

## Modeling Surface and Ground Water Hyporheic Zone Using MODFLOW, MT3D and RT3D Models

FATEMEH YOUSEFI KURIJANI<sup>1</sup>, SOMAYE JANATROSTAMI<sup>1\*</sup>, KOUROSH MOHAMMADI<sup>2</sup>

1. Department of Water Engineering, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran.

2. Hydrogeologist and Groundwater Modeller, Arcadis Canada, Toronto, Canada.

(Received: July. 29, 2019- Revised: Feb. 9, 2020- Accepted: Feb. 19, 2020)

### ABSTRACT

Hyporheic zone is an active area that groundwater and surface water are mixed together in that zone. Any existing contamination in the surface water can be transferred to groundwater through this zone. In this research, the hyporheic zone beneath Zarjoob River and above Foomanat Aquifer was investigated by modeling to understand the impact of river on groundwater quality. For this purpose, three stations and three nearby groundwater wells were selected and water samples were collected in Year 2006-2007. The hyporheic zone was modeled for TDS as conservative parameter and NO<sub>3</sub> as non-conservative parameter. MODFLOW and MT3D were used to simulate TDS in the hyporheic zone in two seasons; the agricultural season and non-agricultural season. The results showed that the hyporheic zone in non-agricultural season is 20 m far from the river, while in the agricultural season it was significantly less than 20 m. The results also showed that the reduction rate of TDS in agricultural season was more than that in non-agricultural season. This could be due to more groundwater use and increase in groundwater flow velocity. In the next step, NO<sub>3</sub> was simulated using MODFLOW and RT3D. The simulation was carried out for two scenarios; with and without biodegradation. The results showed that without considering biodegradation, the hyporheic zone would extend to 25 m far from the river while with biodegradation it would be reduced to 20 m.

**Keywords:** Aquifer, River, TDS, NO<sub>3</sub>.

---

\* Corresponding Author's Email: [janatrostami@guilan.ac.ir](mailto:janatrostami@guilan.ac.ir)

## مدل‌سازی ناحیه اختلاط آب سطحی و زیرزمینی با استفاده از مدل‌های MODFLOW، MT3D و RT3D

فاطمه یوسفی کوریجانی<sup>۱</sup>، سمیه جنت‌رستمی<sup>\*</sup>، کورش محمدی<sup>۲</sup>

۱. گروه مهندسی آب، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران.

۲. هیدروژئولوژی و مدل‌سازی آب زیرزمینی، شرکت آرکادیس کانادا، تورنتو، کانادا.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۵/۷ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۸/۱۱/۲۰ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۱۱/۳۰)

### چکیده

ناحیه‌ی اختلاط منطقه‌ی فعالی است که در آن آب‌های زیرزمینی و سطحی مخلوط می‌شوند و از این طریق، آلاینده‌های موجود در آب‌های سطحی به آب‌های زیرزمینی منتقل می‌شوند. در مطالعه حاضر به نقش ناحیه اختلاط رودخانه زرجوب و آبخوان فومنتات و بررسی تأثیر آن بر کیفیت آب زیرزمینی از طریق مدل‌سازی پرداخته شده است. برای رسیدن به این هدف، در سال آبی ۹۶-۱۳۹۵، از سه نقطه در رودخانه زرجوب و سه حلقه چاه در اطراف رودخانه زرجوب نمونه‌برداری انجام شد. در ادامه، ناحیه اختلاط برای دو پارامتر غیرواکنشی (TDS) و واکنشی ( $\text{NO}_3$ ) مورد بررسی قرار گرفت. هنگامی که هدف تعیین ناحیه اختلاط پارامتر TDS بود با تغییر غلظت TDS رودخانه و استفاده از مدل‌های MODFLOW و MT3D رفتار آبخوان در مجاورت رودخانه زرجوب در دو فصل زراعی و غیرزراعی بررسی شد. نتایج نشان داد که ناحیه اختلاط در فصل غیرزراعی در فاصله ۲۰ متری از رودخانه است. در حالی که این فاصله در فصل زراعی به طور قابل‌توجهی کمتر از ۲۰ متری از رودخانه قرار می‌گیرد. همچنین ارزیابی غلظت TDS آب زیرزمینی در دو فصل نشان داد که غلظت TDS در فصل زراعی کاهش بیشتری نسبت به فصل غیرزراعی دارد که این می‌تواند به دلیل افزایش بهره‌برداری از آبخوان و سرعت بالاتر حرکت آب زیرزمینی در فصل زراعی باشد. سپس، برای تعیین ناحیه اختلاط پارامتر  $\text{NO}_3$  از مدل‌های MODFLOW و RT3D استفاده شد. در این بخش برای تعیین اثر فعالیت‌های میکروبی، مدل در دو حالت اجرا شد. نتایج نشان داد که در حالت بدون اعمال تجزیه زیستی در ناحیه اختلاط، این ناحیه در فاصله ۲۵ متری از رودخانه قرار می‌گیرد. در حالی که در حالت اعمال تجزیه زیستی، ناحیه اختلاط در فاصله کمتر از ۲۰ متر قرار می‌گیرد.

واژه‌های کلیدی: آبخوان، رودخانه، TDS،  $\text{NO}_3$ .

### مقدمه

سطحی و زیرزمینی در مکان‌هایی که رودخانه و آبخوان در مجاورت یکدیگر قرار دارند، انجام شده است، نشان می‌دهد که کیفیت آب زیرزمینی به خصوص در آبخوان‌های کم‌عمق تا حد زیادی وابسته به کیفیت آب سطحی است (Costa et al., 2016; Marie et al., 2014; Martin et al., 2006; Mostaza-Colado et al., 2018; Ondeck et al., 2018; Tian et al., 2015; Triana et al., 2016; Saba et al., 2010). بنابراین، از آنجا که منابع آب‌های سطحی بیش‌تر در معرض پارامترهای مختلف قرار دارند، حفاظت کیفی آب رودخانه‌ها و بررسی منابع این پارامترها ضروری است. تبدلات بین آب‌های سطحی و زیرزمینی نقش مهمی در فرآیندهای هیدرولوژیکی ایفا می‌کنند (Zhang et al., 2017). جریان‌های سطحی به سیستم آب زیرزمینی مجاور و یا زیرین خود متصل هستند و آب در مقیاس‌های بستر رودخانه، بازه رودخانه و حوضه آبریز جابه‌جا می‌شود. آب زیرزمینی به کانال‌های آب سطحی تخلیه می‌شوند و جریان‌های سطحی به آب‌های

منابع آب قابل برداشت به دو گروه آب‌های سطحی و زیرزمینی تقسیم می‌شوند که در چرخه هیدرولوژیکی مؤلفه‌های جداگانه‌ای نیستند و از لحاظ کیفی و کمی یکدیگر را تحت تأثیر قرار می‌دهند. با توجه به سطح آب سطحی و آب زیرزمینی، جهت جریان و آلاینده‌های ورودی اغلب ثابت نمی‌باشد و ممکن است در طول زمان تغییر کند (Spanoudaki et al., 2009). به‌طور کلی، مدیریت صحیح و منطقی منابع آب، نیازمند شناخت ارتباط متقابل منابع آب سطحی و زیرزمینی می‌باشد (Winter, 1998). در دهه‌های اخیر محدودیت منابع آب‌های سطحی، افزایش پمپاژ سفره‌های آب زیرزمینی و همچنین بالا رفتن غلظت آلاینده‌ها در سیستم‌های منابع آب سطحی و زیرزمینی به یک مسئله‌ی جدی زیست‌محیطی تبدیل شده است (Bailey et al., 2015). مطالعاتی که در زمینه ارزیابی کیفی پارامترهای مختلف منابع آب‌های

تحلیلی و مدل‌سازی عددی برای تخمین تبادلات این ناحیه مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Cardenas, 2015). به عنوان مثال، Storey *et al.* (2003) با استفاده از MODFLOW عوامل کنترل جریان‌های تبادل ناحیه اختلاط و تغییرات فصلی آن‌ها را در بخش کم‌عمق رودخانه مورد بررسی قرار دادند. Kasahara and Wondzell (2003) شارهای ناحیه اختلاط و زمان ماندگاری را در رودخانه‌های کوهستانی برآورد کردند و اثرات نسبی ویژگی‌های مختلف زمین‌شناسی را در این ناحیه بررسی کردند. Boano *et al.* (2014) تصویر جامعی از رویکرد مدل‌سازی استفاده شده در شبیه‌سازی فرآیندهای فیزیکی و بیوژئوشیمی ناحیه اختلاط در مقیاس‌های مختلف ارائه داده‌اند. مدل‌های جریان آب زیرزمینی، اثر تبادلات اختلاط را در جایی که تبادل اتفاق می‌افتد و زمان ماندگاری و نرخ شار در ناحیه اختلاط را شبیه‌سازی می‌کند. Lautz and Siegel (2006) برای شبیه‌سازی نواحی اختلاط در اطراف مسیرهای موجود در امتداد یک رودخانه از مدل MODFLOW و MT3D<sup>1</sup> استفاده کردند. نتایج مدل‌سازی آن‌ها نشان داد که حرکت آب‌های سطحی در ناحیه اختلاط عمدتاً روند افقی دارد و همچنین نشان داد که موانع موجود در مسیر جریان نقش مهمی در هدایت آب سطحی به آب زیرسطحی دارد که باعث ایجاد بیش‌ترین میزان شار آب در سراسر بستر جریان و ایجاد مناطق اختلاط با دو برابر سطح مقطع عرضی نسبت به دیگر مناطق اختلاط می‌شود.

به طور کلی، منابع اصلی و علل آلودگی آب سطحی و زیرزمینی را می‌توان به انواع شهری، صنعتی و کشاورزی تقسیم کرد. یکی از مسائل و مشکلات در زمینه منابع آب در استان گیلان انواع آلودگی‌هاست که کیفیت منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی را به‌ویژه در مناطق مرکزی استان شدیداً مورد تهدید قرار داده است. آلودگی‌های ناشی از عملیات کشاورزی مانند کوددهی و سم‌پاشی که مواد شیمیایی و سمی توسط آبیاری وارد رودخانه و توسط آبشویی از خاک وارد آب زیرزمینی می‌شوند. علاوه بر آن صنعت استان گیلان نیز افزایش یافته است و شهرک‌های صنعتی بسیاری در این استان احداث شده است، که اکثر آن‌ها فاقد سیستم تصفیه پساب هستند و وارد رودخانه‌ها و آب زیرزمینی می‌شوند. بنابراین، با توجه به تنوع آلاینده‌های موجود در رودخانه زرجوب به عنوان یکی از آلوده‌ترین رودخانه‌های شهر رشت واقع در استان گیلان، در این مطالعه رفتار این رودخانه و آبخوان فومنت در برابر TDS و نیترات به عنوان نماینده آلاینده‌های واکنشی و غیرواکنشی مورد بررسی قرار گرفت. برای مدل‌سازی

زیرزمینی زیرین و مجاور وارد می‌شوند (Harvey and Fuller, 1998; Winter, 1998)، جریان آب از بستر رودخانه می‌گذرد و به سمت پایین بستر حرکت می‌کند، در آنجا جریان اشباعی را تشکیل می‌دهد که می‌تواند دوباره به جریان سطحی برگردد، این جریان اشباع به عنوان پدیده‌ای در ناحیه اختلاط تعریف می‌شود. ناحیه اختلاط، منطقه‌ای فعالی است که در آن آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی مخلوط می‌شوند و از این طریق، آلاینده‌های موجود در آب‌های سطحی به آب‌های زیرزمینی منتقل می‌شوند. این اختلاط، با ایجاد شرایط منحصر به فرد بیوژئوشیمی می‌تواند مقادیر پارامترهایی که از بالادست رودخانه به آب زیرزمینی وارد می‌شوند را کاهش دهد. مناطق اختلاط، می‌تواند زیستگاه و پناهگاه موجودات ریزی مانند میکروارگانیسم‌ها و میکروب‌ها باشد (Hester *et al.*, 2016). ناحیه اختلاط آلاینده‌های انسانی (مانند نیترات) را حذف می‌کند و نقش اساسی در حفظ کیفیت آب شیرین دارد. از این رو، اندازه‌گیری ظرفیت ناحیه اختلاط برای کاهش آلاینده‌ها و تغییرات مکانی و زمانی آن، برای کنترل کارآمد آلودگی‌های انسانی در مناطق ناپایدار رودخانه و آبخوان دارای اهمیت است (Meghdadi and Javar, 2018). تعیین درست ناحیه اختلاط یکی از موضوعات مهم و مؤثر در شناخت ارتباط بین جریان سطحی و زیرزمینی است. در حال حاضر، به دلیل تقاضای بالای انرژی و هزینه‌های مربوط به تصفیه آب‌های زیرزمینی آلوده، یافتن یک راهکار کارآمد و مقرون به صرفه برای احیای آب زیرزمینی آلوده امری ضروری است. بنابراین برای جلوگیری و مدیریت آلودگی آب‌های زیرزمینی، تعریف ناحیه اختلاط از اهمیت زیادی برخوردار است (Kim *et al.*, 2014). از روش‌های مورد استفاده برای بررسی و توصیف ناحیه اختلاط می‌توان روش پیرومترهای جریان، نشت‌سنجی، چاه‌های پایش سیلاب، اندازه‌گیری بخار، آزمایش برای تعیین خواص هیدرولوژیکی رسوبات اشباع، مطالعات ردیابی، رسم توزیع ارتفاع سطح ایستابی و جهت جریان، نمونه‌برداری از ترکیبات زیستی و ژئوشیمیایی، مدل‌سازی مکان و میزان تبادل آب را نام برد (Buss *et al.*, 2009). یکی از بهترین و ساده‌ترین روش‌ها برای بررسی و مشخص کردن ناحیه اختلاط، استفاده از روش مدل‌سازی است (Woessner, 2017). Boano *et al.* (2014) بررسی جامعی از روش‌های مدل‌سازی برای نمایش فرآیندهای فیزیکی و بیوژئوشیمی واقع در ناحیه اختلاط در مقیاس‌های بستر، بازه رودخانه و حوضه آبریز انجام دادند. به طور کلی، تاکنون مدل‌های فیزیکی آزمایشگاهی و آزمایش‌های فیلوم، راه‌حل‌های

غربی‌ترین حد محدوده و رودخانه پیربازار در جنوبی‌ترین بخش محدوده قرار دارند. با توجه به گزارش‌های آب منطقه‌ای استان گیلان، وسعت محدوده مطالعاتی فومنات برابر ۳۸۲۸/۸ کیلومترمربع است که ۲۰۲۷/۳ کیلومترمربع (۵۳ درصد) آن را دشت و ۱۸۰۱/۵ کیلومترمربع (۴۷ درصد) ارتفاعات تشکیل می‌دهند. ارتفاع بلندترین نقطه محدوده برابر ۳۱۵۰ متر و پست‌ترین نقطه برابر ۲۶- متر می‌باشد. متوسط ارتفاع در بخش ارتفاعات برابر ۱۰۰۸/۳۶ متر و در بخش دشت برابر ۱۱/۶ متر نسبت به دریای آزاد می‌باشد.

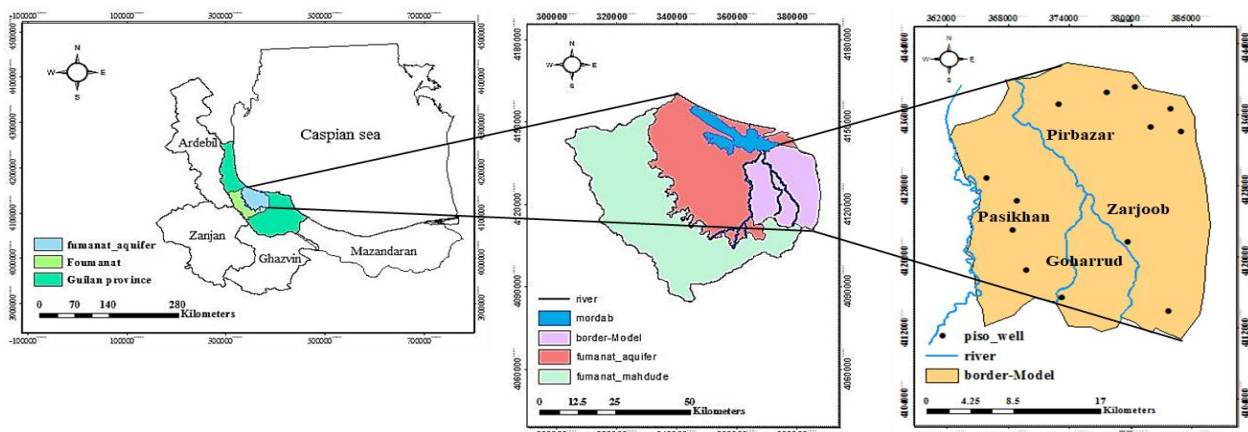
به دلیل نقش قابل توجه رودخانه زرجوب در کیفیت آب زیرزمینی، بخش شرقی آبخوان فومنات که رودخانه زرجوب در آن واقع شده است، به عنوان منطقه مورد مطالعه انتخاب شد (شکل ۱). رودخانه زرجوب از کوه‌های رضالو با ارتفاع ۶۳۰ متر و میان‌خاله با ارتفاع ۶۹۰ متر سرچشمه می‌گیرد. این رودخانه قبل از رسیدن به شهر رشت، سیاه‌رود و در حین عبور از این شهر، زرجوب نامیده می‌شود. در انتهای شهر رشت، رودخانه گوهررود (رود لاکان) به رودخانه زرجوب می‌پیوندد و رودخانه پیربازار را تشکیل می‌دهند، که در نهایت به تالاب انزلی می‌ریزد. در حال حاضر رودخانه زرجوب مجموعه‌ای از آلودگی‌های ناشی از فاضلاب کشاورزی، صنعتی و شهری را به همراه خود وارد تالاب انزلی می‌کند که توسعه صنعت، شهرنشینی افزایش جمعیت، در کمیت کیفیت آلودگی‌ها منابع طبیعی نقشی اساسی داشته است (Ghodrati et al., 2007).

رفتار و انتقال TDS، از مدل MT3D استفاده شد، اما برای مدل‌سازی رفتار نیترات، به دلیل اینکه این مدل نمی‌تواند واکنش‌های شیمیایی مانند فرآیندهای ژئوشیمیایی و یا بیولوژیکی را شبیه‌سازی کند از مدل انتقال واکنشی آب زیرزمینی<sup>۱</sup> (RT3D) استفاده شد. مدل‌های MT3D و RT3D برای شبیه‌سازی انتقال املاح در سیستم آبخوان، مقادیر ارتفاع بار هیدرولیکی (سطح ایستابی) و سرعت جریان آب زیرزمینی را از مدل MODFLOW دریافت می‌کنند. بنابراین در این مطالعه با توجه به بررسی‌های انجام شده، سعی شد با استفاده از مدل‌های شبیه‌سازی MODFLOW، MT3D و RT3D ارتباط کیفی آبخوان فومنات و رودخانه زرجوب واقع در استان گیلان بررسی شود و به منظور اتخاذ تصمیم‌گیری‌ها و مدیریت مؤثر در منطقه، ناحیه اختلاط آن در دو حالت آلاینده‌های واکنشی و غیرواکنشی شناسایی شد.

## مواد و روش

### موقعیت منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی فومنات در شمال ایران و در استان گیلان قرار دارد (شکل ۱). این محدوده از شمال به تالاب انزلی و دریای خزر، از شرق به محدوده مطالعاتی آستانه-کوچصفهان، از جنوب و غرب از طریق خط الرأس ارتفاعات تالش با محدوده‌های مطالعاتی طارم-خلخال و تالش مجاورت پیدا می‌کند. رودخانه چافرود در شمال



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

و اثر آن بر آبخوان، یک نقطه در بالادست رودخانه زرجوب و یک نقطه در پایین‌دست رودخانه انتخاب شد. دو حلقه چاه پیلهدارین در نزدیکی رودخانه و چاه احمدگوراب در فاصله دورتر نسبت به رودخانه برای نمونه‌گیری از آبخوان فومنات انتخاب شدند. دلیل

برای اندازه‌گیری کیفیت رودخانه و آبخوان، شش نقطه نمونه‌برداری (سه نمونه آب سطحی و سه نمونه آب زیرزمینی) در ماه‌های فروردین، اردیبهشت، خرداد، تیر، شهریور و آذر سال آبی ۹۶-۱۳۹۵ انتخاب شد. برای درک بهتر تغییرات کیفیت رودخانه

تخلیه/تغذیه) می تواند برای مدل های انتقال املاح مانند MT3D (Alizadeh *et al.*, 2017; Rahmawati *et al.*, 2013)، MT3DMS (Mao *et al.*, 2006; Prommer *et al.*, 2003) RT3D (Bailey *et al.*, 2014, 2013; Huang *et al.*, 2008) PHT3D (Appelo and Rolle, 2010; Prommer *et al.*, 2003) نیز استفاده شود.

### MT3D

نسخه های مختلف کد MT3D به طور معمول در مدل سازی انتقال آلاینده و مطالعات ارزیابی پایه کیفی استفاده می شوند. MT3D مجموعه ای جامع از گزینه ها و قابلیت هایی برای شبیه سازی انتقال همرفت، پخشیدگی<sup>۱</sup>، انتشار<sup>۲</sup> و واکنش های شیمیایی<sup>۳</sup> آلاینده ها در سیستم آب زیرزمینی تحت شرایط هیدروژئولوژیکی مختلف دارد (Zheng *et al.*, 2012). MT3D می تواند تغییرات غلظت آلودگی های آب زیرزمینی را با توجه به پخشیدگی، انتشار و برخی واکنش های شیمیایی اولیه، با انواع مختلف شرایط مرزی و منابع یا مخازن خارجی شبیه سازی کند (Zheng *et al.*, 2001). معادله دیفرانسیل جزئی مورد استفاده در کد MT3D به صورت رابطه (۲) آورده شده است:

(رابطه ۲)

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

که در این معادله،  $\theta$ ، تخلخل؛  $C$ ، غلظت ماده حل شونده  $[ML^{-3}]$ ؛  $t$ ، زمان  $[T]$ ؛  $X_{i,j}$ ، فاصله  $[L]$ ؛  $D_{i,j}$ ، ضریب پخشیدگی هیدرودینامیکی  $[L^2 T^{-1}]$ ؛  $v_i$ ، سرعت نشسته آب یا سرعت متوسط آب در محیط متخلخل  $[LT^{-1}]$ ؛  $q_s$ ، جریان حجمی آب در واحد حجم آبخوان  $[T^{-1}]$ ؛  $C_s$ ، غلظت املاح ورودی یا خروجی  $[ML^{-3}]$ ؛  $\sum R_n$ ، عبارت واکنش های شیمیایی  $[ML^{-3} L^{-1}]$  می باشند. پارامتر سرعت، که در معادله (۲)، همان سرعت انتقال املاح می باشد، از مقادیر ارتفاع بارهای هیدرولیکی (خروجی کد MODFLOW) محاسبه می شود.

### RT3D

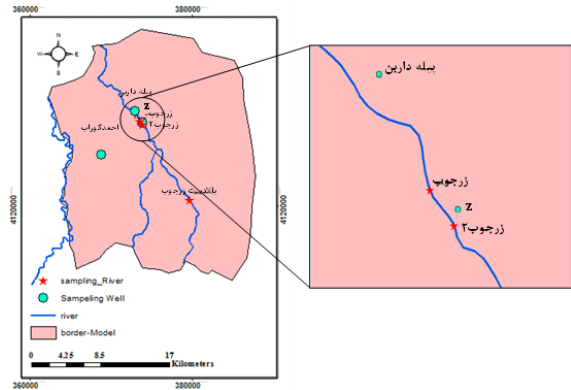
معادلات ماکروسکوپی توصیف کننده انتقال املاح فاز جامد و مایع برای یک سیستم چندبعدی با عنوان معادله  $ADR^{\Delta}$  به صورت زیر نوشته می شود (Clement *et al.*, 1998):

$$\frac{\partial C_k}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial C_k}{\partial x_j} \right) + \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C_k) + \frac{q_s}{n} C_{s_k} + r_c \times r_a + r_d \quad (3 \text{ رابطه})$$

$$k = 1, 2, \dots, n$$

$$\frac{d\bar{C}_l}{dt} = \bar{r}_c + r_a - r_d \quad l = 1, 2, \dots, (n - m) \quad (4 \text{ رابطه})$$

تفاوت فاصله چاه ها از رودخانه، بررسی اثر رودخانه در فواصل مختلف آبخوان می باشد و برای مشخص کردن ناحیه اختلاط و درک بهتر اثر آن، یک نقطه دیگر در رودخانه و در نزدیکی آن یک چاه به نقاط دیگر اضافه شد. همچنین دو نقطه نمونه برداری چاه Z از آب زیرزمینی و نقطه زرجوب از رودخانه در نزدیکترین فاصله ممکن از یکدیگر نیز انتخاب شد (شکل ۲).



شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه برداری شده

### MODFLOW

با توجه به قانون بقای جرم و حرکت آب زیرزمینی، معادله حاکم بر جریان آب زیرزمینی به صورت معادله دیفرانسیل جزئی مرتبه دوم به دست می آید. این معادله در شرایط ناپایدار، غیرهمگن و سه بعدی به صورت رابطه (۱) آورده شده است (Ahlfeld and Mulligan, 2000):

$$T_{xx} \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + T_{yy} \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + T_{zz} \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = S \frac{\partial h}{\partial t} \pm R(x, y, z) \quad (1 \text{ رابطه})$$

در این معادله،  $h$ ، ارتفاع بار هیدرولیکی  $[L]$ ؛  $\alpha$ ،  $\gamma$  و  $z$  جهت های جریان؛  $t$ ، زمان  $[T]$ ؛  $T_{xx}$ ،  $T_{yy}$  و  $T_{zz}$ ، ضرایب قابلیت انتقال آبخوان در جهت های  $x$ ،  $y$  و  $z$   $[LT^{-1}]$ ؛  $k$ ، ضریب ذخیره و  $R(x, y, z)$ ، منبع تغذیه (علامت مثبت) یا تخلیه (علامت منفی) است. برای محاسبه جریان آب زیرزمینی از کد MODFLOW (Harbaugh, 2005) استفاده می شود. MODFLOW، یک مدل فیزیکی، سه بعدی است که قابلیت شبیه سازی های پایدار و ناپایدار آبخوان های آزاد، تحت فشار و آزاد-تحت فشار را دارد. این کد، معادله حاکم بر جریان آب زیرزمینی را بر اساس روش تفاضل های محدود حل می کند. در این راستا، آبخوان به سلول های کوچکتری شبکه بندی می شود، به طوری که، فرض می شود خصوصیات آبخوان در هر سلول یکنواخت است.

لازم به ذکر است که نتایج شبیه سازی MODFLOW (ارتفاع بار هیدرولیکی، نرخ جریان آب زیرزمینی و نرخ

### روش کار

برای تهیه مدل جریان آب زیرزمینی با استفاده از MODFLOW، ابتدا مدل مفهومی منطقه با استفاده از نقشه زمین‌شناسی منطقه، محدوده مورد مطالعه برای مدل‌سازی، مقادیر پارامترهای هیدروژئولوژیکی (هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه)، پارامترهای بیلان (چاه‌های بهره‌برداری و میزان تغذیه از سطح آبخوان)، توپوگرافی سطح بالایی و پایینی لایه آبدار، نقشه‌ی هم‌تراز سطح آب زیرزمینی و مرزهای ورودی و خروجی آبخوان تعیین شد. مرزهای شبیه‌سازی‌شده در این مدل شامل مرز بدون جریان برای مرزهای شرق و غرب مدل و مرزهای جریان وابسته به بار هیدرولیکی (شرایط مرزی کوشی) برای مرزهای ورودی و خروجی مدل بود. پس از تهیه مدل مفهومی، با توجه به وضعیت زمین‌شناسی، توپوگرافی، نقشه‌های هم‌تراز آب زیرزمینی، نقشه پهنه‌های آبی و وسعت منطقه مورد مطالعه، شبکه‌ای با سلول‌هایی به ابعاد ۱۰۰۰ متر در ۱۰۰۰ متر شامل ۲۵ سطر و ۳۲ ستون تهیه شد. در ادامه، اطلاعات جمع‌آوری‌شده در مدل مفهومی شامل مقادیر پارامترهای فیزیکی (ضخامت لایه آبدار، ضریب تخلخل و غیره) و هیدرودینامیکی (ضریب هدایت هیدرولیکی و قابلیت انتقال) آبخوان و همچنین مقادیر تغذیه (نفوذ ناشی از بارش و آب برگشتی ناشی از مصارف) و تخلیه از آبخوان (پمپاژ چاه‌ها) وارد مدل MODFLOW شد. پس از ورود همه داده‌های مورد نیاز مدل و اجرای مدل جریان آب زیرزمینی برای سال آبی ۹۵-۱۳۹۴، پارامترهای هدایت هیدرولیکی، مقادیر تغذیه و ضریب هدایت بستر رودخانه‌ها و زهکش‌ها به عنوان پارامترهای واسنجی انتخاب شدند که با تغییر آن‌ها در محدوده مجاز مقادیر نهایی به دست آمد. پارامتر هدایت هیدرولیکی نقش مهمی در واسنجی مدل داشت که مقدار آن در محدوده ۵/۲ تا ۱۶۹ متر بر روز با مقدار میانگین ۴۲ متر بر روز به دست آمد. پس از واسنجی مدل، صحت مدل واسنجی‌شده برای داده‌های سال آبی ۹۶-۱۳۹۵ بر اساس مقادیر ارتفاع بار هیدرولیکی مورد ارزیابی قرار گرفت. شایان ذکر است که برای شبیه‌سازی ارتباط هیدرولیکی رودخانه و آبخوان (مانند نرخ تغذیه آب زیرزمینی یا نرخ نشت از رودخانه) از بسته رودخانه MODFLOW استفاده شد. در این بسته، تبدلات حجمی آب بین رودخانه و آبخوان با استفاده از هدایت بستر رودخانه و قانون داری و با توجه به تراز سطح آب زیرزمینی و تراز سطح آب در رودخانه محاسبه می‌شود.

پس از تهیه مدل جریان آب زیرزمینی، برای تهیه مدل انتقال پارامتر TDS، از کد MT3D استفاده شد. اطلاعات ورودی مدل شامل شرایط مرزی و اولیه، تعیین روش انتقال همرفت، مقادیر ضریب انتشار و ضریب پخشیدگی طولی و نوسانات مقادیر

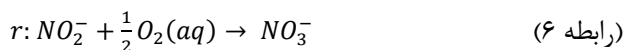
که در این معادلات،  $n = 1, 2, \dots, m$  تعداد کل اجزا؛  $m$ ، تعداد کل فاز آبی یا فاز دارای حرکت؛  $C_k$ ، غلظت فاز آبی  $k$  امین جزء  $[ML^{-3}]$ ؛  $\bar{C}_i$ ، غلظت فاز جامد برای امین جزء  $[MM^{-1}]$ ؛  $D_{ij}$ ، تانسور پخشیدگی هیدرودینامیکی  $[L^2T^{-1}]$ ؛  $v$ ، سرعت جریان آب زیرزمینی  $[LT^{-1}]$ ؛  $q_s$ ، شار حجمی آب در واحد حجم آبخوان به صورت منبع تغذیه و تخلیه  $[T^{-1}]$ ؛  $C_s$ ، غلظت تغذیه/تخلیه  $[ML^{-3}]$ ؛  $r_c$ ، نرخ واکنش است که مقدار گونه‌های حذف‌شده یا اضافه‌شده را توصیف می‌کند  $[ML^{-3}T^{-1}]$ ؛  $\bar{r}_c$ ، نرخ واکنش در فاز جامد  $[MM^{-1}T^{-1}]$ ؛  $r_d$ ، نرخ جذب  $[ML^{-3}T^{-1}]$  و  $r_d$ ، نرخ واجذب (یا جداسازی) که تغییرات جنبشی اجزای منتقل‌شده بین فازهای آبی و جامد را توصیف می‌کند  $[ML^{-3}T^{-1}]$ . در این معادله نیز سرعت انتقال از مقادیر ارتفاع بارهای هیدرولیکی به دست آمده از کد MODFLOW محاسبه می‌شود.

در این مطالعه، اکسیداسیون نیتريت با استفاده از سینتیک مرتبه اول مدل موند دوگانه در RT3D شبیه‌سازی می‌شود. معادله ADR در RT3D، فرآیند اکسیداسیون نیتريت و تبدیل آن به نیترات را به صورت رابطه (۵) حل می‌کند:

(رابطه ۵)

$$\frac{\partial C_{NO_3}}{\partial t} R_{NO_3} = -\frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C_{NO_3}) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial C_{NO_3}}{\partial x_j} \right) + \frac{q_s}{\theta} C_{sNO_3} + Y_{NO_3}^{NO_2} r$$

در این معادله، به دلیل ظرفیت جذب خیلی کم نیترات، از فرآیند جذب سطحی صرف‌نظر شده است، بنابراین فاکتور تاخیر،  $R_{NO_3}$ ، برابر با یک در نظر گرفته شده است. شایان ذکر است که فرآیند اکسیداسیون نیتريت و تبدیل آن به نیترات به صورت رابطه (۶) ارائه شده است (Reddy and Patrick, 1975).

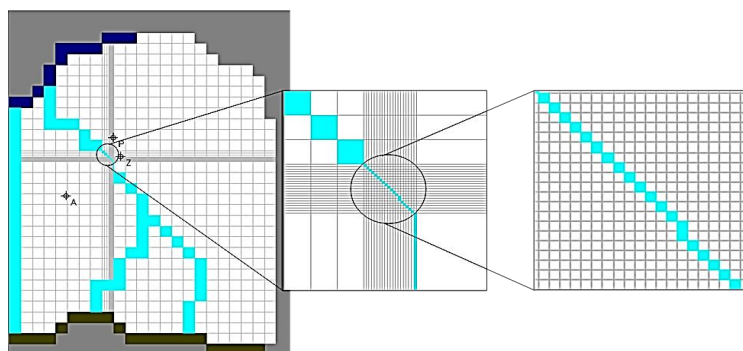


معادله سینتیک معادله فوق به صورت رابطه (۷) است:

$$r = \mu_{max} X \left[ \frac{k_b}{k_b + X} \right] \left[ \frac{C_{NO_2}}{K_{NO_2} + C_{NO_2}} \right] \left[ \frac{C_{O_2}}{K_{O_2} + C_{O_2}} \right] \quad (\text{رابطه ۷})$$

در این رابطه،  $r$ ، نرخ مصرف سوبسترای موردنیاز برای انجام واکنش اکسیداسیون نیتريت  $(ML^{-3}T^{-1})$ ؛  $\mu_{max}$ ، حداکثر نرخ مصرف سوبسترا برای انجام واکنش  $(T^{-1})$ ؛  $X$ ، غلظت باکتری‌های شرکت‌کننده در واکنش  $(ML^{-3})$ ؛  $k_b$ ، ثابت بازدارنده باکتری‌های اکسیدکننده نیتريت  $(ML^{-3})$ ؛  $K_{NO_2}$  و  $K_{O_2}$ ، ثابت‌های نیمه اشباع واکنش  $(ML^{-3})$  و  $C_{NO_2}$  و  $C_{O_2}$ ، غلظت‌های نیتريت و اکسیژن  $(ML^{-3})$  در واکنش می‌باشند. عبارت  $Y_{NO_3}^{NO_2} r$  در معادله (۵)، سینتیک واکنش تجزیه زیستی در RT3D است که  $Y_{NO_3}^{NO_2}$ ، نرخ سوبسترای دوم  $(NO_3)$  به سوبسترای اول  $(NO_2)$  است.

مدل در مرحله واسنجی تعیین شدند. همان طور که ذکر شد، در ناحیه اختلاط، دو منبع آب سطحی و زیرزمینی وجود دارد، که در این مطالعه با توجه به مطالعات Woessner 2000، Cardenas *et al.* 2004 و Lautz and Siegel 2006، برای تعیین ناحیه اختلاط و نرخ اختلاط دو منبع آب سطحی و زیرزمینی، یک غلظت اختیاری با توجه به محدوده غلظت پارامترهای TDS و  $NO_3$  در رودخانه زرجوب و غلظت صفر میلی گرم بر لیتر برای غلظت این پارامترها در آب زیرزمینی در نظر گرفته شد. برای افزایش دقت مدل سازی، مدل شبکه بندی شده به سلول های کوچکتری با اندازه سلول ۲۰ در ۲۰ متر و دو لایه با عمق ۱۷/۲۶ متر دوباره شبکه بندی شد (شکل ۳). به این ترتیب، ناحیه اختلاط در ۴۰۰ متر از طول رودخانه زرجوب برای دو پارامتر TDS و  $NO_3$  مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به اندازه گیری های انجام شده در این مطالعه، برای ارزیابی ناحیه اختلاط پارامتر TDS، غلظت این پارامتر برای بخش مشخص شده رودخانه برابر ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر و غلظت آب زیرزمینی برابر صفر در نظر گرفته شد. در ادامه، با توجه به مدل واسنجی شده MT3D، که برای شبیه سازی پارامتر TDS در آب زیرزمینی تهیه شد، مدل کیفی آب زیرزمینی برای دو ماه دی و خرداد به عنوان نماینده ماه های زراعی و غیرزراعی به مدت ۱۰ روز و با دوره تنش روزانه اجرا شد. پس از اجرای مدل کیفی، سلول هایی از مدل آب زیرزمینی که حداقل ۱۰ درصد غلظت جریان رودخانه (معادل ۵۰ میلی گرم بر لیتر) را پس از ۱۰ روز زمان انتقال دریافت کردند، به عنوان ناحیه اختلاط مشخص شدند (Lautz and Siegel, 2006).



شکل ۳- بازه ای از رودخانه برای بررسی ناحیه اختلاط

رودخانه، برابر ۱۰ میلی گرم بر لیتر در نظر گرفته شد و همانند مرحله قبل غلظت این پارامتر در آب زیرزمینی صفر میلی گرم بر لیتر فرض شد. در این بخش، از مدل واسنجی شده RT3D، که

TDS در زمان های مختلف است. مرزهای با غلظت صفر به عنوان شرایط مرزی مدل و توزیع اولیه مقادیر TDS در محدوده مدل سازی به عنوان شرایط اولیه مدل در نظر گرفته شد. همچنین با توجه به روش های موجود در MT3D، برای حل معادله انتقال همرفت از روش مشخصات<sup>۱</sup> (MOC) استفاده شد. مقادیر ضریب انتشار و ضریب پخشیدگی طولی نیز به عنوان پارامترهای واسنجی مدل در مرحله واسنجی تعیین شد. در ادامه، برای تهیه مدل انتقال واکنشی پارامتر نیترات از کد RT3D استفاده شد. اطلاعات ورودی این کد شامل نوع واکنش تجزیه زیستی، شرایط مرزی و اولیه، ضرایب انتشار و پخشیدگی طولی و به منظور واسنجی مدل مقادیر غلظت نیترات در زمان های مختلف است. با توجه به اینکه در این مطالعه، انتقال واکنشی تبدیل نیتريت به نیترات در حضور میکروارگانیسم های ناحیه اشباع خاک انجام می گیرد و رشد میکروارگانیسم ها از مدل موند پیروی می کند، بنابراین با توجه به بسته های واکنشی موجود در کد RT3D، مدل موند دوگانه به عنوان نوع واکنش برای مدل سازی این فرآیند انتخاب شد. شرایط مرزی و اولیه و پارامترهای هیدرودینامیکی و ثابت های سینتیک واکنش با توجه به داده های موجود در منطقه تعیین شد. مرزهای با غلظت صفر به عنوان شرایط مرزی مدل و توزیع اولیه مقادیر نیترات در محدوده مدل سازی به عنوان شرایط اولیه مدل در نظر گرفته شد. با توجه به روش های موجود در RT3D، برای حل معادله انتقال همرفت از روش مشخصات اصلاح شده<sup>۲</sup> (MMOC) استفاده شد. مقادیر ضریب انتشار، ضریب پخشیدگی طولی و پارامترهای سینتیک واکنش  $k_b$ ،  $\mu_{max}$ ،  $K_{NO_2}$  و  $K_{NO_3}$  نیز به عنوان پارامترهای واسنجی

در ادامه، برای تعیین ناحیه اختلاط پارامتر  $NO_3$ ، با توجه به محدوده داده های اندازه گیری شده غلظت  $NO_3$  در رودخانه زرجوب، غلظت انتخابی این پارامتر در بخش مشخص شده از

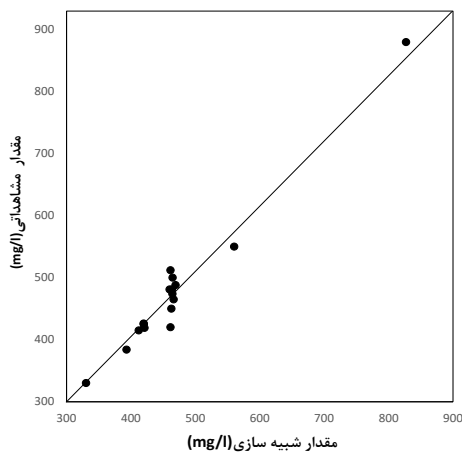


جدول ۱- پارامترهای خطای تراز آب شبیه‌سازی و مشاهده شده

میزان خطای شبیه‌سازی	
۰/۳۰۶	(m) ME
۱/۲۸۹	RMSE (m)
۱/۴۸۵	ASE (m)
۰/۰۱۶	MSE (m)
۲/۳	NRMSE (%)

### نتایج مدل MT3D برای انتقال TDS

پس از واسنجی مدل، ضریب انتشار  $1 \times 10^{-5}$  مترمربع بر روز و مقدار ضریب پخشیدگی طولی برابر با ۱۰ متر به دست آمد. نتایج واسنجی مدل MT3D در شکل (۵) نشان داده شده است، مقایسه غلظت شبیه‌سازی شده و غلظت مشاهده‌ای TDS، نشان می‌دهد که نقاط تقریباً به خط یک به یک نزدیک‌اند. پارامتر خطای به دست آمده در جدول (۲) ارائه شده است. با توجه به این جدول، مقدار خطای MSE نزدیک به صفر و خطای NRMSE کم‌تر از ۱۰ درصد می‌باشد. با توجه به نتایج به دست آمده، می‌توان نتیجه گرفت که مدل در شبیه‌سازی مقادیر TDS نسبتاً موفق عمل کرده است.



شکل ۵- انطباق TDS شبیه‌سازی شده توسط مدل و مشاهداتی چاه‌های نمونه برداری

جدول ۲- پارامترهای خطای غلظت کل جامدات محلول شبیه‌سازی و مشاهده شده

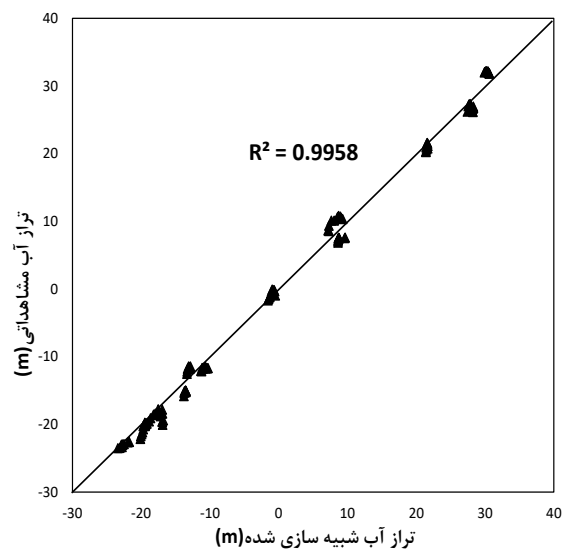
میزان خطای شبیه‌سازی	
۲/۱۷	(m) ME
۳۷/۹۷	RMSE (m)
۲۹/۱۸	ASE (m)
۰/۰۱۷۵	MSE (m)
۵/۳	NRMSE (%)

برای شبیه‌سازی  $NO_3$  در آب زیرزمینی تهیه شد، برای تعیین ناحیه اختلاط نیترات که تحت تأثیر فرآیندهای طبیعی و حذف میکروبی قرار می‌گیرد، به کار می‌رود. بنابراین برای نمایش تأثیر حذف میکروبی نیترات و فرآیند تجزیه میکروبی در ناحیه اختلاط، مدل RT3D در دو حالت وجود تأثیر فرآیند میکروبی و بدون وجود تأثیر فرآیند میکروبی در طول ۱۰ روز و با دوره تنش روزانه اجرا شد. به این ترتیب، سلول‌هایی که بعد از گذشت مدت زمان ۱۰ روز، حداقل ۱۰ درصد غلظت جریان رودخانه (معادل یک میلی‌گرم بر لیتر) را دریافت کرده بودند، به عنوان ناحیه اختلاط مشخص شدند.

### نتایج و بحث

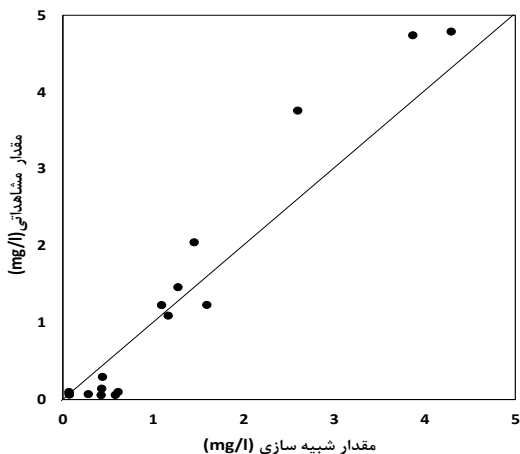
#### نتایج مدل MODFLOW

پس از واسنجی مدل جریان آب زیرزمینی، مقادیر محاسبه شده و مشاهده‌ای به صورت شکل (۴) ارائه شده است. با توجه به این شکل، مقادیر محاسبه شده توسط مدل و مقادیر مشاهده‌ای به خط ۱:۱ نزدیک‌اند و تقریباً بر هم منطبق می‌باشند. همچنین، مقادیر خطاهای به دست آمده بین تراز آب محاسبه شده و مشاهداتی در جدول (۱) آورده شده است. نتایج نشان می‌دهد که مقدار خطای ME و MSE نزدیک به صفر بوده است و خطای NRMSE کم‌تر از ۱۰ درصد می‌باشد. با توجه به مقادیر خطاهای به دست آمده، می‌توان نتیجه گرفت که مدل، تراز سطح ایستابی را نسبتاً خوب شبیه‌سازی کرده است.



شکل ۴- انطباق بار هیدرولیکی شبیه‌سازی شده توسط مدل و بار هیدرولیکی مشاهداتی چاه‌های مشاهده‌ای





شکل ۶- انطباق غلظت نیترات شبیه سازی شده توسط مدل و مشاهداتی چاه های نمونه برداری

جدول ۴- پارامترهای خطای غلظت کل جامدات محلول شبیه سازی و مشاهده شده

مشاهده شده	
میزان خطای شبیه سازی	
۰/۰۵۹	(m) ME
۰/۴۵۵	RMSE (m)
۰/۳۷۱	ASE (m)
۰/۰۳۷	MSE (m)
۹/۶	NRMSE (%)

#### ارزیابی ناحیه اختلاط

در ارزیابی ناحیه اختلاط، نتایج حاصل از اجرای مدل MT3D برای پارامتر TDS در دو ماه دی و خرداد به صورت شکل های (۷) و (۸) آورده شده است. اعداد نوشته شده بر روی خطوط هم‌غلظت، غلظت TDS آب زیرزمینی است. با توجه به شکل (۷) و تعریف ناحیه اختلاط (حد ۱۰ درصدی غلظت جریان رودخانه)، در ماه دی، ناحیه اختلاط تا فاصله حدود ۲۰ متری از رودخانه می‌باشد، در حالی که در ماه خرداد، این فاصله به طور قابل توجهی کمتر از ۲۰ متر است. شکل (۹)، برای نمایش بهتر ناحیه اختلاط بازه‌ای از رودخانه که در این مطالعه بررسی شده، آورده شده است. همچنین، ارزیابی غلظت آب زیرزمینی در راستای عمق آبخوان در شکل (۱۰) نشان می‌دهد که پخشیدگی TDS در ماه دی بیشتر از ماه خرداد است و در ماه دی بعد از گذشت ۱۰ روز کل عمق آبخوان تحت تأثیر غلظت رودخانه خواهد بود، در حالی که در ماه خرداد غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر کمی بالاتر از کف آبخوان است. به طور کلی در ماه خرداد، به دلیل افزایش بهره‌برداری از آبخوان و سرعت بالاتر حرکت آب زیرزمینی، غلظت TDS آب زیرزمینی در اطراف رودخانه، کاهش بیشتری نسبت به ماه دی دارد. شایان ذکر است که کشیدگی پروفیل غلظت در هر

#### نتایج مدل RT3D برای انتقال واکنشی NO<sub>3</sub>

پس از اجرای کد MODFLOW و تعیین مقادیر ارتفاع بار هیدرولیکی، با ورود داده‌های مربوط به مدل موند دوگانه در کد RT3D، این کد اجرا شد. در ادامه به منظور واسنجی مدل ریاضی تهیه شده از داده‌های اندازه‌گیری شده در منطقه استفاده شد. نتایج حاصل از شمارش جمعیت میکروبی در نمونه آب زیرزمینی برابر با  $3.2 \times 10^6 \frac{CFU}{ml}$  به دست آمد. از آنجا که، در مدل موند دوگانه، نیاز به مقدار عددی باکتری‌های محلول در آب به صورت غلظت باکتری بر حسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد، برای به دست آوردن این مقدار از ضریبی که کیم و همکاران (Kim, 2006; Kim *et al.*, 2003) ارائه کردند، استفاده شد.

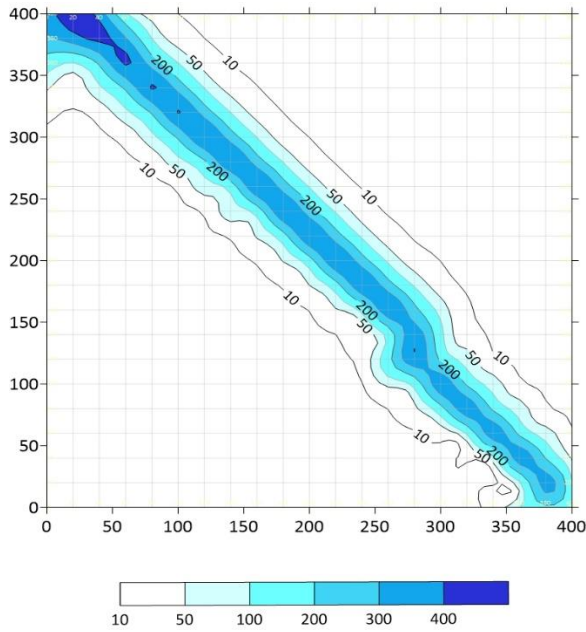
پس از ورود داده‌های لازم جهت شبیه‌سازی کیفی سیستم و اجرای کد RT3D، در مرحله واسنجی مدل تهیه شده، مقادیر ضرایبی که عدم قطعیت در آن‌ها وجود دارد به گونه‌ای تغییر داده می‌شود که مقادیر غلظت نیترات مشاهده شده و محاسبه شده تقریباً و در حد قابل قبولی با یکدیگر مطابقت داشته باشند. پارامترهایی که در مدل نیاز به تصحیح دارند، ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان شامل ضریب هدایت هیدرولیکی و ضرایب پخشیدگی و انتشار می‌باشد. پس از واسنجی، ضریب انتشار  $1 \times 10^{-5}$  مترمربع بر روز و مقدار ضریب پخشیدگی طولی برابر با ۱۰ متر به دست آمد. مقادیر ضرایب ثابت بعد از واسنجی مدل به صورت جدول (۳) آورده شده است.

جدول ۳- مقادیر ضرایب ثابت واکنش بعد از واسنجی

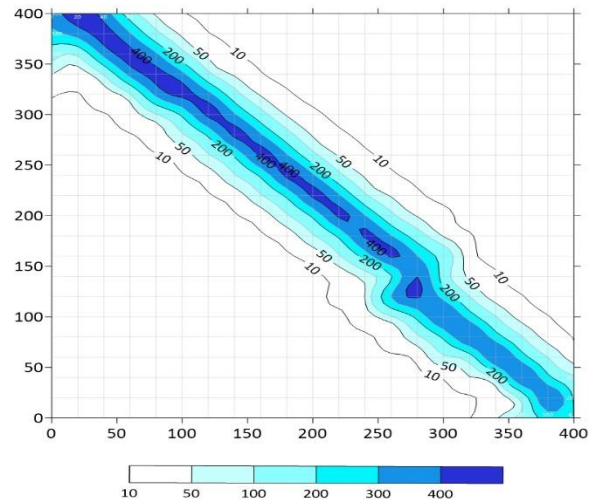
پارامتر ثابت	واحد	مقدار
$\mu_m$	1/day	۰/۷
$k_b$	mg/lit	۱
$K_{NO_2}$	mg/lit	۱/۵
$K_{O_2}$	mg/lit	۰/۸
$\frac{Y_{NO_3}}{NO_2}$	-	۱/۳۵
$Y$	-	۰/۵
$d$	-	۰/۰۲

در شکل (۶) مقادیر مشاهده شده در چاه‌های نمونه‌برداری و مقادیر حاصل از مدل شبیه‌سازی در طول دوره زمانی نمونه‌برداری آورده شده است. پراکندگی نقاط نسبت به خط یک به یک نشان می‌دهد که مقادیر حاصل از شبیه‌سازی با مقادیر مشاهده شده تقریباً همخوانی دارد. برای بررسی بهتر میزان خطاهای شبیه‌سازی محاسبه و در جدول (۴) ارائه شده است.

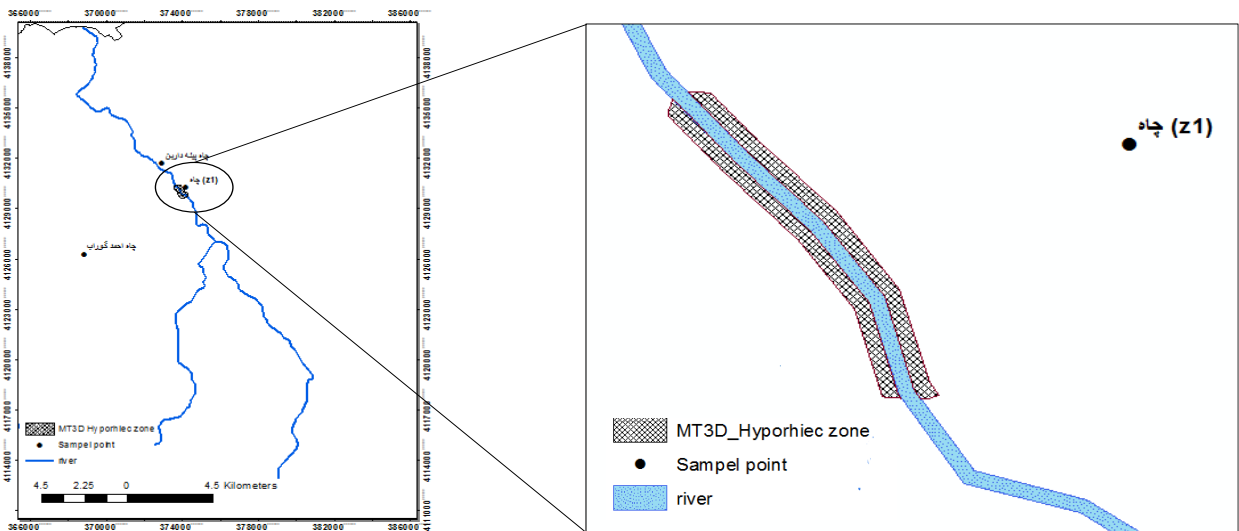
دو نمودار الف و ب شکل (۱۰) به سمت چپ می‌باشد که جهت حرکت آب زیرزمینی را نشان می‌دهد.



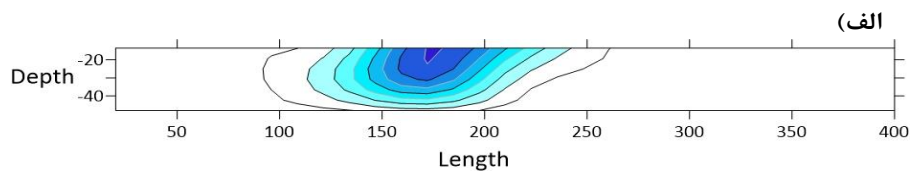
شکل ۸- مقادیر شوری در ماه خرداد



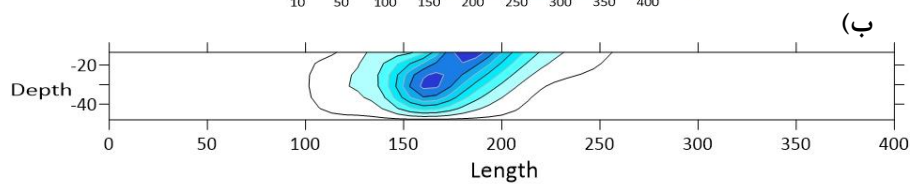
شکل ۷- مقادیر شوری در ماه دی



شکل ۹- نمایش ناحیه اختلاط آب سطحی و زیرزمینی برای پارامتر شوری در ماه دی



(الف)

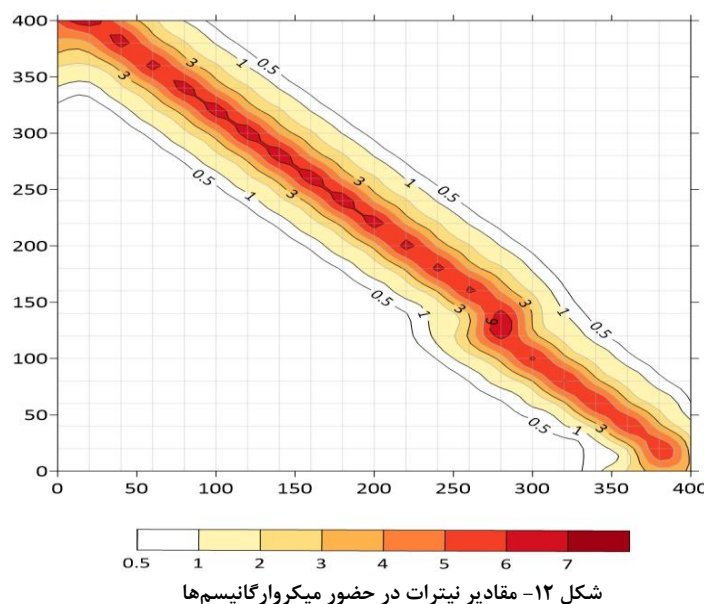
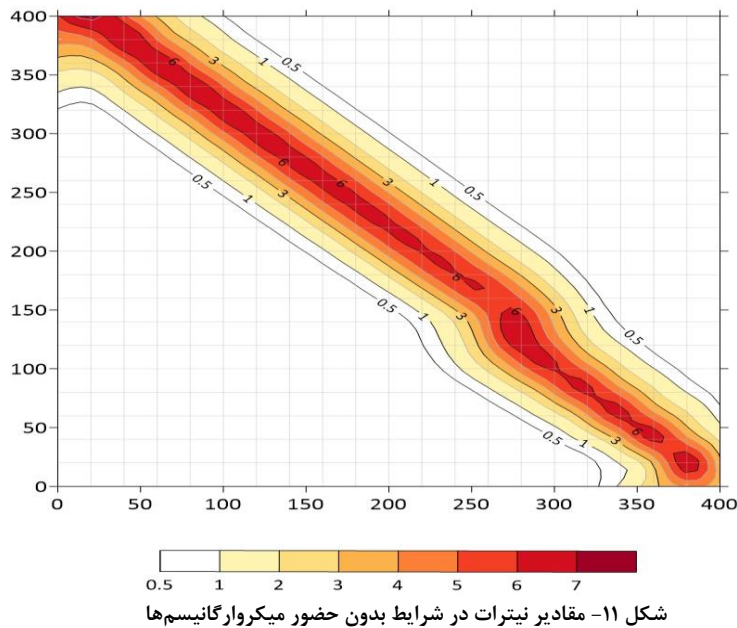


(ب)

شکل ۱۰- عمق ناحیه اختلاط، ماه دی (الف)، ماه خرداد (ب)

زیرزمینی، تقریباً ۲۵ متر است، در حالی که شکل (۱۲) که ناحیه اختلاط را در صورت وجود تأثیر زیست‌پالایی نشان می‌دهد، اختلاف قابل ملاحظه‌ای نسبت به شکل (۱۱) دارد. در این حالت، ناحیه اختلاط در محدوده کوچک‌تری اتفاق می‌افتد و کاهش غلظت پارامتر نیترات در آب زیرزمینی در فاصله کم‌تری از رودخانه صورت گرفته است. بدیهی است که در این حالت، کاهش غلظت نیترات توسط فرآیند زیست‌پالایی تسریع پیدا کرده است.

در ادامه، نتایج حاصل از اجرای مدل RT3D برای پارامتر نیترات در دو ماه دی و خرداد به صورت شکل‌های (۱۱) و (۱۲) آورده شده است. در شکل (۱۱) ناحیه اختلاط یا مناطقی که آبخوان تا ۱۰ درصد غلظت نیترات رودخانه را بدون اعمال اثر جمعیت میکروبی دریافت کرده است و شکل (۱۱) ناحیه اختلاط را با اعمال اثر جمعیت میکروبی نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، ناحیه اختلاط در حالت بدون اثر زیست‌پالایی و تنها در اثر انتقال غیرزیستی نیترات در راستای جهت حرکت آب



ناحیه اختلاط در دو حالت پارامترهای واکنشی ( $\text{NO}_3$ ) و غیرواکنشی (TDS) بررسی شود. با هدف شناسایی ناحیه اختلاط رودخانه زرجوب و آبخوان فومنت و تأثیر آن بر کیفیت آب زیرزمینی، مدل‌سازی تراز آب زیرزمینی و مدل‌سازی انتقال

### نتیجه‌گیری

در این مطالعه برای تعیین ناحیه اختلاط آب سطحی و زیرزمینی از روش مدل‌سازی استفاده شد. به دلیل اینکه ناحیه اختلاط می‌تواند زیستگاه مناسبی برای میکروارگانیسم‌ها باشد، سعی شد

که بین دو اکوسیستم مختلف قرار می‌گیرد. معمولاً بخشی از آلاینده اکوسیستم اول در زون گذرگاهی کاهش می‌یابد و سپس وارد اکوسیستم دوم می‌شود. به عنوان مثال تالاب یا حوضچه مصنوعی که در انتهای رودخانه و قبل از دریا قرار می‌گیرد می‌تواند به عنوان یک زون گذرگاهی عمل کند که بخشی از آلاینده‌های رودخانه می‌تواند در تالاب یا حوضچه کاهش یابد و سپس وارد دریا شود. در مبحث مورد مطالعه در این پژوهش نیز ناحیه اختلاط به عنوان یک زون گذرگاهی بین دو اکوسیستم رودخانه و آب زیرزمینی عمل می‌کند و بخشی از آلاینده‌های رودخانه می‌تواند در این ناحیه کاهش یابد و سپس وارد آب زیرزمینی شود. حال با توجه به نتایج به دست آمده در این مطالعه می‌توان با تعیین ناحیه اختلاط و تأثیر فرآیندهای ژئوشیمی و فعالیت‌های میکروبی در این ناحیه، روش‌های مدیریتی در جهت جلوگیری و کاهش ورود آلاینده‌های آب سطحی به آب زیرزمینی اتخاذ نمود. همچنین می‌توان با ایجاد شرایطی در این ناحیه، فعالیت‌های میکروبی را افزایش داد و از این طریق مقادیر قابل توجهی از آلاینده قبل از ورود به آب زیرزمینی حذف خواهد شد. با توجه به اهمیت رودخانه زرجوب از نظر آلودگی، می‌توان با اندازه‌گیری مقدار آلودگی رودخانه، مقدار و وسعت آلودگی را در آب زیرزمینی اطراف رودخانه تعیین نمود و در جهت کاهش آن اقدامات مدیریتی انجام داد.

پارامتر TDS و  $\text{NO}_3$  صورت گرفت. برای مدل‌سازی جریان آب زیرزمینی از مدل MODFLOW و برای مدل‌سازی پارامترهای TDS و  $\text{NO}_3$  به ترتیب از کدهای MT3D و RT3D استفاده شد. پس از واسنجی مدل‌های کمی و کیفی، ناحیه اختلاط تعیین شد. در تعیین ناحیه اختلاط هنگامی که از پارامتر غیرواکنشی TDS استفاده شد نتایج حاصل از مدل MT3D نشان داد که در فصل غیرزراعی ناحیه اختلاط تا فاصله ۲۰ متری از رودخانه است در حالی که به دلیل افزایش بهره‌برداری از آب زیرزمینی و سرعت بالاتر حرکت آب زیرزمینی در فصل زراعی به طور قابل توجهی این فاصله کمتر از ۲۰ متر است. در ادامه، هنگامی که در تعیین ناحیه اختلاط از پارامتر واکنشی نترات استفاده شد نتایج حاصل از مدل RT3D نشان داد که در حضور میکروارگانیسم‌های موجود در ناحیه اختلاط، این ناحیه تا فاصله ۲۰ متری از رودخانه است. در صورتی که تأثیر میکروارگانیسم‌ها در نظر گرفته نشود این فاصله به حدود ۲۵ متر می‌رسد. مقایسات نشان می‌دهد که کاهش غلظت نترات در حالت اعمال اثر میکروبی نسبت به حالت بدون اثر میکروبی برابر ۱۸ درصد می‌باشد. با توجه به اینکه در این مطالعه، فرآیند تجزیه زیستی تنها با استفاده از میکروارگانیسم‌های موجود در ناحیه اختلاط مورد بررسی قرار گرفته است، در حالی که می‌توان با تزریق باکتری‌های مهندسی شده یا با استفاده از روش‌هایی باعث تسریع فعالیت‌های میکروبی و افزایش تجزیه نترات شد. به طور کلی در مباحث زیست-محیطی، ناحیه اختلاط به عنوان یک زون گذرگاهی عمل می‌کند.

## REFERENCES

- Ahlfeld, D. P. and Mulligan, A. E. (2000). Optimal management of flow in groundwater systems: an introduction to combining simulation models and optimization methods. Academic Press
- Alizadeh, M. R., Nikoo, M. R., and Rakhshandehroo, G. R. (2017). Hydro-environmental management of groundwater resources: a fuzzy-based multi-objective compromise approach. *Journal of Hydrology*, 551, 540–554
- Appelo, C. A. J. and Rolle, M. (2010). PHT3D: A reactive multicomponent transport model for saturated porous media. *Ground Water*, 48(5), 627–632
- Bailey, R. T., Gates, T. K. and Ahmadi, M. (2014). Simulating reactive transport of selenium coupled with nitrogen in a regional-scale irrigated groundwater system. *Journal of Hydrology*, 515, 29–46
- Bailey, R. T., Gates, T. K. and Romero, E. C. (2015). Assessing the effectiveness of land and water management practices on nonpoint source nitrate levels in an alluvial stream-aquifer system. *Journal of Contaminant Hydrology*, 179(3), 102–115.
- Bailey, R. T., Morway, E. D., Niswonger, R. G. and Gates, T. K. (2013). Modeling variably saturated multispecies reactive groundwater solute transport with MODFLOW-UZF and RT3D. *Groundwater*, 51(5), 752–761
- Boano, F., Harvey, J. W., Marion, A., Packman, A. I., Revelli, R., Ridolfi, L. and Wörman, A. (2014). Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Reviews of Geophysics*, 52(4), 603–679
- Buss, S., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckenstein, J., Hannah, D., Heppell, K. and Krause, S. (2009). The hyporheic handbook: a handbook on the groundwater-surfacewater interface and hyporheic zone for environmental managers. Environment Agency
- Cardenas, M. B. (2015). Hyporheic zone hydrologic science: A historical account of its emergence and a prospectus. *Water Resources Research*, 51(5), 3601–3616
- Cardenas, M. B., Wilson, J. L. and Zlotnik, V.A. (2004). Impact of heterogeneity, bed forms, and stream curvature on subchannel hyporheic exchange.

- Water Resources Research*, 40, 1-13.
- Clement, T. P., Sun, Y., Hooker, B. S. and Petersen, J. N. (1998). Modeling multispecies reactive transport in ground water. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 18(2), 79-92
- Costa, D., Burlando, P., Priadi, C. and Shie-Yui, L. (2016). The nitrogen cycle in highly urbanized tropical regions and the effect of river-aquifer interactions: The case of Jakarta and the Ciliwung River. *Journal of Contaminant Hydrology*, 192, 87-100
- Costa, D., Burlando, P., Priadi, C. and Shie-Yui, L. (2016). The nitrogen cycle in highly urbanized tropical regions and the effect of river-aquifer interactions: The case of Jakarta and the Ciliwung River. *Journal of contaminant hydrology*, 192, 87-100
- Ghodrati, A. R., Sobh Zahedi, S. and Dadashi, M. A. (2007). Investigation on Industrial Pollution of Zarjub River- Rasht City- Guilan Province. *Journal of the Iranian Natural Resources*, 60(1), 213-224.
- Harbaugh, A.W. (2005). *MODFLOW-2005*, the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model: The Ground-Water Flow Process, Techniques and Methods 6-A16. United States Geological Survey, Reston, Virginia, USA.
- Harvey, J. W. and Fuller, C. C. (1998). Effect of enhanced manganese oxidation in the hyporheic zone on basin-scale geochemical mass balance. *Water Resources Research*, 34(4), 623-636
- Hester, E. T., Hammond, B. and Scott, D. T. (2016). Effects of inset floodplains and hyporheic exchange induced by in-stream structures on nitrate removal in a headwater stream. *Ecological Engineering*, 97, 452-464.
- Huang, J., Christ, J. A. and Goltz, M. N. (2008). An assembly model for simulation of large-scale ground water flow and transport. *Groundwater*, 46(6), 882-892
- Kasahara, T. and Wondzell, S. M. (2003). Geomorphic controls on hyporheic exchange flow in mountain streams. *Water Resources Research*, 39(1), SBH-3
- Kim, H., Lee, K. and Lee, J. (2014). Numerical verification of hyporheic zone depth estimation using streambed temperature. *Journal of Hydrology*, 511, 861-869.
- Kim, S. (2006). Numerical analysis of bacterial transport in saturated porous media. *Hydrological Processes: An International Journal*, 20(5), 1177-1186
- Kim, S., Park, C., Kim, D. and Jury, W. A. (2003). Kinetics of benzene biodegradation by *Pseudomonas aeruginosa*: parameter estimation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(5), 1038-1045
- Lautz, L. K., & Siegel, D. I. (2006). Modeling surface and ground water mixing in the hyporheic zone using MODFLOW and MT3D. *Advances in Water Resources*, 29(11), 1618-1633.
- Mao, X., Prommer, H., Barry, D. A., Langevin, C. D., Panteleit, B. and Li, L. (2006). Three-dimensional model for multi-component reactive transport with variable density groundwater flow. *Environmental Modelling & Software*, 21(5), 615-628
- Marie, P., Géraldine, P.-C., Dominique, T., Alexandre, B., Marina, A., Jérôme, P. and Wolfram, K. (2014). Water quality evolution during managed aquifer recharge (MAR) in Indian crystalline basement aquifers: reactive transport modeling in the critical zone. *Procedia Earth and Planetary Science*, 10, 82-87
- Martin, C., Molenat, J., Gascuel-Oudou, C., Vouillamoz, J.-M., Robain, H., Ruiz, L. and Aquilina, L. (2006). Modelling the effect of physical and chemical characteristics of shallow aquifers on water and nitrate transport in small agricultural catchments. *Journal of Hydrology*, 326(1-4), 25-42
- Meghdadi, A. and Javar, N. (2018). Evaluation of nitrate sources and the percent contribution of bacterial denitrification in hyporheic zone using isotope fractionation technique and multi-linear regression analysis. *Journal of Environmental Management*, 222(May), 54-65.
- Mostaza-Colado, D., Carreño-Conde, F., Rasines-Ladero, R. and Iepure, S. (2018). Hydrogeochemical characterization of a shallow alluvial aquifer: 1 baseline for groundwater quality assessment and resource management. *Science of The Total Environment*, 639, 1110-1125
- Ondeck, N. T., Bohl, D. D., Bovonratwet, P., McLynn, R. P., Cui, J. J., Shultz, B. N. and Grauer, J. N. (2018). Discriminative ability of commonly used indices to predict adverse outcomes after poster lumbar fusion: a comparison of demographics, ASA, the modified Charlson Comorbidity Index, and the modified Frailty Index. *The Spine Journal*, 18(1), 44-52.
- Prommer, H., Barry, D. A. and Zheng, C. (2003). MODFLOW/MT3DMS-based reactive multicomponent transport modeling. *Groundwater*, 41(2), 247-257.
- Rahmawati, N., Vuillaume, J. F. and Purnama, I. L. S. (2013). Salt intrusion in Coastal and Lowland areas of Semarang City. *Journal of Hydrology*, 494, 146-159.
- Reddy, K. R. and Patrick Jr, W. H. (1975). Effect of alternate aerobic and anaerobic conditions on redox potential, organic matter decomposition and nitrogen loss in a flooded soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 7(2), 87-94.
- Saba, N., Umar, R. and Ahmed, S. (2016). Assessment of groundwater quality of major industrial city of Central Ganga plain, Western Uttar Pradesh, India through mass transport modeling using chloride as contaminant. *Groundwater for Sustainable Development*, 2, 154-168.
- Spanoudaki, K., Stamou, A. I. and Nanou-Giannarou, A. (2009). Development and verification of a 3-D integrated surface water-groundwater model. *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 410-427.
- Storey, R. G., Howard, K. W. F. and Williams, D. D.

- (2003). Factors controlling riffle-scale hyporheic exchange flows and their seasonal changes in a gaining stream: A three-dimensional groundwater flow model. *Water Resources Research*, 39(2), 1-8.
- Tian, Y., Zheng, Y., Wu, B., Wu, X., Liu, J. and Zheng, C. (2015). Modeling surface water-groundwater interaction in arid and semi-arid regions with intensive agriculture. *Environmental Modelling and Software*, 63, 170-184.
- Triana, E., Labadie, J. W., Gates, T. K. and Anderson, C. W. (2010). Neural network approach to stream-aquifer modeling for improved river basin management. *Journal of Hydrology*, 391(3-4), 235-247
- Winter, T. C. (1998). *Ground water and surface water: a single resource* (Vol. 1139). DIANE Publishing Inc.
- Woessner, W. W. (2017). *Hyporheic Zones*. Methods in Stream Ecology. Elsevier Inc.
- Woessner, W.W. (2000). Stream and fluvial plain ground water interactions: rescaling hydrogeologic thought. *Ground Water*, 38(3), 423-429.
- Zhang, J., Song, J., Long, Y., Kong, F., Wang, L., Zhang, Y. and Hui, Y. (2017). Seasonal variability of hyporheic water exchange of the Weihe River in Shaanxi Province, China. *Ecological Indicators*, 92, 278-287.
- Zheng, C., Hill, M. C. and Hsieh, P. A. (2001). MODFLOW-2000, the US Geological Survey modular ground-water model: User guide to the LMT6 package, the linkage with MT3DMS for multi-species mass transport modeling.
- Zheng, C., Hill, M. C., Cao, G. and Ma, R. (2012). MT3DMS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1549-1559.