





دانشکده عمران

پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی ژئوتکنیک

مدل سازی عددی گسترش آلودگی های نفتی در خاک

نگارنده: سارا تقوی

استاد راهنما:

دکتر رضا نادری

شهریور ۱۳۹۷

شماره: ۹۷/۲۶۷
تاریخ: ۹۷/۷/۲۸

باسمه تعالی



مدیریت تحصیلات تکمیلی

فرم شماره (۳) صورتجلسه نهایی دفاع از پایان نامه دوره کارشناسی ارشد

با نام و یاد خداوند متعال، ارزیابی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد خانم / آقای سارا تقوی با شماره دانشجویی ۹۴۰۴۶۵۴ رشته مهندسی عمران گرایش ژئوتکنیک تحت عنوان مدل سازی عددی گسترش آلودگی های نفتی در خاک که در تاریخ ۱۳۹۷/۶/۱۲ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه صنعتی شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می گردد:

قبول (با درجه: خیب) مردود
نوع تحقیق: نظری عملی

عضو هیأت داوران	نام و نام خانوادگی	مرتبه علمی	امضاء
۱- استاد راهنمای اول	دکتر رضا نادری		
۲- استاد راهنمای دوم			
۳- استاد مشاور			
۴- نماینده تحصیلات تکمیلی	دکتر مهدی گلی		
۵- استاد ممتحن اول	دکتر محسن کرامتی		
۶- استاد ممتحن دوم	دکتر سعید گلپان		

نام و نام خانوادگی رئیس دانشکده: دکتر رضا نادری

تاریخ و امضاء و مهر دانشکده:

تبصره: در صورتی که کسی مردود شود حداکثر یکبار دیگر (در مدت مجاز تحصیلی) می تواند از پایان نامه خود دفاع نماید (دفاع مجدد نباید زودتر از ۴ ماه برگزار شود).

تقدیم به

پدر و مادر نازنینم که دعای خیرشان، همواره بدرقه راهم بوده...

سُکَر و قَدَر دانی

بر خود لازم می‌دانم از کلیه ی کسانی که من را در تدوین و نگارش این پایان نامه یاری نمودند، صمیمانه سُکَر و قَدَر دانی نمایم.

از جناب آقای دکتر رضاناوری که حقیقتاً خیلی فراتر از یک استاد راهنما در کلیه ی مراحل انجام این پژوهش با خوشرویی، یاری و راهنمایی نمودند و وقت خود را بی‌منت در اختیار من گذاشتند نهایت سپاس را دارم.

هم‌چنین از تمامی اساتید گرامی و دوستانی که مراد به شکر رساندن این پایان نامه به‌راستی کرده‌اند، کمال سُکَر و قَدَر دانی را دارم.

تعهدنامه

اینجانب سارا تقوی دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته‌ی ژئوتکنیک دانشکده‌ی عمران دانشگاه شاهرود نویسنده پایان نامه "مدلسازی عددی گسترش آلودگی‌های نفتی در خاک" تحت راهنمایی دکتر رضا نادری متعهد می‌شوم.

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهشهای محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه شاهرود می‌باشد و مقالات مستخرج با نام «دانشگاه شاهرود» و یا «Shahrood University» به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می‌گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ:

امضاء دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات، مستخرج، کتاب، برنامه‌های رایانه ای، نرم‌افزارها و تجهیزات ساخته شده) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی‌باشد.

چکیده

امروزه آلودگی خاک‌ها ناشی از هیدروکربن‌های نفتی، به‌عنوان یک مسئله مهم زیست‌محیطی در دنیا تلقی می‌شود و نگرانی‌های بسیاری در زمینه آلودگی آب‌های زیرزمینی به این مواد ایجاد شده است. در نتیجه فرآیندهای انتقال و انتشار این دسته از مواد، در محیط زیرسطحی مورد توجه بسیاری قرار گرفته است. یکی از این نگرانی‌ها نشت آلاینده‌های هیدروکربنی سبک و سنگین و عبور آن‌ها از ناحیه غیراشباع و رسیدن به سفره‌های آب زیرزمینی می‌باشد.

در این پژوهش به بررسی عوامل موثر بر گسترش و انتشار آلاینده‌های نفتی در خاک‌های غیراشباع و سفره‌های آب زیرزمینی پرداخته شده است. هدف از پژوهش به‌کارگیری یک مدل عددی برای شبیه‌سازی انتشار آلاینده‌ها در محیط متخلخل خاک می‌باشد. جهت انجام تحقیق از نرم‌افزار CTRAN/W برای مدل‌سازی حرکت آلاینده‌ها در خاک استفاده شده است. CTRAN/W یک نرم‌افزار المان محدود است که می‌توان از آن برای مدل‌سازی حرکت آلاینده‌ها در محیط‌های متخلخل مانند خاک و سنگ استفاده کرد. به‌طور کلی نحوه و میزان تأثیر عوامل مختلفی مانند نفوذپذیری خاک مورد بررسی، دبی ورودی جریان آلاینده، چگالی و ... در یک محیط متخلخل و نیمه اشباع به طول ۵۰ متر و عمق ۳۰ متر که دارای یک لایه آب بوده و منبع آلودگی در قسمت میانی آن قرار دارد، مورد بررسی قرار گرفته و در واقع تحلیل حساسیتی بر روی آن‌ها انجام شده است. نمودارهای مربوطه نیز بر اساس تغییرات سطح انتشار (L) و عمق نفوذ آلودگی (D) رسم گردیده اند. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که در خاک‌های درشت‌دانه الگوی انتشار قائم و رو به پایین و در خاک‌های ریزدانه الگوی انتشار افقی حاکم می‌باشد. همچنین با افزایش میزان چگالی نسبی آلاینده، سطح انتشار آلودگی به تدریج کاهش یافته و عمق نفوذ آن افزایش می‌یابد.

کلمات کلیدی: انتشار آلودگی نفتی، المان محدود، مدل‌سازی عددی

فهرست

فصل اول مقدمه ۱

۱-۱ کلیات	۲
۲-۱ تشریح مساله و اهمیت آن	۳
۱-۲-۱ آلودگی خاک	۳
۲-۲-۱ منابع آلوده کننده خاک	۴
۳-۲-۱ آلاینده های نفتی	۵
۳-۱ ضرورت انجام تحقیق	۵
۴-۱ هدف و روش تحقیق	۶
۵-۱ ساختار پایان نامه	۷

فصل دوم انواع آلودگی های خاک ۹

۱-۲ مقدمه	۱۰
۲-۲ فلزات سنگین	۱۱
۳-۲ هیدروکربن ها	۱۲
۴-۲ آلاینده های غیر محلول در آب (NAPLs)	۱۳
۱-۴-۲ آلاینده های سبک غیر محلول در آب (LNAPLs)	۱۴
۲-۴-۲ آلاینده های سنگین غیر محلول در آب (DNAPLs)	۱۶
۵-۲ پارامترهای مؤثر بر حرکت NAPLs در محیط متخلخل	۱۷
۱-۵-۲ درجه اشباع و درجه اشباع پسماند	۱۷
۲-۵-۲ کشش سطحی	۱۸
۳-۵-۲ خاصیت ترکنندگی	۱۸
۴-۵-۲ فشار موینگی	۱۹
۵-۵-۲ نفوذ پذیری نسبی	۲۰
۶-۵-۲ چگالی (جرم مخصوص)	۲۱
۷-۵-۲ لزجت (ویسکوزیته)	۲۲

فصل سوم گسترش آلودگی در خاک ۲۳

۱-۳ مکانیزم انتقال آلودگی در خاک های غیر اشباع	۲۴
--	----

۲۵	۲-۳ مکانیزم آلودگی آبخوان‌ها
۲۷	۳-۳ تئوری انتشار آلودگی
۲۷	۱-۳-۳ فرایند انتقال (Transport process)
۳۰	۲-۳-۳ فرایند تضعیف یا میرایی (Attenuation process)
۳۱	۴-۳ معادلات کلی انتشار آلودگی
۳۱	۱-۴-۳ سرعت جریان
۳۲	۲-۴-۳ Advection-dispersion معادلات
۳۴	۳-۴-۳ معادلات کلی
۳۸	۵-۳ روش های حل معادله انتشار آلودگی
۳۸	۱-۵-۳ روش های تجربی
۳۹	۲-۵-۳ روش های تحلیلی
۳۹	۳-۵-۳ روش های حل عددی
۴۰	۱-۳-۵-۳ روش اجزای محدود
۴۲	۲-۳-۵-۳ روش تفاضلات محدود
۴۳	۳-۳-۵-۳ روش احجام محدود
۴۴	۶-۳ مطالعات انجام شده در زمینه انتشار آلودگی
۴۴	۱-۶-۳ مروری بر تحقیقات آزمایشگاهی انجام شده در زمینه انتشار آلودگی
۵۱	۲-۶-۳ مروری بر تحقیقات تحلیلی و عددی انجام شده در زمینه انتشار آلودگی

فصل چهارم صحت سنجی مدل سازی عددی ۵۷

۵۸	۱-۴ مقدمه
۵۸	۲-۴ معرفی نرم افزار
۵۹	۳-۴ ساخت هندسه مدل
۶۰	۴-۴ صحت سنجی
۶۰	۱-۴-۴ مسئله اول انتشار آلودگی در محیط خاکی
۶۵	۲-۴-۴ مسئله دوم انتشار آلودگی در محیط خاکی

فصل پنجم مدل سازی عددی و تحلیل حساسیت ۷۳

۷۴	۱-۵ مقدمه
۷۵	۱-۱-۵ بررسی تأثیر تغییرات نفوذپذیری بر روند انتشار آلودگی
۸۰	۲-۱-۵ بررسی تأثیر تغییرات چگالی نسبی آلاینده بر روند انتشار آلودگی

- ۴-۱-۵ بررسی تأثیر تغییرات تراز آب زیرزمینی بر روند انتشار آلودگی ۸۷
- ۲-۵ انتشار آلودگی نفتی در انواع خاک‌ها ۹۲
- ۲-۵ انتشار آلودگی نفتی در خاک دو لایه ۹۵

فصل ششم نتیجه گیری و پیشنهادات ۱۰۱

- ۱-۶ نتیجه گیری ۱۰۲
- ۲-۶ پیشنهادات برای تحقیقات آینده ۱۰۴
- فهرست منابع و مراجع ۱۰۵

فهرست جداول

- جدول ۴-۱- پارامترهای مورد استفاده در حل تحلیلی [۳۹] ۶۲
- جدول ۴-۲- پارامترهای استفاده شده در مدل سازی ۶۳
- جدول ۴-۳- پارامترهای مورد استفاده در مدل عددی ۶۷
- جدول ۵-۱- پارامترهای مورد استفاده در تحلیل حساسیت نسبت به نفوذپذیری ۷۷
- جدول ۵-۲- پارامترهای مورد استفاده در تحلیل حساسیت نسبت به چگالی ۸۲
- جدول ۵-۳- پارامترهای مورد استفاده در تحلیل حساسیت نسبت به دبی جریان ۸۵
- جدول ۵-۴- پارامترهای مورد استفاده در تحلیل حساسیت نسبت به تراز آب زیرزمینی ۸۸
- جدول ۵-۵- پارامترهای استفاده شده در مدل عددی انتشار آلودگی ۹۲
- جدول ۵-۶- مشخصات خاک‌های مورد بررسی ۹۲
- جدول ۵-۷- مدت زمان طی شده برای رسیدن آلاینده به سطح آب زیرزمینی ۹۵
- جدول ۵-۸- پارامترهای استفاده شده در مدل عددی انتشار آلودگی برای خاک دولایه ۹۶

فهرست اشکال

- شکل ۱-۲- آلاینده سبک غیرمحلول در ناحیه غیراشباع ۱۵
- شکل ۲-۲- آلاینده سبک غیرمحلول در روی سطح آب زیرزمینی ۱۶
- شکل ۳-۲- آلاینده سنگین غیر محلول در زیر سطح آب زیرزمینی ۱۶
- شکل ۴-۲- هیدروکربن‌ها در دو حالت پیوسته و پسماند [۱۶] ۱۸
- شکل ۵-۲- زاویه تماس در خاصیت ترکنندگی [۱۶] ۱۹
- شکل ۶-۲- ارتباط فشار موینگی با انحنای دانه‌های خاک و کشش سطحی بین دو سیال [۱۶] ۲۰
- شکل ۷-۲- نمودار نفوذپذیری نسبی در مقابل درجه اشباع برای یک سیستم آب-NAPL و آب-DNAPL [۱۴] و [۱۵] ۲۱
- شکل ۱-۳- چهار فاز آلودگی، آب، گاز و خاک [۱۴] و [۱۵] ۲۵
- شکل ۲-۳- a. آبخوان آزاد یا نامحصور b. آبخوان محصور ۲۶
- شکل ۳-۳- انتشار LNAPL و DNAPL در زیرسطح زمین ۲۶
- شکل ۴-۳- جابه‌جایی و پراکندگی آنی آلودگی در یک جریان سیال با سرعت V [۱۸] ۲۸
- شکل ۵-۳- جابه‌جایی و پراکندگی پیوسته آلودگی در یک جریان سیال با سرعت V [۱۸] ۲۸
- شکل ۶-۳- عوامل ایجادکننده انتشار مکانیکی [۱۸] ۲۹
- شکل ۷-۳- مثالی از جذب سطحی به‌عنوان تابعی از غلظت آلاینده [۱۸] ۳۰
- شکل ۸-۳- بقای جرم در یک المان ۱ بعدی ۳۲
- شکل ۹-۳- رابطه بین جذب و غلظت [۱۸] ۳۸
- شکل ۱۰-۳- مدل آزمایشگاهی ساخته‌شده توسط Schroth و همکاران [۲۴] ۴۶
- شکل ۱۱-۳- شمای کلی مدل آزمایشگاهی ساخته‌شده توسط کوروش محمدی و همکاران [۲۵] ۴۷
- شکل ۱۲-۳- روابط بین درجه اشباع، فشار موینه و نفوذپذیری خاک [۲۶] ۴۸
- شکل ۱۳-۳- تأثیر محتوای نفت بر پارامترهای مقاومت برشی نمونه‌های خاک a. اثر نفت خام بر زاویه اصطکاک داخلی b. اثر نفت خام بر چسبندگی [۲۷] ۵۱
- شکل ۱-۴- شمای کلی مسئله اول انتشار آلودگی ۶۰
- شکل ۲-۴- مدل عددی ساخته‌شده برای حل مسئله اول انتشار آلودگی ۶۳
- شکل ۳-۴- نمودار غلظت-زمان حاصل از آزمایش [۳۹] ۶۴
- شکل ۴-۴- نمودار غلظت-زمان حاصل مدل عددی نرم‌افزار ۶۴
- شکل ۵-۴- مقایسه دو نمودار تحلیلی و عددی ۶۵
- شکل ۶-۴- نمای شماتیک وسیله مورد استفاده در آزمایش [۲۷] ۶۷
- شکل ۷-۴- نتایج حاصل از مدل آزمایشگاهی ساخته‌شده برای مسئله انتشار آلودگی a. انتشار آلودگی ۱ ساعت پس از شروع آزمایش b. انتشار آلودگی ۴ ساعت پس از شروع آزمایش c. انتشار آلودگی ۷ ساعت پس از شروع آزمایش [۲۷] ۶۹

- شکل ۴-۸- نتایج حاصل از مدل عددی ساخته شده برای مسئله انتشار آلودگی a. انتشار آلودگی ۱ ساعت پس از شروع آزمایش b. انتشار آلودگی ۴ ساعت پس از شروع آزمایش c. انتشار آلودگی ۷ ساعت پس از شروع آزمایش [۲۷]..... ۷۰
- شکل ۴-۹- نتایج حاصل از مدل نرم افزار Ctran برای مسئله انتشار آلودگی..... ۷۱
- شکل ۵-۱- تصویری از مدل انتشار آلاینده نفتی..... ۷۴
- شکل ۵-۲- الگوی انتشار یک آلاینده با چگالی ۱/۲ در خاک درشت دانه..... ۷۶
- شکل ۵-۳- الگوی انتشار یک آلاینده با چگالی ۱/۲ در خاک ریزدانه..... ۷۶
- شکل ۵-۴- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های درشت دانه..... ۷۸
- شکل ۵-۵- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های درشت دانه..... ۷۸
- شکل ۵-۶- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های ریزدانه..... ۷۹
- شکل ۵-۷- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های ریزدانه..... ۷۹
- شکل ۵-۸- الگوی انتشار آلودگی سبکتر از آب با چگالی نسبی ۰/۸..... ۸۱
- شکل ۵-۹- الگوی انتشار آلودگی سنگینتر از آب با چگالی نسبی ۱/۴..... ۸۲
- شکل ۵-۱۰- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر اساس تغییرات چگالی نسبی آلاینده..... ۸۳
- شکل ۵-۱۱- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر اساس تغییرات چگالی نسبی آلاینده..... ۸۳
- شکل ۵-۱۲- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های درشت دانه..... ۸۵
- شکل ۵-۱۳- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های درشت دانه..... ۸۶
- شکل ۵-۱۴- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های ریزدانه..... ۸۶
- شکل ۵-۱۵- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های ریزدانه..... ۸۷
- شکل ۵-۱۶- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۰/۸..... ۸۹
- شکل ۵-۱۷- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱..... ۸۹
- شکل ۵-۱۸- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱..... ۹۰
- شکل ۵-۱۹- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱/۲..... ۹۰
- شکل ۵-۲۰- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱/۲..... ۹۱
- شکل ۵-۲۱- نحوه انتشار آلودگی در خاک ماسه در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی..... ۹۳
- شکل ۵-۲۲- نحوه انتشار آلودگی در خاک ماسه سیلتی در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی..... ۹۳
- شکل ۵-۲۳- نحوه انتشار آلودگی در خاک رس سیلتی در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی..... ۹۴
- شکل ۵-۲۴- نحوه انتشار آلودگی در خاک رس در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی..... ۹۴
- شکل ۵-۲۵- انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۱/۲ در یک خاک دولایه (لایه اول ماسه و لایه دوم رس)..... ۹۷
- شکل ۵-۲۶- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۱/۲ در یک خاک دولایه (لایه اول ماسه و لایه دوم رس)..... ۹۷
- شکل ۵-۲۷- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۰/۸ در یک خاک دولایه (لایه اول ماسه و لایه دوم رس)..... ۹۸

شکل ۵-۲۸- انتشار آلودگی با چگالی نسبی $1/2$ در یک خاک دولایه (لایه اول رس و لایه دوم ماسه).....۹۹

شکل ۵-۲۹- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی $1/2$ در یک خاک دولایه (لایه اول رس و لایه دوم ماسه)

۹۹.....

شکل ۵-۳۰- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی $0/8$ در یک خاک دولایه (لایه اول رس و لایه دوم ماسه)

۱۰۰.....

فصل اول

مقدمه

۱-۱ کلیات

امروزه با توجه به روند رو به رشد افزایش جمعیت و رشد روزافزون صنایع مربوط به نفت، میزان تقاضا برای مواد نفتی افزایش چشمگیری یافته است. افزایش تولید و به تبع آن افزایش میزان مصرف با ریخت و پاش‌های فراوانی همراه است که این مسئله نشت مواد نفتی به محیط زیست را شدت می‌بخشد [۱].

سفره‌های آب زیرزمینی یا آبخوان‌های شیرین یکی از منابع عمده آب شرب انسان را تشکیل می‌دهند. علیرغم اینکه حجم سفره‌های آب زیرزمینی در مقایسه با آب سطحی دریاها، دریاچه‌ها و رودخانه‌ها ناچیز است ولی وجود آن برای بشر جنبه حیاتی دارد و طی قرون متمادی منبع آب شیرین موردنیاز بشر را تشکیل می‌داده است. شواهد نشان می‌دهد که تعداد قابل توجهی از سفره‌های آب زیرزمینی در طول قرن بیستم میلادی آلوده شده‌اند. بخش عمده‌ای از این آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی را مشتقات و هیدروکربن‌های نفتی، از جمله نفت خام، بنزین و فرآورده‌های پتروشیمی تشکیل می‌دهند [۲].

آلوده شدن خاک به مواد نفتی، علاوه بر اینکه سبب آلودگی سفره‌های آب زیرزمینی می‌شود، از نظر ژئوتکنیک زیست‌محیطی نیز حائز اهمیت است. در اثر فرآیندهای فیزیکی-شیمیایی که بین خاک و آلاینده‌ها رخ می‌دهد، خصوصیات مقاومتی، نفوذپذیری و تراکم‌پذیری خاک تغییر می‌کند. از این رو آلودگی خاک به مواد نفتی ممکن است مشکلاتی را به همراه داشته باشد، که از جمله می‌توان به کاهش ظرفیت باربری شالوده‌های سطحی که در اثر آن احتمال گسیختگی بستر سازه وجود دارد، اشاره کرد [۳].

بیشترین سهم در انتقال آلودگی مربوط به زمانی می‌شود که آلاینده به سفره آب زیرزمینی رسیده، مواد حلال آن در آب زیرزمینی حل شده و همراه آب زیرزمینی محیط را آلوده کند. بنابراین اهمیت بررسی و مطالعه چگونگی حرکت و گسترش آلودگی و همچنین بازیافت آن در ناحیه غیراشباع خاک

و قبل از رسیدن به سفره آب زیرزمینی مشخص می‌شود. مشخص شدن میزان ماده آلاینده، مسیر حرکت و ماندگاری آن در محیط‌های مختلف و میزان غلظت در عمق‌های مختلف و همچنین مشخصات هیدروکربن‌ها مانند ویسکوزیته نسبی، وزن مخصوص، کشش سطحی و قابلیت انحلال در آب از اساسی‌ترین اطلاعاتی است که به‌منظور مقابله با آلودگی باید در اختیار تصمیم‌گیرندگان قرار داشته باشد [۴].

ایزوله نبودن و نشت از انباره‌های نفتی در پالایشگاه‌ها و پمپ‌های بنزین، مخازن زمینی و زیرزمینی نگهداری نفت و مشتقات نفتی، شکستگی و آسیب‌دیدگی خطوط انتقال فرآورده‌های نفتی و همچنین صدمه دیدن و تخریب تانکرهای حاوی مواد سوختی از مهم‌ترین علل نفوذ آلاینده‌های هیدروکربنی به داخل خاک و آب‌های زیرزمینی هستند [۵].

۱-۲ تشریح مساله و اهمیت آن

۱-۲-۱ آلودگی خاک

آلودگی خاک عبارت است از وجود، پخش یا آمیختن یک یا چند ماده خارجی به خاک به مقدار و مدتی که کیفیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن را به‌طوری‌که برای انسان یا سایر موجودات زنده یا گیاهان و یا آثار و ابنیه زیان‌آور باشد، تغییر دهد. به عبارت دیگر هرگونه تغییر در ویژگی‌های اجزای تشکیل‌دهنده خاک به‌طوری‌که استفاده از آن ناممکن گردد آلودگی خاک نامیده می‌شود. آلودگی‌های خاک می‌توانند از نوع مواد مضر جامد یا مایع باشند که با خاک طبیعی مخلوط شده‌اند. این آلاینده‌ها عموماً طی یک فرایند فیزیکی یا شیمیایی به ذرات خاک چسبیده‌اند و چنانچه به ذرات خاک نچسبیده باشند، در لابه‌لای آن‌ها جای گرفته‌اند.

این آلاینده‌ها می‌توانند به دلیل دفع مواد آلوده در خاک یا ریختن این مواد روی خاک و یا شسته شدن خاک با آب‌های آلوده، به خاک منتقل شوند. آلودگی خاک در مواردی می‌تواند به حیوانات، گیاهان و انسان‌ها صدمه وارد نماید. صدمه به گیاهان توسط خاک‌های آلوده بسیار ساده و از طریق

رشد گیاهان در این خاک‌ها و جذب آلاینده‌های خاک از طریق رشد گیاه رخ می‌دهد. در مورد صدمه به انسان و حیوان نیز آلودگی می‌تواند توسط بلعیدن، استنشام و یا تماس پوستی با خاک‌های آلوده منتقل شود [۶].

۱-۲-۲ منابع آلوده کننده خاک

آلاینده‌ها معمولاً در اثر فعالیت‌های انسان پدید می‌آیند. افزایش جمعیت، درآمد سرانه، پیشرفت تکنولوژی و بالا بودن استاندارد زندگی از عوامل مهم افزایش آلاینده‌ها به حساب می‌آیند.

آلودگی خاک به‌عنوان یکی از معضلات زیست‌محیطی عمده در دنیا شناخته می‌شود. در حال حاضر در کشورهای اروپایی برای جلوگیری از آلودگی خاک عامل بازدارنده‌ای تحت عنوان "قانون خاک" وجود دارد که موجب شده تا حد زیادی از افزایش آلودگی‌های خاک جلوگیری شود.

منابع مختلف ایجاد آلودگی مانند نشت از صنایع مختلف، لوله‌های انتقال به‌صورت انواع آلاینده‌ها شامل ترکیبات نفتی، فلزات سنگین، ضایعات صنعتی و غیره باعث کاهش کیفیت خاک، گسترش در سطح آب‌های زیرزمینی و بروز سایر مشکلات زیست‌محیطی می‌گردد [۶].

مواد آلوده کننده خاک در ۴ دسته طبقه‌بندی می‌شوند:

۱. آلاینده‌های صنعتی
۲. آلاینده‌های نفتی
۳. آلاینده‌های شهری (مواد زائد و زباله)
۴. آلاینده‌های کشاورزی

۱-۲-۳ آلاینده های نفتی

مواد نفتی و مشتقات آن ممکن است در اثر حمل و نقل یا ذخیره سازی موجب آلودگی خاک شود. هر قدر مواد نفتی به عمق بیشتری از خاک نفوذ کنند، رفع آلودگی مشکل تر و هزینه آن چندین برابر خواهد بود.

آلودگی های نفتی یک پیامد اجتناب ناپذیر از افزایش سریع جمعیت و فرآیند صنعتی شدن است که به دنبال آن آلودگی خاک توسط مواد هیدروکربنه نفتی به شکل وسیع در اطراف تأسیسات اکتشاف و پالایش و به شکل موضعی در مسیر انتقال این مواد قابل مشاهده است. برخی از باکتری ها و میکروارگانیسم ها در خاک می توانند موجب تجزیه مواد نفتی شوند. علاوه بر انتشار مستقیم این آلاینده ها، غبارات حاصل از سوخت گازهای همراه نفت، طی سالیان متمادی توانسته مواد سمی به خاک های منطقه اضافه کند.

متداول ترین آلاینده های نفتی در خاک شامل نفت خام، گازوئیل، حلال های کلردار، ترکیبات بنزن، تولوئن، اتیل بنزن، زایلین (BTEX)، هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای (PAHS) و ... می باشد [۶].

۱-۳ ضرورت انجام تحقیق

آلودگی خاک با ترکیبات هیدروکربنی موضوعی جدید نبوده و متأسفانه هیچ گاه جدی تلقی نشده است، تا جایی که این انباشت آلودگی به مرور زمان باعث بروز اختلال و دگرگونی در منابع خاک و آب و همچنین سبب بحران های زیست محیطی شده است. از این رو اکنون بیش از هر زمان دیگری، برگزیدن سیاست های سازگار و راه حل های منطقی برای پاک سازی محیط زیست احساس می شود. به خصوص که آلودگی محیط متخلخل زیرزمینی به طور معمول قابل رؤیت نیست و در عین حال همواره امکان پراکنده شدن آلودگی در سطح وسیع وجود دارد.

ایران با توجه به دارا بودن ۸/۸۵ درصد از منابع نفتی جهان، تولیدات پتروشیمی متوسط ۱۶ میلیون تن در سال، که در سال ۱۳۸۴، ۳۵ میلیون تن بوده است، دارا بودن مقام دوم در ذخایر گازی جهان، وجود بیش از ۲۰۰۰۰ کیلومتر خط انتقال نفت و گاز، دارا بودن بیش از ۸۰۰۰ ایستگاه سوخت‌گیری، ۹۰۰۰ تانکر حمل نفت و فرآورده‌های نفتی، ۱۰۰۰ تانکر حمل گاز مایع، ۱۳۰ واحد پرکننده مخزن گاز، ۸۵ انبار نفت، به میزان زیادی در معرض آلوده شدن خاک و آب به نفت و فرآورده‌های نفتی قرار دارد [۷].

نفت خام انتقال یافته به پالایشگاه‌ها و پایانه‌های نفتی (قبل از پالایش) و همچنین محصولات نفتی تولید شده در پالایشگاه‌ها (قبل از عرضه به بازار) مدتی در مخازنی که به منظور نگهداری آن‌ها طراحی و ساخته می‌شوند، باقی می‌مانند و چون همواره مقادیر زیادی از مواد نفتی از محل مخازن در لحظه‌ی پرشدن، تخلیه و یا از طریق نشت از منافذ مخازن به خاک بستر زیرین آن‌ها نفوذ می‌کند، لذا مخازن نفتی جز منابع اصلی تولیدکننده‌ی آلاینده‌های نفتی محسوب می‌شوند [۳].

با توجه به اینکه انتشار مواد نفتی آلوده کننده در محیط زیست اطراف دارای تأثیرات نامطلوب بسیاری می‌باشد، اولین قدم در جهت رفع و پاک‌سازی محیط از این تأثیرات، شناسایی محدوده انتشار آلودگی می‌باشد و چون محیط انتشار مواد آلوده کننده در آلودگی آب و خاک، عمدتاً در زیر سطح زمین می‌باشد، لذا داشتن اطلاع و آگاهی از نحوه حرکت و تجمع این مواد در زیر سطح زمین از اهمیت بسیاری برخوردار است.

۱-۴ هدف و روش تحقیق

به‌طور کلی، پیش‌بینی مطمئن حرکت و انتقال سیالات در محیط‌های زیرسطحی از جمله موضوعات مهم و پرکاربرد در علوم خاک، هیدرولوژی آب‌های زیرزمینی، مهندسی بازیافت نفت، مهندسی محیط زیست و بسیاری موارد دیگر می‌باشد و طی دهه‌های اخیر توجه بسیاری از دانش‌پژوهان را به خود معطوف کرده است.

با توجه به طبیعت غیرخطی فرآیند انتقال و حرکت آب و سایر سیالات در محیط متخلخل، غیر همسان و غیر همگن بودن خاک و پیچیدگی عوامل گوناگون دخیل در این زمینه، راه‌حل‌های ساده و تحلیلی برای مسائل عملی در مقیاس‌های اجرایی در دست نمی‌باشد. در این پژوهش این موارد با استفاده از مدل‌سازی عددی مورد ارزیابی قرار می‌گیرد.

موفقیت در ارائه طرحی برای احیا و آلودگی‌زدایی محل‌های آلوده، بستگی به درک رفتار و توانایی پیش‌بینی انتشار این آلاینده‌ها در خاک دارد. از اهداف این پژوهش به‌کارگیری یک مدل عددی به‌منظور مدل‌سازی جریان انتقال و انتشار آلاینده‌های مختلف در محیط متخلخل خاک می‌باشد. در این پایان‌نامه به‌منظور مدل‌سازی انتشار هیدروکربن‌های نفتی در خاک از نرم‌افزار GeoStudio استفاده شده است و تأثیر پارامترهای مختلف بر انتقال و پخش این آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفته است.

CTRAN/W یک نرم‌افزار المان محدود است که می‌توان از آن برای مدل‌سازی حرکت آلاینده‌ها در محیط‌های متخلخل مانند خاک و سنگ استفاده کرد. SEEP/W هم یک نرم‌افزار المان محدود برای تحلیل تراوش آب در خاک است که در حل مسائل انتشار آلودگی و حرارت همراه با CTRAN/W مورد استفاده قرار می‌گیرد. SEEP/W را می‌توان در مدل‌سازی نحوه جابجایی و توزیع فشار آب منفذی در داخل مواد متخلخل مثل خاک و صخره استفاده کرد.

۱-۵ ساختار پایان‌نامه

فصل اول: مقدمه

در فصل اول به بررسی اهمیت و ضرورت انجام تحقیق و معرفی هدف و روش انجام پروژه پرداخته می‌شود. همچنین توضیحات مختصری در رابطه با آلودگی خاک، انواع آلاینده‌های خاک و همچنین آلاینده‌های نفتی ارائه می‌شود.

فصل دوم: انواع آلودگی خاک

در این فصل پس از ارائه مقدمه‌ای کوتاه، انواع آلودگی‌ها نام‌برده و توضیح داده شده است. سپس عوامل مؤثر بر انتشار آلاینده‌های غیر محلول بررسی شده و توضیح داده شده‌اند.

فصل سوم: گسترش آلودگی در خاک

در این فصل توضیحی مختصر در رابطه با مکانیزم انتقال آلودگی در خاک‌های غیراشباع و سفره‌های آب زیرزمینی داده می‌شود. سپس به بررسی اجمالی تئوری و فرمول‌بندی انتشار آلودگی در محیط متخلخل خاک پرداخته خواهد شد. سپس روش‌های موجود جهت بررسی آلودگی در محیط متخلخل خاک و آب‌های زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفته و در پایان مطالعات پیشین صورت گرفته در این زمینه بیان شده است.

فصل چهارم: صحت سنجی مدل سازی عددی

در فصل چهارم در ابتدا توضیحی مختصری در رابطه با نرم‌افزار مورد استفاده و روش مدل‌سازی با آن داده شده و سپس مسئله اول و دوم انتشار آلودگی به جهت مقایسه و صحت سنجی نرم‌افزار مورد بررسی قرار گرفته‌اند.

فصل پنجم: مدل سازی عددی و تحلیل حساسیت

در این فصل به بررسی کمی و کیفی تأثیر پارامترهای مختلف مؤثر بر انتقال و گسترش آلاینده‌های نفتی در شرایط مختلف پرداخته می‌شود

و در فصل ششم به نتیجه‌گیری و ارائه پیشنهادات پرداخته شده است.

فصل دوم

انواع آلودگی های خاک

۲-۱ مقدمه

بررسی هر پدیده نیازمند شناخت مفاهیم پایه و کلیاتی است که زمینه درک موضوع را ساده تر و کامل تر می‌سازد. در این بخش به شرح مختصری از تعاریف و کلیات موردنیاز برای آشنایی با موضوع تحقیق اشاره شده است. به همین منظور در ابتدا توضیحی در رابطه با انواع آلودگی‌ها و عوامل مؤثر بر حرکت آن‌ها در خاک اشاره شده است.

انتقال آلاینده‌ها در خاک در سال‌های اخیر، بسیار موردتوجه واقع شده است. ارزیابی انتقال آلاینده‌ها در خاک و اثرات شیمیایی آن‌ها، به دانشی عمیق در سه زمینه نیاز دارد:

(۱) رفتار آلاینده‌ها در خاک

(۲) سرنوشت نهایی آلاینده

(۳) تعامل بین فازهای سیال شامل آلاینده و فاز خاک در محیط چندفازه

انواع آلاینده‌ها به‌طور عمومی به دو دسته تقسیم می‌شوند:

(۱) آلاینده‌های آلی مانند هیدروکربن‌ها

(۲) آلاینده‌های غیر آلی مانند فلزات سنگین

آلاینده‌ها از نظر حلالیت در آب نیز به دو دسته محلول در آب و نامحلول در آب دسته‌بندی می‌شود. در این میان باید توجه نمود که در این مورد، واژه‌های محلول در آب و نامحلول در آب به‌طور مطلق استنباط نمی‌شوند و در واقع بخش کوچکی از آلاینده‌ای که عمدتاً به‌عنوان نامحلول در آب شناخته می‌شود، ممکن است در آب قابل حل باشد و این دسته‌بندی بیشتر به این اشاره دارد که آیا قابلیت حل‌شده اجزای آلاینده در آب در حرکت آلاینده در محیط خاک، تأثیر قابل توجهی دارد یا خیر.

۲-۲ فلزات سنگین

آلاینده‌ها از جمله عوامل مختل‌کننده اکوسیستم‌ها به شمار می‌روند و در این میان، فلزات سنگین به دلیل اثرات فیزیولوژیکی آن‌ها بر موجودات و محیط‌زیست، دارای اهمیت بسیاری هستند.

فلزات سنگین به‌طور طبیعی در مقادیر مختلف در طبیعت وجود دارند. مقدار آن‌ها در خاک تحت تأثیر عواملی چون سنگ مادر، وجود منابع آلوده‌کننده، کاربرد کودهای آلی و شیمیایی در کشاورزی و استفاده از پساب‌های صنعتی و شهری در آبیاری، متفاوت می‌باشد.

تجزیه و تحلیل نقشه پهنه‌بندی شاخص جامع فاکتور آلودگی نشان می‌دهد که فلزات سنگین منشأ زمین‌شناسی و کشاورزی دارند. در حقیقت این فلزات به‌طور طبیعی در خاک وجود دارند، اما فعالیت‌های انسان سبب تجمع بیش‌تر این فلزات در خاک می‌شود.

تعریف‌های متنوعی برای فلزات سنگین وجود دارد. بعضی از این تعریف‌ها بر اساس وزن مخصوص صورت گرفته است.

بیجروم^۱، فلزات را بر اساس وزن مخصوص آن‌ها به دو گروه فلزات سبک با چگالی کم‌تر از 4 gr/cm^3 و فلزات سنگین با چگالی بیش‌تر از 7 gr/cm^3 تقسیم‌بندی کرد [۸].

تورنتون^۲، فلزات سنگین را عناصری با چگالی بیش از 6 gr/cm^3 تعریف کرد [۹].

برکویتز^۳ و همکاران عبارت فلزات سنگین را به‌عنوان هرگونه ماده شیمیایی فلزی که در غلظت‌های پایین سمی یا خطرناک و دارای وزن مخصوص بیش‌تر از 5 gr/cm^3 باشند، تعریف کرد [۱۰].

درواقع واژه فلز سنگین برای عنصرهایی با چگالی بالا و متعلق به قسمت فلزات واسطه از جدول تناوبی به‌کار می‌رود. اغلب به دلیل کمبود فراوانی نسبی این فلزات، آن‌ها را عناصر کمیاب^۱ می‌نامند.

¹ Bjerrum

² Thornton

³ Berkowitz

فلزاتی همچون: آرسنیک، کادمیوم، کبالت، کروم، مس، جیوه، نیکل، سرب و روی در این گروه هستند [۱۱].

درک واکنش‌های فلزات سنگین در خاک، پیش‌نیاز مدل‌سازی حرکت و سرنوشت آن‌ها در محیط خاک است. طبق نظر چائو^۲، جذب سطحی، جذب، بارش، انحلال، ساختارهای پیچیده سطحی، تبادل یونیو حرکت و تثبیت بیولوژیکی، مهم‌ترین فرایندهای کنترل‌کننده حرکت فلزات سنگین در خاک هستند [۱۱].

حرکت فلزات سنگین در خاک همچنین تحت تأثیر پیوند فلزات با مواد محلول، کربنات‌ها، اکسیدها و مواد ارگانیک قرار می‌گیرد. مهم‌ترین فاکتورهای تأثیرگذار بر حرکت فلزات سنگین در خاک، قلیائیت، اکسایش و کاهش و غلظت مواد ارگانیک محلول خاک هستند.

۲-۳ هیدروکربن‌ها

هیدروکربن‌ها عبارت‌اند از ترکیبات شیمیایی که منحصراً از کربن و هیدروژن تشکیل شده‌اند و اهمیت اقتصادی و سیاسی‌شان با گسترش کنونی فرآورده‌های نفتی رو به فزونی است. هیدروکربن‌ها اساساً به‌عنوان سوخت موتور، سوخت حرارتی و ماده اولیه در ساخت روغن‌های روان‌کننده به کار می‌روند.

مهم‌ترین منبع هیدروکربن‌ها، نفت خام است. منبع دوم، زغال‌سنگ می‌باشد که قبلاً در زمینه انرژی و شیمی، اهمیت بسزایی داشت ولی تدریجاً در مقابل نفت خام، اهمیت خود را از دست داد. گازهای طبیعی نیز که نظر منشأ زمین‌شناسی با نفت خام نزدیکی دارند، منبع مهمی از هیدروکربن‌ها را تشکیل می‌دهند.

هیدروکربن‌های نفتی^۳ عنوانی است که برای توصیف کل ترکیبات شیمیایی که از نفت خام به دست می‌آیند، به کار می‌رود. نفت خام جهت تولید مواد مختلفی به کار گرفته می‌شود که این مواد نیز

¹ Trace elements

² Chao

¹ Total Petroleum Hydrocarbon (TPH)

قابلیت آلوده سازی محیط زیست را دارا می باشند. هیدروکربن های بسیاری وجود دارند که امروزه جداسازی و اندازه گیری تک تک آن ها با استفاده از تجهیزات پیشرفته آزمایشگاهی امکان پذیر می باشد. هیدروکربن های نفتی ترکیبی از مواد مختلف شیمیایی هستند که مهم ترین آن ها عبارتند از پارافین های نرمال و شاخه دار، هیدروکربن های بنزنی، آسفالت یا آسفالتن ها که شامل ترکیبات جامد و غیر فرار است. هیدروکربن های نفتی از نظر ساختار شیمیایی به چهار گروه تقسیم بندی می شوند [۱۲]:

(۱) هیدروکربن های اشباع شده و اشباع نشده

(۲) هیدروکربن ها آروماتیک

(۳) آسفالتن ها

(۴) رزین ها

هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه^۱ که اصطلاحاً PAHs نامیده می شوند، گروهی از ترکیبات آلی هستند که دارای دو یا چند حلقه بنزن و در برخی موارد، حلقه های آروماتیک می باشند و یکی از منابع آلوده کننده خاک به شمار می آیند. این ترکیبات از احتراق ناقص ترکیبات آلی، به ویژه سوخت های فسیلی تشکیل می شوند. این ترکیبات از حلالیت کمی در آب برخوردار بوده و میل شدیدی به جذب ذرات معلق و رسوبات دارند [۱۳].

۲-۴ آلاینده های غیر محلول در آب (NAPLs)^۲

آلاینده های محلول مایع (NAPLs) که از آن ها به عنوان آلاینده های غیر محلول در آب تعبیر می شود، سهم بزرگی از کل آلاینده های زیست محیطی را تشکیل می دهند. پخش این نوع آلاینده ها در لایه های سطحی زمین، عمدتاً ناشی از نشت مخازن مدفون و غیر مدفون هیدروکربن ها است. با توجه به

^۲ Polycyclic Aromatic Hydrocarbon

^۱ Non-aqueous Phase Liquids

تعداد زیاد این گونه مخازن در نقاط مختلف جهان، می‌توان به اهمیت مطالعه رفتار این نوع آلاینده‌ها پی برد.

آلاینده‌های غیر محلول در آب، هیدروکربن‌هایی هستند که در هنگام تماس با آب، در آن حل نشده و به صورت یک‌فاز جداگانه و مخلوط‌نشدنی قرار می‌گیرند. تفاوت در خواص فیزیکی و شیمیایی آب و NAPLs سبب تشکیل یک خط اتصال فیزیکی بین مایعات می‌شود، که در نتیجه از مخلوط شدن دو سیال جلوگیری می‌کند.

اگرچه نوع آلاینده‌های غیرمحلول در آب و خصوصیات شیمیایی آن‌ها در موارد گوناگون متفاوت است، اصول اولیه کلی که بر انتقال و سرنوشت نهایی این نوع آلاینده‌ها در محیط متخلخل خاک حاکم است، یکسان می‌باشد. این اصول اولیه نقش اصلی را در کمک به درک چگونگی پخش آلودگی و انتخاب روش احیا محیط آلوده شده به این نوع آلاینده‌ها را دارند.

مایعات غیرمحلول در آب، پس از تماس با سطح، تحت اثر نیروهای ثقلی و نیروهای موئینگی به سمت پایین حرکت کرده و در اسکلت خاک نفوذ می‌کنند. البته قسمتی از مایعات غیرمحلول در آب، تحت اثر خواص موئینگی در فضای حفره‌ای خاک نگه‌داشته شده و در آنجا ماندگار می‌شوند.

آلاینده‌های غیرمحلول در آب، به‌طور کلی به دو دسته مایعات غیر محلول سبک (LNAPLs)^۱ که چگالی کمتر از آب دارند و مایعات غیرمحلول سنگین (DNAPLs)^۲ با چگالی بیشتر از آب تقسیم‌بندی می‌شوند [۱۴].

۲-۴-۱ آلاینده‌های سبک غیرمحلول در آب (LNAPLs)

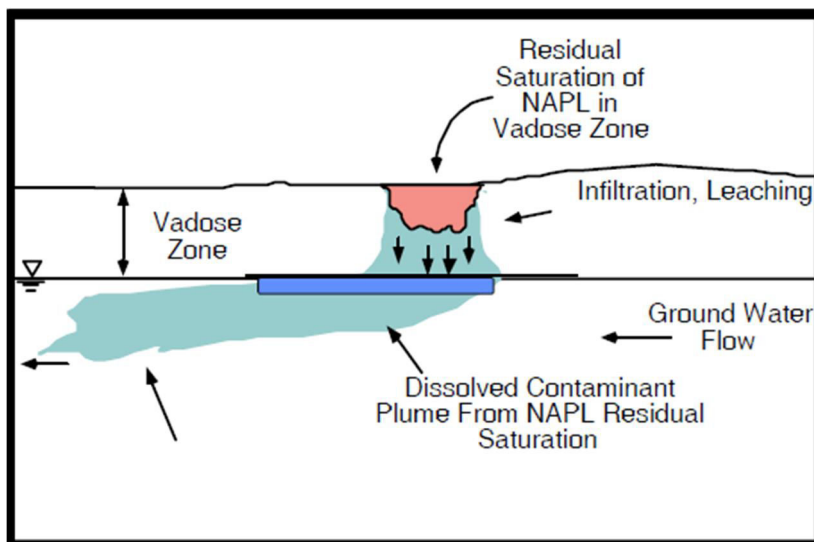
هیدروکربن‌های نفتی جزو این دسته از آلاینده‌ها هستند. این آلاینده‌ها به دلیل چگالی کمتری که دارند، وارد فاز آبی نشده و روی سطح آب می‌ایستند.

¹ Light Non-aqueous Phase Liquids

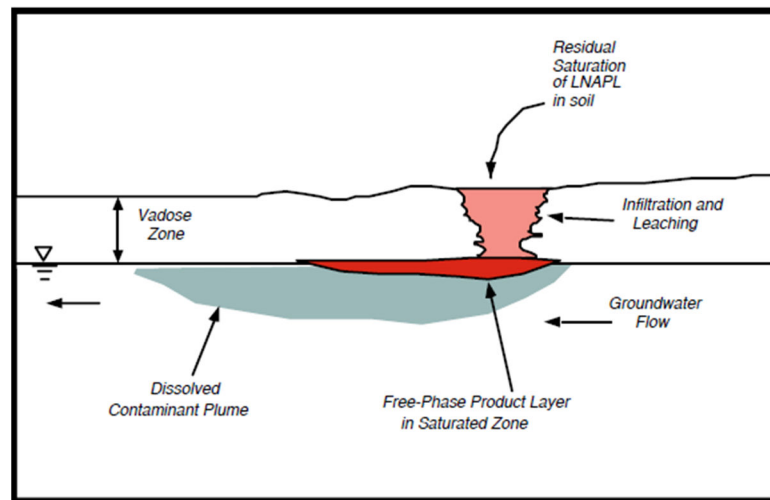
² Dense Non-aqueous Phase Liquids

بیشترین مشکلات مربوط به آلودگی آب‌های زیرزمینی، ناشی از انتشار محصولات نفتی می‌باشد. این محصولات معمولاً مخلوطی از ترکیبات آلی تشکیل شده از مواد شیمیایی با مقادیر مختلف حلالیت در آب هستند. برخی از مواد افزودنی (به‌عنوان مثال الکل‌ها) به‌شدت قابل حل در آب هستند، سایر اجزا (مانند بنزن، اتیل‌بنزن، تولوئن و زایلن) قابلیت انحلال بسیار کمی دارند.

آلاینده‌های سبک غیرمحلول (LNAPLs) تحت تأثیر نیروهای ثقل و موینگی در ناحیه غیراشباع به سمت پایین حرکت می‌کنند. قسمتی از مایع غیرمحلول تحت تأثیر خواص موینگی، در فضای حفره-ای خاک نگه‌داشته شده و در آنجا ماندگار می‌شود. وقتی آلاینده سبک غیرمحلول به سطح سفره زیرزمینی نزدیک می‌شود، به دلیل چگالی کمتر نسبت به آب، لایه نازکی از آن بر روی ناحیه موینه در قسمت بالایی ناحیه اشباع تشکیل می‌شود. البته، همان‌طور که گفته شد، برخی از ترکیبات تشکیل‌دهنده آلاینده‌های سبک غیرمحلول، قابلیت انحلال در آب را دارند. این ترکیبات در آب‌های زیرزمینی حل شده و توده آلودگی محلول به سمت پایین دست و در آب جریان می‌یابد [۱۴].



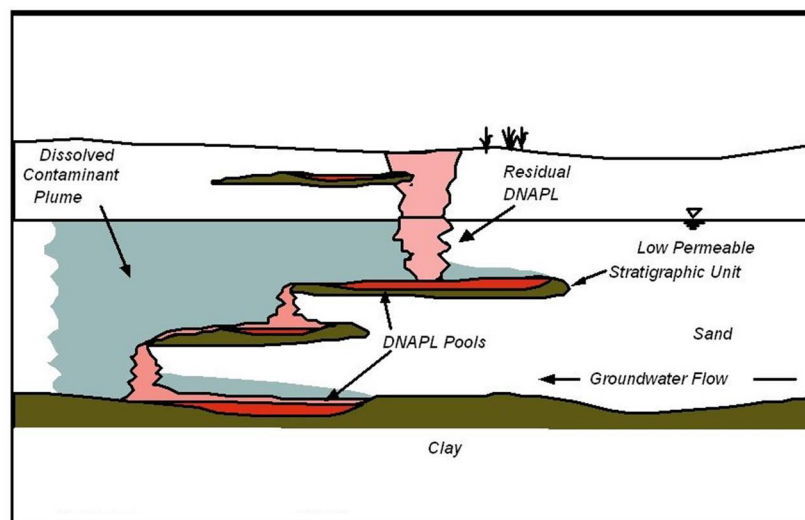
شکل ۱-۲- آلاینده سبک غیرمحلول در ناحیه غیراشباع



شکل ۲-۲- آلاینده سبک غیرمحلول در روی سطح آب زیرزمینی

۲-۴-۲ آلاینده های سنگین غیرمحلول در آب (DNAPLs)

آلاینده‌های سنگین غیرمحلول (DNAPLs)، در حال حاضر در بسیاری از سایت‌های زباله خطرناک وجود دارند. با توجه به متغیرهای متنوعی که در انتقال و سرنوشت DNAPLs، در زیر سطح زمین تأثیر می‌گذارند و در نتیجه پیچیدگی‌های ناشی از آن، آلاینده‌های سنگین غیرمحلول، عمدتاً نادیده گرفته می‌شوند. آلاینده‌های سنگین غیرمحلول، همانند آلاینده‌های سبک، در اثر نیروی ثقل و مویستگی به سمت پایین حرکت کرده و پس از رسیدن به سطح آب زیرزمینی، به دلیل چگالی بیشتری که نسبت به آب دارند، به حرکت خود تا رسیدن به لایه غیر قابل نفوذ سنگ بستر ادامه می‌دهند [۱۵].



شکل ۲-۳- آلاینده سنگین غیر محلول، در زیر سطح آب زیرزمینی،

۵-۲ پارامترهای مؤثر بر حرکت NAPLs در محیط متخلخل

۱-۵-۲ درجه اشباع^۱ و درجه اشباع پسماند^۲

درجه اشباع هر یک از سیالات حاضر در محیط غیراشباع (Sr)، بخشی از حجم کل حفرات محیط متخلخل است که توسط سیال مذکور اشغال شده‌اند. مقدار Sr برای هر سیال بین صفر و یک است و مجموع درجه اشباع تمامی سیالات محیط برابر یک است.

درجه اشباع هر سیال ارتباط تنگاتنگی با فشارهای موینگی و نفوذپذیری نسبی دارد. از آنجاکه اندازه-گیری مستقیم درجه اشباع در محیط‌های متخلخل بسیار مشکل است و مقدار آن به‌طور مداوم تغییر می‌کند، در مدل‌های ریاضی و عددی معمولاً درجه اشباع را به‌عنوان تابعی از فشار موینگی در بین سیال‌های مختلف در نظر می‌گیرند.

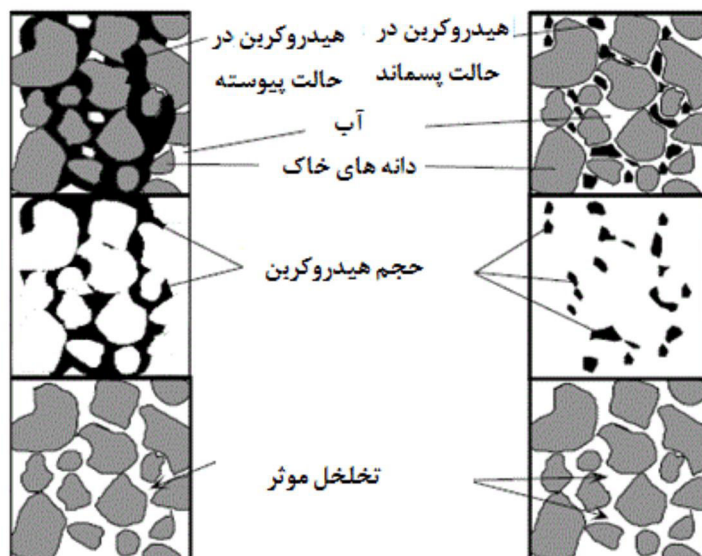
درجه اشباع پسماند نشان‌گر حجم سیال به حجم حفرات متخلخل است در زمانی که پیوستگی سیال از بین می‌رود و سیال به‌صورت حباب‌های مجزا از حرکت بازمی‌ایستد. علت اصلی ساکن شدن حباب-های سیال و مجزا شدن بخش‌های مختلف آن، وجود نیروهای موینگی می‌باشد.

درجه اشباع نفت و سایر NAPLها در خاک از اهمیت بالایی در احیای اراضی آلوده برخوردار است، زیرا می‌تواند به‌عنوان یک منبع دائمی آلوده کننده آب عمل کند.

شکل ۲-۴ هیدروکربن‌ها را در دو حالت پیوسته و پسماند (محبوس شده) نشان می‌دهد [۱۶].

¹ Saturation

² Residual Saturation



شکل ۲-۴- هیدروکربن‌ها در دو حالت پیوسته و پسماند [۱۶]

۲-۵-۲ کشش سطحی^۱

زمانی که دو سیال غیرقابل امتزاج مانند آب و NAPL ها، در تماس با یکدیگر قرار می‌گیرند، انرژی سطحی بین دو سیال موجود سبب به وجود آمدن یک سطح فیزیکی بین آن‌ها می‌شود. کشش سطحی در سطح تماس دو سیال در نتیجه تفاوت در نیروهای جاذبه مولکولی بین دو سیال به وجود می‌آید.

کشش سطحی ارتباط مستقیمی با فشار مویبندی بین دو سیال مجاور دارد و عاملی مؤثر در کنترل خاصیت ترکنندگی^۲ محسوب می‌شود.

۲-۵-۳ خاصیت ترکنندگی

تمایل یک سیال در پوشاندن یا پخش شدن روی یک سطح جامد (دانه‌های خاک) در حضور یک سیال غیرقابل امتزاج دیگر را، خاصیت ترکنندگی می‌نامند.

در محیط‌های متخلخل خاکی حاوی آلاینده‌های نفتی، آب به‌عنوان سیال ترکننده، آلاینده به‌عنوان

¹ Interfacial Tension

² Wettability

سیال نیمه‌ترکننده و هوا به‌عنوان سیال غیرترکننده عمل می‌کند. در جریان‌های چندفازی^۱، سیال ترکننده تمایل به پوشاندن سطح جامد و پر کردن حفرات ریز و مجراهای باریک حفرات را دارد و سیال غیرترکننده در حفرات بزرگ‌تر قرار می‌گیرد. خاصیت ترکنندگی ارتباط تنگاتنگی با فشار موینگی، نفوذپذیری نسبی^۲ و درجه اشباع پسماند دارد.

شکل ۲-۵، تفاوت در زاویه تماس سیال ترکننده و سیال غیرترکننده را با دانه‌های خاک نشان می‌دهد. سیال ترکننده در مقایسه با سیال غیرترکننده زاویه کمتری را با سطح دانه‌های خاک می‌سازد [۱۷].



شکل ۲-۵- زاویه تماس در خاصیت ترکنندگی [۱۶]

۲-۵-۴ فشار موینگی^۳

اختلاف فشار بین سیال ترکننده و سیال غیرترکننده فشار موینگی نام دارد. در واقع، مقدار فشار موینگی نشان‌دهنده میزان تمایل محیط متخلخل در جذب فاز ترکننده و دفع فاز غیرترکننده است. فشار موینگی معمولاً با کاهش اندازه حفرات، کاهش میزان رطوبت اولیه و افزایش کشش سطحی، افزایش می‌یابد. فشار موینگی به‌صورت اختلاف فشار بین سیال ترکننده و سیال غیرترکننده، به‌صورت زیر تعریف می‌شود:

$$P_c = P_n - P_w \quad (1-1)$$

¹ Multiphase

² Relative Permeability

³ Capillary Pressure

$P_c =$ فشار مویینگی (همواره مثبت)

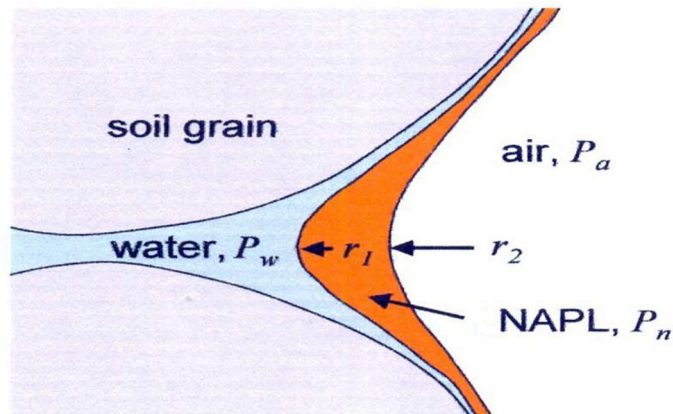
$P_n =$ فشار سیال غیرترکننده

$P_w =$ فشار سیال ترکننده

مطابق شکل ۲-۶ و رابطه ۱-۲، فشار مویینگی با انحناى دانه‌های خاک و کشش سطحی بین سیالات، مرتبط است [۱۴].

$$P_c = \frac{2\sigma}{r} \quad (1-2)$$

در معادله بالا، σ کشش سطحی بین دو سیال و r شعاع مؤثر حفره‌ای است که از سیال ترکننده پر شده و باید سیال غیرترکننده در آن وارد شود.



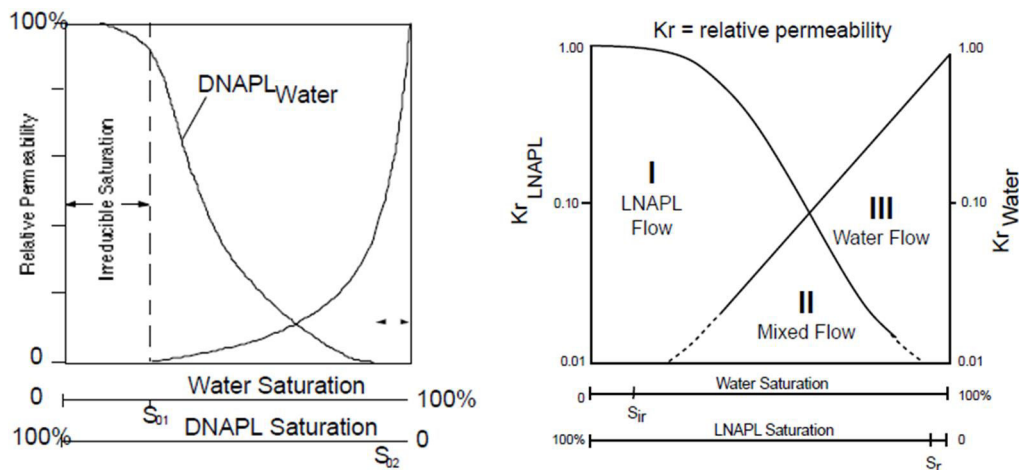
شکل ۲-۶- ارتباط فشار مویینگی با انحناى دانه‌های خاک و کشش سطحی بین دو سیال [۱۴]

۲-۵-۵ نفوذپذیری نسبی

فاکتورهای مختلفی در پخش و گسترش آلاینده‌ها در خاک مؤثرند که برای پیش‌بینی میزان گسترش آلاینده‌ها در خاک در طول زمان، لازم است تعیین شوند. در این میان، نفوذپذیری از اهمیت بالایی برخوردار است. نسبت ضریب نفوذپذیری مؤثر سیال (آلاینده) در یک درجه اشباع مشخص به ضریب نفوذپذیری سیال در درجه اشباع ۱۰۰ درصد، نفوذپذیری نسبی گفته می‌شود.

هنگامی که بیش از دو سیال در محیط متخلخل موجود است (جریان چندفازه)، سیال‌هایی که در محیط جریان دارند، برای اشغال حفره‌های محیط باهم رقابت می‌کنند و این پدیده خود باعث می‌شود که تحرک هریک از سیالات کاهش یابد. این کاهش، با نفوذپذیری نسبی تعیین می‌شود.

شکل ۲-۷ نمونه‌ای از نمودارهای نفوذپذیری نسبی در مقابل درجه اشباع را برای یک سیستم آب- NAPL نشان می‌دهد. در ناحیه غیراشباع به علت وجود سه سیال (آب، NAPL و هوا)، روابط پیچیده‌تری به‌منظور تعیین نفوذپذیری نسبی حاکم است.



شکل ۲-۷- نمودار نفوذپذیری نسبی در مقابل درجه اشباع برای یک سیستم آب- NAPL و آب- DNAPL [۱۴] و [۱۵]

۲-۵-۶ چگالی^۱ (جرم مخصوص)

چگالی یک ماده به‌صورت جرم یک ماده در واحد حجم آن تعریف می‌شود. معمولاً چگالی سیالات را نسبت به آب می‌سنجند. در اکثر موارد چگالی NAPLها بین ۱۵ تا ۵۰ درصد با آب تفاوت دارد. دسته‌بندی آلاینده‌های مایع غیرآبی به LNAPL و DNAPL دقیقاً وابسته به چگالی نسبی آنها می‌باشد. LNAPLها چگالی نسبی کمتر از یک و DNAPLها چگالی نسبی بزرگ‌تر از یک دارند.

¹ Density

بنابراین LNAPL ها بروی آب شناور می‌شوند، در صورتی که DNAPL ها در آب زیرزمینی نفوذ کرده و به حرکت خود ادامه داده تا جایی که به لایه‌های غیرقابل نفوذ برسند.

چگالی نه تنها بروی شناوری سیال تأثیرگذار است، بلکه بروی حرکت سیال در محیط متخلخل نیز اثر می‌گذارد. هدایت هیدرولیکی^۱ یک محیط متخلخل تابعی از چگالی و لزجت^۲ سیال است و هرچه چگالی یک سیال بیشتر شود، هدایت هیدرولیکی با توجه به نوع سیال افزایش می‌یابد [۱۴].

۲-۵-۷ لزجت (ویسکوزیته)

اصطکاک داخلی موجود در هر سیال که در مقابل جریان پیدا کردن سیال مقاومت می‌کند را لزجت می‌نامند. ویسکوزیته اغلب سیالات با افزایش دما، کاهش می‌یابد. با کاهش ویسکوزیته سیال انرژی کمتری برای حرکت در محیط متخلخل نیاز خواهد داشت و هدایت هیدرولیکی آن افزایش می‌یابد. جریان سیال‌های با ویسکوزیته پایین بسیار سریع‌تر از سیال‌های با ویسکوزیته بالا در خاک نفوذ کرده و از بین لایه‌ها عبور می‌کند.

² Hydraulic Conductivity

³ Viscosity

فصل سوم

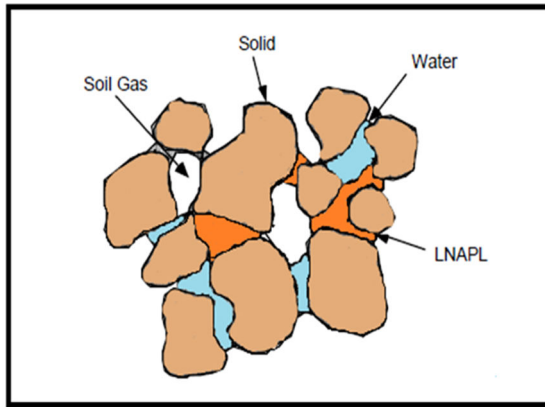
گسترش آلودگی در خاک

۳-۱ مکانیزم انتقال آلودگی در خاک‌های غیراشباع

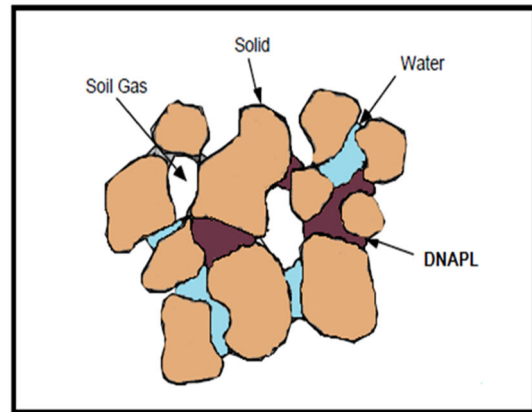
موضوع انتقال آلاینده‌ها در خاک‌های غیراشباع از مباحث فعال تحقیقاتی در دهه آخر قرن بیستم و دهه اول قرن بیستویکم بوده است و به علت پیچیدگی و تنوع مباحث آن، به نظر می‌رسد که کماکان یکی از زمینه‌های فعال تحقیقات ژئوتکنیکی و زیست‌محیطی باقی خواهد ماند.

نحوه انتقال آلاینده‌ها در خاک‌های غیراشباع در وهله اول به نوع آلاینده از نظر محلول بودن یا نامحلول بودن آن در آب بستگی دارد. آلاینده‌های محلول، پس از حل شدن در آب به همراه آن جابه‌جا می‌شوند. در این صورت در خاک غیراشباع دو فاز سیال وجود خواهد داشت که یکی آب آلوده و دیگری هوای منفذی می‌باشد. اگر آلاینده در آب حل نشود، در آن صورت در خاک سه فاز سیال شامل آب، هوا و آلاینده به‌طور هم‌زمان حرکت می‌کنند (شکل ۳-۱). در بعضی حالات، چون آلاینده‌های نامحلول فرار هستند (مانند VOCها یا ترکیبات آلی تبخیرشونده) بخشی از آلاینده تبدیل به گاز می‌شود که در آن صورت چهار فاز سیال شامل آب، هوا، گاز و آلاینده به‌صورت هم‌زمان در خاک حرکت می‌کنند. در این صورت تحلیل مسئله انتقال آلاینده در خاک غیراشباع، باید به‌صورت یک مسئله جریان چندفازه در محیط متخلخل مورد بررسی قرار گیرد.

از آنجاکه آلوده شدن خاک‌های سطحی توسط NAPLها در اطراف پالایشگاه‌های نفت و گاز، واحدهای پتروشیمی، صنایع شیمیایی و نیروگاه‌ها بسیار معمول است و خاک‌های سطحی نیز غالباً غیراشباع بوده و در بالای تراز سفره آب زیرزمینی قرار دارند، بررسی چگونگی انتقال انواع آلاینده‌های نامحلول در ناحیه سطحی غیراشباع و ارزیابی احتمال آلوده شدن سفره‌های آب زیرزمینی و نیز چگونگی رفع آلودگی از انواع خاک‌ها در حال حاضر زمینه‌های فعال تحقیقاتی هستند [۲].



(ب)



(الف)

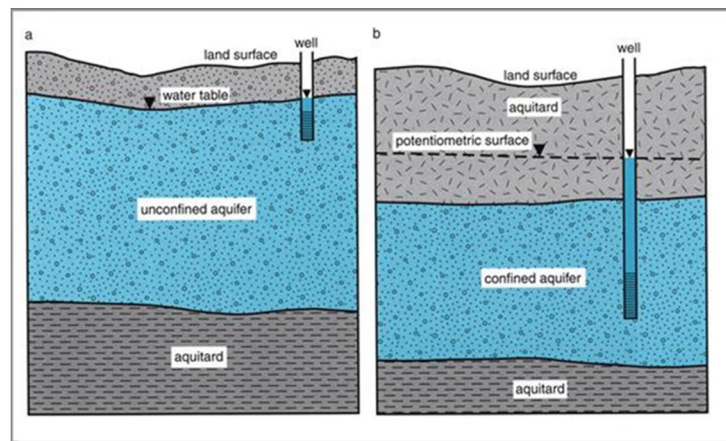
شکل ۳-۱- چهار فاز آلودگی، آب، گاز و خاک [۱۴] و [۱۵]

۲-۳ مکانیزم آلودگی آبخوان‌ها

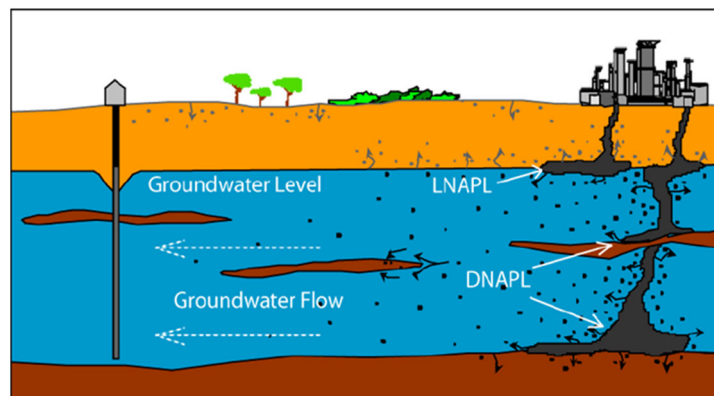
اگر آبخوان تنها در سمت پایین و در تماس با یک لایه نفوذناپذیر باشد، آن را آبخوان آزاد یا نا محصور می‌نامند. آبخوان‌هایی که هم در بالا و هم در پایین به لایه‌های نفوذناپذیر منتهی می‌شوند، آبخوان‌های محصور نامیده می‌شوند (شکل ۳-۲). از آنجایی که بیشتر آبخوان‌ها در اثر نشت مواد آلاینده از سطح زمین آلوده می‌شوند، لذا احتمال آلوده شدن آبخوان‌های نا محصور بیشتر از آبخوان‌های محصور است. سرعت حرکت آب نیز در آبخوان‌های نا محصور معمولاً بیشتر است و به همین دلیل گسترش آلودگی در این نوع آبخوان‌ها سریع‌تر اتفاق می‌افتد.

مکانیزم آلودگی سفره آب زیرزمینی اساساً به محلول بودن یا نامحلول بودن آلاینده در آب بستگی دارد. در صورتی که آلاینده در آب محلول باشد، پس از رسیدن به سطح سفره آب زیرزمینی، در آب حل شده و بسته به غلظت ماده حل شده در آب و سرعت جریان آب به صورت یک لکه در آب گسترش پیدامی‌کند. در این وضعیت، میزان غلظت آلاینده در آب شاخصی از کمیت آلودگی آب و الگوی تغییرات غلظت در سطح و در عمق، نشان‌دهنده وضعیت انتشار آلودگی در سفره آب زیرزمینی می‌باشد. در صورتی که آلاینده نامحلول در آب باشد، دیگر مسئله غلظت آلاینده در آب مطرح نیست و سیال نامحلول در آب، به صورت یک فاز سیال مستقل در کنار آب، در داخل خلل و فرج‌ها و یا درز و ترک‌های محیط حرکت می‌کند.

همان‌طور که قبلاً اشاره شد، آلاینده‌هایی که در آب حل نمی‌شوند به NAPLs موسومند. در صورتی که این آلاینده‌ها سبک‌تر از آب باشند به آن LNAPL و اگر سنگین‌تر از آب باشند، به آن DNAPL می‌گویند. در صورتی که آلاینده از نوع سبک‌تر از آب (LNAPL) باشد، پس از رسیدن به سطح سفره آب زیرزمینی بر روی آن شناور می‌شود. البته درصد کمی از آن نیز حل شده یا توسط قطرات آب جابه‌جا می‌شوند. اگر آلاینده از نوع سنگین‌تر از آب (DNAPL) باشد، پس از رسیدن به سطح سفره آب زیرزمینی، تحت اثر وزن خود به پایین حرکت می‌کند تا جایی که به کف آبخوان که یک لایه نفوذناپذیر قرار دارد، برسد (شکل ۳-۳). البته درصدی از آن نیز در حین حرکت به سمت پایین، توسط قطرات آب جدا شده و در جهت جریان منتقل می‌شود [۲].



شکل ۳-۲- a. آبخوان آزاد یا نامحصور b. آبخوان محصور



شکل ۳-۳- انتشار LNAPL و DNAPL در زیرسطح زمین

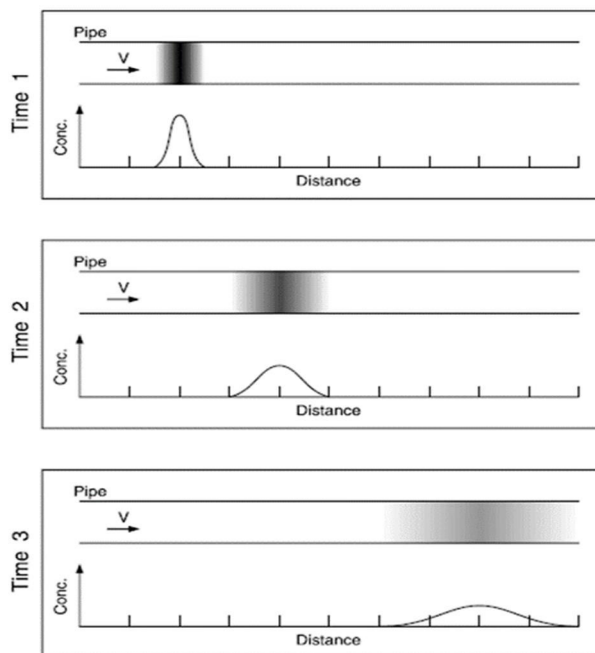
۳-۳ تئوری انتشار آلودگی

به‌طور کلی انتشار انواع آلودگی‌ها و به‌ویژه آلودگی‌های نفتی در محیط‌های خاکی مؤثر از دو فرایند کلی انتقال و تضعیف آن‌ها در این محیط می‌باشد. فرآیندهای مربوط به انتقال را می‌توان به‌صورت ریاضی بر اساس قوانین حاکم بر جریان آب در محیط‌های متخلخل نشان داد. این معادلات می‌تواند در یک تعادل جرمی با فرآیندهایی که سبب زوال می‌شود، ترکیب شود. این روش، معادله دیفرانسیل عمومی حاکم بر حرکت آلودگی را به دست می‌دهد. در ادامه به بررسی این دو فرایند پرداخته می‌شود.

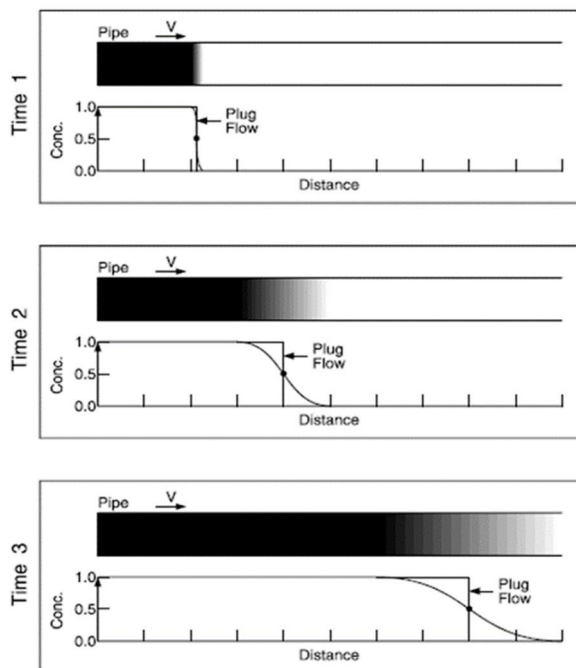
۳-۳-۱ فرایند انتقال (Transport process)

دو پارامتر اصلی در پدیده انتقال آلودگی، نقل مکان آلودگی بین دو نقطه یا همان جابه‌جایی آلودگی بین آن دو نقطه (Advection) و پراکندگی آلودگی در حین فرایند انتقال (Dispersion) می‌باشد. پدیده انتقال بین دو نقطه را می‌توان به این صورت بیان کرد که این پدیده به معنی حرکت آلودگی همراه با جریان سیال موجود در خاک، بین دو نقطه می‌باشد. پراکندگی نیز به معنی ترکیب ظاهری و گسترده شدن ناحیه انتقال آلودگی در خلال جریان سیال حاوی ماده آلاینده می‌باشد. پدیده پراکندگی آلودگی در خاک را می‌توان از شکل ۳-۴ و شکل ۳-۵ با مثالی از تزریق آلاینده‌ای مشخص در لوله حاوی خاک ماسه‌ای به‌راحتی بیان نمود. با تزریق آلودگی در لوله، آلودگی با سرعت ثابت V در طول لوله حرکت می‌کند. با توجه به تعاریف ارائه‌شده در فوق، مشخص است که به انتقال آلودگی همراه با سیال در طول لوله و با سرعتی ثابت پدیده جابه‌جایی آلودگی گفته می‌شود. همین‌طور که سیال به همراه آلاینده در طول لوله پیش می‌رود، دچار یک پخش‌شدگی نیز می‌گردد و یا به‌عبارت‌دیگر می‌توان گفت که آلودگی در طول فرایند جابه‌جایی دچار پراکندگی نیز شده است. در شکل ۳-۴ آلاینده به‌صورت آنی به داخل لوله تزریق شده و پس از تزریق در لحظه اول، از ورود سیال حاوی آلاینده به داخل لوله جلوگیری شده است. در شکل ۳-۵، آلاینده به‌صورت پیوسته و پشت سرهم به داخل لوله تزریق می‌گردد. با دقت در شکل‌های ۳-۴ و ۳-۵ درمی‌یابیم که پیشروی آلودگی

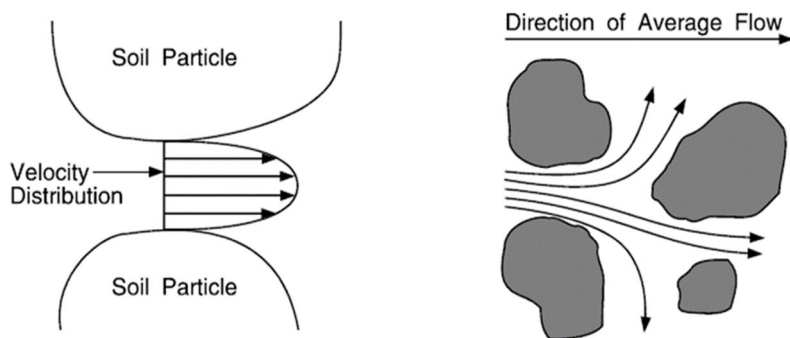
در طول لوله در زمان‌های متوالی همان جابه‌جایی آلودگی و کم شدن میزان غلظت در طول مسیر
بر اثر پخش شدن، پراکندگی آلودگی را نشان می‌دهد [۱۸].



شکل ۳-۴- جابه‌جایی و پراکندگی آلودگی در یک جریان سیال با سرعت V [۱۸]



شکل ۳-۵- جابه‌جایی و پراکندگی پیوسته آلودگی در یک جریان سیال با سرعت V [۱۸]



شکل ۳-۶- عوامل ایجادکننده انتشار مکانیکی [۱۸]

درحالی که فرآیند جابه‌جایی به‌سادگی در نتیجه جریان آب حرکت می‌کند، فرآیند پراکندگی شامل دو قسمت می‌شود. یکی پدیده اختلاط و دیگری پخش مولکولی می‌باشد.

پدیده اختلاط عموماً به پدیده پراکندگی مکانیکی معروف بوده و به تغییرات سرعت در محیط متخلخل وابسته است. همان‌طور که در شکل ۳-۶ نشان داده شده است، تغییرات سرعت در مقیاس میکروسکوپی می‌تواند رخ دهد که به ایجاد اصطکاک در میان ذرات خاک و سیال منجر می‌شود که سبب ایجاد انحنا در مسیر جریان می‌شود. این تغییرات سرعت، تغییرات غلظت را در پی دارد. زمانی که تغییرات غلظت به‌طور میانگین بیش از حجم داده شده است، مشاهده می‌شود که آلودگی منتشر شده است.

علاوه بر پدیده پراکندگی مکانیکی آلودگی در خاک، پدیده دیگری به نام پراکندگی مولکولی نیز وجود دارد. این فرآیند برخلاف پراکندگی مکانیکی که در صورت وجود جریان رخ می‌دهد، در صورت ثابت ماندن سیال و عدم حرکت آن نیز روی می‌دهد. این پراکندگی تابعی از میزان درجه اشباع و همچنین محتوای حجمی آب در محیط‌های متخلخل می‌باشد. درنهایت شکل معادله پراکندگی به‌صورت زیر بیان می‌شود:

$$D = \alpha v + D^* \quad (1-3)$$

D = ضریب پراکندگی هیدرودینامیکی

V = سرعت خطی متوسط جریان

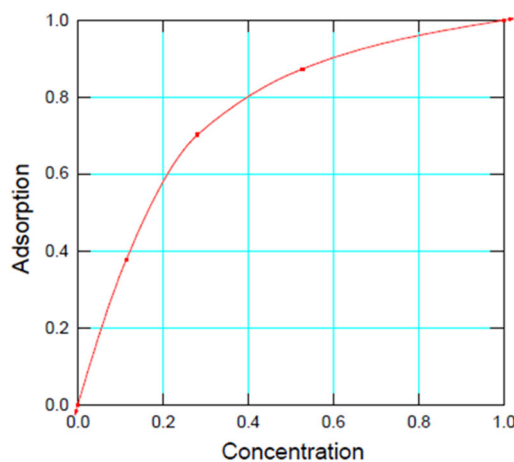
α = میزان پراکندگی محیط متخلخل

D^* = ضریب پراکندگی مولکولی

۳-۳-۲ فرایند تضعیف یا میرایی (Attenuation process)

در حین انتقال آلودگی در محیط متخلخل واکنش‌های شیمیایی مختلفی ممکن است رخ دهد که در برخی از این واکنش‌ها، خصوصیات شیمیایی اولیه خاک ممکن است دچار تغییر شود و خاصیت آلاینده‌ی نسبت به زمان و مکان کاهش پیدا کند که به این فرایند تضعیف یا میرایی می‌گویند. این واکنش‌های شیمیایی ممکن است بین توده آلاینده و ذرات و یا بین توده آلاینده و سیال و آب بین حفره‌ای رخ دهد. یکی از مهم‌ترین پدیده‌های مؤثر در فرایند تضعیف، پدیده جذب سطحی می‌باشد. جذب سطحی باعث کاهش میزان آلاینده در طول مسیر حرکت آن در خاک شده و از این طریق باعث کاهش غلظت آلاینده و کاهش سرعت انتشار آن در محیط خاک می‌گردد.

میزان جذب سطحی رخ داده در طی فرایند تضعیف، تابعی از غلظت آلاینده در محیط متخلخل می‌باشد. این ارتباط توسط یک تابع جذب سطحی که میزان جذب سطحی را به میزان غلظت آلاینده ارتباط می‌دهد، بیان می‌شود. یک مثال از این تابع در شکل ۳-۷ نشان داده شده است.



شکل ۳-۷- مثالی از جذب سطحی به‌عنوان تابعی از غلظت آلاینده [۱۸]

به‌طور کلی میزان جذب سطحی یک آلاینده در خاک با تابعی از S و C نشان داده می‌شود. به‌طوری‌که S جرم آلودگی جذب‌شده بر واحد جرم ذرات خاک و C غلظت آلودگی در محیط متخلخل می‌باشد.

یک فرایند دیگر پدیده تضعیف در مورد آلودگی‌های رادیواکتیو، تجزیه رادیواکتیوی می‌باشد. تجزیه رادیواکتیوی باعث کاهش جرم و میزان آلاینده در سیستم سیال حاوی آلاینده می‌شود. باین‌وجود، تجزیه رادیواکتیوی، برخلاف پدیده جذب سطحی، متناسب با زمان سپری‌شده در طول انتقال آلودگی بوده و برگشت‌پذیر نمی‌باشد.

۳-۴ معادلات کلی انتشار آلودگی

پس از بررسی کلی پارامترهای تأثیرگذار در فرایند انتشار آلودگی در یک محیط متخلخل خاکی، به نحوه و میزان تأثیر آن‌ها و به‌طورکلی معادله دیفرانسیلی که بیان‌گر تأثیر پارامترهای مختلف در پدیده انتشار آلودگی می‌باشد، پرداخته می‌شود.

۳-۴-۱ سرعت جریان

سرعت به‌کار برده شده در پدیده انتشار و روابط بیان‌شده در مطالب پیشین، سرعت ظاهری و یا سرعت داری می‌باشد که از تقسیم میزان دبی عبوری جریان بر مساحت سطح مقطع خاک موردبررسی به دست می‌آید. برای محاسبه میزان سرعت جریان، در تخمین مساحت عبوری دبی جریان، سطح مقطع ذرات خاک مانند مقطع فضاهای خالی در نظر گرفته می‌شود؛ ولی میزان مقطع واقعی عبوری دبی جریان اندکی کمتر از مساحت مقطع به‌کاررفته می‌باشد که این اختلاف به دلیل وجود ذرات و دانه‌های خاک می‌باشد. با درک این مطلب مشخص می‌شود که سرعت واقعی جریان عبوری از داخل خاک اندکی بیشتر از سرعت داری می‌باشد. طبق این تعریف تخلخل عبارت است از حجم فضاهای خالی تقسیم بر حجم کل نمونه خاک. سطح مقطع عبوری موجود برای جریان سیال نیز عبارت است از

تخلخل ضربدر سطح مقطع کل عبوری. بنابراین سرعت متوسط خطی جریان ذرات خاک عبارت است از [۱۸]:

$$V = \frac{Q}{nA} \quad (2-3)$$

یا

$$V = \frac{U}{n} \quad (3-3)$$

که:

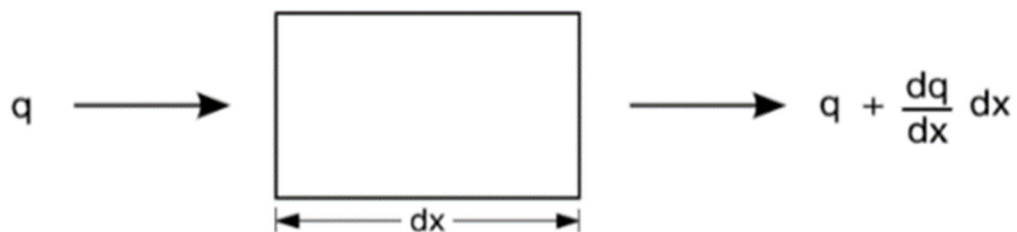
U = سرعت دارسی یا سرعت جریان متوسط ظاهری

n = تخلخل

۳-۴-۲ معادلات Advection-dispersion

معادلات به دست آمده برای انتقال آلودگی به طور کلی تحت عنوان معادلات انتقالی یا معادلات جابجایی-پراکندگی شناخته شده اند. معادلات انتقال آلاینده با استفاده از در نظر گرفتن شار جرم q در یک حجم المانی محیط و ماده متخلخل و همان طور که در شکل (۳-۸) نشان داده شده است به دست می آید. شار عبوری خالص از المان نیز عبارت است از [۱۸]:

$$\text{net mass flux} = \frac{\partial q}{\partial x} dx \quad (4-3)$$



شکل ۳-۸- بقای جرم در یک المان ۱ بعدی

با توجه به زمان تغییر در میزان جرم کل M ، داریم:

$$\frac{\partial M}{\partial t} dx = - \frac{\partial q}{\partial x} \quad (5-3)$$

طبق تعریف غلظت C برابر جرم M آلاینده حل شده در واحد حجم آب می باشد و در شکل معادله ای داریم:

$$M = C.V_w \quad (3-6)$$

یا

$$C = \frac{M}{V_w}$$

حجم آب در واحد حجم المان برابر محتوای حجمی آب (θ) می باشد. بنابراین داریم:

$$M = X.\theta \quad (3-7)$$

با توجه به مطالب فوق و با جایگذاری موارد مذکور در معادلات لازم خواهیم داشت:

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} dx = - \frac{\partial q}{\partial x} dx \quad (8-3)$$

شار جرم عبوری از المان، از دو عامل انتقال و پراکندگی ایجاد می شود. شکل معادله ای این دو مکانیزم عبارت اند از :

$$\text{advection} = V\theta C = UC \quad (9-3)$$

$$\text{dispersion} = -\theta D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (10-3)$$

که:

V = سرعت میانگین خطی

θ = محتوای آب حجمی

C = غلظت

D = ضریب پراکندگی هیدرودینامیکی

U = سرعت داریسی

علامت منفی در معادله پراکندگی بیانگر این مطلب است که جریان از نقطه با غلظت بیشتر به نقطه با غلظت کمتر در حرکت است. با جایگزینی دو معادله فوق در معادله دیفرانسیلی به دست آمده معادله زیر به دست می آید:

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} (-\theta D \frac{\partial C}{\partial x} + UC) = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} \quad (11-3)$$

حال با تقسیم معادله فوق بر θ خواهیم داشت :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} \quad (12-3)$$

که V سرعت میانگین خطی است. C_{tran} از فرم عمومی تر معادله (معادله ۳-۱۰) استفاده می کند. ضریب پراکندگی هیدرودینامیکی D ، همان طور که قبلاً گفته شد، به صورت زیر می باشد:

$$D = \alpha v + D^*$$

۳-۴-۳ معادلات کلی

معادله قبل نشان دهنده انتقال آلاینده بدون هیچ گونه واکنش شیمیایی یا تجزیه رادیواکتیوی است. برای کلی کردن معادله فوق، باید پارامترهای پدیده زوال، یعنی همان جذب سطحی و تجزیه رادیواکتیوی را نیز به معادله اضافه کنیم.

در انتقال یک ماده رادیواکتیو، جرم ماده آلاینده ممکن است در طی فرایند انتقال و بر اثر تجزیه رادیواکتیو یون‌ها در آب بین حفره‌ای یا در اثر فروپاشی یون‌های متصل به ذرات خاک کاهش یابد. غلظت کاهش‌یافته در اثر تجزیه رادیواکتیوی، با میزان غلظت اولیه C_0 برابر است با [۱۸]:

$$C = C_0 e^{-\lambda t} \quad (۱۳-۳)$$

که در این رابطه t زمان سپری‌شده از ابتدای انتشار آلودگی و λ ضریب تجزیه می‌باشد. ضریب تجزیه می‌تواند تابعی از نیمه‌عمر ماده رادیواکتیو باشد. طبق تعریف، نیمه‌عمر T ، زمان سپری‌شده در هنگامی است که غلظت ماده آلاینده نصف غلظت اولیه آن باشد. بنابراین:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} = e^{-\lambda T} \quad (۱۴-۳)$$

همچنین می‌توان نوشت:

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T} = 0.693 \quad (۱۵-۳)$$

شکل دیفرانسیلی معادلات بالا بر حسب زمان به صورت زیر می‌باشد:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\lambda C \quad (۳-۱۶)$$

مقدار جرم ماده رادیواکتیو در آب بین حفره‌ای M_w در یک واحد حجمی المان برابر θC می‌باشد و داریم:

$$M_w = \theta C = \theta C_0 e^{-\lambda t} \quad (۱۷-۳)$$

جذب سطحی S برابر است با مقدار جرم چسبیده به ذرات خاک در اثر جدایی از ذرات آلاینده، تقسیم بر جرم جامدات.

$$S = \frac{\text{جرم ذرات چسبیده به مواد جامد}}{\text{جرم مواد جامد}} \quad (18-3)$$

همچنین با توجه به تعریف چگالی خاک، پارامتر S به شکل زیر تعریف می‌شود:

$$S = \frac{M_s}{\rho_d} \Rightarrow M_s = S \cdot \rho_d \quad (19-3)$$

که M_s برابر است با مقدار جرم چسبیده به جرم واحد ذرات خاک. در حالت تجزیه رادیواکتیو نیز داریم:

$$M_s = S \cdot \rho_d = \rho_d S_0 e^{-\lambda t} \quad (20-3)$$

بنابراین، مجموع جرم رادیواکتیوی M در دو فاز سیال و جامد برابر است با:

$$\begin{aligned} M &= M_w + M_s \\ &= \theta C_0 e^{-\lambda t} + \rho_d S_0 e^{-\lambda t} \end{aligned} \quad (21-3)$$

نرخ تغییر جرم ناشی از تجزیه برابر است با :

$$\frac{\partial M}{\partial t} = -\lambda \theta C - \lambda S \rho_d \quad (22-3)$$

در این حالت معادله دیفرانسیل انتشار آلودگی برای یک ماده که تجزیه رادیواکتیوی نیز دارد به شکل زیر می‌باشد:

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \theta C - \lambda S \rho_d \quad (23-3)$$

برای انتقال یک ماده واکنش‌پذیر که دچار جذب سطحی می‌شود، حرکت جرم آلاینده همچنین تحت تأثیر جذب سطحی این ماده توسط ذرات خاک نیز می‌باشد. با توجه به تعاریف قبلی داریم:

$$M_s = S \cdot \rho_d \quad (24-3)$$

نرخ تغییرات جرم جذب شده به صورت زیر می باشد:

$$\frac{\partial M_s}{\partial t} = \rho_d \frac{\partial S}{\partial t} \quad (25-3)$$

جذب سطحی S تابعی از غلظت C می باشد. نتایج تجربی معمولاً تابع S بر حسب C را به صورت نمودار

شکل (۹-۳) ترسیم می کنند. شیب نمودار S بر حسب C، $\frac{\partial S}{\partial C}$ می باشد. معادله قبلی را می توان

به صورت زیر نیز بیان کرد:

$$\frac{\partial M_s}{\partial t} = \rho_d \frac{\partial S}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (26-3)$$

با اضافه کردن جمله جذب سطحی به معادله اصلی انتشار آلودگی خواهیم داشت:

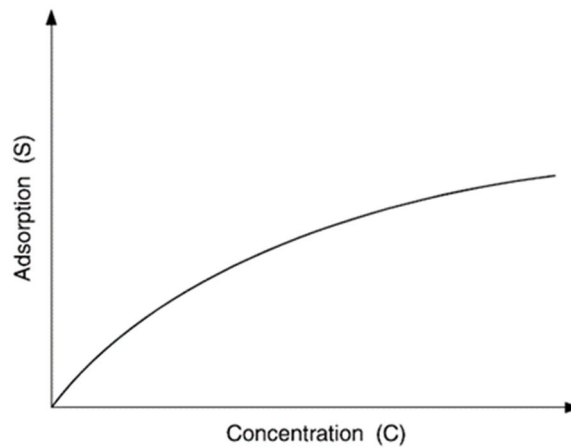
$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} + \rho_d \frac{\partial S}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \theta C - \lambda S \rho_d \quad (27-3)$$

این معادله به صورت زیر نیز نوشته می شود:

$$\left(\theta + \rho_d \frac{\partial S}{\partial C} \right) \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \theta C - \lambda S \rho_d \quad (28-3)$$

از معادله دیفرانسیلی کلی فوق، می توان در روش های عددی مختلف برای محاسبه میزان انتشار

آلودگی در زمان و مکان مورد نظر استفاده کرد.



شکل ۳-۹- رابطه بین جذب و غلظت [۱۸]

۳-۵ روش های حل معادله انتشار آلودگی

روش های موجود جهت بررسی آلودگی در محیط متخلخل خاک و آب های زیرزمینی به سه صورت، روش های تجربی آزمایشگاهی، روش های تحلیلی و روش های عددی امکان پذیر می باشد.

در قالب روش های تجربی نمی توان یک ماده آلوده کننده را در خاک و آب های زیرزمینی به صورت مستقل مورد بحث قرارداد و غلظت آن را در نقاط مختلف با دقت کافی به دست آورد. روش های تحلیلی حل معادله دیفرانسیل نیز فقط برای شرایط خاص و ساده شده قابل استفاده می باشد و استفاده از آن محدودیت هایی را به همراه دارد. روش های عددی برای حل این معادله کاربرد بسیاری دارند که می توانند به راحتی تمام شرایط محیطی را ارضا کنند.

۳-۵-۱ روش های تجربی

این نوع بررسی ها معمولاً شامل مدلی با مقیاس مشخص از واقعیت می باشد که با ثابت نگه داشتن بعضی از پارامترها مانند شرایط مرزی، سرعت و جهت حرکت آب، غلظت آلاینده ورودی و ...، پارامترهای دیگر مانند غلظت آلاینده خروجی را اندازه گیری می کنند. خطای حاصل از این روش، تحت تأثیر وسایل و شرایط آزمایشگاه می باشد.

۲-۵-۳ روش های تحلیلی

همان‌طور که ذکر شد حل معادلات به روش های تحلیلی، تنها برای حالات خاصی از مسئله قابل دسترسی است و برای حالات کلی نمی‌توان از این روش استفاده نمود. از دلایل مهم این موضوع می‌توان به ناهمگن بودن و غیرایزوتروپ بودن محیط متخلخل، ناماندگار بودن جریان آب، وجود منابع افزاینده یا کاهنده پیچیده و همچنین شرایط مرزی اشاره کرد.

معادله انتشار ماده در محیط‌های متخلخل برای بعضی از حالت‌های ساده شده دارای راه‌حل‌های تحلیلی می‌باشد. این راه‌حل‌ها کاربرد بسیاری در تخمین اولیه و ارزیابی کلی پخش آلودگی‌ها دارند. برای دستیابی به این راه‌حل‌ها، نیاز به شرایطی خاص و فرضیاتی ساده‌کننده می‌باشد که عبارت‌اند از:

- همگن بودن محیط
- موازی بودن جریان
- ثابت بودن سرعت جریان
- ثابت بودن ضریب کندسازی
- قابل اغماض بودن انتشار مولکولی

درعین حال و حتی باوجود شرایط بالا نیز پاسخ‌های تحلیلی چندان ساده نبوده و متشکل از عبارات پیچیده و طولانی ریاضیاتی می‌باشد.

۳-۵-۳ روش های حل عددی

همان‌گونه که قبلاً گفته شد، استفاده از روش های تحلیلی همواره محدودیت‌هایی را به دنبال دارد که اکثراً با شرایط موجود در طبیعت سازگاری ندارد. از مهم‌ترین اشکالات روش های تحلیلی جهت بررسی پدیده‌های فیزیکی، شرایط مرزی محدودکننده آن‌ها می‌باشد. در این میان روش های عددی با فرضیات کم و شرایط مرزی پیچیده، قادر به حل کردن بسیاری از پدیده‌های مهندسی می‌باشند.

سه روش مهم عددی که در حل بسیاری از مسائل مورد استفاده قرار می‌گیرند، عبارت‌اند از:

(۱) روش اجزای محدود^۱ (FE)

(۲) روش تفاضلات محدود^۲ (FD)

(۳) روش احجام محدود^۳ (FV)

در ادامه توضیح مختصری در رابطه با هر یک از روش‌های ذکر شده ارائه می‌گردد.

۳-۵-۳ روش اجزای محدود

در روش اجزای محدود، محیط‌های پیوسته واقعی یا اجسامی به شکل جامد، مایع یا گاز را به صورت مجموعه‌ای مرکب از تقسیمات کوچک‌تر به نام المان یا جزء در نظر می‌گیرند. این اجزاء به صورتی در نظر گرفته می‌شوند که در نقاط مشترک معینی به نام گره به یکدیگر متصل می‌باشند. این گره‌ها معمولاً بر روی مرزهایی که المان‌ها را به المان‌های مجاور متصل می‌کنند، در نظر گرفته می‌شوند. از آنجا که تغییرات واقعی متغیر میدان (مانند جابه‌جایی، تنش، دما، فشار و ...) در داخل این محیط پیوسته، مجهول می‌باشد، فرض می‌شود که تغییرات متغیر میدان در داخل یک المان محدود را می‌توان به وسیله یک تابع ساده تقریب زد. این توابع تقریبی (که مدل درونیاب نیز نامیده می‌شوند) بر حسب مقادیر متغیرهای میدان در گره‌ها تعریف می‌شوند. هنگامی که معادلات میدان برای تمامی محیط پیوسته نوشته می‌شود، مجهولات جدید، مقادیر متغیرهای میدان در گره‌ها خواهند بود. با حل معادلات میدان که عموماً به شکل معادلات ماتریسی می‌باشد، مقادیر گره‌ای متغیر میدان به دست خواهد آمد. با پیدا نمودن این مجهولات، توابع تقریبی متغیر میدان را در سراسر مجموعه المان‌ها تعریف می‌کنند.

¹ Finite Element

² Finite Difference

³ Finite volume

حل عمومی محیط‌های پیوسته به وسیله روش اجزای محدود همیشه از یک فرآیند منظم مرحله‌به‌مرحله پیروی می‌کند. با توجه به مسائل سازه استاتیکی، روش مرحله‌به‌مرحله را می‌توان به صورت زیر بیان نمود [۱۹]:

مرحله ۱- گسسته سازی سازه: مرحله اول در روش اجزای محدود، تقسیم سازه یا ناحیه حل موردنظر به بخش‌های کوچک‌تر به نام المان می‌باشد. لذا سازه مورد تحلیل را باید با المان‌های محدود مناسب مدل‌سازی نمود. در مورد تعداد، نوع، اندازه و ترتیب المان‌ها نیز باید تصمیم‌گیری کرد.

مرحله ۲- انتخاب یک مدل درونیاب یا مدل جابه‌جایی مناسب: از آنجایی که حل مربوط به جابه‌جایی یک سازه مرکب تحت هر شرایط بارگذاری مشخص را نمی‌توان به طور دقیق پیش‌بینی نمود، یک راه-حل مناسب برای بدست آوردن جواب تقریبی مجهولات در المان فرض می‌شود. راه‌حل فرض شده باید ساده باشد و شرایط همگرایی معینی را ارضا کند.

مرحله ۳- به دست آوردن ماتریس‌های سختی و بردارهای نیروی المان: از مدل جابه‌جایی فرض شده و با استفاده از شرایط تعادل یا اصل تغییری مناسب، ماتریس سختی $[K^{(e)}]$ و بردار نیروی $P^{(e)}$ المان e به دست می‌آید.

مرحله ۴- جمع کردن معادلات المان‌ها برای به دست آوردن معادلات کلی تعادل: از آنجاکه سازه از چندین المان محدود تشکیل شده است، ماتریس‌های سختی و بردارهای نیروی المان‌های منفرد را باید با یک روش مناسب با یکدیگر جمع نموده و معادلات تعادل کلی را به شکل $[K]\bar{\Phi} = \bar{P}$ فرمول‌بندی کرد که $[k]$ ماتریس سختی جمع‌شده، $\bar{\Phi}$ بردار جابه‌جایی گره‌ها و \bar{p} بردار نیروهای گره‌ای برای کل سازه نامیده می‌شوند.

مرحله ۵- حل جابه‌جایی‌های مجهول در گره‌ها: معادلات تعادلی کلی فوق باید برای اعمال شرایط مرزی اصلاح شوند. پس از اعمال شرایط مرزی معادلات تعادل را می‌توان به صورت $[k]\bar{\Phi} = \bar{p}$ بیان

نمود. برای مسائل خطی بردار $\bar{\phi}$ را به آسانی می‌توان حل کرد، اما برای مسائل غیرخطی این حل طی مراحل متوالی که هر مرحله شامل اصلاح ماتریس سختی $[k]$ و یا بردار نیروی \bar{p} یا هر دو می‌باشند، به دست می‌آورد.

مرحله ۶- محاسبه تنش‌ها و کرنش‌های المان‌ها: در صورت نیاز با استفاده از جابه‌جایی‌های گره‌ای معلوم می‌توان $\bar{\phi}$ تنش‌ها و کرنش‌های المان را با استفاده از معادلات موردنیاز مکانیک سازه‌ها یا مکانیک جامدات حل نمود.

۳-۵-۳ روش تفاضلات محدود

یکی دیگر از روش‌های عددی مهم روش تفاضلات محدود می‌باشد. در این روش نیز معادلات دیفرانسیل به معادلات ساده و قابل‌حل تبدیل می‌شوند تا بتوان آن‌ها را به راحتی حل نمود. این روش را با توجه به چگونگی به کار بردن آن‌ها برای مسائل آب‌های زیرزمینی شرح می‌دهیم [۱۹].

برای حل معادله دیفرانسیل موردنظر، محدوده مورد مطالعه را به شبکه‌های چهارضلعی (مربعی یا مستطیلی) تقسیم می‌نماییم. در تمام این شبکه‌ها که اندازه اضلاع آن‌ها Δx و Δy می‌باشد، مقادیر و ضرایبی که در معادله اصلی جریان و معادله پخش-انتشار وجود دارند را ثابت فرض می‌کنیم (این مقادیر در کل آبخوان متغیر هستند ولی با تقریب، آن‌ها را برای هر شبکه ثابت و معادل یک در نظر می‌گیریم). با ثابت فرض کردن این ضرایب در هر شبکه، معادله ساده‌تر می‌شود. در این مرحله معادلات آب‌های زیرزمینی را برای هر شبکه می‌توان نوشت و دستگاه معادلات حاصل را حل نمود. در روش‌های ریاضی حل معادلات و همچنین تعاریف مشتقات از المان‌های بسیار کوچک dx و dy کمک می‌گیریم و با پیوسته بودن تابع، انتگرال مشتق‌های موردنظر را گرفته و به حلی که بسیار به واقعیت نزدیک است دست پیدا می‌کنیم، اما در روش تفاضلات محدود از المان‌هایی به ابعاد Δx و Δy که بزرگ‌تر از dx و dy است، استفاده می‌کنیم. آنچه مسلم است، اینکه هرچه المان‌های Δx و Δy کوچک‌تر باشند، پاسخ دقیق‌تری خواهیم داشت. روش تفاضلات محدود، تقریب‌هایی را برای دیفرانسیل-

های درجه اول و دوم به کار می‌برد که با استفاده از این تقریب‌ها، معادلات دیفرانسیل به معادلات ساده ریاضی تبدیل می‌شوند. این تقریب‌ها برای دیفرانسیل درجه اول و درجه دوم در حالت یک‌بعدی چنین هستند:

$$\frac{\delta f}{\delta x} \approx \frac{f_i - f_{i-1}}{\Delta x}, \quad \frac{\delta^2 f}{\delta x^2} \approx \frac{f_{i+1} - 2f_i + f_{i-1}}{\Delta x^2}$$

در تقریب‌های فوق f تابعی است که در هر شبکه باید مقدار آن تعیین شود و در حقیقت همان مجهول معادله می‌باشد. با تعیین این مجهول در تمامی شبکه‌ها، مقدار آن برای کل آبخوان مشخص می‌شود. اندیس i شماره هر شبکه در تحلیل یک‌بعدی می‌باشد. در شبکه‌های دوبعدی اندیس i, j خواهیم داشت. با کمک قریب‌ها در هر شبکه یک معادله ساده داریم و وقتی کل شبکه را با هم در نظر می‌گیریم، یک دستگاه معادلات ماتریسی به شکل $AH=B$ به دست می‌آید که در آن A ماتریس مربعی ضرایب این معادلات، H ماتریس ستونی مجهولات هر شبکه و B ماتریس ستونی مقادیر معلوم هر شبکه است که با روش‌های ریاضی موجود این معادلات حل می‌شوند.

۳-۵-۳ روش احجام محدود

روش عددی حجم محدود از جمله روش‌های عددی است که برای تقریب معادلات دیفرانسیل به کار می‌رود. این روش در سال ۱۹۸۰ برای اولین بار توسط Patankar معرفی و به‌کارگرفته شد. این روش از تلفیق دو روش تفاضل محدود و المان محدود و به‌دنبال بسط و توسعه این روش‌ها ابداع شده است. روش حجم محدود را روش حجم کنترل نیز می‌نامند. در این روش مانند اکثر روش‌های عددی، میدان محاسباتی به تعدادی حجم کنترل به‌گونه‌ای تقسیم می‌شود که هر گره را یک حجم کنترل احاطه کرده و حجم‌های کنترلی دارای حجم مشترک با یکدیگر نباشند. معادله دیفرانسیل روی هر یک از حجم‌های کنترلی انتگرال گرفته می‌شود. پروفیل‌های قطعه به قطعه که تغییر متغیر موردبررسی (ϕ) را بین گره‌ها بیان می‌کنند، برای محاسبه انتگرال‌های لام استفاده می‌شوند. نتیجه،

معادلات انفصال است که شامل مقادیر (ϕ) برای گروهی از گره‌ها است. معادله انفصال به دست آمده اصل بقا (ϕ) را برای حجم کنترلی محدود بیان می‌دارد، درست همان گونه که معادله دیفرانسیل آن را برای یک حجم کنترلی بی‌نهایت کوچک بیان می‌کند. با حل معادله انفصال، مقادیر متغیر وابسته (مجهول مسئله) در گره‌ها به دست می‌آید. در روش احجام محدود، مقدار به دست آمده برای مجهول مسئله در نقاط گره‌ای، به عنوان جواب مسئله ارزیابی می‌شود [۱۹].

۳-۶ مطالعات انجام شده در زمینه انتشار آلودگی

در این بخش به بیان برخی از مطالعات صورت گرفته توسط محققین و دانشمندان در ارتباط با موضوع پایان نامه پرداخته می‌شود. مطالب ارائه شده در این فصل به صورت کاملاً خلاصه بیان می‌گردد و توصیه می‌شود محققین به منظور فهم بیشتر و کامل تر این مطالب به منابع آن‌ها که در بخش مراجع این پژوهش آورده شده است، مراجعه نمایند.

۳-۶-۱ مروری بر تحقیقات آزمایشگاهی انجام شده در زمینه انتشار آلودگی

گیتی پور و همکاران در سال ۱۳۸۱ با استفاده از آزمایش‌های مختلف صحرائی و آزمایشگاهی، میزان آلودگی خاک‌های اطراف پالایشگاه‌ها را مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها در این تحقیق با استفاده از روش‌های مختلف آزمایشگاهی و نمونه‌برداری به بررسی میزان غلظت آلودگی خاک جنوب پالایشگاه تهران پرداختند. برای بررسی آلودگی خاک آزمایشات مکانیک خاک (دانه‌بندی، هیدرومتری، حدود خمیری و روانی، نفوذپذیری، وزن مخصوص صحرائی) و آزمایش‌های اندازه‌گیری آلاینده‌ها با شاخص BTEX (بنزن، تولوئن، ایل‌بنزن، زایلن) بر روی نمونه‌های خاک صورت گرفت.

در نتیجه بررسی‌ها و مطالعات صورت گرفته و همچنین با استناد به استانداردهای مختلف، محل‌های مختلفی که آلودگی خاک آن‌ها بیشتر از مقدار مجاز بود، شناسایی شده و آلاینده‌ها از نظر میزان سمی بودن مورد بررسی قرار گرفتند [۲۰].

عبادی و کرمانی در سال ۱۳۸۸، تأثیر نفت خام بر پارامترهای ژئوتکنیکی خاک را مورد بررسی قرار دادند. در این پژوهش خصوصیات ژئوتکنیکی خاک آغشته به درصدهای مختلف نفت خام، توسط نتایج آزمایش‌های برش مستقیم، تراکم، تحکیم، سه-محوری و تک‌محوری برای خاک‌های دانه‌ای و حدود اتربرگ، قابلیت تورم و مقاومت برشی برای خاک‌های چسبنده، مورد بررسی قرار داده می‌شود، به این صورت که خاک با درصدهای مختلف وزنی (نسبت وزن نفت به وزن خاک خشک) با نفت مخلوط شده و پس از گذشت زمانی از یک هفته تا یک ماه، مورد آزمایش قرار گرفته است [۲۱].

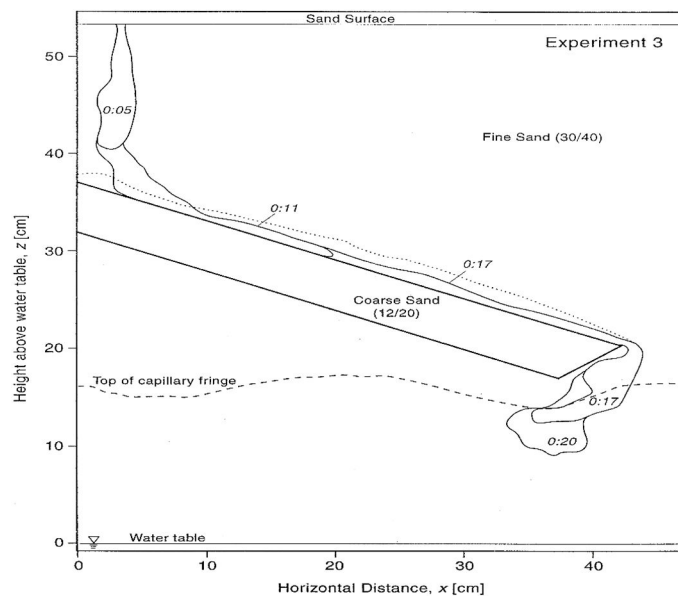
Annable در سال ۱۹۹۱ آزمایشاتی را بر روی ستون‌های خاکی انجام داد که جریان‌های موجود در این ستون‌های خاکی شامل سه فاز هوا، آب و بنزین بودند. هدف از انجام این آزمایش‌ها، شبیه‌سازی شرایط موجود در خاک‌های غیراشباع بوده و به منظور بررسی انتقال آلودگی در شرایط غیراشباع طراحی شده بودند.

انتقال آلودگی مشاهده شده در آزمایشات و مطالعاتی که به طور هم‌زمان با این آزمایشات انجام می‌گرفت، نشان داد که نشت بنزن، تولوئن، اتیل بنزن و نفتالن را می‌توان با استفاده از روش‌های مبتنی بر معادلات شیمیایی و به صورت قابل قبولی شبیه‌سازی نمود [۲۲].

یک سری آزمایشات جریان چند فازی در آزمایشگاه توسط Van Geel و Sykes در سال ۱۹۹۴ صورت گرفت. در این آزمایشات، گسترش میزان اشباع یک ماده مایع غیرمحلول و سبک‌تر از آب (LNAPL)، در زمان انتقال این آلاینده از درون محیط‌های ماسه‌ای که به مقادیر مختلف اشباع شده بودند، با استفاده از روش تحلیل تصاویر مورد بررسی قرار گرفت.

در این آزمایشات، از فشار مویینگی ثبت شده توسط فشارسنج‌ها، برای محاسبه اشباع فازهای مختلف استفاده شد. همچنین بر اساس نتایج آزمایش‌ها مشخص شد که روابط فشار مویینگی و اشباع، برای دوره‌های کوتاه زمانی و برای زمان‌های رسیدن این آلاینده‌ها به فشارسنج‌ها، متغیر می‌باشند [۲۳].

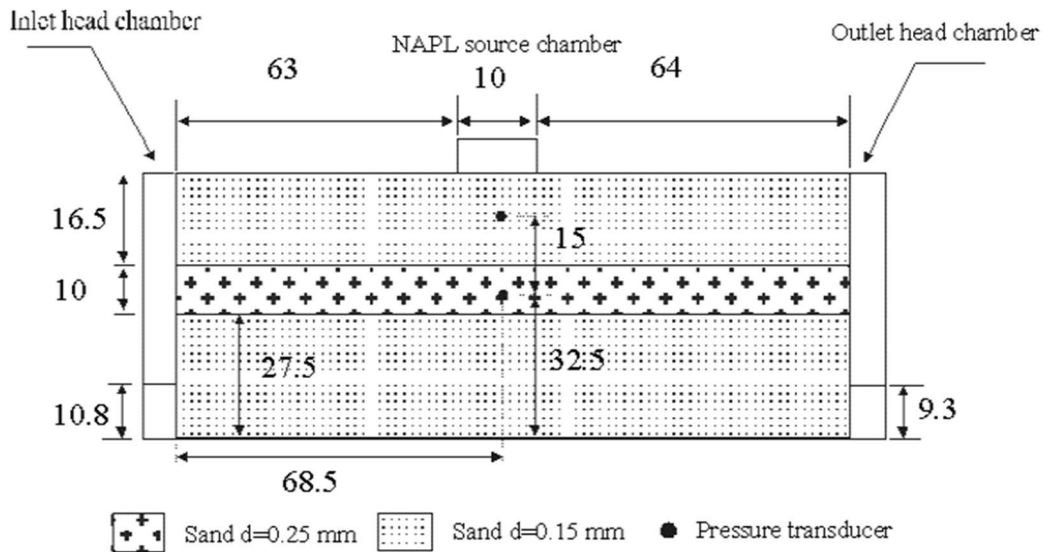
در سال ۱۹۹۷، جریان سه فازی مخلوط نشدنی آلودگی در کنار سطوح مشترک بافتی توسط Schroth و همکاران مورد بررسی قرار گرفت. در این تحقیق آزمایشگاهی، آن‌ها از دو خاک با اندازه قطر ذرات متفاوت در یک جعبه آزمایشگاهی استفاده نمودند تا تأثیر میزان درجه اشباع خاک را بر روی انتشار آلودگی نفتی غیرمحلول سبک (LNAPL) در مجاورت دو لایه خاک متفاوت مورد بررسی قرار دهند. شکل کلی آزمایشی که این افراد به عنوان مطالعات خود انجام دادند، مطابق شکل ۳-۱۰ است.



شکل ۳-۱۰- مدل آزمایشگاهی ساخته شده توسط Schroth و همکاران [۲۴]

در نتیجه این تحقیقات، مشخص شد که در مجاورت سطوح مشترک بین دو خاک مختلف، انتقال آلودگی از میزان درجه اشباع این ناحیه تأثیر می‌گیرد. این مطلب به این معنا می‌باشد که با افزایش درجه اشباع محیط خاکی، انتقال آلودگی بین دو ناحیه بیشتر شده و با کاهش مقدار درجه اشباع، انتقال آلودگی بین و ناحیه کاهش می‌یابد [۲۴].

محمدی و همکاران در سال ۲۰۰۳ در دانشگاه پلی‌تکنیک مونترال، به بررسی آزمایشگاهی نفوذ یک هیدروکربن غیرقابل امتزاج با آب (NAPL) در یک خاک با درجات اشباع مختلف پرداختند.

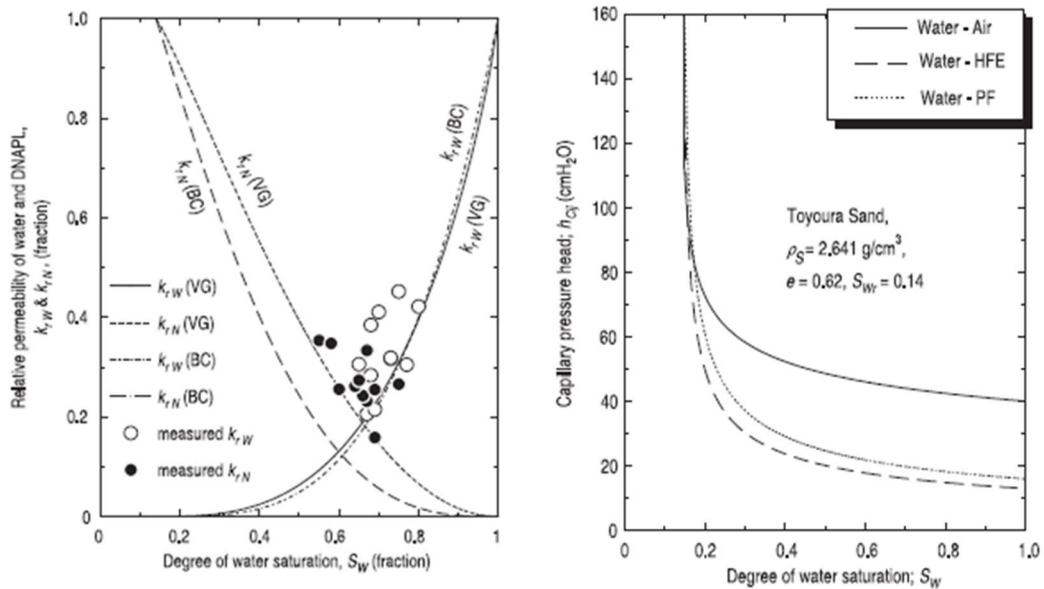


شکل ۳-۱۱- شمای کلی مدل آزمایشگاهی ساخته شده توسط کوروش محمدی و همکاران [۲۵]

آزمایشات تجربی آن‌ها شامل دو تست آزمایشگاهی مهم بود. از جمله آزمایش‌هایی برای یافتن مشخصه‌های فیزیکی خاک مانند هدایت هیدرولیکی اشباع، منحنی مشخصه رطوبتی خاک و دانسیته خشک خاک و همچنین بررسی جریان NAPL با استفاده از آن هپتان^۱ در خاک بود.

نتایج آزمایشات اثبات کرد که، NAPL در حال حرکت از یک لایه با دانه‌بندی درشت که با یک لایه با دانه‌بندی ریزتر در تماس است، فشار ورودی بیشتری را ایجاد می‌کند. مدل آزمایشگاهی ساخته شده توسط محمدی و همکاران در شکل ۳-۱۱ نشان داده شده است [۲۵].

¹ n-heptane



شکل ۳-۱۲- روابط بین درجه اشباع، فشار مویینه و نفوذپذیری خاک [۲۶]

Kamon و همکاران در سال ۲۰۰۳، با استفاده از مطالعات آزمایشگاهی انجام شده، روابطی را بین سه پارامتر نفوذپذیری، درجه اشباع و فشار مویینه در زمینه انتشار آلاینده غیرمحلول سنگین تر از آب (DNAPL) ارائه دادند.

هدف از انجام این مطالعه، به کار بردن این روابط در مطالعه الگوی انتشار آلودگی بود. آن‌ها در این آزمایشات از تجهیزاتی جدید و پیشرفته، برای اندازه‌گیری سه پارامتر نامبرده، استفاده کردند و در نهایت طی تحقیقات انجام شده، روابطی دقیق و کامل را بین پارامترهای مذکور به دست آوردند. در شکل ۳-۱۲ روابط ارائه شده توسط این گروه آورده شده است. همچنین در مورد رابطه بین میزان درجه اشباع محیط خاکی و میزان نفوذپذیری، در کنار نمودار ارائه شده توسط این گروه، نمودار ارائه شده توسط Van Genuchten نیز مشاهده می‌گردد [۲۶].

Kamon و همکاران همچنین در سال ۲۰۰۴، انتقال آلاینده های مایع غیرمحلول سنگین تر از آب (DNAPL) تحت اثر جریان آب زیرزمینی را در یک سفره آب زیرزمینی غیر محصور مورد بررسی قرار دادند.

آن‌ها در این تحقیق از یک نمونه آزمایشی که شامل دو خاک با نفوذپذیری متفاوت بود، استفاده کردند. در این آزمایش این امکان وجود داشت، که در هنگام نشت آلاینده از سطح بالایی خاک به داخل خاک، جریانی در جهت عرض نمونه نیز ایجاد گردد.

در نتیجه مطالعات انجام شده، تأثیر جریان آب زیرزمینی بر انتشار آلاینده در خاک، به خوبی نشان داده شد. این محققین اعلام نمودند که با افزایش جریان آب زیرزمینی در محیط خاکی، مقدار انتشار آلاینده نیز افزایش می‌یابد [۲۷].

اصغرزاده و همکاران در سال ۱۳۹۰، اثر ساختمان و بافت خاک بر حرکت فلزات سنگین در شرایط رطوبتی اشباع را مورد بررسی قرار دادند. در این پژوهش از طرح فاکتوریل با ۲ فاکتور در قالب بلوک-های کامل تصادفی با سه تکرار استفاده شد. تیمارهای آزمایشی شامل بافت خاک (لوم شنی و لوم رسی) و ساختمان خاک (دست‌خورده و دست‌نخورده) بودند. جهت برقراری جریان اشباع ماندگار، شدت جریانی معادل بیشترین ضریب آبگذری تیمارها، به ستون‌های خاک اعمال گردید. پس از برقراری جریان ماندگار حجمی از شیرابه زباله معادل ۱ پوروالیوم که محتوی فلزات سنگین نیکل، مس، روی، کادمیوم و سرب بود به ستون‌های خاک اضافه شد، سپس آبشویی ستون‌ها تا ۵ برابر حجم آب منفذی ادامه یافت.

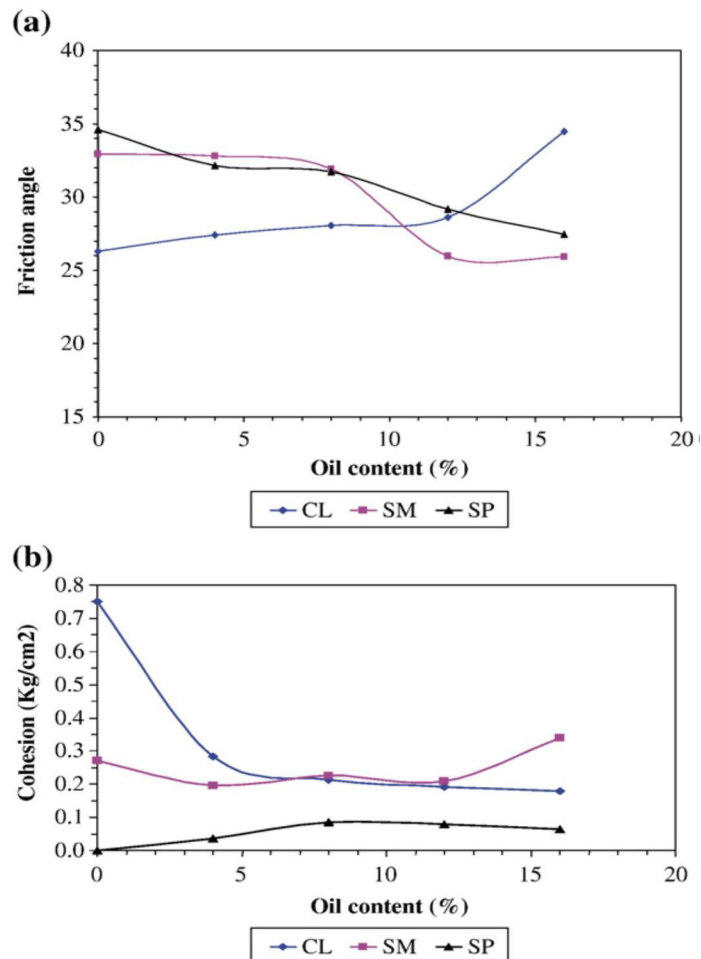
نتایج به دست آمده از رسم منحنی‌های رخنه نشان داد که اختلاف معناداری در حرکت فلزات سنگین در تیمارهای آزمایشی وجود داشت. در ستون‌های خاک دست‌نخورده پیک منحنی رخنه سریع تر و بالاتر از ستون‌های خاک دست‌خورده مشاهده شد، که علت آن را می‌توان به حضور جریان ترجیحی

در ستون‌های دست‌نخورده نسبت داد. در ستون‌های دست‌نخورده، با بافت لوم رسی خروج فلزات سریع‌تر بود، درحالی‌که در ستون‌های دست‌خورده، سرعت خروج فلزات در بافت لوم شنی بیشتر بود که نشانگر تأثیر مثبت رس در بهبود و توسعه ساختمان خاک و جذب بیشتر فلزات و غیر متحرک بودن آن‌ها در خاک‌های لوم رسی نسبت به خاک‌های لوم شنی می‌باشد [۲۸].

خامه‌چیان و همکاران در سال ۲۰۰۷ مطالعه‌ای را در مورد اثرات آلودگی نفت خام بر روی برخی خصوصیات ژئوتکنیکی خاک‌های ماسه‌ای و رسی (CL, SM, SP) انجام دادند.

خاک‌های مورد آزمایش، از ساحل بوشهر در جنوب ایران گرفته شد. این خصوصیات شامل حدود اتربرگ، نفوذپذیری و پارامترهای مقاومتی (مقاومت تک‌محوری و برش مستقیم) و شاخص‌های فشردگی است. نمونه‌ها در درصد‌های ۰، ۴، ۸، ۱۲ و ۱۸ درصد وزنی خشک خاک، به نفت خام آلوده شدند.

نتایج نشان می‌دهد که با افزایش درصد آلاینده زاویه اصطکاک داخلی خاک رسی مورد آزمایش (که از طبقه CL بوده است) افزایش، اما زاویه اصطکاک داخلی خاک‌های ماسه‌ای (که از طبقه SM و SP بوده‌اند) کاهش می‌یابد (شکل ۳-۱۳a). بین چسبندگی خاک رسی و میزان آلاینده، رابطه معکوسی برقرار است (شکل ۳-۱۳b)، این درحالی است که در نمونه‌های ماسه‌ای روند مشخصی مشاهده نگردید. تنها مقداری چسبندگی در نمونه‌های SP دیده شده است که آن را به چسبندگی ذاتی نفت نسبت می‌دهند. به‌طور کلی نتایج نشان می‌دهد که مقاومت برشی تمام نمونه‌ها، با افزایش آلودگی کاهش می‌یابد [۲۹].



شکل ۳-۱۳- تأثیر محتوای نفت بر پارامترهای مقاومت برشی نمونه‌های خاک a. اثر نفت خام بر زاویه اصطکاک داخلی b. اثر نفت خام بر چسبندگی [۲۷]

۲-۶-۳ مروری بر تحقیقات تحلیلی و عددی انجام شده در زمینه انتشار آلودگی

احتشامی و احمدنیا در سال ۱۳۸۵ با استفاده از روش عددی، علاوه بر بررسی فرآیند نشت، مکان و غلظت ماده نشت کننده را تخمین زدند و بر این اساس اقدامات لازم جهت کنترل آلودگی محیط را بررسی کردند. آن‌ها جهت صحت سنجی مدل، اطلاعات خروجی مدل را با اطلاعات حاصل از مطالعات آزمایشگاهی انجام شده، مقایسه کردند.

در این تحقیق به منظور مدل سازی نشت فرآورده‌های نفتی در منابع آب و خاک، از مدلی به نام RITZ استفاده شده و در نهایت ضمن بررسی فرآیند نشت، مکان و غلظت ماده نشت کننده در شرایط مختلف انتشار آلودگی و اقدامات لازم برای کنترل آلودگی محیط، پیشنهاد شده است. نتایج به دست آمده از

این تحقیق نشان داد که ماندگاری آلاینده در ناحیه پاک‌سازی با افزایش عمق، افزایش می‌یابد و این بدیهی است که جریان نشت در این حالت نیاز به زمان بیشتری برای عبور از این ناحیه دارد [۱].

غفوری و دارابی در سال ۱۳۸۵، یک مدل ریاضی جدید برای شناسایی منابع آلودگی در سفره‌های آب زیرزمینی معرفی کردند. این مدل مبتنی بر روش بهینه‌سازی محدود لاگرانژ (LOCM) می‌باشد و قادر است جریان سیال ناپایدار را در سفره‌های آب زیرزمینی اشباع‌شده، ناهمگن، ناهمسانگرد محصور و یا آزاد به‌طور معکوس حل کند.

در مدل ارائه‌شده، معادله کامل انتشار-پراکندگی، شامل جذب و شتاب منفی آلاینده لحاظ شده و از روش شناخته‌شده المان محدود برای گسسته‌سازی و حل معادلات حاکم استفاده گردیده است. تأیید مدل با استفاده از یک مثال فرضی صورت گرفته است. همچنین، کاربرد کد توسعه‌یافته با اعمال بر مسئله واقعی آبخوان رامهرمز واقع در جنوب غربی ایران، نشان داده‌شده است [۳۰].

قاسم‌زاده در سال ۱۳۸۶، انتقال جرم و حرارت در محیط متخلخل همراه باقابلیت تغییر شکل را مورد بررسی قرار داد و یک مجموعه فرمول جدید برای بیان انتقال جرم و حرارت معرفی کرد. انتشار، پراکندگی و پخش مواد شیمیایی در فاز مایع در نظر گرفته‌شده و جابه‌جایی و هدایت جریان گرما نیز لحاظ شده است. جریان آب نیز هم در فاز مایع و هم در فاز گاز در نظر گرفته‌شده است.

وی معادله تعادل، بقای انرژی، بقای جرم و مومنتوم‌های خطی را برای آب، گاز و املاح نوشت و به‌طور هم‌زمان با استفاده از روش المان محدود حل کرد و مدل توسعه‌یافته خود را با حل چند نمونه مثال و مقایسه نتایج با نتایج حاصل از مشاهدات تجربی، موردتأیید قرار داد [۳۱].

ابراهیمی و همکاران در سال ۱۳۸۸ به بررسی چگونگی استقرار کنونی آلودگی هیدروکربنی و پیش-بینی شمای پراکنش سه‌بعدی آن در خاک اطراف پالایشگاه سرخون پرداختند. برای این منظور، حفر گمانه‌ها، نمونه‌برداری و سنجش مقدار کل آلاینده هیدروکربنی و نفتی انجام شد. پهنه‌بندی و تهیه

نقشه‌های زمین‌آماری نشر آلودگی با نرم‌افزارهای Surfer و Arc GIS و شبیه‌سازی با نرم‌افزار MATLAB صورت گرفت.

نتایج نشان داد که به علت نبود سفره آب زیرزمینی و بالا بودن سخت‌کفه‌های غیرقابل نفوذ، به‌طور عمده انتقال و نشر آلودگی در خاک، از ناحیه محصور بالای سخت‌کفه و به‌وسیله نشر میعان‌ات گازی است. بررسی نشر عمقی نشان داد، بیشترین شدت نشر تا عمق بی‌بعد ۰/۲ بوده و با افزایش عمق نفوذ، مقدار آلودگی به‌شدت کاهش یافت که بیانگر استقرار بخش اعظم آلودگی در لایه‌های سطحی‌تر خاک بود.

همچنین نتایج مدل‌سازی نشان داد با توجه به مکانیزم انتقال آلاینده‌های منطقه، در صورت افزایش دبی آب ورودی به چاله سوزان خطر افزایش مقیاس آلودگی جدی است، بنابراین باید تمهیدات مناسب جهت جلوگیری از گسترش آلودگی در نظر گرفته شود [۳۲].

شادنیا و وفائیان در سال ۱۳۸۹ با استفاده از نرم‌افزار دوبعدی MOFAT اثر نوع سیال، نوع خاک، مقدار تزریق و زمان را بر گسترش NAPL در محیط نیمه‌اشباع بررسی کردند. در پایان شبیه‌سازی مشاهده شد که LNAPL و DNAPL در حرکت به سمت پایین در منطقه نیمه‌اشباع تفاوت زیادی نمی‌کنند و همچنین به هنگام آنالیز مدل جریان و انتقال با حجم محدود NAPL تزریق‌شده، تقریباً تمام نفوذ NAPL در یک سال اول صورت می‌گیرد و بعد از آن زمان تأثیر زیادی در افزایش نفوذ NAPL ندارد [۴].

خراشادی‌زاده و همکاران در سال ۱۳۹۱ با به‌کارگیری نرم‌افزار Slide مدلی مربع شکل به ابعاد ۲۰۰×۲۰۰ متر را با توجه به ویژگی‌های بستر خاکی شهر بیرجند مدل‌سازی کردند و با استفاده از روش تحلیل المان محدود دوبعدی (FEM) روند حرکت یک عامل آلوده‌کننده آب به سمت سفره آب زیرزمینی را مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاصل از این مدل‌سازی نشان داد که با توجه به عمق

زیاد سفره آب زیرزمینی در شهر بیرجند و نفوذپذیری کم خاک، در صورت نشت آلودگی جای نگرانی فوری وجود ندارد ولی چنانچه امکان فیلتر شدن آلودگی در طی مسیر وجود نداشته باشد در درازمدت عواقب نگران کننده‌ای در بر خواهد داشت [۳۳].

حیدرپور و علیایی در سال ۱۳۹۲ عوامل مهم و تأثیرگذار بر انتشار آلاینده‌های نفتی در خاک‌ها و همچنین سفره‌های آب زیرزمینی را با استفاده از روش اجزا محدود (FEM) برای تعیین الگوی انتشار آلودگی‌های نفتی در خاک‌هایی با شرایط مختلف مورد بررسی قرار دادند و با استفاده از این مدل عددی، نمودارهایی کاربردی برای تعیین الگوی کلی انتشار آلودگی‌های نفتی در خاک‌ها ارائه دادند.

این روش به محققین این امکان را می‌دهد تا با داشتن مشخصاتی کلی از محیط محل انتشار آلودگی نفتی مانند میزان نفوذپذیری خاک، نوع آلاینده نفتی و شرایط مختلف خاک منطقه و ... تخمینی مناسب از الگوی انتشار آلودگی در خاک داشته باشند [۳۴].

بارانی و همکاران در سال ۱۳۹۲ در مقاله‌ای به حل معادلات عمومی انتقال آلودگی در سفره‌های آب زیرزمینی پرداختند. در مطالعه حاضر به منظور بررسی حرکت آلاینده‌ها در سفره‌های آب زیرزمینی معادله عمومی انتقال سیال در حرکت غیر ماندگار با استفاده از روش عددی حجم کنترل به صورت سه بعدی با به کارگیری طرح اختلاف پیوندی و الگوریتم حل گردید. غلظت به عنوان خاصیت مورد بررسی سیال بوده و با در نظر گرفتن ویژگی‌های سیال (آب) و محیط حرکت آن (خاک)، مدل بندی ریاضی انتقال آلودگی در آب‌های زیرزمینی در حرکت غیردائمی انجام شده است. نتایج به دست آمده از مدل از نتایج حاصل از مدل‌های تحلیلی در جهت افقی و در جهت عمودی مورد مقایسه قرار گرفت که از مطابقت خوبی برخوردار بودند. این مدل به خوبی می‌تواند برای پیش‌گویی انتقال آلودگی و در نهایت پیش‌گیری و کنترل بحران آلودگی منابع آب زیرزمینی به کار رود [۳۵].

روحانی و افشار در سال ۱۳۹۰ در مقاله‌ای پدیده انتشار آلودگی در رودخانه را بررسی کردند. از آنجایی که آب‌های سطحی یکی از منابع مهم تأمین آب در سراسر کره زمین هستند، پس توجه به حفظ آن و جلوگیری از آلودگی این منبع آبی مهم به‌وسیله آلاینده‌ها اهمیت زیادی دارد. در این مطالعه مکانیزم انتشار آلودگی در رودخانه به‌وسیله یک روش عددی مدل شده است. به کمک روش عددی اجزا محدود که یکی از روش‌های عددی قوی می‌باشد، معادله انتشار آلودگی حل شده است، که این معادله انتشار شامل ترم‌های جابه‌جایی، پخشیدگی و تجزیه است. این معادله در حالت غیردائمی و یک‌بعدی حل شده است. حل معادله نیز به‌صورت برنامه‌نویسی در نرم‌افزار MATLAB صورت گرفته است. سپس نتایج به‌دست‌آمده با مقادیر عددی دقیق و مدل عددی تفاضل‌های محدود مقایسه شده است. این مدل توانایی آن را دارد که با داشتن غلظت آلودگی در یک زمان و مکان خاص و با داشتن شرایط آغازین و شرایط مرزی غلظت آلودگی موردنظر را در زمان و مکان دلخواه به دست آورد [۳۶].

Gribb و همکاران در سال ۲۰۰۲، آنالیز حساسیتی بر روی مدل انتشار آلودگی نفتی و انتقال این آلودگی‌ها در محیط خاکی انجام دادند. آن‌ها در تحقیقات خود معادلات تحلیلی که بر اساس معادلات گرین می‌باشند، به کار بردند. نتایج حاصل از مطالعات انجام شده انجام شده توسط این گروه نشان می‌دهد که آلودگی‌های منتشرشده در محیط‌های خاکی ماسه‌ای، لومی و رسی، به‌شدت نسبت به محتوای کربن آلی نیمه‌عمر تجزیه بیولوژیکی حساس بوده و میزان نفوذپذیری در حالت اشباع برای خاک‌های لومی و رسی حساس می‌باشد [۳۷].

در سال ۲۰۰۶، Wilson و همکاران یک روش تحلیلی را برای شبیه‌سازی جریان DNAPL‌ها و انتقال آن‌ها در محیط متخلخل، معرفی نمودند. هدف آن‌ها از این روش بیان یک مدل مفهومی و فرمول-بندی معادلات حاکم بر جریان این آلاینده‌ها بود. آن‌ها معتقد بودند که مدلشان به دلیل سادگی و

آسانی استفاده، در بررسی تأثیر انتشار DNAPL ها بر روی سفره‌های آب زیرزمینی برای صنعت و محققین این بخش بسیار مناسب خواهد بود [۱۷].

Bandilla و همکاران در سال ۲۰۰۹ به بررسی عددی انتقال آلودگی در محیط‌های همگن پرداختند. در این مطالعه، روشی جدید برای شبیه‌سازی انتشار آلودگی در زیرزمین و در مقیاس بزرگ، که روش المان تحلیلی (AEM) را با روش خط جریان ترکیب می‌کند، ارائه گردید.

کاربرد این روش با استفاده از مثال‌هایی که دارای مقادیر قابل اغمازی از پراکندگی قائم بر راستای جریان بودند و همچنین حل‌های عددی موجود، صحت سنجی شدند. همچنین کاربرد این روش با مقایسه نتایج یک آزمایش واقعی انتشار آلودگی نیز به اثبات رسید [۳۸].

محمدسیدی و بدو در سال ۱۳۹۳ از روش اجزای محدود جهت بررسی نحوه انتشار آلاینده‌های هیدروکربنی سبک ناشی از نشت از تانک‌های ذخیره یک پمپ‌بنزین به صورت دوبعدی استفاده کردند. نتایج حاصل از تحقیقات آن‌ها نشان داده است که در میان اجزا BTEX، تولوئن دارای بیشترین عمق نفوذ و زایلن دارای کمترین عمق نفوذ در ناحیه غیراشباع می‌باشد. هیدروکربن‌ها در حین نفوذ در ناحیه غیراشباع، جایگزین هوا شده و در ناحیه اشباع، جایگزین آب می‌شوند. به همین دلیل در یک خاک غیراشباع هرچه میزان هوا بیشتر و میزان آب کمتر باشد، میزان پخش NAPL کمتر خواهد بود [۱۶].

فصل چهارم

صحت سنجی مدل سازی

عددی

۴-۱ مقدمه

برای حل بسیاری از مسائل در طبیعت، به دلیل پیچیدگی‌ها و مشکلاتی که برای حل تحلیلی این مسائل وجود دارد، به روش‌های حل عددی روی آورده می‌شود. این روش‌ها به ما کمک می‌کنند تا با حل مسائل با صرف زمان و هزینه کمتر، نتایجی نسبتاً نزدیک به حل تحلیلی به دست آید. برای آن که بتوان در مقیاس بزرگ‌تری از این روش‌ها استفاده کرد، از نرم‌افزار استفاده می‌گردد.

همان‌طور که در فصل اول بیان شد، به‌منظور مدل‌سازی‌های لازم برای انجام این تحقیق، از نرم‌افزار GeoStudio نسخه سال ۲۰۱۲ و بسته‌های نرم‌افزاری Seep و Ctran استفاده شده است. نرم‌افزار Ctran، با استفاده از روش اجزای محدود مسائل انتقال آلودگی در خاک را به‌خوبی مدل کرده و نتایج مطلوبی به دست می‌دهد. در این فصل در ابتدا توضیحی مختصر در رابطه با نرم‌افزار مورد استفاده داده شده، سپس توضیحی مختصر در رابطه با مدل‌سازی ارائه می‌گردد و در پایان به صحت‌سنجی نرم‌افزار ctran پرداخته می‌شود.

۴-۲ معرفی نرم‌افزار

بسته نرم‌افزاری Ctran، برنامه‌ای بر مبنای روش اجزای محدود (FEM) می‌باشد، به‌طوری‌که می‌توان از آن برای مدل‌سازی حرکت آلاینده‌ها در محیط متخلخل از جمله خاک و سنگ استفاده کرد. فرمول‌های جامع Ctran امکان آنالیز مشکلات مختلف از ردیابی ساده ذرات در پاسخ به حرکت آب بین دو نقطه تا فرایندهای پیچیده مربوط به انتشار، پراکندگی، جذب، تجزیه رادیواکتیو و انتقال وابسته به تراکم را فراهم می‌کند. نرم‌افزار GeoStudio علاوه بر بسته نرم‌افزاری Ctran، شامل مجموعه نرم‌افزارهای مختلفی مانند Seep، Sigma، Slope، Vadosه، Quake و Temp با کاربردهای متفاوت و برای حل مسائل گوناگون می‌باشد که در برخی از این موارد امکان حل دو مسئله به‌طور هم‌زمان در نرم‌افزار وجود دارد.

در انجام این پژوهش و به منظور انجام مدل سازی های عددی مورد نیاز از بسته های نرم افزاری Ctran و Seep استفاده شده است.

در مبحث مدل سازی با استفاده از این نرم افزار، باید توجه داشته باشیم که Ctran سرعت جریان های محاسبه شده به وسیله Seep را برای محاسبه میزان و نحوه انتقال آلودگی های مختلف مورد استفاده قرار می دهد. این مطلب بدین معنی است که به منظور مدل سازی محیط انتشار آلودگی، ابتدا باید در Seep شرایط هیدرولیکی این محیط مدل شود و سپس از آن در Ctran استفاده شود.

۳-۴ ساخت هندسه مدل

همان طور که در بخش قبل اشاره شد، به منظور مدل سازی محیط انتشار آلودگی، ابتدا باید شرایط هیدرولیکی این محیط در بسته نرم افزاری Seep مدل شود. مراحل مدل در بسته نرم افزاری Seep به صورت زیر است :

۱. ساخت هندسه مدل

۲. تعیین مشخصات مصالح و اعمال آن به مدل

۳. مش بندی

۴. اعمال شرایط مرزی

۵. تنظیم شرایط تحلیل و تعیین چگالی نسبی آلاینده

پس از اتمام مدل سازی در بسته نرم افزاری Seep، مدل ساخته شده را به Ctran منتقل می کنیم. این عمل به معنی انتقال اطلاعات داده شده به نرم افزار در محیط Seep می باشد. در این آنالیز، هندسه محیط به همراه مش بندی المان ها به صورت خودکار از نرم افزار Seep به Ctran منتقل می شود.

مراحل مدل در بسته نرم افزاری Ctran به صورت زیر است :

۱. تعیین مشخصات توابع آلودگی مانند ضریب پخش، جذب سطحی و پراکندگی طولی و عرضی

۲. اعمال شرایط مرزی

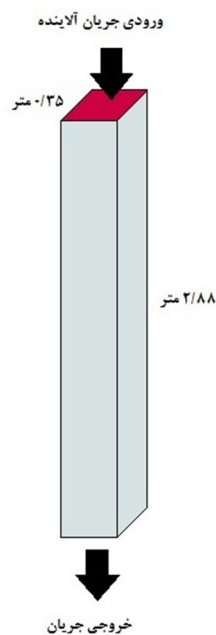
۳. تنظیم شرایط تحلیل، تعیین مقدار زمان تحلیل و گام‌های زمانی

۴-۴ صحت سنجی

در این بخش به ارائه مثال‌های نمونه تحلیلی، عددی و آزمایشگاهی پرداخته شده است که از این ارائه، جهت مقایسه نتایج حاصل از هریک از موارد مذکور و در نهایت تعیین کاربرد صحیح و صحت سنجی مدل عددی مورد استفاده در این تحقیق استفاده شده است.

۴-۴-۱ مسئله اول انتشار آلودگی در محیط خاکی

این مسئله شامل یک ستون خاکی می‌باشد که دارای ارتفاعی معادل $2/88$ متر و مقطعی به اندازه $0/35$ متر در $0/35$ متر می‌باشد. شکل ۴-۱ نمای کلی این مسئله را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۱- شمای کلی مسئله اول انتشار آلودگی

Kartha و همکاران در سال ۲۰۰۷ حل تحلیلی این مسئله را انجام دادند [۳۹]، بدین صورت که آلودگی با دبی مشخص از قسمت بالایی ستون خاکی با میزان تخلخل ۰/۲ وارد محیط می‌شود. شرایط مرزی نیز بدین گونه است که جریان آلاینده از قسمت بالایی وارد محیط شده و از پایین ستون خاکی خارج می‌شود. این مطلب به این معنا می‌باشد که محیط اطراف ستون خاکی مرز بسته در نظر گرفته شده است.

در مدل تحلیلی، مقدار دبی ورودی جریان آلاینده به داخل ستون خاکی برابر با 10^{-6} مترمکعب بر ثانیه در نظر گرفته شده است. همچنین ضریب پراکندگی طولی ۰/۲ متر و ضریب پراکندگی عمود بر جریان ۰/۱ متر در نظر گرفته شده است.

زمان سپری شده از شروع انتشار آلودگی ۸ روز در نظر گرفته شده است. در این روش میزان گام‌های زمانی برای حل مسئله ۲۰۰ ثانیه می‌باشد و تعداد گام‌های زمانی حدود ۳۵۰۰ گام در نظر گرفته شده است. در نمونه تحلیلی، میزان غلظت آلاینده در نقطه ورودی برابر با ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شده که در نمونه مدل‌سازی شده این مقدار برابر ۱ می‌باشد. البته علت این موضوع این می‌باشد که نتایج خروجی GeoStudio مربوط به مقایسه غلظت نسبی نقطه‌ای موردنظر نسبت به نقطه اولیه انتشار آلودگی می‌باشد. بنابراین در نظر گرفتن عددی خاص برای غلظت ورودی، تفاوتی در نتایج نهایی ندارد.

مدل عددی که توسط نرم‌افزار GeoStudio ساخته شده است نیز مشخصات و شرایط مرزی ارائه شده در توضیحات بالا را دارد.

نتایج حاصل از حل این مسئله با استفاده از دو روش تحلیلی و عددی آورده شده و نتایج حاصل از آن‌ها مقایسه شده است. لازم به ذکر است که نتایج نشان داده شده مربوط به غلظت نسبی نقطه انتهایی مسیر جریان ستون خاکی نسبت به میزان غلظت اولیه آلودگی می‌باشد که تغییرات آن در طی زمان آورده شده است.

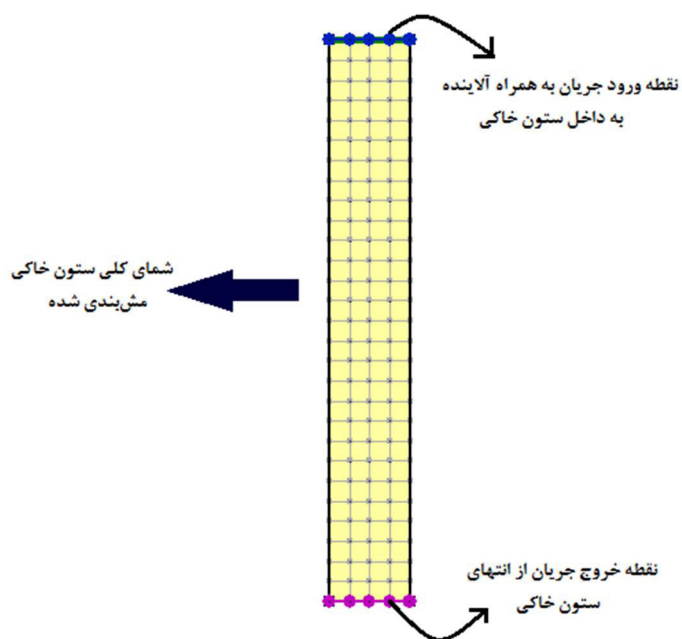
جدول ۱-۴ و جدول ۲-۴ نشان‌دهنده پارامترهای مورد استفاده در حل تحلیلی و مدل‌سازی با نرم‌افزار می‌باشد:

جدول ۱-۴- پارامترهای مورد استفاده در حل تحلیلی [۳۹]

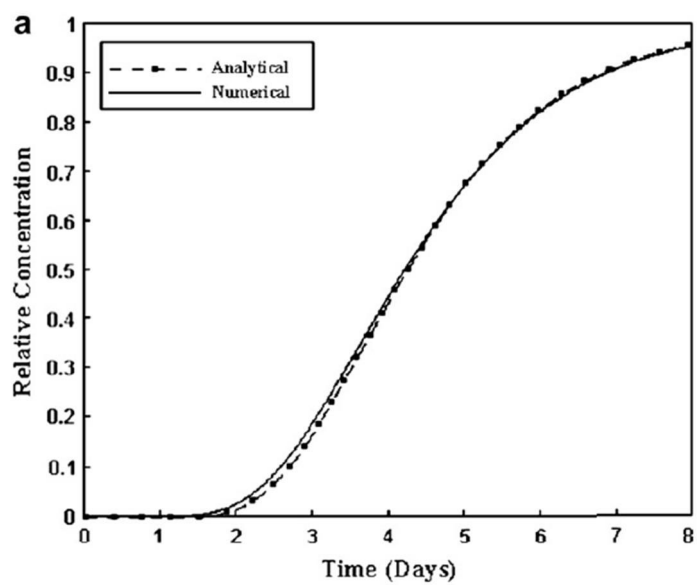
Parameters	Values		
	Case 1	Case 2a	Case 2b
Length of column	2.88 m		
Cross section of the column	0.3472 m × 0.3472 m		
Dispersivity of the porous medium	0.20 m		
Inflow rate of the liquid, (q)	1.0×10^{-6} m/s		
Porosity	0.20		
Liquid saturation (σ)	0.68		
Pulse application	Continuous		
Vertical grid size for numerical analysis, Δz	7.2 cm		
Time step for numerical analysis, Δt	200 s		
Simulation Time	8 days		
Mobile water content	0.136	0.100	0.100
Immobile water content	0.000	0.036	0.036
Mobile-Immobile mass transfer rate	0.000 s^{-1}	0.000 s^{-1}	$1 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$
Initial mobile concentration in the entire column	0.0	0.0	0.0
Initial immobile concentration in the entire column	NA	0.0	0.0
Top boundary condition $[C_m(z = L, t), C_{im}(z = L, t)] = C_0$	400 mg l^{-1}	400 mg l^{-1}	400 mg l^{-1}
Bottom boundary condition $[\frac{\partial C_m}{\partial z}(z = L, t), \frac{\partial C_{im}}{\partial z}(z = L, t)] = 0$	0.0	0.0	0.0

جدول ۴-۲- پارامترهای استفاده شده در مدل سازی

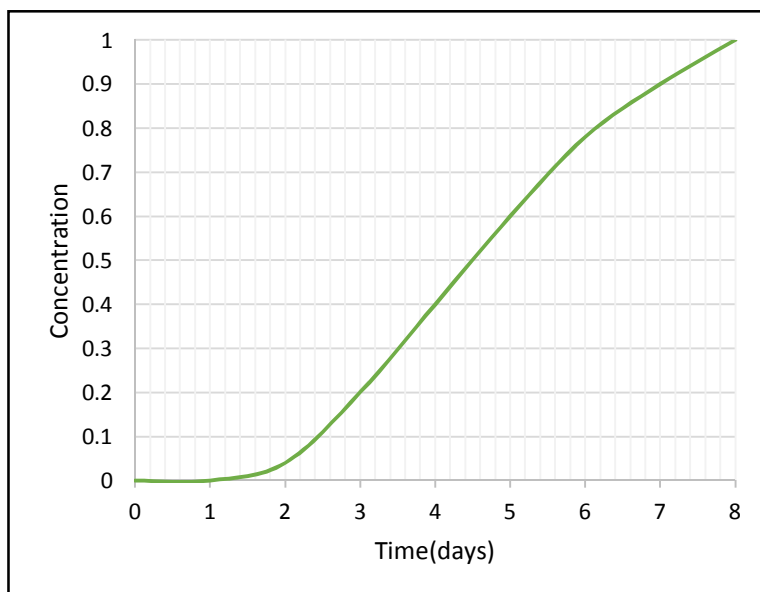
پارامتر	واحد	مقدار
طول ستون خاک	متر	۲/۸۸
عرض ستون خاک	متر	۰/۳۵
تخلخل خاک	---	۰/۲
دبی ورودی جریان آلاینده	مترمکعب بر ثانیه	1×10^{-6}
ضریب پراکنگی طولی	متر	۰/۲
ضریب پراکنگی عرضی	متر	۰/۱
زمان سپری شده	روز	۸
گام زمانی		۲۰۰
غلظت آلاینده	میلی گرم بر لیتر	۴۰۰



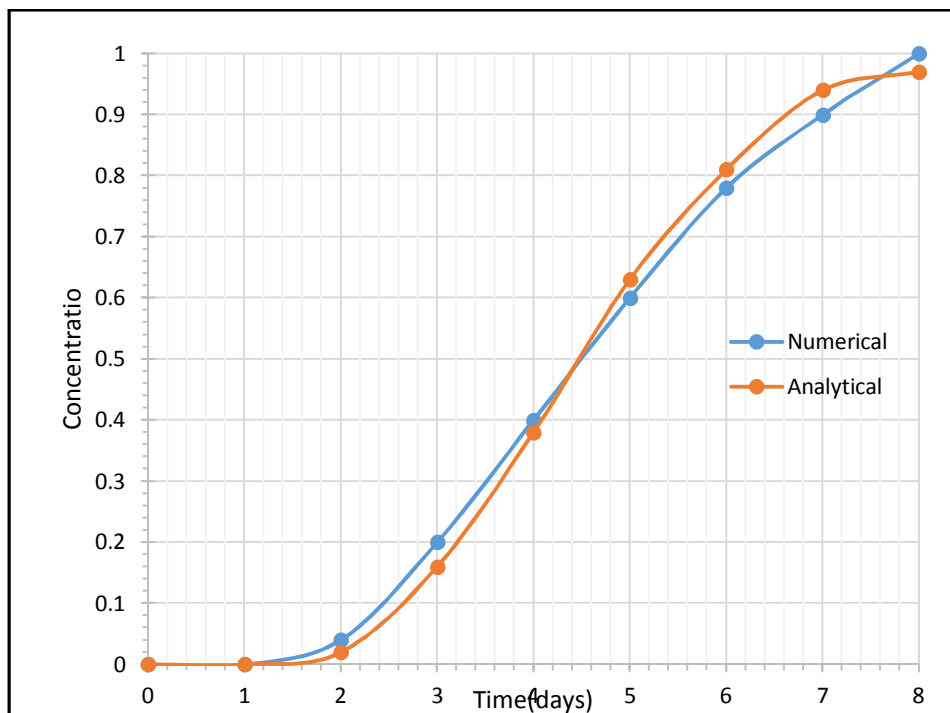
شکل ۴-۲- مدل عددی ساخته شده برای حل مسئله اول انتشار آلودگی



شکل ۳-۴- نمودار غلظت-زمان حاصل از آزمایش [۳۹]



شکل ۴-۴- نمودار غلظت-زمان حاصل مدل عددی نرم افزار



شکل ۴-۵- مقایسه دو نمودار تحلیلی و عددی

همان طور که در شکل ۴-۳ و ۴-۴ مشاهده می‌شود، پس از حدود دو روز آلودگی به انتهای مسیر رسیده و کم‌کم میزان غلظت در این نقطه انتهایی افزایش یافته است. به‌طور کلی هماهنگی خوبی بین خروجی‌های دو روش مشاهده می‌شود.

۴-۴-۲ مسئله دوم انتشار آلودگی در محیط خاکی

در این بخش به ارائه مدلی دیگر در رابطه با انتشار آلودگی پرداخته شده است. در این مسئله که شکل شماتیک آن در شکل ۴-۶ آورده شده است، ابتدا مشخصات کلی خود مسئله توضیح داده شده، سپس مدل عددی ساخته شده برای آن آورده شده است.

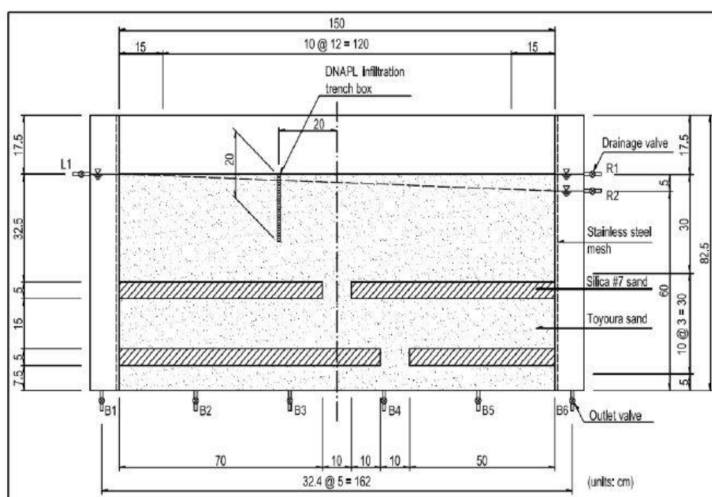
تفاوت این مدل با مدل قبل در این است که مسئله پیشین تنها یک مسئله ساده بود که برای آن یک حل تحلیلی موجود بود، ولی در این مسئله به دلیل پیچیده بودن تحلیل، روشی تحلیلی برای حل وجود ندارد. بنابراین در این مسئله از روش عددی و آزمایشگاهی استفاده شده است.

پس از معرفی مسئله و پارامترها، ابتدا نتایج حاصل از آزمایش صورت گرفته در آزمایشگاه که توسط Kamon و همکاران در سال ۲۰۰۴ انجام شده، آورده شده است. سپس نتایج حاصل از مدل عددی ساخته شده توسط این محققین آورده شده است. در پایان نیز نتایج حاصل از مدل عددی ساخته شده توسط Ctran آورده شده و نتایج حاصل از این سه روش مقایسه شده‌اند [۲۷].

همان‌طور که در شکل ۴-۶ مشخص است، ابعاد کلی وسیله آزمایش یک جعبه به ابعاد ۸۲/۵ در ۱۵۰ سانتی‌متر است که تا ارتفاع ۶۵ سانتی‌متر جعبه از دو نوع خاک با ضریب نفوذپذیری مختلف پر شده است.

منبع آلاینده به دلیل پرهیز از پدیده جوشش و جلوگیری از انتشار آلاینده در سطح خاک، در عمق ۲۰ سانتی‌متری از سطح خاک قرار گرفته است. این مطلب بدین معنی است که اگر جریان آلودگی در سطح خاک به داخل خاک نفوذ می‌کرد، ممکن بود از کنار قسمت نفوذ آلودگی به داخل خاک، به سطح خاک تراوش نماید.

جعبه در سه ردیف از نوعی ماسه به نام Toyoura پر شده است که ضریب نفوذپذیری این ماسه $10^{-4} \times 1/45$ متر بر ثانیه می‌باشد. همچنین در داخل ماسه Toyoura و در دو ردیف به فواصل ۳۲/۵ و ۵۲/۵ سانتی‌متر از سطح خاک، ماسه‌ای به نام Silica به ضخامت ۵ سانتی‌متر و ضریب نفوذ 10^{-5} متر بر ثانیه قرار داده شده است. زمان تعیین شده برای آزمایش نیز ۴،۱ و ۷ ساعت پس از انتشار آلاینده در نظر گرفته شده است.



شکل ۴-۶- نمای شماتیک وسیله مورد استفاده در آزمایش [۲۷]

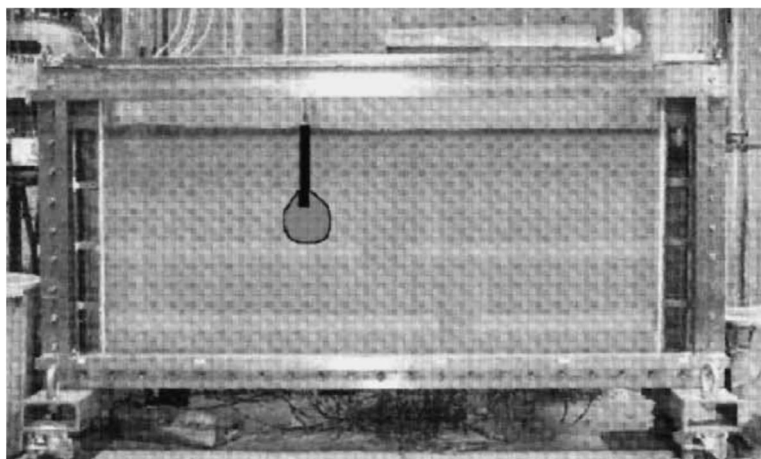
در ادامه پارامترهای مختلف موجود در انجام این آزمایش و همچنین پارامترهایی که در ساخت مدل‌های عددی مورد استفاده قرار گرفته‌اند، در جدول ۳-۴ آورده شده‌اند.

جدول ۳-۴- پارامترهای مورد استفاده در مدل عددی

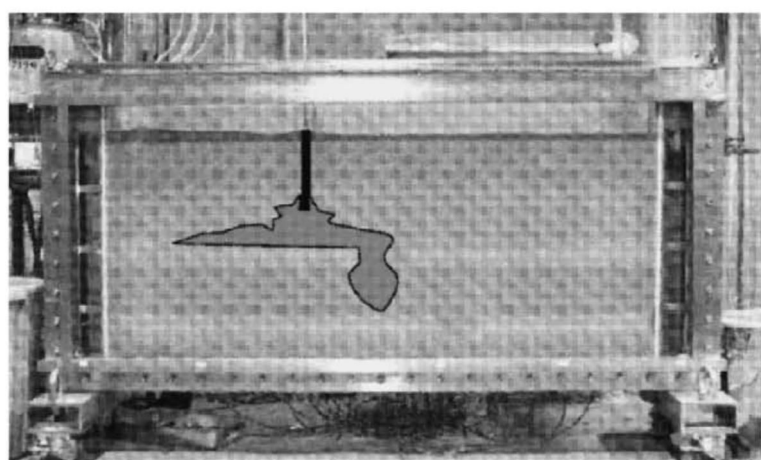
مقدار	واحد	پارامتر	
$1/45 \times 10^{-4}$	متر بر ثانیه	نفوذپذیری ماسه Toyoura	
$2/33 \times 10^{-5}$	متر بر ثانیه	متر بر ثانیه	نفوذپذیری ماسه Silica
۰/۶۲	---	---	تخلخل ماسه Toyoura
۰/۷۲	---	---	تخلخل ماسه Silica
1×10^{-6}	متر مکعب بر ثانیه	متر مکعب بر ثانیه	دبی ورودی جریان آلاینده
۷ و ۴،۱	ساعت	ساعت	زمان
۰/۲	متر	متر	ضریب پراکندگی طولی
۰/۱	متر	متر	ضریب پراکندگی عرضی
1×10^{-7}	متر مربع بر ثانیه	متر مربع بر ثانیه	ضریب پخش (Diffusion)
۱/۵۲	---	---	چگالی نسبی آلاینده

باید خاطر نشان کرد که مرزهای اطراف محیط خاکی را به منظور جلوگیری از خروج مواد آلاینده، در مدل آزمایشگاهی و مدل عددی بسته در نظر می‌گیریم. در شکل ۴-۷، انتشار آلودگی در سه مرحله زمانی مختلف ۱، ۴ و ۷ روز نشان داده شده است.

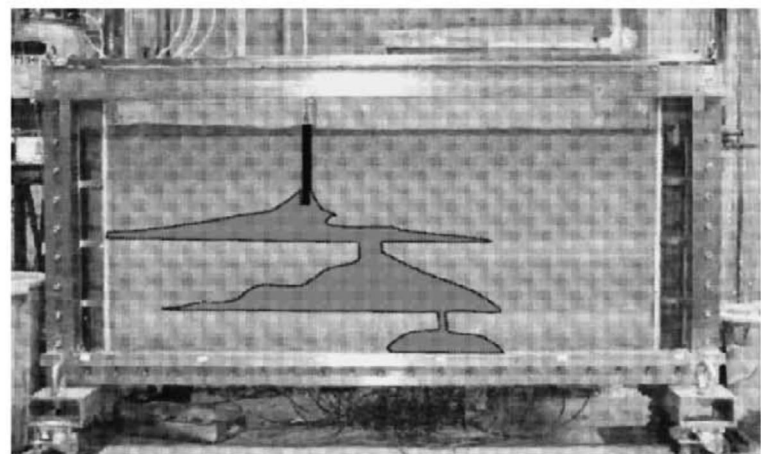
همان‌طور که در اشکال نشان داده شده است، روند انتشار بدین صورت است که ابتدا آلودگی در عمق خاک که با ماسه Toyoura پر شده نفوذ می‌کند، سپس به سطح ماسه Silica که نفوذپذیری کمتری دارد می‌رسد و در این قسمت دچار انحراف می‌شود. بعد از رد شدن از لایه Silica روند معمولی نفوذ ادامه می‌یابد تا این که به لایه دوم Silica می‌رسد و دوباره دچار انحراف می‌شود.



(a)



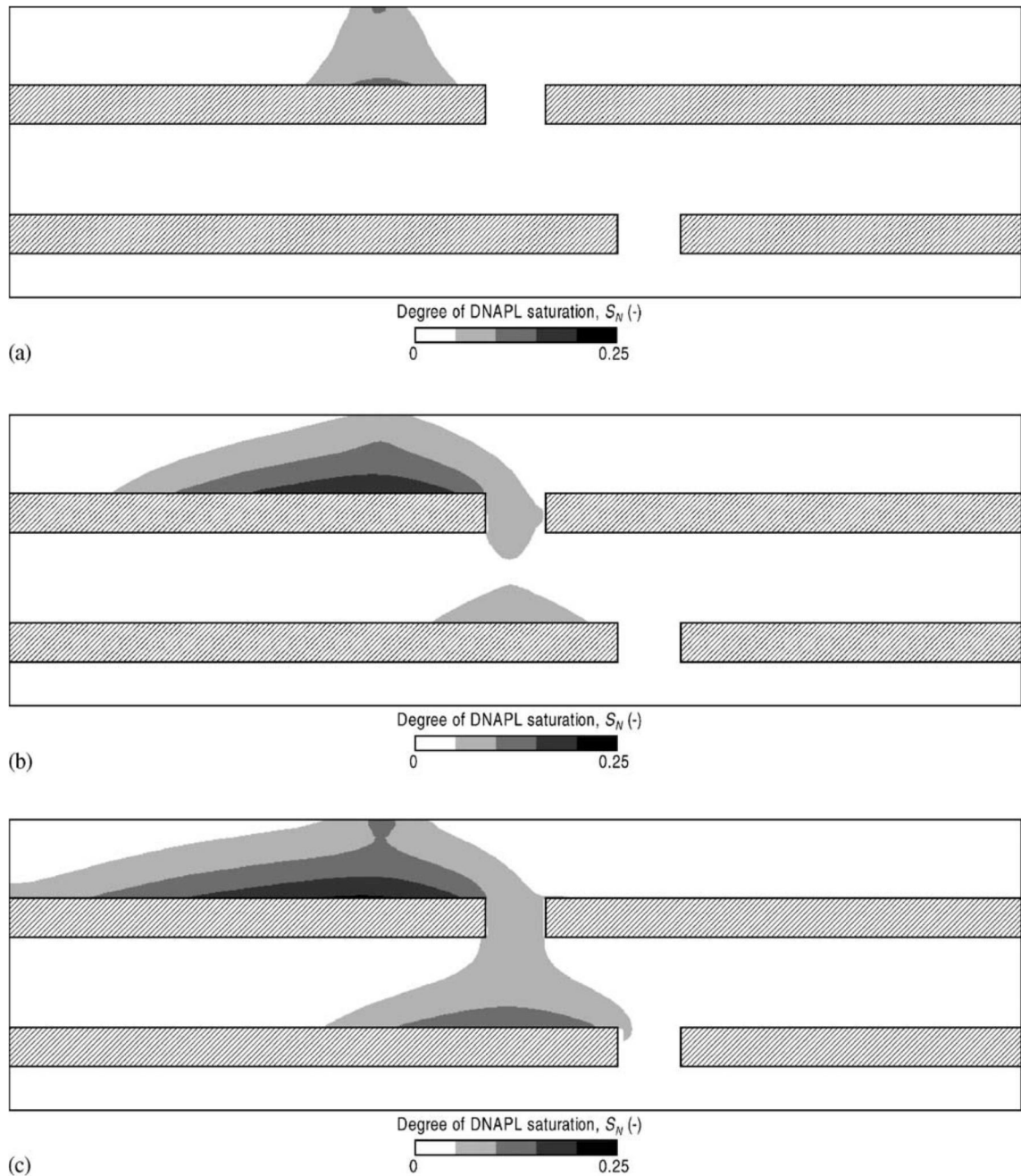
(b)



(c)

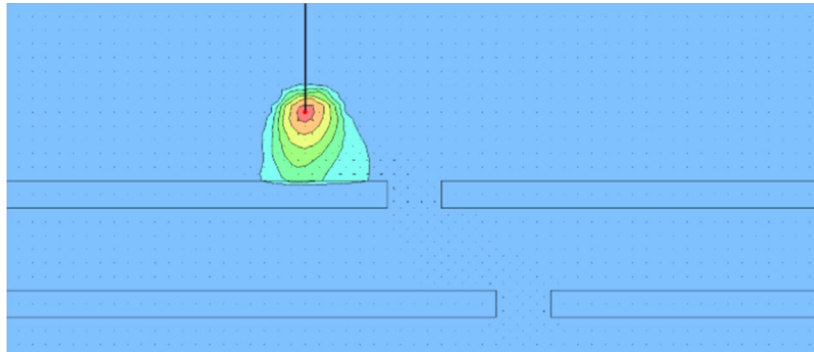
شکل ۴-۷- نتایج حاصل از مدل آزمایشگاهی ساخته شده برای مسئله انتشار آلودگی a. انتشار آلودگی ۱ ساعت پس از شروع آزمایش b. انتشار آلودگی ۴ ساعت پس از شروع آزمایش c. انتشار آلودگی ۷ ساعت پس از شروع آزمایش [۲۷]

در شکل ۸-۴ نیز نتایج مدل عددی ساخته شده توسط kamon و همکاران به وسیله نرم افزار نشان داده شده است:

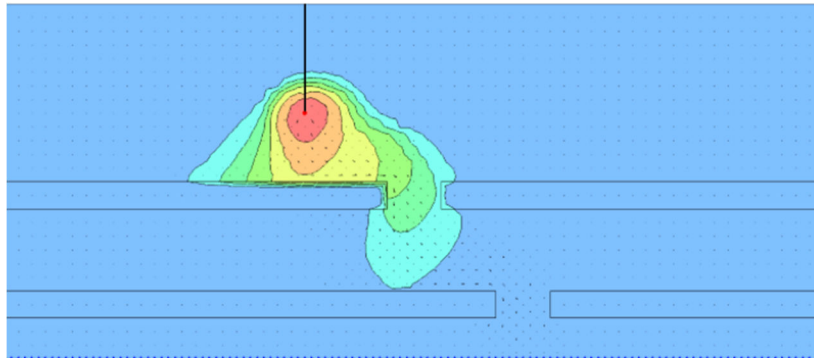


شکل ۸-۴- نتایج حاصل از مدل عددی ساخته شده برای مسئله انتشار آلودگی a. انتشار آلودگی ۱ ساعت پس از شروع آزمایش b. انتشار آلودگی ۴ ساعت پس از شروع آزمایش c. انتشار آلودگی ۷ ساعت پس از شروع آزمایش [۲۷]

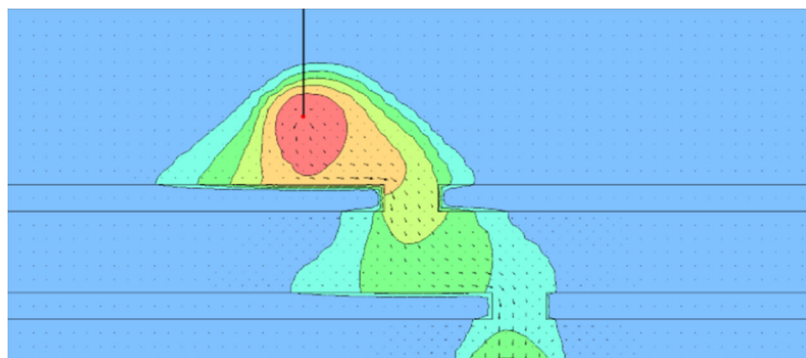
در نهایت در شکل ۹-۴ نتایج حاصل از نرم افزار GeoStudio آورده شده است.



الف



ب



ج

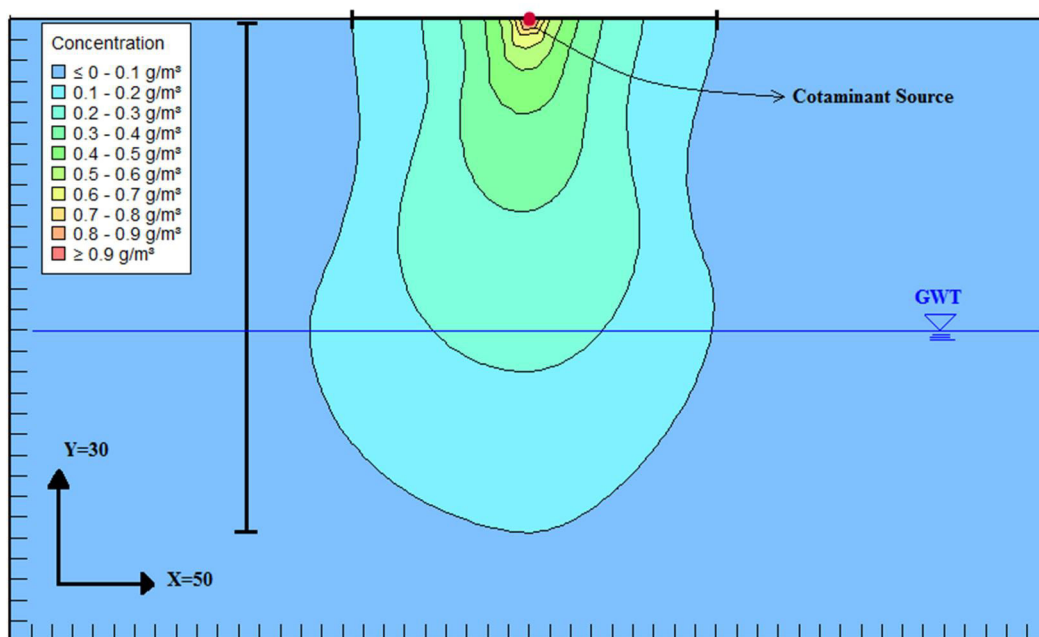
شکل ۹-۴- نتایج حاصل از مدل نرم افزار Ctran برای مسئله انتشار آلودگی

فصل پنجم
مدل سازی عددی و تحلیل
حساسیت

۵-۱ مقدمه

در این بخش به بررسی تأثیر پارامترهای مختلف بر رفتار و الگوی انتشار آلودگی پرداخته شده و در واقع تحلیل حساسیت بر روی عوامل مؤثر بر این پارامترها انجام شده است. به طور کلی نحوه و میزان تأثیر عوامل مختلفی مانند نفوذپذیری خاک مورد بررسی، دبی ورودی جریان آلاینده، چگالی و ... در یک محیط متخلخل و نیمه اشباع به طول ۵۰ متر و عمق ۳۰ متر که دارای یک لایه آب بوده و منبع آلودگی در قسمت میانی آن قرار دارد، مورد بررسی و تحلیل قرار گرفته‌اند. نتایج مربوط به هریک از بررسی‌ها، نمودارها و تفاسیر مربوط آن‌ها در ادامه همین بخش و به صورت جداگانه آورده شده است.

در شکل ۵-۱ تصویری از محیط متخلخل ایجاد شده در نرم‌افزار Geostudio و چگونگی انتشار آلاینده در محیط ارائه شده است:



شکل ۵-۱- تصویری از مدل انتشار آلاینده نفتی

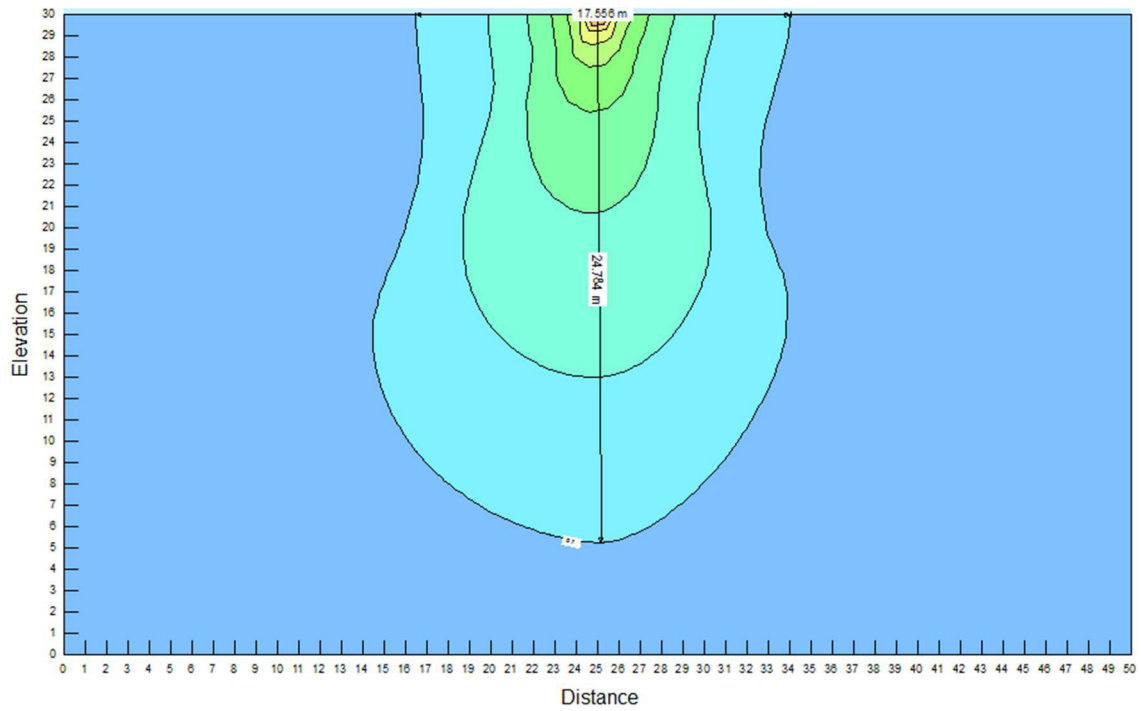
در نمودارهای ارائه شده در هر بخش میزان انتشار آلاینده بر اساس دو پارامتر D و L ارائه خواهد شد. لازم به ذکر است که دو پارامتر D و L که معرف سطح انتشار آلودگی و عمق نفوذ آن می‌باشند، در شکل فوق تا نقطه‌ای اندازه‌گیری شده‌اند که خطوط هم غلظت به مقدار معادل $0/1$ مقدار غلظت موجود در منبع آلاینده که به صورت نقطه‌ای در سطح زمین در نظر گرفته شده است، رسیده باشد.

۵-۱-۱ بررسی تأثیر تغییرات نفوذپذیری بر روند انتشار آلودگی

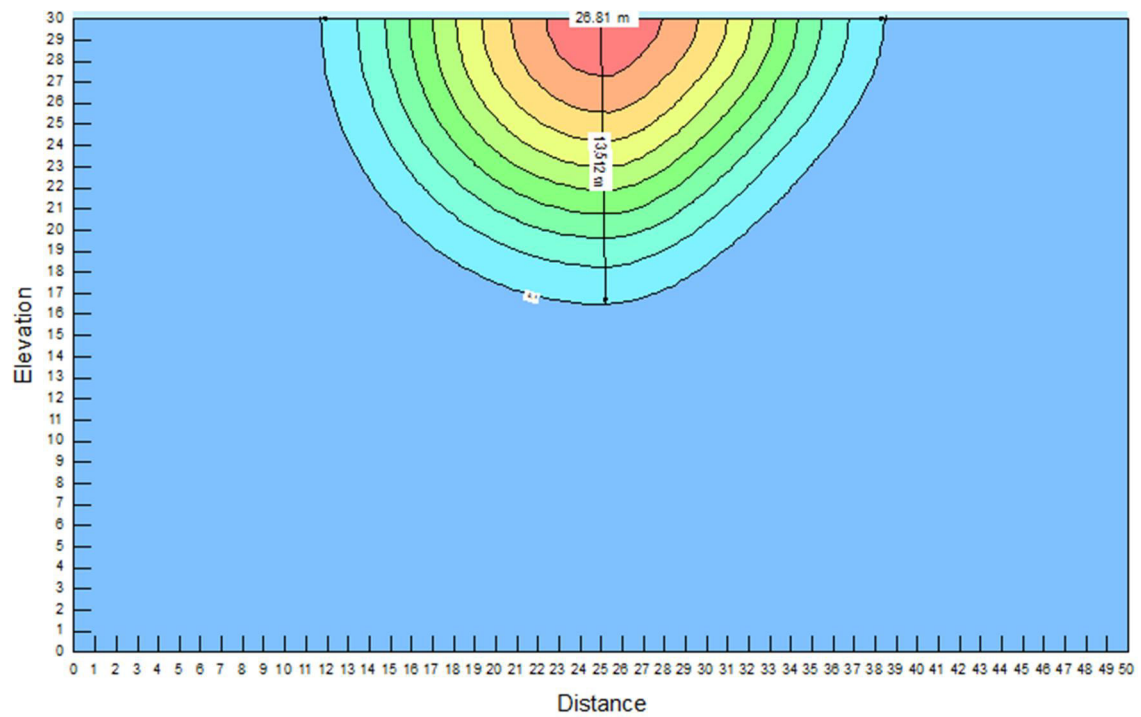
مهم‌ترین عامل تأثیرگذار بر روند انتقال و انتشار آلودگی در محیط خاکی، نفوذپذیری خاک می‌باشد. به درجه سهولت حرکت یک سیال در داخل یک ماده متخلخل، اصطلاحاً نفوذپذیری می‌گویند. دو عامل بسیار مهمی که در نفوذپذیری خاک مؤثرند، دانه‌بندی و تخلخل خاک می‌باشند.

با توجه به اینکه الگوی انتشار آلودگی در خاک‌های ریزدانه و درشت‌دانه متفاوت بوده و مقدار ضریب نفوذپذیری تأثیر بسزایی در این الگو دارد، لذا در ابتدا و پیش از انجام هر تحلیلی به بررسی تأثیرات نفوذپذیری پرداخته شده است.

شکل ۵-۲ و ۵-۳ الگوی انتشار آلودگی در یک نمونه خاک درشت‌دانه و خاک ریزدانه را نشان می‌دهد. همان‌طور که در شکل‌ها مشخص است، در خاک‌های درشت‌دانه الگوی انتشار قائم و رو به پایین و در خاک‌های ریزدانه الگوی انتشار افقی حاکم می‌باشد. همچنین در خاک‌های درشت‌دانه، میزان عمق نفوذ آلودگی از سطح انتشار آن بیشتر می‌باشد، در صورتی‌که در خاک ریزدانه سطح انتشار آلودگی از عمق نفوذ آن بیشتر است.



شکل ۵-۲- الگوی انتشار یک آلاینده با چگالی ۱/۲ در خاک درشت‌دانه



شکل ۵-۳- الگوی انتشار یک آلاینده با چگالی ۱/۲ در خاک ریزدانه

به منظور تحلیل حساسیت نسبت به نفوذپذیری، از دو دسته خاک درشت‌دانه با ضریب نفوذپذیری 1×10^{-2} ، 1×10^{-3} و 1×10^{-4} متر بر ثانیه و ریزدانه با ضریب نفوذپذیری 1×10^{-6} ، 1×10^{-7} و 1×10^{-8} متر بر ثانیه، استفاده شده است. برای خاک‌های درشت‌دانه زمان‌های ۱، ۴ و ۷ روز و برای خاک‌های ریزدانه، زمان‌های ۱، ۶ و ۱۲ ماه در نظر گرفته شده است.

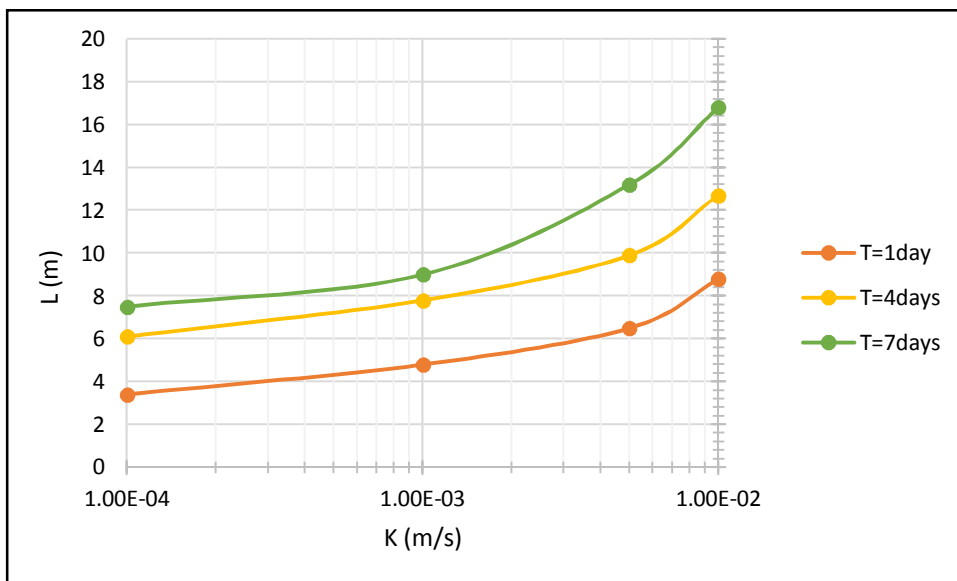
سایر پارامترها نیز به صورت زیر در نظر گرفته شده‌اند:

جدول ۵-۱- پارامترهای مورداستفاده در تحلیل حساسیت نسبت به نفوذپذیری

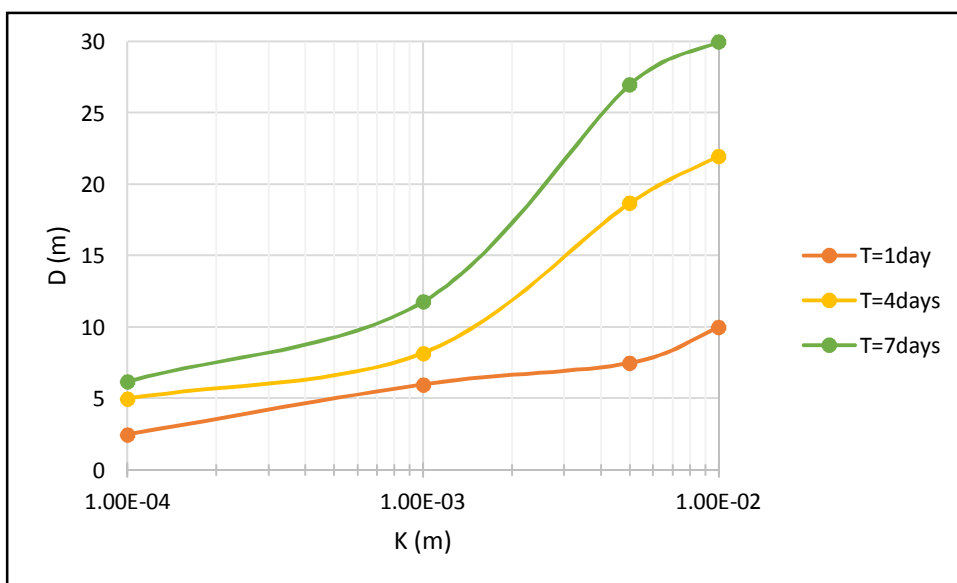
پارامتر	واحد	مقدار
نفوذپذیری خاک	متر بر ثانیه	1×10^{-2} الی 1×10^{-8}
چگالی نسبی	---	۱/۲
اندازه المان بندی مش	متر	۰/۵
ضریب پراکندگی طولی	متر	۵
ضریب پراکندگی عمود بر جهت جریان (عرضی)	متر	۳
ضریب پخش (Diffusion)	مترمربع بر ثانیه	1×10^{-8}
دبی ورودی جریان آلاینده	مترمکعب بر ثانیه	1×10^{-6}
تراز آب زیرزمینی	متر	۱۵

لازم به ذکر است که در مدل‌سازی‌ها، ضریب پخش با توجه به مطالعات انجام شده توسط Jeff در نظر گرفته شده است [۴۰]. ضرایب پراکندگی طولی و عرضی نیز با توجه به مقادیر پیشنهادی توسط Fetter که در کتابچه راهنمای Ctran بیان شده است، انتخاب گردیده‌اند [۴۱].

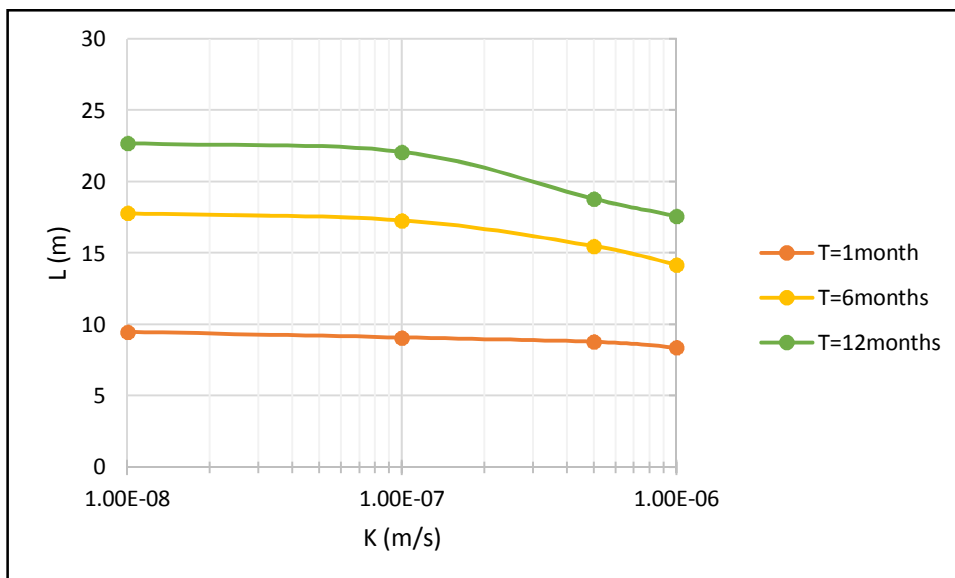
همان‌طور که بیان شد، در نهایت خروجی‌های نرم‌افزار بر اساس سطح انتشار و عمق نفوذ آلودگی استخراج شده و مورد بحث و تحلیل قرار می‌گیرند.



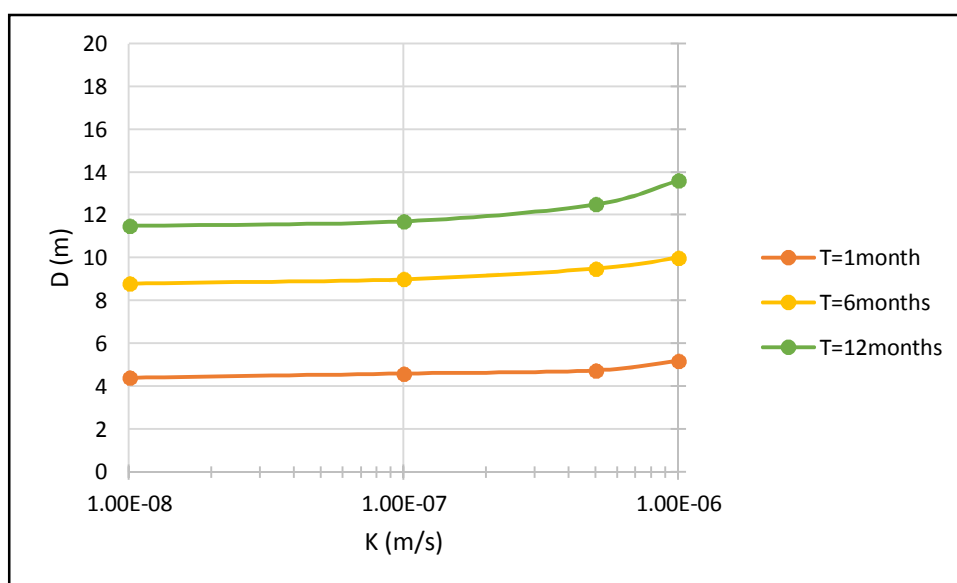
شکل ۴-۵- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های درشت‌دانه



شکل ۵-۵- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های درشت‌دانه



شکل ۵-۶- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های ریزدانه



شکل ۵-۷- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات نفوذپذیری خاک در خاک‌های ریزدانه

با توجه به شکل‌های ۴-۵ و ۵-۵، در خاک‌های درشت‌دانه، با افزایش ضریب نفوذپذیری، سطح انتشار آلودگی با رابطه‌ای نسبتاً خطی افزایش می‌یابد. عمق نفوذ آلودگی نیز با افزایش ضریب نفوذپذیری افزایش یافته، که این افزایش در ابتدا به صورت خطی بوده اما با نزدیک شدن میزان ضریب نفوذپذیری به 10^{-2} نمودار شیب تندتری به خود می‌گیرد. همچنین، همان‌طور که از نمودارها مشهود است،

افزایش عمق نفوذ آلودگی نسبت به سطح انتشار خیلی بیشتر بوده که این موضوع نشان‌دهنده آن است که در خاک‌های درشت‌دانه الگوی انتشار قائم و رو به پایین است. در واقع هرچه نفوذپذیری خاک درشت‌دانه بیشتر شود ارتفاع عمق نفوذ آلودگی نسبت به اندازه سطح انتشار آلودگی اختلاف فاحشی پیدا می‌کند.

مطابق شکل‌های ۵-۶ و ۵-۷، با افزایش ضریب نفوذپذیری در خاک‌های ریزدانه، سطح انتشار آلودگی کاهش می‌یابد در صورتی که شاهد افزایش در عمق نفوذ آن هستیم. در واقع هرچه خاک ریزدانه‌تر و ضریب نفوذپذیری آن کمتر باشد، آلودگی بیشتر در سطح انتشار یافته و سطح انتشار آلودگی از عمق نفوذ آن بسیار بیشتر است. این قضیه حاکی از آن است که در خاک‌های ریزدانه الگوی انتشار افقی حاکم می‌باشد.

۵-۱-۲ بررسی تأثیر تغییرات چگالی نسبی آلاینده بر روند انتشار آلودگی

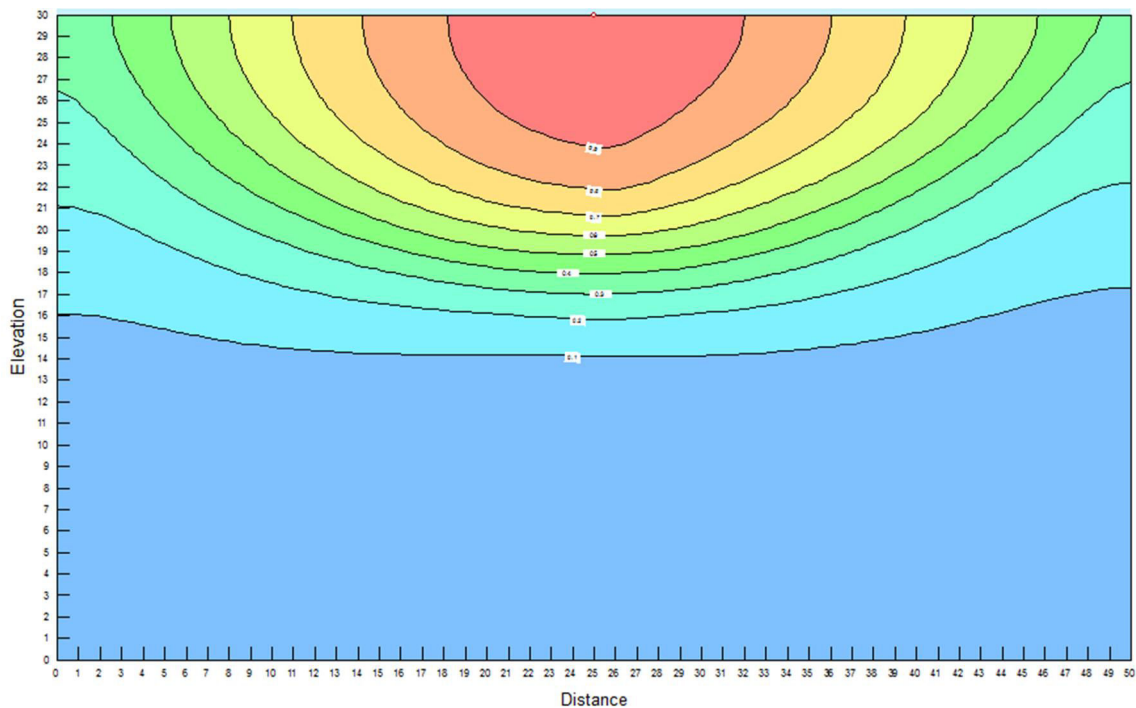
در این بخش به بررسی نتایج حاصل از تحلیل حساسیت مدل انتشار آلودگی نسبت به تغییر پارامتر چگالی نسبی آلاینده پرداخته شده است. لازم به ذکر است که چگالی نسبی کمیته بدون بعد است که به صورت نسبت چگالی ماده موردنظر به چگالی ماده مرجع تعریف می‌شود. ماده مرجع می‌تواند هر ماده‌ای تعریف شود اما برای مایعات معمولاً آب به عنوان ماده مرجع انتخاب می‌شود.

برای انجام این تحلیل حساسیت، میزان چگالی آلاینده از ۰/۸ الی ۱/۴ در نظر گرفته شده است. سپس با توجه به تأثیرات تغییر چگالی آلاینده بر سطح انتشار و عمق نفوذ آلودگی نمودارهای لازم رسم شده‌اند.

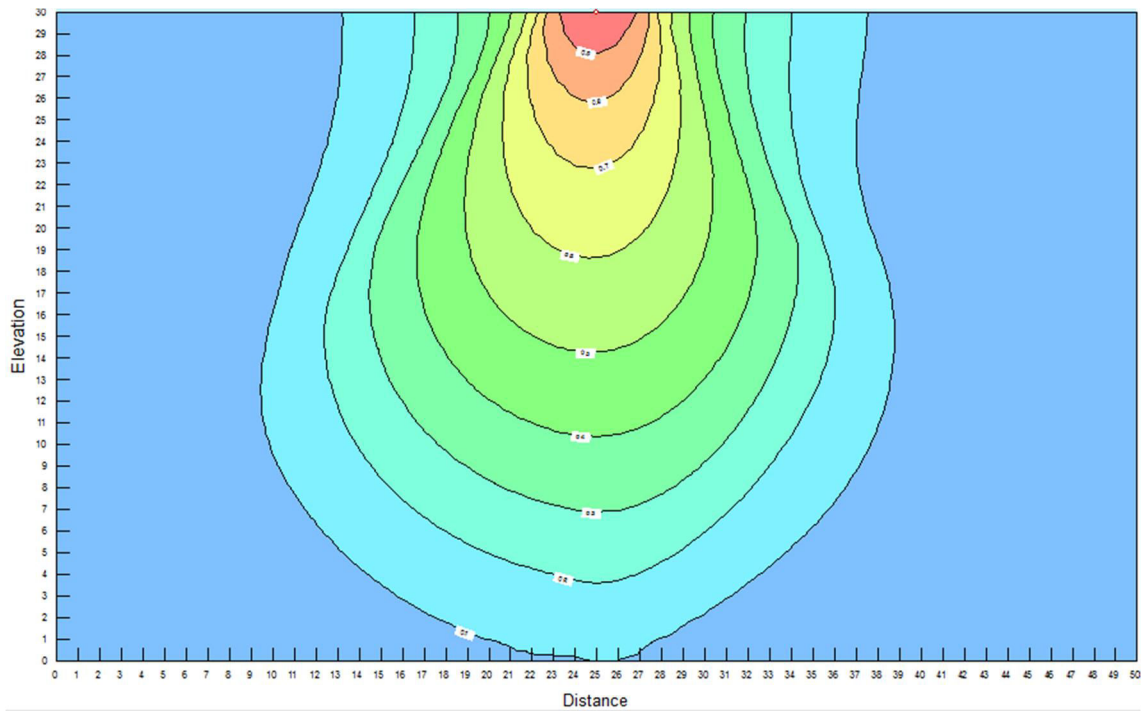
همان‌طور که در فصل‌های قبل بیان شد، آلاینده با چگالی نسبی کمتر از یک در دسته آلاینده‌های سبک‌تر از آب (LNAPL) و آلاینده با چگالی نسبی بیشتر از یک، در دسته آلاینده‌های سنگین‌تر از آب (DNAPL) قرار می‌گیرند. همچنین یادآور می‌شود که آلاینده‌های سبک‌تر از آب بر روی سطح

سفره آب زیرزمینی شناور می‌شوند، درحالی‌که آلاینده‌های سنگین‌تر از آب، در داخل سفره آب زیرزمینی نفوذ کرده و تا رسیدن به لایه غیرقابل نفوذ به حرکت خود ادامه می‌دهند.

در شکل ۸-۵ و ۹-۵ نمونه‌ای از الگوی انتشار آلودگی سبک‌تر از آب و آلودگی سنگین‌تر از آب نشان داده شده است:



شکل ۸-۵- الگوی انتشار آلودگی سبک‌تر از آب با چگالی نسبی ۰/۸



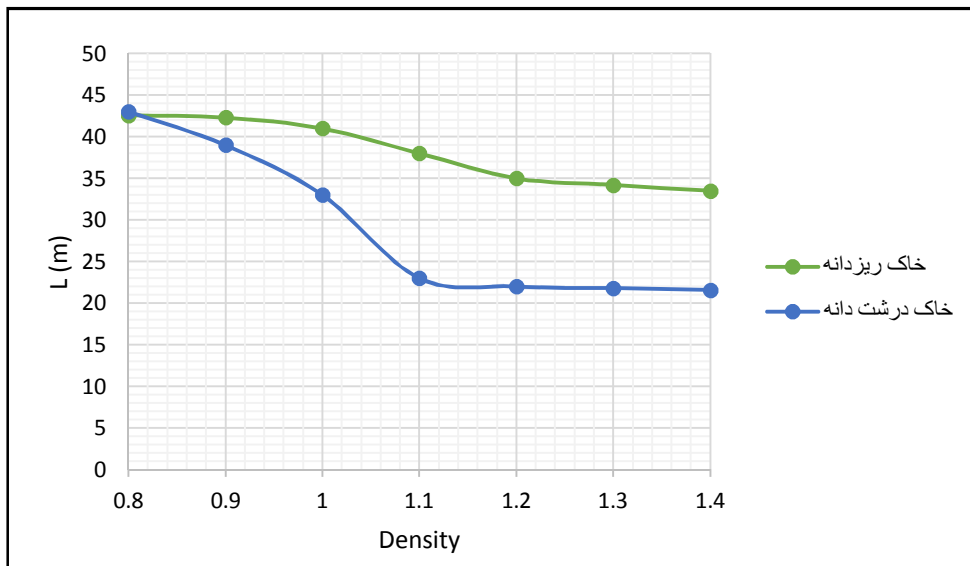
شکل ۵-۹- الگوی انتشار آلودگی سنگین تر از آب با چگالی نسبی ۱/۴

در جدول ۲-۵ مقادیر پارامترهای به کاررفته در مدل سازی انتشار آلودگی آورده شده است.

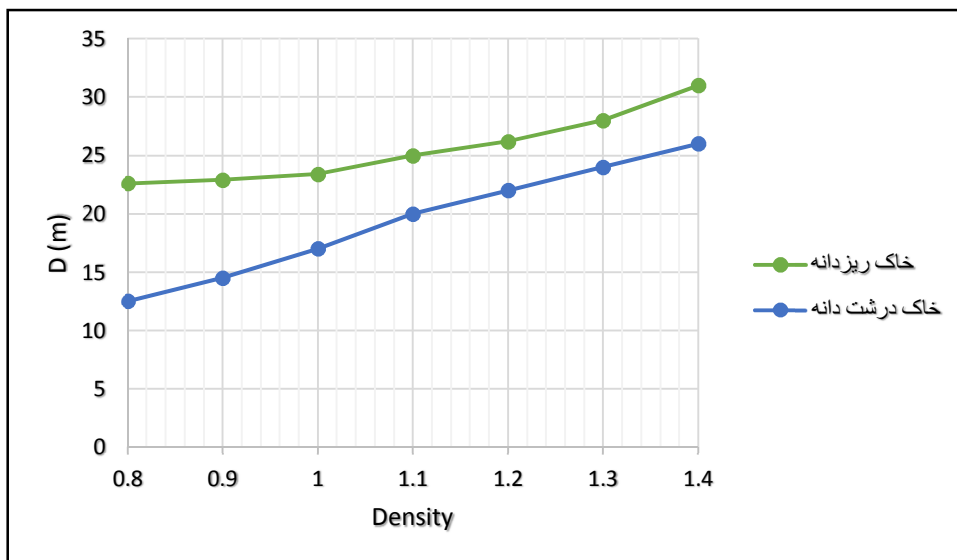
جدول ۲-۵- پارامترهای مورد استفاده در تحلیل حساسیت نسبت به چگالی

مقدار	واحد	پارامتر
1×10^{-4} (درشت دانه) 1×10^{-8} (ریزدانه)	متر بر ثانیه	نفوذپذیری خاک
۰/۸ الی ۱/۴	---	چگالی نسبی
۷ (درشت دانه) ۳۰ (ریزدانه)	روز	زمان
۰/۵	متر	اندازه المان بندی مش
۵	متر	ضریب پراکندگی طولی
۳	متر	ضریب پراکندگی عمود بر جهت جریان (عرضی)
1×10^{-8}	مترمربع بر ثانیه	ضریب پخش (Diffusion)
1×10^{-4}	مترمکعب بر ثانیه	دبی ورودی جریان آلاینده
۱۵	متر	تراز آب زیرزمینی

شکل‌های ۵-۱۰ و ۵-۱۱، نمودارهای حاصل از نتایج تحلیل حساسیت انتشار آلودگی نسبت به تغییرات چگالی نسبی را برای خاک درشت‌دانه و ریزدانه نشان می‌دهند. شکل ۵-۱۰ تأثیر تغییرات چگالی بر تغییرات سطح انتشار و شکل ۵-۱۱ تأثیر تغییرات چگالی بر عمق نفوذ را نشان می‌دهند.



شکل ۵-۱۰- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر اساس تغییرات چگالی نسبی آلاینده



شکل ۵-۱۱- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر اساس تغییرات چگالی نسبی آلاینده

با توجه به شکل‌های ۵-۱۰ و ۵-۱۱، با افزایش میزان چگالی نسبی آلاینده، به دلیل افزایش وزن آلاینده، سطح انتشار آلودگی به تدریج کاهش یافته و عمق نفوذ آن افزایش می‌یابد. در واقع با افزایش چگالی آلودگی بیشتر در عمق سفره آب زیرزمینی نفوذ کرده و کمتر بر روی آن شناور می‌گردد.

همان‌طور که در شکل ۵-۱۰ مشخص است، کاهش سطح انتشار آلودگی برای خاک‌های درشت‌دانه محسوس‌تر است. در واقع با افزایش چگالی سطح انتشار خاک‌های درشت‌دانه نسبت به خاک‌های ریزدانه کاهش بیش‌تری پیدا می‌کند که این موضوع نیز به دلیل تفاوت در الگوی انتشار خاک ریزدانه و درشت‌دانه می‌باشد. در خاک‌های ریزدانه به دلیل الگوی انتشار افقی، تأثیر چگالی بر سطح انتشار کم‌تر از خاک‌های درشت‌دانه می‌باشد.

در نمودار شکل ۵-۱۱ مشاهده می‌شود که شیب نمودار برای خاک‌های درشت‌دانه تندتر بوده و شیب بیشتری دارد، بنابراین افزایش عمق نفوذ در خاک‌های درشت‌دانه بیش‌تر از خاک‌های ریزدانه است.

۵-۱-۳ بررسی تأثیر تغییرات دبی ورودی جریان آلاینده بر روند انتشار آلودگی

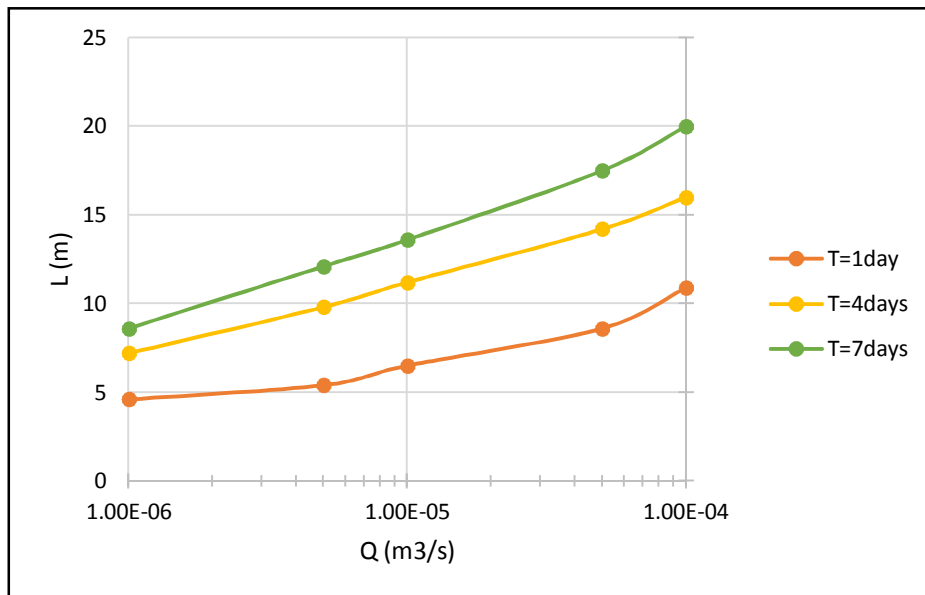
در این بخش به بررسی تأثیر دبی جریان بر روند انتشار آلودگی می‌پردازیم. برای این منظور دبی‌های آلاینده متفاوتی از 10^{-6} مترمکعب بر ثانیه تا 10^{-4} مترمکعب بر ثانیه برای دو دسته کلی خاک درشت‌دانه و ریزدانه فرض شده است.

برای خاک‌های درشت‌دانه زمان‌های ۱، ۴ و ۷ روز و برای خاک‌های ریزدانه، زمان‌های ۱، ۶ و ۱۲ ماه در نظر گرفته شده است.

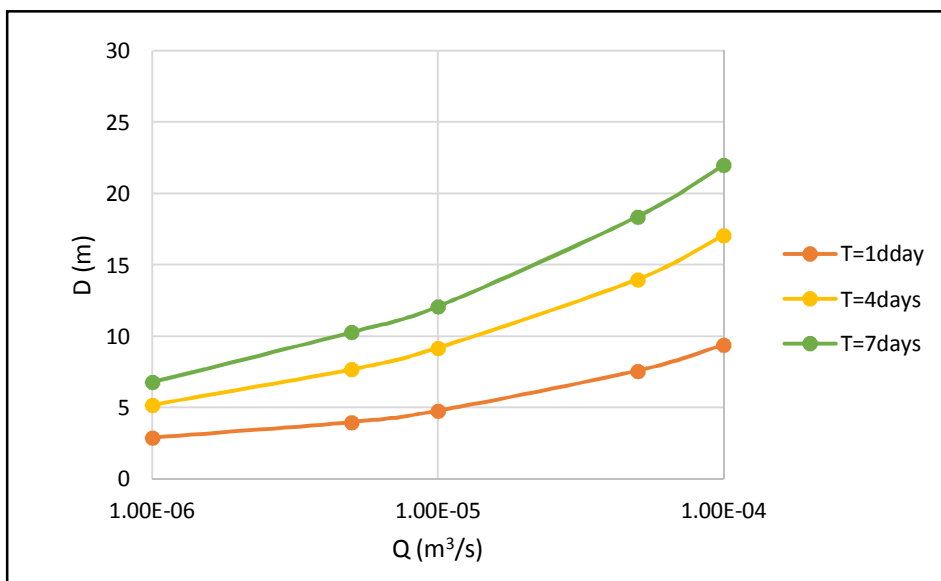
سایر پارامترها نیز به صورت زیر در نظر گرفته شده‌اند:

جدول ۵-۳- پارامترهای مورد استفاده در تحلیل حساسیت نسبت به دبی جریان

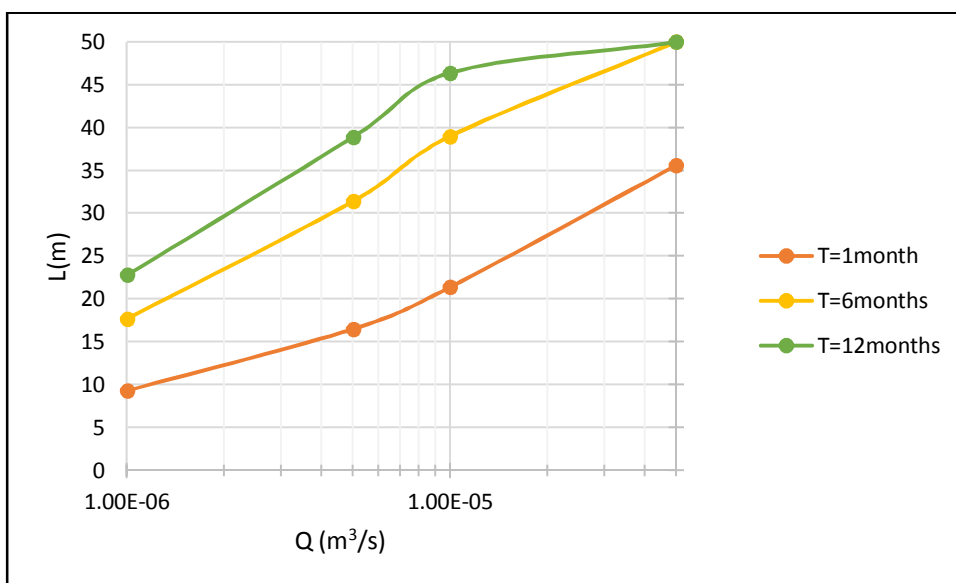
پارامتر	واحد	مقدار
نفوذپذیری خاک	متر بر ثانیه	درشت دانه 1×10^{-4} ریزدانه 1×10^{-8}
چگالی نسبی	---	۱/۲
اندازه المان بندی مش	متر	۰/۵
ضریب پراکندگی طولی	متر	۵
ضریب پراکندگی عمود بر جهت جریان (عرضی)	متر	۳
ضریب پخش (Diffusion)	مترمربع بر ثانیه	1×10^{-8}
دبی ورودی جریان آلاینده	مترمکعب بر ثانیه	1×10^{-6} الی 1×10^{-4}
تراز آب زیرزمینی	متر	۱۵



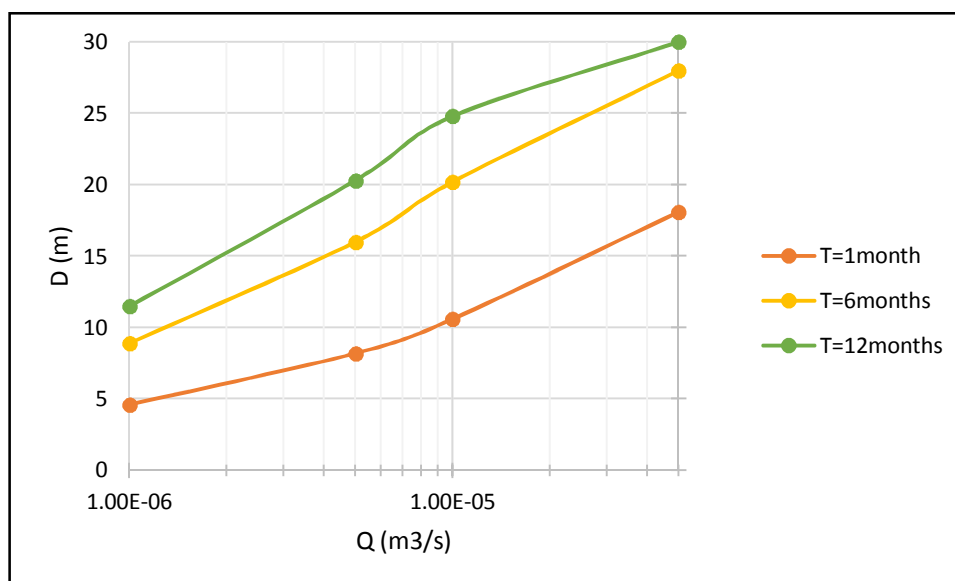
شکل ۵-۱۲- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های درشت‌دانه



شکل ۵-۱۳- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های درشت‌دانه



شکل ۵-۱۴- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های ریزدانه



شکل ۵-۱۵- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات دبی ورودی جریان در خاک‌های ریزدانه

همان‌طور که در شکل‌های ۵-۱۲ الی ۵-۱۵ مشخص است، تغییرات سطح انتشار و عمق نفوذ آلودگی بر حسب دبی جریان آلاینده تقریباً خطی می‌باشد. هم در خاک‌های درشت‌دانه و هم در خاک‌های ریزدانه، افزایش دبی جریان آلاینده هم سبب افزایش سطح انتشار آلودگی شده و هم عمق نفوذ آلودگی را افزایش می‌دهد. با توجه به اینکه الگوی انتشار در خاک‌های درشت‌دانه قائم و در خاک‌های ریزدانه افقی است، در خاک‌های درشت‌دانه افزایش عمق نفوذ بیشتر بوده و در خاک‌های ریزدانه افزایش سطح انتشار بیش‌تر است.

۴-۱-۵ بررسی تأثیر تغییرات تراز آب زیرزمینی بر روند انتشار آلودگی

در این بخش تأثیرات تغییر تراز آب زیرزمینی بر روند انتشار آلودگی در سطح و عمق، مورد بررسی قرار می‌گیرد. بدین منظور، برای هر دو محیط خاکی درشت‌دانه و ریزدانه، تراز آب زیرزمینی در عمق‌های ۷/۵، ۱۵ و ۲۲/۵ متر از سطح خاک در نظر گرفته شده است. سپس سه آلاینده با چگالی‌های نسبی ۱/۲، ۱ و ۰/۸ بر محیط خاکی اعمال شده‌اند. علت انتخاب سه آلاینده با چگالی‌های نسبی

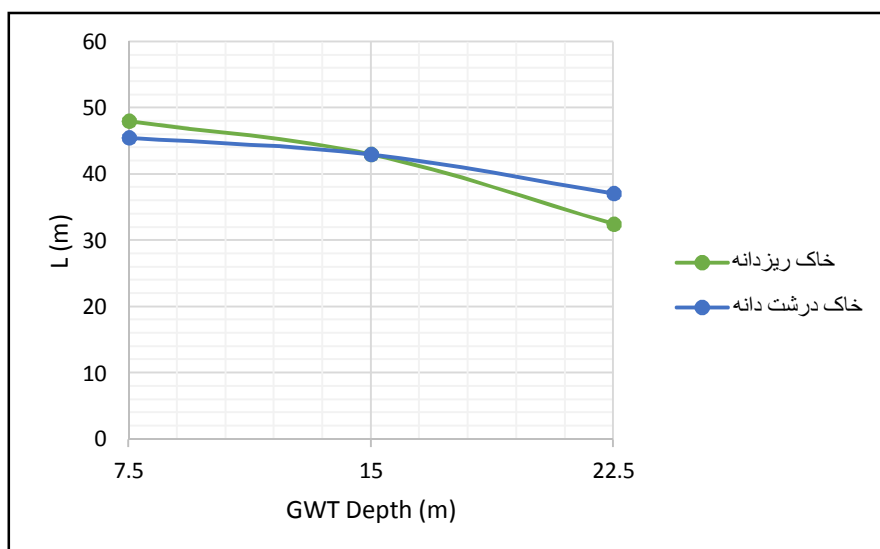
مختلف، تحلیل تغییرات تراز آب زیرزمینی برای انواع آلاینده های سبک تر از آب و سنگین تر از آب می باشد. در جدول ۴-۵ پارامترهای به کاررفته در این مدل سازی آورده شده است.

جدول ۴-۵- پارامترهای مورد استفاده در تحلیل حساسیت نسبت به تراز آب زیرزمینی

پارامتر	واحد	مقدار
نفوذپذیری خاک	متر بر ثانیه	1×10^{-4} (درشت دانه) 1×10^{-8} (ریزدانه)
چگالی نسبی	---	۱/۲
زمان	روز	۷ (درشت دانه) ۳۰ (ریزدانه)
اندازه المان بندی مش	متر	۰/۵
ضریب پراکندگی طولی	متر	۵
ضریب پراکندگی عمود بر جهت جریان (عرضی)	متر	۳
ضریب پخش (Diffusion)	مترمربع بر ثانیه	1×10^{-8}
دبی ورودی جریان آلاینده	مترمکعب بر ثانیه	1×10^{-4}
تراز آب زیرزمینی	متر	۲۲/۵ و ۱۵، ۷/۵

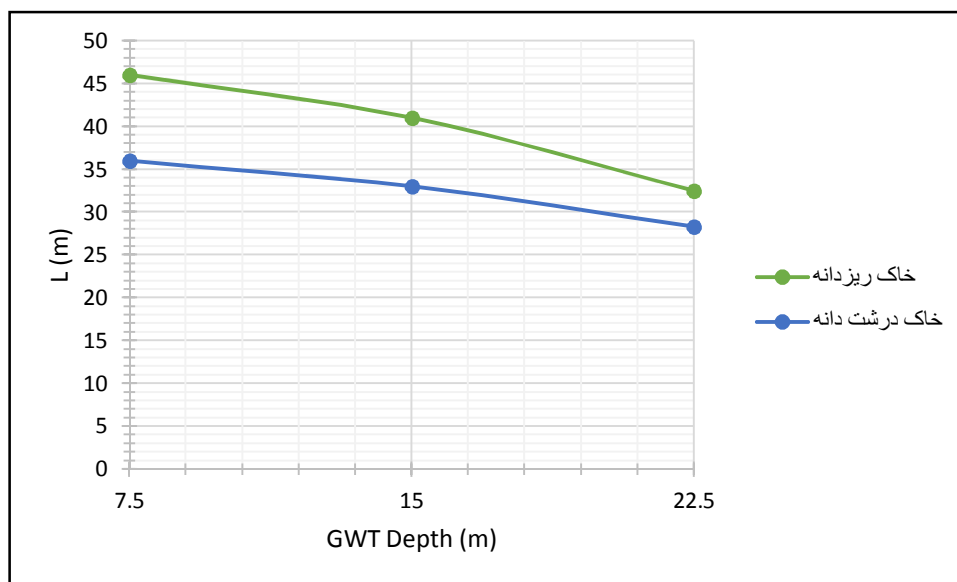
در ادامه برای هریک از چگالی ها نمودار تغییرات سطح انتشار و عمق نفوذ آلودگی بر حسب تغییرات تراز آب زیرزمینی آورده شده است.

لازم به ذکر است که برای چگالی نسبی ۰/۸، از آنجاکه میزان تغییرات عمق نفوذ بر اساس تغییرات تراز آب زیرزمینی ناچیز است، نمودار مربوط به آن رسم نشده است.

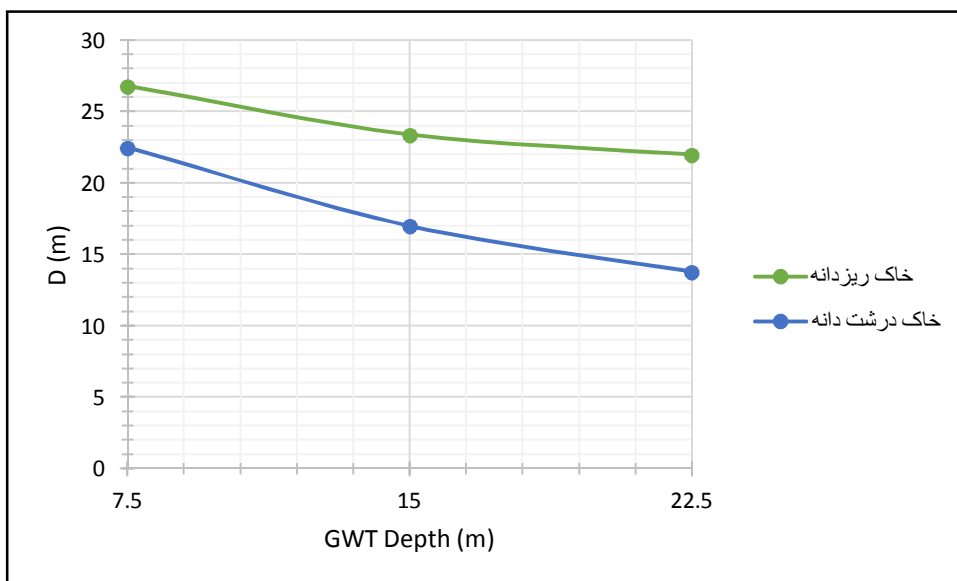


شکل ۵-۱۶- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۰/۸

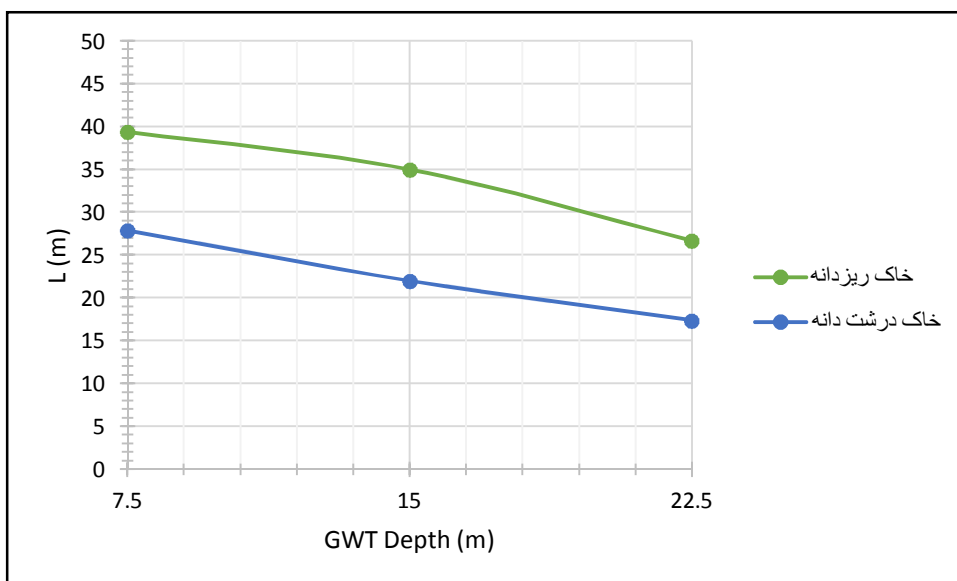
همان طور که در شکل ۵-۱۶ مشاهده می شود، افزایش ارتفاع تراز آب زیرزمینی، سبب افزایش سطح انتشار آلودگی هم در خاک های درشت دانه و هم در خاک های ریزدانه می شود. در واقع هرچه عمق تراز آب زیرزمینی کم تر باشد، سطح انتشار آلودگی بیشتر است. در خاک های ریزدانه افزایش سطح انتشار شدت بیشتری دارد.



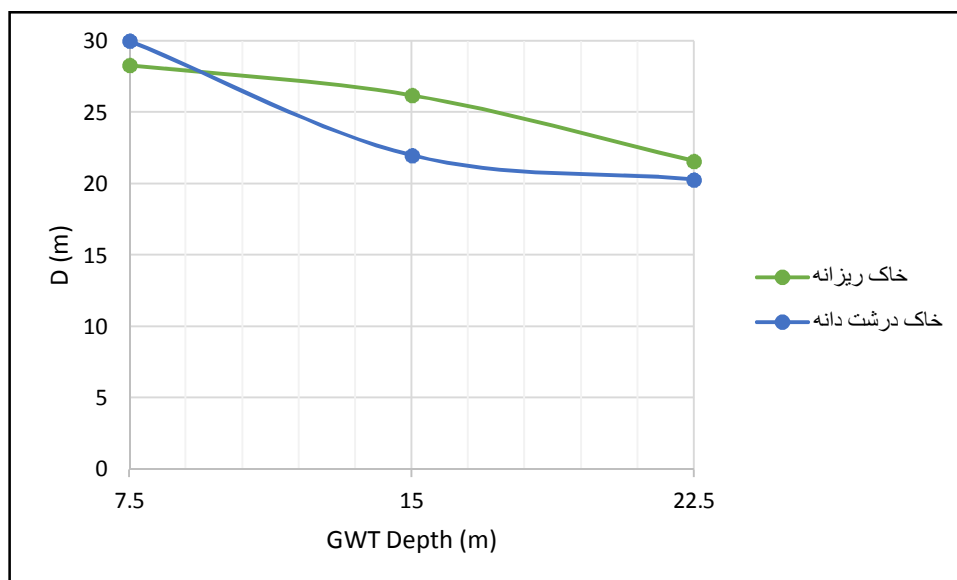
شکل ۵-۱۷- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱



شکل ۵-۱۸- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱



شکل ۵-۱۹- تغییرات سطح انتشار آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱/۲



شکل ۵-۲۰- تغییرات عمق نفوذ آلودگی بر حسب تراز آب زیرزمینی برای آلاینده با چگالی نسبی ۱/۲

در دو شکل ۱۷-۵ و ۱۸-۵ مشاهده می‌شود که ابتدا تغییرات سطح انتشار آلودگی و سپس تغییرات عمق نفوذ آن براساس تغییرات تراز آب زیرزمینی با چگالی نسبی ۱ آورده شده است. همانطور که از شکل‌ها مشخص است، کاهش عمق تراز آب زیرزمینی سبب افزایش سطح انتشار و عمق نفوذ هم در خاک‌های ریزدانه و هم در خاک‌های درشت دانه می‌باشد. این افزایش برای خاک‌های ریزدانه در سطح انتشار و برای خاک‌های درشت دانه در عمق نفوذ محسوس تر بوده و شدت بیشتری دارد. در شکل-های ۱۹-۵ و ۲۰-۵ نیز افزایش سطح انتشار و عمق نفوذ را برای آلاینده با چگالی نسبی ۱/۲ مشاهده می‌کنیم. همانطور که در شکل ۱۹-۵ مشاهده می‌شود، مقدار کلی طول انتشار آلودگی در هر دو خاک درشت دانه و ریزدانه، در این حالت نسبت به همین مقدار در حالات مربوط به چگالی‌های ۱ و ۰/۸ تا حد مشخصی کاهش یافته است که وقوع این پدیده با توجه به افزایش میزان چگالی و نفوذ بیشتر آلاینده در داخل سفره آب زیرزمینی، قابل پیش‌بینی می‌باشد. این ملب بدین معنی است که برای حالتی که چگالی نسبی آلاینده ۱/۲ می‌باشد، نسبت به آلاینده با چگالی ۱ و ۰/۸، بیش‌تر در عمق نفوذ کرده و کمتر در سطح پخش می‌شود. مطابق مطالب پیشین، با افزایش چگالی آلودگی در سفره آب زیرزمینی نفوذ کرده و کمتر بر روی آن شناور می‌شود.

۵-۲ انتشار آلودگی نفتی در انواع خاک‌ها

در این بخش به بررسی روند انتشار آلودگی در چهار نوع خاک ماسه، ماسه سیلتی، رس سیلتی و رس پرداخته می‌شود. به این ترتیب مدت زمانی که آلودگی برای رسیدن به سطح آب زیرزمینی که در عمق ۱۵ متری قرار دارد را به دست آورده و بررسی می‌کنیم.

پارامترهای استفاده شده در مدل‌سازی به صورت زیر می‌باشد:

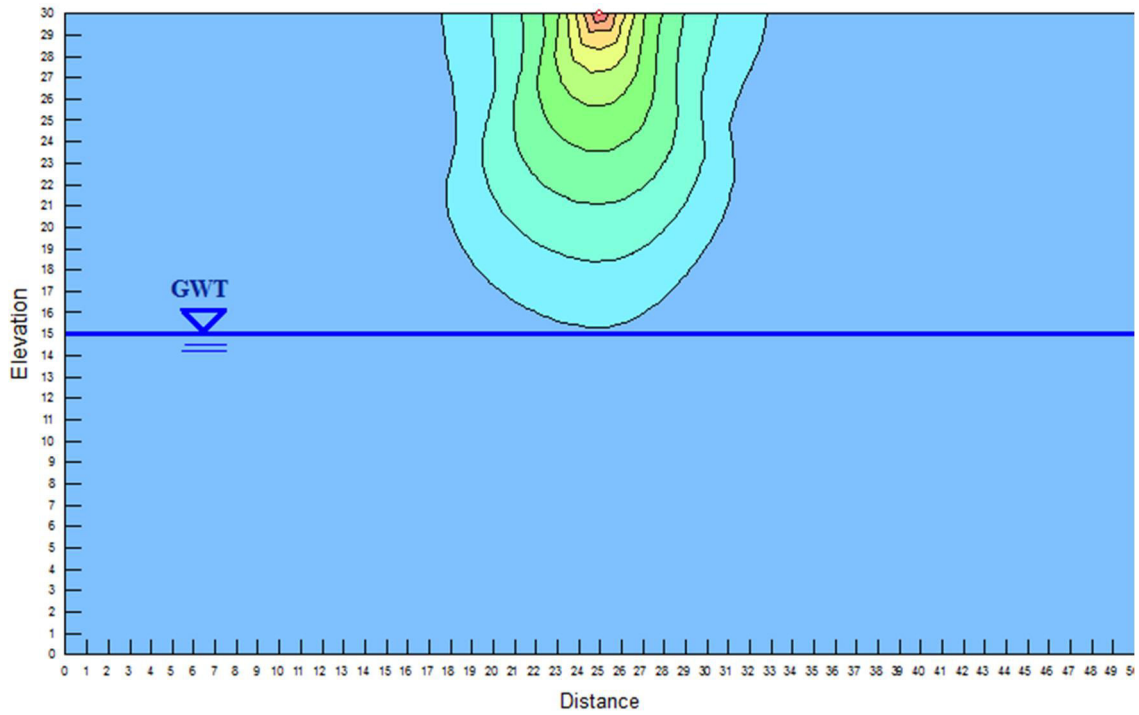
جدول ۵-۵- پارامترهای استفاده شده در مدل عددی انتشار آلودگی

پارامتر	واحد	مقدار
چگالی نسبی	---	۱/۲
اندازه المان بندی مش	متر	۰/۵
ضریب پراکندگی طولی	متر	۵
ضریب پراکندگی عمود بر جهت جریان (عرضی)	متر	۳
ضریب پخش (Diffusion)	مترمربع بر ثانیه	1×10^{-8}
دبی ورودی جریان آلاینده	مترمکعب بر ثانیه	1×10^{-5}
تراز آب زیرزمینی	متر	۱۵

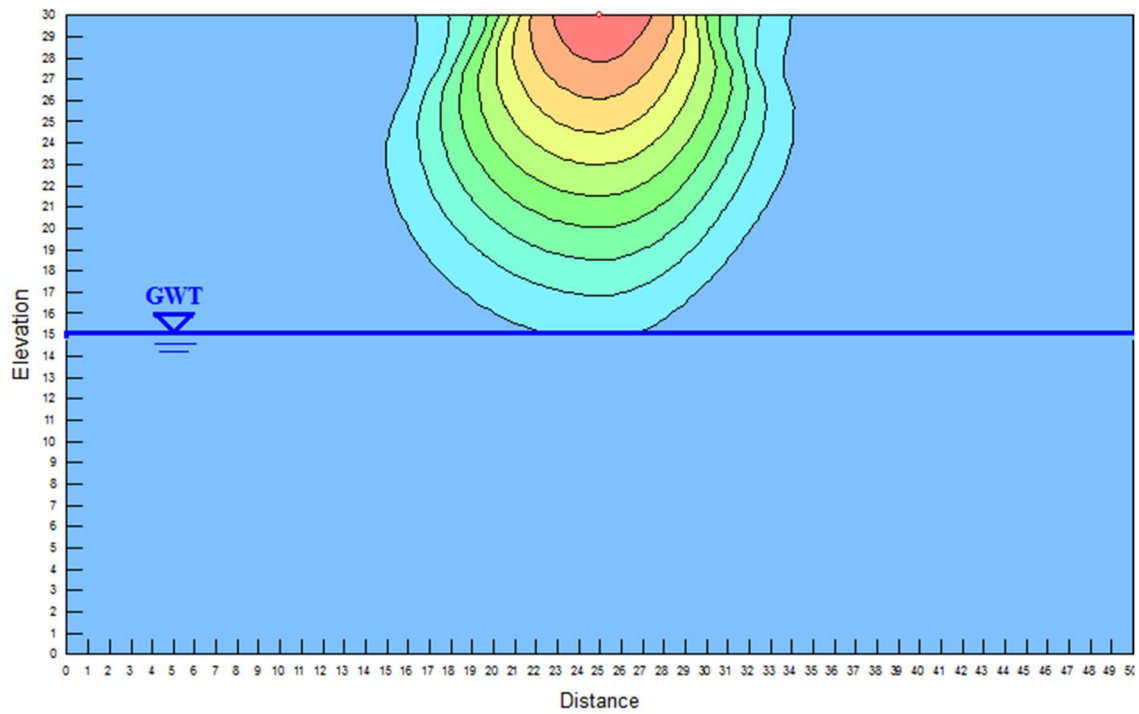
همچنین مشخصات فرض شده برای خاک‌ها مورد بررسی به صورت زیر می‌باشد:

جدول ۵-۶- مشخصات خاک‌های مورد بررسی

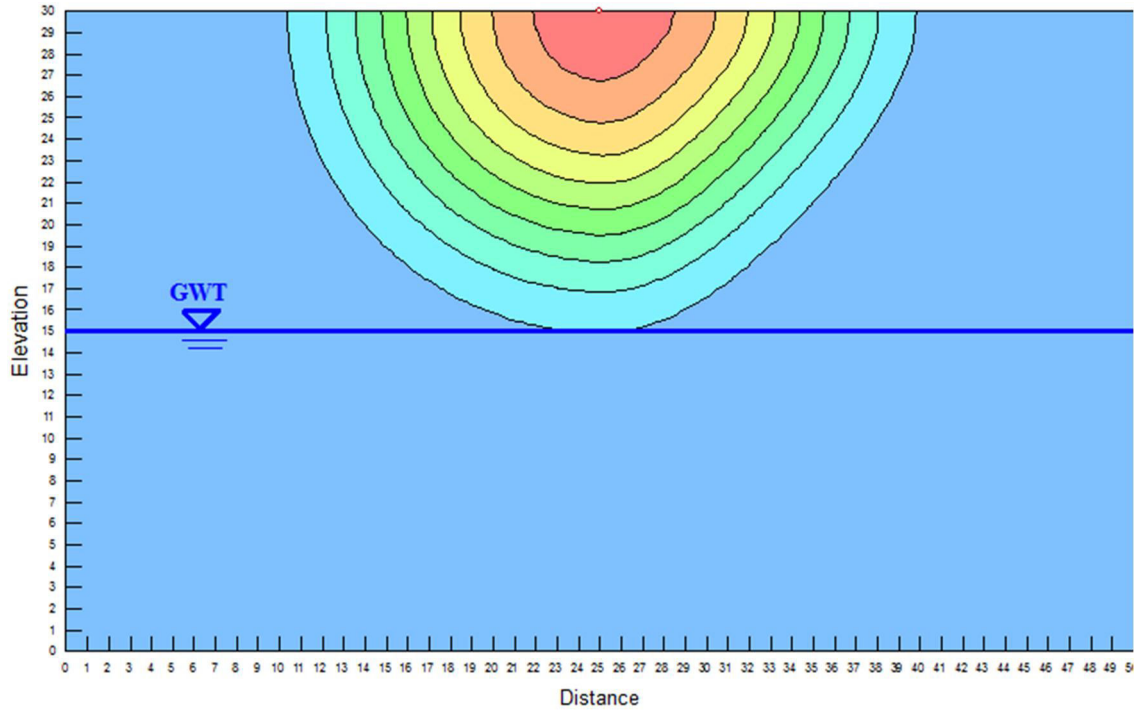
نوع خاک	درصد آب حجمی	نفوذپذیری (متر بر ثانیه)
ماسه	۰/۳۵	1×10^{-4}
ماسه سیلتی	۰/۳۸	1×10^{-5}
رس سیلتی	۰/۴۵	1×10^{-7}
رس	۰/۵	1×10^{-8}



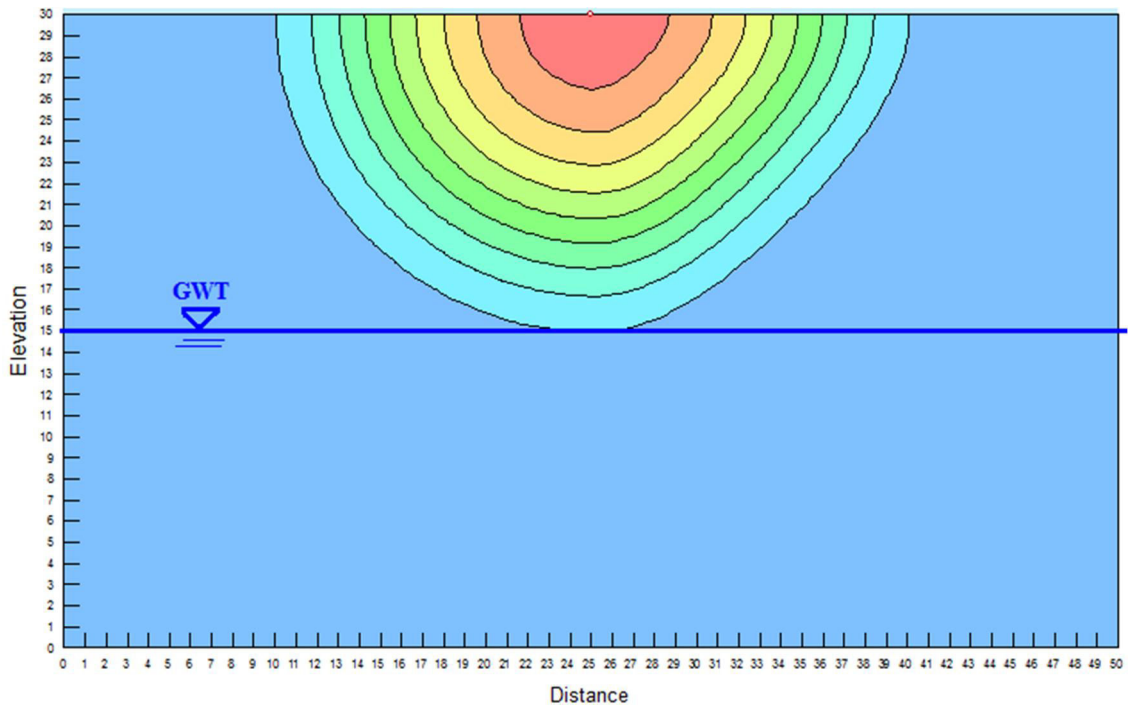
شکل ۵-۲۱- نحوه انتشار آلودگی در خاک ماسه در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی



شکل ۵-۲۲- نحوه انتشار آلودگی در خاک ماسه سیلتی در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی



شکل ۵-۲۳- نحوه انتشار آلودگی در خاک رس سیلتی در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی



شکل ۵-۲۴- نحوه انتشار آلودگی در خاک رس در زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی

جدول ۵-۷- مدت زمان طی شده برای رسیدن آلاینده به سطح آب زیرزمینی

نوع خاک	زمان رسیدن به سطح آب زیرزمینی
ماسه	۱۰ روز
ماسه سیلتی	۳۵ روز
رس سیلتی	۶۹ روز
رس	۱۱۷ روز

با توجه به جدول ۵-۷، مدت زمان لازم برای اینکه آلاینده ۱۵ متر را طی کرده و به سطح آب زیرزمینی رسیده و آن را آلوده کند، با ریزتر شدن خاک به مقدار زیادی افزایش می‌یابد. این زمان برای خاک ماسه‌ای که نفوذپذیری بالایی دارد ۱۰ روز بوده، در صورتی که برای خاک رس به ۱۱۷ روز می‌رسد.

۵-۲ انتشار آلودگی نفتی در خاک دو لایه

در این بخش نحوه انتشار آلودگی در یک خاک دو لایه که در یک لایه آن خاک درشت‌دانه و در لایه دیگر خاک ریزدانه قرار دارد، مورد بررسی قرار می‌گیرد.

به‌منظور مدل‌سازی، محیط خاکی به طول ۷۰ و عمق ۵۰ متر در نظر گرفته شده است که در ارتفاع ۳۰ متر، نوع خاک عوض می‌گردد. برای خاک درشت‌دانه، ماسه با ضریب نفوذپذیری 10^{-4} متر بر ثانیه و برای خاک ریزدانه، رس با ضریب نفوذپذیری 10^{-8} متر بر ثانیه فرض شده است.

همچنین آلاینده با دو چگالی نسبی متفاوت ۰/۸ و ۱/۲ وارد محیط خاکی می‌گردد. سایر پارامترهای مدل‌سازی نیز مطابق جدول زیر می‌باشد:

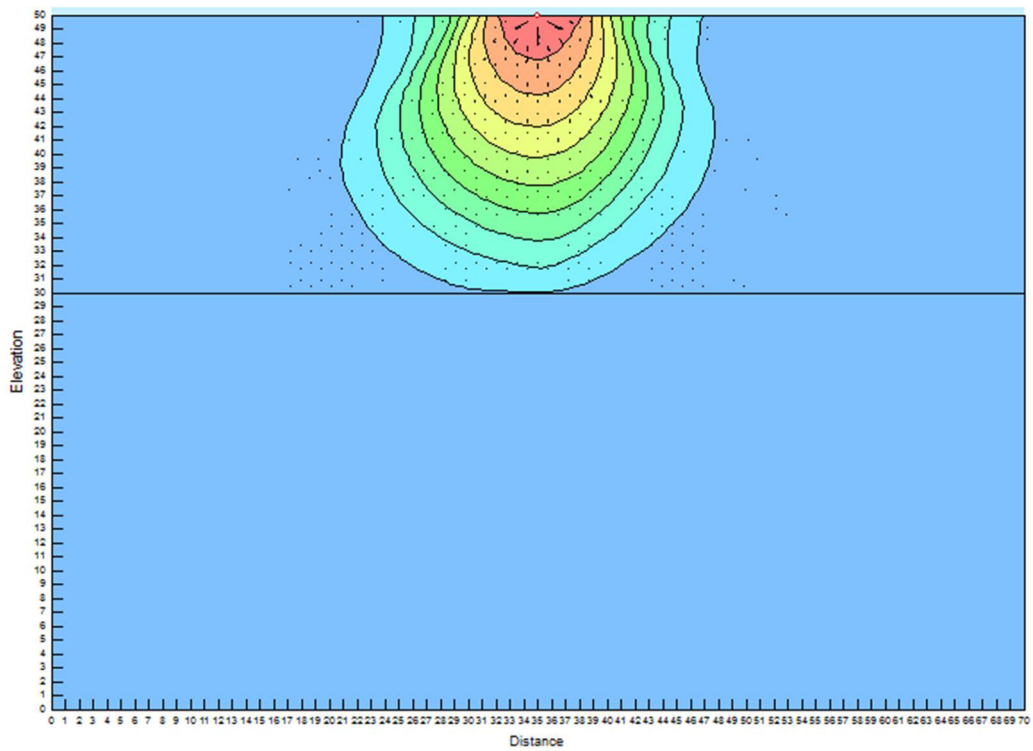
جدول ۵-۸- پارامترهای استفاده شده در مدل عددی انتشار آلودگی برای خاک دولایه

پارامتر	واحد	مقدار
چگالی نسبی	---	۰/۸ و ۱/۲
زمان	روز	۶۰ روز
اندازه المان بندی مش	متر	۰/۵
ضریب پراکندگی طولی	متر	۷
ضریب پراکندگی عمود بر جهت جریان (عرضی)	متر	۵
ضریب پخش (Diffusion)	مترمربع بر ثانیه	1×10^{-8}
دبی ورودی جریان آلاینده	مترمکعب بر ثانیه	1×10^{-4}
تراز آب زیرزمینی	متر	۲۰

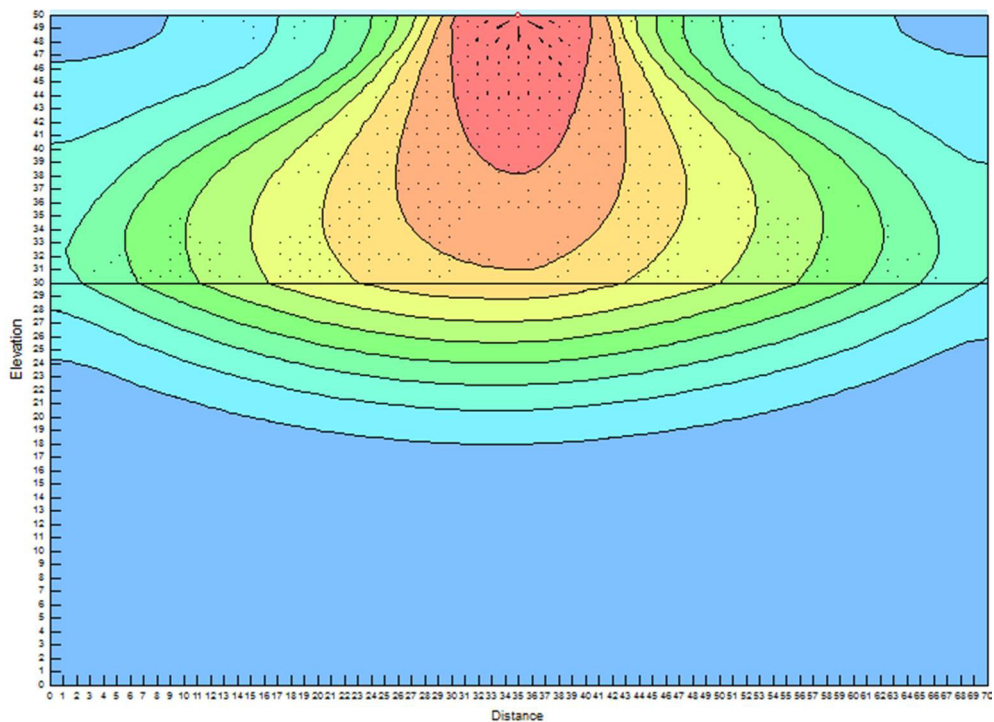
در شکل‌های ۵-۲۵ و ۵-۲۶، روند انتشار آلودگی را در یک خاک دولایه که در لایه بالایی خاک ماسه‌ای و در لایه زیرین خاک رس قرار گرفته است را مشاهده می‌کنید. شکل ۵-۲۵ انتشار آلودگی را پس از ۶ روز و زمانی که آلاینده به سطح خاک لایه دوم رسیده است، نشان می‌دهد. شکل ۵-۲۶، انتشار آلودگی پس از ۶۰ روز را نمایش می‌دهد.

با توجه به شکل‌ها، همان‌طور که در بخش‌های قبل بیان شد، در خاک ماسه‌ای که از نوع درشت‌دانه می‌باشد، الگوی انتشار آلودگی به صورت قائم است. با ورود آلودگی به لایه دوم و خاک رس که ریزدانه می‌باشد، الگوی انتشار به صورت افقی بوده و بنابراین آلودگی در سطح خاک پخش می‌گردد.

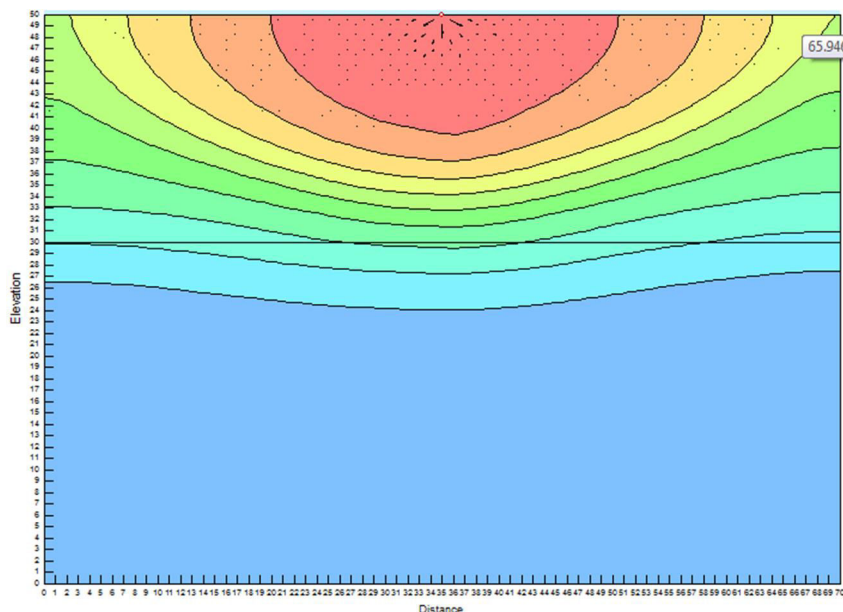
شکل ۵-۲۷ نیز روند انتشار آلودگی پس از ۶۰ روز را برای چگالی نسبی ۰/۸ نشان می‌دهد.



شکل ۵-۲۵- انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۱/۲ در یک خاک دولایه (لایه اول ماسه و لایه دوم رس)



شکل ۵-۲۶- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۱/۲ در یک خاک دولایه (لایه اول ماسه و لایه دوم رس)

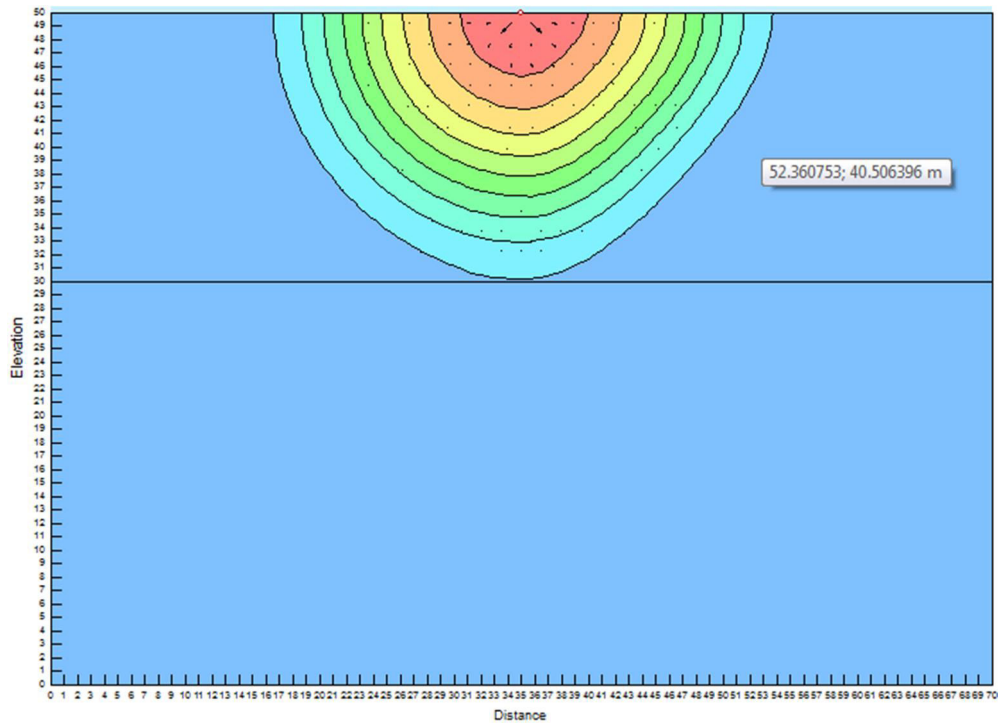


شکل ۵-۲۷- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۰/۸ در یک خاک دولایه (لایه اول ماسه و لایه دوم رس)

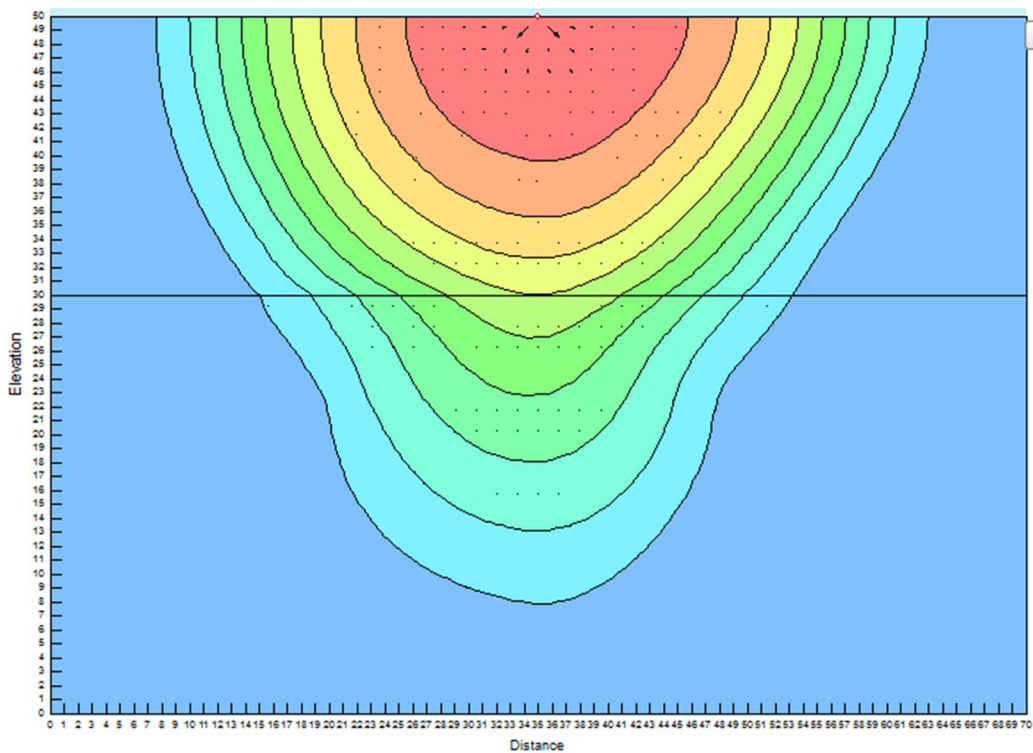
در شکل‌های ۵-۲۸ و ۵-۲۹، روند انتشار آلودگی در یک خاک دولایه که در لایه بالایی خاک رس و در لایه زیرین خاک ماسه‌ای قرار گرفته است را مشاهده می‌کنید. شکل ۵-۲۸ انتشار آلودگی را پس از ۲۰ روز و زمانی که آلاینده به سطح خاک لایه دوم رسیده است، نشان می‌دهد. شکل ۵-۲۶، انتشار آلودگی پس از ۶۰ روز را نمایش می‌دهد.

با توجه به شکل‌ها، در خاک رسی الگوی انتشار آلودگی به صورت افقی بوده و با ورود آلودگی به لایه دوم و خاک ماسه‌ای، الگوی انتشار قائم می‌گردد و بنابراین آلودگی در بیشتر در عمق نفوذ می‌کند.

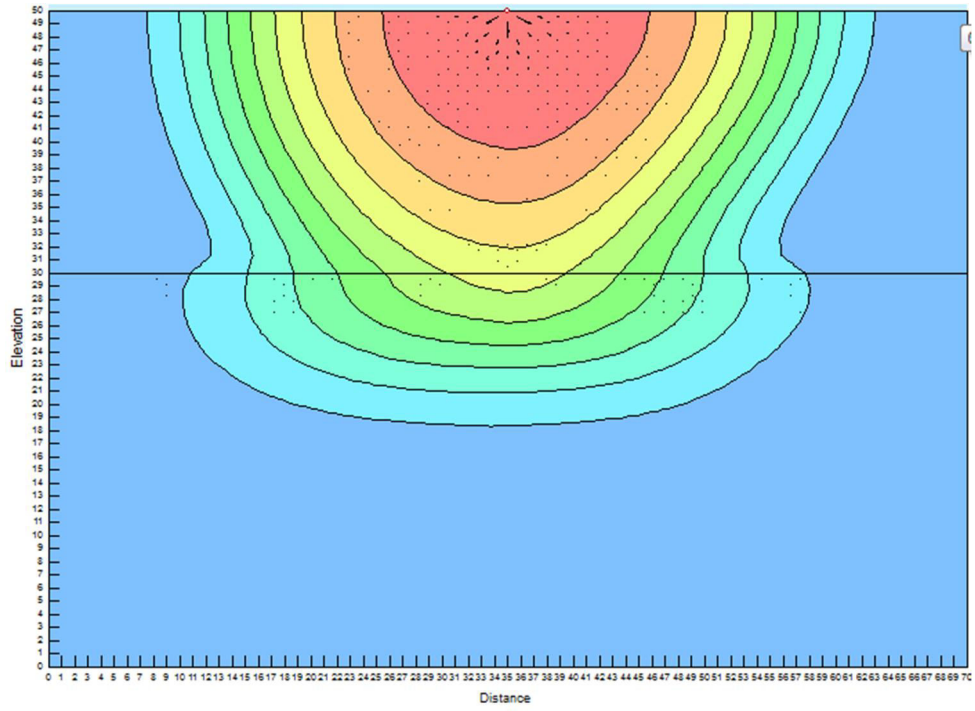
شکل ۵-۳۰ نیز روند انتشار آلودگی پس از ۶۰ روز را برای چگالی نسبی ۰/۸ نشان می‌دهد.



شکل ۵-۲۸- انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۱/۲ در یک خاک دولایه (لایه اول رس و لایه دوم ماسه)



شکل ۵-۲۹- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۱/۲ در یک خاک دولایه (لایه اول رس و لایه دوم ماسه)



شکل ۵-۳۰- الگوی انتشار آلودگی با چگالی نسبی ۰/۸ در یک خاک دولایه (لایه اول رس و لایه دوم ماسه)

فصل ششم

نتیجه گیری و پیشنهادات

۶-۱ نتیجه گیری

امروزه آلودگی محیط خاکی از مسائل زیست محیطی مهمی است که باید مورد توجه قرار گیرد. انسان در اثر فعالیت‌های روزمره خود، مقادیر قابل توجهی از آلاینده‌های مختلف را وارد آب و خاک می‌کند. بیشترین سهم در انتقال آلودگی مربوط به زمانی می‌شود که آلاینده به سفره آب زیرزمینی رسیده، مواد حلال آن در آب زیرزمینی حل شده و همراه آب زیرزمینی محیط را آلوده کند. بنابراین اهمیت بررسی و مطالعه چگونگی حرکت و گسترش آلودگی و همچنین بازیافت آن در ناحیه غیراشباع خاک و قبل از رسیدن به سفره آب زیرزمینی مشخص می‌شود.

در این پژوهش در ابتدا انواع روش‌های حل عددی معادله انتشار آلودگی بررسی شده و سپس با استفاده از نرم‌افزار Ctran که مبتنی بر روش المان محدود می‌باشد، به بررسی تأثیر پارامترهای مختلف بر رفتار و الگوی انتشار آلودگی پرداخته شده و در واقع تحلیل حساسیت بر روی عوامل مؤثر بر این پارامترها انجام شده است. به‌طور کلی نحوه و میزان تأثیر عوامل مختلفی مانند نفوذپذیری خاک مورد بررسی، دبی ورودی جریان آلاینده، چگالی و ... در یک محیط متخلخل و نیمه اشباع به طول ۵۰ متر و عمق ۳۰ متر که دارای یک لایه آب بوده و منبع آلودگی در قسمت میانی آن قرار دارد، مورد بررسی و تحلیل قرار گرفته‌اند.

با توجه به موارد ذکر شده نتایج تحقیق عبارت‌اند از:

۱- در خاک‌های درشت‌دانه الگوی انتشار قائم و رو به پایین و در خاک‌های ریزدانه الگوی انتشار افقی حاکم می‌باشد. همچنین در خاک‌های درشت‌دانه، میزان عمق نفوذ آلودگی از سطح انتشار آن بیشتر می‌باشد، در صورتی که در خاک ریزدانه سطح انتشار آلودگی از عمق نفوذ آن بیشتر است.

۲- در خاک‌های درشت‌دانه با افزایش نفوذپذیری، سطح انتشار و عمق نفوذ آلودگی افزایش می‌یابد که این افزایش در عمق نفوذ شدت بیشتری داد. در خاک‌های ریزدانه با افزایش نفوذپذیری، سطح انتشار آلودگی کاهش یافته اما بر عمق نفوذ آن افزوده می‌شود.

۳- آلاینده های سبک تر از آب (چگالی نسبی کمتر از یک) بر روی سطح سفره آب زیرزمینی شناور می شوند، درحالی که آلاینده های سنگین تر از آب (چگالی نسبی بیشتر از یک) در داخل سفره آب زیرزمینی نفوذ کرده و تا رسیدن به لایه غیرقابل نفوذ به حرکت خود ادامه می دهند.

۴- با افزایش میزان چگالی نسبی آلاینده، هم در خاک های درشت دانه و هم ریزدانه، به دلیل افزایش وزن آلاینده، سطح انتشار آلودگی به تدریج کاهش یافته و عمق نفوذ آن افزایش می یابد. میزان افزایش عمق نفوذ برای خاک های درشت دانه نسبت به خاک های ریزدانه بیشتر است، درحالی که میزان کاهش سطح انتشار آلودگی برای خاک های ریزدانه کمتر از خاک های درشت دانه می باشد.

۵- در خاک های درشت دانه و ریزدانه، افزایش دبی جریان آلاینده هم سبب افزایش سطح انتشار آلودگی شده و هم عمق نفوذ آلودگی را افزایش می دهد.

۶- با کاهش میزان عمق تراز آب زیرزمینی، در هر دو خاک درشت دانه و ریزدانه، میزان سطح انتشار و عمق نفوذ آلودگی افزایش می یابد.

۷- در بررسی چهار نوع خاک ماسه ای، ماسه سیلتی، رس سیلتی و رس، مدت زمانی که طول می کشد آلاینده به سطح آب زیرزمینی برسد و وارد آن گردد، در خاک رس خیلی بیشتر از خاک ماسه ای و خاک های دیگر بود. در واقع هر چه خاک ریزدانه تر باشد، زمان بیشتری لازم است تا آلاینده از آن عبور کند، در صورتی که در خاک های درشت دانه به دلیل نفوذپذیری بالا زمان کمتری برای عبور آلاینده لازم است.

۶-۲ پیشنهادات برای تحقیقات آینده

۱- از آنجاکه پارامتر ضریب پخش (diffusion) برای آلاینده های مختلف و در محیط های خاکی گوناگون، کمتر اندازه گیری شده است، لازم است مطالعات آزمایشگاهی به منظور ارزیابی دقیق و تا حد امکان گسترده این کمیت انجام شود.

۲- بررسی مدل و الگوی انتشار آلودگی های نفتی در حالت سه بعدی

۳- بررسی الگوی انتشار آلودگی در محیط هایی که در آن چندین منبع با آلاینده های متفاوت وجود دارد.

۴- تحلیل الگوی انتشار آلودگی در محیط هایی که در آن ترک و شکاف وجود دارد.

۵- استفاده از سایر روش های عددی مانند تفاضل های محدود و مقایسه روش ها

۶- بررسی تاثیر جذب سطحی ذرات بر انتشار آلودگی نفتی

۷- بررسی انتشار آلودگی در محیط هایی که آب در آن جریان داشته و اختلاف فشار وجود دارد.

۸- بررسی عوامل تاثیر گذار بر ضریب Diffusion

۹- بررسی اثرات ناشی از تغییر ضریب Diffusion بر انتشار آلودگی

فهرست منابع و مراجع

- ۱- احتشامی م. و احمدنیا ر ، (۱۳۸۵) " مدل سازی نشت هیدروکربن های نفتی در منابع خاک آب های زیرزمینی " مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست ، شماره ۲۹
- ۲- پاک ع، (۱۳۹۳) " ژئوتکنیک زیست محیطی " چاپ اول ، انتشارات علمی دانشگاه نعتی شریف ، تهران
- ۳- خسروی ا، (۱۳۸۹)، پایان نامه ارشد: " اثر آلاینده های نفتی بر پایداری بستر رسی مخازن نفتی "، دانشکده مهندسی عمران ، دانشگاه صنعتی شاهرود
- ۴- شادنیا ر، (۱۳۸۵)، پایان نامه ارشد: " بررسی حرکت و انتقال آلاینده های هیدروکربنی در محیط خاکی "، دانشکده مهندسی عمران ، دانشگاه صنعتی اصفهان
- 5- Mercer, J. W., & Cohen, R. M. (1990). "A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation". *Journal of Contaminant Hydrology*, 6(2), 107–163
- ۶- جوهری دزفولی ح ، (۱۳۹۴) " هدایت آلاینده در خاک " مرکز پژوهش و فناوری و علم و توسعه ، دانشگاه علم و صنعت
- ۷- قاسمی نقدی ف، (۱۳۸۴)، پایان نامه ارشد: " تجزیه هیدروکربن های نفتی در فاز دوغابی و مایع توسط کشت مخلوط "، دانشکده فنی و مهندسی ، دانشگاه تربیت مدرس
- 8- Foster, W. (1936). "Inorganic Chemistry (Niels Bjerrum)". *Journal of Chemical Education*, 13(7), 349
- 9- Thornton, I. (1995). *Metals in the Global Environment: Facts and Misconceptions*. International Council on Metals and the Environment.

10- Berkowitz, B., Dror, I., & Yaron, B. (2014). "Contaminant Geochemistry: Interactions and Transport in the Subsurface Environment". Springer Berlin Heidelberg.

۱۱- رضایی م، (۱۳۹۴)، پایان نامه ارشد: "مدل سازی حرکت هیدروکربن های نفتی و فلزات سنگین در خاک با نرم افزار CTRAN/W"، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه قم

۱۲- حق پژوه ه، (۱۳۸۵)، پایان نامه ارشد: "تاثیر اصلاح کننده های آلی در زیست سالم سازی خاک های آلوده به مواد نفتی"، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه صنعتی امیرکبیر

۱۳- کنگانی م، (۱۳۹۰)، پایان نامه ارشد: "بررسی خواص مکانیکی خاک های آلوده به نفت خام"، دانشکده مهندسی آب و محیط زیست، دانشگاه صنعت آب و برق (شهید عباسپور)

14- Newell, C. J., Acree, D. A., Randall, R. R., & Huling, S. G. (1995) " Light Nonaqueous Phase Liquids. Ground Water Issue" Environmental Protection Agency, EPA/540/S-95/500

15- Huling, S. G., weaver, J. W. (1995) "Dense Nonaqueous Phase Liquids. Ground Water Issue" Environmental Protection Agency, EPA/540/S-95/500

۱۶- محمدسیدی ب، (۱۳۹۳)، پایان نامه ارشد: "بررسی نحوه انتشار آلاینده های هیدروکربنی ناشی از نشت از یک پمپ بنزین"، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه ارومیه

17- Willson, C. S., Weaver, J. W., & Charbeneau, R. J. (2006). "A screening model for simulating DNAPL flow and transport in porous media: Theoretical development". Journal of Environmental Modelling and Software, 21(1), 16–32

18- GEO-SLOPE, I. (2010). Contaminant Modeling with CTRAN / W 2007. Geostudio Helpfile

۱۹- مرادی م، (۱۳۷۹)، پایان نامه ارشد: "مدل ریاضی فرایند انتقال آلودگی در سفره های آب زیرزمینی بر اساس روش عددی حجم محدود"، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

۲۰- گیتی پور س، بنی بید هندی غ، گرجی م، (۱۳۸۱)، "آلودگی خاک‌های پالایشگاه جنوب تهران در اثر ترکیبات نفتی"، مجله محیط شناسی، شماره ۳۴، ص ۳۹-۴۵

۲۱- عبادی ت، کرمانی م، (۱۳۸۸)، " بررسی تاثیر آلودگی خاک به نفت خام بر پارامترهای ژئوتکنیکی آن " هشتمین کنگره بین المللی مهندسی عمران، دانشگاه شیراز، ۲۱ تا ۲۳ اردیبهشت

22- Annable, M. D, (1991), PhD. Thesis, "Aqueous phase transport in soils contaminated with a multi-component liquid hydrocarbon and subjected to vapor flow", Michigan state university, USA

23- Van Geel, P. J., & Sykes, J. (1994). "Hydrology Laboratory and model simulations of a LNAPL spill in a 2. Comparison of laboratory and model results". Journal of Con, 17, 27-53.

24- Schroth, M. H., Istok, J. D., & Selker, J. S. (1998). "Three-phase immiscible fluid movement in the vicinity of textural interfaces". Journal of Contaminant Hydrology, 32(1-2), 1-23.

25- Mohammadi, K., Mousavizadeh, M. H., & Kahawita, R. (2003). "An Experimental Investigation of Infiltrating an Immiscible Organic Spill in a Variably Saturated Soil". SPE Middle East Oil Conference Proceedings, 1(L), 1-6.

26- Kamon, M., Endo, K., & Katsumi, T. (2003). "Measuring the k-S-p relations on DNAPLs migration". Journal of Engineering Geology, 70(3-4), 351-363.

27- Kamon, M., Endo, K., Kawabata, J., Inui, T., & Katsumi, T. (2004). Two-dimensional DNAPL migration affected by groundwater flow in unconfined aquifer. Journal of Hazardous Materials, 110(1-3).

۲۸- اصغرزاده ا، محبوبی ع، رحیمی ق، (۱۳۹۰)، "بررسی اثر ساختمان و بافت خاک بر حرکت فلزات سنگین شیرابه زباله"، پنجمین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست

29- Khamchayan, M., Hossein Charkhabi, A., & Tajik, M. (2007), "Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils". Journal of Engineering Geology, 89(3-4), 220-229.

30- Ghafouri, H. R. and Darabi S. B., (2007), "Optimal Identification of Ground-Water Pollution Sources", International Journal of Civil Engineerng. Vol. 5, No. 2

31- Ghasemzadeh, H., (2008), "Heat and contaminant transport in unsaturated soil" International Journal of Civil Engineerng. Vol. 6, No. 2

۳۲- ابراهیمی س، شایگان ج، ملکوتی م، بای بوردی م، قدوسی ج، اکبری ع، آتش جامه ا، (۱۳۸۸)،
"بررسی نشر آلودگی هیدروکربنی در محدوده پالایشگاه سرخون"، نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و
خاک (علوم کشاورزی و منابع طبیعی)، ج ۱۶، ص ۱۰۱-۱۲۴

۳۳- خراشادی زاده م، نوفرستی ح، فلزی ا، ضیاء ح، عباسی ع، (۱۳۹۱)، "مدل سازی عددی جریان
نشت و انتقال آلودگی در بستر خاکی شهر بیرجند"، همایش ملی جریان و آلودگی آب، دانشگاه
تهران، ۳ و ۴ خرداد

۳۴- علیایی م، حیدرپور م، (۱۳۹۲)، "انتشار آلودگی های نفتی در خاک تحت تاثیر شرایط مختلف
خاک و آلاینده"، مجله عمران مدرس، جلد ۱۳

۳۵- بارانی غ، رهنما م، صفا ب، (۱۳۹۲)، "حل معادله عمومی انتقال آلودگی در سفره‌های آب
زیرزمینی"، نشریه آب و فاضلاب، شماره ۴۸

۳۶- روحانی م، افشار م، (۱۳۹۰)، "توزیع آلودگی در رودخانه یک بعدی غیردائمی به وسیله روش
اجزاء محدود"، ششمین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه سمنان، ۶ و ۷ اردیبهشت

37- Gribb, M. M., Bene, K. J., & Shrader, A. (2002), "Petroleum fate and transport in the vadose zone", Journal of Advances in Environmental Research, 7, 59– 72,

38- Bandilla, K. W., Rabideau, A. J., & Janković, I. (2009). "A parallel mesh-free contaminant transport model based on the Analytic Element and Streamline Methods", Journal of Advances in Water Resources, 32(8), 1143–1153.

39- Kartha, S. A., & Srivastava, R. (2008). "Effect of immobile water content on contaminant transport in unsaturated zone", Journal of Hydro-Environment Research, 1(3-4), 206-215.

40- Jeff, K., (1999), "Practical Design Calculations for Groundwater and Soil Remediation", Boca Raton, CRC Press LLC

41- Fetter, (2003), Contaminant Modeling with CTRAN / W 2007. Geostudio Helpfile,pp11

Abstract:

Nowadays, soil contamination due to hydrocarbon oils is considered as an important environmental issue in the world and there are many concerns about the groundwater pollution with these toxic substances. Therefore, the transport and diffusion process of these substances in the sub-surface have been considered. The leakage of light and dense hydrocarbon contaminants, passing through the unsaturated zone and reaching groundwater aquifers, is one of these concerns.

In this research, the factors affecting the spread and release of oil pollution in unsaturated soils and groundwater have been investigated. Using a numerical model in order to simulate the release of pollutants in porous media is the purpose of this study. The CTRAN/W software which is based on finite element, was used to model the movement of pollutants in the soil. Generally, the effects of various factors such as permeability of the soil, inflow discharge of contaminant, density, etc. in a porous and semi-saturated area of 50 meters in length and 30 meters in depth, which has a water table and the source of contaminant is in the middle of that, has been investigated. The results indicate that there is a vertical propagation pattern in the coarse soils and a horizontal pattern in the fine soils.

Keywords: oil pollution, finite element, numerical modeling, propagation pattern



Shahrood University of Technology

Faculty of Civil Engineering

**Numerical Modelling of propagation of oil contamination
in soils**

By: Sarah Taghavi

Supervisor:

Dr. Reza Naderi

September 2018