

Using Numerical Modeling to Evaluate the Potential of Groundwater Pollution Resulting from Artificial Recharge with Treated Wastewater

Vahab Amiri^{1*} , Nassim Sohrabi²

1. Corresponding Author, Associate Professor of Hydrogeology, Department of Geology, Yazd University, Iran

Email: v.amiri@yazd.ac.ir ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9734-9812>

2. PhD of Hydrogeology, Yazd Regional Water Authority, Iran

Article Info	ABSTRACT
Article type: Research Article Article history: Received: 20 January 2025 Revised: 28 April 2025 Accepted: 10 May 2025 Published: 21 March 2026 Keywords: Contaminant transport, modeling, Damaneh-Daran aquifer, treated wastewater, artificial recharge.	Drought, overexploitation of groundwater resources, and a lack of proper management of water resources have caused irreparable damage to groundwater resources. Therefore, appropriate management decisions to compensate for the reduction in groundwater storage are inevitable. In recent years, the use of treated wastewater for the artificial recharge of aquifers has been considered. In this study, the simulation of groundwater resources of the Damaneh-Daran aquifer using the MODFLOW model and the modeling of artificial recharge using treated wastewater using the MT3DMS and MODPATH tools were considered. Several locations with different single-, dual-, and pond scenarios for implementing artificial recharge were evaluated based on the lowest cost, the closest distance to the treatment plant, the farthest distance from residential areas and drinking and agricultural wells, and the distance from the input of quality streams recharging the aquifer in the northern and northwestern parts of the region. The results of the simulation of the pollution spread pattern using the MODPATH model show that regardless of the injection site, the treated wastewater flow can contaminate significant parts of the water resources in its path because of the topographic conditions of the area, general groundwater flow path, and hydraulic head caused by artificial recharge at the injection sites. The results of the artificial recharge model using the single- and dual-well models show that the pollutant movement is towards the southwest of the aquifer. In addition, up to 15 years after the start of the leak, the maximum pollutant movement reached approximately 1850 m from the injection site. The results of the MT3DMS model also show that after 500, 5000, 10000, and 14000 days from the start of the leak, 5, 15, 20, and 26 production wells were affected by the pollution plume, respectively.
How to Cite: Amiri, V. and Sohrabi, N. (2026). Using Numerical Modeling to Evaluate the Potential of Groundwater Pollution Resulting from Artificial Recharge with Treated Wastewater. <i>Journal of Natural Environmental Hazards</i>, 15(47), 73-90.	
	© The Author/Authors Publisher: University of Sistan and Baluchestan
DOI: 10.22111/jneh.2025.50877.2097	

EXTENDED ABSTRACT

INTRODUCTION

Drought, overexploitation of groundwater resources, and lack of proper management of water resources have caused irreparable damage to groundwater resources. Therefore, making proper management decisions to compensate for the reduction of groundwater storage is inevitable. Groundwater resource management requires understanding aquifer performance and predicting the effects of withdrawal or recharge, and groundwater models can provide this capability. In recent years, the use of treated wastewater for artificial recharge of aquifers has been considered. Numerous studies have been conducted worldwide with an emphasis on predicting the effects of treated wastewater recycling on groundwater using simulators. Recirculation of treated wastewater reduces the concentration of pollutants while increasing groundwater storage (Cao et al., 2023; Long et al., 2020; Sun et al., 2023; Zhang et al., 2021). However, various pollutants (such as nitrate and organic pollutants) can enter groundwater through the wastewater used for recharge (Amiri et al., 2023; Ding et al., 2020; Li et al., 2019; Yuan et al., 2017). Therefore, further technical studies are needed to increase the capacity and improve the quality of treated wastewater in groundwater recharge.

DATA AND METHODS

In this study, the simulation of groundwater resources of the Damaneh-Daran aquifer (Isfahan Province) using the MODFLOW model and the modeling of artificial recharge using treated wastewater using the MT3DMS and MODPATH tools have been considered. Several locations with different single-well, dual-well, and recharge pond scenarios for implementing artificial recharge were evaluated based on the lowest cost, the closest distance to the treatment plant, the farthest distance from residential areas and drinking and agricultural wells, and considering the distance from the input of quality streams recharging the aquifer in the northern and northwestern parts of the region.

RESULTS AND DISCUSSION

The results of the simulation of the pollution spread pattern using the MODPATH model show that regardless of the injection site, the treated wastewater flow can contaminate significant parts of the water resources in its path due to the topographic conditions of the area, the general groundwater flow path, and the hydraulic head caused by artificial recharge at the injection sites. The results of the artificial recharge model using the single-well and dual-well models show that the pollutant movement is towards the southwest of the aquifer. In addition, up to 15 years from the start of the leak, the maximum pollutant movement reaches about 1850 meters from the injection site. The results of the MT3DMS model also show that after 500, 5000, 10000, and 14000 days from the start of the leak, 5, 15, 20, and 26 production wells are affected by the pollution plume, respectively.

CONCLUSION

Several locations with different single-well, double-well and seepage pond scenarios were evaluated for artificial recharge based on the lowest cost, the closest distance to the treatment plant, the farthest distance from residential areas and drinking and agricultural wells, and also considering the distance from natural recharge zones in the northern and northwestern parts of the region. The results showed that the movement of the contaminant is proportional to the direction of groundwater flow in the region and towards the southwest of the aquifer. According to the results of the pollutant transport modeling, some production wells are affected by the pollution plume. Therefore, if the water withdrawn by these wells is used for drinking consumption, continuous monitoring of water quality should be carried out to prevent any harm to consumers. In addition, it is necessary to ensure that agricultural products produced within the influence area of the plume of water injected into the aquifer are free from pollutants associated with wastewater. To reduce the blockage of soil pores and its effect

on reducing the infiltration rate, as well as water loss through evaporation or stagnant water in cold seasons, and to prevent the creation of an area with an unpleasant appearance and odor and a place for insect growth, comprehensive studies should be conducted before injecting treated wastewater and selecting the injection method.

ACKNOWLEDGEMENTS

This article is part of the results of the research project code ESE-011400, which was carried out with the financial support of Isfahan Regional Water Company. In this way, due to the provision of the data used in this article, the respected collection of that company is appreciated.

REFERENCES

References (in Persian)

References (in English)

- Amiri, V., Sohrabi, N., Li, P., Amiri, F. (2023b). Groundwater Quality for Drinking and Non-Carcinogenic Risk of Nitrate in Urban and Rural Areas of Fereidan, Iran. *Exposure and Health*, 15, pp 807-823. <https://doi.org/10.1007/s12403-022-00525-w>
- Cao, X., Shi, Y., He, W., An, T., Chen, X., Zhang, Z., Liu, F., Zhao, Y., Zhou, P., Chen, C., He, J., He, W. (2022). Impacts of anthropogenic groundwater recharge (AGR) on nitrate dynamics in a phreatic aquifer revealed by hydrochemical and isotopic technologies. *Science of the Total Environment*, 839, 156187. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156187>
- Long, D., Yang, W., Scanlon, B.R., Zhao, J., Liu, D., Burek, P., Pan, Y., You, L., Wada, Y. (2020). South-to-north water diversion stabilising Beijing's groundwater levels. *Nature Communications*, 11. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17428-6>
- Ding, G.Y., Chen, G.L., Liu, Y.D., Li, M., Liu, X. (2020). Occurrence and risk assessment of fluoroquinolone antibiotics in reclaimed water and receiving groundwater with different replenishment pathways. *Science of the Total Environment*, 738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139802>
- Sun, K., Hu, L., Sun, J., Zhai, Y., Zhang, S., Cao, X. (2023). Quantifying the contribution of ecological water replenishment on aquifer recovery using a refined groundwater model. *Science of the Total Environment*, 857, 159216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159216>
- Zhang, C., Duan, Q.J.-F., Yeh, P., Pan, Y., Gong, H., Moradkhani, H., Gong, W., Lei, X., Liao, W., Xu, L., Huang, Z., Zheng, L., Guo, X. (2021). Sub-regional groundwater storage recovery in North China Plain after the South-to-North water diversion project. *Journal of Hydrology*, 597, 126156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126156>
- Yuan, J., Van Dyke, M.I., Huck, P.M. (2017). Identification of critical contaminants in wastewater effluent for managed aquifer recharge. *Chemosphere*, 172, pp 294-301. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.120>
- Li, C.Z., Li, B.H., Bi, E.P. (2019). Characteristics of hydrochemistry and nitrogen behaviour under long-term managed aquifer recharge with reclaimed water: a case study in northern China. *Science of the Total Environment*, 668, pp 1030-1037. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.375>

مجله علمی پژوهشی مخاطرات محیط طبیعی، دوره ۱۵، شماره ۴۷، شماره پیاپی ۱، فروردین ۱۴۰۵

به کارگیری مدل سازی عددی برای ارزیابی پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی ناشی از تغذیه مصنوعی با پساب تصفیه شده

وهاب امیری^{۱*}، نسیم سهرابی^۲

۱. دانشیار هیدروژئولوژی، گروه زمین شناسی، دانشگاه یزد (نویسنده مسئول)

ایمیل: v.amiri@yazd.ac.ir ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9734-9812>

۲. دکترای هیدروژئولوژی، شرکت آب منطقه ای یزد

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۱۱/۰۱ تاریخ ویرایش: ۱۴۰۴/۰۲/۰۸ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۲/۲۰ تاریخ انتشار: ۱۴۰۵/۰۱/۰۱ واژه های کلیدی: انتقال آلودگی، مدل سازی، آبخوان دامنه- داران، پساب تصفیه شده، تغذیه مصنوعی.	خشکسالی، برداشت بی رویه از منابع آب زیرزمینی و عدم مدیریت صحیح منابع آب موجب شده که خسارت های جبران ناپذیری به منابع آب زیرزمینی وارد گردد. بنابراین، گرفتن تصمیم های صحیح مدیریتی برای جبران کاهش ذخایر آب زیرزمینی امری اجتناب ناپذیر است. در سال های اخیر، استفاده از پساب تصفیه شده برای تغذیه مصنوعی آبخوان ها مورد توجه قرار گرفته است. در این مطالعه، شبیه سازی منابع آب زیرزمینی آبخوان دامنه - داران با استفاده از مدل MODFLOW و مدل سازی تغذیه مصنوعی با استفاده از پساب تصفیه شده با بهره گیری از ابزار MT3DMS و MODPATH مورد توجه قرار گرفت. چندین موقعیت با سناریوهای مختلف تک چاهی، دو چاهی و حوضچه ای برای اجرای تغذیه مصنوعی بر اساس کمترین هزینه، نزدیک ترین فاصله به محل تصفیه خانه، دورترین فاصله از مناطق مسکونی و چاه های شرب و کشاورزی و در نظر گرفتن فاصله از محل های ورودی جریانات با کیفیت تغذیه کننده آبخوان در بخش های شمالی و شمال غربی منطقه مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج شبیه سازی الگوی پخش آلودگی با استفاده از مدل MODPATH در الگوهای مختلف نشان داد که صرف نظر از محل تزریق، جریان پساب تصفیه شده می تواند بخش های قابل توجهی از منابع آب موجود در مسیر حرکت خود را به دلیل شرایط توپوگرافی منطقه، مسیر جریان عمومی آب زیرزمینی و بار هیدرولیکی ناشی از تغذیه مصنوعی در محل های تزریق آلوده کند. نتایج مدل تغذیه مصنوعی توسط الگوی تک چاهی و دو چاهی نشان داد که آلاینده به سمت جنوب غربی آبخوان حرکت می کند. علاوه بر این، تا ۱۵ سال از شروع نشت، بیشینه حرکت آلاینده به حدود ۱۸۵۰ متر از محل تزریق رسید. نتایج مدل MT3DMS نشان داد که پس از ۵۰۰، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۱۴۰۰۰ روز از شروع نشت، به ترتیب ۵، ۱۵، ۲۰ و ۲۶ حلقه چاه بهره برداری تحت تأثیر هاله آلودگی قرار می گیرد.

استناد: امیری، وهاب و سهرابی کرت آباد، نسیم (۱۴۰۵). به کارگیری مدل سازی عددی برای ارزیابی پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی ناشی از تغذیه مصنوعی با پساب تصفیه شده. مخاطرات محیط طبیعی، ۱۵(۴۷)، ۷۳-۹۰

ناشر: دانشگاه سیستان و بلوچستان

© نویسنده / نویسندگان

DOI: 10.22111/jneh.2025.50877.2097



مقدمه

زندگی حدود نیمی از مردم جهان به ذخایر آب زیرزمینی وابسته است (هان^۱ و همکاران، ۲۰۲۱). آب زیرزمینی به عنوان بزرگ‌ترین منبع آب شیرین، به‌ترتیب در حدود ۳۶ و ۴۰-۴۲ درصد از آب مورد نیاز در بخش‌های شرب و کشاورزی را در سراسر دنیا تأمین می‌کند (اشرف^۲ و همکاران، ۲۰۲۱). با این وجود، رشد جمعیت و ضرورت افزایش نرخ برداشت آب از این منابع حیاتی برای آبیاری زمین‌های کشاورزی، کمبود منابع آب سطحی، توسعه اجتماعی - اقتصادی، تغییرات اقلیمی و همین‌طور استفاده غیرمسئولانه از منابع طبیعی موجب شده است که در بسیاری از مناطق، نرخ استحصال از منابع آب زیرزمینی بیشتر از تغذیه آنها باشد (مانیشا^۳ و همکاران، ۲۰۲۳؛ امیری و ناکاگوا^۴، ۲۰۲۱). این امر موجب شده است که امروزه در حدود یک سوم جمعیت جهان در مناطق تحت تنش آبی زندگی کنند (دگراف^۵ و همکاران، ۲۰۱۹).

تغذیه مصنوعی آب زیرزمینی به یکی از برنامه‌های مهم و پایدار برای تقویت کمیت و کیفیت آب زیرزمینی در سطح دنیا تبدیل شده است (اسپرینگر^۶ و همکاران، ۲۰۱۷). توسعه و گسترش فاضلاب تصفیه‌شده و استفاده مجدد از آن، پتانسیل بالایی برای توسعه پایدار اکوسیستم‌های آبی، بهبود وضعیت اجتماعی - اقتصادی، کمک مثبت به چرخه غذا - آب - انرژی و ایجاد اقتصاد دایره‌ای دارد (کساری^۷ و همکاران، ۲۰۲۱). میزان قابل‌توجهی از آب مصرفی در بخش شرب پس از مصرف به فاضلاب تبدیل می‌شود که بخش عمده‌ای از فاضلاب تولیدشده پس از تصفیه به‌صورت پساب درآمده و دوباره با استفاده در بخش کشاورزی وارد چرخه مصرف آب می‌شود. اگرچه در ابتدا هدف اصلی طراحی و ساخت شبکه‌های جمع‌آوری و دفع فاضلاب، تصفیه و انتقال پساب‌ها به مناطق خارج از شهر به‌دلیل ظهور آلاینده‌های زیست‌محیطی و رعایت بهداشت محیط زیست بود و اما در سال‌های اخیر با توجه به محدودیت‌های منابع آب، پساب خروجی نه به‌عنوان منبع آبی جدید، بلکه به‌عنوان یک منبع تغییر شکل‌یافته در اختیار مدیران و تصمیم‌گیران برنامه‌ریزی منابع آب به‌عنوان منبع تأمین آب پایدار قرار گرفته است (شان^۸ و همکاران، ۲۰۲۰).

در کشورهای مختلف، فاضلاب تصفیه‌شده به‌عنوان یک منبع آب مازاد کارآمد و ایمن در نظر گرفته می‌شود که برای استفاده در مصارف غیرشرب و تغذیه آب زیرزمینی استفاده می‌شود. کشورهایی از جمله مصر (الی گوندیا^۹ و همکاران، ۲۰۲۱)، کویت (الیسا^{۱۰}، ۲۰۱۹)، اسپانیا (جودار-ابلان^{۱۱} و همکاران، ۲۰۱۹) و مکزیک (مازری - هیریارت^{۱۲} و همکاران، ۲۰۰۸) پیشگام فناوری تصفیه بیش از ۹۰ درصد فاضلاب و استفاده مجدد از آن بیشتر برای مصارف آبیاری و کشاورزی هستند. علاوه بر این، به‌عنوان مثال در سنگاپور، فاضلاب بازیافتی در حال حاضر ۴۰ درصد از آب مورد تقاضای کشور سنگاپور را برآورده می‌کند (کوگ^{۱۳}، ۲۰۲۰). در استرالیا پروژه تغذیه مجدد آب زیرزمینی، ۴

¹ Han² Ashraf³ Manisha⁴ Amiri and Nakagawa⁵ De Graaf⁶ Sprenger⁷ Kesari⁸ Shan⁹ Aly Gondia¹⁰ Aleisa¹¹ Jodar-Abellan¹² Mazari- Hiriart¹³ Kog

درصد از طرح تأمین آب یکپارچه کشور برای افزایش امنیت آب شهری است (دیلون و ارشد^۱، ۲۰۱۶). این اقدامات نباید بدون در نظر گرفتن تمامی جوانب زیست محیطی و عملیاتی آنها انجام شود. به این ترتیب، در برخی کشورها همچون اردن (WHO، ۲۰۰۶)، سنگاپور (تورتاجادا و بینال^۲، ۲۰۲۰) و استرالیا (آرمکان^۳ و همکاران، ۲۰۰۰) استانداردها و دستورالعمل هایی برای استفاده مجدد از پساب تصفیه شده برای تغذیه آب زیرزمینی تهیه شده است. بازچرخانی آب تصفیه شده فاضلاب، ضمن افزایش ذخیره آب زیرزمینی، غلظت آلاینده ها را کاهش می دهد (کائو^۴ و همکاران، ۲۰۲۳؛ سان^۵ و همکاران، ۲۰۲۳). با این وجود، آلاینده های مختلف (به عنوان مثال، نیترات و آلاینده های آلی) می توانند از طریق پساب استفاده شده برای تغذیه به آب های زیرزمینی وارد شوند (امیری و همکاران، ۲۰۲۳b؛ دینگ^۶ و همکاران، ۲۰۲۰). بنابراین، بررسی های فنی بیشتری برای افزایش ظرفیت و بهبود کیفیت پساب تصفیه شده در تغذیه آب زیرزمینی مورد نیاز است.

مدیریت منابع آب زیرزمینی، نیازمند شناخت عملکرد آبخوان و پیش بینی اثرات برداشت و تغذیه است و مدل آب های زیرزمینی می توانند این امکان را فراهم کنند. مطالعات متعددی در سراسر دنیا با تأکید بر پیش بینی اثرات بازچرخانی پساب تصفیه شده بر روی آب زیرزمینی با استفاده از شبیه سازها انجام شده است (بلوتچر^۷ و همکاران، ۲۰۱۹؛ شوافا^۸ و همکاران، ۲۰۲۱؛ پایترزاک^۹، ۲۰۲۱؛ ساد^{۱۰} و همکاران، ۲۰۲۳؛ لاله زاری و همکاران، ۱۳۹۳؛ حسن پور و همکاران، ۱۳۹۷؛ بنابفرویی و علی محمدی، ۱۴۰۱).

در این مطالعه سعی شده است که رفتار آبخوان دامنه داران (شهرستان فریدن، استان اصفهان) با توجه به شرایط هیدروژئولوژیکی و استرس های آبی مدل سازی شود. به همین منظور، پس از بررسی سیستم هیدروژئولوژیکی آبخوان، تعیین پارامترهای هیدرولیکی آبخوان و بررسی هیدرولیکی مرزهای آبخوان بر اساس اطلاعات موجود، شبیه سازی منابع آب زیرزمینی با استفاده از مدل MODFLOW^{۱۱} انجام شده است. علاوه بر این، مدل سازی تغذیه آب زیرزمینی با استفاده از پساب تصفیه شده و انتقال آلودگی ناشی از آن با بهره گیری از ابزار MT3DMS^{۱۲} و MODPATH^{۱۳} در برنامه GMS^{۱۴} دنبال شده است.

معرفی منطقه مورد مطالعه

شهرستان فریدن و دشت دامنه داران واقع در غرب استان اصفهان، دارای اقلیم مدیترانه ای با متوسط بلند مدت بارش سالیانه در حدود ۳۲۰ میلی متر و متوسط دمای سالیانه نزدیک به ۱۰ درجه سانتی گراد است (امیری و

¹ Dillon and Ars3had

² Tortajada and Bindal

³ ARMCAN

⁴ Cao

⁵ Sun

⁶ Ding

⁷ Bloetscher

⁸ Shawaqfah

⁹ Pietrzak

¹⁰ Saad

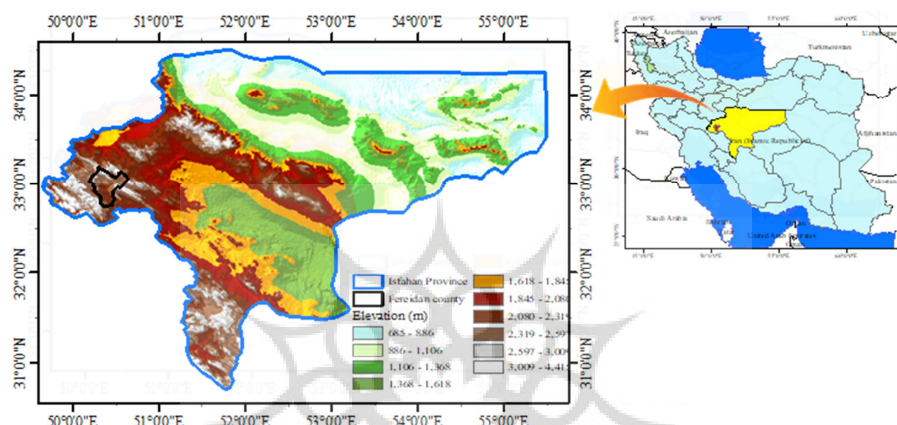
¹¹ Modular finite difference groundwater flow

¹² Modular 3-dimensional multi-species transport

¹³ Particle-tracking post-processing

¹⁴ Groundwater Modeling System

همکاران، ۲۰۲۴). به عنوان بخشی از حوضه آبریز گاوخونی، این دشت تحت تأثیر عملکرد گسل‌های موازی با روند شمال غربی جنوب شرقی که در دامنه ارتفاعات واقع در بخش‌های شمالی و جنوبی عمل کرده‌اند، ایجاد شده است. این مکانیسم تکتونیکی موجب شده است که ضخامت آبخوان به تدریج به طرف بخش‌های میانی دشت افزایش پیدا کند. در قسمت‌های غربی این منطقه کنگلومراهایی با قطعات سنگ آهک و ماسه سنگ وجود دارد. بخش بزرگی از این منطقه در شمال، شرق و غرب دارای سازندهای آهکی با مواد آلی است. توسعه شیست‌ها و شیل‌های آهکی در قسمت‌های جنوبی و غربی قابل توجه است. علاوه بر این، توده‌های کوچکی از آمفیبولیت در قسمت‌های مرکزی دیده می‌شود (امیری و همکاران، ۲۰۲۴) (شکل تکمیلی S۱).



شکل ۱: موقعیت محدوده مطالعاتی در گستره کشور ایران و استان اصفهان

این آبخوان آزاد با مساحتی در حدود ۲۲۰ کیلومتر مربع، از نظر توسعه بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی جزو آبخوان‌های ممنوعه است. به‌طور کلی، در این آبخوان تعداد ۸۶۶ منبع آب زیرزمینی وجود دارد. با این حال، سیستم غالب بهره‌برداری و استحصال آب زیرزمینی در آبخوان به وسیله ۷۰۰ حلقه چاه‌های عمیق و نیمه‌عمیق است. نزدیک به ۷۵ درصد از چاه‌ها دارای عمق بین ۵۰ تا ۱۰۰ متر، ۱۵ درصد عمق بیش از ۱۰۰ متر و ۹ درصد باقی مانده دارای عمق کمتر از ۵۰ متر هستند (امیری و همکاران، ۲۰۲۳a). بیش از ۹۴ درصد از حجم آب برداشتی از این آبخوان در بخش کشاورزی مصرف می‌شود. همچون اغلب آبخوان‌های کشور، استخراج منابع آب زیرزمینی باعث کاهش سطح آب زیرزمینی در این آبخوان شده است. بین سال‌های ۱۳۶۳ تا ۱۴۰۱، میزان کاهش سالانه و تجمعی سطح آب زیرزمینی به ترتیب حدود ۰/۹۵ و ۳۵ متر است (شکل تکمیلی S۲).

داده‌ها و روش‌ها

از آنجایی که مدل‌های انتقال آلودگی و ردیابی ذرات به یک مدل جریان آب زیرزمینی واسنجی^۱ (کالیبره) شده نیاز دارند (هیل و تایدمن^۲، ۲۰۰۷). در مرحله اول مدل مفهومی و سپس مدل سه بعدی جریان آب زیرزمینی برای منطقه مورد مطالعه تهیه شد. مدل جریان آب زیرزمینی با استفاده از کد MODFLOW، مدل انتقال آلاینده با استفاده از کد MT3DMS و ردیابی ذرات با کد MODPATH در محیط نرم‌افزار GMS انجام شد. در طراحی مدل

¹ Calibration

² Hill & Tiedeman

مفهومی آبخوان دامنه - داران، طراحی شبکه مدل، مشخص کردن مرزهای مدل و شرایط هیدرولیکی آنها، شناسایی مولفه های تغذیه و تخلیه کننده آبخوان، درون یابی اطلاعات هیدرولیکی و هندسی آبخوان و نسبت دادن آنها به سلول های شبکه دنبال شد. پس از تهیه مدل مفهومی، می توان شبکه و ابعاد آن را طراحی کرد. کد MODFLOW 2000 از شبکه سلول های مرکزی تفاضل محدود برای حل مسائل استفاده می کند. با توجه به وضعیت زمین شناسی، توپوگرافی، نقشه هم پتانسیل سطح آب و وسعت منطقه مورد مطالعه، شبکه ای از ۳۲۶۶ سلول با ابعاد ۵۰۰×۵۰۰ متر (شامل ۴۶ سلول در جهت X و ۷۱ سلول در جهت Y) برای آبخوان دامنه - داران در نظر گرفته شد. پارامترهایی از قبیل توپوگرافی سنگ کف، ارتفاع سطح زمین، مقادیر هدایت هیدرولیکی، ضریب ذخیره، تغذیه سطحی و سطح ایستابی اولیه، متناسب با توزیع مکانی به هر یک از سلول های فعال شبکه اختصاص داده شد. مدل جریان آب زیرزمینی برای دو حالت پایدار و ناپایدار تهیه شد. یکی از گزینه های قابل اجرا برای مدیریت پساب تصفیه شده واحد تصفیه خانه فاضلاب شهر داران، استفاده از آن برای تغذیه آبخوان است. بنابراین، در این مطالعه سعی شده است که اثر اجرای احتمالی این پروژه با استفاده از شرایط و داده های موجود مورد بررسی قرار گیرد. بنابراین، با توجه به ضرورت بررسی انتشار احتمالی آلودگی ناشی از اجرای طرح تغذیه مصنوعی، تهیه مدل انتشار آلودگی و مدل ردیابی ذرات برای شبیه سازی نشت و حرکت آلاینده همراه با آب تزریق شده در محدوده تزریق در دستور کار قرار گرفت. در این مطالعه چندین موقعیت برای اجرای تغذیه مصنوعی بر اساس کمترین هزینه، نزدیک ترین فاصله به محل تصفیه خانه، دورترین فاصله از مناطق مسکونی و چاه های شرب و کشاورزی و همین طور در نظر گرفتن فاصله از محل های ورودی جریانات با کیفیت تغذیه کننده آبخوان در بخش های شمالی و شمال غربی منطقه با الگوی تزریق تک چاهی، دو چاهی و حوضچه تغذیه^۱ در مجاورت تصفیه خانه برای بازه های مختلف زمانی ۱، ۵، ۱۰ و ۱۵ ساله مورد ارزیابی قرار گرفته است.

نتایج و بحث

شبیه سازی جریان آب زیرزمینی

برای مدل سازی دینامیک جریان آب زیرزمینی، ابتدا مدل مفهومی آبخوان بر اساس داده های زیر تهیه شد:

مرز محدوده مورد مطالعه: مرز آبخوان دامنه - داران به عنوان دامنه کار انتخاب شده و به مدل مفهومی وارد شد. این لایه به عنوان مرز فعال معرفی شده و بر اساس این مرز، شبکه بندی آبخوان در قالب سلول هایی با ابعاد ۵۰۰×۵۰۰ متر انجام شد.

خصوصیت های هندسی آبخوان: وضعیت هندسی مدل شامل محدوده بین سنگ کف و توپوگرافی سطح آبخوان و شرایط مرزی آبخوان است. سطح ایستابی آبخوان به عنوان مرز بالایی مدل و سنگ کف نیز به عنوان مرز پایینی مدل در نظر گرفته شد.

¹ Recharge pond

توپوگرافی سطح زمین: به منظور وارد کردن لایه توپوگرافی سطح زمین از نقشه رقومی ارتفاع (DEM)^۱ ۳۰ متری استفاده شد. مقادیر ارتفاع در سلول‌های مدل (به‌عنوان توپوگرافی سطح زمین) با استفاده از درون‌یابی تعیین شد (شکل ۱۲الف).

توپوگرافی سنگ کف: برای تهیه توپوگرافی سنگ کف آبخوان از داده‌های لاگ حفاری چاه‌های عمیق و اطلاعات ژئوفیزیک (مهندسیین مشاور یاران معدن آرا، ۱۳۹۶) استفاده شد. مطابق آنچه برای توپوگرافی سطح زمین گفته شد، اطلاعات مربوط به توپوگرافی سنگ کف آبخوان نیز به مدل وارد شده و پس از درون‌یابی، به سلول‌های شبکه نسبت داده شد (شکل ۱۲ب).

بار هیدرولیکی اولیه: برای مدل‌هایی با شرایط پایدار، مشخص نمودن تراز اولیه آب زیرزمینی، تأثیر مستقیم بر پاسخ مدل ندارد. با این وجود، این مقادیر باید برای اجرای شرایط اولیه بار هیدرولیکی در اختیار مدل قرار گیرد که به این ترتیب قادر باشد بار هیدرولیکی را در کل آبخوان محاسبه کند. بار هیدرولیکی اولیه آبخوان به معنای بار هیدرولیکی در هر گره در شروع دوره‌های زمانی مدل است. به منظور محاسبه بار هیدرولیکی اولیه گره‌ها در مدل پایدار از نقشه متوسط سطح ایستابی سال آبی ۹۸-۹۹ در چاه‌های مشاهده‌ای استفاده شد. این اطلاعات نیز پس از درون‌یابی در GMS، به سلول‌های شبکه نسبت داده شد (شکل ۱۲ج).

چاه مشاهده‌ای: در این مطالعه از آمار تراز آب زیرزمینی ثبت‌شده در ۱۰ حلقه چاه مشاهده‌ای فعال در این منطقه به‌عنوان نقاط شاهد در شبیه‌سازی استفاده شد (شکل ۵۲). بر این اساس، با توجه به درنظر گرفتن یک دوره یک ساله برای شبیه‌سازی، سری زمانی این چاه‌ها از مهر ۱۳۹۸ تا شهریور ۱۳۹۹ از بانک اطلاعاتی شرکت آب منطقه‌ای اصفهان گرفته و برای ماه‌های فاقد آمار بازسازی انجام گرفت. بازسازی بر اساس میانگین تراز آب زیرزمینی ثبت‌شده در دو ماه قبل و بعد انجام گرفت.

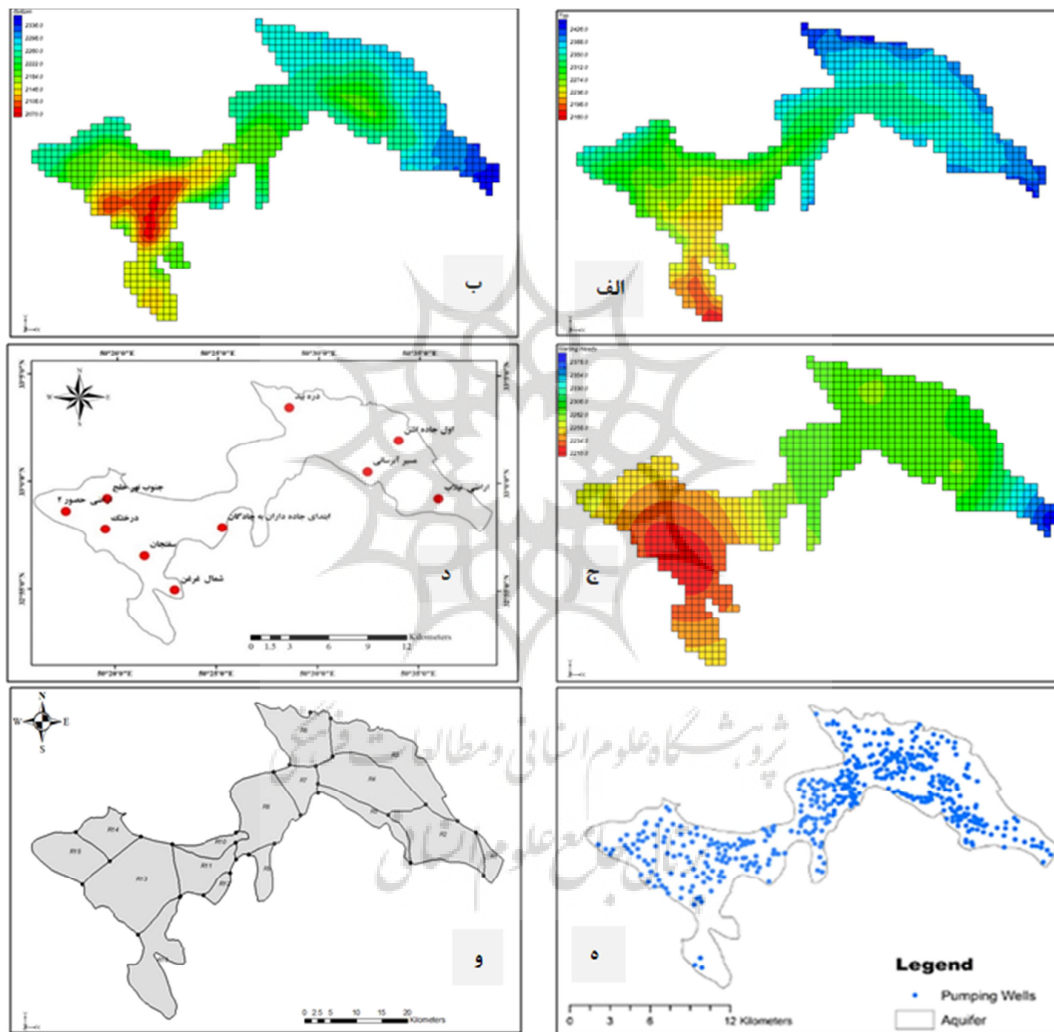
چاه‌های بهره‌برداری: مهم‌ترین عامل تخلیه‌کننده آبخوان، پمپاژ از طریق از چاه‌های بهره‌برداری است. براساس آماربرداری مرحله سوم منتهی به سال ۱۳۹۸، میزان تخلیه از چاه‌های بهره‌برداری واقع در محدوده آبخوان دامنه - داران استخراج شده و مورد استفاده قرار گرفت. بر این اساس، این منطقه دارای ۷۹۶ حلقه چاه بهره‌برداری است که با توجه با دبی و کارکرد ثبت‌شده در آخرین دور آماربرداری سراسری، ۴۸۱ حلقه چاه به مدل وارد شد (شکل ۵۲). کل تخلیه سالانه توسط این چاه‌های در حدود ۶۲/۴ میلیون مترمکعب (MCM)^۲ ثبت شده است. علاوه بر این، ۱۶ دهانه چشمه و ۵ رشته قنات نیز در محدوده آبخوان وجود دارد که به‌صورت مجزا به مدل وارد شده‌اند.

تغذیه از سطح آبخوان: میزان تغذیه ناشی از بارندگی و آب برگشتی کشاورزی برآورد شد. مقدار بارندگی بر اساس داده‌های هواشناسی تعیین شد (اداره کل هواشناسی استان اصفهان، <https://esfahanmet.ir/fa>) و در ادامه، مقدار نفوذ ناشی از بارندگی بر اساس نقشه خاک منطقه محاسبه شد. همچنین، میزان آب برگشتی کشاورزی با توجه به وجود چاه‌های کشاورزی، آنها، پمپ‌های سیار، ورود پساب تصفیه‌شده و وضعیت زمین‌های کشاورزی زون‌بندی شد. در نهایت، مقادیر کل تغذیه در آبخوان به‌صورت مناطق گوناگون تغذیه به‌دست آمد (شکل ۱۲و).

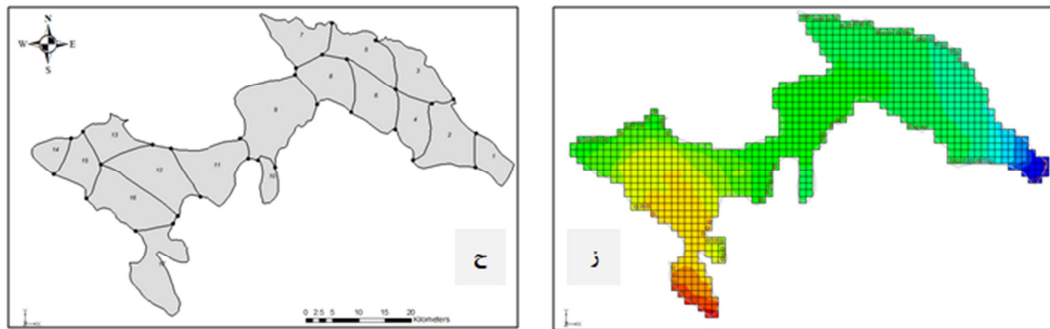
¹ Digital elevation model

² Million Cubic Meters

جبهه‌های ورودی و خروجی آبخوان: به منظور اعمال مرزهای ورودی و خروجی آبخوان دامنه - داران، از مرز با بار هیدرولیکی عمومی^۱ (GHB) استفاده شد؛ زیرا در این نوع مرز، سطح آب زیرزمینی ثابت نیست و ممکن است به دلیل تنش‌های داخلی به مرز تغییر کند. برای تعریف این مرز باید تراز آب زیرزمینی در سلول مرزی و قابلیت انتقال تعریف شود (شکل ۲). این لایه به صورت نقطه‌ای و در مرزهای تعریف شده لحاظ گردید. میزان تراز آب زیرزمینی در هر مرز بر اساس تراز اولیه آب زیرزمینی در آبخوان وارد شد. سری زمانی تراز آب زیرزمینی در هر جبهه نیز بر اساس تغییرات تراز آب زیرزمینی تعریف و برای هر سلول تعریف شد.



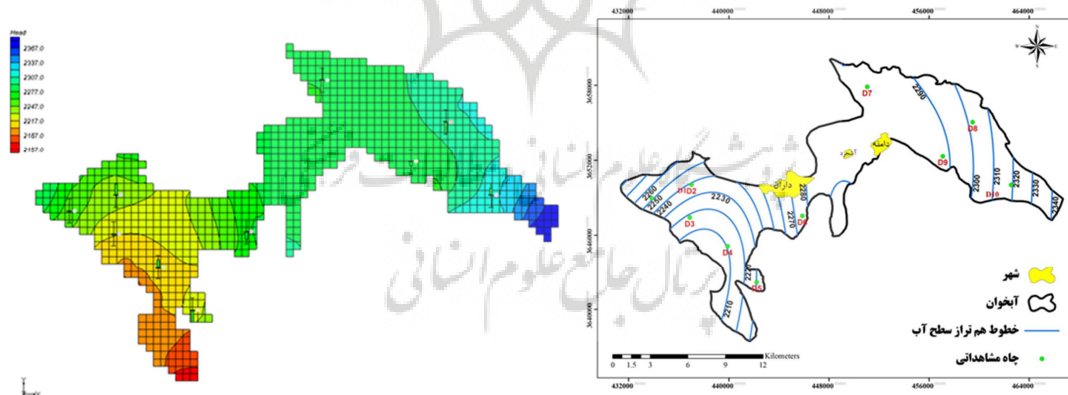
¹ General head boundary



شکل ۲: الف) تراز توپوگرافی سطح زمین، ب) تراز توپوگرافی سنگ کف، ج) بار هیدرولیکی اولیه آبخوان، د) محل چاه‌های مشاهده‌ای، ه) موقعیت چاه‌های بهره‌برداری، و) منطقه‌بندی تغذیه (ز) شرایط مرزی مدل و ح) منطقه‌بندی هدایت هیدرولیکی

هدایت هیدرولیکی آبخوان: یکی از مهم‌ترین پارامترهای موثر در رژیم جریان آب زیرزمینی، هدایت هیدرولیکی است. با توجه به عدم وجود مقادیر هدایت هیدرولیکی در بخش‌های مختلف آبخوان، از نسبت قابلیت انتقال به ضخامت آبرفت ($T=Kb$)، مسیر حرکت آب زیرزمینی و تحلیل نتایج آزمایشات پمپاژ برای تعریف مکانی و مقدار هدایت هیدرولیکی استفاده شد. این لایه‌ها در محیط GIS تهیه شد و پس از ورود به محیط GIS، منطقه از این نظر زون بندی شد. بدین ترتیب منطقه از نظر هدایت هیدرولیکی به ۱۷ منطقه تقسیم‌بندی شد (شکل ۲ح).

پس از تهیه مدل مفهومی، مدل برای شرایط پایدار اجرا شد. شبکه جریان آب زیرزمینی مشاهده‌ای و توزیع تراز آب زیرزمینی محاسبه‌شده توسط مدل در محدوده آبخوان دامنه - داران در شکل ۳ نمایش داده شده است. همان‌طوری- که مشاهده می‌شود، نتایج شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی مطابقت قابل‌قبولی با اندازه‌گیری‌های تراز آب زیرزمینی دارند.



شکل ۳: مقایسه شبکه جریان آب زیرزمینی مشاهده‌ای (بالا) و شبیه‌سازی (پایین) در آبخوان دامنه - داران (بازه زمانی: سال آبی

۹۸-۹۹)

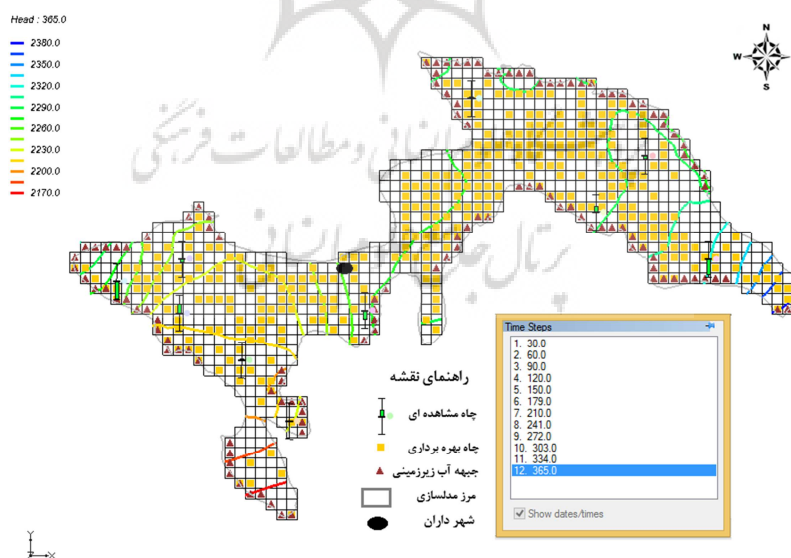
انجام واسنجی مدل ابتدایی برای ورود به مراحل پیش‌بینی تراز آب زیرزمینی و حصول نتایج قابل‌اعتماد، به‌عنوان یک مرحله ضروری در مدل‌سازی آب زیرزمینی شناخته می‌شود. در این مرحله سعی می‌شود با تغییر پارامترهای ورودی آبخوان با تمرکز بر پارامترهای هیدرولیکی، مدل به‌ترتیبی واسنجی شود که نتایج تراز آب زیرزمینی شبیه‌سازی‌شده با مقادیر اندازه‌گیری‌شده در محل چاه‌های مشاهداتی (شرکت آب منطقه‌ای اصفهان، <https://www.esrw.ir>) مطابقت قابل‌قبولی داشته باشند. در جدول ۱، مقایسه‌ای از تراز آب زیرزمینی شبیه‌سازی و مشاهده‌ای در ۱۰ چاه

مشاهداتی با اختلاف بار کمتر از ۱ متر ارائه شده است. نتایج گویای صحت مدل واسنجی شده و اطمینان به آن برای پیش بینی جریان آب زیرزمینی و انتقال املاح و ردیابی ذرات است.

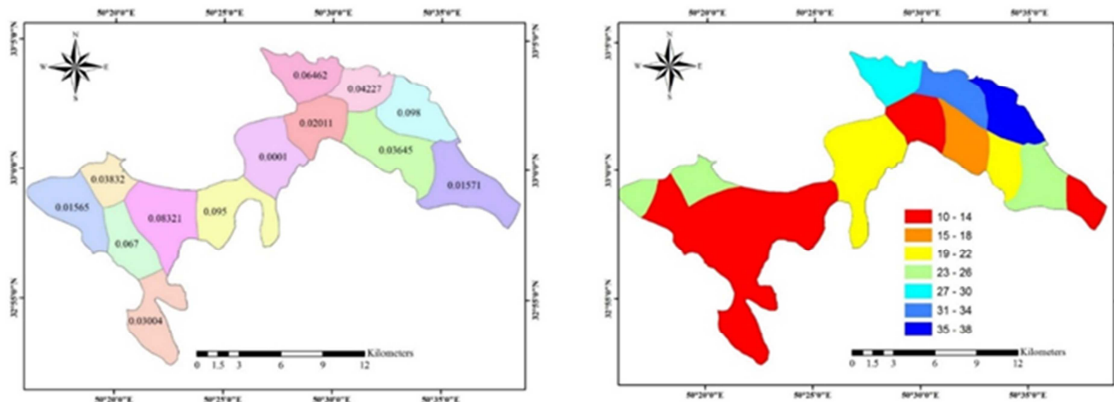
جدول ۱: واسنجی مدل کمی آبخوان دامنه-داران

(۳-۹) چاه مشاهداتی	(۲-۹) تراز آب زیرزمینی (متر)		(۱-۹) درصد تغییرات
	(۵-۹) اندازه گیری- شده	(۴-۹) محاسبه شده	
D1(۹-۹)	۲۲۵۱/۴(۸-۹)	۲۲۵۱/۴۳(۷-۹)	-۰/۰۳(۶-۹)
D2(۱۳-۹)	۲۲۳۸/۷۴(۱۲-۹)	۲۲۳۹/۶۷(۱۱-۹)	-۰/۹۳(۱۰-۹)
D3(۱۷-۹)	۲۲۱۷/۹۸(۱۶-۹)	۲۲۱۷/۸۱(۱۵-۹)	۰/۱۷(۱۴-۹)
D4(۲۱-۹)	۲۲۱۰/۶۱(۲۰-۹)	۲۲۱۱/۲۸(۱۹-۹)	-۰/۶۷(۱۸-۹)
D5(۲۵-۹)	۲۲۳۰/۴۴(۲۴-۹)	۲۲۲۹/۴۶(۲۳-۹)	۰/۹۸(۲۲-۹)
D6(۲۹-۹)	۲۲۷۵/۹۳(۲۸-۹)	۲۲۷۵/۳۱(۲۷-۹)	۰/۶۲(۲۶-۹)
D7(۳۳-۹)	۲۲۸۱/۸۵(۳۲-۹)	۲۲۸۰/۸۸(۳۱-۹)	۰/۹۷(۳۰-۹)
D8(۳۷-۹)	۲۳۰۲/۰۶(۳۶-۹)	۲۳۰۱/۱۹(۳۵-۹)	۰/۸۷(۳۴-۹)
D9(۴۱-۹)	۲۲۸۷/۶۹(۴۰-۹)	۲۲۸۷/۳۲(۳۹-۹)	۰/۳۷(۳۸-۹)
D10(۴۵-۹)	۲۳۱۹/۲۵(۴۴-۹)	۲۳۱۹/۸۷(۴۳-۹)	-۰/۶۲(۴۲-۹)

مدل نهایی اجرا شده، در انتهای دوره یک ساله واسنجی، در شکل ۴ ارائه شده است. به همین ترتیب، شکل نتایج واسنجی هدایت هیدرولیکی (K) و آب دهی ویژه (Sy) آبخوان دامنه - داران را نشان می دهند (شکل ۵). بر این اساس، مقدار K بین ۱۰ تا ۳۸ متر بر روز و متوسط Sy نیز تقریباً ۵ درصد به دست آمد. با توجه به اینکه این مطالعه به پیش بینی اثر تغذیه مصنوعی در سه سناریو فرضی (در ادامه تشریح خواهد شد) پرداخته است، نمونه برداری هدفمند از منابع آب زیرزمینی برای انجام مرحله صحت سنجی انجام نشده است.



شکل ۴: مدل نهایی حالت ناپایدار در آبخوان دامنه-داران



شکل ۵: هدایت هیدرولیکی (m/day) واسنجی شده (سمت راست) و توزیع ضریب آب دهی ویژه (سمت چپ)

پس از تهیه و تصحیح پارامترهای هیدروژئولوژی توسط مدل در حالت پایدار و نیز در حالت ناپایدار (در گام‌های زمانی مختلف در سال آبی ۱۳۹۸-۱۳۹۹) و اجرای مدل، بیلان نهایی آبی مدل آبخوان دامنه - داران محاسبه شد (جدول ۲). براساس نتایج به دست آمده توسط مدل، بیلان آبی در سال تهیه مدل (۱۳۹۸-۱۳۹۹) نشان دهنده تغییرات مثبت حجم مخزن است.

جدول ۲: اجزا و مقادیر بیلان آبی مدل آبخوان دامنه - داران (بر حسب MCM) در سال آبی ۹۸-۹۹

(۴۸-۹) خروجی	(۴۷-۹) ورودی	(۴۶-۹) مولفه های بیلان
۵۹/۲۴ (۵۱-۹)	۰ (۵۰-۹)	چاه ها (۴۹-۹)
۰ (۵۴-۹)	۳۲/۰۴ (۵۳-۹)	تغذیه (۵۲-۹)
۲۴/۴۳ (۵۷-۹)	۵۵/۵۲ (۵۶-۹)	جریان های زیرزمینی (۵۵-۹)
۸۳/۶۷ (۶۰-۹)	۸۷/۵۶ (۵۹-۹)	مجموع (۵۸-۹)
۳/۹ (۶۲-۹)		(۶۱-۹) خروجی - ورودی

شبیه سازی الگوی پخش آلودگی با استفاده از مدل MODPATH

محدوده تصفیه خانه پساب داران در بالادست بخش مستعد آبخوان از نظر ضخامت و حجم ذخیره قرار گرفته است (مهندسین مشاور یاران معدن آرا، ۱۳۹۶). بنابراین، اجرای هرگونه طرح تغذیه مصنوعی (مانند تزریق پساب تصفیه شده) می تواند بخش قابل توجهی از ذخایر آب زیرزمینی و وسعت زیادی از منطقه را تحت تأثیر قرار دهد. بنابراین، تحلیل سرعت و مسیر حرکت آب و آلاینده از محل تغذیه پساب می تواند در تحلیل پراکندگی آلودگی و همین طور برنامه ریزی جهت کنترل و حفاظت از کیفیت آب زیرزمینی سودمند واقع شود. به همین منظور، نحوه حرکت آلاینده نشأت گرفته از محل تغذیه مصنوعی فرضی با بهره گیری از مدل MODPATH است.

چندین موقعیت با حالت های مختلف تک چاهی، دو چاهی و حوضچه نشت برای اجرای تغذیه مصنوعی بر اساس کمترین هزینه، نزدیک ترین فاصله به محل تصفیه خانه، دورترین فاصله از مناطق مسکونی و چاه های شرب و کشاورزی و همین طور در نظر گرفتن فاصله از محل های ورودی جریانات با کیفیت تغذیه کننده آبخوان در بخش های شمالی و شمال غربی منطقه مورد ارزیابی قرار گرفت. برخی از نتایج اجرای مدل تا زمان رسیدن آب تزریق شده به مرز

آبخوان در شکل های ۶ تا ۸ (به عنوان مثال) ارائه شده است. همچنین، نتیجه اجرای مدل در سه حالت تک چاهی، دو چاهی و حوضچه نشت برای ۱، ۵، ۱۰ و ۱۵ سال پس از شروع نشت در جدول ۳ ارائه شده است.

نتایج مدل تغذیه مصنوعی توسط الگوی تک چاهی و دو چاهی برای بازه های مختلف زمانی ۱، ۵، ۱۰ و ۱۵ ساله نشان می دهد که حرکت آلاینده متناسب با جهت جریان آب زیرزمینی در منطقه و به سمت جنوب غربی آبخوان است. این روند با توجه به استفاده از فرایند همرفت در مدل سازی حرکت آلاینده، قابل انتظار است. بررسی ها نشان می دهد که تا ۱۵ سال از شروع نشت، بیشینه حرکت آلاینده به حدود ۱۸۵۰ متر از محل تزریق می رسد (جدول ۳). این در حالی است که نتایج مدلسازی در الگوی تک چاهی نشان می دهد بیشینه زمان مورد نیاز برای خروج آلاینده از مرز آبخوان (شکل ۶) در حدود ۲۲ سال است. لازم به یادآوری است که مسیرها و مدت زمان سیر پساب تزریق شده از طریق الگوهای مختلف با فرض عدم پمپاژ چاه های واقع در مسیر و یا عدم تأثیرپذیری از استرس های طبیعی و مصنوعی همچون بارش های سیل شدید (نرخ تأمین و نفوذ بالای آب) محاسبه شده است. بدیهی است پمپاژ چاه ها در محدوده های تعیین شده می تواند از طریق محدوده های آگیری^۱ منحصربه فرد خود، الگوی جریان پساب و آلودگی احتمالی و غلظت ترکیبات مختلف را تحت تأثیر قرار دهد.

یکی از مهم ترین مزایای افزایش مدت زمان حرکت آب نشتی و حرکت آن در محیط متخلخل، عبور پساب تصفیه شده از محیط غیراشباع و استفاده از قابلیت خاک برای پاکسازی هرچه بیشتر آن و الحاق آب سالم تر (به شرط عدم وجود عوامل کاهنده کیفیت آب در محیط خاک) است (آسانو و کوترو^۲، ۲۰۰۴). ترکیب شیمیایی آب نشتی می تواند در نتیجه عبور از بخش غیراشباع و رسیدن به آب زیرزمینی به دلیل فرایندهای مختلف فیزیکی و بیوشیمیایی تغییر کند. این تغییرات بیشتر موجب بهبود کیفیت آب زیرزمینی می شود (فوکس^۳ و همکاران، ۲۰۰۶). مطالعات متعددی نشان داده اند که تغذیه مصنوعی توسط آب با کیفیت موجب کاهش مواد مغذی^۴ (بکل^۵ و همکاران، ۲۰۱۱)، مواد آلی (پترسون^۶ و همکاران، ۲۰۱۱)، فلزات و عوامل بیماری زا شده است. با این حال، در این مطالعه، اندازه گیری متغیرهای فیزیکوشیمیایی متمرکز بر چاه های واقع در مسیر جریان پیش بینی شده آلاینده توسط مدل انجام نشده است. به این ترتیب، تغییر مکانی - زمانی غلظت آلاینده های مختلف را نمی توان در این مطالعه ارزیابی کرد.

¹ Capture zone

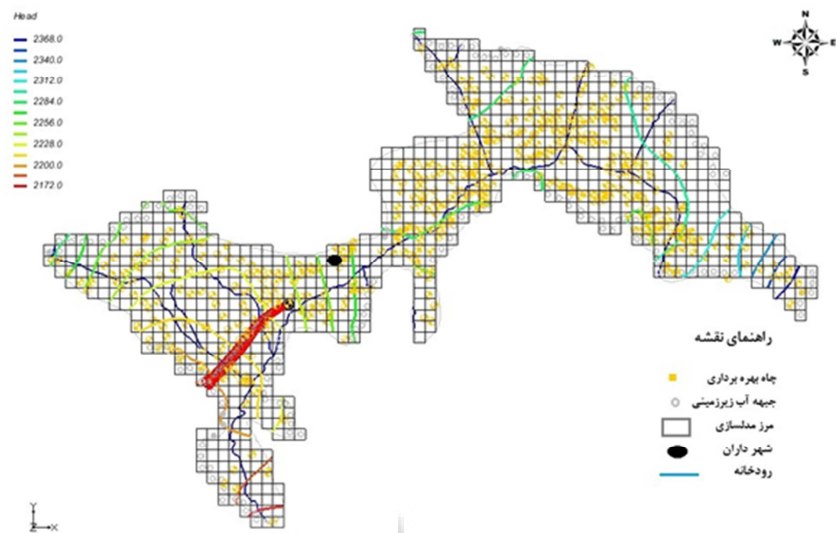
² Asano and Cotruvo

³ Fox

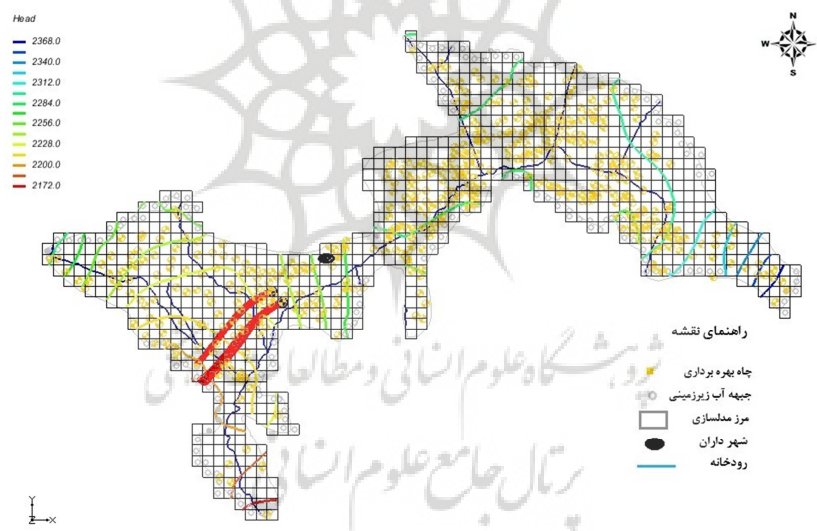
⁴ Nutrients

⁵ Bekele

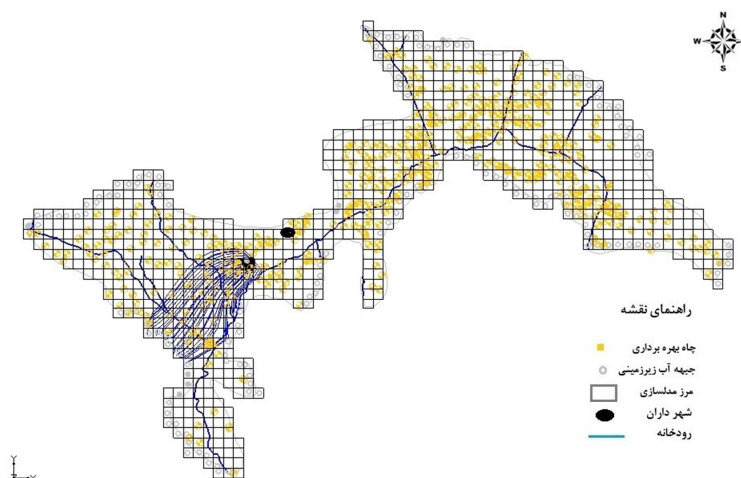
⁶ Patterson



شکل ۶: مسیر حرکت آب تغذیه شده در حالت تزریق تک چاهی تا زمان رسیدن به مرز محدوده



شکل ۷: مسیر حرکت آب تغذیه شده در حالت تزریق دو چاهی تا زمان رسیدن به مرز محدوده



شکل ۸: مسیر حرکت آب تغذیه شده در حالت حوضچه نشت تا زمان رسیدن به مرز محدوده
جدول ۳: محدوده اثر طرح تغذیه مصنوعی در حالت های مختلف تک چاهی، دو چاهی و حوضچه ای

(۶۵-۹) طول مسیر حرکت (متر)					(۶۴-۹) موقعیت جغرافیایی		(۶۳-۹) سناریو	
تا (۷۲-۹) رسیدن به مرز آبخوان	۱۵ (۷۱-۹) سال	۱۰ (۷۰-۹) سال	۵ (۶۹-۹) سال	۱ (۶۸-۹) سال	UTMY (۶۷-۹)	UTMX (۶۶-۹)		
۵۳۲۰ (۸۰-۹)	۱۸۵۰ (۷۹-۹)	۱۲۹۵ (۷۸-۹)	۶۸۰ (۷۷-۹)	۱۳۷ (۷۶-۹)	۳۶۴۷۶۰۹ (۷۵-۹)	۴۴۲۴۵۱ (۷۴-۹)	تک چاهی (۷۳-۹)	
۵۷۳۰ (۸۹-۹)	۱۸۱۴ (۸۸-۹)	۱۲۷۸ (۸۷-۹)	۶۶۰ (۸۶-۹)	۱۲۹ (۸۵-۹)	۳۶۴۷۶۰۹ (۸۴-۹)	۴۴۲۴۵۱ (۸۳-۹)	چاه (۸۲-۹) ۱	دو (۸۱-۹)
۵۱۵۰ (۹۷-۹)	۱۵۵۵ (۹۶-۹)	۱۰۹۰ (۹۵-۹)	۵۷۸ (۹۴-۹)	۱۱۷ (۹۳-۹)	۳۶۴۸۱۳۴ (۹۲-۹)	۴۴۱۹۶۷ (۹۱-۹)	چاه (۹۰-۹) ۲	چاهی
۶۴۵۰ (۱۰۵-۹)	۳۰۰۰ (۱۰۴-۹)	۲۳۲۰ (۱۰۳-۹)	۱۲۶۰ (۱۰۲-۹)	۳۲۰ (۱۰۱-۹)	۳۶۴۸۲۲۲ (۱۰۰-۹)	۴۴۲۴۲۷ (۹۹-۹)	حوضچه نشت (۹۸-۹)	

مطالعات نشان می دهد که هم عوامل زمین زاد^۱ و هم عوامل انسانی^۲، ترکیب فیزیکی و شیمیایی آب های زیرزمینی این منطقه را کنترل می کنند (امیری و همکاران، ۲۰۲۴). برهمکنش آب با سازندهای کربناته و تبادل کاتیونی معکوس^۳ از عوامل اصلی زمین زاد موثر بر ترکیب شیمیایی آب های زیرزمینی هستند. از طرفی دیگر، کودهای شیمیایی و نشت فاضلاب مهم ترین منابع افزایش غلظت برخی از آلاینده های انسانی همچون نیترات هستند. بنابراین، علیرغم اینکه نتایج نشان داده که حدود ۹۸ درصد از ۱۲۶ نمونه آب زیرزمینی گردآوری شده از این منطقه بین سال های ۱۳۹۵ تا ۱۴۰۱ دارای کیفیت عالی تا متوسط برای مصرف شرب هستند (امیری و همکاران، ۲۰۲۳b)، توسعه کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی می تواند آلودگی بیشتر منابع آب را به دنبال داشته باشد. این در حالیست که نتایج شبیه سازی الگوی پخش آلودگی با استفاده از مدل MODPATH در الگوهای مختلف نشان می دهد که صرف نظر از محل تزریق، جریان پساب تصفیه شده می تواند بخش های قابل توجهی از منابع آب موجود در مسیر حرکت خود را به دلیل شرایط توپوگرافی منطقه، مسیر جریان عمومی آب زیرزمینی و بار هیدرولیکی ناشی از تغذیه مصنوعی در محل های تزریق آلوده کند.

¹ Geogenic

² Anthropogenic

³ Reverse cation exchange

علاوه بر فعالیتهای کشاورزی، نشت پساب خانگی و صنعتی نیز می‌تواند ترکیبات مختلف شیمیایی را به آب زیرزمینی وارد کند. این در حالیست که برخی از این ترکیبات شیمیایی می‌توانند به‌صورت طبیعی در توده آب و همین‌طور خاک منطقه وجود داشته باشند. به همین منظور، در هرگونه تحلیل در زمینه نقش الگوهای تغذیه مصنوعی با استفاده از پساب تصفیه‌شده، ضمن اینکه باید تغییرات تراز آب زیرزمینی را در مسیرهای پیش‌بینی‌شده مد نظر قرار دهد، بررسی تغییرات فیزیکوشیمیایی آب زیرزمینی را قبل و بعد از اجرای این‌گونه پروژه‌ها نباید فراموش کرد. امیری و همکاران (۲۰۲۴) سطح پس‌زمینه طبیعی^۱ و متغیرهای اصلی و فلزات سنگین شامل مس، روی، جیوه، کادمیوم، سرب را با استفاده از روش‌های احتمالی^۲ و قطعی^۳ در این منطقه محاسبه کردند. علاوه بر این، با تعیین حدود آستانه^۴ شناسایی نقش عوامل طبیعی و انسانی در کنترل غلظت هر یک از ترکیبات فیزیکوشیمیایی را مورد توجه قرار داد. نتایج نشان می‌دهد که سطح پس‌زمینه طبیعی و مقدار آستانه محاسبه‌شده برای تمام فلزات سنگین کمتر از مقادیر مرجع توصیه‌شده توسط WHO (۲۰۱۷) است. این به معنای امکان ثبت مستقیم و نسبتاً سریع تأثیر پساب تصفیه‌شده (در صورت دارا بودن بار آلودگی بیشتر از مقدار پس‌زمینه) بر منابع آب زیرزمینی است. به عبارتی دیگر، هرگونه غلظت بیشتر از مقدار پس‌زمینه به معنای نقش عوامل انسانی (در اینجا تغذیه مصنوعی با پساب تصفیه‌شده) می‌باشد. البته باید یادآور شده این تغییرات در پارامترهای فیزیکوشیمیایی باید همراه با تغییرات کمی و بالا آمدن تراز آب زیرزمینی به‌ویژه در نزدیکی محل‌های تزریق و نشت نیز باشد.

بدون شک حرکت آب و آلاینده در محیط آبرفتی می‌تواند منجر به کاهش برخی از ترکیبات شیمیایی در ترکیب آب زیرزمینی به‌دلیل فرایندهای مختلف پاکسازی طبیعی^۵ قرار گیرد. در تحلیل دقیق غلظت‌ها و دامنه گسترش نفوذ آلودگی باید به نقش هر یک از فرایندهایی از قبیل پاکسازی زیستی^۶، رقیق شدن^۷، تبخیر^۸، جذب^۹ و ... توجه شود.

یکی از مهم‌ترین مشکلاتی است که در پروژه‌های تغذیه مصنوعی با پساب تصفیه‌شده مشاهده می‌شود، انسداد^{۱۰} منافذ خاک به‌دلیل عوامل فیزیکی، شیمیایی و زیستی است و موجب کاهش نرخ نفوذ می‌شود (عبدالرحمن^{۱۱} و همکاران، ۲۰۲۱). برخی از این عوامل شامل ویژگی‌های خاک‌شناسی محیط، ترکیب بیوژئوشیمیایی پساب و روش اجرای پروژه است. مارتین^{۱۲} (۲۰۱۳) و پین^{۱۳} (۱۹۹۵) نشان دادند که به منظور کاهش انسداد فیزیکی منافذ باید مقدار توربیدیتی کمتر از ۵ NTU باشد. این در حالی است که نتایج آنالیز پساب تصفیه‌شده داران نشان می‌دهد که مقدار توربیدیتی در سال ۱۳۹۹ حتی تا ۲۰۶ NTU هم رسیده است. در سال ۱۴۰۰، بیشینه و متوسط مقدار توربیدیتی به‌ترتیب ۴۰ و ۱۳ NTU گزارش شده است (امیری و همکاران، ۲۰۲۳a). بنابراین، به منظور کاهش انسداد منافذ خاک و اثر آن بر کاهش نرخ نفوذ و همین‌طور هدررفت آب توسط تبخیر و یا راکد بودن آب در فصول سرد و

¹ Natural background level

² Probabilistic

³ Deterministic

⁴ Threshold value

⁵ Natural attenuation

⁶ Bioremediation

⁷ Dilution

⁸ Evaporation

⁹ Absorption

¹⁰ Clogging

¹¹ Abdalrahman

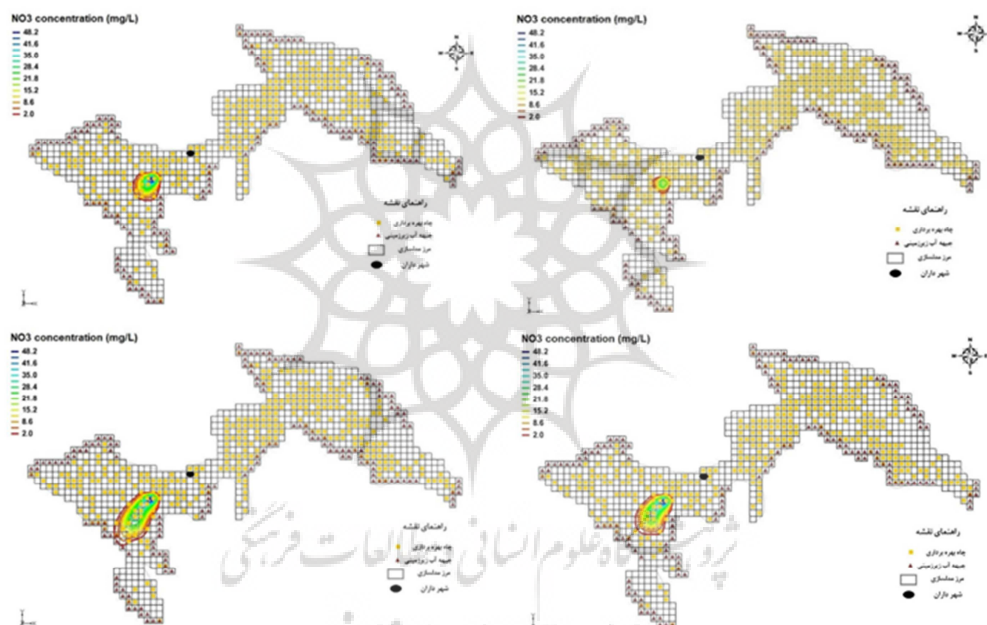
¹² Martin

¹³ Pyne

ایجاد منطقه‌ای با ظاهر و بوی نامطبوع و محلی برای رشد حشرات، باید مطالعات جامعی در مورد عوامل یادشده انجام شود.

مدل سازی کیفی آبخوان با استفاده از مدل MT3DMS

در شکل شماره ۹، وضعیت گسترش هاله^۱ آلودگی از ۵۰۰ تا ۱۴۰۰۰ روز از شروع تزریق پساب تصفیه‌خانه داران با مقدار نیترا ت اولیه ۵۰ میلی گرم بر لیتر شبیه سازی شده است. با توجه به محدوده گسترش هاله آلودگی در زمان های مختلف، انتظار می رود که برخی از چاه های بهره برداری تحت تأثیر کمیت و کیفیت پساب تزریق شده قرار گیرند. نتایج شبیه سازی تغییرات غلظت پارامترهای کیفی آبخوان می توان با استفاده از مدل MT3DMS نشان می دهد که پس از ۵۰۰، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۱۴۰۰۰ روز از شروع نشت، به ترتیب ۵، ۱۵، ۲۰ و ۲۶ حلقه چاه در محدوده تأثیر هاله آلودگی قرار می گیرد (شکل ۹ و جدول ۴).



شکل ۹: وضعیت هاله آلودگی پس از ۵۰۰، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۱۴۰۰۰ روز از شروع تزریق پساب

جدول ۴: وضعیت گسترش هاله آلودگی ناشی از تزریق پساب تصفیه خانه داران

حالت (۱۰۶-۹)	زمان از شروع تزریق (روز) (۱۰۷-۹)	پیشینه طول هاله (متر) (۱۰۸-۹)	پیشینه عرض هاله (متر) (۱۰۹-۹)	تعداد چاه ها در محدوده اثر هاله (۱۱۰-۹)
۱ (۱۱۱-۹)	۵۰۰ (۱۱۲-۹)	۳۷۰ (۱۱۳-۹)	۴۲۰ (۱۱۴-۹)	۵ (۱۱۵-۹) حلقه
۲ (۱۱۶-۹)	۵۰۰۰ (۱۱۷-۹)	۷۹۰ (۱۱۸-۹)	۶۸۰ (۱۱۹-۹)	۱۵ (۱۲۰-۹) حلقه
۳ (۱۲۱-۹)	۱۰۰۰۰ (۱۲۲-۹)	۱۱۵۰ (۱۲۳-۹)	۷۵۰ (۱۲۴-۹)	۲۰ (۱۲۵-۹) حلقه
۴ (۱۲۶-۹)	۱۴۰۰۰ (۱۲۷-۹)	۱۵۹۰ (۱۲۸-۹)	۷۹۰ (۱۲۹-۹)	۲۶ (۱۳۰-۹) حلقه

¹ Plume

نتیجه‌گیری

چندین موقعیت با سناریوهای مختلف تک چاهی، دو چاهی و حوضچه نشت برای اجرای تغذیه مصنوعی بر اساس کمترین هزینه، نزدیک‌ترین فاصله به محل تصفیه‌خانه، دورترین فاصله از مناطق مسکونی و چاه‌های شرب و کشاورزی و همین‌طور در نظر گرفتن فاصله از محل‌های ورودی جریانات با کیفیت تغذیه‌کننده آبخوان در بخش‌های شمالی و شمال‌غربی منطقه مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که حرکت آلاینده متناسب با جهت جریان آب زیرزمینی در منطقه و به سمت جنوب غربی آبخوان است. بر اساس مدل‌سازی انتقال آلاینده، پس از ۱۵ سال از شروع نشت، بیشینه حرکت آلاینده به حدود ۱۸۵۰ متر از محل تزریق رسید. با توجه محدود گسترش هاله آلودگی در زمان‌های مختلف، پس از ۵۰۰، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۱۴۰۰۰ روز از شروع نشت، به ترتیب ۵، ۱۵، ۲۰ و ۲۶ حلقه چاه بهره‌برداری در محدوده تأثیر هاله آلودگی قرار گرفت. بنابراین، چنانچه آب برداشت‌شده توسط این چاه‌ها برای مصرف شرب استفاده می‌شود، باید پایش مستمر کیفیت آب برای جلوگیری از هرگونه آسیب به مصرف‌کنندگان انجام شود. علاوه بر این، باید اطمینان حاصل شود که محصولات کشاورزی تولیدشده در محدوده اثر این هاله آب تزریق‌شده به آبخوان عاری از آلودگی‌های همراه با پساب باشند.

تقدیر و تشکر

این مقاله بخشی از نتایج پروژه تحقیقاتی با کد ESE-011400 است که با حمایت مالی شرکت آب منطقه‌ای اصفهان به انجام رسیده است. به این ترتیب، به موجب فراهم‌ساختن داده‌های استفاده‌شده در این مقاله، از مجموعه محترم آن شرکت قدردانی می‌گردد.

منابع

- اداره کل هواشناسی استان اصفهان. (۱۴۰۳). صفحه اصلی. بازیابی در ۲۰ اکتبر ۲۰۲۳، از <https://esfahanmet.ir/fa>
- بنایفروبی، حمیدرضا؛ علی‌محمدی، سعید. (۱۴۰۱). مقایسه اقتصادی گزینه‌های تغذیه مصنوعی آب زیرزمینی با استفاده از پساب تصفیه‌شده (آبخوان دشت یزد - اردکان)، مجله آب و فاضلاب، دوره ۳۳، شماره ۵، صص: ۱۴۲-۱۵۰.
- حسن پور، مجتبی؛ خزیمه نژاد، حسین. (۱۳۹۷). مکان‌یابی چاه‌های تغذیه جهت تغذیه مصنوعی و بهبود کیفیت آبخوان دشت بیرجند با استفاده از پساب تصفیه‌شده فاضلاب. پژوهش در بهداشت محیط، دوره ۴، شماره ۳، صص: ۲۱۵-۲۲۶.
- شرکت آب منطقه‌ای اصفهان. (۱۴۰۳). <https://www.esrw.ir>
- لاله زاری، رضا؛ طباطبایی، سیدحسن؛ خیاط‌خلقی، مجید؛ یارعلی، نبی‌اله؛ صبا، علی اکبر. (۱۳۹۳). بررسی سناریوهای تغذیه مصنوعی با فاضلاب تصفیه‌شده بر کمیت و کیفیت آبخوان شهرکرد. محیط‌شناسی، دوره ۴۰، شماره ۶۹، صص: ۲۲۱-۲۳۶.
- مهندسین مشاور یاران معدن آرا. (۱۳۹۶). مطالعه ژئوالکتریک دشت آبرفتی محدوده مطالعاتی دامنه - داران، شرکت آب منطقه‌ای اصفهان، ص: ۱۱۷.

Abdalahman, G.A., Lai, S.H., Snounu, I., Kumar, P., Sefelnasr, A., Sherif, M., El-shafie, A., (2021). Review on wastewater treatment ponds clogging under artificial recharge: Impacting factors and future modelling. Journal of Water Process Engineering, 40, 101848. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101848>.

Aleisa, E. (2019). Analysis on reclamation and reuse of wastewater in Kuwait. Journal of Engineering Research, 7(1), pp 1-13.

Ali, S., Wang, Q., Liu, D., Fu, Q., Rahaman, Md. M., Faiz, M. A., Cheema, M. J. M. (2022). Estimation of spatio-temporal groundwater storage variations in the Lower Transboundary Indus Basin using GRACE satellite. Journal of Hydrology, 605, 127315. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127315>.

- Aly Gondia, M.K., Bakr, M., Mohamed, A.G., (2021). Sustainable management of treated wastewater, the New El-Mahsama wastewater treatment plant in Sinai. *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 9(4), pp 804–814.
- Amiri, V., Ali, S., Sohrabi, N., (2023). Estimating the spatio-temporal assessment of GRACE/GRACE-FO derived groundwater storage depletion and validation with in-situ water quality data (Yazd province, central Iran). *Journal of Hydrology*, 620, 129416. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129416>
- Amiri, V., Ali, S., Sohrabi, N., Amiri, F. (2023a). Hydrogeochemical evaluation with emphasis on nitrate and fluoride in urban and rural drinking water resources in western Isfahan province, central Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, pp 108720-108740. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30001-0>
- Amiri, V., Nakagawa, K. (2021). Using a linear discriminant analysis (LDA)-based nomenclature system and self-organising maps (SOM) for spatiotemporal assessment of groundwater quality in a coastal aquifer. *Journal of Hydrology*, 603, 127082. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127082>
- Amiri, V., Sohrabi, N., Lak, R., Tajbakhsh, G. (2024). Estimation of natural background levels of heavy metals and major variables in groundwater to ensure the sustainable supply of safe drinking water in Fereidan. Iran. *Environment, Development and Sustainability*, 26, pp 19807-19832. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03438-z>
- Amiri, V., Sohrabi, N., Li, P., Amiri, F. (2023b). Groundwater Quality for Drinking and Non-Carcinogenic Risk of Nitrate in Urban and Rural Areas of Fereidan, Iran. *Exposure and Health*, 15, pp 807-823. <https://doi.org/10.1007/s12403-022-00525-w>
- ARMCAN, ANECC, NHMRC, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, National Health and Medical Research Council, (2000). National Water Quality Management Strategy. Guidelines for Sewerage Systems: Use of Reclaimed Water, Australia. Available at: use-reclaimed-water.pdf (waterquality.gov.au).
- Asano, T., & Cotruvo, J. A. (2004). Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: Health and regulatory considerations. *Water Research*, 38(8), 1941-1951. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.023>
- Ashraf, S., Nazemi, A., Agha Kouchak, A. (2021). Anthropogenic drought dominates groundwater depletion in Iran. *Scientific Reports*, 11, 9135. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88522-y>
- Bekele, E., Toze, S., Patterson, B., Higginson, S. (2011). Managed aquifer recharge of treated wastewater: water quality changes resulting from infiltration through the vadose zone. *Water Research*, 45(17), pp 5764-5772. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.058>
- Bloetscher, F., Meeroff, D. E., Phonpornwithoon, P. (2019). Assessing Risk of Injection of Reclaimed Water into the Biscayne Aquifer for Aquifer Recharge Purposes. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 7, 184-201. <https://doi.org/10.4236/gep.2019.77013>
- Cao, X., Shi, Y., He, W., An, T., Chen, X., Zhang, Z., Liu, F., Zhao, Y., Zhou, P., Chen, C., He, J., He, W. (2022). Impacts of anthropogenic groundwater recharge (AGR) on nitrate dynamics in a phreatic aquifer revealed by hydrochemical and isotopic technologies. *Science of the Total Environment*, 839, 156187. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156187>
- Chen, Z., Huang, J., Zhan, H., Wang, J., Dou, Z., Zhang, C., Chen, C., Fu, Y. (2022). Optimisation schemes for deep foundation pit dewatering under complicated hydrogeological conditions using MODFLOW-USG. *Engineering Geology*, 303, 106653. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2022.106653>
- Chepkemoi, A.K., Home, P., Raude, J., Kiptum, C. (2022). Modelling of Groundwater Potential in Kericho County, Kenya, Using GMS_MODFLOW. *Scientific African*, <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01492>.
- de Graaf, I.E.M., Gleeson, T., van Beek, L.P.H., Sutanudjaja, E.H., Bierkens, M.F.P. (2019). Environmental flow limits to global groundwater pumping. *Nature*, 574, pp 90-94. <https://doi.org/10.5683/SP2/D717CC>.
- Dillon, P., Arshad, M. (2016). Managed aquifer recharge in integrated water resource management. *Integrated Groundwater Management*. Springer, Cham, pp. 435–452. https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_17
- Dillon, P.J., (2004). Future management of aquifer recharge. *Hydrogeology Journal*, 13(1), pp 313-316. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>
- Ding, G.Y., Chen, G.L., Liu, Y.D., Li, M., Liu, X. (2020). Occurrence and risk assessment of fluoroquinolone antibiotics in reclaimed water and receiving groundwater with different replenishment pathways. *Science of the Total Environment*, 738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139802>
- Fox, P. et al., (2006). *Advances in Soil Aquifer Treatment Research for Sustainable Water Reuse*. Denver, Awwa Research Foundation, p. 200.
- Han, Z., Huang, S., Huang, Q., Leng, G., Liu, Y., Bai, Q., He, P., Liang, H., Shi, W. (2021). GRACE-based high-resolution propagation threshold from meteorological to groundwater drought. *Agricultural and Forest Meteorology*, 307, 108476. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108476>.
- Hill, M.C., Tiedeman, C.R. (2007). Effective groundwater model calibration: with analysis of data, sensitivities, predictions, and uncertainty. <https://doi.org/10.1002/9780470041086.index>
- Jafari, T., Kiem, A. S., Javadi, S., Nakamura, T., Nishida, K. (2021). Fully integrated numerical simulation of surface water-groundwater interactions using SWAT-MODFLOW with an improved calibration tool. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 35, 100822. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100822>.
- Jodar-Abellan, A., López-Ortiz, M.I., Melgarejo-Moreno, J., (2019). Wastewater treatment and water reuse in Spain. Current situation and perspectives. *Water*, 11(8), 1551. <https://doi.org/10.3390/w11081551>
- Kesari, K.K., Soni, R., Jamal, Q.M.S. (2021). Wastewater treatment and reuse: review of its applications and health implications. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 208. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05154-8>

- Kong, Y.C. (2020). Water reclamation and reuse in Singapore. *Journal of Environmental Engineering*, 146(4), 03120001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.000167](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.000167)
- Liu, Y., Jiang, Y., Xu, C., Lyu, J., Su, Z. (2022). A quantitative analysis framework for water-food-energy nexus in an agricultural watershed using WEAP-MODFLOW. *Sustainable Production and Consumption*, 31, pp 693-706. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.03.032>.
- Lyazidi, R., Hessane, M. A., Moutei, J. F., Bahir, M. (2020). Developing a methodology for estimating the groundwater levels of coastal aquifers in the Gareb-Bourag plains, Morocco, embedding the visual MODFLOW techniques in a groundwater modeling system. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100471. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100471>.
- Manisha, M., Verma, K., Ramesh, N., Anirudha, T.P., Santrupt, R.M., Das, R., Mohan Kumar, M.S., Chanakya, H.N., Rao, L. (2023). Socio-economic impact assessment of large-scale recycling of treated municipal wastewater for indirect groundwater recharge. *Science of the Total Environment*, 859, 160207. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160207>
- Martin, R. (2013). Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia.
- Mazari-Hiriart, M., Ponce-de-Leon, S., Lopez-Vidal, Y., Islas-Macias, P., Amieva-Fernández, R.I., Quiñones-Falconi, F. (2008). Microbiological implications of periurban agriculture and water reuse in Mexico City. *PLoS One*, 3(5), 2305. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002305>
- Patterson, B., Shackleton, M., Furness, A., Bekele, E., Pearce, J., Linge, K., Busetti, F., Spadek, T., Toze, S. (2011). Behaviour and fate of nine recycled water trace organics during managed aquifer recharge in the aerobic aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, 122(1-4), pp 53-62. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2010.11.003>
- Pietrzak, D. (2021). Modeling migration of organic pollutants in groundwater - Review of available software. *Environmental Modelling and Software*, 144, 105145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105145>
- Pyne, R.D.G. (1995). *Groundwater recharge and wells: A guide to aquifer storage recovery*. Routledge, New York.
- Saad, S., Javadi, A. A., Abd-Elhamid, H. F., Farmani, R. (2023). Mitigating seawater intrusion in coastal aquifers: Novel approach with treated wastewater injection and groundwater circulation. *Journal of Hydrology*, 626, 130139. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130139>
- Shan, V., Singh, S.K., Haritash, A.K. (2020). Water crisis in the Asian countries: status and future trends. *Resilience, Response, and Risk in Water Systems*, pp. 173-194. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4668-6_10
- Shawaqfah, M., Almomani, F., Al-Rousan, T. (2021). Potential use of treated wastewater as groundwater recharge using GIS techniques and modeling tools in Dhuleil-Halabat well-field/Jordan. *Water*, 13(11), 1581. <https://doi.org/10.3390/w13111581>
- Sprenger, C., Hartog, N., Hernández, M., Vilanova, E., Grützmacher, G., Scheibler, F., Hannappel, S. (2017). Inventory of managed aquifer recharge sites in Europe: historical development, current situation and perspectives. *Hydrogeology Journal*, 25, pp 1909-1922. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1554-8>
- Sun, K., Hu, L., Sun, J., Zhai, Y., Zhang, S., Cao, X. (2023). Quantifying the contribution of ecological water replenishment on aquifer recovery using a refined groundwater model. *Science of the Total Environment*, 857, 159216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159216>
- Tortajada, C., Bindal, I. (2020). *Water Reuse in Singapore: The New Frontier in the Framework of a Circular Economy. Water Reuse Within a Circular Economy Context*, 2 Available at: <https://www.water-reuse-in-singapore-the-new-frontier-in-a-framework-of-a-circular-economy-withcover-page-v2.pdf> (d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net).
- World Health Organisation (WHO). (2017). *Guidelines for drinking water quality: Fourth edition, incorporating the first addendum*. Geneva: World Health Organisation.