



## Experimental Investigation of Contaminant Transport Through Saturated Porous Media Under Groundwater Flow

F. Mostafazadeh, F. Kilanehei\* , M. Hassanlourad

Faculty of Engineering and Technology, Imam Khomeini International University, Ghazvin, Iran

**ABSTRACT:** Contaminant transport in groundwater has been growing concern during the last decades since pollution can leach through the soil and reach the groundwater. The present research has been investigated solute migration through saturated porous media by the physical modeling laboratory, resulting in a practical graph, determining the general pattern of a contaminant plume in both homogeneous and heterogeneous layers. Three types of sand are selected for the experimental model, which include both coarse and fine aggregates. The results indicated that in the coarse aggregate medium, the movement of pollution is 10 times faster than the fine aggregate containing 10% silt and 1.5 times faster than the fine aggregate sand without silt. The ratio of the length to width of the contaminated area in the coarse-grained soil in comparison to the fine-grained soil containing silt, and without silt increase 110 % and 40% respectively. In the heterogeneous fine- coarse model, darcy velocity magnitude in the coarse aggregate medium is much greater than fine aggregate result in more advection. In this case, because of the significant difference in velocity values in the two layers, the pollutant is rapidly transferred to the downstream after reaching the border of the two areas. Also, in the frontier of the coarse- fine medium, pollution is dispersed more for the fine aggregate medium acts as though it were the wall.

### Review History:

Received: 6/25/2018

Revised: 8/13/2018

Accepted: 8/13/2018

Available Online: 8/20/2018

### Keywords:

Unconfined aquifer

Underground water flow

Advection and dispersion of contaminant

Experimental model

Layered soil

## 1. INTRODUCTION

Groundwaters are considered the major source of potable and agricultural water supply. In recent years, as contaminants are able to enter extensively from waste oil produced by refineries, leakage, etc. into subsoil layers and groundwater resources, their transport properties have been studied as a critical issue in the related researches [1]. As we know, the vast studies have been carried out to describe contaminant transport in saturated porous media using, numerical ([1] & [2]), analytical ([3]) and experimental methods ([4], [5]&[6]). The previous studies have paid little attention experimentally to the movement and dispersion of contaminants through the saturated layered soils with vertical flow perpendicular to the layer boundaries. Therefore, in the present study, the solute transport was studied experimentally through two homogeneous and heterogeneous saturated media under groundwater flow. Also, the effects that the changed soil properties and layering have on the contaminant transport were studied.

## 2. METHODOLOGY

In this research, a sandbox was designed and built which consisted of two similar containers to simulate upstream and downstream flows measured as  $25.5 \times 15 \times 10 \text{ cm}^3$ . Also, the middle space was measured as  $100 \times 15 \times 110 \text{ cm}^3$  in the

\*Corresponding author's email: kilanehei@eng.ikiu.ac.ir

sandbox. The sandbox diagram represented different parts and a contaminant injection device in Figure 1. In the present work, three sand types were selected with the average size of soil grains as 1 mm, 0.22 mm and 0.22 mm for 1st (with the uniform grain), 2nd (with the uniform grain) and 3rd (with the spread grain plus 10% silt) sand grades, respectively. In the next sections, they are mentioned as the coarse-, medium-, and fine-grained soils for three sand grades, respectively. Table 1 provides the physical and hydraulic specifications for each studied soil sample. Potassium permanganate was used to treat as the contaminant in the experiment settings. The rectangular cube-like specimens were constructed with dimensions of 15 cm (in thickness), 110 cm (in length), and 8 cm (in height) for each layer with a relative density of 50% in dry condition. Horizontal layers of soil were created slowly by pouring soils and compacting them in ten layers. This method was adopted for all layers and thus, soil layers were formed at determined equal thicknesses. Upstream and downstream heads were 80 and 40 cm, respectively. The contaminant was injected from the source through the soil specimen after the piezometric water surface remained constant.

## 3. RESULTS AND DISCUSSION

### 3.1. Homogeneous soil

In a homogeneous state, the contaminant motion times from injection source to the down-stream boundary were



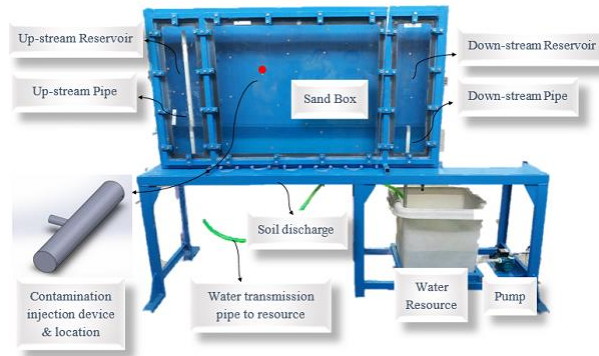


Fig. 1. Sandbox

Table 1. Physical and hydraulic characteristics

Sand type	D <sub>60</sub> (mm)	D <sub>30</sub> (mm)	D <sub>10</sub> (mm)	n	e	K (cm/s)	γ <sub>d</sub> min (kN/m <sup>3</sup> )	γ <sub>d</sub> max (kN/m <sup>3</sup> )
Fine-grained	0.25	0.15	0.07	0.41	0.696	0.006	15.44	16.44
Medium-grained	0.25	0.17	0.12	0.42	0.727	0.158	15.18	15.81
Coarse-grained	1.4	0.75	0.55	0.43	0.749	0.225	15.29	16.60

Table 2. Area, perimeter, length, and width values in the time intervals of 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, and 100% in the homogenous soil

Plume characteristics	Sand type	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>	T <sub>5</sub>
Area (cm <sup>2</sup> )	Fine-grained	49.82	121.61	309.62	666.66	1103.48	1333.95
	Medium-grained	73.75	176.35	412.83	607.01	737.08	785.34
	Coarse-grained	84.27	247.73	697.59	1327.91	1772.30	1949.41
Perimeter (cm)	Fine-grained	27.54	49.63	83.88	120.73	167.99	195.43
	Medium-grained	31.66	50.72	114.41	151.01	176.06	184.45
	Coarse-grained	35.92	59.07	108.33	164.79	185.22	198.38
Length (cm)	Fine-grained	9.36	15.72	26.67	41.99	51.95	58.57
	Medium-grained	10.50	18.35	30.62	43.57	53.66	60.46
	Coarse-grained	10.63	19.64	39.74	55.92	69.71	73.26
Width (cm)	Fine-grained	7.06	9.66	12.74	16.08	18.25	19.06
	Medium-grained	8.95	13.80	18.47	20.15	22.77	24.98
	Coarse-grained	9.77	16.85	26.82	33.87	36.60	38.10

obtained as 560 s, 3180 s, and 5400 s in the coarse-, medium, and fine-grained sand specimens, respectively. Table 2 represents area, perimeter, length, and width values in the time intervals of 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, and 100% in the homogeneous soil specimens. Figure 2 shows the contaminant spread shapes approximately in the studied homogeneous soil specimens after 500 s from the start of the experiments. According to Figure 2, the transverse contaminant spread was more in the fine-grained sand specimen compared to the other two specimens, and the observed contaminant longitudinal motion was more in the coarse-grained sand specimen compared to the medium-grained specimen and it is more in the medium-grained specimen compared to

the fine-grained sand specimen. The transverse spread and longitudinal motion of contaminants occur based on the dispersion and advection phenomena, respectively.

### 3.2. Heterogeneous soil

In this condition, soil specimens contain two coarse- and fine-grained layers. In the first model, the upstream fine-grained and downstream coarse-grained soil specimens were set with the contaminant flow perpendicular to the layer boundaries. The layers are lengthened equally with layer boundaries located in the middle of the model. In the second model, two layers were displacing. Figures 3 and 4 indicated the contaminant mass area in different time intervals in the

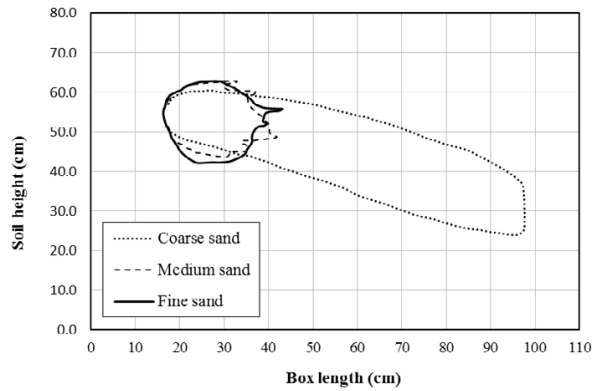


Fig. 2. The contaminant spread shapes approximately in the studied homogeneous soil specimens after 500 s

first and second models, respectively. The ascending trend of spreading the contaminant area can be observed in the fine-grained soil specimens as shown in Figure 3. More than 80% of the final contaminated area occurred in the fine-grained soil specimen before it entered into the coarse-grained medium. In Figure 4, only 10% of the total experimental time period was taken for the contaminants to pass through the coarse-grained medium and reach to the two-layer boundary. The remained time was assigned to the contaminant transport through the fine-grained medium over the experimental period.

#### 4. CONCLUSIONS

The obtained results were summarized about contaminant transport in the next section.

- The contaminant was transported through the coarse-grained sand at a rate being 9.6 and 1.7 times faster than those in the fine- and medium-grained soil specimens, respectively due to high seepage velocity and subsequent advection rates. This result suggested a superior role for the advection phenomenon compared to the dispersion in this soil type.

- During the experiment, the longitudinal motion to transverse spread ratio of contaminant mass was increased over time in all three homogeneous soil specimens. This ratio is 2.1 and 1.4 times higher in the coarse-grain sandy soil specimen compared to the fine- and medium-grained sandy soil specimens.

- Advection and dispersion phenomena influence each other in two-layered media. In other words, they are influenced under the upstream and downstream boundary

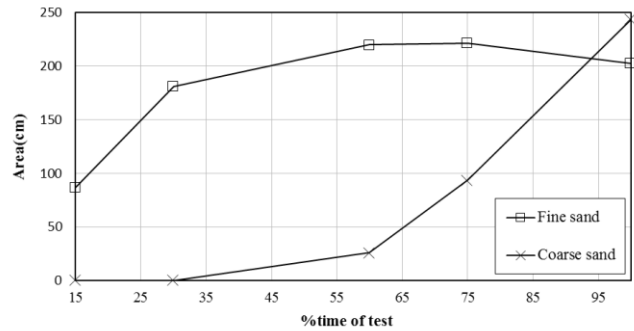


Fig. 3. The contaminant mass area at different time intervals in the first model

conditions. For instance, the downstream fine-grained layer functions as a wall resulted in a slow contaminant advection and high dispersion in an upstream coarse-grained medium. In turn, the downstream coarse-grained layer functions as a drain resulted in the high contaminant advection in an upstream fine-grained layer.

#### REFERENCES

- [1] Ahmadi, H., Namin, M.M. and Kilanehei, F., (2016). 'Development a numerical model of flow and contaminant transport in layered soils'. *Advances in Environmental Research-An International Journal*, 5(4), pp.263-282.
- [2] Heidarpoor, M. & Oliaei, M. (2013). 'Oil Contamination Propagation Patterns in Soils'. *Modares Civil Engineering Journal*, 13, 39-51. (in Persian)
- [3] Wexler, E.J. (1992), "Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow", *Techniques of Water Resources Investigations of the U.S. Geol. Surv., (Chapter B7), Book 3: Applications of Hydraulics*, Reston, VA, USA.
- [4] Tatti, F., Papini, M. P., Sappa, G., Raboni, M., Arjmand, F., & Viotti, P. (2018). 'Contaminant back-diffusion from low-permeability layers as affected by groundwater velocity: A laboratory investigation by box model and image analysis'. *Science of The Total Environment*, 622, 164-171
- [5] Armanyous, A. M., Ghoraba, S. M., Rashwan, I. & Dapaon, M. A. (2015) 'A study on control of contaminant transport through the soil using equal double sheet piles'. *Ain Shams Engineering Journal*, 7, 21-29.
- [6] Kamon, M.K, Junichi, I., and Katsumi, T. (2004). 'Two-dimensional DNAPL migration affected by groundwater flow in unconfined aquifer', *Journal of Hazardous Materials*, Vol.110, PP. 1-12.

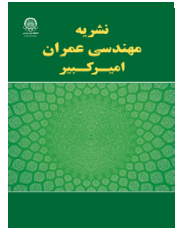
#### HOW TO CITE THIS ARTICLE

F. Mostafazadeh, F. Kilanehei, M. Hassanlourad, *Experimental Investigation of Contaminant Transport Through Saturated Porous Media Under Groundwater Flow*, Amirkabir J. Civil Eng., 52(1) (2020) 23-26.

DOI: 10.22060/ceej.2018.14655.5709







## بررسی آزمایشگاهی انتقال آلودگی در محیط متخلخل اشباع تحت جریان آب زیرزمینی

فرزاد مصطفی زاده، فواد کیلانچی\*، محمود حسنلوراد

دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران

### تاریخچه داوری:

دریافت: ۱۳۹۷-۰۴-۰۴  
بازنگری: ۱۳۹۷-۰۵-۲۲  
پذیرش: ۱۳۹۷-۰۵-۲۲  
ارائه آنلاین: ۱۳۹۷-۰۵-۲۹

### کلمات کلیدی:

لایه آب دار آزاد  
حرکت آب زیرزمینی  
جابه جایی و پراکندگی آلاینده  
مدل فیزیکی  
خاک لایه‌ای

**خلاصه:** امکان ورود گسترده آلاینده‌ها به خاک‌های زیرسطحی و منابع آب زیرزمینی، بررسی خصوصیات انتقال آن‌ها را به موضوعی مهم تبدیل نموده است. در تحقیق حاضر، انتقال آلاینده محلول در آب در محیط متخلخل اشباع با استفاده از مدل آزمایشگاهی مورد بررسی قرار گرفته است. با استفاده از این مدل آزمایشگاهی، نمودارهایی کاربردی برای تعیین الگوی کلی انتقال آلودگی در خاک‌های همگن و ناهمگن لایه‌ای ارائه شده است. برای مدل فیزیکی، از سه نوع خاک ماسه‌ای درشت ( $D_{50}=1\text{ mm}$ ) با دانه بندی یکنواخت) و ریز ( $D_{50}=0.22\text{ mm}$ ) در دو حالت بدون لای و حاوی ۱۰ درصد لای) استفاده شده است. نتایج آزمایش‌ها نشان می‌دهد که در محیط درشت‌دانه با توجه به سرعت بالای تراوش و نرخ جابه جایی، حرکت آلاینده ۱۰ برابر سریع‌تر از خاک ریزدانه حاوی لای و ۱/۵ برابر سریع‌تر از خاک ریزدانه بدون لای می‌باشد. نسبت نرخ افزایش طول به عرض آلودگی در خاک درشت به خاک ریزدانه حاوی لای، ۲/۱ برابر و در خاک درشت به خاک ریزدانه بدون لای ۱/۴ برابر است. در مدل ناهمگن ریز به درشت سرعت داری در ناحیه درشت بیشتر است. این پدیده موجب افزایش قابل توجه جابه جایی در لایه دوم می‌شود. در این حالت، به علت اختلاف معنادار مقادیر سرعت‌ها در دو لایه، آلاینده پس از رسیدن به مرز دو ناحیه به سرعت به پایین دست منتقل می‌شود. همچنین در نمونه درشت به ریز، وجود محیط ریزدانه در پایین دست همانند یک دیوار عمل نموده و موجب افزایش پراکندگی در نمونه درشت شده است.

### ۱- مقدمه

یکی از عمده منابع تأمین کننده آب شرب و کشاورزی، سفره‌های آب زیرزمینی می‌باشند که در سال‌های اخیر با افزایش آلودگی مواجه شده‌اند. در این رابطه از مهمترین آلودگی‌های خاک و آب‌های زیرزمینی، آلودگی بوسیله پسماندهای معدنی، پساب‌های کارخانجات فلزات و پالایشگاه‌های نفتی، نشت و غیره می‌باشد. توانایی ورود گسترده این ترکیبات به خاک‌های زیرسطحی و منابع آب زیرزمینی، بررسی خصوصیات انتقال آن‌ها را تبدیل به موضوعی مهم نموده است. موفقیت در ارائه طرحی برای احیا و پاک‌سازی ناحیه آلوده، بستگی به درک رفتار و توانایی پیش‌بینی انتقال این آلاینده‌ها در محیط دارد. حرکت آلودگی تحت جریان آب زیرزمینی

انتقال<sup>۱</sup> نامیده می‌شود. حرکت آلاینده در داخل آب‌های زیرزمینی توسط دو مکانیسم اصلی جابه جایی<sup>۲</sup> و پراکندگی<sup>۳</sup> صورت می‌گیرد. پدیده پراکندگی خود به سبب دو عامل پراکندگی مکانیکی و مولکولی می‌باشد. عامل اصلی پدیده جابه جایی گردانیدان هیدرولیکی و حرکت جریان آب است. عامل اصلی پراکندگی، توزیع آماری مسیرهای جریان در محیط هتروژن، اصطکاک، پیچاپیچی مسیرهای جریان حاوی آلاینده‌ها و تغییر سرعت جریان می‌باشد.

در طی دو دهه‌ی گذشته بدترشدن شاخص‌های محیطی در بسیاری از اکوسیستم‌ها منجر به کنترل محیطی دقیق و همچنین افزایش پژوهش‌های مربوط به سرانجام آلودگی‌ها در خاک، هوا و

- 1 Transport
- 2 Advection
- 3 Dispersion

\* نویسنده عهده‌دار مکاتبات: kilanchei@eng.ikiu.ac.ir



از نوع غیر محلول و چگال تر از آب<sup>۱</sup>، آزمایش‌های تجربی در حالت وجود و عدم وجود جریان آب زیرزمینی در مخزن دو بعدی توسط لوسیانو و همکاران انجام شد. این محققین از هیدروفلوئوتر به عنوان DNAPL و از مهره‌های شیشه‌ای به عنوان محیط متخلخل استفاده نمودند. همچنین برای تعیین نحوه توزیع آلاینده در طول فرآیند نفوذ، روش آنالیز تصاویر را بکار بردند. نتایج آزمایشگاهی نشان داد که شیب هیدرولیکی، فرآیند حرکت و نفوذ آلاینده را افزایش می‌دهد [۶]. حیدرپور و علیایی با استفاده از نرم‌افزار CTRAN به بررسی نحوه توزیع آلودگی نفتی تحت تأثیر شرایط مختلف خاک و آلاینده پرداختند. در این تحقیق، عوامل مهم و تأثیرگذار بر انتشار آلاینده‌های نفتی در خاک‌ها و همچنین سفره‌های آب زیرزمینی، برای تعیین الگوی انتقال آلودگی‌های نفتی در خاک‌هایی با شرایط مختلف بررسی شده است. این طور نتیجه گرفته شده است که در خاک‌های درشت‌دانه، الگوی انتقال رو به پایین برای آلاینده حاکم است؛ درحالی‌که در خاک‌های ریزدانه، الگوی انتقال به طور جانبی در سطح خاک حاکم است [۷]. هولوگابالی و همکاران مدلی دو بعدی برای انتقال آلاینده محلول در محیط متخلخل اشباع پیشنهاد دادند. این مدل بیان‌کننده روش عددی تفاضل محدود برای انتقال دو بعدی آلاینده در محیط متخلخل اشباع می‌باشد. نتایج این مدل با خروجی‌های نرم‌افزار CTRAN که معادلات جابه‌جایی و انتشار آلاینده را به صورت اجزا محدود حل می‌کند مورد بررسی قرار گرفته است که نشان می‌دهد تطابق قابل قبولی در نتایج هر دو روش وجود دارد [۸]. به و همکاران آزمایش‌هایی به منظور بررسی کاهش غلظت آلاینده‌های محلول واکنش‌زا در داخل محیط متخلخل اشباع انجام دادند. آن‌ها با استفاده از نتایج مدل آزمایشگاهی که به صورت سه بعدی و تحت شرایط ماندگار بود، به بررسی ضرایب پخش پرداختند. برای بررسی دقیق از مخزن ماسه‌ای دو بعدی و سه بعدی به منظور به دست آوردن ضرایب پخش و میزان اکسیژن موجود استفاده شده است. نتایج تحقیق‌های آزمایشگاهی حاکی از آن بود که مقدار ضریب پخش به طور غیرخطی به مقدار سرعت داری در محیط وابسته می‌باشد [۹]. آرمانیوس و همکاران پژوهشی آزمایشگاهی در مورد کنترل انتقال آلودگی در خاک با استفاده از سپری دوبل داشتند. برای بررسی اثر پارامترهای مختلف، در این پژوهش از یک

آب شده است. این بررسی‌ها به سه شکل آزمایشگاهی، عددی و تحلیلی انجام شده است. رووی و بادو مجموعه‌ای از آزمایش‌های انتقال با کار بر روی خاک رسی و همچنین بر روی خاک ماسه برای سیستم‌های تک لایه و دو لایه انجام دادند و پیشنهاد کردند تئوری کنونی جابه‌جایی مواد حل شده، می‌تواند به درستی انتقال کلر از طریق خطوط دفن زباله را در شرایط نزدیک به اشباع، پیش‌بینی کند. از نتایج آزمایش این تحقیق این طور نتیجه می‌شود که با افزایش نفوذپذیری و سرعت داری در این سه محیط، ضریب پراکندگی نیز افزایش می‌یابد [۱]. وانگ و همکارانش دو نوع تست ستونی و شبیه‌سازی چاه، برای به دست آوردن خصوصیات لازم به منظور مدل‌سازی حرکت مواد آلوده در یک محیط متخلخل، به طریقه واقعی اجرا کردند و سپس پیش‌بینی‌های عددی به دست آمده با روش المان محدود را با هم مقایسه کردند. یکی از نتایج حاصل شده از این تحقیق رابطه مستقیم به دست آمده بین ضریب پراکندگی و سرعت تراوش است [۲]. کامن به اتفاق همکاران آزمایشی برای بررسی نحوه انتقال آلاینده نفتی در خاک و آب زیرزمینی انجام دادند. آن‌ها به بررسی عوامل مؤثر بر انتقال آلاینده‌ی غیرمحلول سنگین‌تر از آب، از جمله میزان نفوذپذیری خاک، نوع آلاینده نفتی و شرایط ناهمگنی و ناهمسانی محیط متخلخل پرداختند و این طور نتیجه گرفتند که آلاینده در حالت حضور جریان جانبی سریعتر از حالت بدون جریان جانبی حرکت می‌کند؛ اما نکته قابل توجه این است که حضور جریان جانبی تأثیری در حرکت جانبی آلاینده ندارد بلکه روی حرکت رو به پایین آلاینده تأثیر می‌گذارد [۳]. عباسی و همکاران بر روی شبیه‌سازی جریان و انتقال آلاینده محلول مطالعه نمودند. آن‌ها از مدل HYDRUS برای بررسی جریان آب و انتقال آلاینده محلول به صورت دو بعدی استفاده کردند [۴]. روشی تحلیلی توسط ویلسون و همکاران ارائه شد که قادر است آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط آلاینده‌های چگال و غیرمحلول را شبیه‌سازی کند و نحوه انتقال آلاینده در محیط متخلخل را مشخص نماید. این روش تحلیلی نیز مانند سایر روش‌های تحلیلی در مورد مسائل با هندسه و یا شرایط مرزی پیچیده با دشواری روبرو است [۵]. به منظور ارزیابی وجود لنزهایی با تراوی کمی در محیطی دانهای و همچنین تأثیر شیب هیدرولیکی بر روی نحوه حرکت و نفوذ جبهه آلودگی‌های

تاکنون مطالعه های گسترده ای در خصوص انتقال آلاینده ها در داخل محیط متخلخل اشباع به صورت تحلیلی، آزمایشگاهی و عددی صورت گرفته است اما بررسی نحوه حرکت و پخش آلودگی به صورت آزمایشگاهی در خاک های لایه ای اشباع که جریان عمود بر مرز لایه ها است، کمتر مورد توجه قرار گرفته است. در تحقیق حاضر نحوه انتقال آلاینده محلول در آب تحت جریان آب زیرزمینی در دو محیط همگن و ناهمگن اشباع به صورت آزمایشگاهی مورد مطالعه قرار گرفته است و اثرات تغییر خصوصیات خاک و نحوه لایه بندی آن بر انتقال آلاینده بررسی شده است.

## ۲- مکانیزم انتقال آلاینده در محیط متخلخل اشباع

مکانیزم حرکت و انتقال آلاینده در داخل محیط متخلخل دارای دو بخش اصلی است. بخش اول پروسه های فیزیکی انتقال جرم از یک نقطه به نقطه دیگر است و بخش دوم به واکنش های شیمیایی آلاینده با محیط برمی گردد. بخش اول توسط دو فرآیند اصلی جابه جایی و پراکندگی بیان می گردد که در ادامه شرح مختصری از آن ارائه می شود.

### ۲-۱- فرآیند جابه جایی

فرآیند جابه جایی، حرکت مواد حل شده از طریق آب زیرزمینی با سرعت تراوش در محیط متخلخل است. سرعت تراوش در محیط متخلخل که با استفاده از قانون دارسی بیان می شود با ضریب نفوذپذیری و افت هد رابطه مستقیم و با طول مسیر جریان رابطه معکوس دارد. سرعت تراوش با رابطه زیر محاسبه می گردد.

$$V_a = -\frac{K}{n} \frac{h_2 - h_1}{L} \quad (1)$$

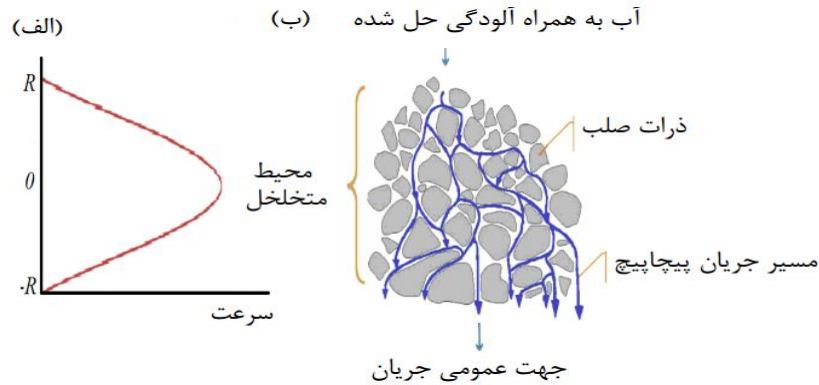
در رابطه فوق  $V_a$  سرعت تراوش،  $h_2 - h_1$  افت هد،  $L$  طول مسیر جریان،  $K$  ضریب هدایت هیدرولیکی و  $n$  بیانگر تخلخل محیط می باشد.

### ۲-۲ فرآیند پراکندگی

پراکندگی آلودگی در آب های زیرزمینی عمدتاً ناشی از غیرهمسانی محیط است. نتیجه دو پروسه پراکندگی مکانیکی و انتشار مولکولی، پراکندگی آلاینده در محیط است.

مخزن ماسه ای استفاده شده است. در این تحقیق با تغییر پارامترهای مختلف، نمودارهای مناسبی برای تخمین مدت زمان رسیدن آلودگی به زیر سپر اول و دوم رسم شده است. نتایج مطالعه این محققین نشان داد با افزایش فاصله بین منبع تزریق و سپر اول زمان رسیدن آلاینده بیشتر می شود. همچنین با بالا رفتن تراز آب و در نتیجه فشار هیدرواستاتیکی بیشتر، آلاینده سریع تر و در مدت زمان کمتری به محیط می رسد [۱۰]. سینارلا و همکاران پژوهشی آزمایشگاهی در مورد ارزیابی ضریب پراکندگی طولی و عرضی به وسیله پردازش تصویر آزمایشگاهی از داده های مربوط به انتقال آلودگی در محفظه ماسه ای داشته اند. این محققان به منظور انجام این پژوهش، مخزن ماسه ای ساخته و آزمایش هایی بر روی آن انجام دادند. در این مخزن ماسه ای از یک منبع تزریق و سدیم شب نما به عنوان ردیاب استفاده شده است. ایشان نتیجه گرفتند که ضریب پراکندگی طولی، رابطه مستقیم با اندازه منافذ خاک دارد؛ درحالی که ضریب پراکندگی عرضی در تمامی زمان ها و محدوده های مورد بررسی ثابت می باشد [۱۱]. احمدی و همکاران پژوهشی به منظور توسعه مدل عددی جریان و انتقال آلودگی هیدروکربنی در محیط متخلخل ارائه نموده است. در این تحقیق معادله جریان آب در محیط متخلخل اشباع مورد توجه قرار گرفته است و نحوه استخراج آن از اصول کلی حرکت آب در محیط متخلخل بیان گردیده است. همچنین در این پژوهش با ارائه مثال های مختلف، سعی گردیده تا ضمن نمایش توانایی و امتیازات مدل عددی تهیه شده، نحوه انتقال آلاینده هیدروکربنی در محیط های مختلف تشریح گردد [۱۲]. تاتی و همکاران در مطالعه ای آزمایشگاهی آب خوانی ماسه ای با نفوذپذیری زیاد ( $k=10^{-3}$  m/s) را در نظر گرفتند که در داخل آن لنزهای رسی / سیلتی با نفوذپذیری کم ( $k=10^{-10}$  m/s,  $10^{-7}$  m/s) واقع است. ابتدا توده آلودگی از داخل آب خوان ماسه ای تحت جریان آب زیرزمینی عبور می نماید و در اثر تماس مستقیم توده آلودگی با لنزهای رسی / سیلتی، نواحی مذکور از آلاینده پر می شوند. این محققین نحوه توزیع مجدد آلاینده که از لنزهای با نفوذپذیری پایین به سمت آب خوان با نفوذپذیری بالا منتشر می شوند را در چند حالت مورد بررسی قرار دادند. توزیع مجدد باعث ایجاد یک دنباله از لکه آلودگی می شود که عموماً به عنوان یکی از موانع اصلی برای اصلاح موثر آب های زیرزمینی است [۱۳].





شکل ۱. (الف) نمودار شماتیک توزیع سرعت در یک لوله موئین منفرد (ب) توزیع سرعت‌ها در سیستم منفذی پیچیده

Fig. 1. (a) Schematic diagram distribution of velocities in a single capillary (b) and distribution of Velocities in a more complex pore system

آلودگی کمتر حرکت کند. انتشار مولکولی را می‌توان با قانون فیک به صورت زیر بیان نمود:

$$F = -D_m \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2)$$

که در آن  $F$  بیانگر شار جرم،  $D_m$  ضریب انتشار ماده در حال پخش در توده آب خالص و  $\frac{\partial C}{\partial x}$  گرادیان غلظت می‌باشد. در محیط متخلخل اشباع که بخشی از آن توسط ذرات جامد پر شده است، ضریب پخشیدگی یک ماده از ضریب انتشار آن در توده آب خالص کمتر است. ضریب پراکندگی ظاهری،  $D^*$ ، که توسط چارلز و همکاران [۱۴] ارائه شده است برای محیط متخلخل قابل استفاده است.

$$D^* = \tau D_m \quad (3)$$

در رابطه فوق،  $\tau$  ضریب پیچاپیچی محیط است. ضریب مذکور را می‌توان از رابطه تجربی ارائه شده توسط میلینگتون و کوپیرک [۱۵] تعیین نمود.

$$\tau = n^{1/3} \quad (4)$$

مجموع انتشار مولکولی و پراکندگی مکانیکی را پراکندگی هیدرودینامیکی یا بطور خلاصه پراکندگی می‌نامند. از آنجایی که جداسازی پراکندگی مکانیکی از انتشار مولکولی مشکل است، ضریب پراکندگی هیدرودینامیکی در حالت دو بعدی بصورت روابط زیر ارائه شده است:

$$D_x = \alpha_L \frac{V_{ax}^2}{|V_a|} + \alpha_{TV} \frac{V_{az}^2}{|V_a|} + D^* \quad (5)$$

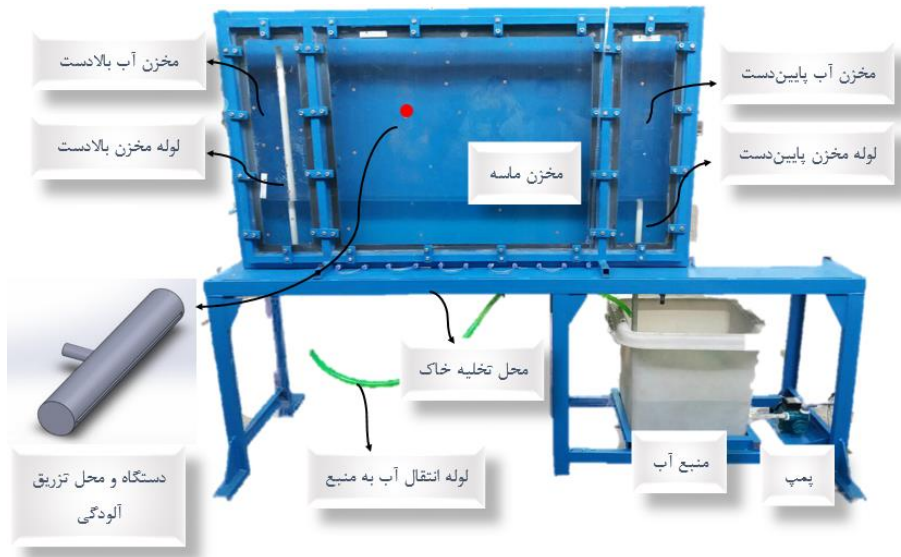
### ۲-۲-۱- پراکندگی مکانیکی

پراکندگی مکانیکی نتیجه‌ی توزیع غیر یکسان سرعت‌های جریان آب در بین حفرات مختلف خاک می‌باشد. پراکندگی را می‌توان از قانون ویسکوزیته نیوتون استخراج نمود. قانون مذکور بیان می‌کند که سرعت درون لوله موئینه منفرد دارای توزیع سهمی شکل بوده به گونه‌ای که حداکثر سرعت آن در وسط منفذ و سرعت صفر در جداره‌ها روی می‌دهد (شکل ۱-الف). از آنجایی که خاک‌ها دارای منافذی با شعاع‌های مختلفی هستند، شارهای ماده حل‌شونده در منافذ با شعاع‌های مختلف به صورت قابل توجهی متفاوت خواهند بود (شکل ۱-ب). در مقیاس میکروسکوپی، علت تغییر سرعت و پراکندگی مکانیکی، سه عامل است. اولین عامل همان گونه‌ی که بیان شد، توزیع غیریکنواخت سرعت در هر منفذ است. عامل دوم، تفاوت در اندازه، شکل و زبری سطح منافذی است که در طول مجراهای مسیر حرکت سیال قرار دارند. عامل سوم به توزیع و موقعیت درهم برهم ذرات جامد و منافذ در محیط متخلخل که باعث ایجاد مجراهای پیچاپیچ و شاخه‌شاخه می‌شوند، برمی‌گردد. بدیهی است سرعت جریان آب در داخل چنین مجراهایی از نظر مقدار و جهت، از نقطه‌ای به نقطه دیگر متغیر خواهد بود.

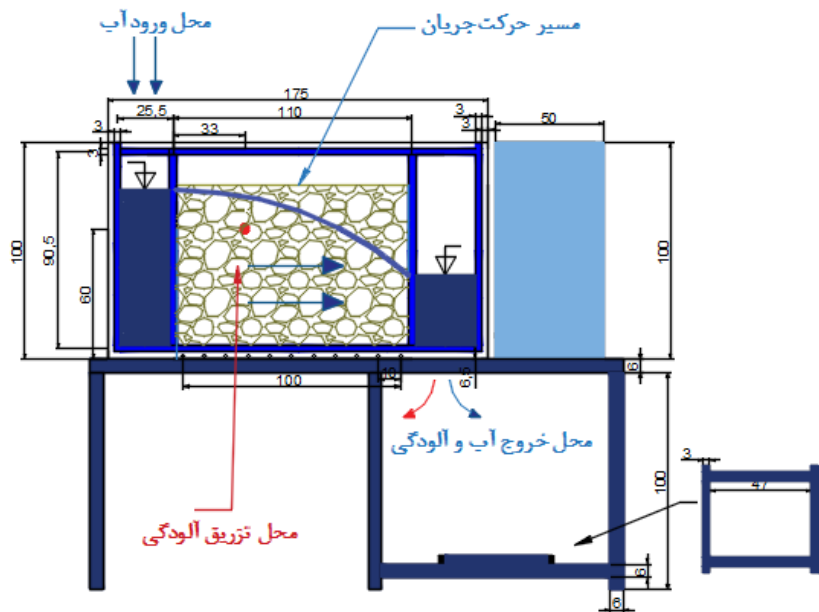
### ۲-۲-۲ انتشار مولکولی

انتشار مولکولی فرآیندی است که به سبب حرکات تصادفی مولکول‌های ماده حل‌شده رخ می‌دهد. این فرآیند باعث می‌شود ماده حل‌شونده از یک موقعیت با غلظت بیشتر به مکانی با غلظت





شکل ۲. نمای کلی مخزن ماسه‌ای به همراه وسیله تزریق آلودگی  
Fig. 2. The overall view of the sand box and contamination injector



شکل ۳. کل شماتیک مخزن ماسه‌ای و ابعاد کلی آن  
Fig. 3. Sketch view of the sand box and dimensions

### ۳- مطالعه آزمایشگاهی

#### ۳-۱- طراحی و ساخت مخزن ماسه‌ای

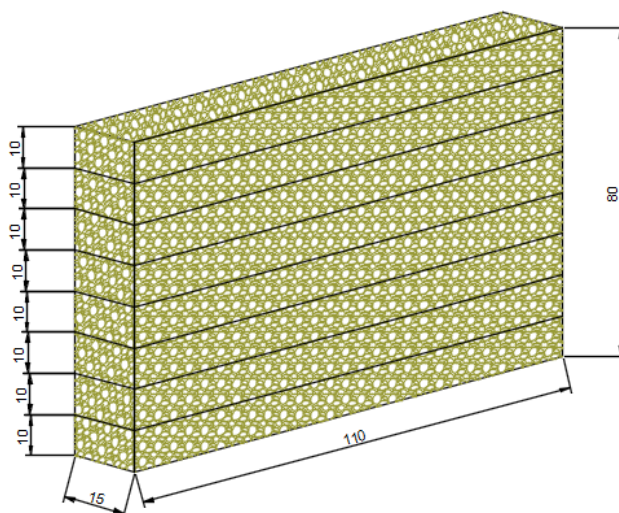
به منظور بررسی انتقال آلودگی تحت جریان آب زیرزمینی و شبیه‌سازی اتفاقات محیطی در آزمایشگاه، یک مخزن ماسه‌ای ساخته شد. شمای کلی مخزن ماسه‌ای، بخش‌های مختلف و ابعاد آن به ترتیب در شکل ۲ و شکل ۳ نشان داده شده است. مخزن

$$D_z = \alpha_L \frac{v_{az}^2}{|v_a|} + \alpha_{TV} \frac{v_{ax}^2}{|v_a|} + D^* \quad (6)$$

$$|v_a| = \sqrt{v_{ax}^2 + v_{az}^2} \quad (7)$$

در روابط فوق  $\alpha_L$  و  $\alpha_{TV}$  به ترتیب پراکنده پذیری طولی و عرضی می‌باشند.





شکل ۵. نمای سه بعدی شماتیک از نمونه‌های ساخته شده

Fig. 5. 3D sketch view of specimens

جدول ۲. مقادیر تراکم نسبی، نسبت تخلخل و وزن مخصوص خشک هر سه نمونه خاک

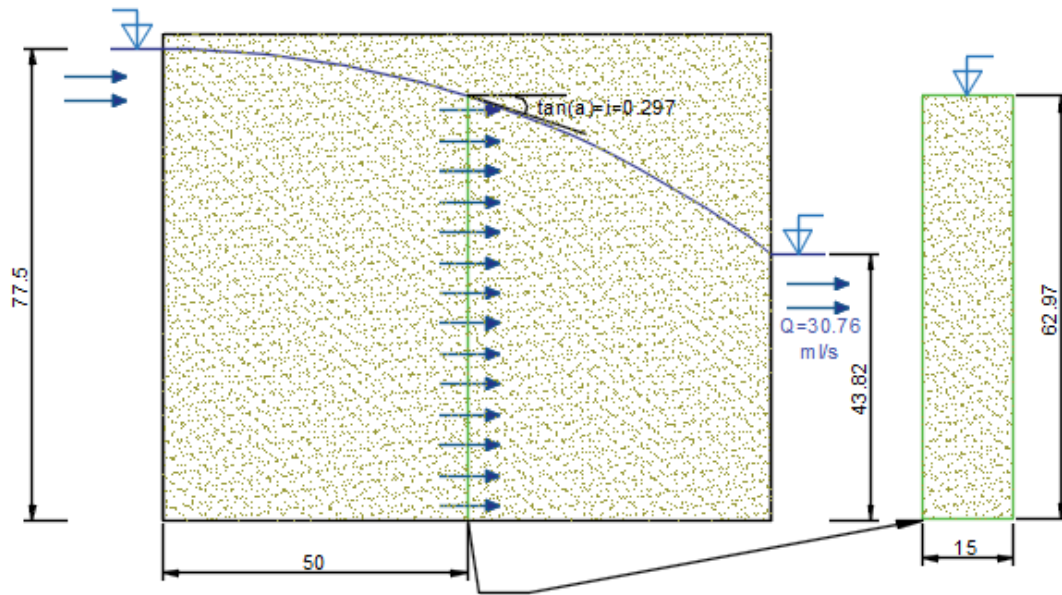
Table 2. Relative density, void ratio and dry weight of each three soil samples

W (kg)	V (m <sup>3</sup> )	(kN/m <sup>3</sup> )	e	n	Dr	نوع ماسه
۲۴/۸۱	۰/۰۱۶	۱۵/۳	۰/۶۹۶	۰/۴۱	۰/۵	درشت
۲۴/۶۴	۰/۰۱۶	۱۵/۱۹	۰/۷۲۷	۰/۴۲	۰/۵	متوسط
۲۵/۰۶	۰/۰۱۶	۱۵/۴۵	۰/۷۴۹	۰/۴۳	۰/۵	ریز

#### ۴- روش انجام آزمایش و نحوه ثبت داده ها

همان طور که در شکل ۵ دیده می‌شود، نمونه‌ها به صورت مکعب مستطیل به ضخامت ۱۵ سانتی‌متر و طول ۱۱۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۸۰ سانتی‌متر ساخته شده‌اند. نمونه‌ها با تراکم نسبی یکسان ۵۰٪ و در حالت خشک در هشت لایه به ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر ساخته شده‌اند. برای انجام آزمایش‌ها ابتدا خاک مورد استفاده در هر آزمایش براساس مقدار وزن به دست آمده طبق جدول ۲ به هشت بخش جدا شده و سپس در هشت گام در مخزن ماسه‌ای ریخته و کوبیده شده است. همان طور که جدول ۲ نشان می‌دهد با ریزتر شدن خاک نسبت منافذ (e) و تخلخل خاک (n) افزایش یافته است. برای نمونه تخلخل خاک درشت با متوسط اندازه دانه برابر با ۱ میلی‌متر برابر با ۰/۴۱ است و تخلخل خاک ریز با متوسط اندازه دانه برابر با ۰/۲۲ میلی‌متر برابر با ۰/۴۳ می‌باشد.

میلی‌متر (با دانه بندی یکنواخت) و ۰/۲۲ میلی‌متر (با دانه بندی گسترده به همراه ۱۰ درصد لای) می‌باشد. به منظور سهولت در ارائه نتایج، در ادامه مقاله از ماسه ۱۰۱ به عنوان خاک ریزدانه، ماسه ۱۶۱ به عنوان خاک متوسط‌دانه و ماسه ۱۳۱ به عنوان خاک درشت‌دانه یاد می‌شود. آلودگی به کار رفته در آزمایش‌ها، محلول پرمنگنات پتاسیم با چگالی ۲/۷ gr/cm<sup>3</sup> و جرم مولی تقریبی ۱۵۸ گرم بر مول می‌باشد که از ترکیب پودر پرمنگنات با آب به وجود آمده است. مهمترین دلیل استفاده از این محلول در این پژوهش، چگالی نسبی پایین آن می‌باشد. این ویژگی این امکان را می‌دهد که از این محلول، برای شبیه‌سازی آلودگی‌های تک فازه و محلول در آب استفاده شود. همچنین رنگ آن باعث تشخیص بهتر الگوی آلودگی در آزمایش‌ها می‌شود و امکان تصویربرداری بهتر را فراهم می‌کند.



شکل ۶. تصویر شماتیک نحوه به دست آوردن نفوذپذیری کالیبره در خاک درشت‌دانه

Fig. 6. Schematic picture of obtaining calibrated permeability in the coarse-grained sand

داده‌های موردنظر به دست آمده است.

در ادامه، نتایج پژوهش شامل توزیع آلودگی در محیط متخلخل همگن، در سه حالت خاک با نفوذپذیری زیاد، متوسط و کم و در دو محیط متخلخل ناهمگن پرداخته می‌شود. همچنین نتایج مربوط به طول و عرض آلاینده و نسبت این دو مقدار، در محیط‌های مذکور با یکدیگر مقایسه می‌گردد.

#### ۴-۱- نتایج و بحث

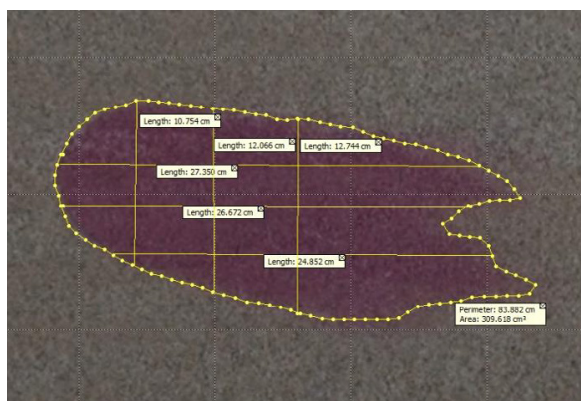
##### ۴-۱-۱- خاک همگن

از آنجایی که در تحقیق حاضر در تمامی آزمایش‌ها پس از حصول جریان تراوش دائمی، آلودگی به داخل محیط تزریق می‌گردد، بنابراین با اندازه‌گیری دبی تراوش و استفاده از فرضیات فورس هایمر می‌توان نفوذپذیری محیط را با آنالیز معکوس تعیین نمود. نفوذپذیری که به این طریق محاسبه می‌گردد، نفوذپذیری کالیبره نامیده می‌شود. جزئیات نحوه به دست آوردن نفوذپذیری کالیبره در شکل ۶ و نتایج آن در جدول ۳ آمده است. همچنین در جدول ۳ کل مدت زمان آزمایش برای هر سه نوع ماسه ارائه شده است. زمان حرکت آلاینده از محل تزریق تا مرز پایین دست در ماسه درشت‌دانه، متوسط دانه و ریزدانه به ترتیب برابر با ۵۶۰، ۳۱۸۰ و ۵۴۰۰ ثانیه

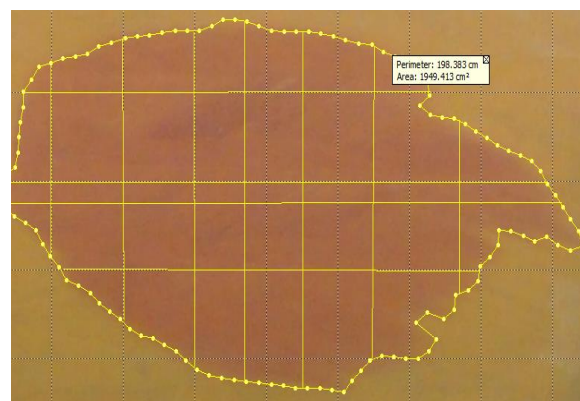
پس از ساخت نمونه و پرکردن منبع آب، به منظور اشباع کردن خاک، گردش آب روشن شده و تا اشباع شدن نمونه موردنظر و به ثبات رسیدن آب درون پیژومترها آب خالص در مخزن ماسه‌ای به صورت پیوسته به گردش در می‌آید. پس از ثابت ماندن آب در پیژومترها، آلودگی از طریق منبع تزریق وارد نمونه می‌شود. منبع آلودگی یک ظرف ۵۰ لیتری استوانه‌ای می‌باشد که در ارتفاع یک متری بالاتر از مخزن ماسه‌ای قرار داده شده است و پس از باز کردن شیر آن، آلودگی به سبب وزن خود تا زمان رسیدن به پایین‌دست وارد نمونه می‌شود. در تمامی آزمایش‌ها مقادیر هد بالادست و پایین‌دست به ترتیب برابر با ۸۰ و ۴۰ سانتی‌متر است. به منظور برداشت داده و انجام آنالیز روی تصاویر، از دوربین دیجیتال نیکون مدل P۹۰۰، ۲۰ مگاپیکسلی با قابلیت فیلم برداری ۶۰ فریم بر ثانیه با وضوح حداکثر استفاده شده است. پیش از هر آزمایش دوربین در فاصله‌ی تقریبی ۱/۲۵ متر از دستگاه و در ارتفاع تقریبی ۱/۵ متر قرار گرفته و به وسیله‌ی آن تمامی داده‌ها در قالب فیلم برداشته شده است. همچنین به منظور بالا بردن کیفیت تصاویر و تنظیم بهتر نور محیط و جلوگیری از تابش نور، پرده‌ی سیاهی به ابعاد ۳×۳ متر در پشت دوربین جانمایی شده است. سپس عکس‌های فریم به فریم توسط نرم‌افزارهای مربوطه استخراج و به وسیله نرم‌افزارهای پردازش تصویر

جدول ۳. نفوذپذیری کالیبره و مدت زمان انجام آزمایش در ماسه های مختلف  
 Table 3. Calibrated permeability and duration of experiment in three studied sand

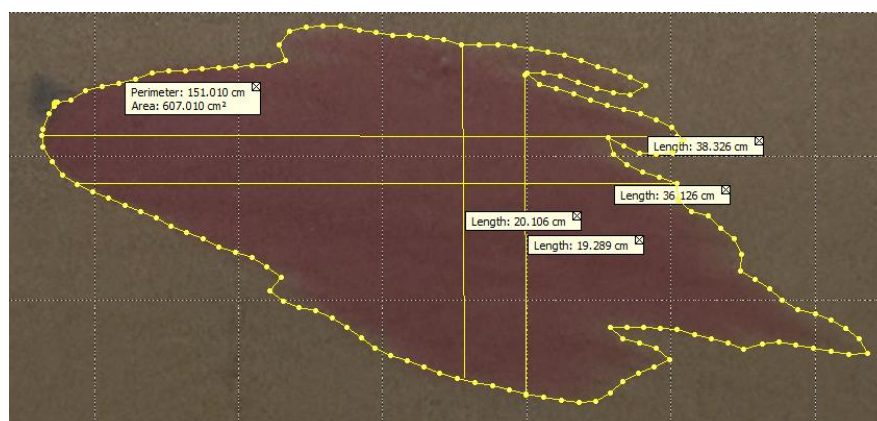
مدت زمان آزمایش (s)	نفوذپذیری کالیبره (cm/s)	سرعت متوسط (cm/s)	نوع ماسه
۵۶۰	۰/۱۱۰	۰/۰۳۲۶	درشت دانه
۳۱۸۰	۰/۰۵۸	۰/۰۱۰۷	متوسط دانه
۵۴۰۰	۰/۰۲۳	۰/۰۰۶۲	ریز دانه



(ب) ماسه درشت در زمان T2



(الف) ماسه ریز در زمان T5



(ج) ماسه متوسط در زمان T3

شکل ۷. مرزبندی و اندازه گیری مساحت، طول و عرض آلودگی در خاک همگن  
 Fig. 7. Measuring area, length and width of contamination in homogeneous soil

۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ کل مدت زمان آزمایش، مورد بررسی قرار گرفته است. این شش زمان مختلف به ترتیب با نام های  $T_0$ ،  $T_1$ ،  $T_2$ ،  $T_3$ ،  $T_4$  و  $T_5$  نامگذاری شده‌اند. در این زمان ها تصاویر انتقال آلاینده تهیه شده و به کمک نرم افزارهای کامپیوتری، مشخصات هندسی آن شامل طول، عرض، محیط و مساحت ناحیه آلوده اندازه گیری و محاسبه شد. شکل ۷ نمونه هایی از این تصاویر و محدوده آلوده

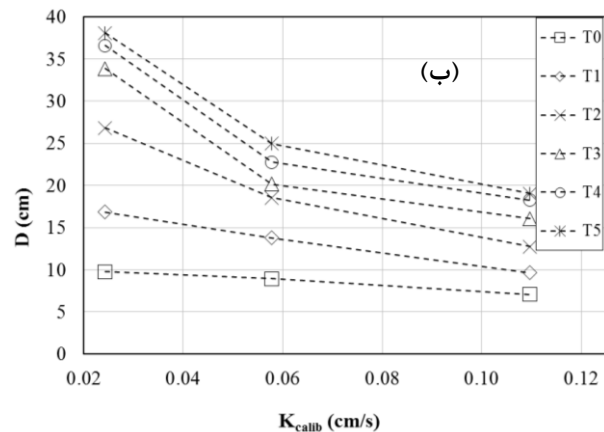
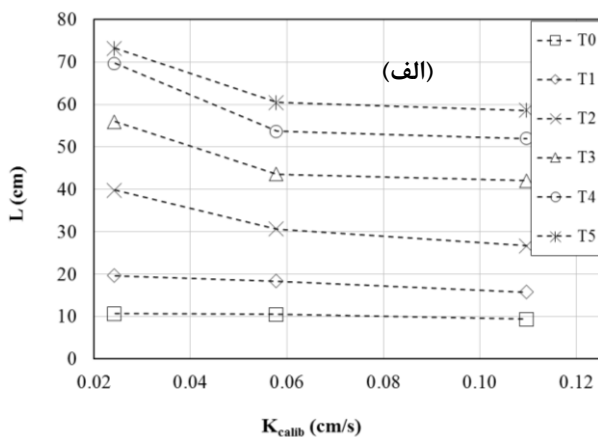
است. در ماسه درشت‌دانه با توجه به سرعت بالای تراوش و به تبع آن بالا بودن نرخ جابه جایی، حرکت آلاینده با سرعتی تقریباً ۹/۶ برابر سریع‌تر از خاک ریزدانه و ۱/۷ برابر سریع‌تر از خاک متوسط‌دانه روی می‌دهد و به سرعت به مرز پایین دست می‌رسد. این مورد اشاره به برتری نقش پدیده جابه جایی بر پراکندگی در این نوع خاک دارد. نحوه توزیع آلودگی در شش زمان مختلف شامل ۵٪، ۱۰٪، ۲۵٪،



جدول ۴. مساحت، محیط، طول و عرض حداکثر در بازه‌های زمانی ۵٪، ۱۰٪، ۲۵٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ در خاک همگن

Table 4. Area, Perimeter, Maximum length and width at time intervals of 5%, 10%, 25%, 50%, 75% and 100% in homogeneous soil

T <sub>5</sub>	T <sub>4</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>0</sub>	نوع ماسه	مشخصه ناحیه آلوده
۱۳۳۳/۹۵	۱۱۰۳/۴۸	۶۶۶/۶۶	۳۰۹/۶۲	۱۲۱/۶۱	۴۹/۸۲	درشت	مساحت (cm <sup>2</sup> )
۷۸۵/۳۴	۷۳۷/۰۸	۶۰۷/۰۱	۴۱۲/۸۳	۱۷۶/۳۵	۷۳/۷۵	متوسط	
۱۹۴۹/۴۱	۱۷۷۲/۳۰	۱۳۲۷/۹۱	۶۹۷/۵۹	۲۴۷/۷۳	۸۴/۲۷	ریز	
۱۹۵/۴۳	۱۶۷/۹۹	۱۲۰/۷۳	۸۳/۸۸	۴۹/۶۳	۲۷/۵۴	درشت	محیط (cm)
۱۸۴/۴۵	۱۷۶/۰۶	۱۵۱/۰۱	۱۱۴/۴۱	۵۰/۷۲	۳۱/۶۶	متوسط	
۱۹۸/۳۸	۱۸۵/۲۲	۱۶۴/۷۹	۱۰۸/۳۳	۵۹/۰۷	۳۵/۹۲	ریز	
۵۸/۵۷	۵۱/۹۵	۴۱/۹۹	۲۶/۶۷	۱۵/۷۲	۹/۳۶	درشت	طول (cm)
۶۰/۴۶	۵۳/۶۶	۴۳/۵۷	۳۰/۶۲	۱۸/۳۵	۱۰/۵۰	متوسط	
۷۳/۲۶	۶۹/۷۱	۵۵/۹۲	۳۹/۷۴	۱۹/۶۴	۱۰/۶۳	ریز	
۱۹/۰۶	۱۸/۲۵	۱۶/۰۸	۱۲/۷۴	۹/۶۶	۷/۰۶	درشت	عرض (cm)
۲۴/۹۸	۲۲/۷۷	۲۰/۱۵	۱۸/۴۷	۱۳/۸۰	۸/۹۵	متوسط	
۳۸/۱۰	۲۶/۶۰	۳۳/۸۷	۲۶/۸۲	۱۶/۸۵	۹/۷۷	ریز	



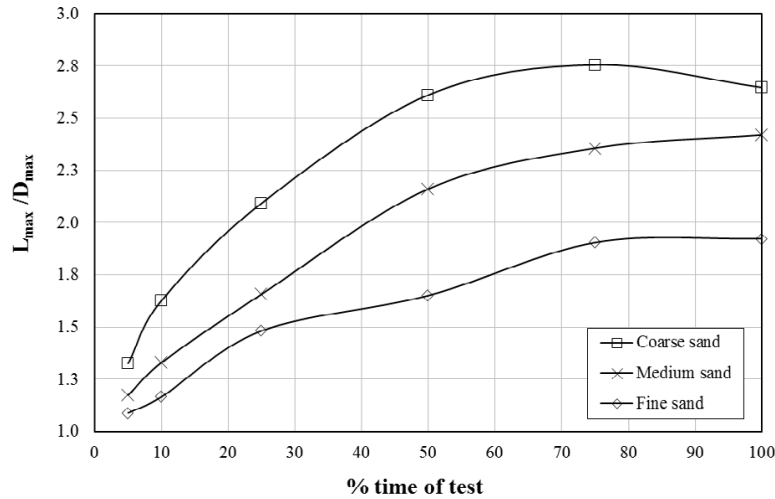
شکل ۸. ابعاد ناحیه آلوده در بازه‌های زمانی ۵٪، ۱۰٪، ۲۵٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ در سه خاک ماسه‌ای (الف) طول آلاینده (ب) عرض آلاینده

Fig. 8. Dimensions of contaminated area at intervals of 5%, 10%, 25%, 50%, 75% and 100% in three sand soils (a) pollutant length (b) contaminant width

با کاهش میزان نفوذپذیری خاک، عرض ناحیه آلوده افزایش پیدا می‌کند. به عنوان نمونه در بازه زمانی ۵۰ درصد، عرض حداکثر ناحیه آلوده از مقدار ۱۶/۰۸ سانتی متر در خاک درشت دانه به مقدار ۳۳/۸۷ سانتی متر در خاک ریزدانه افزایش پیدا کرده است. این رخداد ناشی از پدیده پراکندگی است. با کاهش اندازه ذرات خاک، تخلخل کلی محیط افزایش یافته و پدیده انتشار مولکولی غالب شده است. همچنین با نزدیک شدن به پایان آزمایش و گذشت از زمان

شده و مرزبندی آن را برای سه نوع ماسه درشت، متوسط و ریز نشان می‌دهد. مساحت، محیط، طول و عرض حداکثر در بازه‌های زمانی ۵٪، ۱۰٪، ۲۵٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ در خاک همگن در جدول شماره ۴ ارائه شده است.

ابعاد ناحیه آلوده (طول و عرض آن) در بازه‌های زمانی ۵٪، ۱۰٪، ۲۵٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ در سه خاک ماسه‌ای درشت، متوسط و ریز در شکل ۸ آمده است. همان گونه که در شکل ۸ مشخص است،



شکل ۹. نسبت جابه‌جایی به پراکندگی حداکثر ناحیه آلوده در بازه‌های زمانی ۵٪، ۱۰٪، ۲۵٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ کل زمان آزمایش در سه خاک ماسه‌ای ریزدانه، متوسط‌دانه و درشت‌دانه

Fig. 9. The ratio of maximum Advection to maximum Dispersion of the m contaminated area at the time intervals of 5%, 10%, 25%, 50%, 75% and 100% of the total time of experiment in three fine-grained, medium-grained and coarse-grained sandy soils

ترتیب به پدیده پراکندگی و جابه‌جایی مربوط است. در خاک ریزدانه از مولفه پراکندگی مکانیکی کاسته شده و پدیده انتشار مولکولی برجسته می‌گردد. همان‌گونه که قبلاً نیز ذکر شد عامل اصلی در پدیده جابه‌جایی سرعت تراوش است. با توجه به یکسان بودن شرایط مرزی (هد بالادست و پایین دست) در هر سه نمونه خاک همگن، گرادیان هیدرولیکی در هر سه حالت یکسان است. دلیل برتری پدیده جابه‌جایی در خاک درشت‌دانه با وجود یکسان بودن گرادیان هیدرولیکی در هر سه حالت، نفوذپذیری بیشتر در این نمونه است. روند تغییرات و حرکت آلاینده در خاک‌های با نفوذپذیری مختلف (درشت و ریز) با مطالعه صورت گرفته توسط احمدی و همکاران مورد بررسی قرار گرفت. مقایسه نتایج نشان از مطابقت الگوی مشاهده شده در تحقیق حاضر با مطالعه محققین یاد شده دارد.

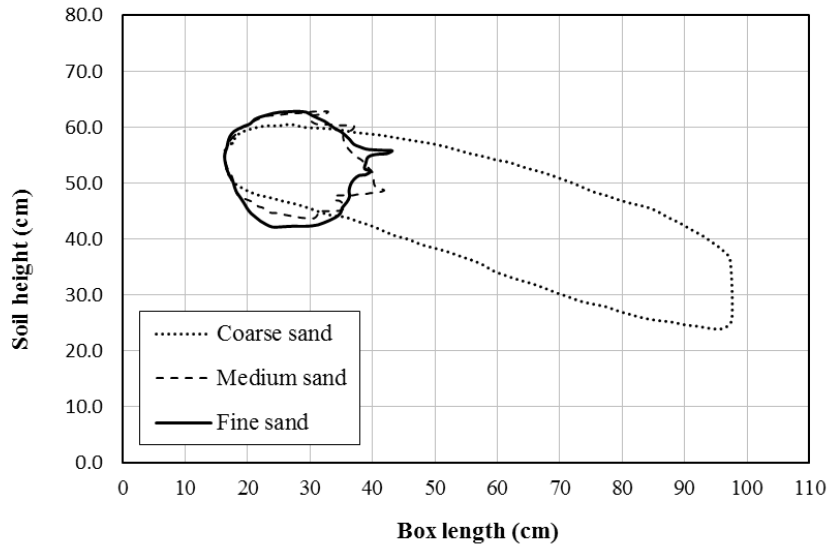
#### ۲-۱-۴- خاک ناهمگن

در این حالت نمونه خاک از دو لایه درشت‌دانه و ریزدانه تشکیل شده است. در مدل اول، خاک ریزدانه در بالادست و خاک درشت‌دانه در پایین دست به گونه‌ای قرار گرفته است که جریان عمود بر مرز لایه‌ها است. طول لایه‌ها با یکدیگر برابر بوده و مرز دو لایه در وسط مدل قرار گرفته است. نحوه توزیع آلودگی در پنج زمان مختلف، شامل

ورود آلودگی، اختلاف پراکندگی‌ها در سه نوع خاک افزایش می‌یابد. نسبت جابه‌جایی به پراکندگی حداکثر ناحیه آلوده در بازه‌های زمانی ۵٪، ۱۰٪، ۲۵٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ کل زمان آزمایش در سه خاک ریزدانه، متوسط‌دانه و درشت‌دانه در شکل ۹ ارائه شده است. همان‌طور که در شکل مذکور مشاهده می‌شود نسبت جابه‌جایی آلودگی به پراکندگی آن در هر سه نمونه در حین آزمایش، در تمامی مراحل بیشتر از یک بوده و بطور پیوسته در حال افزایش است. البته نرخ افزایش در خاک‌های مختلف کمی متفاوت است. نسبت نرخ افزایش در خاک درشت‌دانه نسبت به خاک ریزدانه ۲/۱ برابر و در خاک درشت‌دانه نسبت به خاک متوسط‌دانه ۱/۴ برابر می‌باشد. این موضوع بیانگر این است که با افزایش نفوذپذیری و اندازه ذرات خاک، پدیده جابه‌جایی بیشتر از پدیده پراکندگی است.

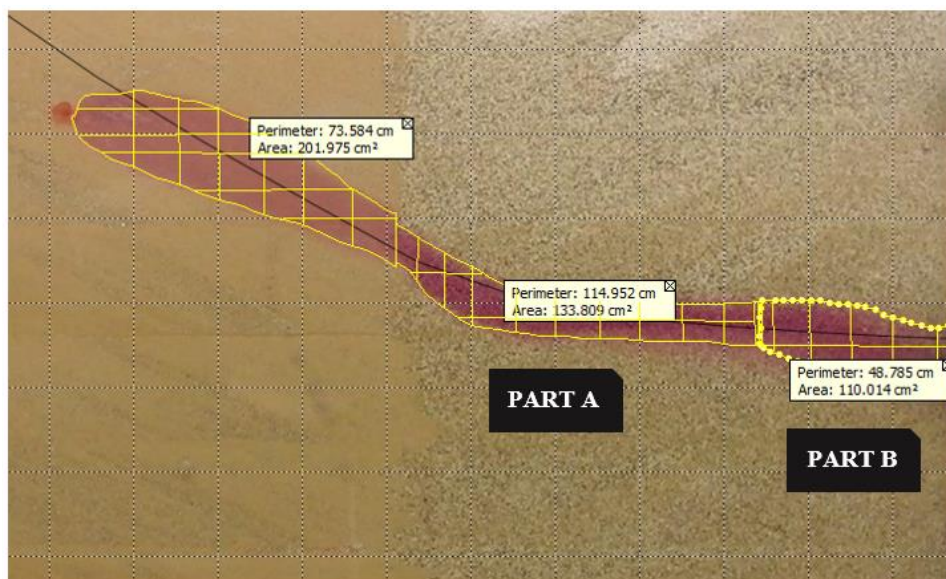
شکل تقریبی گستره ناحیه آلودگی در هر سه نمونه خاک همگن و پس از گذشت ۵۰۰ ثانیه از شروع آزمایش در شکل ۱۰ آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، گسترش عرضی آلاینده در نمونه ریزدانه بیشتر از دو نمونه دیگر و حرکت طولی آن در خاک درشت‌دانه بیشتر از متوسط‌دانه و در خاک متوسط‌دانه بیشتر از ریزدانه است. حرکت طولی آلاینده در خاک درشت‌دانه در حدود ۴ برابر بیشتر از خاک ریزدانه است. گسترش عرضی و حرکت طولی آلودگی به





شکل ۱۰. شکل تقریبی آلاینده پس از گذشت ۵۰۰ ثانیه از شروع آزمایش در سه خاک ریزدانه، متوسطدانه و درشتدانه

Fig. 10. Approximate shape of contaminant after 500 seconds in three fine-grained, medium-grained and coarse-grained sandy soils

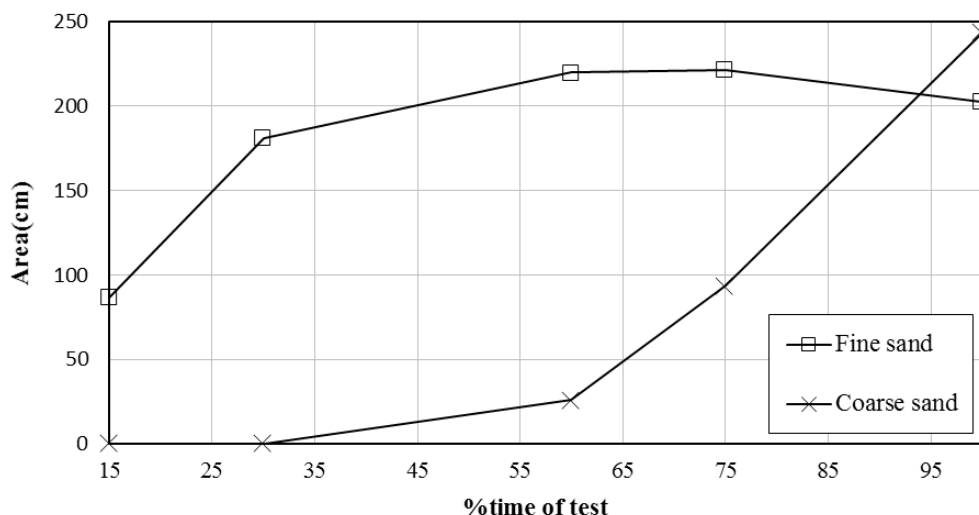


شکل ۱۱. مرزبندی و اندازه‌گیری مساحت آلودگی در خاک ناهمگن ریزدانه به درشتدانه در پایان آزمایش

Fig. 11. The boundaries and measurements of the pollution area in fine- coarse grain sandy soil at the end of the experiment

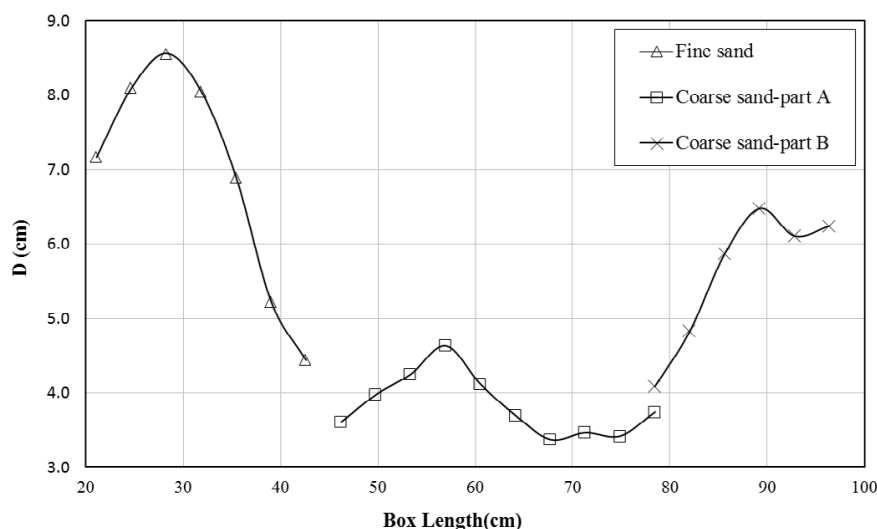
به عبارت دیگر با انتخاب این زمان ها تفاوت‌های مشهود قابل بررسی خواهد بود در عین حال از به وجود آمدن داده‌های تقریباً تکراری و نزدیک به هم جلوگیری می‌شود. در شکل ۱۱، نحوه توزیع آلودگی، مرزبندی و اندازه‌گیری مساحت آلودگی در خاک ناهمگن ریزدانه به

۱۵٪، ۳۰٪، ۶۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ کل مدت زمان آزمایش که حدوداً ۶۰ دقیقه می‌باشد، مورد بررسی قرار گرفته است. این پنج زمان مختلف به ترتیب با نام های  $T_0$ ،  $T_1$ ،  $T_2$ ،  $T_3$  و  $T_4$  نام گذاری شده‌اند. دلیل انتخاب این زمان ها استفاده‌ی بهینه از فیلم‌های تهیه شده می‌باشد.



شکل ۱۲. مساحت توده آلودگی در بازه‌های زمانی مختلف در دو خاک در نمونه ناهمگن ریزدانه به درشت‌دانه

Fig. 12. Pollutant mass area at different time intervals in two soils in heterogeneous Fine-Coarse grain sample

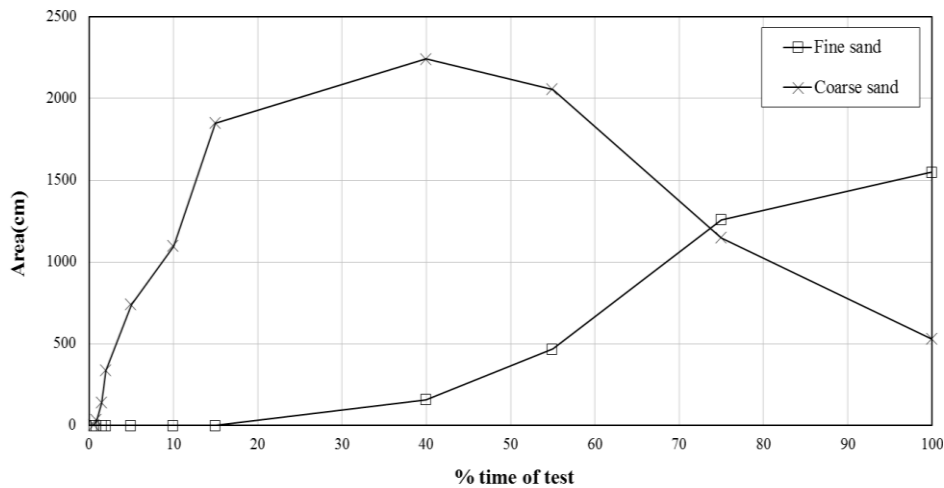


شکل ۱۳. عرض آلودگی در مقاطع مختلف در لحظه پایانی در نمونه ریزدانه به درشت‌دانه

Fig. 13. Width of contamination at different stages at the final moment in the fine-coarse grain sample

ناحیه کاهش پیدا می‌کند. این موضوع از طرفی نشان‌دهنده پدیده جابه‌جایی آلاینده می‌باشد و از طرف دیگر، نشان می‌دهد با گذشت زمان مشخصه نفوذپذیری خاک درشت‌دانه بر پراکندگی خاک ریزدانه بالادست غالب می‌شود. همان‌طور که در شکل ۱۱ دیده می‌شود، در مرز بین دو لایه، عرض آلودگی از دو طرف به میزان تقریباً یک سانتی‌متر کاهش پیدا نموده و به دلیل تغییرات ناگهانی نفوذپذیری دچار پدیده شکست می‌شود. در شکل ۱۳ عرض ناحیه آلودگی در مقاطع مختلف و در لحظه پایانی ارائه شده است. با توجه به شکل‌های

درشت‌دانه در زمان  $T_4$  آمده است. همچنین در شکل ۱۲ مساحت توده آلودگی در بازه‌های زمانی مختلف ارائه شده است. نکته قابل توجه در این شکل روند صعودی بودن افزایش مساحت آلاینده در خاک ریزدانه است. بیش از ۸۰ درصد سطح نهایی آلوده شده در بخش ریزدانه خاک قبل از ورود آن به ناحیه درشت‌دانه روی داده است. در این خاک با وارد شدن آلودگی به محیط درشت‌دانه، مساحت ناحیه آلوده در خاک ریزدانه به میزان بسیار کمی روند افزایشی خود را حفظ می‌کند، اما با گذشت زمان، مساحت توده آلودگی در این



شکل ۱۴. مساحت ناحیه آلوده در بازه‌های زمانی مختلف در دو خاک در نمونه ناهمگن درشت‌دانه به ریزدانه

Fig. 14. Area of contaminated mass at the different time intervals in heterogeneous Coarse-Fine grained sample

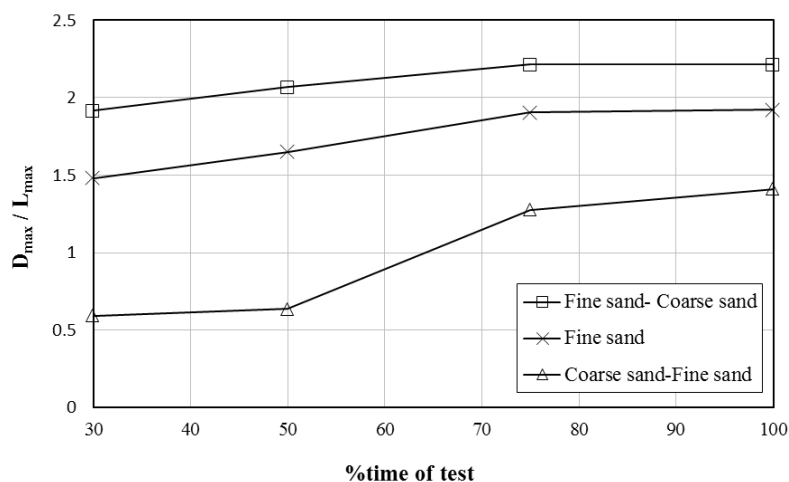
لایه درشت‌دانه، محدودیت مرز بالا و سمت بالادست خاک، مانع از افزایش مساحت بیشتر جبهه آلودگی در این دو جهت می‌شود و در ادامه این روند افزایشی تنها در جهت حرکت آلاینده و رو پایین اتفاق می‌افتد. روند کاهش مساحت در خاک درشت‌دانه در ادامه آزمایش به این دلیل است آلودگی وارد محیط ریزدانه شده و با گذشت زمان پدیده جابه جایی باعث حرکت جبهه آلودگی به سمت پایین‌دست می‌گردد.

شکل ۱۵ نسبت جابه جایی به پراکندگی آلودگی در بخش ریزدانه در نمونه همگن و دو نمونه ناهمگن در بازه‌های زمانی ۳۰٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ کل زمان آزمایش را نشان می‌دهد. نسبت جابه جایی به پراکندگی ناحیه آلوده در حالتی که آلودگی از خاک درشت‌دانه به سمت ریزدانه حرکت می‌کند در ابتدا کوچکتر از یک می‌باشد. این تنها موردی است که اثر پراکندگی بر جابه جایی نسبت به سایر حالت‌ها برتری پیدا می‌کند و آلودگی بیشتر تمایل به پدیده پراکندگی دارد. همان‌طور که مشاهده می‌شود این نسبت حتی از خاک همگن ریزدانه نیز کمتر است. به عبارت دیگر در این حالت با وجود خاک درشت‌دانه، آلودگی تمایل بیشتری به پراکندگی از خود نشان می‌دهد. دلیل این موضوع پراکندگی گسترده‌ای می‌باشد که قبل از آن در خاک درشت‌دانه رخ داده است.

شکل ۱۶ نسبت جابه جایی به پراکندگی توده آلودگی در بخش درشت‌دانه در نمونه همگن و دو نمونه ناهمگن در بازه‌های زمانی ۵٪،

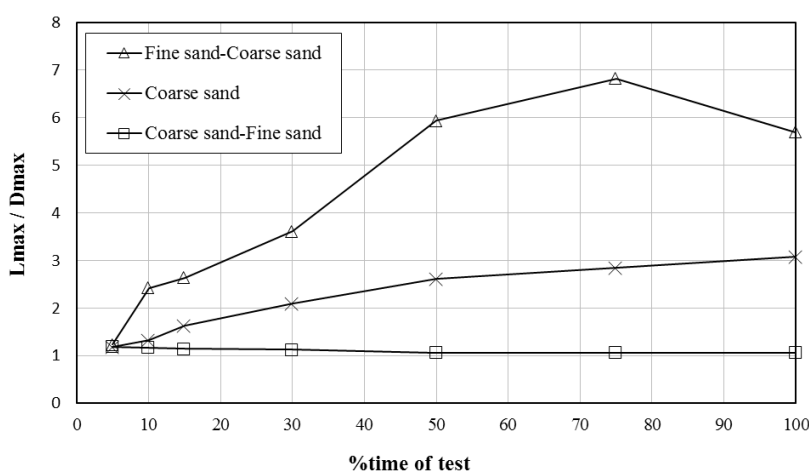
۱۱ و ۱۳ مشاهده می‌گردد با ورود توده آلوده به محیط درشت‌دانه، به دلیل نفوذپذیری بالا، پدیده جابه جایی زیادی در بخش A آن دیده می‌شود این در حالی است که پراکندگی به میزان ناچیزی رخ داده است. افزایش عرض ناحیه آلوده در بخش B لایه درشت‌دانه متأثر از شرط مرزی پایین دست است.

شکل ۱۴ نتایج آزمایش را در حالتی که خاک درشت‌دانه در بالادست و خاک ریزدانه در پایین‌دست قرار گرفته است، نشان می‌دهد. نکته قابل توجه در مورد آزمایش اخیر، این است که آلودگی برای طی کردن مسیر در ناحیه درشت‌دانه و رسیدن به مرز دو لایه تنها به ۱۰٪ از کل زمان آزمایش نیازمند است و مابقی زمان کل آزمایش به طی شدن مسیر در ناحیه ریزدانه اختصاص دارد. واضح است که با تقسیم بندی یکپارچه و زمان‌بندی مشابه آزمایش‌های قبلی، نتایج دقیقی به دست نمی‌آید. بنابراین زمان‌بندی مسیر درشت‌دانه و ریزدانه تفکیک شده است و یک تقسیم‌بندی زمانی خاص برای این نمونه به منظور دریافت نتایج مطلوب‌تر اتخاذ شده است. زمان آزمایش به بازه‌های  $T_0, T_1, T_2, T_3, T_4, T_5, T_6, T_7, T_8, T_9, T_{10}$  که به ترتیب برابر ۰/۱۶٪، ۰/۱۹٪، ۰/۱۵٪، ۰/۲٪، ۰/۵٪، ۱۰٪، ۱۵٪، ۴۰٪، ۵۵٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ کل زمان آزمایش می‌باشد، تقسیم شده است. مطابق این شکل مساحت توده آلودگی در خاک درشت‌دانه در ابتدا روند صعودی دارد ولی در ادامه آزمایش مساحت آن کاهش می‌یابد. در روند صعودی افزایش مساحت ناحیه آلوده در



شکل ۱۵. مقایسه نسبت طول به عرض آلودگی در خاک‌های ریزدانه در نمونه همگن و دو نمونه ناهمگن

Fig. 15. Comparison of the ratio of the length to width in fine-grained parts in homogeneous and two heterogeneous samples



شکل ۱۶. مقایسه نسبت طول به عرض آلودگی در خاک‌های درشت‌دانه در نمونه همگن و دو نمونه ناهمگن

Fig. 16. Comparison of the ratio of the length to width in Coarse-grained parts in homogeneous and two heterogeneous samples

حرکت می‌کند کمتر از بقیه حالت‌ها است و این نسبت از خاک همگن درشت‌دانه نیز کمتر است. دلیل این موضوع پایین بودن نفوذپذیری در خاک ریزدانه پیش‌رو می‌باشد که در واقع خاک ریزدانه پیش‌رو به شکل یک دیوار عمل کرده و اجازه پیش‌روی آب و آلودگی را نمی‌دهد. همچنین نکته جالب توجه تفاوت شیب این حالت نسبت به حالت‌های دیگر است. در این حالت شیب نمودار نزولی است و نسبت طول به عرض به صورت پیوسته در حال کاهش می‌باشد. اما این نسبت باز هم به سمت یک میل می‌کند و حتی در این حالت نیز اثر جابه جایی بر پراکندگی به سبب وجود جریان آب زیرزمینی غالب است.

۱۰٪، ۱۵٪، ۳۰٪، ۵۰٪، ۷۵٪ و ۱۰۰٪ کل زمان آزمایش را نشان می‌دهد. همان طور که در این شکل مشخص است این نسبت وقتی که آلودگی از خاک ریزدانه به سمت درشت‌دانه حرکت می‌کند بیشتر از بقیه حالت‌ها است. در این حالت اثر جابه جایی بر پراکندگی بیشتر از سایر حالت‌ها است و آلودگی نسبت به بقیه حالت‌ها کمتر دچار پراکندگی شده است. دلیل این موضوع نفوذپذیری زیاد خاک درشت‌دانه پیش‌روی آلودگی است که نقش یک زه کش را برای آلودگی ایفا می‌کند. همچنین همان طور که در شکل ۱۶ مشخص است این نسبت وقتی که آلودگی از خاک درشت‌دانه به سمت ریزدانه

## ۵- نتیجه گیری

• پدیده جابه جایی و پراکندگی در محیط های دو لایه متأثر از هم می باشد. به عبارتی دیگر این دو پدیده متأثر از شرایط مرزی بالادست و یا پایین دست می باشد. به عنوان نمونه، لایه پایین دست ریزدانه به مثابه یک دیوار عمل نموده و منجر به کند شدن جابه جایی آلودگی در محیط درشت دانه بالادست شده و پراکندگی افزایش می یابد. در عوض پایین دست درشت دانه به مثابه یک زه کش عمل نموده و منجر به افزایش جابه جایی آلودگی در لایه ریزدانه بالادست می گردد.

## مراجع

- [1] E.J. Wexler, Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow, US Government Printing Office, 1992.
- [2] J.C. Wang, J.R. Booker and J.P. Carter, Experimental investigation of contaminant transport in porous media. University of Sydney, Department of Civil Engineering and Centre for Geotechnical Research, 1998.
- [3] M.K. Kamon, I. Junichi, and T. Katsumi, Two-dimensional DNAPL migration affected by groundwater flow in unconfined aquifer, Journal of Hazardous Materials, Vol.110, (2004), PP. 1-12.
- [4] F. Abbasi, J. Feyena, M.Th. Van Genuchten, Two-dimensional simulation of water flow and solute transport below furrows: model calibration and validation, Journal of Hydrology, Vol. 290, (2004), PP. 63-79.
- [5] C.S. Wilson, J.W. Weaver, R.J. Charbeneau, A screening model for simulating DNAPL flow and transport in porous media: theoretical development, Environmental Modeling & Software, Vol. 21, (2006), PP. 16-32.
- [6] Luciano, P. Viotti, and M.P. Papini, Laboratory investigation of DNAPL migration in porous media, Journal of Hazardous Materials, 176.1-3, (2010), 1006-1017.
- [7] M. Heidarpoor, M. Oliaei, Oil Contamination Propagation Patterns in Soils, Modares Civil

در این مطالعه انتقال یک ماده آلوده محلول در آب به کمک مدل سازی فیزیکی در آزمایشگاه تحت شرایط جریان آب زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفت. برای نیل به این مهم، سه آزمایش در خاک همگن ماسه‌ای درشت ( $D_{50}=1\text{mm}$  و با دانه بندی یکنواخت)، متوسط ( $D_{50}=0.22\text{mm}$  و با دانه بندی یکنواخت) و ریز ( $D_{50}=0.075\text{mm}$ ) حاوی ۱۰ درصد لای) و دو آزمایش در خاک ناهمگن دو لایه ریز و درشت انجام شد. در ادامه خلاصه‌ای از نتایج انتقال آلاینده در محیط‌های مذکور ارائه می گردد.

• در محیط درشت‌دانه با توجه به سرعت بالای تراوش و به تبع آن بالا بودن نرخ جابه جایی، حرکت آلاینده با سرعتی تقریباً  $9/6$  برابر سریع‌تر از خاک ریزدانه و  $1/7$  برابر سریع‌تر از خاک متوسط‌دانه اتفاق می افتد و به سرعت به مرز پایین دست می رسد. این مورد حاکی از برتری نقش پدیده جابه جایی بر پراکندگی در این نوع خاک دارد.

• در خاک‌های همگن، پراکندگی توده آلودگی، با کاهش میزان نفوذپذیری خاک افزایش می یابد. هر چقدر خاک ریزدانه تر باشد برتری پدیده پراکندگی بیشتر می گردد. همچنین با نزدیک شدن به پایان آزمایش و گذشت از زمان ورود آلودگی، تفاوت بین عرض آلودگی در سه نوع خاک مذکور افزایش می یابد و با ریزدانه تر شدن خاک، اختلاف محسوس تری مشاهده می گردد. این موضوع نمایانگر برتری هرچه بیشتر پدیده پراکندگی ماده به جابه جایی در خاک‌های ریزدانه است و با افزایش نفوذپذیری این برتری کاهش می یابد. با پنج برابر شدن اندازه متوسط دانه‌های خاک از نمونه ریزدانه به درشت دانه، در پایان آزمایش عرض آلودگی در خاک درشت دانه نصف خاک ریزدانه شده است.

• در حین آزمایش نسبت حرکت طولی به گسترش عرضی توده آلودگی در هر سه نمونه خاک همگن به طور پیوسته با گذشت زمان افزایش می یابد. البته نرخ افزایش در خاک های مختلف متفاوت است. نسبت مذکور در خاک درشت‌دانه به خاک ریزدانه  $2/1$  برابر و در خاک درشت‌دانه به خاک متوسط‌دانه  $1/4$  برابر است.

• نسبت حرکت طولی به گسترش عرضی توده آلودگی در هر مقطع زمانی با افزایش نفوذپذیری افزایش می یابد و این نکته بیانگر آن است که با افزایش اندازه ذرات خاک و نفوذپذیری، تمایل آلاینده به جابه جایی بیشتر از پراکندگی است.

- hydrology, 172, (2015), 10-23.
- [12] H. Ahmadi, M.M. Namin, F. Kilanehei, Development a numerical model of flow and contaminant transport in layered soils, *Advances in Environmental Research-An International Journal*, 5(4), (2016), pp.263-282.
- [13] F. Tatti, M. P. Papini, G. Sappa, M. Raboni, F. Arjmand, P. Viotti, Contaminant back-diffusion from low-permeability layers as affected by groundwater velocity: A laboratory investigation by box model and image analysis, *Science of the Total Environment*, 622, (2018), 164-171.
- [14] C. D. Shackelford, D. E. Daniel, Diffusion in saturated soil. I: Background, *Journal of Geotechnical Engineering*, 117(3), (1991), 467-484.
- [15] R. J. Millington, J. P. Quirk, Permeability of porous solids, *Transactions of the Faraday Society*, 57, (1961), 1200-1207.
- Engineering journal, 13, (2013), 39-51. (in Persian)
- [8] A.M. Halugabali, C.H. Solanki, G.R. Dodagoudar, Contaminant Transport Modeling through Saturated Porous Media Using Finite Difference and Finite Element Methods, *Journal of Mechanical and Civil Engineering*, VOL. 30, (2014), PP 29-33.
- [9] Y. Ye, G. Chiogna, O. Cirpkaa, P. Grathwohla, M. Rolle, Experimental investigation of compound-specific dilution of solute plumes in saturated porous media: 2-D vs. 3-D flow-through systems, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 172, (2015), PP. 33-47.
- [10] M. Armanyous, S. M. Ghoraba, I. Rashwan, M. A. Dapaon, A study on control of contaminant transport through the soil using equal double sheet piles, *Ain Shams Engineering Journal*, 7, (2015), 21-29.
- [11] D. Citarella, F. Cupola, M.G. Tanda, A. Zanini, Evaluation of dispersivity coefficients by means of a laboratory image analysis, *Journal of contaminant*

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم

*F. Mostafazadeh, F. Kilanehei, M. Hassanlourad, Experimental Investigation of Contaminant Transport Through Saturated Porous Media Under Groundwater Flow, Amirkabir J. Civil Eng., 52(1) (2020) 89-106.*

DOI: [10.22060/ceej.2018.14655.5709](https://doi.org/10.22060/ceej.2018.14655.5709)



