

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

AGNES CAROLINE SANTOS FARIA

**AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DA INTERAÇÃO LAGOA - AQUÍFERO E DA  
QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM DA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – MG**

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
FEVEREIRO, 2017

AGNES CAROLINE SANTOS FARIA

**AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DA INTERAÇÃO LAGOA - AQUÍFERO E DA  
QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM DA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
FEVEREIRO, 2017

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

F224a  
2017

Faria, Agnes Caroline Santos, 1989-  
Avaliação hidrogeológica da interação lagoa - aquífero e da  
qualidade da água no sistema de filtração em margem da  
Universidade Federal de Viçosa - MG / Agnes Caroline Santos  
Faria. – Viçosa, MG, 2017.  
xii, 75f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Eduardo Antonio Gomes Marques.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Inclui bibliografia.

1. Abastecimento de água. 2. Água - Filtração. 3. Solos -  
Absorção. 4. Solos - Permeabilidade. 5. Água - Qualidade.  
6. Hidrogeologia. I. Universidade Federal de Viçosa.  
Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-graduação  
em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.1

AGNES CAROLINE SANTOS FARIA

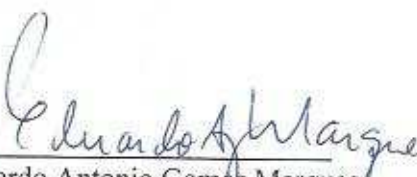
**AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA DA INTERAÇÃO LAGOA - AQUIFERO E DA  
QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM DA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 20 de fevereiro de 2017.

  
Alisson Carraro Borges  
(Coorientador)

  
Sílvia Fernandes Rocha

  
Eduardo Antonio Gomes Marques  
(Orientador)

*Dedico aos meus pais, Marcia e Gilson, e  
ao meu irmão, Philippe, pelo apoio  
e amor incondicional.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por me dar saúde para continuar meu trabalho. Aos meus pais Marcia e Gilson, por sempre acreditar em mim e por me dar suporte em todas as minhas decisões. Ao meu irmão pelo companheirismo e pelo NetFlix.

Agradeço ao professor Eduardo, meu orientador, pela oportunidade de realização da pesquisa, pela paciência e amizade. Ao professor Alisson, pelo auxílio e disposição.

Agradeço à Silvia, por disponibilizar seu tempo inúmeras vezes para me socorrer, sempre tão paciente e amiga. Não tenho palavras para agradecê-la.

Agradeço aos estudantes Luana, Victor, Luís, Eder e Michelle por me auxiliarem nas infundáveis coletas e medições e, aos técnicos do LEC, por serem essenciais ao início desse trabalho de campo e pela disposição sempre.

Agradeço à Luana por estar sempre disposta a me levar no LESA com várias amostras.

Agradeço aos técnicos, professores e alunos do LESA por me receberem e me ajudarem tanto.

Agradeço aos amigos da pós-graduação, pelo carinho, risadas, em especial Leandro, Laís, Carolzinha e Nanda.

Agradeço à minha amiga Clívia, pelo suporte e amizade. Sempre presente em todos os momentos.

Agradeço meu companheiro e amigo, Felix, pela paciência e bom humor para lidar com meu estresse nesses últimos meses.

Muito obrigada a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram com esse trabalho!

*“Só erra quem produz. Mas só produz  
quem não tem medo de errar”*

*Autor desconhecido*

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	vii
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	ix
<b>RESUMO</b> .....	x
<b>ABSTRACT</b> .....	xii
<b>CAPÍTULO I: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM DE LAGOA</b> .....	1
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
<b>2. JUSTIFICATIVA</b> .....	2
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	2
3.1 <i>Objetivo Geral</i> .....	2
3.2 <i>Objetivos Específicos</i> .....	3
<b>4. ÁREA DE ESTUDO</b> .....	3
4.1 <i>Sistema de poços pré-existentes</i> .....	6
4.2 <i>Implantação de novos pontos de monitoramento</i> .....	9
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	13
<b>CAPÍTULO II – MODELO CONCEITUAL E MODELAGEM COMPUTACIONAL</b> .....	15
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	18
2.1 <i>Caracterização Hidrogeológica</i> .....	18
2.1.1 <i>Teste de aquífero</i> .....	18
2.1.2 <i>Análise potenciométrica</i> .....	19
2.1.3 <i>Estimativa da recarga</i> .....	20
2.1.4 <i>Balanço Hídrico</i> .....	20
2.1.5 <i>Determinação do percurso da água no meio poroso</i> .....	21
2.2 <i>Modelo conceitual</i> .....	22
2.3 <i>Condições de simulação</i> .....	23
2.4 <i>Parâmetros de entrada</i> .....	24
2.5 <i>Definição da área a ser modelada</i> .....	25
2.6 <i>Condições de contorno</i> .....	25
2.7 <i>Calibração</i> .....	27
2.8 <i>Análise de sensibilidade</i> .....	27
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	29
3.1 <i>Caracterização Hidrogeológica</i> .....	29
3.1.1 <i>Análise Potenciométrica</i> .....	29
3.1.2 <i>Estimativa da Recarga</i> .....	33
3.1.3 <i>Balanço hídrico</i> .....	34

3.1.4	Definição do percurso da água no meio poroso .....	35
3.2	<i>Modelo Matemático</i> .....	38
3.2.1	Definição da malha.....	38
3.2.2	Condição de contorno.....	40
3.2.3	Calibração .....	40
3.3	<i>Cenários 1, 2 e 3</i> .....	46
3.4	<i>Cenários 4 e 5</i> .....	49
<b>4.</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	52
<b>5.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	53
<b>CAPÍTULO III – QUALIDADE DA ÁGUA</b> .....		56
<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	56
<b>2.</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	58
2.1	<i>Amostragem</i> .....	58
2.2	<i>Análise de metais</i> .....	59
<b>3.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	61
3.1	<i>Análises físico-químicas e biológicas</i> .....	61
3.2	<i>Análise de metais</i> .....	69
<b>4.</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	71
<b>5.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	72
	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	75

## LISTA DE FIGURAS

<b>CAPÍTULO I: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM DE LAGOA</b> .....	1
Figura (I) 1: Localização da área de estudo.....	3
Figura (I) 2: Mapa da geologia da microbacia.....	5
Figura (I) 3: Mapa de solos da microbacia.....	6
Figura (I) 4: Perfil construtivo dos poços SP1, SP2, SP3 e de produção.....	8
Figura (I) 5: Perfil geológico dos poços SP1, SP2, SP3 e do poço de produção.....	8
Figura (I) 6: Perfil geológico dos poços SP4, SP5 e do poço produção.....	8
Figura (I) 7: Realização a sondagem à percussão para os dois novos furos.....	9
Figura (I) 8: Registros fotográficos da análise tátil-visual.....	10
Figura (I) 9: Perfil geológico dos poços SP1, SP2, SP3, do poço de produção e dos furos SP6, SP7...11	
Figura (I) 10: Localização dos novos pontos de monitoramento (SP6 e SP7). .....	11
<b>CAPÍTULO II – MODELO CONCEITUAL E MODELAGEM COMPUTACIONAL</b> .....	15
Figura (II) 1: Eletrodos instalados em uma das seções ensaiadas-Método do caminhamento elétrico.....	21
Figura (II) 2: Traçados dos testes de eletrorresistividade realizados na área.....	22
Figura (II) 3: Nível d'água monitorado ao longo de um ano hidrológico (setembro de 2015 a agosto de 2016) nos poços de produção e SP1 a SP5. Com indicação dos períodos simulados.....	23
Figura (II) 4: Nível d'água monitorado ao longo de um ano hidrológico (setembro de 2015 a agosto de 2016) nos poços SP6 e SP7. Com indicação dos períodos simulados.....	24
Figura (II) 5: Mapa potenciométrico sem bombeamento.....	29
Figura (II) 6: Mapa potenciométrico com bombeamento.....	30
Figura (II) 7: Comparação da Pluviometria mensal acumulada para Viçosa (MG), nos anos hidrológicos 2013/2014; 2014/2015; 2015/2016. . .....	31
Figura (II) 8: Monitoramento potenciométrico dos poços SP1, SP2, SP3, SP4, SP5 e de Produção ao longo do ano hidrológico de setembro de 2015 a agosto de 2016. ....	32
Figura (II) 9: Monitoramento potenciométrico dos poços SP6 e SP7 ao longo do ano hidrológico de setembro de 2015 a agosto de 2016. ....	33
Figura (II) 10: Perfis de eletrorresistividade realizados perpendicular à lagoa (a à d) e paralelos à lagoa (e à h).....	37
Figura (II) 11: Discretização da área, identificando células inativas e o domínio do modelo. ....	39
Figura (II) 12: Perfil topográfico da área em estudo evidenciando as zonas de condutividade.....	39
Figura (II) 13: Condição de contorno Tipo II e Tipo III. ....	40
Figura (II) 14: Mapa representativo do fluxo de água subterrânea na camada 2. ....	43
Figura (II) 15: Perfil representativo do fluxo de água subterrânea obtido do modelo.....	43
Figura (II) 16: Valores observados versus valores calculados. <i>Normalized RMS</i> = 26,73%.....	44
Figura (II) 17: Mapa representativo do fluxo de água subterrânea na camada 2 com bombeamento....	45
Figura (II) 18: Perfil representativo do fluxo de água subterrânea com bombeamento.....	45

Figura (II) 19: Valores observados versus valores calculados. <i>Normalized RMS</i> = 23,98%.....	46
Figura (II) 20: Simulação do cenário 1. ....	47
Figura (II) 21: Simulação do cenário 2 .....	48
Figura (II) 22: Simulação do cenário 3 .....	48
Figura (II) 23: Simulação do cenário 4 .....	50
Figura (II) 24: Simulação do cenário 5. ....	51
<b>CAPÍTULO III – QUALIDADE DA ÁGUA</b> .....	56
Figura (III) 1: Pontos de amostragem na lagoa (verde).....	59
Figura (III) 2: Valores referentes à turbidez da amostra da lagoa.....	61
Figura (III) 3: : Valores referentes à turbidez da amostra do sistema de FML. ....	62
Figura (III) 4: Valores médios referentes à DBO das amostras lagoa e do sistema de FML. ....	63
Figura (III) 5: Valores referentes ao nitrato das amostras lagoa e do sistema de FML relacionados aos eventos de precipitação .....	66
Figura (III) 6: Valores médios referentes ao fósforo total das amostras lagoa e do sistema de FML....	67
Figura (III) 7: Valores referentes à concentração de coliformes totais das amostras da lagoa e do sistema de FML. ....	68
Figura (III) 8: Valores referentes à concentração de E. coli das amostras da lagoa e do sistema de FML .....	68

## LISTA DE TABELAS

<b>CAPÍTULO I: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM DE LAGOA</b> .....	1
Tabela (I) 1: Resultados da análise granulométrica dos solos pertencentes às amostras de solos dos furos de sondagens SP1, SP2 e SP3 .....	7
Tabela (I) 2: Resultados da análise tátil visual dos solos pertencentes às amostras de solos dos furos de sondagens SP6 e SP7.....	10
<b>CAPÍTULO II – MODELO CONCEITUAL E MODELAGEM COMPUTACIONAL</b> .....	15
Tabela (II) 1: Coordenadas geográficas dos poços monitorados.....	19
Tabela (II) 2: Condutividade hidráulica das camadas 1, 2 e 3 .....	25
Tabela (II) 3: Cargas hidráulicas médias (m) dos pontos utilizados na calibração e validação do modelo, no período estacionário. ....	27
Tabela (II) 4: Dados utilizados no cálculo da recarga e da taxa de recarga para cada poço monitorad.	34
Tabela (II) 5: Cálculo do balanço hídrico por Thornthwaite & Mather (1955). ....	35
Tabela (II) 6: Condutividades hidráulicas obtidas na calibração do modelo estacionário por meio do módulo Winpest. ....	41
<b>CAPÍTULO III – QUALIDADE DA ÁGUA</b> .....	56
Tabela (III) 1: Médias dos valores de OD, Temperatura, pH e condutividade elétrica medidos em campo. ....	65
Tabela (III) 2: Resultados da análise de metais.....	69
Tabela (III) 3: Resultados da análise de metais.....	69

## RESUMO

FARIA, Agnes Caroline Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2017. **Avaliação hidrogeológica da interação lagoa - aquífero e da qualidade da água no sistema de filtração em margem da Universidade Federal de Viçosa -MG.** Orientador: Eduardo Antonio Gomes Marques. Coorientador: Alisson Carraro Borges

A filtração em margem (FM) é uma técnica simplificada que utiliza como meio filtrante os próprios materiais constituintes da margem e do fundo do manancial superficial, em que, durante o percurso da água até o poço de captação, ocorrem vários processos físico-químicos e biológicos que permitem a remoção de poluentes. Na Europa, a utilização da FM para o abastecimento das cidades é bastante comum e antiga (100 anos). No Brasil, o estudo da técnica se iniciou no estado de Santa Catarina em 2006. Em Viçosa, a técnica se iniciou em 2013. Foram utilizados poços de monitoramento previamente instalados a diferentes distâncias da margem da Lagoa da Universidade Federal de Viçosa, nas proximidades do ponto de captação de água das Estações de Tratamento que abastecem a universidade e parte da cidade de Viçosa. O poço de captação foi instalado com o intuito de analisar a dinâmica do fluxo da água subterrânea. A lacuna existente no estudo realizado em 2013, devido à falta de informações da porção mais alta da área, deu origem ao presente trabalho. Portanto, o objetivo dessa pesquisa foi analisar a influência de mais pontos de monitoramento no resultado da modelagem realizada anteriormente e, a qualidade da água do sistema de FM de lagoa para estudos de viabilidade da aplicação da técnica como alternativa efetiva de pré tratamento de água. A análise do fluxo foi realizada por meio do *software* Visual MODFLOW e a qualidade da água por meio de análises laboratoriais dos parâmetros oxigênio dissolvido, pH, T°, condutividade, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrato, coliformes totais e *Escheríchia coli*. O modelo numérico foi construído com base no modelo conceitual formulado por meio das medições de nível d'água ao longo de um ano hidrológico, levantamento topográfico, teste de bombeamento, batimetria, condutividade hidráulica, recarga e balanço hídrico. A calibração foi realizada com base no valor do *RMS* Normalizado que foi igual a 26,73% para o período estacionário sem bombeamento e igual a 23,98% para o período estacionário com bombeamento. Cinco cenários foram simulados a partir do modelo com bombeamento: cenários 1, 2 e 3 considerando uma nova posição do poço de produção com vazões de 120 m<sup>3</sup>/dia, 150m<sup>3</sup>/dia e 90m<sup>3</sup>/dia respectivamente em um período de 43 dias (cenário 1) e 5 anos (cenários 2 e 3). Os *RMS* Normalizados encontrados para esses cenários foram 23,45%, 24,26% e 23,39%,

respectivamente. Os cenários 4 e 5 consideraram o poço de bombeamento no mesmo local, porém com bombeamento de 150m<sup>3</sup>/dia e 90 m<sup>3</sup>/dia, resultando em um *RMS* Normalizado de 24,38% e 24,09%, respectivamente. Com relação às análises de qualidade da água, os resultados demonstram que os parâmetros turbidez, coliformes totais e *E. coli* foram os que apresentaram valores de remoção mais satisfatórios, com redução de mais de 90% após passagem pelo sistema de filtração em margem.

## ABSTRACT

FARIA, Agnes Caroline Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2017. **Hydrogeological evaluation of pond - aquifer interaction and water quality in the bank filtration system from Federal University of Viçosa - MG.** Advisor: Eduardo Antonio Gomes Marques. Co-advisor: Alisson Carraro Borges

River bank filtration (RBF) is a simple technique that uses the natural material present on river margins to filter as filtration media. By pumping on a well, water is driven from a river or any water body throughout the sediments on its margins towards the collection well and being filtrated by physical, chemical and biological processes that remove pollutants. In Europe, RBF for urban areas supply have been used for more than 100 years. In Brazil, the study of this technique has began on 2006, Santa Catarina state. In Viçosa, the BF studies started in 2013. Monitoring wells installed at different distances from a pond margin located within Federal University of Viçosa *campus*. Pumping well was specifically installed for the purposes of the present research. Flow analysis was performed trough Visual Modflow<sup>®</sup> and water quality was based on laboratory analysis of the following parameters: dissolved oxygen, HP, temperature, conductivity, turbidity, Oxygen Biochemical Demand (OBD), total phosphorus, nitrate, total coliforms and E. coli. The numerical model was based on a conceptual model developed specifically for this study and supported by: water level measurements during one hydraulic year, pumping test, topography, bathymetry, hydraulic conductivity tests, recharge and water balance. Calibration was performed for Normalized RMS, which was equal to 26.73% for stationary period and equal to 23.98% for pumping period. Five scenarios were simulated from the pumping model: scenarios 1, 2 and 3 considering a new pumping well with 120 m<sup>3</sup>/day, 150 m<sup>3</sup>/day and 90 m<sup>3</sup>/day flow pumping rates during 43 days (scenario 1) and 5 years (scenarios 2 and 3). Normalized RMS found for those scenarios were 23.45%, 24.26% and 23.39%, respectively. Scenarios 4 and 5 have considered a pumping well in the same place as the real tested well, but considering 150 m<sup>3</sup>/day and 90 m<sup>3</sup>/daily flow rates, so resulting in Normalized RMS equal to 24.38% and 24.09% respectively. Based on water quality analysis, turbidity, total coliform and E. coli were the one that have presented the best results, with water after river bank filtration presenting a reduction of more than 90% of those parameters when compared to water in the pond.

# **CAPÍTULO I: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM DE LAGOA**

## **1. INTRODUÇÃO GERAL**

O crescimento populacional desordenado, principalmente nos grandes centros urbanos, tornou o serviço de distribuição de água potável uma tarefa desafiadora para o poder público. Além disso, há que se considerar os problemas que esse aumento exacerbado gera na qualidade da água dos mananciais que abastecem as cidades. As fontes de água estão cada vez mais poluídas, o que dificulta e encarece o seu tratamento.

Outro fato a ser considerado é a grande seca que atingiu parte do Brasil nos anos de 2014 e 2015, gerando alerta na maioria dos grandes centros urbanos da região Sudeste como São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte, além claro, dos estados da região Nordeste.

Diante desse panorama, surge a necessidade de se desenvolver métodos alternativos de tratamento de água, que garantam a qualidade e baixo custo.

A Filtração em Margem (FM) se destaca por se tratar de uma técnica simplificada que utiliza como meio filtrante os próprios materiais constituintes da margem e do fundo do manancial superficial, no qual, durante o percurso da água até o poço de captação, ocorrem vários processos físico-químicos e biológicos que permitem a remoção de poluentes (OJHA et al., 2010; LITZ et al., 2011).

Na Europa, a utilização da FM para o abastecimento das cidades é bastante comum e antiga (100 anos). Esse sistema fornece 50% de água potável para a população da Eslováquia, 45% para a Hungria, 16% para a Alemanha e 5% para Holanda. Dentro da Alemanha, a cidade de Berlim conta com 75% de todo o seu consumo de água originário da FM (SCHUBERT, 2002).

No Brasil, o estudo da técnica se iniciou com os estudos realizados por Sens (2006) no estado de Santa Catarina, às margens da lagoa do Peri, Florianópolis. Em 2008 os estudos se estenderam para o estado de Pernambuco com a aplicação do sistema de FM no Rio Beberibe (PAIVA, 2009). Esses estudos avaliaram a eficiência da FM em margens de rios em termos de remoção de diferentes poluentes, obtendo resultados satisfatórios.

Rocha (2015) implantou o sistema de FM às margens da lagoa da Universidade Federal de Viçosa, nas proximidades da captação de água da Estação de Tratamento que abastece a mesma, na cidade de Viçosa – Minas Gerais. Nesse estudo realizou-se a caracterização

hidrogeológica do sistema aquífero e avaliou-se a interação lagoa-aquífero por meio da modelagem numérica de fluxo estacionário e transiente. Além de calcular o índice de qualidade da água (IQA) da água resultante desse processo.

Para a execução do presente estudo foram utilizados os poços instalados por Rocha (2015) mais dois novos piezômetros de monitoramento, instalados na porção mais alta da área em questão. O poço de captação bombeia a um intervalo de vazão que varia de 5 a 9 m<sup>3</sup>/h, operando por no máximo 9 horas, tem 4” de diâmetro e 25m de profundidade máxima, e foi instalado com o intuito de analisar a dinâmica do fluxo da água subterrânea e a qualidade da água para estudos de viabilidade da aplicação da técnica como alternativa efetiva de pré tratamento de água.

O desenvolvimento e a aplicação da tecnologia de filtração em margem, também como tecnologia social, podem fazer com que problemas decorrentes da exposição da água à contaminantes sejam minimizados e que pequenas comunidades, estrategicamente instaladas, ultrapassem as crises causadas pela baixa qualidade da água de consumo, amenizando impactos do abastecimento de água deficitário.

## **2. JUSTIFICATIVA**

Esse trabalho se justifica pela necessidade de maior conhecimento da dinâmica de fluxo subterrâneo e da interação entre aquífero – lagoa na área de implantação do sistema de filtração em margem já existente no *campus* da Universidade Federal de Viçosa, a fim de melhorar os resultados matemáticos do modelo encontrado por Rocha (2015). E, de uma avaliação da eficiência do sistema de filtração em margem como pré-tratamento de água.

## **3. OBJETIVOS**

### *3.1 Objetivo Geral*

Avaliar a representatividade do modelo hidrogeológico de fluxo estacionário da área de estudo por meio da inserção de dois novos piezômetros e a eficiência do sistema de filtração em margem como pré tratamento de água para consumo.

### 3.2 Objetivos Específicos

- Ampliar e aprimorar o modelo hidrogeológico numérico gerado por Rocha (2015), considerando um maior número de pontos de monitoramento e uma atualização do modelo conceitual;
- Avaliar a influência de uma intensa estiagem sobre a disponibilidade de recursos hídricos, comparando o monitoramento realizado em dois anos hidrológicos diferentes (2013-2104 e 2015-2016);
- Avaliar a eficiência do sistema de filtração em margem de lagoa na melhoria de parâmetros de qualidade da água, principalmente em relação à redução da turbidez, coliformes totais e *Escherichia coli*.

## 4. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada no município de Viçosa, Minas Gerais, no *campus* da Universidade Federal de Viçosa entre os meridianos 42°51'30" W e 42°53'00" W, e entre os paralelos 20°45'30" S e 20°47'00" S. Apresenta área de aproximadamente 41.967 m<sup>2</sup> e perímetro de 844,54 m (Figura (I) 1).

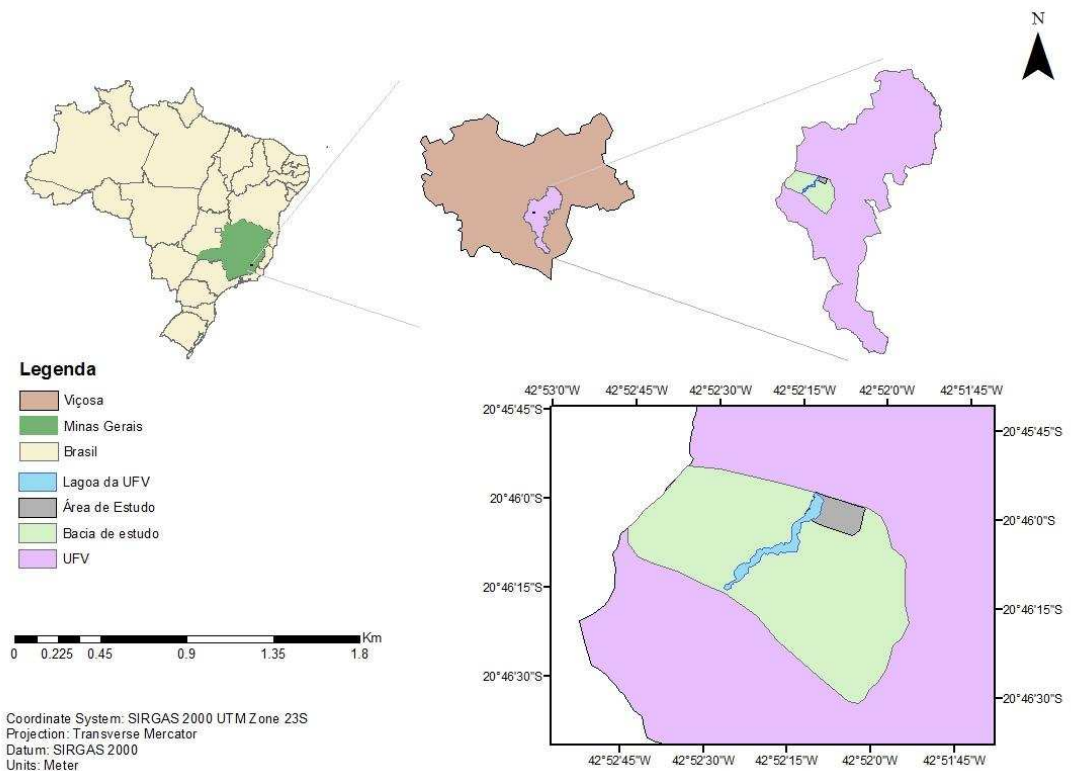


Figura (I) 1 Localização da área de estudo.

As altitudes na seção da bacia micro bacia variam entre 660 m e 780 m, sendo o relevo da região predominantemente forte ondulado e montanhoso, com encostas de perfil convexo-côncavo embutidos em vales de fundo chato, formados por terraços e leitos maiores, onde correm pequenos córregos (CORRÊA, 1984).

De acordo com a classificação de Köppen o clima da região é o CWa, caracterizado por verões chuvosos (precipitação média anual de 1200mm) e invernos secos. A temperatura do mês mais frio é inferior a 18 °C e do mês mais quente superior a 22 °C (FERNANDES et al., 2007).

Quanto à hidrogeologia da área, tem-se que ela é constituída por um aquífero freático poroso formado por depósitos aluvionares do Quaternário e solos residuais de gnaiss. O aquífero é considerado como não confinado ou freático pois sua superfície potenciométrica está sob pressão atmosférica.

A rocha predominante é o gnaiss, com espessura variada e é encontrada em diversos níveis de alteração intempérica (DAKER, 1983; ANDRADE, 2010). Rochas metamórficas de alto grau, tais como anfíbolitos e migmatitos também podem ocorrer. Entretanto, não há afloramentos de rocha na área de estudo. Ao longo dos vales ocorrem sedimentos do Quaternário que se caracterizam pela elevada variedade textural (MARQUES, 2008), informação confirmada por meio da coleta e análise de amostras nos furos de sondagem realizados na área de estudo por Rocha (2015), em que predominam depósitos aluvionares e solo residual de gnaiss (ROCHA, 2015) como indicado na Figura (I) 2.

São denominados solos residuais aqueles formados a partir da decomposição das rochas pelo intemperismo químico ou físico, ou a combinação de ambos, e que permaneçam no local em que foram formados, sem sofrer qualquer tipo de transporte e, preservam, em sua forma jovem, as características da rocha mãe (SALOMÃO & ANTUNES, 1998).

Os aluviões são materiais constituídos por materiais erodidos e transportados pelos cursos d'água nos seus leitos e margens. São também depositados nos fundos de lagoas e lagos, sempre associados a ambientes fluviais (SALOMÃO & ANTUNES, 1998).

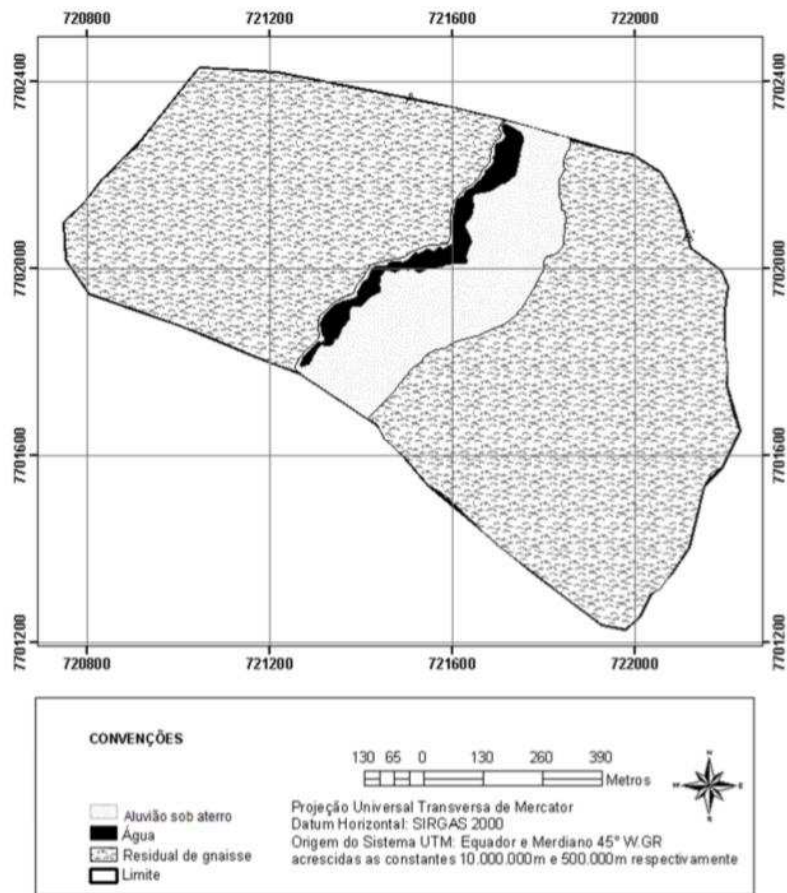


Figura (I) 2 Mapa da geologia da microbacia. Fonte: Rocha (2015)

Em relação aos solos da microbacia, a classe dos Latossolos é predominante, seguida por Argissolos e Cambissolos (Figura (I) 3).

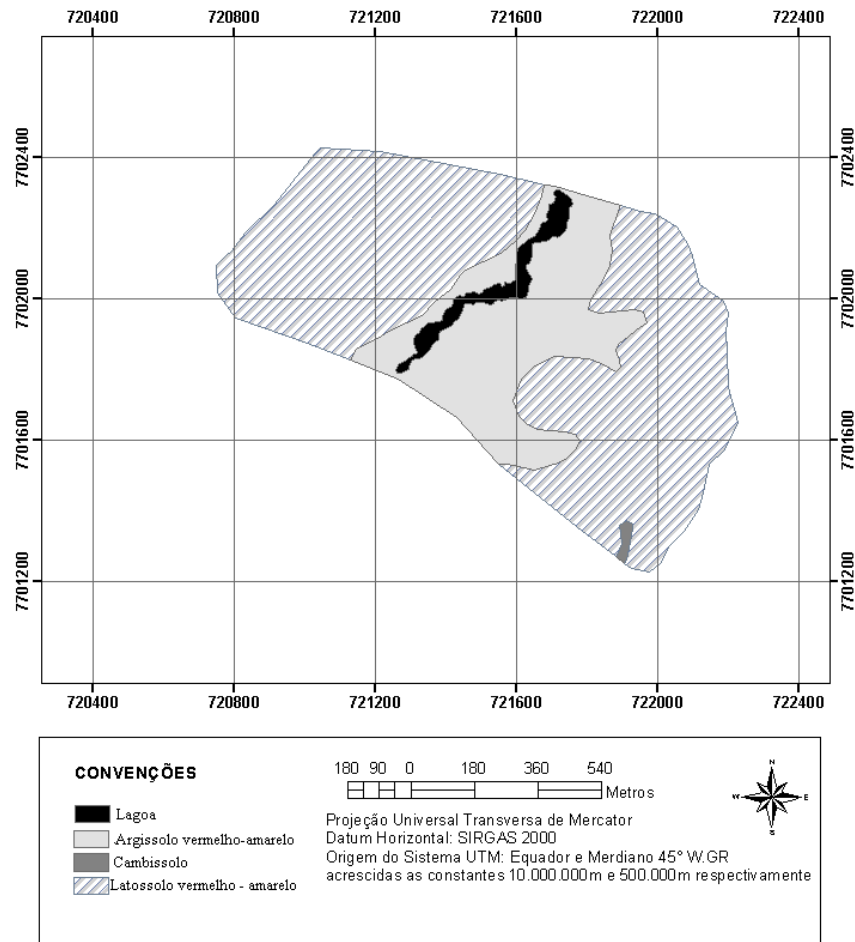


Figura (I) 3: Mapa de solos da microbacia. Fonte: Andrade (2010).

#### 4.1 Sistema de poços pré-existent

A área de estudo já contava com 6 furos de sondagem à percussão do tipo SPT realizados por Rocha (2015). As sondagens à percussão SPT (*Standard Penetration Test*) foram realizadas conforme NBR 6484/2001 (ABNT, 2001) e os procedimentos, conforme estabelecido pelo Manual de Sondagem (ABGE, 1999).

Os furos de sondagem foram distribuídos em forma de cruz, de forma semelhante ao trabalho realizado em Recife (PE), por Paiva (2009). Não foi realizado furo dentro da lagoa. Realizaram-se cinco furos (SP1, SP2, SP3, SP4 e SP5) com diâmetro igual a 4" e um furo (Poço) com diâmetro igual a 8" (ROCHA, 2015).

O ponto SP1, o mais distante da lagoa, foi admitido como ponto inicial e, uma vez verificada a existência de aluvião nesse local, admitiu-se, portanto, a ocorrência do mesmo desde esse ponto até as proximidades da barragem. A identificação das camadas que compõem o aluvião, no campo experimental Prof. Diogo Alves de Mello, deu-se por meio das análises granulométricas e táctil visuais dos materiais obtidos nas sondagens. Os furos de sondagem

chegaram à profundidade máxima de 25 m e foram encerrados no limite do impenetrável, interpretado como sendo o topo rochoso. Considerou-se a espessura máxima do aquífero aluvionar como sendo igual a 25 m.

Todos os poços foram implantados no aluvião. Os resultados das análises granulométricas são apresentados na Tabela (I) 1.

Os poços de monitoramento e bombeamento receberam tubo de PVC geomecânico com diâmetro igual a 2” e 4” respectivamente. Os tubos com ranhuras (filtro) foram intercalados e preenchidos com pedrisco. A proteção da parte superficial foi realizada com bentonita e na parte inferior dos tubos colocou-se um tampão (cap de fundo) (ROCHA, 2015). A bomba submersa utilizada é da marca EBARA, modelo do motor M4P2, Modelo Bomba 4BPS8-5, monofásica, Potência 372 W à 2237 W, 220V, com capacidade de vazão variando de 5m<sup>3</sup>/h a 9 m<sup>3</sup>/h (EBARA, 2013).

Tabela (I) 1: Resultados da análise granulométrica dos solos pertencentes às amostras de solos dos furos de sondagens SP1, SP2 e SP3.

<b>Furo/Amostra/ Profundidade (m)</b>	<b>Argila (%)</b>	<b>Silte (%)</b>	<b>Areia (%)</b>	<b>Pedregulho (%)</b>	<b>Classificação do solo</b>
SP1/A1/(1 a 3)	30	41	28	1	Silte argilo-arenoso
SP1/A2/(4 a 8)	20	28	48	4	Areia siltosa com mica e mica orgânica
SP1/A3/(9)	31	33	31	5	Silte - arenoso
SP1/A4/(10 a 11)	5	15	72	8	Areia –siltosa com mica e matéria orgânica
SP2/A5/(1 a 5)	45	42	12	1	Argila siltosa
SP2/A6/(5 a 6)	9	18	66	7	Areia – siltosa com mica e matéria orgânica
SP2/A7/(7 a 8)	24	39	36	1	Silte arenoso
SP2/A8/(9 a 12)	8	17	69	6	Areia – siltosa com mica e matéria orgânica
SP2/A9/(13 a 18)	23	41	30	6	Silte arenoso
SP2/A10/(19a 20)	28	35	36	1	Areia – siltosa com mica e matéria orgânica
SP3/A11/(1 a 4)	52	37	10	1	Areia – siltosa com mica e matéria orgânica
SP3/A12/(5 a 11)	10	10	72	8	Areia – siltosa com mica e matéria orgânica
SP3/A13/(12 a 14)	21	37	39	3	Areia – siltosa com mica e matéria orgânica
SP3/A14/(15 a 19)	19	29	50	2	Areia – siltosa com mica e matéria orgânica

Fonte: ROCHA, 2015.

Os perfis construtivos e geológicos dos poços pré-existentis (SP1, SP2, SP3 E Poço de produção) estão apresentados na Figura (I) 4 e 5 e, o perfil geológico de SP4, SP5 e poço de bombeamento na Figura (I) 6.

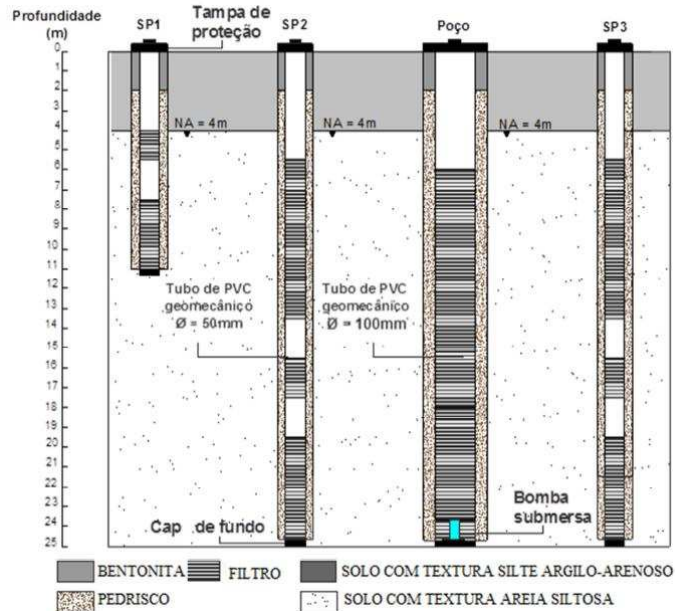


Figura (I) 4: Perfil construtivo dos poços SP1, SP2, SP3 e de produção. Fonte: ROCHA (2015).

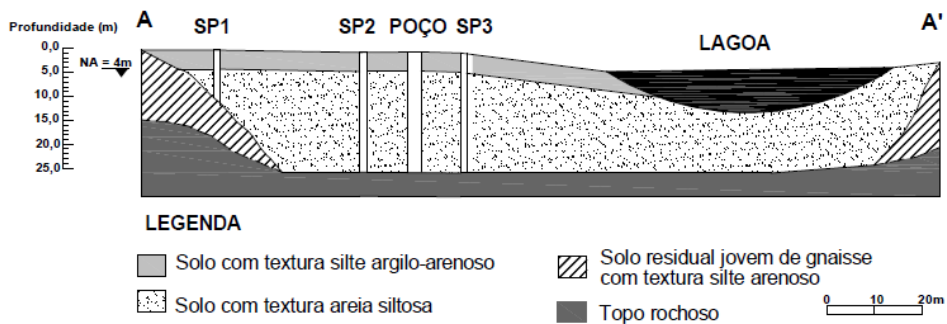


Figura (I) 5: Perfil geológico dos poços SP1, SP2, SP3 e do poço de produção. Fonte: ROCHA (2015).

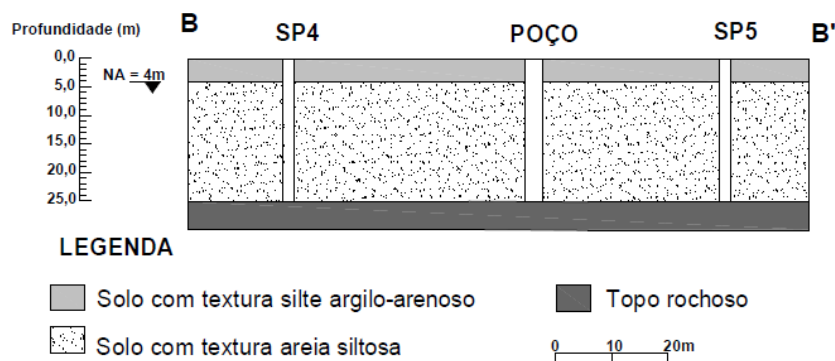


Figura (I) 6: Perfil geológico dos poços SP4, SP5 e do poço de produção. Fonte: ROCHA (2015).

De acordo com o levantamento realizado por Rocha (2015), nas duas seções, foi verificado a ocorrência de duas camadas predominantes. A primeira possui 4m de profundidade a contar da superfície e é constituída por silte argilo-arenoso. A segunda camada se encontra no intervalo de 4 m a até 25 m de profundidade e é caracterizada pela ocorrência de amostras de solo com textura areia siltosa. Nessa camada encontram-se as zonas de captação dos poços. O solo residual jovem de gnaiss com textura silto-arenosa foi identificado por Rocha (2015) apenas na amostra SP1/A3 (Figura (I) 5).

#### *4.2 Implantação de novos pontos de monitoramento*

Visando melhorar o conhecimento da extensão do aquífero em estudo nas porções mais elevadas da encosta em que foi implantado o sistema de filtração em margem, foram realizados dois novos furos de sondagem à percussão (SP6 e SP7) (Figura (I) 7) sem execução de ensaio  $N_{SPT}$ , obtendo-se informações sobre o nível d'água subterrâneo e sobre as mudanças de material ao longo da perfuração por meio de análise táctil visual. Nesses furos foram instalados dois piezômetros de monitoramento com tubos de PVC geomecânico de diâmetro igual a 1". O perfil construtivo dos mesmos se assemelha aos construídos por Rocha (2015).

As ranhuras do tubo foram realizadas apenas na ponta inferior, com 1 (um) metro de comprimento e as laterais foram preenchidas com brita e areia (3,5 m a partir do fundo). A proteção superior foi realizada por meio do uso de uma manilha de concreto e selagem superficial com terra de formiga.

A identificação das camadas de solo que compõe o perfil dos furos deu-se por meio de análise táctil visual dos materiais obtidos nas sondagens (Figura (I) 8).

Os furos de sondagens chegaram à profundidade de 13 m para o piezômetro 6 e 19 m para o piezômetro 7.



Figura (I) 7: Realização a sondagem à percussão para os dois novos furos.

Os resultados das análises táctil visuais estão apresentados na Tabela (I) 2.

Tabela (I) 2: Resultados da análise táctil visual dos solos pertencentes às amostras de solos dos furos de sondagens SP6 e SP7.

Furo/Profundidade, m	Caracterização	Classificação
SP6/ (0 a 0.5 m)	Argila siltosa amarela	Colúvio
SP6/ (0.5 a 4 m)	Argila siltosa amarela	Solo Residual Maduro
SP6/ (4 a 5 m)	Silte argiloso amarelo	
SP6/ (5 a 6 m)	Silte arenoso marrom mais mica e pedregulho	
SP6/ (6 a 7 m)	Silte argiloso marrom mais pedregulho	
SP6/ (7 a 8 m)	Argila arenosa amarela mais pedregulho	
SP6/ (8 a 9 m)	Argila siltosa amarela	
SP6/ (9 a 10 m)	Argila siltosa amarela mais pedregulho	
SP6/ (10 a 11 m)	Argila arenosa vermelha mais pedregulho	Solo Residual Jovem
SP6/ (11 a 12 m)	Silte arenoso vermelho mais mica e pedregulho	
SP6/ (12 a 13 m)	Silte micáceo vermelho	
SP7/ (0 a 0.5 m)	Argila siltosa vermelha	Colúvio
SP7/ (0.5 a 8 m)	Argila siltosa vermelha	Solo Residual Maduro
SP7/ (8 a 9 m)	Silte arenoso Vermelho	
SP7/ (9 a 10 m)	Silte arenoso vermelho mais mica e pedregulho	Solo Residual Jovem
SP7/ (10 a 11 m)	Silte arenoso rosa mais mica mais pedregulho	
SP7/ (11 a 12 m)	Silte arenoso micáceo marrom	
SP7/ (12 a 13 m)	Silte arenoso micáceo marrom mais pedregulho	
SP7/ (13 a 15 m)	Silte arenoso micáceo marrom	
SP7/ (15 a 16 m)	Silte arenoso micáceo marrom mais pedregulho	
SP7/ (16 a 19 m)	Areia rosa média pouco siltosa mais mica e pedregulho	

As sondagens mostraram que os piezômetros estão implantados em uma camada de solo residual de gnaíse, sendo os primeiros 9 metros de solo residual maduro e o restante solo residual jovem (Figura (I) 9). Nesses pontos, portanto, não foram encontradas camadas de aluvião, como na porção mais baixa do terreno.

Os novos furos seguiram a direção dos furos pré-existentes (ROCHA, 2015) (Figuras (I) 9 e 10).



Figura (I) 8: Registros fotográficos da análise táctil-visual.

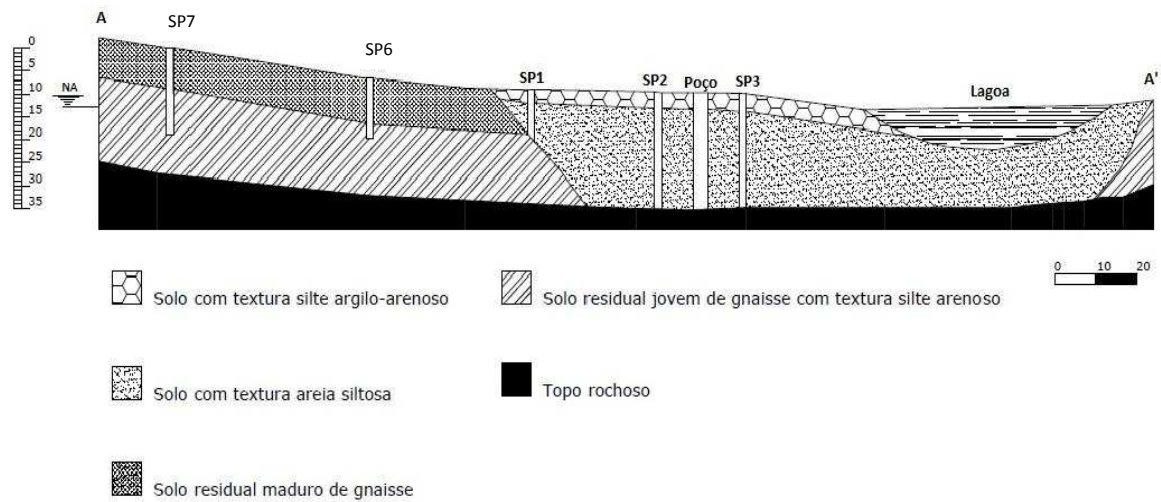


Figura (I) 9: Perfil geológico dos poços SP1, SP2, SP3, do poço de produção e dos furos SP6, SP7.



Figura (I) 10: Localização dos novos pontos de monitoramento (SP6 e SP7).

O levantamento topográfico foi realizado por alunos do curso de Engenharia de Agrimensura e Cartográfica, sob orientação do Prof. Joel Gripp Junior. As curvas de nível foram obtidas com equidistância vertical igual a 0,20 m, Escala 1:500. Os dados referentes à batimetria da lagoa foram obtidos no trabalho realizado por Ferreira et al. (2012), na Escala 1:500 (ROCHA, 2015).

Todos os planos foram referenciados ao Datum SIRGAS 2000, com sistema de projeção adotado UTM, Fuso 23 S. A elaboração dos mapas foi realizada por meio do *software* ArcGIS Desktop, versão ArcInfo 10.1 ESRI (2010).

Para a medição dos níveis piezométricos, utilizou-se um medidor de nível elétrico da marca Hidrosuprimentos.

A partir de todos esses dados coletados, o modelo conceitual foi construído e traduzido para a linguagem matemática. Esse processo foi descrito no capítulo II.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA - ABGE. **Manual de Sondagens, Boletim n° 3**, 4ª edição. São Paulo, 1999. 73 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 6484. Solo - Sondagens de simples reconhecimento com SPT - Método de ensaio**. Rio de Janeiro, 2001. 17 p.

ANDRADE, L.C.R. **Estudo da influência do meio físico e das atividades antrópicas na qualidade da água na sub-bacia do Córrego Palmital – Viçosa (MG)**. 2010. 154p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2010.

CORRÊA, G. F. **Modelo de evolução e mineralogia da fração argila dos solos do Planalto de Viçosa, MG**. 1984. 86p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 1984.

DAKER, A. **Captação, Elevação e Melhoramento da Água; A água na agricultura**. 6.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1983, 408p

EBARA, **Manual de Instalação e Termo de garantia**. Bauru, SP, 2013. 16p.

ESRI. **ArcGIS Desktop: Versão 10**. Redlands, CA - USA: Environmental Systems Research Institute. 545p, 2010.

FERNANDES, M. M., KER, J. C., REZENDE, S. B. **Delineamento semi-detalhado de solos empregando aerofotos não-convencionais na sub-bacia Palmital - rio Turvo Sujo, MG**. Geonomos, v. 15, p.1-7, 2007

LITZ, N.T.; WEIGERT, A.; KRAUSE, B.; HEISE, S.; GRUTZMACHER, G. **Comparative studies on the retardation and reduction of glyphosate during subsurface passage**. Water Research v.45, p. 3047 - 3054, 2011.

MARQUES, E. A. G. **Relatório técnico de Mapeamento Geológico da Sub-Bacia do Ribeirão São Bartolomeu (MG)**. 2008.

OJHA, C.S.P.; MASCE, A.; THAKUR, A.K. **River Bank Filtration in North India**. World Environmental and Water Resources Congress 2010: 782. Challenges of Change. ASCE, 2010.

PAIVA, A. L. R. **O Processo Filtração em Margem e um Estudo de Caso no rio Beberibe**, Tese de doutorado. 2009. 150p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2009.

ROCHA, S. F. **Implantação de um sistema se filtração em margem de lagoa e avaliação hidrogeológica da interação lagoa – aquífero** (2015). 116p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015.

SALOMÃO, F.X.T.; ANTUNES, F.S. – Solos em pedologia In: Oliveira, A.M.S. & Brito, S. N. A. (edit). Geologia de Engenharia. São Paulo. Associação Brasileira de Geologia de Engenharia -ABGE, 1998, p. 87 – 101.

SENS, M.L.; DALSSASSO, R.L.; MONDARDO, R.I.; MELO FILHO, L.C. (2006). Filtração em margem. In: Pádua, V.L. (coord). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e micro contaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES - PROSAB 4, 173-236p.

SHUBERT, J. German Experience with Riverbank Filtration Systems. In: RAY, C.; LINSKY, R. B.; MELIN, G.(Org.) **Riverbank Filtration – improving source-water quality**, New York: Kluwer Academic Publishers, p.35–48, 2003.

VISUAL MODFLOW: Versão 2009.1. Ontário, CANADÁ: Schlumberger Water Services. 688 p, 2009.

## **CAPÍTULO II – MODELO CONCEITUAL E MODELAGEM COMPUTACIONAL**

### **1. INTRODUÇÃO**

Um modelo pode ser definido como qualquer representação feita acerca de um meio real (FETTER, 2001). Do ponto de vista físico e matemático, um modelo é uma descrição conceitual que exemplifica os meios físicos reais por meio de equações matemáticas (MANDLE, 2002).

Os modelos podem ser utilizados para diversos fins, dentre eles para simular o fluxo de águas subterrâneas. É, portanto, um instrumento de apoio ao planejamento dos recursos hídricos subterrâneos, uma vez que permite simular o comportamento atual e futuro dos aquíferos em uma área (DEMÉTRIO et al., 2013).

Diversos modelos têm sido amplamente utilizados na modelagem de água subterrânea no intuito de resolver a equação que governa o fluxo das mesmas: diferenças finitas, volumes finitos, elementos finitos, elementos de contorno e modelos sem malha ou grid, como redes neurais artificiais e outros (NOURANI & MOUSAVI, 2016).

Dentre os modelos que necessitam de condições de contorno e da definição de uma malha, destacam-se os modelos de elementos finitos e diferenças finitas. Por sua maior simplicidade, o método de diferenças finitas é o mais utilizado (BONGANHA, 2005).

O método de diferenças finitas é uma representação discretizada em um ponto (CLEARY, 1989), no qual a carga hidráulica é definida no nó da malha e é extrapolada para toda a área que o envolve. Este método, empregado nos programas de fluxo mais utilizados atualmente, tem a grade ou a malha do modelo definida por linhas e colunas, apresentando um ajuste mais grosseiro ao formato da área modelada, compensada pela facilidade de utilização para entrada de dados e análise dos resultados do modelo matemático.

Os resultados da modelagem computacional numérica são dependentes da qualidade dos dados, exigindo, portanto, um conhecimento preciso dos parâmetros hidrogeológicos do aquífero e um bom modelo conceitual que permita saber quais as camadas que ocorrem na área de estudo e suas características geológicas e geométricas (BRUNNER et al., 2010).

Para simular o fluxo e o transporte de solutos nas águas subterrâneas, os modelos matemáticos podem ser de previsão ou de interpretação, para prever as respostas do aquífero com relação a determinadas ações, bem como demonstrar o funcionamento do aquífero (BONGANHA et al., 2007; YANG et al., 2011). Essas equações são uma simplificação do

sistema real existente (BATU, 2006), e consideram o fluxo estacionário ou o fluxo transiente (SHANKAR et al., 2009).

Dentre os *softwares* disponíveis para a modelagem de água subterrânea, optou-se pelo uso do Visual MODFLOW pelo fato de este ser amplamente utilizado em diversas pesquisas em todo o mundo.

Em São Paulo, Teramoto et al (2006) realizaram uma simulação numérica com auxílio do MODFLOW para o entendimento da dinâmica de fluxo da água subterrânea da área de estudo. Tendo em vista a ampla complexidade da distribuição das propriedades hidráulicas em virtude da conturbada geologia do substrato geológico da região, os resultados obtidos demonstraram a adequabilidade do modelo à realidade, com coeficiente de correlação igual a 99,6%.

Yang et al. (2011) desenvolveram um modelo hidrogeológico em Tonglio, China, utilizando o *software* Visual MODFLOW, no qual os parâmetros hidrogeológicos foram calibrados baseados em dados já existentes. Os resultados mostraram que as cargas hidráulicas registradas se assemelham aos dados medidos, indicando que os parâmetros utilizados e o modelo conceitual refletem adequadamente o sistema físico real do domínio de estudo.

Estudos realizados por Yanxuna et al. (2011) também mostraram a eficiência da modelagem matemática por meio do *software* Visual MODFLOW. Os resultados obtidos na calibração e validação indicaram que o modelo reflete as condições hidrogeológicas reais, podendo ser aplicado em estudos preditivos para simulações futuras de fluxo de água subterrânea.

Paiva et al (2012) desenvolveram um modelo computacional para a simulação da interação aquífero-rio de um sistema piloto de filtração em margem próximo ao rio Beriberi em Olinda – Recife. Para isso, utilizaram o programa Visual MODFLOW 4.6 Pro. As calibrações resultaram num coeficiente de correlação de 97,6% para o período seco e de 95,3% para o período úmido.

Carvalho (2013) realizou a modelagem da água subterrânea da bacia do Palmital, zona rural de Viçosa –MG, por meio do *software* Visual MODFLOW, obtendo excelente calibração: RMS normalizado inferior a 10% e coeficiente de correlação superior a 90%.

Mustafa et al. (2016) utilizaram a modelagem numérica e analítica para simular a influência da taxa e do tempo de bombeamento, que controlam o tempo de percurso da água e partículas, na concentração de contaminantes em um sistema de filtração em margem de rio. O resultado da solução analítica foi comparado ao resultado da solução numérica, realizada pelo

*software* MODFLOW, e mostrou que, graficamente, ambas as soluções possuem o mesmo comportamento.

Em Viçosa – MG, Rocha (2015) realizou a modelagem da interação aquífero – água subterrânea na mesma área de estudo apresentada nesse trabalho, obtendo resultados razoáveis, com RMS Normalizado igual a 26,46%. No entanto, a autora verificou, em meio suas simulações, que a inserção de poços na porção superior da área, poderia resultar na diminuição do RMS Normalizado.

Portanto, o objetivo principal do presente trabalho é a verificação da hipótese sugerida por Rocha (2015) além da ampliação da área modelada numericamente. Se, realmente, a inserção de novos pontos de monitoramento teria uma influência positiva na modelagem, diminuindo o RMS Normalizado.

Partindo-se desse pressuposto e dos bons resultados obtidos por diversos autores, conforme já citado, com relação à eficiência da FM como alternativa para o abastecimento público e, da modelagem como instrumento de gestão, procurou-se, nesse trabalho, simular a interação entre a água subterrânea e superficial durante o funcionamento do sistema de filtração em margem de lagoa (FML).

Esse estudo é de grande importância para a sociedade devido aos vários problemas de escassez hídrica, qualitativa e quantitativa, enfrentados nos últimos anos em diversas regiões do Brasil e, em função das disparidades sociais existentes no país, que impossibilitam a distribuição de água de boa qualidade para todos. O melhor entendimento do sistema de FML pode auxiliar a gestão dos recursos hídricos subterrâneos visando a implantação dessa tecnologia em lugares nos quais a mesma possa ser utilizada .

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

O modelo numérico do presente estudo foi elaborado por meio do *software* Visual MODFLOW® versão Pro 2009.1 (VISUAL MODFLOW, 2009).

Para que o modelo numérico fosse representativo do sistema real de fluxo de água subterrânea, foram adotados os seguintes procedimentos:

- Caracterização hidrogeológica;
- Definição do objetivo da modelagem;
- Elaboração do modelo conceitual, envolvendo o levantamento e interpretação de dados referentes ao sistema real;
- Seleção do código computacional;
- Determinação das condições de contorno do modelo;
- Definição da malha;
- Calibração e validação do modelo numérico;
- Realização da análise de sensibilidade;
- Simulação de cenários variando as condições de bombeamento para o período estacionário.

### 2.1 Caracterização Hidrogeológica

A caracterização hidrogeológica do sistema de FML proposto permitiu a compreensão da interação lagoa -aquífero e dos parâmetros hidrogeológicos das unidades aquíferas e sua influência no modelo numérico.

#### 2.1.1 Teste de aquífero

O teste de bombeamento foi realizado por Rocha (2015) e utilizado para definir os parâmetros hidrogeológicos bem como para a definição das condições limite do poço (condições de exploração). Dentre os parâmetros hidrodinâmicos obtidos nesse teste tem-se: transmissividade (T), condutividade hidráulica (K) e o armazenamento (S).

Os parâmetros hidrogeológicos obtidos por Rocha (2015) por meio de análise no *Aquífer Test* foram, para os três poços:

- $T = 1,0 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ;

- $K= 5,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ ;
- $S=1,0 \times 10^{-4}$ .

O raio de influência foi calculado considerando se os valores acima tendo sido encontrado um valor igual a 23,24 m (ROCHA, 2015).

### 2.1.2 Análise potenciométrica

O monitoramento do nível d'água dos poços foi realizado durante o período de um ano hidrológico e foi de grande importância para a construção dos mapas potenciométricos. O nível foi medido com frequência diária, duas vezes ao dia: às 8 horas da manhã, antes do início do funcionamento da bomba, o que permitiu a análise do fluxo sem interferência do bombeamento; e, às 17 horas, com a bomba ainda ligada, contabilizando 9 horas de funcionamento, possibilitando a análise do fluxo sob influência do bombeamento.

O levantamento topográfico, também necessário à concepção dos mapas, foi obtido por meio da Tecnologia RTK (*Real Time Kinematic*) com utilização de receptores GNSS L1/L2 da marca TechGeo, modelo GTR –G2. As coordenadas dos poços, obtidas nesse levantamento, podem ser visualizados na Tabela (II) 1.

Tabela (II) 1: Coordenadas geográficas dos poços monitorados.

<b>Poço</b>	<b>N (m)</b>	<b>E (m)</b>	<b>Cota (m)</b>
SP1	7702194,523	721819,224	658,960
SP2	7702207,993	721791,685	658,462
SP3	7702216,933	721772,670	658,326
SP4	7702246,221	721803,116	658,053
SP5	7702186,195	721764,174	658,556
SP6	7702178,089	721852,980	660,774
SP7	770216,007	721897,007	667,440
Produção	7702213,199	721779,842	658,534

Também foram levados em consideração nas análises os dados da batimetria, obtidos por Ferreira et al. (2012) e os dados de precipitação originados da Estação Meteorológica existente no *Campus* da UFV

### 2.1.3 Estimativa da recarga

Existem diversos métodos para se estimar a recarga, entretanto a escolha da melhor técnica é uma tarefa difícil. No presente trabalho, optou-se pela técnica da variação do nível d'água –VNA, do inglês “*Water Table Flutuation*” (WTF), por se tratar de um método mais simples, baseado nas variações temporais ou padrões espaciais de leituras dos níveis freáticos (HEALLY & COOK, 2002), e que se aplica aos objetivos do estudo.

Este método é aplicado somente em aquíferos livres. Nele se considera que o aumento do nível d'água nos aquíferos não confinados ocorre somente por causa da elevação do lençol freático.

A recarga é calculada pela seguinte fórmula matemática (HEALY & COOK, 2002).

$$R = Sy * \left(\frac{\Delta h}{\Delta t}\right) \quad \text{(Equação 1)}$$

Em que:

R = recarga [L.T-1];

Sy = rendimento específico;

$\Delta h$  = variação da altura da superfície freática devido a um evento de recarga [L];

$\Delta t$  = tempo de duração do evento de recarga [T].

A equação acima parte do pressuposto de que a água que chega no lençol freático é armazenada prontamente e que o fluxo de base, a entrada e saída de fluxo subsuperficial e a evapotranspiração no subsolo são nulas (GOMES, 2008).

O armazenamento específico foi determinado em campo por meio do teste de aquífero realizado por Rocha (2015).

### 2.1.4 Balanço Hídrico

O balanço hídrico foi calculado segundo o método de Thornthwaite & Mather (1955).

### 2.1.5 Determinação do percurso da água no meio poroso

Rocha (2015) realizou o cálculo do tempo mínimo de percurso da água da lagoa até o poço de bombeamento por meio da equação proposta por Dillon *et al.* (2002), encontrando um valor de  $t_{\min} = 85,52$  dias.

No presente estudo, a verificação do sentido do fluxo da água subterrânea e o tempo de percurso no meio poroso foi realizada com o auxílio de um eletrorresistivímetro automático por meio de caminhamento elétrico (Figura (II) 1). A análise foi realizada durante 3 dias. No primeiro dia, pela manhã, gerou-se os perfis base. Posteriormente adicionou-se cloreto de sódio (sal de cozinha) no poço de número 1 (SP1), para que a resistividade da água pudesse ser alterada e, dessa forma, conseguir-se-ia acompanhar o fluxo da água subterrânea. Após a adição do sal, 3 perfis foram gerados em 3, 18 e 42 horas após a adição de sal.

Os perfis analisados seguiram a disposição dos poços, ou seja, em formato de cruz (Figura (II) 2).



Figura (II) 1: Eletrodos instalados em uma das seções ensaiadas - Método do caminhamento elétrico.



Figura (II) 2: Traçados dos testes de eletroresistividade realizados na área.

## 2.2 Modelo conceitual

Para o modelo conceitual, considerou-se os dados obtidos a partir da caracterização hidrogeológica:

- Boletim de sondagem (ROCHA, 2015);
- Topografia: Levantamento topográfico, realizado pelos alunos do curso de Engenharia de Agrimensura sob orientação do Prof. Dr. Joel Gripp Junior. Curvas de nível com equidistância vertical igual a 0,20 m, Escala: 1:500;
- Batimetria: Ferreira et al., (2012), Escala 1:500;
- Precipitação: Boletim Meteorológico 2015 e 2016;
- Evapotranspiração: Balanço Hídrico;
- Solos: Classificação granulométrica (ROCHA,2015) e análise tátil visual;
- Potenciometria: Dados de monitoramento do nível d'água durante o período de setembro de 2015 a agosto de 2016;
- Recarga: Método VNA (variação do nível d'água);
- Parâmetros hidrodinâmicos: Condutividade hidráulica (LISBOA, 2006; ROCHA, 2015); porosidade total e efetiva (MONDARDO,2009; BETIM, 2013; ROCHA, 2015), armazenamento (CARVALHO, 2013; ROCHA, 2015);
- Geofísica: determinação do fluxo da água no meio poroso.

### 2.3 Condições de simulação

Os dados do monitoramento potenciométrico foram utilizados para a definição dos períodos de simulação (Figura (II) 3 e Figura (II) 4). E, por meio da análise dos mesmos, considerou-se o modelo estacionário como sendo o período de 01 de julho de 2016 a 31 de agosto de 2016 (PE) pois, as cargas hidráulicas medidas na área nesse intervalo de tempo apresentaram poucas variações (círculos azuis das figuras).

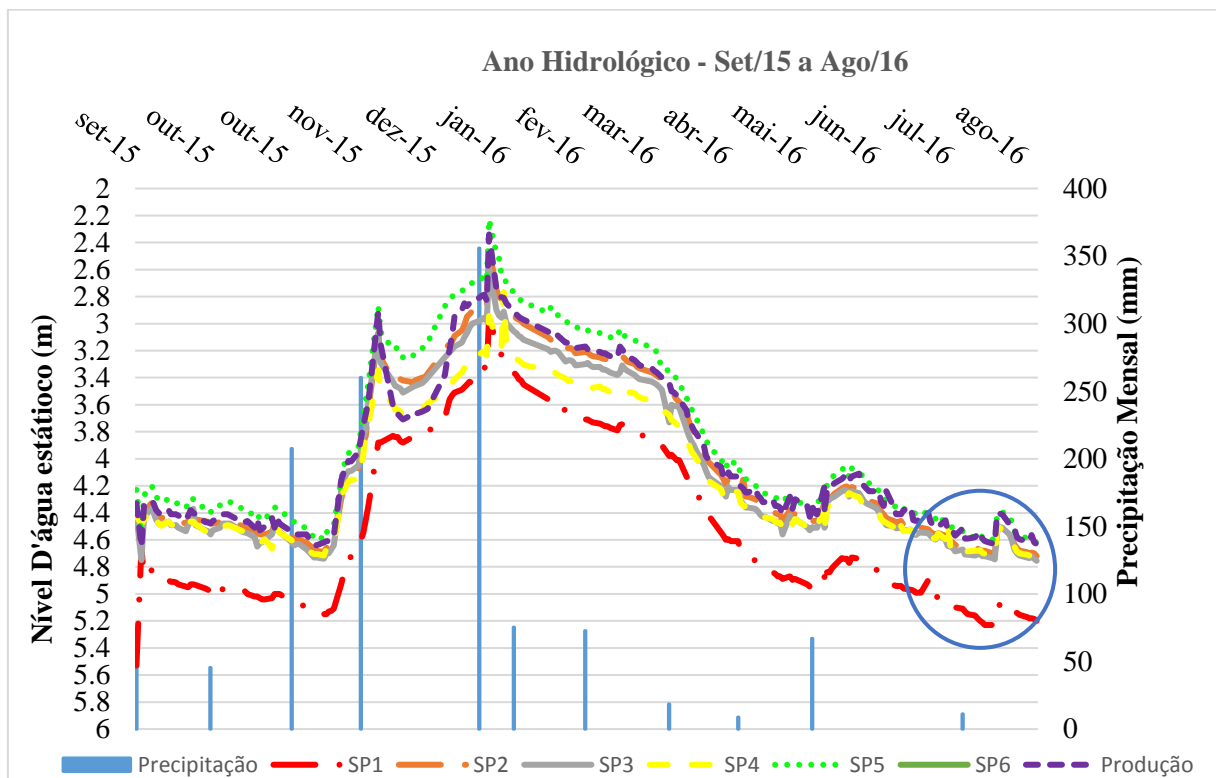


Figura (II) 3: Nível d'água monitorado ao longo de um ano hidrológico (setembro de 2015 a agosto de 2016) nos poços de produção e SP1 a SP5. Com indicação dos períodos simulados.

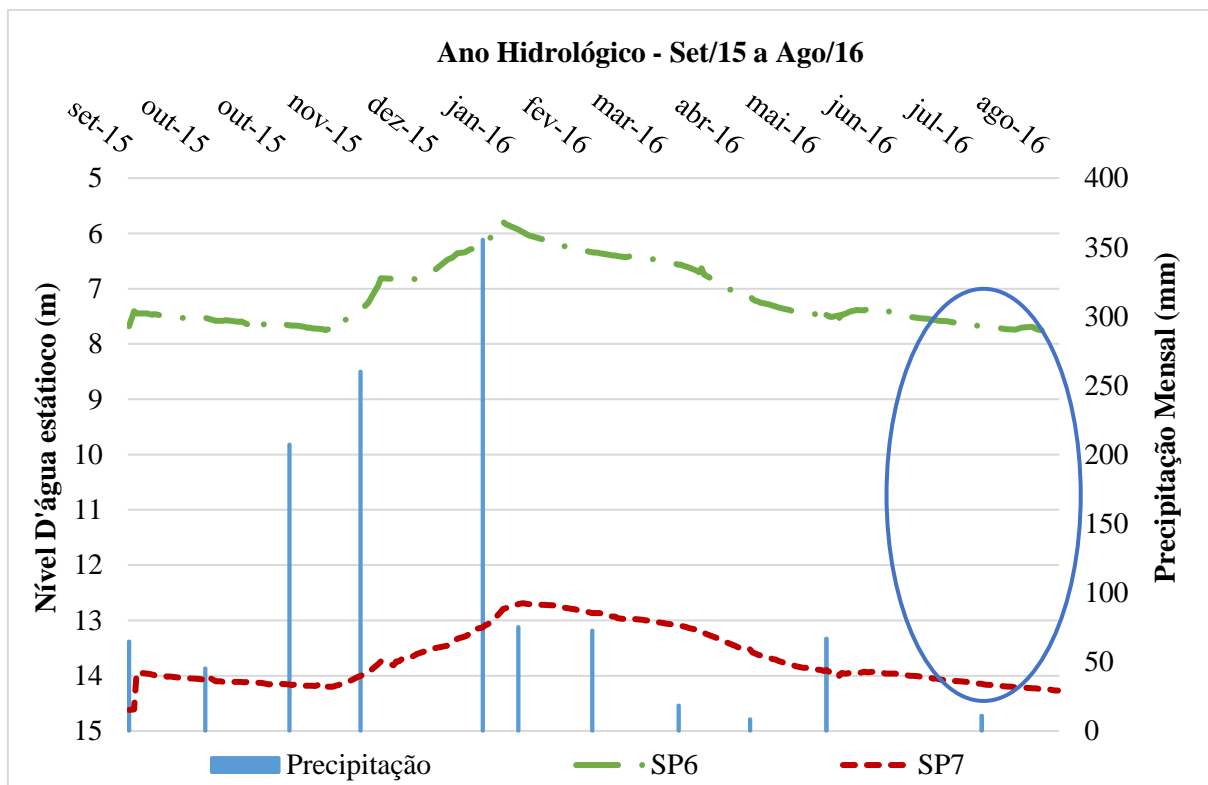


Figura (II) 4: Nível d'água monitorado ao longo de um ano hidrológico (setembro de 2015 a agosto de 2016) nos poços SP6 e SP7. Com indicação dos períodos simulados.

#### 2.4 Parâmetros de entrada

Cada uma das camadas foi considerada como homogênea e isotrópica nos eixos X e Y. No eixo Z a condutividade foi considerada como sendo 10 vezes menor que a condutividade dos outros eixos, como recomendado por Harbaugh, (2000). No modelo foram definidas 2 zonas de condutividade hidráulica distintas (Tabela (II) 2), pois a área é constituída por dois materiais geológicos diferentes. Uma composta de aluvião e outra de solo residual de gnaiss. A porosidade efetiva considerada foi considerada igual a 0,20 (MONDARDO, 2009) e a porosidade total 0,52 (BETIM, 2013). Os valores de condutividade hidráulica utilizados foram os mesmos utilizados por Rocha (2015), porém, com a condutividade em SP6 e SP7 igual à utilizada para o aterro ( $1,77 \times 10^{-6}$  m/s para  $K_x$  e  $K_y$  e  $1,77 \times 10^{-7}$  m/s para  $K_z$ ).

Tabela (II) 2: Condutividade hidráulica das camadas 1, 2 e 3.

Zonas	Camada	Solo	Kx (m.s <sup>-1</sup> )	Ky (m.s <sup>-1</sup> )	Kz (m.s <sup>-1</sup> )
<b>Zona 1</b>	<i>Camada 1</i>	Solo com textura silto argilo-arenosa (LISBOA,2006; ROCHA,2015)	1,77 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-7</sup>
	<i>Camada 1</i>	Solo residual de gnaisse (LISBOA,2006)	1,77 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-7</sup>
<b>Zona 2</b>	<i>Camadas 2 e 3</i>	Aluvião (ROCHA,2015)	5,00 x 10 <sup>-5</sup>	5,00 x 10 <sup>-5</sup>	5,00 x 10 <sup>-6</sup>
<b>Zona 1</b>	<i>Camadas 2 e 3</i>	Solo residual de gnaisse (LISBOA,2006)	1,77 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-6</sup>

Os valores computados para evapotranspiração e recarga no período estacionário foram referentes apenas a esse período e não ao total calculado para o ano hidrológico.

### 2.5 Definição da área a ser modelada

A área estudada foi discretizada em um grid contendo células de 5 por 5 metros, totalizando 46 linhas e 66 colunas. As células foram então classificadas em *células ativas e inativas* para que o Visual MODFLOW® trabalhe somente na área determinada como ativa.

Após a discretização e classificação da malha, seguiu-se com a importação da topografia e definição dos *layers*. A área foi dividida em três *layers*: *layer 1* com 4 metros de espessura a partir da superfície e *layer 2 e 3* com 10 metros de profundidade cada. Essa divisão foi realizada com base nas características de saturação do solo (ROCHA, 2015). No entanto, as *layers 2 e 3* possuem as mesmas características e foram divididas com o objetivo de refinamento da malha para a obtenção de melhores resultados.

### 2.6 Condições de contorno

As condições de contorno são equações matemáticas que definem o comportamento da variável dependente (carga) ou a derivada da variável dependente (fluxo) nos limites ou fronteiras do domínio do problema. As condições de contorno hidrogeológicas são representadas matematicamente por três tipos distintos: tipo 1 – contorno com carga especificada. Corpos d'água superficiais como rios e lagos costumam ser modelados com esta condição; tipo 2 – contorno com fluxo especificado, nesse caso, o contorno recebe um valor de

fluxo específico (nulo ou não) e é normalmente utilizado nos divisores de água subterrânea ou limites impermeáveis, os quais não possuem fluxo; tipo 3 – contorno com fluxo dependente da carga, usada frequentemente quando se tem uma camada semipermeável que divide um aquífero ou que separa um corpo d'água superficial de um aquífero (CLEARY, 1989). Com relação a este último tipo, o fluxo através do contorno é calculado a partir do valor da carga (CARVALHO FILHO & COTA, 2002). No presente estudo foram utilizadas duas condições de contorno diferentes: a condição de Neumann (Tipo II) para o divisor topográfico e a condição mista (Tipo III) para a lagoa (CARVALHO FILHO & COTA, 2002; ROCHA, 2015).

Para a condição de Neumann (Tipo II), considerou-se que o divisor topográfico coincide com os divisores de água subterrâneo e, dessa forma, o fluxo subterrâneo foi definido como nulo nas células em que o limite foi estabelecido. Esta condição foi inserida no Visual MODFLOW® por meio das células inativas.

Para a condição mista (Tipo III), considerou-se que o fluxo depende da carga, sendo inserida no Visual MODFLOW® por meio do módulo **RIVERS** que simula o fluxo de água entre águas superficiais e o aquífero nas células em que essa condição de contorno foi atribuída (CARVALHO FILHO & COTA, 2002). A utilização do módulo *Rivers* exige a informação, para cada célula, da cota da superfície e do leito da lagoa e da condutância (*cond<sub>lagoa</sub>*), que descreve o grau de conectividade entre o contorno e a célula do domínio onde essa condição de contorno foi definida (Equação 2) (HARBAUGH et al., 2000).

$$\text{Cond}_{\text{Lagoa}} = \frac{KWL}{E} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

K = condutividade hidráulica do material que compõe o leito do rio/lagoa [L.T<sup>-1</sup>];

L = comprimento do rio/lagoa na célula no qual a condutância está sendo calculada [L];

W = largura do rio/lagoa [L];

E = espessura do leito do rio/lagoa [L].

O processamento do modelo se deu pela utilização do método numérico WHS (*Waterloo Hydrogeologic Solver*). Os pacotes *solver* são empregados para implementar algoritmos para a solução do sistema de equações de diferenças finitas gerado pela discretização espacial da equação de fluxo de água subterrânea. Os parâmetros empregados foram os do *default*, porém com 200 iterações (ao invés de 25) e critério residual de 0,01.

## 2.7 Calibração

A calibração do modelo foi avaliada segundo o *Normalized Root Mean Square* (*Normalized RMS*). Para se obter um modelo bem calibrado, alguns autores recomendam que seja necessário que este parâmetro seja inferior a 10 % (FERRARI, 2006; CARVALHO, 2013; PAIVA et al., 2013) (Equação 3). Entretanto, nenhuma explicação fundamentada para essa escolha pode ser encontrada na literatura técnica do assunto.

$$\text{Normalized RMS} = \frac{\text{RMS}}{\text{hobs\_máx} - \text{hobs\_mín}} \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

RMS = Desvio padrão [L];

hobs<sub>máx</sub> = Carga hidráulica observada máxima [L];

hobs<sub>mín</sub> = Carga hidráulica observada mínima [L].

A calibração foi realizada com base no valor médio das medidas do nível d'água para os 8 poços implantados (SP1, SP2, SP3, SP4, SP5, SP6, SP7 e Produção) (Tabela (II) 3).

Tabela (II) 3: Cargas hidráulicas médias (m) dos pontos utilizados na calibração e validação do modelo, no período estacionário.

<b>Ponto</b>	<b>Período Estacionário</b>
SP1	653,880
SP2	653,872
SP3	653,701
SP4	653,440
SP5	654,073
SP6	653,420
SP7	653,853
Produção	654,032

## 2.8 Análise de sensibilidade e previsão de cenários

A análise de sensibilidade do modelo foi realizada por meio da modificação da condutividade hidráulica e recarga enquanto os outros dados foram mantidos com os valores devidamente calibrados. A análise é realizada para se conhecer a influência dos parâmetros no modelo, bem como suas incertezas e fragilidades.

Os cenários preditivos foram construídos para atestar a validade da calibração e para mostrar a capacidade da modelagem como auxiliadora da gestão de recursos hídricos.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Caracterização Hidrogeológica

##### 3.1.1 Análise Potenciométrica

Os resultados apresentados por meio dos mapas potenciométricos referem-se à variação do nível estático (NE), com bombeamento e sem bombeamento, durante o ano hidrológico considerado. Como as características de ambos foram semelhantes para todos os meses monitorados, foram apresentados apenas os mapas elaborados para o período estacionário estudado (Figura (II) 5 e Figura (II) 6).

O primeiro evidencia o fluxo natural, sem bombeamento, com a direção do mesmo dos poços para a lagoa; o segundo, com bombeamento no poço, o fluxo se dá em direção ao poço de bombeamento, uma vez que há uma redução da carga hidráulica do mesmo em função da retirada de água. Pode-se observar também, por meio do segundo mapa, o raio de influência do bombeamento.

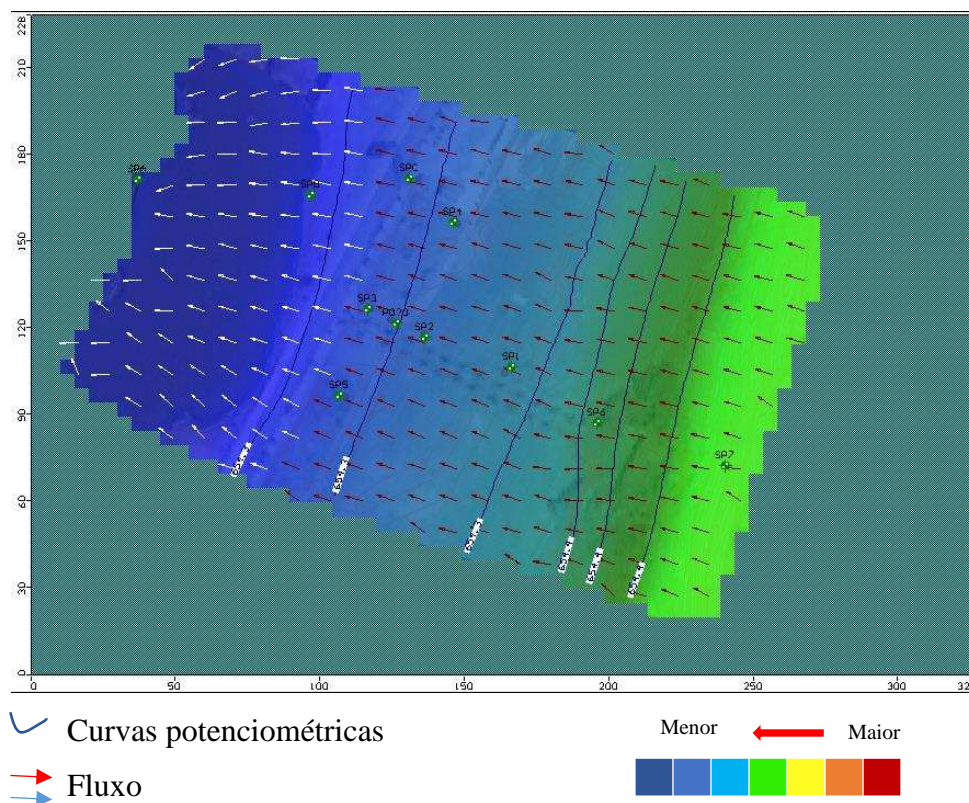


Figura (II) 5: Mapa potenciométrico sem bombeamento

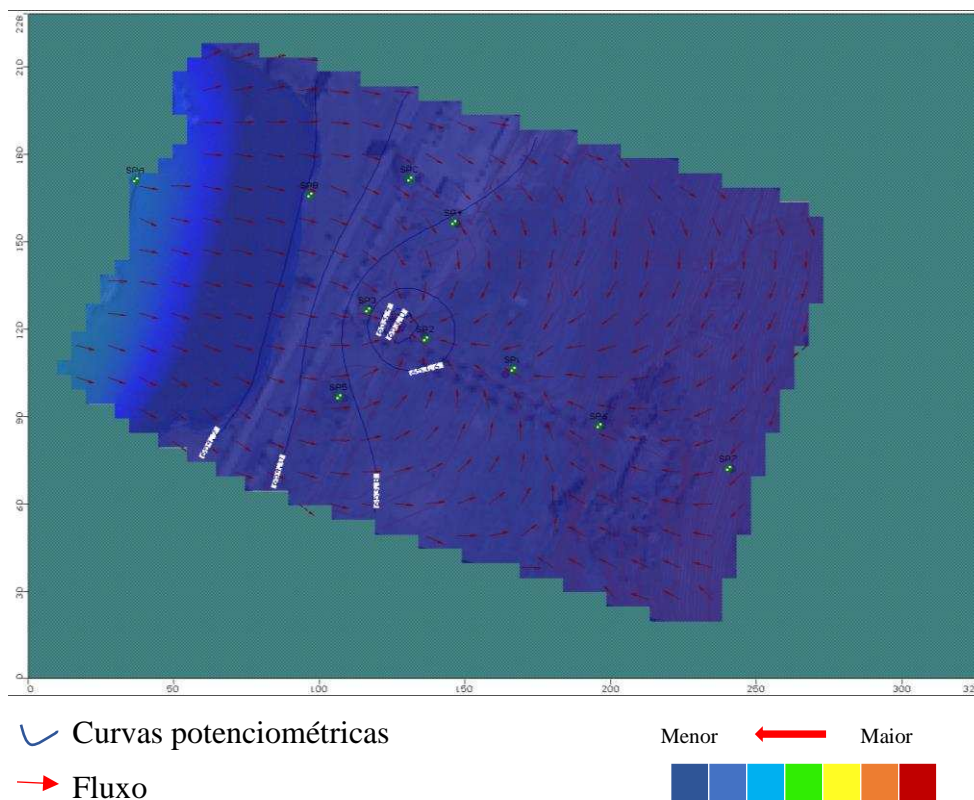


Figura (II) 6: Mapa potenciométrico com bombeamento

A precipitação total no ano hidrológico monitorado foi de 1187 mm (BOLETIM METEOROLÓGICO, 2015 e 2016), nível superior ao mesmo período da série histórica de 2013 a 2014 (1006 mm) e ao da série de 2014 a 2015 (997,8 mm) (BOLETIM METEOROLÓGICO, 2013; 2014; 2015; 2016) (Figura (II).7).

As chuvas se concentraram no período de setembro a janeiro em todos os períodos analisados, porém, nos meses de maio a agosto a seca se pronunciou de forma mais agressiva nos períodos 2013-2014 e 2014-2015.

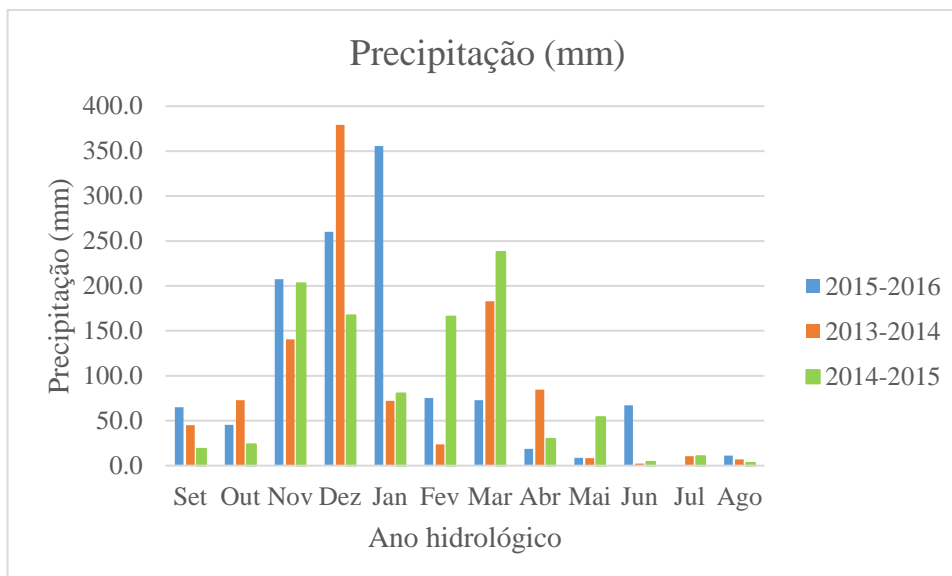


Figura (II) 7: Comparação da Pluviometria mensal acumulada para Viçosa (MG), nos anos hidrológicos 2013/2014; 2014/2015; 2015/2016.

Mesmo com a escassez de chuvas nos dois períodos anteriores ao período estudado, notou-se, por meio do monitoramento das cargas hidráulicas, que a disponibilidade hídrica do aquífero não foi prejudicada, apresentando pouco decaimento ao longo do ano hidrológico (Figura (II) 8 e 9). De acordo com Soares (2010), as reservas renováveis podem ser estimadas por meio da variação do volume entre o fim do período chuvoso e o fim da estiagem, quando os níveis de água da camada saturada no subsolo alcançam as cotas máximas e mínimas, respectivamente.

O monitoramento se inicia com a observação do nível d'água atingindo profundidades de 4,5 metros, em média. Após os eventos de chuva intensa, observa-se um aumento de 2 metros no nível d'água, que passa, portanto, a uma profundidade de 2,5m. Após esse período e com a chegada da seca, os níveis voltam aos valores medidos no início do ano hidrológico. Ou seja, mesmo com o bombeamento diário nos períodos de estiagem, o nível de água não rebaixou além da cota medida nos últimos anos.

A frequência de monitoramento diária facilitou a análise dos dados, fornecendo maior confiabilidade aos parâmetros hidráulicos e facilitando a análise da reação do nível freático em relação aos eventos de chuva e seca. Notou-se que o aquífero responde rapidamente aos efeitos da precipitação (dezembro de 2015 e janeiro de 2016) na área de baixada. No entanto, na porção mais alta, o nível freático responde muito lentamente (Figura (II) 9).

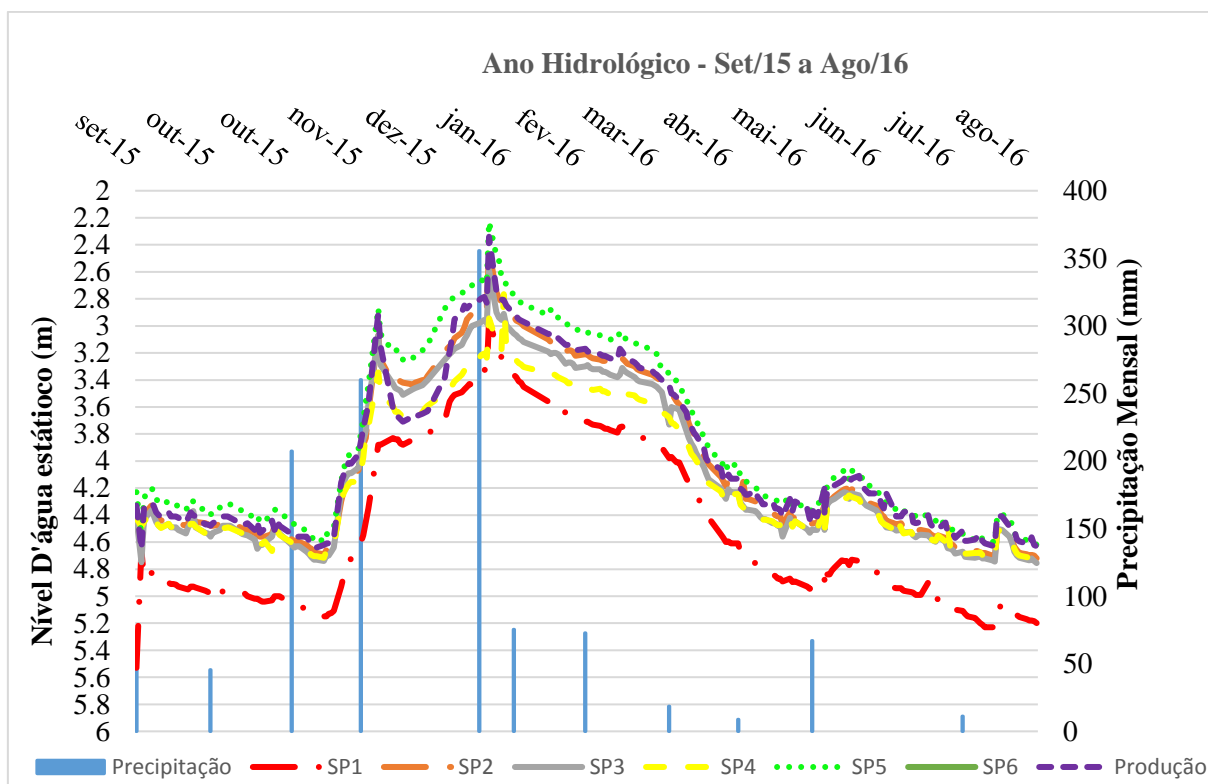


Figura (II) 8: Monitoramento potenciométrico dos poços SP1, SP2, SP3, SP4, SP5 e de Produção ao longo do ano hidrológico de setembro de 2015 a agosto de 2016.

Pode-se notar que os poços de SP1 a SP5 e o de produção possuem o mesmo comportamento ao longo do ano hidrológico, ou seja, respondem de forma muito semelhante aos eventos de precipitação e seca. No entanto, a resposta de SP6 e SP7 não ocorre na mesma velocidade dos outros poços. Apesar de esses poços apresentarem curvas semelhantes entre si, eles não respondem aos eventos de chuva e seca na mesma intensidade que os outros, com maiores tempos de resposta (Figura (II) 9).

Uma das razões para esse comportamento seria o fato de SP6 e SP7 estarem alocados na porção mais íngreme da área de estudo, o que eleva o escoamento superficial e reduz a infiltração.

Outro fator a ser considerado seria a condutividade hidráulica no eixo z. As condutividades ao longo da área de estudo variam da ordem de  $10^{-5}$  m/s a  $10^{-7}$  m/s. Segundo Fetter (2001), os valores de condutividades hidráulicas maiores que  $10^{-3}$  m/s são considerados muito altos,  $10^{-3}$  a  $10^{-5}$  m/s altos,  $10^{-6}$  m/s moderados,  $10^{-7}$  a  $10^{-8}$  m/s baixos e menores que  $10^{-8}$  m/s, muito baixos. Sendo que a condutividade com grandeza equivalente a  $10^{-6}$  m/s pode ser considerada como limite entre valores altos e valores baixos. Portanto, a condutividade na porção superior é considerada baixa no eixo z (da ordem de  $10^{-7}$  m/s), onde a infiltração ocorre. Já na porção inferior, a condutividade é considerada alta em todas as direções (x, y e z).

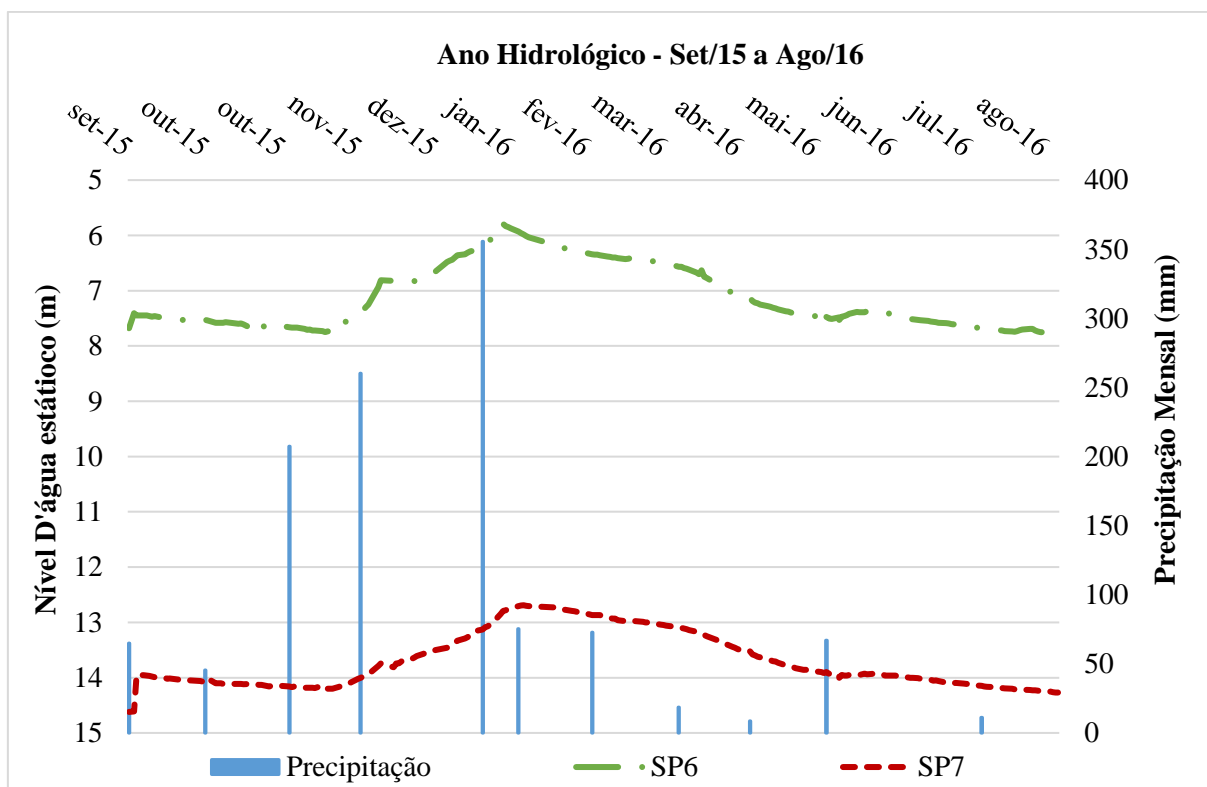


Figura (II) 9: Monitoramento potenciométrico dos poços SP6 e SP7 ao longo do ano hidrológico de setembro de 2015 a agosto de 2016.

### 3.1.2 Estimativa da Recarga

Em cada um dos 8 poços monitorados, foram calculados o armazenamento específico, a variação do nível d'água e, por fim, a recarga (Tabela (II) 4) para o ano hidrológico de setembro de 2015 a agosto de 2016. O valor médio de recarga encontrado foi  $440,87 \text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ . Esse valor corresponde a 37,14% do total precipitado nesse período,  $1187 \text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ , o que condiz com os dados obtidos por Nobre (2006) que, em seus estudos, afirmou que a recarga natural corresponde a cerca de 30% a 50% da precipitação total em climas úmidos. No entanto, a modelagem considerou, para o período estacionário, apenas o valor calculado para aquele intervalo de tempo. Portanto, utilizou-se o valor de 28,8 mm para o período estacionário.

Tabela (II) 4: Dados utilizados no cálculo da recarga e da taxa de recarga para cada poço monitorado.

Poço	K (m.d <sup>-1</sup> )	Sy= 0,117.K <sup>1/7</sup>	ΣΔh (m)	R (mm).ano <sup>-1</sup>	r (%)
SP1	4,32	0,144	3,02	435,49	33,72
SP2	4,32	0,144	3,46	498,94	38,64
SP3	4,32	0,144	3,35	483,07	37,41
SP4	4,32	0,144	3,30	475,86	36,85
SP5	4,32	0,144	4,07	586,90	45,45
SP6	0,15	0,089	2,97	265,00	22,32
SP7	0,15	0,089	2,07	184,69	15,56
Produção	4,32	0,144	4,14	596,99	46,23

K = condutividade hidráulica; Sy = rendimento específico; Δh = variação da altura da superfície freática devido a um evento de recarga; R = recarga.

As maiores recargas foram encontradas nos poços SP2, SP5 e de Produção e os menores em SP6 e SP7, mostrando que não necessariamente as áreas mais altas correspondem às áreas de recarga.

Uma das explicações possíveis para esses resultados está na localização de SP6 e SP7 na porção com maior declividade, elevando a ocorrência do escoamento superficial em detrimento da infiltração. Outra explicação pode estar relacionada à porosidade efetiva do solo residual, que pode ser, nesse caso, menor que a do aluvião.

Os maiores valores de K são encontrados associados aos maiores valores de porosidade efetiva. Bouma (1982) relatou que pequenos poros podem conduzir mais quando são contínuos, enquanto os maiores em uma dada seção podem não contribuir para o fluxo quando apresentam descontinuidade no perfil do solo.

Já na parte de baixada, na zona de ocorrência de aluvião, os solos são naturalmente saturados por água, salvo se artificialmente drenados. Desenvolvem-se em sedimentos recentes nas proximidades dos cursos d'água sujeitos a condições de hidromorfia (ambientes de influência de água), podendo formar-se também em áreas de relevo plano de terraços fluviais. Quando o solo se encontra saturado, todos os poros estão preenchidos e conduzindo água, sendo sua condutividade máxima nessa condição (HILLEL, 1971).

### 3.1.3 Balanço hídrico

O balanço hídrico realizado por meio da formulação de Thornthwaite & Mather (1955), está apresentado na Tabela (II) 5.

Tabela (II) 5: Cálculo do balanço hídrico por Thornthwaite & Mather (1955).

<b>Mês/ano</b>	<b>P mm</b>	<b>ETP mm</b>	<b>ETR mm</b>	<b>DEF mm</b>	<b>EXC mm</b>
Set/15t	64,9	106,9	90,5	16,4	0,0
Out/15	45,5	119,2	62,2	57,0	0,0
Nov/15	207,4	146,3	146,3	0,0	0,0
Dez/15	260,1	109,2	109,2	0,0	134,7
Jan/16	355,7	102,3	102,3	0,0	285,9
Fev/16	75,3	107,7	105,3	2,4	0,0
Mar/16	72,7	91,0	91,0	0,0	0,0
Abr/16	18,5	89,1	56,4	32,7	0,0
Mai/16	8,7	65,5	36,3	29,2	0,0
Jun/16	67,1	54,4	54,4	0,0	0,0
Jul/16	0,0	60,6	7,7	89,7	0,0
Ago/16	11,1	69,4	13,9	92,4	0,0

P = Precipitação mensal; ETP = Evapotranspiração Potencial; ETR= Evapotranspiração Real; DEF= Déficit hídrico; EXC = Excedente hídrico.

Os excedentes hídricos ocorreram nos meses de dezembro de 2015 e janeiro de 2016, e atingiram 134,7 mm e 285,9 mm respectivamente. Os maiores déficits hídricos ocorreram nos meses de julho e agosto de 2016.

A evapotranspiração calculada pelo método foi de 1121,6 mm/ano. No entanto, no modelo numérico computou-se o valor relativo ao período estacionário, que foi de 130 mm. Essa opção foi adotada porque a utilização do valor total estava gerando células secas na primeira camada do domínio, o que não correspondia às observações de campo.

#### 3.1.4 Definição do percurso da água no meio poroso

Rocha (2015) encontrou um tempo mínimo de percurso da água da lagoa ao aquífero (Equação 3) de 85,52 dias, partindo dos seguintes valores:  $D = 20$  m;  $n_e = 0,20$  (MONDARDO, 2009);  $L = 35$  m;  $Q = 120$  m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>.

A verificação do percurso da água deve ser analisada por meio da verificação da variação da escala de resistividade. Os perfis de eletrorresistividade estão representados na Figura (II) 10.

O Perfil (a) foi gerado pela medição realizada às 8:30 do dia 4/08/16, sendo utilizado como mapa base da seção transversal a lagoa e, o Perfil (e) foi utilizado como base para a seção paralela à lagoa (Figura (II) 2).

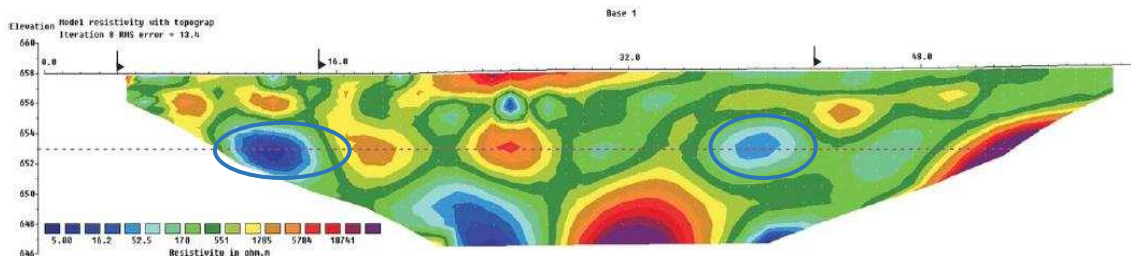
Os perfis (b) e (c) correspondem aos mapas gerados 3 e 5 horas após a adição de sal no poço SP1, respectivamente. Os perfis: (d) e (e) foram gerados 27 e 20 horas após a adição de sal e, (f) e (g) 45 e 44 horas após a adição de sal, respectivamente.

De acordo com os perfis, no prazo de 45h, não houve alteração significativa de condutividade. Pode ser notada uma modificação da resistência apenas em subsuperfície (círculo vermelho no perfil (c)), na região de SP1, onde foi adicionado o sal (perfil transversal à lagoa).

Portanto, não é possível afirmar categoricamente que o sentido do fluxo se dá em direção à lagoa. Um dos motivos para a pouca variação observada nos perfis seria a retenção do sal nas paredes do poço e na parte superior, próximo ao nível d'água, impedindo que ele se dissolvesse e alcançasse maiores profundidades. Outra possibilidade seria o fato de que a pequena quantidade de sal utilizada não foi suficiente para propiciar sua movimentação em subsuperfície.

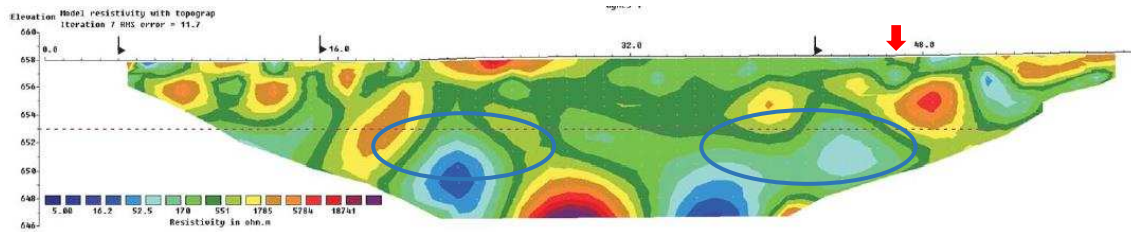
Nos perfis paralelos à lagoa (Figura (II) 10 (e) a (h)) não foi verificada nenhuma alteração. Dessa forma, não foi possível obter nenhuma informação acerca do fluxo.

Apesar de a direção do fluxo não ser evidente, os perfis gerados na direção perpendicular, (a) a (d), à lagoa mostram algumas zonas com menor resistividade (círculos azuis), cuja posição é concordante com a posição do nível d'água medida nos poços. Além disso, esses locais podem ser indicativos de caminhos preferenciais, uma vez que o aluvião presente na área é formado por intercalação de camadas de areia e camadas de argila.

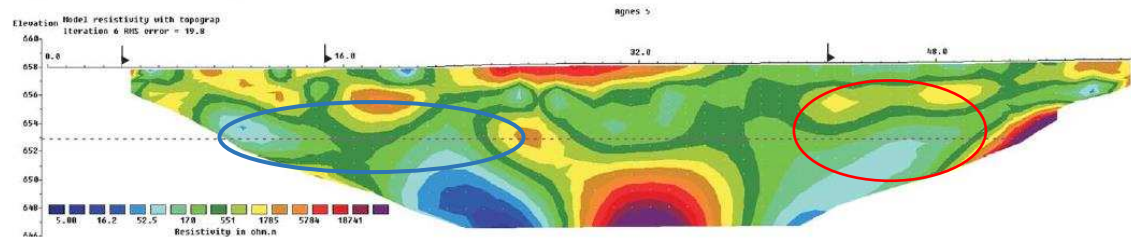


(a)

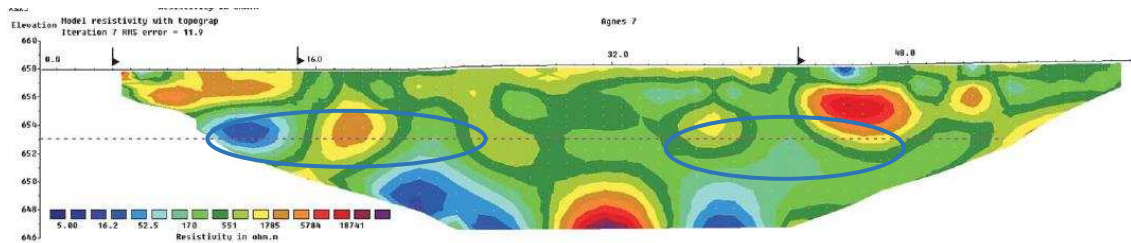
Local de adiç3o de sal



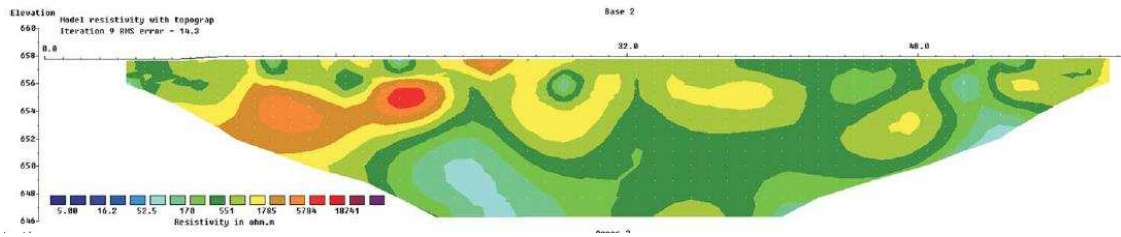
(b)



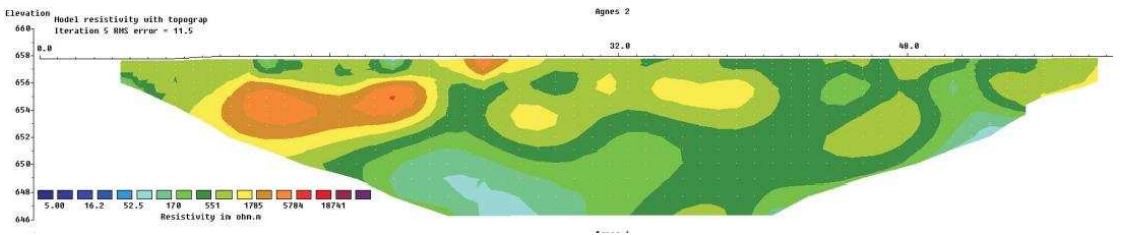
(c)



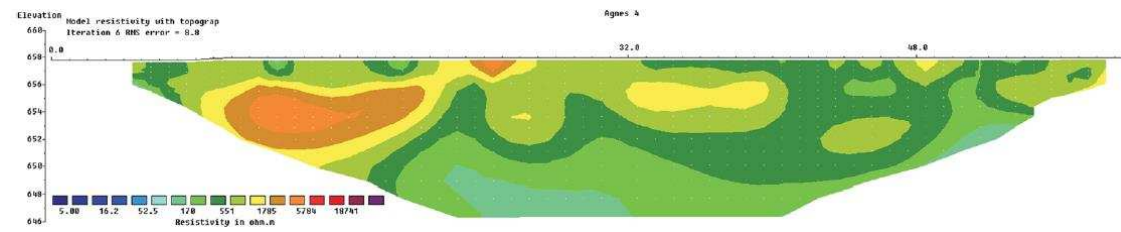
(d)



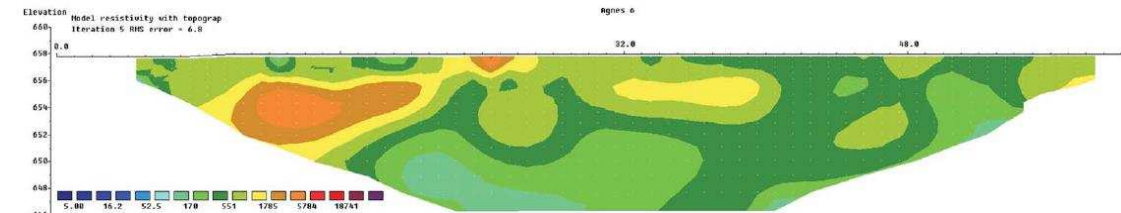
(e)



(f)



(g)



(h)

Figura (II) 10: Perfis de eletrorresistividade realizados perpendicular à lagoa (a à d) e paralelos à lagoa (e à h).

Apesar dos resultados não se apresentarem como esperado, vários autores utilizaram esse procedimento para diversos fins: determinação da infiltração da água no solo, determinação da composição do solo (CARVALHO, 2013) e direção do fluxo de água subterrânea em uma zona não saturada de um solo tropical (MORAIS et al., 2008), obtendo resultados satisfatórios.

### 3.2 Modelo Matemático

#### 3.2.1 Definição da malha

A discretização da malha foi realizada por meio da divisão da área em grids de 25m<sup>2</sup>, contendo 45 linhas e 65 colunas, e da definição das células ativas e inativas (Figura (II) 11).

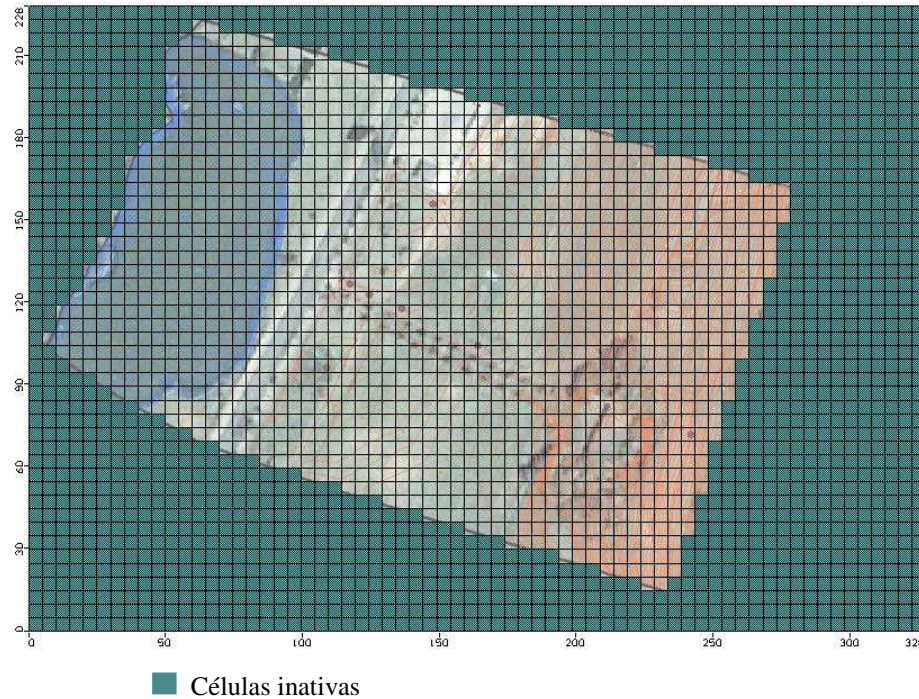


Figura (II) 11: Discretização da área, identificando células inativas e o domínio do modelo.

A topografia da superfície do terreno e da posição das camadas e profundidade foi inserida segundo o levantamento topográfico. Sendo que a inserção das camadas seguiu o limite de altitude de cada uma delas: a camada 1 foi definida com limite inferior de 654m, a camada 2, com 10 m, com limite inferior em 644 m e a camada 3, também com 10 metros, a com limite inferior em 634m, totalizando 24 m de espessura. Essa informação é de grande valia pois as camadas inseridas segundo a espessura de cada uma delas e não da altitude, geraram perfis que consideraram a primeira camada constante ao longo de toda área, o que não está de acordo com o modelo conceitual. O perfil correto gerado pode ser visualizado na Figura (II) 12.

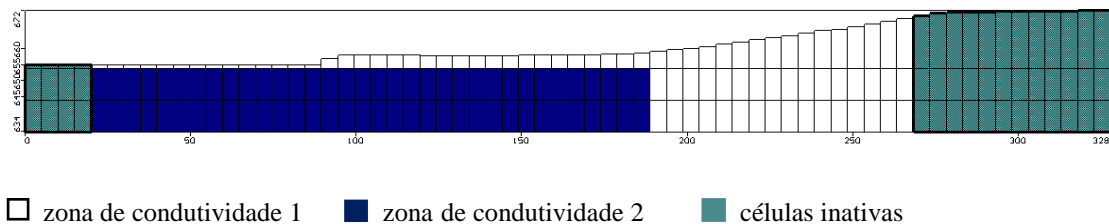


Figura (II) 12: Perfil topográfico da área em estudo evidenciando as zonas de condutividade.

### 3.2.2 Condição de contorno

As células inativas que circundam o domínio modelado representam a condição de Neumann (Tipo II) para o divisor topográfico e a condição mista (Tipo III) para a lagoa é representada por meio do módulo *RIVERS*. Para o cálculo da condutância (Equação 3), considerou-se  $K = 1,77 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ ;  $W = 45 \text{ m}$ ;  $L = 5 \text{ m}$ ;  $E = 4 \text{ m}$ . Assim,  $\text{cond lagoa} = 8,60 \text{ m}^2.\text{d}^{-1}$  (Figura (III) 13).

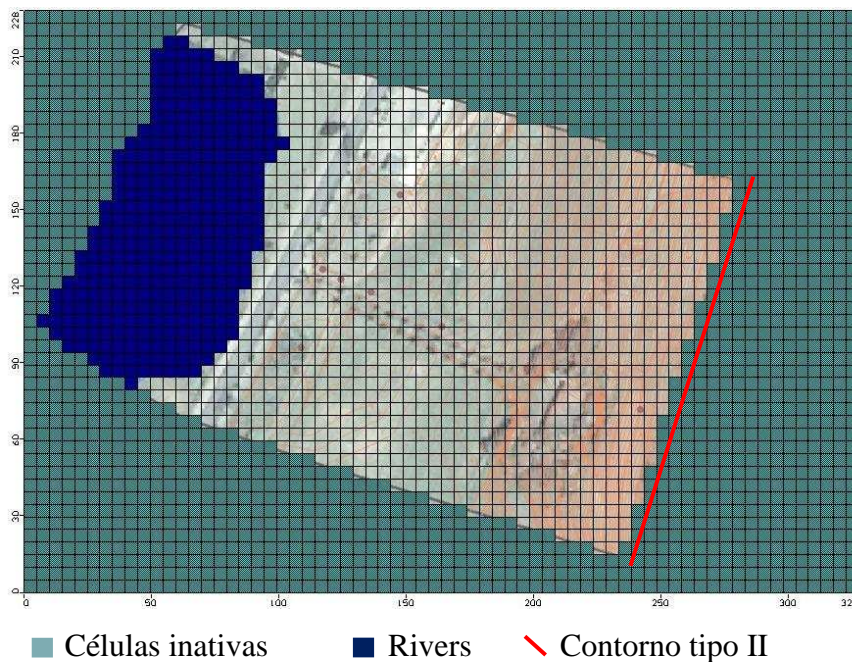


Figura (II) 13: Condição de contorno Tipo II e Tipo III.

O módulo *RIVERS* foi utilizado por se tratar do melhor contorno disponível para representar a interação entre a lagoa e o aquífero.

O processamento de todos os modelos desse trabalho foi realizado com menos de 4 iterações, demonstrando a adequabilidade dos dados no modelo numérico.

### 3.2.3 Calibração

Inicialmente, o valor obtido por meio da comparação entre os valores observados e os valores calculados gerou um *Normalized RMS* de 26,83%.

Na tentativa de reduzir esse valor, vários arranjos foram testados (cerca de 40 modelos foram construídos): primeiramente modificou-se os valores de recarga e notou-se que, a inserção do valor total desse contorno (440,87 mm/ano) gerou um aumento no *Normalized*

*RMS*, que foi para 48%. Alterando-se a evapotranspiração (1121 mm/ano) para o valor total anual, tem-se um *RMS* de 55% e a geração de células secas na região de SP5, o que não condiz com a realidade.

Assim, uma vez que esses contornos foram determinados, prosseguiu-se com a mudança na condutividade hidráulica por meio da inserção de poços fictícios.

Adicionou-se um poço na porção superior do terreno, próximo à SP7, com valores bem semelhantes a este e prosseguiu-se com a calibração, o resultado foi um valor de *RMS* normalizado igual a 26,93%, valor não muito diferente do valor de calibração inicial (26,83%), o que indica que, nesse caso, a inserção de mais um poço não altera significativamente o modelo.

Entretanto, esse último cenário não representa a realidade desse estudo, sendo o modelo estacionário criado com os dados de entrada iniciais e sem o poço fictício.

Após o processamento do modelo, procedeu-se com a calibração por meio de tentativas e erros, alterando-se os parâmetros condutividade hidráulica nas direções x, y e z com o auxílio do Winpest. Esse procedimento foi realizado até que as mudanças no *Normalized RMS* não fossem mais expressivas.

Por meio desse módulo foi possível verificar que as mudanças no eixo x da condutividade geram maiores alterações no modelo numérico e que alguns arranjos não foram bem aceitos pelo processador como, por exemplo: a simulação que considerou apenas *Kx* e *Kz* da zona 2 gerou células secas na região de SP5, resultado incompatível com a realidade. A maioria das combinações testadas geraram células secas. O melhor resultado foi encontrado por meio da seleção de *Kx* da zona 1.

As iterações do modelo estacionário forneceram um *Normalized RMS* igual a 26,73%. Os valores finais obtidos na calibração para a condutividade hidráulica encontram-se na Tabela (II) 6.

Tabela (II) 6: Condutividades hidráulicas obtidas na calibração do modelo estacionário por meio do módulo Winpest.

Zona	<i>Kx</i> (m.s <sup>-1</sup> )	<i>Ky</i> (m.s <sup>-1</sup> )	<i>Kz</i> (m.s <sup>-1</sup> )
1	5,68 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-6</sup>	1,77 x 10 <sup>-7</sup>
2	5,00 x 10 <sup>-5</sup>	5,00 x 10 <sup>-5</sup>	5,00 x 10 <sup>-5</sup>

O novo valor gerado para  $K_x$  está muito próximo ao original e, os de  $K_y$  e  $K_z$  permaneceram os mesmos, demonstrando que os dados de entrada estão coerentes com o modelo conceitual.

Carvalho (2013) obteve um *Normalized RMS* de 5,6% para o modelo estacionário calibrado, valor próximo ao encontrado por Soares (2010), que foi de 3,48%. Uma breve análise dos dois trabalhos, mostra que, em ambos, a diferença entre as cargas observadas máximas e mínimas é bastante alta (45 m e 130 m respectivamente), o que não ocorreu no presente estudo. Essa reduzida diferença entre as cargas máximas e mínimas observadas na área de estudo parece ser um fator preponderante para o valor de *Normalized RMS* obtido. Além disso, as áreas utilizadas por eles são maiores, com densidade de pontos menor e foram menos modificadas se comparadas a esse trabalho.

Rocha (2015), na tentativa de reduzir o *Normalized RMS* do seu trabalho, que foi de 26%, sugeriu a adição de novos poços na porção mais alta da área de estudo no intuito de aumentar a diferença entre as cargas observadas máximas e mínimas. No entanto, as cargas hidráulicas de SP6 e SP7 foram menores que as cargas dos demais poços, resultando em um *Normalized RMS* similar ao encontrado por ela (26,73%). Esse resultado mostra a importância da investigação dos parâmetros físicos, principalmente da condutividade hidráulica e da influência da variação da carga sobre os resultados do modelo numérico.

A Figura (II) 14 e Figura (II) 15 mostram o mapa de fluxo da camada 2 e o perfil, respectivamente, gerados no processo de calibração. As setas vermelhas representam o grupo de células que contribuem para a infiltração da água no aquífero e as brancas são as células que recebem a descarga do aquífero ou da lagoa.

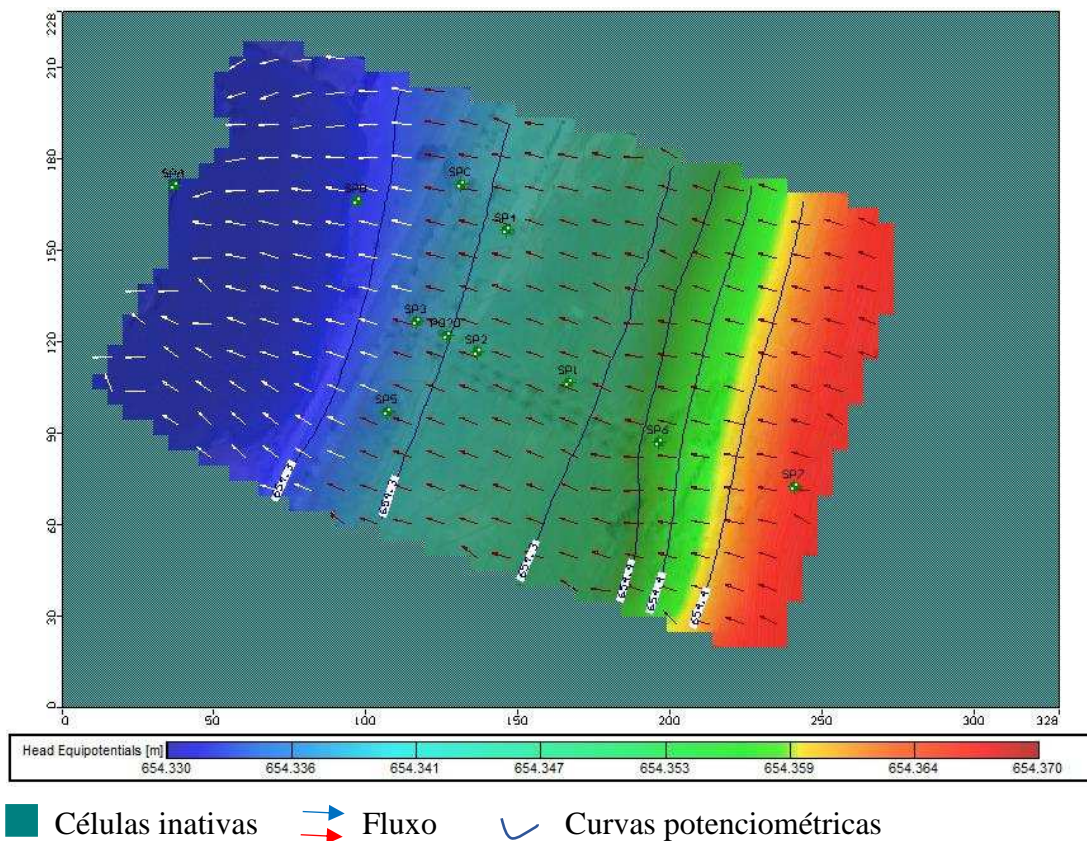


Figura (II) 14: Mapa representativo do fluxo de água subterrânea na camada 2.

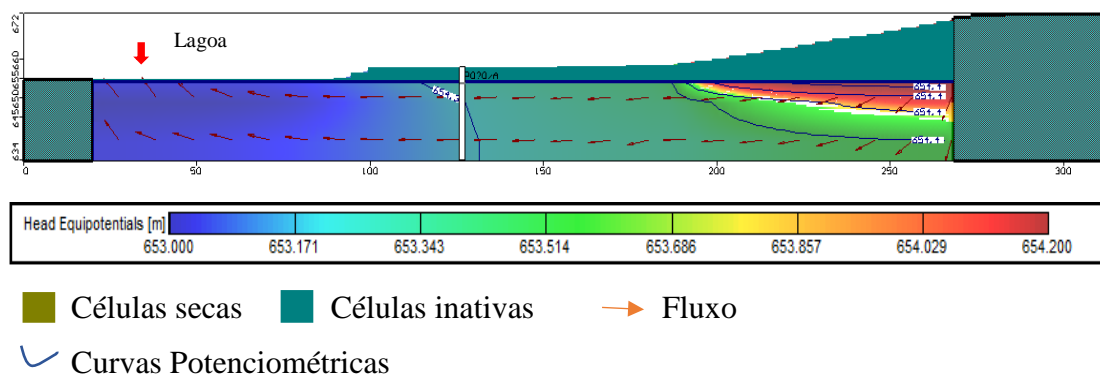


Figura (II) 15: Perfil representativo do fluxo de água subterrânea obtido do modelo.

A Figura (II) 16 fornece a calibração do modelo, com os dados calculados versus os dados observados.

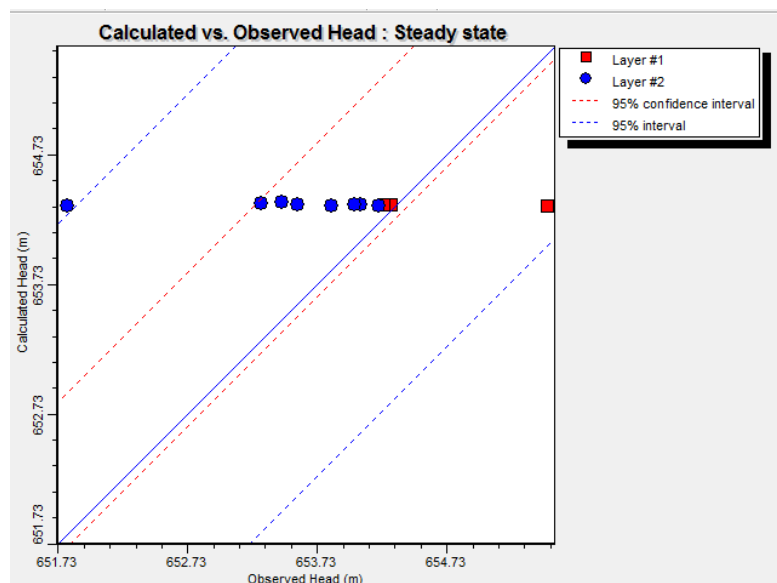


Figura (II) 16: Valores observados versus valores calculados. *Normalized RMS* = 26,73%

Após a calibração do modelo com fluxo natural da água subterrânea, prosseguiu-se com a inserção do bombeamento (Figura (II) 17 e 18). As curvas potenciométricas variaram de 653,0 m a 654,2 m e o *Normalized RMS* resultante foi de 23,98%.

As linhas de fluxo mostram a contribuição da água da lagoa. No entanto, não é possível estimar com precisão o volume de água que vai para o poço. Sabe-se apenas que, quanto mais próximo do mesmo, maior o volume doado.

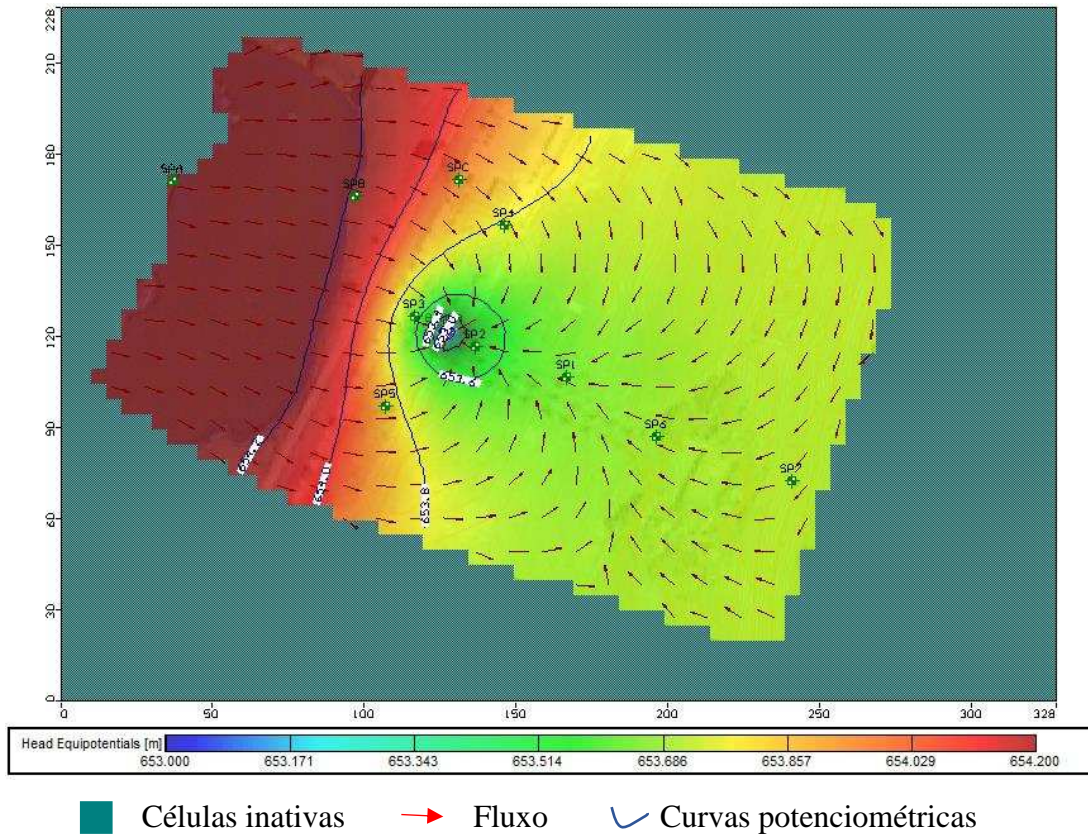


Figura (II) 17: Mapa representativo do fluxo de água subterrânea na camada 2 com bombeamento.

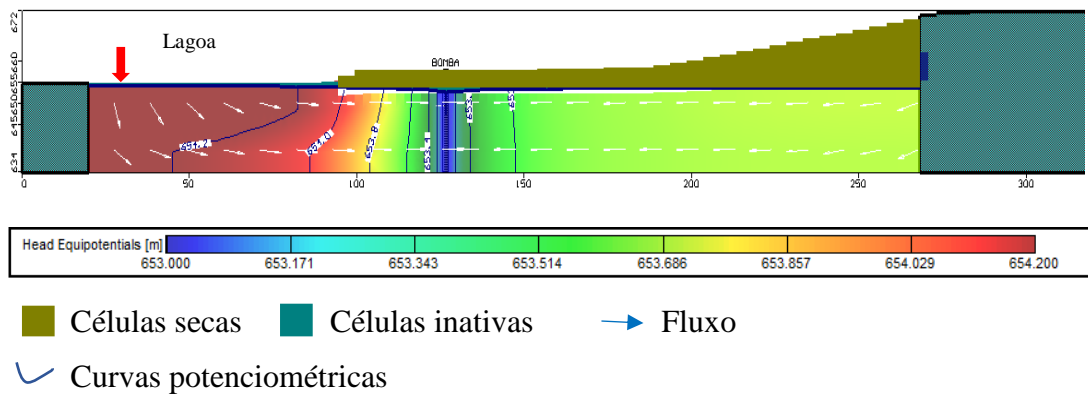


Figura (II) 18: Perfil representativo do fluxo de água subterrânea com bombeamento.

A Figura (II) 19 mostra a calibração e o ajuste em relação à média. Nota-se que o ponto azul à esquerda, faz com que o intervalo de confiança seja mais amplo. No entanto, a retirada desse ponto eleva em mais de 40% o valor do *Normalized RMS*. O mesmo acontece com o ponto vermelho à direita. Isso ocorre porque esses valores se referem à cota mínima (azul) e máxima (vermelho). Dessa forma, atuam aumentando a diferença entre os valores máximos e mínimos observados, diminuindo o *Normalized RMS*.

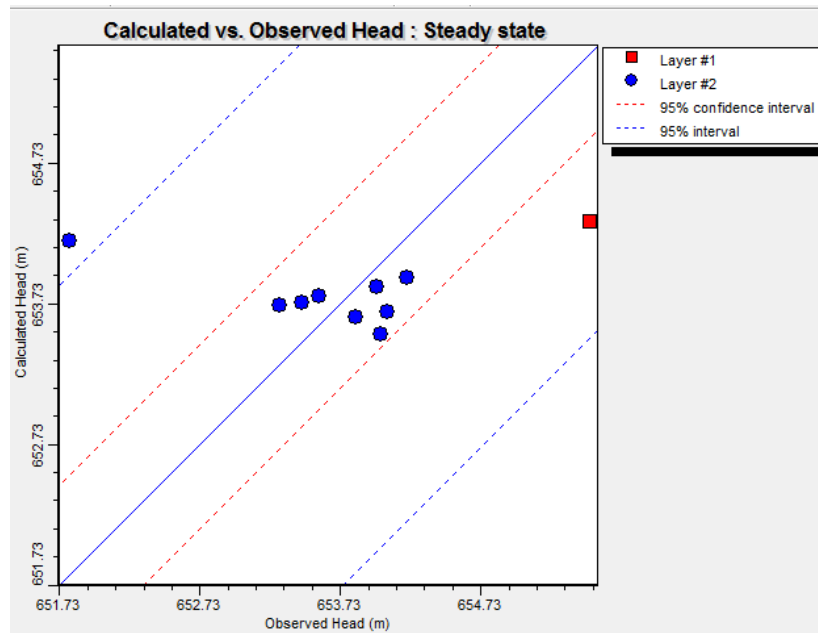


Figura (II) 19: Valores observados versus valores calculados. *Normalized RMS* = 23,98%

### 3.3 Cenários 1, 2 e 3

Os cenários 1, 2 e 3 representam a inserção do bombeamento na posição SP1, uma vez que o bombeamento atual gerou críticas por parte da universidade, pois o raio de influência do poço de produção atinge a lagoa de abastecimento do *campus*. Os cenários foram:

- Cenário 1: Mudança da posição do poço para SP1.
- Cenário 2: Poço em SP1 bombeando por 5 anos a uma vazão de 150 m<sup>3</sup>/dia.
- Cenário 3: Poço em SP1 bombeando por 5 anos a uma vazão de 90 m<sup>3</sup>/dia.

A simulação do cenário 1 (Figura (II) 20) gerou curvas potenciométricas de 652,6 m a 654,2 m, demonstrando a viabilidade da realocação do poço de bombeamento. O *Normalized RMS* encontrado foi de 23,45%.

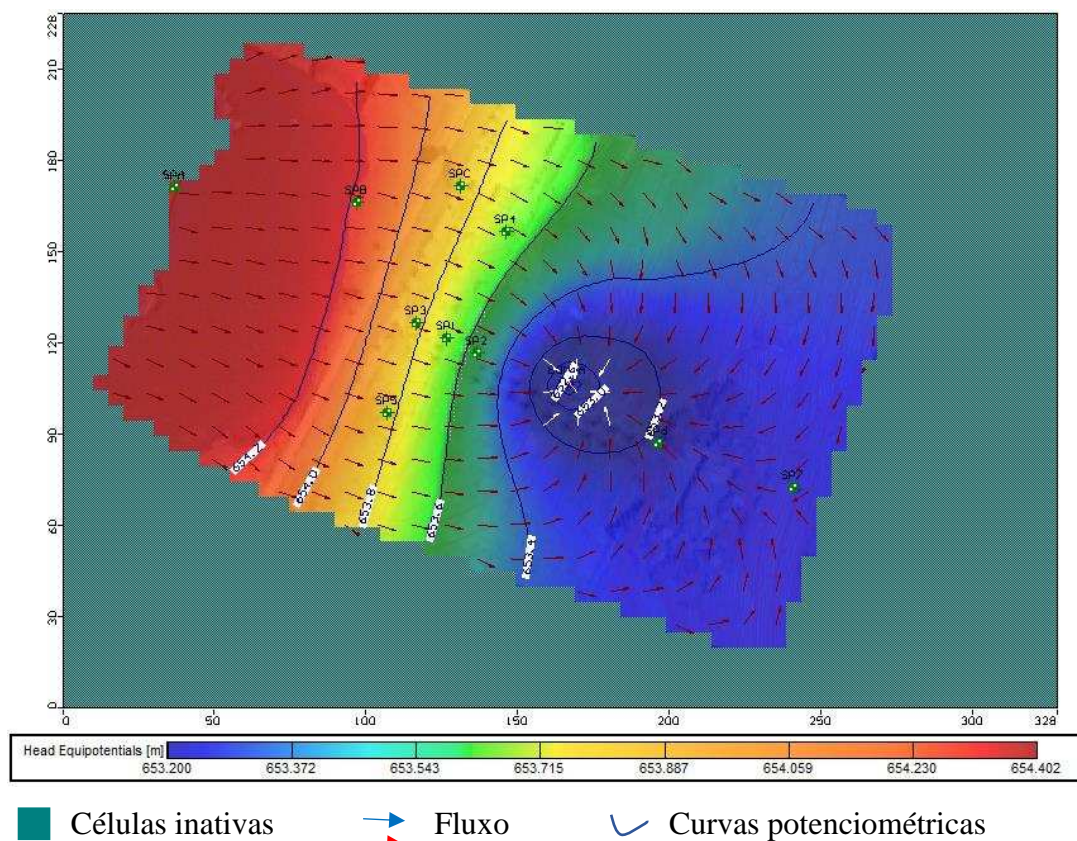


Figura (II) 20: Simulação do cenário 1.

A simulação do cenário 2 (Figura (II) 21) resultou em um *Normalized RMS* de 24,26%, com curvas potenciométricas variando de 652,0 m a 654,0 m. Diferente em apenas 0,6m do cenário 1. Ou seja, o bombeamento em 5 anos de 150 m<sup>3</sup>/d resultará em um rebaixamento de apenas 0,6 metros ao redor do poço de bombeamento.

No cenário 3 o *Normalized RMS* foi de 23,39% e as curvas potenciométricas variaram de 653,0 m a 654,2 m (Figura (II) 22). Nesse caso, o bombeamento de 90 m<sup>3</sup>/dia em 5 anos será menos impactante, em termos de rebaixamento, que o bombeamento de 120 m<sup>3</sup>/ dia em 43 dias (cenário 1).

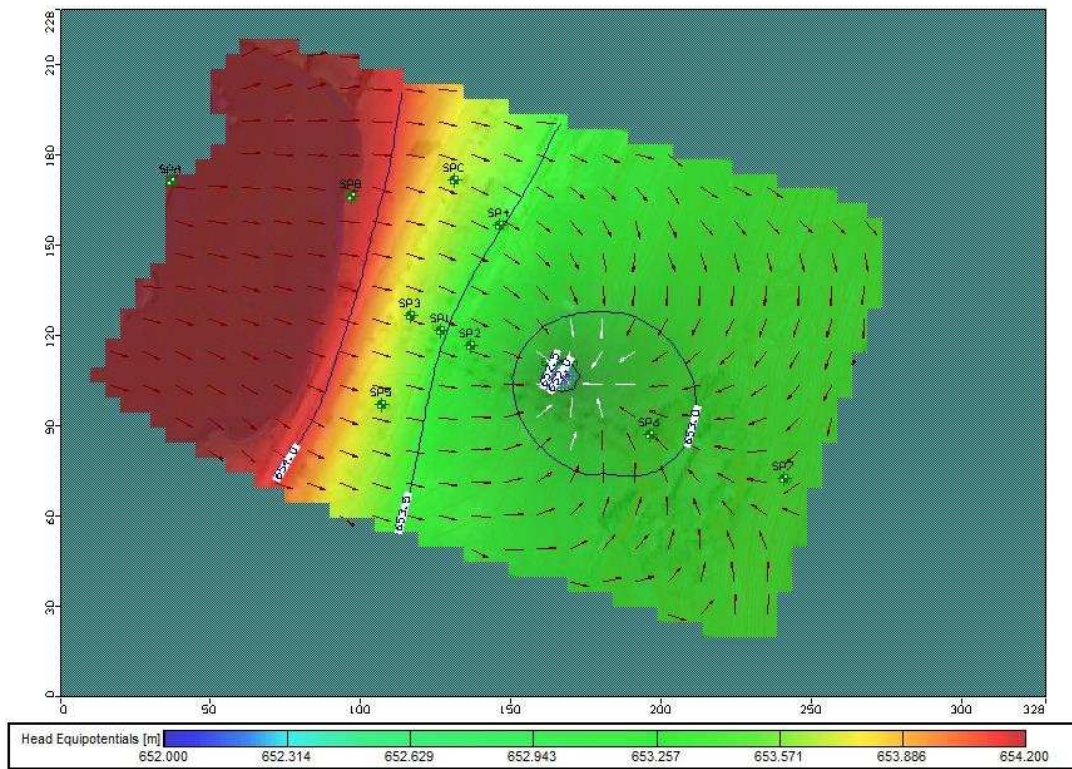


Figura (II) 21: Simulação do cenário 2

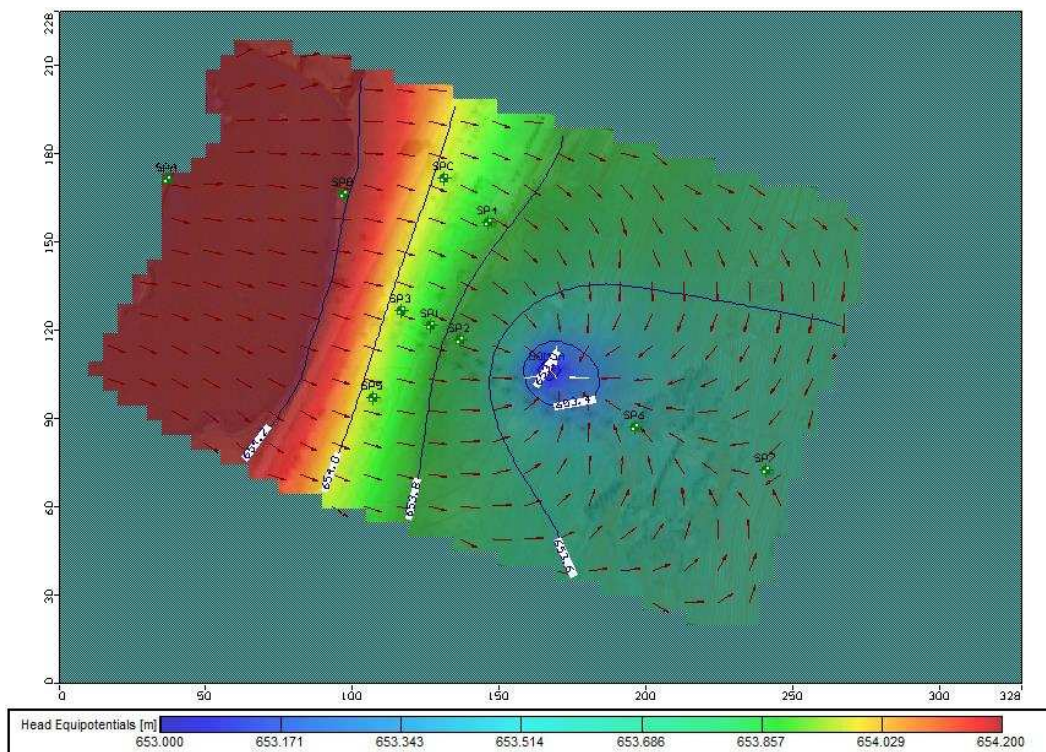


Figura (II) 22: Simulação do cenário 3

Todos os três cenários acima demonstram a grande capacidade hídrica do aquífero, que não sofreu grandes rebaixamentos, mesmo considerando-se 5 (cinco) anos de bombeamento no período de menor recarga.

A simulação desses cenários é de grande importância para a gestão dos recursos hídricos da área, uma vez que se pode estabelecer diversas condições de bombeamento para que o uso da água seja viável, ou seja, sem o comprometimento do aquífero e da lagoa.

A inserção do poço em SP1 pode ser uma alternativa para o abastecimento do Campo Experimental Diogo Alves que, apesar de continuar a ter contribuição da água da lagoa, esta ocorrerá em menor magnitude. O ideal seria realizar um teste de bombeamento nesse local para que se possa estimar com maior precisão o raio de influência do bombeamento.

### 3.4 Cenários 4 e 5

Os cenários 4 e 5 consideraram a mesma posição do poço original, no entanto com variação da vazão:

- Cenário 4: vazão de bombeamento igual a 150 m<sup>3</sup>/dia em 5 anos
- Cenário 5: vazão de bombeamento igual a 90 m<sup>3</sup>/dia em 5 anos

A simulação do cenário 4 gerou um *Normalized RMS* de 24,38% com curvas potenciométricas variando de 652,8 m a 654,2 m (Figura (II) 23).

A vazão de 150 m<sup>3</sup>/dia, por 5 anos, reduzirá o nível d'água no centro do cone de rebaixamento em apenas 0,2 m em relação ao bombeamento de 120 m<sup>3</sup>/ dia, não gerando, portanto, problemas na disponibilidade de água do aquífero para esse período.

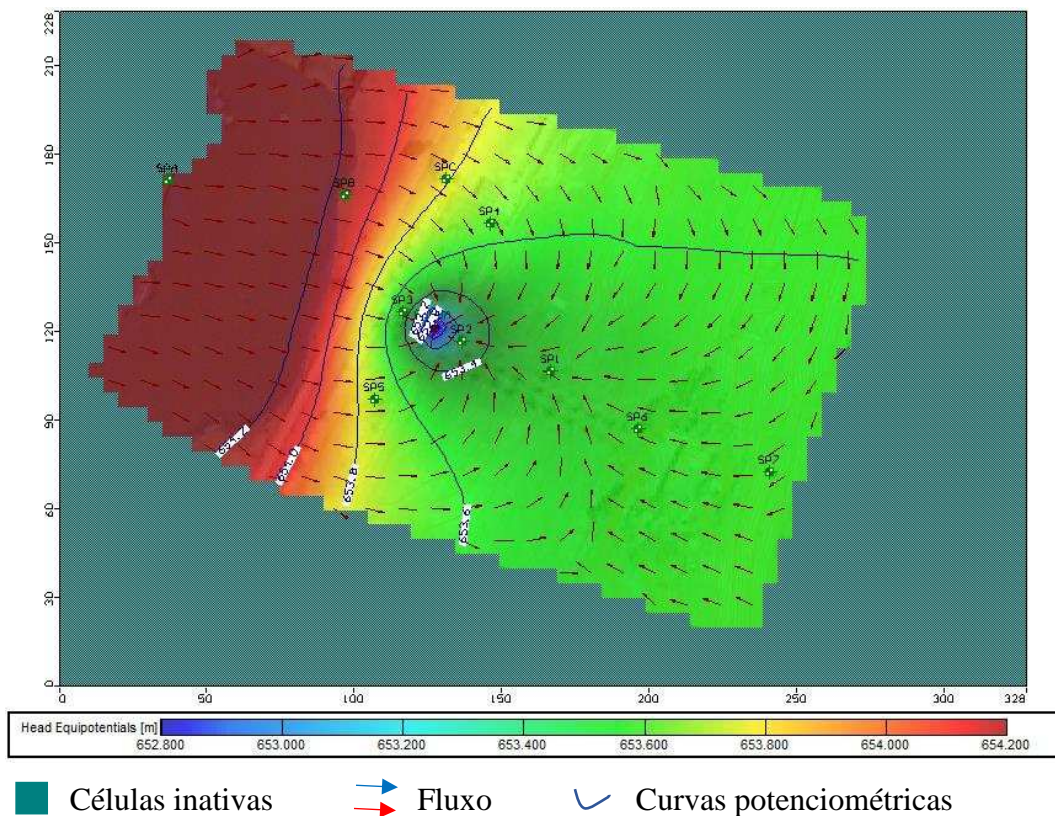


Figura (II) 23: Simulação do cenário 4

A Figura (II) 24 representa o cenário 5. Nesse caso, a variação das curvas foi de 653,2 m a 654,3 m e o *Normalized RMS* obtido foi de 24,09%.

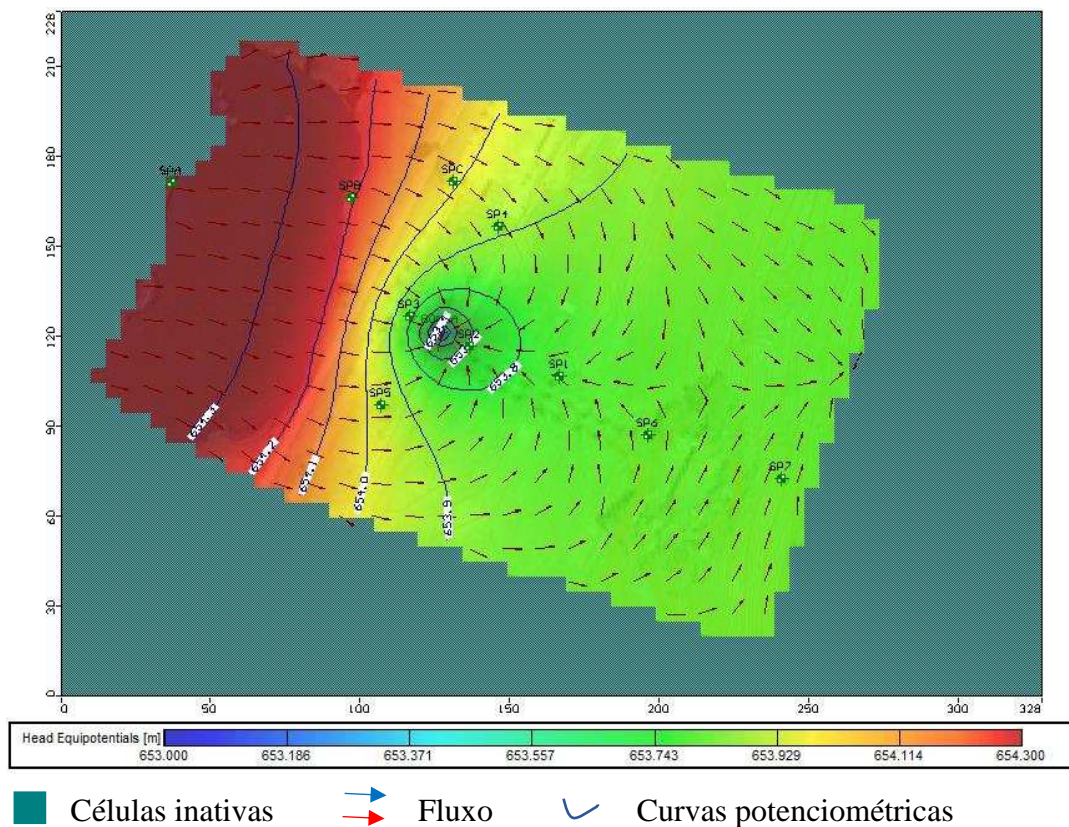


Figura (II) 24: Simulação do cenário 5.

Os dois cenários acima foram realizados com o objetivo de entender o comportamento do fluxo e do nível potenciométrico em relação à vazão. Notou-se que as vazões de 150m<sup>3</sup>/dia e 90 m<sup>3</sup>/dia não geram grandes rebaixamentos no nível d'água dos poços, sendo, portanto, mais vantajoso o bombeamento de 150 m<sup>3</sup>/dia.

## 4 CONCLUSÃO

A primeira conclusão notável que se pode retirar da modelagem é que apesar de o *Normalized RMS* não ter se aproximado do valor considerado por alguns autores como ideal (10%), o modelo estacionário se adequou perfeitamente ao modelo conceitual, além de ter representado as medições do N.A. feitas ao longo do ano hidrológico monitorado, demonstrando, qualitativamente, o comportamento do fluxo coerente com a realidade. Dessa forma, pode-se dizer que não necessariamente o valor do *Normalized RMS* deve ser inferior a 10% para se considerar que o modelo está bem calibrado. Isso porque esse parâmetro é inversamente proporcional à diferença entre as cargas máximas e mínimas observadas. Assim sendo, esse valor será menor quanto maior essa diferença. Portanto, acredita-se que o resultado do *Normalized RMS* será maior quando se tratar de uma área plana, como a avaliada no presente estudo. Para melhorar os resultados estatísticos, é aconselhável que se aprofunde nos estudos acerca das condutividades da área, especialmente na porção superior do terreno.

A simulação dos cenários mostrou que a modelagem pode ser um instrumento de apoio para a utilização do sistema de FML e para a gestão dos recursos hídricos, pois por meio dela foi possível demonstrar que a disponibilidade hídrica do aquífero não será prejudicada ao longo do período simulado (5 anos).

A análise potenciométrica dos anos hidrológicos de 2013-2014 e 2015-2016 mostraram que a seca não influenciou drasticamente a disponibilidade hídrica do aquífero.

A falta de conclusões acerca da direção do fluxo por meio do método da eletrorresistividade, entretanto, não invalida a aplicação do mesmo. Vários autores utilizaram esse procedimento para diversos fins e obtiveram resultados satisfatórios, demonstrando o potencial do método para avaliação da direção de fluxo em águas subterrâneas. Para melhores resultados, as medições deveriam ser realizadas em um maior período de tempo e com adição de uma maior quantidade de sal, permitindo a dissolução completa do mesmo.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BATU, V. Applied flow and solute transport modeling in aquifers: Fundamental Principles and Analytical and Numerical Methods. New York: Taylor & Francis Group, p.1–698, 2006.

BETIM, L. S. **Caracterização da condutividade hidráulica dos solos e estudo da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos da sub-bacia do córrego Palmital -Viçosa (MG)**. 209 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2013.

BONGANHA, C. A., GUIGUER JR., N., PEREIRA, S. Y., OLIVEIRA, L. C., RIBEIRO. M. L. Conceitos e fundamentos da modelagem matemática para gerenciamento de recursos hídricos subterrâneos. **Revista Analytica**, n. 3, p.116-120, 2007.

BOUMA, J. Measuring the conductivity of soil horizons with continuous macropores. **Soil Science. Society of America Journal**. v. 46: p. 438- 441, 1982.

BRUNNER, P., SIMMONS, C. T., COOK, P. G., THERRIEN, R. Modeling Surface Water-Groundwater Interaction with MODFLOW: Some Considerations. **Groundwater**, v. 48, n. 2, p.174-180, 2010.

CARVALHO, V. E. C. **Modelagem hidrogeológica de uma pequena bacia hidrográfica localizada na zona da mata de Minas Gerais** (2013) 167 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015.

CARVALHO FILHO, C. A., COTA, S. D. S. Análise de sensibilidade para o parâmetro condutância na condição de contorno de tipo 3 do modelo MODFLOW. In: XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. p. 1-14, 2002.

CLEARY, R. W. **Águas Subterrâneas**. Princeton Groundwater Inc. 117 p. 1989.

DEMÉTRIO, J. G. A., PAIVA, A. L. R., FREITAS, D. A., BATISTA, A. G. S., CABRAL, J. J. S. P. Características hidrogeológicas dos aluviões do rio Beberibe na área da bateria de poços no bairro de Caixa d`água, Olinda-PE. **Águas Subterrâneas**, v. 27, p.111-126, 2013.

DILLON, P. J.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H.; HUTSON, J. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers. **Journal of Hydrology**, v.266, n.3-4, p.209-221, 2002.

FERRARI, L. C. K. M. **Modelagem Tridimensional de fluxo de águas subterrâneas em um aquífero livre e raso: aplicação no Parque Ecológico do Tietê – São Paulo**. 2006. 175 p. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) -Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2006.

FERREIRA, I. O.; RODRIGUES, D. D.; SANTOS, A. P. Levantamento batimétrico automatizado aplicado à Gestão de Recursos Hídricos. Estudo de caso: represamento do ribeirão São Bartolomeu, Viçosa – MG. In: IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, Recife, p. 1- 8, 2012.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 4<sup>o</sup> edição, Prentice Hall, 615 p. 2001.

GOMES, L. H. **Determinação da recarga profunda na bacia-piloto do Ribeirão da Onça em zona de afloramento do sistema aquífero Guarani a partir de balanço hídrico em zona saturada**. 2008. 167 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2008.

HARBAUGH, A. W., BANTA, E. R., HILL, M.C., MCDONALD, M.G. MODFLOW- 2000, Modular Ground-Water Model–User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process. Reston, Virginia, USA: The U.S. Geological Survey, 2000. 121 p.

HEALY, R. W.; COOK, P. G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, vol.10, p. 91 – 109, 2002.

HILLEL, D. **Soil water: Physical principles and processes**. New York, Academic Press, 1971. 288 p.

LISBOA, R. L. L. **Determinação da condutividade hidráulica não saturada de solos residuais com o permeâmetro guelph e ensaios de laboratório**. 2006. 89p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2006.

MANDLE, R. J. Groundwater modeling guidance. Michigan department of Environmental Quality. 54 p. 2002.

MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas**. 2009. 290p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2009.

MORAIS, F. BACELLAR, L. A. P. ARANHA, P. R. A. Study of flow in vadose zone from electrical resistivity surveys. **Revista Brasileira de Geofísica** 26(2): p. 115-122, 2008.

MUSTAFA S., BAHAR A., AZIZ Z. A., SURATMAN S. Modelling contaminant transport for pumping wells in riverbank filtration systems. **Journal of Environment Management**, 165, p. 159 – 166, 2016.

NOGUEIRA, M. L. ARANHA, P. R. A. AUGUSTIN, C. H. R. R. Estudo da dinâmica da água infiltrada com o auxílio de método geofísico - Gouveia, Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brasil. **Geografias Artigos Científicos** 9 (2), p. 21 – 37, 2013.

NOBRE, R. C. M. **Avaliação de risco para uso e proteção de aquíferos. Estudo de caso: Região Metropolitana de Maceió – AL** (2006), 296p. Tese de doutorado – Programa de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

NOURANI, V. MOUSAVI, S. Spatiotemporal groundwater level modeling using hybrid artificial intelligence – meshless method. **Journal of Hydrology** 536, p.10 – 25, 2016.

PAIVA, A. L. R. **O Processo Filtração em Margem e um Estudo de Caso no rio Beberibe** (2009), 150p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

PAIVA, A. L. R., CABRAL, J. J. S. P., FREITAS, D. A. Interação Rio-Aquífero com Bombeamento em um Poço Próximo ao Rio num Sistema de Filtração em Margem. **Revista Brasileira de Recurso Hídricos**, São Paulo; v. 18, n.1, p. 235-247, jan. 2013.

ROCHA, S. F. **Implantação de um sistema se filtração em margem de lagoa e avaliação hidrogeológica da interação lagoa – aquífero** (2015). 116p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015.

SHANKAR V., ECKERT, P., OJHA, C., KÖNIG, C. M. Transient three-dimensional modeling of riverbank filtration at Grind well field, Germany. **Hydrogeology Journal**, v. 17, p. 321–326, 2009.

SOARES, R. C. V. **Caracterização do fluxo Subterrâneo das águas na porção Sudoeste da bacia representativa de Juatuba** (2010). 162 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, MG, 2010.

TERAMOTO, E. H. ALBERTO; M. C. KIANG, C. H. Simulação numérica de fluxo da água subterrânea em uma área no planalto de Paulínia (SP). XIV Congresso de Águas Subterrâneas, 2006.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. **Boletim meteorológico 2015**. Viçosa, 2016.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – UFV. Departamento de Engenharia Agrícola. Estação Climatológica Principal de Viçosa. **Boletim meteorológico 2016**. Viçosa, 2016.

VISUAL MODFLOW: Versão 2009.1. Ontário, CANADÁ: Schlumberger Water Services. 688 p, 2009.

YANG, Q., LU, W., FANG, Y. Numerical Modeling of Three Dimension Groundwater Flow in Tongliao (China). **Procedia Engineering**, v. 24, p. 638 - 642, 2011.

YANXUNA S., YUANB F., HUIB Q., XUEDIB Z. Research and Application of Groundwater Numerical Simulation-A Case Study in Balasu Water Source. **Procedia Environmental Sciences**, v. 8, p. 146 – 152, 2011.

## CAPÍTULO III – QUALIDADE DA ÁGUA

### 1. INTRODUÇÃO

A filtração em margem (FM) tem se mostrado uma técnica eficiente na remoção de contaminantes presentes nas águas superficiais. Muitos estudos mostram sua eficiência na remoção de turbidez (DILLON et al. 2002; PAIVA, 2009; DASH et al. 2010; RAY & JAIN 2011; CAMPOS, 2012; ROCHA 2015), microrganismos patogênicos (DILLON et al. 2002; WEISS et al. 2005), compostos orgânicos e pesticidas (RAY et al. 2002; VERSTRAETEN et al. 2002; MASSMANN et al. 2003; OJHA et al. 2010).

A remoção de contaminantes e partículas pelo sistema de FM se dá, principalmente, pelos processos de sorção. A eficiência depende, principalmente, das condições hidráulicas do solo, da distância entre o manancial superficial e o poço de bombeamento e do tempo de percurso da água no meio filtrante (HISCOCK & GRISCHEK, 2002).

Dash et al. (2010) avaliaram a eficiência da filtração em margem na remoção de turbidez, compostos orgânicos e bactérias em Haridwar, Índia por meio da simulação do meio poroso em laboratório. Colunas contendo o material do aquífero e das margens do rio estudado foram alimentadas com a água superficial em questão. Os resultados mostraram que em períodos de estiagem a turbidez e os coliformes foram reduzidos em 1 e 3 logs, respectivamente. No período chuvoso a redução se mostrou ainda maior, mais de 2 a 4 logs para turbidez e coliformes.

Apesar da considerável quantidade de estudos realizados fora do Brasil acerca da eficiência da filtração em margem na redução de contaminantes, poucos foram realizados *in situ*.

No Brasil, a FM é uma atividade ainda pouco estudada, principalmente se comparada a países Europeus e aos Estados Unidos da América. Estudos pioneiros foram feitos por Sens et al. (2006), na utilização de FM para remoção de cianobactérias e cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, estado de Santa Catarina.

No Estado de Pernambuco, os estudos foram iniciados em 2008 com a aplicação do sistema de FM no Rio Beberibe, no bairro de Caixa D'água, divisa dos municípios de Recife e Olinda. Os resultados, obtidos por Paiva (2009), mostraram que o sistema foi altamente eficiente na eliminação de inúmeros poluentes, proporcionando potabilidade a água segundo os índices estabelecidos pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Campos (2012) avaliou a aplicação da técnica de FM para produção de água, reforçado por um comparativo com a filtração direta (FD) da Estação de Tratamento situada próxima à Lagoa do Peri, Florianópolis.

Rocha (2015) avaliou em seu sistema piloto de FML a redução de turbidez e a classificação da qualidade água por meio de Índice de Qualidade da Água (IQA), obtendo bons resultados, principalmente no que diz respeito à redução da turbidez e microrganismos.

No presente estudo, avaliou-se a eficiência da filtração em margem de lagoa (FML) por meio da realização de 12 campanhas ao longo de um ano (novembro de 2015 a outubro de 2016). Foram analisados os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, condutividade elétrica, temperatura, nitrato, coliformes totais, *Escherichia coli* e fósforo total. Além disso, análises de metais também foram realizadas. Os resultados obtidos nas análises de água foram satisfatórios, principalmente no que diz respeito à redução da turbidez e microrganismos.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

No intuito de comparar a qualidade da água da lagoa com a água advinda do processo de filtração em margem, doze campanhas de análises foram feitas.

A amostragem, preservação, transporte, armazenamento e as análises foram realizadas de acordo com os procedimentos contidos no *Standart Methods* for Examination of Water and wastewater - SMEWW (APHA 2012).

Os parâmetros temperatura, pH, condutividade e OD foram medidos em campo, no momento da coleta. A alcalinidade, a DBO, o fósforo total, o nitrato, o nitrogênio amoniacal, os sólidos totais, os coliformes Termotolerantes e a E. coli, foram mensurados no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa.

Os parâmetros analisados e seus respectivos métodos foram:

- Nitrato – Nitrover – Espectrofotometria
- Temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido – Sonda multiparâmetro HACH
- Turbidez: Turbidímetro HACH 2100
- Fósforo total – 4500 P. B Digestão com ácido sulfúrico e nítrico para preparação da amostra e 4500P D. – Método do Cloreto Estanoso para leitura
- DBO – 5210 B. DBO 5 dias
- *Escherichia coli* – Método Collilert

### 2.1 Amostragem

A coleta foi realizada na lagoa que abastece o *campus* da UFV e no poço SP3, situado na área de pesquisa Diogo Alves.

As amostras da lagoa foram retiradas de diversos pontos (pontos verdes na Figura (III) 1), sendo, portanto, compostas.



Figura (III) 1: Pontos de amostragem na lagoa (verde).

A amostragem da água oriunda do sistema de FML foi realizada com o auxílio de amostradores descartáveis (tipo *Bailer*) constituídos por polietileno de alta densidade da marca Hidrosuprimentos. Vale ressaltar que a utilização desse equipamento exige o esgotamento do poço (purga), que consiste na remoção de determinado volume de água subterrânea do poço até que se alcance a seção filtrante, antes de se proceder à amostragem com a finalidade de assegurar que a amostra seja representativa (ABNT NBR 15847).

As amostras foram armazenadas em frascos de polietileno e vidro. À medida que a água foi retirada de diferentes profundidades, os parâmetros condutividade, OD, pH e temperatura foram medidos. A turbidez não foi medida da mesma maneira devido às partículas contidas na parede do poço, que superestimaram o teste. Dessa forma, utilizou-se a água bombeada do poço de produção para medição da mesma.

## 2.2 Análise de metais

A análise dos metais alumínio (Al), cálcio (Ca), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), magnésio (Mg), manganês (Mn), sódio (Na), chumbo (Pb), zinco (Zn) e mercúrio (Hg) foi realizada por meio de espectrofotometria de emissão óptica com plasma induzido acoplado (ICP – OES), por meio do espectrofotômetro Perkin Elmer Optima 7300 DV, segundo a metodologia da USEPA (1994).

A realização dessa análise contemplou a água do poço SP3 e da lagoa, com 6 repetições cada.

As amostras foram armazenadas em tubos de polietileno de 10 mL.

Somente uma campanha foi realizada para a análise desses elementos devido aos altos custos envolvidos e à disponibilidade de equipamento.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Análises físico-químicas e biológicas

Os resultados mostrados foram encontrados por meio da média simples dos valores medidos em campo e obtidos em laboratório.

Dentre os parâmetros medidos, o melhor resultado obtido, em termos de eficiência de remoção, foi o da turbidez (Figuras (III) 2 e 3).

Na Figura (III) 2, os valores de turbidez da lagoa foram divididos em dois, pois a amplitude dos mesmos é muito grande quando comparam-se os dados do período chuvoso e seco. Dessa forma, os pontos cinza representam os valores de turbidez medidos no período de chuva, atingindo valores que variaram de 20 a 356 UNT e os pontos alaranjados representam os valores entre 4 e 14 UNT.

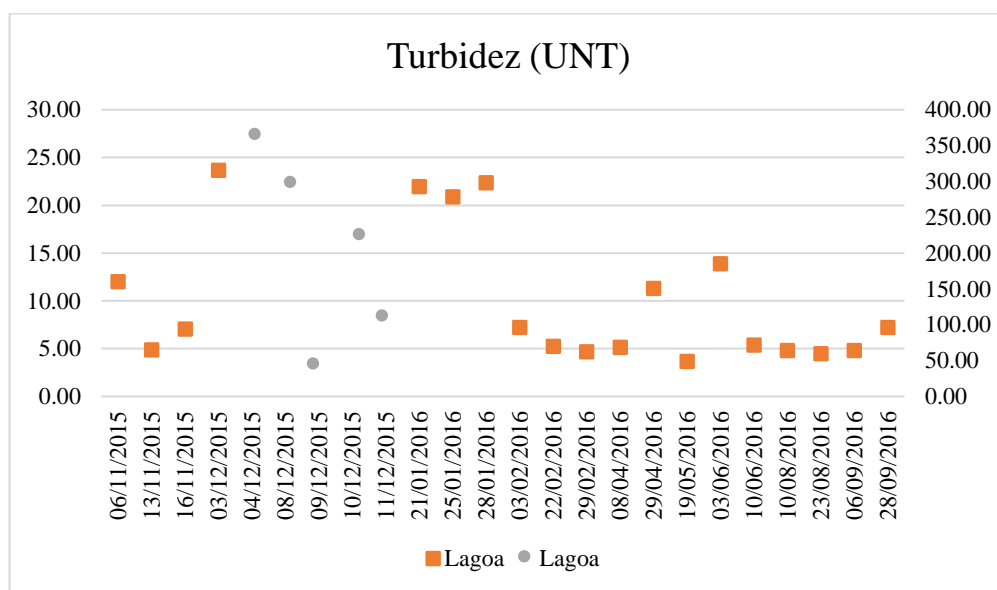


Figura (III) 2: Valores referentes à turbidez da amostra da lagoa.

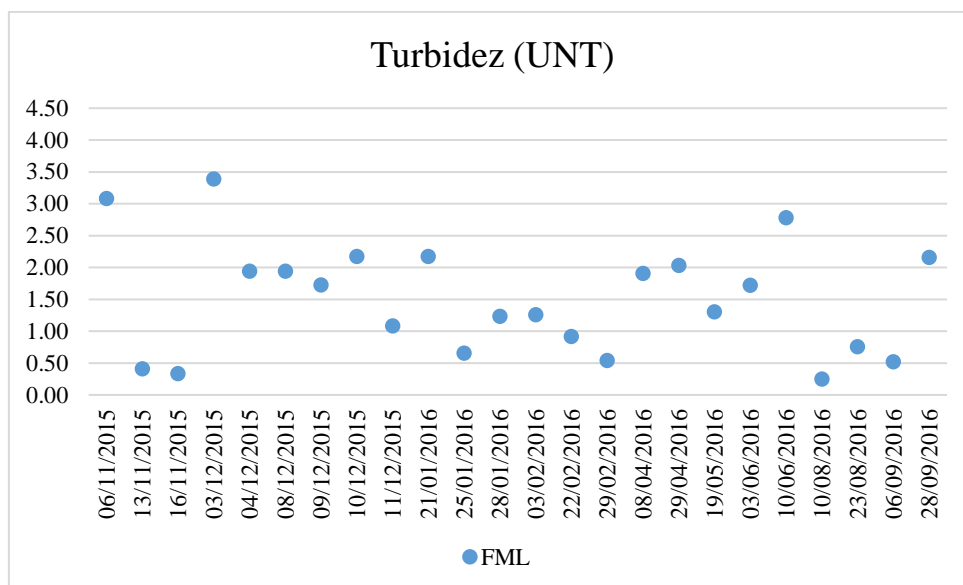


Figura (III) 3: Valores referentes à turbidez da amostra do sistema de FML.

Os valores medidos na lagoa foram inferiores a 5 UNT em apenas 4 das 24 campanhas realizadas. Os outros valores foram superiores a 5 UNT, variando de 7 a 23 UNT e quatro eventos resultaram em turbidez superior a 100 UNT, no período de cheias, em dezembro de 2015. No entanto, mesmo com o grande volume de chuvas, a turbidez do sistema de FML não ultrapassou 3 UNT, valor esse inferior ao estabelecido na Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde para padrão organoléptico de qualidade, que é 5 UNT. A eficiência de remoção no período em que houve um grande aumento da turbidez variou de 89 a 99% e, no período de secas, a eficiência mínima foi de 62% e a máxima de 95%, sendo em média, igual a 80%. Dessa forma, o sistema de FML pode ser comparado aos pré filtros de estações de tratamento de água, que promovem cerca de 90% da remoção da turbidez.

Campos (2012), em seus ensaios acerca da qualidade da água advinda de um sistema de filtração em margem na Lagoa do Peri, em Florianópolis - Santa Catarina, obteve resultados semelhantes de turbidez, entre 0,13 e 0,31 UNT.

Outros autores como Weiss et al. (2005) e Shamrukh & Wahab (2010) encontraram valores de turbidez também inferiores a 0,5 UNT, e Tyagi et al. (2013) encontraram valores entre 0,6 e 0,8 NTU, comprovando que o sistema de FM é eficiente na remoção de turbidez, desde que o poço seja construído adequadamente e, receba a devida manutenção.

Nesse estudo foram encontrados valores de turbidez inferiores a 1 UNT em 8 das 24 campanhas, não ultrapassando, nas restantes, o valor de 3 UNT em todas elas.

A Figura (III) 4 mostra os valores referentes à DBO.

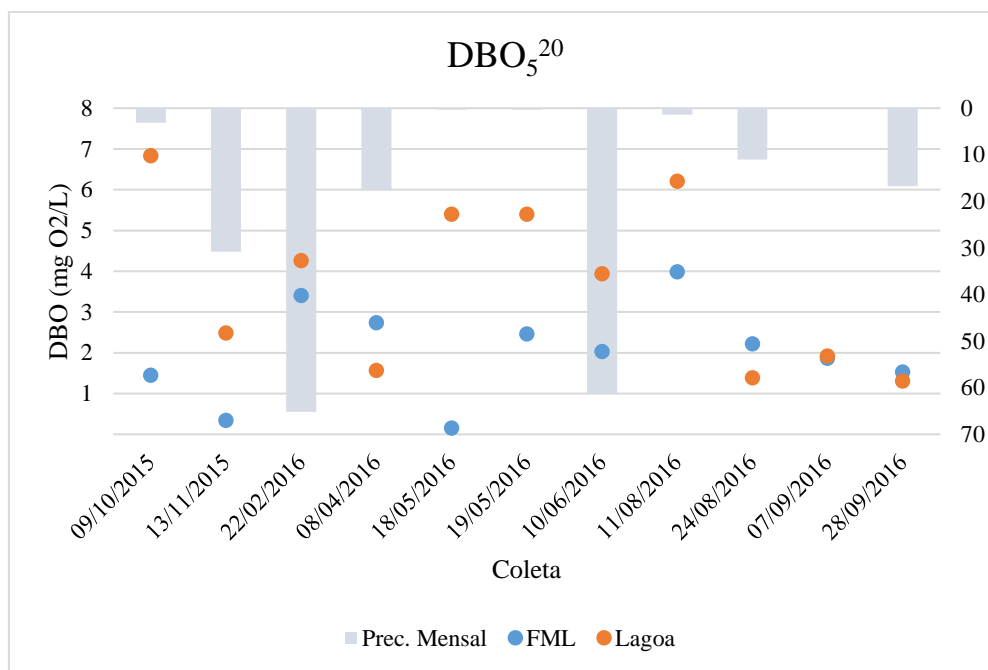


Figura (III) 4: Valores médios referentes à DBO das amostras lagoa e do sistema de FML.

A DBO mede a quantidade de oxigênio necessária para consumir a matéria orgânica contida na água mediante processos bioquímicos aeróbicos. Apesar de ser uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável, a DBO está presente em todas as normas brasileiras relacionadas à qualidade da água para consumo, razão pela qual esse parâmetro foi utilizado.

Nas águas subterrâneas os valores de DBO são normalmente inferiores a 1mg O<sub>2</sub>/L, sendo valores superiores a 10 mg O<sub>2</sub>/L indicativos de contaminação (GIAMPÁ & GONÇALES, 2013).

A realização desse teste é difícil quando se trata de valores inferiores a 2 mg O<sub>2</sub>/L, valor mínimo considerado pelo *Standart Methods 2012* para que o teste seja confiável (APHA, 2012).

Apesar dos valores de DBO se encontrarem em sua maioria acima de 2mg/L, 70% deles se encontram abaixo de 5 mg/L, limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos hídricos classe II (BRASIL, 2005). Os maiores valores de DBO ocorreram após eventos consideráveis de precipitação, o que leva a crer que a matéria orgânica foi lixiviada das camadas mais superficiais até as mais profundas.

Na lagoa, a matéria orgânica tem origem também natural, o que é comprovado pelos baixos valores de DBO principalmente no período seco. Nesse caso, fica difícil analisar sob o ponto de vista da eficiência da FML com relação a esse parâmetro, pois é difícil determinar a matéria orgânica contida no solo, além do que esses valores variam com a precipitação.

O oxigênio dissolvido na água da lagoa variou entre 5,68 a 6,79 mg/L, situando-se, na maioria das vezes, acima de 6,0 mg/L, valor considerado pelo CONAMA 357/2005 como limite

inferior para águas classe I (BRASIL, 2005). No sistema de FML, esse valor variou de 3,19 a 4,65 mg/L, com a maioria das medições em torno de 3,2 mg/L.

Na lagoa os níveis são maiores devido aos processos de fotossíntese que ocorrem nesse meio e, claro, por se tratar de um manancial de boa qualidade. Na água subterrânea, além de não ocorrer a fotossíntese, o oxigênio contido na água da chuva é utilizado, no momento em que ela se infiltra no solo, por microrganismos aeróbios na degradação de substâncias redutoras, como a matéria orgânica

Com relação à temperatura, a vantagem que a FML oferece é a baixa amplitude térmica durante o ano, mantendo-se estável mesmo com a queda abrupta ou aumento da temperatura do ar. Isso é vantajoso no que diz respeito, principalmente, aos tratamentos biológicos que dependem da temperatura para que sejam mais eficientes.

Os valores medidos para pH foram semelhantes durante todas as campanhas, sendo que o meio tende para levemente ácido no poço e de neutro para levemente básico na lagoa. Os aquíferos livres estão mais susceptíveis aos processos de decomposição da matéria orgânica que resulta na formação de ácidos orgânicos, sendo esses os responsáveis pela diminuição do pH.

A condutividade elétrica não foi muito diferente para a lagoa e a água oriunda do sistema de FML (Tabela (III) 1). Isso pode ser um indicativo físico de que a mistura entre a água superficial e subterrânea esteja realmente ocorrendo.

Diversos autores, ao analisarem a filtração em margem no âmbito da condutividade elétrica e, os valores encontrados, em sua maioria, estavam acima de 230  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , pois o corpo hídrico superficial, motivo de estudo, recebia cargas poluidoras (DASH et al., 2010; SINGH et al., 2010; CAMPOS, 2012).

Tabela (III) 1: Médias dos valores de OD, Temperatura, pH e condutividade elétrica medidos em campo.

<b>Campanhas</b>	<b>OD (mg/L)</b>		<b>Temperatura (C°)</b>		<b>pH</b>		<b>Condutividade (µs/cm)</b>	
	Lagoa	FML	Lagoa	FML	Lagoa	FML	Lagoa	FML
10/10/2015	-	-	27,5	21,3	-	-	-	-
13/11/2015	-	-	27,1	21,6	-	-	-	-
22/02/2016	6,50	3,50	28,7	21,0	7,1	6,5	-	-
29/02/2016	6,70	3,77	26,2	22,6	7,0	6,4	76,60	75,20
08/04/2016	5,05	3,69	24,4	23,5	7,5	6,5	76,40	72,60
18/05/2016	6,11	4,65	24,5	24,2	7,3	6,5	76,07	91,88
19/05/2016	6,11	3,19	25,7	23,2	7,1	6,4	76,08	82,20
10/06/2016	6,75	3,59	18,9	21,9	6,9	6,4	73,48	86,92
10/08/2016	6,79	3,76	19,5	22,1	7,2	6,5	69,24	96,24
23/08/2016	5,68	4,24	19,6	22,1	6,9	6,3	86,76	108,32
06/09/2016	6,86	4,07	20,4	23,1	7,3	6,5	74,20	82,44
28/09/2016	5,97	4,65	21,6	23,3	7,2	6,4	86,92	87,24

Nas águas, o nitrogênio está presente sob quatro formas: nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), nitrogênio orgânico (NO), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Teores de nitrato acima de 10mg/L podem ser indicativos de contaminação por atividades antrópicas.

O que ocorre em muitos casos é o aumento do nitrato no sistema de FM. Isso ocorre porque o mesmo pode ser removido das camadas superficiais do solo para a água, em função da maior mobilidade em relação aos demais elementos da série nitrogênio. De fato, a maior concentração de nitrato encontrada está associada ao evento de precipitação ocorrido no mês de janeiro e fevereiro.

No presente estudo, nenhuma das campanhas de amostragem de águas subterrâneas apresentaram valores acima dos padrões da Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde que é de, no máximo, 10mg/L (N-  $\text{NO}_3^-$ ) ou seja, 44 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  (Figura (III) 5). Também para a lagoa, nenhuma campanha apresentou valor acima de 10 mg/ L (N-  $\text{NO}_3^-$ ). Esses resultados mostram a boa qualidade, tanto da água subterrânea quanto da lagoa, com relação a esse parâmetro.

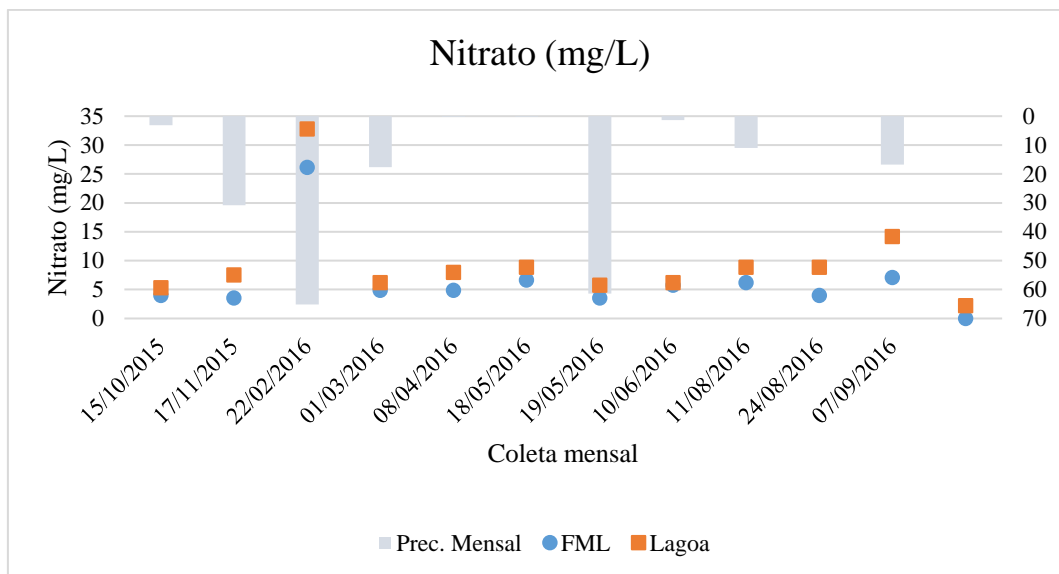


Figura (III) 5: Valores referentes ao nitrato das amostras lagoa e do sistema de FML relacionados aos eventos de precipitação.

A maioria dos estudos, por serem realizados em áreas com alto índice de degradação, obtiveram concentrações de (N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) acima de 10 mg/L. Tyagi et al (2013) encontraram concentrações de 44 e 28 mg/L em dois poços diferentes, localizados na zona urbana e rural, respectivamente.

A ingestão de grandes concentrações de nitrato são um problema para saúde pública, estando associados a doenças como a metehemoglobinemia, também conhecida como síndrome do bebê azul. Portanto, altas concentrações desse poluente na água subterrânea podem inviabilizar sua utilização.

Os valores de fósforo total (Figura (III) 6) foram insignificantes ao longo de todas as campanhas, tanto para a lagoa quanto para o sistema de FML. Em 8 das 12 campanhas realizadas a concentração situou-se abaixo do limite de detecção do método que é de 0,003mg/L.

As concentrações de fósforo encontradas na lagoa variam de 0,0093 a 0,0394 mg/L, valor inferior ao limite estabelecido na Resolução CONAMA 347/05 para ambientes intermediários de classe II que é de 0,050 mg/L P (BRASIL, 2005).

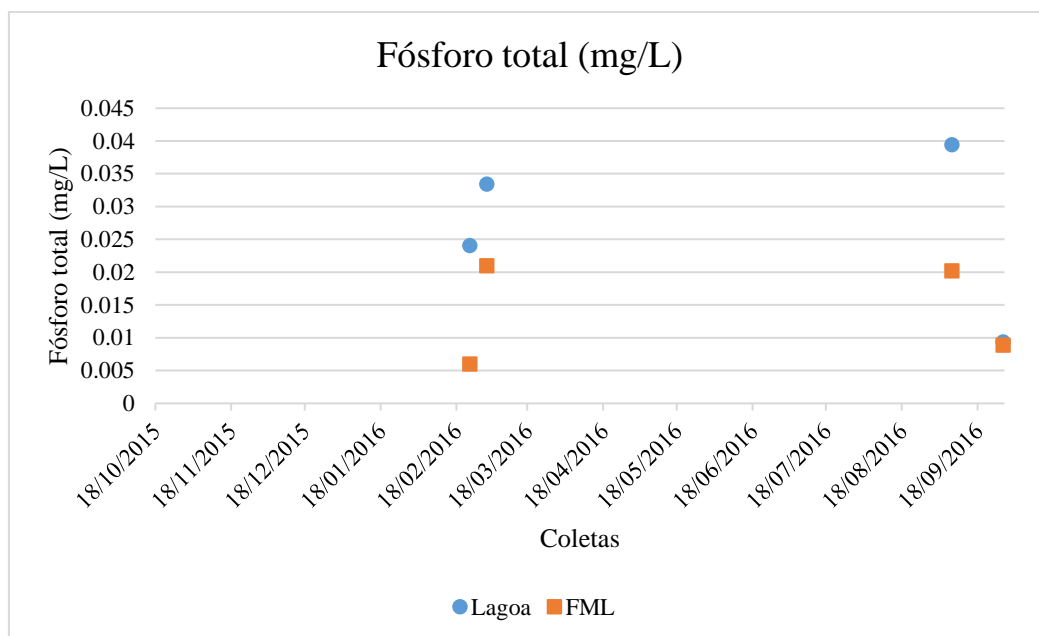


Figura (III) 6: Valores médios referentes ao fósforo total das amostras lagoa e do sistema de FML.

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicativo da possibilidade de existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica.

As concentrações de coliformes totais para a lagoa situaram-se entre o intervalo de ordem de  $10^3$  a  $10^5$  NMP/100 ml, enquanto no sistema de FML as concentrações foram todas menores que 1. Na lagoa, a concentração de *E. coli* foi da ordem de  $10^3$  e  $10^4$  NMP/100 ml, sendo nulas em 4 campanhas. No sistema de FML, todas as concentrações foram inferiores a 1. Dessa forma, de acordo com a Portaria 2914/11 do Ministério da saúde, a água do sistema de FML pode ser utilizada para abastecimento urbano, sob o ponto de vista microbiológico (Figuras (III) 7 e 8).

Os resultados do sistema de FML se assemelham aos encontrados por Weiss et al. (2005) e Tyagi et al. (2013), demonstrando a capacidade da filtração em margem na redução de bactérias. Essa redução se deve principalmente por meio dos processos de: biodegradação e adsorção que ocorrem no meio poroso e está relacionada à distância do manancial superficial ao sistema de FM e ao tempo de viagem do manancial ao poço de captação (HISCOCK & GRISCHEK, 2002).

Sob condições ótimas, a passagem da água subterrânea no meio poroso pode alcançar uma remoção de aproximadamente 8 log da concentração de vírus considerando-se um comprimento de 30 metros em 25 dias (SCHMIDT et. al. 2003).

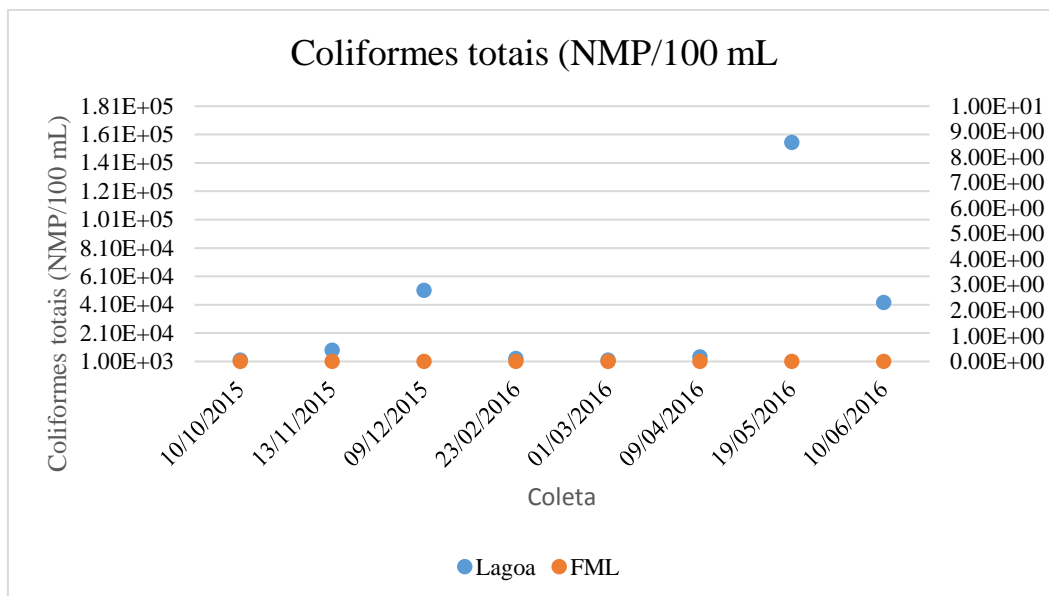


Figura (III) 7: Valores referentes à concentração de coliformes totais das amostras da lagoa e do sistema de FML.

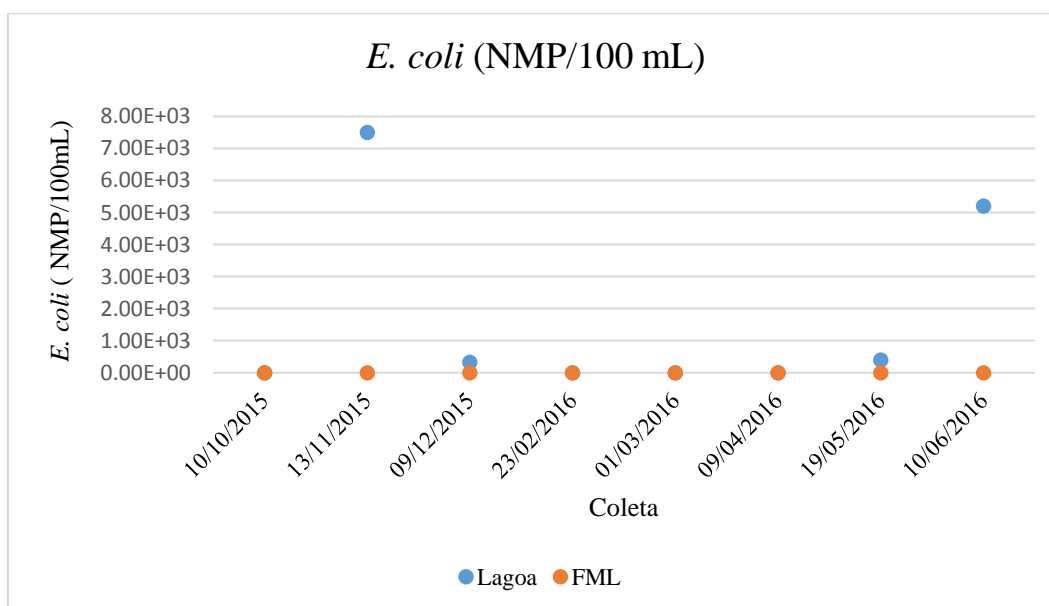


Figura (III) 8: Valores referentes à concentração de *E. coli* das amostras da lagoa e do sistema de FML.

Com base nos resultados acima, principalmente nos relativos à turbidez, entende-se que a tecnologia de filtração em margem possui um grande potencial para ser utilizada no abastecimento público, principalmente como pré-tratamento eliminando, assim, a necessidade de coagulação e pré-filtros. Além disso, é isenta de coliformes podendo, portanto, dispensar o tratamento convencional. A utilização desse sistema pode levar à redução de custos com tratamento e manutenção da estação de tratamento de água.

A FML conseguiu reduzir mais de 90% da turbidez existente na água da lagoa e 100% dos coliformes totais.

### 3.2 Análise de metais

As concentrações finais dos metais estão representadas nas Tabelas (II) 2 e 3 e foram discutidas segundo a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde e a Resolução CONAMA 396/08 que estabelece os padrões de qualidade para água subterrânea para consumo humano e demais usos (BRASIL, 2008).

Os elementos cádmio (Cd), crômio (Cr), cobre (Cu) e mercúrio (Hg) (Tabela (II) 2) tiveram suas concentrações, em todas as amostras, abaixo do limite de detecção do método, que está abaixo dos limites máximos estabelecidos pelas duas normas citadas acima para o uso no consumo humano. No caso do alumínio (Al), apenas a amostra SP3 apresentou média maior que o permitido pelas normas já citadas para consumo humano, que é 0,2 mg/L (BRASIL, 2011). A concentração de ferro (Fe), cuja concentração máxima permitida para consumo humano é 0,3 mg/L, também estava acima do permitido nas amostras Lagoa e SP3. Esse elemento deriva das biotitas, minerais constituintes do gnaíse, mas também pode estar presente na própria água subterrânea, já que é comum a ocorrência desse metal em águas subterrâneas da Zona da Mata de Minas Gerais. Em águas subterrâneas, a oxidação das formas dissolvidas de ferro seguida de filtração, pode ser uma alternativa simples para sua remoção (MORUZZI, 2012).

Tabela (III) 2: Resultados da análise de metais.

LD (mg/L)	0.006	0.007	0.001	0.002	0.060	0.016	0.001	0.403
	<b>Al</b>	<b>Ca</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Mg</b>	ug/L
<b>Amostras</b>	<b>396,153</b>	<b>317,933</b>	<b>214,440</b>	<b>267,716</b>	<b>327,393</b>	<b>238,204</b>	<b>285,213</b>	<b>Hg</b>
Lagoa	0,092	7,239	<LD	<LD	<LD	0.317	2.450	<LD
SP3	0.275	3.453	<LD	<LD	<LD	1.510	1.702	<LD

LD: limite de detecção

Tabela (III) 3: Resultados da análise de metais

LD (mg/L)	0.000	0.012	0.003	0.002	0.002
<b>Amostras</b>	<b>Mn</b>	<b>Na</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
	<b>259,372</b>	<b>589,592</b>	<b>231,604</b>	<b>217,000</b>	<b>213,857</b>
Lagoa	0,068	3,987	0,014	0,050	0.028
SP3	0,126	3,211	0,010	0.028	0.036

LD: limite de detecção

A concentração máxima de manganês (Mn) permitida em norma, para consumo humano, é de 0,1 mg/L e para o chumbo (Pb) é de 0,01 mg/L (BRASIL, 2011). No entanto, a amostra SP3 apresentou concentração ligeiramente acima do aceitável para o Mn e as amostras Lagoa e SP3 estavam acima do permitido o Pb.

Normalmente, a presença de Pb está associada a resíduos de origem industrial. No entanto, como não há essa possibilidade, as concentrações de chumbo na água subterrânea da área de estudo podem estar relacionadas ao uso de pesticidas e herbicidas advindos dos experimentos realizados no local. O Mn é, na maioria das vezes, associado à presença de ferro devido à afinidade geoquímica existente entre esses metais. Podendo, sua maior concentração, estar associada a esse fato.

O Mn é um mineral essencial, porém tóxico se absorvido em excesso. Os primeiros sintomas são debilidades musculares, tremores anormais, dor de cabeça, inclinação ao caminhar, salivação e reações psicóticas, quadro que pode desencadear sinais da Doença de Parkinson (SEGURA-MUÑOZ, 2003). Já a ingestão excessiva de chumbo pode provocar anemia, dores de cabeça, fadiga, perda de peso, disfunção cognitiva e coordenação motora reduzida, além de possuir alto potencial carcinogênico (PASCALICCHIO, 2002)

Com relação ao magnésio (Mg) e ao cálcio (Ca), não foram encontrados nas referidas normas limites mínimos de concentração para consumo humano. E, os demais elementos encontram-se, todos, abaixo do permitido em norma para consumo humano.

Apesar de alguns metais não se encontrarem dentro do limite permitido para consumo humano, todos possuem concentrações aceitáveis para irrigação.

Esses resultados derivam de apenas uma coleta. Portanto, é aconselhável a realização de mais campanhas para atestar maior confiabilidade aos resultados do teste. Essa campanha foi realizada em fevereiro de 2016, após o período de chuvas. Dessa forma, as concentrações de alguns metais, estão maiores, possivelmente, devido à lixiviação.

Para a obtenção de resultados mais representativos, aconselha-se a realização da amostragem em mais pontos e em diferentes períodos do ano.

#### 4 CONCLUSÃO

A eficiência de remoção da turbidez, dos coliformes totais e *Escherichia coli* foi significativa. Dessa forma, o sistema de filtração em margem, por se tratar de uma tecnologia de baixo custo e possuir eficiência comprovada na remoção de patógenos e turbidez deve ser considerada como uma hipótese viável de pré-tratamento para o abastecimento de água do *campus* da UFV.

Pelo exposto, também é uma opção viável para locais com escassez quantitativa e qualitativa de recursos hídricos superficiais.

No entanto, os resultados das análises de metais mostraram que alguns elementos estão acima do valor máximo permitido pelas normas para consumo humano. Portanto, mais campanhas devem ser realizadas para a avaliação da potabilidade da água oriunda desse sistema e para confirmar os resultados obtidos. Os testes devem incluir todos os parâmetros exigidos na Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde para fins de consumo humano.

É aconselhável, também, realizar a caracterização mineralógica em diferentes pontos da área e, coletar água nos pontos mais altos. Isso facilitará a determinação das características da água subterrânea segundo a geologia local para comparação com os dados da área mais baixa, onde ocorre a filtração em margem. Principalmente, porque o furo mais alto (SP7) está fora da influência dos defensivos agrícolas utilizados no campo experimental e fora da área aterrada.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22<sup>nd</sup> Edition. New York: APHA, AWWA, WPCF. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NOMRAS TÉCNICAS - ABNT NBR 15847 **Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga**. 1<sup>a</sup> Edição, 2010. 20 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357 de 17 mar. 2005. **Diário Oficial da União**, n. 053, seção 1. p. 58-63, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 396 de 03 abr. 2008. **Diário Oficial da União**, n. 066, seção 1. p.64-68, 2008.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria N° 2.914, de 12 de dez. 2011. **Diário Oficial da União**, 2011.

CAMPOS, L. P. S. Filtração Em Margem No Tratamento De Água: Avaliação Da Aplicação Da Técnica No Manancial Da Lagoa Do Peri, Santa Catarina, E Análise Prévia De Viabilidade De Aplicação Em Rio Grande, Rio Grande Do Sul. Florianópolis, 2012, 56f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DASH, R.R.; PRAKASH, E. V. P. B., KUMAR P., MEHROTRA, I., SANDHU C., GRISCHEK, T. River bank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria. **Hydrogeology Journal**, v. 18, p. 973- 983, Feb. /2010.

GIAMPÁ, E. Q. GONÇALES, V. G. **Águas Subterrâneas e poços tubulares profundos**. Oficina de textos.2<sup>a</sup> ed. 491 páginas, p.123.

HISCOCK, K.M. GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of Hydrology**, 2002, v.266, pp. 139 to 144.

MORUZZI, R.B. REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, 2012, v. 4 (1), p.29 – 43.

OJHA, C.S.P.; MASCE, A.; THAKUR, A.K. River Bank Filtration in North India. World Environmental and Water Resources Congress 2010: 782. Challenges of Change. ASCE, 2010.

PAIVA, A. L. R. **O Processo de Filtração em Margem e um Estudo de Caso no Rio Beberibe**. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 2009.

PASCALICCHIO, A.E. **Contaminação por metais pesados**. Saúde Pública e Medicina Ortomolecular, São Paulo: Annablume, 2002.

RAY, C.; JAIN, R. Drinking Water Treatment Technology Comparative Analysis. In: RAY, C. JAIN, R. (Org.) **Drinking Water Treatment**, New York: Springer, p. 9 – 36, 2011.

Ray C, Melin G, Linsky RB (Ed.), Riverbank filtration – improving source-water quality, Dordrecht, Boston, London, Kluwer Academic Publishers (2002).

SCHMIDT, C.K.; LANGE, F.T.; BRAUCH, H.J.; KUEHN, W. Experiences with Riverbank Filtration and Infiltration in Germany. 2003: Karlsruhe: DVGW-Water Technology Center (TSW).

SEGURA-MUÑOZ, S.I; TAKAYANAGHI, A.M.M; LOPES, T.M; TREVILATO, T.M.B; HERING, S. Estudo do efeito neurotóxico da exposição ocupacional ao mercúrio, ao chumbo e ao manganês utilizando como ferramenta metodológica a Revisão Sistemática de Literatura. **O mundo da Saúde**, São Paulo, 2003, v. 27, n. 4, p. 48.

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MONDARDO, R.I.; MELO FILHO, L.C. Filtração em Margem. In: PROSAB. (Org.). Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Micro contaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamento de água Para Consumo Humano. São Sebastião Petrópolis, RJ: SERMOGRAF Artes Gráficas e Editora Ltda., v. 1, p. 173-236, 2006.

SHAMRUKH, M. WAHAB A. A. Water pollution and riverbank filtration for water supply along River Nile, Egypt. In: RAY, C. and SHAMRUKH, M. (eds.). **Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries**, Springer Science, 2011. Cap. 2, p. 5 -28.

SINGH, P., KUMAR, P., MEHROTRA, I., GRISCHEK, T. Impact of riverbank filtration on treatment of polluted river water. **Journal of Environmental Management**, 2010. V. 91, p. 1055 – 1062.

TYAGI, S. DOBHAL, R. KIMOTHI, P.C. ADLAKHA, L.K. SINGH, P. UNİYAL, D.P. Studies of River Water Quality Using River Bank Filtration in Uttarakhand, India. **Water Quality Expo. Health**, 2013. Vol.5, pp 139 to148.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Method 200.7, Revision 4.4: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry, 1994. Disponível em: <[https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method\\_200-7\\_rev\\_4-4\\_1994.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method_200-7_rev_4-4_1994.pdf)>. Acesso em 4 de fevereiro de 2016.

VERSTRAETEN, I.M., THURMAN, E.M., LINDSEY, M.E., LEE, E.C., SMITH, R.D. Changes in concentrations of triazine and acetamide herbicides by bank filtration, ozonation, and chlorination in a public water supply. **Journal of Hydrology**, 2002. V 266 (3-4), p. 190 – 208.

WEISS W. J., BOUWER E. J., BALL W. P., O'MELIA C. R., LECHEVALLIER M. W., ARORA H., ABOYTES R, SPETH T. F. Study of water quality improvements during riverbank filtration at three Midwestern united states drinking water utilities. Geophysical Research Abstracts, Vol. 5, 04297, 2003. European Geophysical Society 2003.

WEISS W. J., BOUWER E. J., ABOYTES R., LECHEVALLIER M. W., O'MELIA C. R., LE,  
B. T., SCHWAB K, J. Riverbank filtration for control of microorganisms: Results from field  
monitoring. *Water Research* 39 (2005) 1990–2001

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos nos capítulos anteriores, conclui-se, por fim que:

- O modelo conceitual constitui ferramenta de extrema importância para que se possa obter um modelo matemático de qualidade;
- Os valores de condutividade hidráulica são extremamente importantes para a avaliação das condições de infiltração que controlam a recarga do aquífero, bem como sua eficiência e, controle de plumas de contaminação;
- O sistema de filtração em margem de lagoa implantado na UFV é uma opção a ser considerada para o pré tratamento, desde que mais análises sejam realizadas no âmbito de
- As análises de metais devem ser repetidas, principalmente a de chumbo devido a sua alta toxicidade.