

Research Paper

Using Artificial Feeding Technology of Aquifer Basin to Manage Water Resources and Reduce Water Pollution (Case Study: Garmsar Region)

Moslem Soltanian¹, Hossein Hassanpour Darvishi^{2*}, Seyed Habib Musavi Jahromi³, Mohammad Nasri⁴

1. Ph.D Student of Engineering and Management of Water Resources, Department of Water Sciences and Engineering, Shar-e-Qods Branch, Islamic Azad University, Shar-e-Qods, Iran
2. Associate Professor, Department of civil Engineering-Engineering and Management of Water Resources, Shar-e-Qods Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran
3. Professor, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Engineering, Shahr-e-Qods Branch, Islamic Azad University, Shahr-e-Qods, Iran
4. Professor, Department of Agriculture, Faculty of Agriculture, Varamin Branch, Islamic Azad University, Varamin, Iran

ARTICLE INFO

Abstract

PP: 14-25

Use your device to scan and read
the article online



Keywords: *Artificial Nutrition, Garmsar Region, Heavy Metals, Pollution*

Groundwater that forms part of the water cycle. Temporal and spatial characterization of groundwater pollution is an important issue in the effective remediation of groundwater aquifers and the assessment of health risks. Uncertainty analysis is an integral step in the hydrological modeling process. Quantitative evaluation of uncertainty in the outputs of the simulation model and estimation of its parameters increase the confidence in the modeling results and correct knowledge of the sources of uncertainty. Due to the increasing use of groundwater models in the management and prediction of aquifer behavior, this study seeks to analyze the uncertainty in quantitative modeling of alluvial aquifers in Garmsar plain in Semnan province. Description of the contaminated source includes identification of the location and source, injection rate and release periods. It is recommended to study the construction of concrete road tanks for mixing groundwater and drinking water in the area and diluting heavy metals and reducing water hardness (TDS). Combining the use of MODFLOW method in groundwater and artificial feeding of groundwater aquifers due to flood spreading as well as mixing surface water from rain and snow collection with groundwater in water reservoirs, the effects of heavy metals and toxins in the drinking water of the region can be expected to be significantly reduced. . The results showed that the feeding parameter has less detection capability in the calibration process than other parameters (in other words, its posterior distribution function has not changed much compared to the previous distribution function) and has more uncertainty.

Citation: Soltanian, M., Hassanpour Darvishi, H., Musavi Jahromi, S H., Nasri, M. (2024). **Using Artificial Feeding Technology of Aquifer Basin to Manage Water Resources and Reduce Water Pollution (Case Study: Garmsar Region)**, *Geography(Regional Planning)*, 14(57), 14-25.

DOI: 10.22034/jgeoq.2024.289919.3127

* **Corresponding author:** Hossein Hassanpour Darvishi, **Email:** hassanpour87@gmail.com

Extended Abstract

Introduction

The growing population and expansion of agricultural and industrial activities, combined with recent droughts, have placed significant pressure on freshwater resources, particularly in arid and semi-arid regions such as Iran. Groundwater, as the primary source of water in these areas, faces the risks of overexploitation and contamination. Artificial recharge, as an effective strategy, can mitigate these challenges by directing surface water into aquifers and enhancing water resources. Optimal locations for implementing such projects include coarse-textured soils, karst regions, and the alluvial fans of seasonal rivers. In Iran, artificial recharge projects began in 1972 to maintain groundwater balance. The first projects were implemented in the Varamin Plain and Garmsar. In the Chaharmahal and Bakhtiari Plain, excessive groundwater extraction led to a significant drop in the water table, which was partially recovered through managed extraction and recharge projects. However, recent droughts have exacerbated the water resource crisis, emphasizing the need for further studies and the implementation of new projects.

Methodology

Pollution indices such as HEI and HPI are commonly used to assess water quality, particularly regarding heavy metals for drinking purposes. The HEI index evaluates overall water quality by comparing the concentration of heavy metals to their maximum permissible levels and categorizes pollution into three levels: low, moderate, and high. The HPI index ranks water quality based on the weighted components of heavy metals in comparison with WHO standards, where values greater than 100 indicate contamination by heavy metals. The calculation of WQI involves three steps: assigning weights to each parameter based on its relative importance, determining relative weights, and calculating quality rates. This index evaluates water quality by comparing the concentration of chemical parameters to their standard values. Based on WQI values, water is classified into five categories: "excellent" (<50), "good" (50–100), "poor" (100–200), "very poor" (200–300), and

"unsuitable for drinking" (>300). These indices serve as effective tools for assessing the impact of heavy metals on human health and determining the overall quality of water. For metals like cobalt, which lack specific WHO standards, they are excluded from these calculations.

Results and Discussion

Seasonal analysis of groundwater heavy metal concentrations revealed that mean levels in spring and summer were below WHO limits, with significant statistical differences ($P < 0.05$). Pearson's correlation showed no significant relationships between arsenic, lead, and cadmium across seasons. However, lead and cadmium strongly correlated with HPI, Ca, and HEI indices, indicating their importance in water quality assessment due to contamination from fertilizers and vehicle emissions. The SMAGR model was used to evaluate artificial recharge, incorporating factors like groundwater table (WT), soil permeability (IR), and groundwater contamination (GC). Parameters were weighted using the AHP method, emphasizing their role as limiting factors in recharge feasibility. Salinity above 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ was identified as a critical issue, potentially degrading recharge quality. Spatial analysis using ArcGIS highlighted better water quality in the western aquifer regions. Calibration of the transient model showed higher transmissivity in southwestern and northeastern plains, underlining hydrological variability. This approach provides insights into groundwater management and the importance of addressing contamination in recharge projects.

Conclusion

The average concentration of heavy metals in the groundwater resources of the study area was examined over the period from 2010 to 2020. As indicated by the charts and maps, although the concentration of most heavy metals in the groundwater resources of the region does not meet the "very good" standards set by national guidelines, the World Health Organization (WHO), and the European Union (EU), it can be considered acceptable. This is attributed to the significant depth of groundwater sources in Semnan Province, allowing sufficient time for the

natural filtration of potential pollutants entering the ground due to various industrial activities. Additionally, the province naturally lacks layers containing heavy metals. Furthermore, there is considerable distance

between industrial zones and groundwater sources in the region.

References

1. Eslami, F., Shokoohi, R., Mazloomi, S., Darvish Motevalli, M., & Salari, M. (2017). Evaluation of water quality index (WQI) of groundwater supplies in Kerman Province in 2015. *Occupational and Environmental Health*, 3(1), 48-58. [In Persian]
2. Rajaei, G., Hassanpor, M., & Mehdinejad, M. (2012). Heavy Metals Concentration (Zinc, Lead, Chrome and Cadmium) in Water and Sediments of Gorgan Gulf and Estuarine Gorganroud River, Iran. 2, 8(5), 748-756. <http://hsr.mui.ac.ir/article-1-451-fa.html>. [In Persian]
3. Adomako, D., Nyarko, B., Dampare, S., Serfor-Armah, Y., Osae, S., Fianko, J., & Akaho, E. (2008). Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1-3), 165-175. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9885-x>
4. Ahmed, K., Mehedi, Y., Haque, R., & Mondol, P. (2011). Heavy metal concentrations in some macrobenthic fauna of the Sundarbans mangrove forest, south west coast of Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 177(1-4), 505-514. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1651-9>
5. Akcay, H., Oguz, A., & Karapire, C. (2003). Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments. *Water research*, 37(4), 813-822. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00392-5](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00392-5)
6. Al-Juboury, A. (2009). Natural pollution by some heavy metals in the Tigris River, Northern Iraq. *International Journal of Environmental Research*, 3(2), 189-198. <https://doi.org/10.22059/ijer.2009.47>
7. Buschmann, J., Berg, M., Stengel, C., Winkel, L., Sampson, M. L., Trang, P. T. K., & Viet, P. H. (2008). Contamination of drinking water resources in the Mekong delta floodplains: Arsenic and other trace metals pose serious health risks to population. *Environment International*, 34(6), 756-764.
8. Ebrahimpour, M., & Mushrifah, I. (2008). Heavy metal concentrations (Cd, Cu and Pb) in five aquatic plant species in Tasik Chini, Malaysia. *Environmental geology*, 54(4), 689-698.
9. Ghrefat, H., & Yusuf, N. (2006). Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*, 65(11), 2114-2121.
10. Osibanjo, O., & Majolagbe, A. O. (2012). Physicochemical quality assessment of groundwater based on land use in Lagos city, southwest, Nigeria. *Chem J*, 2(2), 79-86.
11. Valavanidis, A., & Vlachogianni, T. (2010). Metal pollution in ecosystems. Ecotoxicology studies and risk assessment in the marine environment. Dept. of Chemistry, University of Athens University Campus Zografou, 15784.
12. Yang, H., & Rose, N. (2005). Trace element pollution records in some UK lake sediments, their history, influence factors and regional differences. *Environment International*, 31(1), 63-75. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.06.010>
13. Zhang, Y., Sun, S., Olsen, S. C., Dubey, M. K., & He, J. (2011). CCSM3 simulated regional effects of anthropogenic aerosols for two contrasting scenarios: rising Asian emissions and global reduction of aerosols. *International journal of climatology*, 31(1), 95-114. <https://doi.org/10.1002/joc.2060>



انجمن ژئوپلیتیک ایران

فصلنامه جغرافیا (برنامه ریزی منطقه‌ای)

دوره ۱۳، شماره ۵۱، پ ۱۴۰۲

شاپا چاپی: ۶۴۶۲-۲۲۲۸ شاپا الکترونیکی: ۲۱۱۲-۲۷۸۳

Journal Homepage: <https://www.jgeoqeshm.ir/>



مقاله پژوهشی

استفاده از تکنولوژی تغذیه مصنوعی حوضه آبخوان برای مدیریت منابع آب و کاهش آلودگی‌های آب (مورد مطالعه: منطقه گرمسار)

مسلم سلطانیان تلک آبادی: دانشجوی دکتری مهندسی منابع آب، واحد شهر قدس، دانشگاه آزاد اسلامی، شهر قدس، ایران
حسین حسن پور درویشی*: دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، واحد شهر قدس، دانشگاه آزاد اسلامی، شهر قدس، ایران
سید حبیب موسوی جهرمی: استاد گروه علوم و مهندسی آب، واحد شهر قدس، دانشگاه آزاد اسلامی، شهر قدس، ایران
محمد نصری: استاد گروه زراعت دانشکده کشاورزی واحد ورامین، دانشگاه آزاد اسلامی، ورامین، ایران

اطلاعات مقاله	چکیده
<p>شماره صفحات: ۲۵-۱۴</p> <p>از دستگاه خود برای اسکن و خواندن مقاله به صورت آنلاین استفاده کنید</p> 	<p>آب‌های زیرزمینی که بخشی از چرخه آب را تشکیل می‌دهند، خصوصیات زمانی و مکانی آلودگی آب‌های زیرزمینی به‌عنوان یک مسئله مهم در اصلاح مؤثر سفره‌های آب زیرزمینی و ارزیابی خطرات مربوط به سلامتی است. تحلیل عدم قطعیت، مرحله‌ای جدانشدنی در فرآیند مدل‌سازی هیدرولوژی می‌باشد. ارزیابی کمی عدم قطعیت در خروجی‌های مدل شبیه‌سازی و تخمین پارامترهای آن، موجب افزایش اطمینان در نتایج مدل‌سازی و شناخت درستی از منابع عدم قطعیت می‌شود. با توجه به رشد روز افزون کاربرد مدل‌های آب زیرزمینی در مدیریت و پیش‌بینی رفتار آبخوان‌ها، این پژوهش به دنبال تحلیل عدم قطعیت در مدل‌سازی کمی آبخوان آبرفتی دشت گرمسار در استان سمنان است. توصیف منبع آلوده شامل شناسایی مکان و منبع مکانی، میزان تزریق و دوره‌های انتشار است. بررسی ساخت مخازن بتنی سر راهی جهت اختلاط آب زیرزمینی و آب شرب در منطقه و رقیق‌تر شدن فلزات سنگین و کاهش سختی آب (TDS) پیشنهاد می‌گردد. تلفیق استفاده از روش MODFLOW در آب‌های زیرزمینی و تغذیه مصنوعی سفره‌های زیرزمینی در اثر پخش سیلاب و همچنین اختلاط آب سطحی حاصل از جمع‌آوری باران و برف با آب‌های زیرزمینی در مخازن آب، می‌تواند انتظار داشت اثرات فلزات سنگین و سموم در آب شرب منطقه کاهش چشمگیری یابد. نتایج نشان داد که پارامتر تغذیه نسبت به سایر پارامترها از قابلیت تشخیص کمتری در فرآیند واسنجی برخوردار بوده (به عبارتی تابع توزیع پسین آن نسبت به تابع توزیع پیشین تغییر زیادی نکرده است) و دارای عدم قطعیت بیشتری است.</p>

واژه‌های کلیدی:

تغذیه مصنوعی، گرمسار، فلزات سنگین، آلودگی.

استناد: سلطانیان تلک آبادی، مسلم؛ حسن پور درویشی، حسین؛ موسوی جهرمی، سیدحبیب و نصری، محمد. (۱۴۰۳). استفاده از تکنولوژی تغذیه مصنوعی حوضه آبخوان برای مدیریت منابع آب و کاهش آلودگی‌های آب (مورد مطالعه: منطقه گرمسار). فصلنامه جغرافیا (برنامه‌ریزی منطقه‌ای)، ۱۴(۵۷)، ۱۴-۲۵.

DOI: 10.22034/jgeoq.2024.289919.3127

مقدمه

رشد روزافزون جمعیت جهان همگام با گسترش فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی در جهت افزایش تأمین مواد غذایی از یک‌سو و خشکسالی‌های پی‌درپی در سال‌های اخیر از سوی دیگر موجب شده است که منابع آب شیرین در اکثر کشورهای واقع در کمربند خشک جهان، به اوج بهره‌برداری خود برسند. این وضعیت بحرانی در مناطق خشک و نیمه‌خشک همچون بخش وسیعی از ایران که آب زیرزمینی منبع اصلی تأمین‌کننده آب محسوب می‌شود، بیشتر نمایان است (Valavanidis & Vlachogianni, 2010). تغذیه مصنوعی به منزله گزینه‌ای قابل‌بررسی می‌تواند خطرهای ناشی از بهره‌برداری بیش‌ازحد و آلودگی سفره‌های آبدار را به‌طور مؤثری کاهش دهد و علاوه بر تقویت منابع آب تغذیه مصنوعی عبارت است از مجموعه عملیات و اقداماتی که برای افزایش نفوذ و هدایت آب‌های سطحی به سازندهای آبدار زیرزمینی و به‌منظور استفاده مجدد از آن‌ها صورت می‌پذیرد (Osibanjo & Majolagbe, 2012). بهترین محل برای اجرای طرح‌های تغذیه مصنوعی، خاک‌های درشت‌بافت، ابتدای آبرفت‌های ماسه‌ای، خاک‌های سنگلاخی، مناطق کارستی، مسیل‌های با بستر شنی و مخروط افکنه رودخانه‌های فصلی است (Buschmann et al., 2008). مکان‌یابی سیستم‌های تغذیه مصنوعی و به‌خصوص پخش سیلاب، از اصول اساسی ایجاد این سیستم‌هاست. انتخاب محل بر مبنای واقعیت‌های علمی و طبیعی دارای بزرگ‌ترین نقش در جهت استحکام و کاربری این سیستم‌ها در راستای تحقق اهداف مربوطه است (Osibanjo & Majolagbe, 2012). به پروژه‌های تغذیه مصنوعی از سال ۱۳۵۱ به‌منظور حفظ تعادل آب‌های زیرزمینی توجه شده است (Eslami, Shokoohi, Mazloomi, Darvish Motevalli, & Salari, 2017). در عصر نوین، اولین طرح تغذیه مصنوعی در دشت ورامین و در سال ۱۳۵۲ مطالعه و اجرا در شبکه آبیاری ورامین و اولین بار طی سال‌های ۵۰ گرمسار و قزوین با روش حوضچه و پس‌از آن در دشت ناز ساری با تزریق از طریق چاه احداث شده است (Rajaei, 2012). برداشت سالانه حدود ۲۵۰ میلیون مترمکعب از منابع آبی دشت شهرکرد موجب افت شدید سطح ایستابی شده است. به‌گونه‌ای که در حدفاصل بین سال‌های ۷۲ تا ۸۳ سطح ایستابی بیش از ۱۳ متر نزول داشته و در زمره آبخوان‌های ممنوعه قرار گرفته است. پس‌از این سال با جلوگیری از برداشت بی‌رویه و کنترل بیلان آبخوان بخشی از پایین‌افتادگی سطح آب جبران شد، اما با کمبود بارندگی و وقوع خشکسالی‌های اخیر هنوز در شرایط بحرانی است. بنابراین، مطالعات امکان‌سنجی اجرای طرح‌های تغذیه در نقاط مختلف دشت انجام شده است (Eslami et al., 2017).

روش پژوهش

معمولاً جهت مصارف مختلف از شاخص‌های آلودگی خاص استفاده می‌شود. برای ارزیابی درجه آلودگی آب به فلزات سنگین جهت مصارف شرب از شاخص‌هایی مانند شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI) و شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) استفاده می‌شود. شاخص‌های HEI و HPI با توجه به غلظت سنجش شده فلزات سنگین در منطقه نسبت به حداکثر غلظت مجاز تعیین شده برای مصارف شرب، کیفیت کلی آب را ارائه می‌دهند. شاخص HPI یک روش برای رتبه‌بندی کیفیت آب بر اساس فلزات سنگین است (Adomako et al., 2008). با استفاده از این شاخص می‌توان اثر فلزات سنگین را بر سلامت انسان تعیین کرد. با محاسبه شاخص HEI نیز می‌توان نسبت به رتبه‌بندی کلی کیفیت آب بر اساس آلودگی فلزات سنگین و درک بهتر از شرایط کیفی آب اقدام کرد. از آنجایی که حداکثر حد مجاز کبالت توسط WHO مشخص نشده بنابراین در محاسبه شاخص‌های فوق از فلز کبالت استفاده نشده است. شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI) از معادله زیر به دست می‌آید (Ahmed, Mehedi, 2011):

$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{Hc}{H_{max}} \quad (1)$$

که در آن Hc مقدار اندازه‌گیری شده پارامتر H_{max} و H_{max} حداکثر غلظت مجاز پارامتر نام است. در صورتی که HEI کمتر از ۱۰ باشد درجه آلودگی کم، بین ۱۰ تا ۲۰ باشد درجه آلودگی متوسط و بیشتر از ۲۰ باشد درجه آلودگی زیاد است. HPI برای ایستگاه‌های مورد مطالعه بر مبنای استاندارد WHO از معادله زیر به دست می‌آید (Akcay, Oguz, & Karapire, 2003):

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n WiQi}{\sum_{i=1}^n Wi} \quad (2)$$

در این معادله Wi نسبت وزنی i امین مؤلفه است که از طریق معکوس استاندارد (استاندارد سازمان بهداشت جهانی) محاسبه می‌شود ($Wi=1/Si$). Qi نرخ کیفی i امین مؤلفه است که به صورت معادله زیر محاسبه می‌شود.

$$Qi = \frac{Mi}{Si} * 100 \quad (3)$$

در این معادله Mi غلظت مؤلفه i ام و Si مقدار استاندارد مؤلفه i ام است. اگر $HPI > 100$ باشد آب به فلزات سنگین آلوده است. اگر $HPI = 100$ باشد، آب در آستانه خطر آلودگی به فلزات سنگین قرار دارد و اگر $HPI < 100$ باشد آب فاقد آلودگی به فلزات سنگین است. محاسبات WQI شامل ۳ مرحله است (Al-Juboury, 2009):

۱. در ابتدا وزن دهی انجام می‌شود و برای هر پارامتر با توجه به اهمیت نسبی آن یک وزن خاص اختصاص داده می‌شود.
۲. در گام دوم وزن نسبی محاسبه می‌شود.
۳. در گام سوم مقیاس نرخ کیفیت محاسبه می‌شود. این مقیاس با تقسیم غلظت هر پارامتر در هر نمونه آب بر مقدار استاندارد آن پارامتر محاسبه می‌شود.

$$qi = \frac{Ci}{Si} * 100 \quad (4)$$

که در آن Ci غلظت و Si استاندارد هر پارامتر هر پارامتر شیمیایی در نمونه آب بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است. سپس برای برآورد WQI پارامتر S_i برای هر پارامتر شیمیایی محاسبه می‌شود.

$$S_i = Wi * qi \quad (5)$$

$$WQI = \sum S_i \quad (6)$$

S مقدار WQI به دست آمده برای تعیین رتبه بندی کیفیت آب طبقه بندی می‌شود. در این طبقه بندی آب‌های با WQI کمتر از ۵۰ رده بسیار خوب، ۵۰ تا ۱۰۰ در رده خوب، ۱۰۰ تا ۲۰۰ در ردیف ضعیف، ۲۰۰ تا ۳۰۰ در رده بسیار ضعیف و بالاتر از ۳۰۰ در رده آب نامناسب برای آشامیدن قرار می‌گیرید (Ebrahimpour & Mushrifah, 2008).

جدول ۱. وزن نسبی پارامترهای فیزیکو شیمیایی (استاندارد WHO, 2011)

پارامترهای شیمیایی	واحد	استاندارد WHO	وزن	تسبیت وزنی
pH	-	۸/۵-۶/۵	۴	۰/۰۹۸
Hardness	mg/L	۵۰۰	۳	۰/۰۷۳
TDS	mg/L	۱۵۰۰	۵	۰/۱۳۲
Ca	mg/L	۲۰۰	۲	۰/۰۴۹
Mg	mg/L	۱۵۰	۱	۰/۰۳۴
K	mg/L	۱۲	۲	۰/۰۴۹
Na	mg/L	۵۰	۳	۰/۰۴۹
HCO ₃	mg/L	۱۲۰	۳	۰/۰۷۳
Cl	mg/L	۲۵۰	۳	۰/۰۷۳
SO ₄	mg/L	۲۵۰	۴	۰/۰۹۸
NO ₃	mg/L	۱۰	۴	۰/۰۹۸
BOD	mg/L	۵	۳	۰/۰۷۳
Coliform	MPN/۱۰۰mL	-	۵	۰/۱۳۲
Total	-	-	۴۱	۱

در تحقیق حاضر از مدل MODEFLOW برای تحلیل آب‌های زیرزمینی استفاده شده که در آن از روش تفاضل محدود در حل معادلات دیفرانسیل حاکم استفاده شده است. اساس روش تفاضل‌های محدود در حل معادلات دیفرانسیل، جانشین نمودن مشتق‌های یک تابع در هر نقطه با تفاضل‌های آن متغیر در فاصله کوتاه و محدود است. همچنین می‌توان از برای شبیه‌سازی از تکنیک خوشه‌بندی در مهندسی آب استفاده نمود از آن جمله می‌توان به مطالعات کیفی آب سطحی، زیرزمینی و ... اشاره نمود.

هر مدلی که برای شناخت و پیش‌بینی رفتار یک سامانه آب زیرزمینی انتخاب می‌شود، باید به‌خوبی تعریف شود. این تعریف باید مبتنی بر وضعیت مهندسی دقیق لایه آبدار یا سامانه مورد مطالعه اطلاعاتی درباره پارامترهای فیزیکی آن مرزها، ورودی‌ها و خروجی‌های آن باشد. تمام این اطلاعات باید از مدل مفهومی سامانه که بر اساس مطالعات صحرایی آزمایشگاهی و دفتری تهیه شده است، به دست آید. چنانچه اطلاعات مذکور در دسترس نباشد باید بر اساس تجربه و شناخت سامانه حدس زده شوند و سپس در طی فرآیند واسنجی اصلاح شوند. پس عمل واسنجی محل درواقع انطباق مقادیر شبیه‌سازی با مقادیر مشاهده‌شده مربوط به رفتار سامانه آبخوان از قبیل بار هیدرولیکی پمپاژ و تغذیه درگذشته است. واسنجی محل به دو شیوه امکان‌پذیر است. یا می‌تواند به روش سعی و خطا باشد و یا به روش خودکار توسط نرم‌افزارهای مربوطه انجام شود از معایب واسنجی به روش سعی و خطا وقت‌گیر بودن آن است ولی از مزایای آن این است که اگر توأم با تطبیق با واقعیت باشد آنگاه اطمینان به پارامترهای واسنجی شده از درصد بالایی برخوردار خواهد بود (Ghrefat & Yusuf, 2006). اولین مرحله در واسنجی مدل تعیین مقدار واسنجی می‌باشد. این مقدار عبارت از مقدار مشاهده نشده است که می‌تواند بار هیدرولیکی جریان یا شار هیدرولیکی و یا بیلان آب زیرزمینی باشد. مهم‌ترین و ساده‌ترین نوع مقدار واسنجی را تراز سطح آب زیرزمینی تشکیل می‌دهد. چون اندازه‌گیری آن ساده‌تر بوده و با خطای کمتری همراه است و نیز واسنجی آن راحت‌تر می‌باشد. دومین مرحله در واسنجی محل تعیین اهداف واسنجی است که شامل نوع مقدار واسنجی و خطای مربوط به آن می‌باشد. خطای واسنجی یا معیار خطا بستگی به نوع مقدار واسنجی دارد. اگر بار هیدرولیکی به‌عنوان مقدار واسنجی انتخاب شود، خطای آن در حد چند متر و کمتر از آن منظور می‌شود. ولی اگر جریان هیدرولیکی یا بیلان آب به‌عنوان مقدار واسنجی انتخاب شود خطای آن باید در حد کمتر از یک یا چند میلیون مترمکعب در سال باشد. البته لازم است که تمام موارد ذکرشده مدنظر قرار گیرند زیرا ممکن است در یک فرآیند مدل‌سازی در حین واسنجی به دسته جواب‌هایی دست یافت که بار هیدرولیکی شبیه‌سازی شده و مشاهده شده بر هم منطبق شوند، ولی میزان جریان ورودی و خروجی از مرزها و بیلان آب در محل با واقعیت منطبق نباشد (Yang & Rose, 2005). در روش سعی و خطا جهت واسنجی، مدل باید با مرحله آنالیز باقیمانده‌ها توأم باشد (آنالیز باقیمانده‌ها عبارت است از محاسبه اختلاف بین پارامترها یا متغیر شبیه‌سازی شده و مقدار مشاهده شده آن و تجزیه و تحلیل اختلاف موجود). آنالیز باقیمانده‌ها باید بر اساس یک سری محاسبات آماری صورت پذیرد. هرچقدر این اختلاف کوچک‌تر شود نشان‌دهنده انطباق و دستیابی بیش‌تر به اهداف واسنجی است. ولی در عمل به حداقل رساندن این اختلاف در تمام سلول‌های شبکه تقریباً غیرممکن است. معیارهای آماری متعددی از قبیل میانگین خطا میانگین قدر مطلق خطا و جذر میانگین مربعات خطا وجود دارد که می‌تواند مورد بررسی قرار گیرد.

به‌منظور بررسی چگونگی میزان واسنجی پارامتر موردنظر در بخش‌های مختلف شبکه برای تشخیص این‌که کدام بخش‌ها از محل با واسنجی ضعیف و کدام بخش‌ها با واسنجی قوی همراه بوده‌اند، می‌توان سطح واسنجی و توزیع خطا را بررسی نمود. برای این منظور می‌توان سطح واسنجی را بسته به میزان واسنجی نمایش داد. در پایان مرحله واسنجی سامانه تحت بررسی دارای مدلی خواهد بود که تمام پارامترهای آن به‌خوبی تعریف شده‌اند و اکنون می‌توان با اطمینان از آن برای پیش‌بینی رفتار آبخوان در آینده استفاده نمود. البته نباید انتظار داشت که مدل واسنجی شده همواره پاسخ منطبق بر واقعیت را نتیجه دهد، بلکه باید تفاوت‌هایی را انتظار داشت. این موضوع ناشی از آن است که برای رسیدن به محل یک سامانه واقعی فرضیات متعددی در نظر گرفته می‌شود. به‌منظور کاهش این تفاوت‌ها باید، الف) محل ساخته‌شده تا حد امکان به سامانه شبیه‌سازی شده نزدیک‌تر باشد و ب) از حداکثر داده‌های واقعی در عمل واسنجی استفاده شود. در صورتی که معادله حاکم بر سامانه مورد مطالعه به‌صورت رابطه زیر باشد (Zhang, Sun, Olsen, Dubey, & He, 2011):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + N(x, y, t) + R(x, y, t) - P(x, y, t) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (7)$$

که P و N, R به ترتیب مقدار تغذیه طبیعی تغذیه مصنوعی و پمپاژ می‌باشد. آزمون پمپاژ یکی از روش‌های متعددی است که می‌توان از آن برای تعیین پارامترهای محل استفاده نمود. در هنگام عدم دسترسی به داده‌ها از راه‌های دیگر نتایج آزمون‌های پمپاژ می‌تواند در مدل‌های ناحیه‌ای به‌منظور پیش‌بینی رفتار یک آبخوان مورد استفاده قرار گیرند. همان‌گونه که مطرح شد یکی از روش‌های واسنجی مدل روش واسنجی خودکار می‌باشد. نرم‌افزار PEST یکی از نرم‌افزارهایی است که برای واسنجی خودکار یک محل تهیه شده است. در واسنجی خودکار عمل واسنجی محل به دو طریق مستقیم و یا غیرمستقیم صورت می‌گیرد. در روش مستقیم پارامترهای مجهول (به‌عنوان مثال بار هیدرولیکی) به‌صورت یک متغیر مستقل رفتار می‌نماید، بدین‌صورت که باید مقدار بار هیدرولیکی که مجهول می‌باشد برای تمام گره‌ها تعریف شود. در صورتی که روش غیرمستقیم مشابه با روش سعی و خطا عمل می‌نماید که مسئله به‌صورت پیش‌رو به‌طور تکراری حل می‌شود. یکی از مشکلات موجود در واسنجی مدل‌ها، مشکل تعدد پاسخ‌ها می‌باشد. به این معنی که مجموعه‌های مختلفی از مقادیر پارامترها ممکن است باعث نتایج یکسانی شوند. به‌این‌ترتیب هر ترکیبی از نرخ جریان و هدایت هیدرولیکی (k) در محل که دارای نسبتی مشابه با نسبت نرخ جریان به هدایت هیدرولیکی واقعی باشد، می‌تواند نتایج تقریباً یکسانی را ایجاد نماید. برای حل این مشکل روش‌های مختلفی توسط محققین پیشنهاد شده است. مجموعه داده‌هایی که برای واسنجی مدل در حالت غیر ماندگار استفاده می‌شوند، شامل داده‌های آزمایش پمپاژ و یا داده‌های چندین ساله بار هیدرولیکی که تغییرات و نوسانات فصلی را دربر می‌گیرند، می‌باشد. همچنین معمولاً محل‌ها ابتدا برای شرایط ماندگار واسنجی می‌شوند، سپس نتایج حاصل از واسنجی ماندگار به‌عنوان مقادیر اولیه در شبیه‌سازی محل در حالت غیر ماندگار به کار می‌روند. باینکه مقادیر بار هیدرولیکی اندازه‌گیری شده به‌عنوان شرایط اولیه در محل غیر ماندگار وارد می‌شوند. باید در نظر داشت که در حالت اول یعنی در حالتی که مقادیر حاصل از واسنجی ماندگار به‌عنوان مقادیر اولیه در مدل غیر ماندگار وارد می‌شوند، الزاماً شرایط واقعی سامانه در نظر گرفته نمی‌شود، هرچند این روش به‌عنوان یک روش قابل قبول در محل سازی مطرح می‌باشد.

در پایان آزمایش؛ پردازش داده‌ها به کمک نرم‌افزار رایانه‌ای SPSS تجزیه واریانس شد و مقایسه میانگین داده‌ها غلظت عناصر مورد بررسی با رهنمود WHO با کمک آزمونی تک نمونه‌ای، برای مقایسه میانگین غلظت فلزات بین فصول نمونه‌برداری از آزمونی مستقل و برای تعیین همبستگی بین میانگین غلظت فلزات در نمونه‌ها و از طرفی شاخص‌ها با غلظت عناصر در نمونه‌ها از آزمون ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد و نمودارها توسط برنامه رایانه‌ای Excel ترسیم شد. لازم‌ه محاسبات کیفی آبخوان، انجام محاسبات کمی می‌باشد... به این معنا که لازم است تا با استفاده از کد کمی MODFLOW شبیه‌سازی سطح جریان صورت گرفته و سپس سوار بر محل کمی، محاسبات و شبیه‌سازی کیفی توسط مدل MT3DMS انجام گردد. از مدل MT3DMS می‌توان برای شبیه‌سازی کیفی آلودگی‌های موضعی، نظیر تشت از مخازن و یا نشت از محل دفن شیرابه و ... به سمت آب زیرزمینی استفاده کرد. در واقع یک ابزار شبیه‌سازی انتقال می‌باشد که جهت تصویرسازی عددی و بصری مقادیر گسترش ابرآلودگی‌های موضعی در آبخوان بکار می‌رود. به‌منظور توسعه مدل مفهومی MT3DMS لازم است تا برخی از پارامترهای مهم آبخوان، نظیر ضریب پخشیدگی و تخلخل و ... در اختیار باشد. اهمیت این محل به دنبال دقت محاسبات کمی حاصل می‌گردد. بنابراین جهت مدل‌سازی انتشار آلودگی ناشی از شیرابه تجمع زباله در محل دفن پسماند شهری لازم است تا محل به‌درستی واسنجی گردد. روند محاسبات: ابتدا آمار و اطلاعات لازم در خصوص مشخصات آبخوان دشت مورد مطالعه، شامل اطلاعات هواشناسی، ریزش‌های جوی، درجه حرارت، رطوبت نسبی، تبخیر و اقلیم منطقه، سایر اطلاعات از قبیل آب‌های سطحی، رودخانه‌های فصلی منطقه، مسیل‌ها و مشخصات زمین‌شناسی اخذ گردیده و سپس به مدل‌سازی آبخوان با استفاده از محل ریاضی MODFLOW پرداخته می‌شود. جهت تهیه مدل ریاضی آبخوان مراحل زیر طی خواهد شد.

تهیه مدل مفهومی سیستم آبخوان: طراحی و ساخت مدل شامل: شبکه‌بندی، تعیین شرایط مرزی، شرایط اولیه، پارامترهای هیدرولیکی آبخوان و تنش‌های هیدرولوژیکی کالیبراسیون محل با استفاده از تغییر پارامترهای هیدرولیکی آبخوان و تحلیل حساسیت مدل ریاضی نسبت به تغییر پارامترهای ورودی، صحت سنجی، نتیجه‌گیری، تعریف سناریو و تجزیه تحلیل نتایج

به دست آمده و توسعه مدل مفهومی کیفی و انجام محاسبات MT3DMS جهت جمع‌آوری اطلاعات مورد نیاز، آمار بارندگی ماهانه ایستگاه‌های مختلف هواشناسی از اداره کل هواشناسی و آمار و نقشه‌های زمین‌شناسی و مشخصات و مقادیر ضرایب هیدرولیکی، حدود گسترش آبخوان، داده‌های چاه‌های بهره‌برداری و مشاهده‌ای، داده‌های دبی اندازه‌گیری شده رودهای فصلی و دائمی، حدود قرارگیری چاه‌ها و رودخانه‌ها از شرکت سهامی آب منطقه‌ای اخذ خواهد شد. اطلاعات مربوط به کیفیت آب در صورت نیاز از شرکت‌های آب منطقه‌ای و آب و فاضلاب شهری و روستایی اخذ خواهد شد. برحسب نیاز از جهاد کشاورزی و اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری نیز استفاده خواهد شد. می‌توان پس از تهیه مدل مطلوب (واسنجی شده) اقدام به تعریف سناریوهای ایجاد ایستگاه‌های تغذیه مصنوعی در مکان‌های مختلف منطقه مورد نظر کرد و میزان تأثیر این سناریوها را بر کیفیت آب منطقه و میزان فلزات سنگی و مواد سمی بررسی کرد.

بحث و یافته‌های تحقیق

نتایج قرائت غلظت عناصر مورد بررسی در نمونه‌های آب زیرزمینی به تفکیک فصل، نتایج بررسی همبستگی بین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها به تفکیک فصل و همچنین نتایج محاسبه شاخص‌های کیفیت آب در جداول شماره ۱ تا ۴ ارائه شده است. نتایج آزمون تی تک نمونه‌ای بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار آماری بین میانگین غلظت عناصر در نمونه‌های فصول بهار و تابستان با رهنمود WHO است ($P < 0.05$). بدین صورت که میانگین غلظت عناصر در هر دو فصل نمونه‌برداری کمتر از حد مجاز بود. این در حالی است که نتایج آزمون همبستگی پیرسون نشان داد بین میانگین غلظت عناصر آرسنیک، سرب و کادمیوم در نمونه‌های فصول بهار و تابستان به ترتیب با ضریب همبستگی برابر با 0.115 و -0.072 و P -value به ترتیب برابر با 0.149 ، 0.630 و 0.763 همبستگی معنی‌دار آماری وجود ندارد. نتایج بررسی همبستگی بین مقادیر شاخص‌ها با غلظت فلزات سنگین حاکی از آن است که ارتباط معنی‌دار آماری ($P = 0.05$) سرب با ضریب همبستگی برابر با 0.997 و 0.881 و کادمیوم با ضریب همبستگی برابر با 0.768 ، 0.969 و 0.768 به ترتیب با شاخص‌های Ca ، HPI و HEI بود. بنابراین، سرب و کادمیوم را می‌توان به عنوان پارامترهای اصلی ارزیابی کیفی آب در مطالعه حاضر محسوب کرد. این موضوع را می‌توان با غلظت تجمع یافته عناصر سرب و کادمیوم در نمونه‌ها در افزایش مقدار شاخص به دلیل استفاده بیش‌ازحد از کودهای فسفاته و کودهای آلی و همچنین انتشار فلزات به‌ویژه سرب ناشی از احتراق سوخت توسط خودروها مرتبط دانست. همچنین نتایج آزمون همبستگی پیرسون همبستگی معنی‌دار آماری ($P < 0.05$) مقادیر شاخص‌ها بین فصول بهار و تابستان را تأیید نمود.

جدول ۲. میانگین غلظت عناصر مورد مطالعه به تفکیک ایستگاه نمونه‌برداری برحسب $\mu g/l$

ایستگاه	منگنز	مس	کروم	کادمیوم	سرب	روی	آرسنیک
۱	۱.۹	۸۹	۰.۰۵۲	۰.۰۹۲	۱.۴	۳۳.۵۳	۶.۲
۲	۳.۸۴	۳۴.۵	۰.۱۰۳	۰.۱۴	۵.۸۹	۱۴.۵۷	۳.۱۶
۳	۱.۸	۳۵.۵	۰.۰۵	۰.۰۴	۵.۹۱	۱۳.۹۹	۱.۹۲
۴	۲.۰۳	۲۸.۴	۰.۰۴۸	۰.۱۸	۴.۹	۳۳.۲۶	۱۱.۸۳
۵	۲.۲۸	۳۶.۴	۰.۰۴۵	۰.۵۸	۹.۴۷	۳۳.۸۵	۶.۲۹
۶	۲.۶۴	۲۴.۳	۰.۰۳۳	۰.۰۴	۴.۶۷	۳۴.۱۴	۶.۸۱
۷	۲.۹	۲۰.۸	۰.۰۵۲	۰.۲۶	۴.۱۲	۵۱.۳۲	۵.۲۸
۸	۳.۰۱	۵۶.۳	۰.۰۵۱	۰.۴۶	۹.۵۵	۲۷.۲۱	۵.۷۶
۹	۱.۹۶	۳۵.۲	۰.۰۳	۰.۰۶	۸.۷۹	۱۰.۴۹	۴.۸۱
۱۰	۶.۵۳	۲۳.۰۱	۰.۰۲۸	۰.۰۴	۴.۸۶	۲۰.۳۱	۲.۵۵
۱۱	۱.۶۹	۲۵	۰.۰۳۴	۰.۱۷	۵.۸۳	۳۴.۲۱	۶.۰۳
۱۲	۲.۳۸	۲۷	۰.۰۵۶	۰.۰۴	۴.۱۱	۳۴.۰۱	۹.۵۵
۱۳	۴.۲۴	۲۶	۰.۰۲۲	۰.۱۹	۵.۹	۴۵.۳۷	۴.۳۴
۱۴	۲.۳۸	۲۴	۰.۰۲۱	۰.۳۱	۶.۱۳	۱۸.۶۵	۴.۴۶

ایستگاه	منگنز	مس	کروم	کادمیوم	سرب	روی	آرسنیک
۱۵	۲.۷۷	۲۵	۰.۰۱۹	۰.۱۱	۴.۵۸	۷۸.۵۴	۱.۱
۱۶	۱۲.۱۸	۲۴.۳	۰.۰۲۸	۰.۳۲	۶.۲	۲۰.۶۵	۴.۵۷
۱۷	۲.۳۲	۲۶.۱	۰.۰۰۳۹	۰.۳۴	۴.۶۶	۲۱.۹۵	۱۰.۲۳
۱۸	۹	۲۵.۳	۰.۰۴۸	۰.۱	۴.۴۲	۲۳.۷	۷.۶
۱۹	۵.۰۱	۲۴.۰۱	۰.۰۵۲	۰.۰۶	۴.۸۶	۲۵.۵۹	۷.۱۱
۲۰	۲.۱	۲۵.۳	۰.۰۴۳	۰.۰۱	۶.۰۷	۲۹.۹۴	۷.۱۴

جدول ۳. نتایج آزمون پیرسون برای بررسی همبستگی بین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها

عنصر	آرسنیک	روی	سرب	کادمیوم	کروم	مس	منگنز
آرسنیک	۱						
روی	-۰.۱۱۲	۱					
سرب	-۰.۱۸۷	-۰.۲۸۰	۱				
کادمیوم	۰.۰۱۱	-۰.۱۸۶	۰.۷۳۸	۱			
کروم	۰.۰۷۸	-۰.۳۲۰	۰	-۰.۰۱	۱		
مس	۰.۰۰۴۹	-۰.۱	-۰.۰۹۶	۰.۱۲۲	۰.۳۹۵	۱	
منگنز	۰.۰۳۲۶	-۰.۱۵۵	-۰.۰۷۶	۰.۰۱۱	۰.۰۴۰	-۰.۲۲۵	۱

اصلی‌ترین متغیرهای مؤثر و به‌کاررفته در اکثر روش‌های تغذیه مصنوعی به خصوص در مدل این پژوهش شامل سطح ایستایی آب‌های زیرزمینی WT (فاصله بین سطح زمین و سطح آب زیرزمینی)، نفوذپذیری خاک IR (مسافت طی شده جریان یا حرکت آب از سطح خاک به داخل زمین در واحد زمان)، شیب توپوگرافی TS (شیب و تغییرات سطح زمین)، آلودگی و خصوصیت شیمیایی خاکه SP (میزان شوری و دیگر آلودگی‌هایی که قابل انتقال از طریق آب نفوذی به آب‌های زیرزمینی می‌باشد)، قابلیت هدایت هیدرولیکی HC (حجم آبی که می‌تواند در منطقه اشباع و غیر اشباع در واحد زمان از میانی سطحی واحد و عمود بر جهت جریان عبور کند)، آلودگی آب زیرزمینی GC (میزان شوری و دیگر آلاینده‌های شاخص و غالب مؤثر بر آب تغذیه شده به آبخوان) و کاربری اراضی LU (نوع استفاده از زمین در وضعیت موجود)، می‌باشند که مقدار و نوع اهمیت هر یک از پارامترها طبق جدول ۱ بر اساس تحقیقات انجام‌شده، نظرات کارشناسی و روش AHP در یک سیستم پیشنهادی در محدوده رتبه ۱ تا ۱۰ طبقه‌بندی گردیده است. در این روش برای ارزیابی تغذیه مصنوعی آبخوان‌ها از سیستم پیشنهادی مدل تغذیه مصنوعی SMAGR طبق رابطه زیر استفاده می‌گردد که برای بدست آوردن آن به عامل درجه‌بندی و محدوده (جهت هم مقیاس سازی) مقدار پارامترهای مدل نیاز دارد.

$$SMAGR = (GC * IR * HC * LU * TS * WT)^{1/7} \quad (۸)$$

مبنای تهیه این مدل بر این اساس است که پارامترهای مؤثره به‌عنوان عامل محدودکننده تغذیه مصنوعی محسوب می‌شوند و در شرایط خارج از استاندارد موردنظر هر یک از پارامترها، شرایط را برای تغذیه مصنوعی بسیار ضعیف می‌گرداند از این‌رو از میانگین هندسی آن‌ها استفاده شده است. با توجه به اینکه شرایط هیدروژئولوژی و زمین‌شناسی در مناطق مختلف متفاوت می‌باشد. وزن و رتبه‌های لایه‌های مدل می‌بایست متناسب با وضعیت هر منطقه ولی با در نظر گرفتن مبانی ارائه شده تصحیح شوند.

آلودگی آب زیرزمینی

آلودگی آب زیرزمینی یکی از پارامترهای بسیار مهم در تغذیه مصنوعی می‌باشد به‌طوری‌که مناطقی از آبخوان که حتی تحت حرکت و نفوذ شوری آب‌های زیرزمینی بیشتر از 4000 MS/cm در بعضی از فصول قرار دارند می‌توانند باعث تخریب کامل آب تغذیه‌شده به آبخوان شوند. جهت تهیه لایه کیفیت آب‌های زیرزمینی با توجه به آلودگی نفوذ آب‌شور از پارامتر EC و توسط

میانمایی روش اسپلاین کشتی در ArcGIS10.5 استفاده گردید. بر اساس نقشه حاصله حاشیه غربی آبخوان از کیفیت آب زیرزمینی مناسب‌تری برخوردار است. بعد از واسنجی مدل در حالت ماندگار، مدل غیر ماندگار (با شرط اولیه سطح آب شبیه‌سازی شده در مهرماه) ساخته و اجرا شد و با روش مشابه حالت ماندگار آزمون و خطا) با مقایسه سطح آب مشاهداتی و محاسباتی در محل ۱۵ پیزومتر در طول بازه زمانی شبیه‌سازی مدل به وسیله ضریب آبدهی ویژه و ضریب ذخیره ویژه، واسنجی شد. در ادامه نقشه مربوط به پهنه‌بندی مقادیر کالیبره شد؛ ضریب آبدهی ویژه نشان داده شده است. حداکثر، بیشترین مقدار ضریب آبدهی ویژه در نواحی جنوب غربی و تا حدودی در نواحی شمال شرق دشت می‌باشد.

جدول ۴. مقادیر کالیبره شده ضرایب هدایت هیدرولیکی، آبدهی ویژه، ذخیره ویژه و پراکنندگی طولی و تخلخل مواد آبخوان

ماده	$K(m/d)$	S_y	S_s	$D_L(m^2/d)$	$n (%)$
Clay-cobble-sand	۳۲.۲	۰.۲۹	۰.۰۰۱۲۲	۴.۹۱	۳۲
Sand-gravel	۴۷.۹۵	۰.۲۵	۰.۰۰۰۰۲	۱۲.۳۶	۳۵
Clay-sand	۱۱.۳۲	۰.۱۴	۰.۰۰۱۳۳	۱۱	۳۶
Clay	۲.۷۹	۰.۰۳	۰.۰۰۲۴۶	۲۶.۳	۴۲
Clay-silt-sand	۱۴	۰.۰۸	۰.۰۰۰۳۶	۱۲.۰۱	۳۸
Clay-silt-sand-gravel	۳۴	۰.۰۹	۰.۰۰۰۷۹	۴۴.۱	۳۷
Gravel-clay-cobble-sand-silt	۳۱.۲	۰.۱۱	۰.۰۰۳۶۴	۱۱.۰۲	۳۴
Clay-silt	۵.۶	۰.۰۴۸	۰.۰۰۲۸	۱۴.۳۲	۴۳

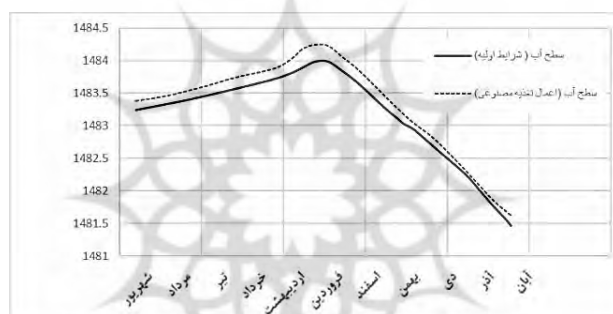
با واسنجی مدل در حالت جریان غیر ماندگار، مقادیر سطح آب شبیه‌سازی شده با مدل MODFLOW با مقادیر سطح آب اندازه‌گیری شده در محل پیزومترها، در ماه‌های مختلف مقایسه و مقادیر ضریب همبستگی، شیب خط رگرسیون و میانگین خطا در ماه‌های دوره واسنجی در جدول ۱ آورده شده است. همچنین این بررسی‌ها در محل هر پیزومتر در طول مدت‌زمان شبیه‌سازی به‌طور جداگانه انجام شد. البته به علت حجم بالای نتایج گرافیکی مقایسه سطح آب محاسباتی و مشاهداتی تنها در محل دو پیزومتر آورده شده است). با توجه به جدول ۴ و ۵، می‌توان گفت که شبیه‌سازی در طول بازه زمانی موفق بوده است و مدل توانسته با دقت بالایی سطح آب زیرزمینی را شبیه‌سازی کند. اختلاف بین سطح آب شبیه‌سازی و اندازه‌گیری شده به علت خطای مدل‌سازی (خطا در تقریب پارامترهای ورودی مدل) است. البته خطای ابزاری و انسانی در قرائت سطح آب پیزومترها نیز بی‌تأثیر نیست. علت تفاوت ضرایب همبستگی ماهانه و ضرایب همبستگی در محل پیزومترها این است که: خطای مدل‌سازی در طول کل بازه زمانی یک‌ساله در محل هر پیزومتر (نسبت به یک ماه (در کل سطح آبخوان) نمود بیشتری پیدا می‌کند؛ همچنین دامنه تغییرات سطح آب در کل آبخوان از گستردگی بالایی برخوردار است. از نتایج سطح آب شبیه‌سازی شده در شهریورماه (خارج از بازه‌های زمانی) به جهت صحت سنجی مدل استفاده شد. که ضریب همبستگی داده‌ها برابر $R2 = 0/986$ و شیب خط رگرسیون برابر $y = 1/0004$ شد.

جدول ۵. مقادیر ضریب همبستگی و خطا در ماه‌های مختلف

ماه	ضریب همبستگی	معادله خط رگرسیون	میانگین خطا
آبان	۰.۹۹۳۳	$Y=0.9998x$	-۳۶
آذر	۰.۹۹۱۵	$Y=0.9994x$	-۹۰
دی	۰.۹۹۳۷	$Y=1.0003x$	۴۰
بهمن	۰.۹۹۲۴	$Y=0.9995x$	-۶۵
اسفند	۰.۹۹۰۱	$Y=0.9996x$	-۵۵
فروردین	۰.۹۸۹۳	$Y=0.9996x$	-۵۳
اردیبهشت	۰.۹۹۳۵	$Y=1.0001x$	۱۰
خرداد	۰.۹۹۲۴	$Y=0.9999x$	-۱۲
تیر	۰.۹۸۸۸	$Y=0.9995x$	-۶۸
مرداد	۰.۹۸۷۳	$Y=0.9997x$	-۵۰

تغذیه مصنوعی آبخوان‌ها به‌عنوان راهبردی برای تقویت و توسعه منابع آب زیرزمینی و جبران زیان‌های وارده به آن‌ها جهت ذخیره‌سازی و به‌هنگام کردن جریان‌های سطحی به‌شمار می‌آید. محققان علوم آب هزینه پروژه‌های سدسازی تغذیه مصنوعی را در جهان مطالعه نموده و با رسم منحنی‌های لگاریتمی هزینه‌ها در مقابل حجم رواناب قابل ذخیره به این نتیجه رسیده‌اند که برای حجم‌های کمتر از ۳۰ میلیون مترمکعب، اجرای پروژه‌های تغذیه مصنوعی از نظر اقتصادی به‌صرفه‌تر از سدسازی می‌باشد. روش‌های کلی تغذیه مصنوعی عبارت‌اند از: سطحی (نفوذ دادن) و زیرزمینی (تزریق کردن). در ثانیه جهت اعمال طرح تغذیه مصنوعی در مدل منظور شد به‌گونه‌ای که پراکنش خوبی در کل منطقه به‌خصوص در نقاطی با نفوذپذیری مناسب نتایج متوسط سطح آب شبیه‌سازی‌شده با اعمال طرح تغذیه مصنوعی در ماه‌های مختلف باحالت بدون تغذیه مقایسه و نتایج در جدول ۵ آورده شده است.

نتایج بیانگر پاسخ مثبت آبخوان به طرح تغذیه بوده و کمترین مقدار افزایش سطح آب ۳ سانتی‌متر در آذرماه و بیشترین مقدار ۱۹ سانتی‌متر در فروردین‌ماه می‌باشد. نتایج در محل پیژومترها با هم مقایسه و در جدول ۶ آورده شده است. سطح آب در محل پیژومترهای نواحی مرزی و نسبتاً مرتفع و اغلب با نفوذپذیری کم (خاک لوم رسی)، در اثر تغذیه هیچ‌گونه تغییری نکرده است. از طرفی بیشترین میزان افزایش سطح آب در اثر تغذیه ۲۶ و ۲۰ سانتی‌متر در طول دوره ۱۲ ماهه به ترتیب در محل پیژومترهای در جهت شیب غالب منطقه جنوب شرقی به شمال غربی) و مجاورت با رودخانه و نفوذپذیری مناسب اتفاق افتاده است.



شکل ۱. تأثیر تغذیه مصنوعی بر میزان سطح آب منطقه

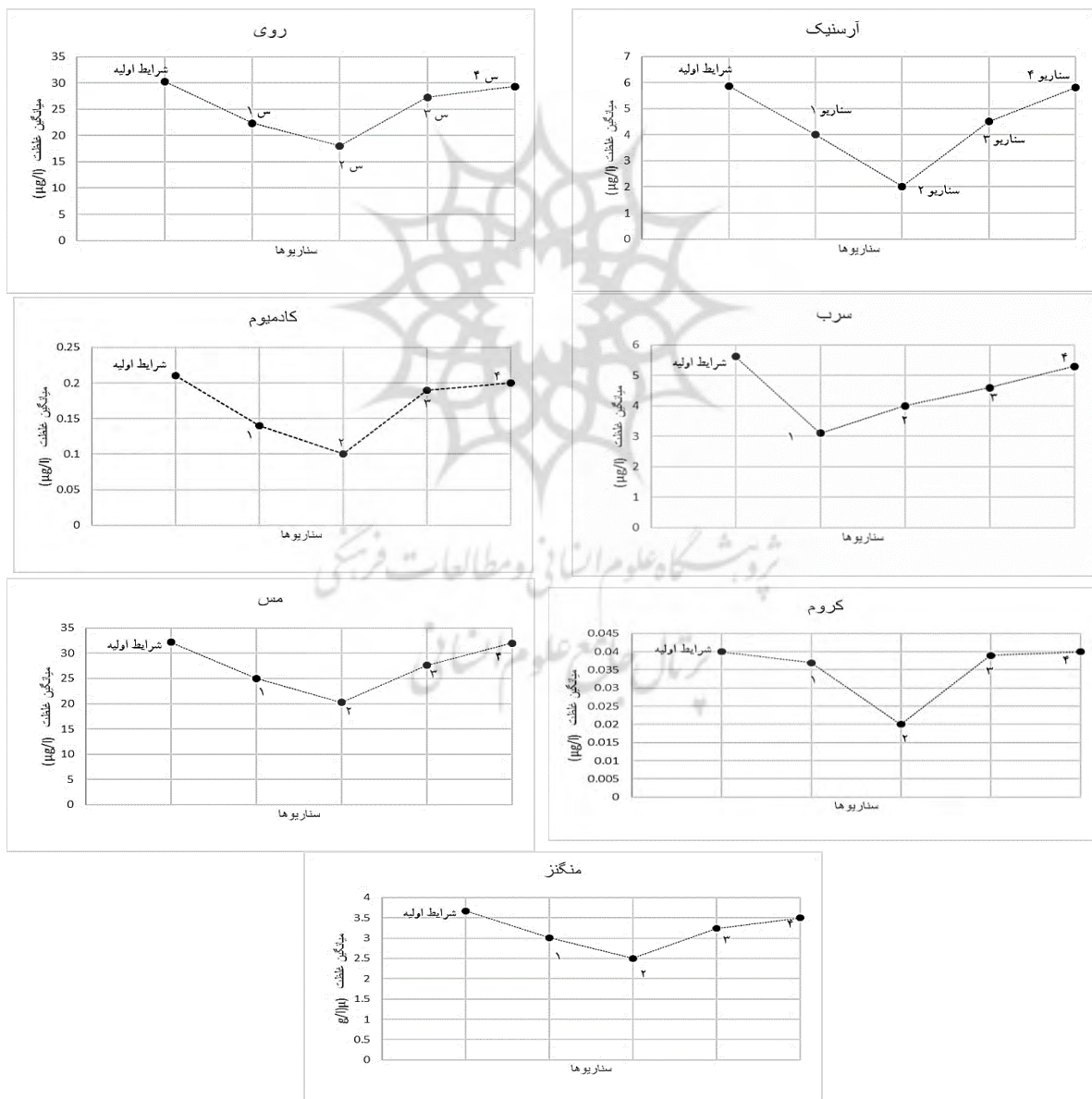
پس از اجرای مدل توزیع غلظت محاسباتی در اطراف محل چاه فاضلاب یا همان منبع تزریق نقطه‌ای قابل‌مشاهده است. فاصله از محل چاه فاضلاب یا همان منبع نقطه‌ای غلظت را که از آن فاصله به بعد غلظت تغییرات نداشت و مقدار آن برابر با همان مقادیر اولیه قبل از تزریق بود به‌عنوان شعاع تأثیر در نظر گرفته شد.

با توجه به شرایط جذب و دفع سطحی و تجزیه یکسان در کل آبخوان میزان شعاع تأثیر این چاه‌های فاضلاب تقریباً یکسان و در حدود ۲۰۰-۱۵۰ متر بعد از یک سال بوده است. البته این مقدار در جهت جریان آب زیرزمینی بیشتر است. شکل ۱ وضعیت تأثیر این نوع آلاینده را بر آبخوان نشان می‌دهد. با توجه به شکل مذکور چاه‌های فاضلاب در مدت‌زمان یک سال، شعاع ۱۵۰ تا ۲۰۰ متری اطراف خود را تحت تأثیر انتشار آلودگی قرار می‌دهند. بنابراین با توجه به اینکه در منطقه موردنظر چند وقت یک‌بار، چاه‌های فاضلاب تخلیه می‌شود؛ می‌توان محدوده مجاز برای حفاری چاه‌های پمپاژ یا برعکس محدوده مجاز برای حفاری چاه‌های فاضلاب را تعیین کرد. در نواحی مرتفع که البته سرعت جریان آب زیرزمینی بیشتر از سایر نواحی است، انتقال آلاینده‌ها تحت تأثیر فرآیند همرفت قرار دارد و پراکندگی بسیار ناچیز می‌باشد.

در ادامه میزان تغییر و درصد کاهش هر یک از عناصر برای چهار سناریوی در نظر گرفته‌شده و همچنین مقایسه با شرایط اولیه (قبل از اعمال سناریوهای تغذیه مصنوعی) به تفکیک برای هر عنصر نشان داده شده است. مشاهده می‌شود که در اکثر حالات سناریوی ۲ سبب کاهش غلظت بیشتری شده است که این می‌تواند به دلیل شیب منطقه و شرایط هیدرودینامیک باشد که می‌تواند به‌خوبی آب تغذیه‌شده را در سطح گسترده‌تری پخش نماید.

جدول ۶. مقایسه استانداردهای آب آشامیدنی

نام	واحد	تحقیقات صنعتی (تجدید نظر ۱۰۵۳)		وزارت نیرو		WHO			EPA	USA
		حد مجاز	حد مطلوب	حد مجاز	حد مطلوب	۱۹۹۳	۲۰۰۲	۲۰۱۰	۲۰۱۱	۲۰۱۰
کدورت	NTU	-	۵	-	-	۵	۵	۵	۵	>۹۵/۰
رنگ	TCU	-	۱۵	-	-	۱۵	۱۵	۱۵	۱۵	-
سولفات	mg/L	-	۲۵۰	۴۰۰	۲۵۰	۵۰۰	۵۰۰	۵۰۰	۲۵۰	۲۵۰
سدیم	mg/L	۲۰۰	۲۰۰	-	-	۲۰۰	-	۲۰۰	-	-
آلومینیوم	µg/L	۱۰۰	۲۰۰	-	-	۲۰۰	۳۰۰	۳۰۰	۲۰۰	-
نیترات	mg/L	-	۵۰	۰/۰	۲۵	۵۰	۵۰	۵۰	۱۰	۲۵
آهن	µg/L	۳۰۰	-	۱۰۰	۱۰۰	۳۰۰	۴۰۰	۴۰۰	۳۰۰	۳۰۰
منگنز	µg/L	۱۰۰	۴۰۰	۵۰	۵۰	۵۰۰	۵۰۰	۴۰۰	۵۰	۵۰
نقره	µg/L	۱	-	-	۵۰	-	-	-	۱۰	۵۰
آرسنیک	µg/L	-	۱۰	-	۵۰	۱۰	۱۰	۱۰	۱۰	۵۰
کادمیم	µg/L	-	۳	-	۱۰	۳	۱۰	۳	۵	۱۰
سیانور	µg/L	-	۷۰	-	۵۰	۷۰	-	۱۰۰	۲۰۰	۲۰۰
سرب	µg/L	-	۱۰	۰/۰	۱۰۰	۱۰	۱۰	۱۰	۱۵	۵۰
تتراکراید کربن	µg/L	-	-	-	-	۴	-	۴	۵	۵
لیدیان	µg/L	-	۲	-	-	۳	-	۳	۰/۲	۰/۲
سدنی	CaCO ₃	۲۰۰	۵۰۰	۱۰۰	۵۰۰	۵۰۰	۵۰۰	۵۰۰	-	-
Active TDS	mg/L	۱۰۰۰	۱۵۰۰	۵۰۰	۱۵۰۰	۱۰۰۰	۱۰۰۰	۱۰۰۰	۵۰۰	۵۰۰



شکل ۲. میانگین غلظت فلزهای مختلف تحت سناریوهای مختلف

نتیجه‌گیری

میانگین غلظت فلزات سنگین منابع آب زیرزمینی منطقه موردنظر را در فاصله زمانی سال‌های ۱۳۸۹ تا ۱۳۹۹ مورد بررسی قرار گرفت. همان‌طور که از نمودارها و نقشه‌ها مشخص گردید اگرچه غلظت اکثر فلزات سنگین منابع آب زیرزمینی منطقه در حد خیلی خوب از استانداردهای ملی، سازمان جهانی بهداشت و اتحادیه اروپا قرار ندارد. اما می‌توان گفت که میزان آن قابل قبول است. علت این امر عمق زیاد منابع آب استان سمنان و در نتیجه وجود زمان کافی برای تصفیه آلودگی‌های ورودی احتمالی به زمین در اثر فعالیت‌های صنعتی مختلف می‌باشد. هرچند در این استان به‌طور طبیعی نیز لایه‌های حاوی فلزات سنگین وجود ندارد. نقاط استان فاصله زیادی بین شهرک‌ها و نواحی صنعتی و منابع آب زیرزمینی وجود دارد.

منابع

۱. اسلامی، فاطمه؛ شکوهی، رضا؛ مظلومی، سجاده؛ متولی، محمد درویش و سالاری، مهدی ارزیابی شاخص کیفیت آب (WQI). (۱۳۹۴). (منابع آب زیرزمینی استان کرمان در سال ۱۳۹۴، فصلنامه سلامت محیط و کار، ۳(۱)، ۴۸-۵۸.
۲. رجایی، قاسم؛ حسن پور، مهدی و مهدی نژاد، محمد هادی (۱۳۹۱). بررسی غلظت فلزات سنگین روی، سرب، کروم و کادمیوم در آب و رسوب خلیج گرگان و مصب رودخانه گرگانرود. مجله تحقیقات نظام سلامت. ۸(۵): ۷۴۸-۷۵۶. <http://hsr.mui.ac.ir/article-1-451-fa.html>
3. Adomako, D., Nyarko, B., Dampare, S., Serfor-Armah, Y., Osae, S., Fianko, J., & Akaho, E. (2008). Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1-3), 165-175. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9885-x>
4. Ahmed, K., Mehedi, Y., Haque, R., & Mondol, P. (2011). Heavy metal concentrations in some macrobenthic fauna of the Sundarbans mangrove forest, south west coast of Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 177(1-4), 505-514. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1651-9>
5. Akcay, H., Oguz, A., & Karapire, C. (2003). Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments. *Water research*, 37(4), 813-822. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00392-5](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00392-5)
6. Al-Juboury, A. (2009). Natural pollution by some heavy metals in the Tigris River, Northern Iraq. *International Journal of Environmental Research*, 3(2), 189-198. <https://doi.org/10.22059/ijer.2009.47>
7. Buschmann, J., Berg, M., Stengel, C., Winkel, L., Sampson, M. L., Trang, P. T. K., & Viet, P. H. (2008). Contamination of drinking water resources in the Mekong delta floodplains: Arsenic and other trace metals pose serious health risks to population. *Environment International*, 34(6), 756-764.
8. Ebrahimpour, M., & Mushrifah, I. (2008). Heavy metal concentrations (Cd, Cu and Pb) in five aquatic plant species in Tasik Chini, Malaysia. *Environmental geology*, 54(4), 689-698.
9. Ghrefat, H., & Yusuf, N. (2006). Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*, 65(11), 2114-2121.
10. Osibanjo, O., & Majolagbe, A. O. (2012). Physicochemical quality assessment of groundwater based on land use in Lagos city, southwest, Nigeria. *Chem J*, 2(2), 79-86.
11. Valavanidis, A., & Vlachogianni, T. (2010). Metal pollution in ecosystems. *Ecotoxicology studies and risk assessment in the marine environment*. Dept. of Chemistry, University of Athens University Campus Zografou, 15784.
12. Yang, H., & Rose, N. (2005). Trace element pollution records in some UK lake sediments, their history, influence factors and regional differences. *Environment International*, 31(1), 63-75. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.06.010>

13. Zhang, Y., Sun, S., Olsen, S. C., Dubey, M. K& ., He, J. (2011). CCSM3 simulated regional effects of anthropogenic aerosols for two contrasting scenarios: rising Asian emissions and global reduction of aerosols. International journal of climatology, 31(1), 95-114. <https://doi.org/10.1002/joc.2060>

