مجله مخاطرات محیط طبیعی، دوره نهم، شماره بیست و چهارم، تابستان ۱۳۹۹
تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۷/۰۶/۲۰
تاریخ بازنگری نهایی مقاله: ۱۳۹۷/۰۹/۱۹
تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۷/۱۲/۲۱
صفحات: ۳۴ - ۱۵

# شبیه سازی انتقال فلزات سنگین در آب زیرزمینی آبخوان معدن سنگ آهن گل‌گهر

رضا جهانشاهی*[۱]، سپیده مالی[۲]، الهام راوند[۳]

## چکیده

ناحیه معدنی گل گهر در ۵۳ کیلومتری جنوب غرب شهر سیرجان در استان کرمان واقع‌شده است و یکی از بزرگ‌ترین معادن روباز کشور می‌باشد. در پی بهره‌برداری از ماده معدنی، تراز کف پیت به زیر سطح ایستابی رسیده است. در حال حاضر عملیات زهکشی در محل اجرا می‌شود و آب‌های پمپاژ شده و پساب کارخانه معدن به مناطق خارج از محدوده‌ی معدنکاری پیت منتقل می‌شوند. احتمال داده می‌شود آب‌های یادشده بانفوذ در عمق از دیوار شرقی وارد پیت شوند. از طرفی دیگر آب و پساب‌های یادشده دارای مواد حل‌شده و معلق فراوانی هستند و با نفوذ به زمین می‌توانند سبب آلودگی آب زیرزمینی منطقه شوند. در این راستا منطقه‌ای که در حدود ۴ کیلومتر نسبت به پیت فاصله دارد، جهت ساخت سد رسوب‌گیر در نظر گرفته‌شده است. در این تحقیق بررسی آلودگی نیکل در آب زیرزمینی منطقه با استفاده از آزمایش ایزوترم و مشخص کردن پلوم آلودگی فلزهای سنگین با کمک نرم‌افزار FEFLOW انجام‌شده است. آزمایش جذب ایزوترم نشان می‌دهد که مقدار Kd فلز مس در هر دو حالت خطی و غیرخطی بیش از Ni و Co است و از طرفی دیگر، در مدل غیرخطی فرندلیچ، مس از نوع با توان بیش از ۱ و Ni و Co از نوع با توان کمتر از ۱ می‌باشد؛ بنابراین ظرفیت جذب مس بسیار بیشتر از دو فلز دیگر است. بنابراین در حالتی که سه عنصر یاد شده به محیط وارد شوند، مس در مقایسه با دو فلز دیگر، بیشتر در دام ذرات جاذب گرفتار می‌شود و آلودگی مس در محیط آب به‌مراتب کمتر خواهد بود. همچنین توانایی جذب فلزهای سنگین توسط سنگ‌های منطقه در حالت پودر شده، کمتر از خاک‌های منطقه است. نتایج شبیه‌سازی جریان و انتقال جرم در محدوده‌ی پیت نشان می‌دهد که به دلیل زهکشی، یک زون تسخیر در محدوده‌ی پیت ایجادشده است. بنابراین، این سبب شده است ابر آلودگی فلزهای سنگین به سمت پیت و چاه‌های پمپاژ حرکت کرده و از نشر آلودگی به مناطق دورتر از پیت به طریق انتقال فررفت جلوگیری نماید. همچنین مدل‌سازی آلودگی آب زیرزمینی در محدوده‌ی سد رسوب‌گیر نشان می‌دهد که به دلیل هدایت هیدرولیکی پایین، شیب هیدرولیکی کم و درنتیجه سرعت‌پایین آب زیرزمینی، زمان ماندگاری آلودگی نیکل در محدوده‌ی سد رسوب‌گیر طولانی خواهد بود و احتمال نشت آلودگی به پایین‌دست اندک باشد.

**واژگان کلیدی:** ابر آلودگی، آزمایش ایزوترم، سد رسوب‌گیر، مدل آلودگی آب زیرزمینی، نرم‌افزار فیفلو.

۱ - استادیار گروه زمین شناسی دانشگاه سیستان و بلوچستان (نویسنده مسئول) jahanshahireza@science.usb.ac.ir
۲ - دانشجوی دکتری آب شناسی دانشگاه صنعتی شاهرود sepidehmali@shahroodut.ac.ir
۳ - دانش آموخته کارشناسی ارشد آب شناسی دانشگاه سیستان و بلوچستان ravandgeology@yahoo.com

**مقدمه**

از مدل‌های تحلیلی و عددی می‌توان جهت شبیه‌سازی و پیش‌بینی جریان آب زیرزمینی و انتقال جرم (آلودگی) در معادن استفاده نمود. روش‌های تحلیلی بر اساس یک سری فرض‌های ساده‌سازی طراحی‌شده‌اند و قادر نیستند تا به‌درستی شرایط و پارامترهای هیدرولیکی سفره‌ها را در نظر بگیرند و یک شبیه‌سازی واقع‌گرایانه از وضعیت هیدروژئولوژیکی پیچیده اطراف معدن را داشته باشند؛ درحالی‌که مدل‌سازی به روش عددی، بخصوص روش عناصر محدود، شرایط مختلف جریان بسته به نوع سفره را در نظر می‌گیرد و قادر است شرایط پیچیده هیدروژئولوژیکی را در محدوده معدن با دقت بالا شبیه‌سازی کند (دولتی ارده‌جانی و همکاران، ۱۳۸۳). در ارتباط آلودگی و همچنین شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی و انتقال جرم در معادن، پژوهش‌های بسیاری انجام‌شده که در ادامه به برخی اشاره‌شده است. یک مدل مفهومی هیدروژئولوژیکی سه‌بعدی و یک مدل عددی برای پیش‌بینی جریان آب‌های زیرزمینی و تکامل آب زیرزمینی در یک معدن فسفات در لایبو چین، طراحی‌شده است. توسعه مخروط افت در مناطق معدن و اطراف آن پیش‌بینی‌شده و تأثیرهای مربوط به محیط‌زیست موردبحث قرارگرفته است. این مدل همچنین میزان جریان آب زیرزمینی را در تونل‌های مختلف معدن تخمین زده است. از نتایج پژوهش برای برنامه‌ریزی پمپاژ آب‌های زیرزمینی و زهکشی معدن در مراحل مختلف توسعه معادن استفاده‌شده است (Zhang et al., 2018). به علت بهره‌برداری و پمپاژ آب زیرزمینی در معدن روباز ییمین چین غلظت آهن، منگنز و یون‌ها افزایش‌یافته است. مدل جریان آب زیرزمینی و راه‌حل‌های تحلیلی در این مطالعه برای پیش‌بینی غلظت آلودگی و روند تغییرهای پس از کالیبراسیون استفاده شد. با پمپاژ مداوم، آلاینده‌ها به سمت چاه در جهت جریان مهاجرت و غنی شده‌اند. همچنین غلظت آلاینده‌ها و دامنه آلودگی با افزایش جریان افزایش‌یافته است (Li et al., 2016). اثرهای زهکشی آب دریکی از معادن زغال‌سنگ لهستان موردبررسی قرارگرفته است. آب‌های زیرزمینی دارای pH نزدیک به خنثی است. درحالی‌که غلظت بالای سولفات (تا ۸۲۷/۳ میلی‌گرم در لیتر)، کلرید (تا ۹۰۳ میلی‌گرم در لیتر) و سدیم (تا ۶۰۶ میلی‌گرم در لیتر) دیده می‌شود. غلظت آهن و منگنز تنها به‌صورت محلی افزایش‌یافته و غلظت فلزهای دیگر کم است. به نظر می‌رسد غلظت آهن و منگنز به ترتیب به‌وسیله رسوب‌های اکسید آهن و هیدروکسید و رودوکروسیت کنترل می‌شود. خنثی‌سازی اسیدیه آب زهکش شده معدن توسط کربنات‌ها انجام می‌شود (Sracek et al., 2010). آزمایش‌های آزمایشگاهی و مدل‌سازی انتقالی-واکنشی برای ارزیابی تعاملات ژئوشیمیایی بین آب نشتی پسماندهای معدنی و آبخوان‌های مجاور انجام‌شده است. واکنش آب نشتی معدن با ذرات آبخوان سبب افزایش pH، قلیائیت و کلسیم و منیزیم محلول شده است. درحالی‌که آهن، سولفات و فلزها Al، Zn، Cd، Cu، Cr و Mn کاهش یافته‌اند. نتایج حاصل از فرایندهای ژئوشیمیایی آزمایش‌های آزمایشگاهی در مدل انتقالی-واکنشی جهت پیش‌بینی تکامل آب زیرزمینی در امتداد مسیر جریان آب زیرزمینی در معدن و محل پسماندهای معدن استفاده‌شده است. این مطالعه به درک فرآیندهای ژئوشیمیایی حاکم بر سرنوشت و انتقال زهاب معدن اسید در آبخوان‌ها کمک کرده است (Young et al., 2016). مشکلات هیدروژئولوژیکی مربوط به خاتمه یافتن یک معدن در ایتالیا بررسی‌شده است. شرایط زمین‌شناسی بر سیستم‌های جریان آب زیرزمینی و ترکیب شیمیایی آنها اثر گذاشته است. پژوهش انجام‌شده نتایج مطالعه‌ها، تجزیه‌وتحلیل داده‌های موجود و پیاده‌سازی مدل‌های عددی اولیه را با اشاره به تأثیرهای بازیافت آب

کنترل‌شده و اقدام‌های پیچیده‌ای که برای توقف زه‌کشی موردنیاز است، گزارش می‌دهد (Garzonio et al., 2014). با استفاده از نرم‌افزار Fluent، مدل‌های آلودگی فلزهای سنگین یک معدن مس در چین انجام‌شده است. فرایند آلودگی آلاینده‌های فلزهای سنگین در سد باطله‌های معدن از طریق الگوی تجسم دیجیتالی نشان داده‌شده است ( Song et al., 2011). مشابه با موارد یادشده، پژوهش‌هایی توسط Dhakate et al., 2008، Schwartz and Kgomanyane, 2008، Molson et al., 2005 و Biehler and Falck, 1999 انجام‌شده است.

با توجه به توسعه معادن در ایران و مخاطرات حاصل از معدنکاری بر منابع آب زیرزمینی، بررسی آلودگی فلزهای سنگین از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار است. یکی از معادن بزرگ ایران معدن سنگ‌آهن گل گهر سیرجان است. این معدن در حدود ۵۳ کیلومتری جنوب غرب سیرجان و در محدوده‌ی طول جغرافیایی ´۱۵ °۵۵ تا ´۲۴ °۵۵ شرقی و عرض جغرافیایی ´۳ °۲۹ تا ´۷ °۲۹ شمالی واقع‌شده است. این معدن در اثر استخراج و بهره‌برداری از معدن شماره یک، تراز کف پیت معدن به زیر سطح ایستابی منطقه رسیده است و در ادامه‌ی بهره‌برداری روز به روز برشدت آن افزوده می‌شود. بنابراین جهت جلوگیری از آب‌گرفتگی پیت معدن، عملیات پایین انداختن سطح آب زیرزمینی[1] در حال اجراست. در حال حاضر، عملیات زهکشی به‌وسیله حفر تعدادی چاه در درون و بیرون از محدوده پیت و پمپاژ آب‌های زیرزمینی و نشتی صورت می‌گیرد. همچنین مکانی بسیار نزدیک به پیت شماره‌ی ۱ معدن، در جوار دیوار شرقی، به محل انباشت پساب خروجی از کارخانه کنسانتره آهن اختصاص داده‌شده است (شکل ۱). طبق نظر کارشناسان بخش زهکشی معدن، احتمال داده می‌شود پساب موجود با نفوذ در عمق از دیوار شرقی وارد پیت شده و سبب ایجاد مشکلاتی در فرایند زهکشی و همچنین ناپایداری دیواره شرقی شده باشد. آب‌های زیرزمینی پمپاژ شده و آب زهکشی پیت معدن به همراه پسماند تر حاصل از پروسه‌های معدنکاری، به درون حوضچه‌هایی نزدیک پیت معدن منتقل می‌شوند. آب‌ها و پساب‌های یادشده، اغلب به سبب در تماس بودن با کانی‌های دارای فلزهای سنگین، آنها را حل نموده و بنابراین دارای مواد حل‌شده و معلق فراوانی هستند. احتمال داده می‌شود این آب‌ها بانفوذ به زمین سبب آلودگی آب زیرزمینی شوند. بنابراین در این پژوهش، انتقال آلودگی یکی از فلزهای سنگین (مطالعه موردی فلز نیکل) در آب زیرزمینی منطقه به‌وسیله نرم‌افزار فیفلو[2] ورژن ۷ مورد شبیه‌سازی و پیش‌بینی قرارگرفته است. با استفاده از این نرم‌افزار شبیه‌سازی شرایط پیچیده تخلخل دوگانه سازند سخت معدن امکان‌پذیر است. در این تحقیق، تلاش گردیده تا با به‌کارگیری شبکه‌بندی عناصر محدود، در نظر گرفتن درزه و شکاف‌های سازند سخت و به‌کارگیری متناسب معادلات حاکم بر حرکت آب در این محیط ناهمگن و اعمال سطح تراوش محدوده‌ی پیت در مدل، نوسان‌های سطح آب زیرزمینی منطقه، به نحوی مناسب و قابل قبولی شبیه‌سازی شوند.

[1] Dewatering
[2] FEFLOW (Finite Element subsurface FLOW system)

## زمین‌شناسی عمومی منطقه

ازنظر مورفولوژی، ناحیه معدنی گل گهر شامل یک دشت وسیع هموار تا ناهموار است که تک رشته‌هایی از تشکیلات کربناته از آن سر برآورده است. ناحیه معدنی گل گهر در لبه شمال شرقی پهنه سنندج-سیرجان و لبه فروافتادگی نمکزار کفه خیرآباد که خود در حدفاصل پهنه سنندج-سیرجان و کمربند آتشفشانی ارومیه-دختر به وجود آمده، قرارگرفته است (درویش زاده، ۱۳۷۰). آبخوان سنگ معدن گل گهر از دو بخش آبرفتی و سنگی تشکیل‌شده است. لایه فوقانی از آبرفت و لایه تحتانی از سازندهای سخت تشکیل‌شده است. در سازند سخت به دلیل وضعیت تکتونیکی منطقه، شکستگی‌ها و گسل‌ها مانند یک آبخوان آبرفتی عمل کرده و آب‌های زیرزمینی در خلال شکستگی‌ها به‌راحتی انتقال می‌یابند (حسینی سبزواری، ۱۳۸۶). ریخت‌شناسی کلی ناحیه گل گهر شامل یک دشت وسیع هموار تا ناهموار است که تک رشته‌هایی از تشکیلات کربناته از آن سر برآورده است. این ناحیه دارای سه واحد ریخت‌شناسی است. کوه‌های ستیغ دار اطراف آن را دشت‌های آبرفتی و نمکزارهای مسطح فراگرفته است. امتداد عمومی ارتفاعات شمال‌غربی- جنوب‌شرقی است. ارتفاع متوسط دشت‌های آبرفتی ناحیه معدنی از سطح دریا حدود ۱۷۳۰ متر است. در شمال سایت معدن نمکزار کفه خیرآباد قرار دارد. در غرب سایت معدن دو رشته‌کوه موازی به نام چاه بره با امتداد شمال‌غربی-جنوب شرقی با ارتفاع ۱۹۸۰ متر قرارگرفته است. در جنوب ناحیه رشته‌کوه عین‌البقر با ارتفاع ۲۰۳۷ متر و امتداد غربی-شرقی دارد. این منطقه در قسمت‌های جنوبی‌تر توسط نواحی پست و نمکزار کفه مرگ محصورشده است. ارتفاعات جنوب شرق و شرق به ترتیب کوه‌های چاه سفید با ارتفاع حداکثر ۲۰۰۰ متر و رشته‌کوه بی‌بی مکو با ارتفاع حداکثر ۱۸۵۱ متر قرار دارد (درویش زاده، ۱۳۷۰).




**شکل ۱: موقعیت معدن، پیت تیل تر و سد رسوب‌گیر**

## داده‌ها و روش‌ها

### آزمایش ایزوترم جهت بررسی پتانسیل جذب فلزهای سنگین

به‌منظور بررسی مسئله پتانسیل جذب فلزهای سنگین Ni، Co و Cu در آب زیرزمینی به‌وسیله سنگ‌های موجود در منطقه، ۵ نمونه از سنگ‌های گنایس، شیست، مرمر، اسکارن و مگنتیت در محدوده و عمق‌های مختلف پیت جمع‌آوری و در آزمایشگاه خرد، آسیاب و پودر شدند. سپس مراحل آزمایش ایزوترم بروی آنها صورت گرفت. در بررسی‌های جذب فلزهای سنگین و آزمایش‌های ایزوترم، معمولاً جرم مواد جذب‌شده در واحد جرم مواد توصیف می‌شود. با فرض اینکه، غلظت‌های ماده شیمیایی محلول و جذب‌شده به محیط متخلخل در تعادل هستند و آب بین ذرات حاوی غلظتی برابر با C1، از ماده محلول باشد، در فاز جامد غلظت جذب‌شده مقدار C1* خواهد بود. حال اگر غلظت درون آب به C2 تغییر یابد و سیستم به تعادل جدید برسد، غلظت جذب‌شده به مقدار جدیدی C2* خواهد رسید و به همین ترتیب برای غلظت‌های مختلف دیگر ادامه می‌یابد. با استفاده از نتایج آزمایش یادشده و انتقال غلظت‌های تعادلی (C)، در مقابل غلظت‌های ماده جذب‌شده (C*) بر روی نمودار، یک منحنی که به‌اصطلاح به آن ایزوترم[1] گویند، به دست می‌آید. داشتن شیب منحنی ایزوترم (∂C*/∂C)، یکی از اهداف مهم در بررسی‌های انتقال محلول و آلودگی می‌باشد. همان‌طور که در جداول ۱ تا ۳ دیده می‌شود، ۱۰ گرم پودر سنگ در مجاورت ۵۰ میلی‌لیتر محلول با غلظت‌های مختلف اولیه از Ni، Co و Cu در حالت وجود چند عنصر در محلول قرار گرفت. نمونه‌های آماده‌شده درون دستگاه چرخان به مدت ۳۰ روز به‌منظور رسیدن به حالت تعادلی واکنش بین محلول و پودر سنگ نگهداری شدند. در ادامه با استفاده از دستگاه سانتریفوژ قسمت محلول از فاز جامد جدا شد و سپس مقادیر غلظت تعادلی موجود در محلول اندازه‌گیری شدند و مقدار غلظت‌های ماده جذب‌شده با استفاده از رابطه (۱) محاسبه گردید:

$$C^* = \frac{(C_i - C_e)\times V}{W} \qquad (۱)$$

که در این رابطه، $C^*$ مقدار ماده جذب‌شده، $C_i$ غلظت اولیه، $C_e$ غلظت تعادلی، $V$ حجم محلول و $W$ وزن ماده جاذب است.

غلظت‌های جذب‌شده در مقابل غلظت‌های تعادلی بر روی نمودار ترسیم شدند و با استفاده از مدل ایزوترم خطی و فرندلیچ[2] ضریب توزیع[3] ($K_d$ یا $K_f$) محاسبه گردید (جدول ۴). در این پژوهش، ضریب توزیع در دو حالت خطی و غیرخطی به‌عنوان یک پارامتر مهم در مدل‌سازی انتقال جرم با استفاده از نرم‌افزار شبیه‌سازی FEFLOW مورداستفاده قرار گرفت. در شکل ۲ نمودارهای ایزوترم فلزهای یادشده، برای نمونه سنگ پودر شده ترسیم‌شده است.

1 Isotherm
2 Freundlich
3 Distribution Coefficient

نمودارها و اعداد جدول نشان می‌دهد که مقدار $K_d$ فلز مس در هر دو حالت خطی و غیرخطی بیش از Ni و Co است و از طرفی دیگر، در مدل غیرخطی فرندلیچ، مس از نوع با توان بیش از ۱ و Ni و Coاز نوع با توان کمتر از ۱ می‌باشد؛ بنابراین ظرفیت جذب مس بسیار بیشتر از دو فلز دیگر است. بنابراین در حالتی که سه عنصر یادشده به محیط وارد شوند، مس در مقایسه با دو فلز دیگر بیشتر در دام ذرات جاذب گرفتار می‌شود و آلودگی مس در محیط آب به‌مراتب کمتر خواهد بود. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده از آزمایش ایزوترم این پژوهش در مقایسه با آزمایش ایزوترم خاک‌های منطقه موردمطالعه توسط Jahanshahi and Zare (۲۰۱۴) دیده می‌شود سنگ‌های منطقه از پتانسیل جذب بسیار کمتری برخوردار هستند؛ بنابراین احتمال داده می‌شود در صورت ورود آلودگی فلزهای سنگین به آب زیرزمینی در محیط سنگی، ابر آلودگی با سرعت بیشتری نسبت به محیط آبرفتی حرکت کند.

**جدول ۱: نتایج آزمایش ایزوترم جذب Cu به‌وسیله سنگ پودر شده در مجاورت با محلول حاوی Cu، Ni و CO با غلظت‌های مختلفی از Cu**

| مس در حالت چند عنصری (Cu، Ni و Co) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| غلظت اولیه(mg/L) | غلظت تعادلی(mg/L) | حجم محلول(L) | وزن جاذب(g) | مقدار ماده جذب‌شده (µg/g) |
| ۱۹۰/۳ | ۴۹/۶۵ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۷۰۳/۲۴ |
| ۱۸۷/۸ | ۳۴/۹۴ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۷۶۴/۳ |
| ۱۲۷/۷ | ۲۴/۵۲ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۵۱۵/۹ |
| ۳۴/۲ | ۷/۹۷ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۱۳۱/۱۶ |
| ۲۴/۴ | ۴/۲۹ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۱۰۰/۵۵ |
| ۱۴/۳ | ۲/۵۱ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۵۸/۹۳ |
| ۱۰/۲ | ۱/۷۲ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۴۲/۴۲ |
| ۱/۷ | ۰/۳۴ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۶/۷۸ |
| ۰/۲ | ۰/۰۸ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۰/۶ |

**جدول ۲: نتایج آزمایش ایزوترم جذب Co به‌وسیله سنگ پودر در مجاورت با محلول حاوی Co، Ni و Cu با غلظت‌های مختلفی از Co**

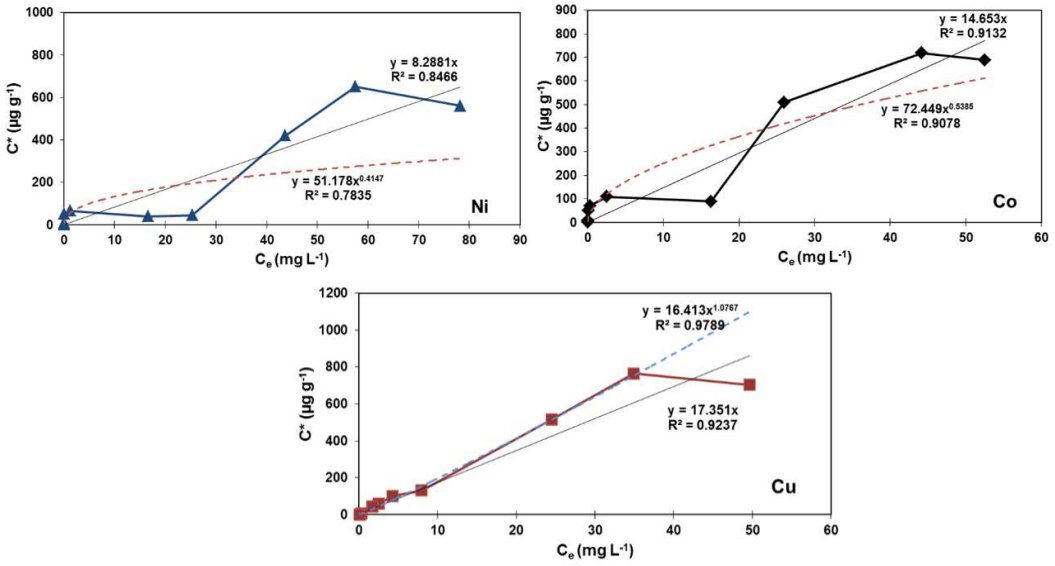
| کبالت در حالت چند عنصری (Cu، Ni وCo) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| غلظت اولیه(mg/L) | غلظت تعادلی(mg/L) | حجم محلول(L) | وزن جاذب(g) | مقدار ماده جذب‌شده (µg/g) |
| ۱۷۴/۷ | ۵۲/۵۰ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۶۸۸/۹۶ |
| ۱۶۵/۴ | ۴۴/۱۶ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۷۱۸/۲ |
| ۱۲۲/۷ | ۲۵/۹۹ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۵۰۸/۵۵ |
| ۹۴/۹۴ | ۱۶/۳۳ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۸۹/۳۵ |
| ۳۵ | ۲/۵۳ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۱۰۹/۳۵ |
| ۲۰/۴ | ۰/۳۲ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۶۹/۸۹ |
| ۱۸/۴ | ۰/۱۳ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۵۰/۳۴ |
| ۱/۸ | ۰/۰۰۹ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۸/۴۵ |
| ۰/۱۸ | ۰/۰۰۱۶ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۰/۹۹ |

**جدول ۳: نتایج آزمایش ایزوترم جذب Ni به‌وسیله سنگ پودر شده در مجاورت با محلول حاوی Ni، Cu و Co با غلظت‌های مختلفی از Ni**

| کبالت در حالت چند عنصری (Cu، Ni و Co) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| غلظت اولیه(mg/L) | غلظت تعادلی(mg/L) | حجم محلول(L) | وزن جاذب(g) | مقدار ماده جذب‌شده (µg/g) |
| ۱۶۸/۸ | ۷۸/۲ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۵۶۰/۵ |
| ۱۴۸/۱ | ۵۷/۵ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۶۵۱/۵ |
| ۱۲۸/۹ | ۴۳/۷ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۴۲۰ |
| ۹۸/۷ | ۲۵/۳ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۴۴/۵ |
| ۸۰/۱ | ۱۶/۵۶ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۳۹/۲ |
| ۲۵/۴ | ۱/۱۹ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۶۵/۵۲ |
| ۱۷/۷ | ۰/۰۷ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۵۰/۶۶ |
| ۱/۷۷ | ۰/۰۰۴ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۸/۴۸ |
| ۰/۱۷ | ۰/۰۰۰۵ | ۰/۰۵ | ۱۰ | ۱ |

**جدول ۴: ضریب توزیع و ضرایب همبستگی با استفاده از ایزوترم های مدل خطی و فرندلیچ برای عناصر Cu، Co و Ni**

| نمونه | | مدل فرندلیچ | | | مدل خطی | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $R^2$ | j | $K_f$ | $R^2$ | $K_d$ |
| پودر سنگ | Cu | ۰/۹۷۸ | ۱/۰۷ | ۱۶/۴۱ | ۰/۹۲۳ | ۱۷/۳۵ |
| | Co | ۰/۹۰۷ | ۰/۵۳ | ۷۲/۴۴ | ۰/۹۱۳ | ۱۴/۶۵ |
| | Ni | ۰/۷۸۳ | ۰/۴۱ | ۵۱/۱۷ | ۰/۸۴ | ۸/۲۸ |



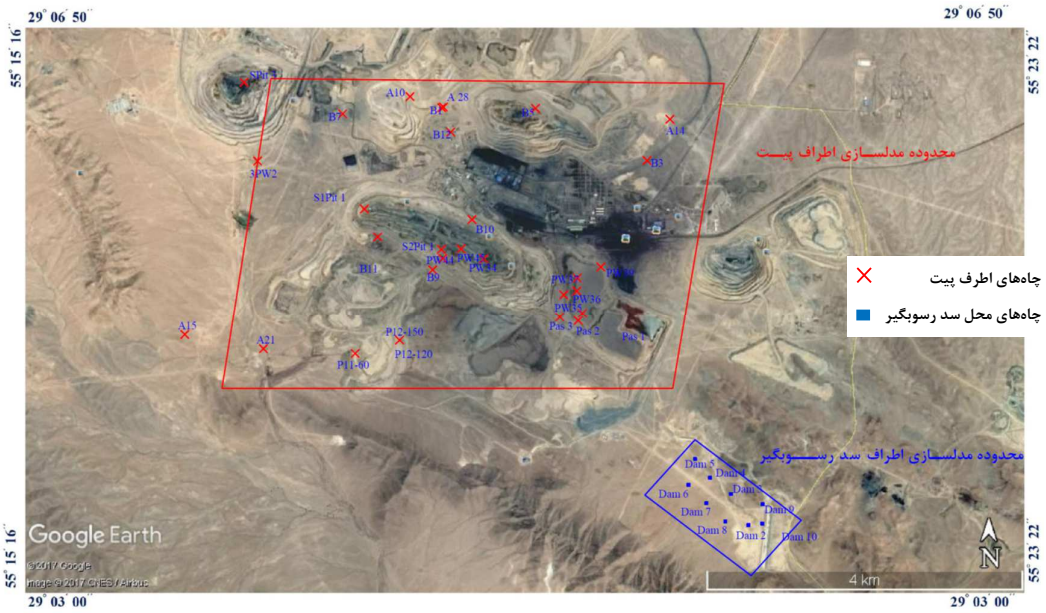

**شکل ۲: ایزوترم جذب Co، Ni و Cu در حالت چند عنصری نمونه‌ی سنگ پودر شده**

## نتایج و بحث

در این تحقیق، مدل‌سازی منطقه موردمطالعه به دو بخش تفکیک‌شده است (شکل ۳). بخش اول محدوده‌ی پیت روباز معدن و رسوب‌گیر (تیل تَر) کنونی سمت جنوب شرقی پیت است. بخش دوم محدوده‌ای است که در آن سد رسوب‌گیر جدید واقع‌شده است و در آینده‌ای نه‌چندان دور پسماند تَر تیل کنونی به آن منتقل خواهد شد. در راستای مدل‌سازی این مناطق باید به دو نکته اشاره کرد که مطالعه‌های پیش‌ازاین نشان داده است از دیدگاه هیدروژئولوژیکی، این دو محدوده مجزا هستند (جهانشاهی ۱۳۹۲) و از طرفی دیگر در فاصله بین این دو محدوده، هیچ‌گونه چاه مشاهده‌ای وجود ندارد. بنابراین شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی و انتقال جرم مناطق یادشده به‌صورت جداگانه مدل‌سازی شده‌اند. به‌طورکلی اهداف مدل عبارت‌اند از: الف) شناسایی سیستم هیدروژئولوژیکی ب) شبیه‌سازی تغییرهای زمانی و مکانی سطح آب زیرزمینی و غلظت آلاینده.

مدل ریاضی جریان محدوده مطالعاتی برای دو حالت پایدار و ناپایدار تهیه‌شده است (جهانشاهی و همکاران ۱۳۹۶). در شرایط پایدار، مدل برای یک دوره تنش یک‌ماهه (مهر ۱۳۸۶) و در شرایط ناپایدار، برای یک دوره یک‌ساله (مهر ۱۳۸۶ تا مهرماه ۱۳۸۷) با ۱۲ دوره‌ی تنش یک‌ماهه (۱۲ گام زمانی)، اجرا و واسنجی شده است.

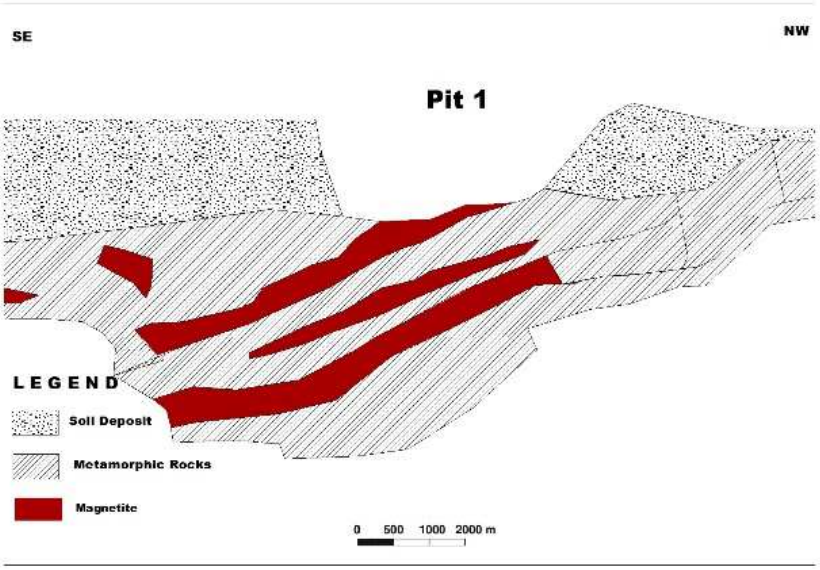
همان‌طور که پیش‌ازاین اشاره شد، آبخوان محدوده‌ی مطالعاتی از لایه‌ی آبرفتی و سنگی تشکیل‌شده است (شکل ۴) و توده‌ی معدنی در بین این دولایه قرارگرفته است (شکل ۵). ازاین‌رو مدل از چهار لایه تشکیل‌شده است. لایه‌ی اول شامل آبخوان آبرفت، لایه‌ی دوم آبخوان سازند سخت، لایه‌ی سوم توده معدنی و لایه‌ی چهارم آبخوان سنگی هست. همچنین درز و شکافه‌ی موجود در آبخوان سازند سخت منطقه هدایت هیدرولیکی بالایی دارند و سبب افزایش سرعت آب زیرزمینی می‌شوند. بنابراین، معادله دارسی حاکم بر حرکت آب زیرزمینی در محیط متخلخل، در درزه و شکاف‌ها صادق نخواهد بود؛ بنابراین در مدل، در درزه و شکاف‌ها، معادله حاکم بر حرکت معادلات Hagen-Poiseuille و یا Manning-Strickler درنظر گرفته شد.




**شکل ۳: محدوده‌ی مدل‌سازی اطراف پیت و سد رسوب‌گیر و موقعیت چاه‌های مشاهده‌ای**

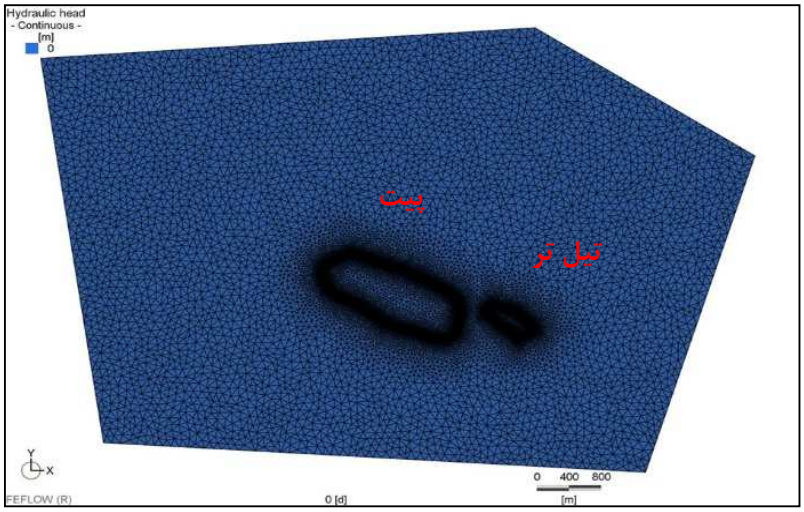



**شکل ۴: نمای جانبی از پیت معدن گل گهر و وجود دولایه آبرفتی و سنگی**



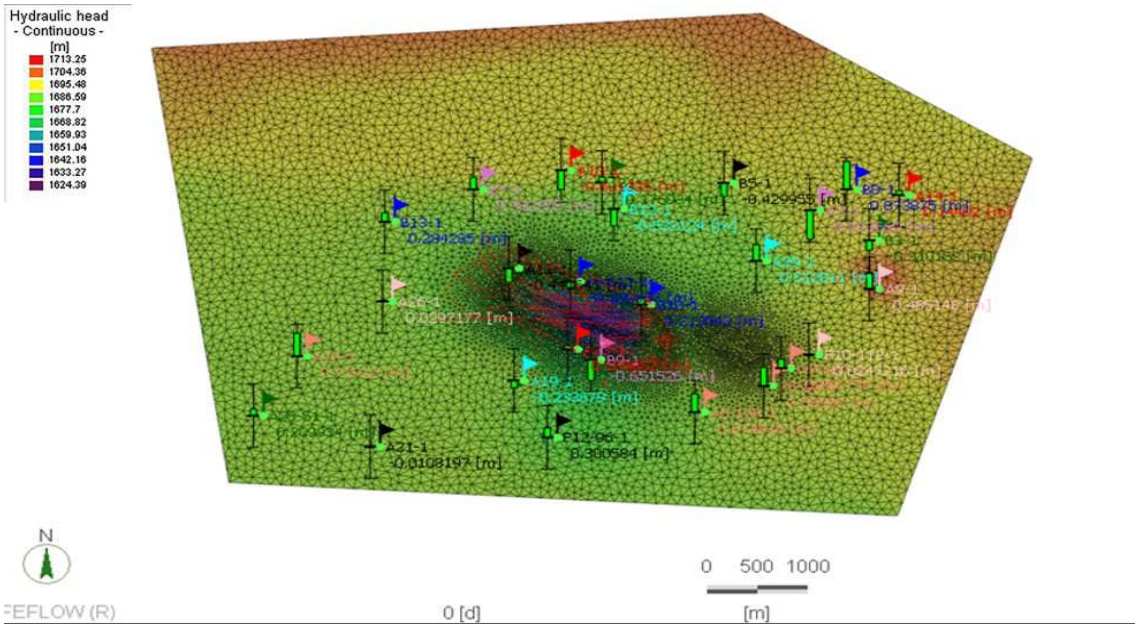

**شکل ۵: نیمرخ زمین‌شناسی از محدوده‌ی پیت معدن (تهیه‌شده در محیط نرم‌افزار AutoCAD با استفاده از اطلاعات لاگ گمانه‌های حفاری)**

در روش عناصر محدود، معمولاً منطقه مطالعاتی به تعدادی عناصر مثلثی (شبکه) تقسیم می‌گردد. با توجه به عملیات زهکشی در محدوده پیت معدن، اعمال شکستگی‌ها و همچنین موقعیت تِیلِ تر، شبکه‌بندی ریزتر و از مش-بندی با چگالی ۶۰۰۰ استفاده گردید. همان‌طور که در شکل ۶ مشاهده می‌شود، شبکه‌بندی در مرزهای پیت معدنی و تیل تر ریزتر و به سمت مرزهای محدوده‌ای بزرگ‌تر می‌باشند. مجموع تعداد مش‌ها برابر با ۹۵۲۰۰۰ و تعداد نودها برابر با ۶۰۰۳۵ می‌باشد.




**شکل ۶: شبکه‌بندی عناصر محدود در محیط FEFLOW**

بر مبنای متوسط سالانه مقادیر بارش ثبت‌شده در ایستگاه هواشناسی معدن گل گهر، میزان و همچنین ضریب نفوذ ۵۰ درصد حجم آبی که از طریق بارش به آبخوان نفوذ می‌کند، برابربا ۱۵۱۲۹۹۶ مترمکعب در سال است. از طرفی دیگر، به سبب اینکه در این ناحیه عمـق قرارگیری سطح سفره‌ی آب زیرزمینـی بیش از ۵ متر است، میزان تبخیر از آب زیرزمینی ناچیز در نظر گرفته‌شده است. بر مبنای داده‌های اندازه‌گیری شده از حجم آب زهکش شده از دیواره پیت و چاه‌های پمپاژ واحد زهکشی معدن، مجموع متوسط سالانه میزان تخلیه از پیت معدن برابر ۲/۵۵ میلیون مترمکعب است. بر اساس نتایج جهانشاهی (۱۳۹۲)، میزان آب نفوذی به آب زیرزمینی از طریق تیل تر برابر ۰/۰۱ میلیون مترمکعب در سال خواهد بود. مقادیر اولیه هدایت هیدرولیکی و آبدهی ویژه آبخوان با استفاده از آزمون‌های پمپاژ و لاگ‌های حفاری چاه‌های پیزومتری و اکتشافی در محدوده‌ی مطالعاتی بر مبنای جدول‌های استاندارد ( Todd and Mays, 2005) محاسبه و به نرم‌افزار معرفی گردید. شکل ۷ شبیه‌سازی بار هیدرولیکی در حالت جریان پایدار چاه‌های مشاهده‌ای پس از پایان مرحله واسنجی را نشان می‌دهد. پـس از واسـنجی مـدل ساخته‌شده در حالـت جریان پایـدار، مدل‌سازی در حالـت جریان ناپایـدار طراحی‌شده است.

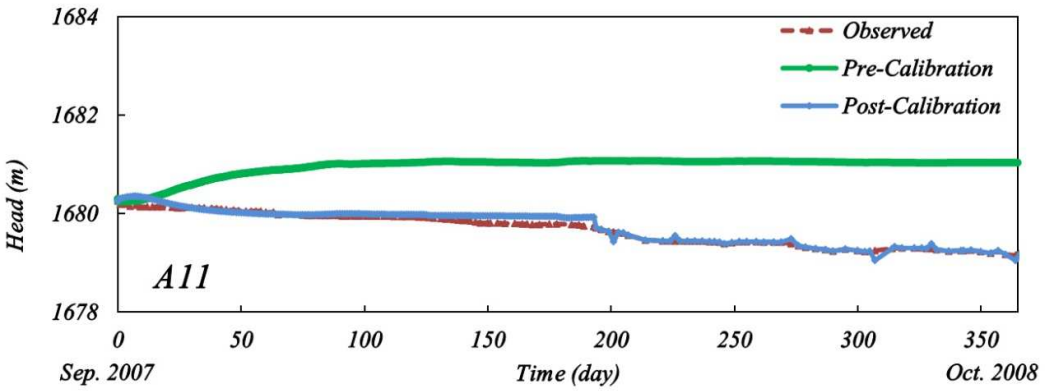



**شکل ۷: بار هیدرولیکی نهایی محاسباتی مدل در حالت جریان پایدار**

هیدروگراف شبیه‌سازی‌شده سطح ایستابی قبل و بعد از واسنجی یکی از چاه‌های مشاهداتی به همراه هیدروگراف مشاهداتی آن در شکل ۸ ترسیم‌شده است.

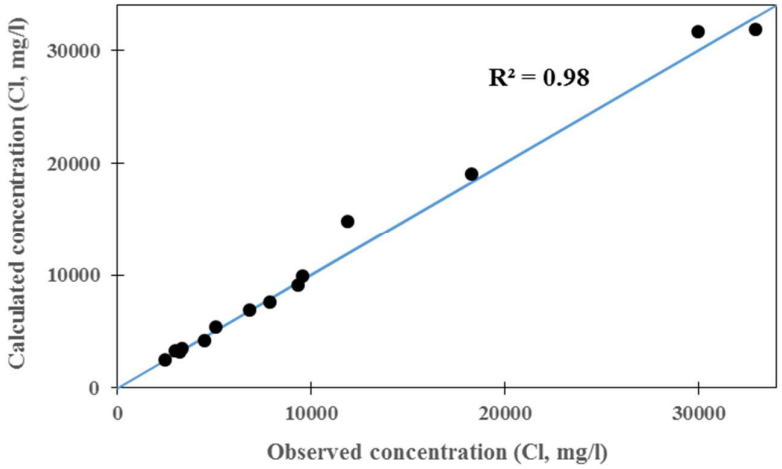
بعد از تهیه و آماده‌سازی مدل جریان، لازم است پارامترهایی که در انتقال جرم نقش ایفا می‌کنند کالیبره شوند؛ بنابراین پارامترهای ضریب پراکندگی طول (DL) و عرضی (DT) محیط متخلخل با استفاده از یون پایستار Cl مورد واسنجی قرار گرفت. کالیبراسیون ضرایب بالا در مدل در حالت جریان پایدار/انتقال جرم[1] انجام شد و طی آن، این ضرایب باهدف برازش غلظت کلر مشاهداتی و محاسباتی به‌صورت خودکار تغییر داده‌شده است. همبستگی ۹۸٪ میان مقادیر مشاهداتی و محاسباتی نشان می‌دهد که مدل توانایی خوبی در شبیه‌سازی توزیع غلظت کلر منطقه داشته است (شکل ۹).

با استفاده از نتایج پژوهش انجام‌شده به‌وسیله جهانشاهی (۱۳۹۲) بر روی آزمایش Batch test در مورد آزادسازی عنصر Ni از پسماند تیل تر، به میزان ۰/۰۷۲ میلی‌گرم در لیتر، پیش‌بینی انتقال این عنصر در آب زیرزمینی با سه فرض انجام‌شده است: ۱- منشأ ورود آلودگی به آب زیرزمینی منطقه، محل انباشت تیل تر در نظر گرفته‌شده است. ۲- با در نظر گرفتن تبخیر از آب موجود در حوضچه تیل تر، نیکل با غلظتی برابر با ۱۰ برابر میزان آزادشده در شرایط آزمایشگاهی وارد آب زیرزمینی می‌شود (شکل ۱۰). ۳- نیکل آزاد بدون جذب و پراکندگی از محیط غیراشباع خاک وارد آب زیرزمینی می‌شود و جذب تنها در محیط اشباع رخ می‌دهد.

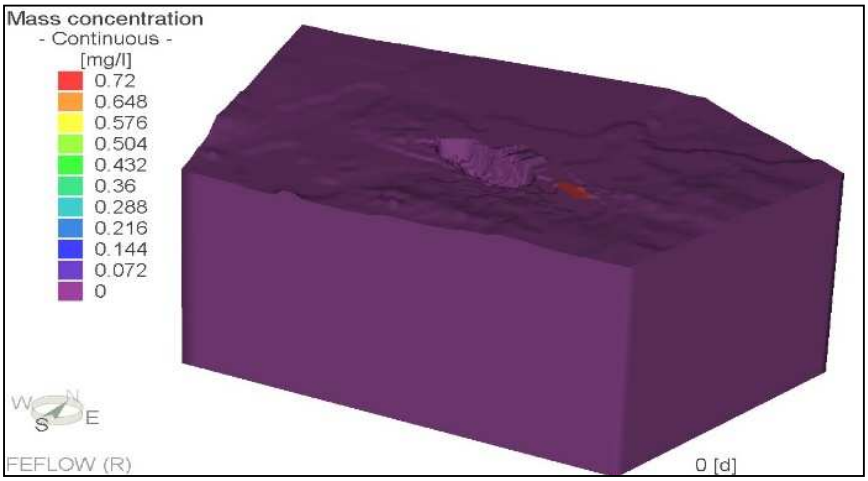



**شکل ۸: هیدروگراف مشاهداتی و محاسباتی یکی از چاه‌های مشاهده‌ای طی فرایند واسنجی دوره‌ی جریان ناپایدار**

[1] Steady Flow/Mass Transport



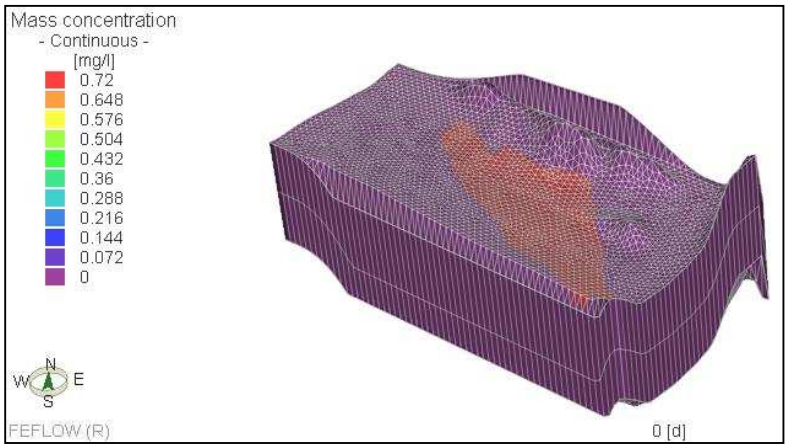

**شکل ۹: همبستگی میان مقادیر مشاهداتی و محاسباتی غلظت کلر در مرحله واسنجی ضرایب پراکندگی در محدوده‌ی پیت**



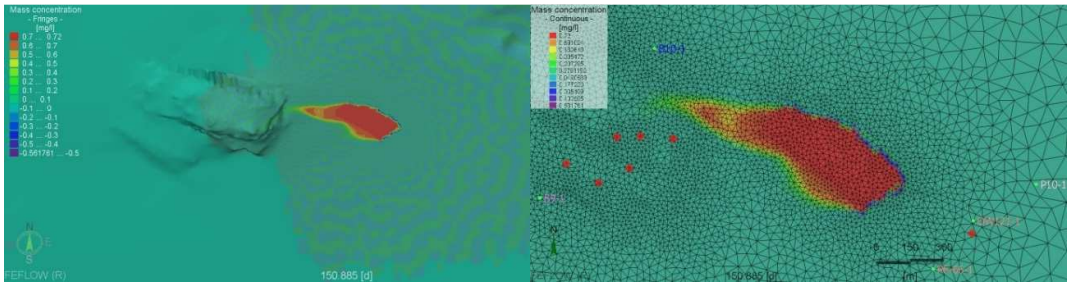

**شکل ۱۰: محل تیل تر به‌عنوان منشأ آلودگی نیکل با شرایط مرزی غلظت برابر با ۰/۷۲ میلی‌گرم در لیتر**

به‌منظور مدل‌سازی جریان و انتقال جرم در آب زیرزمینی محدوده‌ی حوضچه سد رسوب‌گیر، منطقه‌ای کوچک با طول و عرض نزدیک به ۱۴۰۰ در ۹۰۰ متر که دربرگیرنده سد و پیزومترهاست، در نظر گرفته شد (شکل ۲). در این محدوده، بر مبنای مدل مفهومی، مدل دربرگیرنده دولایه است. لایه بالایی آبرفت و لایه پایینی از نوع سنگی است. بعد از واسنجی نمودن مدل جریان، محدوده سد رسوب‌گیر جهت کالیبره کردن مدل انتقال جرم از غلظت یون $Cl^-$ استفاده‌شده است و طی آن ضریب پراکندگی طولی و عرضی به‌صورت خودکار تغییر داده شدند.

هنگامی‌که پسماند تر باگذشت زمان به درون حوضچه سد رسوب‌گیر تخلیه شود، حجم پشت سد را اشغال می‌کند و درنتیجه ارتفاع رسوب‌های پسماند و سطح زمینی که پسماند می‌پوشاند، نسبت به زمان افزایش می‌یابد. بنابراین با توجه به توپوگرافی حوضچه سد رسوب‌گیر، هر تراز ارتفاع پسماند، وسعت مشخصی از زمین را دربر می‌گیرد و از آن سطح آلودگی را وارد زمین می‌کند؛ بنابراین می‌توان آن مساحت را محل ورود آلودگی در نظر گرفت. در شکل ۱۱ برحسب تراز ارتفاعی پسماند، مناطقی که به‌عنوان منشأ نیکل آلودگی را وارد آب زیرزمینی می‌کنند دیده می‌شود. نمایش گرافیکی شبیه‌سازی انتقال نیکل در آب زیرزمینی نسبت به زمان و مکان در اشکال ۱۲ و ۱۳ نشان می‌دهد که آلودگی از محل انباشت تیل تر به سمت پیت معدن حرکت کرده است. جبهه ابر آلودگی بعد از ۱۵۰ روز به لبه پیت رسیده است و از حدود روز ۲۰۰ به بعد حرکت ابر آلودگی به‌صورت فررفت۱ در منطقه تسخیر۲ (شکل ۱۴) چاه پمپاژ گرفتارشده است و دیگر گسترش طولی و عرضی ندارد.

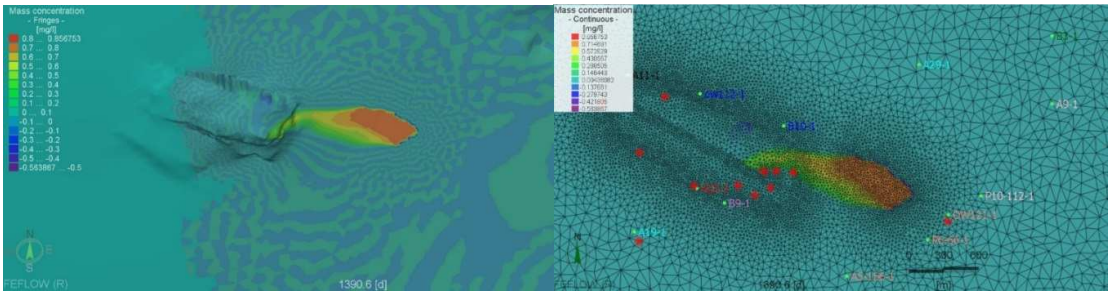



**شکل ۱۱: زون ورود نیکل با غلظت ۰/۷۲ میلی‌گرم در لیتر به آب زیرزمینی، زمانی که ارتفاع پسماند تر در پشت سد به ۱۷۴۳ متر برسد**

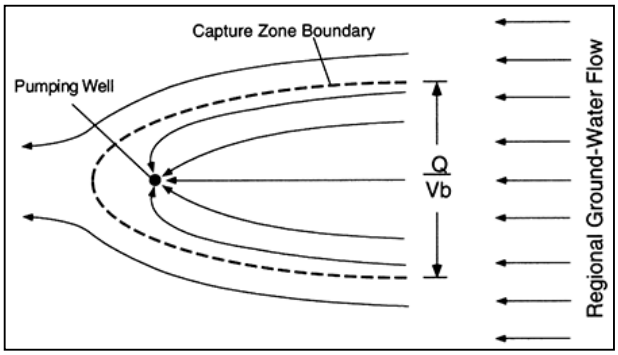


**شکل ۱۲: شبیه‌سازی نحوه حرکت ابر آلودگی نیکل از تیل تر به سمت پیت معدن بعد از حدود ۱۵۰ روز**

[1] Advection
[2] Capture Zone



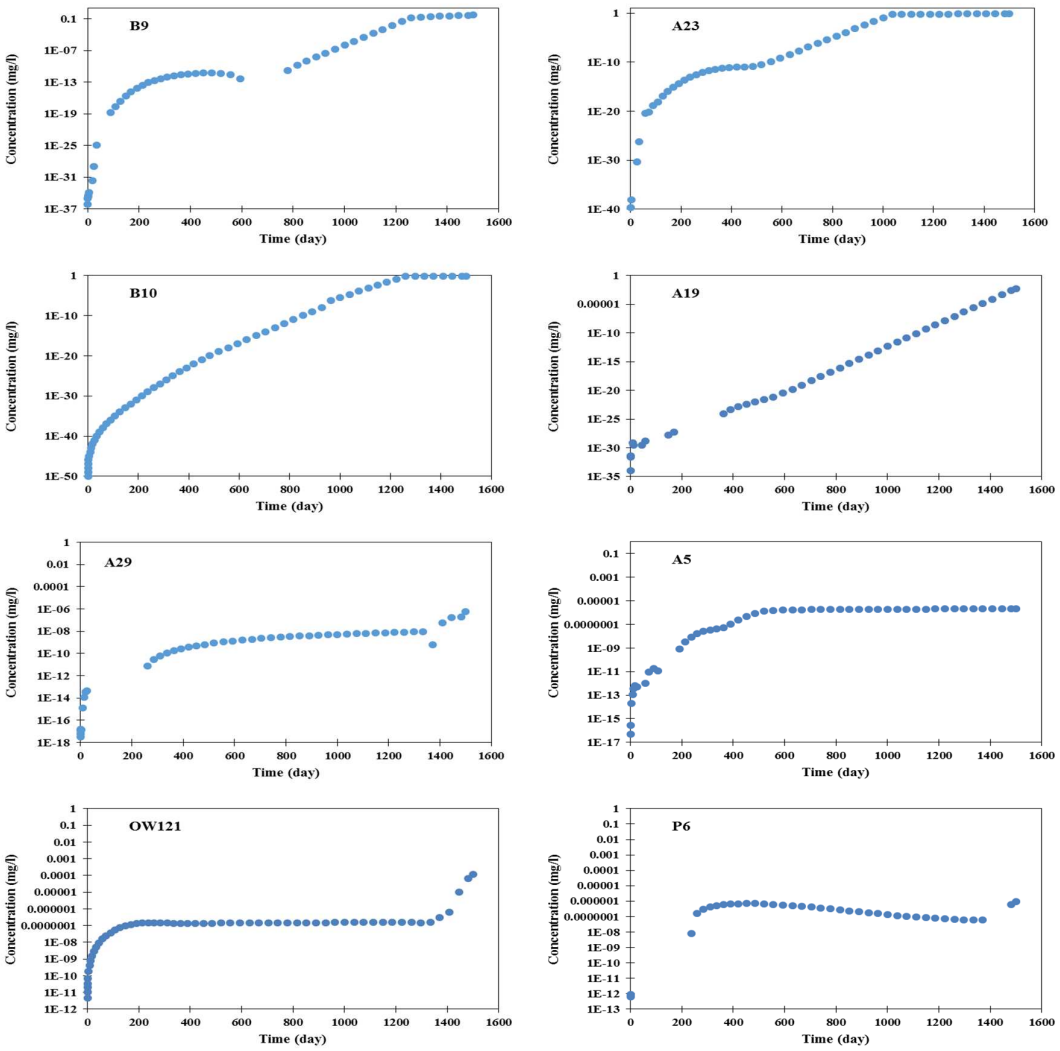
**شکل ۱۳: شبیه‌سازی نحوه حرکت ابر آلودگی نیکل از تیل تر به سمت پیت معدن بعد از حدود ۱۴۰۰ روز**




**شکل ۱۴: تصویر شماتیک از منطقه‌ی تسخیر (Capture Zone) که به‌وسیله‌ی یک چاه پمپاژ با دبی Q، ضخامت سفره b و سرعت آب زیرزمینی V ایجاد می‌شود (Todd and Mays, 2005)**

اثر ابر آلودگی تنها در برخی از چاه‌های مشاهده‌ای منطقه دیده می‌شود (شکل ۱۵). همان‌طور که اشاره شد به دلیل انجام پروسه زهکشی توسط چاه‌های پمپاژ، یک زون تسخیر در محدوده‌ی پیت ایجادشده است که سبب می‌شود ابر آلودگی به سمت پیت و چاه‌های پمپاژ حرکت کند و از نشر آلودگی به مناطق دورتر از پیت معدن به طریق انتقال فررفت جلوگیری کند. اما درعین‌حال در برخی از چاه‌های مشاهده‌ای نزدیک تیل تر و پیت، نظیر A29، A5، A19، P6 و OW121 اثر انتقال آلودگی در جهت عکس گرادیان هیدرولیکی دیده می‌شود. حرکت آلودگی به نواحی چاه‌های اشاره‌شده به دلیل انتقال نیکل به طریق پراکنش۱ و انتشار۲ رخداده است. نکته‌ای که باید به آن اشاره کرد این است که مقدار غلظت نیکل در آب زیرزمینی چاه‌های مشاهده‌ای نزدیک به مرکز پیت بعدی حدود ۱۰۰۰ روز (حدود ۳ سال) غلظتی نزدیک به مقدار آلودگی شرایط مرزی در منشأ (تیل تر) خواهند داشت. اما در آب زیرزمینی چاه‌های مشاهده‌ای دورتر که از طریق پراکنش تحت تأثیر ابر آلودگی قرار می‌گیرند، غلظت نیکل بسیار اندک است.

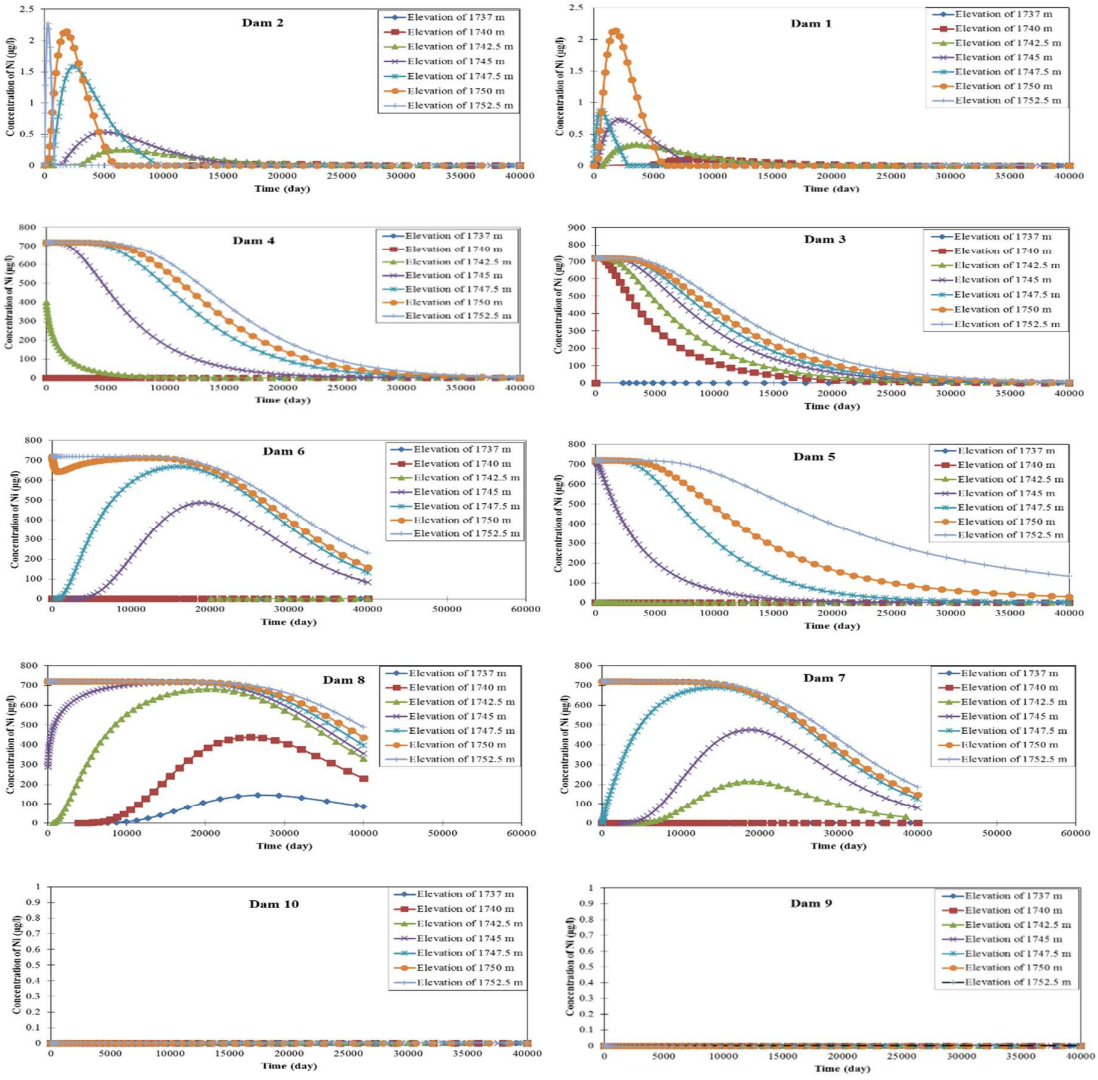
[1] Dispersion
[2] Diffusion




**شکل ۱۵: پیش‌بینی تغییرهای زمانی غلظت نیکل در چاه‌های مشاهده‌ای که اثر ابر آلودگی دیده‌شده است**

شکل ۱۶ نمودار پیش‌بینی تغییرهای زمانی غلظت نیکل در آب زیرزمینی پیزومترها با توجه به بالا آمدن ارتفاع پسماند را نشان می‌دهد. زمانی که ارتفاع پسماند افزایش می‌یابد و محل پیزومترهای Dam3، Dam4، Dam5، Dam6، Dam7 و Dam8 را می‌پوشاند؛ مدل پیش بینی کرده است از ابتدای ورود نیکل به آب زیرزمینی، پیزومترهای یادشده تا مدت ۵۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ روز غلظت نیکل در حدود ۰/۷۲ میلی‌گرم در لیتر بدون تغییر باقی خواهد ماند. به نظر می‌آید به دلیل کم بودن گرادیان و هدایت هیدرولیکی کم سفره آب زیرزمینی، خروج نیکل به‌راحتی میسر نمی‌شود. همچنین به دلیل اینکه پیزومترهای Dam1 و Dam2 در حاشیه منبع آلودگی قرارگرفته‌اند غلظت چندان زیادی از نیکل وارد محدوده آب زیرزمینی آن قسمت نشده است. در ضمن پیزومترهای Dam9 و

Dam 10 در محلی بالادست، محل تلمبار پسماند قرار گرفته اند و جهت جریان آب زیرزمینی به سمت آنها نیست. بنابراین تنها پدیده انتشار و پراکندگی، موجب شده است مقدار بسیار ناچیزی آلودگی را وارد آب زیرزمینی آن نواحی کند.




**شکل ۱۶: پیش‌بینی تغییرهای زمانی غلظت نیکل در آب زیرزمینی چاه‌های مشاهده‌ای محدوده‌ی سد رسوب‌گیر**

## نتیجه‌گیری

آزمایش ایزوترم نشان می‌دهد که مقدار $K_d$ فلز مس در هر دو حالت خطی و غیرخطی بیش از Ni و Co است و از طرفی دیگر، در مدل غیرخطی فرندلیچ، مس از نوع با توان بیش از ۱ و Ni و Coاز نوع با توان کمتر از ۱ می‌باشد؛ بنابراین ظرفیت جذب مس بسیار بیشتر از دو فلز دیگر است. بنابراین در حالتی که سه عنصر یادشده به محیط وارد شوند، مس در مقایسه با دو فلز دیگر، بیشتر در دام ذرات جاذب گرفتار می‌شود و آلودگی مس در محیط آب به‌مراتب کمتر خواهد بود. همچنین توانایی جذب فلزهای سنگین توسط سنگ‌های منطقه در حالت پودر شده، کمتر از خاک‌های منطقه است. بنابراین احتمال داده می‌شود، در صورت ورود آلودگی فلزهای سنگین به آب زیرزمینی در محیط سنگی، ابر آلودگی با سرعت بیشتری نسبت به محیط آبرفتی حرکت کند. از طرفی دیگر به دلیل انجام پروسه زهکشی توسط چاه‌های پمپاژ، یک زون تسخیر در محدوده‌ی پیت ایجادشده است که سبب می‌شود ابر آلودگی به سمت پیت و چاه‌های پمپاژ حرکت کند و خوشبختانه از نشر آلودگی به مناطق دورتر از پیت معدن به طریق انتقال فررفت جلوگیری کند. اما درعین‌حال در برخی از چاه‌های مشاهده‌ای نزدیک تیل تر و پیت، اثر انتقال آلودگی در جهت عکس گرادیان هیدرولیکی با غلظتی بسیار کم در مقایسه با غلظت آلودگی در منشأ، به دلیل انتقال نیکل به طریق پراکنش و انتشار، رخداده است. همچنین در محدوده سد رسوب‌گیر جدید به دلیل هدایت هیدرولیکی پایین، شیب هیدرولیکی کم و درنتیجه سرعت کم آب زیرزمینی، آلودگی ماندگاری طولانی دارد. به‌عبارت‌دیگر اگر آلودگی وارد سفره آب زیرزمینی شود، آلودگی در سفره آب زیرزمینی با توجه به‌پیش بینی مدل حتی به مدت ۳۰ سال در محل ورود آلودگی بدون تغییر غلظت باقی خواهد ماند.

## تقدیر و تشکر

این تحقیق از حمایت مالی و معنوی پژوهشکده آهن و فولاد شرکت معدنی و صنعتی گل گهر سیرجان بهره‌مند شده است.

## منابع

جهانشاهی رضا (۱۳۹۲). اثرات زیست‌محیطی معدن سنگ‌آهن گل گهر بر آب‌های زیرزمینی منطقه، پایان‌نامه دکترا، دانشگاه شیراز.

جهانشاهی رضا؛ راوند الهام؛ اسدی ناصر؛ مالی سپیده؛ حسینی سبزواری سید محمد (۱۳۹۶). شبیه‌سازی و پیش‌بینی فرایند زهکشی در محیط آبرفتی و سازند سخت پیت روباز معدن سنگ‌آهن گل گهر، مجله زمین‌شناسی کاربردی پیشرفته، شماره ۲۴، ص ۳۷-۲۶.

حسینی سبزواری سید محمد (۱۳۸۶). بررسی خصوصیات هیدروژئولوژیکی سفره آب زیرزمینی در معدن گل گهر، سیرجان، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شاهرود.

درویش زاده علی (۱۳۷۰). زمین‌شناسی ایران، تهران، انتشارات امیرکبیر.

دولتی ارده‌جانی فرامرز؛ شفایی تنکابنی سید ضیاءالدین؛ کاکایی رضا (۱۳۸۳). مدل‌سازی مشکلات آب در معادن روباز با استفاده از روش اجزاء محدود، کنفرانس مهندسی معدن ایران، دانشگاه تربیت مدرس.

Biehler. D., Falck. W. E., (1999), Simulation of the effects of geochemical reactions on groundwater quality during planned flooding of the Königstein uranium mine, Saxony, Germany. Hydrogeology Journal 7:284–293.

Dhakate. R., Singh. V. S., Hodlur. G. K., (2008), Impact assessment of chromite mining on groundwater through simulation modeling study in Sukinda chromite mining area, Orissa, India, Journal of Hazardous Materials 160:535–547.
Garzonio. C. A., Piccinini. L., Gargini. A., (2014), Groundwater Modeling of Fractured Aquifers in Mines: The Case Study of Gavorrano (Tuscany, Italy), Rock Mech. Rock Eng. 47:905–921.
Jahanshahi. R., Zare. M., (20140, A metal sorption/desorption study to assess the potential efficiency of a tailings dam at the Golgohar Iron Ore Mine, Iran, Mine Water Environ. 33:228–240.
Li. T., Li. L., Song. H., Meng. L., Zhang. S., Huang. G., (2016), Evaluation of groundwater pollution in a mining area using analytical solution: a case study of the Yimin open‑pit mine in China, Springer Plus 5:392.
Molson. J. W., Fala. O., Aubertin. M., Bussie`re. B., (2005), Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles, Journal of Contaminant Hydrology 78:343– 371.
Schwartz. M. O., Kgomanyane. J., (2008), Modelling natural attenuation of heavy-metal groundwater contamination in the Selebi-Phikwe mining area, Botswana, Environ. Geol. 54:819–830.
Song. C., Chao. W., Fu-qiang. Y., Rui-xue. B., (2011), Heavy metal pollution model of tailings and the pollution simulation by visualization, Journal of Coal Science & Engineering (China) 17(3):355–359.
Sracek. O., Gzyl. G., Frolik. A., Kubica. Z., Bzowski. Z., Gwo´zdziewicz. M., Kura. K., (2010), Evaluation of the impacts of mine drainage from a coal waste pile on the surrounding environment at Smolnica, southern Poland, Environ. Monit Assess 165:233–254.
Todd. D. K., Mays Larry. W., (2005), Groundwater hydrology, John Wiley & Sons, New York.
Young. H., Sung. J., Jeen. W., (2016), Geochemical interactions of mine seepage water with an aquifer: laboratory tests and reactive transport modeling, Environ. Earth Sci. 75:1333.
Zhang, H., Wang, Y., Yang, R, Ye, R., (2018), Modeling the effects of phosphate mining on groundwater at different stages of mine development. Mine Water and the Environment, 37:3, pp 604–616.

**Research Article**

# Simulation of Heavy Metals Transport in the Groundwater of Golgohar Iron Ore Mine Aquifer

**Reza Jahanshahi*[1], Sepideh Mali[2], Elham Ravand[3]**

Received: 11-09-2018 Revised: 10-12-2018 Accepted: 12-03-2019

## Abstract

The Golegohar mine area is located at 53 km southwest of Sirjan city, Kerman province, Iran. The mine is one of the largest open-pit mines in the country. Due to exploitation, the pit floor level is below the water table. Current dewatering operation is going on by groundwater pumping in digging wells in or out of the pit to prevent flooding. Until now, discharged water and tailings have been disposed near pit without proper environmental safeguards. This water is in contact with minerals containing heavy metals and it may dissolve or suspend them. Therefore, a tailings dam, constructed with environmental standards, has been proposed to address this problem. So the groundwater pollution plume is studied using FEFLOW software. The results of the sorption isotherm tests for Ni, Cu, and Co show good agreement with the Liner and Freundlich models. Moreover, the plot of Kd for every single solution concentration indicates that the Kd is increasing with Cu concentration while it is decreasing for other metals. Examining the isotherms indicate that Ni and Co behave similarly, while the Cu behavior is different despite equal initial molar concentrations. This implies that the sorption of Cu is higher than Co and Ni. Flow and mass transport simulation in the groundwater of area show due to the dewatering, a capture zone has been developed near the pit. So groundwater pollution plume moves toward the pit and contamination migration (advection) has been prevented to other area. In addition to results of mass transport simulation in the tailings dam show that due to low material permeability and hydraulic gradient in the aquifer, the retention time of the groundwater pollution plume will be long.

**Keywords**: Pollution Plume, Isotherm Test, Tailings Dam, Groundwater Contamination Modelling, FEFLOW Software.

[1]*- Assistant Professor of Hydrogeology, Geology Department, Faculty of Sciences, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran
Email: jahanshahireza@science.usb.ac.ir
[2]- Ph.D Student of Hydrogeology, Faculty of Geosciences, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran
[3]- M.Sc of Hydrogeology, Geology Department, Faculty of Sciences, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran

## References

## References (in Persian)

Darvishzadeh, A. (1991) Geology of Iran. Amirkabir Publication, Tehran, 1-901. [In Persian]

Doulati Ardejani, F., Shafaei Tonekaboni, S. Z., Kakaei, R., (2004) Modeling of water problems in open pit mines using finite element method. Iranian Society of Mining Engineering, Tarbiat Modares University. [In Persian]

Hosseini Sabzevari, S.M., (2007) Investigation of hydrogeological characteristics in the groundwater aquifer of GolGohar mine, Sirjan. M.Sc Thesis, Shahrood University of Technology. [In Persian]

Jahanshahi, R., (2013) Environmental effects of Gol-e-Gohar Iron Ore Mine on groundwater of the area. Ph.D. Thesis, Shiraz University. [In Persian]

Jahanshahi, R., Ravand E., Asadi, N., Mali, S., Hosseini Sabzevari, S.M., (2017) Simulation and prediction of the dewatering process in the porous media and hard rock in the open pit of Golgohar iron ore mine. Advanced Applied Geology, no 24 (26-37). [In Persian]

## References (in English)

Biehler. D., Falck. W. E., (1999), Simulation of the effects of geochemical reactions on groundwater quality during planned flooding of the Königstein uranium mine, Saxony, Germany. Hydrogeology Journal 7:284–293.

Dhakate. R., Singh. V. S., Hodlur. G. K., (2008), Impact assessment of chromite mining on groundwater through simulation modeling study in Sukinda chromite mining area, Orissa, India, Journal of Hazardous Materials 160:535–547.

Garzonio. C. A., Piccinini. L., Gargini. A., (2014), Groundwater Modeling of Fractured Aquifers in Mines: The Case Study of Gavorrano (Tuscany, Italy), Rock Mech. Rock Eng. 47:905–921.

Jahanshahi. R., Zare. M., (2014), A metal sorption/desorption study to assess the potential efficiency of a tailings dam at the Golgohar Iron Ore Mine, Iran, Mine Water Environ. 33:228–240.

Li. T., Li. L., Song. H., Meng. L., Zhang. S., Huang. G., (2016), Evaluation of groundwater pollution in a mining area using analytical solution: a case study of the Yimin open‑pit mine in China, Springer Plus 5:392.

Molson. J. W., Fala. O., Aubertin. M., Bussie`re. B., (2005), Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles, Journal of Contaminant Hydrology 78:343– 371.

Schwartz. M. O., Kgomanyane. J., (2008), Modelling natural attenuation of heavy-metal groundwater contamination in the Selebi-Phikwe mining area, Botswana, Environ. Geol. 54:819–830.

Song. C., Chao. W., Fu-qiang. Y., Rui-xue. B., (2011), Heavy metal pollution model of tailings and the pollution simulation by visualization, Journal of Coal Science & Engineering (China) 17(3):355–359.

Sracek. O., Gzyl. G., Frolik. A., Kubica. Z., Bzowski. Z., Gwo´zdziewicz. M., Kura. K., (2010), Evaluation of the impacts of mine drainage from a coal waste pile on the surrounding environment at Smolnica, southern Poland, Environ. Monit Assess 165:233–254.

Todd. D. K., Mays Larry. W., (2005), Groundwater hydrology, John Wiley & Sons, New York.

Young. H., Sung. J., Jeen. W., (2016), Geochemical interactions of mine seepage water with an aquifer: laboratory tests and reactive transport modeling, Environ. Earth Sci. 75:1333.

Zhang, H., Wang, Y., Yang, R, Ye, R., (2018), Modeling the effects of phosphate mining on groundwater at different stages of mine development. Mine Water and the Environment, 37: 3, pp 604–616.