

Studying the trend of changes in the Contamination concentration caused by leachate leakage of hypothetical landfill in Rafsanjan aquifer

ABSTRACT

Background & objective: In the Rafsanjan region of Kerman province, some sites have been considered for landfill construction. Since groundwater resources are the only source of water supply to provide water requirements in this region, the leachate leakage from landfills into groundwater resources is regarded as a serious threat. The aim of this research is to study the trend of changes in the contamination concentration obtained from leachate leakage in a hypothetical landfill based on the geological and hydrogeological conditions of Rafsanjan plain in order to represent the effect of leachate leakage and contamination spread on groundwater resources.

Methods and Materials: Transmission of contamination has been studied on the basis of changes in concentration at two initial and final points of landfill by MT3DMS model daily and for 22 years period. The concentration of leachates has been considered 2 and 4 g / l, and its diffusion rate has been assumed 1.5 and 3 cm per day.

Results: The slope of the concentration increase in the propagation process and delayed diffusion at the beginning of the landfill with 2 and 4 g/l concentration and 1.5 cm rate during 15 and 17 years have an increasing trend, respectively and later it would have a decreasing trend. At the end of landfill, 90% increase in contamination will occur for 2 g/l concentration in the first five years and 4 g/l concentration in the first 9 years and it will have a fixed trend over the next few years.

Conclusion: In the various transmission processes after the penetration of the infection into the aquifer, the concentration of contamination is initially low and increasing over time and if the concentration of the contamination penetrating source and penetrating intensity are constant, the maximum concentration of aquifer pollution is fixed at a certain value. The type of transmission process has a huge impact on this constant value. So that in the propagation-diffusion process, the average in the first 5 years of this value is fixed and in a delayed state, it reaches a constant value after close to 22 years.

Document Type: Research article

Keywords: Groundwater, Diffusion- Dispersion, Leachate, MT3DMS Model.

Seyed Mostafa Tabatabaei

* Ph.D. Student of Water Resources, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Iran. Corresponding author email: Tabatabaei1984@yahoo.com

Ali Shahidi

Associate Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Iran.

Received: 2018/02/12

Accepted: 2018/03/18

► **Citation:** Tabatabaei M, Shahidi A. Studying the Trend of Changes in the Contamination Concentration Caused by Leakage Leachate of Hypothetical Landfill in Rafsanjan Aquifer. *Journal of Research in Environmental Health*. Spring 2018;4 (1) :40 -49 .

بررسی روند تغییرات آلودگی ناشی از نفوذ شیرابه محل دفن فرضی در آبخوان رفسنجان

سید مصطفی طباطبائی

* دانشجوی دکتری علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران.
رایانامه:
Tabatabaei1984@yahoo.com

علی شهیدی

دانشیار، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران.

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۱/۲۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۱۲/۱۷

چکیده

زمینه و هدف: در منطقه رفسنجان استان کرمان سایت‌هایی برای محل دفن زباله در نظر گرفته شده است، در حالی که نفوذ شیرابه ناشی از وجود محل دفن برای منابع آب زیرزمینی که تنها منبع اصلی تأمین نیاز آبی این منطقه است، تهدید جدی محسوب می‌شود. پژوهش حاضر با هدف تعیین روند تغییرات آلودگی ناشی از نفوذ آلاینده‌ها از یک لندفیل فرضی بر اساس شرایط زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی دشت رفسنجان برای نشان دادن تأثیر نفوذ شیرابه و انتشار و بخش آلودگی در منابع آب زیرزمینی انجام شد. **مواد و روش‌ها:** انتقال آلودگی بر اساس تغییرات غلظت در دو نقطه ابتدایی و انتهایی لندفیل توسط مدل MT3DMS به صورت روزانه و برای مدت ۲۲ سال بررسی گردید. غلظت آلودگی ۲ و ۴ L/g و شدت نفوذ آن ۱/۵ و ۳ cm بر روز در نظر گرفته شد.

یافته‌ها: شیب خط افزایش غلظت در فرآیند انتشار، پخشیدگی با تأخیر در ابتدای لندفیل با غلظت ۲ و ۴ L/g و شدت ۱/۵ cm بر روز به ترتیب در طول ۱۵ و ۱۷ سال روند افزایشی دارد و پس از آن کاهش می‌یابد. در انتهای لندفیل برای غلظت ۲ L/g، در ۵ سال اول و غلظت ۴ L/g در ۹ سال اول، ۹۰ درصد افزایش غلظت آلودگی اتفاق می‌افتد و در سال‌های بعد روند ثابتی دارد.

نتیجه‌گیری: در فرآیندهای مختلف انتقال پس از نفوذ آلودگی به آبخوان، غلظت آلودگی در ابتدا کم و به مرور زمان افزایش می‌یابد و در صورت ثابت بودن غلظت منبع آلاینده و شدت نفوذ ثابت، حداکثر غلظت آلودگی آبخوان در یک مقدار مشخص ثابت می‌شود و نوع فرآیند انتقال در زمان رسیدن به این مقدار ثابت تأثیر زیادی دارد؛ به‌طوری‌که در فرآیند انتشار-پخشیدگی به طور متوسط در ۵ سال اول این مقدار ثابت می‌شود و در حالت با تأخیر پس از نزدیک ۲۲ سال به مقدار ثابت می‌رسد.

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

کلید واژه‌ها: آب زیرزمینی، انتشار-پخشیدگی، شیرابه، مدل MT3DMS

◀ **استناد:** طباطبائی م، شهیدی ع. بررسی روند تغییرات آلودگی ناشی از نفوذ شیرابه محل دفن فرضی در آبخوان رفسنجان. *فصلنامه پژوهش در بهداشت محیط*. بهار ۱۳۹۷؛ ۴(۱): ۴۰-۴۹.

مقدمه

منابع آب زیرزمینی ضمن تأمین نیاز آبی، در حفظ و نگهداری اکوسیستم مناطق باتلاقی و تالابی نقش مؤثری دارند و همواره در اثر عوامل طبیعی و مصنوعی، در معرض آلودگی‌های گوناگون قرار دارند (۱). یکی از عوامل آلوده کننده آب‌های زیرزمینی، لندفیل‌ها می‌باشند (۲). لندفیل‌ها به عنوان محل دفن پسماند، همواره در معرض عوامل فیزیکی و بیولوژیکی محیط قرار داشته و تغییرات نامطلوبی مانند تولید شیرابه و گاز به همراه دارند (۳)؛ به‌طوری‌که در اثر افزایش رطوبت زباله فراتر از ظرفیت میدانی آن، شیرابه آزاد می‌شود (۴). طبق بررسی‌های انجام شده به ازای هر تن پسماند، بین ۷۰-۱۰۰ L شیرابه تولید می‌شود (۵). شیرابه مایعی است که از تجزیه فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مواد آلی و یا از منابع خارجی مانند زهکش آب‌های سطحی، آب باران و آب‌های زیرزمینی که وارد پسماند می‌شوند، به وجود می‌آید (۶). ترکیب شیرابه محل دفن از محلی به محل دیگر با توجه به ترکیب مواد زائد، ساختار و هیدرولوژی محل دفن، آب و هوا و سن محل متغیر است (۷) و حاوی مواد محلول و معلق با ترکیب آلی و ترکیبات معدنی مانند آمونیوم، کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، آهن، سولفات، کلراید، فلزات سنگین از جمله کادمیوم، کروم، مس، سرب، نیکل و روی می‌باشد (۸). از بین تمام آلاینده‌های محیط زیستی، فلزات سنگین به دلایلی نظیر سمیت زیاد، سرطان‌زایی، غیرقابل تجزیه و جهش‌زا بودن، اهمیت ویژه‌ای دارند (۹). تولید شیرابه حاوی فلزات سمی، علاوه بر آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی، باعث تولید گاز و انتشار بوی نامطلوب و گسترش بیماری‌های عفونی می‌شود و اثر نامطلوبی بر چشم‌انداز منطقه دارد (۱۰، ۱۱). همچنین شیرابه ناشی از پسماندهای شهری در لندفیل‌ها، پتانسیل ریسک بالایی برای اکوسیستم‌های پذیرنده و جوامع انسانی ایجاد می‌کند (۱۲). بنابراین دفن بهداشتی پسماندهای شهری نیازمند اطلاعات پایه، برنامه‌ریزی دقیق و مدیریت کارآمد است. مدیریت عملیات یک محل دفن بهداشتی شامل مکان‌یابی مناسب، آماده‌سازی محل

و عملیات اجرایی می‌باشد (۱۳) و معیارها و عوامل متعددی در انتخاب محل دفن بهداشتی دخالت دارند که هر کدام به تنهایی می‌تواند محدودیت‌هایی را در انتخاب محل دفن ایجاد کند (۱۴) و به‌طور عمده شامل معیارهای اجتماعی، اقتصادی، زیست محیطی، فنی و منطقه‌ای می‌باشد. از معیارهای اجتماعی و اقتصادی می‌توان به نزدیکی به محل تولید پسماند، تملک اراضی، دوری از مراکز جمعیتی، سهولت دسترسی به اتوبان و جاده‌های اصلی و فرعی اشاره کرد و معیارهای فنی و زیست محیطی به ترتیب اهمیت شامل: عمق سطح آب زیرزمینی، قابلیت پایش آب زیرزمینی، بارندگی و رواناب، نوع خاک از نظر اندازه ذرات، لرزه‌خیزی منطقه، فاصله از معادن و شهرک‌های صنعتی و شیب زمین می‌باشد. از جمله معیارهای محیطی و منطقه‌ای نیز می‌توان به مواردی مانند فاصله از مناطق مسکونی، فاصله از منابع آب، جهت وزش باد غالب، فاصله از گسل، وضعیت توپوگرافی، فاصله از راه‌های دسترسی و زمین‌شناسی منطقه اشاره کرد. از جمله مهم‌ترین فاکتورها در آماده‌سازی محل دفن زباله، انتخاب روش طراحی، تعیین نرخ ورودی زباله‌ها، لایه‌های پوشش رسی کف و سیستم جمع‌آوری و زهکش شیرابه و پمپاژ شیرابه می‌باشد. در انتها اجرای محل دفن بهداشتی زباله شامل فرآیندهای عمرانی مرتبط با طرح می‌باشد که با در نظر گرفتن پارامترهایی از قبیل عمق، بافت و ساختار خاک، عمق و نوع سنگ بستر و لایه‌های پوشش روپین اجرا می‌شود (۱۵).

برای انتخاب و ارزیابی محل دفن مواد زائد جامد می‌توان از شاخص‌های مختلفی مانند الکنو (Oleckno)، دراستیک (DRASTIC)، روش سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (United States Environmental Protection Agency: USEPA) و برنامه محیط زیست ملل متحد (United Nations Environment Programme: UNEP)، بریتیش کلمبیا (British Columbia) و روش غربال کردن منطقه‌ای بهره برد (۱۳) و انتخاب نهایی محل دفن زباله بایستی بر اساس نتایج حاصل از سنجش دقیق محل، مطالعات طراحی مهندسی،

مطالعه آن‌ها نشان داد که روند افزایش غلظت آلودگی پس از ۴ سال نشت شیرابه به آبخوان روند افزایشی داشته و پس از آن در مقدار 6 g/l ثابت می‌شود (۲۴). Zamzam و Rahnama (۲۰۱۳) کیفیت آب زیرزمینی دشت رفسنجان را با استفاده از مدل MT+DMS مورد ارزیابی قرار دادند. آنها مدل‌های کمی و کیفی تهیه شده را با داده‌های اندازه‌گیری شده صحرایی مقایسه کردند، سپس پارامترهای کیفی را برای دوره ۲ و ۵ ساله آینده پیش‌بینی کردند. نتایج پژوهش آن‌ها نشان داد که مقدار پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده از گذشته و برای آینده در حال افزایش می‌باشد و از میان پارامترهای اندازه‌گیری شده، کلر و شوری روند افزایشی بیشتری داشت (۲۵). Mohammadi و همکاران (۲۰۱۶) با تهیه مدل کمی دشت ارسنجان توسط نرم‌افزار MODFLOW، میزان یون کلر در آب را توسط مدل MT+DMS شبیه‌سازی کردند (۲۶). Alavidehkordi و همکاران (۲۰۱۷) به مدل‌سازی انتقال فلزات سنگین شیرابه‌های ناشی از دفن زباله بر سفره آب زیرزمینی شهرکرد با استفاده از مدل MT+DMS و GIS پرداختند. آن‌ها شرایط مختلف نرخ نفوذ، غلظت اولیه آلاینده در لندفیل و مکانیزم انتقال آلودگی متفاوت برای دو سلول انتخابی را به طور مجزا مورد بررسی قرار دادند. (۲۷). Azizi و همکاران (۲۰۱۷) جهت شبیه‌سازی فرآیند انتقال آلودگی شیرابه لندفیل شهر San Angelo کشور آمریکا به چاه آب شرب پایین‌دست از مدل MT+DMS استفاده کردند. نتایج مدل‌سازی آن‌ها نشان داد که در شرایط فعلی، شیرابه تولیدی با طی مسافتی 608 m در مدت ۲۱۵۸ روز به چاه پایین‌دست می‌رسد (۲۸).

مطالعه حاضر با هدف شناسایی پتانسیل آلودگی و آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی آبخوان دشت رفسنجان بر اثر احداث لندفیل انجام گرفت. با توجه به داده‌های موجود چاه‌ها و خصوصیات آبخوان دشت رفسنجان، تغییرات غلظت آلودگی ناشی از نفوذ شیرابه یک لندفیل فرضی در طول زمان ۲۲ سال با دو غلظت متوسط ۲ و 4 g/l و دو حالت شدت نفوذ عمقی $1/5$

هزینه‌ها و ارزیابی اثرات زیست محیطی صورت گیرد (۱۶) و هدف نهایی همه این روش‌ها، یافتن محلی است که کمترین آثار مخرب را بر محیط طبیعی اطراف محل دفن داشته باشد (۱۷). با توجه به مطالب ذکر شده، پژوهش‌هایی در این زمینه انجام گرفته است. نتایج پژوهش‌های Christensen و Cossu (۱۹۹۲) بر روی یک لندفیل در کشور دانمارک نشان داد آلودگی ناشی از نفوذ شیرابه، مناطقی به طول ۴۰ و عمق 20 m از آبخوان را آلوده کرده است که رفع آلودگی علاوه بر صرف هزینه‌های بالا، نیاز به صرف چندین سال زمان دارد (۱۸). نتایج مطالعه Negar و Mirza (۲۰۰۲) بر روی یک لندفیل در کشور هند نشان داد که به دلیل رعایت نکردن مسائل بهداشتی دفن پسماند، میزان آلودگی آب زیرزمینی منطقه به واسطه تأثیرپذیری از شیرابه محل دفن بسیار زیاد می‌باشد (۱۹). Kakaei و همکاران (۲۰۱۶) در پژوهش خود برای ارزیابی ریسک ورود شیرابه حاوی فلزات سنگین ناشی از پسماندهای خطرناک به آب زیرزمینی در محل دفن پسماند شهر همدان به این نتیجه رسیدند که تعیین نوع پوشش به منظور جلوگیری از ورود شیرابه به آب زیرزمینی امری ضروری است و برای محل دفن پسماند شهر همدان، پوشش ژئوسنتیک را پیشنهاد دادند (۲۰). نتایج مطالعه Motamedi و همکاران (۲۰۱۵) و Asadi و Gholamalifard (۲۰۱۵) در بررسی مکان فعلی محل دفن زباله به ترتیب در شهرهای فاروج استان خراسان شمالی و قائم شهر استان مازندران، نشان‌دهنده همخوان نبودن محل با ضوابط محیط زیستی محل‌های دفن بهداشتی پسماندهای خانگی بود (۲۱)، (۲۲). نتایج پژوهش Kakaei و Riyahi Bakhtiari (۲۰۱۶) در ارزیابی اثرات محیط زیستی محل دفن پسماند شهر همدان نشان داد ادامه دفن به شیوه کنونی از لحاظ بهداشتی غیر قابل قبول و ادامه روند کنونی آسیب‌های محیط زیستی شدیدی را در پی خواهد داشت (۲۳). Nakhaei و همکاران (۲۰۱۳) با استفاده از مدل ۳D HYDRUS، انتقال آلودگی ناشی از نشت شیرابه را در دو ناحیه از لندفیل شهر رشت مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج

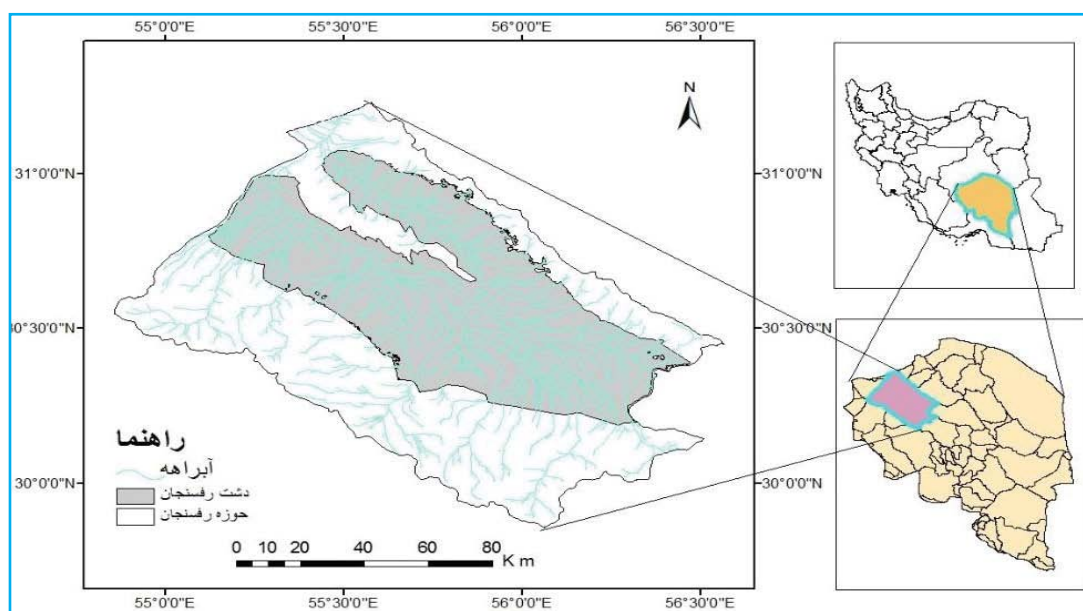
و ۳ cm بر روز تحت اثر فرآیند انتشار، پخشیدگی و تأخیر و حالت بدون تأخیر آلاینده، با استفاده از مدل MT₃DM مورد ارزیابی قرار گرفت.

روش کار

معرفی منطقه مورد مطالعه

دشت رفسنجان با وسعت ۲۴۲۱ km^۲ در طول جغرافیایی ۵۴ درجه و ۵۲ دقیقه تا ۵۶ درجه و ۳۴ دقیقه و عرض جغرافیایی

۲۹ درجه و ۵۱ دقیقه تا ۳۱ درجه و ۳۱ دقیقه در ارتفاع ۳۴۴۳ تا ۱۴۰۰ m گسترده شده است. عمده تغذیه دشت رفسنجان مربوط به مسیل‌های ناشی از بارندگی در سمت جنوب و جنوب غرب می‌باشد. اقلیم رفسنجان بر اساس شاخص De Martonne از نوع خشک و نیمه خشک است و میانگین بارندگی و تبخیر تعرق پتانسیل سالانه آن به ترتیب ۹۰ و ۳۳۵۹ mm می‌باشد. دشت رفسنجان در حال حاضر وضعیت بحرانی ممنوعه دارد و موقعیت آبخوان این دشت در شکل (۱) نشان داده شده است.



شکل ۱. موقعیت آبخوان دشت رفسنجان

معرفی مدل

یکی از مدل‌های سه‌بعدی انتقال آلودگی در آب‌های زیرزمینی، Modular Transport three-dimensional Multi Species می‌باشد که نسخه اولیه آن توسط Zheng (۱۹۹۰) توسعه داده شد و بیشترین کاربرد را در زمینه آلودگی آب‌های زیرزمینی دارد و با عنوان MT₃DMS عمومیت پیدا کرده است (۲۹). این مدل سه‌بعدی برای شبیه‌سازی پخشیدگی، انتقال، انتشار مولکولی، واکنش‌های شیمیایی و جذب آلودگی در آب زیرزمینی کاربرد دارد؛ به‌طوری‌که قادر است انواع واکنش‌های شیمیایی، جذب و تجزیه را در انواع آبخوان مدل کرده و با هر مدل

از نوع MODFLOW قابلیت اجرا دارد (۳۰). این مدل سه روش Lagrangian – Eulerian، ردیابی ذره، تفاضل محدود استاندارد، ردیابی ذره TVD را در خود جا داده است و در حل معادلات انتقال از توانایی بالایی برخوردار است. تشابه MT₃DMS و MODFLOW در ساختار برنامه و طراحی می‌باشد که باعث می‌شود از مدل MT₃DMS در اتصال با MODFLOW به آسانی استفاده شود (۳۱). در این پژوهش برای مدل‌سازی کیفی توسط MT₃DMS از داده‌های کمینه صحت‌سنجی و واسنجی شده ۶۲ چاه واقع در سراسر دشت رفسنجان با نرم‌افزار MODFLOW توسط Zamzam و Rahnema (۲۰۱۳) استفاده شد (۲۵).

می‌باشد (۳۵).

جهت بررسی نحوه توزیع شیرابه به صورت پیوسته، غلظت‌های ۲ و ۴ g/l در نظر گرفته شد و شدت نفوذ شیرابه دو مقدار متفاوت ۱/۵ و ۳ cm بر روز در نظر گرفته شد. این مقادیر با توجه به نفوذ اجتناب‌ناپذیر شیرابه به لایه‌های زیرین بر اساس حداقل نرخ هدایت هیدرولیکی در محدوده آبخوان در نظر گرفته شد. پارامتر پراکنش طولی با استفاده از رابطه Xu and Eckstein (۱۹۹۵) به عنوان ورودی به مدل MTrDMS تعیین شد (رابطه ۲). در این رابطه α_m پراکنش طولی و L_S مقیاس طولی ظاهری می‌باشد (۳۶).

$$\alpha_m = 0.83(\log L_S)^{2.414} \quad (2)$$

یافته‌ها

بر اساس حرکت شیرابه در آب زیرزمینی و پخش و انتشار آن در منطقه مورد مطالعه، مقادیر تغییرات غلظت در طول زمان برای سلول شماره یک و دو که به ترتیب در ابتدا (بالادست) و انتهای (پایین‌دست) لندفیل واقع شده است، مورد بررسی قرار گرفت که نتایج به صورت نمودار ارائه شده است.

ابتدا در شکل‌های مختلف، نمودار تغییرات غلظت آلودگی ناشی از نفوذ شیرابه لندفیل نسبت به زمان برای دو ناحیه انتخابی با فرآیند پخشیدگی - انتشار و تأخیر و حالت بدون تأخیر نشان داده شده است. با توجه به این شکل‌ها، غلظت آلودگی در اثر فرآیند پخشیدگی و انتشار از بالادست پس از گذشت زمان به تعادل می‌رسد و در حالت با تأخیر، روند افزایش غلظت با تأخیر زمانی همراه است و پس از ورود شیرابه به آبخوان، غلظت آلودگی در فرآیند انتشار پخشیدگی در گام زمانی کوتاه‌تر، مقادیر بیشتری نسبت به حالت با تأخیر دارد. همچنین روند افزایش غلظت در حالت بدون تأخیر در گام زمانی کوتاه‌تری اتفاق افتاده و پس از آن تقریباً ثابت می‌شود.

شکل (۲) و (۳) تغییرات غلظت آلودگی در طول زمان برای ابتدای لندفیل با شدت نفوذ ۱/۵ و ۳ cm بر روز را نشان

به‌منظور بررسی انتقال و توزیع غلظت آلاینده‌های ناشی از شیرابه لندفیل در منطقه مورد مطالعه دو سلول، که سلول اول در بالاترین نقطه و سلول دوم در نقطه انتهایی یک لندفیل به طول و عرض ۶۰۰ m (مساحت 360000 m^2) در نظر گرفته شد و چگونگی پخش و انتقال آن در آبخوان با استفاده از مدل MTrDMS مورد بررسی قرار گرفت.

از آنجا که فرآیند انتشار - پخشیدگی و تأخیر اساس انتقال آلودگی در آب زیرزمینی محسوب می‌شود، در این پژوهش این دو فرآیند به صورت روزانه برای مدت ۸۰۰۰ روز در نظر گرفته شد. مبنای ۸۰۰۰ روز، معادل نزدیک به ۲۲ سال بر اساس به حداکثر رسیدن غلظت آلاینده مطابق مقدار ثابت تعریف شده می‌باشد. در واقع ورود آلودگی به منابع آب زیرزمینی در اثر عواملی مانند حرکت همراه با جریان آب، پراکندگی در اثر پخش مکانیکی و پخش مولکولی، تأخیر در اثر جذب سطحی و تجزیه و کاهش در اثر واکنش‌ها انجام می‌گیرد (۳۲). به طور واضح‌تر میزان آلودگی در زمان و مکان یکسان نبوده و با در نظر گرفتن اثرات پخشیدگی و حرکت همراه با جریان حاصل می‌گردد. اثر اصلی این جذب، کاهش سرعت حرکت آلودگی بوده که توسط ضریب تأخیر تخمین زده می‌شود. اگر ضریب تأخیر زیاد شود، ضریب جذب بالا می‌باشد که منجر به تأخیر در حرکت آب زیرزمینی می‌شود (۳۳). با در نظر گرفتن موارد فوق، فرم کلی معادله حرکت آلودگی در آب‌های زیرزمینی به صورت رابطه (۱) تعریف می‌شود که این معادله مبنای فرآیندهای انتقال آب زیرزمینی در اغلب مدل‌های آب زیرزمینی از جمله MTrDMS می‌باشد (۳۴).

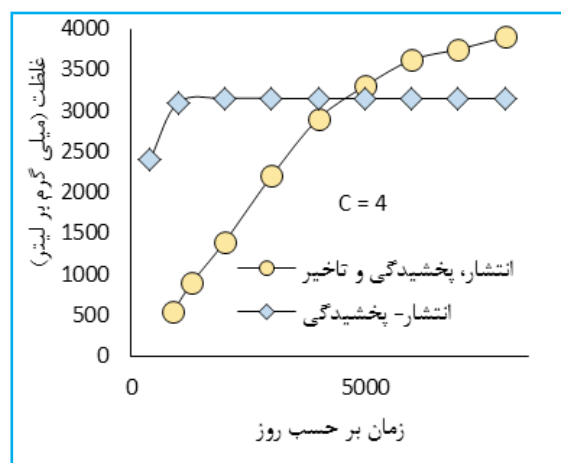
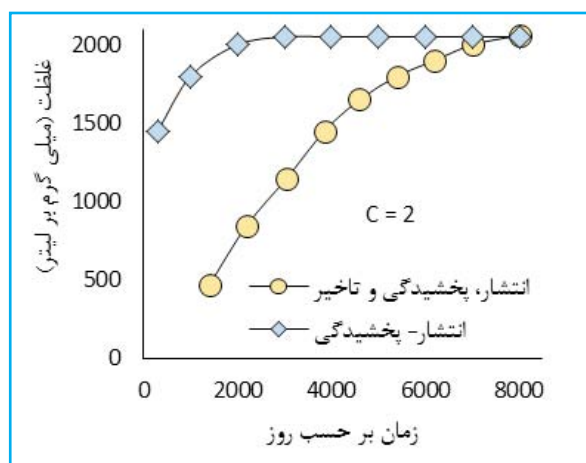
(۱)

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (C V_i) + \frac{q_s}{n} C' - \lambda \left(C + \frac{\rho_b}{n} \bar{C} \right) = R \frac{\partial C}{\partial t}$$

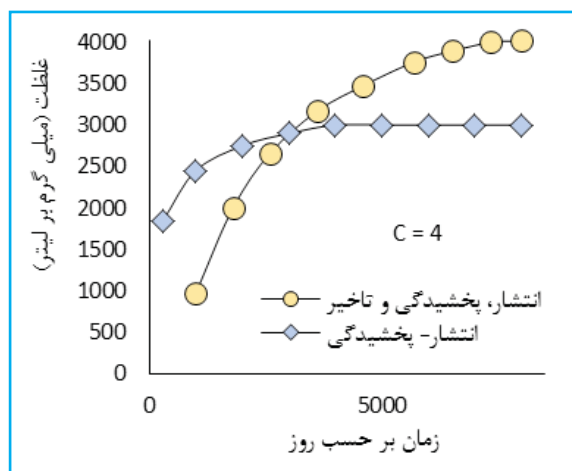
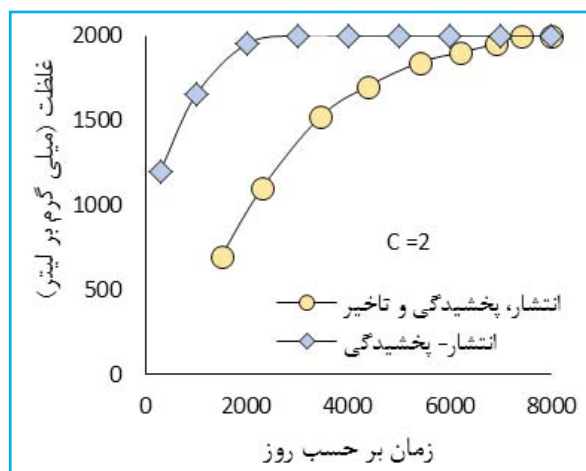
در این رابطه C غلظت آلودگی در فاز مایع، Dij ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی، Vi میانگین سرعت آب در جهت xi، qs تغییر حجم آب در واحد حجم در آبخوان، C' غلظت در منبع یا دریافت‌کننده جریان و n تخلخل متوسط خاک

می‌یابد تا اینکه نمودار غلظت در حالت پخشیدگی - انتشار را قطع می‌کند.

می‌دهد. برای هر شکل حالت پخش، انتشار و تأخیر در ابتدای لندفیل به دلیل نفوذ آلودگی و جذب توسط فاز جامد در آبخوان و انتقال آن به آب پس از اشباع شدن، روند انتقال آلودگی ادامه



شکل ۲. تغییرات غلظت آلودگی در زمان برای ابتدای لندفیل در شرایط نفوذ ۱/۵ cm بر روز



شکل ۳. تغییرات غلظت آلودگی در زمان برای ابتدای لندفیل در شرایط نفوذ ۳ cm بر روز

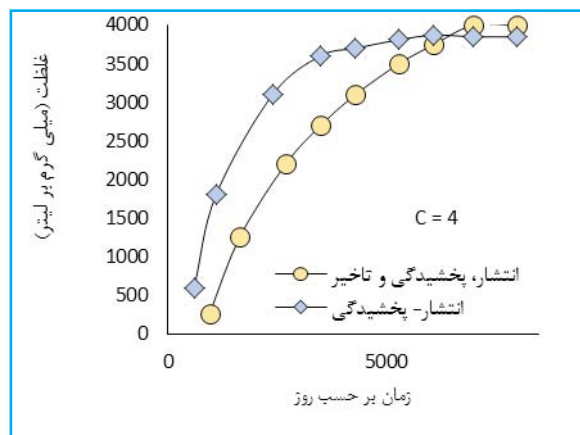
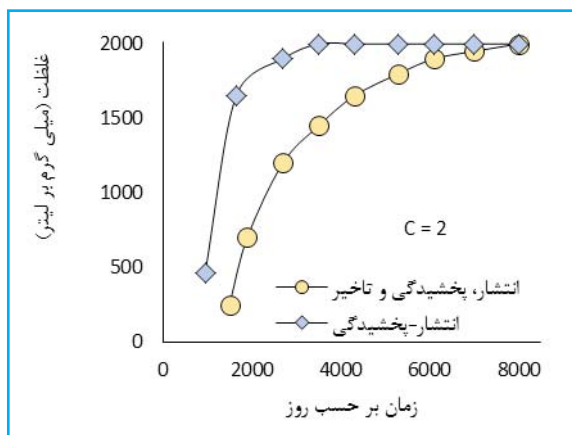
۱/۵ بر روز افزایش غلظت متوسط آلودگی از ۲ به ۴ g/l باعث افزایش ۳۴ درصدی غلظت در فرآیند انتشار و پخشیدگی شده است. به طور مشابه در شرایط نفوذ ۳ cm بر روز این مقدار ۵۷ درصد افزایش یافته است.

در فرآیند انتشار، پخشیدگی و تأخیر نسبت به حالت بدون تأخیر، روند افزایش غلظت در مدت زمان بیشتر و با شیب ملایم‌تری به تعادل می‌رسد. همچنین در شرایط نفوذ ۱/۵ cm بر روز و نزدیک به تعادل در فرآیند انتشار، پخشیدگی و تأخیر

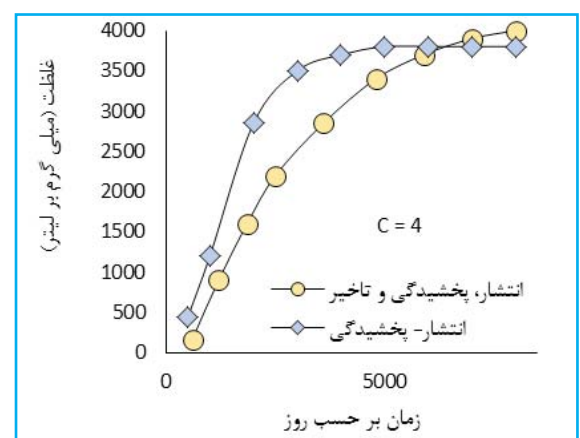
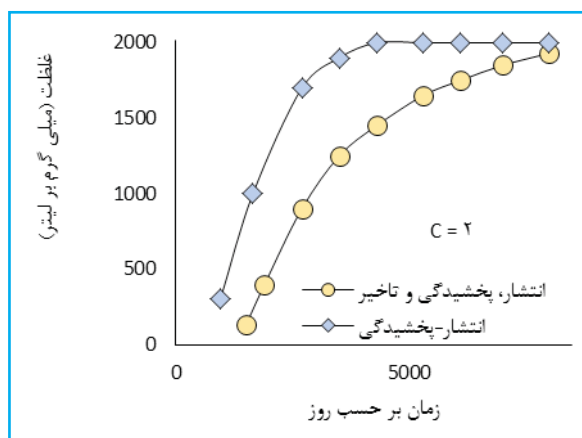
در ابتدای لندفیل با نفوذ شیرابه به آبخوان، ابتدا محیط جامد آبخوان آلوده و سپس با عبور جریان آب زیرزمینی از این محیط، آلودگی به آب منتقل شده و در تداوم نفوذ شیرابه به محیط متخلخل این روند تکرار می‌شود و حجم آب عبوری از این محیط را آلوده می‌سازد. در انتهای لندفیل نقش بخش جامد آبخوان در فرآیند آلودگی کم شده و در نهایت حداکثر غلظت شیرابه در حالت پخشیدگی، انتشار و تأخیر با حداکثر حالت پخش و انتشار مجانب می‌شود. برای ابتدای لندفیل در حالت شدت نفوذ ۳ cm

آلودگی اتفاق می‌افتد و در سال‌های بعد به ثبات می‌رسد. در حالت نفوذ با شدت 3 cm بر روز، شدت و میزان نفوذ شیرابه از لندفیل به آبخوان افزایش یافته و در طول ۲۲ سال روند افزایشی دارد. هرچند این روند افزایشی برای غلظت g/l ۲ در ۱۴ سال اول بیشتر و روند این افزایش در ۸ سال بعد کاهش می‌یابد و در غلظت 4 g/l روند افزایش غلظت در ۱۷ سال اول نسبت به ۵ سال بعد شیب بیشتری دارد. شکل ۴ و ۵ تغییرات غلظت آلودگی در قسمت انتهایی لندفیل می‌باشد، که نشان دهنده ورود آلودگی و روند افزایش آن در همان سال‌های اول می‌باشد. همچنین انتقال آلودگی در فرآیند انتشار و پخشیدگی نسبت به حالت با تأخیر در مدت زمان ثابت مقادیر بیشتری داشته و در مدت زمان کمتری به حالت تعادل رسیده است.

با افزایش دو برابری غلظت اولیه آلاینده، متوسط اختلاف غلظت پس از ۲۲ سال همچنان ۳۸ درصد بیشتر می‌باشد. این مقدار در حالت نفوذ 3 cm بر روز به ۴۹ درصد افزایش می‌یابد. تغییرات غلظت آلودگی در انتهای لندفیل برای شرایط نفوذ 1.5 cm بر روز فرآیند انتشار، پخشیدگی و تأخیر در غلظت 2 g/l با شیب ملایم افزایش می‌یابد و در غلظت 4 g/l نمودار حالت محدب داشته و روند افزایش غلظت پس از ۱۴ سال روند خطی به خود می‌گیرد. افزایش غلظت متوسط اولیه از ۲ به 4 g/l در طول ۲۲ سال غلظت آلودگی را ۳۴ درصد افزایش داده است. در هر دو غلظت مورد نظر، فرآیند انتشار و پخشیدگی در مدت زمان کمتری اتفاق افتاده و برای غلظت 2 g/l ، در ۴ سال اول و غلظت 4 g/l در ۹ سال اول، ۹۰ درصد روند افزایشی غلظت



شکل ۴. تغییرات غلظت آلودگی در طول زمان برای انتهای لندفیل در شرایط نفوذ 1.5 cm بر روز



شکل ۵. تغییرات غلظت آلودگی در طول زمان انتهای لندفیل در شرایط نفوذ 3 cm بر روز

بحث

روز با غلظت 0.24 g/l به محل مورد نظر می‌رسد و به مرور زمان غلظت آلودگی در آب افزایش می‌یابد. در بررسی فرآیند انتشار - پخشیدگی با تأخیر، نتایج پژوهش حاضر با نتایج مطالعه Alavidehkordi و همکاران (۲۰۱۷) مطابقت داشت. نتایج مطالعه آن‌ها نیز نشان دهنده تأثیر مکانیسم جذب و دفع سنگ دانه‌ها در آبخوان و پخش و انتشار آلودگی با ایجاد تأخیر بود که در نتیجه آن، روند افزایش غلظت آلودگی تا رسیدن به مقدار ثابت نسبت به حالت بدون تأخیر در مدت زمان بیشتری اتفاق می‌افتد.

نتیجه‌گیری

مدل MT^3DMS در شبیه‌سازی انتقال آلودگی از توانایی بالایی برخوردار بوده و قادر به شبیه‌سازی بر اساس فرآیندهای مختلف انتقال می‌باشد. همچنین احداث لندفیل بدون مکان‌یابی دقیق در منطقه مورد مطالعه، مهم‌ترین منبع تأمین آب را در معرض تهدید قرار می‌دهد؛ به‌طوری‌که حتی در شرایط نفوذ با شدت کم، آلودگی تنها در طی چند سال به آبخوان رسیده و در طی سال‌های بعد به غلظت آن اضافه می‌شود. حتی در صورت قطع جریان شیرابه به آبخوان، روند کاهش آلودگی چندین سال ادامه می‌یابد.

مقایسه تأثیر نرخ نفوذ شیرابه از $1/5$ به 3 cm بر روز در انتهای لندفیل برای هر دو فرآیند انتقال با تأخیر و بدون تأخیر در غلظت 2 g/l به مقدار ۴۰ و ۳۴ درصد بیشتر است و به‌طور مشابه این مقادیر در غلظت 4 g/l ، به میزان ۶۰ و ۶۳ درصد افزایش یافته است. در ابتدای لندفیل تنها عامل آلودگی، نفوذ شیرابه به آبخوان می‌باشد و با عبور جریان آب از این محیط، آلودگی به جریان آب منتقل می‌شود، اما در انتهای لندفیل علاوه بر نفوذ شیرابه از بالا و انتقال آلودگی به محیط آبخوان، جریان آلوده انتقال یافته در ابتدای لندفیل نیز بر شدت آلودگی می‌افزاید. همچنین افزایش دو برابری شدت نفوذ شیرابه به آبخوان به‌طور متناسب باعث افزایش غلظت آلودگی در ابتدای لندفیل می‌شود و حداکثر غلظت آلودگی در انتهای لندفیل را در مدت زمان کوتاه‌تری رقم می‌زند.

نتایج این پژوهش از نظر نرخ ثابت شدت نفوذ و تغییرات غلظت آلودگی نسبت به زمان، مطابقت بیشتری با پژوهش Mohammadi و همکاران دارد. پژوهش آن‌ها نشان داد اولین تماس ابر آلودگی فرضی با غلظت 5 g/l پس از ۱۵۱

References:

1. Driscoll F.G. Groundwater and Wells. 2th ed. Johnson Division, St Paul; 1986. P. 1089.
2. Omrani GH. Solid Waste. 1th ed. Islamic Azad University of Tehran; 1995. P. 188.
3. Glynn H. Environmental science and Engineering. 2th ed. United States Edition; 2004. P. 778.
4. Kiani Rad A, Investigation of the probability and range of leachate penetration in the new landfill site of Tehran. Master's thesis, Tehran University; 2005. (In Persian).
5. Ovaisi D, Saboor MR, Hosseini M, Performance anaerobic reactors UASB for treatment of Tehran Kahrizak landfill leachate. 9 th National Congress of Iranian Environmental health; October 2006, Esfahan, Iran; 28-30 (In Persian).
6. Vasanthi P, Kaliappan S, Srinivasaraghavan R. Impact of poor solid waste management on ground water. Journal of Environmental Monitoring and Assessment. 2008; 143(1-3): 227-383.
7. Tizaoui C, Bouselmi L, Mansouri L, Ghrabi A. Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. Journal of Hazardous Materials. 2007; 140: 316-324.
8. Tamson N, Nemanja M, Poul L. Application of a contaminant mass balance method at an old landfill to assess the impact on water resources. Journal of Waste Management 2012; 32: 2406
9. Zyadah MA, Abdel-Baky T. E. Toxicity and bioaccumulation of copper, zinc, and cadmium in some aquatic organisms. Journal of Bulletin of environmental contamination and toxicology. 2000; 64(5): 740-751.
10. Monavari M, Arbab P. Environmental evaluation in the municipal waste locations at Tehran province. Environmental science. 2006; 2(8): 1-8.
11. Alexis M, Troschinetz J, Mihelcic R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. Waste Management. 2009; 29(2): 915-923.
12. Salem Z, Hamouri K, Djemaa R, Allia K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. Desalination. 2002; 220(3): 108-114.

13. Islami H, Foroughiyan A. Application of Alkeno index in landfill location in Shoush city. *Two Quarterly Journal of Water Engineering*. 2015; 87-95.
14. Abdoli M.A. Manat Zayad Management System, Control Methods, Waste Recycling and Conversion Organization. Tehran; 1993. P. 253.
15. UNEP. Landfill of Hazardous Industrial Wastes, A Training Manual; 1993, IE/PAC.
16. Chopangles G, Thyssen H, Widgeley S. Comprehensive Waste Management. 2009. First Edition, Khanjaran Publications.
17. Pourahmad A, Habibi K, Zahraie M, Nazari Adli S. Using fuzzy algorithms and GIS for urban equipment location, Case Study: Landfill of Babolsar City. *Environment Journal*. 2007; 4(2): 31-42.
18. Christensen R. Landfilling of waste: Leachate, , ELSEVIER SCIENCE Publishers, UK; 1992
19. Nagar BB, Mirza UK. Hydrogeological Environmental Assessment of Sanitary Landfill Project at Jammu City, India. *Electronic Green Journal*. 2002; 1(17): 28-36.
20. Kakaie K, Riyahi Bakhtiari A. Gholamalifard, M. Risk Assessment of Ground Waters Pollution by Heavy Metals of Hamadan Landfill Leachate and appropriate cover Recommendation. *Iranian Journal of Research in Environmental Health Autumn*. 2016; 2(3): 221-227.
21. Motamedi M, Kishkani N, Gholignadeh M, Hataminejad H. Geographic Survey on Urban Waste Landfill Location, Case Study of Farooj City. *Journal of Geographic Informatio*. 2015; 23(90): 106-112. (In Persian).
22. Asadi Sh, Gholamalifard G. Criteria Conformity and Environmental Impact Assessment in Qaemshahr Landfill using Leopold Matrix and RIAM. *Iranian Journal of Research in Environmental Health*. 2015; 1(3): 193-206. (In Persian).
23. Kakaie K, Riyahi Bakhtiari A. Investigation Status of Solid Waste landfill by Method of Rapid Impacts Assessment Matrix in Environmental Impact (RIAM) in Hamadan. *Iranian Journal of Research in Environmental Health*. 2016; 2 (2): 173-181. (In Persian).
24. Nakhaei M, Naseri H.R, Amiri V. Modeling of transmission of pollution caused by leakage of landfill in Rasht. *Journal of Advanced Applied Geology*. 2013; 3(1): 69-82. (In Persian).
25. Zamzam A, Rahnama M.B. Groundwater quality assessment with MT3DMS math model, case study of Rafsanjan aquifer. *Iranian Journal of Research*. 2013; 6(10): 203-208.
26. Mohammadi Z, Askari R, Vesali Z, Keshavarz F. Groundwater quality assessment with MT3DMS model, Case Study of Arsanjan Plain and Functions in Fars Province. *International Jurnal of Analytical research Water resources and development*. 2016; 3(1): 191-198 (In Persian).
27. Alavidehkordi S.K, Asadilor M, Khodabakhshi A. Modeling of Heavy Metal Transfer of Landfill Layers to Shahrekord Groundwater Aquifer Using MT3DMS and GIS, International 2th Conference on Geography. 2017; Ardabil, Iran (In Persian).
28. Azizi M, Khashei Sivaki A, Dastorani M. Evaluation of Groundwater Pollution Caused by Leakage of Leachate Produced Landfill using Numerical Model. *Iranian Journal of Research in Environmental Health*. Autumn 2017; 3(3): 187-197. (In Persian).
29. Zheng C, Bennett G. D. Applied Contaminant Transport Modeling Second Edition, New York, John 2002, Wiley & Son.
30. Zheng C, Wang P.P. MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems, Documentation and User's Guide, Department of Geological Sciences, University of Alabama, 1999; P. 202.
31. Zheng C. Recent developments and future directions for MT3DMS and related transport codes. *Groundwater*. 2009; 47(2) 620-625.
32. Mohammadi K, Mousavizadeh M.H, Kahawita R. An Experimental Investigation of Infiltrating Organic Spill in a Variably Saturated Soil. Prepared foe presentation at the SPE 13 th Middle East oil show and conference in Bahrain, 5-8 April. 2003.
33. Fetter C.W. Applied Hydrogeology. 3th ed. Macmillan College Publishing Company , New York; 1994. P. 488.
34. Jokarnisar, V. 2003. Investigating and estimating the amount of nitrate transport from absorbent wells to groundwater level in Tehran. Master's thesis of Sharif University of Technology Bibourdi M. Soil physics, Fifth Edition. 5th ed. Tehran University Press; 1994, P. 676.
35. Bibourdi M. Soil physics, Fifth Edition. 5th ed. Tehran University Press; 1994, P. 676.
36. Xu M.J, Eckstein Y. Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field-scale. *Jurnal of Ground Water Resours*, 1995; 33(6): 905-908.