

بررسی تأثیر غلظت آلودگی بر ضرایب پراکندگی طولی و عرضی محیط متخلخل اشباع

زهرا مردانی^۱، کیومرث ابراهیمی^{۲*}، شهاب عراقی نژاد^۳ و عبدالمجید لیاقت^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱/۲ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۴/۱۹

چکیده

در مقاله حاضر با بکارگیری یک مدل دو بعدی افقی آزمایشگاهی به بررسی اثر تغییر غلظت آلودگی بر ضرایب پراکندگی طولی و عرضی محیط متخلخل اشباع پرداخته شده است. محلول کلرید سدیم با پنج غلظت متفاوت ۲/۵، ۵، ۷/۵، ۱۰ و ۱۲/۵ گرم در لیتر به عنوان ردیاب استفاده شد. مقادیر غلظت در گام‌های زمانی یک ثانیه به وسیله‌ی رابطه حاصل از حل تحلیلی معادله دو بعدی همرفت - پخشیدگی با بهینه‌سازی ضرایب پراکنده‌پذیری طولی و عرضی برآورد و سپس با مقادیر اندازه‌گیری شده مقایسه شد. نتایج نشان داد که مقادیر پراکنده‌پذیری طولی با افزایش غلظت افزایش و مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی با افزایش غلظت کاهش می‌یابد. همچنین سرعت پخش آلودگی در جهت طولی بیشتر از سرعت پخش آن در جهت عرضی است. به بیان دیگر سهم همرفت در انتقال آلودگی بیشتر از سهم پراکندگی هیدرودینامیکی است. بر اساس نتایج، مقدار کاربردی و قابل استفاده ضرایب پراکنده‌پذیری طولی برای شرایط اندازه‌گیری شده برای غلظت‌های ۲/۵، ۵، ۷/۵، ۱۰ و ۱۲/۵ گرم بر لیتر به ترتیب برابر $۱۰^{۱۳} * ۳/۵۷$ ، $۱۰^{۱۳} * ۲/۲۹$ ، $۱۰^{۱۳} * ۳/۵۷$ ، $۱۰^{۱۳} * ۷/۴۳$ و $۲/۱۶ * ۱۰^{۱۴}$ متر و مقادیر ضرایب پراکنده‌پذیری عرضی در محدوده‌ای مشابه به ترتیب برابر ۲۵۸۰۰، ۲۶۴۰۰، ۲۷۸۰۰، ۲۴۹۰۰، ۲۵۲۰۰ متر بدست آمد. ضمناً با افزایش فاصله از نقطه رهاسازی ردیاب مقادیر پراکنده‌پذیری طولی کاهش ناچیزی داشت، اما مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی با افزایش فاصله از نقطه رهاسازی ردیاب افزایش یافت.

واژه‌های کلیدی: پراکنده‌پذیری، حل تحلیلی، ردیاب، مدل آزمایشگاهی، همرفت

مقدمه

فرآیندهای فیزیکی حاکم بر انتقال املاح شامل همرفت^۵، پخشیدگی مولکولی^۶ و پراکندگی مکانیکی^۷ است. فرآیندهای پراکندگی توجه بسیاری از محققین علوم مختلف را به خود جلب کرده است (Olsson and Grathwohl., 2007). به عنوان مثال مهندسان شیمی پدیده پراکندگی را در روش‌های آزمایشگاهی نظیر کروماتوگرافی و راکتورهای شیمیایی مورد توجه قرار دادند (Baumeister et al., 1995; Balakotaiyah and Chang., 1995). مهندسان نفت، در حال تحقیق در مورد فرآیندهای جابه‌جایی مخلوط در بازیابی نفت هستند (Blackwell., 1962). در رشته علوم پزشکی نیز می‌توان به حرکت گلبول‌های قرمز منتقل شده در جریان خون اشاره نمود (Bishop et al., 2002). مهندسان آب با خطرات نفوذ

آب شور در منابع آب شیرین در مناطق ساحلی مواجه هستند (De Josselin and van Duijn., 1986). آب‌های زیرزمینی معمولاً حاوی عناصر حل شده و ذرات معلق می‌باشد. همچنین کیفیت آب می‌تواند توسط باکتری‌ها، ویروس‌ها و گازها تحت تأثیر قرار گیرد (Ebrahimi and Falconer, 2015). همرفت فرآیند اصلی جابه‌جا شدن آلودگی در آب زیرزمینی از یک مکان به مکان دیگر می‌باشد. آلودگی با وجود ساکن بودن آب به علت حرکت تصادفی ناشی از انرژی جنبشی ذرات، از ناحیه با غلظت بیشتر به ناحیه با غلظت کمتر حرکت می‌کند و در نهایت توزیع یکنواختی از غلظت ایجاد می‌شود. ضریب پخشیدگی مولکولی به دما، ویسکوزیته مایع و اندازه ذرات محیط متخلخل بستگی دارد بنابراین هرچه ویسکوزیته بیشتر باشد مقدار این ضریب افزایش پیدا می‌کند. هنگامی که سرعت جریان سیال در محیط به اندازه کافی زیاد باشد، تأثیر نسبی پراکندگی مکانیکی از تأثیر پخشیدگی مولکولی به مراتب زیادتر است و می‌توان از پخشیدگی مولکولی صرف نظر نمود. پراکندگی مکانیکی که یک فرآیند اختلاط مکانیکی است به علت تغییرات محلی سرعت نسبت به سرعت متوسط جریان اتفاق می‌افتد (محمودیان شوشتری، ۱۳۹۴). پراکندگی هیدرودینامیکی^۸ نتیجه پراکندگی مکانیکی و پخشیدگی

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب دانشگاه تهران

۲- استاد گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران

۳- دانشیار گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران

۴- استاد گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران

* - نویسنده مسئول: (Email: Ebrahimik@ut.ac.ir)

5- Advection

6- Molecular diffusion

7- Mechanic Dispersion

8- Hydrodynamic Dispersion

عرض منبع ردیاب (L) ، D_T : ضریب پراکندگی عرضی (L^2T) ، α_t : ضریب پراکنده‌پذیری عرضی (L) ، erf: تابع خطا. این معادله را می‌توان به سادگی با تعویض پارامتر x با y و y با x ، برای محاسبه ضریب پراکندگی طولی نیز مورد استفاده قرار دارد که در آن، D_L ضریب پراکندگی طولی (L^2T) ، α_l ضریب پراکنده‌پذیری طولی (L) می‌باشد. در این معادلات فرض بر آن است که فرآیندهای شیمیایی و بیولوژیکی همانند واپاشی^۳، زیست تخریب‌پذیری^۴ و فاکتور تأخیر^۵ رخ نداده است. اگر ردیاب بدون پراکندگی در محیط متخلخل حرکت کند، منحنی رخنه^۶ به صورت یک تابع پله‌ای خواهد بود (Wang and Anderson, 1982).

تاکنون در زمینه مدلسازی و تعیین ضرایب پراکندگی تحقیقات زیادی صورت گرفته است به طور مثال گابریل‌چی‌اگنا و همکاران (۲۰۱۰) با استفاده از ردیاب‌های فلئوئورسین، اکسیژن محلول و برومید و در یک مخزن شبه دو بعدی به آزمایش برای دستیابی به درک عمیق‌تر از اختلاط پراکندگی طولی و عرضی در محیط متخلخل اشباع پرداختند و دریافتند که نتایج آزمایشات با مدل کلاسیک خطی منطبق نیست. بین ضریب پراکندگی طولی و میانگین سرعت خطی رابطه غیرخطی وجود دارد و ضریب پراکندگی طولی به پراکندگی هیدرودینامیکی بستگی دارد (Chiogna et al., 2010). اندرسون و همکاران (۲۰۱۲) به بررسی اثر مقیاس بر انتشارپذیری شیمیایی پرداختند. نتایج تحقیق ایشان نشان داد که معادله همرفت - پخشیدگی برای مطالعه ستون‌ها برای محیط متخلخل طبیعی مناسب است اما برای محیط متخلخل همگن مناسب نیست. نتایج نشان داد که انتشارپذیری ممکن است به حجم نمونه‌گیری نسبت به حرکت املاح به طور مستقیم بستگی داشته باشد (Anderson et al., 2012). چیتارلا و همکاران (۲۰۱۵) با تکنیک عکس‌برداری از توزیع ردیاب، رابطه‌ای بین نور ساطع شده از ماده ردیاب (فلئوئورسین) و میزان غلظت آن در هر نقطه بدست آورده و نتایج را با استفاده از مدل عددی واسنجی کرده و یک رابطه جدید برای تعیین ضریب پخش طولی ارائه دادند که انطباق بسیار خوبی با داده‌های آزمایشگاهی تحقیقات گذشته دارد (Citarella et al., 2015). فدایی‌تهرانی و همکاران (۲۰۱۶) با ساخت دو مدل افقی و عمودی و با استفاده همزمان از معیار حداقل مربعات خطا و تکنیک پردازش عکس‌برداری، ضرایب پراکنده‌پذیری طولی و عرضی را برای سرعت‌ها و دانه‌بندی‌های مختلف بدست آوردند. مقادیر ضرایب محاسبه شده ایشان مساوی ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۰۳ متر و تابع دانه‌بندی و سرعت می‌باشد که با

مولکولی است (Bear and Bachmat., 1990; Jiang and Wu., 2011; Sun., 1983) که به دو دسته طولی و عرضی تقسیم می‌شود. اگر پراکندگی ردیاب در جهت اصلی جریان سیال باشد پراکندگی طولی و اگر در راستای عمود بر جهت حرکت آب باشد پراکندگی عرضی نامیده می‌شود (Batu., 1998). مطالعات تجربی و عددی در سه دهه گذشته نشان می‌دهد که ضرایب پراکندگی هیدرودینامیکی از توابع غیر خطی وابسته به عدد پکله^۱ بدست می‌آیند (Marinov I and Marinov A. M., 2014). افزایش عدد پکله به معنای افزایش تاثیر انتقال جرم آلودگی توسط فرآیند همرفت نسبت به انتقال آن توسط پراکندگی و کاهش آن به معنای کاهش تاثیر فرآیند همرفت نسبت به فرآیند پراکندگی در انتقال جرم می‌باشد (Chiogna et al, 2010). پنج رژیم پراکندگی بر اساس مکانیزم غالب انتقال جریان مشخص شده است که در هر کدام عدد پکله متفاوت است به طور مثال هرگاه $Pe < 10^5$ رژیم^۲ پخشیدگی است که در آن فرآیند همرفت یا پراکندگی مکانیکی کاملاً غالب است (Fried & Compagnon, 1971; Sahimi, 2004; Gaganis et al, 2004). در مطالعات انتقال املاح در محیط‌های متخلخل، اغلب لازم است که توزیع زمانی و مکانی غلظت املاح بوسیله تعدادی از راه‌حل‌های تحلیلی و عددی معادله همرفت-پخشیدگی^۳ تخمین زده شود. راه‌حل‌های تحلیلی بویژه در تخمین پارامترهای مدل‌های انتقال املاح به روش معکوس بسیار مفید می‌باشند (محمودی، ۱۳۹۰). تعیین ضریب پراکندگی عرضی با استفاده از حل تحلیلی معادله دو بعدی همرفت-پخشیدگی (رابطه ۱)، در حالت ماندگار بدون در نظر گرفتن پراکندگی طولی و با فرض زوال ناپذیر بودن ماده ردیاب توسط Domenico and Palciauskas, 1982; Chiogna et al, 2010 انجام شد.

$$v \frac{\partial C}{\partial x} - D_t \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = 0 \quad (1)$$

در این رابطه، v : سرعت جریان در محیط متخلخل (LT^{-1}) ، C : غلظت ردیاب (ML^{-3}) ، x : مختصات در جهت جریان (L) ، y : مختصات عرضی (L) می‌باشد. به طور کلی در یک دامنه نامحدود، رابطه ۲ یک راه حل کلی برای معادله دو بعدی همرفت-پخشیدگی می‌باشد (Domenico and Palciauskas, 1982; Chiogna et al, 2010):

$$C(x, y) = C_1 + \frac{C_0 - C_1}{2} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{y + \frac{W}{2}}{2\sqrt{D_T \frac{x}{v}}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{y - \frac{W}{2}}{2\sqrt{D_T \frac{x}{v}}} \right) \right], \quad (2)$$

در این رابطه، C_0 : غلظت اولیه ردیاب $[ML^{-3}]$ ، C : غلظت اندازه‌گیری شده در نقطه دلخواه در هر گام زمانی $[ML^{-3}]$ ، W :

- 3- Decay
- 4- Biodegradation
- 5- Retardation factor
- 6- Breakthrough Curve

- 1- Peclet number
- 2- Advection-Dispersion Equation

آن‌ها همچنین نتیجه گرفتند که سرعت پراکندگی توسط ضخامت خاک نیز کنترل شده و تنها وابسته به فاصله انتقال نیست (Al-Tabbaa et al., 2000). معروف پور و همکاران (۱۳۸۴) به بررسی وابستگی ضرایب پراکندگی به ضخامت محیط متخلخل در خاک‌های ماسه‌ای همگن درشت و متوسط در شرایط اشباع پرداخته شد. مقدار پراکندگی بدست آمده برای خاک‌های ماسه‌ای درشت و متوسط به ترتیب در محدوده‌های $0.64-0.31$ و $0.46-0.13$ سانتی‌متر محاسبه شد. نتایج حاصله بیانگر عدم وابستگی ضرایب پراکندگی به ضخامت خاک در خاک‌های ماسه‌ای همگن درشت و متوسط بود. تحقیقات انجام شده پیشین به بررسی اثر مقیاس مدل فیزیکی، سرعت ردیاب، دانه‌بندی محیط متخلخل، عمق‌های مختلف خاک بر ضرایب پراکندگی طولی و عرضی متمرکز بوده است و فقط یک مورد (Priya et al., 2015) به بررسی تأثیر تغییرات غلظت بر ضرایب پرداخته است. لذا هدف مقاله حاضر بررسی اثر تغییرات غلظت آلودگی بر ضرایب پراکندگی طولی و عرضی در محیط متخلخل اشباع با ساخت و کاربرد یک مدل آزمایشگاهی دو بعدی افقی می‌باشد. نتایج مقاله حاضر راهنمای مناسبی برای پژوهشگران و همچنین مهندسان در درک اثر تغییرات غلظت بر ضرایب پراکندگی طولی و عرضی در محیط متخلخل اشباع است. مقاله حاضر نتایج تحقیقی است که در ادامه تحقیق ناظم و همکاران (۱۳۹۶) و ابراهیمی و همکاران (۲۰۱۸) با لحاظ بررسی اثر تغییرات غلظت آلودگی انجام شده است (Ebrahimi et al., 2018).

مواد و روش‌ها

در تحقیق حاضر براساس رویکرد مدل‌های فیزیکی، جریان و آلودگی در یک محیط متخلخل همگن و اشباع در محل آزمایشگاه گروه مهندسی آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران طراحی، ساخت و شبیه‌سازی شد (ناظم و همکاران، ۱۳۹۶). مدل مذکور از یک مدلی شیشه‌ای دو بعدی افقی تشکیل شده است که محیط متخلخل آن دارای 0.18 متر ضخامت، 0.7 عرض و $1/8$ طول است و از ماسه پر شد (شکل ۱). کف مدل با ابعاد 10×10 سانتی‌متر مش‌بندی شد و ۲۲ چاهک شامل یک چاهک رهاسازی ردیاب (چاهک A) و ۲۱ چاهک برای پایش و ثبت ردیاب در نظر گرفته شد (به شکل ۱ نگاه شود). در انجام آزمایش‌ها به منظور جلوگیری از برهم خوردن مسیر خطوط جریان و آلودگی، ابتدا ۷ چاهک (چاهک‌های B, D, F, H, J, L, N) بر روی محور مرکزی مدل (محور X) در نظر گرفته شد و هر بار پس از قرائت دستگاه شوری‌سنج و ثبت داده‌ها توسط رایانه در هر چاهک، آن چاهک از مدل حذف و سپس فقط چاهک بعدی نصب و قرائت‌ها انجام می‌شد. پس از قرائت محور مرکزی، ۷ چاهک با فاصله عرضی ۳ سانتی‌متر در سمت راست محور مرکزی و ۷ چاهک نیز با فاصله عرضی ۳ سانتی‌متر در سمت چپ محور مرکزی در نظر گرفته شده و

نتایج محققان قبلی انطباق دارد (Fadaei Tehrani et al, 2016). پریا و همکاران (۲۰۱۵) ضرایب پخش آلودگی را در عمق‌های مختلف خاک در مدل آزمایشگاهی دو بعدی بررسی کردند. ایشان دریافتند که ضریب پخش طولی به ضخامت محیط متخلخل و غلظت ردیاب بستگی دارد، به گونه‌ای که با افزایش هرکدام از این پارامترها، مقدار ضریب پخش نیز افزایش می‌یابد (Priya et al, 2015). دومینیکو و پالکیاسکاس (۱۹۸۲) در پژوهشی به بررسی رفتار حرکت ردیاب MTBE در محیط متخلخل با کاربرد یک مدل آزمایشگاهی دو بعدی قائم با کاربرد روش کروماتوگرافی گازی و اندازه‌گیری غلظت جابه‌جایی آن پرداختند. نتایج نشان داد که پس از ورود آلودگی به محیط متخلخل، با حرکت در جهت افقی و عمودی، میزان غلظت ردیاب رهاسازی شده در نقاط نمونه‌برداری با گذشت زمان افزایش می‌یابد و سرعت پخش آلودگی در جهت عمودی بیشتر از سرعت پخش آن در جهت افقی است (Domenico and Palciauskas., 1982). فراستی و سیدیان (۱۳۹۲) به بررسی اثر ضخامت آبخوان در پراکندگی محلول کلرید سدیم در خاک‌های ماسه‌ای پرداختند. نتایج نشان داد که، انتشارپذیری خاک تقریباً ثابت بوده و با افزایش متوسط فاصله انتقال مقدار پراکندگی خاک افزایش یافته به طوری که با نزدیک شدن غلظت نمونه‌ها به غلظت نهایی ردیاب مقدار آن ثابت شده است. میرعبدالعظیمی و همکاران (۱۳۹۳) در تحقیقی با معرفی چهار سناریوی مختلف، مقایسه‌ای بین چندین مدل تحلیلی و عددی المان محدود CTRAN/W در حالت یک بعدی و دوبعدی انجام دادند. نتایج نشان داد که مدل عددی المان محدود CTRAN/W به منظور بررسی پدیده انتقال آلاینده به اندازه کافی توسعه نیافته است و انحراف‌هایی در جواب‌ها حاصل شد. در مقابل مدل‌های تحلیلی نتایجی قابل اعتمادتر نسبت به مدل عددی ارائه دادند. میرزائی و همکاران (۱۳۹۴) در تحقیقی دیگر برای مدل‌سازی نحوه پراکندگی و آشوبی کلرید پتاسیم، ابتدا ضرایب پراکندگی را به روش متداول برآورد نمودند و سپس صحت این ضرایب را با نرم‌افزار FEFLOW مورد بررسی قرار دادند و برای حل تحلیلی نیز از نرم‌افزار CXTFIT استفاده نمودند. نتایج شبیه‌سازی حاصل از مدل عددی حاکی از توانمندی بالای این مدل و همچنین مؤید صحت ضرایب پراکندگی محاسبه شده در شرایط ستون قائم می‌باشد.

آل‌طا و همکاران (۲۰۰۰) در یک بررسی در یک تانک افقی آزمایشگاهی در طول‌های مختلف 0.25 ، 0.38 و 0.45 متر با استفاده از خاک‌های ماسه‌ای همگن و در سه اندازه ذرات ریز، متوسط و درشت در حالت اشباع، تحت شرایط جریان یک بعدی با ردیاب کلرید سدیم دریافتند که متوسط سرعت حرکت ردیاب در فواصل انتقال کوتاه بیشتر از متوسط سرعت حرکت آب در داخل خلل و فرج است.

1- Methyl Tert-Butyl Ether

دارای بافتی یکنواخت می‌باشد و از جمله موارد کاربرد آن تصفیه‌خانه-های آب و فاضلاب، سندبلاست لوله و مخازن و سطوح فلزی و بتنی است که در شکل ۱ و جداول ۱ و ۲ مشخصات آن آمده است:

یکی یکی نصب و غلظت آلودگی با گذشت زمان به همان شیوه بیان شده قرائت شد. در تحقیق حاضر از ماسه همگن با قطر ۱-۲/۵ میلی‌متر به عنوان محیط متخلخل استفاده شد ماسه مورد استفاده

جدول ۱- مشخصات فیزیکی، شیمیایی و مکانیکی ماسه

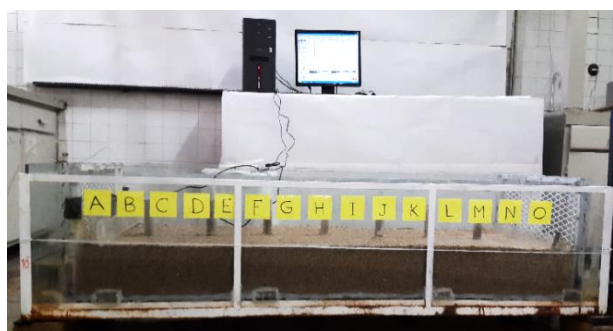
مشخصات	رنگ	چگالی ویژه	نقطه زینتر	ضریب گوشه‌داری	قطر ذرات (mm)	d10	d60	ضریب یکنواختی
مقدار	سفید متمایل به زرد	۲/۶۲	>۱۴۰۰	<۱/۳	۱-۲/۵	۱۲۱۰	۹۴۵	۱/۲۸

جدول ۲- اجزای تشکیل دهنده ماسه

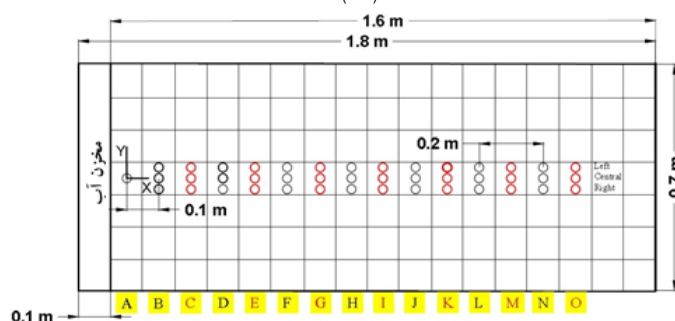
مشخصات	SiO2	Fe2O3	Al2O3	K2O	CaO	MgO	L.O.I
مقدار	۹۷/۵	۰/۸۵	۰/۹۵	۰/۱۹	۰/۲۷	۰/۳۴	۰/۰

نمک NaCl به عنوان ردیاب اصلی استفاده شد و ضرایب پخش طولی و عرضی آن با پایش و ثبت جابه‌جایی آن در مدل بدست آمد. همچنین از ردیاب غیرفلوئورسنت پتاسیم پرمنگنات (KMnO₄)، با غلظت ۵ گرم بر لیتر، جهت آزمایشات اولیه و همچنین به منظور سنجش کفایت ابعاد مدل و بررسی مسیر عبور جریان و آلاینده در سطح مدل استفاده شد.

با دو روش آزمایشگاهی بار ثابت و بار افتان و هر کدام با ۳ تکرار اندازه‌گیری ضریب آبگذری محیط اشباع انجام گرفت. سپس به کمک مقادیر مشاهداتی حرکت پتاسیم پرمنگنات در طول مدل نتایج آن تعدیل شد. نتایج این اندازه‌گیری‌ها با نتایج بدست آمده از تحقیقات ترزاغی (۱۹۵۲) و چاپیوس و همکاران (۱۹۸۹) انطباق داشت (Terzaghi., 1925; Chapuis et al., 1989). از محلول



(الف)



(ب)

شکل ۱- (الف) مدل آزمایشگاهی (ب) تصویر افقی مدل

گرفته شد. در زمان انجام آزمایشات، ردیاب با دبی مشخص ۰/۰۷۳ لیتر در دقیقه در محیط متخلخل (چاهک A) رهاسازی شد. این دبی با اندازه‌گیری زمان ۴۲ ثانیه برای به حجم رسیدن بشر ۵۰ میلی‌لیتری که به طور دقیق در محل قرارگیری چاهک شماره A جایگذاری شده

به منظور بررسی اثر تغییر غلظت آلودگی بر ضرایب پراکندگی طولی و عرضی، محلول کلرید سدیم، بر اساس تجربیات محققین مقاله حاضر و بر اساس آزمایشات اولیه انجام شده با پنج غلظت متفاوت ۲/۵، ۵، ۷/۵، ۱۰ و ۱۲/۵ گرم در لیتر به عنوان ردیاب در نظر

ساعت هیچ جذب و واجذبی وجود ندارد و با توجه به اینکه حداکثر زمان آزمایشات ردیابی این تحقیق ۱۰۰ دقیقه بود لذا هیچ خطایی ناشی از این پدیده در نتایج این تحقیق وارد نشده است. نتایج این بخش از تحقیق می‌تواند در مطالعات آزمایشگاهی و میدانی مشابه و جلوگیری از تأثیر خطای ناشی از جذب و واجذب بر غلظت ردیاب‌ها و در محاسبات و مدل‌سازی‌های مربوطه مورد استفاده قرار گیرد. مقادیر هدایت هیدرولیکی، مشخصات محیط متخلخل و عدد پکله بدست آمده در جدول ۳ ارائه شده است. همچنین ضریب پخشیدگی مولکولی برای یون کلرید برابر $10^{-9} * 2$ مترمربع بر ثانیه در نظر گرفته شد (Marinov I and Marinov A. M., 2014). همانطور که قبلاً اشاره شد وقتی $Pe < 300$ باشد، فرآیند همرفت و یا پراکندگی مکانیکی در جریان کاملاً غالب است. در ادامه با بررسی مقادیر پراکنده‌پذیری طولی و عرضی بدست آمده به اثبات این موضوع پرداخته شده است.

تحلیل رفتار سری مکانی مقادیر پراکنده‌پذیری طولی (α_l) و پراکنده‌پذیری عرضی (α_t) در غلظت ثابت ۲/۵ (g/l)

با توجه به یکسان و ثابت بودن سرعت حقیقی برابر با مقدار $10/71$ سانتی‌متر بر دقیقه در همه چاهک‌ها، در تمامی چاهک‌ها مقدار پراکنده‌پذیری طولی در محدوده $10^{13} < \alpha_l < 10^{12}$ متر و ضرایب پراکنده‌پذیری عرضی در محور مرکزی در محدوده $27800 < \alpha_t < 0$ متر و در محورهای سمت راست و سمت چپ برابر و در محدوده $0/91 < \alpha_t < 0$ متر بدست آمد. اختلاف مقادیر پراکنده‌پذیری طولی با مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی بسیار مشهود است. مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی در محور مرکزی بیشتر از محورهای سمت راست و چپ و همچنین مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی همه نقاط اندازه‌گیری کمتر از مقادیر پراکنده‌پذیری طولی آن‌ها می‌باشد و مقادیر طولی و عرضی در محورهای سمت راست و چپ در محدوده‌ای مشابه قرار دارد. با توجه به نتایج با افزایش فاصله از منبع رهاسازی ردیاب مقادیر پراکنده‌پذیری طولی روند کاهشی، اما مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی با افزایش فاصله از منبع رهاسازی ردیاب روند افزایشی از خود نشان داد. جدول ۴ دامنه تغییرات پراکنده‌پذیری طولی و عرضی در غلظت ثابت ۲/۵ (g/L) را در نقاط اندازه‌گیری نشان می‌دهد.

تأثیر افزایش غلظت بر دامنه تغییرات پراکنده‌پذیری طولی (α_l) و عرضی (α_t)

با توجه به اعداد جدول ۵ مشاهده می‌شود که به طور کلی در هر چاهک مقادیر پراکنده‌پذیری طولی با افزایش غلظت، روند افزایشی داشته به طور مثال در غلظت ۲/۵ گرم بر لیتر $10^{12} * 3/57$ متر و در غلظت ۱۲/۵ گرم بر لیتر برابر $10^{14} * 2/16$ متر قرار دارد.

بود محاسبه شد. به منظور ثابت نگه داشتن دبی ردیاب از مخزن مجهز به شناور استفاده شد. ردیاب همواره در چاهک شماره A به صورت پیوسته رهاسازی شد و در هر یک از چاهک‌ها مقدار غلظت آن با استفاده از دو دستگاه شوری‌سنج مدل رومی‌زی و مدل دستی اندازه‌گیری شد و مقادیر غلظت در هر ثانیه با استفاده از نرم‌افزار هندهدل^۱ نسخه ۳۰۰۰ تولیدی شرکت میکروسافت^۲ در رایانه ثبت گردید. داده‌برداری تا زمانی ادامه می‌یافت که مقدار غلظت در هر چاهک به مقدار ثابتی برسد پس از انجام هر آزمایش محیط متخلخل توسط آب شهری با PH برابر ۶/۳ کاملاً شسته شده و برای اطمینان از شستشوی کامل در ابتدای هر آزمایش مقدار EC در تمامی چاهک‌ها اندازه‌گیری شد که در محدوده ۱۱۰۰-۱۰۶۹ میکروزیمنس بر سانتی‌متر قرار داشت. بدین ترتیب تمام مراحل پایش و ثبت داده‌ها و تعیین ضرایب پراکندگی برای ۲۱ چاهک تکرار شد. پس از داده‌برداری تمام مقادیر EC به غلظت تبدیل شد، برای این منظور با استفاده از رابطه تجربی ۳ که از برازش منحنی غلظت بر داده‌های آزمایشگاهی و با استفاده از نرم‌افزار اکسل بدست آمد، مقادیر غلظت بر حسب mg/L محاسبه شد.

$C = aEC^b$ (۳)
در این رابطه، C: غلظت بر حسب (mg/L)، EC: شوری محلول نمک (ms/cm) و a و b: ضرایب تجربی معادله می‌باشند. در تحقیق حاضر به منظور اطمینان از عدم وجود خطای ناشی از پدیده جذب و واجذب به بررسی آزمایشگاهی این پدیده با استفاده از نمک NaCl پرداخته شد. بطوری که با اندازه‌گیری‌های مداوم تغییرات زمانی غلظت ردیاب مورد استفاده در شرایط کنترل شده، پدیده جذب و واجذب پایش شد (برای مطالعه بیشتر به Mardani et al., 2018 نگاه شود). بر اساس آزمایشات مذکور از محلول نمک NaCl با غلظت‌های ۲/۵، ۵ و ۱۰ گرم بر لیتر و سه نوع بافت خاک با وزن‌های ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ گرم و بطری‌های آزمایشگاهی استفاده شده و در زمان‌های مختلف مقدار شوری محلول توسط دستگاه شوری‌سنج قرائت شد.

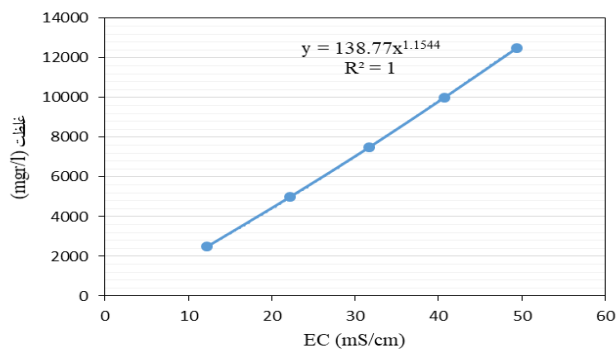
نتایج و بحث

بر اساس رابطه ۳ و با $R^2 = 1$ ، رابطه ۴ برای تعیین غلظت‌های متناظر با شوری‌های ثبت شده مورد استفاده قرار گرفت. در شکل ۲ برازش منحنی غلظت بر مقادیر EC نشان داده شده است.

$$C = 138.77EC^{1.1544} \quad (4)$$

آزمایشات جذب و واجذب نشان داد که بافت ماسه‌ای تأثیر معنی‌داری بر جذب و واجذب نداشته است. ضمناً نتایج نشان داد که تا ۵

1- Handheld
2- Microsoft



شکل ۲- برازش منحنی غلظت بر مقادیر EC

جدول ۳- مشخصات هیدرولیکی مدل فیزیکی و پارامترهای محاسبه شده

عدد پکله (بدون بعد)	ضریب پخشیدگی مولکولی یون Cl^- (m^2/s)	قطر میانگین ذرات (mm)	سرعت حقیقی (cm/min)	سرعت ظاهری (mm/s)	تخلخل (%)	هدایت هیدرولیکی (cm/s)
۱۵۶۱	۲×10^{-9}	۱/۷۵	۱۰/۷۱	۰/۷۰۸	۰/۴۰	۱/۷۲

جدول ۴- دامنه تغییرات پراکنده‌پذیری طولی (α_L) و عرضی (α_T) در غلظت ثابت $۲/۵ (g/L)$ در نقاط اندازه‌گیری

ردیف	هر سه محور	ضریب پراکنده‌پذیری عرضی		
		محور راست	محور مرکزی	محور چپ
B	$۱۰^{۱۳}$	۰/۰۰۴	۱۲۰	۰/۰۰۴
D	$۱۰^{۱۳}$	۰/۰۴	۱۳۰۰	۰/۰۴
F	$۱۰^{۱۲}$	۰/۱۳	۳۸۰۰	۰/۰۹
H	$۱۰^{۱۲}$	۰/۲۵	۷۷۰۰	۰/۲۵
J	$۱۰^{۱۲}$	۰/۴۳	۱۲۹۰۰	۰/۴۲
L	$۱۰^{۱۲}$	۰/۶۵	۱۹۶۰۰	۰/۶۵
N	$۱۰^{۱۲}$	۰/۹۱	۲۷۸۰۰	۰/۹۱

است (به شکل ۱). در جدول ۵ دامنه مقادیر ضرایب پراکنده‌پذیری طولی و عرضی برای پنج غلظت آزمایشی گزارش شده است و با ارائه یک عدد بعنوان میانگین ضرایب پراکنده‌پذیری طولی و عرضی برای هر غلظت، مشاهده می‌شود که مقادیر این ضرایب با اختلاف بسیار کمی از یکدیگر قرار داشته و به مقدار تقریباً واحدی رسیده‌اند.

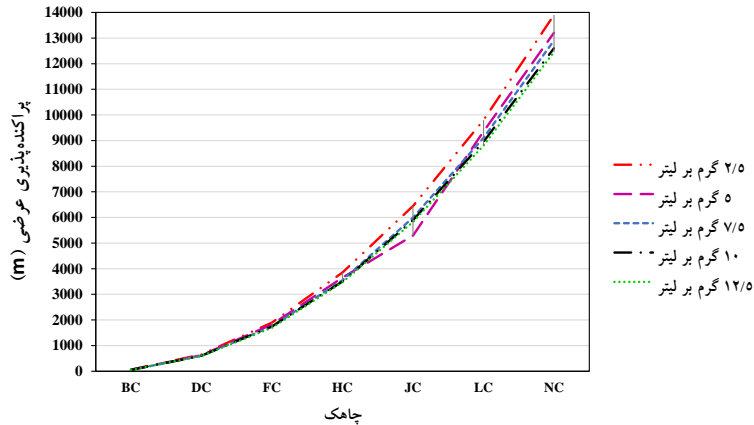
در یک جمع‌بندی بر اساس نتایج این تحقیق در جدول ۶ و بر مبنای میانگین مشاهدات برای دو ضریب پراکنده‌پذیری طولی و عرضی مقادیر کاربردی پیشنهاد شده است. به علت اختلاف زیاد بین مقادیر ضرایب پراکنده‌پذیری طولی و عرضی و عدم برقراری نسبت ۰/۱ بین آن‌ها که پیشنهاد شده است (Marinov I and Marinov A. M., 2014) و با توجه به عدد پکله بدست آمده که مساوی ۱۵۶۱ می‌باشد (وقتی $Pe < 10^5$ باشد، فرآیند همرفت و یا پراکنندگی مکانیکی در جریان کاملاً غالب است) نتیجه می‌شود که در آزمایشات این تحقیق فرآیند همرفت غالب بوده است.

شکل ۳ میانگین دامنه مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی در نقاط اندازه‌گیری (چاهک‌ها) و در ۵ غلظت مورد آزمایش را نشان می‌دهد و شکل ۳-الف مربوط به نقاط اندازه‌گیری در محور مرکزی، شکل ۳-ب در محور راست و شکل ۳-ج در محور چپ می‌باشد. با توجه به شکل ۳ و جدول ۵ مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی با افزایش غلظت روند کاهشی داشته است به طور مثال در غلظت ۲/۵ گرم بر لیتر برابر ۲۷۸۰۰ متر و در غلظت‌های بیشتر این مقدار کمتر است و در غلظت ۱۲/۵ گرم بر لیتر به عدد ۲۴۹۰۰ متر رسیده است همچنین مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی با افزایش فاصله از منبع رهاسازی ردیاب روند افزایشی داشته است. در واقع سرعت پخش آلودگی در راستای محور x بیشتر از سرعت پخش آن در راستای عرضی (محور y) است. لذا می‌توان نتیجه گرفت که سهم همرفت در انتقال آلودگی بیشتر از سهم پراکنندگی هیدرودینامیکی است. هر چه غلظت آلاینده بیشتر شود حرکت آن کندتر شده و پراکنندگی طولی افزایش و پراکنندگی عرضی کاهش یافته و حرکت آن تحت تاثیر سرعت آب قرار گرفته

جدول ۵- دامنه مقادیر ضرایب پراکنده پذیری طولی و عرضی در غلظت‌های مختلف

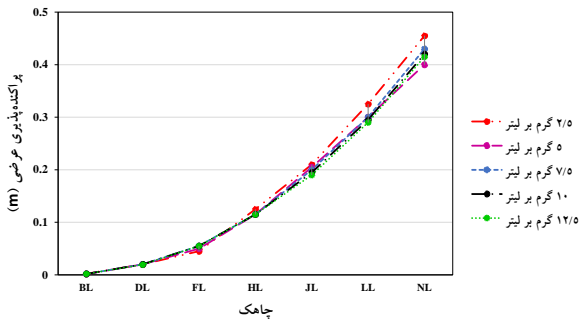
ضرایب پراکنده‌پذیری (m)	مقادیر غلظت‌های نمک NaCl مورد استفاده در آزمایشگاه بر حسب (g/L)				
	۲/۵	۵	۷/۵	۱۰	۱۲/۵
α_1 طولی	$3/57 \times 10^{-12}$	$2/29 \times 10^{-12}$	$3/57 \times 10^{-12}$	$7/43 \times 10^{-12}$	$2/16 \times 10^{-12}$
α_1 عرضی	۲۷۸۰۰	۲۶۴۰۰	۲۵۸۰۰	۲۵۲۰۰	۲۴۹۰۰

محور مرکزی



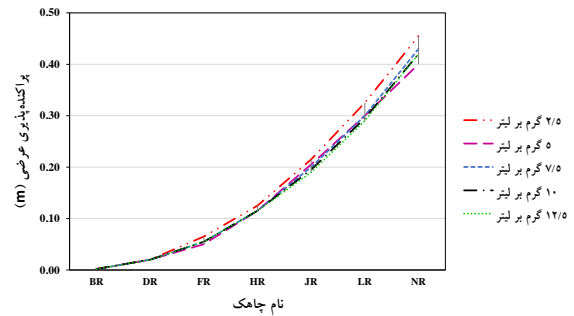
(الف)

محور سمت چپ



(ب)

محور سمت راست



(ج)

شکل ۳- ضرایب پراکنده‌پذیری عرضی در مقابل نقاط اندازه‌گیری در غلظت‌های مختلف

(الف) نقاط اندازه‌گیری بر روی محور مرکزی مدل آزمایشگاهی (ب) محور راست (ج) محور چپ (همچنین به شکل ۱ نگاه شود)

دارد. در شکل ۴ برای پنج غلظت مورد آزمایش، منحنی‌های رخنه در سه نقطه اندازه‌گیری (BC, HC, NC) ارائه شده است (به شکل ۱ نگاه شود).

در هر شکل تأثیر افزایش غلظت اولیه ردیاب بر منحنی رخنه در یک نقطه اندازه‌گیری، نشان داده شده است. در شکل ۴-الف منحنی رخنه غلظت ۵ گرم بر لیتر پایین‌تر از غلظت ۲/۵ گرم بر لیتر است و همچنین منحنی رخنه‌ی غلظت ۱۰ و ۱۲/۵ گرم بر لیتر شیب کندتری نسبت به منحنی رخنه غلظت ۵ و ۷/۵ گرم بر لیتر دارد.

جدول ۶- مقادیر کاربردی پیشنهادی بر مبنای میانگین

مشاهدات (برحسب متر)

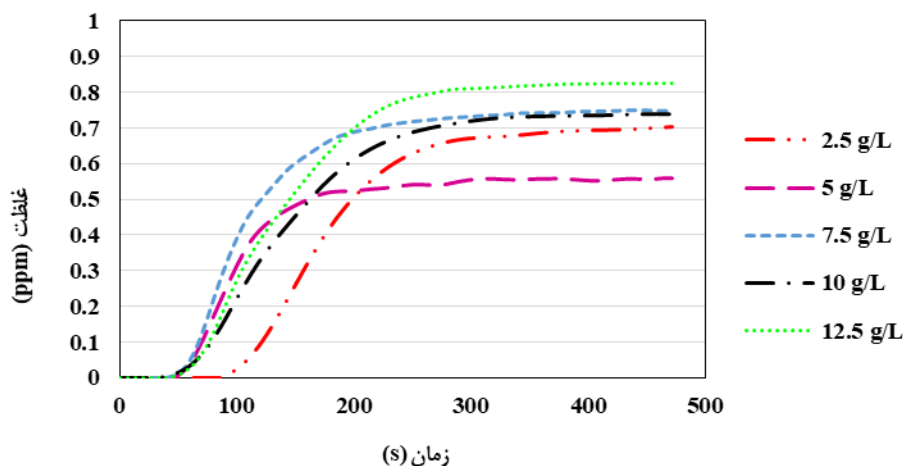
ضریب پراکنده‌پذیری طولی	ضریب پراکنده‌پذیری عرضی
$1/53 \times 10^{-12}$	۲۶۰۲۰

تأثیر افزایش غلظت اولیه ردیاب بر نحوه پراکندگی آلودگی و

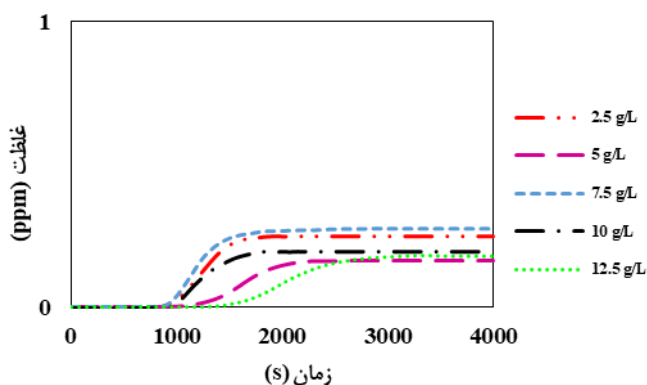
منحنی رخنه در نقاط مختلف اندازه‌گیری

با مقایسه منحنی‌های رخنه در عرض مدل اختلاف معنی‌داری

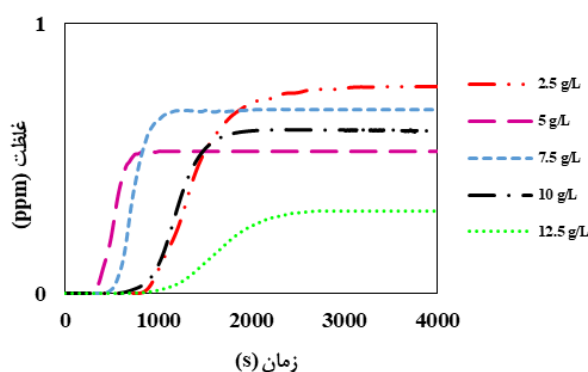
وجود نداشته و نتایج آن یکی بوده و به محور طولی (محور x) بستگی



(الف)



(ب)



(ج)

شکل ۴- منحنی‌های رخنه در ۵ غلظت الف) چاهک BC، ب) چاهک HC، ج) چاهک NC (همچنین به شکل ۲ نگاه شود)

در شکل ۴-ب و ۴-ج مشاهده می‌شود که در غلظت‌های بیشتر شیب منحنی رخنه در مقایسه با غلظت‌های کمتر کاهش یافته است. می‌توان گفت که ابر آلودگی ترجیح داده است چاهک‌ها را دور زده و با وجود منافذ کافی و مناسب وارد چاهک نشود. همچنین وقتی غلظت آلاینده نمک، از حدی زیادتر شده (از غلظت $7/5$ (g/L) و بیشتر)، یون‌ها (Na^+ و Cl^-) بر روی حرکت یکدیگر اثر منفی گذاشته، در واقع رابطه بین TDS^1 و EC بستگی به غلظت و نوع ناخالصی‌های موجود در آب دارد و الزاماً رابطه خطی نیست (Naqvi et al., 2012). همچنین ممکن است در غلظت‌های بالا محلول از حالت انتقال املاح^۲ به انتقال ذرات^۳ تبدیل شود و تمایل به رسوب شدن داشته باشد (Batu., 1998). در بیشتر موارد، ترکیبات شیمیایی می‌توانند به صورت ترجیحی از میان مجاری درشت خاک عبور کنند (Genuchten and Wierenga, 1986).

در شکل ۵ با استفاده از نرم‌افزار surfer نحوه توزیع ردیاب در زمان ۱۰۰۰ ثانیه و در پنج غلظت ارائه شده است.

در شکل ۴-ب و ۴-ج مشاهده می‌شود که در غلظت‌های بیشتر شیب منحنی رخنه در مقایسه با غلظت‌های کمتر کاهش یافته است. می‌توان گفت که ابر آلودگی ترجیح داده است چاهک‌ها را دور زده و با وجود منافذ کافی و مناسب وارد چاهک نشود. همچنین وقتی غلظت آلاینده نمک، از حدی زیادتر شده (از غلظت $7/5$ (g/L) و بیشتر)، یون‌ها (Na^+ و Cl^-) بر روی حرکت یکدیگر اثر منفی گذاشته، در واقع رابطه بین TDS^1 و EC بستگی به غلظت و نوع ناخالصی‌های موجود در آب دارد و الزاماً رابطه خطی نیست (Naqvi et al., 2012). همچنین ممکن است در غلظت‌های بالا محلول از حالت انتقال املاح^۲ به انتقال ذرات^۳ تبدیل شود و تمایل به رسوب شدن داشته باشد (Batu., 1998). در بیشتر موارد، ترکیبات شیمیایی می‌توانند به صورت ترجیحی از میان مجاری درشت خاک عبور کنند

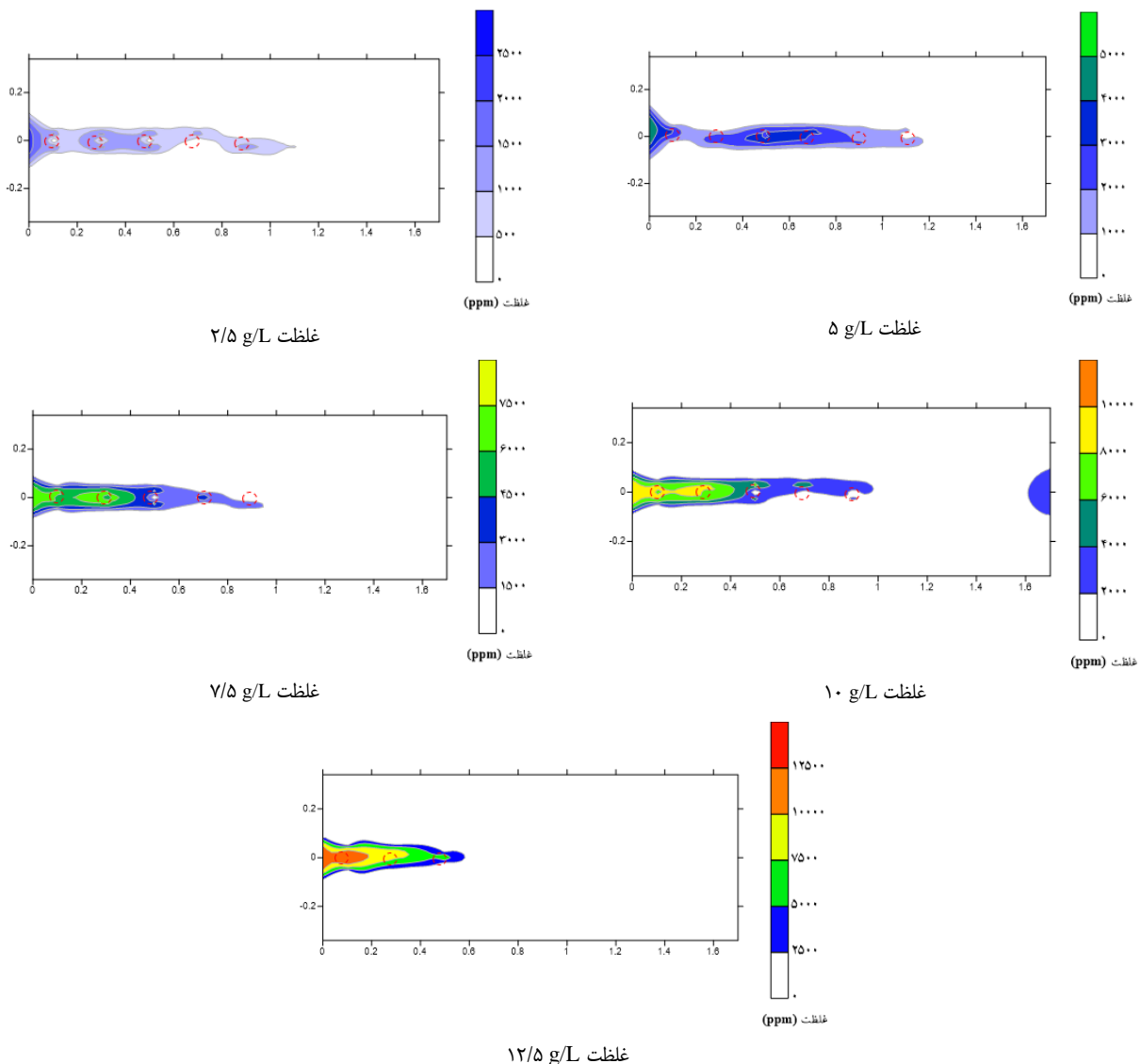
- 1- Total Dissolved Solid
- 2- Solute transport
- 3- Particle transport

شکل ۶ ارائه شده است.

نتیجه گیری

بر اساس نتایج، حرکت آلودگی تابع جهت جریان غالب می باشد و فرآیند همرفت در بررسی حرکت دوبعدی انتقال آلودگی در محیط متخلخل کاملاً غالب است. نتایج نشان داد که در هر چاهک مقادیر پراکنده پذیری طولی با افزایش غلظت، روند افزایشی داشته و مقادیر پراکنده پذیری عرضی با افزایش غلظت کاهش می یابد.

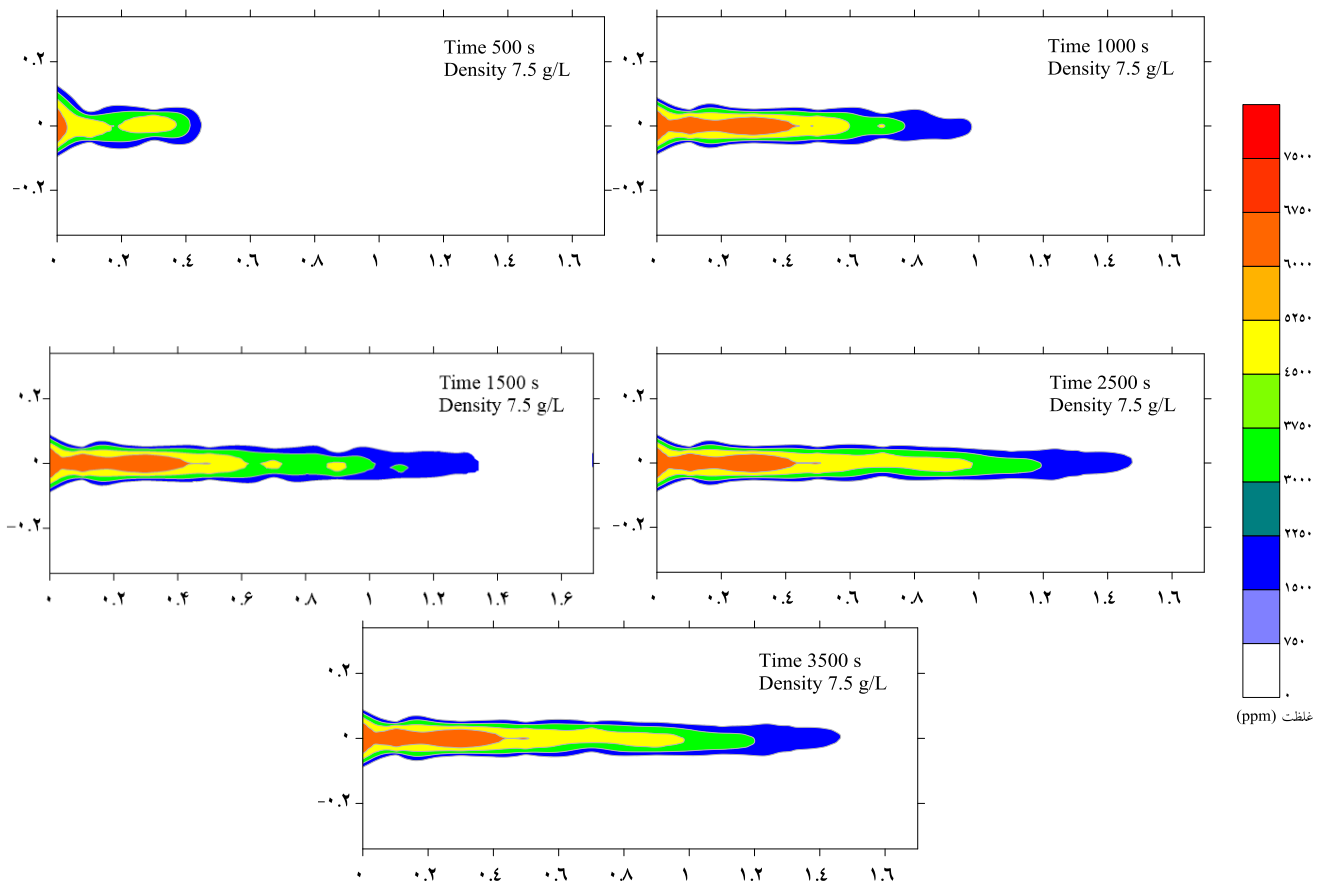
در شکل ۵ نحوه گسترش آلاینده برای غلظت های مختلف در زمان هزار ثانیه ارائه شده است. همانطور که مشاهده می شود هر چه غلظت آلاینده بیشتر شود حرکت آن کندتر شده و در عین اینکه پراکندگی طولی افزایش یافته ولی پراکندگی عرضی کاهش یافته و حرکت آن تحت تاثیر سرعت آب قرار گرفته و عبارتی عدد پکله افزایش می یابد و در غلظت های بالاتر آلاینده دارای حرکت یکپارچه و منسجم تری است و به جای عبور از منافذ چاهک ها ترجیح می دهد که چاهک را دور بزند. در ادامه با حذف جریان ترجیحی و با استفاده از داده های دارای روند افزایشی در طول و روند کاهش در عرض مدل نحوه پراکندگی آلودگی به عنوان نمونه برای غلظت ۷/۵ g/L در



شکل ۵- انتقال ردیاب در زمان ۱۰۰۰ ثانیه در غلظت های مختلف (همچنین به شکل ۱ و شکل ۴-ب زمان ۱۰۰۰ ثانیه نگاه شود)

تحقیق با نتایج اولسن برای آزمایشی که با سرعت ۹۵/۶ متر بر روز و دانه‌بندی ۲-۲/۳ میلی‌متر انجام داده است، بیشتر از 10^7 برابر اختلاف دارد. سیتارلا آزمایشی با سرعت ۱۰۶ متر بر روز انجام داده و با توجه به نتایج حاصل از آزمایش وی، پراکنده‌پذیری عرضی در حدود 10^5 برابر و پراکنده‌پذیری طولی در حدود 10^{3-6} برابر کوچک‌تر از پراکنده‌پذیری‌های حاصل از این مطالعه است. پراکنده‌پذیری طولی این مطالعه تقریباً 10^{3-9} برابر پراکنده‌پذیری طولی و پراکنده‌پذیری عرضی 10^9 برابر پراکنده‌پذیری عرضی است که گاگانیز به دست آورده است. همچنین عدد پکله این مطالعه برابر ۱۵۶۱ با نتایج سایر محققین بیشتر از 10^3 اختلاف داشت.

در واقع سرعت پخش آلودگی در جهت محور x بیشتر از سرعت پخش آن در جهت محور y است و می‌توان گفت که سهم همرفت در انتقال ردیاب بیشتر از سهم پراکنندگی هیدرودینامیکی است. مقدار ضریب پراکنده‌پذیری طولی ردیاب برای شرایط مطالعه شده برای غلظت‌های ۲/۵، ۵، ۷/۵، ۱۰ و ۱۲/۵ گرم بر لیتر برابر $10^{12} * 3/57$ ، $10^{13} * 2/29$ ، $10^{13} * 3/57$ و $7/43 * 10^{14}$ و $2/16 * 10^{14}$ متر و مقادیر ضرایب پراکنده‌پذیری عرضی در محدوده‌ای مشابه به ترتیب برابر ۲۷۸۰۰، ۲۶۴۰۰، ۲۵۸۰۰، ۲۵۲۰۰ و ۲۴۹۰۰ متر بدست آمد. با افزایش فاصله از منبع رهاسازی ردیاب مقادیر پراکنده‌پذیری طولی روند کاهش ولی مقادیر پراکنده‌پذیری عرضی با افزایش فاصله از منبع رهاسازی ردیاب روند افزایشی داشت. پراکنده‌پذیری عرضی در این



شکل ۶. پخش آلاینده در زمان‌های ۵۰۰، ۱۰۰۰، ۱۵۰۰، ۲۵۰۰ و ۳۵۰۰ ثانیه (غلظت ۷/۵ g/L)

دقت کمتری خواهد داشت.

تشکر و قدردانی

بدینوسیله از دانشگاه تهران به خاطر تأمین امکانات لازم جهت

تمام این مقادیر نشان‌دهنده‌ی یکسان نبودن شرایط آزمایشگاهی با شرایط آزمایشات دیگر و منحصر به فرد بودن نتایج این مطالعه می‌باشد. به طور کلی ضرایب حاصل از این مطالعه تنها برای شرایط ذکر شده در همین مطالعه کاربرد دارد و با تغییر هر کدام از پارامترهای مؤثر (سرعت، دانه‌بندی، غلظت، نوع ردیاب)، استفاده از این ضرایب

- Anderson S.H., Haeffner B. and Peyton R.L. (2012). Influence of Scale on Chemical Dispersivity in Geomedia, *Procedia Computer Science* 12:242 – 247.
- Balakotaiah V, Chang H.C (1995), Dispersion of chemical solutes in chromatographs and reactors. *Philosophical Transactions - Royal Society. Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 351:39–75.
- Batu V (1998) *Aquifer Hydraulics: A Comprehensive Guide to Hydrogeologic Data Analysis*, 721p
- Baumeister E, Klose U, Albert K, Bayer E, Guiochon G, (1995), Determination of the apparent transverse and axial dispersion coefficients in a chromatographic column by pulsed field gradient nuclear magnetic resonance. *Journal of Chromatography*. 694:321–331.
- Bear, J., Bachmat, Y ., (1990). *Introduction to modeling of transport phenomena in porous media*, kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- Bishop J.J, Popel A.S, Intaglietta M, Johnson P.C. (2002), Effects of erythrocyte aggregation and venous network geometry on red blood cell axial migration. *American Journal of Physiology. Heart and Circulatory Physiology* 283 (5):H1985–H1996
- Blackwell R.J. (1962), Laboratory studies of microscopic dispersion phenomena. *Society of Petroleum Engineers Journal* 2:1–8
- Chapuis R.P, Gill D.E & Baass K. (1989), Laboratory permeability tests on sand: Influence of the compaction method on anisotropy. *Can. Geotech Journal* 26:614–622
- Chiogna G, Eberhard C, Grathwohl P, Cirpka O, Rolle M. (2010), Evidence of Compound-Dependent Hydrodynamic and Mechanical Transverse Dispersion by Multi tracer Laboratory Experiments, *Environ. Sci. Techno journal* 44:688–693
- Citarella D, Cupola F, Giovanna Tanda M, Zanini A. (2015), Evaluation of dispersivity coefficients by means of a laboratory image analysis, *Journal of contaminant hydrology* 172:10-23
- De Josselin de Jong G, van Duijn H. (1986), Transverse dispersion from an originally sharp fresh-salt interface caused by shear flow. *Journal of Hydrology* 84:55–79
- Domenico P. A, Palciauskas V. V. (1982), Alternative boundaries in solid waste management. *Ground Water journal* 20(3):303–311
- Ebrahimi, K. and Falconer, R.A. (2015), *Development of an Integrated Free Surface and Groundwater Flow Model*, LAP Lambert Academic Publishing, Saarbrucken, Germany, pp.268.
- Ebrahimi K, Nazem M.R, Mardani Z, Araghinejad Sh انجام این تحقیق و تهیه مقالات مربوطه تشکر و قدردانی می‌شود.
- منابع**
- فراستی، معصومه و سیدمرتضی سیدیان. (۱۳۹۲). اثر فاصله انتقال بر انتشارپذیری کلرید سدیم با استفاده از نرم افزار HYDRUS 2D، نشریه آب و خاک مشهد، ۷(۴)، ۸۲۳–۸۳۱ .
- قهرمانی تبار، م، خلفی، ح، ابراهیمی، ک، مردانی، ز. (۱۳۹۶). پایش حرکت MTBE در محیط متخلخل اشباع با استفاده از مدل فیزیکی. *مجله هیدروژئولوژی دانشگاه تبریز*.
- محمودی، م. ۱۳۹۰، تخمین پارامترهای انتقال املاح با استفاده از مقادیر هیدرولیک خاک. رساله دکتری گروه فیزیک خاک دانشگاه تهران.
- محمودیان شوشتری. م، (۱۳۹۴). هیدرولیک آبهای زیرزمینی. انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز، ۶۶۴ صفحه.
- معروف‌پور، عیسی و حیدرعلی کشکولی و هادی معاضد و محمدولی سامانی. (۱۳۸۴). بررسی وابستگی انتشارپذیری خاک به ضخامت آن در خاک های ماسه ای همگن اشباع. *مجله علوم دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ۱۴، ۱۶–۲۹* .
- میرزائی، ق. مظاهری، م. سرخوش، پ و نوروزی، ر. (۱۳۹۴). اعتبارسنجی برآورد آزمایشگاهی پارامترهای انتشارپذیری در محیط متخلخل با نرم‌افزار FEFLOW، دومین همایش ملی صیانت از منابع طبیعی و محیط زیست، اردبیل، دانشگاه محقق اردبیلی.
- میرعبدالعظیمی، م. ملک پور، ا. اسمعیلی ورکی، م و گلمائی، ح. (۱۳۹۳). مقایسه روشهای تحلیلی و عددی در ارزیابی انتقال آلودگی در محیط متخلخل، اولین کنفرانس ملی مکانیک خاک و مهندسی پی، تهران، دانشگاه تربیت دبیر شهید رجایی، دانشکده عمران دانشگاه شهید رجایی.
- ناظم، م.ر، ابراهیمی، ک. لیاقت، ع. عراقی نژاد، ش. (۱۳۹۶). مطالعه حرکت آلودگی در محیط متخلخل اشباع با استفاده از مدل فیزیکی، چهارمین کنفرانس بین المللی برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست، تهران، دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران.
- ناظم، م.ر، ابراهیمی، ک. لیاقت، ع. عراقی نژاد، ش. (۱۳۹۶). تخمین آزمایشگاهی ضرایب پراکندگی طولی و عرضی رسوبات ماسه‌ای در حالت اشباع، *مجله مهندسی عمران دانشگاه صنعتی شریف*.
- Al-Tabbaa A., Ayotamuno J. And Martin R. (2000), One-dimensional solute transport in stratified sands at short travel distances. *Journal of hazardous materials*, 73(1): 1-15.

- Naqvi S, Mo K, Kim M A (2012) Case Study on the Relationship between Conductivity and Dissolved Solids to Evaluate the Potential for Reuse of Reclaimed Industrial Wastewater. *KSCE Journal of Civil Engineering* 16(5):708-713
- Olsson A, Grathwohl P (2007) Transverse dispersion of non-reactive tracers in porous media: A new nonlinear relationship to predict dispersion coefficients, *Journal of contaminant hydrology* 92(3):149-161
- Priya M, Yamini Roja S, Sidhardhan S, Perumal B (2015) Study on Two Dimensional Dispersion of Pollutants through Porous Media, *International Journal of Innovative Research in Engineering & Management (IJIREM)* 3(1)
- Sahimi M (1995) Flow and transport in porous media and fractured rock: from classical methods to modern approaches. VCH, Weinheim
- Sun N (1983) A proposed upstream weight numerical method for simulating pollutant groundwater", *Water resource* (19):1489-1500
- Terzaghi C (1952) principles of soil mechanics. Determination of permeability of clay. *Engineering News Records* 95(21):836-832
- Van Genuchten, M. Th., and Wierenga, P. J. (1986). Solute dispersion coefficient and retardation factors. In *methods of soil analysis. Part 1. A. Klut, (ed), 2nd ed. Agronomy. Monograph. 9. Madison, Wisconsin:ASA and SSSA. 1025-1054.*
- Wang, H. and Anderson M. (1982), "Introduction to groundwater modeling, Finite Difference and Finite Element Methods", Elsevier Science (USA), pp.237.
- and Liaghat A. (2018), Estimation of Longitudinal and Transverse Dispersion Coefficients in Saturated Porous Media Involving Physical Model, *HIC 2018. 13th International Conference on Hydroinformatics, EPiC Series in Engineering* (3):643-650
- Fadaei Tehrani, M.R., R. Feizy, and H. Jahanian. (2016), New Approach for Approximation of Dispersivity in Porous Media, *Journal of Structural Engineering and Geo-Techniques*, 6(2).
- Fried J.J, Comparnous M.A. (1971), Dispersion in porous media, in Chow, V.T. (Ed.), *Advances in Hydrosience. Academic Press, New York.* (7):169-282
- Gaganis P, Skouras E.D, Theodoropoulou M.A, Tsakiroglou C.D, Burganos V.N. (2005), On the evaluation of dispersion coefficients from visualization experiments in artificial porous media. *Journal of Hydrology* 307(1):79-91
- https://en.wikipedia.org/wiki/peclet_number, (last access 29 March 2018, UTC)
- Jiang, J., Wu, J., (2011) "A Transition rate transformation method for solving advection - dispersion equation". *J. of Computational Physics*, vol.230, pp.5556-5563.
- Mardani Z, Ebrahimi K, Jafari A (2018) Experimental Study on Sorption and Desorption of NaCl to Sand Using a Physical Model, *HIC 2018. 13th International Conference on Hydroinformatics, EPiC Series in Engineering* (3):1306-1315
- Marinov I. & Marinov A. M (2014) The influence of a municipal solid waste landfill on groundwater quality: a modeling case study for raureni-ramnicu valcea (romania), *Journal of International Journal of Computational Methods and Experimental Measurements* 2(2):184-201

Laboratory Study on the Effects of Tracer Concentration Changes on Longitudinal and Transverse Dispersion Coefficients in Saturated Porous Media

Z. Mardani¹, K. Ebrahimi^{*2}, Sh. Araghinejad³ and A. Liaghat⁴

Received: Mar.22, 2019

Accepted: Jul.10, 2019

Abstract

Details are given of an experimental study of the effects of changes in concentration of pollution on longitudinal and transverse dispersion coefficients in saturated porous media. A 2D physical model was constructed to enable observations and measurements to be made of pollution transport through a saturated horizontal layer of sand of 0.18 m thickness. Water soluble sodium chloride salt with 5 different concentrations, i.e. 2.5, 5, 7.5, 10 and 12.5 g/l, was used as a tracer. Tracer concentrations were estimated in different time steps by means of an equation, which was derived from the analytical solution of the original 2D Advection-Diffusion equation, involving optimizing longitudinal and transverse dispersion coefficients. The estimated results were compared to the measured laboratory data. According to the results, increasing concentration leads to decrease in longitudinal dispersibility values and increase in transverse dispersibility values. It was found that tracer's diffusion speed in the longitudinal direction is more than its speed in lateral direction. In fact, contribution of advection in transmission of pollution is greater than contribution of diffusion. Based on the results, the usable value of the tracer's longitudinal distribution coefficient in measured conditions and for all the concentrations, mentioned above, is equal to $1/53 \times 10^{13}$ meters and the values of the transverse dispersibility coefficients of the above-mentioned concentrations are 27800, 26400, 25800, 25200, 24900 meters. Meanwhile, decrease in longitudinal dispersion was negligible by taking more distance from the tracer release source. However, transverse dispersion values increased with taking more distance from the tracer release source.

Keywords: Analytical solution, Dispersion coefficients, Laboratory model, Tracer

1- MSc Student in Water Resources Engineering, University of Tehran

2- Professor, University of Tehran

3- Associate Professor, University of Tehran

4- Professor, University of Tehran

(*- Corresponding Author Email: Ebrahimik@ut.ac.ir)