



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS  
CURSO DE ENGENHARIA HÍDRICA



**Modelagem do transporte de poluente em águas subterrâneas de  
efluentes dispostos em bacias de infiltração de Cidreira -RS.**

**Fabiane Cazulo Juchen**

Porto Alegre

2022

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**  
**INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**  
**CURSO DE ENGENHARIA HÍDRICA**

**Fabiane Cazulo Juchen**

**Modelagem do transporte de poluente em águas subterrâneas de  
efluentes dispostos em bacias de infiltração de Cidreira - RS.**

TRABALHO DE CONCLUSÃO  
APRESENTADO AO INSTITUTO DE  
PESQUISAS HIDRÁULICAS DA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO  
GRANDE DO SUL COMO PARTE DOS  
REQUISITOS PARA A OBTENÇÃO DO  
TÍTULO DE ENGENHEIRO HÍDRICO.

**Orientador: Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan**

Porto Alegre

2022

### CIP - Catalogação na Publicação

Juchen, Fabiane Cazulo  
Modelagem do transporte de poluente em águas  
subterrâneas de efluentes dispostos em bacias de  
infiltração de Cidreira - RS. / Fabiane Cazulo Juchen.  
-- 2022.  
55 f.  
Orientador: Fernando Mainardi Fan.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto  
de Pesquisas Hidráulicas, Curso de Engenharia Hídrica,  
Porto Alegre, BR-RS, 2022.

1. Modelagem matemática. 2. Contaminação de águas  
subterrâneas. 3. Bacias de infiltração. 4. MODFLOW. 5.  
MT3D. I. Fan, Fernando Mainardi, orient. II. Título.

Fabiane Cazulo Juchen

Modelagem do transporte de poluente em águas subterrâneas de efluentes  
dispostos em bacias de infiltração de Cidreira - RS.

Trabalho de conclusão do curso Engenharia Hídrica da Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, defendido e aprovado em 05/10/2022.

Banca examinadora:



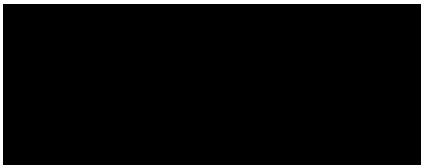
Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan (Orientador)



Eng.<sup>a</sup> Joana Postal Pasqualini (PPGRHSA – UFRGS)



Eng.<sup>a</sup> Josiane Pistorello (CORSAN)



Prof. Dr. Pedro Reginato (DHH – UFRGS)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço aos meus pais, Rozane (in memorian) e Leonardo, e a minha irmã Ana Paula, pelo apoio incondicional e por estarem sempre ao meu lado.

Ao Alessandro, meu companheiro que me apoiou muito durante a elaboração desse trabalho.

Aos amigos/familiares que fizeram parte desta jornada.

Ao Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan pela orientação, dedicação e disponibilidade.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas, por oportunizar a realização deste curso.

Por fim, a todos que de alguma forma contribuíram com este trabalho, o meu muito obrigada!

## RESUMO

Uma alternativa para a disposição de efluentes no processo de tratamento de esgoto é o método de infiltração de efluente em solo, este método consiste em dispor o efluente, que deve ser previamente tratado, em bacias de infiltração, proporcionando o tratamento do esgoto através da infiltração. Neste processo substâncias poluentes podem chegar ao aquífero e causar a contaminação da água subterrânea. Desta forma, é de grande importância avaliar o transporte de poluentes em águas subterrâneas, para isso podem ser utilizados modelos matemáticos. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo testar uma abordagem de modelagem matemática para avaliar o comportamento da pluma de contaminação do nitrato em águas subterrâneas, oriundo de efluente sanitário que é disposto em solo. Para o alcance desse objetivo, foi realizado o levantamento de dados da área de estudo para aplicação destes no modelo de fluxo em águas subterrâneas, MODFLOW, e de transporte de contaminantes, MT3D. A partir das simulações realizadas, obteve-se o fluxo das águas subterrâneas e a pluma de nitrato no aquífero. Os resultados obtidos demonstraram a efetividade do modelo em representar as condições hidrogeológicas da área de estudo, assim como o transporte do nitrato em meio poroso. Esses resultados evidenciaram a influência significativa das bacias de infiltração na recarga do aquífero e uma alta vulnerabilidade de contaminação deste, devido principalmente as suas características físicas. Destaca-se que os resultados quantitativos obtidos no presente trabalho não possuem caráter conclusivo, pois provêm de diversas simplificações.

Palavras-chave: Pluma de contaminação; Bacias de infiltração; MODFLOW; MT3D.

## **ABSTRACT**

An alternative for the disposal of effluents in the sewage treatment process is the method of infiltration of effluent into soil, this method consists of disposing the effluent, which must be previously treated, in infiltration basins, providing the treatment of sewage through infiltration. In this process, polluting substances can reach the aquifer and cause groundwater contamination. Thus, it is of great importance to evaluate the transport of pollutants in groundwater, for this, mathematical models can be used. In this context, the present work aims to test a mathematical modeling approach to evaluate the behavior of the nitrate contamination plume in groundwater, originating from sanitary effluent that is disposed in soil. In order to reach this objective, the data's from the study area were collected to apply them in the groundwater flow model, MODFLOW, and contaminant transport, MT3D. From the simulations performed, the groundwater flow pattern and the nitrate plume in the aquifer were obtained. The results obtained demonstrated the effectiveness of the model in representing the hydrogeological conditions of the study area, as well as the transport of nitrate. These results evidenced the significant influence of the infiltration basins in the recharge of the aquifer and a high vulnerability of contamination of this, mainly due to its physical characteristics. It is noteworthy that the quantitative results obtained in the present work are not conclusive, as they come from several simplifications.

**Keywords:** Plume of contamination; Infiltration basins; MODFLOW; MT3D.

## Lista de Figuras

Figura 1: Disposição de efluente em bacias de infiltração. ....	14
Figura 2: Rede de fluxo. ....	18
Figura 3: Ilustração do transporte por advecção. ....	19
Figura 4: Ilustração do transporte por dispersão hidrodinâmica. ....	20
Figura 5: Ilustração do mecanismo de difusão. ....	21
Figura 6: Ilustração dos mecanismos de dispersão em: a) fluido livre, b) canais individuais e c) reentrâncias, interligações e caminhos tortuosos. ....	23
Figura 7: Fluxo da célula I,j,k para a célula i,j-1,k. ....	26
Figura 8: Fluxograma da metodologia. ....	29
Figura 9: Localização da área de estudo. ....	30
Figura 10: Mapa hidrogeológico do Estado do Rio Grande do Sul. ....	31
Figura 11: Mapa das províncias geomorfológicas do Rio Grande do Sul. ....	32
Figura 12: Localização dos poços de monitoramento na área de estudo. ....	34
Figura 13: Fluxograma do desenvolvimento do modelo numérico. ....	34
Figura 14: Malha computacional no modelo numérico. ....	36
Figura 15: Gráfico do percentual de discrepância na simulação. ....	40
Figura 16: Mapa potenciométrico da área de estudo. ....	41
Figura 17: Desenvolvimento da pluma de nitrato em passos de meses. ....	44
Figura 18: Gráfico do aumento da área da pluma de nitrato em meses. ....	45
Figura 19: Pluma de nitrato em 1 ano. ....	47
Figura 20: Gráfico da concentração de nitrato ao longo da seção longitudinal AA. ....	48



## **Lista de Tabelas**

Tabela 1: Dados utilizados para o desenvolvimento do modelo numérico. ....	33
Tabela 2: Pacote de ferramentas utilizado para a simulação do fluxo d'água.....	36
Tabela 3: Dados de nível de água dos poços de monitoramento da área de estudo.....	37
Tabela 4: Pacote de ferramentas utilizado para a simulação da pluma de contaminante. .....	39
Tabela 5: Valores de nível de água observados, previstos e resultado do MAE.....	40

## Sumário

1. INTRODUÇÃO .....	11
1.1 Objetivos .....	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
2.1 Disposição de efluentes sanitários em solo .....	13
2.2 Fluxo de águas subterrâneas.....	14
2.2.1 Porosidade Total e porosidade efetiva.....	14
2.2.2 Condutividade hidráulica .....	15
2.2.3 Carga e gradiente hidráulico.....	17
2.2.4 Redes de fluxo e topografia .....	17
2.2.5 Transmissividade.....	18
2.3 Transporte de poluentes em águas subterrâneas.....	19
2.3.1 Advecção.....	19
2.3.2 Dispersão hidrodinâmica.....	20
2.3.3 Difusão molecular .....	21
2.3.4 Dispersão mecânica.....	22
2.4 Modelagem matemática de águas subterrâneas.....	23
2.4.1 Modelo de fluxo – MODFLOW.....	24
2.4.2 Interface gráfica – ModelMuse .....	26
2.4.3 Modelo de transporte de poluentes – MT3D.....	27
3. METODOLOGIA .....	29
3.1 Área de estudo.....	29
3.1.1 Localização.....	29
3.1.2 Hidrogeologia.....	30
3.1.3 Geomorfologia .....	31
3.2 Levantamento de dados referentes à área de estudo.....	32
3.3 Desenvolvimento do modelo numérico.....	34
3.3.1 Simulação do fluxo d'água subterrânea .....	35
3.3.2 Validação do modelo.....	37
3.3.3 Simulação da pluma de contaminante .....	38
4. RESULTADOS .....	40
4.1 Modelo do fluxo d'água subterrânea.....	40
4.2 Modelo da pluma de contaminante .....	42
5. CONCLUSÕES.....	49
Referências bibliográficas .....	51

# 1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto é uma medida de saneamento básico, que tem como objetivo acelerar o processo de purificação da água antes de ser devolvida ao meio ambiente, ou reutilizada. O esgoto proveniente de imóveis residenciais, comerciais e industriais é transportado para as unidades de tratamento, conhecidas como Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), onde passa por processos físico-químicos e/ou biológicos para a realização do tratamento. Uma alternativa no processo de tratamento é a disposição de esgoto em solo, que pode ser realizada pelo método de bacias de infiltração. Este método consiste em dispor o efluente tratado no solo que será infiltrado através de um leito permeável, ocorrendo assim, a percolação de forma natural em direção à água subterrânea.

O processo de infiltração, tem capacidade de dissolver e arrastar para zonas mais profundas substâncias poluentes introduzidas nas zonas mais superficiais do solo, dependendo do estado de saturação do solo, podendo causar assim, a contaminação da água subterrânea. Um dos contaminantes provenientes do efluente sanitário que é infiltrado no solo, é o nitrato, sendo este o contaminante encontrado com maior frequência em aquíferos no mundo (REYNOLDS et al., 2006). O nitrato é utilizado como indicador de poluição das águas subterrâneas devido a sua alta mobilidade que pode atingir extensas áreas (VARNIER et al., 2010), causando assim, significativos problemas ambientais nos recursos hídricos.

Sendo assim, é de suma importância o entendimento da dinâmica de poluentes na água subterrânea, para isso, pode ser usados modelos matemáticos, que são uma ótima ferramenta para avaliação destes fenômenos. A partir deles, é possível reproduzir um sistema natural com a compilação de informações obtidas em campo, permitindo assim uma melhor compreensão do sistema e auxiliando na avaliação de fenômenos hidrogeológicos sob diferentes condições. Também é possível analisar a incidência de cada um dos fatores, ou variáveis intervenientes no sistema, permitindo comparar e/ou prever o comportamento de diferentes cenários.

Baseado nessas premissas, constitui objeto deste trabalho testar a utilização de um modelo matemático para analisar o transporte do nitrato no ambiente subterrâneo, proveniente do efluente sanitário que é disposto em solo. O estudo de caso do presente trabalho é a cidade de Cidreira, RS, que atualmente utiliza a disposição final de esgoto em bacias de infiltração.

## **1.1 Objetivos**

O presente trabalho tem como objetivo testar uma abordagem de modelagem matemática para avaliar o comportamento da pluma de contaminação do nitrato em águas subterrâneas, oriundo de efluente sanitário disposto em bacias de infiltração na cidade de Cidreira, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a capacidade do modelo matemático em realizar a representação hidrogeológica da área de estudo;
- Avaliar o resultado da simulação do fluxo das águas subterrâneas considerando a recarga das bacias de infiltração;
- Avaliar o transporte do nitrato no aquífero proveniente de efluente sanitário, devido aos processos de advecção e dispersão.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Disposição de efluentes sanitários em solo**

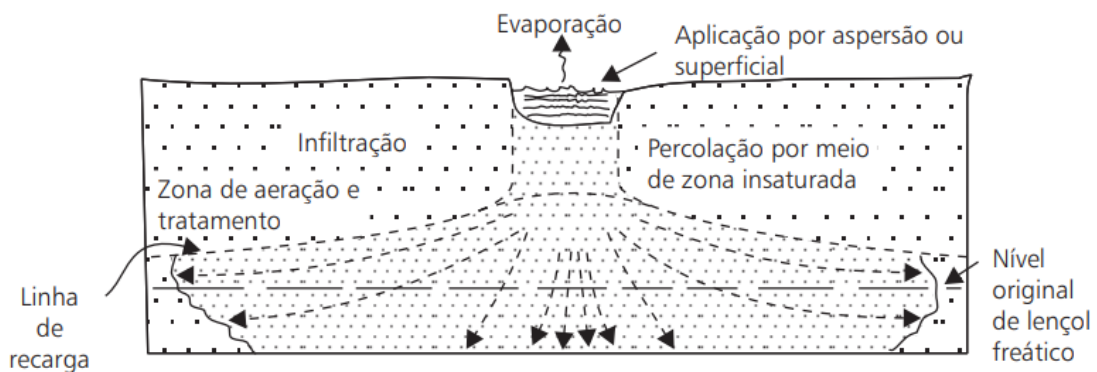
Segundo Cabrera et al. (1996), a aplicação de esgoto no solo é o mais antigo sistema de disposição de resíduos, baseando-se na elevada capacidade biodegradativa dos solos.

Um dos métodos de disposição de efluente no solo é o de infiltração rápida, neste sistema o efluente é disposto em bacias de infiltração, constituídas de solo poroso, proporcionando o tratamento do esgoto através da infiltração. Deste modo, a água percola através do solo nas regiões não saturadas, ou flui lateralmente pela subsuperfície do mesmo, até a superfície do aquífero, que funciona como um reservatório, o qual permite a posterior captação do efluente infiltrado, já tratado. Durante este processo de tratamento, ocorrem fenômenos físicos, biológicos e químicos, principalmente nas camadas de solo mais próximas à superfície. (PROSAB, 1999; 2001; USEPA, 2002).

Este método é dependente do tipo de solo e da hidrogeologia do local, exigindo que as camadas superiores sejam muito permeáveis. A seleção do local é baseada em três critérios principais: adequada topografia, disponibilidade de área e a capacidade de tratabilidade do solo. Esta tratabilidade está associada à textura e à espessura não saturada do solo (USEPA, 2002).

É recomendável solos de alta porosidade que permitam uma rápida infiltração do efluente, como os solos arenosos. A camada superficial de solo deve ser espessa o suficiente para evitar a contaminação do aquífero (PROSAB, 2001). Segundo Fonseca (2001), a profundidade mínima do lençol freático deve ser de 1,50 m, sendo recomendável, por segurança, profundidades maiores de 4,50 m.

Na Figura 1 está apresentado o método de disposição de efluente em bacias de infiltração.



**Figura 1: Disposição de efluente em bacias de infiltração.**

Fonte: Adaptado de USEPA (2002)

## 2.2 Fluxo de águas subterrâneas

Nos itens a seguir serão apresentados parâmetros hidráulicos, hidrodinâmicos e hidrogeológicos influentes no fluxo das águas subterrâneas.

### 2.2.1 Porosidade Total e porosidade efetiva

A porosidade é a medida do armazenamento nos espaços vazios em um material, a qual pode estar interconectada ou não. A relação entre o volume de vazios (poros) em relação ao volume total do material é referida como sua porosidade total, este parâmetro pode ser expresso em porcentagem bastando multiplicar a porosidade (Equação 1) por 100.

$$n = \frac{V_v}{V_t} \quad (1)$$

Onde:

$n$  = Porosidade total (adimensional);

$V_v$  = Volume de vazios [ $L^3$ ];

$V_t$  = Volume total [ $L^3$ ].

A porosidade depende do tamanho dos grãos, se os grãos são de tamanho variado a porosidade tende a ser menor do que no caso de grãos uniformes, porque grãos pequenos ocupam os espaços vazios entre os maiores. (FEITOSA et al., 2008).

Enquanto a porosidade total considera o volume total dos poros, estejam ou não interconectados, a porosidade efetiva é definida como a relação entre o volume poroso interconectado e o volume total do material (Equação 2), ou seja, a quantidade de água fornecida por unidade de volume do material. A quantidade de água retida por unidade de volume do material é denominada de retenção específica ( $S_r$ ). A soma da porosidade efetiva e da retenção específica é igual a porosidade total, quantidade máxima de água que o solo pode conter quando está saturado (Equação 3).

$$n_e = \frac{V_d}{V_t} \quad (2)$$

$$n = n_e + S_r \quad (3)$$

Onde:

$n_e$  = porosidade efetiva (adimensional)

$V_d$  = volume de água drenada por gravidade [ $L^3$ ];

$S_r$  = Retenção específica;

### 2.2.2 Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica é o coeficiente de proporcionalidade da lei de Henry Darcy de 1856 (Equação 4). Esta equação expressa o volume de água que, em uma unidade de tempo, passará pela seção transversal de área unitária em meio poroso, sob a ação de um gradiente hidráulico (HEATH, 1983).

$$Q = K \cdot A \cdot \frac{dh}{dl} \quad (4)$$

Onde:

$Q$  = quantidade de água por unidade de tempo [ $L^3 \cdot T^{-1}$ ];

$K$  = condutividade hidráulica [ $L \cdot T^{-1}$ ];

$A$  = área da seção transversal, perpendicular à direção do fluxo [ $L^2$ ];

$(dh/dl)$  = gradiente hidráulico (adimensional).

O coeficiente ( $K$ ) de condutividade hidráulica se refere à facilidade da água em se mover num aquífero sob a influência de um gradiente hidráulico (CLEARY, 1989). Este parâmetro depende das características do meio poroso e das propriedades do fluido, sendo fundamental para caracterizar fluxo da água subterrânea, pois influencia na vazão e na

velocidade sendo importante para o estudo de transporte de contaminantes (HEATH, 1983).

A condutividade hidráulica difere em diferentes tipos e rochas, e também de um local a outro na mesma rocha. Se a condutividade hidráulica é essencialmente a mesma em uma área, o aquífero na área é dito homogêneo. Se, por outro lado, a condutividade hidráulica difere em diferentes partes da área, o aquífero é dito ser heterogêneo. Condutividade hidráulica pode também ser diferente para diferentes direções em qualquer parte no aquífero. Se a condutividade hidráulica é essencialmente a mesma em todas as direções, o aquífero é dito isotrópico. Se for diferente para diferentes direções, o aquífero é dito ser anisotrópico (HEATH, 1983).

Em condições naturais, é muito mais comum que se encontrem aquíferos do tipo anisotrópico, ou seja, que apresenta diferentes valores de condutividade hidráulica em diferentes direções (vertical, horizontal, diagonal), esses valores podem apresentar diferenças significativas (PEREIRA et al., 2011). Desta forma, um fator importante na determinação da condutividade do solo é a distribuição do fluxo d'água nas direções horizontal e vertical (FREEZE & CHERRY, 1979). Para os métodos de condutividade saturada, é considerado que o bulbo de saturação se forma tanto no sentido vertical quanto no horizontal (MESQUITA & MORAES, 2004). Já para os métodos de condutividade não saturada, como o método do perfil instantâneo, o fluxo calculado é apenas o vertical. Isto implica em um desvio dos valores de condutividade desejados caso exista fluxo na direção horizontal (ROCHA et al., 2019).

Fatores que podem gerar um fluxo horizontal significativo são a presença de horizontes pedológicos com contraste de permeabilidade e a proximidade com o nível d'água. Devido aos processos de gênese, os solos naturalmente apresentam variações horizontais e verticais de naturezas física, como a porosidade e a permeabilidade, e química, como a mineralogia. Elas são marcadas pelos horizontes pedológicos, que implicam em uma variabilidade da condutividade hidráulica no sentido vertical (FIORI et al., 2010). Diferenças no material de origem ou da vegetação de cobertura contribuem para essa variabilidade mesmo em solos com textura semelhante, ou quando pequenas distâncias são consideradas (KUTILEK & NIELSEN, 1994). Também deve ser considerada a variação causada pelo uso e ocupação do solo, pois solos manejados podem apresentar significativas alterações no valor da condutividade (SILVA & KATO, 1997).



### 2.2.3 Carga e gradiente hidráulico

O gradiente hidráulico é de importante conhecimento pois esse indica a direção do movimento da água subterrânea. A posição e a inclinação da superfície freática (ou da superfície potenciométrica de um aquífero confinado) são determinadas através da medição da posição do nível da água em poços em um ponto fixo, normalmente definido como a boca do poço medido (HEATH, 1983).

Se a profundidade da água em um poço não-jorrante é subtraída da altitude do ponto de medição, o resultado é a carga total no poço. A carga total, como definida em mecânica dos fluidos, é composta de carga de posição, carga de pressão e carga de velocidade. Devido a água subterrânea mover-se relativamente devagar, a carga de velocidade pode ser ignorada. Desde modo, a carga total em um poço de observação envolve a carga de posição e carga de pressão (Equação 5).

A água subterrânea move-se no sentido do decréscimo da carga total, que pode ou não coincidir com o decréscimo da carga de pressão (HEATH, 1983).

$$h_t = z + h_p \quad (5)$$

Onde:

$h_t$  = carga total [L];

$z$  = elevação no ponto de medição em relação a um datum [L];

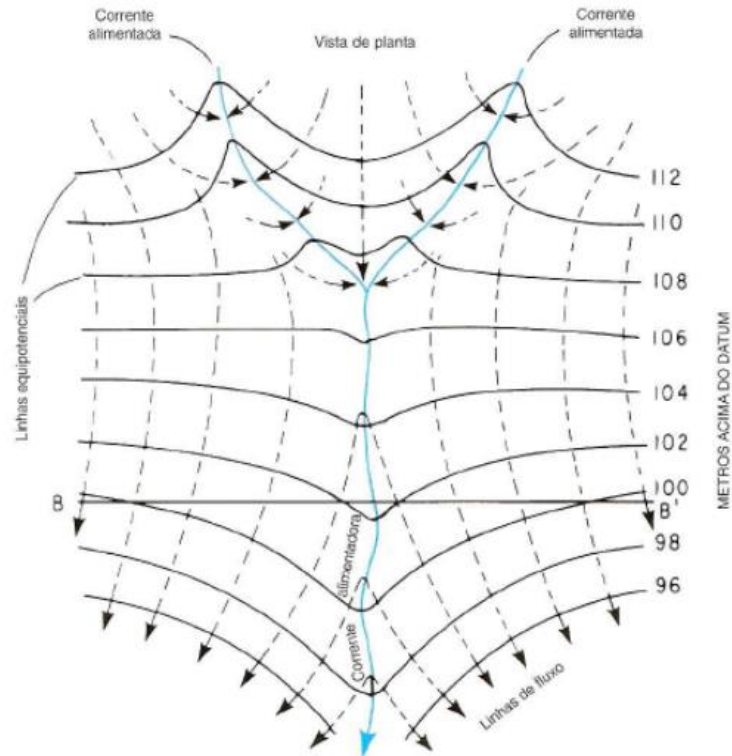
$h_p$  = altura devido a pressão da coluna de líquido [L].

Portanto, sendo todos outros fatores constantes, a velocidade com que a água subterrânea se movimenta depende do gradiente hidráulico. Sendo este definido como a variação em carga por unidade de distância, na direção em que máxima taxa de redução ocorre (HEATH, 1983).

### 2.2.4 Redes de fluxo e topografia

As redes de fluxo são extremamente importantes para a determinação da velocidade e direção do fluxo de água subterrânea. Redes de fluxo consistem de dois conjuntos de linhas. Um conjunto, referido como linhas equipotenciais, conectam pontos de igual carga e representam a altura da superfície potenciométrica de um aquífero. O segundo conjunto, referido como linhas de fluxo, mostram os trajetos idealizados seguidos pelas partículas de água, como elas se movem através do aquífero (HEATH, 1983), como é apresentado na Figura 2.

Um fator importante que deve ser avaliado ao se construir uma rede de fluxo é a topografia, pois para a determinação do sentido do fluxo da água subterrânea é necessário o conhecimento da altitude do nível da água nos poços, assim como as posições relativas destes.



**Figura 2: Rede de fluxo.**

Fonte: Adaptado de HEATH (1983).

### 2.2.5 Transmissividade

A capacidade de um aquífero em transmitir água com a viscosidade cinemática predominante é referida como transmissividade. A transmissividade (T) de um aquífero é igual à condutividade hidráulica deste multiplicada pela espessura saturada do aquífero (HEATH, 1983). Obtendo assim a Equação 6.

$$T = K \cdot b \quad (6)$$

Onde:

T = transmissividade [ $L^2 \cdot T^{-1}$ ];

K = condutividade hidráulica [ $L \cdot T^{-1}$ ];

b = espessura do aquífero [L].

Como no caso da condutividade hidráulica, a transmissividade é também definida em termos de um gradiente hidráulico unitário.

### 2.3 Transporte de poluentes em águas subterrâneas

O movimento dos poluentes não depende apenas do fluxo do fluido, mas também por mecanismos que envolvem processos físicos, químicos e biológicos, podendo estes mecanismos retardar ou acelerar o transporte de poluentes. (CRUZ, 2003).

Os processos físicos são responsáveis pela movimentação da contaminação, estão relacionados com o fluxo das águas subterrâneas e envolvem a ação da advecção e da dispersão hidrodinâmica. Já os processos bio-físico-químicos podem causar o retardamento e degradação do transporte de contaminantes no solo.

Nos itens a seguir são apresentados os processos físicos de transporte de contaminantes. Os processos bio-físico-químicos não serão abordados pois não fazem parte do escopo deste trabalho.

#### 2.3.1 Advecção

O transporte por advecção (Figura 3) é originado pela existência de um gradiente hidráulico e caracteriza-se pela velocidade do escoamento através de um meio poroso, ou seja, os contaminantes solúveis na água são transportados movendo-se com a mesma velocidade e direção do fluxo de água, mantendo a concentração constante (CRUZ, 2003).

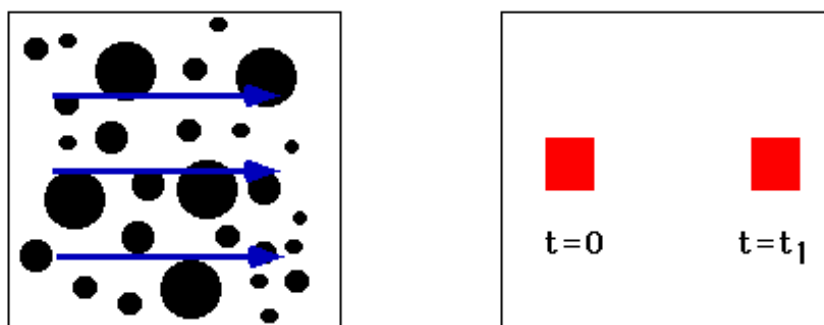


Figura 3: Ilustração do transporte por advecção.

Fonte: IDEO (2022).

Em meios porosos saturados, o processo de advecção pode variar em função da condutividade hidráulica do solo, sendo que maiores valores de advecção proporcionam mais rápida circulação de pluma contaminante (FERREIRA, 2012).

A velocidade média linear do transporte advectivo é definida pela Equação 7 abaixo.

$$V_x = \frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (7)$$

Onde:

$V_x$  = velocidade linear média ou velocidade de percolação intersticial [L/T].

$K$  = condutividade hidráulica do solo [L.T<sup>-1</sup>];

$n_e$  = porosidade efetiva do solo (adimensional);

$dh/dl$  = gradiente hidráulico (adimensional).

### 2.3.2 Dispersão hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica é o fenômeno pelo qual o soluto tende a se espalhar para fora do caminho esperado de acordo com a hidráulica advectiva do sistema de escoamento (FREEZE & CHERRY 1979 apud FERREIRA, 2012).

Esse mecanismo é responsável pela redução da concentração de poluentes no fluido à medida que o mesmo se afasta da fonte de contaminação (CRUZ, 2003), conforme ilustrado na Figura 4.

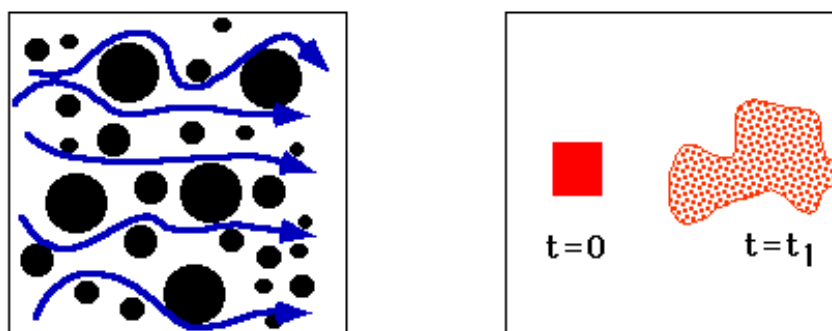


Figura 4: Ilustração do transporte por dispersão hidrodinâmica.

Fonte: IDEO (2022).

Ocorre na direção do fluxo (dispersão longitudinal) e em direções perpendiculares a esta (dispersão transversal). Define-se um parâmetro chamado coeficiente de dispersão hidrodinâmica,  $D$ , representado pelas Equações 8 e 9.

$$D_L = \alpha_L V_X + D^* \quad (8)$$

$$D_T = \alpha_T V_X + D^* \quad (9)$$

Onde:

$D_L$  = coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal [ $L^2.T^{-1}$ ];

$D_T$  = coeficiente de dispersão hidrodinâmica transversal [ $L^2.T^{-1}$ ];

$\alpha V_X$  = dispersão mecânica;

$D^*$  = coeficiente de difusão efetivo [ $L^2.T^{-1}$ ].

O processo de dispersão hidrodinâmica é governado pelos mecanismos de difusão molecular e de dispersão mecânica. A difusão usualmente controlará o parâmetro de dispersão hidrodinâmica, se o transporte de contaminante estiver ocorrendo em um solo argiloso. Porém, em solos muito permeáveis, o mecanismo de dispersão mecânica tenderá a dominar o processo (FONSECA NETO, 2007).

### 2.3.3 Difusão molecular

O processo de transporte por difusão (Figura 5) ocorre quando o contaminante entra em contato com o solo formando-se um gradiente de concentração e as moléculas do composto se deslocam de uma área de maior concentração para uma de menor concentração, até que o gradiente de concentração se torne inexistente (CRUZ, 2003).

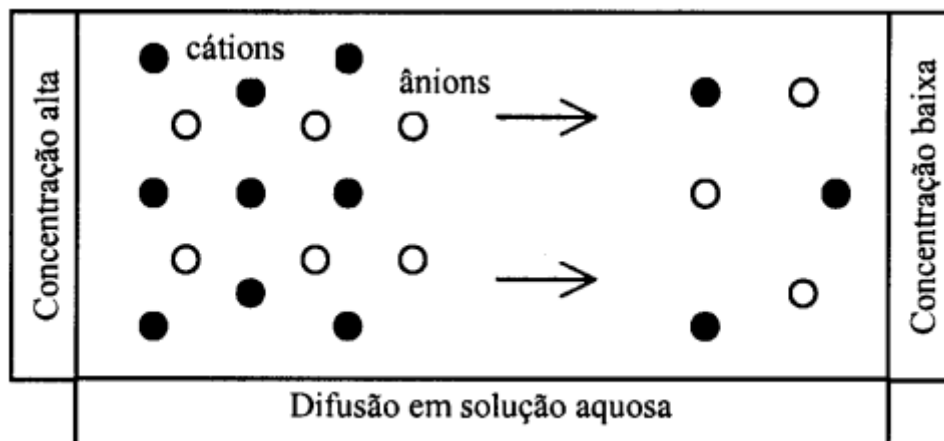


Figura 5: Ilustração do mecanismo de difusão.

Fonte: ROWE et al (1995).

A difusão do soluto é proporcional ao gradiente de concentração, expresso pela 1ª lei de Fick, apresentada na Equação 10.

$$F = -D_d \frac{dC}{dx} \quad (10)$$

Onde:

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

$D_d$  = coeficiente de difusão [ $L^2 \cdot T^{-1}$ ];

$dC/dx$  = gradiente de concentração [ $M \cdot L^{-3} \cdot L^{-1}$ ].

Sendo que o sinal negativo na equação indica que a movimentação do soluto ocorre das áreas de maior concentração para aquelas de menor concentração.

No meio poroso, o coeficiente de difusão molecular (D) tem um valor menor do que em meio aquoso livre, devido a tortuosidade dos poros definiu-se um coeficiente para a difusão retardada, o coeficiente de difusão efetiva ( $D^*$ ), expresso pela (Equação 11) (CRUZ,2003).

$$D^* = \omega D_d \quad (11)$$

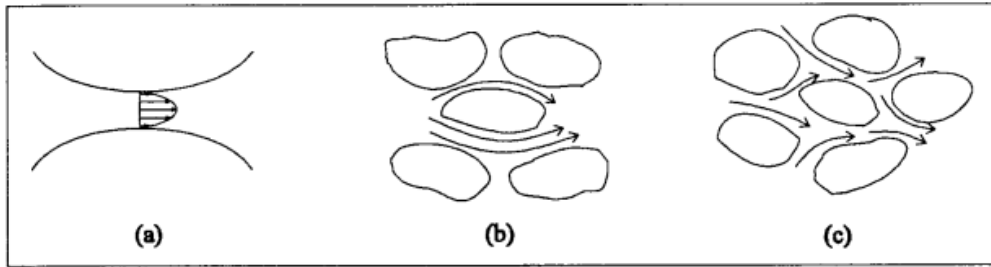
Onde:

$\omega$  = coeficiente de tortuosidade (adimensional).

Os valores do coeficiente de tortuosidade variam entre zero e um, dependendo da granulometria do solo (valores menores para solos mais finos), e podem ser determinados por meio de ensaios de laboratório (LOPES, 2005).

### 2.3.4 Dispersão mecânica

O transporte do contaminante por dispersão mecânica é decorrente do desvio das partículas de soluto das linhas principais de trajetória de fluxo devido a heterogeneidade do meio poroso. As partículas sofrem variações da velocidade de percolação média em decorrência dos diferentes canais individuais no meio, dos tamanhos de poros diferentes, da tortuosidade do meio, e das reentrâncias e interligações irregulares entre os canais (BEAR, 1972 apud LOPES, 2005), conforme ilustrado na Figura 6.



**Figura 6: Ilustração dos mecanismos de dispersão em: a) fluido livre, b) canais individuais e c) reentrâncias, interligações e caminhos tortuosos.**

Fonte: Adaptado de MONCADA, (2004).

A dispersão pode ocorrer tanto na mesma direção de fluxo (dispersão longitudinal), como em direções perpendiculares (dispersão transversal). Admitindo que a dispersão pode ser descrita pela lei de Fick para difusão e que a quantidade de mistura mecânica é função da velocidade linear média, pode-se introduzir então um coeficiente de dispersão mecânica conforme apresentado nas as Equações 12 e 13. (LOPES, 2005).

$$\text{Coeficiente de dispersão mecânica longitudinal} = \alpha_L v_X \quad (12)$$

$$\text{Coeficiente de dispersão mecânica transversal} = \alpha_T v_X \quad (13)$$

Onde:

$\alpha_L$  = coeficiente de dispersividade longitudinal [L];

$\alpha_T$  = coeficiente de dispersividade transversal [L];

$v_X$  = velocidade linear média ou velocidade de percolação intersticial [L/T].

## 2.4 Modelagem matemática de águas subterrâneas

A modelagem matemática do fluxo de água subterrânea e de transporte de contaminantes é uma ferramenta que pretende reproduzir o comportamento de um sistema natural, e cujo objetivo é permitir o estudo e análise do mesmo sob diferentes condições, permitindo assim obter uma visão do conjunto de processos naturais e analisar a incidência de cada um dos fatores ou variáveis nele intervenientes, podendo assim prever o seu comportamento e resposta para determinadas situações de perturbação, (CRUZ, 2003).

Desta forma, no presente trabalho foi utilizado o modelo matemático de fluxo de águas subterrâneas MODFLOW 6-Modular Hydrologic Model, juntamente com o

software ModelMuse como interface gráfica e para a modelagem de transporte de contaminantes foi utilizado o software Modular Three-Dimensional (MT3D). Todos estes softwares foram desenvolvidos pela United States Geological Survey (USGS), sendo estes gratuitos e disponíveis online.

### **2.4.1 Modelo de fluxo – MODFLOW**

O MODFLOW é um modelo de fluxo de águas subterrâneas por diferenças finitas, que permite simular o escoamento em até três dimensões, em regime de fluxo transiente ou permanente, para aquíferos confinados e/ou não confinados (CRUZ, 2003).

Diferenças finitas, por sua vez, é um método numérico que consiste em dividir o volume de estudo em células retangulares, substituindo todo o domínio físico por um conjunto de pontos discretos estruturados em grades. Esta discretização do espaço possibilita substituir as derivadas parciais por aproximações, baseadas em expansões das séries de Taylor, que permitam resolver o problema, através da aplicação de equações algébricas e de condições de contorno (CRUZ, 2003).

O modelo foi desenvolvido na década de 80, atualmente está na sua sexta versão, MODFLOW 6. No início da década de 1990, o MODFLOW tornou-se o modelo de fluxo de água subterrânea mais amplamente utilizado, tanto dentro como fora do USGS (HARBAUGH, 2005).

O programa é dividido em módulos, que são agrupados em pacotes, com funções para simular uma parte do sistema hidrológico, como drenos, furos, área de recarga. A representação do aquífero no modelo é realizada por células definidas por linhas, colunas e em camadas. A separação em diferentes camadas, permite simular tanto níveis confinados quanto não confinados, e em diferentes regimes de concentração (CRUZ, 2003).

#### **2.4.1.1 Equacionamento MODFLOW**

O modelo matemático do MODFLOW tem por base o movimento tridimensional de águas subterrâneas, de densidade constante, através de materiais poroso que é descrito pela Lei de Darcy. Quando combinado com um balanço hídrico em um pequeno volume de controle, a Lei de Darcy leva a uma equação diferencial parcial que descreve a distribuição da carga hidráulica (Equação 14) (LANGEVIN et al., 2017).



$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + Q'_s = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (14)$$

Onde:

$K_{xx}$ ,  $K_{yy}$  e  $K_{zz}$  = são as condutividades hidráulicas ao longo dos eixos x, y e z, [L/T<sup>-1</sup>];

$h$  = carga hidráulica [L];

$Q'_s$  = fluxo por unidade de volume representando fonte ou sumidouro [T<sup>-1</sup>];

$S_s$  = armazenamento específico do material poroso [T<sup>-1</sup>];

$t$  é o tempo [T].

Pode-se desenvolver a equação de fluxo de água subterrânea na forma de diferenças finitas a partir da aplicação da equação da continuidade, que diz que o somatório de todos os fluxos que entram e saem de uma célula é igual a taxa de variação dentro da célula. Considerando que a densidade da água subterrânea é constante, pode-se utilizar a (Equação 15) que expressa o equilíbrio de fluxo para uma célula (MCDONALD E HARBAUGH, 1988).

$$\Sigma Qi = S_s \frac{\Delta h}{\Delta t} \Delta V \quad (15)$$

Onde:

$Qi$  = fluxo que entra na célula [L<sup>3</sup>/T];

$\Delta V$  = volume da célula [L<sup>3</sup>];

$\Delta h$  = diferença de carga num intervalo de comprimento temporal  $\Delta t$ .

Para o balanço de fluxos, são utilizadas células tridimensionais onde o ponto central do bloco é chamado de “nó”, os fluxos entrando na célula são considerados positivos e os saindo, negativos, (Figura 7). Deste modo, o fluxo entre as células pode ser calculado pela Equação 16 que utiliza a lei de Darcy (HARBAUGH, 2005).

$$q_{i,j-0,5,k} = KR_{i,j-0,5,k} \cdot (\Delta c_i \Delta v_k) \cdot \frac{(h_{i,j-1,k} - h_{i,j,k})}{\Delta r_{j-0,5}} \quad (16)$$

Onde:

$q_{i,j-0,5,k}$  = fluxo [L<sup>3</sup>/T<sup>-1</sup>]

$h_{i,j-1,k} - h_{i,j,k}$  = cargas hidráulicas nos nós i, j, k e i, j-1, k, respectivamente [L];

$KR_{i,j-0,5,k}$  = condutividade hidráulica entre os nós [L/T]

$\Delta c_i \Delta v_k$  é a área da face da célula através da qual o fluxo está passando [L<sup>2</sup>];

$\Delta r_{j-0,5}$  = distância entre os dois nós [L].

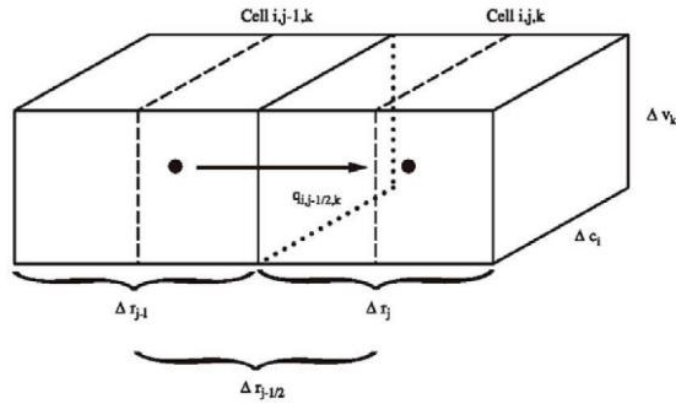


Figura 7: Fluxo da célula I,j,k para a célula i,j-1,k.

Fonte: HARBAUGH (2005)

Portanto é importante o tamanho das células cúbicas criadas no modelo geométrico, para que seja suficiente para o cálculo ser rigoroso, porém não demasiado para seu tempo se tornar inoportável (MARTINS, 2014).

Deste modo, o cálculo é realizado utilizando iterações com as fórmulas anteriormente apresentadas, com margens de erro das cargas hidráulicas definidas previamente.

#### 2.4.2 Interface gráfica – ModelMuse

O ModelMuse é uma interface gráfica, que auxilia na criação de dados de entrada, na aplicação, representação e visualização dos resultados do modelo MODFLOW. O software permite que o usuário defina dados de entradas espaciais para os modelos por meio de pontos, linhas ou polígonos no domínio do modelo. Estes objetos podem conter fórmulas associadas, as quais definem a sua extensão perpendicular ao plano de visão, permitindo a projeção de objetos tridimensionais. Também são usadas fórmulas para especificar os valores de dados espaciais, globalmente e para objetos individuais. Objetos também podem ser usados para especificar valores de dados independentes da discretização espacial e temporal do modelo (WINSTON, 2009).

Deste modo, a grade definida e o tempo de simulação para o modelo podem ser alterados sem especificar novamente os dados espaciais relativos à hidrogeologia e às condições de contorno. Os pontos, linhas e polígonos podem atribuir propriedades do conjunto de dados em locais que são delimitados ou intersectados por eles ou por interpolação entre objetos usando vários algoritmos de interpolação. Os dados para o modelo podem ser importados de uma variedade de fontes de dados e os resultados do modelo podem ser visualizados no ModelMuse (WINSTON, 2009).

### 2.4.3 Modelo de transporte de poluentes – MT3D

O modelo de transporte de poluentes MT3D, é um modelo acoplado ao MODFLOW e simula o transporte tridimensional de contaminantes em meio poroso por mecanismos de advecção, dispersão, difusão e de reações químicas (ZHENG, 1990).

O MT3D interage diretamente com qualquer modelo de fluxo de água subterrânea de diferenças finitas, assim como o MODFLOW, e suporta todas as características hidrológicas e de discretização do MODFLOW (MCDONALD E HARBAUGH, 1988).

O software foi lançado em 1990 desde então foi aprimorado e tem sido amplamente utilizado em projetos de pesquisa e aplicações práticas de campo. Nos últimos anos, os esforços contínuos de desenvolvimento expandiram significativamente os recursos de simulação de MT3D através de novas extensões e códigos relacionados (ZHENG, 2009).

#### 2.4.3.1 Equacionamento MT3D

O MT3D simula as concentrações de contaminantes solúveis em águas subterrâneas, considerando os processos de advecção, dispersão, difusão, sorção e reação de cinética de primeira ordem, que pode ser associada à biodegradação ou decaimento radioativo do composto (CATHCART, 2019). Assim, a equação diferencial parcial que descreve o transporte tridimensional de contaminantes em águas subterrâneas é dada pela Equação 17.

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \cdot \left( \theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n \quad (17)$$

Onde:

$\theta$  = porosidade efetiva do meio;

$C^k$  = concentração da espécie k na fase dissolvida [M.L<sup>-3</sup>];

$x_{ij}$  = direção ao longo da respectiva coordenada cartesiana [L];

$D_{ij}$  = tensor de dispersão hidrodinâmica [L.T<sup>-1</sup>];

$v_i$  = velocidade de percolação [L.T<sup>-1</sup>];

$q_s$  = vazão por unidade de volume representando injeção ou bombeamento [T<sup>-1</sup>];

$C_s^k$  = concentração do componente k no fluxo de injeção ou de bombeamento [M.L<sup>-3</sup>];

$\sum R_n$  = termo de reação química [M.L<sup>-3</sup>.T<sup>-1</sup>].

Na Equação 17, o 1º termo da direita considera a dispersão do contaminante; o 2º, a advecção; o 3º, as fontes ou sumidouros; e o 4º, as reações químicas. O termo de reações químicas considera a sorção e a taxa de reação de primeira ordem. O termo de fontes ou sumidouros representa a massa de soluto que entra ou que sai do domínio do modelo. O termo de advecção representa o transporte de contaminantes miscíveis, com a mesma velocidade da água subterrânea. O termo de dispersão do contaminante representa o efeito combinado da dispersão mecânica e da difusão iônica (ZHENG & GORELICK, 2003).

### 3. METODOLOGIA

A metodologia utilizada no presente estudo foi desenvolvida em quatro etapas (Figura 8). A primeira etapa constituiu na caracterização da área de estudo, a segunda estabelece a compilação de dados topográficos e hidrogeomorfológicos para os dados de entrada do modelo numérico, na terceira etapa foi simulado e validado o modelo, tornando possível a realização da etapa 4, a simulação do transporte de contaminantes para um período de tempo de 1 ano.

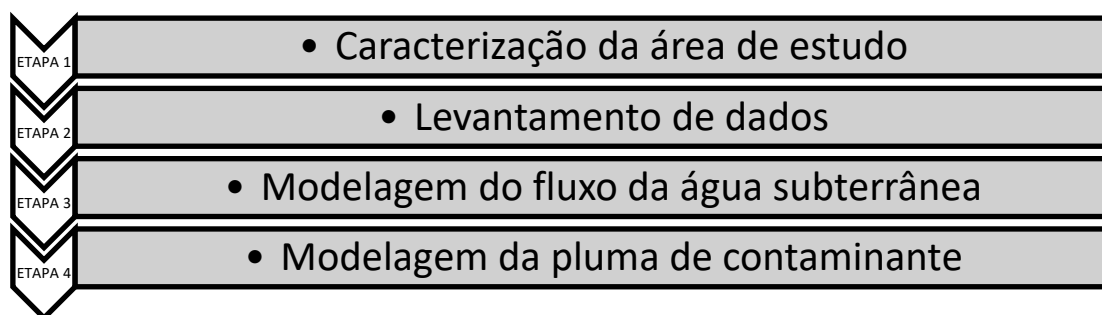


Figura 8: Fluxograma da metodologia.

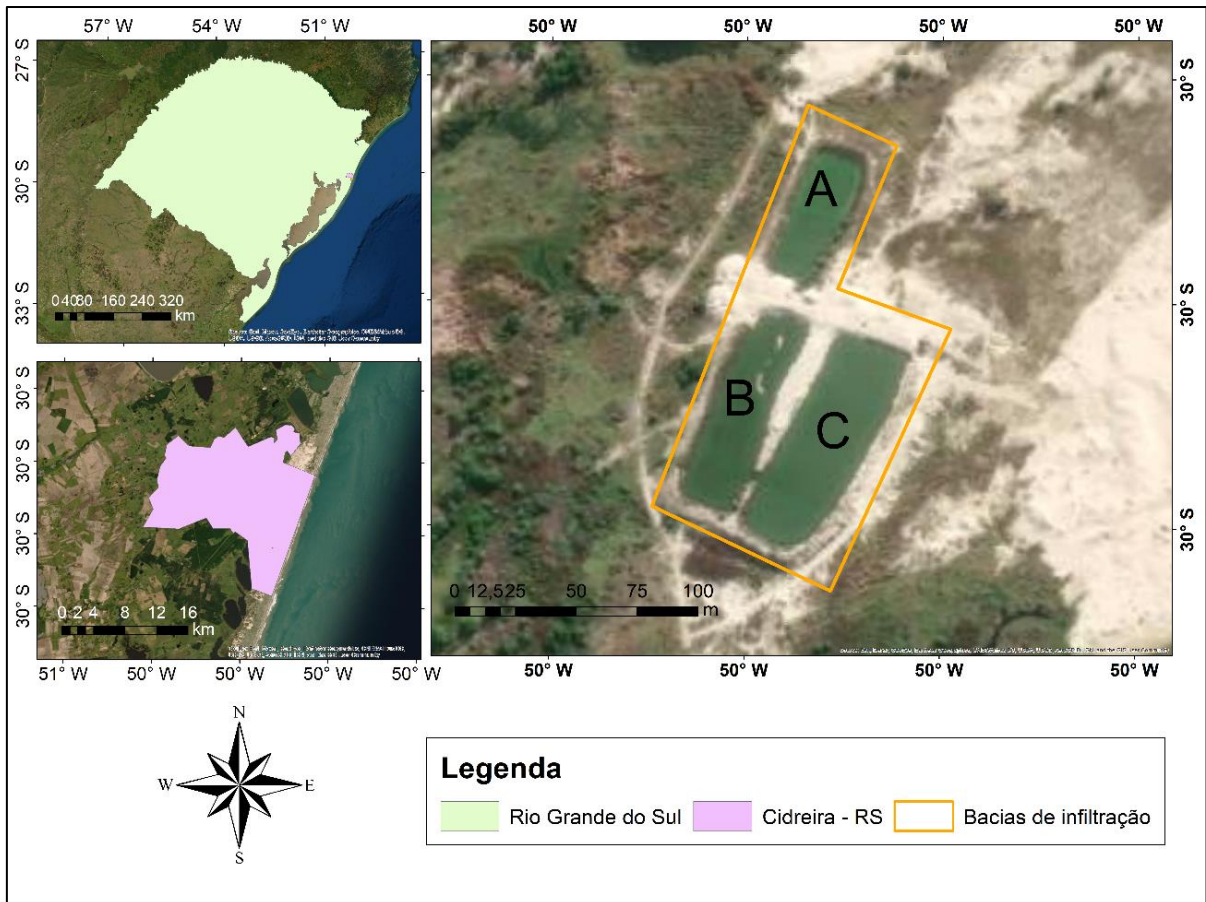
#### 3.1 Área de estudo

##### 3.1.1 Localização

A área de estudo está localizada no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, no município de Cidreira. De acordo com informações do IBGE (2021), Cidreira tem uma área de 243.420 km<sup>2</sup> e uma população estimada de 16.897 habitantes.

A Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) é a empresa responsável pela coleta e tratamento de esgoto sanitário de Cidreira, cuja disposição final é realizada através de bacias de infiltração. A estação de tratamento localiza-se no final da Avenida Júlio Bruneli no bairro centro, em uma área cercada por banhado e dunas.

A área possui três bacias de infiltração, como pode-se observar na Figura 9. A bacia denominada A tem 55 metros de comprimento e 20 de largura, a bacia B possui 85 metros de comprimento e 25 metros de largura e a bacia C possui um comprimento de 90 metros e 30 metros largura. Todas as bacias de infiltração possuem uma altura de 2,60 metros e nível d'água de 2 metros.



**Figura 9: Localização da área de estudo.**

### 3.1.2 Hidrogeologia

Quanto a hidrogeologia, na área de estudo há ocorrência do Sistema aquífero costeiro (SAC) que representa uma importante reserva de água subterrânea no Estado do Rio Grande do Sul ocupando praticamente toda a extensão da faixa litorânea entre os municípios de Torres e Palmares do Sul, totalizando 120km de extensão. Litologicamente é composto por areias de granulometria média a fina, intercaladas com camadas de argilas com variadas espessuras (TROIAN et al., 2014).

De acordo com o modelo conceitual hidroestratigráfico proposto por Troian et al. (2020) o sistema aquífero costeiro no litoral norte do Rio Grande do Sul é caracterizado por quatro unidades hidroestratigráficas. A unidade hidroestratigráfica mais superficial é caracterizada pela ocorrência de sedimentos arenosos inconsolidados, possuindo uma distribuição relativamente homogênea ao longo da região e espessuras entre 15 a 30 m e apresentando uma porosidade total de 39% e porosidade efetiva de 35%.

Conforme o Mapa hidrogeológico do Rio Grande do Sul (Figura 10), o SAC possui alta à média permeabilidade para águas subterrâneas em rochas e sedimentos com porosidade irregular.

Segundo Soares (2016), esse sistema possui uma alta vulnerabilidade à contaminação nas porções mais superficiais devido, principalmente, aos altos valores de porosidade e de permeabilidade.

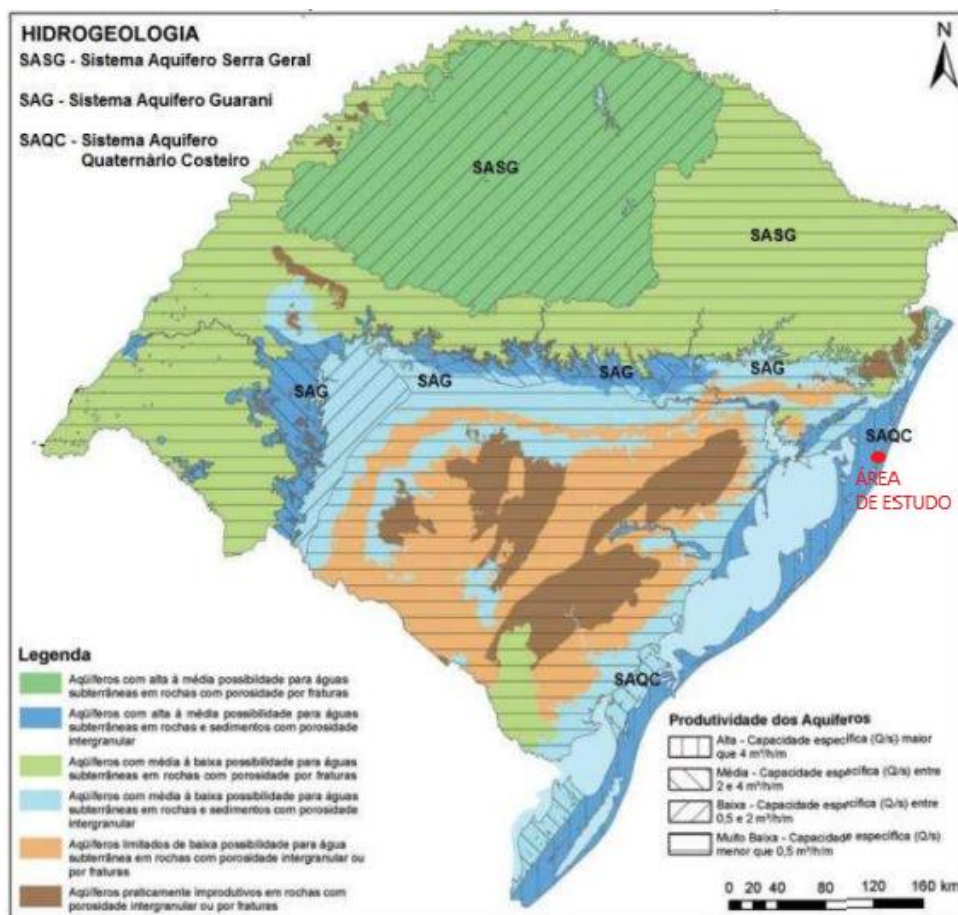


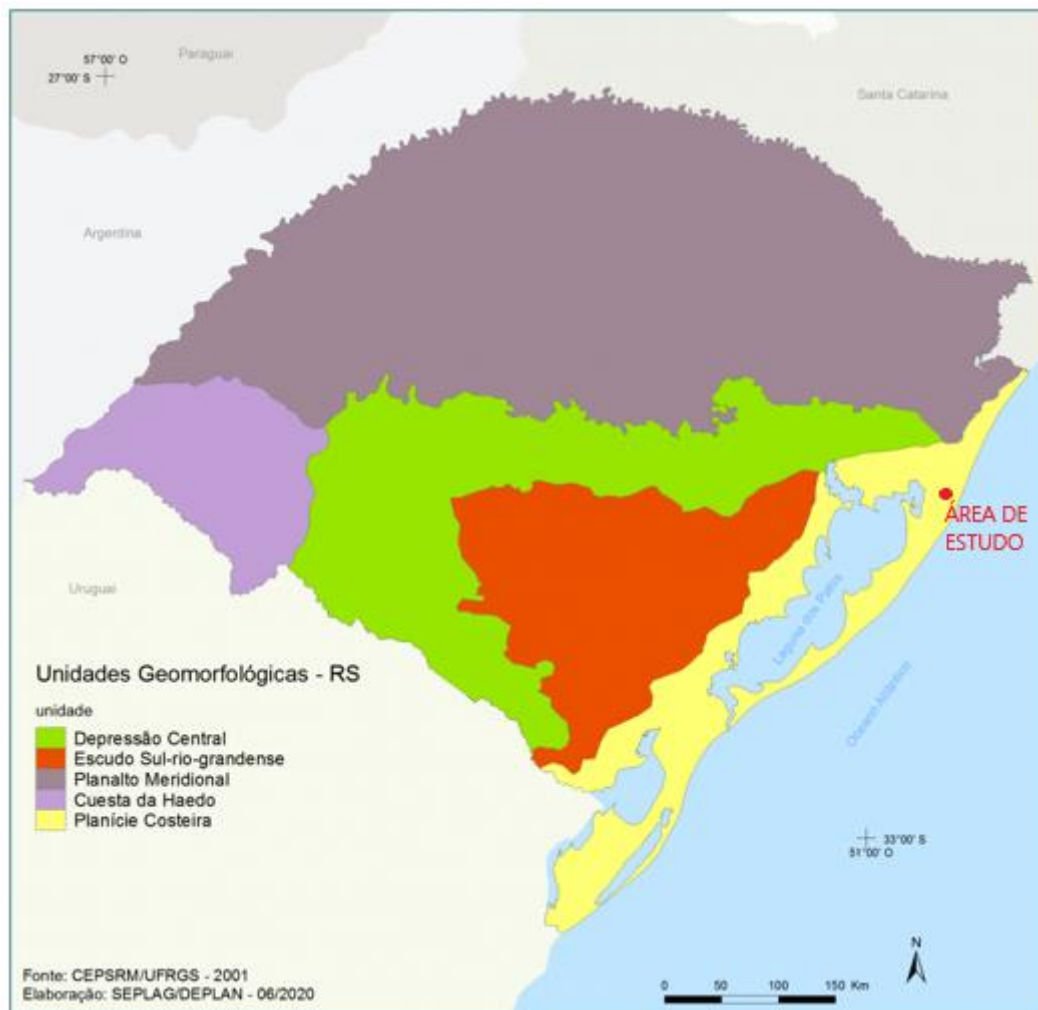
Figura 10: Mapa hidrogeológico do Estado do Rio Grande do Sul.

Fonte: Machado e Freitas (2005)

### 3.1.3 Geomorfologia

O Rio Grande do Sul possui cinco principais unidades geomorfológicas, a área de estudo localiza-se na área de planície costeira (Figura 11). A Planície Costeira teve sua formação do período Quaternário da era Cenozóica, a mais recente da formação do planeta. Corresponde a uma faixa arenosa de 622 km que se estende no sentido geral norte-sul, com ocorrência de cordões de lagoas e lagoas, entre as quais destacam-se a Laguna dos Patos e Mirim. O processo de formação desta região é muito dinâmico,

estando em constante mutação em decorrência dos processos de sedimentação marinha e flúvio-lacustre (SPGG, 2020).



**Figura 11: Mapa das províncias geomorfológicas do Rio Grande do Sul.**

Fonte: Atlas socioeconômico Rio Grande do Sul

### **3.2 Levantamento de dados referentes à área de estudo**

Para o levantamento topográfico da área de estudo foi utilizado o modelo digital de elevação (MDE) do ALOS-PALSAR com resolução de 12,5 metros. Foi empregado o software QGIS, usando o sistema de referência EPSG 31982 (SIRGAS 2000 / UTM zone 22S), para a realização dos shapefiles, importados posteriormente para o modelo. Foi realizado o recorte do modelo digital de elevação para a área de interesse e a delimitação das áreas das bacias de infiltração. Para a área de interesse estabeleceu-se uma superfície



de 507.127 m<sup>2</sup>, considerando a área necessária para definir a possível abrangência da pluma de contaminante proveniente das bacias de infiltração.

Os dados litológicos da área foram obtidos através do poço tubular (número: 4300025374) do banco de dados do SIAGAS. Este poço localiza-se cerca de 1,7 km da área de estudo. De acordo com esses dados a área possui uma camada superior de 25 metros de areia e abaixo uma camada impermeável de argila.

O valor da condutividade hidráulica saturada do solo encontrada na área das bacias de infiltração foi de 0,8 cm/min, este valor foi encontrado através de ensaios de infiltração pelo método anéis concêntricos na área de estudo.

O dado de vazão afluyente na Estação de Tratamento de Esgoto (Tabela 1) que é disposto nas bacias de infiltração foi obtido a partir da Licença de Operação da FEPAM, órgão ambiental estadual competente pelo licenciamento do empreendimento. Para a porosidade efetiva foi admitido o valor de 0,35 o qual foi determinado a partir do estudo proposto por Troian et al. (2020).

A área de estudo possui 4 poços de monitoramento de águas subterrâneas instalados pertencentes à CORSAN, os quais possuem dados piezométricos. A consulta destas informações foi realizada no Sistema Online de Licenciamento Ambiental (SOL), para serem utilizadas neste estudo. Na Figura 12 é possível observar a localização dos piezômetros no local. Na Tabela 1 é apresentado a compilação de dados para o desenvolvimento do modelo numérico, os valores utilizados e a referência.

**Tabela 1: Dados utilizados para o desenvolvimento do modelo numérico.**

<b>PARÂMETRO</b>	<b>VALOR/DESCRIÇÃO</b>	<b>REFERÊNCIA</b>
Modelo digital de elevação	Resolução de 12,5 metros	ALOS-PALSAR
Espessura do aquífero - b	25 metros	SIAGAS
Condutividade hidráulica – K	0,8 cm/min	Ensaio de infiltração
Vazão - Q	4,28 L/s	Licença de operação - FEPAM
Porosidade efetiva - ne	0,35	TROIAN et al. (2020)
Dados piezométricos	4 poços de monitoramento	Sistema Online de Licenciamento Ambiental



Figura 12: Localização dos poços de monitoramento na área de estudo.

### 3.3 Desenvolvimento do modelo numérico

O modelo numérico foi simulado no software de interface gráfica ModelMuse. A equação do fluxo d'água foi simulada com o software MODFLOW 6, e o MT3D que simula o transporte do contaminante. A rotina de trabalho utilizada para o desenvolvimento do modelo numérico é apresentada no fluxograma da Figura 13.

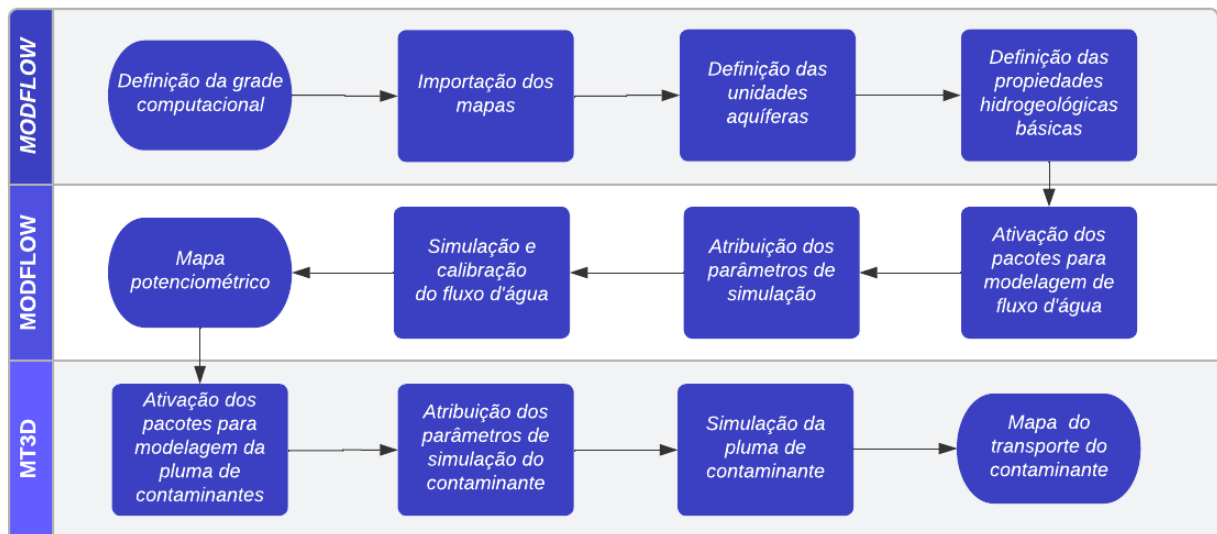


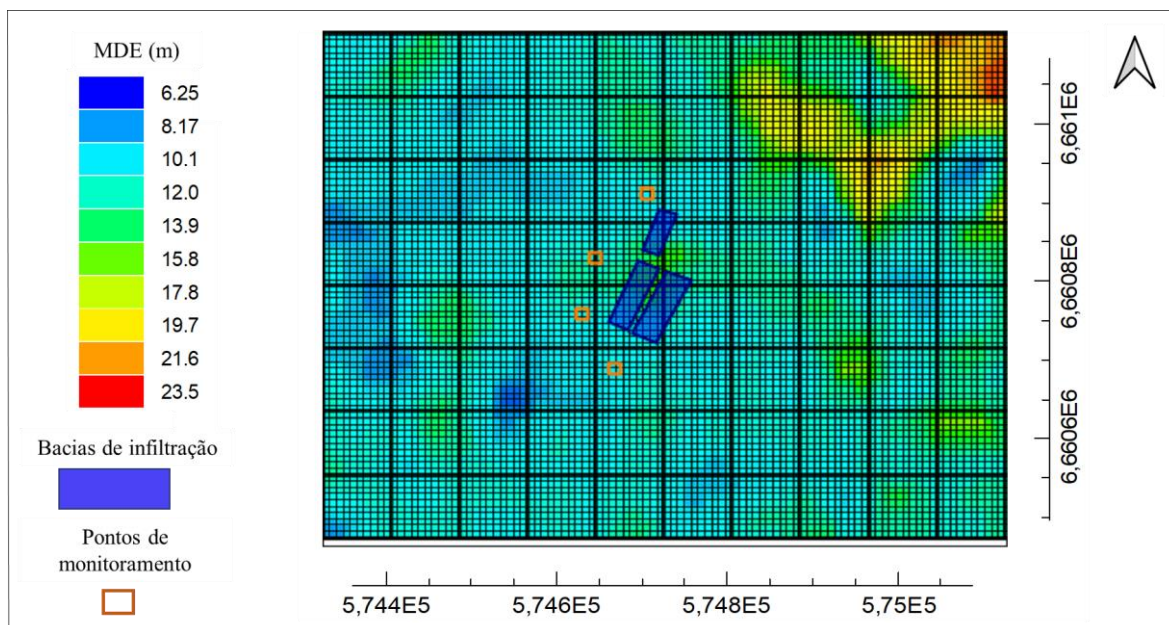
Figura 13: Fluxograma do desenvolvimento do modelo numérico.

### 3.3.1 Simulação do fluxo d'água subterrânea

Para desenvolver a simulação foram importados para o modelo numérico o MDE e os shapefiles com a delimitação da área de interesse e as bacias de infiltração que foram elaborados, também foram inseridos quatro pontos de monitoramento na mesma localização em que se encontram os poços de monitoramento existentes no local, conforme apresentada na Figura 14.

Para que o modelo realize a análise da área de estudo de maneira distribuída, é necessário estabelecer a discretização espacial que será utilizada. Para a área analisada no presente estudo, foi adotada uma malha computacional com células de 8 metros quadrados no plano de coordenadas cartesianas XY. Além do plano XY é necessário estabelecer as informações da camada Z, que representa a espessura do aquífero ou do ambiente poroso que será analisado. Essa camada pode ser discretizada pelo modelo em quatro sub-layers, a elevação do terreno (fornecida pelo MDE) foi adotada como sendo o (Model Top), a borda superior do aquífero (Upper Aquifer) iniciando a uma profundidade de 2 metros (aproximadamente os valores encontrados na região), o meio do aquífero (Middle Aquifer) aos 15 metros, e a borda inferior do aquífero (Lower Aquifer) aos 25 metros, totalizando uma espessura total de 25 metros para o meio saturado.

Os valores de condutividade e porosidade efetiva foram atribuídos segundo valores da Tabela 1. O aquífero foi considerado sendo homogêneo e isotrópico, portando admitiu-se  $K_x=K_y=K_z$ , sendo essa uma simplificação. A transmissividade é calculada a cada interação do solver com base na condutividade hidráulica e na espessura da célula saturada.



**Figura 14: Malha computacional no modelo numérico.**

Após serem adicionados os principais parâmetros do aquífero foram utilizados os pacotes de ferramentas necessárias para a simulação do fluxo de água subterrânea (Tabela 2). Foram estabelecidas as condições de contorno nas fronteiras do domínio adotando o pacote Time-Variant Specified-Head (CHD) que permite a simulação do modelo com base nas cargas hidráulicas, que foram adotadas sendo 1 metro abaixo da elevação do terreno. Para as bacias de infiltração foi adotado o pacote General-Head Boundary (GHB) que simula o fornecimento de água do aquífero nas células do domínio e o pacote Well (WEL) que permite inserir o dado de vazão proveniente do efluente nas bacias. A vazão inserida em cada bacia foi de 1,46 L/s, totalizando assim a vazão licenciada de 4,28 L/s.

O pacote de ferramentas utilizado para o fluxo d'água foi o Node Property Flow (NPF), e para o solucionador matemático o pacote Iterative Model Solution (IMS), estes foram escolhidos com base em testes preliminares de simulação.

**Tabela 2: Pacote de ferramentas utilizado para a simulação do fluxo d'água.**

NOME DO PACOTE	CATEGORIA DO PACOTE
Time-Variant Specified-Head (CHD)	Condição de contorno
General-Head Boundary (GHB)	Condição de contorno
Well (WEL)	Especificador de vazão
Node Property Flow (NPF)	Fluxo d'água
Iterative Model Solution (IMS)	Solucionador

### 3.3.2 Validação do modelo

Como mencionado anteriormente, a área de estudo possui dados de nível de água dos poços de monitoramento. Estes dados foram utilizados para a realização da validação do modelo numérico.

A validação do modelo foi realizada a partir da comparação entre os dados preditos pelo modelo com a média dos dados medidos nos poços de monitoramento. Para tal, foi utilizada a métrica do erro médio absoluto (MAE), apresentado na Equação 18, que calcula a média das distâncias entre valores preditos e reais. Ou seja, será utilizada a média dos dados observados de nível de água dos poços das campanhas realizadas em 2020, 2021 e 2022 (Tabela 3) e os resultados de nível de água dos pontos de monitoramento calculados pelo modelo numérico. Segundo alguns autores (WILLMOTT e MATSUURA, 2005; CHAI e DRAXLER, 2014), o MAE se apresenta como uma opção melhor que outras métricas como o RMSE (raiz do erro médio quadrático) para avaliar a performance de modelos numéricos, pois é uma medida mais natural e menos ambígua do erro médio.

$$MAE = \frac{\sum |y_i - y_p|}{n} \quad (18)$$

Onde:

$y_i$  = valores reais;

$y_p$  = valores previstos;

$n$  = número de observações.

**Tabela 3: Dados de nível de água dos poços de monitoramento da área de estudo.**

Data	NÍVEL DE ÁGUA (m)			
	PMA	PMB	PMC	PMD
18/05/2020	0,68	0,76	0,84	0,92
16/06/2020	0,95	0,79	0,67	0,88
21/07/2020	0,86	0,75	0,65	0,78
18/08/2020	0,70	0,80	0,60	0,65
21/09/2020	0,60	0,70	0,60	0,45
20/10/2020	0,73	0,86	0,65	0,80
23/11/2021	0,70	0,76	0,68	0,70
21/12/2021	0,65	0,82	0,68	0,68
18/01/2022	0,60	0,80	0,60	0,70
15/02/2022	0,90	1,10	0,80	0,80
15/03/2022	0,66	0,76	0,64	0,72
25/04/2022	0,90	0,80	0,80	0,70

<b>MÉDIA</b>	<b>0,74</b>	<b>0,81</b>	<b>0,68</b>	<b>0,73</b>
--------------	-------------	-------------	-------------	-------------

### 3.3.3 Simulação da pluma de contaminante

Dentre os contaminantes presentes no efluente sanitário, no presente trabalho foi realizada a simulação da pluma de contaminação do nitrato, visto que o mesmo é um dos contaminantes encontrado com maior frequência em aquíferos (REYNOLDS et al., 2006). A transformação do nitrato na zona insaturada não será abordada neste trabalho, assumiu-se que toda a concentração do contaminante é completamente transportada para zona saturada.

Para a simulação foram considerados apenas os processos físicos de transporte, visto que o transporte de nitrato em águas subterrâneas é controlado majoritariamente pelos processos de advecção e dispersão (YEFANG e SOMERS, 2009). Ou seja, não foram considerados os processos de sorção, trocas iônicas e reações químicas. Sendo assim, foi considerado que as simulações do fluxo de contaminantes tiveram caráter conservativo.

Os pacotes de ferramentas adotados para as simulações do transporte de contaminantes foram, primeiramente o Basic transport (BTP), que permite a ativação dos pacotes do modelo MT3D, outros pacotes utilizados foram o Advection (ADV) e Dispersion (DSP), tornando possível assim a simulação dos processos de advecção e dispersão. O pacote Sink em source mixing (SSM) permite inserir o dado de concentração do contaminante. O solucionador matemático utilizado foi o Generalized conjugate gradiente (GCG). Na Tabela 4 encontra-se resumidamente os pacotes utilizados nesta etapa.

A concentração inicial de nitrato inserida em cada bacia foi definida de acordo com os valores indicados por Mota e Von Sperling (2005), que propuseram para a contribuição per capita em um esgoto doméstico bruto uma faixa de variação de concentração de 0,0 – 0,2 g/hab.dia de nitrato, sendo adotado o valor médio de 0,1 g/hab.dia. Para fins de simplificações, visto que a concentração final do poluente não é o objetivo do presente trabalho, foi considerado que 100% da população possui coleta de efluentes, pensando em analisar um cenário futuro, e que todo o efluente coletado chega nessa estação de tratamento. Considerando a população do município de Cidreira e a vazão afluyente na ETE, obteve-se um valor de 4,57 g/m<sup>3</sup> para as 3 bacias, ou 1,52 g/m<sup>3</sup>

em cada bacia. Esse valor é conservador considerando que o efluente que é disposto nessas lagoas é bruto, não sendo feito o pré-tratamento recomendado.

Para estimar a dispersividade em aquíferos que não possuem dados disponíveis, é indicado pela USEPA (1985) a metodologia que define que o coeficiente longitudinal em meios porosos saturados como sendo 10% do valor da trajetória percorrida pela partícula de soluto. Os coeficientes de dispersão transversal e vertical foram estabelecidos sendo 10% e 1% respectivamente, do coeficiente de dispersão longitudinal, segundo recomendado por Zheng e Wang (1999). Desta forma, adotou-se o valor do coeficiente longitudinal de 1 metro, para dispersividade transversal 0,1 e para a dispersividade vertical 0,01. O coeficiente de difusão efetiva do nitrato foi obtido através de valor referido em literatura de  $0,89 \times 10^{-2}$  m<sup>2</sup>/ano (FONSECA NETO, 2007). A discretização temporal da pluma de contaminante foi estabelecida a passo de meses, para um tempo de simulação de 1 ano.

**Tabela 4: Pacote de ferramentas utilizado para a simulação da pluma de contaminante.**

<b>NOME DO PACOTE</b>	<b>CATEGORIA DO PACOTE</b>
Basic transport package (BTP)	Transporte de contaminantes
Advection (ADV)	Processos de advecção
Dispersion (DSP)	Processo de dispersão
Sink e source mixing (SSM)	Especificador de concentração
Generalized conjugate gradient (GCG)	Solucionador

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Modelo do fluxo d'água subterrânea

Com os valores levantados, foi montado o modelo do fluxo de água subterrânea, obtendo como resultado o mapa potenciométrico da área de estudo considerando a recarga das bacias de infiltração.

O modelo utiliza como parâmetro de avaliação a discrepância entre o volume de entrada e de saída, para analisar a conservação de fluxo durante a simulação. Na simulação realizada no presente estudo (Figura 15) o valor de discrepância foi de 0%, indicando que o modelo se comportou da forma esperada e não houve perdas durante os processos.

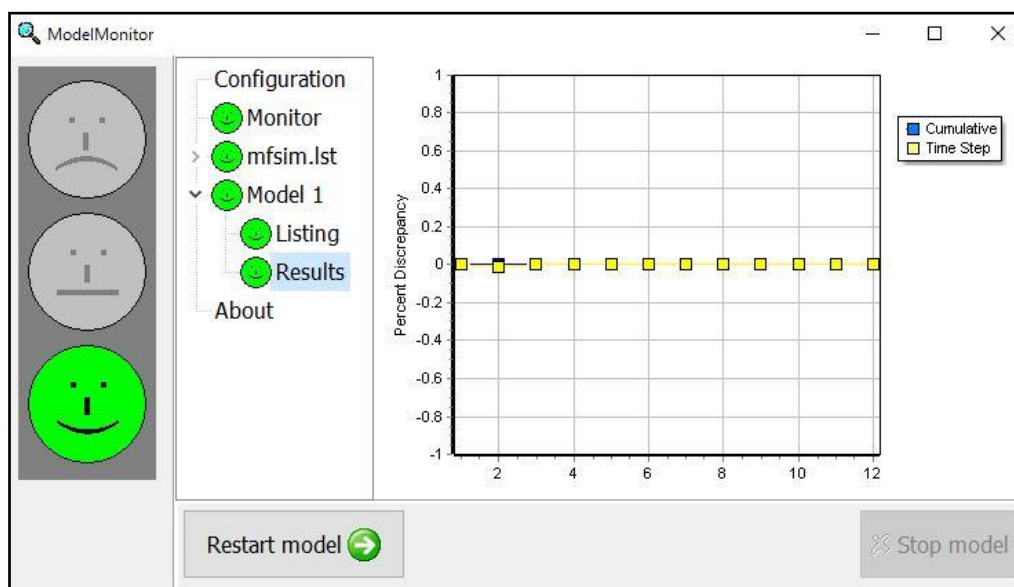


Figura 15: Gráfico do percentual de discrepância na simulação.

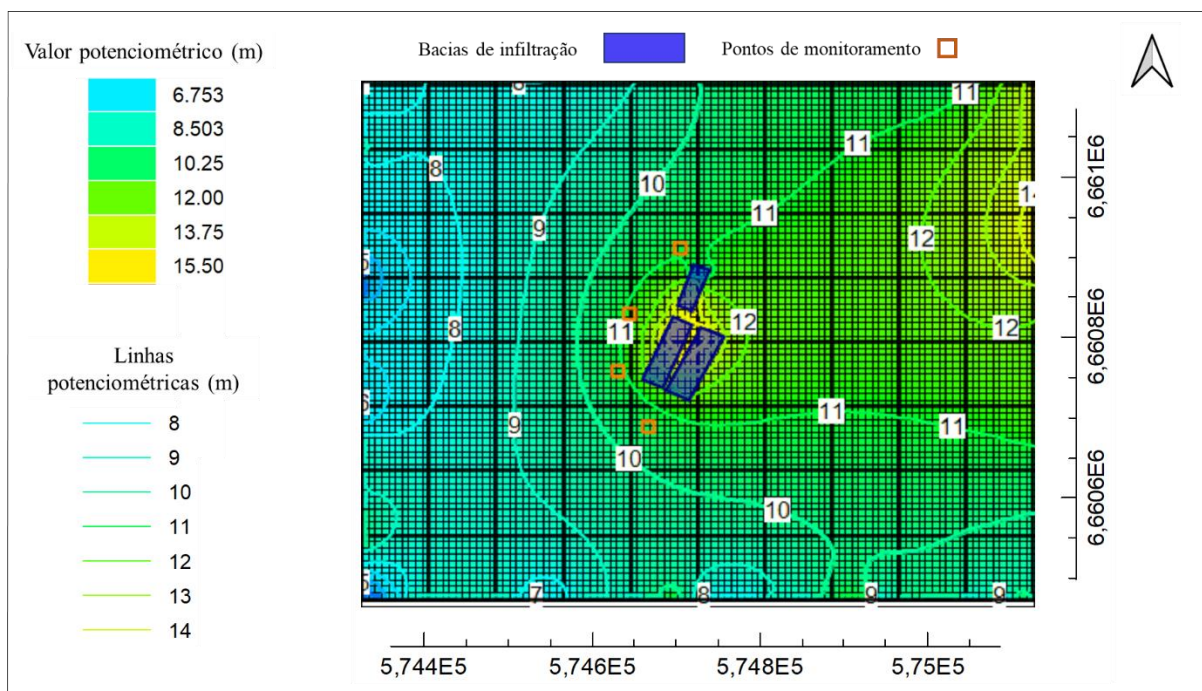
Para a calibração e validação do modelo foi utilizado o erro médio absoluto (MAE). O parâmetro de calibração foi a carga hidráulica inicial. Na tabela 5 são apresentados os valores de nível de água observados e os previstos pelo modelo numéricos, assim como, o MAE obtido para cada ponto de monitoramento.

Tabela 5: Valores de nível de água observados, previstos e resultado do MAE.

		PMA	PMB	PMC	PMD
Nível de água (m)	Dados observados	0,74	0,81	0,68	0,73
	Dados previstos	0,66	0,75	0,60	0,74
MAE (m)		<b>0,08</b>	<b>0,06</b>	<b>0,08</b>	<b>0,01</b>



Pode-se notar pelos valores de MAE que o modelo representou bem algumas regiões da área de estudo, apresentando um erro de apenas 1 cm no ponto de monitoramento do poço de monitoramento PMD, enquanto em outras regiões o erro foi maior (8 cm), indicando que pode haver outros processos, que não foram representados pelo modelo, como por exemplo a evaporação e as simplificações dos dados de entrada, como a porosidade efetiva e a distribuição do fluxo d'água nas direções horizontais e verticais, além de descontinuidades no aquífero que influenciam na dinâmica da água subterrânea. Vale ressaltar que esse nível medido é em relação a superfície, sendo a espessura do aquífero simulado muito maior (25m), desta forma o erro apresentado é relativamente pequeno quando comparado a essa espessura total. A Figura 16 apresenta o resultado final da simulação do fluxo d'água subterrânea na área de estudo.



**Figura 16: Mapa potenciométrico da área de estudo.**

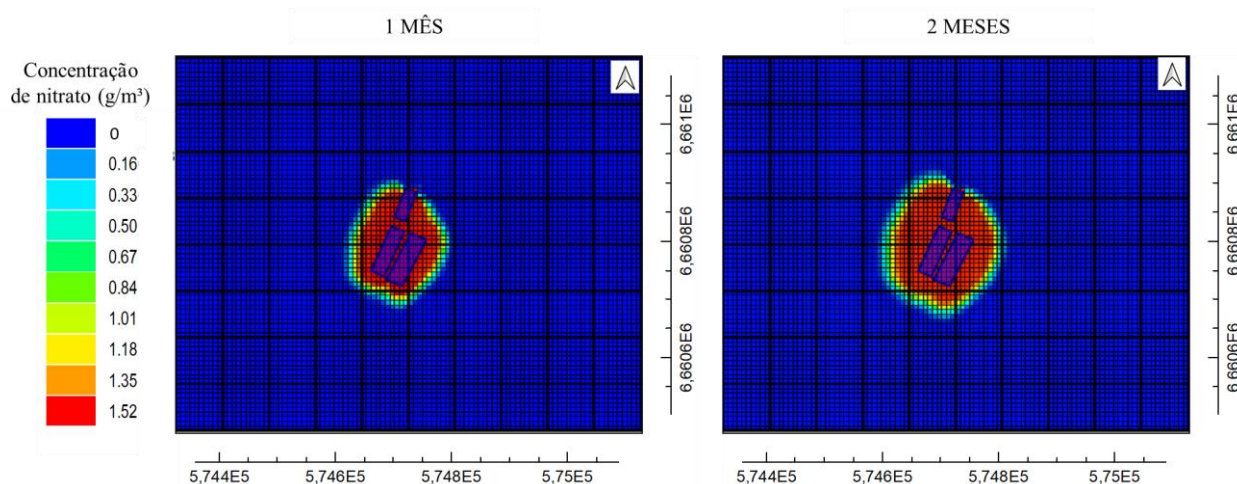
Pela figura 16 é possível notar uma tendência do fluxo de águas subterrâneas no sentido leste a oeste, indo da parte mais elevada do terreno para a parte mais baixa. A faixa de variação do nível piezométrico foi de 6,75 m a 15,5 m, sendo que, na área em que se encontram as bacias de infiltração concentram-se cargas hidráulicas de aproximadamente 12 a 15 m, com a convergência de fluxo para as cargas mais baixas da

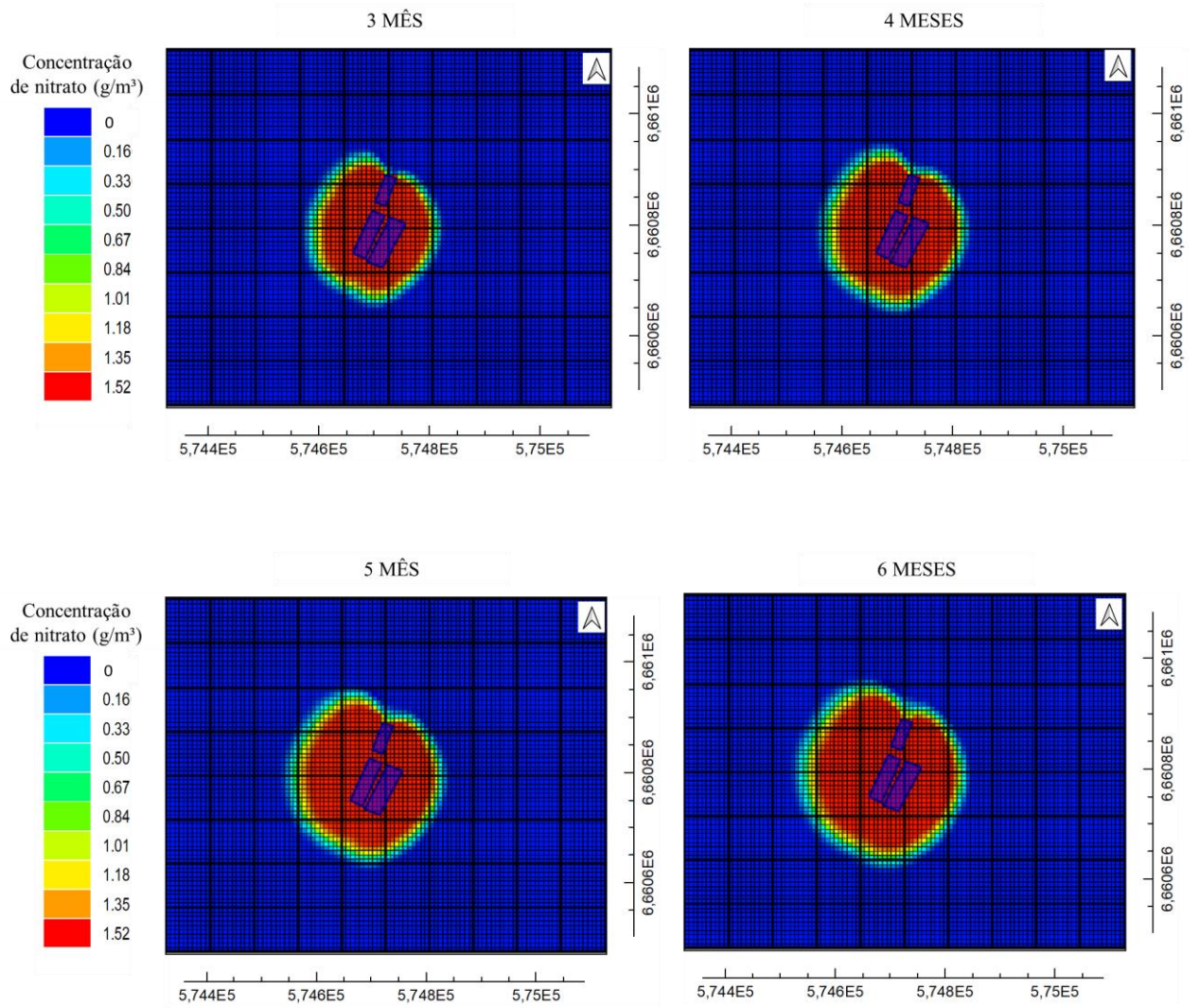
direção oeste. O fluxo subterrâneo no aquífero apresentou velocidade entre  $1,2 \times 10^{-7}$  e  $5,9 \times 10^{-8}$  m/s, sendo coerente com seu respectivo potenciométrico.

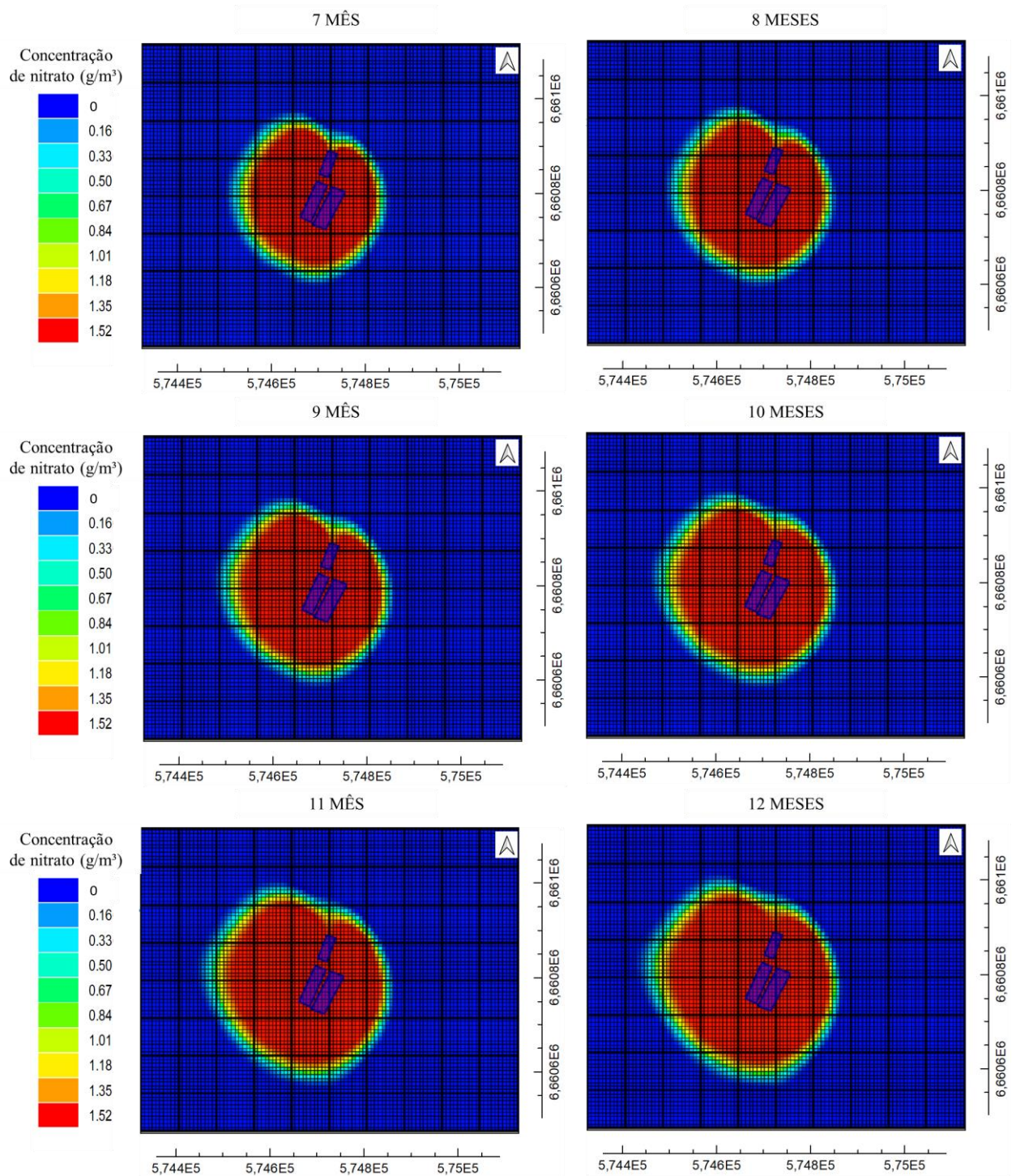
Em geral o modelo apresentou uma boa capacidade de representar as condições hidrogeológicas da região, no entanto é importante ressaltar que para um resultado mais preciso são necessários dados mais detalhados da área de estudo, assim como mais dados de monitoramento, para que se possa representar melhor a espacialidade do aquífero e as variações temporais, podendo-se assim realizar uma calibração mais detalhada. Os resultados foram satisfatórios, considerando as simplificações que foram adotadas na simulação, sendo assim o modelo foi considerado válido para proceder com a simulação da pluma de contaminante.

## 4.2 Modelo da pluma de contaminante

Após a validação do modelo de fluxo das águas subterrâneas, foi possível realizar uma simulação do transporte do nitrato em meio poroso. A simulação foi realizada para um período de 1 ano, em uma discretização mensal, considerando os processos físicos de transporte (advecção e dispersão). A Figura 17 apresenta o desenvolvimento da pluma de nitrato em cada etapa do período de estudo.



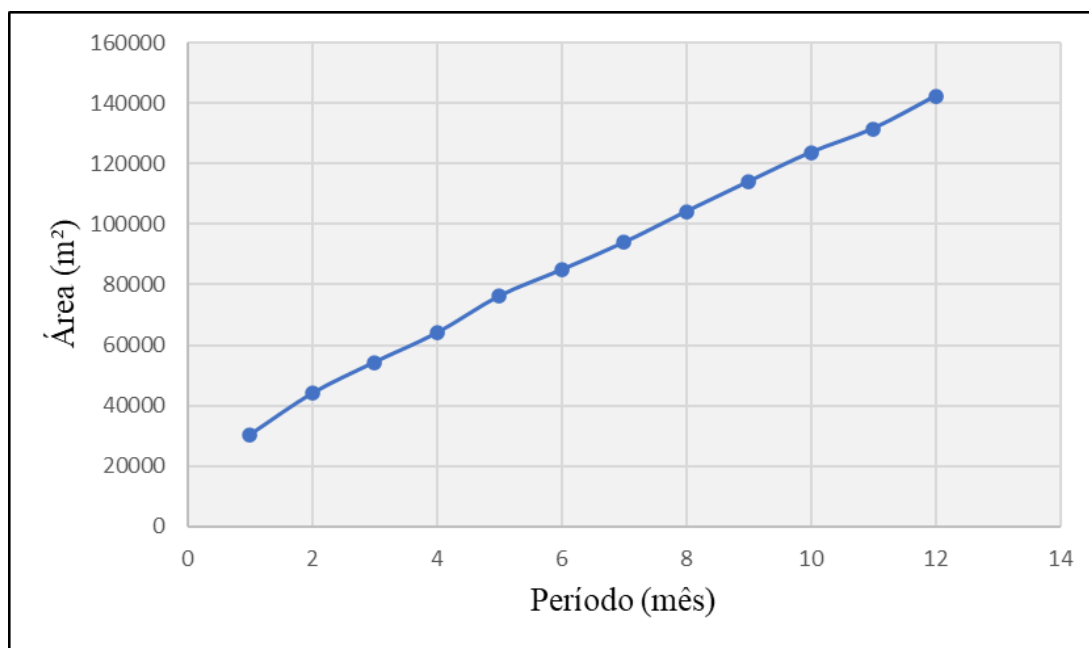




**Figura 17: Desenvolvimento da pluma de nitrato em passos de meses.**

Analisando a Figura 17 podemos ver a expansão da pluma de contaminante, lembrando que a movimentação da pluma de contaminante mantém um caráter conservativo das concentrações ao longo do tempo, pois não foram considerados os fatores de sorção e degradação os quais interferem no transporte de contaminantes no meio, havendo assim, uma acumulação do contaminante na área de estudo. Pela

simulação é perceptível que o fluxo de contaminante segue a mesma tendência do fluxo d'água subterrânea, como esperado, ou seja, a pluma se expande mais na direção Leste-Oeste. No gráfico da Figura 18, é possível visualizar o crescimento da área da pluma no decorrer dos 12 meses simulados, a mesma apresentou um crescimento aproximadamente constante de 7,15% (10.000 m<sup>2</sup>) por mês.



**Figura 18:** Gráfico do aumento da área da pluma de nitrato em meses.

Ainda pela Figura 17, é possível visualizar o transporte e as concentrações do contaminante no decorrer dos 12 meses de simulação. As concentrações de nitrato variaram de 0,16 a 1,52 g/m<sup>3</sup>. De acordo com a Resolução CONAMA 396/2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, os valores obtidos estão abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) de nitrato para cada um dos usos considerados como preponderantes (10 g/m<sup>3</sup> para consumo humano e para recreação, e 90 g/m<sup>3</sup> para dessedentação animal).

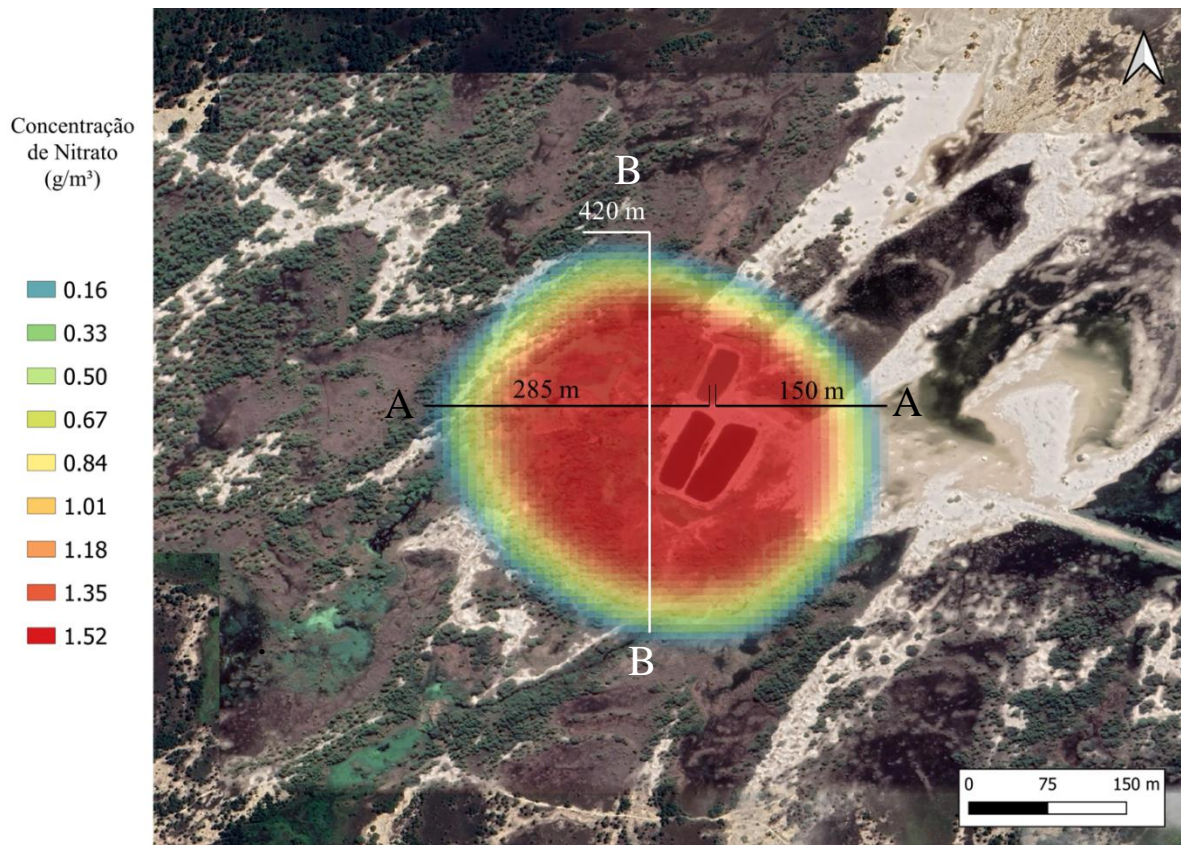
De acordo com a Resolução CONAMA 420/2019, que dispõe sobre a contaminação do solo em decorrência de atividades antrópicas, o valor máximo obtido se encontra abaixo do valor definido como mínimo necessário para uma investigação mais aprofundada em água subterrânea (10g/m<sup>3</sup>).

É importante lembrar que essa análise quantitativa contém diversas incertezas, associadas a concentração inicial de nitrato utilizada, uma vez que a mesma não foi obtida pela caracterização do efluente que chega nas bacias de infiltração. Por fim, vale ressaltar

que essa análise foi conduzida com base nas CONAMA 396 e 420 devido ao fato de não existir um enquadramento de águas subterrâneas estadual. No Estado do Rio Grande do Sul, a FEPAM possui a Portaria Nº 068/2019, que dispõe sobre os critérios para disposição final de efluentes líquidos sanitários e efluentes líquidos industriais em solo no RS. A Portaria trata das condições e padrões de disposição de efluentes em solo, rege os padrões de qualidade, impactos quali-quantitativos, dimensionamentos e projetos dos lotes, bacias e valas, entre outros. No caso da área de estudo, o empreendimento foi licenciado pela FEPAM.

O valor de concentração de nitrato simulado foi determinado com base em recomendações da literatura, e é um valor bastante conservador para o tipo de efluente encontrado no local. Idealmente deve-se caracterizar a concentração desse contaminante no efluente, para que análises mais detalhadas possam ser conduzidas. No entanto, o objetivo desse trabalho era mostrar que independente da concentração do poluente, o mesmo tem um grande potencial de se espalhar pelo aquífero da região, devido as características do mesmo, podendo trazer problemas ambientais.

Na Figura 19 podemos observar o transporte do nitrato no período de 12 meses. A dispersão longitudinal (AA) do contaminante, resultou em uma pluma de aproximadamente 435 m de diâmetro no período simulado (12 meses), sendo 285 m para a direção oeste e 150 m na direção leste. A dispersão transversal (BB) da pluma para este cenário foi de 420 m aproximadamente, apresentando seu maior raio levemente deslocado na direção oeste das bacias.

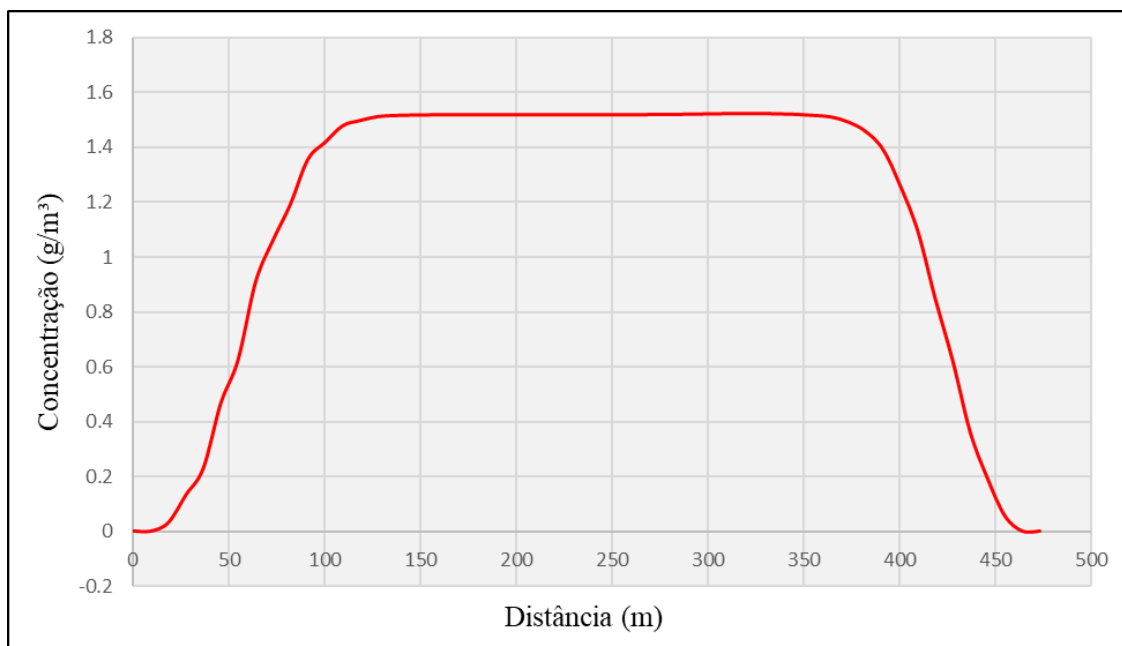


**Figura 19: Pluma de nitrato em 1 ano.**

Como demonstrado pelo modelo, o espalhamento desta pluma ocorre preferencialmente para a direção Oeste, onde encontram-se áreas de banhado, de acordo com o Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul (SIOUT) esta área não possui cadastros de usos de água subterrânea, somente os poços de monitoramento das bacias.

Porém essas áreas são possivelmente o habitat natural de algumas espécies da região, como por exemplo a Lagoa da Rondinha, a 1,8km das bacias de infiltração. Considerando um cenário de transporte de poluentes pelo aquífero, e a conectividade dessas lagoas e banhados com essa água subterrânea (que são, possivelmente, aflorações da mesma), existe a possibilidade de migração dessas substâncias a estes corpos hídricos a longo prazo.

Para uma melhor visualização do resultado da simulação da pluma, elaborou-se um gráfico da concentração de nitrato ao longo da seção longitudinal AA (Figura 20). Pelo gráfico é possível confirmar mais uma vez que o contaminante se propaga na direção oeste de forma mais pronunciada.



**Figura 20: Gráfico da concentração de nitrato ao longo da seção longitudinal AA.**

Além do transporte do contaminante no plano horizontal (XY), também foi simulado o fluxo na direção vertical Z (em profundidade). Porém, como mencionado anteriormente os processos bio-físico-químicos não foram considerados, não sendo simulado o processo de degradação, que é um dos principais responsáveis pela degradação de compostos orgânicos no subsolo (CRUZ, 2003). Desta forma, não foi possível obter um resultado conclusivo sobre o sentido do fluxo vertical (ascendente ou descendente) através desta simulação, e nem resultados conclusivos sobre o perfil de espalhamento vertical.



## 5. CONCLUSÕES

O presente trabalho tinha como objetivos, avaliar a capacidade do modelo matemático MODFLOW, através de sua interface gráfica o ModelMuse em realizar a representação hidrogeológica da área de estudo, avaliar o resultado da simulação do fluxo das águas subterrâneas considerando as bacias de infiltração como recarga, e avaliar, por meio do módulo de transporte de poluentes MT3D o transporte do nitrato proveniente de efluente sanitário no aquífero, considerando os processos de advecção e dispersão (simulação conservativa).

Em geral o modelo se apresentou como uma boa alternativa para representar as condições hidrogeológicas da região, apresentando erros médios absolutos na faixa de 1 a 8 cm. Esses erros podem ser diminuídos com mais informações e medições da área de estudo, no entanto, para uma análise preliminar os resultados obtidos foram satisfatórios. Outra vantagem do modelo é que o mesmo é gratuito e facilmente encontrado na internet, além de contar com diversos manuais.

Como esperado, notou-se uma influência significativa das bacias de infiltração na recarga do aquífero no entorno da área de estudo, alterando a dinâmica das águas subterrâneas no local.

O MT3D apresentou um bom potencial na representação da pluma de contaminantes em meio poroso, mesmo com algumas simplificações apresentou um resultado preliminar plausível e demonstrou a importância e a necessidade de um estudo mais detalhado no local, para que se possa realizar um diagnóstico mais preciso da influência dessas bacias de infiltração na dinâmica e na contaminação do aquífero local.

Ressalta se que a simulações da dispersão de contaminante foi realizada para o nitrato, porém o efluente disposto nas bacias contém outros contaminantes, como fósforo, coliformes e outros microrganismos patogênicos, entre outros, ou seja, a contaminação no aquífero possivelmente é superior, para que se tenha uma contaminação menor nas áreas adjacentes ao local de disposição, o efluente disposto deveria passar pelo pré-tratamento recomendado pelo método, algo que não foi constatado no local. Outra possibilidade é dispor esse efluente em locais com uma camada de solo mais espessa.

A simulação do transporte de contaminante demonstrou uma alta vulnerabilidade de contaminação da área de estudo, o que é explicado pelo fato de se tratar de um aquífero livre, com nível estático pouco profundo, juntamente com a camada vadosa constituída por sedimentos arenosos. Áreas deste tipo apresentam naturalmente um maior potencial

à contaminação, pois a acessibilidade hidráulica é maior em função das características geológicas e hidrogeológicas do local.

Devido as simplificações adotadas, como a simulação conservativa, o valor de nitrato proveniente de uma referência e considerando 100% da população atendida com coleta de efluente, a conservação da concentração do nitrato ao passar pela zona não saturada, a condutividade hidráulica igual em todas as direções, os resultados quantitativos da dispersão do nitrato não devem ser utilizados como referência para outros trabalhos.

Trabalhos futuros podem realizar um diagnóstico mais preciso através do levantamento de mais informações sobre o aquífero e o meio físico da região, trazendo também mais informações sobre o efluente disposto nesse local. Levantar mais informações do aquífero, incluindo a instalação de mais poços de monitoramento, para permitir melhor entendimento da migração vertical da pluma. Pode-se também considerar nas simulações de transporte de contaminante os mecanismos bioquímicos de sorção e de decaimento. E por fim poderiam ser realizadas simulações multiparâmetros (com mais de um contaminante) e/ou simulações para cada contaminante individualmente, considerando a complexidade das reações químicas e da dispersão e decaimento de cada contaminante.

## Referências bibliográficas

ASF DAAC - Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Center. ALOS PALSAR\_Radiometric\_Terrain\_Corrected\_high\_res; Includes Material © JAXA/METI 2007. 2015. Disponível em: <https://asf.alaska.edu/data-sets/derived-data-sets/alos-palsar-rtc/alos-palsar-radiometric-terrain-correction/>. Acesso em: 05 out. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 15 de junho de 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009.

CABRERA, F.; LÓPEZ, R.; MARTINEZ-BORDIÚ, A.; DUPUY DE LOME, E.; MURILLO, J. M. 1996. Land treatment of olive oil mill wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*. p. 215-225.

CATHCART, D. SCBR: Um Estudo Comparativo da Simulação do Fluxo Subterrâneo e do Transporte de Contaminantes com Soluções Analíticas e Modelos Numéricos. Dissertação mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

CHAI, T.; DRAXLER, R. R.: Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? – Arguments against avoiding RMSE in the literature, *Geosci. Model Dev.*, 7, 1247–1250, <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014>, 2014.

CLEARY, R. W. Águas subterrâneas. Princenton Groundwater Inc.: Clean Environment Brasil, 1989.

CORT J. WILLMOTT; KENJI MATSUURA. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*. v.30 n.1, 2005. pag. 79–82.

CRUZ, P.K.S.G. Simulação do transporte e reabilitação de contaminações de hidrocarbonetos em solo. Dissertação de mestrado em Engenharia do Meio Ambiente, Ramo de Geoambiente, Faculdade de Engenharia, Universidade de Porto, Portugal, 2003.

FEITOSA, F.A.C. FILHO, J.M; FEITOSA, E.C.; DEMETRIO, J.G.A. Hidrogeologia: Conceitos e aplicações. Rio de Janeiro. Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais (CPRM). 3ª Ed. revisada e ampliada. 2008.

FERREIRA, Q. C. G. Estudo da mobilidade química de elementos maiores e traços em saprolito de gnaiss no aterro sanitário (CTRS-BR040) de Belo Horizonte (MG). Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Ouro Preto, 2012.

FIORI, J.; CAMPOS, J.E.G.; ALMEIDA, L. 2010. Variabilidade da condutividade hidráulica das principais classes de solos do Estado de Goiás. *Geociências*, 29(2): 229-235.

- FONSECA, A. F. Disponibilidade de Nitrogênio, Alterações nas Características Químicas do Solo e do Milho pela Aplicação de Efluente de Esgoto Tratado. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura —Luís de Queiroz, Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- FONSECA NETO, F. D. Determinação da Difusão Efetiva de Nitrato e Potássio em Solo Argiloso Compactado. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2007.
- FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 604 p.
- HARBAUGH, A.W. MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey modular groundwater model—the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6- A16. 2005.
- HEATH, R. C. Basic ground-water hydrology. U.S. Geological Survey Water-Supply (USGS) Paper 2220, 86 p. 1983.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e estados: Cidreira. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rs/cidreira.html>. Acesso em: 26 abr. 2022.
- IDEO - Lamont-Doherty Earth Observatory. Climate and water: Groundwater transport. Disponível em: [https://www.ldeo.columbia.edu/~martins/climate\\_water/lectures/gwt.html](https://www.ldeo.columbia.edu/~martins/climate_water/lectures/gwt.html). Acesso em: 08 set. 2022.
- KUTILEK, M.; NIELSEN, D.R. 1994. Soil hydrology: textbook for students of soil science, agriculture, forestry, geocology, hydrology, geomorphology and other related disciplines. Catena Publishers, CremlingenDestedt, 370 p.
- LANGEVIN, C. D.; HUGHES, J. D.; BANTA, E. R.; NISWONGER, R. G.; PANDAY, S.; PROVOST, A. M. Documentation for the MODFLOW 6 Groundwater Flow Model.U.S. Chapter 55 of section A, Groundwater book 6. Geological Survey, Reston, Virginia, 2017.
- LOPES, D. F. Transporte de contaminantes em meios porosos: aplicação da técnica da transformada integral. Universidade Federal do Pará. 2005.
- MACHADO, J. L. F.; FREITAS, M. A. Projeto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul: Porto Alegre: CPRM, 2005. 1 CD-ROM. Mapa color. Escala 1:750.000. Convênio SOPS-SEMA-DRH/RS-CPRM.
- MARTINS, J.R.P. Modelação numérica de fluxo e assentamento em escavação com rebaixamento de nível freático. Faculdade de engenharia da Universidade do Porto. Estudo de caso no centro do Rio de Janeiro. Portugal, 2014.
- MCDONALD, M.G.; HARBAUGH, A.W. A modular threedimensional finite-difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 6, chap. A1. Reston, Virginia: USGS, 1988.

MESQUITA, M.D.G.B.D.; MORAES, S.O. 2004. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. *Ciência Rural*, 34(3): 963-969. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782004000300052>.

MONCADA M.P.H. Estudo em laboratório de característica de colapso e transporte de solutos associadas a infiltração de licor cáustico em um solo laterítico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, Dissertação de Mestrado, 190p. 2004.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING M. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, 2005.

PEREIRA, T. I.; UHDE, L. T.; GUBIANI, P. I.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; VOLGELMANN, E. S. Condutividade Hidráulica saturadas e propriedades físicas do solo e área de pastagem degradada em Argissolo na Depressão Central do RS. Resumo expandido da VII Reunião Sul-brasileira de Ciências do Solo – Santa Maria, RS, março de 2011. Disponível em: [http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao\\_Resumos/VIIRSBCS\\_6.pdf](http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao_Resumos/VIIRSBCS_6.pdf).

Acesso em: 09 set. 2022.

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Tecnologia do Tratamento de Águas Residuárias no Solo: Infiltração Rápida, Irrigação e Escoamento Superficial. In: CAMPOS, José Roberto (Cord). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES, 19. p. 357– 408.

REYNOLDS, V.J.; FRAILE, J.; HIRATA, R. Trends in nitrate concentrations and determination of its origin using stable isotopes in groundwater of the western Central Valley, Costa Rica. *Journal of the Human Environment*, 2006.

ROCHA, R.E., GASTMANS, D., SACCHI, M. D., OLIVEIRA, M. D. variações espaciais na Condutividade hidráulica do solo em área de recarga do Sistema Aquífero Guarani. *Revista do Instituto Geológico, São Paulo*, 40 (2), 35-51, 2019.

ROWE, J. E., ST. JEOR, S. C., RIOLO, J., OTTESON, E. W., MONROE, M. C., HENDERSON, W. W., KSIAZEK, T. G., ROLLIN, P. E., AND NICHOL, S. T. (1995). Coexistence of several novel hantaviruses in rodents indigenous to North America. *Virology* 213, 122 – 130.

RS/FEPAM. SOL - Sistema Online de Licenciamento Ambiental. Disponível em: <https://secweb.procergs.com.br/sra/>. Acesso em: 12 set. 2022.

RS/SEMA/DRHS. SIOUT - Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.siout.rs.gov.br/#/>. Acesso em: 25 ago. 2022.

SIAGAS/CPRM. Sistema de Informações de Águas Subterrâneas/ Serviço Geológico do Brasil. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>. Acesso em: 05 ago. 2022

SILVA, C.L.; KATO, E. 1997. Efeito do selamento superficial na condutividade hidráulica saturada da superfície de um solo sob cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 32(2): 213-220.

SOARES, D.A. Caracterização Hidrogeológica e Hidroquímica das Águas Subterrâneas do Município de Osório, RS, 2016. Trabalho de Conclusão do Curso de Geologia do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

SPGG - Secretaria de Planejamento, Governança e Gestão, 2011. Atlas socioeconômico Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/hipsometria-e-unidades-geomorfologicas>. Acesso em: 26 abr. 2022.

TROIAN, G. C.; GOFFERMANN, M.; DE FREITAS, M. A. Monitoramento Quali-Quantitativo do Aquífero Costeiro no Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Águas Subterrâneas*, 2014.

TROIAN, G. C.; REGINATO, P. A. R.; MARQUEZAN, R. G.; KIRCHHEIM, R. Modelo conceitual hidrostratigráfico do sistema aquífero costeiro no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul. *RIGeo CPRM*, 2020.

USEPA. Water-quality assessment: a screening procedure for toxic and conventional pollutants in surface and ground water, 1985.

USEPA. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. Washington: EPA, 2002. 367p.

VARNIER, C.; IRITANI, M.A.; VIOTTI, M.; ODA, G.H.; FERREIRA, L.M.R. Nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru, área urbana do Município de Marília (SP). *Revista do Instituto Geológico*, 2010.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. In: *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. 3a ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v.1, 452 p, 2005.

WINSTON, R.B. ModelMuse—A graphical user interface for MODFLOW–2005 and PHAST: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, 2009.

ZHENG, C. MT3D, a modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. Ada, OK: Report to the U.S. Environmental Protection Agency, 1990.

ZHENG, C. Recent developments and future directions for MT3DMS and related transport codes. *Ground Water*, v. 47, n. 5, 2009.

ZHENG, C.; WANG, P.P. MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. Alabama Univ University, 1999.

ZHENG, C. & GORELICK, S.M. (2003) Analysis of solute transport in flow fields influenced by preferential flow paths at the decimeter scale. *Ground Water*, v. 41, n. 2, p. 142-155.

YEFANG E SOMERS. Modeling effects of nitrate from non-point sources on groundwater quality in an agricultural watershed in Prince Edward Island, Canada, 2009.