

Journal of Water and Wastewater, Vol. 32, No.1, pp: 91-105

# Uncertainty and Sensitivity Analysis of Solute Contaminant Transport Simulation in Groundwater (Case Study: Qazvin Plain)

N. S. Jafari <sup>1</sup>, S. Alimohammadi<sup>2</sup>

1. Former Graduated Student, College of Water and Hydraulic Structural Engineering, Dept. of Civil Engineering, Water and Environmental Engineering, Shahid Beheshti University of Tehran, Iran
2. Assoc. Prof. of Water Engineering, Dept. of Civil Engineering, College of Water and Environmental Engineering, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran  
(Corresponding Author) saeed.alimohammadi@gmail.com

(Received May 2, 2020 Accepted Sep. 1, 2020)

#### To cite this article:

Jafari, N. S., Alimohammadi, S. 2021. "Uncertainty and sensitivity analysis of solute contaminant transport simulation in groundwater (case study: Qazvin plain)" Journal of Water and Wastewater, 32(1), 91-105. Doi: 10.22093/wwj.2020.229174.3016. (In Persian)

## Abstract

Groundwater contaminant transport modeling is a useful tool for identifying how pollutants fate and transport in porous aquifer environments. These models include several parameters, which are often estimated based on personal judgment or in the best case, based on limited field measurements. Therefore, the input data of simulation models are not accurate and contain several errors. The purpose of this study is parameter uncertainty and sensitivity analysis in the groundwater solute contaminants transport modeling using probability theory. First, governing equations for groundwater flow and solute contaminant transport have been presented. Then, using MOFLOW for modeling groundwater flow and MT3DMS for modeling solute contaminant transport in a hypothetical problem and using effective parameters in a case study (Qazvin plain), uncertainty analysis through the Monte Carlo method was done. To illustrate the uncertainty analysis, the Complementary Cumulative Distribution Functions (CCDF) of Chloride and Nitrate graphs have been computed. Then using random samples, generated in uncertainty analysis step, local and global sensitivity analysis of solute transport model parameters have been determined. Result: Using maximum concentration of solute contaminant as a model output, the results of the local sensitivity analysis show that the most sensitive parameters are hydraulic conductivity (K), decay rate constant ( $\lambda$ ), porosity ( $\theta$ ), distribution

coefficient ( $K_d$ ), and dispersivity (D) respectively. While using time to maximum concentration as output variable, leads to the following order of sensitivity: K,  $K_d$ ,  $\theta$ , D, and  $\lambda$ . On the other hand, the global sensitivity analysis using maximum concentration shows that the order of sensitivity is: K,  $\lambda$ ,  $\theta$ , D, and  $K_d$ , and using time to maximum concentration it is: K,  $K_d$ , D,  $\lambda$ , and  $\theta$  respectively. According to the CCDF of Chloride, concentrations of 5%, 50% and 95% equal 205.5, 196 and 185.4 mg/L respectively. Also, according to the CCDF of Nitrate the concentrations of 5%, 50%, and 95% equal 56, 54.125 and 51.5 mg/L respectively. All five parameters are sensitive in solute transport modeling. The local and global sensitivity analysis show more or less the same results. In general, the sensitivity ranking of parameters is K,  $\lambda$ ,  $K_d$ ,  $\theta$ , and D.

**Keywords:** Groundwater Contamination, Uncertainty Analysis, Sensitivity Analysis, Monte Carlo Simulation.



مجله آب و فاضلاب، دوره ۳۲، شماره ۱، صفحه: ۹۱-۱۰۵

## تحلیل عدم قطعیت و حساسیت مدل انتقال آلاینده محلول در آب‌های زیرزمینی (مطالعه موردی: دشت قزوین)

ناهد سادات جعفری<sup>۱</sup>، سعید علیمحمدی<sup>۲</sup>

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، گروه مهندسی آب و سازه‌های هیدرولیکی، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران  
۲- دانشیار، گروه مهندسی منابع آب، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران  
(نویسنده مسئول) saeed.alimohammadi@gmail.com

(دریافت ۹۹/۲/۱۳ پذیرش ۹۹/۶/۱۱)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:

جعفری، ن. س.، علیمحمدی، س.، ۱۴۰۰، "تحلیل عدم قطعیت و حساسیت مدل انتقال آلاینده محلول در آب‌های زیرزمینی (مطالعه موردی: دشت قزوین)" مجله آب و فاضلاب، ۳۲(۱)، ۹۱-۱۰۵. Doi: 10.22093/wwj.2020.229174.3016

### چکیده

مدل‌سازی کیفی آب‌های زیرزمینی ابزاری مفید برای شناسایی چگونگی انتقال آلاینده‌ها در محیط متخلخل آبخوان است. این مدل‌ها شامل پارامترهای متعددی هستند که اغلب بر اساس پژوهش‌های قبلی یا قضاوت کارشناسی برآورد می‌شوند یا در بهترین شرایط بر اساس اندازه‌گیری‌های محدود میدانی برآورد می‌شوند. در نتیجه داده‌های ورودی به مدل‌های شبیه‌سازی، دقیق نبوده و همراه با خطا هستند که این خطاها باعث به وجود آمدن عدم قطعیت در نتایج مدل شبیه‌سازی می‌شود. هدف این پژوهش تحلیل عدم قطعیت و تحلیل حساسیت پارامترهای مدل جریان و مدل انتقال آلاینده محلول در آب زیرزمینی و تعیین پارامترهای حساس بر انتقال آلاینده بود. به این منظور ابتدا با استفاده از مدل فرضی و تحلیل حساسیت به دو روش موضعی و جامع، پارامترهای حساس بر انتقال آلاینده تعیین شد. پارامترهای مؤثر بر حداکثر غلظت آلاینده محلول از تحلیل حساسیت موضعی به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب کاهشی، تخلخل، ضریب توزیع و ضریب پخشیدگی و پارامترهای مؤثر بر زمان رسیدن به حداکثر غلظت به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب توزیع، تخلخل، ضریب پخشیدگی و ضریب کاهشی بودند. پارامترهای مؤثر بر حداکثر غلظت آلاینده محلول با توجه به نتایج تحلیل حساسیت جامع نیز به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب کاهشی، تخلخل، ضریب پخشیدگی و ضریب توزیع و پارامترهای مؤثر بر زمان رسیدن به حداکثر غلظت به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب توزیع، ضریب پخشیدگی، ضریب کاهشی (یا نرخ زوال) و تخلخل بودند. سپس مدل‌سازی جریان با مدل MODFLOW و مدل‌سازی انتقال آلاینده‌ها با مدل MT3DMS آب زیرزمینی منطقه بررسی شده (دشت قزوین) بر اساس اطلاعات کیفی مربوط به یون‌های کلراید و نیترات انجام شد و با استفاده از پارامترهای مدل، تولید متغیرهای تصادفی به روش مونت کارلو که مناسب برای توابع پیچیده است، انجام شد. برای بیان تحلیل عدم قطعیت نمودارها تابع توزیع تجمعی مکمل CCDF غلظت کلراید و نیترات محاسبه و رسم شده است. با توجه به این نمودار تغییرات غلظت کلراید با احتمال ۵ درصد برابر با ۲۰۵/۵ میلی‌گرم در لیتر، با احتمال ۵۰ درصد برابر با ۱۹۶/۵ میلی‌گرم در لیتر، احتمال ۹۵ درصد برابر با ۱۸۵/۴ میلی‌گرم در لیتر است. همچنین با توجه به نمودار CCDF نیترات، تغییرات غلظت نیترات با احتمال ۵، ۵۰ و ۹۵ درصد به ترتیب برابر ۵۶، ۵۴/۱۲۵ و ۵۱/۵ میلی‌گرم در لیتر حاصل شد. نتایج دو روش تحلیل حساسیت موضعی و جامع شبیه هم هستند. شایان ذکر است که این نتیجه مربوط به مدل فرضی است و ممکن است در شرایط دیگر نتایج متفاوتی حاصل شود.

واژه‌های کلیدی: آلودگی آب زیرزمینی، تحلیل عدم قطعیت، تحلیل حساسیت، شبیه‌سازی مونت کارلو



## ۱- مقدمه

در تمامی طرح‌ها و عملیات مهندسی، معمولاً تصمیمات گرفته شده دارای عدم قطعیت هستند. به طوری که در پروژه‌های مهندسی اطمینان و امنیت به درجه عدم قطعیت آنها بستگی دارد. ین و تانگ در سال ۲۰۰۵ در حالت کلی عدم قطعیت را به دو دسته ذهنی و ذاتی تقسیم‌بندی کرده‌اند. عدم قطعیت‌های ذاتی، رویدادهایی مانند بارش باران، مقدار بارش و وقوع زلزله غیرقطعی و با دانش فعلی غیرقابل کاهش هستند. عدم قطعیت‌های ذهنی، در واقع مقداری معلوم و قطعی هستند که اطلاعات کافی درباره آنها وجود ندارد و با افزایش اطلاعات در مورد پدیده مورد نظر مانند تراز آب زیرزمینی در یک چاه مشاهده‌ای مسدود، هدایت هیدرولیکی و تخلخل آبخوان قابل کاهش و حذف هستند (Tung and Yen, 2005).

## ۲- روش کار

۱-۲- شبیه‌سازی جریان، انتقال آلاینده و تحلیل عدم قطعیت روش‌های آماری متعددی برای تحلیل عدم قطعیت وجود دارد. هر تکنیکی سطوح متفاوتی از ریاضیات پیچیده و داده‌ها نیاز دارد. مسائل مهندسی، معمولاً با توابعی به شکل زیر روبه‌رو است

$$y=f(x) \quad (1)$$

که در آن

$$y \text{ متغیر خروجی یا پاسخ سیستم بوده و } x \text{ بردار متغیر ورودی است.} \\ x=(x_1, x_2, \dots, x_n) \quad (2)$$

چنانچه ورودی‌ها متغیرهای تصادفی باشند، آنها را متغیرهای پایه استوکستیک می‌نامند.

به لحاظ کاربردی، منظور از تحلیل عدم قطعیت شامل تعیین خصوصیات آماری (تابع توزیع احتمالاتی یا گشتاورهای آماری) تابع پاسخ  $y$  به صورت تابعی (صریح یا ضمنی) از خصوصیات آماری متغیرهای پایه استوکستیک  $x$  است.

بسته به پیچیدگی معادله تابعی ۱، می‌توان از روش‌های تحلیلی مانند روش‌های توزیع مشتق شده<sup>۲</sup>، تکنیک‌های تبدیل

آب‌های زیرزمینی یکی از منابع مهم برای تأمین نیاز کشاورزی، شهری و صنعتی است. رشد روزافزون جمعیت و ناآگاهی در استفاده درست از منابع آب زیرزمینی باعث تنزل کیفیت آب زیرزمینی شده است. به منظور تصمیم‌گیری در خصوص ارتقای احیای کیفیت آب زیرزمینی نیاز به مدل‌سازی کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی است. مدل‌سازی آب زیرزمینی و تصمیم‌گیری‌های مدیریتی در این مورد، با عدم قطعیت‌هایی ناشی از کمبود اطلاعات و تصادفی بودن پیامدها همراه است. کمبود اطلاعات مربوط به خصوصیات محیط‌های متخلخل و چگونگی حرکت آب و انتقال آلاینده مورد نظر در محیط متخلخل است. تصادفی بودن پیامدها از جمله جریان‌های ورودی و خروجی را شامل می‌شود. این کمبود اطلاعات و خطاها باعث ایجاد نتایج همراه با عدم قطعیت و منشأ عدم قطعیت هستند.

برای دستیابی به خروجی و پاسخ‌های دقیق‌تر مدل‌ها، نیاز به تحلیل این عدم قطعیت‌ها است. مدل‌سازی جریان و انتقال آلاینده‌ها در آب زیرزمینی به منظور مدیریت پایدار منابع آب امری ضروری است. به دلیل پیچیدگی‌های زمین‌شناسی و تنوع مکان‌های ورود و خروج آب و آلاینده‌ها به آبخوان، برآورد خصوصیات آبخوان دارای خطا است. وجود خطا در شرایط مرزی و اولیه و پارامترهای مدل، منجر به ارائه پیش‌بینی‌ها و نتایج همراه با عدم قطعیت می‌شود (Rojas et al., 2008).

مدل‌های شبیه‌سازی ایزاری مفید برای ارزیابی اثرات درازمدت ورود آلاینده‌ها به آب زیرزمینی، تداخل آب‌های شور و شیرین در آبخوان‌های ساحلی، اثرات برداشت آب در تراز آب زیرزمینی، ارزیابی سناریوهای آینده و بررسی گزینه‌های مختلف توسعه و پاک‌سازی آبخوان‌ها هستند (Gorelick, 1983).

عدم قطعیت کمابیش در تمام پروژه‌های مهندسی وجود دارد و حذف آن ناممکن است. در طراحی زیرساخت‌های مهندسی، عدم قطعیت‌های متعددی وجود دارد. برای مثال، عدم قطعیت در طراحی یک هیدروسیستم ممکن است شامل جنبه‌های هیدرولیکی، هیدرولوژیکی، سازه‌ای و ژئوتکنیکی، محیط‌زیستی و اقتصادی باشد ولی فقط به همین جنبه‌ها نیز محدود نمی‌شود (Tung and Yen, 2005). عدم قطعیت را می‌توان کمبود اطلاعات در مورد پدیده‌ها و مسائل تعریف کرد (Mays and Tung, 1992).

<sup>1</sup> Implicit Function

<sup>2</sup> Derived Distribution Techniques



آن به نام MT3DMS<sup>۱۰</sup> منتشر شد. مدل انتقال استفاده شده در این پژوهش MT3DMS بود. این مدل شناخته شده ترین و پرکاربردترین مدل انتقال آلاینده محلول در آب زیرزمینی بوده و در پژوهش های متعدد داخلی و خارجی در مسائل فرضی و واقعی استفاده شده است و دارای اعتبار و صحت بالایی است. این مدل ضمن اینکه اغلب پدیده های مهم در انتقال آلاینده مانند انتقال، انتشار و واکنش های شیمیایی را در بر می گیرد، دارای این مزیت مهم است که به گونه ای تهیه شده که خروجی مدل MODFLOW را به عنوان ورودی در نظر می گیرد و به همین دلیل در این پژوهش از آن استفاده شد (Zheng, 1990).

## ۲-۲- معادلات حاکم بر جریان و انتقال آلاینده محلول در آب زیرزمینی

معادله جریان آب زیرزمینی در محیط متخلخل ناهمگن ناهمساز گرد، تحت شرایط ناپایدار با فرض آنکه آب دارای چگالی و ویسکوزیته ثابت و یکنواخت است، به صورت زیر بیان می شود (Zheng and Bennett, 2002)

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

که در آن

$K_x$ ,  $K_y$  و  $K_z$  ضرایب هدایت هیدرولیکی در راستای محورهای  $x$ ,  $y$  و  $z$  [ $LT^{-1}$ ] و  $h$  سطح تراز آب زیرزمینی [ $L$ ] و  $q_s$  ترم چاه و چشمه - نرخ حجم آب ورودی یا خروجی [ $LT^{-2}$ ] و  $S_s$  ذخیره ویژه آبخوان [ $L^{-1}$ ] و  $t$  زمان [ $T$ ] است.

معادله انتقال آلاینده محلول در آب زیرزمینی در آبخوانی با تخلخل ثابت به شرح زیر است (Zheng and Bennett, 2002)

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( \theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \sum_{n=1}^N R_n \quad (4)$$

که در آن

$\theta$  تخلخل آبخوان و  $C^k$  غلظت محلول آلاینده  $k$  [ $ML^{-3}$ ] و  $q_s$

انتگرال<sup>۱</sup> (نمایی<sup>۲</sup>-فوریه<sup>۳</sup>-لاپلاس<sup>۴</sup>) و همچنین روش های کمتر شناخته شده مانند تبدیل ملین<sup>۵</sup> (Epstein, 1948, Park, 1987) استفاده کرد. اگرچه این روش ها دقیق هستند ولی به دلیل پیچیدگی مسائل واقعی، محدود به مسائل ساده هستند. در مورد مسائلی مانند مدل سازی کمی-کیفی آب زیرزمینی، معادله تابعی ۱ یک معادله دیفرانسیلی با مشتقات جزئی است که باید با روش های عددی حل شود. در این مواقع، استفاده از روش شبیه سازی مونت کارلو<sup>۶</sup> در تحلیل عدم قطعیت یک راه حل مؤثر و کاراست. (Tung and Yen, 2005)

مدل های آب زیرزمینی بر اساس اطلاعات ورودی به آن، وضعیت طبیعی آبخوان را در شرایط موجود یا آینده شبیه سازی می کند. برای انتخاب هر مدل باید به معیارهایی مانند توانایی و دقت مدل در شبیه سازی آبخوان، معادلات حاکم و پارامترهای آن، عمومیت مدل، کاربر پسند بودن و سهولت کاربرد آن توجه داشت. از جمله پرکاربردترین مدل های آب زیرزمینی می توان به MODFLOW، MODPATH، MT3DMS، SUTRA و FEFLOW اشاره کرد.

مدل MODFLOW معادله دیفرانسیلی جریان در محیط متخلخل را به روش تفاضل محدود<sup>۷</sup> حل می کند.

نسخه اصلی MODFLOW توسط مک دونالد و هاربو در USGS در سال ۱۹۸۸ تهیه و ارائه شده است. پس از دریافت داده های ورودی، بر اساس معادلات حاکم و شرایط مرزی و اولیه، آنالیزها و محاسبات لازم را انجام داده و خروجی حاصل را در قالب فایل های متناسب ارائه می دهد. در این پژوهش از ویرایش 2005 مدل MODFLOW استفاده شد (McDonald and Harbaugh, 2003)

مدل سه بعدی انتقال آلاینده محدود که به صورت خلاصه MT3D<sup>۸</sup> نامیده شده است. در سال ۱۹۹۰ توسط ژنگ در مؤسسه پاپادوپولوس<sup>۹</sup> توسعه داده شده است. در سال ۱۹۹۸ نسخه کامل تر

<sup>1</sup> Integral Transform

<sup>2</sup> Exponential

<sup>3</sup> Fourier

<sup>4</sup> Laplace

<sup>5</sup> Mellin Transform

<sup>6</sup> Monte Carlo Simulation

<sup>7</sup> Finite Difference Method

<sup>8</sup> Modular Three-Dimensional Transport Model (MT3D)

<sup>9</sup> Papadopoulos

<sup>10</sup> Modular Transport 3D Multi Species (MT3DMS)



$$y_i = f(x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{in}) = f(x_{in}) \quad i=1,2,\dots,m \quad (7)$$

در مرحله چهارم، نتایج نشان داده شده در معادله ۷ به عنوان پایه‌ای برای تحلیل عدم قطعیت استفاده می‌شود. یک روش برای نشان دادن عدم قطعیت در  $y$ ، محاسبه میانگین ( $\mu$ ) و انحراف معیار ( $\sigma$ ) آن و سپس تعیین ضریب تغییرات  $y$  ( $\Omega_y$ ) است ( $\Omega_y = \sigma/\mu$ ). مرحله پنجم و نهایی، تحلیل حساسیت است که شامل تعیین اهمیت یا پاسخ سیستم می‌شود (Helton, 1993).

#### ۲-۴- تحلیل حساسیت به روش موضعی و جامع

هنگامی که در مسائل طراحی مهندسی با عدم قطعیت مواجه هستیم، به طور معمول تحلیل حساسیت برای تعیین درجه تأثیر پارامترهای مدل در خروجی مدل انجام می‌شود. تحلیل حساسیت، میزان تأثیر تغییرات در پارامترها یا متغیرهای ورودی مدل بر تغییرات خروجی مدل را نشان می‌دهد. همچنین تحلیل حساسیت، اطلاعاتی در مورد اهمیت نسبی پارامترهای مدل را مشخص می‌کند که در واسنجی پارامترهای مدل ضروری است.

تحلیل حساسیت به دو صورت موضعی و جامع صورت می‌گیرد. تحلیل حساسیت موضعی با تغییر در محدوده معین یک پارامتر ورودی و محاسبه خروجی مدل به ازای تغییر همان پارامتر است. برای توصیف میزان حساسیت یک پارامتر ضریب حساسیت به صورت زیر تعریف شده است (Tung and Yen, 2005)

$$S_k = \left( \frac{\partial W}{\partial x_k} \right)_k \approx \frac{\Delta W}{\Delta x} = \frac{W(x_0 + \Delta x_k) - W(x_0)}{\Delta x} \quad (8)$$

که در آن

$S_k$  ضریب حساسیت و  $\Delta x$  تغییرات ورودی و  $\Delta W$  تغییرات خروجی و  $X_0$  مقدار اولیه پارامتر و  $XK$  مقدار پارامتر در گام  $k$  است.

معادله استفاده شده در تحلیل حساسیت موضعی، معادله ۸ بود. هر پارامتری که  $S_k$  بیشتری داشته باشد، حساس تر است. در تحلیل حساسیت جامع از رگرسیون چند متغیره استفاده شد. به این منظور پارامترهای ورودی تولید شده و خروجی‌های مدل با استفاده از معادلات زیر استاندارد می‌شوند

$$\hat{X} = \frac{X - \bar{X}}{S_x} \quad (9)$$

نرخ جریان حجمی در واحد حجم آبخوان  $[T^{-1}]$  و زمان  $[T]$  و  $V_i$  سرعت آب زیرزمینی  $[LT^{-1}]$  و  $\sum R_n$  نرخ واکنش‌های شیمیایی  $[ML^{-3}T^{-1}]$  است.

#### ۲-۳- شبیه‌سازی مونت کارلو

روش‌های تحلیل عدم قطعیت عبارت‌اند از روش‌های تحلیلی، روش‌های تقریبی، و روش شبیه‌سازی مونت کارلو. روش‌های تحلیلی و تقریبی محدود به مسائل نسبتاً ساده است که در آنها رابطه صریح بین ورودی و خروجی وجود دارد. هنگامی که این رابطه به صورت یک معادله دیفرانسیل جزئی باشد که حل آن با روش‌های عددی امکان‌پذیر است، این روش‌ها کاربرد نداشته و استفاده از روش شبیه‌سازی مونت کارلو اجتناب‌ناپذیر است (Behrouz, 2018)

روش مونت کارلو مبتنی بر انجام ارزیابی چندگانه مدل با ورودی‌های انتخابی به صورت احتمالی و سپس استفاده از نتایج این ارزیابی‌ها برای تعیین عدم قطعیت خروجی است. در شبیه‌سازی مونت کارلو مدل به صورت زیر فرض می‌شود (Helton, 1993)

$$y = f(x_1, x_2, \dots, x_n) = f(x) \quad (5)$$

که در آن

$y$  خروجی مدل (یا پاسخ) و  $x_n$  ورودی‌های مدل است.

به طور کلی، شبیه‌سازی مونت کارلو شامل پنج مرحله است. در مرحله اول، محدوده و توزیع برای هر  $x_i$  انتخاب می‌شود. این انتخاب‌ها در مرحله بعدی، در تولید نمونه‌ای از  $x_i$  استفاده خواهند شد. در مرحله دوم، یک نمونه از محدوده‌ها و توزیع‌های مشخص شده در مرحله اول، تولید می‌شود. نتیجه این مرحله، یک دنباله از عناصر نمونه به صورت زیر است

$$x_i = [x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{in}] \quad i=1,2,\dots,m \quad (6)$$

که در آن

$n$  تعداد متغیرهای ورودی و  $m$  اندازه نمونه است.

در مرحله سوم، مدل برای هر عنصر نمونه در معادله ۶ ارزیابی می‌شود که یک دنباله از نتایج به صورت زیر را به وجود می‌آورد



جریان به صورت دو بعدی از مرز شمالی با تراز ثابت ۲۵۰ متر وارد و از مرز جنوبی خارج می شود. به طوری که مرز جنوبی دارای تراز آب متغیر با گرادیان ثابت ۰/۰۲۵ از تراز آب ۲۰ متر به تراز آب ۵۲/۵ از غرب به شرق افزایش می یابد. مرزهای شرقی و غربی بدون جریان در نظر گرفته شدند. یک چاه تغذیه با دبی ۰/۰۰۱ مترمکعب بر ثانیه و دارای آلاینده‌ای با غلظت ۲/۷ ppm<sup>۱</sup> و یک چاه بهره‌برداری با دبی ۰/۱۸۹ مترمکعب بر ثانیه در نظر گرفته شدند که در شکل ۱ موقعیت آنها مشخص است. ورود آلاینده از چاه تزریق فقط در سال اول شبیه‌سازی بود و در سال دوم صفر شد. مرزهای شمالی، غربی و شرقی مدل بدون انتقال آلاینده بودند فقط در مرز جنوبی آلاینده با نرخ ثابت خارج شد.

با توجه به شکل ۱، هدایت هیدرولیکی دو مقدار برای دو قسمت متفاوت در شبکه بندی دارد، به طوری که در قسمت تیره مشخص شده در شکل ۱ به دلیل مقدار کم هدایت هیدرولیکی نسبت به قسمت‌های دیگر شبکه بندی، نفوذپذیری کمتری دارد. واکنش جذب از نوع خطی با ضریب توزیع  $10^{-11}$  و واکنش شیمیایی از نوع جنبشی مرتبه اول با مقدار ضریب کاهش ۰/۰۰۵ فرض شد. به منظور تحلیل حساسیت در این مسئله شش پارامتر در نظر گرفته شد که عبارت‌اند از: هدایت هیدرولیکی  $(K)$ ، تخلخل  $(\theta)$ ، پخشیدگی طولی  $(D)$ ، ضریب توزیع  $(Kd)$ ، ضریب کاهشی  $(\lambda)$ . مدل سازی در محیط GMS10 انجام شد. ابتدا منطقه مورد نظر با استفاده از پارامترهای معلوم و با نرم افزارهای MODFLOW و MT3DMS شبیه‌سازی شد. شکل ۲ تغییرات مکانی غلظت آلاینده را در روز ۳۶۵ ام نشان می دهد.

سپس تغییرات غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری در دوره شبیه‌سازی ۲ ساله محاسبه شد. نمودار تغییرات غلظت آلاینده در چاه بهره‌برداری طی مدت ۲ سال در شکل ۳ نشان داده شده است.

با توجه به شکل ۳ در مدت حدود ۱۰۰ روز پس از شروع شبیه‌سازی، آلاینده محلول به چاه بهره‌برداری رسید و به تدریج غلظت آلاینده افزایش یافت تا به مقدار حداکثر ۰/۶۹ ppm رسید.

$$\hat{Y} = \frac{Y - \bar{Y}}{S_y} \quad (10)$$

که در آنها

$\hat{X}$  و  $\hat{Y}$  به ترتیب متغیر ورودی و خروجی استاندارد شده و  $S_x$  و  $S_y$  به ترتیب انحراف معیار  $X$  و  $Y$  و  $\bar{X}$  و  $\bar{Y}$  به ترتیب میانگین  $X$  و  $Y$  است.

به این ترتیب معادله همبستگی چندگانه فاقد ضریب ثابت بوده و به شکل زیر خواهد بود

$$Y' = \beta_1 X'_1 + \beta_2 X'_2 + \dots + \beta_n X'_n \quad (11)$$

که در آن

$\beta_i$  ضریب متغیر پایه استوکستیک استاندارد شده  $X'_i$  در معادله رگرسیونی است. قدر مطلق ضرایب  $\beta_i$  نشان دهنده حساسیت نسبی متغیر  $X'_i$  و در نتیجه متغیر  $X_i$  در مسئله بررسی شده است.

تحلیل حساسیت جامع، تمرکز بر روی رفتار کلی مدل دارد. این روش با تغییر هم‌زمان کلیه پارامترها به جای تغییر یک پارامتر، تغییرات خروجی را در نظر می‌گیرد. تحلیل حساسیت جامع نسبت به تحلیل حساسیت موضعی نتایج دقیق تری ارائه می‌دهد و این یکی از مزیت‌های این روش است به خصوص زمانی که تأثیر پارامتر مدل بر خروجی مدل در قسمت‌های مختلف فضای پارامتر به شدت متفاوت باشد. اگر تحلیل جامع به درستی انجام شود نتایج حاصل بسیار سودمندتر از نتایج حاصل از تحلیل موضعی است (Tung and Yen, 2005).

### ۳- نتایج و بحث

#### ۳-۱- تحلیل حساسیت در مدل فرضی

در این بخش از یک مدل فرضی برای تعیین درجه حساسیت پارامترهای ورودی مدل بر انتقال آلاینده استفاده شد. محدوده مسئله مورد نظر در شکل ۱ نشان داده شده است. این مسئله در راهنمای MT3DMS به عنوان یک مثال آزمایشی ارائه شده است (Zheng, 1990). مدل دارای ۱۴ ستون، ۱۸ ردیف و ضخامت شبکه بندی ۱۰ متر است. سلول‌ها دارای ابعاد یکسان ۱۰۰ متر هستند.

<sup>1</sup> Part Per Million (PPM)

<sup>2</sup> Hydraulic Conductivity

<sup>3</sup> Porosity

<sup>4</sup> Longitudinal Dispersivity

<sup>5</sup> Distribution Coefficient



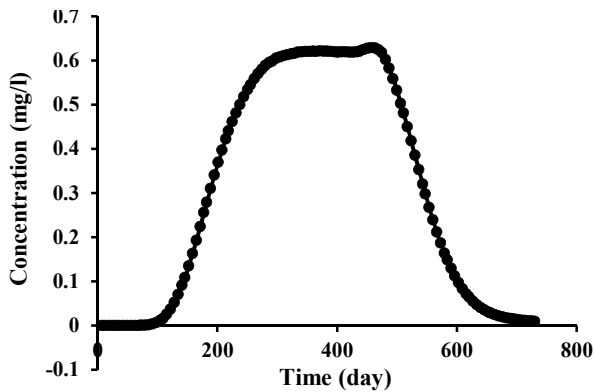


Fig. 3. Change of solute concentration with time at a pumping well

شکل ۳- تغییرات غلظت آلاینده چاه پمپاژ طی مدت دوره شبیه‌سازی (۲ سال)

به دلیل اینکه فقط در سال اول آلاینده از چاه تغذیه وارد آبخوان می‌شود و در سال آلاینده‌ای وارد آبخوان نمی‌شود غلظت آلاینده کاهش می‌یابد و در انتهای زمان شبیه‌سازی به صفر می‌رسد. در ادامه، تحلیل حساسیت به دو روش موضعی و جامع انجام شد. در روش موضعی روی پارامترهای موردنظر به‌طور جداگانه تغییراتی اعمال شده (۱۰۰±، ۶۰± درصد) و مدل‌ها برای هر مقدار پارامتر تغییر یافته، مجدداً اجرا شدند و تغییرات غلظت آلاینده محلول در چاه بهره‌برداری طی مدت ۲ سال به‌ازای هر پارامتر تغییر یافته، به‌دست آمد. شکل‌های ۴ و ۵ نتیجه تحلیل حساسیت موضعی را برای ۶ پارامتر گفته شده نشان می‌دهند. از آنجایی‌که خروجی مدل سری زمانی تغییرات غلظت آلاینده محلول در چاه

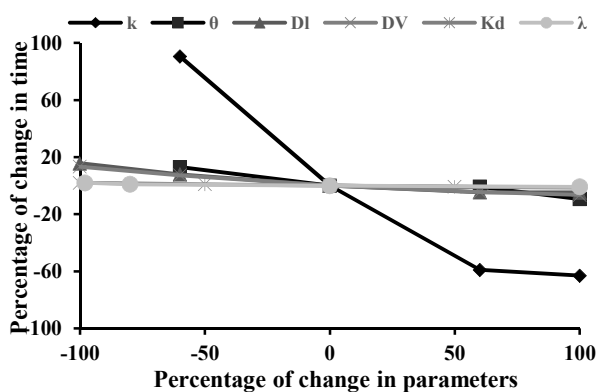


Fig. 4. Change of maximum solute concentration with change of input parameters

شکل ۴- تغییرات غلظت اوج آلاینده چاه بهره‌برداری در مقابل تغییرات پارامترهای ورودی

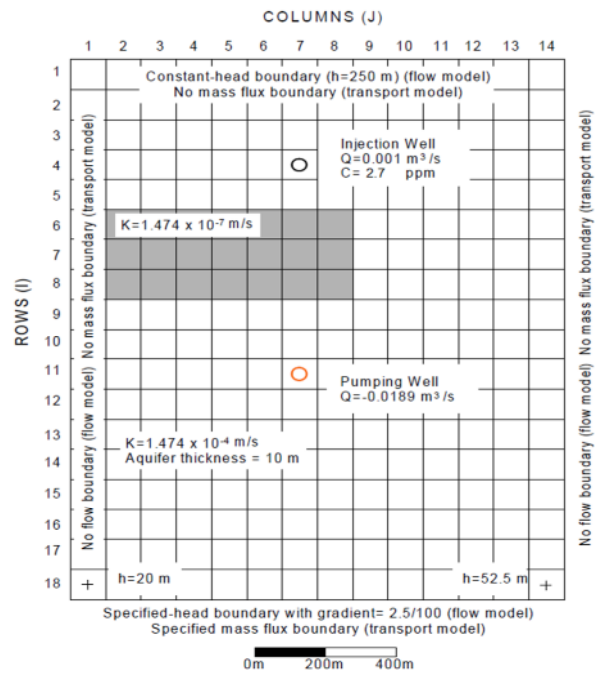


Fig. 1. Configuration of the test problem involving transport in a heterogeneous aquifer with a strong regional gradient

شکل ۱- محدوده مثال فرضی شامل انتقال آلاینده محلول در یک آبخوان با گرادیان زیاد

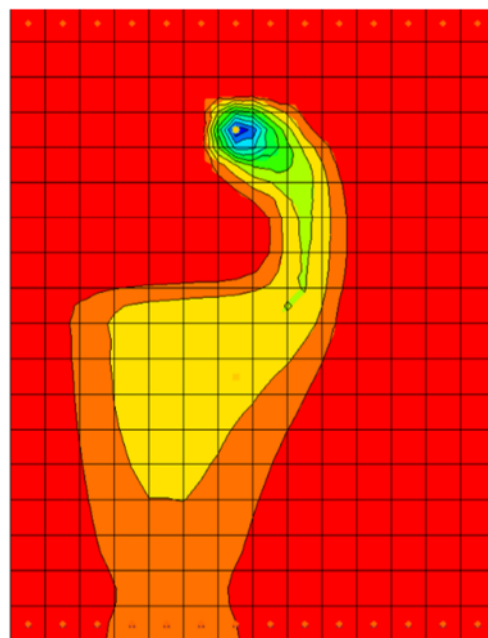


Fig. 2. The calculated solute plume on day 365

شکل ۲- تغییرات غلظت آلاینده در روز ۳۶۵م





جدول ۲- میانگین و انحراف معیار پارامترهای مدل

Table 2. Mean and standard deviation of input parameters

	D	$\theta$	$\lambda$	k	$K_d$
Standard deviation	5	0.005	0.0025	3.63	$5 \times 10^{-11}$
Mean	20	0.3	0.005	12.74	$10^{-10}$

نرم افزار MATLAB نسخه 2016a نمونه های شش تایی (تعداد پارامترها) به حجم ۱۰۰ نمونه تولید شد. جدول ۳ ماتریس همبستگی پارامترها را نشان می دهد. سپس هر یک از ۱۰۰ نمونه به طور جداگانه به مدل شبیه سازی داده شد و برای هر نمونه خروجی مدل که مقدار غلظت اوج و زمان رسیدن به غلظت اوج در چاه مشاهداتی است، به دست آمد.

با استفاده از نرم افزار اکسل رگرسیون بین غلظت های حداکثر با هر پارامتر و همچنین رگرسیون بین زمان های رسیدن به این غلظت حداکثر با هر پارامتر، پس از استانداردسازی آنها به دست آورده شد.

بر این اساس نتایج تحلیل حساسیت جامع در جدول ۴ نشان داده شده است.

در مورد غلظت اوج، پارامترهای  $K$ ،  $\lambda$  و  $\theta$  در هر دو روش تحلیل حساسیت موضعی و جامع به ترتیب حساس ترین پارامترها بودند اما در تحلیل حساسیت موضعی رتبه های بعدی به ترتیب

جدول ۳- ماتریس همبستگی پارامترها

Table 3. Correlation matrix of parameters

	$K_d$	D	$\theta$	$\lambda$	K
$K_d$	1	0	0	0	0
D	0	1	-0.4	0	0.6
$\theta$	0	-0.4	1	0	0
$\lambda$	0	0	0	1	0
K	0	0.6	0	0	1

جدول ۴- نتیجه تحلیل حساسیت جامع

Table 4. Result of global sensitivity analysis

Parameter	$\lambda$	$K_d$	D	$\theta$	K
Concentration	2	4	5	3	1
Time	4	3	2	5	1

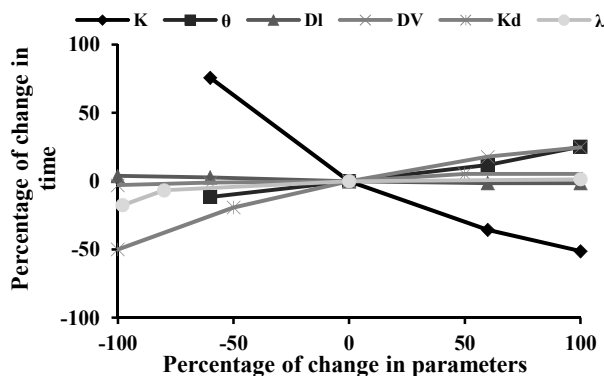


Fig. 5. Time changes with input parameter changes

شکل ۵- تغییرات زمان مربوط غلظت اوج آلاینده چاه بهره برداری در مقابل تغییرات پارامترهای ورودی

بهره برداری است، برای تحلیل حساسیت دو مقدار خروجی در نظر گرفته شد، غلظت اوج ( $C_{max}$ ) و زمان تا غلظت اوج ( $T_{max}$ ). با توجه به این دو شکل، پارامترهای مؤثر بر غلظت اوج آلاینده محلول در چاه بهره برداری از تحلیل حساسیت موضعی به ترتیب عبارت اند از: هدایت هیدرولیکی ( $K$ )، ضریب کاهش ( $\lambda$ )، تخلخل ( $\theta$ )، ضریب توزیع ( $D$ ) و ضریب پخشیدگی ( $K_d$ ). از طرفی پارامترهای مؤثر بر زمان رسیدن به غلظت حداکثر به ترتیب عبارت اند از: هدایت هیدرولیکی، ضریب توزیع، تخلخل، ضریب پخشیدگی و ضریب کاهش. نتایج در جدول ۱ نشان داده شده است.

در ادامه به منظور تحلیل حساسیت جامع، بعد از شبیه سازی مدل جریان و مدل انتقال آلاینده مسئله فرضی با پارامترهای قطعی، فرض شد که این شش پارامتر متغیرهایی تصادفی هستند. میانگین و انحراف معیار پارامترها در جدول ۲ ارائه شده است. از طرفی برخی از این پارامترها دارای همبستگی با یکدیگر هستند و باید هنگام تولید نمونه های تصادفی به این همبستگی ها توجه کرد. با فرض اینکه کلیه پارامترها دارای توزیع نرمال باشند با استفاده از

جدول ۱- نتیجه تحلیل حساسیت موضعی

Table 1. Result of local sensitivity analysis

Parameter	$\lambda$	$K_d$	D	$\theta$	K
Concentration (mg/l)	2	5	4	3	1
Time (day)	4	2	3	5	1



شامل تراز سنگ کف آبخوان، توپوگرافی، اطلاعات چاه‌ها و تراز آب در چاه‌های مشاهداتی به انجام رسید و در این پژوهش از این اطلاعات دریافتی استفاده شد (Sobhani, 2016, Goldansaz, 2016).

مکان منبع تغذیه آلودگی محلول پساب خروجی تصفیه‌خانه البرز واقع در جنوب شهر قزوین بود که در تراز ارتفاعی ۱۲۲۵ متر قرار دارد.

### ۳-۳- مدل جریان

مدل عددی مطابق شکل ۷ شامل ۶۰ ردیف و ۷۳ ستون با ۲۲۴۹ سلول فعال است. سلول‌ها دارای ابعاد ۵۰۰ متر هستند. چنانچه پیش از این گفته شد از مدل MODFLOW 2005 برای شبیه‌سازی جریان استفاده شده است.

مدل مفهومی منطقه بررسی شده یک لایه‌ای با ضخامت متغیر بین ۷۰ متر تا ۳۷۰ متر بود. پست‌ترین ناحیه در شرق محدوده قرار دارد که در آن سنگ کف در عمق ۵۰ تا ۳۵۰ متری قرار دارد (ACEC, 2013).

شبیه‌سازی از سال ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۴ انجام شد. شرایط مرزی مختلفی در مدل جریان MODFLOW بسته به شرایط موجود تعریف شد. مرزهای جنوبی، شمالی و غربی آبخوان به‌عنوان ورودی جریان به آبخوان و مرز جنوب شرقی به‌عنوان خروجی جریان به‌صورت هد کلی<sup>۱</sup> تعریف شد. هد کلی جریان ورودی و

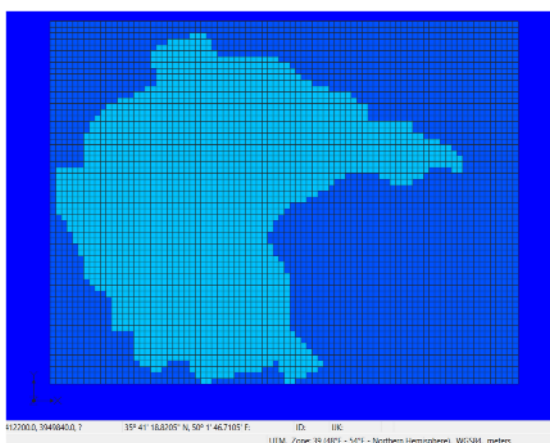


Fig. 7. Model cells of Qazvin plain aquifer  
شکل ۷- شبکه‌بندی مدل آبخوان دشت قزوین

<sup>1</sup> General Head Boundary

مربوط به پخشیدگی طولی (D) و ضریب توزیع (K) است، اما در روش جامع جای این دو پارامتر تغییر کرد. همچنین در خصوص زمان رسیدن به اوج در تحلیل حساسیت موضعی،  $K$ ،  $K_h$  و  $D$  به ترتیب حساس‌ترین بودند و سپس  $\lambda$  و  $\theta$  قرار دارند، اما در روش جامع پارامتر  $D$  جای خود را به  $\theta$  داد. بر اساس تحلیل انجام شده دیده می‌شود که در مورد هر دو متغیر  $C_{max}$  و  $T_{max}$ ، هدایت هیدرولیکی حساس‌ترین پارامتر است.

### ۳-۲- مطالعه موردی

دشت قزوین در استان قزوین در شمال غربی ایران قرار گرفته است (شکل ۶). طبق گزارش‌های موجود در دشت قزوین یک آبخوان آبرفتی با وسعت ۳۹۵۲ کیلومتر مربع تشکیل شده است که ۷۸ درصد از کل وسعت دشت را شامل می‌شود. وسعت ارتفاعات محدوده‌ی مطالعاتی ۱۴۵۵ کیلومتر مربع است. در این دشت تعداد ۷۸۸۱ حلقه چاه با تخلیه‌ی سالانه ۱۵۷۲ میلیون مترمکعب وجود دارد.

مصرف آب در این محدوده شامل ۲۰۴۵/۵ میلیون مترمکعب در سال است که ۱۶۱۵/۴ میلیون مترمکعب از آب‌های زیرزمینی (چاه و قنات) و ۴۳۰/۲ میلیون مترمکعب از جریان‌های سطحی و چشمه‌ها تأمین می‌شود. در دشت قزوین رقوم منحنی‌های تراز آب زیرزمینی بین ۱۱۳۵ تا ۲۰۴۱ متر متغیر است (ACEC, 2013). مدل‌سازی این دشت پیش از این توسط سبحانی و گلدانساز بر اساس اطلاعات دریافتی از شرکت سهامی آب منطقه‌ای قزوین



Fig 6. Modeling area (Google Earth 2016)  
شکل ۶- موقعیت منطقه بررسی شده در Google Earth



میلی لیتر بر گرم در نظر گرفته شد. برای نیترا ت هیچ مقداری یافت نشد ولی در پژوهش های گوناگون اشاره شده که مقدار آن ناچیز است و به صفر میل می کند.

برای انتشار طولی مقدار متفاوتی ارائه شد. گلهار و همکاران در سال ۱۹۸۵ همه مطالعات صحرایی انجام شده برای تعیین مقدار انتشار را گردآوری کرده و پس از دسته بندی در قالب جداولی ارائه کرد. مقدار انتشار طولی در این جداول از ۰/۰۱ تا ۵۵۰۰ متر در مقیاس های ۰/۷۵ متر تا ۱۰۰ کیلومتر متغیر است. در این جداول مشاهده می شود که با افزایش مقیاس آزمایش، مقدار انتشار افزایش می یابد. در بین پژوهش های گردآوری شده توسط گلهار و همکاران، موارد ارائه شده در جدول ۵ از نظر مقیاس، نوع و جنس آبخوان و هدایت هیدرولیکی به شرایط مدل حاضر نزدیک تر است (Gelhar et al., 1985).

همان طور که مشاهده می شود مقدار محاسبه شده برای انتشار طولی از ۷/۵ تا ۲۳۴ متر متغیر است، اما بیشتر مقدار در بازه ۶ تا ۷/۵ متر قرار دارند که میانگین آنها برابر ۶/۹۵ متر است. بنابراین برای مدل حاضر مقدار انتشار طولی ۷ در نظر گرفته شد. پخشیدگی

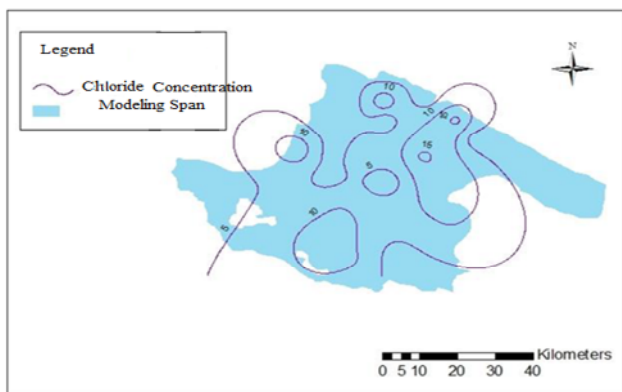


Fig. 9. Chloride iso-concentration curves

شکل ۹- منحنی های هم غلظت کلراید

جدول ۵- مقدار گزارش شده برای ضریب انتشار در پژوهش های مختلف

Table 5. Longitudinal dispersivity in different studies

Longitudinal (m) dispersivity	Module (m)	Hydraulic conductivity (m/s)
7.5	200	$10^{-5}-10^{-3}$
243	200	$6 \times 10^{-3}$

خروجی را به صورت هد سلول های مرزی و سلول های مجاور تعیین می کند.

هدایت هیدرولیکی با استفاده از ضخامت اشباع و قابلیت انتقال مشخص شد ( $T=K.B$ ). خصوصیات هیدرودینامیکی آبخوان شامل قابلیت انتقال و آبدهی ویژه از اطلاعات تست های پمپاژ آبخوان به دست آمد.

### ۴-۳- مدل انتقال آلاینده محلول

مدل انتقال آلاینده محلول در دشت قزوین برای تأثیر کیفی پساب ها، بر آب زیرزمینی منطقه و تعیین درجه حساسیت پارامترهای مؤثر بر انتقال آلاینده اجرا شد.

مدل انتقال با استفاده از نرم افزار MT3DMS انجام شد. مطابق شکل ۸ منبع آلاینده خروجی پساب تصفیه خانه البرز واقع در دشت قزوین است.

مدل سازی برای انتقال و پخش آلاینده های کلراید و نیترا ت موجود در پساب تصفیه خانه انجام شد. غلظت اولیه کلراید با توجه به داده های چاه های مشاهده ای در سال ۱۳۹۰ به صورت منحنی های هم غلظت نشان داده شده در شکل ۹ است. غلظت اولیه نیترا ت برابر ۱۰ میلی گرم در لیتر در نظر گرفته شد.

در این پژوهش جذب از نوع خطی فرض شد و پارامتر مربوط به جذب خطی ضریب توزیع بود. برای این پارامتر مقدار ۰/۰۵

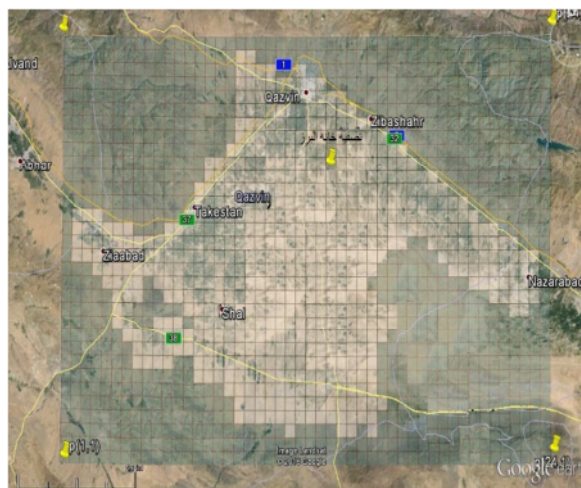


Fig. 8. Location of the study area and wastewater treatment plant

شکل ۸- موقعیت منطقه بررسی شده و تصفیه خانه شهر البرز



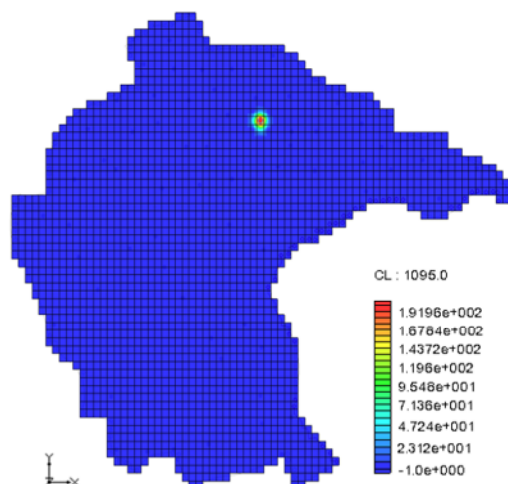


Fig. 10. Transport model of chloride in Qazvin plain

شکل ۱۰- مدل انتقال آلاینده کلراید کل دشت قزوین

افقی و عمودی عرضی به ترتیب ۰/۱ و ۰/۰۱ مقدار پخشیدگی طولی در نظر گرفته شد.

حجم پساب خروجی در سال ۱۳۹۰ برای تصفیه‌خانه البرز معادل ۱۱/۸۰۹ میلیون مترمکعب برآورد شده است. غلظت کلراید پس از اختلاط پساب ۲۷۰/۲۵ میلی‌گرم در لیتر و نیترات ۲/۱۲ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است. در شرایط هوازی و با فرض اکسیداسیون کامل، آمونیوم موجود در پساب که ۱۹/۹۷ گزارش شده است، به نیترات تبدیل خواهد شد. در این صورت با توجه به جرم مولی این مواد، غلظت نیترات پس از اکسیداسیون به صورت زیر خواهد بود

$$\text{NO}_3 = (19.97 \times \frac{62}{18}) + 2.12 = 70.9 \text{ mg/l} \quad (12)$$

### ۳-۵- اجرای مدل جریان و انتقال آلاینده و نتایج آن

ابتدا مدل جریان اجرا شده و بعد از واسنجی آن سرعت و جهت جریان به دست آمد که پارامترهای ورودی موردنیاز برای اجرای مدل انتقال هستند. در طول زمان شبیه‌سازی (۴ سال) آلاینده‌های موردنظر حجم کوچکی از آبخوان را تحت تأثیر قرار می‌دهند. شکل ۱۰ مدل انتقال آلاینده کلراید را در انتهای دوره شبیه‌سازی کل دشت قزوین نشان می‌دهد. همان طور که مشاهده می‌شود، حرکت آلاینده کلراید در طول مدت شبیه‌سازی اندک است و فقط محدوده کوچکی را تحت تأثیر قرار می‌دهد، پس برای مشاهده نتیجه دقیق‌تر اطراف منبع تغذیه به ابعاد ۱۱×۱۱ کیلومتر با توجه به نتایج مدل بزرگتر مجدداً شبیه‌سازی شد. در شکل‌های ۱۱ و ۱۲ تغییرات غلظت کلراید و نیترات در پایان شبیه‌سازی با استفاده از مدل‌سازی این ناحیه جدا شده، آمده است.

به منظور بررسی ریسک سلامتی، چاه‌های آب شرب در اطراف محدوده تغذیه مورد توجه قرار گرفتند. شکل ۱۳ این چاه‌ها را نشان می‌دهد. برای تعیین تغییرات غلظت کلراید و نیترات از چاه شماره ۷۸۴ استفاده شد. نمودار تغییرات غلظت کلراید و نیترات در طی مدت دوره شبیه‌سازی به ترتیب در شکل‌های ۱۴ و ۱۵ نشان داده شده است.

با توجه به شکل‌های ۱۴ و ۱۵، بعد از گذشت ۹۰۰ روز، غلظت آلاینده‌ها به یک مقدار ثابت می‌رسد. کلراید به غلظت ۲۷۰ میلی‌گرم در لیتر و نیترات به غلظت ۷۰/۹ می‌رسد که همان غلظت

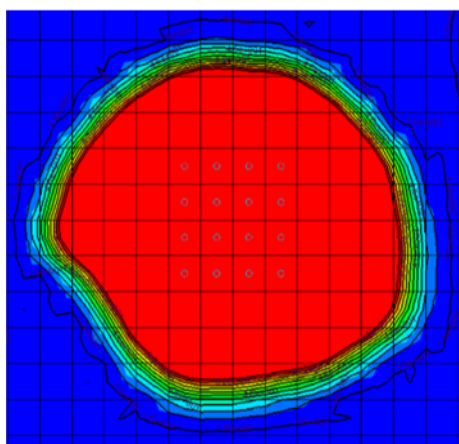


Fig. 11. Chloride concentration distribution

شکل ۱۱- تغییرات غلظت کلراید

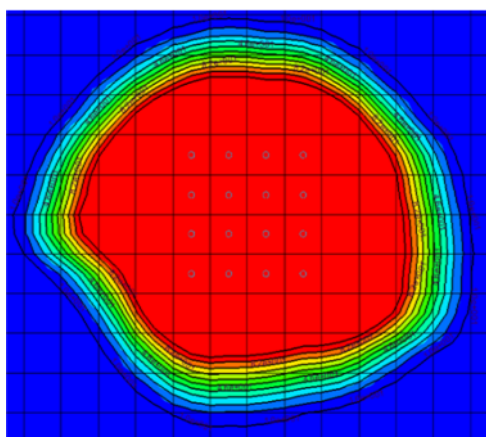


Fig. 12. Nitrate concentration distribution

شکل ۱۲- تغییرات غلظت نیترات



ورودی آلاینده‌ها از حوضچه تغذیه است. این موضوع به این دلیل است که با گذشت زمان غلظت آلاینده در هر نقطه‌ای از آبخوان با غلظت ورودی به آبخوان برابر می‌شود.

برای تحلیل عدم قطعیت غلظت آلاینده‌ها از روش شبیه‌سازی مونت کارلو استفاده شد. توزیع لوگ نرمال برای تولید متغیرهای تصادفی پایه (پارامترها) در نظر گرفته شد و برای نمونه‌گیری از روش لاتین هایپرکیوب<sup>۱</sup> استفاده شد. در این تحلیل، ۲۰ سناریو تولید شد. این سناریوها به‌طور جداگانه وارد مدل‌های شبیه‌سازی جریان و انتقال آلاینده شده و غلظت آلاینده‌های کلراید و نیترات در چاه مورد نظر به دست آمد. شکل‌های ۱۶ و ۱۷ به ترتیب غلظت‌های آلاینده‌های کلراید و نیترات را برای این ۲۰ سناریو در مدت ۴ سال نشان می‌دهند. چنانچه دیده می‌شود بیشترین تغییرات این دو یون در روز ۵۱۰م اتفاق افتاد. بنابراین در ادامه برای تحلیل عدم قطعیت از نتایج مربوط به این روز استفاده شد.

شکل‌های ۱۸ و ۱۹ به ترتیب منحنی‌های تابع توزیع تجمعی مکمل<sup>۲</sup> را برای یون کلراید و نیترات نشان می‌دهند.

با توجه به شکل ۱۵ مشاهده می‌شود که کمینه و بیشینه تغییرات غلظت کلراید به ترتیب ۱۸۴ و ۲۰۷ میلی‌گرم در لیتر حاصل شد. همچنین غلظت این یون با احتمال ۵ درصد برابر با ۲۰۵/۵ میلی‌گرم در لیتر، با احتمال ۵۰ درصد برابر با ۱۹۶/۵ میلی‌گرم در لیتر و با احتمال ۹۵ درصد برابر با ۱۸۵/۴ میلی‌گرم در لیتر است.

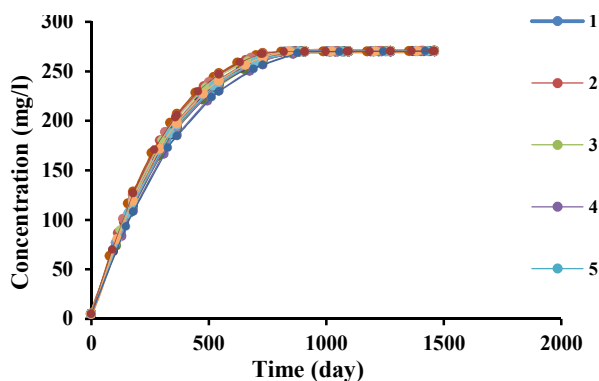


Fig. 16. Chloride concentration changes in 20 scenarios in pumping well no. 784

شکل ۱۶- تغییرات غلظت کلراید در چاه بهره‌برداری شماره ۷۸۴ در سناریوهای مختلف

<sup>1</sup> Latin Hypercube

<sup>2</sup> Complementary Cumulative Distribution Function (CCFD)



Fig. 13. Locations of the pumping wells

شکل ۱۳- موقعیت چاه‌های بهره‌برداری

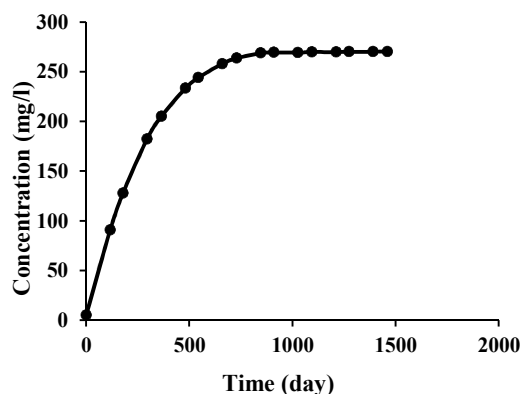


Fig. 14. Changes in chloride concentrations during the simulation period at well no. 784

شکل ۱۴- تغییرات غلظت کلراید در طول دوره ۴ ساله در چاه بهره‌برداری شماره ۷۸۴

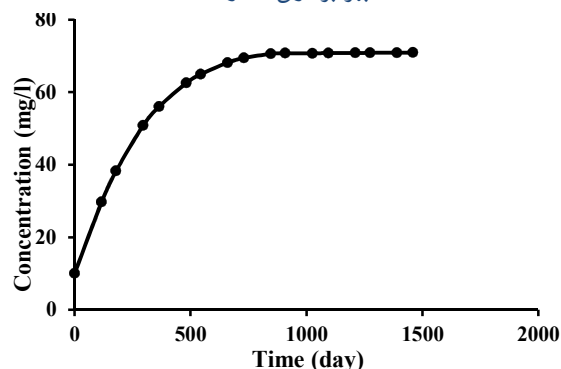


Fig. 15. Changes in nitrate concentrations during the simulation period at well no. 784

شکل ۱۵- تغییرات غلظت نیترات در طول دوره ۴ ساله در چاه بهره‌برداری شماره ۷۸۴



به عبارت دیگر حدود اطمینان ۹۰ درصد غلظت آلاینده کلراید ۲۰۵/۵ تا ۱۸۵/۵ میلی‌گرم در لیتر است. در تمامی حالت‌ها از غلظت مجاز با توجه به جدول استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست<sup>۱</sup> که حد قابل قبول غلظت کلراید ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر است، کمتر است.

همچنین با توجه به شکل ۱۵، مشاهده می‌شود که کمینه و بیشینه تغییرات غلظت نیترات به ترتیب برابر ۵۱/۲ و ۵۶/۵ میلی‌گرم در لیتر حاصل شده است. همچنین غلظت این یون با احتمال ۵۰ و ۹۵ درصد به ترتیب برابر ۵۶/۱ و ۵۴/۵ و ۵۱/۵ میلی‌گرم در لیتر حاصل شد. به عبارت دیگر حدود اطمینان ۹۰ درصد غلظت آلاینده نیترات برابر ۵۶-۵۱/۵ میلی‌گرم در لیتر است. در تمامی حالت‌ها از غلظت مجاز با توجه به جدول استاندارد EPA که حد قابل قبول غلظت نیترات ۱۰ میلی‌گرم در لیتر است، بیشتر است.

#### ۴- نتیجه‌گیری

هدف از این پژوهش تحلیل عدم قطعیت و تحلیل حساسیت پارامترهای مدل‌های جریان و انتقال آلاینده محلول در آب زیرزمینی و تعیین پارامترهای حساس بر انتقال آلاینده بوده است. به این منظور ابتدا با استفاده از داده‌های یک مدل فرضی و تحلیل حساسیت به دو روش موضعی و جامع، پارامترهای حساس بر انتقال آلاینده تعیین شدند. سپس مدل‌سازی جریان آب زیرزمینی با مدل MODFLOW و مدل‌سازی انتقال آلاینده با مدل MT3DMS در یک مثال فرضی و سپس در منطقه بررسی شده (دشت قزوین) برای آلاینده‌های کلراید و نیترات، انجام شده و با استفاده از پارامترهای مدل، تحلیل عدم قطعیت به روش مونت‌کارلو انجام شد.

با توجه به نتایج مدل فرضی، پارامترهای مؤثر بر غلظت اوج آلاینده محلول بر اساس نتایج تحلیل حساسیت جامع به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب کاهشی، تخلخل، ضریب پخشیدگی و ضریب توزیع و پارامترهای مؤثر بر زمان رسیدن به غلظت اوج به ترتیب هدایت هیدرولیکی، ضریب توزیع، ضریب پخشیدگی، ضریب کاهشی و تخلخل هستند. نتایج دو روش تحلیل حساسیت موضعی و جامع شبیه هم هستند.

<sup>1</sup>Environmental Protection Agency (U.S. Government: USEPA)

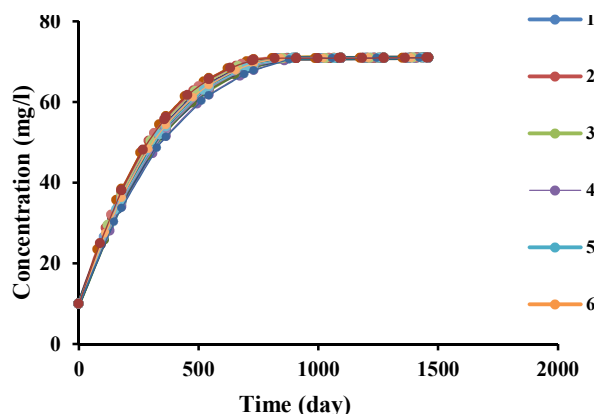


Fig. 17. Nitrate concentration changes in 20 scenarios in pumping well no. 784

شکل ۱۷- تغییرات غلظت نیترات در چاه بهره‌برداری شماره ۷۸۴ در سناریوهای مختلف

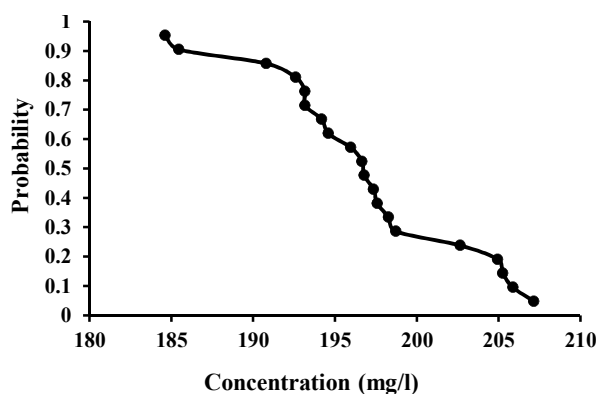


Fig. 18. CCFD for chloride

شکل ۱۸- تابع توزیع تجمعی مکمل برای غلظت کلراید در روز ۵۱۰ در چاه شماره ۷۸۴

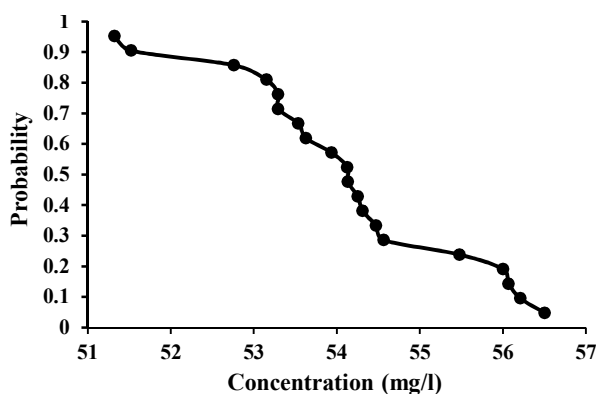


Fig. 19. CCFD for Nitrate

شکل ۱۹- تابع توزیع تجمعی مکمل برای غلظت نیترات در روز ۵۱۰ در چاه شماره ۷۸۴



۵۰ درصد برابر ۵۴/۱۲۵ میلی‌گرم در لیتر و با حدود اطمینان ۹۰ درصد، ۵۶-۵۱/۵ میلی‌گرم در لیتر حاصل شد. با توجه به جدول استاندارد EPA، حد قابل قبول غلظت نیترات و کلراید به ترتیب ۵۰ و ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر است که غلظت کلراید در حد مجاز است ولی غلظت نیترات غیرمجاز است.

بر اساس نتایج مدل‌سازی جریان و انتقال آلاینده‌های کلراید و نیترات در منطقه بررسی شده غلظت کلراید با احتمال ۵۰ درصد برابر ۱۹۶/۵ میلی‌گرم در لیتر و با حدود اطمینان ۹۰ درصد ۲۰۵/۵-۱۸۵/۴ میلی‌گرم در لیتر در چاهی در نزدیکی منطقه تغذیه به دست آمد. همچنین با توجه به نمودار CCDF نیترات، تغییرات غلظت نیترات با احتمال

## References

- Abkhan Consulting Engineers Company. 2013. Studies on updating the water resources balance report of Namak Lake catchment area, water balance report of Qazvin plain. Tehran Regional Water Company, Ministry of Energy, Tehran, Iran. (In Persian)
- Behrouz, M. 2018. Uncertainty and sensitivity analysis of flood control levees design considering evidence theory. PhD Thesis, Shahid Beheshti University. Tehran, Iran. (In Persian)
- Epstein, B. 1948. Some application of the Mellin transform in statistics, *Annals of Mathematical Statistics*, 19, 370-379.
- Gelhar, L. W., Mantoglou, A., Welty, C. & Rehfeldt, K. R. 1985. EPRI report EA-4190, Elut. Power Res. Inst. California, *Water Resource Research*, 28, 1955-1974.
- Gorelick, S. M. 1983. A review of distributed parameter groundwater management modeling methods. *Water Resources Research*, 19, 305-319.
- Helton, J. C. 1993. Uncertainty and sensitivity analysis techniques for use in performance assessment for radioactive waste disposal. *Reliability Engineering & System Safety*, 42, 327-367.
- Mays, L. W. & Tung, Y. K. 1992. *Hydrosystems Engineering & Management*. McGraw Hill. USA.
- McDonald, M. G. & Harbaugh, A. W. 2003. The history of MODFLOW. *Groundwater*, 41(2), 280-283.
- Rojas, R., Feyen, L. & Dassargues, A. 2008. Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging. *Water Resources Research*, 44, W12418.
- Tung, Y. K. & Yen, B. C. 2005. *Hydrosystems engineering uncertainty analysis*, McGraw-Hill, New York.
- Park, C. S. 1987. The Mellin transform in probabilistic cash flow modeling. *The Engineering Economist*, 32(2), 115-134.
- Zheng, CH. 1990. *A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model (MT3DMS)*. S.S. Papadopoulos and Associates, Inc. with partial support from the U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). USA.
- Zheng, Ch., Bennett, G. D. 2002. *Applied Contaminant Transport Modeling*. 2<sup>nd</sup> Edition. Wiley Interscience.

