محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دورهٔ ۶۷، شمارهٔ ۴، زمستان ۱۳۹۳
صفحات ۴۶۰-۴۴۹

ارزیابی تأثیر بافت خاک و فواصل انتقال بر میزان انتشارپذیری مادهٔ ردیاب پایدار با استفاده از مدل‌های انتقال املاح

فرزانه قائمی‌زاده[۱]، امید بهمنی[۲*]
۱. دانشجوی دکتری گروه مهندسی آب، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان
۲. استادیار گروه مهندسی آب، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۱۲/۲۷- تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/٤/۹)

چکیده

تعیین بهترین روش محاسبهٔ مقدار انتشارپذیری، برای اطمینان از صحت داده‌های محاسبه‌شده بسیار حائز اهمیت است. هدف از این پژوهش، مطالعهٔ تأثیر فواصل انتقال بر میزان انتشارپذیری مادهٔ ردیاب پایدار NaCl در خاک‌های با بافت متفاوت با استفاده از چند مدل متفاوت انتقال املاح شامل روش بریگهام، فریدـ کامبرنوس و حل معادلهٔ جابه‌جاییـ انتشار با کاربرد روش معکوس CXTFIT است. دو نوع ماسه (ماسهٔ بادی و ماسهٔ با بافت متوسط) با ۴ نوع ترکیب بافت متفاوت در ۳ ستون خاک با طول‌های ۲۵، ۴۰ و ۵۵ سانتی‌متر استفاده شد. ردیاب پایدار NaCl با غلظت ثابت ۳/۴۷ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر تحت رژیم جریان ماندگار یک بعدی از بالای ستون خاک به داخل آن هدایت شد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که با افزایش فاصلهٔ انتقال در هر بافت خاک، مقدار انتشارپذیری افزایش می‌یابد و همچنین مقادیر ضریب انتشارپذیری (α) به‌دست‌آمده جدا از نوع روش محاسبه برای بافت‌های مرکب بیشتر از بافت‌های همگن و دانه‌دانه‌ای است. همچنین با کم‌شدن طول نمونهٔ مدل بریگهام و با افزایش طول نمونه مدل مبتنی بر کد CXTFIT نتایج مطلوب‌تری را ارائه می‌دهند. در تمام حالات، نتایج حاصل از مدل فریدـ کامبرنوس تفاوت قابل‌ملاحظه‌ای با دو مدل دیگر داشت.

کلیدواژگان: آلودگی، انتشارپذیری، بریگهام، فریدـ کامبرنوس، CXTFIT.

* نویسندهٔ مسئول: تلفن: ۰۹۱۸۸۷۳۰۴۲۰
Email: Omid_Bahmani@yahoo.com

Archive of SID
www.SID.ir

۱. مقدمه

آلودگی‌هایی که درنتیجهٔ فعالیت انسان (در بخش کشاورزی و یا صنعت) وارد محیط زیست می‌شوند، سبب بروز مشکلات زیست‌محیطی فراوانی می‌شوند. نشت این آلاینده‌ها از خاک به سمت آب‌های زیرزمینی سبب آلودگی آن‌ها می‌شود و استفاده از این منابع را با محدودیت‌های فراوانی روبه‌رو می‌کند. پیداکردن، پایش و نوآوری در پیدایش مناطق جدید و عوامل آلایندهٔ آب‌های زیرزمینی از مسائل مهم در مدیریت منابع زیست‌محیطی هستند. پیش‌بینی و مکان‌یابی عوامل آلایندهٔ سفره‌های آب زیرزمینی یکی از اولویت‌های تحقیق و پژوهش در منابع آب است.

به‌طورکلی، املاح و مواد را می‌توان به دو گروه ترکیب‌پذیر (ناپایدار) و ترکیب‌ناپذیر (پایدار) تقسیم کرد. مواد ترکیب‌پذیر در ضمن عبور از خاک در معرض واکنش‌های گوناگون شیمیایی و بیولوژیکی قرار می‌گیرند و از کمّیت آن‌ها در طول مسیر کاسته می‌شود. این واکنش‌ها در فرایندهایی مانند جذب و دفع سطحی، تبادل یونی، انحلال و ته‌نشینی و اکسیداسیون و احیا جلوه‌گر می‌شوند. بسیاری از فلزات سنگین به‌آسانی جذب سطحی رس‌ها شده و یا در شبکهٔ تبلور آن زندانی می‌شوند. به‌عکس برخی از یون‌ها مانند کلر با همان کمّیتی که وارد خاک شده‌اند از آن خارج می‌شوند (یعنی در خاک پایدارند) و یون آرمانی برای آزمون نظریهٔ ترابری مواد و املاح در خاک به شمار می‌آید (Bybordi, 2006).

مکانیسم‌های مؤثر در انتقال املاح شامل جریان توده‌ای یا جابه‌جایی[1]، پخشیدگی[2] مولکولی و انتشار[3] مکانیکی است. منظور از جریان روان املاح، نوعی جریان است که از قانون دارسی پیروی می‌کند (Bybordi, 2006). با اضافه‌کردن یک مادهٔ آلایندهٔ محلول در آب روی سطح خاک، این ماده به‌وسیلهٔ آب در داخل خاک جریان می‌یابد. به این نوع جابه‌جایی ماده در خاک جابه‌جایی گفته می‌شود (Cortis & Berkowitz, 2003).

در مکانیسم جابه‌جایی، جریان غیریکنواخت آب در خلل و فرج خاک سبب انتقال املاح در خاک می‌شود. در پخشیدگی عامل حرکت مواد انحلال‌یافته در خاک شیب غلظتی است که بر اثر تفاوت غلظت‌ها در محلول خاک ایجاد شده است. مواد انحلال‌یافته با توزیع غیریکنواخت، بدون توجه به ساکن‌بودن یا حرکت خود محلول، پخشیدگی می‌یابند. جریان روان املاح سبب می‌شود که با ایجاد فرایند انتشار آبی فرایند پخشیدگی هم دگرگون شود (Bybordi, 2006).

تفکیک پخشیدگی مولکولی و انتشار آبی که در طول مسیر جریان در خاک رخ می‌دهد و در شرایط اشباع انتشار آبی بر پخشیدگی مولکولی غلبه می‌کند. انتشار آبی یا در جهت طولی یا در جهت عرضی (جهت عمود بر جریان) رخ می‌دهد. علامت منفی در آن مبیّن وقوع فرایند انتشار از نقاطی با غلظت بیشتر به کمتر است (Bybordi, 2006).

منحنی رخنه BTC[4]

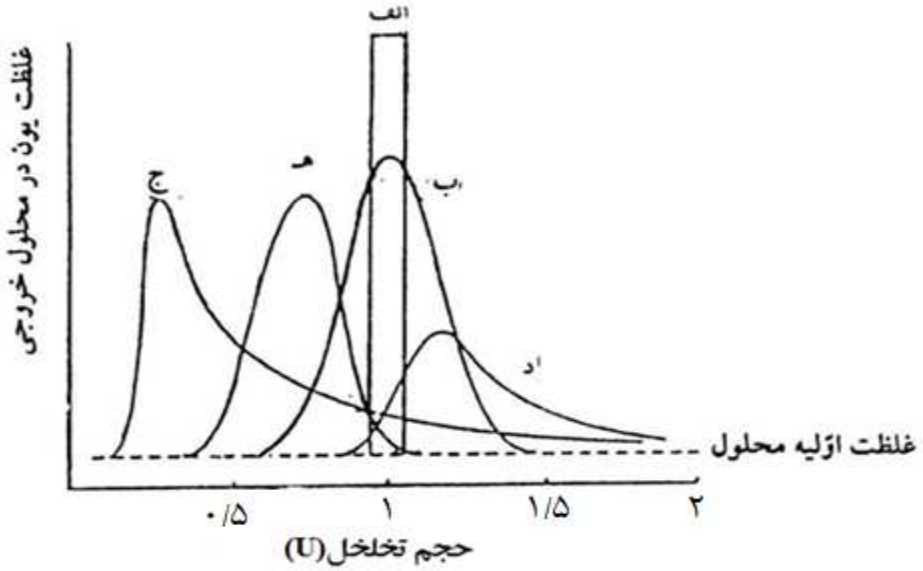
هنگامی که مایعی با غلظت یا ترکیب مشخص (C_0) و متفاوت از محلول خاک در ستونی تزریق می‌شود. اگر زه‌آب این ستون را از بخش انتهایی آن جمع‌آوری و تجزیه کنیم، مشاهده می‌شود که این ترکیب با زمان تغییر می یابد و درنهایت مایع تزریق‌شده جایگزین محلول خاک موجود می‌شود. منحنی به‌دست‌آمده از رسم غلظت مادهٔ مورد نظر در زه‌آب خروجی (C) برحسب زمان یا برحسب حجم تخلخل (U) را منحنی رخنه می‌نامند. در این منحنی‌ها غلظت یون در محلول نفوذی به حجم تجمعی سیال و یا به عبارت دیگر به حجم خلل و فرج خاک (U) ارتباط داده می‌شود (Barzegar, 2001). شکل ۱منحنی‌های رخنه برای حالت‌های مختلف انتقال املاح در خاک شامل حرکت پیستونی املاح (منحنی الف)، حرکت واکنش‌ناپذیر (آلایندهٔ پایدار) (منحنی ب)، حرکت ترجیحی (منحنی ج)، حرکت با تبادل یونی (منحنی د) و حرکت با دفع آنیونی (منحنی ه) آورده شده است.

1. Convection Flow
2. Diffusion
3. Dispersion

4. Breakthrough curves

Archive of SID

www.SID.ir



شکل۱. منحنی‌های رخنه برای حالت‌های مختلف انتقال املاح در خاک (نقل از Barzegar, 2001)

فرم یک‌بعدی معادلهٔ جابه‌جایی- انتشار[1] (CDE) در محیط همگن و متجانس به‌صورت زیر است (Gillham & Cherry, 1982).

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_L \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} - V\frac{\delta C}{\delta x} \qquad (۱)$$

که در آن C غلظت محلول برحسب جرم در واحد حجم (ML^{-3})، x طول مسیر (m)، D_L ضریب انتشار هیدرودینامیکی در جهت طولی و V متوسط سرعت خطی آب در داخل خلل و فرج خاک (LT^{-1}) است که از تقسیم سرعت دارسی بر تخلخل خاک به دست می‌آید $\left(V=\frac{q}{n}\right)$ در این معادله جذب سطحی املاح، واکنش‌های رسوب و دیگر واکنش‌های شیمیایی در نظر گرفته نشده است. ضریب انتشار هیدرودینامیک به‌وسیلهٔ دو پارامتر زیر بیان می‌شود.

$$D_L = \alpha V + D_m \qquad (۲)$$

α ضریب انتشارپذیری محیط متخلخل (L)، D_m ضریب پخشیدگی مولکولی محلول در محیط متخلخل (L^2/T) است. در سرعت‌های بیشتر از 10^{-5} cm/s مقدار $D_L=\alpha V$ و در سرعت‌های ناچیز مقدار آن برابر $D_m=D_L$ است (Gillham & Cherry, 1982). که با توجه به فرمول ۲ می‌توان α را به‌صورت زیر نوشت.

$$\alpha = \left(D_L - D_m\right)/V \qquad (۳)$$

ضریب پخشیدگی مولکولی مؤثر (D_m) برای خاک‌های مختلف متفاوت است ولی آن را تقریباً در حدود 10^{-5} cm^2/s در نظر می‌گیرند. معادلهٔ انتقال املاح یک معادلهٔ مشتق جزئی غیرخطی است که دو متغیر مستقل (t) و مکان (x) و یک متغیر وابسته به غلظت (c) دارد. این نوع معادلات جواب‌های زیادی دارند و برای اینکه جواب واحدی از آن‌ها به دست آید، باید شرایط اولیه و شرایط مرزی سیستم تعریف شود.

با استفاده از شرایط مرزی، رابطهٔ ۱ به صورت زیر تعریف می‌شود.

$$\frac{C}{C_0} = 0.5\left(\operatorname{erfc}\left(\frac{x-v.t}{2\sqrt{D_t}}\right) + \exp\left(\frac{xl}{D}\right)\operatorname{erfc}\left(\frac{x-v.t}{2\sqrt{D_t}}\right)\right) \qquad (۴)$$

در محیط متخلخل برای شرایطی که میزان پخشیدگی خیلی زیاد، یا مقادیر طول نمونه (L) و یا زمان (t) به سمت مقادیر زیاد حرکت کنند، در آن صورت از قسمت راست معادله صرف‌نظر می‌کنند و معادله به صورت زیر تبدیل می‌شود.

$$\frac{C}{C_0} = 0.5\left(\operatorname{erfc}\left(\frac{x-v.t}{2\sqrt{D_t}}\right) + \exp\left(\frac{xl}{D}\right)\operatorname{erfc}\left(\frac{x-v.t}{2\sqrt{D_t}}\right)\right) \qquad (۵)$$

که erfc متمم تابع خطا، x فاصله در طول مسیر

1. Convection Dispersion Equation

Archive of SID

www.SID.ir

جریان و v متوسط سرعت خطی آب در داخل خلل و فرج است. معادلهٔ فوق که ساده‌شدهٔ معادلهٔ جابه‌جایی- انتشار (CDE) است، نتایج خوبی را در آزمایش‌های ردیابی در ستون‌های اشباع و مواد ژئولوژیک همگن به دست داده است. این مدل برای جریان آبشویی ماندگار طراحی شده است.

برای محاسبهٔ D_L روش‌های فراوانی توصیه شده‌اند که می‌توانند میزان D_L را با دقت قابل قبولی محاسبه کنند. این روش‌ها برپایهٔ معادلهٔ جابه‌جایی- انتشار (CDE) شکل گرفته‌اند و برای آنالیز حرکت مواد بدون واکنش (پایدار) در آب‌های زیرزمینی به کار برده می‌شوند. ازجملهٔ این روش‌ها می‌توان به بریگهام (Brigham)، فرید- کامبرنوس (Fried-Combernous)، توماس (Thomas) و همچنین مدل‌های SWMS-2d، N3dade، Cfitim، CHEMFLOW، Hydrus1D، Hydrus2D، 2dfatmic و STANMOD اشاره کرد (Simunek *et al.*, 1999; Simunek *et al.*, 2008). ازجملهٔ مناسب‌ترین این مدل‌ها می‌توان به مدل‌های بریگهام، فرید- کامبرنوس و STANMOD اشاره کرد. برخی از پژوهش‌های انجام‌شده با استفاده از این مدل‌ها در شرایط مختلف خاک به شرح زیر هستند.

(Kirda & Nielson, 1973) با استفاده از ستون‌های با قطر ۷/۵ و طول ۶۰ سانتی‌متر و خاک شن لومی مقدار انتشارپذیری کلراید را در حدود ۱ سانتی‌متر به دست آوردند. (Maroufpour *et al.*, 2006) به این نتیجه رسیدند که میزان انتشارپذیری در خاک‌های ماسه‌ای با افزایش ضخامت نوسان مثبت دارد ولی معنادار نیست. همچنین مقایسهٔ دو مدل ریاضی بریگهام و فرید- کامبرنوس نشان داد که در فواصل انتقال طولانی مقادیر انتشارپذیری خاک‌های ماسه‌ای همگن با استفاده از مدل‌های مذکور یکسان بود و تفاوت معناداری با هم نداشتند (Maroufpour *et al.*, 2008).

در پژوهشی در سال ۱۹۷۶ از مدل CDE در بستهٔ نرم‌افزاری STANMOD برای برآورد حرکت کلراید و نیترات در یک مزرعهٔ ۱۵۰ هکتاری استفاده شد. با استفاده از برازش مدل بر مقادیر مشاهده‌شده، سرعت حرکت آب در منافذ (V) و ضریب پراکنش (D) را برای هر محل نمونه‌برداری به دست آمد (Biggar & Nielsen, 1976). در پژوهش دیگری نحوهٔ حرکت و جذب آفت‌کش در ستون‌های خاک با طول ۲۵ سانتی‌متر و قطر۵ سانتی‌متر برای یک خاک ماسه‌ای مخلوط با مونتموریلونیت بررسی شد، بدین منظور حالت غیرتعادلی معادلهٔ CDE با استفاده از کد CXTFIT در حالت INVERSE در بستهٔ نرم‌افزاری STANMOD حل شد. نتایج حاصل نشان‌دهندهٔ دقت بالای مدل (R^2 =۰/۸۹۳ و RMSE =۱۱/۹) در محاسبهٔ ضریب انتشارپذیری داشت (Nir *et al.*, 2012). در پژوهشی با استفاده از D_2O به‌منزلهٔ ردیاب در یک خاک ماسه‌ای مقدار ضریب انتشار هیدرودینامیکی محاسبه شد و منحنی رخنه در غالب کد CXTFIT در مدل STANMOD رسم شد. نتایج حاصل میزان V سرعت آب منفذی را ۰/۳۶۸۴ cm/min و مقدار D را ۰/۰۱۱۷۹ cm2/min با دقت قابل قبول (R^2=۰/۹۹) نشان داد (Pohlmeiera *et al.*, 2009).

در سال ۲۰۱۰ برای حرکت دی‌کربوکسیلیت اسید در خاک ماسه‌ای معادلهٔ CDE را در حالت غیرتعادلی با استفاده از کد CXTFIT در مدل STANMOD حل شد. نتایج نشان داد که نسبت $۲ < \frac{D}{V} < ۲۰$ سانتی‌متر بود و مقدار Tvalue برای هر یک از پارامترهای محاسبه‌شده حداقل برابر یک بود. مقدار RMSE محاسبه‌شده برای مدل نیز در تمام موارد مقداری کمتر از ۰/۰۱ داشت (Hwang & Lenhart, 2010). در پژوهش دیگری حرکت بر و روی با استفاده از حل تحلیلی CDE با کد CXTFIT در مدل STANMOD شبیه‌سازی شد. نتایج نشان داد که در ستون خاک با مشخصات طول ۲۸ سانتی‌متر و قطر ۸/۴ سانتی‌متر، حرکت روی نسبت به بر بسیار کندتر انجام می‌گیرد. همچنین اثربخشی بالای ساختمان خاک در حرکت بر را نشان داد (Mahmood-ul-Hassan, 2008).

توجه به نتایج پژوهش‌های پیشین، اثربخشی فراوان محیط و طول مسیر طی زمان را بر فرایند انتقال املاح نشان می‌دهد. همچنین تعیین مناسب‌ترین روش، برای محاسبهٔ مقدار انتشارپذیری، در شرایط مختلف آزمایش برای اطمینان از صحت

Archive of SID

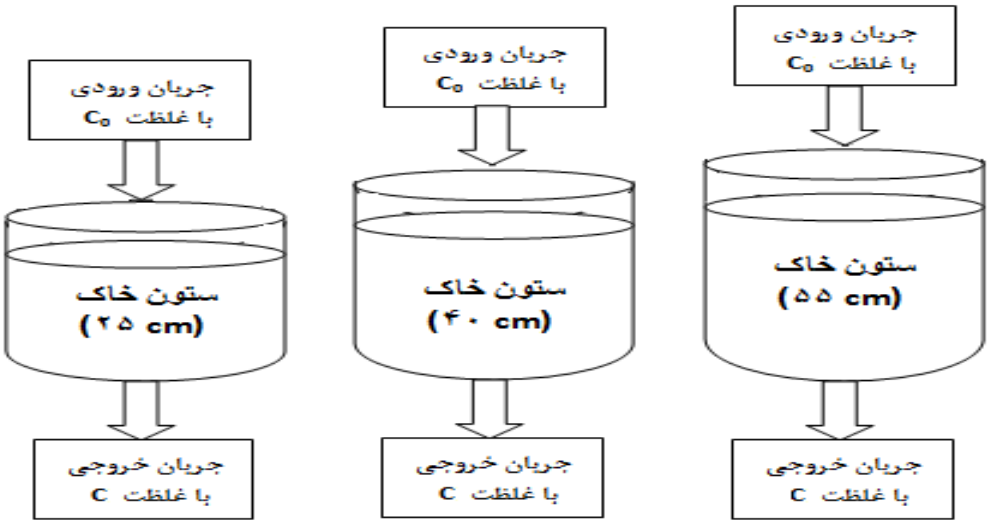
www.SID.ir

داده‌های محاسبه‌شده بسیار حائز اهمیت خواهد بود. بنابراین، هدف از پژوهش حاضر بررسی نحوهٔ انتقال ردیاب NaCl در ۴ نوع خاک با طول ستون‌های مختلف است. محاسبهٔ پارامترهای هیدرودینامیک انتقال املاح در خاک، با استفاده از ۳ مدل بریگهام، فرید- کامبرنوس و مدل مبتنی بر حل معکوس معادلهٔ جابه‌جایی- انتشار با استفاده از کد CXTFIT انجام شد و درنهایت مطلوب‌ترین روش با توجه به ویژگی خاک‌های استفاده‌شده تعیین شد.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. شرایط انجام آزمایش

در این آزمایش سه مخزن استوانه‌ای‌شکل از جنس پلی‌اتیلن با ارتفاع‌های ۳۰، ۴۵ و ۶۰ سانتی‌متر و قطر دهانهٔ ۵ سانتی‌متر تهیه شد که یک طرف این لوله‌ها با استفاده از فیلتر ژئوتکستال مناسب مسدود شده بود. لوله‌ها به‌آرامی و بادقت از خاک مورد نظر تا ارتفاع‌های آزمایش‌شده پر شدند و به‌منظور ایجاد شرایط جریان ماندگار ۵ سانتی‌متر سر ستون‌ها برای ایجاد هد ثابت جریان روی ستون خاک، خالی گذاشته شد. برای پرکردن لوله‌ها از دو نوع ماسهٔ بادی و ماسه با بافت متوسط با قطر دانه‌های ۱/۵ میلی‌متر با ۴ ترکیب متفاوت استفاده شد. نمونهٔ اول ماسهٔ بادی به‌تنهایی و نمونه‌های بعدی از اختلاط ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درصد ماسه متوسط با ماسهٔ بادی تهیه شدند. درصد تخلخل (n) بافت‌های استفاده‌شده به‌ترتیب برابر ۰/۳۶، ۰/۳۲، ۰/۲۹ و ۰/۲۵ درصد بود. پس از پرکردن ستون‌ها مادهٔ ردیاب پایدار (بدون واکنش) NaCl با غلظت ثابت ۳/۴۷ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر تحت رژیم جریان ماندگار یک بعدی از سر ستون خاک به داخل آن هدایت شد. غلظت ردیاب در ستون خاک به‌وسیلهٔ غلظت نسبی C/C_0 بیان می‌شود به‌طوری‌که C بیانگر مقدار غلظت لحظه‌ای خروجی از ستون خاک در زمان‌های مختلف است. ستون‌های خاک و نحوهٔ انجام آزمایش به‌صورت شماتیک در شکل۲ نشان داده شده است.



شکل۲. نحوهٔ انجام آزمایش و ستون‌های مختلف خاک

هم‌زمان با شروع آزمایش، اندازه‌گیری غلظت NaCl در حجم مشخص از زه‌آب خروجی برای هر ترکیب خاک با طول ستون مشخص به‌طور جداگانه با استفاده از دستگاه EC سنج، انجام گرفت. اولین قرائت‌ها در زمان t=۰ مربوط به غلظت محلول در مخزن و خاک بود. سپس نمونه‌برداری در زمان‌های مختلف از شروع آزمایش تا رسیدن به غلظت ۳/۴۷ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر ادامه یافت. سپس با استفاده از حجم تجمعی خروجی در واحد زمان و مساحت سطح مقطع هر استوانهٔ خاک سرعت دارسی و از تقسیم آن بر درصد تخلخل متوسط سرعت خطی خلل و فرج در هر ستون تعیین شد.

www.SID.ir

۲.۲ معرفی مدل‌های استفاده‌شده

۱.۲.۲. مدل بریگهام

مدل بریگهام برای اولین بار در سال ۱۹۷۴ برای دستیابی به مقدار ضریب انتشار هیدرودینامیکی استفاده شد.

$$U = (V.t)/L \qquad (۶)$$

که در آن U تعداد کل حجم آب تخلخل عبوری (بدون بعد)، V متوسط سرعت خطی، L طول ستون خاک وt زمان است.

با توجه به مدل بریگهام ترسیم غلظت نسبی سیال خروجی به ورودی در مقابل $(U-۱)/(U^{۰/۵})$ روی یک کاغذ خطی احتمالات انجام می‌گیرد. با فرض $Y=(U-۱)/(U^{۰/۵})$ ضریب انتشار هیدرودینامیکی را می‌توان با استفاده از رابطهٔ زیر محاسبه کرد.

$$D_L = \left(V \times \frac{L}{۸}\right)\left(Y_{۰/۸۴} - Y_{۰/۱۶}\right)^۲ \qquad (۷)$$

$Y_{۰/۸۴}$ و $Y_{۰/۱۶}$ مقدار Y متناسب با غلظت نسبی برابر ۰/۸۴ و ۰/۱۶ است.

۲.۲.۲. مدل فرید- کامبرنوس

در مدل فرید- کامبرنوس D_L به‌صورت زیر محاسبه می‌شود (۸).

$$D_L = \frac{۱}{۸}\left(\frac{L - V_C t_{۰/۱۶}}{(t_{۰/۱۶})^{۰/۵}} - \frac{L - V_C t_{۰/۸۴}}{(t_{۰/۸۴})^{۰/۵}}\right)^۲ \qquad (۸)$$

در این آزمایش V_C سرعت حرکت آلاینده داخل خلل و فرج خاک است که از منحنی رخنه آزمایش‌ها با استفاده از رابطهٔ $V_C = L/t_{۰/۵}$ محاسبه می‌شود. L طول ستون خاک و $t_{۰/۱۶}$، $t_{۰/۵}$ و $t_{۰/۸۴}$ به‌ترتیب زمان رسیدن به غلظت نسبی ۰/۱۶، ۰/۵ و ۰/۸۴ است.

۳.۲.۲. مدل STANMOD

مدل STANMOD برپایهٔ روابط توسعه داده‌شده در مدل‌های Hydrous یک و دو بعدی عمل می‌کند و کلیهٔ روابط براساس زبان برنامه‌نویسی فرترن توسعه داده شده است. (Van Genuchten, 1980)در کد CXTFIT از زیر مدل‌های STANMOD، یک مدل توده‌ای- پراکنشی به نام CDE استفاده می‌شود که به‌طور معمول پارامترهای ورودی آن به روش معکوس از داده‌های منحنی رخنه به دست می‌آید. از طرفی برخی از پارامترهای انتقال املاح وابسته به مقیاس هستند و با تغییر مقیاس مقدار آن‌ها نیز تغییر می‌کند. انتقال در هر ستون براساس معادلهٔ CDE با سرعت V و ضریب انتشار هیدرودینامیکی (D_L) معین انجام می‌شود. در این مدل برای سادگی محاسبات، مقدار ضریب پراکنش در هر ستون وابسته به سرعت جریان فرض می‌شود. (Van Genuchten, 1980) حل معکوس معادلهٔ جابه‌جایی- انتشار از طریق کوچک‌سازی تابع هدف که شامل اختلاف میانگین مربعات بین اطلاعات مشاهده‌ای و تخمین زده شده است، انجام می‌گیرد.

الگوریتم‌های انتقال املاح که پارامترهای همرفت، انتشار، پخشیدگی و جذب را می‌تواند شامل شود، همگی در کد CXTFIT که در مدل STANMOD به کار گرفته شده است گنجانده شده‌اند (Toride *et al.*, 1995.). همچنین این الگوریتم به‌طور گسترده برای تجزیه و تحلیل انتقال املاح طی فرایند جذب خطی به کار گرفته می‌شود (Usunoff, 2009 Yolcubal & Akyol, 2007;).

به‌منظور تعیین ضریب انتشارپذیری (α) با استفاده از مقدار ضریب انتشار هیدرودینامیکی (D_L) در ستون‌های خاک از ۳ روش بریگهام، فرید- کامبرنوس و حل معکوس معادلهٔ CDE با کد CXTFIT استفاده و نتایج حاصل مقایسه و بررسی شد.

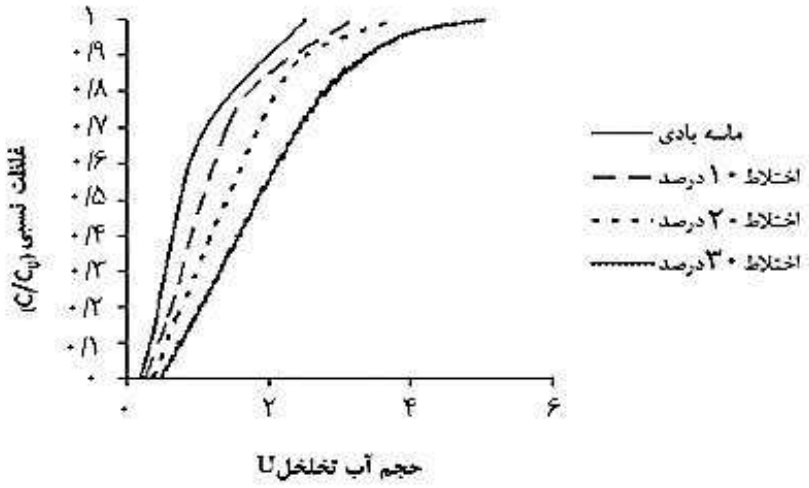
برای محاسبهٔ مقدار ضریب انتشار هیدرودینامیکی (D_L) با استفاده از روش بریگهام از روابط ۶ و ۷ و با استفاده از روش فرید- کامبرنوس از رابطهٔ ۸ استفاده شد. به‌منظور شبیه‌سازی حرکت NaCl در ستون‌های خاک از کد CXTFIT در مدل STANMOD در حالت معکوس (Inverse) استفاده و بدین منظور جریان در حالت اشباع و یکنواخت فرض شد. از معادلهٔ CDE در حالت تعادل استفاده شد.

۳. نتایج

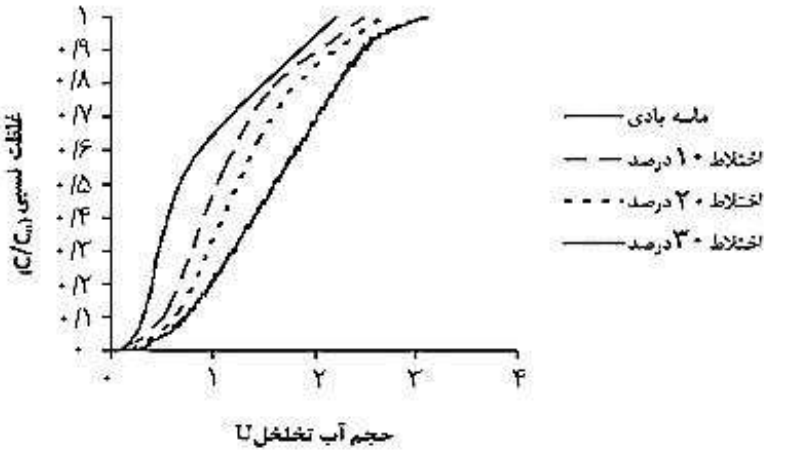
شکل‌های ۳ تا ۵ منحنی رخنهٔ خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت‌های مختلف را براساس نسبت غلظت (c/c_0) در برابر حجم آب تخلخل(U) نشان می‌دهند.

Archive of SID

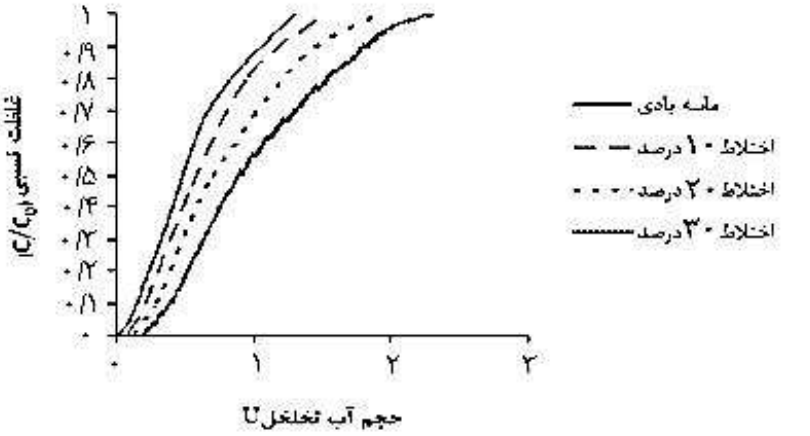
www.SID.ir



شکل۳. منحنی رخنهٔ خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت ۲۵ سانتی‌متری برحسب حجم آب تخلخل



شکل۴. منحنی رخنهٔ خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت ۴۰ سانتی‌متری برحسب حجم آب تخلخل



شکل۵. منحنی رخنهٔ خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت ۵۵ سانتی‌متری بر حسب حجم آب تخلخل

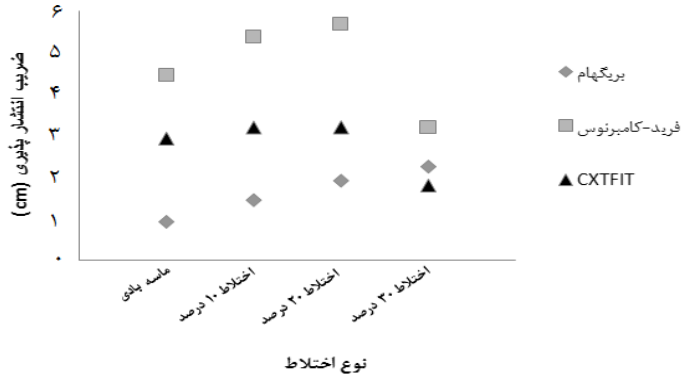
www.SID.ir

با توجه به اینکه آلایندهٔ استفاده‌شده در پژوهش حاضر یک آلایندهٔ پایدار (واکنش‌ناپذیر) بوده است، انتظار می‌رود شکل منحنی رخنه حاصل یک نمودار زنگوله‌ای متقارن شبیه نمودارب در شکل۱ باشد (Barzegar, 2001). مقایسهٔ نمودارهای حاصل (شکل‌های ۳ تا ۵) با شکل۱ نشان داد که برای تمامی حالت‌های آزمایش‌شده نمودار رخنه حاصل یک نمودار نصفه است و تقارن ندارد. علت این مسئله می‌تواند کم‌بودن زمان آزمایش باشد. با افزایش زمان آزمایش می‌توان یک نمودار متقارن کامل رسم کرد. بررسی شکل‌های ۳ تا ۵ نشان می‌دهند که منحنی رخنه برای ماسهٔ بادی به‌تنهایی بالای سایر منحنی‌ها قرار می‌گیرد. یعنی در یک حجم تخلخل ثابت U میزان غلظت املاح خروجی برای ماسهٔ بادی از سایر بافت‌ها کمتر بوده است. با افزایش طول مسیر (از ضخامت ۲۵ تا ۵۵ سانتی‌متری) غلظت ماده در خروجی نسبت به غلظت اولیه کاهش بیشتری را نشان می‌دهد و همچنین تفاوت ۴ نوع بافت متفاوت استفاده‌شده در تغییرات غلظت نسبت به زمان در افزایش طول نمونهٔ خود را نشان می‌دهد. منحنی رخنه بیانگر زمان نسبی انتقال سیال از میان محیط متخلخل است. افزایش میزان چولگی به سمت راست در منحنی‌های رخنه بیانگر افزایش هدایت هیدرولیکی در طول فاصلهٔ انتقال و درنتیجه افزایش انتشارپذیری است (Theis, 1963). ضریب انتشار هیدرودینامیکی (D_L) درنهایت با استفاده از منحنی‌های رخنهٔ رسم‌شده برای بافت خاک‌های مختلف اقدام به محاسبه با استفاده از ۳ مدل ذکرشده گردید. جدول۱ مقادیر محاسبه‌شده D_L را با استفاده از ۳ روش بریگهام، فریدـ کامبرنوس و کد CXTFIT نشان می‌دهد.

جدول۱. مقادیر انتشار هیدرودینامیکی (D_L) محاسبه‌شده با سه روش بریگهام، فریدـ کامبرنوس و کد.CXTFIT

DL (cm^2/s)	طول نمونه	ماسه بادی	اختلاط ۱۰ درصد	اختلاط ۲۰ درصد	اختلاط ۳۰ درصد
بریگهام	۲۵	۰/۰۰۸۶	۰/۰۱۴۴	۰/۰۱۹۳	۰/۰۳۳۷
فریدـ کامبرنوس	۲۵	۰/۰۴۱۴۱	۰/۰۵۳۶	۰/۰۵۷۵	۰/۰۴۸۳
CXTFIT	۲۵	۰/۰۲۷۱	۰/۰۳۱۸	۰/۰۳۲۳	۰/۰۲۷۱
بریگهام	۴۰	۰/۰۰۸۹	۰/۰۱۸۲	۰/۰۲۶۰	۰/۰۵۲۴
فریدـ کامبرنوس	۴۰	۰/۰۷۰۷	۰/۰۸۳۷	۰/۰۹۳۴	۰/۰۹۵۲
CXTFIT	۴۰	۰/۰۰۸۳	۰/۰۲۵۰	۰/۰۵۶۳	۰/۰۵۸۳
بریگهام	۵۵	۰/۰۰۹۴	۰/۰۲۰۵	۰/۰۲۶۹	۰/۰۵۳۶
فریدـ کامبرنوس	۵۵	۰/۱۱۸۶	۰/۱۲۹۰	۰/۱۳۴۷	۰/۱۴۹۰
CXTFIT	۵۵	۰/۰۱۶۶	۰/۰۱۵۰	۰/۰۲۱۶	۰/۰۰۱۱

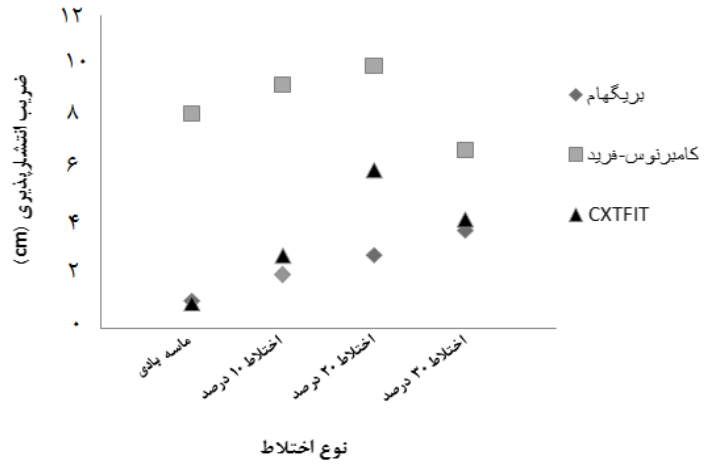
مقادیر ضریب انتشارپذیری (α) با استفاده از رابطهٔ ۳ محاسبه شد. شکل‌های ۶ تا ۸ مقدار α محاسبه‌شده را براساس مقدار D_L تعیین‌شده با استفاده از سه روش ذکرشده را نشان می‌دهند.



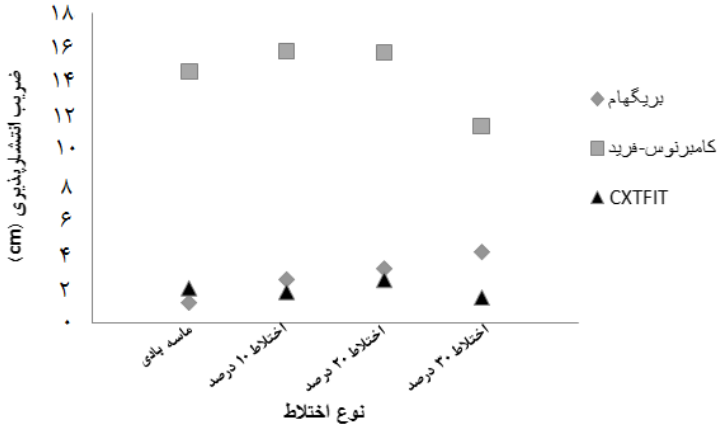
شکل۶. ضریب انتشارپذیری (α) محاسبه‌شده با استفاده از مقدار D_L تعیین‌شده براساس سه روش بریگهام، فریدـ کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۲۵ سانتی‌متر

Archive of SID

www.SID.ir



شکل۷. ضریب انتشارپذیری (α) محاسبه‌شده با استفاده از مقدار D_L تعیین‌شده براساس سه روش بریگهام، فریدـ کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۴۰ سانتی‌متر



شکل۸. ضریب انتشارپذیری (α) محاسبه‌شده با استفاده از مقدار D_L تعیین‌شده براساس سه روش بریگهام، فریدـ کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۵۵ سانتی‌متر

نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که به‌طورکلی، جدا از نوع روش استفاده‌شده در محاسبهٔ D_L، با افزایش فاصلهٔ انتقال در هر بافت خاک مقدار D_L و به تبع آن مقدار α افزایش می‌یابد (جدول۱و شکل‌های ۶ تا ۸). به‌طورکلی، می‌توان گفت که میزان انتشارپذیری (α) در خاک ماسه بادی نسبت به سایر بافت‌ها کمتر است و با افزایش میزان اختلاط، انتشارپذیری به‌طور محسوسی افزایش می‌یابد (شکل‌های ۶ تا ۸). بررسی شکل‌های ۳ تا ۵ نشان می‌دهد که تغییرات هدایت هیدرولیکی که درنتیجهٔ افزایش ضخامت و تغییرات در بافت خاک است، سبب ایجاد یک دامنهٔ گسترده در مقادیر انتشارپذیری شده است. مقادیر بالای پخشیدگی به‌دست‌آمده در بافت‌های مرکب می‌تواند به‌علت نبود تجانس محیط و وابستگی خاص لایه‌ها به هندسهٔ آن‌ها باشد. نبود تجانس می‌تواند سبب پیچیدگی توزیع سرعت شود که نتیجهٔ آن انتشار و گستردگی آلودگی در مقایسه با یک محیط همگن و دانه‌دانه‌ای است و نتایج پژوهش دیگری نیز گویای این مطلب بود که انتشارپذیری در محیط غیرهمگن و نامتجانس مقادیر بیشتری نسبت به محیط متجانس و همگن دارد (Zhang *et al.*, 2006). در برخی پژوهش‌های انجام‌شده وابستگی انتشارپذیری و فاصلهٔ انتقال در خاک‌های ماسه‌ای تأیید شده است (Al-Tabba, 2000)، اما در برخی دیگر نوسان مقادیر انتشارپذیری در محدودهٔ قابل‌قبول ناشی از خطاهای آزمایشی و عوامل دیگر دانسته شده است (Maroufpour *et al.*, 2006).

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که مقادیر

www.SID.ir

محاسبه‌شده برای ضریب انتشار هیدرودینامیکی (D_L) و به تبع آن ضریب انتشارپذیری (α) توسط مدل فرید- کامبرنوس تفاوت قابل‌ملاحظه‌ای با دو روش دیگر داشته است (جدول۱ و شکل‌های ۶ تا ۸). این تفاوت در فواصل انتقال کوتاه و طولانی و در همهٔ انواع اختلاط مشاهده شد. این نتایج با یافته‌های حاصل از چند پژوهش که گزارش کرده‌اند در فواصل انتقال کوتاه نتایج دو مدل بریگهام و فرید- کامبرنوس کاملاً متفاوت‌اند و مقادیر به‌دست‌آمده برای انتشارپذیری خاک‌ها با مدل بریگهام کمتر از نتایج به‌دست‌آمده از مدل فرید- کامبرنوس است، تطابق دارد (Brigham, 1974; Al-Tabba, 2000). اما متفاوت از نتایج حاصل از پژوهشی دیگر است (Maroufpour *et al.*, 2008) که تفاوت محسوسی بین دو روش ذکرشده مشاهده نکردند. نتایج حاصل از حل معکوس معادلهٔ CDE با کد CXTFITدر مدلSTANMOD تطابق زیادی را با مدل بریگهام خصوصاً در فواصل انتقال طولانی نشان داد (جدول۱ و شکل‌های ۶ تا ۸). مقدار خطای محاسبه‌شده (RMSE) و همچنین میزان همبستگی (R^2)برای مدل STANMOD در هر نوع بافت خاک با طول نمونه مشخص در غالب جدول۲ آورده شده است.

جدول۲. مقدار خطای محاسبه‌شده (RMSE) برای محاسبهٔ مقادیر ضریب انتشار هیدرودینامیکی (DL) و همچنین میزان همبستگی محاسبه‌شده (R2) در مدل STANMOD

نوع خاک	طول نمونه	Tvalue	R^2	RMSE (cm^2/s)
خاک ماسه‌ای	۲۵	۱/۱۶۷۰	۰/۹۳	۸۹۹۷۰
	۴۰	۰/۹۳۴۳	۰/۹۶	۵۴۳۹۰
	۵۵	۰/۸۵۰۱	۰/۹۴	۸۷۷۷۰
اختلاط ۱۰درصدی	۲۵	۱/۸۴۱۰	۰/۹۶	۴۸۰۸۰
	۴۰	۰/۴۸۱۵	۰/۹۳	۱۰۲۱۰۰
	۵۵	۱/۲۴۶۰	۰/۹۵	۷۲۴۰۰
اختلاط ۲۰درصد	۲۵	۲/۱۴۱۰	۰/۹۷	۳۷۱۸۰
	۴۰	۱/۱۹۰۰	۰/۹۵	۶۷۰۹۰
	۵۵	۰/۷۸۳۳	۰/۹۵	۶۷۴۳۰
اختلاط ۳۰درصد	۲۵	۲/۴۹۲۰	۰/۹۸	۲۵۳۸۰
	۴۰	۱/۲۱۹۰	۰/۹۵	۶۷۷۶۰
	۵۵	۰/۵۴	۰/۹۸	۲۵۰۹۰

بررسی مقادیر ضریب انتشار هیدرودینامیکی (D_L) و همچنین ضریب انتشارپذیری (α) محاسبه‌شده با استفاده از سه روش بریگهام، فرید- کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۲۵ سانتی‌متر (جدول۱ و شکل۶) نشان می‌دهد که مقادیر محاسبه‌شده توسط دو مدل بریگهام و کد CXTFIT کمترین میزان تطابق را در این طول نمونه دارند. این عدم تطابق با افزایش میزان اختلاط با ثابت‌بودن طول نمونه (۲۵ سانتی‌متر) کاهش می‌یابد، به‌طوری‌که برای اختلاط ۳۰درصد بیشترین میزان تطابق را در طول ستون ۲۵ سانتی‌متر مشاهده می‌کنیم. این مسئله برای مدل CXTFIT با توجه به اینکه مقدار RMSE محاسبه‌شده برای طول نمونه ۲۵ سانتی‌متر با افزایش میزان اختلاط کاهش و میزان Tvalue افزایش پیدا کرده است تطابق دارد (جدول۲). میزان خطای محاسباتی مدل (RMSE) برای خاک ماسه‌ای با طول ۲۵ سانتی‌متر برابر ۸۹۹۷۰ cm^2/s است درحالی‌که این مقدار برای اختلاط ۳۰درصد به ۲۵۳۸۰ cm^2/s کاهش پیدا کرده و مقدار Tvalue نیز از ۱/۱۶ برای خاک ماسه‌ای به ۲/۴۹ برای اختلاط ۳۰درصد افزایش یافته است (جدول۲)، با افزایش دقت مدل بر اثر افزایش اختلاط مقادیر محاسبه‌شده کد CXTFIT به مدل بریگهام برای فواصل انتقال کوتاه‌تر نزدیک شده است (شکل۶). بالابودن میزان همبستگی در این

Archive of SID

www.SID.ir

حالت (R^2= ۰/۹) نشان‌دهندهٔ کارکرد بالای مدل است، در صورت یکسان‌بودن تعداد داده‌های ورودی در فواصل انتقال کوتاه و طولانی، با توجه به دقت بیشتر مدل بریگهام در فواصل انتقال کوتاه، استفاده از این مدل بر استفاده از کد CXTFIT ارجحیت دارد.

در فواصل انتقال طولانی‌تر (در مورد این آزمایش طول نمونهٔ خاک ۴۰ و ۵۵ سانتی‌متر) جدا از نوع اختلاط، مدل بریگهام و کد CXTFIT نتایج یکسانی را نشان دادند. از این‌رو با توجه به مناسب‌بودن میزان همبستگی مدل CXTFIT (در تمام موارد میزان R^2 نزدیک به یک و بالابودن مقدار Tvalue (مقادیر نزدیک و بیشتر از ۰/۵) این مدل با توجه به داشتن خروجی یکسان و همچنین پیش‌بینی میزان غلظت در بازه‌های زمانی طولانی‌تر از زمان آزمایش بر مدل بریگهام ارجحیت دارد.

درمجموع استفاده از کد CXTFIT در قالب مدل STANMOD بر سایر مدل‌ها ارجحیت دارد، زیرا مدل مذکور قابلیت‌های متنوعی ازجمله محاسبهٔ غلظت (c) در فواصل زمانی طولانی‌تر از زمان آزمایش در صورت شبیه‌سازی صحیح شرایط آزمایش، همچنین رسم منحنی رخنه برحسب زمان و هم برحسب طول نمونه (شبیه‌سازی شرایط آزمایش در صورت افزایش طول نمونه) را داراست که در تجزیه و تحلیل بهتر پدیدهٔ مطالعه‌شده حائز اهمیت است. اگرچه برای حصول اطمینان از صحت نتایج آن خصوصاً در فواصل انتقال کوتاه‌تر استفاده از تعداد دادهٔ ورودی بیشتر توصیه می‌شود. همچنین مقایسه و تطبیق داده‌های خروجی مدل در فواصل انتقال کوتاه با مدل بریگهام توصیه می‌شود. در فواصل انتقال طولانی استفاده از کد CXTFIT در حالت حل معکوس در مدل STANMOD برای خاک‌های ماسه با دقت بالا قابل‌قبول و مناسب است. این نتیجه با نتایج حاصل از پژوهش‌های انجام‌گرفته روی ستون‌هایی به طول ۵۳/۴، ۵۳/۹، ۵۳/۱ و ۵۲/۴ سانتی‌متر (Zhang *et al.*, 2006)، ۹/۷۲ سانتی‌متر (Pohlmeiera *et al.*, 2009) و ۱۵ سانتی‌متر (Hwang & Lenhart, 2010) تطابق دارد، که درمجموع این پژوهشگران کارایی مدل را برای فواصل انتقال طولانی‌تر بیشتر دانسته‌اند.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

انتشارپذیری یکی از پارامترهای مهم استفاده‌شده در معادلهٔ جابه‌جایی- انتشار است که مقدار آن می‌تواند تابع فاصله انتقال (و یا طول آبخوان) و همچنین ویژگی‌های محیط متخلخل باشد. بنابراین، نحوهٔ محاسبه و نوع مدل استفاده‌شده در تعیین آن به‌منظور حصول اطمینان از صحت مقادیر محاسبه‌شده بسیار مهم است. این مسئله خصوصاً در تعمیم نتایج مطالعاتی نظیر پژوهش حاضر و سایر مطالعات انجام‌شده بر روی ستون‌های خاک، به محیط طبیعی حائز اهمیت است. نتایج چنین مطالعاتی می‌تواند در پروژه‌های مدیریت آبخوان شامل شناسایی نقاط دارای پتانسیل بالا برای انتقال آلودگی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی، به چاه‌های شرب و کشاورزی و همچنین در تعیین نقاط مساعد تغذیهٔ مصنوعی آبخوان با استفاده از آب‌های نامتعارف استفاده شود.

REFERENCES

1. Al-Tabbaa, A., Ayotamuno, J. M., 2000. One dimensional solute transport in stratified sands at short travel distances. Hazardous Materials 73, 1-15.
2. Barzegar, A.R., 2001. Advanced Soil Physics. University Press, Shahid Chamran Ahvaz, 317 p (in Persian).
3. Biggar, J.W., Nielsen, M., 1976.Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. Journal of Water Resourses 12, 78-84.
4. Brigham, W.E., 1974. Mixing equations in short laboratory columns. Journal of society Petroleum Engineering 14, 91-99.
5. Bybordi, M., 2006. Soil physics. University Press, Tehran, 671 p (in Persian).
6. Cortis, A., Berkowitz, B., 2003. Anomalous Transport in "Classical" Soil and Sand Columns. Journal of Soil Science, Society of America 12, 78-85.

Archive of SID

www.SID.ir

7. Zhang, D., Beven, K., Mermoud, A., 2006. A comparison of non-linear least square and GLUE for model calibration and uncertainty estimation for pesticide transport in soils. Journal of Advances in Water Resources 29, 1924–1933.

8. Gillham, R., Cherry, J., 1982. Contaminant migration in saturated unconsolidated geologic deposits. Geology Soc Journal of America 10, 31-44.

9. Hwang, Y., Lenhart, J., 2010. Dicarboxylic acid transport through hematite-coated sand. Journal of Chemosphere 78, 1049–1055.

10. Kirda, C., Nielson, D.R., 1973. Simulation transport of chloride and water during infiltration. Journal of Soil Sic 37, 339-345.

11. Mahmood-ul-Hassan, M. 2008. Boron and Zinc Transport through Intact Columns of Calcareous Soils. Journal of Pedosphere 18(4), 524–532.

12. Maroufpour, E., Kashcoli, H., Moazed, H., 2006. Study of thickness dependence dispersion in unsaturated homogeneous soils of sand. Science Journal of Shahid Chamran University 14, 13-23 (in Persian).

13. Maroufpour, E., Kashcoli, H., Moazed, H., Vali samani, H.M., 2008. Comparative study of mathematical models of Fried-Combernous and Brigham to dispersion of conservative pollutants in the homogeneous sandy soil. Journal of Agricultural Scientific 30, 77-89 (in Persian).

14. Nir, Sh., Zadaka-Amir, D., Kartaginer, A., Gonen, Y., 2012. Simulation of adsorption and flow of pollutants in a column filter: Application to micelle–montmorillonite mixtures with sand. Journal of Applied Clay Science 14, 1-7.

15. Pohlmeiera, A., Van Dusschoten, D., Weihermüllera, L., Schurrb, U., Vereeckena, H., 2009. Imaging water fluxes in porous media by magnetic resonance imaging using D2O as a tracer. Journal of Magnetic Resonance Imaging 27, 285–292.

16. Simunek, J., Van Genuchten, M.Th., Sejna, M., Toride, N., Leij. F.J., 1999. The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. Versions 1.0 and 2.0. IGWMC-TPS-71. Golden, Colo: Colorado School of Mines, International Ground Water Modeling Center.

17. Simunek, J., Van Genuchten, M.Th., Sejna, M., 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. Vadose Zone 7(2), 587-600.

18. Toride, N., Leij, F.J., Van Genuchten, M,Th., 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, 2.0. Journal of US Salinity Laboratory, Riverside, CA.

19. Theis, C.V., 1963. Hydrologic phenomena affecting the use of tracers in timing groundwater flow in radio isotopes in hydrology. Journal of International atomic energy agency 90, 193-206.

20. Usunoff, E., 2009. Fluoride retardation from quartz sandpacked columns tests. Journal of Geoacta 34, 27–34.

21. Van Genuchten, M.Th., 1980. Determining transport parameters from solute displacement experiments. Research Report 118. Riverside, Cal.: USDA-ARS U.S. Salinity Laboratory.

22. Yolcubal, I., Akyol, N.H., 2007. Retention and transport of hexavalent chromium in calcareous karst soils. Turkish Journal of Earth Sciences 16, 363–379.

Archive of SID

www.SID.ir