

بررسی وابستگی انتشارپذیری خاک به ضخامت آن در خاک‌های ماسه‌ای همگن اشباع

عیسی معروف‌پور، حیدرعلی کشکولی، هادی معاضد و حسین محمدولی سامانی*

گروه زهکشی و آبیاری - دانشگاه شهید چمران اهواز

*گروه عمران - دانشگاه شهید چمران اهواز

پست الکترونیکی: Isamarofpoor@yahoo.com

چکیده

انتشارپذیری یک خاصیت قابل اندازه‌گیری محیط متخلخل و یکی از پارامترهای مهم معادله جابجایی-انتشار می‌باشد که در بررسی و حل مسائل مربوط به انتقال آلودگی و حفاظت از منابع آب‌های زیرزمینی با آن مواجه هستیم. در این پژوهش امکان وابستگی انتشارپذیری به ضخامت خاک در خاک‌های ماسه‌ای همگن درشت و متوسط در شرایط اشباع مورد بررسی قرار گرفت. یک تانک مستطیلی با ابعاد داخلی طول ۷۲۰، عرض ۱۰۰ و ارتفاع ۱۲۰۰ میلی‌متر از جنس پلاکسی گلاس ساخته شد. محلول کلرید سدیم با هدایت الکتریکی ds/m ۱۴ به عنوان آلاینده پایدار برای آزمایشات انتخاب گردید. آزمایشات در ضخامت‌های اولیه ۱۰۰ میلی‌متر و ۲ تا ۱۰ برابر ضخامت اولیه (تا ۱۰۰۰ میلی‌متر) در هر دو خاک ماسه‌ای انجام شد. مقدار انتشارپذیری به دست آمده برای خاک‌های ماسه‌ای درشت و متوسط به ترتیب در محدوده‌های ۰/۳۱ تا ۰/۶۴ و ۰/۱۳ تا ۰/۴۶ سانتی‌متر محاسبه گردید. نتایج حاصله بیانگر عدم وابستگی انتشارپذیری به ضخامت خاک (حجم خاک) در خاک‌های ماسه‌ای همگن درشت و متوسط است و تغییرات به دست آمده در مقادیر انتشارپذیری خاک‌ها ناشی از عوامل متفاوتی از جمله خطای آزمایشات می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: انتشارپذیری، ضخامت خاک، ماسه همگن، مدل آزمایشگاهی

مقدمه

دهه اخیر مطالعات فراوانی نشان داده است که تعیین یک مقدار ثابت برای انتشارپذیری همیشه کفایت نمی‌کند بلکه انتشارپذیری به "متوسط فاصله انتقال"^۴ و یا طول سیستم آبخوان بستگی دارد [۲].

وابستگی انتشارپذیری به "متوسط فاصله انتقال" تحت عنوان "اثرات مقیاس"^۵ بیان شده است [۲]. پیکنس و گریساک [۳] مروری بر اثرات مقیاس در تحقیقات پخشیدگی آزمایشگاهی، مزرعه‌ای و مدل‌های کامپیوتری انجام داده‌اند. آن‌ها مقدار انتشارپذیری را از مطالعات مدل‌های کامپیوتری در محدوده ۱۲ تا ۶۱ متر به دست آوردند که با افزایش مقیاس منطقه تمایل به افزایش نشان می‌داد. در مقابل مقدار انتشارپذیری به دست آمده از نتایج منحنی‌های رخنه مطالعات آزمایشگاهی در محدوده ۰/۰۱ تا ۱ سانتی‌متر و مقادیر به دست آمده از تجزیه و تحلیل انواع آزمایشات با ردیاب‌های مختلف در مطالعات مزرعه‌ای بین ۰/۰۱۲ تا ۱۵/۲ متر می‌باشد. مقادیر آزمایشگاهی انتشارپذیری به دست آمده از آزمایشات ردیابی در ستون‌های خاک همگن توسط سایر محققین در جدول ۱ ارائه شده است. ضرایب انتشارپذیری اندازه‌گیری شده در مقیاس آزمایشگاهی یک تا چندین برابر کوچک‌تر از مطالعات مزرعه‌ای هستند [۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹]. همچنین مطالعات انجام شده در رابطه با آبخوان‌ها نشان داده است که مقدار انتشارپذیری به

همه زباله‌ها و آلودگی‌هایی که در نتیجه فعالیت انسان به محیط زیست منتهی شوند آلاینده^۱ هستند صرف‌نظر از این که غلظت آن‌ها باعث ایجاد تخریب مهمی در محیط زیست گردد [۱].

به هر حال صرف‌نظر از چگونگی تولید مواد آلاینده، فرآیندهای کاهش، چرخه و تصفیه آن‌ها، سرانجام مکان استقرار نهایی آن‌ها خاک است. بنابراین نشت آلاینده‌ها از خاک به سمت آب‌های زیرزمینی باعث آلودگی آن‌ها می‌شود.

سرعت حرکت آلاینده‌ها به سمت آب‌های زیرزمینی بستگی به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و آلاینده، بارندگی، آبیاری و عمق آب زیرزمینی دارد. اگر چه همه عوامل فوق‌الذکر بر سرعت حرکت آلاینده‌ها در داخل خاک مؤثر هستند اما پارامترها و مشخصات فیزیکی خاک به عنوان بزرگ‌ترین معضل در زمینه حفاظت منابع آب‌های زیرزمینی است و در این میان تشخیص محل و فرآیندهایی که عامل انتقال آلاینده‌ها به داخل سیستم‌های جریان آب زیرزمینی هستند از اهم مسایل به شمار می‌آید.

انتشارپذیری^۲ یک پارامتر قابل اندازه‌گیری محیط متخلخل می‌باشد که در معادله جابجایی - انتشار^۳ به کار رفته است. گاهی این کمیت برای کل محیط متخلخل ثابت در نظر گرفته می‌شود. ولی در طول سه

- 1- Contaminant
- 2- Dispersivity
- 3- Advection-Dispersion

- 4- Mean travel distance
- 5- Scale effects

ماسه‌ای متوسط و درشت با آزمایشات متعدد و فراوان مورد بررسی قرار گیرد به طوری که بتوان تا حد امکان همانند روابط تجربی موجود بین انتشارپذیری و مقیاس و یا مدل‌های آماری ارائه شده در این خصوص، این وابستگی را به صورت روابط تجربی ارائه نمود.

تاکنون مدل‌های فراوانی برای بیان حرکت املاح در داخل خاک توسعه یافته است عموماً همه این مدل‌ها بر اساس معادله یک بعدی جابجایی-انتشار برای ماده محلول پایدار در محیط متخلخل همگن و همگون در حالت اشباع تحت شرایط جریان دائمی یکنواخت، پایه‌ریزی شده‌اند.

فرآیند جابجایی در نتیجه اختلاف پتانسیل یا گرادیان هیدرولیکی موجب انتقال آلاینده می‌شود و انتشار به معنی اختلاط و پراکندگی آلاینده ناشی از پخشیدگی مولکولی و تغییرات سرعت آب داخل خلل و فرج در منطقه سیستم تهویه خاک است. فرم یک بعدی معادله جابجایی-انتشار برای آلاینده‌های محلول پایدار در محیط اشباع با شرایط جریان ماندگار عبارتست از:

$$\frac{dc}{dt} = D \frac{d^2c}{dl^2} - V \frac{dc}{dl} \quad (1)$$

که در آن l طول مسیر جریان متناسب با جهت جریان، c غلظت که متغیر و تابعی از l ، t است، D ضریب انتشار هیدرودینامیکی در جهت طولی و V متوسط سرعت خطی آب در داخل خلل و فرج می‌باشد. سرعت داری q برابر است با:

مقیاس وابسته است [۶]. فرید و همکاران [۱۰] مقدار انتشارپذیری طولی را در محل‌های مختلفی، ۰/۱ تا ۰/۶ متر در مقیاس محلی (برای هر منطقه آبخوان)، ۵ تا ۱۱ متر در مقیاس کلی (کل آبخوان) و ۱۲/۲ متر در مقیاس منطقه‌ای (چندین کیلومتر) گزارش کردند. فرید [۱۱] مجدداً مقیاس‌ها را به وسیله «متوسط فاصله انتقال» ردیاب یا آلاینده تعریف کرد:

- ۱- مقیاس محلی بین ۲ تا ۴ متر.
- ۲- مقیاس کلی شماره یک بین ۴ و ۲۰ متر.
- ۳- مقیاس کلی شماره دو بین ۲۰ و ۱۰۰ متر.
- ۴- مقیاس منطقه‌ای بزرگ‌تر از ۱۰۰ متر (معمولاً چندین کیلومتر).

نتایج سایر آزمایشات دیگر مزرعه‌ای در جدول ۲ آورده شده است.

آل‌طبا و همکاران [۱۲] در آزمایشی بر روی خاک ماسه‌ای متوسط در ضخامت‌های ۸، ۱۸ و ۲۵ سانتی‌متر اظهار داشتند به نظر می‌رسد که وابستگی انتشارپذیری به حجم خاک منطقی‌تر به نظر می‌رسد تا این که به طور ساده فقط وابسته به مقیاس بیان شود. آنان اظهار داشتند که در شرایط یکسان آزمایش، با افزایش ضخامت خاک، سرعت حرکت جبهه آلاینده کاهش یافته و ضریب انتشار هیدرودینامیکی افزایش می‌یابد که این امر احتمالاً ناشی از افزایش غیرهمگنی محیط متخلخل در مقیاس میکروسکوپی می‌باشد. در این پژوهش سعی بر آن است که وابستگی انتشارپذیری به ضخامت خاک (به عبارتی حجم خاک) در خاک‌های

به طوری که در آن q شدت جریان آلاینده (L^3T^{-1})، a تخلخل و a سطح مقطع عرضی جریان (L^2) است. (۲)

$$\frac{q}{a} = Vn$$

جدول ۱- مقادیر آزمایشگاهی انتشارپذیری به دست آمده از آزمایشات ردیابی در ستون‌های خاک همگن

نویسنده	نوع خاک	ردیاب	مقدار انتشارپذیری (α)(cm)
نیلسون و بیگر [۱۳]	دانه‌های شیشه‌ای یکسان، ماسه و لوم سیلتی	CaCl ₂	۰/۰۸-۱
کیردا و همکاران [۱۴]	$< 0.5mm$ شنی - لومی	NaCl	۱
بریسلا و داغان [۵]	خاک لومی با اندازه ذرات تقریبی ۲ mm	NaCl	۱
ویرینگا و ون گنوختن [۱۵]	لومی ماسه‌ای ریز با اندازه ذرات تقریبی ۱mm	Tritiums&Chloride	۰/۸-۰/۸۷
هوپیس و هارلمن [۱۶]	ماسه با اندازه ذرات تقریبی ۱/۶۷mm	NaCl	۰/۱۵
لاو و همکاران [۱۷]	ماسه با ذرات کوچک‌تر از ۲mm	NaCl	۰/۸۶
بیر [۱۸]	ماسه با اندازه تقریبی ۰/۴۵mm	NaCl	۰/۰۸۳

جدول ۲- مقادیر انتشارپذیری مزرعه‌ای به دست آمده از نتایج آزمایشات ردیابی

نویسنده	فاصله بین چاه‌ها (متر)	ردیاب	انتشارپذیری (α)(m)
تیس [۱۹]	۳۵۰	NaCl	۶
فرید و همکاران [۱۰]	۱۲	NaCl	۰/۱-۰/۶
فرید [۱۱]	۱۲	Br	۴/۲۵
بیگر و نیلسون [۴]	۱/۸۳	NaCl	۰/۰۸-۰/۱۲
ون دی پل و همکاران [۸]	۱/۲	NaCl	۰/۰۹-۰/۱۱
جری و همکاران [۲۰]	۳/۳	Br	۰/۰۷-۰/۸۵
جنیس و همکاران [۲۱]	۷	Br	۲۰

ضریب انتشار هیدرودینامیکی به وسیله دو پارامتر زیر بیان شده است [۱]:

$$D = \alpha V + D^* \quad (۳)$$

به طوری که α ضریب انتشارپذیری (L) و D^* ضریب پخشیدگی مولکولی محلول در محیط متخلخل (L^2/T) است.

در شرایطی که مقدار انتشارپذیری محیط متخلخل بالا باشد یا وقتی که L یا t بزرگ باشد ترم دوم طرف راست معادله ناچیز می‌شود [۱]. بنابراین:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L-Vt}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] \quad (5)$$

نسبت $\frac{C}{C_0}$ در مقابل زمان t در خروجی ستون بیانگر منحنی رخنه^۱ یا (BTC) می‌باشد. معادله (۵) همچنین برای محاسبه اشکال منحنی رخنه یا BTC استفاده می‌شود. در صورتی که غلظت ردیاب در ستون خاک و در شروع آزمایش صفر نباشد عبارت $\frac{C - C_{ib}}{C_0 - C_{ib}}$ بیانگر غلظت نسبی سیال در داخل محیط متخلخل بوده و در سمت چپ معادله (۴) و یا معادلات مشابه دیگر قرار می‌گیرد (C_{ib} غلظت اولیه ردیاب در داخل محیط متخلخل می‌باشد).

سرانجام D به وسیله فرید و کامبیرنوس [۲۲] با استفاده از خواص تابع توزیع نرمال به شرح ذیل به دست آمد:

$$D = \frac{1}{8} \left[(L - Vt_{0.16}) / (t_{0.16})^{1/2} - (L - Vt_{0.84}) / (t_{0.84})^{1/2} \right]^2 \quad (6)$$

$$V = \frac{L}{t_{0.5}} \quad (7)$$

$t_{0.16}$ ، $t_{0.5}$ و $t_{0.84}$ = به ترتیب زمان رسیدن به غلظت نسبی ۰/۱۶، ۰/۵ و ۰/۸۴ می‌باشد که با استفاده از منحنی رخنه آزمایشات به دست می‌آید.

در سرعت کم، پخشیدگی مولکولی فرآیند غالب است و بنابراین ضریب انتشار هیدرودینامیکی مساوی ضریب پخشیدگی مولکولی می‌باشد $D = D^*$. در سرعت‌های بالا اختلاط مکانیکی فرآیند غالب پراکندگی است و بنابراین $D = \alpha V$.

فریز و چری [۱] معنی فیزیکی معادله (۱) را با استفاده از آزمایش با یک ردیاب پایدار (بدون واکنش) با غلظت ثابت C_0 که تحت رژیم جریان ماندگار یک‌بعدی از بالادست ستون خاک با مواد دانه‌ای همگن به داخل آن هدایت می‌شد بیان کردند. غلظت ردیاب قبل از شروع آزمایش در ستون خاک را صفر فرض نمودند با این تفسیر غلظت ردیاب در ستون خاک می‌تواند به وسیله غلظت نسبی $\frac{C}{C_0}$ بیان شود به طوری که C بیانگر مقدار غلظت در ستون خاک می‌باشد. شرایط مرزی نمایانگر تابع پله‌ای به صورت ریاضی به شرح ذیل بیان شده‌اند.

$$\begin{aligned} C(L,0) &= 0 & L &\geq 0 \\ C(0,t) &= C_0 & t &\geq 0 \\ C(\infty,t) &= 0 & t &\geq 0 \end{aligned}$$

با این شرایط مرزی حل معادله (۱) برای محیط متخلخل همگن اشباع عبارتست از:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L-Vt}{2\sqrt{Dt}} \right) + \exp \left(\frac{VL}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{L+Vt}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] \quad (4)$$

به طوری که erfc متمم تابع خطا و L فاصله در طول مسیر جریان است.

مواد و روش‌ها

مدل فیزیکی به صورت یک تانک مستطیلی از جنس پلاکسی گلاس با ابعاد داخلی، طول ۷۲۰ میلی‌متر، عرض ۱۰۰ میلی‌متر و ارتفاع ۱۲۰۰ میلی‌متر طراحی و ساخته شد (شکل ۱). تانک از سه قسمت، ورودی، محیط متخلخل و خروجی تشکیل شده است. به منظور یک بعدی کردن جریان به استناد مطالعات قبلی [۱۲] بین قسمت‌های مختلف تانک، صفحات مشبک از جنس پلاکسی گلاس قرار داده شد به طوری که جریان افقی آلاینده از تمام ضخامت محیط متخلخل عبور می‌کرد. برای جلوگیری از گرفتگی سوراخ‌های صفحات مشبک به وسیله ذرات ماسه، مجراها با توری‌های نخی محافظت می‌شدند. به منظور تأمین شدت جریان ثابت عبوری از داخل تانک، منابع آب و آلاینده به طور مستقل به یک تنظیم کننده با ارتفاع ثابت هیدرولیکی (قابل تنظیم برای هر آزمایش) متصل بودند و جریان پس از عبور از تنظیم کننده وارد قسمت ورودی تانک می‌شد. جریان مازاد بر شدت جریان ثابت آزمایش از داخل تنظیم کننده سرریز می‌گردد. در کناره انتهایی قسمت محیط متخلخل تانک، مجراهای نمونه‌گیری با فواصل ۱۰ سانتی‌متری از یکدیگر تعبیه شده بود. اولین نمونه‌گیر در فاصله ۵ سانتی‌متری از کف تانک و آخرین نمونه‌گیر در فاصله ۹۵ سانتی‌متری کف تانک قرار داشت. بعبارتی در آزمایش ضخامت ۱۰ سانتی‌متری یک نمونه در حالی که در آزمایش ضخامت ۱۰۰ سانتی‌متری ده نمونه در هر زمان قرائت تهیه

می‌گردید. نمونه‌گیرها طوری در عرض تانک جاسازی شده بود که از تمامی ضخامت تانک نمونه تهیه گردد. در بیشتر مطالعات آزمایشگاهی انتقال آلاینده‌های پایدار، از برومید یا کلرید سدیم به عنوان آلاینده خنثی یا غیر جذبی استفاده کرده‌اند. از میان این دو نوع آلاینده، کلرید سدیم به عنوان آلاینده پایدار برای این پژوهش انتخاب شد دلایل این انتخاب سادگی، قابل دسترس بودن و بی خطر بودن این ماده می‌باشد. ضمناً از ملاحظات مهم در انتخاب کلرید سدیم به عنوان آلاینده، سهولت و دقت اندازه‌گیری میزان غلظت آن به کمک هدایت سنج ۲ بود. محلول کلرید سدیم با هدایت الکتریکی ۱۴ دسی زیمنس بر متر (در حدود ۹ گرم در لیتر) برای همه مجموعه آزمایشات استفاده شد. غلظت ۹ گرم در لیتر بنا به مطالعات صورت گرفته، یک نمونه از غلظت یون کلر (Cl-) در شیرابه محل‌های دفن زباله و یا یک نمونه از غلظت جمع‌آوری شده یون سدیم (Na+) یا یون‌های مشابه دیگر همچون پتاسیم (K+) می‌باشد [۱۲].

خاک ماسه در دو اندازه، متوسط و درشت برای پژوهش انتخاب شد. ماسه‌ها پس از شسته شدن و خشک شدن در اون، به وسیله الک‌های استاندارد دانه‌بندی شده تا اندازه ذرات و منحنی دانه‌بندی آن‌ها به دست آید. سپس مقادیر D10، D60 و ضریب یکنواختی (cu=D60/D10) برای ماسه‌ها محاسبه گردید. هدف از انتخاب دو اندازه متفاوت برای

1-Non-Sorptive

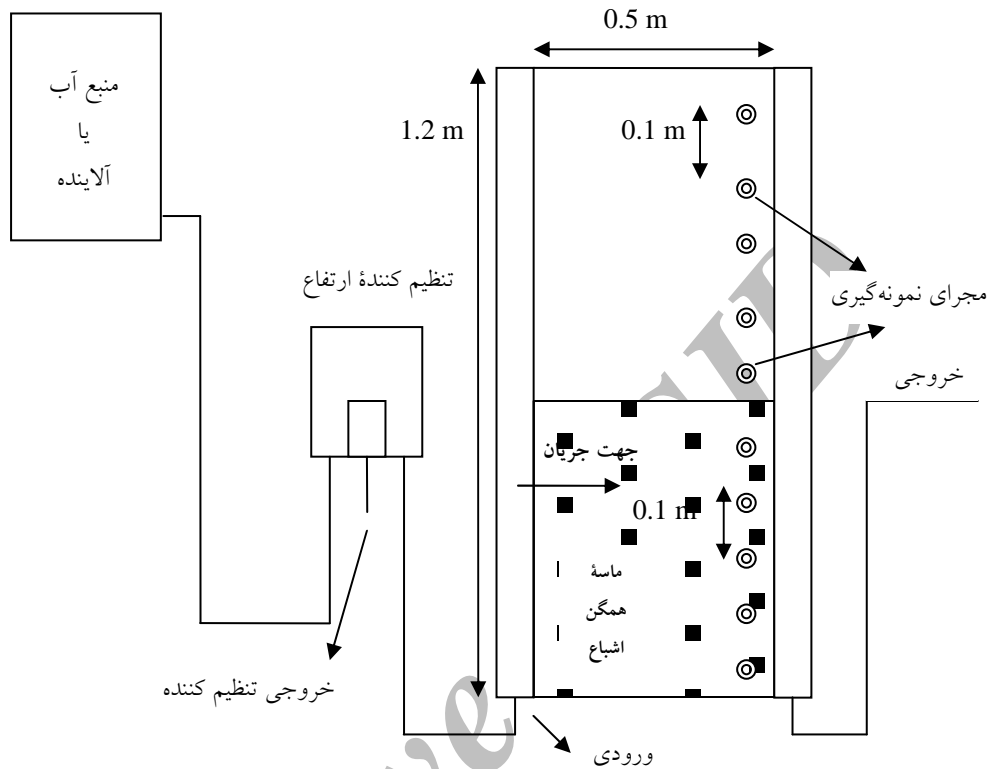
2-Conductivity Meter

هنگام مجراهای ورودی و خروجی تانک بسته بود. سپس ماسه خشک شده به تدریج از بالای تانک اضافه می‌شد تا به ارتفاع مورد نظر برسد. بعد از ریختن یک حجم مشخص از ماسه به وسیله یک تخته چوبی ماسه‌ها به آرامی کوبیده می‌شدند تا به حداکثر تراکم طبیعی برسند. بایستی قبل از شروع آزمایش از خارج شدن حباب‌های هوا مطمئن شد. حال تانک برای انجام آزمایشات آماده است.

سرعت جریان عبوری مشابه سایر تحقیقات دیگر [۱۲ و ۳] برای همه آزمایشات ۵-۹×۱۰ متر در ثانیه بود که در طی آزمایش ثابت نگه داشته می‌شد. همزمان با شروع آزمایش نمونه برای اندازه‌گیری غلظت تهیه می‌شد اولین قرائت‌ها در زمان $t=0$ مربوط به غلظت محلول در مخزن و خاک بود سپس در فواصل زمانی تقریباً ۲ تا ۱۵ دقیقه به طور همزمان غلظت محلول خروجی از نمونه‌گیرها اندازه‌گیری می‌شد. آزمایشات تا رسیدن غلظت نمونه‌ها به غلظت نهایی ۱۴ دسی زیمنس بر متر ادامه می‌یافت. همه آزمایشات در محدوده درجه حرارت ۲۵ درجه سانتی‌گراد انجام شدند.

پژوهش، ایجاد اختلاف‌های واضح در اندازه ذرات خاک‌ها و به تبع آن در میزان نفوذپذیری و سایر خصوصیات ژئوهیدرولوژی آنها است. رطوبت حجمی (w)، چگالی ظاهری (ρ)، نسبت پوکی (e) و تخلخل (n) برای هر کدام از خاک‌ها با استفاده از فرمول‌های موجود در منابع معتبر [۱۲] و نمونه‌های خاک خشک تهیه شده از خاک‌های استفاده شده در تانک، محاسبه می‌شود.

فرضیات آزمایشات برای شبیه‌سازی انتقال املاح در مزرعه عبارتند از: ۱- جهت جریان سیال افقی است. ۲- تخلخل هر یک از خاک‌ها ثابت است. ۳- محیط متخلخل خاک‌ها همگن و کاملاً اشباع است. اولین آزمایشات روی خاک‌های ماسه‌ای مذکور در ضخامت‌های اولیه ۱۰۰ میلی‌متر صورت گرفت سپس آزمایشات بعدی در ضخامت‌های ۲۰۰، ۳۰۰، ... ۱۰۰۰ میلی‌متر برای هر دو خاک انجام شد. لذا در هر کدام از خاک‌های ماسه‌ای ۱۰ آزمایش انجام شد. آزمایشات فوق‌الذکر در شرایط یکسان صورت گرفته و تنها پارامتر متغیر در مدت آزمایشات، ضخامت خاک بود. برای آماده کردن تانک ابتدا آب به داخل تانک تا ارتفاعی کمی بالاتر از ارتفاع مورد نظر اضافه می‌شد در این



شکل ۱- شمای مدل فیزیکی آزمایشات انتقال آلاینده در محیط متخلخل

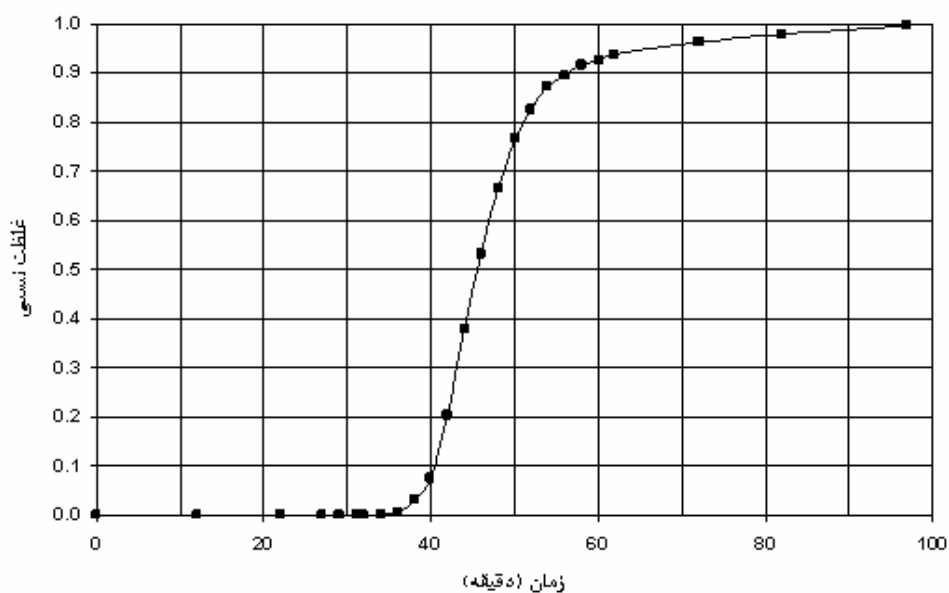
نتایج و بحث

عبوری از الک ۳۰ و مانده بر الک ۵۰ بود هر دو خاک از ضریب یکنواختی ($CU < 4$) مناسبی برخوردارند که بیانگر همگنی خاک‌های مورد استفاده در آزمایشات می‌باشد.

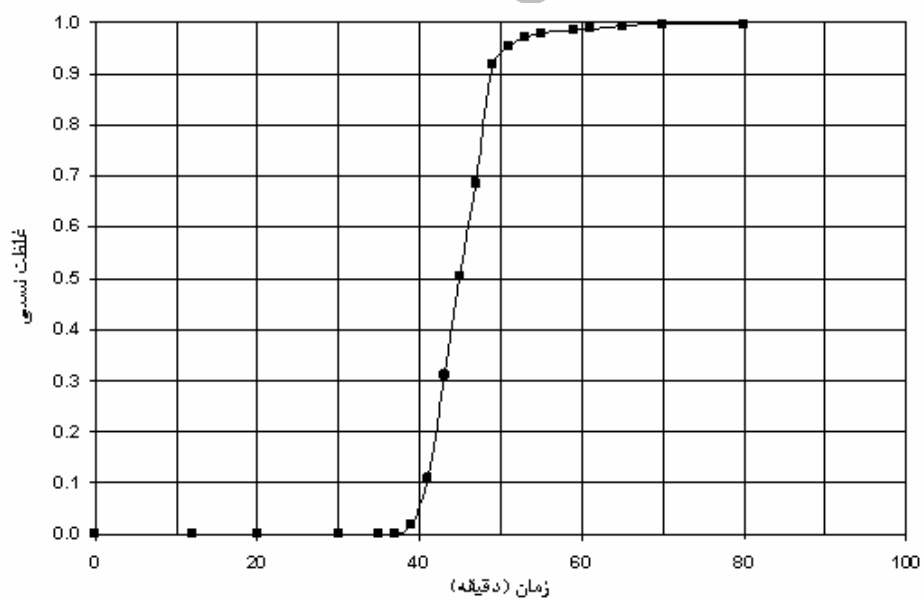
مشخصات فیزیکی و هیدرولیکی ماسه‌ها در جدول ۳ و منحنی دانه‌بندی آن‌ها در شکل ۲ نشان داده شده است. با توجه به این که خاک ماسه‌ای درشت عبوری از الک ۱۰ و مانده بر الک ۲۰ بوده و خاک ماسه‌ای متوسط

جدول ۳- مشخصات فیزیکی و هیدرولیکی خاک‌های ماسه‌ای

نوع خاک	D_{10} (mm)	CU	ρ (gr/cm ³)	n	$K(\times 10^{-3}$ m/sec)
ماسه درشت	۰/۹	۱/۵۶	۱/۷۴	۰/۳۴	۵/۲
ماسه متوسط	۰/۲۶	۱/۱۲	۱/۷۲	۰/۳۵	۱/۰۴



شکل ۳- منحنی رخنه خاک ماسه‌ای درشت در آزمایش ضخامت ۱۰ سانتی متری



شکل ۴- منحنی رخنه خاک ماسه‌ای متوسط در آزمایش ضخامت ۱۰ سانتی متری

ملاحظه می‌شود هر دو شکل نسبت به نقطه غلظت نسبی ۰/۵ حالت قرینه‌ای دارند. چنین وضعیتی بیشتر در خاک‌های بسیار سبک مشاهده می‌شود. همچنین با

در اشکال ۳ و ۴ منحنی‌های رخنه به دست آمده در آزمایشات ۱۰ سانتی متری برای هر دو خاک ماسه‌ای به عنوان نمونه نشان داده شده‌اند. همان‌گونه که

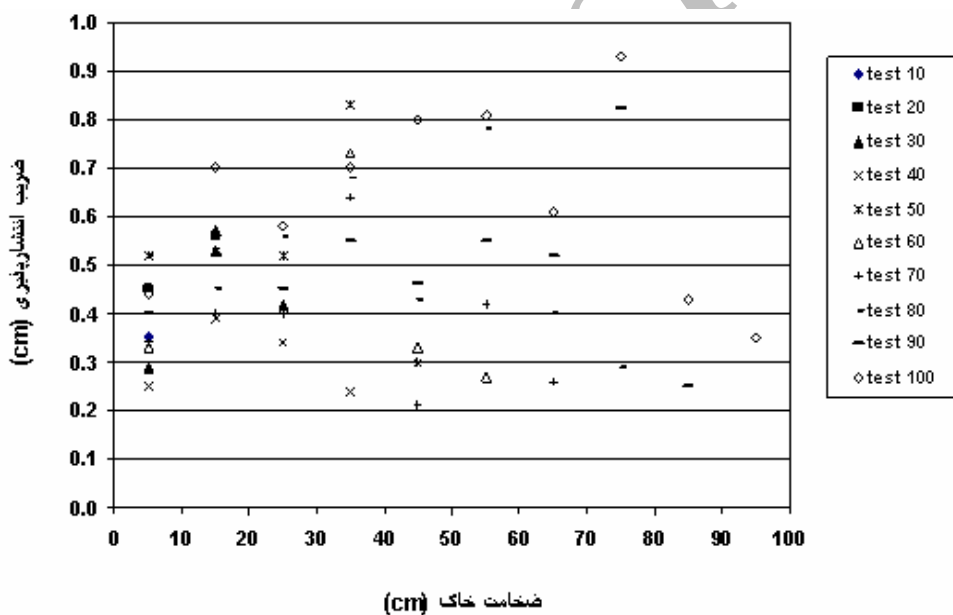
تا ۰/۴۶ سانتی متر می‌باشد. تغییرات و یا به عبارتی نوسانات مقدار انتشارپذیری در محدوده بیان شده برای هر کدام از خاک‌های ماسه‌ای دور از انتظار نیست و به عبارتی حتی در یک آزمایش با تمام شرایط ثابت و در تکرارهای متوالی و یا در سرعت‌های متفاوت مقدار ثابت و یکسانی برای انتشارپذیری به دست نخواهد آمد. چنین موضوعی در آزمایشات جداگانه‌ای مورد بررسی قرار گرفته و می‌توان به نتایج تحقیقات سایر محققین دیگر نیز اشاره نمود [۳]. یکی از دلایل مهم چنین نوساناتی در مقدار انتشارپذیری خاک‌ها، خطاهای غیر قابل اجتناب در آزمایشات، عدم امکان ایجاد یک محیط متخلخل کاملاً یکسان، تغییرات تدریجی منافذ خلل و فرج، عدم تحقق بخشی از فرضیات معادله جابجایی-انتشار می‌باشد. به طوری که این امر در موضوع وابستگی انتشارپذیری به مقیاس نیز بیان شده است [۲]. مقادیر انتشارپذیری آزمایشات مزرعه‌ای در حدود چند صد برابر مقادیر آزمایشگاهی می‌باشد که نظریه وابستگی انتشارپذیری به طول (مقیاس) را به وجود آورده است. هیچ‌گونه وابستگی انتشارپذیری به ضخامت خاک و به عبارتی حجم خاک در این پژوهش به دست نیامد. در رابطه با آنچه که آل طبا و همکاران [۱۲] بیان داشته‌اند که با افزایش ضخامت خاک، انتشارپذیری افزایش می‌یابد به طوری که با دو برابر شدن ضخامت خاک، انتشارپذیری ۱۸ درصد افزایش یافته است چند نکته حایز اهمیت است اول این که آزمایشات آن‌ها فقط در سه ضخامت انجام شده

مقایسه زمان‌های رسیدن به غلظت‌های نسبی ۰/۱۶ و ۰/۸۴ در تمامی آزمایشات ملاحظه می‌شود که ماسه متوسط از مدت زمان بیشتری برخوردار می‌باشد. با وجودی که این اختلاف زمانی بین ماسه‌ها در حدود چند دقیقه (کم‌تر از ۸ دقیقه) می‌باشد بیان‌گر پایین بودن انتشارپذیری خاک ماسه‌ای متوسط نسبت به ماسه درشت می‌باشد.

مقادیر انتشارپذیری هر دو خاک ماسه‌ای با استفاده از رابطه (۶) محاسبه گردید. در هر کدام از آزمایشات به تعداد نقاط نمونه‌گیری، مقادیر انتشارپذیری به دست آمد. آزمایش ضخامت ۱۰ سانتی متری دارای یک مقدار محاسباتی انتشارپذیری و آزمایش ضخامت ۱۰۰ سانتی متری دارای ۱۰ مقدار انتشارپذیری محاسباتی است. در آزمایشات انتقال املح نمونه‌گیری بایستی به صورت نقطه‌ای باشد [۳]. پراکندگی مقادیر انتشارپذیری در مجموعه آزمایشات برای هر دو خاک ماسه‌ای درشت و متوسط در اشکال ۵ و ۶ به ترتیب نشان داده شده است. همان‌گونه که در بخش مقدمه بیان شد مقادیر انتشارپذیری به دست آمده در مطالعات آزمایشگاهی توسط سایر محققین در محدوده ۰/۰۱ تا ۱ سانتی متر بوده که مقادیر پژوهش حاضر نیز در محدوده مذکور می‌باشد. متوسط انتشارپذیری هر آزمایش با استفاده از میانگین حسابی به دست آمد. متوسط انتشارپذیری خاک ماسه‌ای درشت در ۱۰ آزمایش در محدوده ۰/۳۱ تا ۰/۶۴ سانتی متر و در خاک ماسه‌ای متوسط در محدوده ۰/۱۳

افزایش قطر ذرات، مقدار انتشارپذیری افزایش می‌یابد. d_{50} خاک ماسه‌ای درشت ۱/۱۸ و خاک ماسه‌ای متوسط ۰/۲۸ میلی‌متر است. متوسط اندازه ذرات ماسه درشت ۴/۲ برابر و هدایت هیدرولیکی افقی آن ۵ برابر ماسه متوسط می‌باشد ولی مقدار انتشارپذیری آن ۱/۷ انتشارپذیری ماسه متوسط است.

است. دوم این که در یک آزمایش با شرایط یکسان و یا در سرعت‌های متفاوت چنین مقادیری برای انتشارپذیری به دست می‌آید. متوسط محدوده انتشارپذیری به دست آمده برای خاک ماسه‌ای درشت ۰/۴۶ سانتی‌متر و برای خاک ماسه‌ای متوسط ۰/۲۷ سانتی‌متر می‌باشد. انحراف معیار خاک ماسه‌ای درشت ۰/۰۹ و خاک ماسه‌ای متوسط ۰/۱۲ است. همچنین با



شکل ۵- مقادیر انتشارپذیری به دست آمده برای ماسه درشت در ضخامت‌های ۱۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متری

گسترده‌ای بعمل نیامده و یا این که منتشر نشده است به طوری که آل‌طبا و همکاران [۱۲] که احتمال وابستگی انتشارپذیری به ضخامت خاک را بیان کرده‌اند به هیچ‌گونه منبع دیگری اشاره ننموده‌اند.

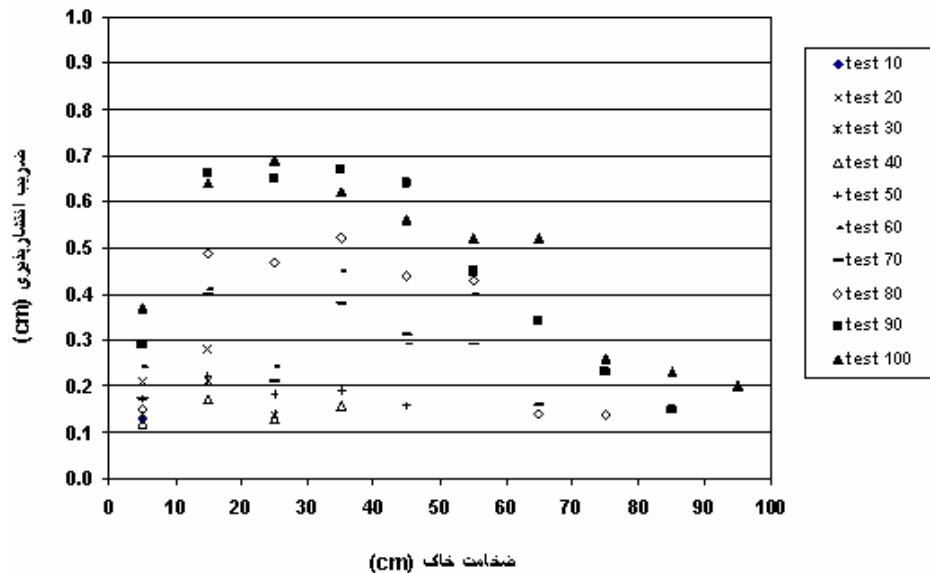
به هر حال نتایج حاصله از این پژوهش بیانگر عدم وابستگی انتشارپذیری خاک‌های ماسه‌ای درشت و متوسط به حجم خاک می‌باشد اگر چه مقادیر

نتیجه‌گیری

در این پژوهش وابستگی انتشارپذیری به ضخامت خاک و به عبارتی حجم خاک مورد بررسی قرار گرفته است. اگر چه مطالعات فراوانی در زمینه وابستگی انتشارپذیری به طول (مقیاس) صورت گرفته و نتایج متفاوتی هم به دست آمده است اما در خصوص وابستگی انتشارپذیری به حجم خاک مطالعات

خطاهای غیر قابل اجتناب در آزمایشات می باشد هر چند که شاید دلایل دیگری نیز موجود باشند.

انتشارپذیری به دست آمده برای هر دو خاک ماسه‌ای در محدوده قابل قبولی نوسان داشتند که یکی از دلایل این تغییرات در مقادیر انتشارپذیری به دست آمده،



شکل ۶- مقادیر انتشارپذیری به دست آمده برای ماسه متوسط در ضخامت‌های ۱۰ تا ۱۰۰ سانتی متری

[4] Biggar, J.W. and Nielson, D.R., Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. *Water Res. Resear.* 12 (1976) 78-84.

[5] Bresler, E. and Dagan, G., Solute dispersion in unsaturated Heterogeneous soil at field: II. Laboratory and numerical experiments. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 43 (1979) 467-472.

[6] Fetter, C.W., *Contaminant Hydrogeology*, prentice- Itell. (1999).

مراجع

[1] Freeze, R.A. and Cherry, J.A., *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood, Cliffs, N.J. USA. (1979).

[2] Wierenga, P.J., Solute transport in porous media: Scale Effects. (2004) papers 72.

[3] Pickens, J.F. and Grisak, G.E., Scale-dependent dispersion in a Stratified granular aquifer. *Water Resour. Res.* 17, 4 (1981) 1191-1211.

- considerations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 26 (1962) 216-221.
- [14] Kirda, C., Nielson, D.R. and Biggar, J.W., Simultaneous transport of chloride and water during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 37 (1973) 339-345.
- [15] Wierenga, P.J. and Van Genuchten, M.T.H., Solute transport through small and large unsaturated soil columns. *Groundwater*, 27 (1989) 35-42.
- [16] Hoopes, H.A. and Harlemann, D.R.F., Dispersion in radial flow from a recharge well. *J. Geophys. Res.* 72, 14 (1967) 3595- 3907 .
- [17] Lau, L.S., Kaufman, K, W.S. and Todd, D.K., Dispersion of a water tracer in radial laminar flow through homogeneous media. *Progr. Rep. 5 Inst. Eng. Res., Ser. 93*, Berkeley, Calif. (1959).
- [18] Bear, J., Some experiment in dispersion, *J. Geophys. Res.* 66, 8 (1961) 2455-2467 .
- [19] Theis, C.V., Hydrologic phenomena affecting the use of tracers in timing groundwater flow in radio isotopes in hydrology, International Atomic Energy Agency, Vienna, (1963) 193-206 .
- [7] Jury, W.A. and Sposito, G., Field calibration and validation of solute Transport models for the unsaturated zone. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49 (1985) 1331-1341.
- [8] Van De Pol, R.M., Wierenga, P.J. and Nielson, D.R., Solute movement in a field soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41 (1977) 10-13.
- [9] Wierenga, P.J., Porro, I. and Hills, R.G., Solute transport through large uniform and layered soil columns, *Water Resour. Res.* 29, 4 (1993) 1321-1330.
- [10] Farid, J.J., Leveque, P.C., Poitral, D. and Servirac, J., Local Studies of miscible pollutions of groundwater: The single well technique. In *Groundwater pollution Europe*, edited by J A. Cole, Water Research Association, Reading, England, (1972) 388-408.
- [11] Fried, J.J., *Groundwater pollution*. Elsevier, New York, (1975).
- [12] Al-Tabbaa, A., Ayotamuno, J.M. and Martin, R.J., One– dimensional Solute transport in stratified sands at short travel distances. *Journal of Hazardous Materials*, 73 (2000) 1-15.
- [13] Nielson, D.R. and Biggar, J.W., *Miscible displacement: 111. Theoretical*

[22]Fried, J.J. and M.A. Combernous, M.A.,
Dispersion in porous media.
Hydroscience, 7 (1971) 169-282.

[20]Jury, W.A., Stolzy, L.H. and Shouse, P.,
A field test of the transfer function
model for predicting solute movement.
Water Resour. Res. 18 (1982) 369-374.

[21]Jaynes, D.B., Bowman, R.S. and Rice,
R.C., Transport of a conservative tracer
in the field under continuous flood
irrigation. Soil Sci. Soc. Am. J. 52 (1988)
618-624.

Archive of SID