

تأثیر آرایش خاک ماسه‌ای لایه‌ای بر ضریب انتشار آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر^۱

روژین نگهدار^۱ و بهروز مهدی‌نژادیانی^{۲*}

(۱) دانشجوی کارشناسی ارشد؛ گروه علوم و مهندسی آب؛ دانشکده کشاورزی؛ دانشگاه کردستان؛ سنندج؛ ایران

(۲) استادیار؛ گروه علوم و مهندسی آب؛ دانشکده کشاورزی؛ دانشگاه کردستان؛ سنندج؛ ایران

*نویسنده مسئول مکاتبات: b.mehdinejad@uok.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۱/۲۱

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۹/۰۱

چکیده

در این تحقیق، فرایند انتقال آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر از میان خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای و رفتار ضریب انتشار در آرایش‌های مختلف این خاک‌ها بررسی شد. آزمایش‌های ردیابی شامل آزمایش‌های آلودگی و آبشویی بود که در یک تانک شن به ابعاد $۱۳۰\text{cm} \times ۱۰\text{cm} \times ۶۰\text{cm}$ انجام شد. سه نوع خاک ماسه‌ای همگن (درشت، متوسط و ریز) به‌عنوان شاهد و شش نوع آرایش لایه‌ای بررسی گردید. نتایج نشان داد که در خاک‌های ماسه‌ای همگن، ضریب انتشار با افزایش اندازه‌ی ذرات ماسه زیاد شد. به‌عنوان مثال، ضرایب انتشار خاک ماسه‌ای درشت در آزمایش‌های آلودگی و آبشویی به‌ترتیب $۸/۴۶$ و $۷/۹۱$ برابر بزرگتر از ضرایب انتشار خاک ماسه‌ای ریز بود. در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای، نوع آرایش و ترتیب لایه‌ها در هر آرایش بر ضریب انتشار تأثیر داشت. در آزمایش‌های آلودگی و آبشویی، کمترین مقادیر ضریب انتشار به‌ترتیب برابر $۱۲/۵\text{ cm}^2/\text{min}$ و $۱۷/۱۶\text{ cm}^2/\text{min}$ بود که در آرایش عمود با لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز مشاهده شدند. در حالی که بیش‌ترین مقادیر ضریب انتشار در آزمایش‌های آلودگی و آبشویی به‌ترتیب برابر $۳۲/۵۶\text{ cm}^2/\text{min}$ و $۳۷/۳۱\text{ cm}^2/\text{min}$ بود که در آرایش موازی با لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط (از پایین به بالا) به‌دست آمدند. ضرایب انتشار خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای و خاک‌های ماسه‌ای همگن تفاوت معنی‌داری داشتند. فرایند انتقال در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای، در مقایسه با خاک‌های ماسه‌ای همگن، انحراف بیشتری از انتقال فیکس داشت.

کلیدواژه‌ها: آبشویی؛ الگوریتم استراتژی تکاملی؛ انتقال غیرفیکس؛ معادله‌ی جابجایی انتشار

مقدمه

نسبت به جهت اصلی جریان باشد (Al-Tabbaa *et al.*, 2000). تحقیقات بسیار زیادی در زمینه‌ی تغییرات ضریب انتشار در محیط‌های متخلخل همگن و غیرهمگن در مقیاس آزمایشگاهی و صحرایی انجام شده است (Pickens and Grisak, 1981; Gelhar *et al.*, 1992; Huant, 2001; Huang *et al.*, 2006; Gao Pang and *et al.*, 2009; Fallico *et al.*, 2012). بر اساس نتایج این تحقیقات، به طور کلی، ضریب انتشار دارای مقدار ثابتی نیست و وابسته به مقیاس می‌باشد. علی‌رغم این‌که در بسیاری از موارد ممکن است در طبیعت خاک به‌صورت لایه‌ای باشد، تحقیقات محدودی در زمینه‌ی تغییرات شکل

محیط‌های متخلخل در تمام مقیاس‌ها دارای غیرهمگنی هستند (Levy and Berkowitz, 2003). شبیه‌سازی انتقال آلاینده در آبهای زیرزمینی نیازمند شناخت پارامترهای انتقال مانند متوسط سرعت انتقال آلاینده و ضریب انتشار می‌باشد. ساده‌ترین شکل غیرهمگنی محیط متخلخل در طبیعت خاک‌های لایه‌ای می‌باشد. در خاک‌های لایه‌ای، لایه‌بندی ممکن است عمود، موازی و یا به‌صورت مورب

۱-برگرفته از پایان‌نامه‌ی کارشناسی ارشد نویسنده‌ی اول

تشکیل‌دهنده‌ی یک خاک لایه‌ای و نیز ترتیب قرارگیری لایه‌های مختلف بر مقدار ضریب انتشار، شکل منحنی رخنه و زمان انجام آزمایش تأثیر دارد. به‌عنوان مثال، آن‌ها مقدار ضریب انتشار خاک لایه‌ای درشت-متوسط را حدود دو سوم ضریب انتشار خاک لایه‌ای متوسط-درشت و مقدار ضریب انتشار خاک لایه‌ای درشت-ریز را حدود یک دوم ضریب انتشار خاک لایه‌ای ریز-درشت گزارش نمودند. همچنین Zhang و Wu (۲۰۱۶) دریافتند که زمان انتقال آلاینده در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای طولانی‌تر از خاک‌های ماسه‌ای همگن بوده و نیز ترتیب لایه در خاک ماسه‌ای لایه‌ای بر زمان انتقال تأثیر دارد. تحقیقات انجام شده در زمینه‌ی تأثیر بافت خاک بر مقدار انتشارپذیری یک آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر نشان داد که مقدار انتشارپذیری در خاک‌های غیرهمگن بیش‌تر از مقدار آن در خاک‌های با بافت همگن بود (قائم‌زاده و بهمنی، ۱۳۹۳). بهمنی و همکاران (۱۳۹۴) با ترکیب درصدهای مختلف ماسه بادی و ماسه‌ی شسته‌شده چهار بافت مختلف خاک ایجاد نمودند و مقدار ضریب انتشار را در این چهار بافت بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد مقدار ضریب انتشار بستگی به نوع بافت خاک داشت؛ به‌طوری که هرچه درصد ماسه بادی افزایش پیدا کرد، مقدار ضریب انتشار نیز افزایش یافت.

براساس بررسی‌های بعمل آمده، در تحقیقات انجام گرفته در زمینه انتقال آلاینده در خاک‌های لایه‌ای، حالت آبشویی در نظر گرفته نشده است. بنابراین در تحقیق حاضر تأثیر نوع آرایش خاک لایه‌ای (عمود، موازی یا مورب نسبت به جهت اصلی جریان) و نیز تأثیر ترتیب قرارگیری لایه‌های مختلف بر ضریب انتشار، شکل منحنی رخنه و فرایند انتقال آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر کلریدسدیم در حالت آلودگی و حالت آبشویی بررسی گردید. در ضمن آزمایش‌های مذکور در خاک‌های ماسه‌ای همگن که در آن‌ها فقط از یک نوع ماسه (بدون لایه‌بندی) استفاده گردید، نیز به‌عنوان شاهد انجام شد.

منحنی رخنه و مقدار ضریب انتشار در خاک‌های لایه‌ای انجام شده است. از جمله این تحقیقات می‌توان به موارد زیر اشاره کرد.

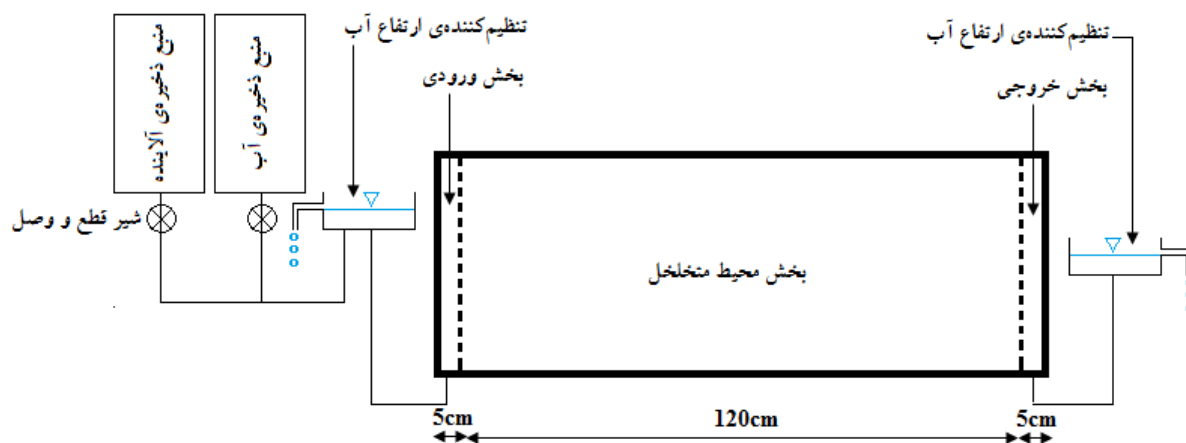
بررسی‌های Leij و van Geneuchten (۱۹۹۵) نشان داد که ترتیب قرارگیری لایه‌های خاک شکل منحنی رخنه‌ی آلاینده را تحت تأثیر قرار می‌دهد. Al-Tabbaa و همکاران (۲۰۰۰) تأثیر آرایش‌های مختلف در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای را بر مقدار ضریب انتشار بررسی نمودند. در این تحقیق، آرایش‌ها طوری انتخاب شدند که لایه‌های ماسه عمود، موازی یا به‌صورت مورب نسبت به جهت اصلی جریان بود. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد مقدار ضریب انتشار نه تنها تابعی از آرایش لایه‌های خاک بود، بلکه در هر کدام از آرایش‌ها ترتیب لایه‌های خاک نیز بر مقدار ضریب انتشار مؤثر بود. تحقیقات Sternberg (۲۰۰۴) بر روی یک ستون محیط متخلخل لایه‌ای به طول یک متر و قطر داخلی ۳/۵ سانتی‌متر نشان داد که در مرز بین دو لایه مقدار ضریب انتشار تغییر قابل توجهی داشت. از طرف دیگر با تغییر ترتیب قرارگیری دو لایه روند تغییرات ضریب انتشار با فاصله تغییر پیدا کرد. شبیه‌سازی‌های عددی و بررسی‌های آزمایشگاهی در خاک‌های ماسه‌ای سه لایه‌ای که در آن‌ها جهت جریان عمود بر لایه‌ها بود، نشان داد که ترتیب قرارگیری لایه‌های مختلف بر جمع‌شدگی یا کشیدگی شکل منحنی رخنه اثر دارد. این موضوع ناشی از تغییر مقدار ضریب انتشار در آرایش‌های مختلف بود (Sharma et al., 2014). Wu و Zhang (۲۰۱۶) فرایند انتقال آلاینده‌ی متیل-ترت-بیوتیل-اتر (MTBE) را در سه نوع خاک ماسه‌ای همگن (درشت، متوسط و ریز) و شش نوع خاک ماسه‌ای لایه‌ای که هر کدام از خاک‌های لایه‌ای متشکل از دو لایه‌ی عمود بر جهت اصلی جریان بود، بررسی نمودند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد در خاک‌های ماسه‌ای همگن با افزایش اندازه‌ی ذرات ماسه مقدار ضریب انتشار افزایش یافت. بر اساس نتایج ارائه شده توسط Zhang و Wu (۲۰۱۶)، نوع لایه‌های ماسه‌ای

مواد و روش‌ها

آزمایش‌ها

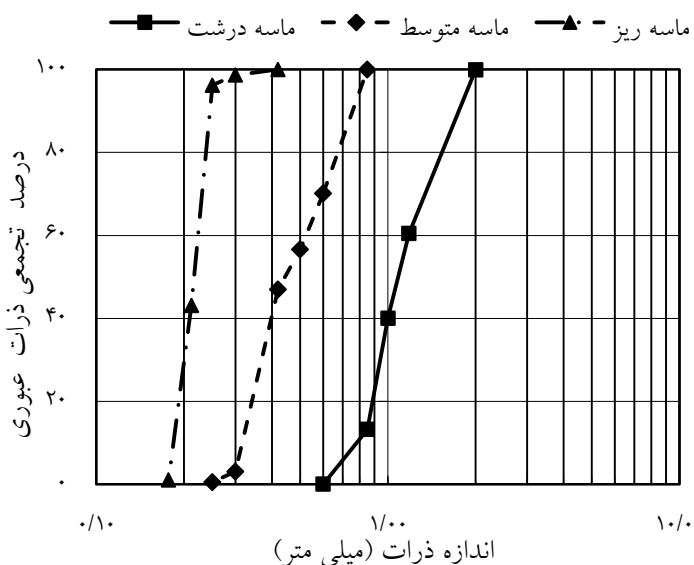
بار آبی، دو منبع بزرگ نیز برای ذخیره‌ی آب و محلول آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر در نظر گرفته شد (شکل ۱). در تحقیق حاضر از کلرید سدیم (NaCl) به‌عنوان آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر استفاده شد. از سه نوع ماسه که از رسوبات رودخانه‌ای تهیه شده بودند؛ استفاده گردید. ماسه-های جمع‌آوری شده بعد از خشک شدن در هوای آزاد از الک شماره ۱۰ عبور داده شد تا ذرات درشت آن‌ها جدا گردد. سپس ماسه‌ها با آب شهری شسته شده و مجدداً در هوای آزاد خشک شد. ماسه‌های به‌دست آمده در مرحله‌ی قبل با استفاده از الک‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۵۰ و ۸۰ مطابق استاندارد انجمن آزمایش مواد آمریکا (ASTM) دانه‌بندی گردید (شکل ۲). دانه‌بندی به‌گونه‌ای صورت گرفت که ماسه‌ها در سه دسته‌ی درشت (ماسه‌ی عبوری از الک شماره‌ی ۱۰ و مانده بر الک شماره‌ی ۲۰)، متوسط (ماسه‌ی عبوری از الک شماره‌ی ۲۰ و مانده بر الک شماره‌ی ۵۰) و ریز (ماسه‌ی عبوری از الک شماره‌ی ۵۰ و مانده بر الک شماره‌ی ۸۰) قرار گرفتند. قابل ذکر است که محدود کردن اندازه‌ی ذرات ماسه به ذرات بین دو الک به منظور همگن کردن محیط متخلخل بود (Benson et al., 2000).

آزمایش‌ها در یک تانک شن مستطیلی به طول ۱۳۰، عرض ۱۰ و ارتفاع ۶۰ سانتی‌متر انجام شد (شکل ۱). به جز صفحه جلویی تانک شن که از جنس پلکسی‌گلاس به ضخامت ۱۰ میلی‌متر بود، سایر بخش‌های آن از جنس فولاد ضد زنگ به ضخامت ۳ میلی‌متر بود. این صفحه پلکسی‌گلاس امکان مشاهده‌ی هرگونه پدیده‌ای در محیط متخلخل را در طول آزمایش‌های ردیابی فراهم کرد. تانک شن دارای سه بخش ورودی، محیط متخلخل و خروجی بود که بخش‌های ورودی و خروجی با استفاده از توری‌های پلاستیکی از بخش محیط متخلخل جدا گردید. حجم بخش‌های ورودی و خروجی بسیار کوچک در نظر گرفته شد تا اثر رقیق‌سازی به حداقل رسانده شود (Levy and Berkowitz, 2003). به منظور ایجاد جریان ماندگار با شدت ثابت در طول آزمایش‌ها از مخزن‌های آب با ارتفاع قابل تنظیم استفاده گردید. این مخزن‌ها به بخش‌های ورودی و خروجی متصل شدند. علاوه بر مخزن‌های تنظیم



شکل ۱. نمای شماتیک سامانه‌ی طراحی شده برای انجام آزمایش‌های ردیابی

¹ America Society for Testing of Materials



شکل ۲. منحنی توزیع اندازه ذرات خاک‌های ماسه‌ای به کار رفته در تحقیق

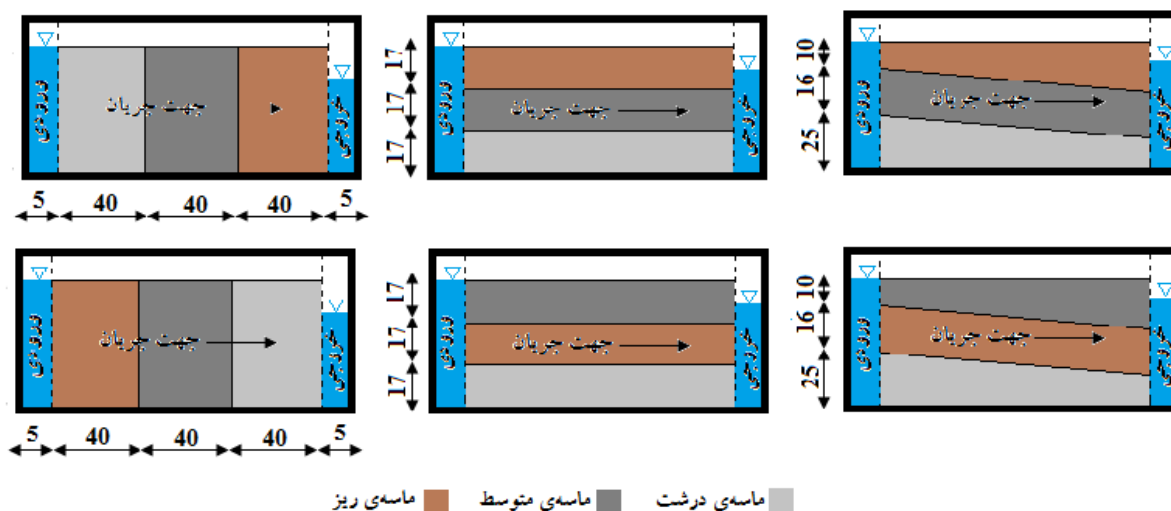
آرایش در شکل ۳ نشان داده است. توضیح این‌که جریان اصلی به صورت یک بُعدی فرض شده است و جهت جریان اصلی در شکل ۳ نشان داده شده است.

در پُر کردن تانک شن در تمامی آزمایش‌های ردیابی نکات زیر در نظر گرفته شد: ۱- ماسه در شرایط اشباع درون تانک شن ریخته شد. بدین منظور همواره حدود ۵ سانتی‌متر آب در داخل تانک شن بالای ماسه وجود داشت و ماسه به صورت لایه‌های ۲ یا ۳ سانتی‌متر درون آن ریخته شد. ۲- بعد از ریختن هر لایه، ماسه با استفاده از وزنه‌ای به طور یکنواخت متراکم گردید. ۳- در هر آزمایش تانک شن تا ارتفاع ۵۱ سانتی‌متری پُر شد. دلیل این‌که تانک شن تا این ارتفاع پُر شد این بود که ضخامت هر کدام از لایه‌های خاک ماسه‌ای در آرایش‌هایی مانند موازی و مورب مقدار قابل قبولی باشد. و خیلی کم یا خیلی زیاد نباشد.

ضرایب یکنواختی ($Cu=d_{60}/d_{10}$) هر سه ماسه‌ای استفاده شده با توجه به منحنی‌های دانه‌بندی و مقادیر هدایت هیدرولیکی (K) آن‌ها با استفاده از روش بار ثابت تعیین گردید (جدول ۱). در مجموع ۱۸ آزمایش ردیابی انجام شد که ۹ آزمایش آن مربوط به تزریق آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر به داخل محیط متخلخل (آزمایش‌های آلودگی) و ۹ آزمایش دیگر مربوط به آبتشویی آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر از داخل محیط متخلخل (آزمایش‌های آبتشویی) بود. شش آزمایش ردیابی (شامل آزمایش‌های آلودگی و آبتشویی) در خاک‌های ماسه‌ای همگن و ۱۲ آزمایش ردیابی دیگر در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای انجام شد. در خاک‌های لایه‌ای، آرایش‌ها طوری انتخاب شدند که لایه‌های ماسه عمود، موازی یا به صورت مورب نسبت به جهت اصلی جریان بود. نمای شماتیک سه نوع آرایش استفاده شده و نیز ترتیب قرارگیری لایه‌های مختلف در هر

جدول ۱. مقادیر ضریب یکنواختی و هدایت هیدرولیکی ماسه‌های استفاده شده

نوع ماسه	Cu	K (cm/min)
ماسه‌ی ریز	۱/۲۲۲	۰/۵۴۳
ماسه‌ی متوسط	۱/۶۷۷	۱/۱۵۰
ماسه‌ی درشت	۱/۶۶۷	۹/۲۴۳



شکل ۳. نمای شماتیک آرایش‌های خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای در داخل تانک شن و ترتیب قرارگیری لایه‌های ماسه در هر آرایش (ابعاد روی شکل بر حسب سانتی‌متر هستند)

با استفاده از منحنی واسنجی مذکور به مقادیر غلظت کلرید سدیم تبدیل گردید. در آزمایش‌های آلودگی، نمونه‌برداری تا زمانی ادامه یافت که غلظت در خروجی تانک تقریباً به مقدار ثابت و نزدیک ۶ گرم در لیتر رسید. در حالی‌که در آزمایش آبشویی، نمونه‌برداری‌ها تا زمانی ادامه یافت که غلظت در خروجی تانک به مقدار ثابت غلظت آب شهری (۰/۱۵ گرم در لیتر) رسید.

معادله جابجایی-انتشار

به منظور تجزیه و تحلیل نتایج به‌دست آمده در راستای اهداف تحقیق، از معادله جابجایی-انتشار (ADE) (Bear, 1972) استفاده گردید. برای شرایط مرزی و اولیه مورد نظر در این تحقیق $C(x,0)=C_i$ و $C(\infty,t)=0, C(0,t)=C_0$ حل تحلیلی معادله‌ی ADE به صورت زیر است (Bear, 1972):

$$\frac{C(x,t) - C_i}{C_0 - C_i} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x-Vt}{\sqrt{4Dt}} \right) + \exp \left(\frac{Vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x+Vt}{\sqrt{4Dt}} \right) \right] \quad (1)$$

در معادله‌ی ۱، $C(x,t)$ غلظت آلاینده در فاصله‌ی x از منبع آلاینده و زمان t با بُعد $[ML^{-3}]$ ، C_i غلظت اولیه‌ی آلاینده در محیط متخلخل، C_0 غلظت سیالی که به طور پیوسته به محیط متخلخل تزریق می‌گردد، V متوسط سرعت آب منفذی با بُعد $[LT^{-1}]$ ، D ضریب انتشار طولی

۴- در آرایش مورب، خط شیب‌دار جداکننده‌ی لایه‌های مختلف با افق زاویه‌ی ۷ درجه (مطابق پیشنهاد Al-Tabbaa *et al.*, 2000) داشت.

قبل از شروع آزمایش‌های آلودگی و آبشویی، با ایجاد یک گرادین هیدرولیکی ثابت، جریان ماندگار ایجاد شد. سیستم به مدت ۳ ساعت با این شدت جریان ثابت کار کرد تا از ثابت بودن شدت جریان اطمینان حاصل گردد. در آزمایش‌های آلودگی با برقراری جریان آب شهری در سیستم جریان ماندگار ایجاد شد، در حالی که در آزمایش‌های آبشویی با برقراری جریان محلول کلرید سدیم با غلظت ۶ گرم بر لیتر (مطابق پیشنهاد Huang *et al.*, 1995) در سیستم جریان ماندگار ایجاد گردید. بعد از برقراری جریان ماندگار، آزمایش‌های آلودگی و آبشویی به‌ترتیب با تزریق محلول کلرید سدیم با غلظت ۶ گرم بر لیتر به‌عنوان آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر و آب شهری به‌عنوان آب شیرین انجام گردید. در آزمایش‌های ردیابی، نمونه‌برداری از بخش خروجی تانک شن در فواصل زمانی ۳ دقیقه‌ای صورت گرفت. غلظت نمونه‌ها با استفاده از هدایت‌سنج الکتریکی (HC3010, TRANS) که برای مقادیر مختلف غلظت کلرید سدیم واسنجی شده بود، اندازه‌گیری شد. مقادیر هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده

دقیق یک مسأله معکوس با استفاده از نرم‌افزارهای مذکور با مشکلات و محدودیت‌هایی مواجهه است.

الگوریتم ES از جمله الگوریتم‌های فراابتکاری است که از تکامل نسل‌ها در موجودات زنده الهام گرفته شده است (Engelbrecht, 2007). این الگوریتم جواب بهینه‌ی مسأله‌ی مورد بررسی را در میان یک جمعیت جستجو کرده و دارای سه عملگر ترکیب، جهش و انتخاب است. فرایند یافتن جواب بهینه در الگوریتم ES بدین صورت است که ابتدا یک جمعیت تصادفی اولیه از جواب‌های احتمالی برای مسأله‌ی مورد بررسی تولید می‌گردد. سپس مقدار تابع هدف برای هر کدام از جواب‌های تصادفی اولیه محاسبه می‌شود. با اعمال عملگر ترکیب روی جواب‌های تصادفی اولیه (والدین) فرزندان تولید می‌گردد. سپس روی فرزندان تولید شده عملگر جهش انجام شده و مقدار تابع هدف به ازای آن‌ها محاسبه می‌شود. در پایان هر مرحله، نسل بعد با توجه به مقدار تابع هدف از بین جواب‌های تصادفی اولیه (والدین) و فرزندان جهش یافته انتخاب می‌گردد. مراحل مذکور تا رسیدن به شرط توقف مسأله ادامه داده شده و بهترین جواب به دست آمده به عنوان جواب بهینه در نظر گرفته می‌شود (Engelbrecht, 2007). فلوجارت الگوریتم ES در شکل ۴ نشان داده شده است. با توجه به ماهیت تصادفی الگوریتم ES، مقادیر بهینه‌ی V و D مربوط به هر آزمایش ردیابی با ۱۰ بار اجرای الگوریتم و میانگین‌گیری از نتایج ۱۰ بار اجرا به دست آمد. این یک شیوه‌ی متداول در کاربرد الگوریتم‌های با ماهیت تصادفی می‌باشد که در تحقیقات گذشته نیز استفاده شده است (Moradi et al., 2011).

به منظور ارزیابی دقت پارامترهای انتقال تخمین زده شده با استفاده از روش مسأله معکوس، مطابق تحقیقات گذشته (Gao et al., 2009) آماره‌های کمی مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE) و ضریب تبیین (r^2) محاسبه گردید:

هیدرودینامیکی $[L^2T^{-1}]$ که در این تحقیق به اختصار ضریب انتشار نامیده می‌شود و $erfc(.)$ مکمل تابع خطا می‌باشد.

مقادیر بهینه‌ی V و D مربوط به هر آزمایش ردیابی با استفاده از روش مسأله معکوس به دست آمدند. در روش مسأله معکوس، مقادیر V و D با کمینه کردن اختلاف بین مقادیر غلظت اندازه‌گیری شده و محاسبه شده از معادله‌ی ۱ تخمین زده شدند. بنابراین، تابع هدف به صورت زیر در نظر گرفته شد:

$$OF = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^N (C_{meas}(x, t_i) - C_{calc}(x, t_i))^2 \quad (2)$$

در معادله‌ی ۲، OF تابع هدف، N تعداد نقاط اندازه‌گیری در فاصله‌ی x از منبع آلاینده، $C_{meas}(x, t_i)$ مقدار غلظت اندازه‌گیری شده در فاصله‌ی x از منبع آلاینده و در زمان t_i و $C_{calc}(x, t_i)$ مقدار غلظت محاسبه شده در فاصله‌ی x از منبع آلاینده و در زمان t_i می‌باشد.

به منظور کمینه‌سازی تابع هدف مذکور از الگوریتم بهینه‌سازی استراتژی تکاملی (ES)^۱ که جزء الگوریتم‌های فراابتکاری است، استفاده شد. در تحقیق حاضر، جهت بهینه‌سازی پارامترهای انتقال، الگوریتم استراتژی تکاملی به نرم‌افزارهای CXTFIT و HYDRUS که از جمله نرم‌افزارهای متداول در برآورد پارامترهای انتقال آلاینده هستند (فراستی و سیدیان، ۱۳۹۲؛ بهمنی و همکاران، ۱۳۹۴)، ترجیح داده شد. دلیل این انتخاب به محدودیت‌های الگوریتم لونبرگ-مارکوارت به کار رفته در نرم‌افزارهای مذکور مربوط می‌شود. از جمله محدودیت‌های الگوریتم لونبرگ-مارکوارت می‌توان نیاز به محاسبه‌ی مشتقات تابع هدف نسبت به متغیرهای طراحی، حساسیت بالای جواب نهایی الگوریتم به حدس اولیه برای متغیرهای طراحی و گیرافتادن در جواب بهینه‌ی موضعی اشاره نمود (Ayvaz et al., 2007). بنابراین، تعیین جواب

^۱ - Evolutionary Strategy

آماره‌های کمی مربوط به آن‌ها (RMSE و r^2) هم برای آزمایش‌های آلودگی و هم برای آزمایش‌های آبشویی در جدول ۲ نشان داده شده است. مقادیر RMSE و r^2 به مقادیر خود در شرایط مطلوب نزدیک هستند. این موضوع نشان می‌دهد که مقادیر به‌دست آمده برای V و D مقادیر بهینه‌ی واقعی هستند. مقادیر V به‌دست آمده بیان‌گر آن هستند که با افزایش اندازه‌ی ذرات ماسه و به تبع آن افزایش هدایت هیدرولیکی، هم در آزمایش‌های آلودگی و هم در آزمایش‌های آبشویی، مقدار V افزایش می‌یابد. این موضوع در انطباق با طبیعت هیدرولیک جریان در محیط‌های متخلخل بوده و در سایر تحقیقات (Zhang and Wu, 2016) نیز گزارش شده است.

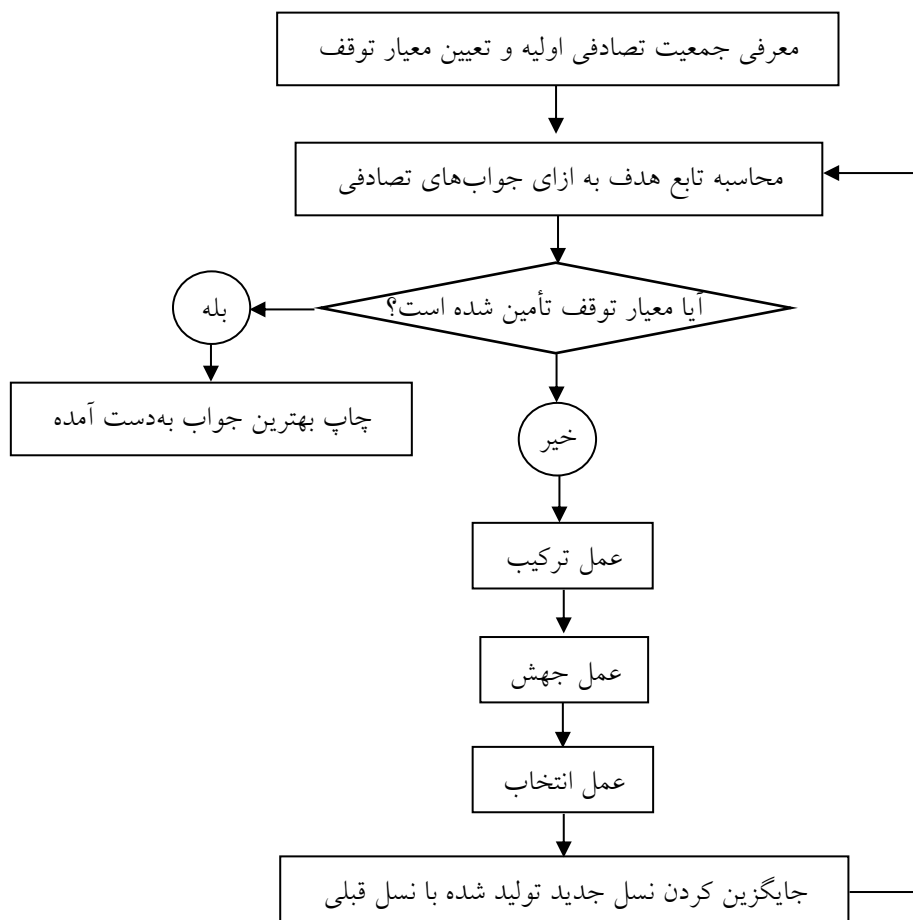
$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C_{meas}(x, t_i) - C_{calc}(x, t_i))^2} \quad (3)$$

$$r^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{meas}(x, t_i) - C_{calc}(x, t_i))^2}{\sum_{i=1}^N (C_{meas}(x, t_i) - \bar{C}_{meas}(x))^2} \quad (4)$$

در معادله‌ی ۴، \bar{C}_m میانگین مقادیر غلظت اندازه‌گیری‌شده در فاصله‌ی x از منبع آلاینده می‌باشد. مقادیر نزدیک به صفر RMSE و مقادیر نزدیک به یک r^2 نشان می‌دهند که پارامترهای انتقال تخمین‌زده شده مقادیر بهینه‌ی واقعی هستند (Loague and Green, 1991).

نتایج و بحث

محیط متخلخل همگن: مقادیر بهینه‌ی پارامترهای متوسط سرعت آب منفذی (V) و ضریب انتشار (D) در خاک‌های ماسه‌ای همگن استفاده شده در تحقیق و



شکل ۴. فلوچارت الگوریتم استراتژی تکاملی

جدول ۲. مقادیر بهینه‌ی پارامترهای V و D در آزمایش‌های ردیابی انجام شده در خاک‌های ماسه‌ای همگن استفاده شده

نوع آزمایش									
آبشویی					آلودگی				
r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	K(cm/min)	نوع محیط متخلخل
۰/۹۹۲	۰/۰۳۶	۲/۴۸۸	۰/۸۹۳	۰/۹۹۲	۰/۰۳۸	۱/۴۲۹	۰/۵۰۳	۰/۵۴۳	ماسه‌ی ریز
۰/۹۹۳	۰/۰۳۳	۱۵/۲۵۱	۱/۴۲۹	۰/۹۹۴	۰/۰۳۱	۱۱/۷۷۰	۱/۳۹۲	۱/۱۵۰	ماسه‌ی متوسط
۰/۹۹۷	۰/۰۱۹	۱۹/۶۸۹	۲/۵۰۱	۰/۹۹۸	۰/۰۲۰	۱۲/۰۸۵	۱/۸۴۶	۹/۲۴۳	ماسه‌ی درشت

شده توسط Zhang و Wu (۲۰۱۶) مطابقت دارد. مقایسه‌ی مقادیر D به‌دست آمده در این آرایش با مقادیر D در خاک‌های ماسه‌ای همگن نشان می‌دهد که هم در آزمایش آلودگی و هم در آزمایش آبشویی مقادیر D خاک لایه‌ای با ترتیب لایه‌ها از درشت به ریز نزدیک به مقادیر D متناظر خود در خاک ماسه‌ای درشت می‌باشند. در حالی که در این آرایش با ترتیب لایه‌ها از ریز به درشت، مقادیر D تفاوت زیادی با مقادیر D خاک‌های ماسه‌ای همگن دارند. نتایج مشابهی در آزمایشات Al-Tabbaa و همکاران (۲۰۰۰) مشاهده گردید.

دلیل تفاوت مقادیر V و D مربوط به این آرایش با مقادیر V و D مربوط به خاک‌های ماسه‌ای همگن این است که وجود لایه‌بندی‌های مختلف در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای باعث ایجاد ترکیبات مختلف تماس ذرات خاک در حدفاصل لایه‌ها می‌گردد. این موضوع باعث تغییر خصوصیات فیزیکی خاک مانند اعوجاج، تخلخل مؤثر و درصد منافذ غیرمسدود محیط متخلخل می‌گردد (Porubcan and Xu, 2011). تغییر خصوصیات مذکور باعث ایجاد تغییر در مقدار پارامترهای V و D می‌شود (Zhang and Wu, 2016). از طرف دیگر، با تغییر ترتیب لایه‌بندی خاک ماسه‌ای لایه‌ای ساختار منفذی محیط متخلخل در محل تماس لایه‌ها تغییر پیدا کرده (Kim et al., 2010) و در نتیجه مقادیر V و D تغییر پیدا می‌کند. بعلاوه، افزایش مقادیر D مربوط به هر دو نوع لایه‌بندی این آرایش نسبت به مقادیر D مربوط به خاک‌های ماسه‌ای همگن را می‌توان ناشی از افزایش مقدار D با افزایش اندازه ذرات ماسه دانست.

بررسی مقادیر D به‌دست آمده نشان می‌دهد که با درشت‌تر شدن نوع ماسه‌ی استفاده شده، هم در آزمایش‌های آلودگی و هم در آزمایش‌های آبشویی، مقدار D افزایش می‌یابد. در دو خاک ماسه‌ی درشت و متوسط با ۸/۰۳۷ برابر شدن مقدار K، مقدار D در آزمایش آلودگی ۱/۰۲۷ برابر و در آزمایش آبشویی ۱/۲۹۱ برابر گردید. به عبارتی، میزان افزایش D در مقایسه با میزان افزایش هدایت هیدرولیکی بسیار کمتر بود. این موضوع در تطابق با تحقیقات معروف پور و همکاران (۱۳۸۴) و Al-Tabbaa و همکاران (۲۰۰۰) می‌باشد. با توجه به ثابت بودن شرایط آزمایش در هر سه نوع ماسه، دلیل افزایش D را می‌توان به افزایش اندازه‌ی ذرات ماسه نسبت داد (Al-Tabbaa et al., 2000).

خاک ماسه‌ای لایه‌ای با آرایش عمود بر جهت اصلی جریان: مقادیر بهینه‌ی پارامترهای V و D مربوط به هر دو

لایه‌بندی بررسی شده در این تحقیق و نیز آماره‌های RMSE و r² متناظر آن‌ها در جدول ۳ نشان داده شده است. مقادیر مطلوب RMSE و r² بیان‌گر این واقعیت هستند که مقادیر V و D تخمین زده شده مقادیر بهینه‌ی واقعی هستند. نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد که، هم در آزمایش آلودگی و هم در آزمایش آبشویی، مقدار V با تغییر ترتیب لایه‌بندی ماسه از درشت-متوسط-ریز به ریز-متوسط-درشت به طور متوسط ۱/۳ برابر افزایش می‌یابد. به طور مشابه، مقدار D نیز با تغییر ترتیب لایه‌بندی ماسه از درشت-متوسط-ریز به ریز-متوسط-درشت، حدود ۱/۶ برابر افزایش می‌یابد. نتایج به‌دست آمده با نتایج گزارش

جدول ۳. مقادیر بهینه‌ی پارامترهای V و D در آزمایش‌های ردیابی انجام شده در آرایش عمودی

ترتیب قرارگیری لایه‌های ماسه								
ریز-متوسط-درشت				درشت-متوسط-ریز				نوع آزمایش
r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	
۰/۹۹۶	۰/۰۲۵	۲۰/۸۷۴	۲/۱۷۶	۰/۹۹۱	۰/۰۳۷	۱۲/۵۰۰	۱/۵۳۱	آلودگی
۰/۹۸۱	۰/۰۳۵	۲۸/۲۵۵	۲/۰۴۸	۰/۹۹۰	۰/۰۳۳	۱۷/۱۶۳	۱/۸۵۳	آبشویی

آزمایش‌ها نشان می‌دهد که در این آرایش، به‌ویژه در حالتی که ماسه‌ی ریز بین دو ماسه‌ی دیگر قرار می‌گیرد، مقادیر D به مقدار قابل توجهی افزایش پیدا می‌کند.

تفاوت نسبتاً کم مقادیر V مربوط به بعضی از آزمایش‌های این آرایش با مقادیر V مربوط به خاک‌های ماسه‌ای همگن می‌تواند ناشی از وقوع جریان ترجیحی باشد. از طرف دیگر، کاربرد سه نوع ماسه‌ی مختلف در این آرایش باعث تغییر خصوصیات فیزیکی خاک (Porubcan and Xu, 2011) و در نتیجه تغییر مقادیر V و D می‌گردد (Zhang and Wu, 2016). همچنین، تفاوت مقادیر D در این آرایش با مقادیر D در خاک‌های ماسه‌ای همگن و نیز تفاوت مقدار D در دو نوع لایه‌بندی مختلف ناشی از تأثیر لایه‌های مجاور با مقادیر متفاوت D بر رفتار انتشار یکدیگر می‌باشد. وقتی که دو لایه با مقادیر متفاوت D به‌صورت موازی در کنار یکدیگر قرار می‌گیرند، از لایه با مقدار D بزرگ‌تر انتشار جانبی به طرف لایه با مقدار D کمتر رخ می‌دهد (Al-Tabbaa et al., 2000). در این حالت، مقدار D مربوط به لایه با ضریب انتشار کمتر افزایش یافته و مقدار D مربوط به لایه با ضریب انتشار بیشتر به مقدار بسیار کمی کاهش می‌یابد (Al-Tabbaa et al., 2000). در یافته‌های این تحقیق نیز مشاهده می‌شود که در لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط به دلیل انتشار جانبی از لایه‌های ماسه‌ی درشت و ماسه‌ی متوسط به لایه‌ی ماسه‌ی ریز، مقدار D مربوط به ماسه‌ی ریز و در نتیجه مقدار D مربوط به این لایه‌بندی به مقدار قابل توجهی افزایش می‌یابد.

وجود ذرات ماسه‌ی درشت و متوسط با مقادیر D بزرگ، باعث افزایش مقدار D در هر دو نوع لایه‌بندی می‌شود (Al-Tabbaa et al., 2000). از طرف دیگر، تفاوت در میزان افزایش مقادیر D در دو نوع لایه‌بندی می‌تواند به دلیل افزایش مقدار D با فاصله‌ی انتقال از منبع آلاینده و متفاوت بودن شدت افزایش مقدار D در سه نوع ماسه باشد (Al-Tabbaa et al., 2000).

در لایه‌بندی ریز-متوسط-درشت، افزایش فاصله‌ی انتقال و قرارگیری ذرات ماسه با مقادیر بزرگ‌تر D در فواصل انتقال طولانی‌تر می‌تواند باعث افزایش مقدار D در مقایسه با مقدار D در لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز شود. خاک ماسه‌ای لایه‌ای با آرایش موازی با جهت اصلی جریان: نتایج مربوط به این آرایش در جدول ۴ ارائه شده است. در این حالت نیز الگوریتم ES قادر است مقادیر بهینه‌ی واقعی V و D را به‌دست دهد، زیرا مقادیر آماره‌های RMSE و r² به مقادیر مطلوب خود نزدیک هستند. نتایج به‌دست آمده در این قسمت نشان می‌دهد که در حالتی که ماسه‌ی ریز بین دو ماسه‌ی درشت و متوسط قرار می‌گیرد، مقادیر V آزمایش‌های آلودگی و آبشویی به‌ترتیب ۱/۰۱۱ و ۱/۳۳۴ برابر و مقادیر D آزمایش‌های آلودگی و آبشویی به‌ترتیب ۱/۶۲۴ و ۱/۱۶۱ برابر افزایش می‌یابد. روند نتایج حاصل از این تحقیق مشابه نتایج به‌دست آمده توسط Al-Tabbaa و همکاران (۲۰۰۰) می‌باشد. مقایسه‌ی مقادیر D در آزمایش‌های آلودگی و آبشویی با مقادیر D خاک‌های ماسه‌ای همگن در این

جدول ۴. مقادیر بهینه‌ی پارامترهای V و D در آزمایش‌های ردیابی انجام شده در آرایش موازی

ترتیب قرارگیری لایه‌های ماسه								
درشت-ریز-متوسط				درشت-متوسط-ریز				نوع آزمایش
r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	
۰/۹۹۶	۰/۰۲۵	۳۲/۵۵۹	۱/۸۳۲	۰/۹۸۶	۰/۰۴۲	۲۰/۰۵۳	۱/۸۱۲	آلودگی
۰/۹۹۸	۰/۰۱۵	۳۷/۳۰۶	۳/۳۸۶	۰/۹۹۸	۰/۰۱۴	۳۲/۱۳۹	۲/۵۳۷	آبشویی

می‌یابد. برخلاف آرایش موازی، در این آرایش جریان ترجیحی مشاهده نمی‌شود که می‌توان آنرا ناشی از مورب بودن لایه‌های ماسه نسبت به جهت اصلی جریان دانست. با این حال، به دلیل تأثیر وجود سه لایه با خصوصیات هیدرولیکی و انتشارپذیری متفاوت مقادیر پارامترهای V و D با مقادیر نظیر خود در خاک‌های ماسه‌ای همگن تفاوت دارند. همچنین، به دلیل مورب بودن لایه‌های ماسه نسبت به جهت اصلی جریان و تغییر ساختار منفذی محیط متخلخل در محل تماس لایه‌ها (Kim et al., 2010) مشاهده می‌شود که مقادیر V در دو نوع لایه‌بندی بررسی شده در این آرایش متفاوت هستند. مشابه آرایش موازی، افزایش مقادیر D نسبت به مقادیر D مربوط به خاک‌های ماسه‌ای همگن و نیز تفاوت مقادیر D مربوط به دو نوع لایه‌بندی بررسی شده در این آرایش ناشی از تأثیر لایه‌های مجاور بر رفتار انتشار یکدیگر از طریق انتشار جانبی بین لایه‌های مجاور می‌باشد.

مقایسه‌ی آرایش‌های مختلف: بررسی مقادیر D در آرایش‌های مختلف نشان می‌دهد که نوع آرایش و حتی ترتیب لایه‌ها در هر آرایش -هم در آزمایش آلودگی و هم در آزمایش آبشویی- تأثیر قابل توجهی بر مقدار D دارد.

برخلاف لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط، در لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز انتشار جانبی بیشتر از لایه‌ی ماسه‌ی متوسط به لایه‌ی ماسه‌ی ریز رخ می‌دهد و افزایش مقدار D مربوط به لایه‌ی ماسه‌ی ریز بیشتر ناشی از مجاورت این لایه با لایه‌ی ماسه‌ی متوسط است. بنابراین، مقدار D مربوط به این لایه‌بندی، در مقایسه با مقدار D مربوط به لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط، کمتر افزایش می‌یابد.

خاک ماسه‌ای لایه‌ای با آرایش مورب نسبت به جهت اصلی جریان: جدول ۵ مقادیر بهینه‌ی V و D مربوط به این آرایش و نیز آماره‌های RMSE و r² مربوط به آنرا نشان می‌دهد. با توجه به مقادیر آماره‌های RMSE و r²، مقادیر V و D مقادیر بهینه‌ی واقعی هستند. بررسی مقادیر V به دست آمده در این آرایش نشان می‌دهد که در لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز مقادیر V در آزمایش‌های آلودگی و آبشویی به ترتیب ۱/۱۶ و ۱/۳۶ برابر افزایش می‌یابد. در این آرایش، در حالتی که ماسه‌ی ریز بین ماسه‌های متوسط و درشت قرار می‌گیرد، مقادیر D هم در آزمایش آلودگی و هم در آزمایش آبشویی حدود ۱/۳۴ برابر افزایش می‌یابد.

همچنین در مقایسه با خاک‌های ماسه‌ای همگن، در این آرایش نیز مقادیر D، به‌ویژه در آزمایش آبشویی، افزایش

جدول ۵. مقادیر بهینه‌ی پارامترهای V و D در آزمایش‌های ردیابی انجام شده در آرایش مورب

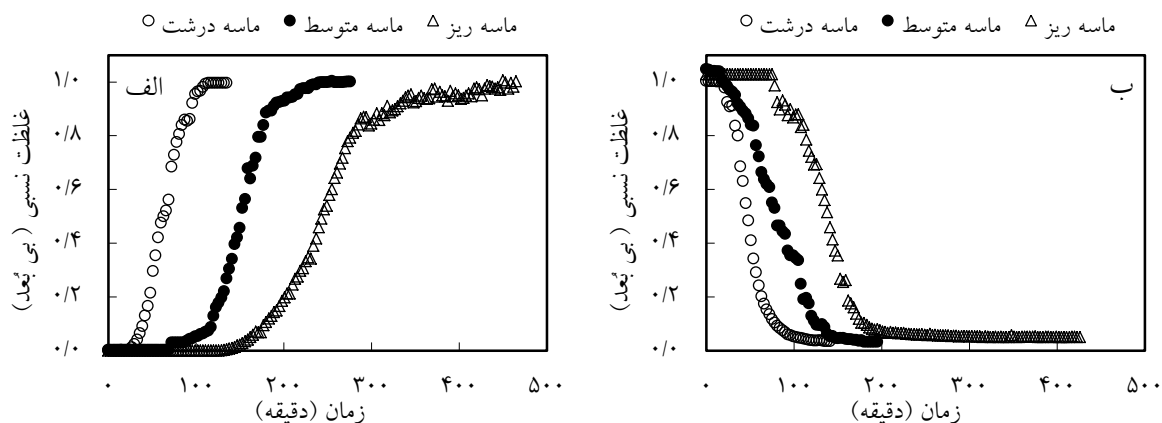
ترتیب قرارگیری لایه‌های ماسه								
درشت-ریز-متوسط				درشت-متوسط-ریز				نوع آزمایش
r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	r ²	RMSE	D(cm ² /min)	V(cm/min)	
۰/۹۷۶	۰/۰۶۷	۲۳/۳۴۳	۱/۱۰۵	۰/۹۹۵	۰/۰۲۸	۱۷/۶۵۸	۱/۲۷۸	آلودگی
۰/۹۸۹	۰/۰۳۷	۳۵/۷۲۰	۳/۹۹۹	۰/۹۸۹	۰/۰۳۹	۲۶/۱۳۸	۲/۹۴۴	آبشویی

این موضوع باعث می‌شود که در حین عملیات آبخویی نتوان آلاینده را به طور کامل از آب زیرزمینی خارج نمود یا مدت زمان زیادی برای خارج کردن کامل آن نیاز باشد. نتایج حاصل از این تحقیق تا حدودی مؤید نکات بالا می‌باشد. به‌عنوان مثال در خاک‌های همگن به کار رفته در تحقیق، زمان ظهور آلاینده‌ی NaCl در خاک ماسه‌ای درشت با $D = 12/085 \text{ cm}^2/\text{min}$ معادل ۲۴ دقیقه و در خاک ماسه‌ای ریز با $D = 1/429 \text{ cm}^2/\text{min}$ معادل ۱۴۴ دقیقه می‌باشد (شکل ۵). همچنین ملاحظه می‌شود که در آرایش موازی با لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط (از پایین به بالا) و $D = 32/559 \text{ cm}^2/\text{min}$ زمان ظهور آلاینده‌ی NaCl معادل ۱۲ دقیقه و در آرایش عمودی با لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز و $D = 12/500 \text{ cm}^2/\text{min}$ این زمان معادل ۳۳ دقیقه می‌باشد (شکل‌های ۶ و ۷). بنابراین، در مواردی که ظهور زودهنگام آلاینده مشاهده می‌شود، می‌توان آنرا به افزایش ضریب انتشار نسبت داد. بررسی منحنی‌های رخنه‌ی آبخویی (شکل‌های ۵ تا ۸) مؤید این موضوع است که در مواردی که ضریب انتشار افزایش یافته است، با صرف زمان زیاد نیز خارج کردن کامل آلاینده‌ی NaCl از آب زیرزمینی امکان‌پذیر نیست.

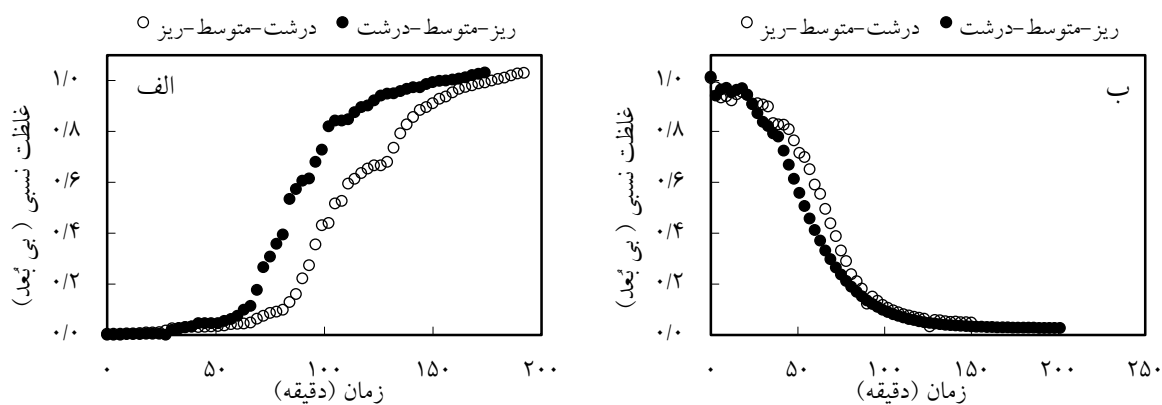
مقایسه‌ی منحنی‌های رخنه‌ی مربوط به آرایش‌های مختلف (شکل‌های ۶ تا ۸) با منحنی‌های رخنه‌ی مربوط به خاک‌های ماسه‌ای همگن (شکل ۵) نشان می‌دهد که در خاک‌های ماسه‌ای همگن به کار رفته در تحقیق منحنی‌های رخنه دارای شکل‌های منظم‌تر و سیگموئیدی‌تر (S شکل) هستند. دلیل این موضوع این است که در خاک‌های غیرهمگن مانند خاک‌های لایه‌ای وجود لایه‌های مختلف بر پارامترهای انتقال و فرایند انتقال آلاینده تأثیر گذاشته و منحنی رخنه از حالت سیگموئیدی خود خارج می‌گردد. در این حالت انتقال از انتقال فیکسی انحراف پیدا کرده و آنرا انتقال غیرمتعارف یا غیرفیکسی نامند (Xiong et al., 2006; Gao et al., 2009).

در آزمایش آلودگی، کمترین مقدار D مربوط به آرایش عمودی با لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز و بیشترین مقدار آن در آرایش موازی با لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط (از پایین به بالا) به دست آمد. در آزمایش آبخویی، کمترین و بیشترین مقدار D به ترتیب مربوط به آرایش عمودی با لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز و آرایش موازی با لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط (از پایین به بالا) بود. به طور کلی در آرایش موازی مقادیر D در مقایسه با مقادیر D در دو آرایش دیگر بزرگتر است. همان‌طور که در تحلیل نتایج مربوط به هر کدام از آرایش‌ها بیان گردید، در تمام آرایش‌ها مقدار D با مقدار D خاک‌های همگن تفاوت معنی‌داری دارد. این موضوع نشان می‌دهد که چنانچه فرایند انتقال آلاینده در محیط متخلخل با فرض همگن بودن بررسی گردد، همواره مقداری خطا در این فرایند ایجاد می‌گردد. مقایسه‌ی آرایش‌های مختلف نشان می‌دهد که هم در آزمایش آلودگی و هم در آزمایش آبخویی، کمترین تفاوت مقدار D با مقادیر D خاک‌های ماسه‌ای همگن مربوط به آرایش عمود با لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز و بیشترین آن مربوط به آرایش موازی با لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط (از پایین به بالا) می‌باشد (جدول‌های ۲ تا ۵). این موضوع بیان‌گر این واقعیت است که فرض همگنی محیط متخلخل به ترتیب کمترین و بیشترین خطا را در آرایش‌های مذکور ایجاد می‌نماید. نتایج مشابهی توسط Al-Tabbaa و همکاران (۲۰۰۰) گزارش شده است.

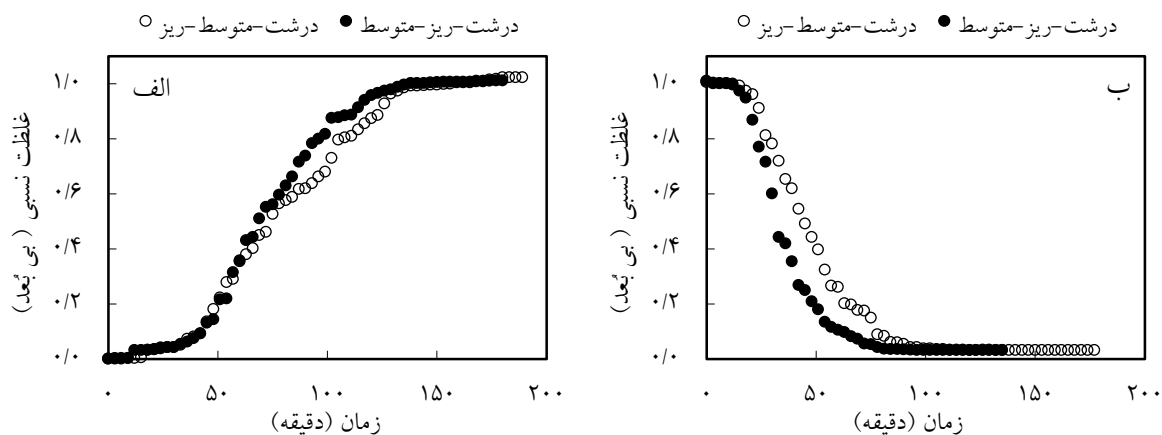
به طور کلی، افزایش مقدار D باعث ظهور زودهنگام آلاینده در آب زیرزمینی و کاهش نقطه‌ی حداکثر منحنی رخنه می‌گردد (Sharma et al., 2014). منظور از کاهش نقطه‌ی حداکثر منحنی رخنه این است که غلظت آلاینده در محیط متخلخل (C) به غلظت ورودی آلاینده (C_0) نمی‌رسد. با توجه به نکات مذکور، در مواردی که مقدار D افزایش می‌یابد، ظهور زودهنگام آلاینده در آب زیرزمینی را در حین آلوده شدن می‌توان انتظار داشت. از طرف دیگر،



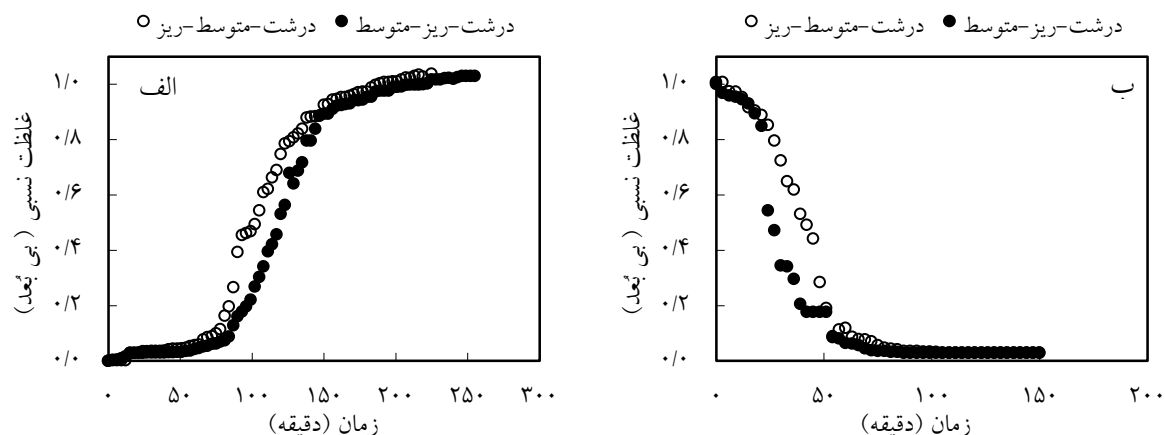
شکل ۵. منحنی‌های رخنه‌ی اندازه‌گیری شده در خاک‌های ماسه‌ای همگن (الف-آزمایش آلودگی، ب-آزمایش آبشویی)



شکل ۶. منحنی‌های رخنه‌ی اندازه‌گیری شده در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای با آرایش عمودی (الف-آزمایش آلودگی، ب-آزمایش آبشویی)



شکل ۷. منحنی‌های رخنه‌ی اندازه‌گیری شده در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای با آرایش موازی (الف-آزمایش آلودگی، ب-آزمایش آبشویی)



شکل ۸. منحنی‌های رخنه‌ی اندازه‌گیری شده در خاک‌های ماسه‌ای لایه‌ای با آرایش مورب (الف-آزمایش آلودگی، ب-آزمایش آبشویی)

نتیجه‌گیری

هدف از این تحقیق بررسی تأثیر آرایش‌های مختلف خاک ماسه‌ای بر پارامتر ضریب انتشار (D) و فرایند انتقال آلاینده‌ی غیرواکنش‌گر بود. بررسی منحنی‌های رخنه بیان-گر این موضوع بود که در مقایسه با خاک‌های ماسه‌ای همگن، در خاک‌های لایه‌ای فرایند انتقال آلاینده انحراف بیشتری از انتقال فیکتی دارد. از جمله محدودیت‌های تحقیق حاضر این است که خاک‌های لایه‌ای مورد بررسی در آن، ترکیبی از سه لایه‌ی همگن با توزیع اندازه ذرات محدود بود. این در حالی است که در طبیعت ممکن است خاک لایه‌ای ترکیبی از چندین لایه که دارای توزیع اندازه ذرات گسترده هستند، باشد. بنابراین، نتایج حاصل از این تحقیق می‌تواند به منظور مقایسه و بررسی روند تغییرات ضریب انتشار در مقیاس مزرعه‌ای، پیش‌بینی ظهور زودهنگام آلاینده و میزان انحراف انتقال آلاینده از انتقال فیکتی به کار رود. انجام تحقیقات مشابه با استفاده از لایه‌هایی با توزیع اندازه ذرات گسترده‌تر یا در صورت امکان در آبخوان‌هایی لایه‌ای (مقیاس مزرعه‌ای) می‌تواند مکمل نتایج تحقیق حاضر باشد.

خاک‌های لایه‌ای متشکل از سه نوع ماسه‌ی به کار رفته در آزمایش‌های همگن با آرایش‌های عمود، موازی و مورب نسبت به جهت اصلی جریان بود. مقادیر آماره‌های کمی (RMSE و r^2) نشان داد که مقادیر به‌دست آمده برای پارامترهای انتقال آلاینده مقادیر بهینه‌ی واقعی هستند. نتایج حاصل از آزمایش‌های انجام شده در خاک‌های ماسه‌ای همگن نشان داد که در هر دو حالت آلودگی و آبشویی با افزایش اندازه‌ی ذرات ماسه مقدار D افزایش می‌یابد. بر اساس نتایج به‌دست آمده از آزمایش‌های انجام شده در خاک‌های لایه‌ای، هم در آزمایش آلودگی و هم در آزمایش آبشویی کمترین و بیشترین مقدار D به ترتیب مربوط به آرایش عمود با لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز و آرایش موازی با لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط (از پایین به بالا) می‌باشد. بنابراین، نوع آرایش و ترتیب لایه‌ها در هر آرایش بر مقدار D تأثیر دارد. مقایسه‌ی مقادیر D به‌دست آمده در آرایش‌ها و لایه‌بندی‌های مختلف با مقادیر D مربوط به خاک‌های ماسه‌ای همگن نشان داد که به طور کلی مقدار D افزایش می‌یابد. بیشترین افزایش مربوط به آرایش موازی با لایه‌بندی درشت-ریز-متوسط (از پایین به بالا) و کمترین آن مربوط به آرایش عمود با لایه‌بندی درشت-متوسط-ریز می‌باشد.

فهرست منابع

- بهمنی، ا.، قبایی سوق، م.، رضوانی، س.م. و مهدوی نجف‌آبادی، ع. ۱۳۹۳. بررسی ضریب انتشارپذیری کلریدسدیم در ستون‌های آزمایشگاهی تحت تأثیر بافت و طول‌های مختلف. مجله محیط‌شناسی، ۴۱: ۳۱۷ تا ۳۲۹.
- فراستی، م. و سیدیان، س.م. ۱۳۹۲. اثر فاصله‌ی انتقال بر انتشارپذیری کلریدسدیم با استفاده از نرم‌افزار HYDRUS 2D. نشریه‌ی آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، ۲۷: ۸۲۳-۸۳۱.
- قائم‌زاده، ف. و بهمنی، ا. ۱۳۹۳. ارزیابی تأثیر بافت خاک و فواصل انتقال بر میزان انتشارپذیری ماده‌ی ردیاب پایدار با استفاده از مدل‌های انتقال املاح. مجله محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، ۶۷: ۴۴۹ تا ۴۶۰.
- معروف‌پور، ع.، کشکولی، ح.ع.، معاضد، ه. و محمد ولی سامانی، ح. ۱۳۸۴. بررسی وابستگی انتشارپذیری خاک به ضخامت آن در خاک‌های ماسه‌ای همگن اشباع. مجله علوم دانشگاه شهید چمران، ۱۴: ۱۶ تا ۲۹.
- Al-Tabbaa, A., Ayotamuno, J.M. and Martin, R.J. 2000. One-dimensional solute transport in stratified sands at short travel distances. *Journal of Hazardous Materials*, 73:1-15.
- Ayvaz, M.T., Karahan, H. and Aral, M.M. 2007. Aquifer parameter and zone structure estimation using kernel-based fuzzy c-means clustering and genetic algorithm. *Journal of Hydrology*, 343: 1-15.
- Bear, J. 1972. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. American Elsevier Publishing, New York, 764 pp.
- Benson, D.A., Wheatcraft, S.W. and Meerschaert, M.M., 2000. Application of a fractional advection-dispersion equation. *Water Resources Research*, 36:1403-1412.
- Engelbrecht, A.P. 2007. *Computational Intelligence: An Introduction*. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, 597 pp.
- Fallico, C., Chidichimo, F. and Straface, S. 2012. Solute dispersion in porous media at different transport velocities and distances. *International Water Technology Journal*, 2(2): 100-109.
- Gao, G., Zhan, H., Feng, S., Huang, G. and Mao, X. 2009. Comparison of alternative models for simulating anomalous solute transport in a large heterogeneous soil column. *Journal of Hydrology*, 377: 391-404.
- Gelhar, L.W., Welty, C. and Rehfeldt, K.R. 1992. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water resources research*, 28: 1955-1974.
- Huang, G., Huang, Q. and Zhan, H. 2006. Evidence of one-dimensional scale-dependent fractional advection-dispersion. *Journal of contaminant hydrology*, 85: 53-71.
- Huang, K., Toride, N., and van Genuchten, M.Th. 1995. Experimental investigation of solute transport in large, homogeneous and heterogeneous, saturated soil columns. *Transport in Porous Media*, 18: 283-302.
- Kim, H.N., Walker, S.L., and Bradford, S.A. 2010. Coupled factors influencing the transport and retention of *Cryptosporidium parvum* oocysts in saturated porous media. *Water Research*, 44: 1213-1223.
- Leij, F.J. and van Genuchten, M.Th. 1995. Approximate analytical solutions for solute transport in two-layer porous media. *Transport in Porous Media*, 18: 65-85.
- Levy, M. and Berkowitz, B. 2003. Measurement and analysis of non-Fickian dispersion in heterogeneous porous media. *Journal of contaminant hydrology*, 64: 203-226.
- Loague, K. and Green, R. 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 51-73.
- Moradi, S., Razi, P. and Fatahi, L. 2011. On the application of bees algorithm to the problem of crack detection of beam-type structures. *Computer and Structures*, 89: 2169-2175.
- Pang, L. and Hunt, B. 2001. Solutions and verification of a scale-dependent dispersion model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 53: 21-39.
- Pickens, J.F. and Grisak, G. E. 1981. Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resources Research*, 17: 1191-1211.
- Porubcan, A.A. and Xu, S. 2011. Colloid straining within saturated heterogeneous porous media. *Water Research*, 45: 1796-1806.
- Sharma, P.K., Sawant, V.A., Shukla, S.K. and Khan, Z. 2014. Experimental and numerical simulation of contaminant transport through layered soil. *International Journal of Geotechnical Engineering*, 8: 345-351.
- Sternberg, S. 2004. Dispersion measurements in highly heterogeneous laboratory scale porous media. *Transport in Porous Media*, 57: 107-124.
- Xiong, Y., Huang, G. and Huang, Q. 2006. Modeling solute transport in one-dimensional homogeneous and heterogeneous soil columns with continuous time random walk. *Journal of contaminant hydrology*, 86:163-175.

Zhang, X. and Wu, Y. 2016. Laboratory experiments and simulations of MTBE transport in layered heterogeneous porous media. Environmental Earth Science, doi: 10.1007/s12665-016-5648-8.



ISSN 2251-7480

Effect of layered sandy soil configuration on dispersion coefficient of nonreactive contaminant

Rozhin Negahdar¹ and Behrouz Mehdinejadi^{2*}

1) M.Sc. Student, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran

2) Assistant Professor, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran

*Corresponding author email: b.mehdinejad@uok.ac.ir

Received: 21-11-2016

Accepted: 09-02-2017

Abstract

In this research, the transport process of a non-reactive contaminant through layered sandy soils and dispersion coefficient behavior in different configurations of these soils were investigated. Tracer tests included pollution and leaching experiments conducted in a sandbox with dimensions of 130 cm×10 cm×60 cm. Three types of homogeneous sandy soils (coarse, medium and fine) as a control and six types of layered sandy soils were studied. The results showed that in the homogeneous sandy soils, the dispersion coefficient increased with increasing particle size of sand. For example, the dispersion coefficients of the coarse sandy soil in the pollution and leaching experiments were 8.46 and 7.91 orders of magnitude larger than the dispersion coefficients of the fine sandy soil, respectively. In the layered sandy soils, the type of configuration and the order of layers at each configuration influenced dispersion coefficient. In the pollution and leaching experiments, the least values of dispersion coefficients were equal to 12.50 cm²/min and 17.16 cm²/min, respectively, which were observed in the perpendicular configuration with stratification of coarse-medium-fine. However, the most values of dispersion coefficients in the pollution and leaching experiments were equal to 32.56 cm²/min and 37.31 cm²/min, respectively, which were obtained in the parallel configuration with stratification of coarse-fine-medium (from bottom to top). The dispersion coefficients of the layered sandy soils differed significantly from those of the homogeneous sandy soils. The transport process in the layered sandy soils, compared to the homogeneous sandy soils, had a more deviation from Fickian transport.

Keywords: Advection-dispersion equation; evolutionary strategy algorithm; leaching; non-fickian transport