

محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۷، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۳  
صفحات ۴۶۰-۴۴۹

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

فرزانه قائمی‌زاده<sup>۱</sup>، امید بهمنی<sup>۲\*</sup>

۱. دانشجوی دکتری گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان

۲. استادیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۱۲/۲۷ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۴/۹)

### چکیده

تعیین بهترین روش محاسبه مقدار انتشارپذیری، برای اطمینان از صحت داده‌های محاسبه‌شده بسیار حائز اهمیت است. هدف از این پژوهش، مطالعه تأثیر فواصل انتقال بر میزان انتشارپذیری ماده ردیاب پایدار NaCl در خاک‌های با بافت متفاوت با استفاده از چند مدل متفاوت انتقال املاح شامل روش بریگهام، فرید- کامبرنوس و حل معادله جابه‌جایی- انتشار با کاربرد روش معکوس CXTFIT است. دو نوع ماسه (ماسه بادی و ماسه 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 فاصله انتقال در هر بافت خاک، مقدار انتشارپذیری افزایش می‌یابد و همچنین مقادیر ضریب انتشارپذیری ( $\alpha$ ) به‌دست‌آمده جدا از نوع روش محاسبه برای بافت‌های مرکب بیشتر از بافت‌های همگن و دانه‌دانه‌ای است. همچنین با کم‌شدن طول نمونه مدل بریگهام و با افزایش طول نمونه مدل مبتنی بر کد CXTFIT نتایج مطلوب‌تری را ارائه می‌دهند. در تمام حالات، نتایج حاصل از مدل فرید- کامبرنوس تفاوت قابل‌ملاحظه‌ای با دو مدل دیگر داشت.

کلیدواژه‌گان: آلودگی، انتشارپذیری، بریگهام، فرید- کامبرنوس، CXTFIT.

## ۱. مقدمه

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 ساکن بودن 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 مبین وقوع فرایند انتشار از نقاطی با غلظت بیشتر به کمتر است (Bybordi, 2006).

### منحنی رخنه BTC<sup>۴</sup>

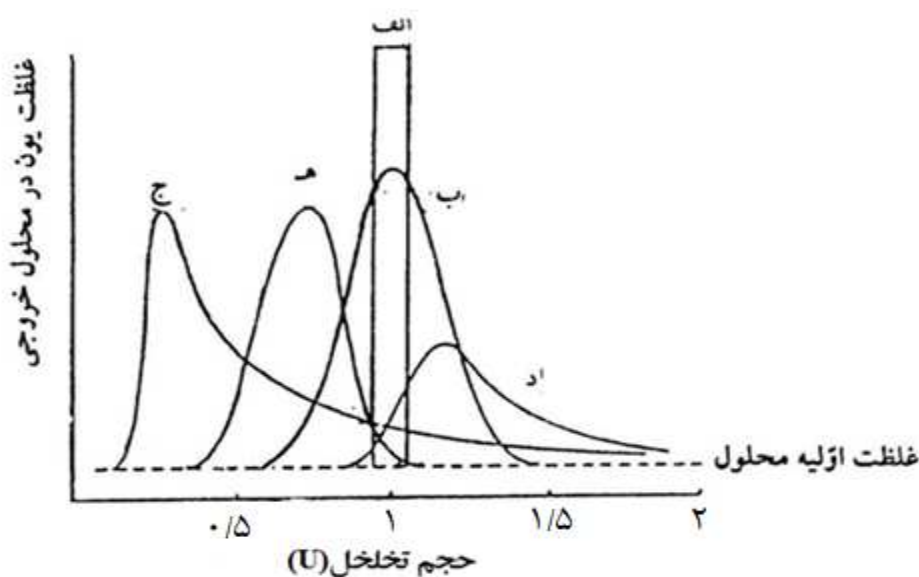
هنگامی که مایعی با غلظت یا ترکیب مشخص ( $C_0$ ) و متفاوت از محلول خاک در ستونی تزریق می‌شود. اگر زه‌آب این ستون را از بخش انتهایی آن جمع‌آوری و تجزیه کنیم، مشاهده می‌شود که این ترکیب با زمان تغییر می‌یابد و در نهایت مایع تزریق‌شده جایگزین محلول خاک موجود می‌شود. منحنی به‌دست‌آمده از رسم غلظت ماده مورد نظر در زه‌آب خروجی (C) بر حسب زمان یا بر حسب 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 ۱ منحنی‌های رخنه برای حالت‌های مختلف انتقال املاح در خاک شامل حرکت پیستونی املاح (منحنی الف)، حرکت واکنش‌ناپذیر (آلاینده پایدار) (منحنی ب)، حرکت ترجیحی (منحنی ج)، حرکت با تبادل یونی (منحنی د) و حرکت با دفع آنیونی (منحنی ه) آورده شده است.

آلودگی‌هایی که در نتیجه 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. پیدا کردن، پایش و نوآوری در پیدایش مناطق جدید و عوامل آلاینده آب‌های زیرزمینی از مسائل مهم در مدیریت منابع زیست‌محیطی هستند. پیش‌بینی و مکان‌یابی عوامل آلاینده سفره‌های آب زیرزمینی یکی از اولویت‌های تحقیق و پژوهش در منابع آب است.

به‌طور کلی، 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 کمیت 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 شبکه تبلور آن زندانی می‌شوند. به‌عکس برخی از یون‌ها مانند کلر با همان کمیتی که وارد خاک شده‌اند از آن خارج می‌شوند (یعنی در خاک پایدارند) و یون آرمانی برای آزمون نظریه ترابری مواد و املاح در خاک به شمار می‌آید (Bybordi, 2006).

مکانیسم‌های مؤثر در انتقال املاح شامل جریان توده‌ای یا جابه‌جایی<sup>۱</sup>، پخشیدگی<sup>۲</sup> مولکولی و انتشار مکانیکی است. منظور از جریان روان املاح، نوعی جریان است که از قانون داریسی پیروی می‌کند (Bybordi, 2006). با اضافه کردن یک ماده آلاینده محلول در آب روی سطح خاک، این ماده به‌وسیله آب در داخل خاک جریان می‌یابد. به این نوع جابه‌جایی ماده در خاک جابه‌جایی گفته می‌شود (Cortis & Berkowitz, 2003).

1. Convection Flow
2. Diffusion
3. Dispersion



شکل ۱. منحنی‌های رخنه برای حالت‌های مختلف انتقال املاح در خاک (نقل از Barzegar, 2001)

$$\alpha = (D_L - D_m) / V \quad (3)$$

ضریب پخشیدگی مولکولی مؤثر ( $D_m$ ) برای خاک‌های مختلف متفاوت است ولی آن را تقریباً در حدود  $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$  در نظر می‌گیرند. معادله انتقال املاح یک معادله 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، رابطه ۱ به صورت زیر تعریف می‌شود.

$$\frac{C}{C_0} = 0.5 \left( \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v.t}{\sqrt{2D_t}} \right) + \exp \left( \frac{xL}{D} \right) \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v.t}{\sqrt{2D_t}} \right) \right) \quad (4)$$

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 صرف نظر می‌کنند و معادله به صورت زیر تبدیل می‌شود.

$$\frac{C}{C_0} = 0.5 \left( \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v.t}{\sqrt{2D_t}} \right) + \exp \left( \frac{xL}{D} \right) \operatorname{erfc} \left( \frac{x - v.t}{\sqrt{2D_t}} \right) \right) \quad (5)$$

که  $\operatorname{erfc}$  متمم تابع خطا،  $x$  فاصله در طول مسیر

فرم یک‌بعدی معادله جابه‌جایی-انتشار<sup>۱</sup> (CDE) در محیط همگن و متجانس به صورت زیر است (Gillham & Cherry, 1982).

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_L \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} - V \frac{\delta C}{\delta x} \quad (1)$$

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

$$D_L = \alpha V + D_m \quad (2)$$

$\alpha$  ضریب انتشارپذیری محیط متخلخل ( $L$ )،  $D_m$  ضریب پخشیدگی مولکولی محلول در محیط متخلخل ( $\text{L}^2/\text{T}$ ) است. در سرعت‌های بیشتر از  $10^{-5} \text{ cm/s}$  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  $\alpha$  را به صورت زیر نوشت.

هر محل نمونه برداری به دست آمد (Biggar & Nielsen, 1976). در پژوهش دیگری نحوه حرکت و جذب آفت کش در ستون های خاک با طول ۲۵ سانتی متر و قطر ۵ سانتی متر برای یک خاک ماسه ای مخلوط با مونتموریلونیت بررسی شد، بدین منظور حالت غیرتعادلی معادله CDE با استفاده از کد CXTFIT در حالت INVERSE در بسته نرم افزاری STANMOD حل شد. نتایج حاصل نشان دهنده دقت بالای مدل ( $R^2 = 0.893$  و  $RMSE = 11/9$ ) در محاسبه ضریب انتشارپذیری داشت (Nir et al., 2012). در پژوهشی با استفاده از  $D_2O$  به منزله ردیاب در یک خاک ماسه ای 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  $0.3684$  cm/min و مقدار  $D$  را  $0.1179$  cm<sup>2</sup>/min با دقت قابل قبول ( $R^2 = 0.99$ ) نشان داد (Pohlmeiera et al., 2009).

در سال ۲۰۱۰ برای حرکت دی کربوکسیلیت اسید در خاک ماسه ای معادله CDE را در حالت غیرتعادلی با استفاده از کد CXTFIT در مدل STANMOD حل شد. نتایج نشان داد که نسبت  $20 < \frac{D}{V} < 2$  سانتی متر بود و مقدار Tvalue برای هر یک از پارامترهای محاسبه شده حداقل برابر یک بود. مقدار RMSE محاسبه شده 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 شبیه سازی شد. نتایج نشان داد که در ستون خاک با مشخصات طول ۲۸ سانتی متر و قطر ۸/۴ سانتی متر، حرکت روی نسبت به بر بسیار کندتر انجام می گیرد. همچنین اثربخشی بالای ساختمان خاک در حرکت بر را نشان داد (Mahmood-ul-Hassan, 2008).

توجه به نتایج پژوهش های پیشین، اثربخشی فراوان محیط و طول مسیر طی زمان را بر فرایند انتقال املاح نشان می دهد. همچنین تعیین مناسب ترین روش، برای محاسبه مقدار انتشارپذیری، در شرایط مختلف آزمایش برای اطمینان از صحت

جریان و متوسط سرعت خطی آب در داخل خلل و فرج است. معادله فوق که ساده شده معادله جابه جایی-انتشار (CDE) است، نتایج خوبی را در آزمایش های ردیابی در ستون های اشباع و مواد ژئولوژیک همگن به دست داده است. این مدل برای جریان آبشویی ماندگار طراحی شده است.

برای محاسبه  $D_L$  روش های فراوانی توصیه شده اند که می توانند میزان  $D_L$  را با دقت قابل قبولی محاسبه کنند. این روش ها بر پایه معادله جابه جایی-انتشار (CDE) شکل گرفته اند و برای آنالیز حرکت مواد بدون واکنش (پایدار) در آب های زیرزمینی به کار برده می شوند. از جمله این روش ها می توان به بریگهام (Brigham)، فرید-کامبرنوس (Fried-Comberous)، توماس (Thomas) و همچنین مدل های SWMS-2d، Hydrus1D، CHEMFLOW، Cfitim، N3dade، Hydrus2D و 2dfatmic، STANMOD اشاره کرد (Simunek et al., 1999; Simunek et al., 2008). از جمله مناسب ترین این مدل ها می توان به مدل های بریگهام، فرید-کامبرنوس و STANMOD اشاره کرد. برخی از پژوهش های انجام شده با استفاده از این مدل ها در شرایط مختلف خاک به شرح زیر هستند.

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

در پژوهشی در سال ۱۹۷۶ از مدل CDE در بسته نرم افزاری STANMOD برای برآورد حرکت کلراید و نیترات در یک مزرعه ۱۵۰ هکتاری استفاده شد. با استفاده از برازش مدل بر مقادیر مشاهده شده، سرعت حرکت آب در منافذ ( $V$ ) و ضریب پراکنش ( $D$ ) را برای

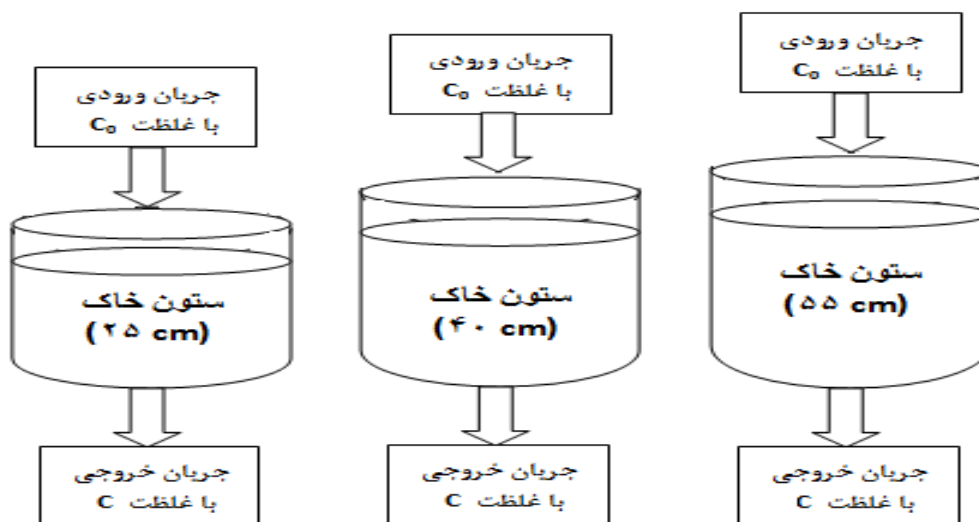
شرایط جریان ماندگار ۵ سانتی‌متر سر ستون‌ها برای ایجاد هد ثابت جریان روی ستون خاک، خالی گذاشته شد. برای پرکردن لوله‌ها از دو نوع ماسه بادی و ماسه با بافت متوسط با قطر دانه‌های ۱/۵ میلی‌متر با ۴ ترکیب متفاوت استفاده شد. نمونه اول ماسه بادی به‌تنهایی و نمونه‌های بعدی از اختلاط ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درصد ماسه متوسط با ماسه 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 ماده 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 به‌وسیله غلظت نسبی  $C/C_0$  بیان می‌شود به‌طوری‌که  $C$  بیانگر مقدار غلظت لحظه‌ای خروجی از ستون خاک در زمان‌های مختلف است. ستون‌های خاک و نحوه انجام آزمایش به‌صورت شماتیک در شکل ۲ نشان داده شده است.

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

## ۲. مواد و روش‌ها

### ۲.۱. شرایط انجام آزمایش

در این آزمایش سه مخزن استوانه‌ای شکل از جنس پلی‌اتیلن با ارتفاع‌های ۳۰، ۴۵ و ۶۰ سانتی‌متر و قطر دهانه ۵ سانتی‌متر تهیه شد که یک طرف این لوله‌ها با استفاده از فیلتر ژئوتکستال مناسب مسدود شده بود. لوله‌ها به آرامی و بادقت از خاک مورد نظر تا ارتفاع‌های آزمایش‌شده پر شدند و به‌منظور ایجاد



شکل ۲. نحوه انجام آزمایش و ستون‌های مختلف خاک

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 استوانه خاک سرعت داری و از تقسیم آن بر درصد تخلخل متوسط سرعت خطی خلل و فرج در هر ستون تعیین شد.

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  $t=0$  مربوط به غلظت محلول در مخزن و خاک بود. سپس نمونه‌برداری در زمان‌های

## 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.

$$U = (V.t)/L \quad (۶)$$

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

با توجه به مدل بریگهام ترسیم غلظت نسبی سیال خروجی به ورودی در مقابل  $(U^{-۰.۵})/(U-۱)$  روی یک کاغذ خطی احتمالات انجام می‌گیرد. با فرض  $Y = (U-۱)/(U^{-۰.۵})$  ضریب انتشار هیدرودینامیکی را می‌توان با استفاده از رابطه زیر محاسبه کرد.

$$D_L = \left( V \times \frac{L}{\lambda} \right) (Y_{./۰.۸۴} - Y_{./۰.۱۶})^2 \quad (۷)$$

$Y_{./۰.۱۶}$  و  $Y_{./۰.۸۴}$  مقدار  $Y$  متناسب با غلظت نسبی برابر  $۰.۱۶$  و  $۰.۸۴$  است.

### ۲.۲.۲ مدل فرید- کامبرنوس

در مدل فرید- کامبرنوس  $D_L$  به صورت زیر محاسبه می‌شود (۸).

$$D_L = \frac{1}{\lambda} \left( \frac{L - V_C t_{./۰.۱۶}}{(t_{./۰.۱۶})^{./۰.۵}} - \frac{L - V_C t_{./۰.۸۴}}{(t_{./۰.۸۴})^{./۰.۵}} \right)^2 \quad (۸)$$

در این آزمایش  $V_C$  سرعت حرکت آلاینده داخل خلل و فرج خاک است که از منحنی رخنه آزمایش‌ها با استفاده از رابطه  $V_C = L/t_{./۰.۵}$  محاسبه می‌شود.  $L$  طول ستون خاک و  $t_{./۰.۱۶}$ ،  $t_{./۰.۵}$  و  $t_{./۰.۸۴}$  به ترتیب زمان رسیدن به غلظت نسبی  $۰.۱۶$ ،  $۰.۵$  و  $۰.۸۴$  است.

### ۳.۲.۲ مدل STANMOD

مدل STANMOD برپایه روابط توسعه داده‌شده در مدل‌های Hydrous یک و دو بعدی عمل می‌کند و کلیه روابط براساس زبان برنامه‌نویسی فترن 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 معادله 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 معادله جابه‌جایی- انتشار از طریق کوچک‌سازی تابع هدف که شامل اختلاف میانگین مربعات بین اطلاعات مشاهده‌ای و تخمین زده شده است، انجام می‌گیرد.

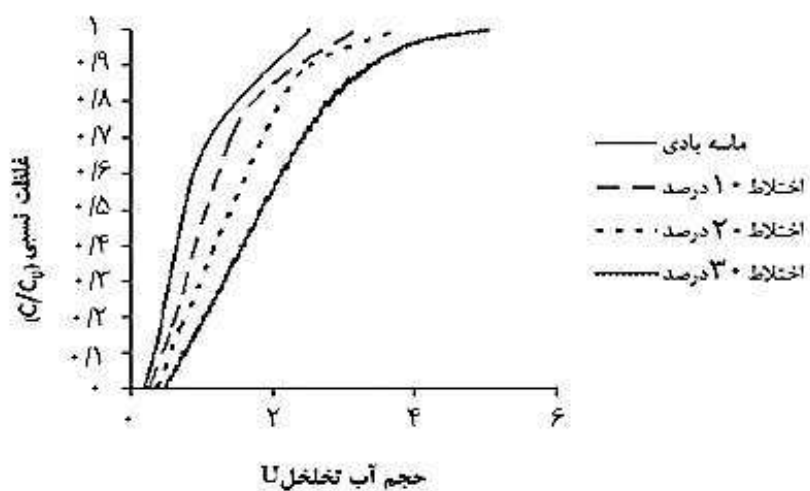
الگوریتم‌های انتقال املاح که پارامترهای همرفت، انتشار، پخشیدگی و جذب را می‌تواند شامل شود، همگی در کد CXTFIT که در مدل STANMOD به کار گرفته شده است گنجانده شده‌اند. (Toride et al., 1995). همچنین این الگوریتم به‌طور گسترده برای تجزیه و تحلیل انتقال املاح طی فرایند جذب خطی به کار گرفته می‌شود (Usunoff,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

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

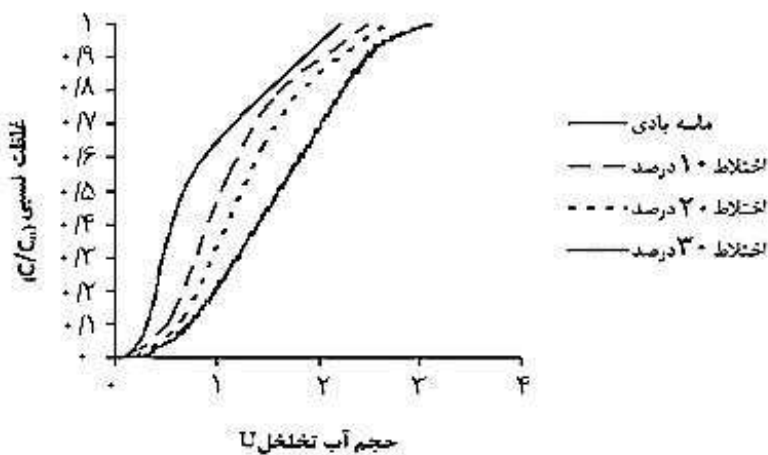
برای محاسبه مقدار ضریب انتشار هیدرودینامیکی ( $D_L$ ) با استفاده از روش بریگهام از روابط ۶ و ۷ و با استفاده از روش فرید- کامبرنوس از رابطه ۸ استفاده شد. به‌منظور شبیه‌سازی حرکت NaCl در ستون‌های خاک از کد CXTFIT در مدل STANMOD در حالت معکوس (Inverse) استفاده و بدین منظور جریان در حالت اشباع و یکنواخت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

## ۳. نتایج

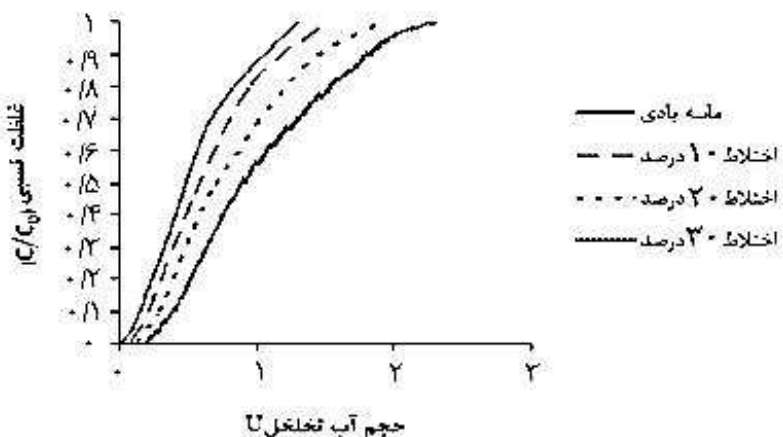
شکل‌های ۳ تا ۵ منحنی رخنه خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت‌های مختلف را براساس نسبت غلظت ( $c/c_0$ ) در برابر حجم آب تخلخل ( $U$ ) نشان می‌دهند.



شکل ۲. منحنی رخنه خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت ۲۵ سانتی‌متری برحسب حجم آب تخلخل



شکل ۴. منحنی رخنه خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت ۴۰ سانتی‌متری برحسب حجم آب تخلخل



شکل ۵. منحنی رخنه خاک‌های ماسه‌ای در ضخامت ۵۵ سانتی‌متری بر حسب حجم آب تخلخل

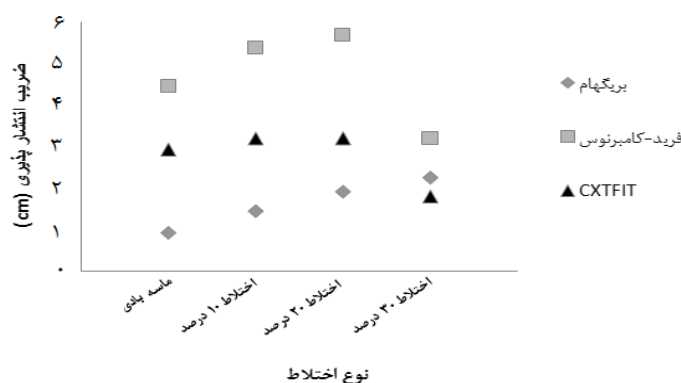
سانتی‌متری) غلظت ماده در خروجی نسبت به غلظت اولیه کاهش بیشتری را نشان می‌دهد و همچنین تفاوت ۴ نوع بافت متفاوت استفاده شده در تغییرات غلظت نسبت به زمان در افزایش طول نمونه خود را نشان می‌دهد. منحنی رخنه بیانگر زمان نسبی انتقال سیال از میان محیط متخلخل است. افزایش میزان چولگی به سمت راست در منحنی‌های رخنه بیانگر افزایش هدایت هیدرولیکی در طول فاصله انتقال و در نتیجه افزایش انتشارپذیری است (Theis, 1963). ضریب انتشار هیدرودینامیکی ( $D_L$ ) در نهایت با استفاده از منحنی‌های رخنه رسم شده برای بافت خاک‌های مختلف اقدام به محاسبه با استفاده از ۳ مدل ذکر شده گردید. جدول ۱ مقادیر محاسبه شده  $D_L$  را با استفاده از ۳ روش بریگهام، فرید- کامبرنوس و کد CXTFIT نشان می‌دهد.

با توجه به اینکه آلاینده استفاده شده در پژوهش حاضر یک آلاینده پایدار (واکنش ناپذیر) بوده است، انتظار می‌رود شکل منحنی رخنه حاصل یک نمودار زنگوله‌ای متقارن شبیه نمودار در شکل ۱ باشد (Barzegar, 2001). مقایسه نمودارهای حاصل (شکل‌های ۳ تا ۵) با شکل ۱ نشان داد که برای تمامی حالت‌های آزمایش شده نمودار رخنه حاصل یک نمودار نصفه است و تقارن ندارد. علت این مسئله می‌تواند کم بودن 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 ماسه بادی به تنهایی بالای سایر منحنی‌ها قرار می‌گیرد. یعنی در یک حجم تخلخل ثابت  $U$  میزان غلظت املاح خروجی برای ماسه بادی از سایر بافت‌ها کمتر بوده است. با افزایش طول مسیر (از ضخامت ۲۵ تا ۵۵

جدول ۱. مقادیر انتشار هیدرودینامیکی ( $D_L$ ) محاسبه شده با سه روش بریگهام، فرید- کامبرنوس و کد CXTFIT

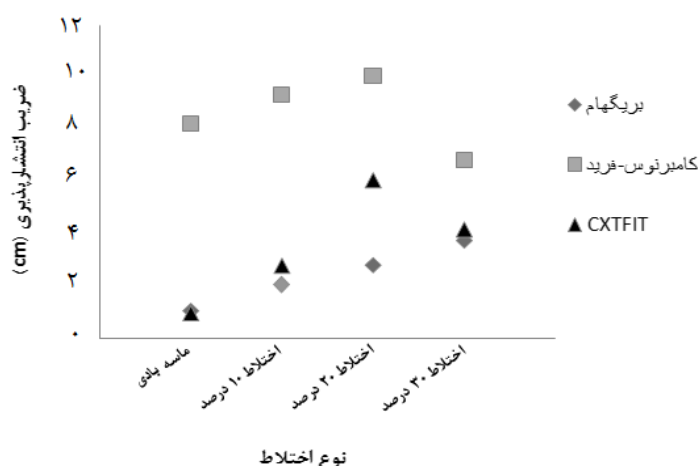
| طول نمونه | ماسه بادی | اختلاط ۱۰ درصد | اختلاط ۲۰ درصد | اختلاط ۳۰ درصد | $D_L$ ( $cm^2/s$ ) |
|-----------|-----------|----------------|----------------|----------------|--------------------|
| ۲۵        | ۰/۰۰۸۶    | ۰/۰۱۴۴         | ۰/۰۱۹۳         | ۰/۰۳۳۷         | بریگهام            |
| ۲۵  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

مقادیر ضریب انتشارپذیری ( $\alpha$ ) با استفاده از رابطه ۳ محاسبه شد. شکل‌های ۶ تا ۸ مقدار  $\alpha$  محاسبه شده را براساس مقدار  $D_L$  تعیین شده با استفاده از سه روش ذکر شده را نشان می‌دهند.

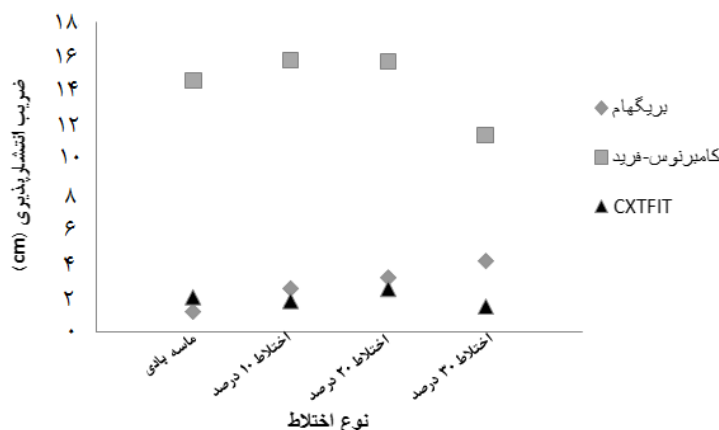


شکل ۶. ضریب انتشارپذیری ( $\alpha$ ) محاسبه شده با استفاده از مقدار  $D_L$  تعیین شده براساس سه روش بریگهام، فرید- کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۲۵ سانتی‌متر





شکل ۷. ضریب انتشارپذیری ( $\alpha$ ) محاسبه شده با استفاده از مقدار  $D_L$  تعیین شده براساس سه روش بريگهام، فرید- کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۴۰ سانتی‌متر



شکل ۸. ضریب انتشارپذیری ( $\alpha$ ) محاسبه شده با استفاده از مقدار  $D_L$  تعیین شده براساس سه روش بريگهام، فرید- کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۵۵ سانتی‌متر

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 انجام شده وابستگی انتشارپذیری و فاصلهٔ انتقال در خاک‌های ماسه‌ای تأیید شده است (Al-Tabba, 2000)، اما در برخی دیگر نوسان مقادیر انتشارپذیری در محدودهٔ قابل قبول ناشی از خطاهای آزمایشی و عوامل دیگر دانسته شده است (Maroufpour *et al.*, 2006). نتایج پژوهش حاضر نشان داد که مقادیر

نتایج به دست آمده نشان داد که به‌طور کلی، جدا از نوع روش استفاده شده در محاسبهٔ  $D_L$ ، با افزایش فاصلهٔ انتقال در هر بافت خاک مقدار  $D_L$  و به تبع آن مقدار  $\alpha$  افزایش می‌یابد (جدول ۱ و شکل‌های ۶ تا ۸). به‌طور کلی، می‌توان گفت که میزان انتشارپذیری ( $\alpha$ ) 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 در نتیجهٔ افزایش ضخامت و تغییرات در بافت خاک است، سبب ایجاد یک دامنهٔ گسترده در مقادیر انتشارپذیری شده است. مقادیر بالای پخشیدگی به دست آمده در بافت‌های مرکب می‌تواند به علت نبود تجانس محیط و

محاسبه شده برای ضریب انتشار هیدرودینامیکی (DL) و به تبع آن ضریب انتشارپذیری ( $\alpha$ ) توسط مدل فرید- کامبرنوس تفاوت قابل ملاحظه‌ای با دو روش دیگر داشته است (جدول ۱ و شکل‌های ۶ تا ۸). این تفاوت در فواصل انتقال کوتاه و طولانی و در همه 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 به دست آمده برای انتشارپذیری خاک‌ها با مدل بریگهام کمتر از نتایج به دست آمده 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 ذکر شده مشاهده نکردند. نتایج حاصل از حل معکوس معادله CDE با کد CXTFIT در مدل STANMOD تطابق زیادی را با مدل بریگهام خصوصاً در فواصل انتقال طولانی نشان داد (جدول ۱ و شکل‌های ۶ تا ۸). مقدار خطای محاسبه شده (RMSE) و همچنین میزان همبستگی ( $R^2$ ) برای مدل STANMOD در هر نوع بافت خاک با طول نمونه مشخص در غالب جدول ۲ آورده شده است.

جدول ۲. مقدار خطای محاسبه شده (RMSE) برای محاسبه مقادیر ضریب انتشار هیدرودینامیکی (DL) و همچنین میزان همبستگی محاسبه شده ( $R^2$ ) در مدل STANMOD

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

بررسی مقادیر ضریب انتشار هیدرودینامیکی (DL) و همچنین ضریب انتشارپذیری ( $\alpha$ ) محاسبه شده با استفاده از سه روش بریگهام، فرید- کامبرنوس و مدل CXTFIT برای ستون با طول ۲۵ سانتی‌متر (جدول ۱ و شکل ۶) نشان می‌دهد که مقادیر محاسبه شده توسط دو مدل بریگهام و کد CXTFIT کمترین میزان تطابق را در این طول نمونه دارند. این عدم تطابق با افزایش میزان اختلاط با ثابت بودن طول نمونه (۲۵ سانتی‌متر) کاهش می‌یابد، به طوری که برای اختلاط ۳۰ درصد بیشترین میزان تطابق را در طول ستون ۲۵ سانتی‌متر مشاهده می‌کنیم. این مسئله برای مدل CXTFIT با توجه به اینکه مقدار RMSE

محاسبه شده برای طول نمونه ۲۵ سانتی‌متر با افزایش میزان اختلاط کاهش و میزان Tvalue افزایش پیدا کرده است تطابق دارد (جدول ۲). میزان خطای محاسباتی مدل (RMSE) برای خاک ماسه‌ای با طول ۲۵ سانتی‌متر برابر ۸۹۹۷۰ cm<sup>2</sup>/s است در حالی که این مقدار برای اختلاط ۳۰ درصد به ۲۵۳۸۰ cm<sup>2</sup>/s کاهش پیدا کرده و مقدار Tvalue نیز از ۱/۱۶ برای خاک ماسه‌ای به ۲/۴۹ برای اختلاط ۳۰ درصد افزایش یافته است (جدول ۲)، با افزایش دقت مدل بر اثر افزایش اختلاط مقادیر محاسبه شده کد CXTFIT به مدل بریگهام برای فواصل انتقال کوتاه‌تر نزدیک شده است (شکل ۶). با لا بودن میزان همبستگی در این

CXTFIT در حالت حل معکوس در مدل STANMOD برای خاک‌های ماسه با دقت بالا قابل قبول 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 در مجموع 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.

حالت  $(R^2 = 0.9)$  نشان‌دهندهٔ کارکرد بالای مدل است، در صورت یکسان بودن 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 این رو با توجه به مناسب بودن 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.

در مجموع استفاده از کد CXTFIT در قالب مدل STANMOD بر سایر مدل‌ها ارجحیت دارد، زیرا مدل مذکور قابلیت‌های متنوعی از جمله محاسبهٔ غلظت (c) در فواصل زمانی طولانی‌تر از زمان آزمایش در صورت شبیه‌سازی صحیح شرایط آزمایش، همچنین رسم منحنی رخنه بر حسب زمان و هم بر حسب 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

## 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 Resources* 12, 78-84.
4. Brigham, W.E., 1974. Mixing equations in short laboratory columns. *Journal of society Petroleum Engineering* 14, 91-99.
5. Bybord, 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.

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.