota terreno (m)	NE (m)	Cota NA (m)	Data teste
3100004985	1	Contagem	590711,9853	7806675,64	894	1,8	892,2	25/07/1987
3100004986	2	Contagem	590681,9853	7806583,639	901	1,95	899,05	31/07/1987
3100004988	3	Contagem	590594,9851	7806645,639	900	0,9	899,1	21/08/1987
3100004990	4	Contagem	590692,9849	7802986,633	917	4,2	912,8	23/09/1988
3100004991	5	Contagem	590662,9848	7802864,633	923	5,8	917,2	30/09/1988
3100022214	6	Contagem	595387,9928	7799764,627	872	1,3	870,7	13/06/2015
3100022217	7	Contagem	589310,9827	7805791,638	880	1,57	878,43	10/10/2014
3100004995	8	Contagem	590546,9846	7802864,633	936	2,68	933,32	31/01/1990
3100004996	9	Contagem	590692,9848	7802925,633	917	2,5	914,5	20/01/1990
01976/2009	10	Contagem	596520,2861	7796953,069	912	7	905	2002
10141/2009	11	Contagem	596916,0136	7800178,868	903	7,03	895,97	2004
06895/2006	12	Contagem	594427,019	7802405,824	860	1,42	858,58	1992
02247/2009	13	Contagem	596887,2143	7805528,215	937	14,21	922,79	1998
09672/2009	14	Contagem	597256,994	7798732,087	918	22	896	2009
02302/2010	15	Contagem	594520,6	7798162,879	935	23	912	2009
06125/2007	16	Contagem	594901,6046	7804124,846	911	12	899	18/04/2007
11618/2010	17	Contagem	596291,8961	7797722,885	895	19	876	2009
12283/2008	18	Contagem	595828,8624	7798125,065	905	20	885	2008
04315/2011	19	Contagem	597002,0495	7805250,903	929	2	927	2011
00746/2000	20	Contagem	595856,767	7797909,715	922	9,5	912,5	2008

O mapa potenciométrico contendo as direções e os sentidos do fluxo da água subterrânea (apresentado no item 5.1.1) foi elaborado a partir das informações de caracterização da região da BHRVF, incluindo as de nível d'água estático dos poços localizados na área em estudo, apresentadas na Tabela 4.4. Para a construção do mapa, foram utilizados a cota do nível d'água de cada ponto amostrado, obtida a partir do nível estático dos poços e da cota do terreno, bem como alguns pontos balizadores nos córregos presentes na região. Ressalta-se que a maior parte das cotas do terreno não foram disponibilizadas, tendo sido essas extraídas do MDE da região.

Ressalta-se ainda que, para melhor desempenho do mapa potenciométrico, que fora realizado de forma automática em ambiente SIG, foi necessário considerar, além dos 20 poços apresentados na referida tabela, outros poços localizados nos arredores da bacia, que não foram considerados na modelagem numérica, a fim de se obter as linhas equipotenciais para toda a bacia hidrográfica em estudo, como mostrado na figura resultante do item 5.1.1.

#### **4.2.8 Estimativa de recarga e condições de descarga do aquífero**

Dentre as várias maneiras de se estimar a recarga de um aquífero (vide item 3.3.2), utilizou-se no presente estudo a estimativa da recarga baseada no percentual da precipitação que infiltra no terreno e alimenta o aquífero, devido principalmente à falta de dados mais detalhados. Assim, no caso do aquífero da BHRVF, extraiu-se da média pluviométrica da região (1451 mm), descrita anteriormente, estimando-se um valor aproximado de 15 % (218 mm/ano) da média plurianual de precipitação, pois segundo WMO (2012), corresponde a um valor base adotado para recarga em terrenos cuja precipitação esteja entre 1200 e 1500 mm. Neste caso, os 85% restantes correspondem, principalmente, à evapotranspiração e ao escoamento superficial. Ressalta-se que vários autores chegam em percentuais diversos, estando este compreendido entre 5% para áreas urbanizadas e 35% (apresentados no item 5.2.1 a seguir), para regiões com características semelhantes às da área em estudo. Entretanto, considerou-se o valor de 15% por se tratar do determinado no manual de avaliação dos recursos hídricos da Organização Meteorológica Mundial. Ainda assim, ressalta-se a necessidade de calibração deste parâmetro, principalmente por ser tratado de forma diferente em vários trabalhos pesquisados.

As descargas do aquífero, por sua vez, correspondem a todas as surgências d'água no sistema em estudo, representadas pelas drenagens existentes na bacia, através dos cursos d'água (conforme Figura 4.2, já apresentada) bem como pelo reservatório de Vargem das Flores, que é alimentado tanto pela água subterrânea quanto pela superficial.

#### **4.3 Modelo numérico de fluxo**

Uma vez definida a modelagem hidrogeológica conceitual, foi iniciada a construção do modelo numérico, que abrange toda a área da bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores e tem como principal objetivo representar numericamente as condições de fluxo subterrâneo na área. Essa etapa é necessária e preliminar para o estudo da dinâmica do transporte de poluentes (apresentado no item 4.5). Utilizou-se o programa FEFLOW, na versão 7.1 (DHI-WASY GmbH 2017), com licença de estudante concedida de um ano de duração, necessária para realização da pesquisa (ver descrição em item 3.6.1).

A seleção do programa se deu por este permitir a modelagem de fluxo e transporte de contaminantes em uma mesma plataforma, além de utilizar o método de elementos finitos, que representa melhor as geometrias e condições de contorno, tanto externas quanto internas ao domínio do modelo, complexas e irregulares, de acordo com Anderson e Woessner (1992) e

por suportar bem malhas pesadas, como é o caso da modelagem de bacias hidrográficas. Outro fator determinante na escolha do código foi a fácil interface gráfica e comunicação direta com outros programas computacionais úteis na modelagem, tais como programas de geoprocessamento e planilhas eletrônicas, permitindo a importação direta da modelagem conceitual toda construída inicialmente em ambiente SIG (como condições de contorno externas e internas, propriedades hidráulicas e características associados ao relevo, geologia e solo). Por fim, as funções do FEFLOW permitem o aproveitamento de todas as informações contidas na área de estudo, ao possibilitarem flexibilização na construção do modelo numérico, bem como na representação dos resultados.

Torna-se importante ressaltar que, apesar de todas as vantagens descritas, o FEFLOW é um *software* pago, o que pode explicar seu uso mais tímido se comparado, por exemplo, ao uso do MODFLOW, que embora as versões pagas sejam as mais completas, também existem versões gratuitas de qualidade. Com isso, há ainda limitação de materiais bibliográficos, em termos qualitativos e quantitativos, devido ao menor número de usuários, demandando assim, maior conhecimento desses, tanto em termos técnicos de hidrologia/hidrogeologia e de métodos numéricos quanto do uso das ferramentas propriamente ditas do programa (LIMA, 2010).

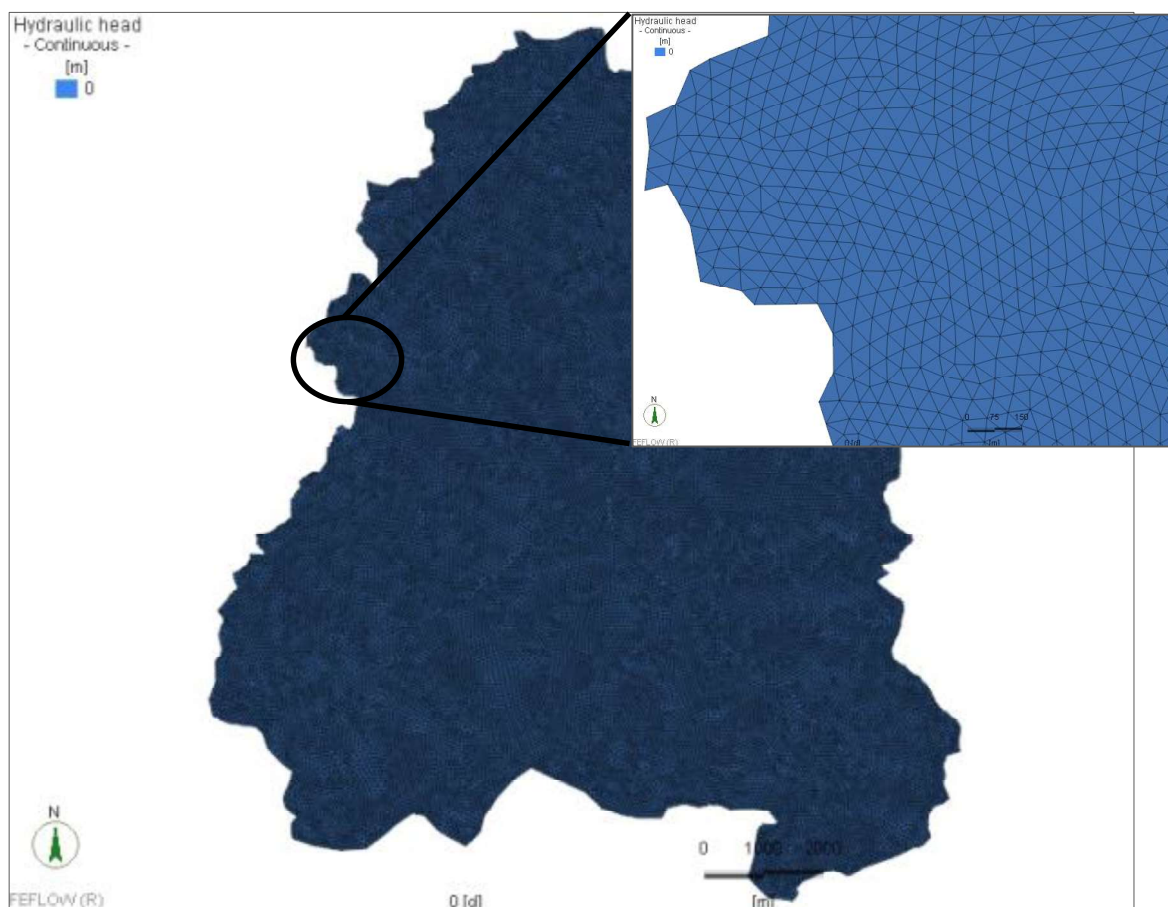
Para a construção da modelagem numérica de fluxo é necessário traduzir o modelo conceitual da área para a linguagem do *software* escolhido. Assim, foram realizadas as seguintes etapas, que serão descritas a seguir: i) delimitação do modelo e discretização da área modelada; ii) definição das condições de contorno; iii) definição das propriedades das unidades hidrogeológicas; iv) inserção dos poços de observação; v) calibração do modelo e vi) testes de sensibilidade.

#### **4.3.1 Delimitação do modelo e discretização da área modelada**

A topografia e os divisores de água delimitaram a área dos modelos numérico e conceitual, englobando toda a bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores com seus correspondentes cursos d'água. Assim, o modelo foi limitado no contorno da bacia hidrográfica em estudo, com área igual a 121 km<sup>2</sup>, conforme apresentado no item 4.1.

A área modelada foi discretizada em malhas de elementos finitos, gerada automaticamente no programa FEFLOW, com a utilização do gerador Gridbuilder. A malha final do modelo, apresentada na Figura 4.12, constituiu-se de 418.715 nós e 752.540 elementos, sendo estes

prismas triangulares de 6 nós, com arestas em torno de 60 m e área aproximada de 1700 m<sup>2</sup> cada um.



**Figura 4.12** – Vista em planta da área modelada no FEFLOW, com detalhe para a malha utilizada.

Com base na superfície topográfica da BHRVF, definiu-se a delimitação vertical do aquífero no modelo, aproximadamente 100 metros de espessura média (vide item 4.2.6). Utilizou-se o módulo 3D do FEFLOW para a criação da topografia no domínio do modelo, através das fatias e camadas. Nas fatias, que são os topos de cada camada, são atribuídos todos os parâmetros de fluxo e dos materiais que constituem o modelo. A fim de se obter as coordenadas X, Y e Z da topografia da região, empregou-se as curvas de nível com 20 m de equidistância, convertidas para pontos no QGIS v. 2.18.6 (OSGEO, 2017). Esses pontos foram importados e interpolados no FEFLOW, gerando assim o relevo da área em estudo. Dentre vários métodos de interpolação disponíveis no programa computacional utilizado, adotou-se o método Akima (AKIMA, 1978), devido à sua eficiência computacional ao utilizar polinômio de 3º grau. Assim obteve-se, como resultado do relevo, uma distância constante de 10 metros entre as fatias, totalizando 10 camadas (*layers*).

### **4.3.2 Condições de contorno**

Conforme detalhado no item 3.4.2, as condições de contorno são elementos numéricos inseridos no modelo que determinam a relação do fluxo d'água no meio físico subterrâneo. Essa relação pode ser do tipo: 1) carga hidráulica especificada (condição de Dirichlet); 2) fluxo especificado (condição de Neumann); e 3) fluxo dependente da carga hidráulica (condições mistas ou de Robin ou de Cauchy).

No presente estudo, foram adotadas condições de contorno do tipo 1 (carga hidráulica especificada) no reservatório de Vargem das Flores bem como nos cursos d'água. Em ambos os casos as cargas hidráulicas foram correspondentes à topografia interpolada no FEFLOW, conforme descrito anteriormente. Além disso, para o caso dos cursos d'água, adicionou-se restrição de vazão máxima igual a 0 m<sup>3</sup>/d, representando as saídas de água do aquífero no modelo numérico. A condição de contorno do tipo 2 (fluxo especificado) foi aplicada nos divisores de água e limite inferior do domínio, a 100 m de profundidade (conforme item 4.2.6) com  $q = 0$  e na recarga, representada no modelo em mm/ano, em toda a superfície do aquífero.

Dessa forma, todo o fluxo entra na bacia através da recarga direta, em sua superfície, e escoar como fluxo de base até os rios. Ressalta-se que para a modelagem numérica de fluxo utilizaram-se somente os cursos d'água de ordem 2 em diante, por não se ter informações sobre rios perenes e intermitentes, na área em estudo.

### **4.3.3 Propriedades das unidades hidrogeológicas**

A definição das unidades hidrogeológicas baseou-se na seção vertical da região da BHRVF (conforme anexo A), bem como na contextualização geológica da área, caracterizada por apresentar grandes extensões de rocha granito-gnaíssico-migmatítica com presença de manto de intemperismo, como descrito no item 4.2.4. Com isso, foram representadas no modelo a unidade hidrogeológica superficial, constituída de rocha alterada (manto de intemperismo), nos 40 primeiros metros de espessura e a unidade em profundidade, rocha sã (granito-gnaíssico) nos próximos 60 metros, após o manto de intemperismo. As propriedades hidrodinâmicas foram definidas de acordo com a unidade hidrogeológica correspondente, sendo aquífero poroso e fissural, respectivamente, constituindo o aquífero estudado. Para maiores detalhes, vide item 4.2.6.

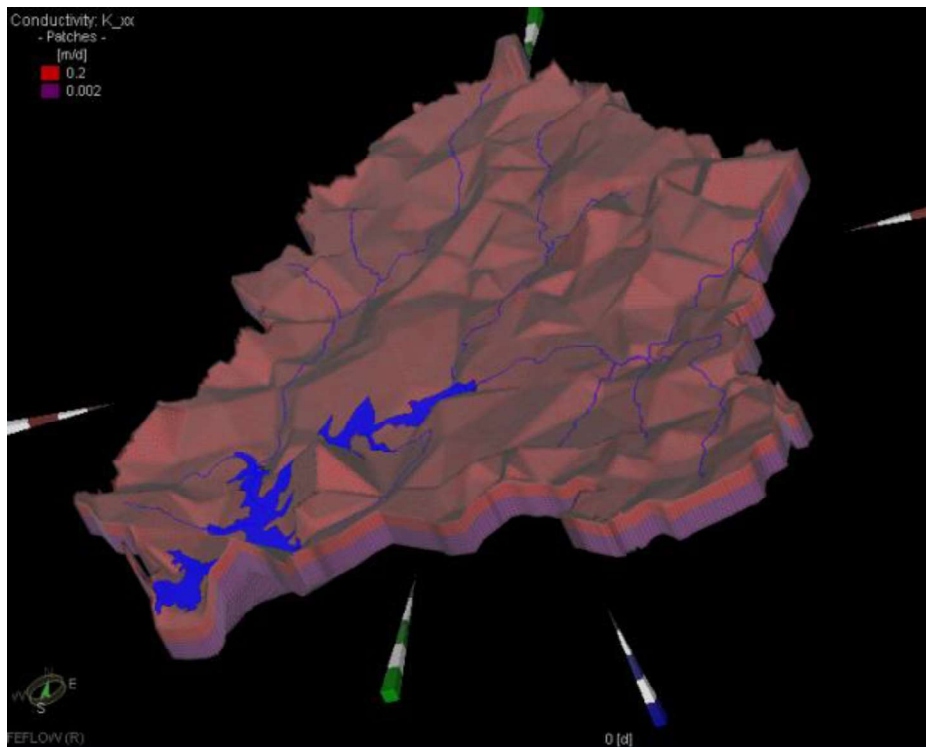
Vale ressaltar que, embora haja presença de depósitos aluvionares e rochas sedimentares clásticas na área em estudo, optou-se pela não representação desses na modelagem numérica, por apresentarem grande variabilidade na composição e na geometria, além de espessura muito pequena e de difícil determinação (vide item 4.2.4), o que deixariam tais unidades geológicas superestimadas no modelo, visto que cada camada possui 10 metros de espessura, conforme detalhado no item 4.3.1. Adiciona-se, ainda, o fato de que tais geologias possuem dimensões pequenas, quando comparadas à dimensão da área modelada, o que portanto teria pouca ou nenhuma influência nos resultados da modelagem numérica.

O parâmetro hidrodinâmico condutividade hidráulica ( $K$ ) expresso em m/dia foi atribuído para cada uma das duas unidades hidrogeológicas correspondentes à área em estudo. Considerando-se inicialmente aquífero isotrópico e homogêneo (vide item 3.3.13 e Figura 4.13), foram adotados valores de condutividade hidráulica usualmente encontrados em literatura, para os mesmos litotipos em estudo (manto de intemperismo e rocha sã – granito-gnáissica). De acordo com os resultados obtidos por César (2015), Cabral e Demétrio (2008), Fiori (2010), Gonçalves e Velásquez (2016), Fetter (2001), escolheu-se valores da ordem de 0,2 m/dia para o manto de intemperismo e 0,002 m/dia para a rocha sã, que foram alterados várias vezes, em processo de retroanálises na etapa de calibração, até a obtenção de um resultado final satisfatório, conforme descrito posteriormente, no item 5.2.2.

As porosidades efetiva ( $\eta_e$ ) e total ( $\eta$ ) influenciam somente o cálculo de transporte de cargas contaminantes, conforme comprovado na análise de sensibilidade (vide item 5.2.1) e, portanto, não interferiram nos cálculos do FEFLOW, nesta etapa de análise, neste trabalho.

A Figura 4.13 apresenta a vista tridimensional das condutividades hidráulicas inicialmente discretizadas no modelo numérico, com as células vermelhas representando o manto de intemperismo e as rosas a rocha sã.

A recarga do aquífero da BHRVF, outro parâmetro hidrodinâmico, foi extraída da média pluviométrica da região (1451 mm), descrita no item 4.2.7, sendo abordada com maiores detalhes no item 4.2.8.



**Figura 4.13** – Vista tridimensional da distribuição inicial das condutividades hidráulicas do aquífero em estudo.

#### 4.3.4 Poços de observação

Na construção bem como na calibração do modelo numérico, foram considerados os dados de nível d'água estático dos poços existentes dentro da BHRVF, obtidos do CPRM e dos processos de outorga, totalizando 20 poços, conforme citados na modelagem conceitual (representados na Tabela 4.4).

#### 4.3.5 Calibração do modelo

Como mencionado anteriormente, a calibração se deu em regime de escoamento permanente, ou seja, as características do aquífero, tais como as condições de contorno e as propriedades hidrodinâmicas permaneceram em equilíbrio ao longo do tempo. Seguiram-se as orientações da designação D5490-93/ASTM, que apresenta o guia padrão de comparação das simulações de modelos de fluxo de água subterrânea com informações já existentes de fluxo.

Os valores atribuídos à recarga bem como às condutividades hidráulicas dos litotipos existentes na região foram calibrados em termos dos níveis d'água estáticos dos vinte poços localizados nos limites da BHRVF, visto a inexistência de dados de monitoramento de vazão, como

mencionado anteriormente. O objetivo dessa calibração foi representar numericamente o modelo conceitual elaborado para a bacia em estudo, da forma mais fidedigna possível.

#### **4.3.6 Análise de sensibilidade**

Os mesmos parâmetros usados na calibração do modelo foram variados individualmente, dentro de uma faixa de valores plausíveis, obtida em literatura, para o sistema hidrogeológico em questão e os resultados de cada simulação foram comparados com o resultado calibrado do modelo. Foram seguidas as orientações da designação D5611-94/ASTM, que trata de um guia padrão para a condução de análise de sensibilidade em modelos de fluxo subterrâneo. O objetivo da análise de sensibilidade foi o de verificar os parâmetros mais sensíveis ao modelo, a fim de se concentrar os esforços de calibração e ainda identificar imprecisões, limitações e capacidade de previsibilidade do modelo numérico obtido, incluindo correções ao modelo e recalibração.

#### **4.4 Cenários de contaminação**

Conforme já mencionado, na área da BHRVF, se objetiva a implementação do denominado Rodoanel Norte (Figura 4.14), que ligará Betim a Sabará, passando por Contagem, Ribeirão das Neves, Vespasiano, Santa Luzia, segundo UFMG (2015). Com o intuito de se medir impactos relacionados a esse projeto, são propostos neste trabalho, doze cenários de contaminação para serem simulados na modelagem de transporte de contaminantes. Selecionou-se o benzeno como poluente advindo da contaminação pontual, considerando sua disponibilização no meio com o derramamento de gasolina em acidente envolvendo caminhões-tanque, ao longo do rodoanel.

O trecho da rodovia que passará dentro dos limites da BHRVF possui aproximadamente 10,7 km, que foram divididos em 12 sub-trechos de, aproximadamente, 1 km cada, para a avaliação do transporte do benzeno, totalizando os 12 cenários de contaminação. Considerou-se o derramamento de 6000 litros de gasolina, volume de carga comportado por um caminhão-tanque.



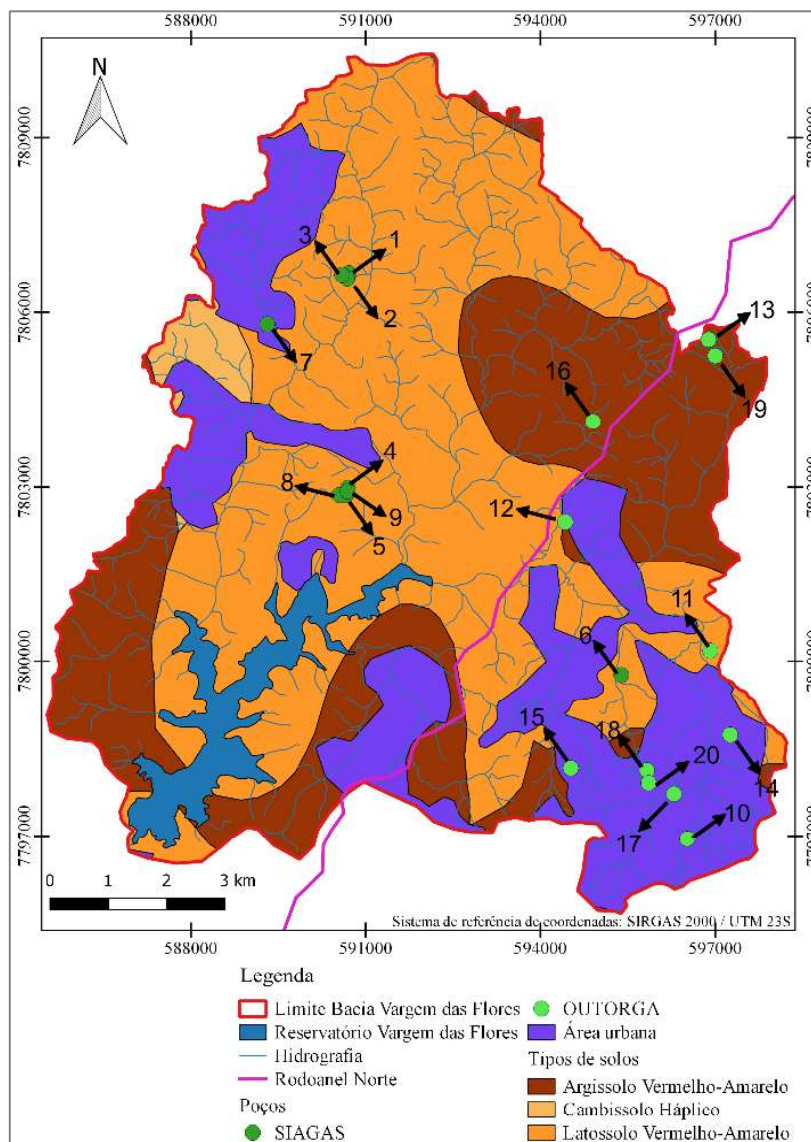


Figura 4.14 – Localização do planejado Rodoanel Norte.

#### 4.5 Modelo numérico de transporte de contaminantes

Após o estabelecimento dos cenários de contaminação, esses foram integrados na modelagem numérica, já calibrada, para realização das simulações de transporte de contaminante, também com o uso do FEFLOW 7.1. Para a modelagem de transporte de contaminantes, assim como na modelagem numérica de fluxo subterrâneo, também foram instituídas as condições de contorno e as propriedades dos materiais, bem como as condições iniciais, que consistem das concentrações iniciais da contaminação.

O desenvolvimento dos cenários de contaminação e a modelagem hidrogeológica de transporte de contaminantes ocorreram concomitantemente, a fim de se detectar a influência da presença do benzeno na contaminação das águas do reservatório superficial de abastecimento de água.

De posse somente da concentração da pluma da fase dissolvida, considerada constante e ainda em equilíbrio químico com a formação de fase livre ao seu entorno, utilizou-se a condição de contorno do 2º tipo. Para este caso, uma fonte pontual de poluição só foi modelada no FEFLOW, com sua coordenada coincidente com o nó da malha de discretização, o que foi feito no modelo após inserção dos pontos de contaminação.

Ressalta-se que por falta de dados suficientes, considerou-se ainda que a fonte de contaminação se conserva no tempo, sendo analisada, assim, a situação mais crítica de transporte de plumas de benzeno e sua influência sobre o reservatório de Vargem das Flores.

Conforme já informado, o caso envolveu o vazamento de 6000 L de gasolina comercial brasileira, que é composta de aproximadamente 24% de álcool e 76% de gasolina pura. A concentração de benzeno foi calculada a partir da fração de benzeno presente na gasolina (vide Tabela 3.6, item 3.5.3) e ainda levando-se em conta a cosolvência na presença do etanol. Desta forma, considerando a fração do benzeno na gasolina de 0,63 %, logo tem-se 29 L de benzeno derramados. Sendo a sua massa específica de 0,87 kg/L, tem-se 25 kg de benzeno.

A concentração de equilíbrio do benzeno, considerando-se o efeito da cosolvência, foi calculada a partir da expressão matemática indicada em Yalkowsky e Roseman (1981) *apud* Corseuil e Fernandes (1999), que é uma adaptação da Lei de Raoult (apresentada no item 3.5.3) e, conforme a Figura 3.2, apresentada no referido item, essa concentração na pluma corresponde a 26,9 e 32,1 mg/L para uma fração de etanol de 20 e 24%, respectivamente. Este valor representa, portanto, a concentração do benzeno até que se dissolva toda a massa da fonte (25 kg).

Ressalta-se que as simulações do transporte de contaminantes foram realizadas para a zona saturada do aquífero, portanto, não foi utilizada a equação de Richards, para zonas não-saturadas e a concentração de benzeno adotada (32,1 mg/L) para a zona saturada, na presença de etanol, já considera a perda de massa ao longo da zona não-saturada, por se tratar da concentração de equilíbrio, conforme apresentado no item item 3.5.3.

Conforme detalhado em 3.5, as propriedades dos materiais, tais como parâmetros de adsorção, difusão molecular, dispersão e decaimento do contaminante, regulam seu mecanismo de transporte no aquífero modelado. Tais parâmetros foram adotados baseados na literatura, onde são obtidas, inclusive, relações empíricas na determinação desses. A escolha desse método se deu uma vez que, segundo Santos (2015), trabalhos de campo e laboratório para o levantamento

direto dos parâmetros nem sempre resultam em valores precisos e fidedignos, devido a sua complexidade na obtenção das amostras, que pode inclusive levar à destruição da estrutura do solo, além de se considerar os altos custos envolvidos no processo. Torna-se importante ressaltar ainda que, por se tratar de cenários hipotéticos de contaminação, não houve possibilidade de amostragem no local.

Dessa forma, assim como em Távora (2010), adotou-se a utilização do valor de coeficiente de decaimento de primeira ordem ( $\lambda$ ) de  $0,69 \text{ dia}^{-1}$  para o benzeno constituinte da gasolina, considerando-se que o combustível contenha 24 % de etanol (CORSEUIL *et al.*, 2002). Como o meio poroso em estudo apresenta baixo teor de matéria orgânica, utilizou-se o coeficiente de distribuição ( $K_d$ ) de  $3 \times 10^{-6} \text{ L/mg}$  para estimativa do fator de retardamento do benzeno nesse meio (BAEK *et al.*, 2003), uma vez que optou-se pela Lei de Henry para o coeficiente de adsorção. Neste caso, de acordo com Cordazzo (2000), o coeficiente de Henry é dado pelo produto entre  $K_d$  e a densidade do aquífero ( $\rho_d$ ), adotado o valor usual de  $1,7 \text{ g/cm}^3$ . Com a entrada desse valor do coeficiente de Henry, o programa calcula o fator de retardamento, por meio da equação 9.

Quanto aos parâmetros de dispersão-difusão, estimou-se a dispersividade longitudinal  $\alpha_l$  como sendo de 8 m e adotaram-se as relações  $\alpha_t = 0,10\alpha_l$  e  $\alpha_v = 0,010\alpha_l$  (FETTER, 1992), resultando em 0,8 e 0,08 m, respectivamente.

Por fim, com o objetivo de estudar o comportamento temporal do benzeno no aquífero, foram simulados quatro tempos diferentes para cada cenário, sendo 1, 50, 100 e 1000 anos. Além disso, realizou-se análise de sensibilidade, variando cada parâmetro, individualmente em 50, 75, 125 e 150%, a fim de analisar a sensibilidade do modelo em relação a cada um dos parâmetros de transporte de contaminantes. A avaliação da resposta se deu em termos da concentração do benzeno que proporcionasse o máximo alcance da pluma de contaminação, em direção ao reservatório, para cada cenário.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Neste item, visando atender os objetivos propostos no presente trabalho, serão apresentados e discutidos os resultados da modelagem conceitual, numérica de fluxo e numérica de transporte de contaminantes.

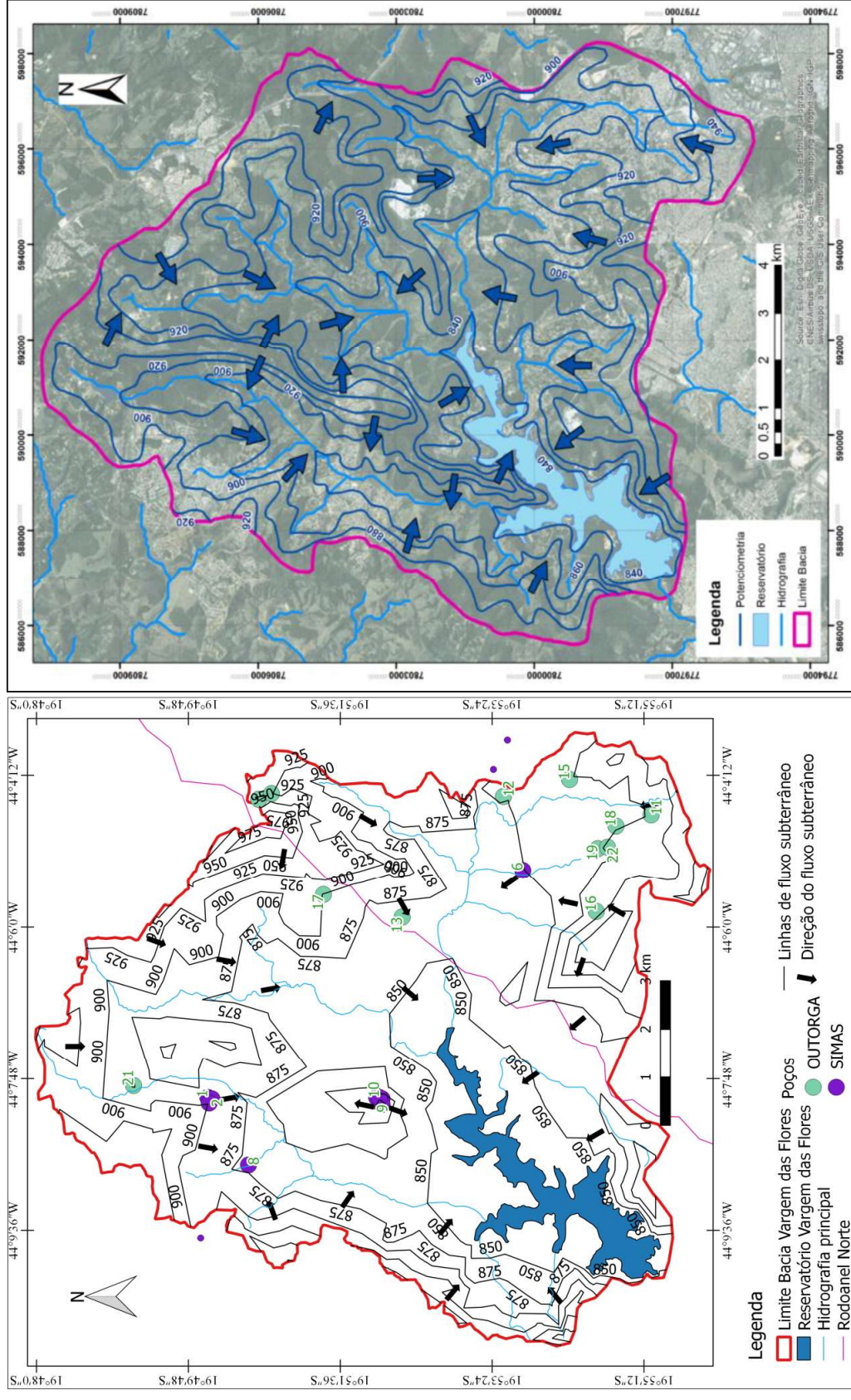
### **5.1 Modelagem hidrogeológica conceitual**

O mapa potenciométrico contendo as direções do fluxo foi elaborado a partir da base de dados construída e apresentada no item 4.2. Esse mapa foi comparado com o da superfície de nível d'água calculada pelo modelo numérico, possibilitando a validação deste, que apresenta uma ampla aplicação na solução de problemas práticos, como citado em 3.4. Os resultados advindos da modelagem conceitual são descritos, com mais detalhes, no item subsequente.

#### **5.1.1 Fluxo de água subterrânea – potencimetria**

A Figura 5.1-A apresenta o mapa potenciométrico, contendo as equipotenciais e o sentido do fluxo da água subterrânea no aquífero de Vargem das Flores elaborado no presente estudo e a Figura 5.1-B, o mapa potenciométrico elaborado por César (2015). Ressalta-se que, neste último, foram considerados os dados apenas dos 9 poços obtidos do SIAGAS/CPRM enquanto que, na Figura 5.1-A, consideraram-se, ainda, os dados dos 11 poços adquiridos a partir de informações disponibilizadas em processos de outorgas, conforme descrito anteriormente (vide item 4.2.7).

Como pode ser observado nas citadas figuras, as cargas hidráulicas são maiores na delimitação da bacia hidrográfica, atingindo até 950 metros e alcançam os menores valores no reservatório, com equipotencial de 838 metros. Dessa forma, o sentido principal do fluxo de água subterrânea se dá em direção aos córregos e ao reservatório. Vale ressaltar que a geologia não interferiu nesse caso, pois, de acordo com o mapa geológico de Contagem (2009) disponibilizado pelo CPRM, as estruturas geológicas não são representadas em profundidades.



**Figura 5.1: A – Mapa potiométrico da BHRVF elaborado por César (2015).**

Observa-se que, mesmo havendo menos poços no mapa elaborado por César (2015), as linhas e direções do fluxo subterrâneo se assemelham em ambos os mapas, uma vez que a inserção dos novos poços obtidos dos processos de outorga serviu para confirmar a potenciométrica da região, contribuindo, dessa forma, para maior robustez do modelo numérico no FEFLOW, possibilitando que a calibração do mesmo fosse mais representativa da realidade, quando comparada à calibração realizada por César (2015). Esse aspecto será discutido posteriormente. Dessa forma, as diferenças entre as Figura 5.1-A e B se dão principalmente no que se refere à base de dados utilizada e à forma como foram elaboradas, uma vez que a Figura 5.1-A foi elaborada automaticamente, com uso do QGIS 2.18.6, enquanto que a Figura 5.1-B foi construída manualmente.

Durante a busca de dados no domínio público para elaboração do modelo hidrogeológico conceitual da BHRVF, deparou-se com diversas dificuldades para representar, de forma detalhada, a dinâmica hídrica do sistema em questão. Além da utilização de dados secundários, ressalta-se a importância da obtenção de mais dados em campo, tais como inventários de pontos d'água e nascentes, descrição e localização detalhada dos corpos hídricos perenes e intermitentes, realização de monitoramento periódico dos recursos hídricos e estudos tais como o geofísico para detalhamento da geologia estrutural, realização de mais furos de sondagem para detalhamento da geologia em profundidade, além de testes de aquífero para determinação das propriedades hidrodinâmicas do meio. Os dados de campo possibilitam maior detalhamento da área e, por conseguinte, um modelo hidrogeológico conceitual que representa de forma fiel a realidade. No entanto, essa etapa foi inviável para o desenvolvimento do presente estudo, em vista do alto custo para obtenção de tais dados na escala de análise (121 km<sup>2</sup>). De forma geral, esse levantamento de dados de campo é realizado pela iniciativa privada, sendo os dados dificilmente disponibilizados para consulta pública.

Na área da BHRVF, foram localizados 9 poços perfurados, tendo sido os dados disponibilizados pelo CPRM e 11 poços disponibilizados nos processos de outorgas do IGAM. Além disso, os níveis estáticos de tais poços são medidos de tempos em tempos, não sendo possível obter uma leitura de nível d'água de todos os poços em uma mesma data. Tal fato dificulta a representação do fluxo de água subterrânea, visto que os níveis estáticos podem, ainda, sofrer alguma influência do rebaixamento, mesmo após o desligamento dos poços, ou seja, não se pode garantir que os níveis d'água originais (sem interferência humana) estejam sendo bem representados por esse método. Apesar de os poços apresentarem perfis de sondagem

relativamente detalhados, foi preciso realizar uma extrapolação das litologias presentes em cada furo para toda a área da bacia de Vargem das Flores, visto que estão presentes em pouca quantidade. Essa extrapolação impediu uma representação detalhada da geologia local, tal como a presença de rochas intrusivas básicas ou de outras litologias não encontradas nas regiões dos furos. As simplificações representam uma fragilidade do modelo conceitual, podendo a dinâmica hídrica ser diferente em certos locais, em função da não possibilidade de se realizar maior detalhamento da área.

Torna-se importante enfatizar que, apesar de o modelo conceitual construído ser uma representação simplificada da realidade, ainda assim ele pode atender necessidades locais e subsidiar novos estudos mais detalhados, inclusive para realização de modelos numéricos mais complexos, como é o caso do estudo aqui apresentado.

## **5.2 Resultados do modelo de fluxo**

A elaboração da modelagem conceitual gerou dados que foram utilizados no modelo de fluxo, a fim de se obter as linhas de fluxo mais próximas possível das existentes no local. Os resultados advindos da execução do *software* FEFLOW são apresentados detalhadamente nos subitens seguintes.

### **5.2.1 Análise de sensibilidade**

Realizou-se a análise de sensibilidade pré-calibração dos parâmetros de entrada do modelo, visando determinar quais seriam calibrados. Os parâmetros mais sensíveis ao modelo, ou seja, aqueles que exercem maior influência nos resultados da modelagem, foram aqueles sobre os quais se concentraram maiores esforços durante o processo de calibração. Admitiu-se um valor inicial e final para cada parâmetro, adotando valores mínimos e máximos para a condutividade hidráulica no aquífero poroso e no aquífero fissural, apresentados por César (2015)<sup>1</sup>, Cabral e Demétrio (2008)<sup>2</sup>, CDTN (2009)<sup>3</sup>, Fiori *et al.* (2010)<sup>4</sup>, Gonçalves e Velásquez (2016)<sup>5</sup>, Fetter (2001)<sup>6</sup>, porosidade efetiva para ambos os tipos de aquíferos também, de acordo com Lencastre e Franco (1992)<sup>7</sup> e recarga, de acordo com César (2015) e Pinto *et al.* (2010)<sup>8</sup>. Esses valores estão dispostos na Tabela 5.1.

Ressalta-se que os valores contidos na referida tabela basearam-se em estudos realizados em aquíferos com características semelhantes ou na mesma região apresentada no presente trabalho.

**Tabela 5.1** – Resultados da análise de sensibilidade pré-callibração.

Parâmetro	Valor mínimo	Valor máximo	RMS valor mínimo (m)	RMS valor máximo (m)	Coefficiente sensibilidade
<b>K aquífero poroso</b>	0,000864 (m/dia) <sup>2,3</sup>	8,64 (m/dia) <sup>2</sup>	3019,68	26,19	0,011
<b>K aquífero fissural</b>	0,000864 (m/dia) <sup>3</sup>	0,03 (m/dia) <sup>5</sup>	47,34	37,20	0,008
<b>P<sub>efet</sub> aquífero poroso</b>	0,01 <sup>7</sup>	0,2 <sup>7</sup>	46,81	46,81	0
<b>P<sub>efet</sub> aquífero fissural</b>	0 <sup>7</sup>	0,005 <sup>7</sup>	46,81	46,81	0
<b>Recarga do aquífero</b>	74 (mm) <sup>1</sup>	511 (mm) <sup>8</sup>	24,37	137,80	0,788

Simulou-se o modelo alterando cada parâmetro individualmente para seus valores mínimos e máximos e, por fim, calculou-se o índice de sensibilidade, utilizando-se a Equação 13.

$$IS = \frac{\frac{|RMS_{máx} - RMS_{mín}|}{RMS_{mín}}}{\frac{|Valor_{máx} - Valor_{mín}|}{Valor_{mín}}} \quad (13)$$

Em que Valor<sub>mín</sub> e Valor<sub>máx</sub> são, respectivamente, os limites inferiores e superiores dos parâmetros, vistos na Tabela 5.1, e RMS<sub>máx</sub> e RMS<sub>mín</sub> são, respectivamente, os erros médios quadráticos máximos e mínimos, calculados pelo próprio programa. Dessa forma, o numerador da equação indica o índice de variação do RMS e o denominador o índice de variação dos parâmetros.

Assim, a partir da Equação 13, os parâmetros com pequenos índices de variação, mas que refletem grandes diferenças nos valores do RMS, apresentaram maior índice de sensibilidade sendo, portanto, os que mais influenciaram nos resultados obtidos utilizando-se o modelo. Observa-se, com base nos dados apresentados na Tabela 5.1, que a recarga é a que mais influencia no modelo de fluxo, uma vez que apresentou maior índice de sensibilidade, quando comparado aos demais parâmetros, seguida pela condutividade hidráulica do aquífero poroso. Esse comportamento era esperado, uma vez que o aquífero fissural contribui pouco para o fluxo potenciométrico, em relação ao aquífero poroso. Ainda de acordo com os dados apresentados na Tabela 5.1, nota-se que a porosidade efetiva não apresenta sensibilidade ao modelo, o que significa que essa não interfere nos cálculos do fluxo subterrâneo, devido ao fato deste ser permanente em aquífero livre.



Dessa forma, os esforços de calibração se concentraram na recarga do aquífero e na condutividade hidráulica do aquífero poroso, embora tenha sido calibrada também a condutividade hidráulica no aquífero fissural.

Observa-se ainda que, tanto para a condutividade hidráulica no aquífero poroso quanto para a condutividade no aquífero fissural, o RMS diminui com o aumento dos valores desses parâmetros. Dessa forma, para um modelo mais representativo, deve-se calibrá-lo adotando maiores valores dos parâmetros em questão, enquanto para a recarga o inverso deve ser executado.

A partir desses testes, iniciou-se nova análise de sensibilidade, ainda manualmente, a fim de verificar se a calibração poderia ser melhorada, além de possibilitar a identificação de imprecisões, limitações e capacidade de previsibilidade do modelo numérico obtido. Para isso, os valores iniciais dos parâmetros foram variados em 25 %, 50 %, 75 %, 125 %, 150 %, 175 %, 200 %. Os resultados dessa análise são mostrados na Tabela 5.2.

**Tabela 5.2** – Análise de sensibilidade final dos parâmetros de entrada do modelo *FEFLOW*.

<b>Recarga</b>	<b>Valor final</b>	<b>RMS</b>	<b>Balanco de massa</b>	<b>Kporoso</b>	<b>RMS</b>	<b>Balanco de massa</b>	<b>Kfissural</b>	<b>RMS</b>	<b>Balanco de massa</b>
<b>mm/ano</b>	<b>mm/ano</b>	<b>m</b>	<b>m<sup>3</sup>/dia</b>		<b>m</b>	<b>m<sup>3</sup>/dia</b>		<b>m</b>	<b>m<sup>3</sup>/dia</b>
<b>0%</b>	<b>218</b>	<b>16,3016</b>	<b>2448,5</b>	<b>0,2</b>	<b>16,3016</b>	<b>2448,5</b>	<b>0,002</b>	<b>16,3016</b>	<b>2448,5</b>
25%	54,5	16,6214	86,131	0,05	38,444	3345,4	0,0005	16,2511	2523,8
50%	109	18,7289	476,79	0,1	18,8433	3493,5	0,001	16,2634	2474,9
75%	163,5	16,752	1391,9	0,15	16,097	3227	0,0015	16,2801	2465,6
125%	272,5	16,0395	3890,3	0,25	16,4978	2193,8	0,0025	16,321	2436,5
150%	327	16,473	5108,7	0,3	17,2246	1501,5	0,003	16,338	2422,3
175%	381,5	17,6239	6328,3	0,35	18,0872	1452,2	0,0035	16,3585	2414,1
200%	436	19,394	7036,6	0,4	18,7411	1342,5	0,004	16,3743	2402,5

A partir dessa segunda análise de sensibilidade, pode-se perceber as melhores faixas de valores para cada parâmetro do modelo e, com isso, procedeu-se à recalibração, simulando valores que apresentaram melhores resultados, de acordo com a Tabela 5.2.

Observa-se que, para as variações apresentadas, os valores do RMS, em geral, não sofreram significativas alterações, o que indica que embora os parâmetros aqui estudados possuam incertezas, por terem sido obtidos a partir de informações de literatura, ainda assim o modelo calibrado terá grande poder de previsibilidade e aplicação. Os resultados finais da calibração são discutidos no item a seguir.

## 5.2.2 Calibração

No presente estudo, foi realizada a calibração dos parâmetros de forma retroativa até que se obteve o modelo mais representativo, fidedigno e com maior grau de confiança, estabelecendo-se análise quali-quantitativa, com menores valores de resíduos e coerentes com os conhecimentos que se tem sobre a região em estudo.

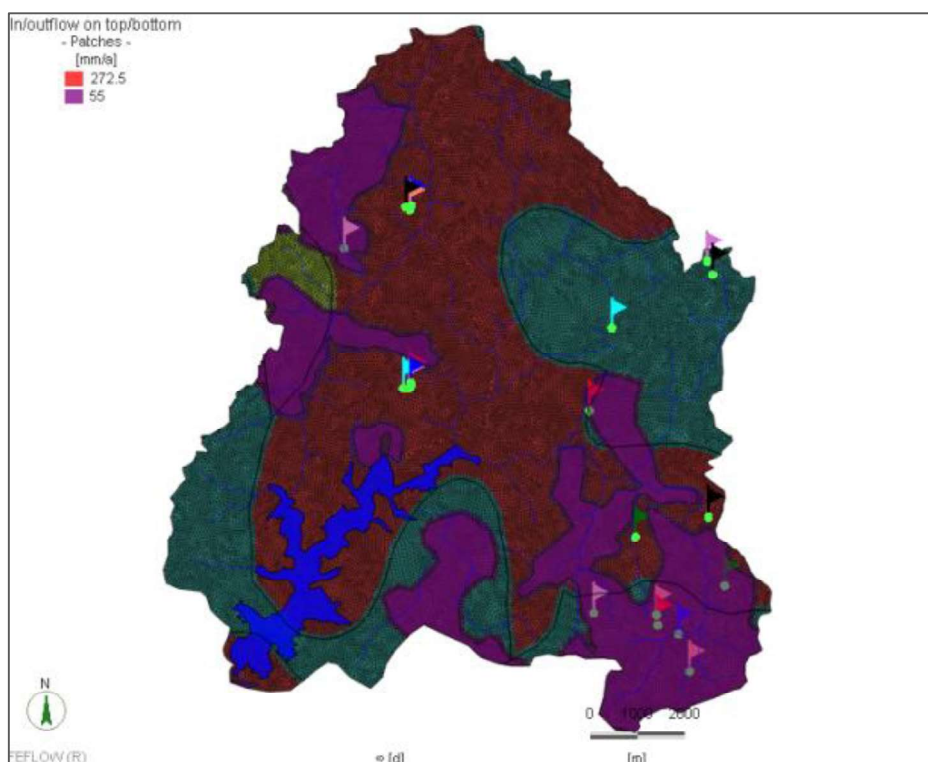
Assim como esperado e também relatado por Brito (2011) e Távora (2010), esta etapa de obtenção do valor ótimo para cada um dos parâmetros foi a mais demorada, devido à complexidade das análises. Além disso, as necessárias interações do modelador com o programa traz certa subjetividade à calibração, mas que depois de concluída apresentou resultados sólidos e confiáveis à realidade do aquífero da bacia em estudo. Ressalta-se que mesmo a calibração sendo realizada em regime de escoamento permanente no tempo, ainda assim os resultados atingidos possibilitaram a reprodução do modelo de fluxo na realização da modelagem de transporte de contaminantes, conforme apresentados anteriormente.

### 5.2.2.1 Recarga

A calibração do valor da recarga se deu após várias tentativas, até que os níveis d'água calculados fossem representativos das condições reais. Considerou-se primeiramente a recarga do aquífero uniforme em toda a área da bacia modelada, o que não possibilitou resultados satisfatórios. Modelou-se, então, a variação na recarga de acordo com as classes de solo e com o uso e ocupação da BHRVF (vide itens 4.2.4 e 4.2.5). Assim, a Tabela 5.3 apresenta os valores de recarga iniciais e obtidos nesta etapa, em mm/ano, bem como a porcentagem da precipitação para cada zona, enquanto na Figura 5.2 estão apresentados os valores finais das recargas para cada classe e forma de ocupação do solo na BHRVF, sendo as regiões em vermelho correspondentes ao Latossolo Vermelho-Amarelo, em verde claro ao Cambissolo Háplico, em verde escuro ao Argissolo Vermelho-Amarelo e em roxo às zonas urbanas.

**Tabela 5.3** – Valores de recarga iniciais e obtidos na etapa de calibração do modelo *FEFLOW*.

Zona	Recarga inicial mm/ano	Porcentagem da precipitação total	Recarga calibração mm/ano	Porcentagem da precipitação total
Latossolo Vermelho- Amarelo	218	15	272,5	18,78
Cambissolo Háplico	218	15	218	15
Argissolo Vermelho- Amarelo	218	15	145	10
Área Urbanizada	218	15	55	4



**Figura 5.2** – Mapa obtido do FEFLOW para os valores calibrados de recarga, de acordo com a classe e à forma de uso do solo, na região da BHRVF.

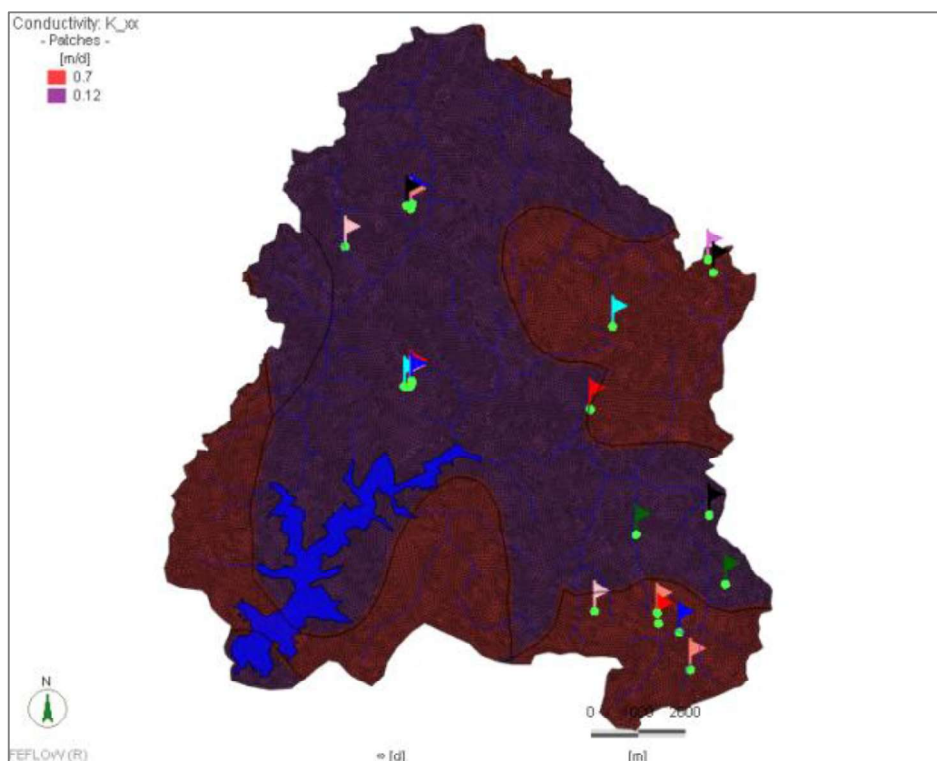
#### 5.2.2.2 Condutividade hidráulica

Assim como na calibração da recarga, foram simulados vários valores condizentes de condutividade hidráulica ( $K$ ) dos litotipos para a região estudada, até a obtenção de uma superfície potenciométrica adequada com a realidade apresentada no modelo conceitual. Foi considerada isotropia na área em questão, sendo os valores de  $K_x$ ,  $K_y$  e  $K_z$  iguais, entretanto, considerou-se o aquífero poroso não-homogêneo, variando-se a condutividade de acordo com a classe de solo e a geologia do aquífero. Neste caso, essa variação se deu além da análise de sensibilidade, pela relação obtida por Fiori *et al.* (2010) e Luis (2000).

A Tabela 5.4 apresenta os valores de condutividade hidráulica adotados inicialmente e obtidos na calibração, em m/dia, e na Figura 5.3 estão apresentados os valores finais das condutividades hidráulicas para cada classe de solo da BHRVF, sendo as regiões em vermelho correspondentes ao Argissolo Vermelho-Amarelo e em roxo ao Latossolo Vermelho-Amarelo e ao Cambissolo Háplico.

**Tabela 5.4 – Valores de condutividade hidráulica resultantes da calibração em regime permanente**

Unidades hidrogeológicas	Zona	Condutividade Hidráulica inicial (m/dia)	Condutividade Hidráulica calibração (m/dia)
<b>Manto de intemperismo</b>	Latossolo Vermelho-Amarelo	0.2	0.12
	Cambissolo Háplico	0.2	0.12
	Argissolo Vermelho-Amarelo	0.2	0.7
<b>Rocha dura (granito-gnaisse)</b>	-	0.002	0.03



**Figura 5.3 – Vista em planta dos valores calibrados de condutividade hidráulica de acordo com as classes de solo da região da BHRVF.**

Ressalta-se que, como esta figura é uma vista em planta, não foi representado o aquífero fissural, que também foi considerado na calibração, de acordo com o que está apresentado na Tabela 5.4 (Rocha dura / granito-gnaisse).

### 5.2.2.3 Nível d'água dos instrumentos de monitoramento

Conforme descrito anteriormente, a calibração das linhas d'água da área estudada foi realizada em termos dos níveis d'água estáticos dos vinte poços presentes na região, disponibilizados pelo CPRM e pelo IGAM. Foram consideradas as datas em que houve testes de bombeamento de cada um deles, como mostrado na Tabela 4.4 do item 4.2.7.

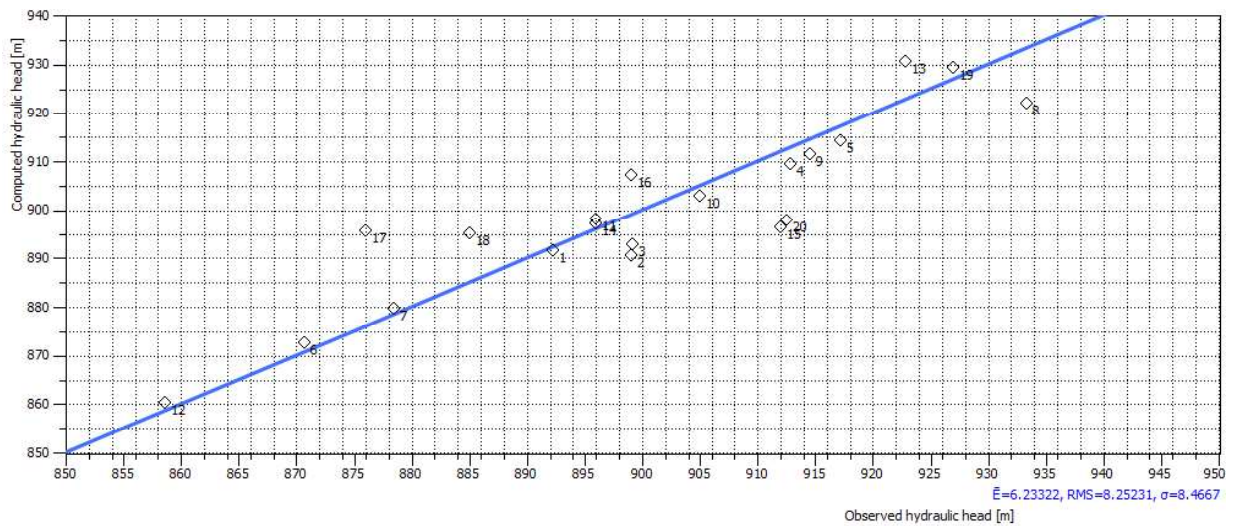
Para a comparação entre os valores calculados e observados, utilizou-se o processo de análises sucessivas dos resultados pós-simulação, sendo esse executado a cada modificação dos valores no modelo numérico, até que se atingisse a melhor resposta possível do programa. Na Tabela 5.5 e na Figura 5.4 estão apresentados, respectivamente, os valores calculados, observados bem como o resíduo para cada ponto monitorado e a reta final de calibração dos níveis d'água.

**Tabela 5.5** – Valores de nível d'água observados e calculados e resíduo do modelo calibrado em regime permanente.

Poço	NA calculado	NA observado	Calc - Obs
1	891,698	892,2	-0,502
2	890,463	899,05	-8,587
3	892,936	899,1	-6,164
4	909,374	912,8	-3,426
5	914,352	917,2	-2,848
6	872,778	870,7	2,078
7	879,77	878,43	1,34
8	922,054	933,32	-11,266
9	911,494	914,5	-3,006
10	903,006	905	-1,994
11	898,05	895,97	2,08
12	860,387	858,58	1,807
13	930,616	922,79	7,826
14	897,136	896	1,136
15	896,431	912	-15,569
16	907,268	899	8,268
17	895,509	876	19,509
18	895,173	885	10,173
19	929,494	927	2,494
20	897,908	912,5	-14,592

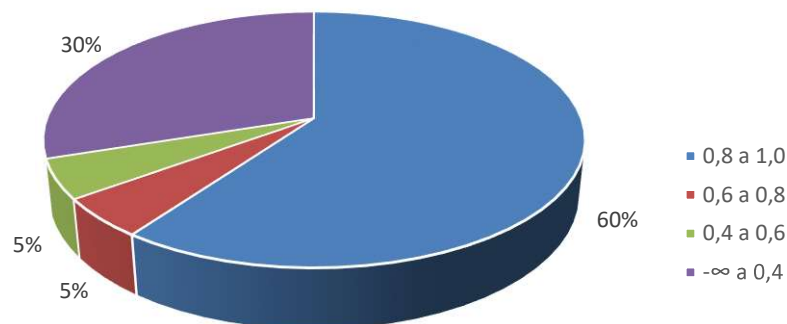
A análise separada de cada poço de observação foi realizada através do resíduo (dado pela quarta coluna na Tabela 5.5) e também pelo índice de Nash e Sutcliffe que representa a eficiência da calibração em relação ao observado, levando-se em consideração que melhores resultados estão associados ao maior índice, o que significa menor resíduo (vide Equação 14).

$$E = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (14)$$



**Figura 5.4** – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento.

A Figura 5.5 apresenta a distribuição das frequências percentuais para os índices de Nash dos poços de observação.



**Figura 5.5** – Distribuição percentual dos índices de Nash analisados individualmente e apresentados para todos os poços observados, na região da BHRVF.

Observa-se que os resultados dos poços de observação utilizados na calibração do modelo foram considerados satisfatórios ( $>0,8$ ) em 60% desses poços, sendo somente 30% avaliados como insatisfatórios, ao se considerar esse índice. Távora (2010) identificou resultados insatisfatórios em 29% dos poços de monitoramento, em estudo realizado no Distrito Federal, utilizando-se o Modflow, onde os dados dos níveis potenciométricos estáticos foram obtidos de relatórios de remediação ambiental no órgão de meio ambiente do Distrito Federal. Todavia,

deve-se ressaltar ainda a propagação das incertezas que serão destacadas com mais detalhes posteriormente.

O poço 1 foi o que apresentou menor erro, igual a 0,5 metros (vide Tabela 5.5) ou seja, para o qual foi obtida a melhor aproximação entre os níveis d'água calculado e observado. Em contrapartida, o poço 17 resultou na pior aproximação, quando comparado aos demais, com resíduo igual a 19,5 metros. Esses instrumentos se localizam distantes um do outro, sendo o primeiro ao norte da bacia e o segundo ao sudeste da mesma. Além disso, foram obtidos de fontes diferentes, CPRM e IGAM, respectivamente. Outra hipótese para a discrepância entre a calibração é a classe, bem como a forma de uso e ocupação do solo, já que, enquanto o poço 1 encontra-se em região predominantemente de Latossolo Vermelho Amarelo, o poço 17 localiza-se em área urbana, com predominância do Argissolo Vermelho Amarelo. Há, ainda, a influência das diferenças entre as datas de monitoramento, como observadas na Tabela 4.4, do item 4.2.7. Por fim, deve-se destacar também a influência do bombeamento, que não foi considerado nas modelagens.

Observa-se que os níveis d'água calculados foram ligeiramente maiores que os monitorados e obtidos em processos de outorga do IGAM (13, 17, 16 e 18), enquanto que os poços 2, 3, 8, 15 e 20 apresentam níveis d'água calculados menores que os observados. Dessa forma, constata-se que o modelo numérico não proporcionou tendência viciosa, uma vez que há níveis calculados superestimados, subestimados e bem ajustados. Com o intuito de melhorar a calibração dos poços 15, 17 e 20, à sudeste da bacia, que apresentaram maiores residuais, foram feitas várias simulações que, no entanto, levavam à piora do ajuste nos poços ao nordeste 16, 13, 19. Como estes se encontram mais próximos ao Rodoanel Norte, que é objeto deste estudo, optou-se por deixá-los com a melhor calibração, a fim de obter resultados mais precisos relacionados ao transporte de contaminantes nessa área.

Partindo-se para uma análise global da calibração, observa-se boa aproximação entre os níveis d'água calculados pelo modelo e os observados. Além do aspecto qualitativo (observação da reta de calibração) e quantitativo, com o uso do RMS, calculou-se ainda o erro quadrático médio normalizado (NRMS), segundo a Equação 15 e o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe, já apresentando anteriormente.

$$\text{NRMS} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}}{O_{\text{máx}} - O_{\text{mín}}} \quad (15)$$

Para o NRMS, obteve-se o valor de 11 % e, apesar de a EPA, agência norte americana de meio ambiente, estabelecer 10 % como satisfatório, neste trabalho não se buscou aperfeiçoar ainda o processo de calibração, uma vez que na região de interesse, em termos de criação de cenários de contaminação, os resultados apresentados foram os mais representativos. Assim, o valor obtido para o NRMS da calibração atende adequadamente ao objetivo do presente modelo. Para o coeficiente de Nash-Sutcliffe, obteve-se o valor de 0,81, o que também indica boa calibração do modelo, uma vez que esse índice varia de infinito negativo a 1 e quanto mais próximo de 1, melhor o ajuste.

Ressalta-se que o valor do erro quadrático médio (RMS) igual a 8,25 m (Figura 5.4) se deu, principalmente, devido à grande variação entre os níveis d'água mínimo e máximo observados. Essa diferença foi de 74,74 m, sendo o valor mínimo referente ao poço 12 (obtido dos testes de bombeamento do IGAM) e o valor máximo ao poço 8 (obtido no SIAGAS/CPRM). Essa diferença é ajustada no cálculo do NRMS, sendo o valor de 11 % considerado satisfatório, em termos tanto quantitativo, quando comparados os valores numéricos observados e calculados, quanto da aproximação da superfície d'água final gerada pelo *software* quando comparada ao modelo conceitual estabelecido. Ressalta-se que a região constituída por Latossolo Vermelho Amarelo, onde se encontram todos os poços obtidos do CPRM foi a melhor representada pelo modelo, o que pode estar associado à maior profundidade do solo e o aprofundamento do manto de intemperismo. Ainda assim, destaca-se que a boa distribuição entre dados de alta eficiência e os de menor desempenho, mesmo na região sudeste, onde predominam os poços obtidos no IGAM, confirmam que a etapa de calibração proporcionou a obtenção de resultados adequados, com aleatoriedade de erros, ou seja, não há predominância de poços com baixos índices de Nash em uma mesma região, conforme pode ser visualizado na Figura 5.6.

Ressalta-se, aqui, que nem sempre os poços que apresentaram maiores erros (coluna 4 da Tabela 5.5) foram os que apresentaram menor eficiência, de acordo com o índice de Nash e Sutcliffe, conforme pode ser observado na Figura 5.6. Exemplos disso são os poços 2, 16 e 18. Isso pode ser explicado pelo fato de que este último índice normaliza o erro, ao levar em consideração os dados observados médios, conforme citado anteriormente.

O ajuste adequado da calibração foi acurado também pelo coeficiente de determinação ( $R^2$ ) da reta de calibração, com valor igual 0,81, conforme observado na Figura 5.7. Vale lembrar que,



quanto maior a quantidade de instrumentos de monitoramento, mais fidedigna é a qualidade da calibração do modelo numérico

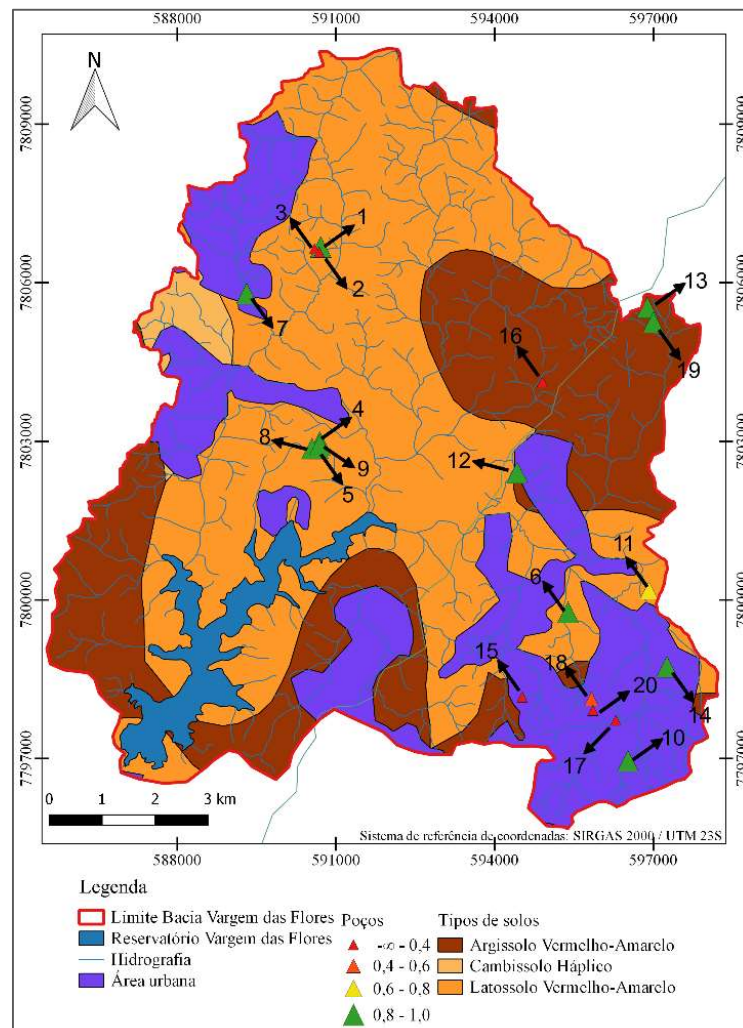


Figura 5.6 – Variação espacial da eficiência medida pelo índice de Nash-Sutcliffe.

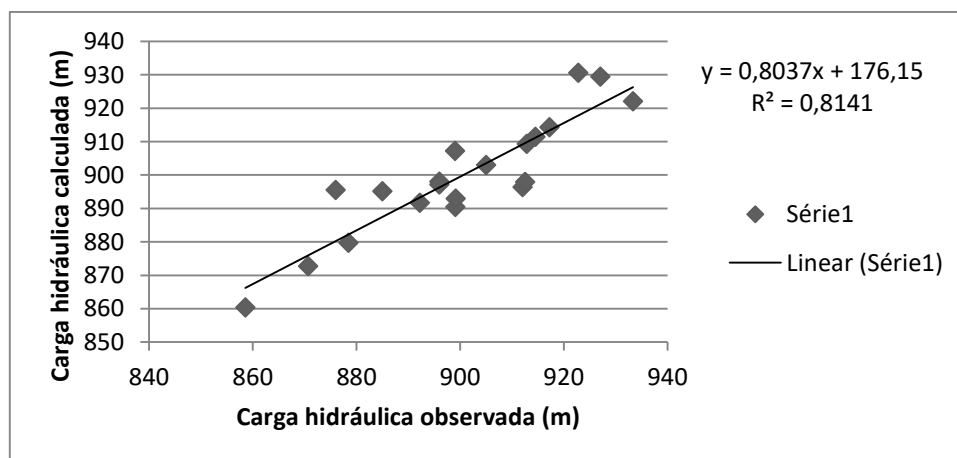
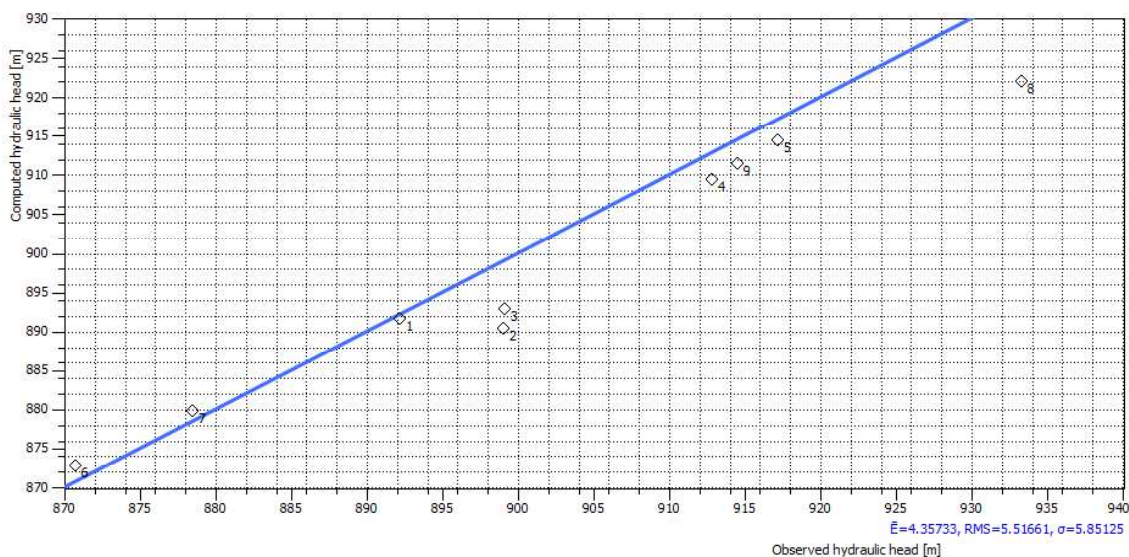
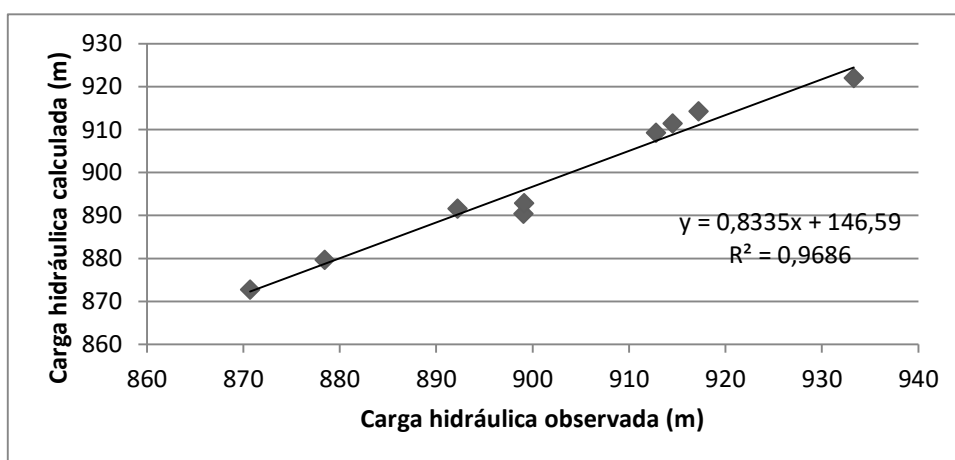


Figura 5.7 – Correlação entre as cargas hidráulicas calculadas pelo FEFLOW e observadas nos 20 poços calibrados, na BHRVF.

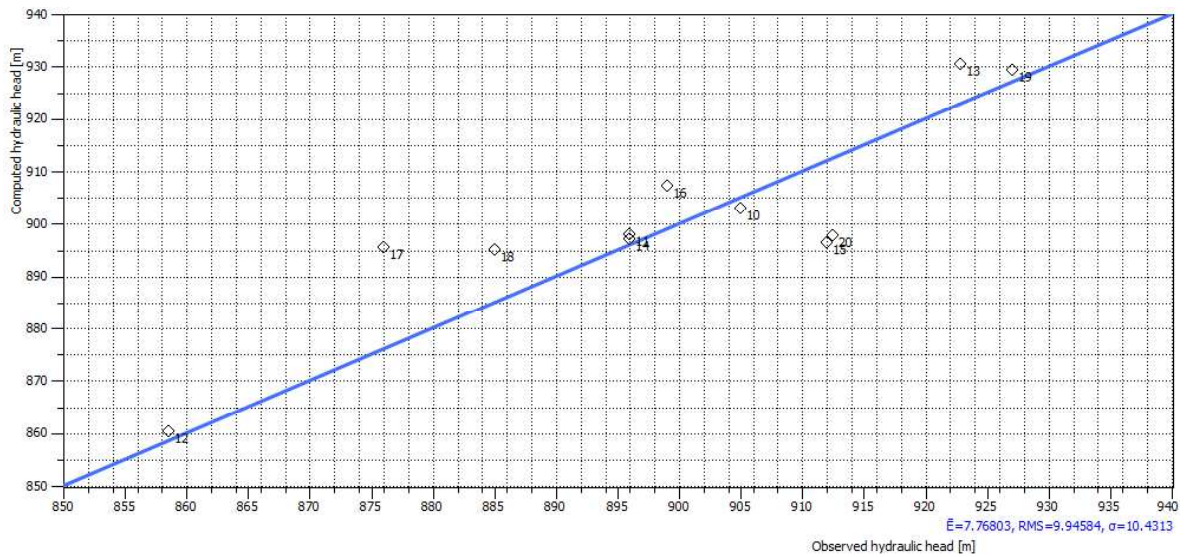
Separou-se, ainda, os poços por fonte de obtenção dos dados (CPRM e IGAM) e por data do monitoramento do nível d'água. Os resultados dessas simulações são mostradas nas Figuras de 5.8 a 5.13.



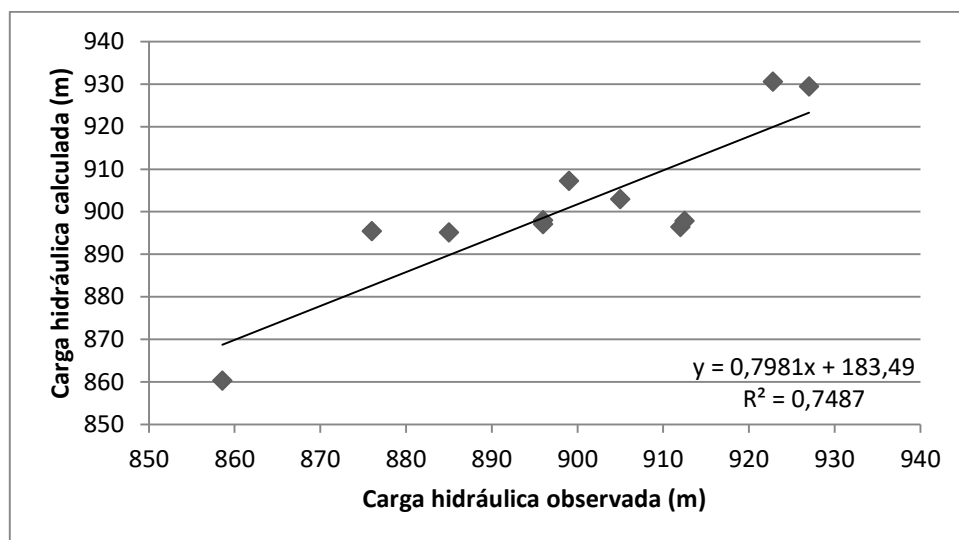
**Figura 5.8** – Retas de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento obtidos do SIAGAS/CPRM, de acordo com dados obtidos para a BHRVF.



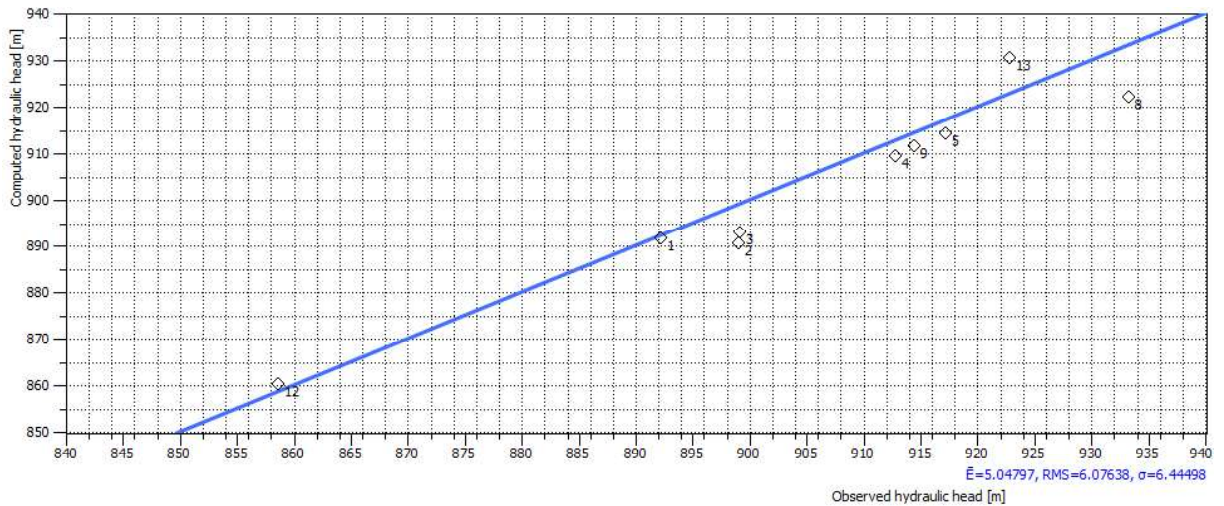
**Figura 5.9** – Correlação entre as cargas hidráulicas calculadas pelo FEFLOW e observadas para os 9 poços provenientes do SIAGAS/CPRM, na BHRVF.



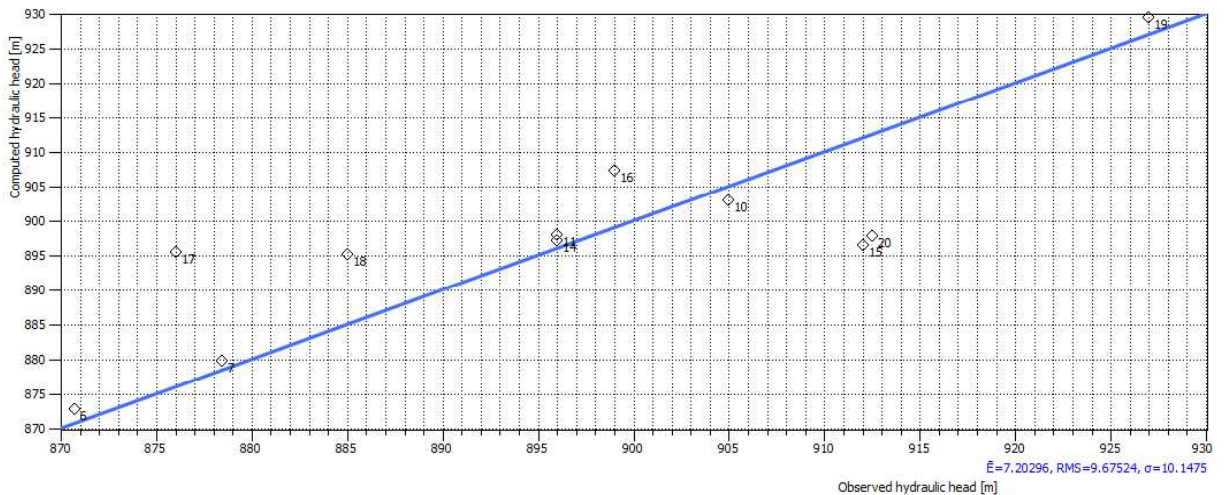
**Figura 5.10** – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento obtidos do IGAM/SUPRAM, de acordo com dados obtidos para a BHRVF.



**Figura 5.11** – Correlação entre as cargas hidráulicas calculadas pelo FEFLOW e observadas para os 11 poços provenientes do IGAM/SUPRAM, na BHRVF.



**Figura 5.12** – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento com os dados de nível d'água medidos entre 1987 e 1998, de acordo com dados obtidos para a BHRVF.



**Figura 5.13** – Reta de calibração dos níveis d'água em regime permanente com os valores observados (eixo x) e calculados (eixo y) em cada instrumento com os dados de nível d'água medidos entre 2002 e 2015, de acordo com dados obtidos para a BHRVF.

Com base nos dados apresentados nas Figura 5.8, 5.9, 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13, observa-se melhor ajuste dos níveis d'água a partir de dados dos poços fornecidos pelo CPRM, sendo o coeficiente de determinação da reta de calibração igual a 0,97 e o RMS de 5,52, em detrimento do  $R^2$  igual a 0,75 e RMS de 9,95 para os níveis d'água dos poços obtidos na SUPRAM, sendo estes os que levaram à diminuição desse coeficiente na calibração completa, considerando-se dados referentes a todos os 20 poços.

Observa-se, ainda, com base nos dados apresentados nas Figura 5.12 e 5.13 que a calibração referente ao período de 1987 a 1998 apresentou melhor ajuste do que o período de 2002 a 2015, sendo o RMS igual a 6,08 e 9,68, respectivamente. Entretanto, observa-se que, no primeiro período, os poços obtidos do CPRM são maioria, enquanto o contrário acontece no segundo período calibrado. Dessa forma, considerou-se essa análise tendenciosa e, portanto, descartou-se essa hipótese de calibração.

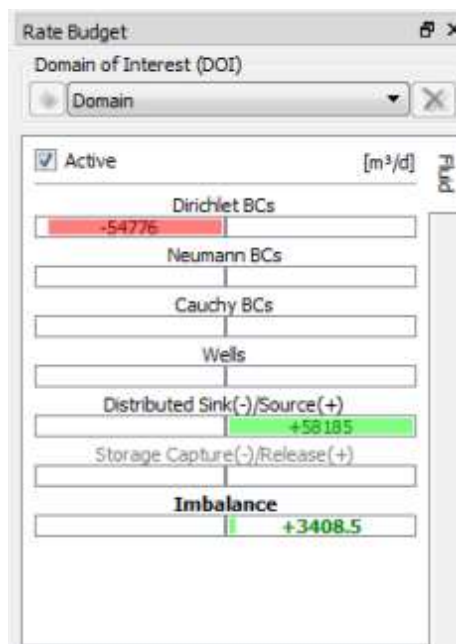
Destacam-se, ainda, as incertezas relacionadas aos próprios dados observados, menor confiabilidade dos dados de outorgas, uma vez que tem por objetivo o licenciamento do uso de água do poço, enquanto os dados obtidos do CPRM visam tão somente monitoramento do aquífero. O fato de utilizar o MDE para obtenção do nível d'água final através do nível estático também gera incerteza nos dados de entrada, devido às imprecisões do levantamento altimétrico obtido pelo SRTM. Essa imprecisão nos valores do levantamento altimétrico é relatada por Anderson e Woesner (1992), podendo atingir, inclusive, os dados de nível piezométricos observados.

Diante de todas as análises e levando em consideração tais incertezas, ainda assim, optou-se pela calibração considerando-se dados referentes aos 20 poços iniciais, pois foi considerada representativa e satisfatória para o objetivo do presente estudo, sendo o NRMS de 11 %, bem próximo ao resultado obtido por César (2015), que foi de 11,2 %, no entanto, considerando-se que foi feita uma calibração mais fidedigna, tendo em vista a utilização de maior número de dados observados com melhor distribuição espacial. Ressalta-se que a calibração foi melhorada consideravelmente, porém com a utilização de valores distantes da realidade, exemplo disso foram valores de recarga bem abaixo do real. Optou-se, então, por uma calibração mais fidedigna dos parâmetros, mesmo não sendo o melhor resultado alcançado.

Em relação às vazões nos principais cursos d'água da BRVF, apesar de não ter sido realizada a calibração desse parâmetro, devido à falta de dados de monitoramento na região em questão, foi feita uma comparação entre os valores calculados ao final da calibração e a vazão outorgada. Sendo a vazão outorgada igual a 700 L/s (60480 m<sup>3</sup>/dia), conforme informações repassadas pela COPASA, a vazão de saída calculada, como pode ser observada na Figura 5.14, de 54776 m<sup>3</sup>/dia, corresponde bem à da bacia em estudo.

Além disso, em regime permanente (*steady state*), deve haver equilíbrio no balanço hídrico, sendo o volume de entrada no aquífero modelado análogo ao volume que sai através das

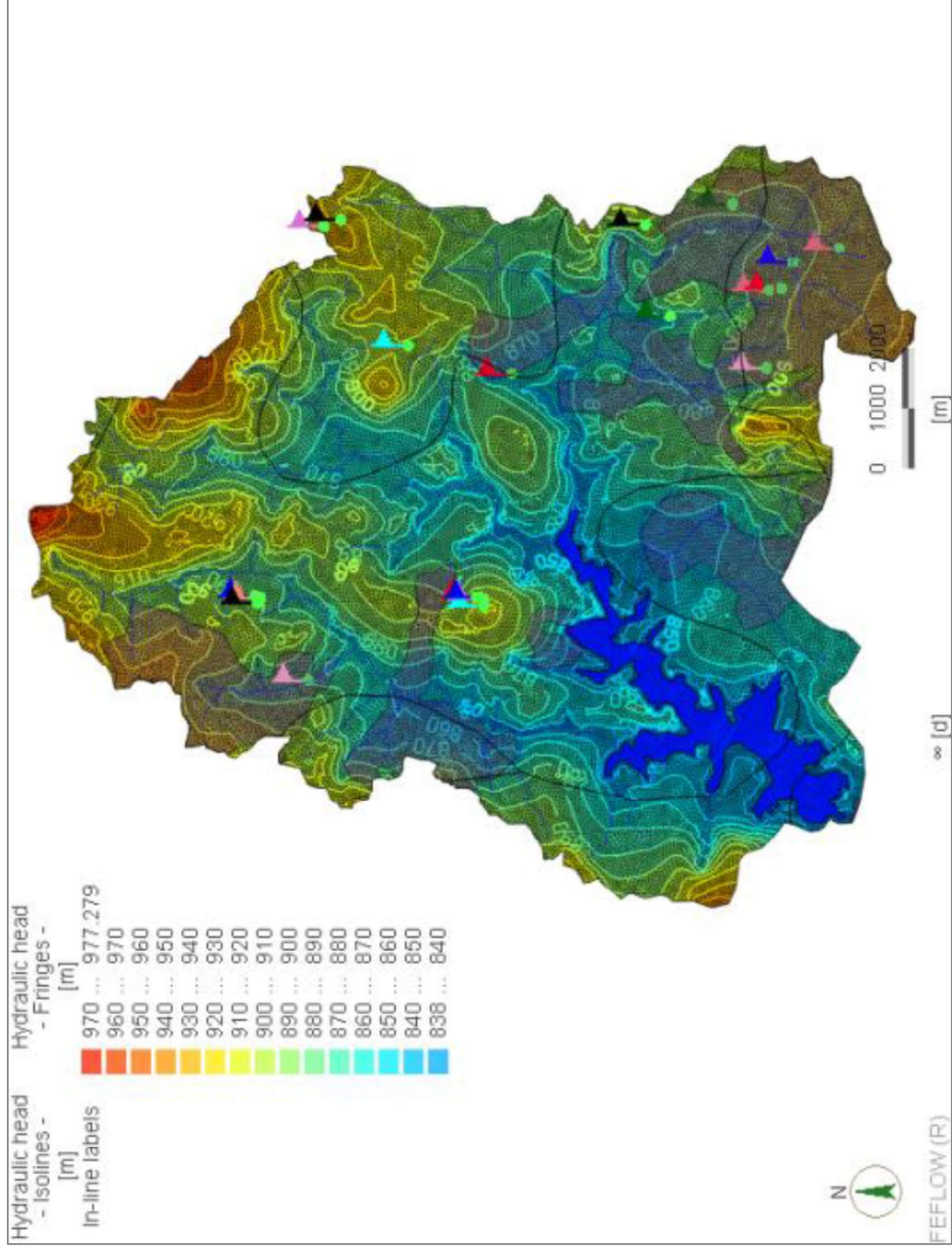
condições de contorno internas (cursos d'água superficiais). Após calibrado o modelo, analisou-se o balanço de fluxo do aquífero fornecido pelo FEFLOW que, pela Figura 5.14, observa-se que o balanço total simulado corresponde a 3 % da vazão de água no aquífero modelado, sendo a entrada de água equivalente à da recarga do aquífero (58185 m<sup>3</sup>/dia) e a saída correspondente às condições de contorno de Dirichlet, representadas pelos cursos d'água e reservatório (-54776 m<sup>3</sup>/dia).



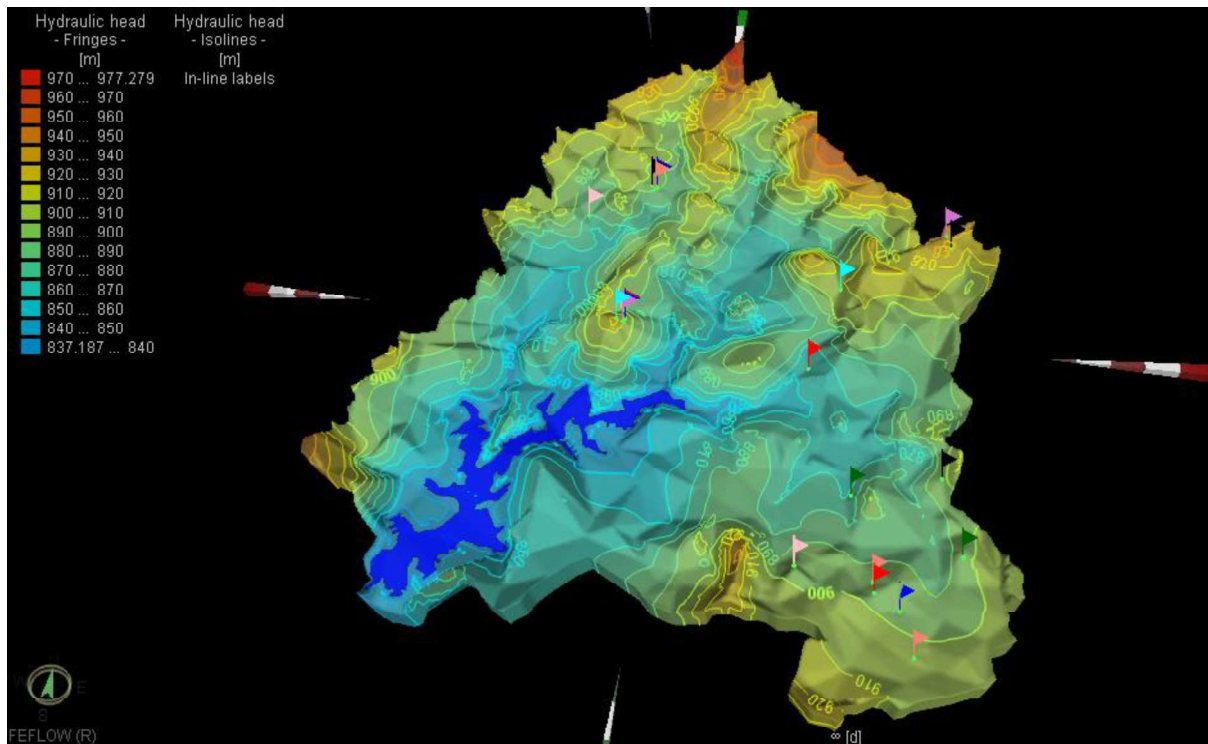
**Figura 5.14** – Tela demonstrativa do balanço hídrico do aquífero correspondente à BHRVF, após calibrado o modelo numérico *FEFLOW*.

### 5.2.3 Distribuição das linhas de fluxo

A Figura 5.15 apresenta a superfície potenciométrica resultante da calibração do modelo. Comparando-se essa figura com o mapa potenciométrico da modelagem conceitual (Figura 5.1: A) é possível observar que as discrepâncias ocorreram, principalmente, nas áreas sem poços de monitoramento ou outorgados, o que gera certa imprecisão no modelo de fluxo e a não representação no modelo conceitual. A visualização mais precisa dos níveis d'água se dá em vista tridimensional, sendo a planta uma representação mais simplificada. A Figura 5.16 apresenta, tridimensionalmente, a superfície de água calculada para o modelo calibrado em regime permanente. Em ambas as figuras observa-se o sentido do fluxo como predominante de nordeste para sudoeste, influenciado pelo relevo e condições de contorno (externa e internas) indo das áreas de maiores elevações topográficas para as porções de várzea.



**Figura 5.15** – Vista em planta da potenciometria da BHRVF resultante da calibração do modelo numérico.



**Figura 5.16** – Vista tridimensional dos níveis d'água na BHRVF calculados na calibração em regime permanente.

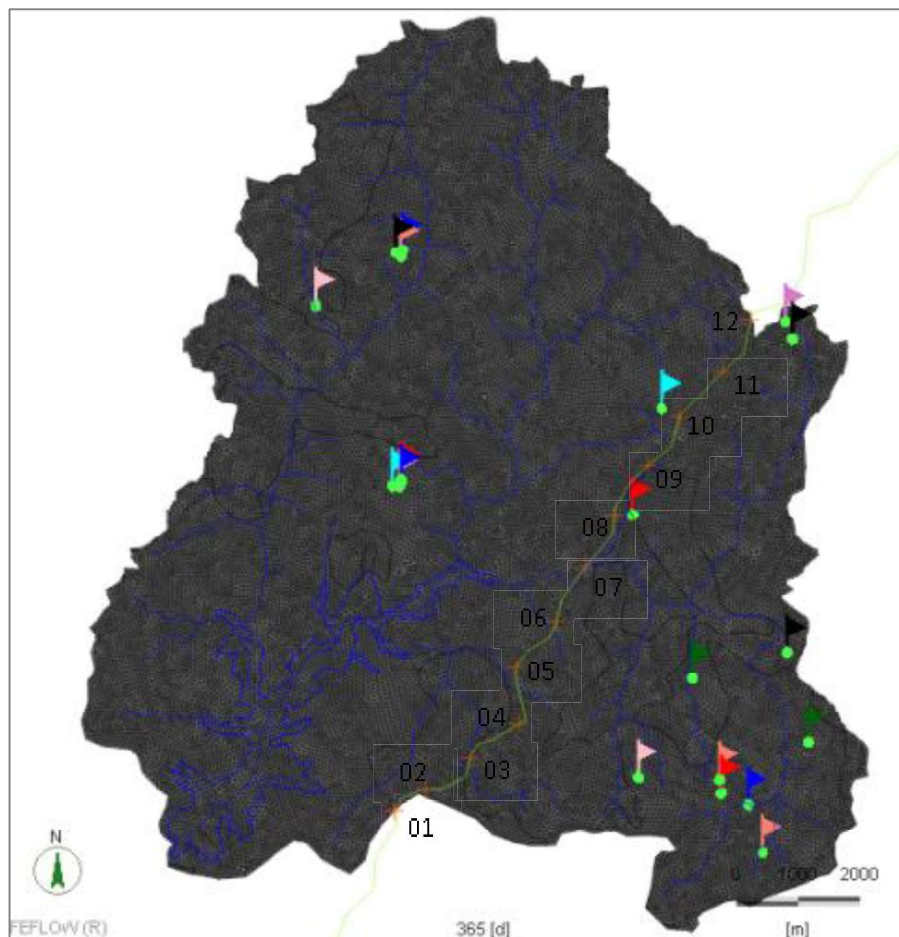
### **5.3 Resultados do modelo de transporte de contaminantes**

Neste item serão apresentados os resultados produzidos com a execução do *software* para o transporte de benzeno no aquífero. Como não há dados para calibração do modelo de transporte de contaminantes, uma vez que se baseia em cenários, aplicou-se a simulação adotando-se valores de literatura para os parâmetros que regem o transporte, buscando-se utilizar aqueles condizentes com a situação observada. Dessa forma, considerou-se um cenário provável simulado a partir do emprego dos dados já descritos na metodologia (item 4.5).

#### **5.3.1 Desenvolvimento da pluma de contaminante**

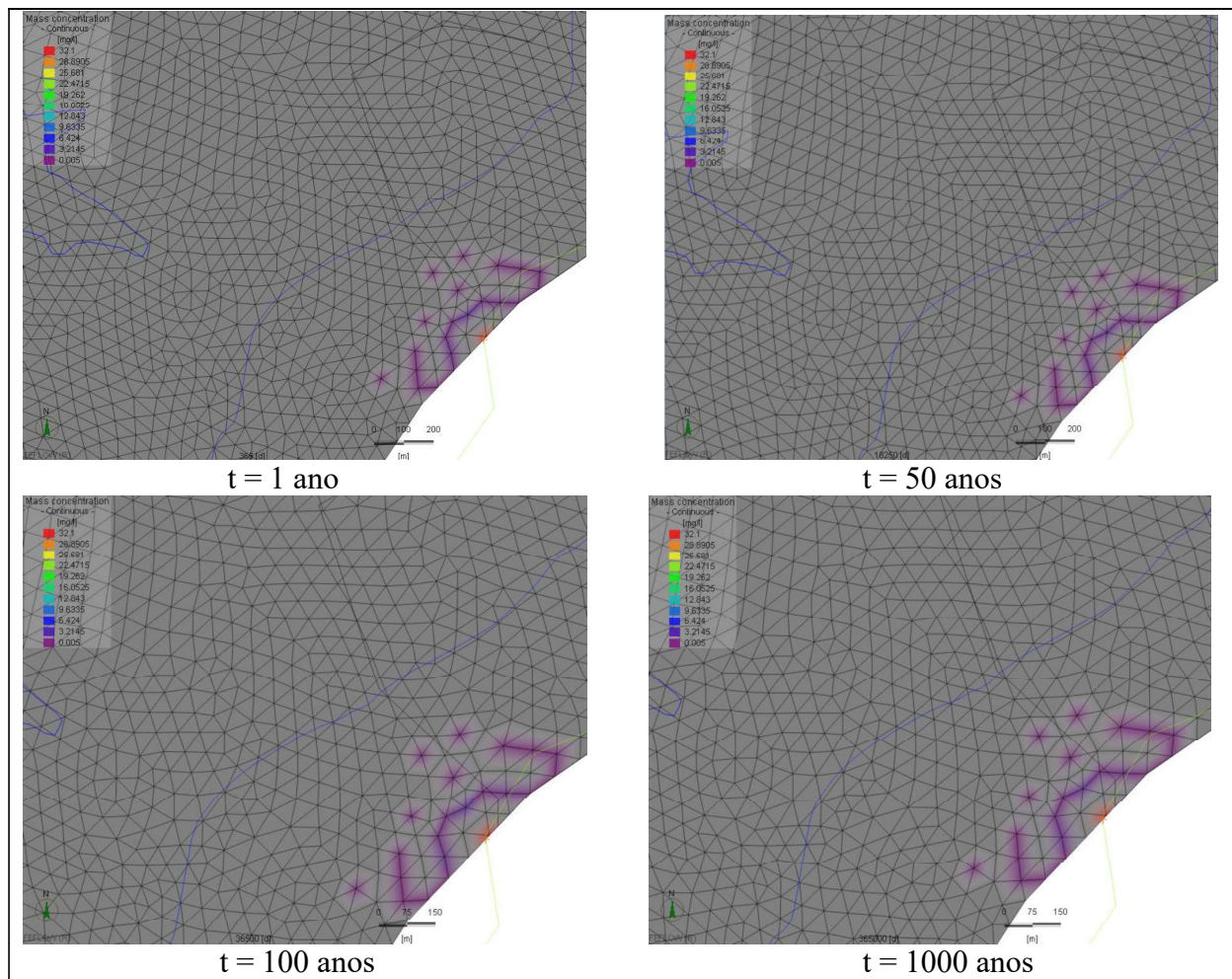
A Figura 5.17 mostra a vista em planta dos pontos de derramamento simulados nos 12 cenários de contaminação pontual, ao longo do Rodoanel Norte, bem como os poços utilizados para calibração do modelo de fluxo, descritos no item 5.2.2.





**Figura 5.17** – Vista em planta dos pontos de derramamento simulados nos 12 cenários de contaminação pontual de benzeno ao longo do Rodoanel Norte, na BHVFR, representados respectivamente, pelas cruzes alaranjadas e pela linha verde. As linhas azuis correspondem aos cursos d’água e reservatório e os pontos verdes representam os poços dos quais foram considerados dados para efetuar a modelagem do processo de deslocamento da pluma contaminante.

A Figura 5.18 apresenta a evolução no tempo das concentrações de benzeno simuladas, para o cenário 01, utilizando-se os parâmetros citados acima e para os tempos  $t = 1, 50, 100$  e  $1000$  anos. Nas figuras, estão representados o contorno do reservatório de Vargem das Flores, bem como os cursos d’água (a partir de ordem 2), ambos marcados em azul.

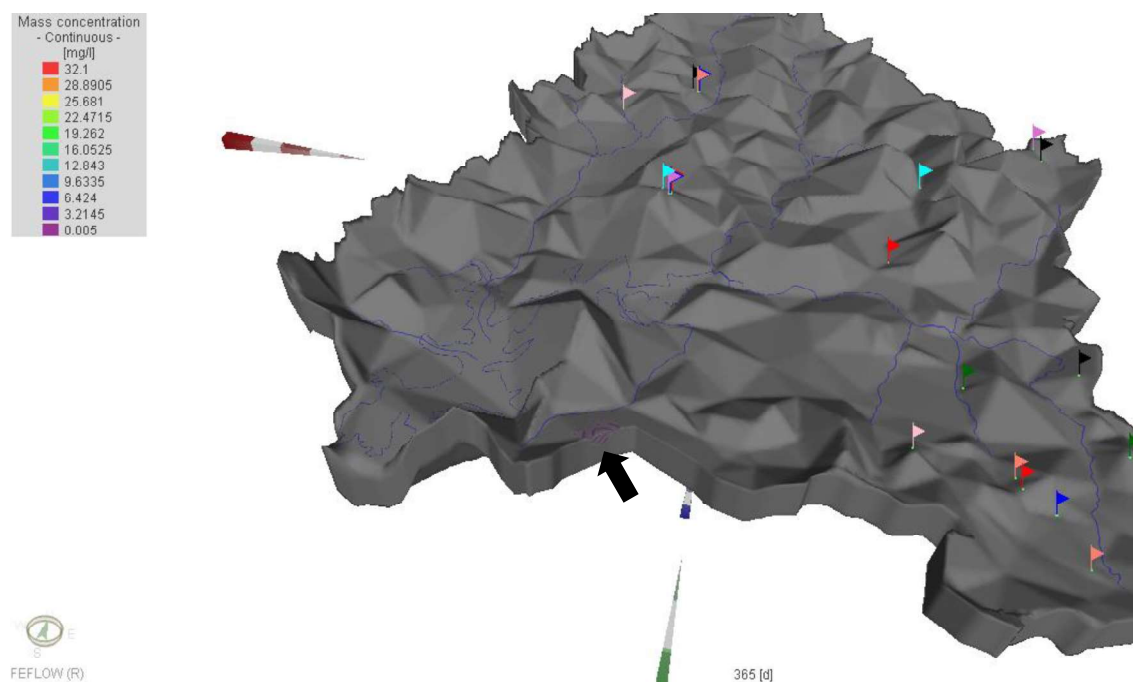


**Figura 5.18** – Vista em planta da evolução temporal da contaminação, por benzeno, no aquífero da BHRVF - cenário 01 (referência Figura 5.17). O maior alcance se dá pela frente da pluma (ponto de maior alcance).

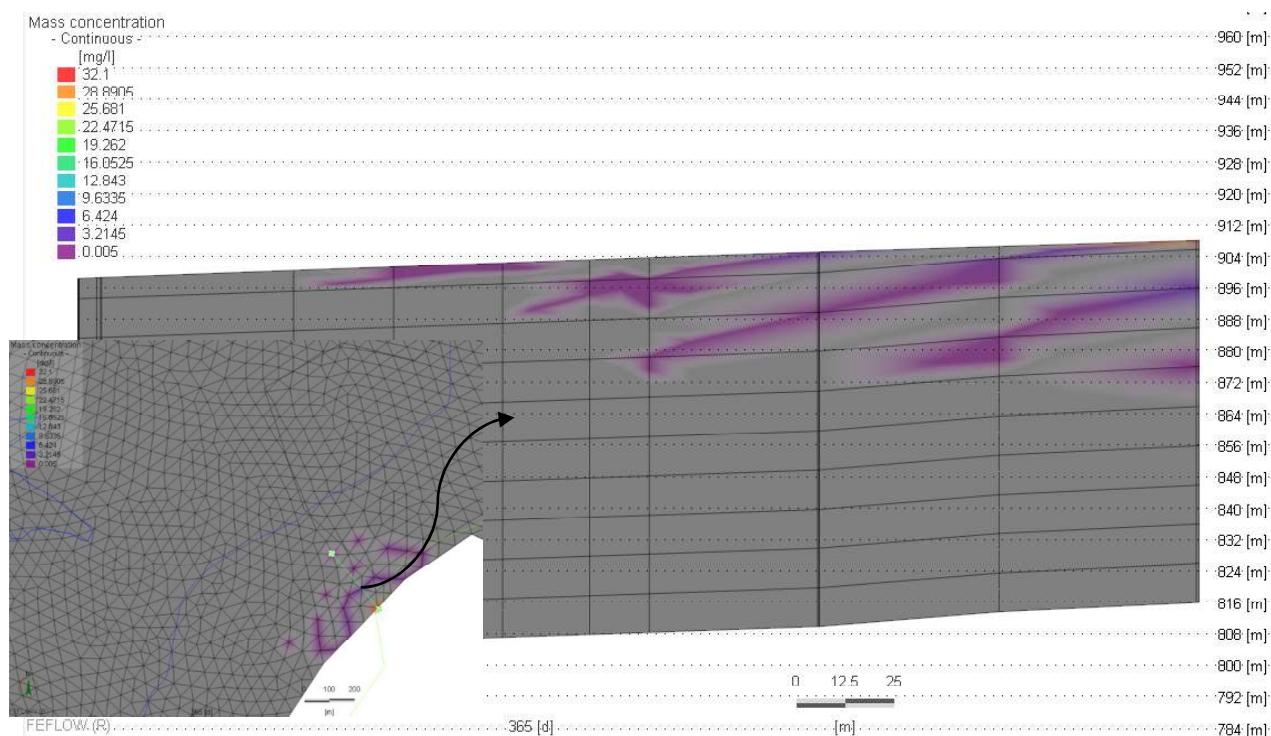
Observa-se, pela Figura, pequeno avanço do benzeno no aquífero o que ficou evidente à observação de concentrações da ordem de 0,005 mg/L, em decorrência de derramamentos ocorridos na superfície do solo. Não houve alterações de ordem de grandeza significativa em termos temporais. Esse fato pode ser explicado considerando-se as baixas velocidades de escoamento dos solutos no meio, que são da ordem de 0,02 m/dia. Firta (2001) comprovou que maiores velocidades de escoamento subterrâneo geram plumas de contaminação com maiores comprimentos. Haest *et al.* (2010) estimaram velocidade de escoamento subterrâneo da ordem de 0,082 m/dia. Távora (2010) e Sousa *et al.* (2012) encontraram velocidades de 0,12 m/dia e 0,27 m/dia, respectivamente, ou seja, uma ordem de grandeza maior que a simulada no presente trabalho e ainda afirmaram ser baixa, o que contribuiu para que a contaminação das águas subterrâneas não atingisse grandes extensões no aquífero. Ressalta-se que, por falta de informações disponíveis, não foi considerado o efeito proporcionado pelo bombeamento de

água dos poços, que pode levar ao aumento nas velocidades de escoamento no meio poroso e, por conseguinte, influenciar no transporte de contaminantes. Considerou-se, ainda, que a limitação na obtenção de parâmetros experimentais também tenha influenciado nos resultados. Dessa forma, para simplificação do texto, optou-se por representar ulteriormente somente as simulações de 1 ano de duração para os cenários de 02 a 12.

A Figura 5.19 mostra a representação tridimensional do modelo para o cenário 01 e a Figura 5.20 exhibe, em corte, a representação da distribuição horizontal e vertical da pluma dissolvida de benzeno no aquífero.



**Figura 5.19** – Vista tridimensional do aquífero da BHRVF, evidenciando-se a pluma de benzeno - cenário 01. As bandeirolas representam os 20 poços de observação utilizados na calibração do modelo de fluxo.

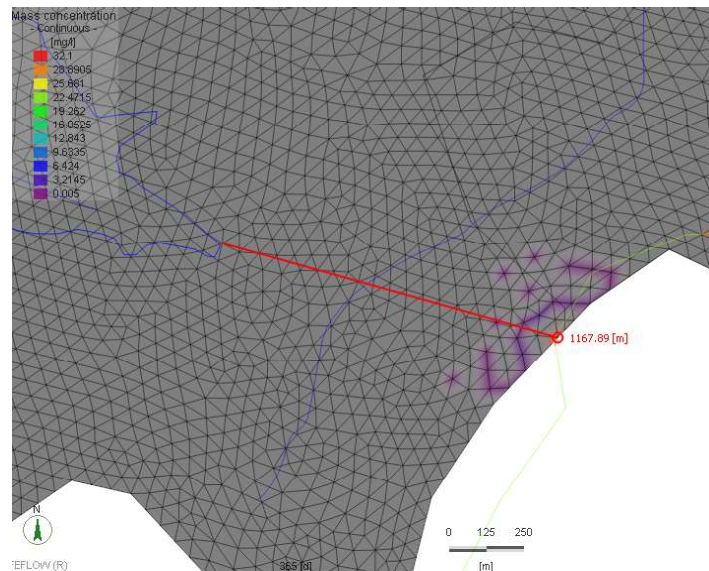


**Figura 5.20** – Vista em corte da distribuição da pluma de contaminação por benzeno no aquífero da BHRVF- cenário 01.

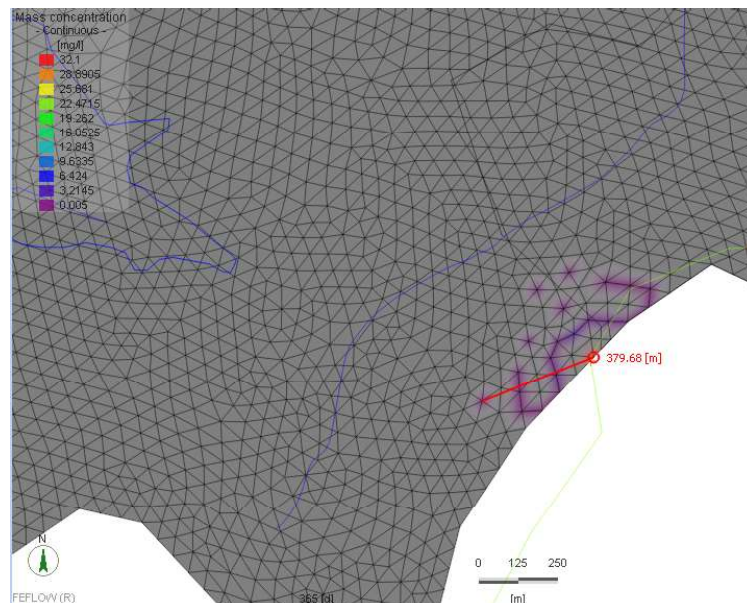
Pela Figura 5.20, observa-se que as maiores concentrações de benzeno na pluma de contaminação apresentam-se próximas à superfície, à aproximadamente 5 metros de profundidade, entretanto, concentrações ainda acima dos padrões de potabilidade se estendem, verticalmente, até aproximadamente 38 metros.

A Figura 5.21 mostra a distância aproximada entre o reservatório e o cenário 01 de contaminação pontual e a Figura 5.22 apresenta a distância aproximada atinjida pela pluma de contaminação, considerando-se concentração mínima de 0,005 mg/L.

Observa-se que, entre o reservatório de Vargem das Flores e o cenário de contaminação pontual 01, a distância média é da ordem de 1 km, o que se repete para os demais cenários mais próximos ao reservatório (do 01 ao 09), entretanto, o raio da pluma foi em média 300 m para os cenários, considerando-se a concentração mínima de 0,005 mg/L, um ano após o combustível ter atingido o lençol freático. Isso demonstra que, pelo menos de forma direta, a contaminação do aquífero por benzeno ao longo do Rodoanel Norte não chegará, considerando-se os períodos de simulação de 1, 50, 100 e 1000 anos, ao reservatório de abastecimento de água de Vargem das Flores.



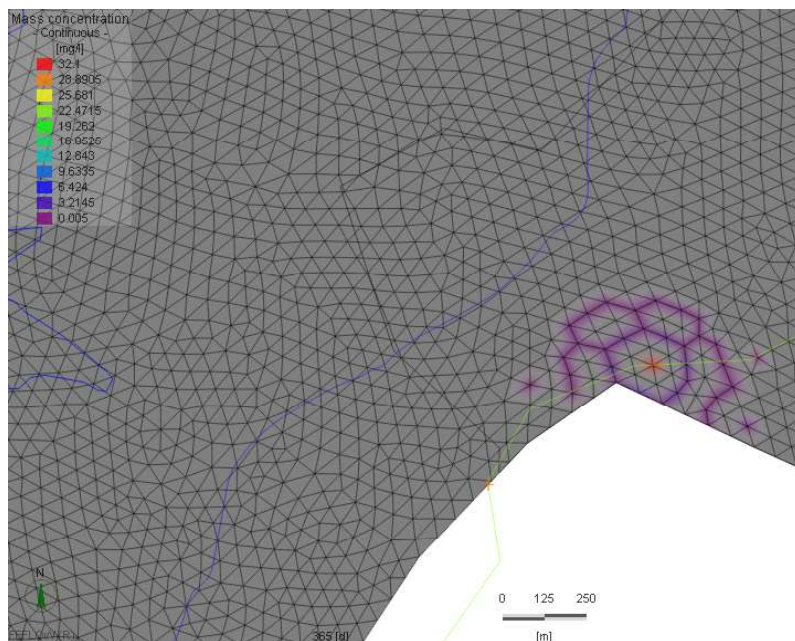
**Figura 5.21** – Distância média entre reservatório de Vargem das Flores e o ponto de contaminação por benzeno, considerando-se o cenário 01.



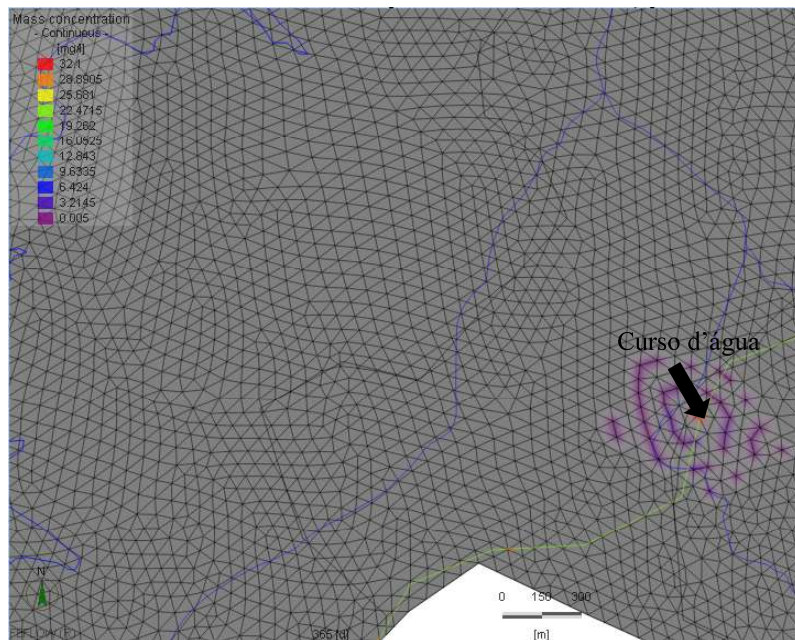
**Figura 5.22** – Distância média da pluma de contaminação por benzeno, considerando-se o cenário 01.

Costa e Freire (2011) modelaram diferentes concentrações em doze postos de combustíveis localizados na parte baixa da Região Metropolitana de Maceió e resumidamente, para concentração de 5 mg/L, em um dos poços localizados em área de baixa velocidade, resultou-se na distância máxima horizontal de 46,16 m e profundidade de 42,30 m. Assim, considerando-se a distribuição horizontal do benzeno no presente estudo, para concentração constante igual a 32,1 mg/L a distância apresentada de 300 m é coerente com resultados de literatura, que são na maior parte das vezes menores.

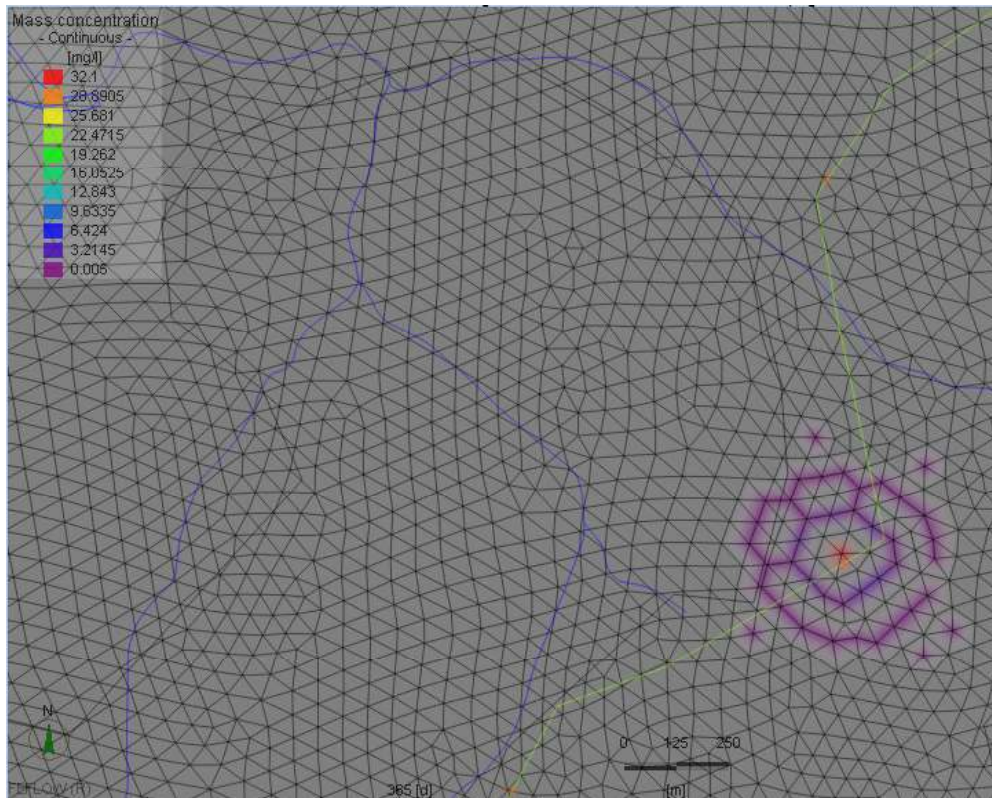
As Figuras 5.23 A a K mostram o comportamento da pluma de benzeno nos demais cenários de contaminação - cenários 02 a 12 que podem ser todos visualizados na BHRVF pela Figura 5.17, ressaltando-se que o reservatório encontra-se, sempre, à sudoeste dos cenários.



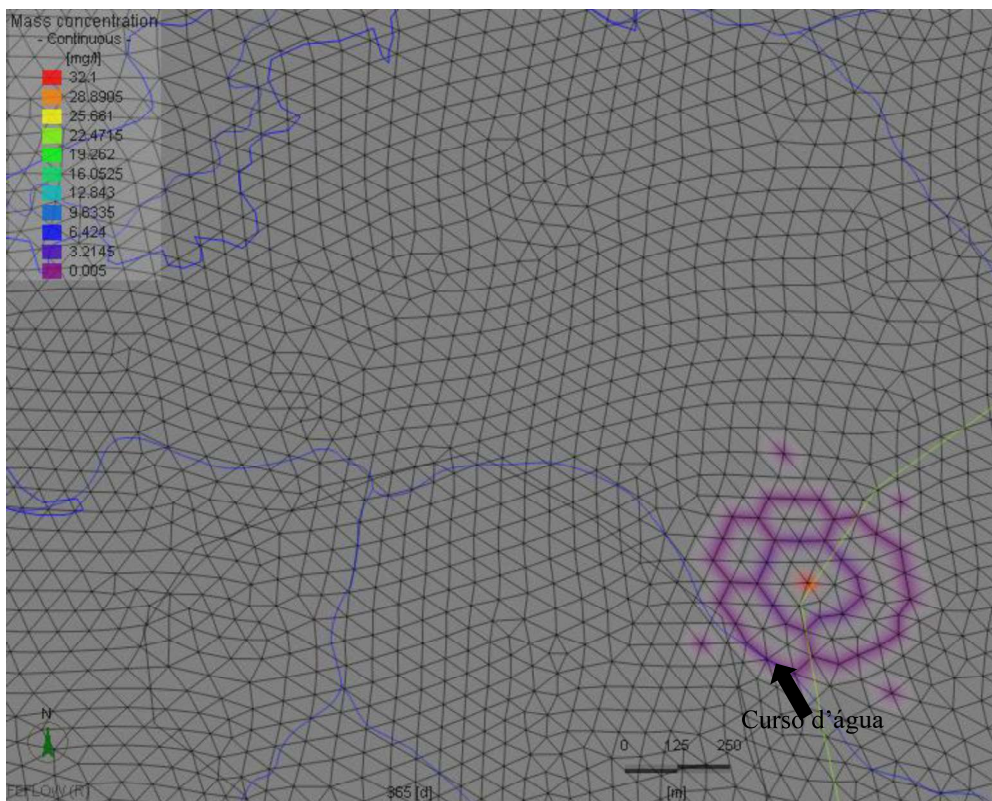
**Figura 5.23 A** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 02 (referência Figura 5.17).



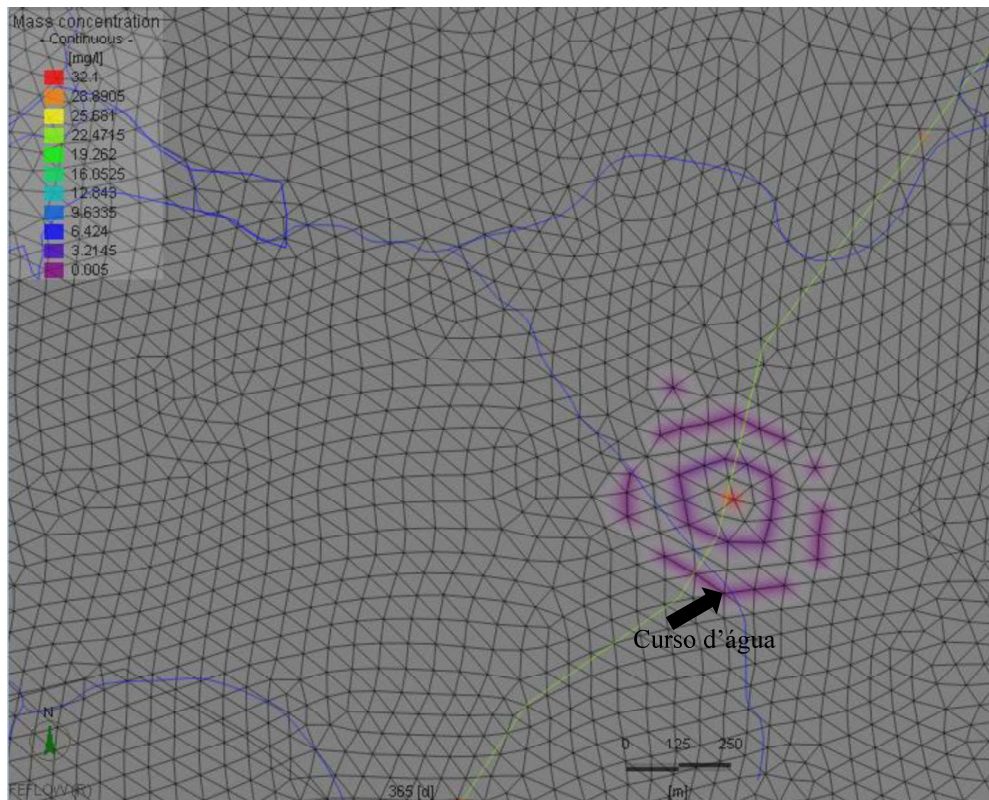
**Figura 5.243 B** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 03 (referência Figura 5.17).



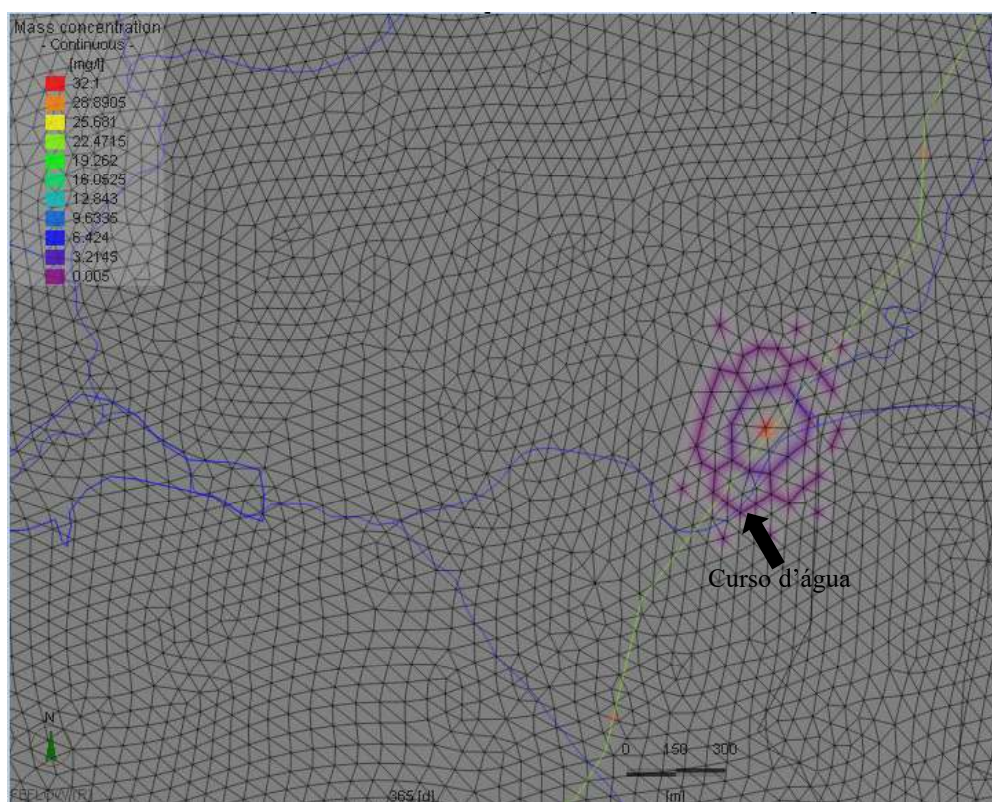
**Figura 5.253 C** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 04 (referência Figura 5.17).



**Figura 5.263 D** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 05 (referência Figura 5.17).

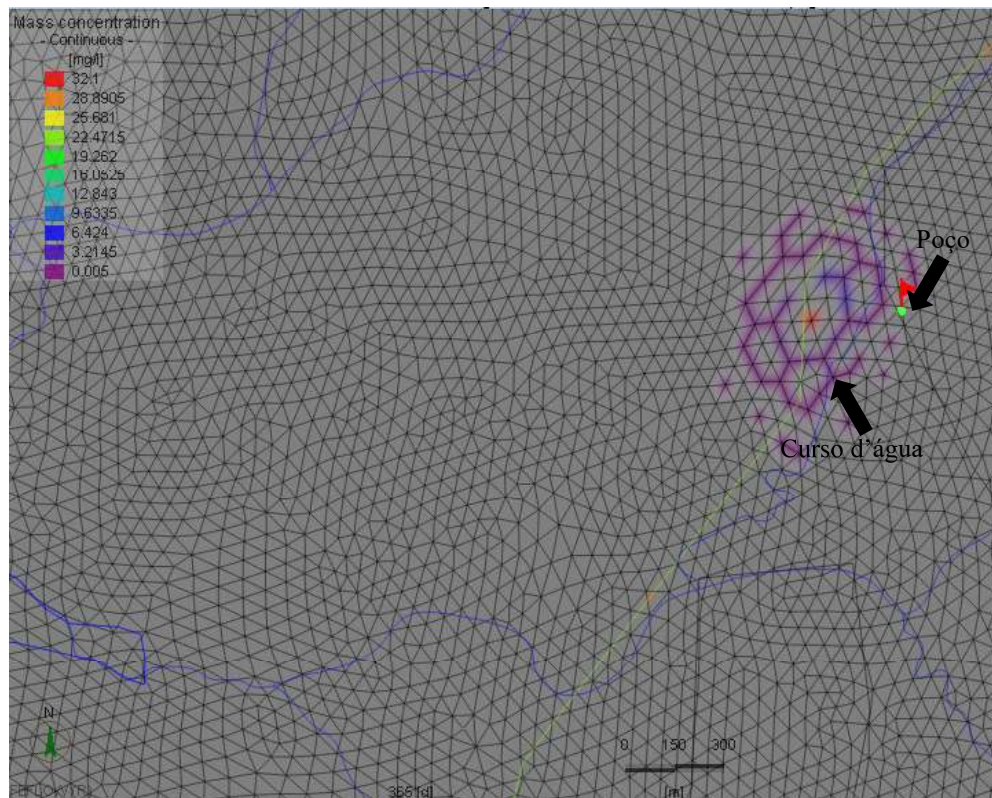


**Figura 5.273 E** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 06 (referência Figura 5.17).

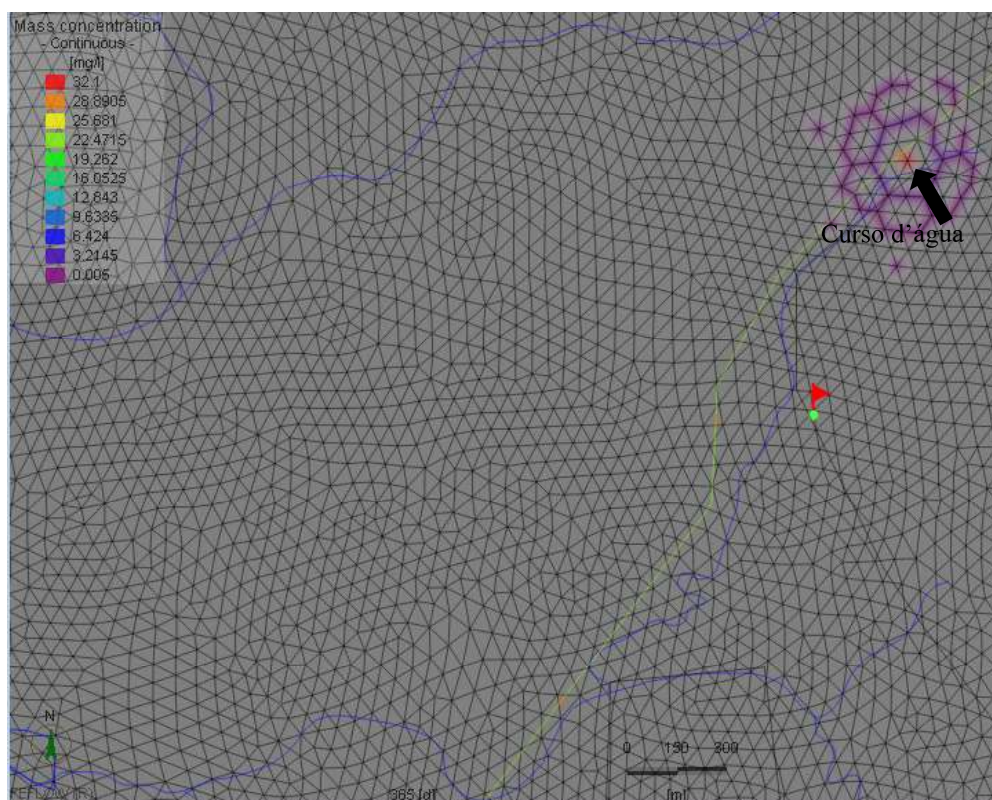


**Figura 5.283 F** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 07 (referência Figura 5.17).

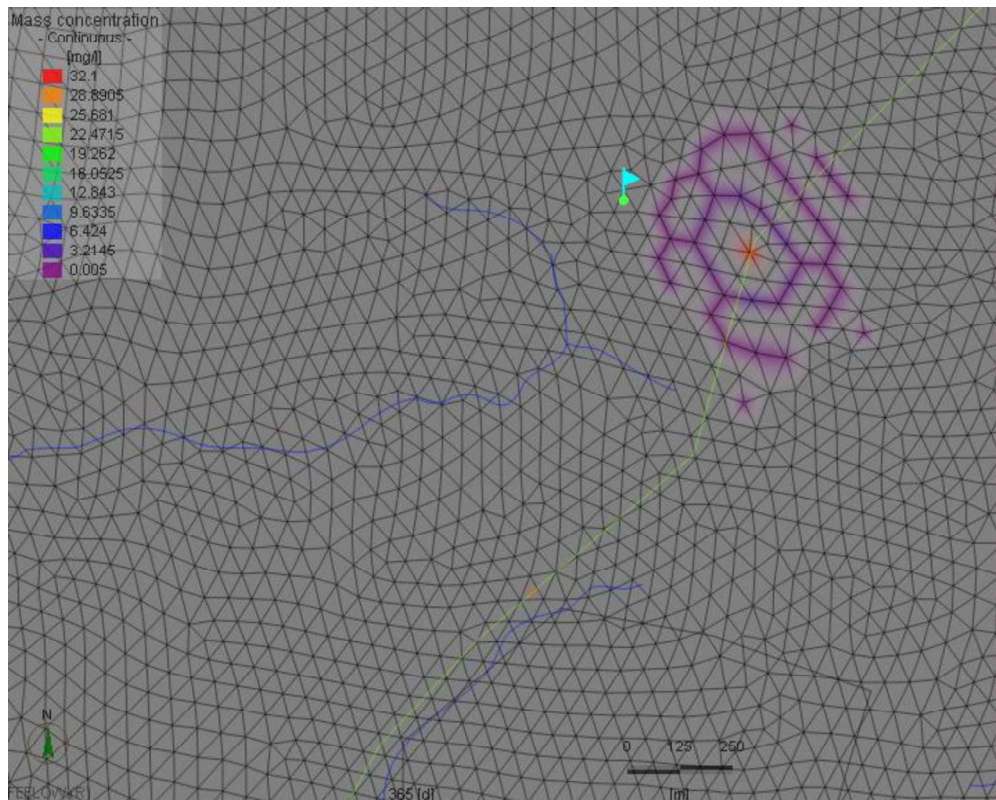




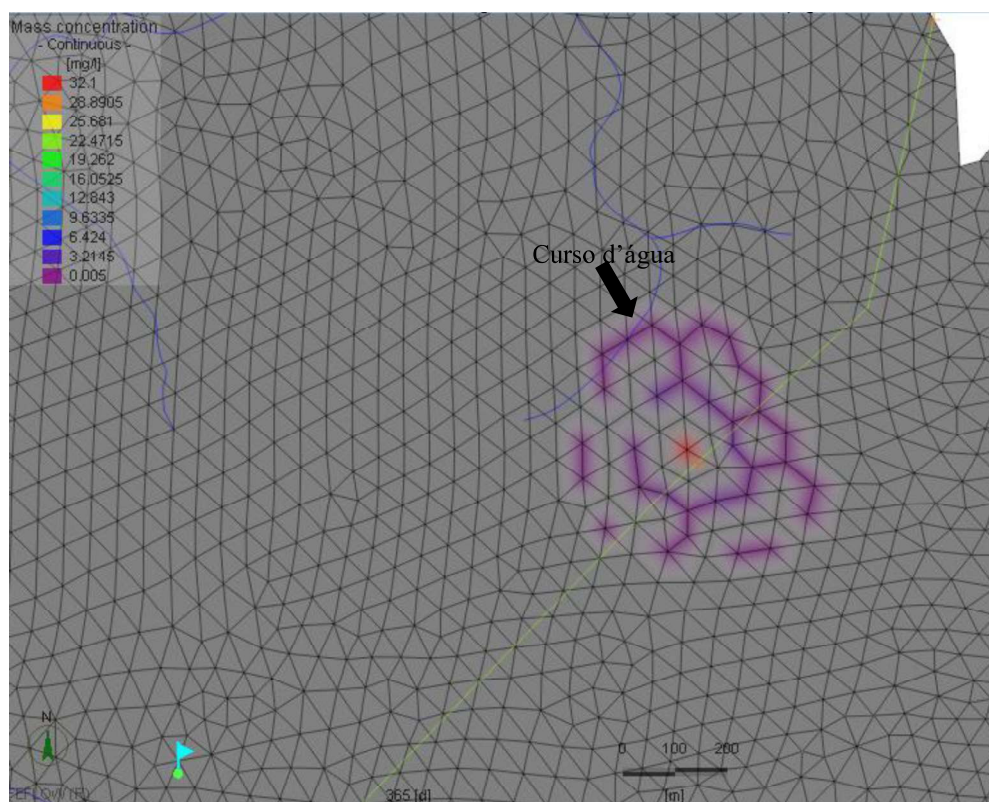
**Figura 5.293 G** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 08 (referência Figura 5.17).



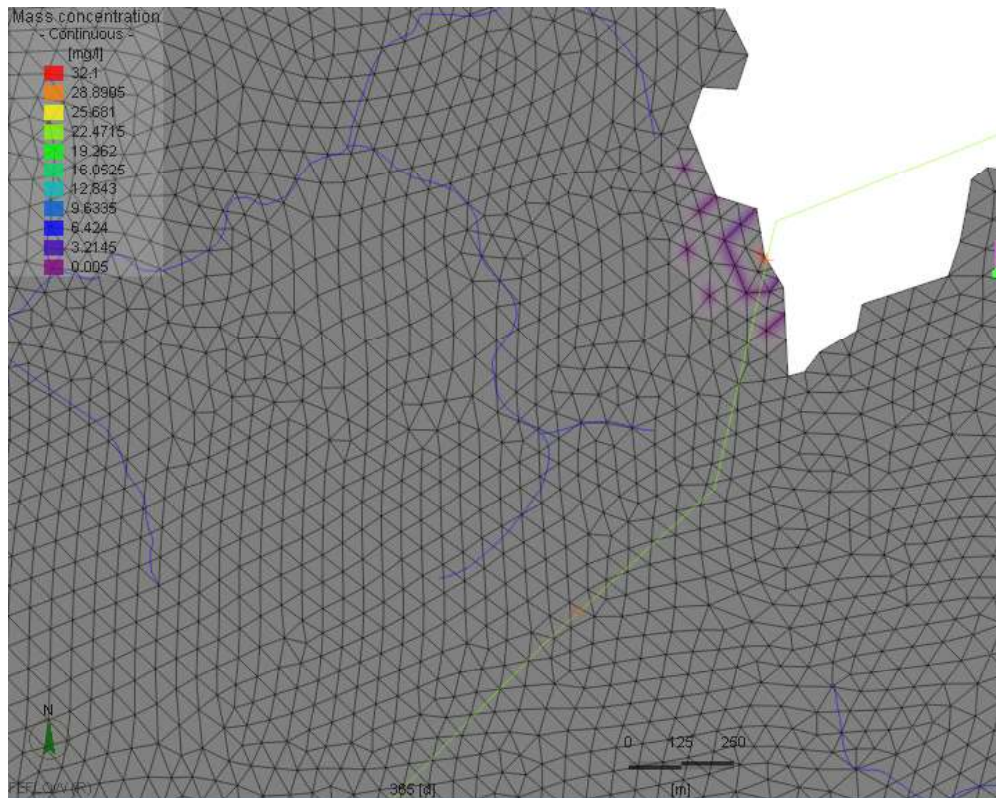
**Figura 5.303 H** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 09 (referência Figura 5.17).



**Figura 5.231 I** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 10 (referência Figura 5.17).



**Figura 5.232 J** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 11 (referência Figura 5.17).



**Figura 5.233 K** – Vista em planta da contaminação do aquífero da BHRVF por benzeno, considerando-se  $t = 1$  ano para o cenário 12 (referência Figura 5.17).

Observa-se, com base nas informações contidas nas figuras que, embora a contaminação do aquífero não atinja o reservatório de forma direta, como descrito anteriormente, o benzeno pode chegar ao reservatório de Vargem das Flores de forma indireta, através da contaminação dos cursos d'água superficiais, ao se considerar os cenários 03, 05, 06, 07, 08, 09 e 11. Nos cenários 03 e 05, o benzeno pode atingir dois diferentes cursos d'água afluentes ao córrego Bela Vista, sendo este um dos principais tributários ao reservatório. No caso dos cenários 06, 08 e 09, a pluma pode chegar ao reservatório através da contaminação de dois diferentes afluentes do Ribeirão Betim, sendo este o principal e maior tributário do reservatório de Vargem das Flores e, no cenário 07, a pluma de contaminação atinge diretamente o Ribeirão Betim. Por fim, para o caso do cenário 11, o benzeno atinge afluentes do córrego Morro Redondo, que é o segundo maior tributário do reservatório. Além disso, observa-se, ainda, no cenário 08 que a contaminação pontual por benzeno poderá atingir o poço 12, que é utilizado para consumo humano.

A Tabela 5.6 apresenta a análise de sensibilidade dos parâmetros de transporte, considerando-se a concentração dada na máxima distância da pluma. Para isso os valores de cada parâmetro individualmente foram variados 0,5; 0,75; 1,25 e 1,5 vezes em relação ao valor inicial adotado.

**Tabela 5.6 – Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros na estimativa da concentração (mg/L).**

Parâmetro	Variação	Cenários											
		01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
at e ca	0,5	0,00608486	0,00645911	0,00593717	0,00608803	0,00504528	0,006739	0,00503732	0,00546722	0,00514266	0,00669293	0,00868569	0,00579996
	0,75	0,00607975	0,00658346	0,00640451	0,00611759	0,0050743	0,00627007	0,00507395	0,00536101	0,00510625	0,00670928	0,00767092	0,00580341
	1	0,00607467	0,00664088	0,00679846	0,00615489	0,00510997	0,0058629	0,00505379	0,00523694	0,00509339	0,00672111	0,00698755	0,00580627
	1,25	0,00606951	0,00666441	0,00713871	0,00619489	0,00514561	0,00552186	0,00508624	0,00512112	0,00509024	0,00673021	0,0064959	0,00580871
	1,5	0,00606572	0,00667013	0,00743488	0,00623468	0,00517912	0,00520704	0,00505585	0,0050453	0,00509326	0,00673726	0,00612642	0,00581338
	Média						0,005978417						
	Desvio						0,000791815						
K <sub>d</sub>	0,5	0,00606309	0,00666224	0,00785525	0,00629614	0,00522559	0,00478781	0,00508658	0,0048378	0,00510531	0,00674719	0,00568027	0,00582044
	0,75	0,00606953	0,00666781	0,00722011	0,00620473	0,0051537	0,00543873	0,00506603	0,00509044	0,0050914	0,00673239	0,00639053	0,00581066
	1	0,00607467	0,00664088	0,00679846	0,00615489	0,00510997	0,0058629	0,00505379	0,00523694	0,00509339	0,00672111	0,00698755	0,00580627
	1,25	0,00607824	0,00660032	0,00649932	0,00612592	0,00508239	0,00616634	0,00505056	0,00532676	0,00510206	0,00671221	0,00749519	0,00580375
	1,5	0,00608008	0,006555	0,00627502	0,00610819	0,005065	0,00639875	0,0050436	0,00540335	0,0051133	0,00670492	0,00793158	0,00580184
	Média						0,005952805						
	Desvio						0,00077866						
λ	0,5	0,00605063	0,00665669	0,00792823	0,0063085	0,00523432	0,00470097	0,00511964	0,00474131	0,00510866	0,00673266	0,00559329	0,00580413
	0,75	0,00606456	0,00666847	0,00724035	0,00620794	0,00515701	0,00537653	0,00504968	0,00506669	0,00509105	0,00673465	0,00635089	0,00581502
	1	0,00607467	0,00664088	0,00679846	0,00615489	0,00510997	0,0058629	0,00505379	0,00523694	0,00509339	0,00672111	0,00698755	0,00580627
	1,25	0,00608361	0,006598	0,00648942	0,00612471	0,00508121	0,00618107	0,00504736	0,00533859	0,00510228	0,00671305	0,00751813	0,00581
	1,5	0,00608621	0,00655043	0,00625731	0,00610671	0,00506358	0,00641813	0,00502703	0,0054048	0,00511464	0,00670514	0,00797191	0,00580776
	Média						0,005949063						
	Desvio						0,000790344						

Escolheu-se alterar os parâmetros de dispersão, mantendo-se as relações estabelecidas em Fetter (1992). Da mesma forma que no transporte de benzeno descrito acima, na análise de sensibilidade dos parâmetros estudou-se somente para  $t = 1$  ano, uma vez que não houve alterações temporais de ordem de grandeza significativa para a concentração de benzeno no aquífero.

Observa-se, pela referida tabela, que cada cenário se comportou de uma forma diferente. Por exemplo, o aumento no parâmetro de transporte nem sempre levou à diminuição na concentração em todos os cenários. Uma explicação para isso é a diferença entre as características do fluxo, que variam de acordo com o cenário, tal como a recarga e a condutividade hidráulica, bem como as cargas hidráulicas e velocidades calculadas pelo programa, no modelo de fluxo calibrado.

Destaca-se ainda, na Tabela 5.6, que os parâmetros de dispersão e decaimento foram os que resultaram em maior variação nas concentrações de benzeno simuladas, com um desvio padrão de 0,00079 mg/L, enquanto que o coeficiente de distribuição foi o que menos influenciou na resposta do modelo. Vale ressaltar que, para o caso do coeficiente de decaimento, a sensibilidade ao modelo se deu devido aos processos de degradação que causam a remoção de massa do contaminante e, para o caso da dispersão, sua sensibilidade ao modelo pode ser explicada por não necessitar da diluição do contaminante para ocorrer.

Por fim, os pequenos desvios padrões obtidos demonstram robustez do modelo de transporte de contaminante.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente estudo consistiu na elaboração dos modelos conceitual e numérico do fluxo de água subterrânea do aquífero livre poroso coincidente à bacia de contribuição do reservatório de Vargem das Flores, em regime de escoamento permanente. Essas etapas do trabalho possibilitaram a realização da modelagem do transporte de benzeno a partir de vários cenários de contaminação pontual, ao longo do projeto de expansão rodoviária da Região Metropolitana de Belo Horizonte (Rodoanel Norte) que passa pela área, advinda de hipotéticos acidentes envolvendo caminhão-tanque de transporte de combustíveis.

O modelo conceitual forneceu a representação simplificada do fluxo subterrâneo na BHRVF a partir de dados secundários, porém atualizados, do local de estudo. No mapa potenciométrico resultante, as direções do fluxo subterrâneo foram coincidentes com a topografia. Dessa forma, conforme o esperado, o fluxo subterrâneo migra das regiões de maiores elevações em direção aos cursos d'água superficiais e ao reservatório de Vargem das Flores, localizado na região Sudoeste da Bacia.

A modelagem conceitual resultou em elementos suficientes para o desenvolvimento do modelo numérico de fluxo, que foi calibrado, a fim de comprovação da eficácia do mesmo. Pelo processo de calibração foram obtidos NMRS de 11%, valor próximo ao recomendado pela US EPA, bem como coeficiente de Nash e  $R^2$  iguais a 0,81. Os níveis d'água simulados dos 20 poços utilizados nessa etapa também foram analisados e concluiu-se que 60% desses poços foram considerados satisfatórios, com Nash maior que 0,8. Os 40% dos poços restantes incluíram valores considerados entre mediano e insatisfatório. Por fim, observou-se ainda adequada variação espacial da eficiência medida pelo índice de Nash-Sutcliffe, resultante de cada poço de observação. Assim, embora a aquisição de dados de campo sejam fundamentais para melhor representatividade do modelo, os resultados advindos da modelagem de fluxo, ainda que baseados em dados secundários, mostraram o desenvolvimento de um modelo robusto, capaz de representar bem os processos e coerente matematicamente e fisicamente, sendo possível a comparação numérica e experimental com outros estudos no mesmo tema. Apesar disso, ressalta-se a dificuldade de se trabalhar experimentalmente em escalas tão extensas quanto a aqui estudada (aproximadamente 121 km<sup>2</sup>).

Da mesma forma que na modelagem de fluxo, os parâmetros da modelagem de transporte de contaminantes, ainda que não tenham sido obtidos experimentalmente, em condições de campo,

os valores utilizados escolhidos criteriosamente baseados em literatura e coerentes com a situação apresentada, possibilitaram representação adequada dos cenários propostos no trabalho. Os parâmetros de dispersão e o coeficiente de decaimento ( $\lambda$ ) demonstraram-se mais sensíveis do que o coeficiente de distribuição, de maneira que os esforços de obtenção de dados experimentais devem se basear em tais parâmetros em estudos similares.

As estimativas do modelo final sugeriram que as plumas de contaminação com o benzeno, nos cenários analisados, apenas poderão atingir o reservatório de Vargem das Flores, importante reservatório utilizado para o abastecimento de água da RMBH, de maneira indireta, em qualquer dos tempos considerados após o combustível ter atingido o lençol freático. Enquanto a distância aproximada entre os cenários de contaminação e o reservatório de Vargem das Flores foi de 1,0 km, o raio atingido pela pluma de benzeno foi em média 400 m e com profundidade aproximada de 33 m, para todos os 12 cenários de contaminação pontual. Não se deve excluir, portanto, a hipótese de que uma pluma acidental de benzeno possa vir a atingir o reservatório, tendo em vista que bombeamentos de água de poços existentes na bacia e a contaminação indireta através dos cursos d'água tributários ao reservatório podem proporcionar esse risco.

De forma geral, salienta-se que a obtenção de mais dados em campo e/ou em laboratório pode conferir mais confiabilidade no uso do modelo ajustado. No entanto, mesmo obtendo parâmetros em quantidade e qualidade suficientes, ressalta-se que o modelo numérico será sempre representação simplificada da realidade e que, em muito casos, maior complexidade dos dados pode levar inclusive a um modelo duvidoso. Dessa forma, os resultados aqui apresentados referem-se a um modelo prático e robusto, quando comparado à outros estudos similares.

Ainda assim, visando a verificação minuciosa dos resultados aqui apresentados, recomenda-se a realização do monitoramento constante das vazões dos cursos d'água na área da BHRVF, possibilitando a calibração também em termos de vazões. Sugere-se, ainda, a ampliação do número de poços de monitoramento, levando-se em consideração a distribuição espacial, além da obtenção de dados de níveis d'água sem nenhuma interferência de bombeamento, na mesma data, caracterizando melhor o regime permanente de escoamento. Deve-se atentar ainda ao levantamento preciso e uniforme das cotas referentes aos níveis d'água, a fim de se evitar erros de obtenção de cotas nos dados de monitoramento que podem interferir nos resultados do modelo. O monitoramento físico-químico, visando a caracterização de pH, temperatura,

condutividade elétrica das águas subterrâneas da região da BHRVF, com o objetivo de avaliar, por exemplo, interferências ou não, tal como a salinidade, de outros aquíferos próximos também é recomendado. Por fim, sugere-se obter valores experimentalmente dos parâmetros de dispersão, do coeficiente de decaimento bem como do fator de retardamento, que regem o transporte de contaminantes.



## REFERÊNCIAS

AKIMA, H. A Method of Bivariate Interpolation and Smooth Surface Fitting for Irregularly Distributed Data Points, ACM, Association for Computing Machinery. Transactions on Mathematical Software, Vol. 4, No. 2, pp. 148-159, jun 1978.

ALBERTO, M. C. e KIANG, C. H. (2003). Fluxo da água subterrânea em sistema de encostario, município de Paulínia (SP): caracterização e simulação numérica. São Paulo, UNESP, *Geociências*, v. 22, N. Especial, p. 117-128, 2003.

ALMEIDA, F. F. M. e HASUÍ, Y. (1984). O pré-cambriano do Brasil. São Paulo: Edgard Blücher, 378 p.

ALMEIDA, J.; AGUIAR, L.A.; LINS, G.A. Modelo do bioscreen para simulação de contaminação de BETEX em pluma. In: XIV Congresso Brasileiro de Engenharia de Avaliações e Perícias (COBREAP), 2007, Salvador – Bahia. Anais do XIV Congresso Brasileiro de Engenharia de Avaliações e Perícias (COBREAP), 2007.

AMORIM, E.L.C.; BARBOZA, M.G.; OLIVEIRA NETTO, A.P.; FREIRE, C.C. (2006). Modelagem do comportamento da pluma de efluente de fossa séptica no lençol freático utilizando o software Visual Modflow. In: VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2006, Gravatá. Anais do VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2006.

ANDERSON, M. P. e WOESSNER, W. W. (1992). Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport. Academic Press, Inc., 381 p., San Diego: New York. 1992.

ASSUMANING, G. A. e CHANG, S.-Y. (2012). Use of simulation filters in three-dimensional groundwater contaminant transport modeling. Journal of Environmental Engineering, vol. 142(2), pp. 1122–1129.

ASSUMANING, G. A. e CHANG, S.-Y. (2016). Application of sequential data-assimilation techniques in groundwater contaminant transport modeling. Journal of Environmental Engineering, vol. 138(11), 10 p.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. 1994 (2002). D 5611: Standard Guide for Conducting a Sensitivity Analysis for a Ground-Water Flow Model Application. United States, 5 p.

BAEK, D.-S.; KIM, S.-B.; KIM, D.-J. (2003). Irreversible sorption of benzene in sandy aquifer materials. Hydrological Processes, 17, 12.

BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1997). *Ground Water Contamination: Transport and Remediation*. 2<sup>nd</sup> ed. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1997. 604 p.

BEILICCI, R. e BEILICCI, E. (2014). Solute Pollutants Transport Modeling in Landfill Valea Manastirii, Gorj County-Romania. Research Journal of Agricultural Science 46(1), pp. 3 – 9.

BERNICE, A. M. (2010). Evolução da contaminação por nitrato em aquíferos urbanos: estudo de caso em Urânia (SP). Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 127 p.

BETIM (2006). Caracterização de ecossistemas. EMATER - MG. Belo Horizonte. Janeiro de 2006.

BLESSENT, D.; BARCO, J.; TEMGOUA, A. G. T.; ECHEVERRRI-RAMIREZ, O. (2017). Coupled surface and subsurface flow modeling of natural hillslopes in the Aburrá Valley (Medellín, Colombia). *Hydrogeol J.* 25:331-345.

BORAH, T. e BHATTACHARJYA, R., K. (2016). Development of an Improved Pollution Source Identification Model Using Numerical and ANN Based Simulation-Optimization Model. *Water Resour Manage* 30:5163-5176, pp. 5163 – 5176.

BRASIL. (2011). Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 - Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, de 12 de Dezembro de 2011.

BRITO, F. C. (2011). *Modelação do escoamento subterrâneo do sector do Ribeiro Frio do Sistema Aquífero da Água Fonte da Fraga*. Dissertação (Mestrado em Geotecnia e Ambiente) – Engenharia, Universidade da Beira Interior. Covilhã, 171 p.

CABRAL, J. J. S. P e DEMÉTRIO, J. G. A. (2008). Aplicação de modelos em Hidrogeologia. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. *Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações*. 3.ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHID, 2008, p. 687-707.

CAMPOS, L. C. (2011). Proposta de reanálise do risco geológico-geotécnico de escorregamentos em Belo Horizonte – Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Belo Horizonte, UFMG, 139p.

CARDOSO, L. D. S. P. (2006). *Desenvolvimento de um equipamento para o estudo do transporte de poluentes automotivos em solos não saturados*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador - BA.

CARVALHO, A. M. (2013). *Modelagem numérica como ferramenta para a gestão das águas subterrâneas em São José do Rio Preto (SP)*. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 172 p.

CÉSAR, F. A. (2015). *Desenvolvimento de modelo numérico de fluxo de água subterrânea da bacia do reservatório de Vargem das Flores – MG, com a utilização do MODFLOW*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 124 p.

CHEN, Y.; SMITH, L.; BECKIE, R. (2012). Modeling of strategies for performance monitoring of groundwater contamination at sites underlain by fractured bedrock. *Journal of Contaminant Hydrology* 134-135, pp. 37 – 53.

CHOW, R.; FRIND, M. E.; FRIND, E. O.; JONES, J. P.; SOUSA, M. R.; RUDOLPH, D. L.; MOLSON, J. W.; NOWAK, W. (2016). Delineating baseflow contribution areas for streams – A model and methods comparison. *Journal of Contaminant Hydrology* 195 (2016) 11–22.

CONTAGEM (2009). Atlas Escolar Histórico, Geográfico e Cultural do município de Contagem. Prefeitura municipal de Contagem – Secretaria Municipal de Educação e Cultura – MG, 78 p.

COPASA, HIDROSISTEMAS. *Deflúvios Superficiais no Estado de Minas Gerais*. 1ª edição. 264 p. Belo Horizonte, 1993.

CORDAZZO, J. (2000). Modelagem e simulação numérica do derramamento de gasolina acrescida de álcool em águas subterrâneas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC.

CORSEUIL, H. X. e MARINS, M. D. M. (1997). Contaminação de águas subterrâneas por derramamentos de gasolina: o problema é grave? *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2(2), 50-54.

CORSEUIL, H. X.; FERNANDES, M. (1999). Efeito do Etanol no aumento da solubilização de compostos aromáticos presentes na gasolina brasileira. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 4(1), 5.

CORSEUIL, H. X.; HUNT, C. S.; SANTOS, R. C. F.; ALVAREZ, P. J. J. (1998). The influence of the gasoline oxygenate ethanol on aerobic and anaerobic BTX biodegradation. *Water Research*, 32(7), 2065-2072.

CORSEUIL, H. X.; KAIPPER, B. I. A.; FERNANDES, M. (2004). Cosolvency effect in subsurface systems contaminated with petroleum hydrocarbons and ethanol. *Water Research*, 38(6), 1449-1456.

CORSEUIL, H. X.; SCHNEIDER, M. R.; ROSÁRIO, M. (2002). Natural attenuation rates of ethanol and BTEX compounds in groundwater contaminated with gasohol. *Appropriate Environmental and Solid Waste Management and Technologies for Development Countries*, 4, 2121-2128.

COSTA, D.; BURLANDO, P.; LIONG, S-Y. (2016). Coupling spatially distributed river and groundwater transport models to investigate contaminant dynamics at river corridor scales. *Environmental Modelling & Software* 86 (2016) 91 – 110.

COSTA, M. E. L. e FREIRE, C. C. (2011). *Estudo de Contaminação por Benzeno em Águas de Captação Subterrânea por Combustível na Cidade de Maceió*. II Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, São Paulo.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. (2009). Disponível em < <http://www.cprm.gov.br/>>. Acesso em 14 mar. 2017.

CUSTODIO, E.; LHAMAS, M. R. (1983). *Hidrologia Subterrânea* 2 ed. Barcelona: Omega. 2 v.

DHI-WASY Gmbh (2012). FEFLOW 6.1. Finite element subsurface flow system – User’s Manual, WASY GmbH, Berlin, Germany, 116 p.

DHI-WASY Gmbh (2017). FEFLOW finite element subsurface flow and transport simulation system - Introductory Tutorial, Release 7.1. Wasy, Berlin, Germany.

DIAMANTINO, C.; FERREIRA, J. P. L. (2002). Modelação da intrusão salina com o modelo matemático FEFLOW – Fundamentos teóricos. Formulação para um caso real de estudo. 6º Congresso da Água. APRH, Porto, 2002.

DIERSCH, H. J. G. e KOLDITZ, O. (1998). Coupled ground water flow and transport: 2. Thermohaline and 3D convection systems. *Advance in Water Resources*, 21, 401- 425.

DOGRUL, E. C.; KADIR, T. N.; BRUSH, C. F.; CHUNG, F. I. (2016). Linking groundwater simulation and reservoir system analysis models: The case for California’s Central Valley. *Environmental Modelling & Software* 77 (2016) 168 – 182.

DOKOU, Z.; KARATZAS, G., P.; PANAGIOTAKIS, I.; DERMATAS, D. (2017). Groundwater modeling and remediation scenarios of a hexavalent Chromium plume released from an industrial site. *Bull Environ Contam Toxicol* 98, pp. 338 – 346.

DURÃES, M. F. 2010. *Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da Bacia do Rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 168 p.

EMBRAPA (2006). Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. – Rio de Janeiro, 306 p.

ESCUDE, R., FRAILE, J., JORDANA, S., RIBERA, F., SÁNCHEZ-VILA, X., VÁZQUEZ-SUÑE, E. (2009). *Hidrogeología: conceptos básicos de hidrogeología subterránea*. Fundación Centro Internacional de Hidrogeología Subterránea. Barcelona, España. 2009.

FEAM (2010). UFV-CETEC-UFLA-FEAM. *Mapa de solos do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49p. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais>>. Acesso em 28 mar. 2017.

FEITOSA, F.A.C. (2008). Hidráulica de poços. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. *Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações*. 3.ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHID, 2008, 404 p.

FETTER C. W. (2001). *Applied Hydrogeology*. 4 ed. New Jersey: Prentice hall. 615 p.

FETTER, C. W. (1992). *Contaminant hydrogeology*, Prentice Hall, New York.

FIORI, J. P. O.; CAMPOS, J. E. G.; ALMEIDA, L. (2010). Variabilidade da Condutividade Hidráulica Das Principais Classes De Solos Do Estado De Goiás. *São Paulo, UNESP, Geociências*, v. 29, n. 2, p. 229-235.

FIRTA, I. N. 2001. *Extensão de plumas em aquíferos contaminados por derramamentos de gasolina sob influência de etanol*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, Florianópolis, 88 p.

FLAVELLE, P.A. (1992). A quantitative measure of model validation and its potential use for regulatory purposes. *Advances in Water Resources*, v.15, pp.5-13.

FLECKENSTEIN, J. H.; KRAUSE, S.; HANNAH, D.M.; BOANO, F. 2010. Groundwater-surface water interactions: new methods and models to improve understanding of processes and dynamics. *Advances in Water Resources* 33: 1291–1295.

FREEZE, R. A. e CHERRY, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA, p 604.

GEOBANK – CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Disponível em <<http://geobank.sa.cprm.gov.br/>>. Acesso em 14 mar. 2017.

GOMES, L. N. L.; OLIVEIRA, S. M. A. C.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. (2012). Association between biotic and abiotic parameters and the occurrence of cyanobacteria in a Brazilian reservoir. *Environ Monit Assess*, 184: p. 4635-4645.

GONÇALVES, L. G. M.; VELASQUEZ, L. N. M. (2016). Modelagem Hidrogeológica de Fluxo e Transporte Advectivo na Bacia do Engenho Nogueira, Campus Pampulha da UFMG, Belo Horizonte, MG. *Águas Subterrâneas*, 30(2):269-288.

HAEST, P. J.; LOOKMAN, R.; KEER, I. V.; PATYN, J.; BRONDERS, J.; JORIS, M.; BELLON, J.; SMEDT, F. (2010). Containment of groundwater pollution (methyl tertiary butyl ether and benzene) to protect a drinking-water production site in Belgium. *Hydrogeology Journal* 18: 1917–1925.

HAYASHI, M.; ROSENBERRY, D. O. 2002. Effects of ground water exchange on the hydrology and ecology of surface water. *Ground Water* 40: 309–316.

HEALY, R. W. *Estimating Groundwater Recharge*. Cambridge, University Press, 2010. 551 p.

HEALY, R.W. e COOK, P.G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. In: *Hydrogeology Journal*. v.10(1). February 2002. Springer-Verlag, Berlin. p91-109.

HIDROWEB – Sistema de informações hidrológicas. Disponível em <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em 14 mar. 2017.

HIRATA, R.; ZOBBI, J.; FERNANDES, A.; BERTOLO, R. (2006). Hidrogeología del Brasil: una breve crónica de las potencialidades, problemática y perspectivas. *Boletín Geológico y Minero* 117(1): 25-36.

HUGMAN, R.; STIGTER, T.; COSTA, L.; MONTEIRO, J. P. (2017). Modeling nitrate contaminated groundwater discharge to the Ria Formosa coastal lagoon (Algarve, Portugal). *Procedia Earth and Planetary Science* 17 (2017) 650 – 653.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas – mapoteca. Disponível em <<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/mapas-e-bases-cartograficas>>. Acesso em: 13 mar. 2017.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Disponível em <<http://www.igam.mg.gov.br/>>. Acesso em 14 mar. 2017.

JAKIMAVICIUTE-MASELIENE, V. e CIDZIKIENE, V. (2015). Modelling of tritium transport in the underground water from hypothetical reactor at the new NPP site in Lithuania. *Progress in Nuclear Energy* 80 (2015) 1-6.

JAROSIEWICZ, A. e WITEK, Z. (2014). Where do nutrients in an inlet-less lake come from? The water and nutrient balance of a small mesotrophic lake. *Hydrobiologia* 724: 157–173.

KHEIRABADI, M.; NIKSOKHAN, M. H; Omidvar, B. (2017). Colloid-Associated Groundwater Contaminant Transport in Homogeneous Saturated Porous Media: Mathematical and Numerical Modeling. *Environ Model Assess* (2017) 22:79–90.

KLEIN, A. L. *Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois*. Editora UNESP, Imprensa Oficial do Estado, São Paulo, 2000.

KOHLBECKER, M. (2011). The Conceptual Hydrogeologic Model: A Tool for Assessing the Source of Shallow Aquifer Contamination by Methane Gas. *Recovery – 2011 CSPG CSEG CWLS Convention*.

LABAUGH, J.W.; WINTER, T.C.; ROSENBERRY, D.O. (2000). Comparison of the variability in fluxes of ground water and solutes in lakes and wetlands in central North America. *Verhandlungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 420–426.

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. (1979). *Soil Mechanics – SI version*. John Wiley, New York, 553p.

LENCASTRE, A. e FRANCO, F. M. (1992). *Lições de Hidrologia*, 2ª ed. Universidade Nova de Lisboa, 453 pp.

LERNER, D., ISSAR, A., SIMMERS, I. (1990). *Groundwater Recharge. A Guide to Understanding and Estimating Natural Recharge*. International Association of Hydrogeologists. Vol. 8. Heise, Hannover. p.345.

LEWANDOWSKI, J.; MEINIKMANN, K.; NÜTZMANN, G.; ROSENBERRY, DO. (2015). Groundwater – the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 2: effects of groundwater on nutrients. *Hydrological Processes*. Wiley Online Library. 2922-2955.

LIMA, J. E. F. W. (2010). Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado. Tese (Doutorado em Ciências), Publicação PTARH.TD – 08/10. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 312 p.

LIU, S.; TAO, A.; DAI, C.; TAN, B.; SHEN, H.; ZHONG, G.; LOU, S.; CHALOV, S.; CHALOV, R. (2017). Experimental Study of Tidal Effects on Coastal Groundwater and Pollutant Migration. *Water Air Soil Pollut* 228:163, pp. 1 – 15.

LIU, Y.; MAO, X.; JIAN, C.; BARRY, D. A. (2014). Influence of a coarse interlayer on seawater intrusion and contaminant migration in coastal aquifers. *Hydrol. Process.* 28, 5162-5175 (2014).

LUIS, P. G. (2000). *Caracterização Geotécnica e Considerações sobre a Estabilidade de Taludes em Solos Residuais de Viçosa - MG*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Brasil. 2000. 154p.

MANOEL FILHO, J. (2008). Contaminação das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. *Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações*. 3.ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHID, 2008, p. 109-132.

MARQUES, S. G. (2007). Metodologia geofísica para contaminação por hidrocarbonetos – Estudo de caso em posto de combustíveis. 2007. Dissertação (Mestrado em Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007, 96 p.

MICHAEL, H. A.; MULLIGAN, A. E.; HARVEY, C. F. (2005). Seasonal oscillations in water exchange between aquifers and the coastal ocean. *Nature*, 43, 1145-1148.

MORAIS, S.; MOLOZZI, J.; LESSA, A.; VIANA, T. H.; CALLISTO, M. (2010). Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera-Insecta) and their role as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 70, n°. 4, pp. 995-1004.

MURPHY, S.; OUELLON, T.; BALLARD, J.-M.; LEFEBVRE, R.; CLARK, I. D. (2011). Tritium-helium groundwater age used to constrain a groundwater flow model of a valley-fill aquifer contaminated with trichloroethylene (Quebec, Canada). *Hydrogeology Journal* (2011) 19: 195 – 207.

NASCIMENTO, G. C. S. (2015). *Modelo conceitual e numérico do aquífero hospedeiro de depósito polimetálico – Caçapava do Sul: Relações entre lavra e recursos hídricos subterrâneos*. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas). Instituto de Geociências. Programa de pós-graduação em geociências aplicadas. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 119 p.

NASH, J. E. e SUTCLIFFE, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. *Journal of Hydrology*, 10(3), 8.

NOBRE, R. C. M. (2006). Avaliação de risco para o uso e proteção de aquíferos: estudo de caso: região metropolitana de Maceió - AL. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 296 p.

NOGUEIRA, G. E. H. e KIANG, C. H. (2015). Simulação numérica de fluxo de águas subterrâneas do aquífero rio claro, porção nordeste do município de Rio Claro, SP. *Águas Subterrâneas* (2015) 29(2): 175 – 190.

OLIVEIRA, J. N. (2002). *Ferramental de gestão de águas subterrâneas para a cidade de São José do Rio Preto, SP*. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos/SP, 127 p.

OSGEO. Open Source Geospatial Foundation. QGIS, versão 2.18.6. Chicago: OSGEO, 2017. Disponível em <<http://www.osgeo.org/home>>. Acesso em 20 Abr. 2017.

PAIVA, A. L. R. (2004). Modelo computacional e análise da salinização dos aquíferos na área central de Recife. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil, Recife, 181 p.

PASANEN, A. H. e OKKONEN, J. S. (2017). 3D geological models to groundwater flow models: data integration between GSI3D and groundwater flow modelling software GMS and FeFlow®. *Geological Society*, London, Special Publications, 408, 71 – 87.

PINTO, E. J. A.; LIMA, J. E. S.; DAVIS, E.G.; SILVA, A. J.; DANTAS, C. E. O.; CANDIDO, M. O.; PALMIER, L. R.; MONTE-MOR, C. A. (2010). *Estimativa da Recarga Natural do Aquífero Livre de uma Sub-Bacia da Bacia Representativa de Juatuba (MG) Aplicando o Método da Variação dos Níveis d'água (VNA)*. XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. ABAS.

PLANO DIRETOR. 1993. *A estruturação urbana de Contagem-Evolução do quadro atual*.

PORTET, F., SZAFNICKI, K., BOURGOIS, J., MILON, V. (2002). Continuous contaminated site monitoring (CCSM) integrated remote real-time supervision for an old cokingplant. *Proceedings of iEMSs 2002*. Switzerland: International Environmental Modelling and Software Society. Cd-Rom. 6p.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CONTAGEM – MG. Disponível em <<http://www.contagem.mg.gov.br/>>. Acesso em 24 de Abril de 2017.

PROSAM. *Programa de desenvolvimento de Vargem das Flores: Estudos Hidrológicos*. Programa de Saneamento Ambiental das Bacias dos Ribeirões Arrudas e Onça. Prefeitura Municipal de Contagem – Secretaria Municipal de Meio Ambiente. 1997. v.1.

RAO, G. T.; RAO, V. V. S. G.; SURINAIDU, L.; MAHESH, J.; PADALU, G (2013). Application of numerical modeling for groundwater flow and contaminant transport analysis in the basaltic terrain, Bagalkot, India. *Arab J Geosci* (2013) 6:1819–1833.

REYNOLDS, D. A.; MARIMUTHU, S. (2007). Deuterium composition and flow path analysis as additional calibration targets to calibrate groundwater flow simulation in a coastal wetlands system. *Hydrogeology Journal*, 15, 515-535.

ROSENBERRY DO.; LEWANDOWSKI J.; MEINIKMANN K.; NÜTZMANN G. (2015). Groundwater – the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 1: effect of groundwater on hydrology. *Hydrological Processes*. Wiley Online Library. 2895 – 2921.

SAMPAIO, D. M. *Análise ambiental do conflito das áreas de preservação permanente e uso do solo na bacia hidrográfica de Vargem das Flores, utilizando ambientes de*



*geoprocessamento*. Monografia (Especialista em Geoprocessamento.) - UFMG, Departamento de Cartografia, 2007.

SANTANA, H. M. P.; LACERDA, M. P. C.; BARROS, M. A.; BARBOSA, I. O. (2010). Unidades Pedoambientais da Região de Santa Tereza, Estado do Tocantins. *Pesquisa Agropecuária Tropical (PAT)*, UFG, Goiânia. V. 40, n. 1, p. 8-19.

SANTOS, E. P. (1999). Vargem das Flores: Diagnóstico ambiental e proposições para recuperação das áreas degradadas – UFMG.

SANTOS, G. A. O. (2016). Avaliação do Modelo Cinético de Monod na Representação da Biodegradação de Benzeno Dissolvido em um Solo Residual. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 121 p.

SANTOS, L. M. (2015). Modelagem matemática da dispersão de plumas poluentes em aquíferos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Uberlândia, 159 p.

SANTOS, M. A.; TÁVORA, B. E.; KOIDE, S.; CALDAS, E. D. (2013). Human risk assessment of benzene after a gasoline station fuel leak. *Revista Saúde Pública*, 47(2):335-44.

SANTOS, S. P. (2012). Morfometria, compartimentação e hidrodinâmica de um reservatório periurbano tropical: prognóstico sobre o tempo de vida útil do reservatório de Vargem das Flores, Minas Gerais - Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 136 p.

SARWAR, A. e HELMUT, E. (2006). Development of a conjunctive use model to evaluate alternative management options for surface and groundwater resources. *Hydrogeology Journal*, 14, 1676-1687.

SCANLON, B.R.; HEALY, R.W.; COOK, P.G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, vol 10, nr. 1, February 2002. Springer-Verlag, Berlin. p.18-39.

SEN, T. K. E KHILAR, K. C. (2006). Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media. *Advances in Colloid and Interface Science*, 119(2), 71–96.

SEYF-LAYE, A-S. M.; MINGZHU, L.; DJANÉYÉ-BOUINDJOU, G.; FEI, L.; LYUTSIYA, K.; MOCTAR, B. L.; HONGHAN, C. (2012). Groundwater flow and contaminant transport modeling applications in urban area: scopes and limitations. *Environ Sci Pollut Res* (2012) 19:1981 – 1993.

SHARMA, M. L. (1989). Groundwater recharge. Balkema, Rotterdam, 323 pp.

SIAGAS - Sistema de Informações de Águas Subterrânea. Disponível em <<http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>>. Acesso em 14 mar. 2017.

SIARKOS, I. e LATINOPOULOS, P. (2016). Modeling seawater intrusion in overexploited aquifers in the absence of sufficient data: application to the aquifer of Nea Moudania, northern Greece. *Hydrogeol J* (2016) 24:2123-2141.

SILVA, A.B.; CARVALHO, E.T.; FANTINELI, L.M.; ROMANO, A.W.; VIANA, C.S. (1995). *Estudos geológicos, hidrogeológicos, geotécnicos e geoambientais integrados no Município de Belo Horizonte*. Relatório Final. Belo Horizonte. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. UFMG/IGC/FUNDEP, 1995. 150 p.

SILVA, D. A. A. C. (2010). *Estudo da análise temporal da ocupação urbana no rio Betim/MG, utilizando imagens orbitais do Satélite Landsat TM5 – 1997 a 2009*. Monografia (Especialista em Geoprocessamento) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SILVA, R. L. B.; BARRA, C. M.; MONTEIRO, T. C. N.; BRILHANTE, O. M. (2002). Estudo da contaminação de poços rasos por combustíveis orgânicos e possíveis consequências para a saúde pública no Município de Itaguaí, Rio de Janeiro, Brasil. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 18(6):1599-1607.

SIMMERS, I. (1988). Estimation of natural groundwater recharge. NATO ASI Series C 222. Reidel, Dordrecht, 510 pp.

SIMMERS, I. (1997). Recharge of phreatic aquifers in semi-arid areas. Balkema, Rotterdam, 277 pp.

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

SOUZA, A.D. 2003. *Variações espaciais e temporais de parâmetros de qualidade de água em um reservatório tropical (Represa de Vargem das Flores – Contagem – MG) e suas implicações com aspectos limnológicos*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SOUZA, C. D. 2007. *Simulação computacional do fluxo hídrico subterrâneo na região do Cariri e calibração utilizando gradiente das cargas hidráulicas*. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Ceará / Centro de Tecnologia, Fortaleza, 135 p.

SPITZ, K.; MORENO, J. (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, New York, 461 p.

SPREAFICO, M. C.; CERVI, F.; FRANCONI, M.; STEAD, D.; BORGATTI, L. (2017). An investigation into the development of toppling at the edge of fractured rock plateaux using a numerical modelling approach. *Geomorphology* 288 (2017) 83–98.

SRTM - Shuttle Radar Topography Mission. 2017. Disponível em: <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em 14 mar. 2017.

TÁVORA, B. E. 2010. *Estudo da contaminação do lençol freático por hidrocarbonetos utilizando modelagem computacional*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e

Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 78 p.

THOMAS, Z.; ROUSSEAU-GUEUTIN, P.; KOLBE, T.; ABBOTT, B. W.; MARÇAIS, J.; PEIFFER, S.; FREI, S.; BISHOP, K.; PICHELIN, P.; PINAY, G.; DREUZY, J-R. (2016). Constitution of a catchment virtual observatory for sharing flow and transport models outputs. *Journal of Hydrology* 543 (2016) 59–66.

TUBAU, I.; VÁZQUEZ-SUNE, E.; CARRERA, J.; VALHONDO, C.; CRIOLLO, R. (2017). Quantification of groundwater recharge in urban environments. *Science of the Total Environment* 592 (2017) 391– 402.

TUCCI, C. E. M. (1993). *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. ABRH– EDUSP–Editora da Universidade (UFRGS).

UFMG - UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. Macrozoneamento da Região Metropolitana de Belo Horizonte. 2015.

WALTHER, M.; SOLPUKER, U.; BÖTTCHER, N.; KOLDITZ, O.; LIEDL, R.; SCHWARTZ, F. W. (2014). Description and verification of a novel flow and transport model for silicate-gel emplacement. *Journal of Contaminant Hydrology* 157 (2014) 1–10.

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.

WANG, H. F. e ANDERSON, M. P. (1995). *Introduction to Groundwater Modeling: Finite Difference and Finite Element Methods*. San Diego, California, USA: Academic Press. 237 p.

WANG, W.; QIANG, Y.; WANG, Y.; SUN, Q.; ZHANG, M. (2016). Impacts of Yuyang Coal Mine on Groundwater Quality in Hongshixia Water Source, Northwest China: A Physicochemical and Modeling Research. *Expo Health* 8, pp. 431 – 442.

WINTER, T. C.; HARVEY, J. W.; FRANKE, O. L.; ALLEY, W. W. 1998. Groundwater and surface water: a single resource. *U.S. Geological Survey Circular* 1139:79.

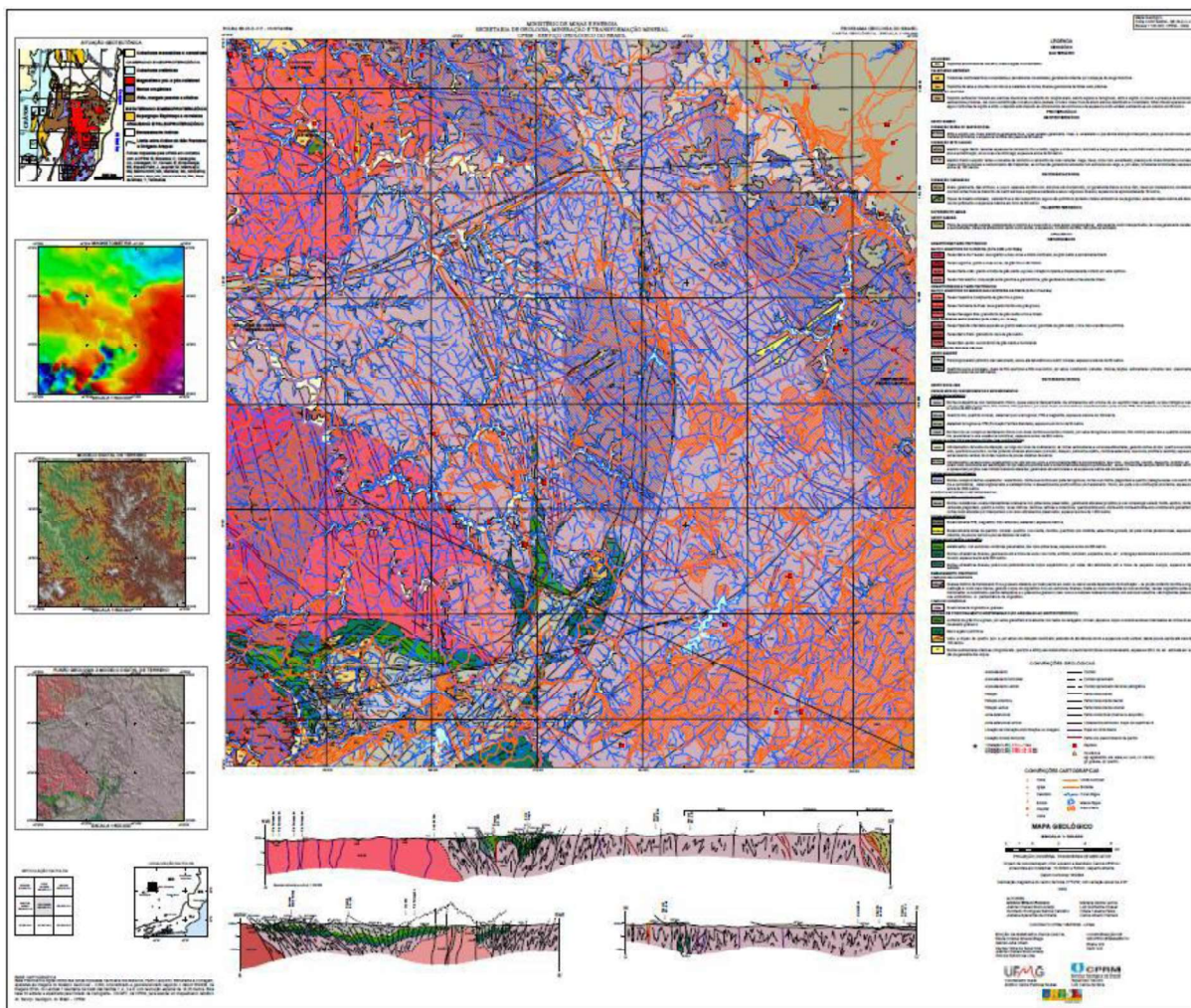
WMO - World Meteorological Organization (2012). Technical material for water resources assessment – No. 1095.

XANKE, J.; JOURDE, H.; LIESCH, T.; GOLDSCHIEDER, N. (2016). Numerical long-term assessment of managed aquifer recharge from a reservoir into a karst aquifer in Jordan. *Journal of Hydrology* 540 (2016) 603-614.

YALKOWSKY, S. H. e ROSEMAN, T. J. *Techniques of Solubilization of Drugs*; Yalkowsky, S. H., ed.; Marcel Dekker, Inc.: New York, 1981.

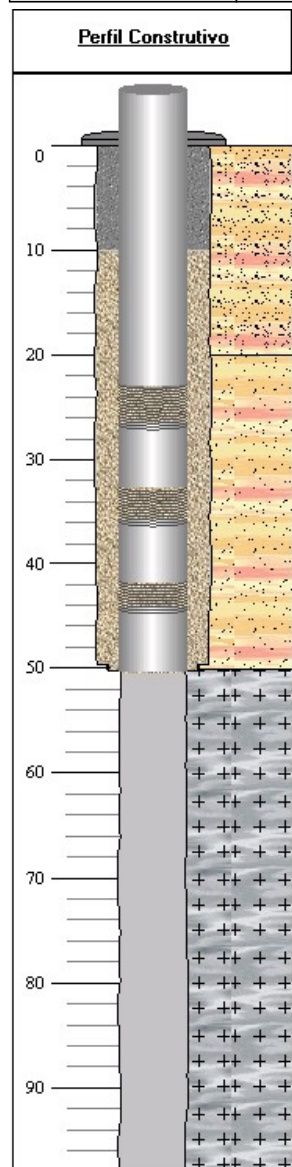
## **ANEXOS**

# ANEXO A – MAPA GEOLÓGICO DE CONTAGEM (FOLHA CONTAGEM – SE. 23-Z-C-V)



## **ANEXO B** – Fichas Técnicas dos poços

Poço: 3100004985    UF : MG    Município : Contagem    Localidade : NOVA CONTAGEM



### Gerais

<b>Dados Gerais:</b>	
Nome :	
Data da Instalação :	
Proprietário :	COPASA
Natureza do Ponto :	Poço tubular
Uso da água :	
Cota do Terreno :	

<b>Localização:</b>	
Localidade :	NOVA CONTAGEM
UTM (Norte/Sul) :	7806721
UTM (Leste/Oeste) :	590756
Latitude (GMMSS) :	195000
Longitude (GMMSS) :	440800
Bacia Hidrográfica:	Rio São Francisco
Subbacia Hidrográfica:	Rios São Francisco, Paraopeba e outros

<b>Situação:</b>	
Data :	
Situação :	

### Construtivos

<b>Perfuração:</b>				
Data:	Profundidade Inicial(m)	Profundidade Final(m)	Perfurador	Método
25/07/1987	0.00	98.00	GEOSOL	

<b>Diâmetro:</b>			
De (m):	Até (m):	Polegadas	Milímetros
0.00	49.80	10	254.0000
49.80	50.30	8	203.2000
50.30	98.00	6	152.4000

<b>Revestimento:</b>				
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
0.00	23.00	Aço sem costura	6	152.4000
26.60	32.80	Aço sem costura	6	152.4000
35.90	41.90	Aço sem costura	6	152.4000
44.20	50.30	Aço sem costura	6	152.4000

<b>Filtro:</b>					
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)	Ranhura
23.00	26.60	AÃço galvanizado sem rosca e luva	6	152.4000	
32.80	35.90	AÃço galvanizado sem rosca e luva	6	152.4000	
41.90	44.20	AÃço galvanizado sem rosca e luva	6	152.4000	

<b>Espaço Anular:</b>		
De (m):	Até (m):	Material
0.00	10.00	Cimentação
10.00	50.30	Pre-filtro

<b>Boca do Tubo:</b>			
Data:	Altura(m):	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
		6	152.4000

<b>Entrada d'água:</b>	
Profundidade:	

<b>Profundidade Útil:</b>	
Data:	Profundidade:
	98.00

**Geológicos**
**Feição Geomorfológica:**

Descrição:

**Formação Geológica:**

Profundidade Inicial (m):	Profundidade Final (m):	Tipo de Formação:
0.00	98.00	Complexo Belo Horizonte

**Dados Litológicos:**

De (m):	Até (m):	Litologia:	Descrição Litológica:
0	20	Solo arenoso	Solo arenoso
20	50	Solo	Solo
50	98	Gnaisses	Gnaisses

**Hidrogeológicos**
**Aquífero no Ponto:**

Aquífero: Fissural	Topo (m):	0.00
	Base (m):	98.00
	Captação:	Única
	Condição:	Livre
	Penetração:	Parcial

**Nível da Água:**

Data:	
Nível da Água (m):	
Nível Medido Bombeando (S/N)?	
Vazão (m <sup>3</sup> /h):	

**Teste de Bombeamento**
**Teste de Bombeamento:**

Data:	Surgência:	Nível Estático (m):	Duração do Teste (h):
25/07/1987	N	1.80	24:00
Nível Dinâmico:	Vazão Específica (m <sup>3</sup> /h/m):	Coefficiente de Armazenamento:	Vazão Livre (m <sup>3</sup> /h):
65.00	0.147		
Permeabilidade (m/s):	Transmissividade (m <sup>2</sup> /s):	Vazão Após Estabilização (m <sup>3</sup> /h):	Tipo do Teste:
		9.32	
Método:	Unidade:		

**Análises Químicas**
**Análises Químicas:**

Data da Coleta:	
Condutividade Elétrica (µS/cm):	
Qualidade da Água (PT/CO):	
Sabor da Água:	
Qualidade da Água (Odor):	
Temperatura (C°):	
Turbidez (NTU):	
Sólidos Suspensos (mg/l):	
Sólidos Sedimentáveis (mg/l):	
Aspecto Natural:	
Ph:	



Gráfico de evolução do nível d'água para os últimos cinco anos hidrológicos

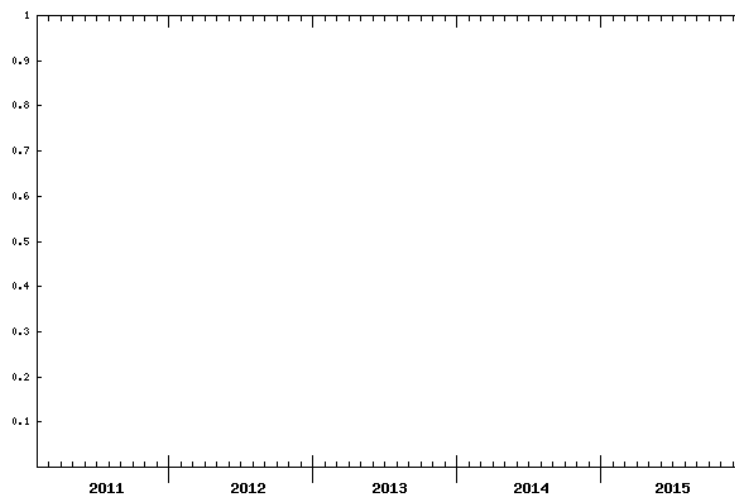
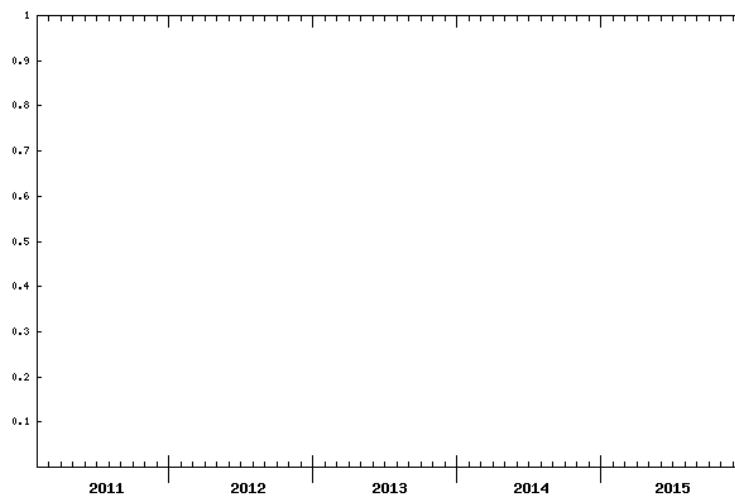
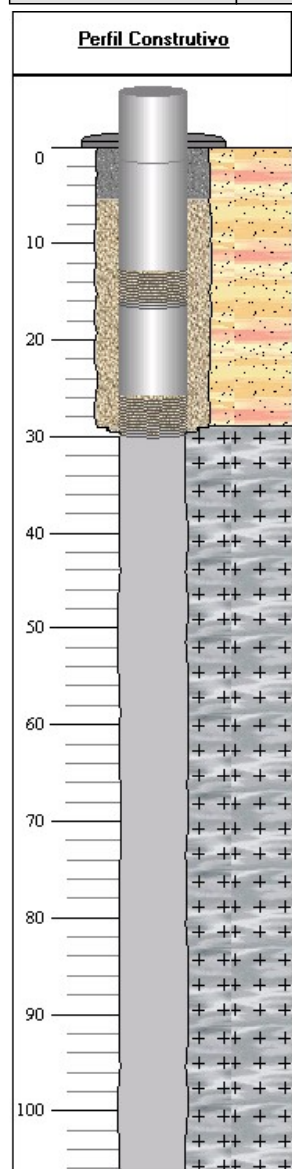


Gráfico de evolução da condutividade elétrica para os últimos cinco anos hidrológicos



Poço: 3100004986	UF : MG	Município : Contagem	Localidade : NOVA CONTAGEM
------------------	---------	----------------------	----------------------------



**Gerais**

<b>Dados Gerais:</b>	
Nome :	
Data da Instalação :	
Proprietário :	COPASA
Natureza do Ponto :	Poço tubular
Uso da água :	
Cota do Terreno :	

<b>Localização:</b>	
Localidade :	NOVA CONTAGEM
UTM (Norte/Sul) :	7806629
UTM (Leste/Oeste) :	590726
Latitude (GMMSS) :	195003
Longitude (GMMSS) :	440801
Bacia Hidrográfica:	Rio São Francisco
Subbacia Hidrográfica:	Rios São Francisco, Paraopeba e outros

<b>Situação:</b>	
Data :	
Situação :	

**Construtivos**

<b>Perfuração:</b>				
Data:	Profundidade Inicial(m)	Profundidade Final(m)	Perfurador	Método
31/07/1987	0.00	106.50	GEOSOL	

<b>Diâmetro:</b>			
De (m):	Até (m):	Polegadas	Milímetros
0.00	29.10	10	254.0000
29.10	29.60	8	203.2000
29.60	106.50	6	152.4000

<b>Revestimento:</b>				
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
0.00	1.50	Aço galvanizado sem rosca e luva	6	152.4000
1.50	12.90	Aço sem costura	6	152.4000
16.20	19.90	Aço galvanizado sem rosca e luva	6	152.4000
19.90	25.90	Aço sem costura	6	152.4000

<b>Filtro:</b>					
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)	Ranhura
12.90	16.20	Aço galvanizado sem rosca e luva	6	152.4000	
25.90	29.60	Aço galvanizado sem rosca e luva	6	152.4000	

<b>Espaço Anular:</b>		
De (m):	Até (m):	Material
0.00	5.50	Cimentação
5.50	29.60	Pre-filtro

<b>Boca do Tubo:</b>			
Data:	Altura(m):	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
31/07/1987	0.40	6	152.4000

<b>Entrada d'água:</b>	
Profundidade:	

<b>Profundidade Útil:</b>	
Data:	Profundidade:
	106.50

**Geológicos**
**Feição Geomorfológica:**

Descrição:

**Formação Geológica:**

Profundidade Inicial (m):	Profundidade Final (m):	Tipo de Formação:
0.00	106.50	Complexo Belo Horizonte

**Dados Litológicos:**

De (m):	Até (m):	Litologia:	Descrição Litológica:
0	29	Solo	Solo
29	106.5	Gnaisses	Gnaisses

**Hidrogeológicos**
**Aquífero no Ponto:**

Aquífero: Fissural	Topo (m):	0.00
	Base (m):	106.50
	Captação:	Única
	Condição:	Livre
	Penetração:	Parcial

**Nível da Água:**

Data:	
Nível da Água (m):	
Nível Medido Bombeando (S/N)?	
Vazão (m3/h):	

**Teste de Bombeamento**
**Teste de Bombeamento:**

Data:	Surgência:	Nível Estático (m):	Duração do Teste (h):
31/07/1987	N	1.95	24:00
Nível Dinâmico:	Vazão Específica (m3/h/m):	Coefficiente de Armazenamento:	Vazão Livre (m3/h):
70.90	0.081		
Permeabilidade (m/s):	Transmissividade (m2/s):	Vazão Após Estabilização (m3/h):	Tipo do Teste:
		5.61	
Método:	Unidade:		

**Análises Químicas**
**Análises Químicas:**

Data da Coleta:	
Condutividade Elétrica (µS/cm):	
Qualidade da Água (PT/CO):	
Sabor da Água:	
Qualidade da Água (Odor):	
Temperatura (C°):	
Turbidez (NTU):	
Sólidos Suspensos (mg/l):	
Sólidos Sedimentáveis (mg/l):	
Aspecto Natural:	
Ph:	

Gráfico de evolução do nível d'água para os últimos cinco anos hidrológicos

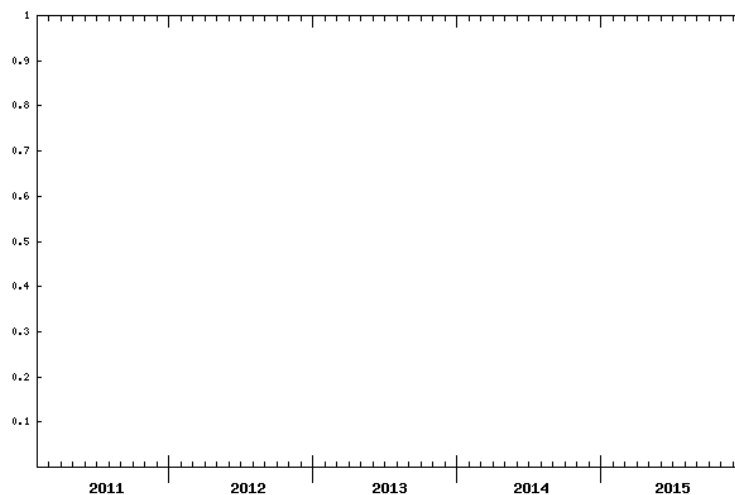
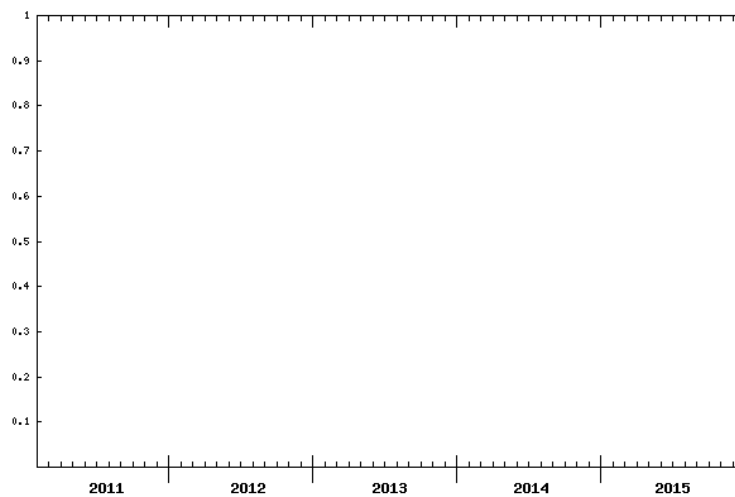
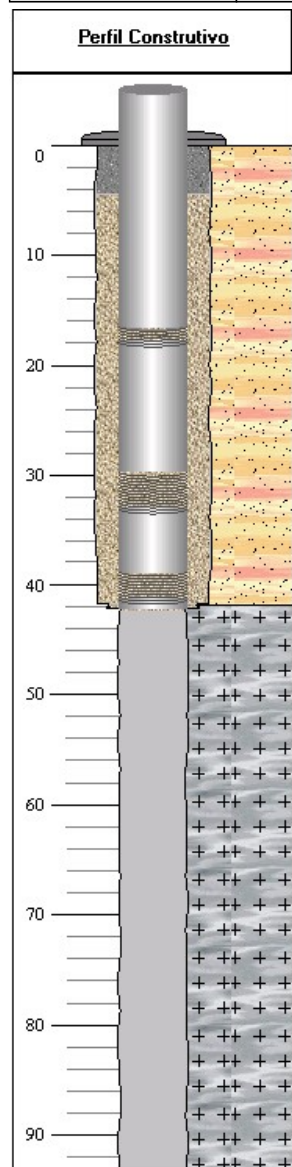


Gráfico de evolução da condutividade elétrica para os últimos cinco anos hidrológicos



Poço: 3100004988    UF : MG    Município : Contagem    Localidade : NOVA CONTAGEM



### Gerais

<b>Dados Gerais:</b>	
Nome :	
Data da Instalação :	
Proprietário :	COPASA
Natureza do Ponto :	Poço tubular
Uso da água :	
Cota do Terreno :	

<b>Localização:</b>	
Localidade :	NOVA CONTAGEM
UTM (Norte/Sul) :	7806691
UTM (Leste/Oeste) :	590639
Latitude (GMMSS) :	195001
Longitude (GMMSS) :	440804
Bacia Hidrográfica:	Rio São Francisco
Subbacia Hidrográfica:	Rios São Francisco, Paraopeba e outros

<b>Situação:</b>	
Data :	
Situação :	

### Construtivos

<b>Perfuração:</b>				
Data:	Profundidade Inicial(m)	Profundidade Final(m)	Perfurador	Método
21/08/1987	0.00	93.30	GEOSOL	

<b>Diâmetro:</b>			
De (m):	Até (m):	Polegadas	Milímetros
0.00	41.80	10	254.0000
41.80	42.30	8	203.2000
42.30	93.30	6	152.4000

<b>Revestimento:</b>				
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
0.00	16.70	Aço sem costura	6	152.4000
17.80	29.80	Aço sem costura	6	152.4000
33.00	39.00	Aço sem costura	6	152.4000
41.20	42.30	Aço sem costura	6	152.4000

<b>Filtro:</b>					
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)	Ranhura
16.70	17.80	Nold preto	6	152.4000	
29.80	33.00	Nold preto	6	152.4000	
39.00	41.20	Nold preto	6	152.4000	

<b>Espaço Anular:</b>		
De (m):	Até (m):	Material
0.00	4.50	Cimentação
4.50	42.30	Pre-filtro

<b>Boca do Tubo:</b>			
Data:	Altura(m):	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
21/08/1987	1.55	6	152.4000

<b>Entrada d'água:</b>	
Profundidade:	

<b>Profundidade Útil:</b>	
Data:	Profundidade:
	93.30

**Geológicos**
**Feição Geomorfológica:**

Descrição:

**Formação Geológica:**

Profundidade Inicial (m):	Profundidade Final (m):	Tipo de Formação:
0.00	93.30	Complexo Belo Horizonte

**Dados Litológicos:**

De (m):	Até (m):	Litologia:	Descrição Litológica:
0	41.8	Solo	Solo
41.8	93.3	Gnaisses	Gnaisses

**Hidrogeológicos**
**Aquífero no Ponto:**

Aquífero: Fissural	Topo (m):	0.00
	Base (m):	93.30
	Captação:	Única
	Condição:	Livre
	Penetração:	Parcial

**Nível da Água:**

Data:	
Nível da Água (m):	
Nível Medido Bombeando (S/N)?	
Vazão (m <sup>3</sup> /h):	

**Teste de Bombeamento**
**Teste de Bombeamento:**

Data:	Surgência:	Nível Estático (m):	Duração do Teste (h):
21/08/1987	N	0.90	21:00
Nível Dinâmico:	Vazão Específica (m <sup>3</sup> /h/m):	Coefficiente de Armazenamento:	Vazão Livre (m <sup>3</sup> /h):
65.12	0.101		
Permeabilidade (m/s):	Transmissividade (m <sup>2</sup> /s):	Vazão Após Estabilização (m <sup>3</sup> /h):	Tipo do Teste:
		6.51	
Método:	Unidade:		

**Análises Químicas**
**Análises Químicas:**

Data da Coleta:	29/01/1996
Condutividade Elétrica (µS/cm):	113.00
Qualidade da Água (PT/CO):	200.00
Sabor da Água:	
Qualidade da Água (Odor):	
Temperatura (C°):	
Turbidez (NTU):	86
Sólidos Suspensos (mg/l):	
Sólidos Sedimentáveis (mg/l):	
Aspecto Natural:	
Ph:	8.30

Gráfico de evolução do nível d'água para os últimos cinco anos hidrológicos

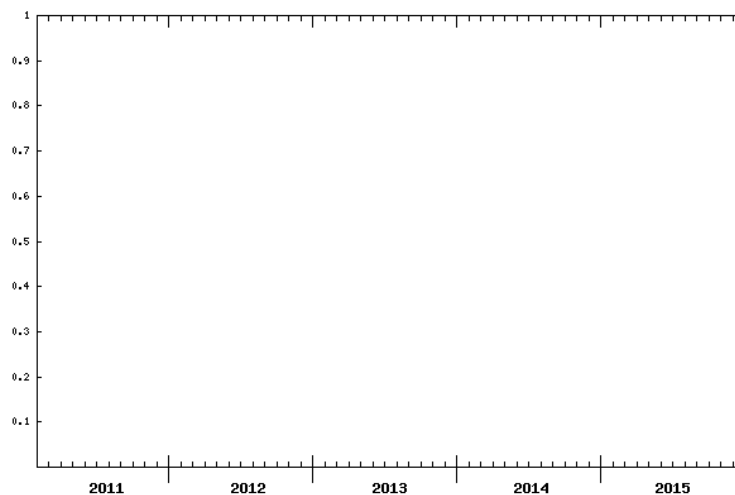
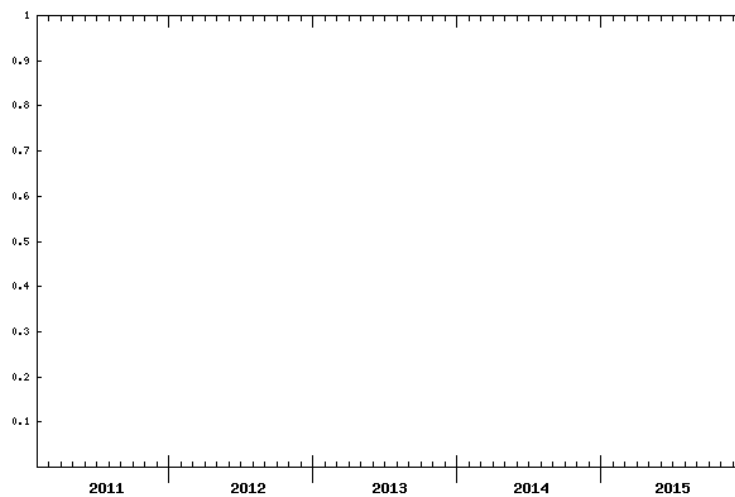
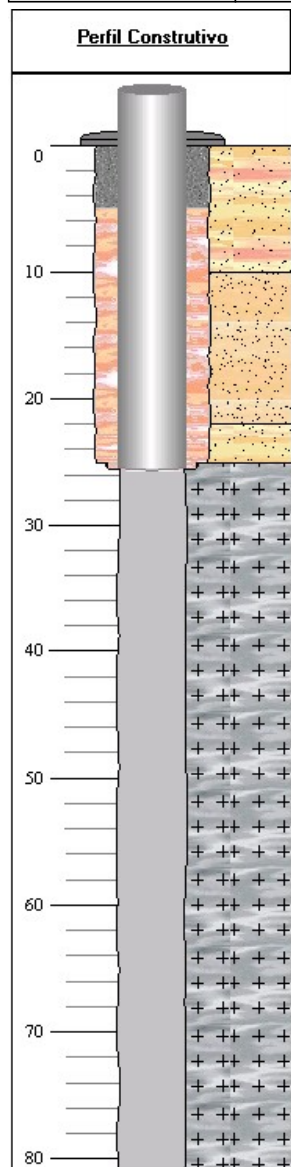


Gráfico de evolução da condutividade elétrica para os últimos cinco anos hidrológicos



Poço: 3100004990	UF : MG	Município : Contagem	Localidade : BAIRRO RETIRO
------------------	---------	----------------------	----------------------------



**Gerais**

<b>Dados Gerais:</b>	
Nome :	
Data da Instalação :	
Proprietário :	COPASA
Natureza do Ponto :	Poço tubular
Uso da água :	
Cota do Terreno :	

<b>Localização:</b>	
Localidade :	BAIRRO RETIRO
UTM (Norte/Sul) :	7803032
UTM (Leste/Oeste) :	590737
Latitude (GMMSS) :	195200
Longitude (GMMSS) :	440800
Bacia Hidrográfica:	Rio São Francisco
Subbacia Hidrográfica:	Rios São Francisco, Paraopeba e outros

<b>Situação:</b>	
Data :	
Situação :	

**Construtivos**

<b>Perfuração:</b>				
Data:	Profundidade Inicial(m)	Profundidade Final(m)	Perfurador	Método
16/09/1988	0.00	81.00	GEOSOL	

<b>Diâmetro:</b>			
De (m):	Até (m):	Polegadas	Milímetros
0.00	25.10	10	254.0000
25.10	25.60	8	203.2000
25.60	81.00	6	152.4000

<b>Revestimento:</b>				
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
0.00	25.60	Aço sem costura	6	152.4000

<b>Filtro:</b>					
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)	Ranhura

<b>Espaço Anular:</b>		
De (m):	Até (m):	Material
0.00	5.00	Cimentação
5.00	25.60	Material da formação

<b>Boca do Tubo:</b>			
Data:	Altura(m):	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
16/09/1988	0.60	6	152.4000

<b>Entrada d'água:</b>	
Profundidade:	

<b>Profundidade Útil:</b>	
Data:	Profundidade:
	81.00



**Geológicos**
**Feição Geomorfológica:**

Descrição:

**Formação Geológica:**

Profundidade Inicial (m):	Profundidade Final (m):	Tipo de Formação:
0.00	81.00	Complexo Belo Horizonte

**Dados Litológicos:**

De (m):	Até (m):	Litologia:	Descrição Litológica:
0	10	Solo	Solo
10	22	Areia média	Areia média
22	25.1	Solo	Solo
25.1	81	Gnaisses	Gnaisses

**Hidrogeológicos**
**Aquífero no Ponto:**

	Topo (m):	0.00
Aquífero: Fissural	Base (m):	81.00
	Captação:	Única
	Condição:	Livre
	Penetração:	Parcial

**Nível da Água:**

Data:	
Nível da Água (m):	
Nível Medido Bombeando (S/N)?	
Vazão (m <sup>3</sup> /h):	

**Teste de Bombeamento**

Teste de Bombeamento:			
Data:	Surgência:	Nível Estático (m):	Duração do Teste (h):
23/09/1988	N	4.20	24:00
Nível Dinâmico:	Vazão Específica (m <sup>3</sup> /h/m):	Coefficiente de Armazenamento:	Vazão Livre (m <sup>3</sup> /h):
26.73	1.681		
Permeabilidade (m/s):	Transmissividade (m <sup>2</sup> /s):	Vazão Após Estabilização (m <sup>3</sup> /h):	Tipo do Teste:
		37.87	
Método:	Unidade:		

**Análises Químicas**

Análises Químicas:	
Data da Coleta:	
Condutividade Elétrica (µS/cm):	
Qualidade da Água (PT/CO):	
Sabor da Água:	
Qualidade da Água (Odor):	
Temperatura (C°):	
Turbidez (NTU):	
Sólidos Suspensos (mg/l):	
Sólidos Sedimentáveis (mg/l):	
Aspecto Natural:	
Ph:	

Gráfico de evolução do nível d'água para os últimos cinco anos hidrológicos

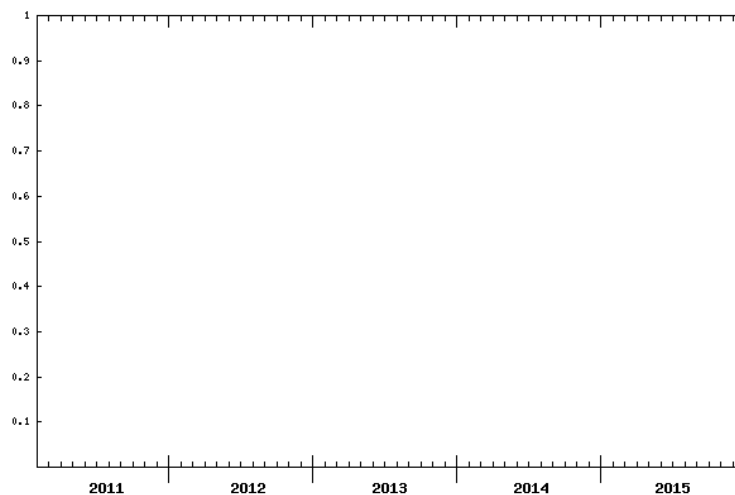
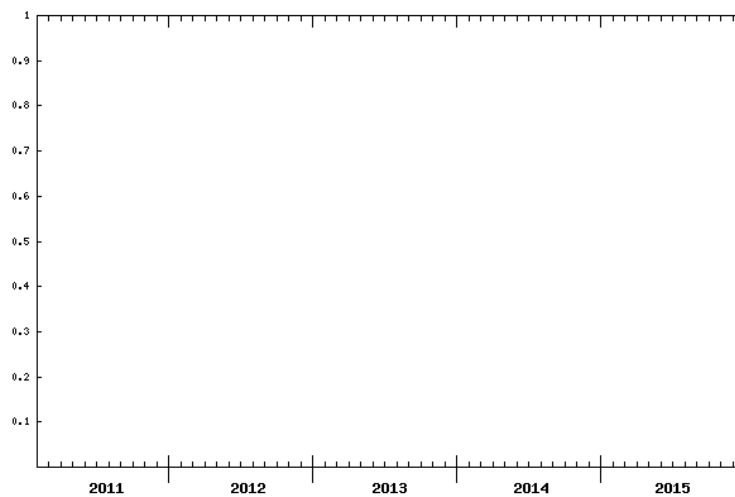
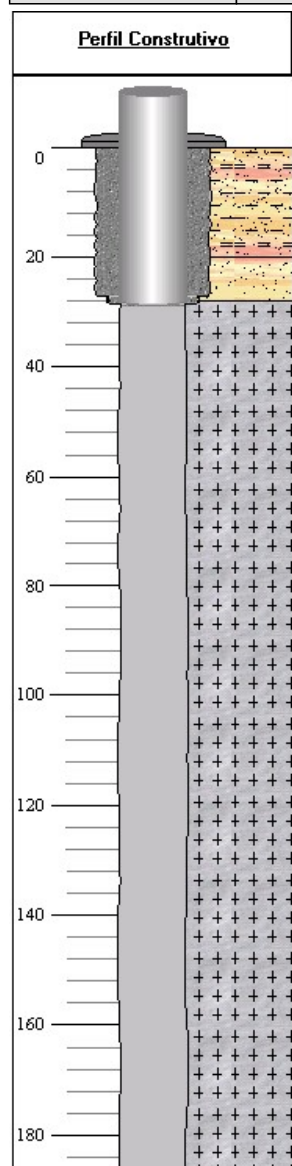


Gráfico de evolução da condutividade elétrica para os últimos cinco anos hidrológicos



Poço: 3100022214	UF : MG	Município : Contagem	Localidade : E E E PRAIA
------------------	---------	----------------------	--------------------------


**Gerais**

<b>Dados Gerais:</b>	
Nome :	
Data da Instalação :	
Proprietário :	
Natureza do Ponto :	Poço tubular
Uso da água :	
Cota do Terreno :	872.00

<b>Localização:</b>	
Localidade :	E E E PRAIA
UTM (Norte/Sul) :	7799810
UTM (Leste/Oeste) :	595432
Latitude (GMMSS) :	195344
Longitude (GMMSS) :	440518
Bacia Hidrográfica:	Rio São Francisco
Subbacia Hidrográfica:	Rios São Francisco, Paraopeba e outros

<b>Situação:</b>	
Data :	
Situação :	

**Construtivos**

<b>Perfuração:</b>				
Data:	Profundidade Inicial(m)	Profundidade Final(m)	Perfurador	Método
15/05/2015	0.00	187.00	COPASA	Rotopneumatico

<b>Diâmetro:</b>			
De (m):	Até (m):	Polegadas	Milímetros
0.00	27.20	9 13/16	250.0000
27.20	28.60	7 27/32	200.0000
28.60	187.00	5 7/8	150.0000

<b>Revestimento:</b>				
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
0.00	28.60	Aço sem costura com rosca e luva	5 7/8	150.0000

<b>Filtro:</b>					
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)	Ranhura

<b>Espaço Anular:</b>		
De (m):	Até (m):	Material
0.00	28.60	Cimentação

<b>Boca do Tubo:</b>			
Data:	Altura(m):	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
15/05/2015	0.70		

<b>Entrada d'água:</b>	
<b>Profundidade:</b>	
102.00	
148.00	

<b>Profundidade Útil:</b>	
Data:	Profundidade:
	187.00

**Geológicos**
**Feição Geomorfológica:**

Descrição:

**Formação Geológica:**

Profundidade Inicial (m):	Profundidade Final (m):	Tipo de Formação:
0.00	187.00	Complexo Belo Horizonte

**Dados Litológicos:**

De (m):	Até (m):	Litologia:	Descrição Litológica:
0	20	Solo argiloso	Solo argiloso de natureza plastica, coloração marron-amarelada
20	28	Solo	Solo alterado, coloração marrom-amarelada; fragmentação milimetrica
28	187	Granodiorito	Granodiorito do Complexo Belo Horizonte, coloração acinzentada aclara; de composição quartzo, anfibólio, feldspato

**Hidrogeológicos**
**Aquífero no Ponto:**
**Nível da Água:**

Data:	
Nível da Água (m):	
Nível Medido Bombeando (S/N)?	
Vazão (m3/h):	

**Teste de Bombeamento**
**Teste de Bombeamento:**

Data:	Surgência:	Nível Estático (m):	Duração do Teste (h):
13/06/2015	N	1.30	24
Nível Dinâmico:	Vazão Específica (m3/h/m):	Coefficiente de Armazenamento:	Vazão Livre (m3/h):
65.26	0.289		
Permeabilidade (m/s):	Transmissividade (m2/s):	Vazão Após Estabilização (m3/h):	Tipo do Teste:
		18.46	Continuo
Método:	Unidade:		
	Air-lift		

**Análises Químicas**

Análises Químicas:	
Data da Coleta:	
Condutividade Elétrica (µS/cm):	
Qualidade da Água (PT/CO):	
Sabor da Água:	
Qualidade da Água (Odor):	
Temperatura (C°):	
Turbidez (NTU):	
Sólidos Suspensos (mg/l):	
Sólidos Sedimentáveis (mg/l):	
Aspecto Natural:	
Ph:	

Gráfico de evolução do nível d'água para os últimos cinco anos hidrológicos

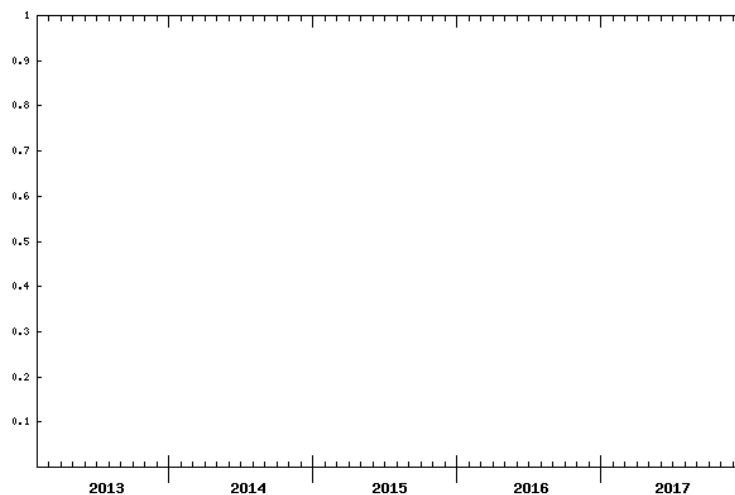
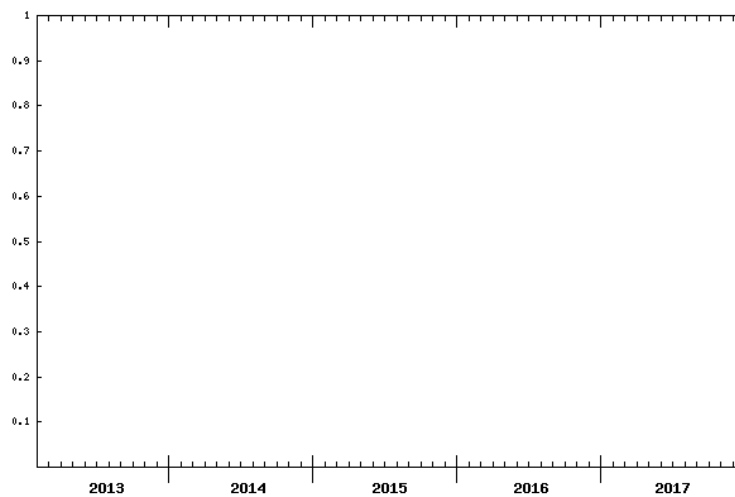
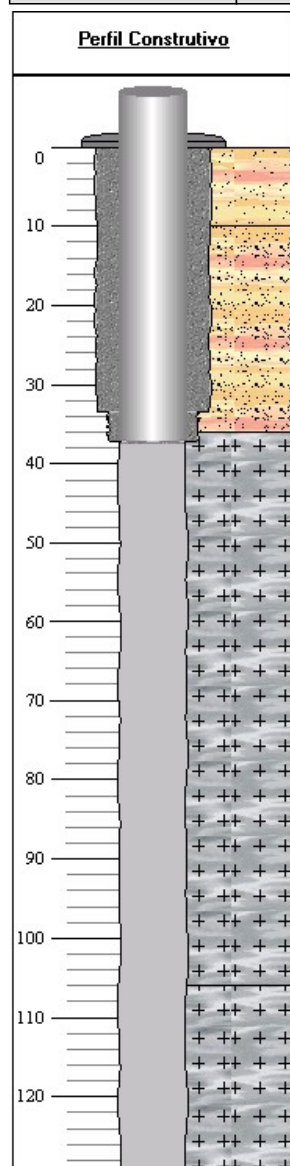


Gráfico de evolução da condutividade elétrica para os últimos cinco anos hidrológicos



Poço: 3100022217	UF : MG	Município : Contagem	Localidade : SEDE
------------------	---------	----------------------	-------------------



## Gerais

<b>Dados Gerais:</b>	
Nome :	
Data da Instalação :	
Proprietário :	COPASA
Natureza do Ponto :	Poço tubular
Uso da água :	
Cota do Terreno :	880.00

<b>Localização:</b>	
Localidade :	SEDE
UTM (Norte/Sul) :	7805837
UTM (Leste/Oeste) :	589355
Latitude (GMMSS) :	195029
Longitude (GMMSS) :	440848
Bacia Hidrográfica:	Rio São Francisco
Subbacia Hidrográfica:	Rios São Francisco, Paraopeba e outros

<b>Situação:</b>	
Data :	
Situação :	

## Construtivos

<b>Perfuração:</b>				
Data:	Profundidade Inicial(m)	Profundidade Final(m)	Perfurador	Método
24/09/2014	0.00	129.70	COPASA	Rotopneumatico

<b>Diâmetro:</b>			
De (m):	Até (m):	Polegadas	Milímetros
0.00	33.50	9 13/16	250.0000
33.50	37.20	7 27/32	200.0000
37.20	129.70	5 7/8	150.0000

<b>Revestimento:</b>				
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
0.00	37.20	Aço sem costura com rosca e luva	5 7/8	150.0000

<b>Filtro:</b>					
De (m):	Até (m):	Material	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)	Ranhura

<b>Espaço Anular:</b>		
De (m):	Até (m):	Material
0.00	37.20	Cimentação

<b>Boca do Tubo:</b>			
Data:	Altura(m):	Diâmetro (pol)	Diâmetro (mm)
24/07/2014	0.60	5 7/8	150.0000

<b>Entrada d'água:</b>	
<b>Profundidade:</b>	
78.00	
81.00	
90.00	
94.50	
97.70	
115.00	
126.00	
128.00	

<b>Profundidade Útil:</b>	
Data:	Profundidade:



	129.70
--	--------

## Geológicos

Feição Geomorfológica:	
Descrição:	

Formação Geológica:		
Profundidade Inicial (m):	Profundidade Final (m):	Tipo de Formação:
0.00	129.70	Complexo Belo Horizonte

Dados Litológicos:			
De (m):	Até (m):	Litologia:	Descrição Litológica:
0	10	Solo	Solo argilo-arenoso, coloração amarelo-amarronzada
10	36	Solo arenoso	Solo arenoso, alterado, coloração amarelada, e fragmentos finos
36	106	Granulitos	Granulitos do Complexo Belo Horizonte, acinzentado com tonalidade rosea, fragmentação milimétrica. Predominância
106	129.7	Gnaisses	Rocha ortognaissica, coloração escura, predominância de minerais maficos; fragmentação milimétrica

## Hidrogeológicos

Aquífero no Ponto:
--------------------

Nível da Água:	
Data:	
Nível da Água (m):	
Nível Medido Bombeando (S/N)?	
Vazão (m <sup>3</sup> /h):	

## Teste de Bombeamento

Teste de Bombeamento:			
Data:	Surgência:	Nível Estático (m):	Duração do Teste (h):
10/10/2014	N	1.57	24
Nível Dinâmico:	Vazão Específica (m <sup>3</sup> /h/m):	Coeficiente de Armazenamento:	Vazão Livre (m <sup>3</sup> /h):
44.07	0.628		
Permeabilidade (m/s):	Transmissividade (m <sup>2</sup> /s):	Vazão Após Estabilização (m <sup>3</sup> /h):	Tipo do Teste:
		26.67	Continuo
Método:	Unidade:		
	Air-lift		

## Análises Químicas

Análises Químicas:	
Data da Coleta:	
Condutividade Elétrica (µS/cm):	
Qualidade da Água (PT/CO):	
Sabor da Água:	
Qualidade da Água (Odor):	
Temperatura (C°):	
Turbidez (NTU):	
Sólidos Suspensos (mg/l):	
Sólidos Sedimentáveis (mg/l):	
Aspecto Natural:	
Ph:	



Gráfico de evolução do nível d'água para os últimos cinco anos hidrológicos

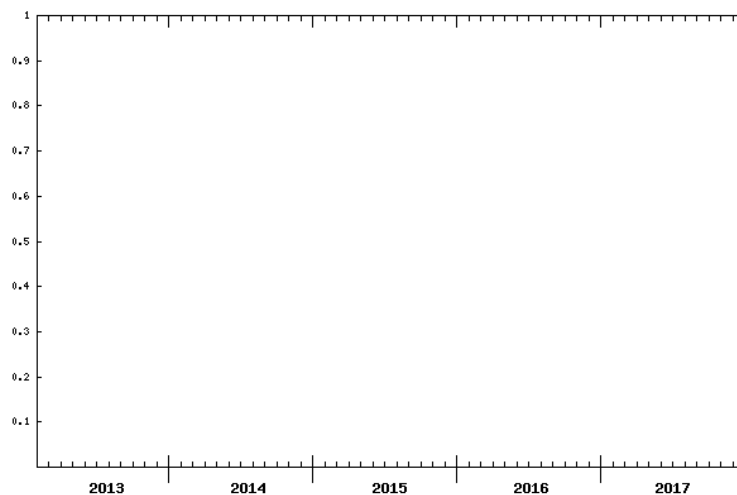


Gráfico de evolução da condutividade elétrica para os últimos cinco anos hidrológicos

