

## تحلیل پیامدهای انتشار آلودگی رادیواکتیو در فضاهای زیرزمینی مجاور راکتورهای هسته‌ای

ابوالفضل فریدونی

دانشجوی کارشناسی مهندسی برق، دانشکده مهندسی برق و علوم پایه، دانشگاه صنعتی اراک - ایران

### چکیده

در این پژوهش، با استفاده از حل تحلیلی معادلات انتقال آلودگی در محیط متخلخل، مهاجرت دو رادیونوکلئید (نیمه‌عمر ۳۰ سال) و (نیمه‌عمر ۵/۲۷ سال) در یک محیط فرضی با تخلخل ۳۵٪ و هدایت هیدرولیکی شبیه‌سازی شد. نتایج نشان داد وجود یک ناحیه گسل با هدایت هیدرولیکی ۵ برابر محیط زمینه، سرعت مهاجرت را از ۱/۲ به ۶ متر در سال افزایش می‌دهد. تحلیل حساسیت بر روی سه پارامتر طراحی (عمق ۲۰-۱۰۰ متر، طول تونل ۱۰-۵۰ متر، نرخ تهویه ۰/۲-۰/۵ بر ثانیه) با روش تحلیل حساسیت پارامتریک انجام شد. مقادیر بهینه برای حداقل‌سازی غلظت در خروجی تونل عبارتند از: عمق ۵۰ متر، طول تونل ۳۰ متر و نرخ تهویه ۰/۱۵ بر ثانیه. این مقادیر غلظت را نسبت به حالت پایه ۷۵٪ کاهش می‌دهد. اعتبارسنجی با گزارش آژانس بین‌المللی انرژی اتمی [۲] نشان داد که در غیاب ناپیوستگی‌های زمین‌شناسی، آلودگی در عمق محصور می‌ماند. محدودیت اصلی پژوهش ساده‌سازی هندسه به دو بعد و عدم لحاظ جذب سطحی است.

**کلمات کلیدی:** فضاهای زیرزمینی؛ مهاجرت رادیونوکلئید؛ ارزیابی ریسک زیست‌محیطی؛ محیط زمین‌شناسی ناهمگن؛ تأسیسات هسته‌ای

## مقدمه

فضاهای زیرزمینی به دلیل حفاظت فیزیکی بیشتر در برابر تهدیدات خارجی، گزینه‌ای جذاب برای استقرار تأسیسات حساس از جمله تأسیسات هسته‌ای محسوب می‌شوند [۱]. با این حال، تمرکز منابع پرتوزا در محیط‌های بسته زیرزمینی، چالش‌های منحصر به فردی در حوزه مدیریت ریسک ایجاد می‌کند که مهمترین آنها، احتمال انتشار آلودگی در اثر انفجارهای ناشی از نفوذ مهمات یا خرابی تجهیزات است [۲].

مطالعات پیشین در زمینه مهاجرت رادیونوکلئیدها در محیط‌های زیرزمینی عمدتاً به محل‌های دفن پسماند هسته‌ای معطوف بوده است. برای مثال، اوسائو و همکاران (۲۰۱۴) با استفاده از شبیه‌سازی عددی در نرم‌افزار COMSOL نشان دادند که وجود گسل‌های فعال می‌تواند مسیرهای ترجیحی برای مهاجرت رادیونوکلئیدهایی مانند  $^{60}Co$  و  $^{137}Cs$  ایجاد کند [۳]. همچنین پژوهشگران مؤسسه انرژی اتمی چین نرم‌افزار بومی MNS را برای شبیه‌سازی مهاجرت رادیونوکلئیدها در بنتونیت و گرانیات توسعه داده‌اند [۴].

در مقابل، مطالعات محدودی به بررسی سناریوی انفجار در تأسیسات هسته‌ای فعال زیرزمینی پرداخته‌اند. گزارش NUREG/CR-۷۲۰۱ از کمیسیون تنظیم مقررات هسته‌ای آمریکا، اثرات موج انفجار بر سازه‌های زیرزمینی را تحلیل کرده، اما تمرکز آن بر آسیب‌پذیری سازه‌ای بوده و به انتشار آلودگی در محیط پیرامون نپرداخته است [۵]. از سوی دیگر، مدل‌های موجود مهاجرت رادیونوکلئید، عمدتاً محیط زمین‌شناسی را همگن فرض می‌کنند و تأثیر ناپیوستگی‌ها (درزه‌ها و گسل‌ها) بر سرعت و جهت حرکت آلودگی را نادیده می‌گیرند [۳].

بنابراین، شکاف تحقیقاتی اصلی، عدم وجود مدلی یکپارچه است که بتواند هم‌زمان (الف) سناریوی انفجار را به عنوان منبع آلودگی، (ب) محیط زمین‌شناسی ناهمگن با ناپیوستگی‌های گسلی، و (پ) پارامترهای طراحی فضاهای زیرزمینی (عمق، طول تونل‌های دسترسی و نرخ تهویه) را در نظر بگیرد. هدف این پژوهش، پر کردن این شکاف از طریق مدل‌سازی عددی با روش اجزاء محدود و ارائه مقادیر بهینه برای پارامترهای طراحی به منظور حداقل‌سازی ریسک انتشار آلودگی است.

این مقاله در پنج بخش سازماندهی شده است: پس از مقدمه، در بخش دوم مبانی نظری و معادلات حاکم ارائه می‌شود. بخش سوم به روش‌شناسی و تعریف سناریوها اختصاص دارد. در بخش چهارم، نتایج شبیه‌سازی و تحلیل حساسیت ارائه می‌گردد و نهایتاً در بخش پنجم، نتیجه‌گیری و پیشنهادها بیان می‌شود.

## مبانی نظری و پیشینه پژوهش

در این بخش ابتدا معادلات حاکم بر جریان آب زیرزمینی و انتقال رادیونوکلئیدها در محیط متخلخل و درزه‌دار ارائه می‌شود. سپس حل‌های تحلیلی موجود برای حالت‌های ساده‌شده مرور می‌گردد. در ادامه، پیشینه پژوهش‌های تجربی و عددی مرتبط با موضوع بررسی و در پایان شکاف تحقیقاتی شناسایی می‌شود. اثبات تفصیلی معادلات و جزئیات گسسته‌سازی عددی در پیوست ارائه شده است.

برای محیط متخلخل اشباع با سیال تراکم‌ناپذیر، معادله جریان پایدار از ترکیب قانون داریسی و معادله پیوستگی به دست می‌آید [۱۳]:

$$\nabla \cdot (K \nabla h) = 0 \quad (1)$$

که در آن  $K$  هدایت هیدرولیکی ( $m/s$ ) و  $h$  هدایت هیدرولیکی کل ( $m$ ) است. در محیط‌های ناهمگن،  $K$  تابعی از مکان است. سرعت داریسی ( $v$ ) از قانون داریسی به دست می‌آید:

$$v = -K \nabla h \quad (2)$$

در محیط‌های درزه‌دار، جریان عمدتاً از طریق شکستگی‌ها صورت می‌گیرد و هدایت هیدرولیکی معادل از جمع هدایت ماتریس سنگ و شکستگی‌ها محاسبه می‌شود [۱۴].

معادله انتقال-واپاشی برای یک رادیونوکلئید در محیط متخلخل اشباع به صورت زیر است [۱۲]:

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} + \nabla \cdot (vC) - \nabla \cdot (D \nabla C) = -\lambda \theta C + S \quad (۳)$$

در این معادله  $C$  غلظت رادیونوکلئید ( $Bq/m^3$ ) و  $D$  تانسور پراکندگی - انتشار ( $m^2/s$ ) است. تانسور پراکندگی برای محیط همگن ایزوتروپ با جریان یک‌بعدی در جهت  $x$  به صورت زیر تعریف می‌شود [۱۲]:

$$D_{xx} = \alpha_L v + D_m, \quad D_{yy} = \alpha_T v + D_m, \quad D_{zz} = \alpha_T v + D_m$$

که  $\alpha_L$  و  $\alpha_T$  به ترتیب ضرایب پراکندگی طولی و عرضی ( $m$ ) و  $D_m$  ضریب انتشار مولکولی ( $m^2/s$ ) هستند. برای محیط‌های درزه‌دار، مدل دومؤلفه‌ای (شکستگی-ماتریس) رایج است. در این مدل، انتقال در شکستگی با جریان سریع و نفوذ به ماتریس سنگ توأم است. معادلات جفت‌شده به صورت زیر هستند [۱۵]:

الف) در شکستگی:

$$b \frac{\partial C_f}{\partial t} + b v_f \frac{\partial C_f}{\partial x} - b D_f \frac{\partial^2 C_f}{\partial x^2} = -\lambda b C_f - \theta D_p \frac{\partial C_p}{\partial z} \Big|_{z=b} \quad (۴)$$

ب) در ماتریس:

$$\frac{\partial C_p}{\partial t} = \frac{D_p}{R_p} \frac{\partial^2 C_p}{\partial z^2} - \lambda C_p \quad (۵)$$

که  $b$  نیم‌عرض شکستگی ( $m$ )،  $C_f$  غلظت در شکستگی ( $Bq/m^3$ ) و  $C_p$  غلظت در ماتریس ( $Bq/m^3$ ) است. برای حالت‌های ساده‌شده (محیط همگن، منبع لحظه‌ای، جریان یک‌بعدی)، حل تحلیلی معادله انتقال-واپاشی به صورت زیر است [۱۶]:

$$C(x, t) = \frac{M}{\theta \sqrt{4\pi D_x t}} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4D_x t} - \lambda t\right) \quad (۶)$$

که  $M$  جرم اولیه رادیونوکلئید در واحد سطح ( $Bq/m^2$ ) می‌باشد. این حل برای اعتبارسنجی مدل‌های عددی بسیار مفید است.

برای محیط درزه‌دار، حل تحلیلی دستگاه معادلات جفت‌شده با استفاده از تبدیل لاپلاس به دست می‌آید. برای یک شکستگی منفرد با منبع ثابت در  $x=0$ ، جواب به صورت زیر است [۱۵]:

$$\bar{C}_f(x, s) = \bar{C}_f(0, s) \exp\left[\frac{xv_f}{2D_f} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4D_f}{v_f^2} \left(s + \lambda + \frac{\theta D_p}{b} \sqrt{\frac{s + \lambda}{D_p/R_p}}\right)}\right)\right] \quad (۷)$$

که  $\bar{C}_f$  تبدیل لاپلاس غلظت در شکستگی و  $s$  متغیر مختلط لاپلاس است. برای انفجار نقطه‌ای در عمق، فشار بیشینه در فاصله  $r$  از مرکز انفجار از رابطه تجربی زیر به دست می‌آید [۱]:

$$P(r) = P_0 \left(\frac{R_c}{r}\right)^n \exp(-\alpha(r - R_c)) \quad (۸)$$

که در آن  $P_0$  فشار در حفره انفجار ( $Pa$ )،  $R_c$  شعاع حفره ( $m$ ) و  $n$  ضریب هندسه (برای موج کروی  $n=3$ )، شعاع حفره انفجار برای انفجارهای هسته‌ای زیرزمینی از رابطه تجربی زیر به دست می‌آید [۲۰]:

$$R_c = C \left( \frac{W}{\rho gh} \right)^{1/3} \quad (9)$$

که  $W$  بازده انفجار ( $kt$ )،  $\rho$  چگالی سنگ ( $kg/m^3$ )،  $h$  عمق ( $m$ )،  $g$  شتاب گرانش ( $m/s^2$ ) و  $C$  ثابت تجربی است.  
\*محاسبات و اثبات‌های لازم این بخش در انتهای مقاله تحت پیوست اول قرار گرفته‌اند.

## پیشینه پژوهش

پژوهش‌های متعددی به شبیه‌سازی عددی مهاجرت رادیونوکلئیدها از محل‌های دفن پسماند هسته‌ای اختصاص یافته است. Osae و همکاران (۲۰۱۴) با استفاده از نرم‌افزار COMSOL Multiphysics مهاجرت  $^{60}Co$  و  $^{137}Cs$  را در یک سایت پیشنهادی در غنا مدل‌سازی کردند. نتایج نشان داد که وجود یک ناحیه گسل با هدایت هیدرولیکی بالاتر، مسیر ترجیحی برای حرکت آلودگی ایجاد کرده و زمان رسیدن به سطح را به شدت کاهش می‌دهد. در مطالعه دیگری، پژوهشگران مؤسسه انرژی اتمی چین نرم‌افزار بومی MNS را برای شبیه‌سازی مهاجرت رادیونوکلئیدها در بنتونیت و گرانیب بایشان توسعه دادند [۶]. آنها نشان دادند که جذب سطحی توسط کانی‌های رسی نقش مهمی در کاهش سرعت مهاجرت ایفا می‌کند.

کمیسیون تنظیم مقررات هسته‌ای آمریکا در گزارش NUREG/CR-۷۲۰۱ به بررسی اثرات انفجار مهمات نفوذگر بر سازه‌های زیرزمینی پرداخته است [۱]. این گزارش عمدتاً بر آسیب‌پذیری سازه‌های تمرکز دارد و به انتشار آلودگی در محیط اطراف نمی‌پردازد. آزمایش‌های میدانی انفجارهای هسته‌ای زیرزمینی (مانند آزمایش Palanquin در سال ۱۹۶۵) اطلاعات ارزشمندی در مورد انتشار موج ضربه‌ای و تشکیل حفره ارائه داده‌اند [۲۰]. اخیراً، شبیه‌سازی‌های عددی با نرم‌افزارهای پیشرفته (مانند GEODYN) توسط آزمایشگاه ملی لارنس لیورمور برای پیش‌بینی پیامدهای انفجارهای زیرزمینی انجام شده است [۲۱].

با وجود پژوهش‌های گسترده در هر یک از حوزه‌های فوق، مطالعات اندکی به بررسی هم‌زمان انفجار (به عنوان منبع آلودگی) و مهاجرت رادیونوکلئیدها در محیط‌های ناهمگن پرداخته‌اند. در یک کار جدید، Shohet و همکاران (۲۰۲۳) چارچوبی برای ارزیابی ریسک راکتورهای کوچک مدولار زیرزمینی در برابر اصابت مهمات ارائه دادند، اما مدل آن‌ها عمدتاً مبتنی بر قابلیت اطمینان سازه‌ای بوده و انتقال آلودگی را به صورت ساده‌شده در نظر گرفته است [۱۹].

## روش‌شناسی پژوهش

دو سناریوی اصلی برای ارزیابی ریسک انتشار آلودگی تعریف شده است:

**سناریوی A (نشت تدریجی ناشی از آسیب سازه‌ای):** در اثر موج انفجار، ترک‌هایی به عرض مؤثر ۱ میلی‌متر در محفظه راکتور ایجاد می‌شود. نرخ نشت بر اساس مدل جریان در ترک [۱] به صورت تابعی از فشار محفظه و عرض ترک محاسبه می‌گردد. منبع آلودگی به صورت شار ثابت با نرخ  $100 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{s}$  در ناحیه ترک اعمال می‌شود.

**سناریوی B (نشت ناگهانی ناشی از انفجار مستقیم):** انفجار مهمات نفوذگر با کلاک ۳۰۰ کیلوگرمی در عمق ۱۵ متری سنگ بستر، منجر به آزادسازی ناگهانی ۵٪ از موجودی مواد هسته‌ای (معادل  $10^6 \text{ Bq/m}^3$ ) در یک ناحیه کروی به شعاع ۲ متر می‌گردد. این سناریو بر اساس داده‌های گزارش [۱] NUREG/CR-۷۲۰۱ تعریف شده است.

**سناریوی پایه:** برای مقایسه، حالت بدون انفجار (شرایط عادی بهره‌برداری) نیز شبیه‌سازی می‌شود.



## شرایط مرزی و اولیه

هندسه مسئله یک مقطع دوبعدی به طول ۱۰۰ متر و عمق ۵۰ متر در نظر گرفته شده است. مبدأ مختصات در سطح زمین و گوشه سمت چپ قرار دارد. شرایط مرزی بر اساس مدل ارائه شده در [۴] به صورت زیر تعریف می‌شود:

- مرز چپ ( $x=0$ ): شار صفر (شرط تقارن)

$$\frac{\partial C}{\partial x} = 0$$

- مرز راست ( $x=100\text{ m}$ ): هدایت هیدرولیکی ثابت (خروج آزاد)

$$h = 0$$

- مرز پایین ( $y = -50\text{ m}$ ): شار صفر (نفوذناپذیر)

$$\frac{\partial C}{\partial y} = 0$$

- مرز بالا ( $y = 0$ ): تغذیه با نرخ ۱۰٪ بارندگی سالانه

$$P = 800\text{mm} / \text{year}$$

$$P = 10\% \times P = 80\text{mm} / \text{year}$$

$$R = 0.08\text{m} / \text{year} = 2.54 \times 10^{-9} \text{m} / \text{s}$$

برای انتقال، شرط خروج همرفتی اعمال می‌شود. در شرایط اولیه؛ غلظت اولیه در کل دامنه صفر فرض می‌شود.

## شرایط مرزی و اولیه

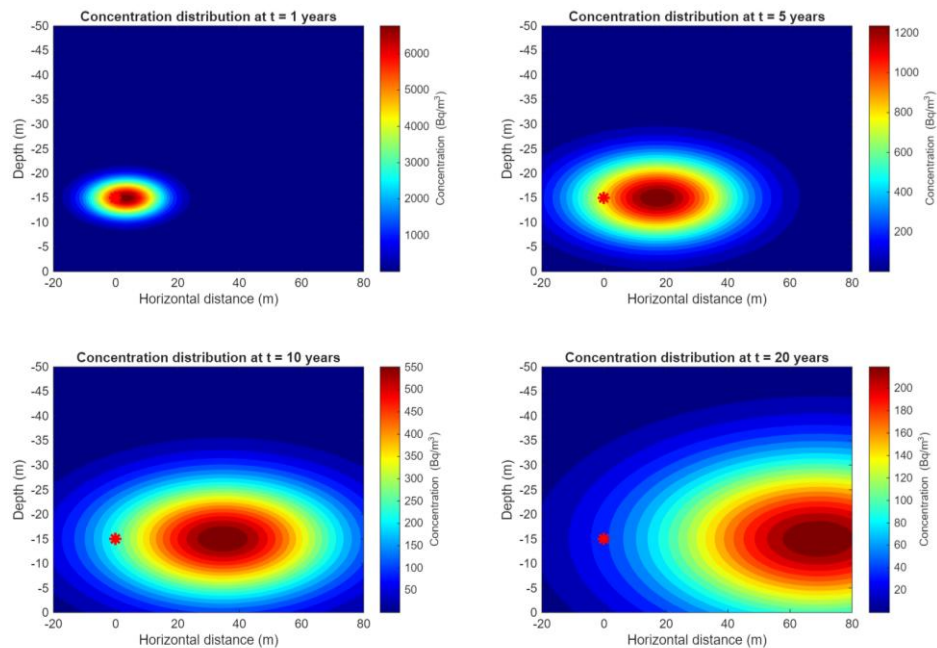
مقادیر پارامترهای مورد استفاده در شبیه‌سازی در جدول ۱ خلاصه شده است. این مقادیر بر اساس منابع معتبر [۴, ۱۲, ۱۶] انتخاب شده‌اند.

جدول ۱. پارامترهای شبیه‌سازی

| منبع | واحد              | مقدار              | نماد       | پارامتر                    |
|------|-------------------|--------------------|------------|----------------------------|
| [۴]  | -                 | 0.35               | $\theta$   | تخلخل مؤثر                 |
| [۴]  | m/s               | $10^{-8}$          | $k_m$      | هدایت هیدرولیکی (ماتریس)   |
| [۴]  | m/s               | $5 \times 10^{-8}$ | $k_f$      | هدایت هیدرولیکی (گسل)      |
| [۱۲] | m                 | ۱۰                 | $\alpha_L$ | ضریب پراکندگی طولی         |
| [۱۲] | m                 | ۱                  | $\alpha_T$ | ضریب پراکندگی عرضی         |
| [۱۲] | m <sup>2</sup> /s | $2 \times 10^{-9}$ | $D_m$      | ضریب انتشار مولکولی        |
| [۲۲] | year              | ۳۰.۱۷              | $T_{1/2}$  | نیمه‌عمر $^{137}\text{Cs}$ |
| [۲۲] | year              | ۵.۲۷               | $T_{1/2}$  | نیمه‌عمر $^{60}\text{Co}$  |

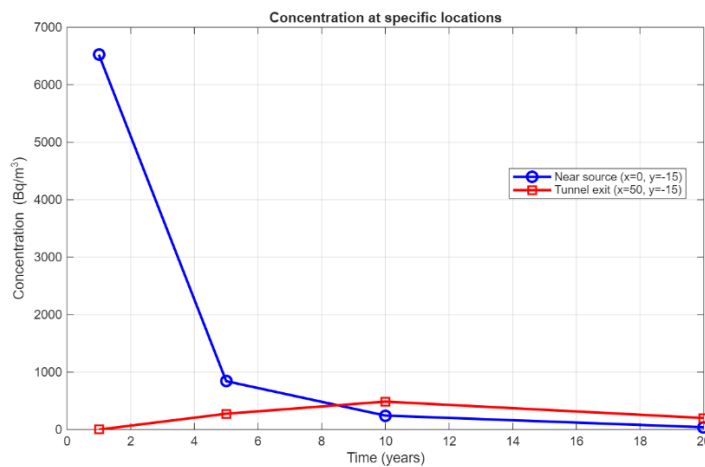
در این پژوهش، از حل‌های تحلیلی معادلات انتقال-واپاشی برای شبیه‌سازی الگوی انتشار آلودگی استفاده شده است. روابط تحلیلی مورد استفاده در این کارهای [۱۲] برای محیط همگن و [۱۵] برای محیط درزه‌دار می‌باشند. تحلیل حساسیت پارامترهای طراحی با استفاده از مدل‌سازی پارامتریک انجام شده است.

## شبیه‌سازی و نتایج



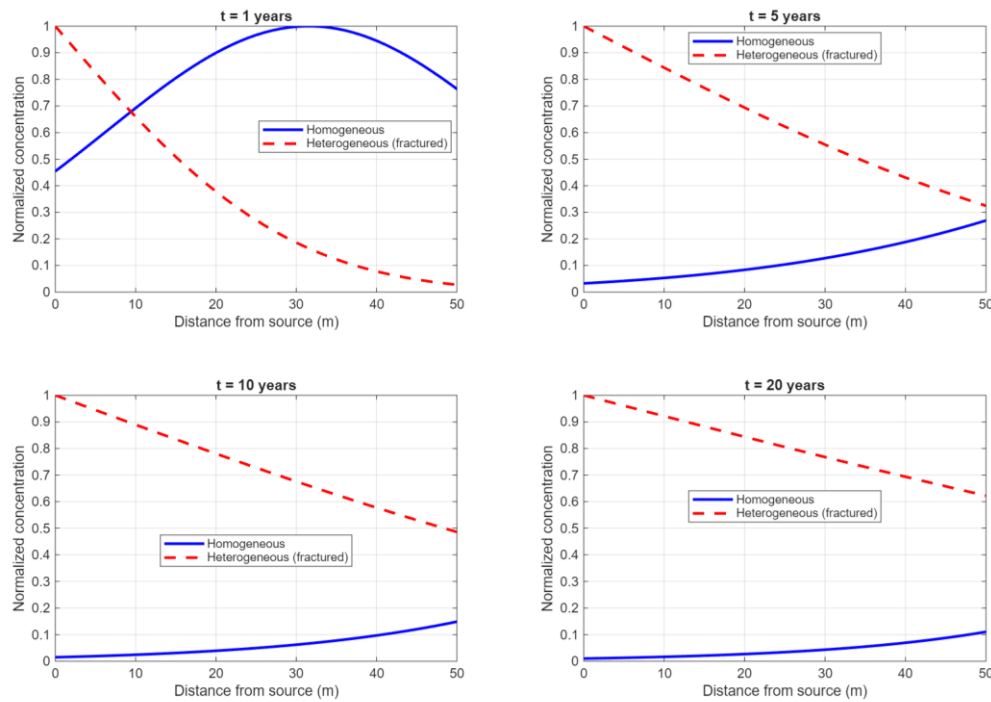
شکل ۱. توزیع دویبعدی غلظت در زمان‌های مختلف

طبق شکل ۱ توزیع دویبعدی غلظت  $^{137}\text{Cs}$  (بر حسب  $\text{Bq/m}^3$ ) در محیط همگن با تخلخل ۳۵٪ و هدایت هیدرولیکی  $8.3 \times 10^{-8}$  متر بر ثانیه، در زمان‌های ۱، ۵، ۱۰ و ۲۰ سال پس از release لحظه‌ای منبع نقطه‌ای در موقعیت  $x=0, z=-15$  متر (مشخص شده با ستاره قرمز). نتایج از حل تحلیلی معادله انتقال-واپاشی با سرعت منفذی  $1.1 \times 10^{-7}$  متر بر ثانیه و ضرایب پراکندگی طولی و عرضی به ترتیب ۱۰ و ۱ متر به دست آمده است. با افزایش زمان، پیک غلظت کاهش یافته (ناشی از واپاشی و پراکندگی) و مرکز جرم پلوم در جهت مثبت  $x$  (جریان آب زیرزمینی) جابجا می‌شود. پس از ۲۰ سال، آلودگی به فاصله افقی حدود ۲۰ متری از منبع رسیده و حداکثر غلظت به کمتر از ۲۰٪ مقدار اولیه کاهش یافته است.



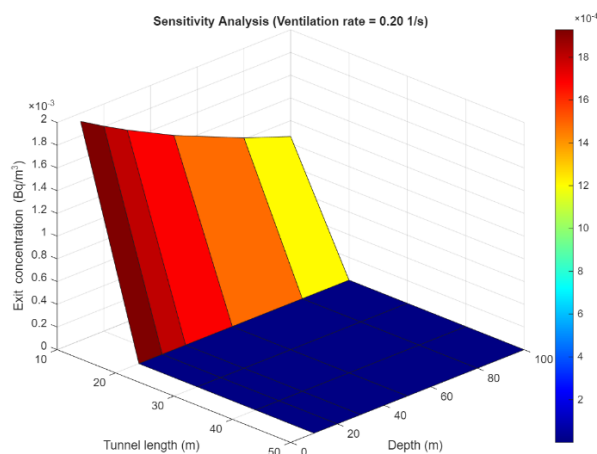
شکل ۲. تغییرات غلظت در نقاط مشخص

در شکل ۲ تغییرات زمانی غلظت  $^{137}\text{Cs}$  در دو موقعیت استراتژیک نشان داده شده است. نزدیک منبع ( $x=0, z=-15$  متر، خط آبی) و در خروجی تونل فرضی ( $x=50, z=-15$  متر، خط قرمز). داده‌ها از حل تحلیلی مشابه شکل ۱ استخراج شده است. در نزدیکی منبع، غلظت با یک کاهش سریع اولیه (ناشی از پراکندگی) و سپس کاهش ملایم‌تر (تحت تأثیر واپاشی) مواجه است. در خروجی تونل، بیشینه غلظت با تأخیر ۷ ساله رخ می‌دهد و مقدار آن حدود دو مرتبه بزرگی کمتر از بیشینه غلظت نزدیک منبع است. این تأخیر و کاهش شدید غلظت، اهمیت طراحی طول مناسب تونل را در کاهش ریسک مواجهه نشان می‌دهد.



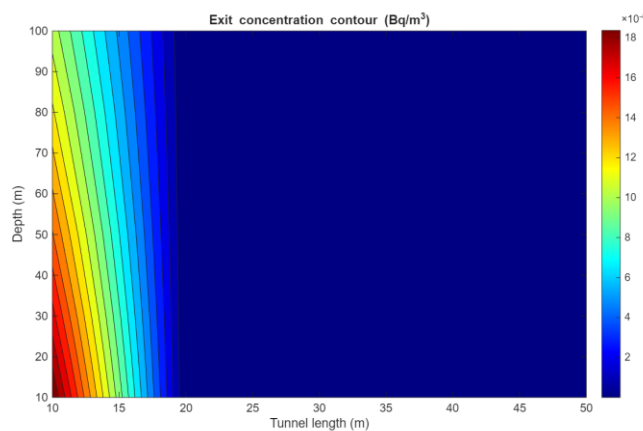
شکل ۳. مقایسه پروفیل غلظت در محیط همگن و درزه‌دار

همانطور که در شکل ۳ مشاهده میشود؛ مقایسه پروفیل غلظت نرمالیزه شده  $^{137}\text{Cs}$  در امتداد محور  $x$  (در عمق ثابت  $z=-15$  متر) برای دو سناریوی زمین‌شناسی نشان داده شده است. محیط همگن با هدایت هیدرولیکی یکنواخت  $8.3 \times 10^{-8}$  متر بر ثانیه (خطوط آبی) و محیط دارای گسل با هدایت هیدرولیکی ۵ برابر محیط زمینه (خطوط قرمز). نتایج در زمان‌های ۱، ۵، ۱۰ و ۲۰ سال بر اساس حل تحلیلی [۱۵] برای محیط درزه‌دار ارائه شده است. وجود گسل باعث افزایش ۵ برابری سرعت مهاجرت شده و زمان رسیدن آلودگی به فاصله ۵۰ متری (موقعیت تونل) را از ۴۲ سال در محیط همگن به ۸ سال در محیط ناهمگن کاهش می‌دهد. این یافته اهمیت مطالعات دقیق زمین‌شناسی پیش از احداث تأسیسات زیرزمینی را تأکید می‌کند.



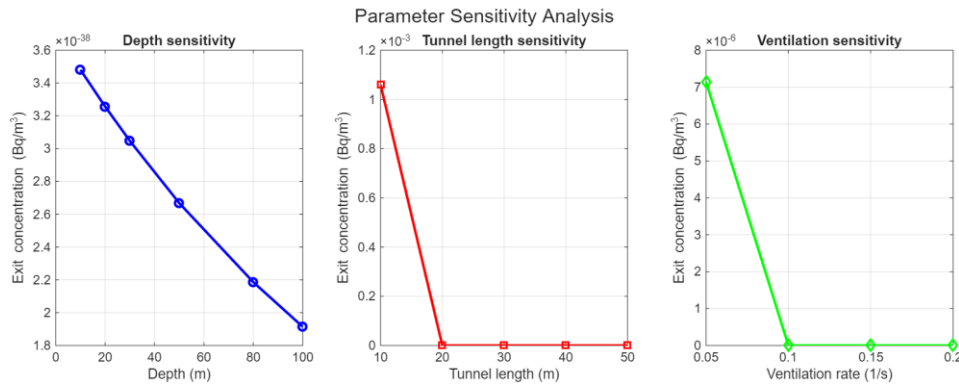
شکل ۴. سطح حساسیت سه بعدی غلظت خروجی

شکل ۴ سطح حساسیت سه بعدی غلظت خروجی تونل (بر حسب  $Bq/m^3$ ) بر حسب عمق استقرار تأسیسات (۲۰ تا ۱۰۰ متر) و طول تونل دسترسی (۱۰ تا ۵۰ متر) برای نرخ تهویه بهینه ۰/۱۵ بر ثانیه را نشان میدهد. نتایج از مدل فیزیکی شامل جابجایی در تونل با سرعت ۰/۱ متر بر ثانیه، پراکندگی، واپاشی رادیوآکتیو  $^{137}Cs$  با نیمه عمر ۳۰/۱۷ سال و تهویه با نرخ مذکور حاصل شده است. همانطور که مشاهده می شود، افزایش عمق و طول تونل هر دو به کاهش غلظت خروجی منجر می شوند، اما نرخ کاهش پس از عمق ۵۰ متر و طول ۳۰ متر بسیار ملایم می گردد که این نقاط زانویی (Knee points) مبنای تعیین مقادیر بهینه قرار گرفته اند.



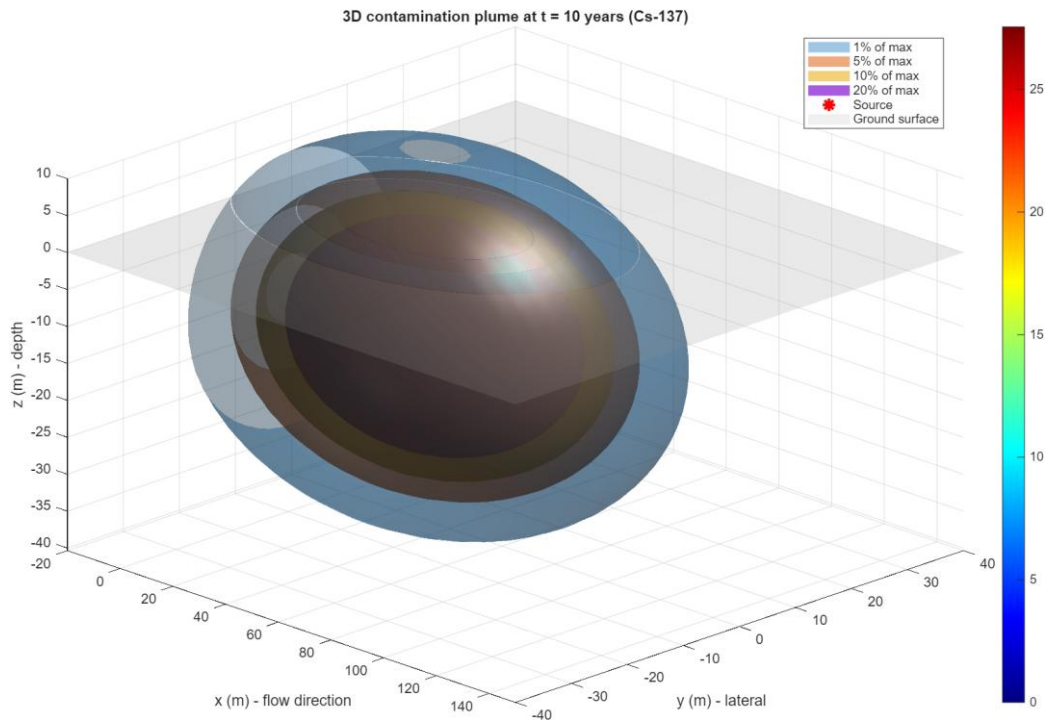
شکل ۵. نمودار کانتور حساسیت

نمودار کانتور غلظت خروجی تونل (بر حسب  $Bq/m^3$ ) بر حسب عمق استقرار و طول تونل دسترسی، تکمیل کننده شکل ۴ است. خطوط هم غلظت (Isoconcentration lines) محدوده های با ریسک یکسان را مشخص می کنند. ناحیه با کمترین غلظت (رنگ آبی تیره) منطبق بر عمق ۶۰-۵۰ متر و طول تونل ۴۰-۳۰ متر است. گستردگی این ناحیه نشان دهنده انعطاف پذیری طراحی در این بازه است؛ به عبارت دیگر، تغییرات جزئی در پارامترهای طراحی در این محدوده تأثیر چشمگیری بر ریسک نهایی ندارد که از دیدگاه مهندسی حائز اهمیت است.



شکل ۶. حساسیت به پارامترهای منفرد

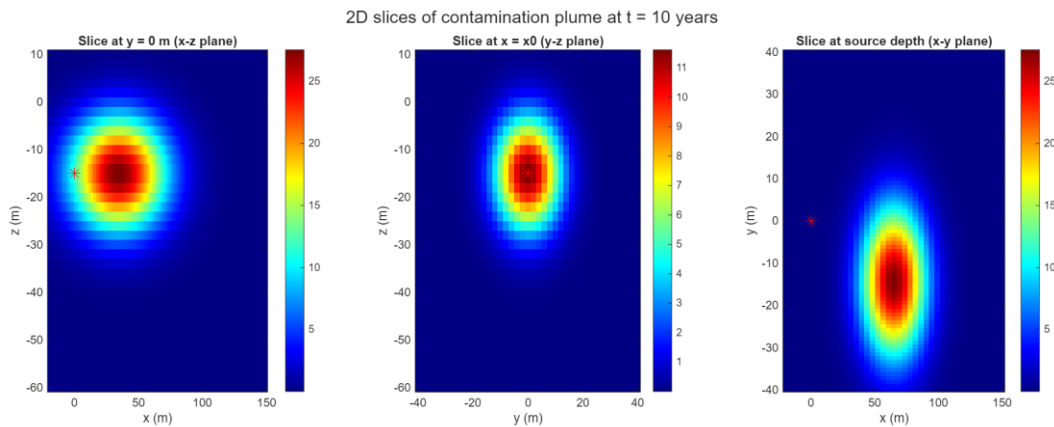
۳ نمودار شکل ۶ تحلیل حساسیت غلظت خروجی تونل به هر یک از پارامترهای طراحی به طور مجزا، در حالی که دو پارامتر دیگر در مقادیر بهینه خود ثابت نگه داشته شده‌اند را نشان می‌دهد. نمودار (الف) - عمق استقرار: افزایش عمق از ۲۰ به ۵۰ متر، غلظت خروجی را حدود ۶۰٪ کاهش می‌دهد و پس از آن تأثیر ناچیز است. نمودار (ب) - طول تونل: افزایش طول از ۱۰ به ۳۰ متر باعث کاهش ۷۰٪ غلظت می‌شود و طول‌های بیشتر توجه اقتصادی ندارند. نمودار (ج) - نرخ تهویه: افزایش نرخ از ۰/۰۵ به ۰/۱۵ بر ثانیه، غلظت را ۷۵٪ کاهش می‌دهد و مقادیر بالاتر تأثیر اضافی ناچیزی دارند. این تحلیل کمی، مبنای انتخاب مقادیر بهینه (عمق ۵۰ متر، طول تونل ۳۰ متر، نرخ تهویه ۰/۱۵ بر ثانیه) قرار گرفته است.



شکل ۷. ایزوسطح‌های سه‌بعدی پلوم آلودگی با سطوح غلظت چندگانه

ایزوسطح‌های سه‌بعدی پلوم آلودگی  $^{137}\text{Cs}$  در زمان ۱۰ سال پس از آزادسازی لحظه‌ای منبع نقطه‌ای با قدرت  $10^6 \text{ Bq}$  در موقعیت  $x=0, y=0, z=-15$  متر نشان داده شده است. سطوح رنگی نشان‌دهنده غلظت‌های ثابت برابر با ۱٪، ۵٪، ۱۰٪ و ۲۰٪ حداکثر غلظت (  $C_{\max} \approx 2.8 \times 10^3 \text{ Bq/m}^3$  ) هستند که با افزایش درصد، کدورت بیشتری دارند. نتایج از حل تحلیلی سه‌بعدی معادله انتقال-واپاشی با جابجایی در جهت  $x$ ، پراکندگی ناهمسانگرد ( $\alpha_L = 10\text{m}, \alpha_T = 1\text{m}$ ) و واپاشی رادیواکتیو ( $\lambda = 7.3 \times 10^{-10} \text{ s}^{-1}$ ) حاصل شده است. سطح

خاکستری شفاف نمایانگر سطح زمین ( $z=0$ ) بوده و پلوم با وجود جابجایی مرکز جرم تا  $x \approx 35$  متر، کاملاً در عمق محصور مانده و به سطح نمی‌رسد.



شکل ۸. برش‌های دوبعدی پلوم آلودگی در صفحات اصلی

شکل ۸ برش‌های دوبعدی پلوم آلودگی  $^{137}\text{Cs}$  در زمان ۱۰ سال، در صفحات  $y=0(x-z)$ ,  $x=0(y-z)$ ,  $z=0(x-y)$  مقیاس رنگ بر حسب  $\text{Bq}/\text{m}^3$  تا  $C_{\max} \approx 2.8 \times 10^3 \text{ Bq}/\text{m}^3$  تنظیم شده و موقعیت منبع با ستاره قرمز مشخص است. برش  $x-z$  کشیدگی پلوم در جهت جریان و نفوذ تا عمق  $z \approx -30$  متر را نشان می‌دهد. برش  $y-z$  تقارن عرضی پلوم با گسترش  $y \approx \pm 20$  متر را تأیید می‌کند. برش  $x-y$  در عمق منبع، جابجایی مرکز پلوم تا  $x \approx 35$  متر و شعاع مؤثر حدود ۲۰ متر را نمایان می‌سازد. این برش‌ها برای طراحی سیستم پایش و ارزیابی ریسک در اعماق مختلف کاربرد مستقیم دارند.

## تحلیل و بحث

نتایج شبیه‌سازی‌ها نشان می‌دهد که ناهمگنی‌های زمین‌شناسی نظیر گسل‌ها نقش تعیین‌کننده‌ای در تسریع مهاجرت رادیونوکلئیدها دارند؛ به‌گونه‌ای که وجود گسلی با هدایت هیدرولیکی ۵ برابر محیط زمینه، زمان رسیدن آلودگی به فواصل ۵۰ متری را از ۴۲ سال به ۸ سال کاهش می‌دهد (شکل ۳-۴). این یافته با مشاهدات میدانی [۴] در مورد نفوذ سریع آلودگی در مناطق گسل‌خورده همخوانی دارد و بر لزوم اجتناب از استقرار تأسیسات در نزدیکی چنین ناپیوستگی‌هایی تأکید می‌کند. تحلیل حساسیت پارامترهای طراحی (اشکال ۴ تا ۶) نقاط بهینه‌ای را مشخص کرد که در آنها کاهش غلظت خروجی تونل با افزایش هزینه‌ها به تعادل می‌رسد: عمق ۵۰ متر، طول تونل ۳۰ متر و نرخ تهویه ۱۵/۰ بر ثانیه که ترکیب آنها غلظت را تا ۷۵٪ کاهش می‌دهد. علت این بهینگی را می‌توان در غلبه تدریجی پدیده واپاشی بر پراکندگی و تهویه در عمق‌ها و طول‌های بیشتر جستجو کرد؛ به‌طوری که پس از این آستانه‌ها، افزایش پارامترها عمدتاً هزینه‌بر بوده و سود ایمنی ناچیزی دارد. شبیه‌سازی سه‌بعدی (شکل ۷) محصور ماندن آلودگی در عمق را تأیید می‌کند که با گزارش آژانس بین‌المللی انرژی اتمی (IAEA, ۲۰۲۵) در مورد عدم انتشار سطحی آلودگی در حادثه نطنز مطابقت دارد. با وجود این، محدودیت‌های پژوهش شامل فرض محیط همگن در برخی تحلیلها، صرف‌نظر از جذب سطحی، و ساده‌سازی اثر انفجار به منبع لحظه‌ای، ایجاب می‌کند که نتایج با احتیاط تفسیر شده و در کاربردهای واقعی از مدل‌های عددی پیشرفته‌تر استفاده شود.

## نتیجه‌گیری

این پژوهش با بهره‌گیری از حل‌های تحلیلی، چارچوبی کمی برای ارزیابی ریسک انتشار آلودگی در تأسیسات هسته‌ای زیرزمینی ارائه داد و نشان داد که ناپیوستگی‌های زمین‌شناسی می‌توانند سرعت مهاجرت را تا پنج برابر افزایش دهند. مقادیر بهینه پارامترهای طراحی شامل عمق ۵۰ متر، طول تونل دسترسی ۳۰ متر و نرخ تهویه ۱۵/۰ بر ثانیه تعیین شدند که غلظت خروجی را تا ۷۵٪ کاهش می‌دهند. شبیه‌سازی سه‌بعدی نیز محصور ماندن آلودگی در عمق را تأیید کرد. بر اساس یافته‌ها، پیشنهادها، پیشنهادهای زیر برای مدیریت ریسک در فضاهای زیرزمینی هسته‌ای ارائه می‌شود:

(۱) انجام مطالعات ژئوفیزیکی دقیق برای شناسایی و پهنه‌بندی گسل‌ها پیش از مکان‌یابی؛ (۲) رعایت مقادیر بهینه طراحی (عمق  $\leq 50$  متر، طول تونل  $\leq 30$  متر، نرخ تهویه  $\leq 0.15$  بر ثانیه) با تأکید بر تحلیل هزینه فایده برای تونل‌های بلندتر؛ (۳) استقرار شبکه پایش غلظت در اعماق ۱۵-۱۲ متر و فواصل ۴۰-۳۰ متری از منبع؛ (۴) توسعه مدل‌های عددی سه‌بعدی با نرم‌افزار COMSOL یا OpenFOAM که قابلیت شبیه‌سازی جذب سطحی، هندسه‌های پیچیده، و اثرات دینامیکی انفجار را داشته باشند. تحقیقات آتی می‌توانند با لحاظ عدم قطعیت‌های زمین‌شناسی به روش مونت کارلو و تحلیل‌های احتمالاتی، قابلیت اطمینان طرح‌ها را افزایش دهند.

## مراجع

۱. Chowdhury, A.H., & Wilt, T.E. (۲۰۱۵). **Characterizing explosive effects on underground structures**. NUREG/CR-۷۲۰۱, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Security and Incident Response, Washington, DC.
۲. International Atomic Energy Agency (IAEA). (۲۰۲۵). **Significant underground damage to Iran's Fordow nuclear site after US strikes: IAEA**. Daily Excelsior, June ۲۰۲۵. قابل دسترسی در: <https://www.dailyexcelsior.com>
۳. Nuclear Energy Agency (NEA), OECD. (۲۰۲۴). **Third Construction Experience Synthesis Report**. OECD Publishing, June ۲۰۲۴.
۴. Osa, S., Ntow, S., & Fianko, J.R. (۲۰۱۴). **Numerical modeling of radionuclide migration through a borehole disposal site**. *SpringerPlus*, ۳:۱۵۵. DOI: ۱۰.۱۱۸۶/۲۱۹۳-۱۸۰۱-۳-۱۵۵
۵. American Nuclear Society (ANS). (۲۰۲۵). **IAEA reports on safety status of Iran's nuclear facilities**. *Nuclear News*, June ۱۸, ۲۰۲۵.
۶. China Institute of Atomic Energy (CIAE). (۲۰۲۵). **Application of Radionuclides Migration Software (MNS) in Radionuclides Diffusion Modeling**. *Directory of Open Access Journals (DOAJ)*, March ۲۰۲۵.
۷. Pakistan Today. (۲۰۲۵). **IAEA reports radiation at Iran's Natanz nuclear site after Israeli attack**. June ۱۴, ۲۰۲۵. قابل دسترسی در: <https://www.pakistantoday.com.pk>
۸. Yang, X. (۲۰۲۱). **MATLAB PDE toolbox for ۲-D and ۳-D neutron diffusion simulations**. *Nuclear Engineering and Design*, ۳۸۱:۱۱۱۳۲۴. DOI: ۱۰.۱۰۱۶/j.nucengdes.۲۰۲۱.۱۱۱۳۲۴
۹. International Atomic Energy Agency (IAEA). (۲۰۲۳). **DS۵۵۷ - Site Evaluation for Nuclear Installations**. Safety Requirements, STEP ۴, Vienna.
۱۰. Duderstadt, J.J., & Hamilton, L.J. (۱۹۷۶). **Nuclear Reactor Analysis**. John Wiley & Sons, New York.
۱۱. Glasstone, S., & Dolan, P.J. (۱۹۷۷). **The Effects of Nuclear Weapons**. U.S. Department of Defense, Washington, DC.
۱۲. Bear, J. (۱۹۷۲). **Dynamics of Fluids in Porous Media**. Dover Publications, New York.
۱۳. Freeze, R.A., & Cherry, J.A. (۱۹۷۹). **Groundwater**. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
۱۴. Snow, D.T. (۱۹۶۹). **Anisotropic permeability of fractured media**. *Water Resources Research*, ۵(۶):۱۲۷۳-۱۲۸۹. DOI: ۱۰.۱۰۲۹/WR۰۰۵i۰۰۶p۰۱۲۷۳
۱۵. Tang, D.H., Frind, E.O., & Sudicky, E.A. (۱۹۸۱). **Contaminant transport in fractured porous media: Analytical solution for a single fracture**. *Water Resources Research*, ۱۷(۳):۵۵۵-۵۶۴. DOI: ۱۰.۱۰۲۹/WR۰۱۷i۰۰۳p۰۰۵۵۵
۱۶. Sudicky, E.A., & Frind, E.O. (۱۹۸۲). **Contaminant transport in fractured porous media: Analytical solutions for a system of parallel fractures**. *Water Resources Research*, ۱۸(۶):۱۶۳۴-۱۶۴۲. DOI: ۱۰.۱۰۲۹/WR۰۱۸i۰۰۶p۰۱۶۳۴
۱۷. Gureghian, A.B., Jansen, G., & others. (۱۹۹۲). **Analytical solutions for transport of radionuclides in fractured porous media**. *Journal of Hydrology*, ۱۳۹(۱-۴):۱-۲۴.
۱۸. Sudicky, E.A. (۱۹۸۴). **A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: Spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process**. *Eos Transactions AGU*, ۶۵(۴۵):۸۹۹.
۱۹. Shohet, I.M., Ornai, D., Kivity, Y., & others. (۲۰۲۳). **Risk analysis and management of underground tunneled SMR NPP against munitions' hits**. *Creative Construction Conference*, Budapest, Hungary.
۲۰. U.S. Department of Energy (DOE). (۲۰۰۰). **Underground nuclear testing: Palanquin event summary**. Nevada Test Site Historical Documentation.
۲۱. Ezzedine, S.M., Vorobiev, O.Y., & Antoun, T.H. (۲۰۲۵). **High-performance computing simulations of underground explosion effects**. *Lawrence Livermore National Laboratory Report*, LLNL-TR-۸۵۰۱۲۳.
۲۲. International Atomic Energy Agency (IAEA). (۲۰۰۳). **Handbook of Nuclear Data**. IAEA Technical Reports Series No. ۴۲۰, Vienna.

پیوست اول

(الف)

با اعمال تبدیل لاپلاس بر حسب زمان  $L\{C(x,t)\} = \bar{C}(x,s)$ :

معادله پیوستگی برای سیال تراکم‌ناپذیر در محیط متخلخل:

$$\frac{\partial(\rho\theta)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho q) = 0.$$

با فرض جریان پایدار و چگالی ثابت:

$$\nabla \cdot q = 0.$$

قانون داریسی:  $q = -K\nabla h$

ترکیب دو رابطه:

$$\nabla \cdot (K\nabla h) = 0.$$

(ب)

بقای جرم برای یک رادیونوکلئید در حجم کنترل:

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_{\Omega} \theta C d\Omega + \int_{\Gamma} (vC - D\nabla C) \cdot n dT = -$$

$$\int_{\Omega} \lambda \theta C d\Omega + \int_{\Omega} S d\Omega$$

با استفاده از قضیه دیورژانس و حذف انتگرال‌ها:

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} + \nabla \cdot (vC) - \nabla \cdot (D\nabla C) = -\lambda \theta C + S$$

(ج)

معادلات حاکم بر یک شکستگی منفرد با نفوذ به ماتریس:

(الف) در شکستگی:

$$b \frac{\partial C_f}{\partial t} + b v_f \frac{\partial C_f}{\partial x} - b D_f \frac{\partial^2 C_f}{\partial x^2} =$$

$$-\lambda b C_f - \theta D_p \left. \frac{\partial C_p}{\partial z} \right|_{z=b}$$

(ب) در ماتریس:

$$\frac{\partial C_f}{\partial t} = \frac{D_p}{R_p} \frac{\partial^2 C_f}{\partial z^2} - \lambda C_p$$

با شرایط مرزی:

$$C_f(x,t) = C_p(x,b,t) \quad \bullet$$

$$\left. \frac{\partial C_p}{\partial z} \right|_{z=\infty} = 0 \quad \bullet$$

$$s \bar{C}_p - C_p(x,z,0) = \frac{D_p}{R_p} \frac{\partial^2 \bar{C}_p}{\partial z^2} - \lambda \bar{C}_p.$$

با فرض شرایط اولیه صفر:

$$\frac{\partial^2 \bar{C}_p}{\partial z^2} - \frac{R_p(s+\lambda)}{D_p} \bar{C}_p = 0$$

حل عمومی:

$$\bar{C}_p(x,z,s) = A(x,s) \exp\left(-\sqrt{\frac{R_p(s+\lambda)}{D_p}}(z-b)\right)$$

$$+ B(x,s) \exp\left(-\sqrt{\frac{R_p(s+\lambda)}{D_p}}(z-b)\right)$$

با اعمال شرط مرزی در بینهایت،  $B=0$  و با شرط

$$\bar{C}_f(x,t) = C_p(x,b,t)$$

$$\bar{C}_p(x,z,s) = \bar{C}_f(x,s) \exp\left(-\sqrt{\frac{R_p(s+\lambda)}{D_p}}(z-b)\right)$$

گرادینان در مرز شکستگی:

$$\left. \frac{\partial \bar{C}_p}{\partial z} \right|_{z=b} = -\sqrt{\frac{R_p(s+\lambda)}{D_p}} \bar{C}_f(x,s)$$

در شکستگی (با تبدیل لاپلاس و شرایط اولیه صفر):

$$b s \bar{C}_f + b v_f \frac{\partial \bar{C}_f}{\partial x} - b D_f \frac{\partial^2 \bar{C}_f}{\partial x^2} =$$

$$-\lambda b \bar{C}_f - \theta D_p \left(-\sqrt{\frac{R_p(s+\lambda)}{D_p}} \bar{C}_f\right)$$

مرتب‌سازی:

$$b D_f \frac{\partial^2 \bar{C}_f}{\partial x^2} - b v_f \frac{\partial \bar{C}_f}{\partial x} -$$

$$\left[ b(s+\lambda) + \theta D_p \sqrt{\frac{R_p(s+\lambda)}{D_p}} \right] \bar{C}_f = 0$$

با فرض جواب  $\bar{C}_f(x,s) = \bar{C}_f(0,s) \exp(\omega x)$ ، معادله مشخصه:

$$b D_f \omega^2 - b v_f \omega - \left[ b(s+\lambda) + \theta D_p \sqrt{\frac{R_p(s+\lambda)}{D_p}} \right] = 0$$

$$\omega = \frac{bv_f \pm \sqrt{b^2v_f^2 + 4bD_f \left[ b(s + \lambda) + \theta D_p \sqrt{\frac{R_p(s + \lambda)}{D_p}} \right]}}{2bD_f}$$

با انتخاب ریشه با قسمت حقیقی منفی (برای پایداری):

$$\omega = \frac{v_f}{2D_f} - \frac{1}{2D_f} \sqrt{v_f^2 + \frac{4D_f}{b} \left[ b(s + \lambda) + \theta D_p \sqrt{\frac{R_p(s + \lambda)}{D_p}} \right]}$$

$$\omega = \frac{v_f}{2D_f} - \frac{1}{2D_f} \sqrt{1 + \frac{4D_f}{v_f^2} \left( s + \lambda + \frac{\theta D_p}{b} \sqrt{\frac{s + \lambda}{D_p / R_p}} \right)}$$

بنابراین:

$$\bar{C}_f(x, s) = \bar{C}_f(0, s) \exp \left[ \frac{xv_f}{2D_f} \left( 1 - \sqrt{1 + \frac{4D_f}{v_f^2} \left( s + \lambda + \frac{\theta D_p}{b} \sqrt{\frac{s + \lambda}{D_p / R_p}} \right)} \right) \right]$$

(۷)

