# آنالیز انتشار آلودگی پسماند مایع راکتور تحقیقاتی تهران و ارزیابی دز دریافتی افراد ساکن در منطقه امیرآباد برای تخلیه روزمره پساب با استفاده از نرم افزار AMBER

**عادلی خواه،محمدعماد[1]*؛ شیرانی،امیرسعید[1]؛ ؛مالکی فارسانی،علی[2]؛ طاهریان،امیر مسعود[2]**

[1]دانشگاه شهید بهشتی، دانشکده مهندسی هسته ای

[2]شرکت پسمانداری صنعت هسته ای ایران، معاونت تولید مواد اولیه سوخت هسته ای

## چکیده

*درصورت حضور مراکز جمعیتی در نزدیکی تاسیسات هسته ای و وجود سفره‌های آب زیرزمینی درزیر تاسیسات، محاسبه دز دریافتی افراد ساکن ازطریق مسیرهای مختلف دریافت دوز یکی از مستندات فنی تاسیسات هسته‌ای جهت اخذ پروانه از نظام ایمنی هسته‌ای می باشد. در این مقاله پسماند مایع راکتور تحقیقاتی تهران به عنوان پسماند مایع تخلیه شده در فاضلاب درنظر گرفته شده، سپس دوز دریافتی افراد ساکن در منطقه امیرآباد با توجه به مدل مفهومی ارائه شده و مسیرهای مختلف دریافت دوز(تنفس، بلع و جذب مستقیم پرتو) توسط نرم افزار AMBER برای ۳ گروه سنی براساس ICRP 101 مدلسازی و محاسبه شده است. نتایج نشان داد که دز دریافتی زیر حد مجازی است که توسط INRA تعیین شده است.*

**کلید واژه:** راکتور تحقیقاتی تهران، پسماند مایع رادیواکتیو، دوز دریافتی، نرم افزار AMBER

## مقدمه

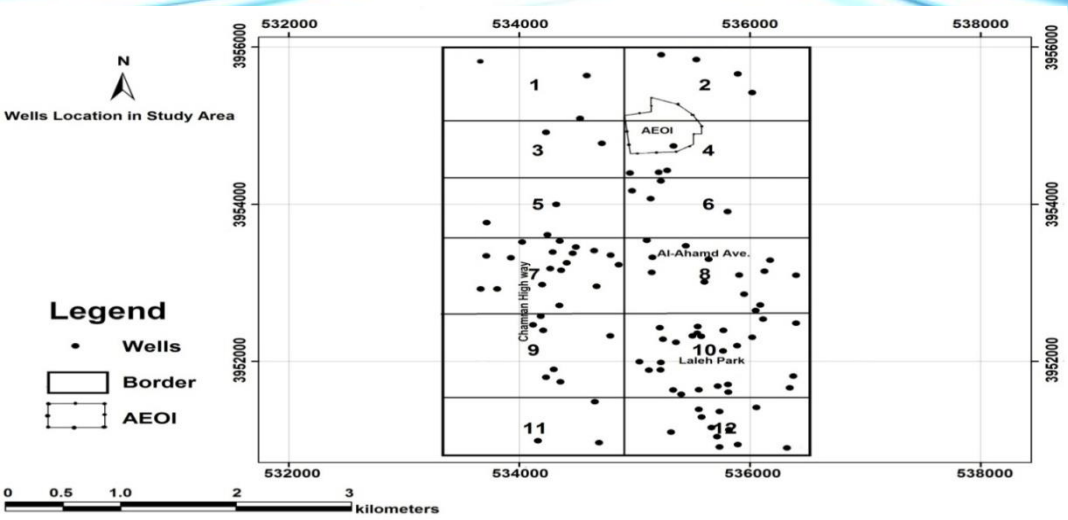
مدلهای ارزیابی زیست محیطی به منظور پیش بینی عواقب ناشی از انتشار مواد رادیواکتیو به محیط زیست مورد نیاز است. در طول سه دهه گذشته، بخشی از فعالیت های فنی و همکاری های بین المللی در مورد موضوعات مورد نظر ارزیابی پرتویی و مدل سازی زیست کره انجام شده است. از اوایل دهه ۱۹۸۰، آژانس بین المللی انرژی اتمی(IAEA)از برنامه های مدلسازی و ارزیابی زیست محیطی حمایت کرد که عبارتنداز: BIOMOVS I، BIOMOVS II، VAMP، BIOMASS، EMRAS I، EMRAS II، BIOPROTA و FUTURAE. حال هدف کلی این پروژه ها توسعه و بهبود قابلیت های پیش بینی انتقال رادیونوکلئیدها در محیط زیست بوده است. تأسیسات مورد مطالعه درسمت شمال راکتور تحقیقاتی تهران (TRR) در سازمان انرژی اتمی ایران و درمرکز تهران واقع شده است. تمام اطلاعات دردسترس زمین شناسی و هیدرولوژیکی برای سایت دراین مقاله استفاده می شود.

## روش کار

منطقه اشباع در حدود ۱۰۰ متر پایین تر از کف تاسیسات گسترش یافته و شامل شن لومی، لوم و خاک رس می باشد.

نزدیکترین آبخوان حدود ۱۵۰۰ متر از نقطه تخلیه پسماندهای مایع می باشد که ضخامت آن در حدود ۲۵۰ متر است؛ تخلخل کل در منطقه غیر اشباع حدود ۳۰ درصد و تخلخل موثر در حدود ۵ درصد می باشد. همچنین رطوبت نسبی خاک حدود ۱۵/۱-۵ درصد و چگالی خشک خاک در منطقه اشباع در حدود $g/cm^3$ ۱/۸۳، چگالی مرطوب خاک $g/cm^3$ ۱/۹ وچگالی خاک در منطقه اشباع در حدود $g/cm^3$ ۲/۱۳ برآورد شده است. قابلیت انتقال در محدوده سازمان انرژی اتمی ایران درحدود $m^2/day$ ۴۰-۳ و نفوذ پذیری بین ۵-۱/۹ متر در روز است. مقاومت عرضی در سازمان انرژی اتمی از شمال به جنوب افزایش می یابد و تغییرات کمی و کیفی آب در این منطقه از شمال به جنوب را نشان می دهد[۱] . شیب هیدرولیکی در اطراف سازمان انرژی اتمی ایران ۰/۰۱ و در محدوده سازمان آب و پارک لاله و در حوالی بلوار کشاورز نیز ۰/۰۱ می باشد. منطقه بحرانی با چاه های محدوده در شکل ۱ نشان داده شده است.

پسماندهای مایع تولید شده توسط تانکر به تاسیسات مدیریت پسماند مرکزی از TRR برای ذخیره سازی موقت و فرآیندهای مربوطه منتقل می شوند. منبع اصلی پسماند رادیواکتیو سطح پایین در ایران از TRR مربوط به آزمایشگاههای تحقیقاتی واقع در سازمان انرژی اتمی بوده و حجم این پسماندهای مایع حدود $m^3/yr$ ۴۰۰-۳۵۰ است. ترکیب معمول مهمترین رادیونوکلئیدها درپسماندهای مایع درجدول ۱ داده شده است[۲] . این پسماند تصفیه خواهد شد و سپس مایع تصفیه شده با اکتیویته زیرحد تخلیه در چاه های فاضلاب جذبی در نزدیکی تاسیسات رها خواهد شد. در مسیر انتقال آلودگی به آبهای زیرزمینی تعدادی چاه وجود دارند که برای مصارفی از قبیل آبیاری، شرب، استخر و فضای سبز می باشند. جریان آب آلوده از طریق فاضلاب به دسته سنگ توسط رهاسازی وارد می شوند. رادیونوکلئیدها در کره خاک از طریق مسیرهای طبیعی توسط نفوذ وانتشار پراکنده خواهند شد. مایع تخلیه شده پس از جاری شدن از طریق یک منطقه اشباع به صفحه آبخوان تهران متصل می شود. کاربرد اصلی آب از آبخوان توسط آب آشامیدنی، آبیاری گیاهان (در پارک)، مراتع و محصولات می باشد.




شکل ۱-

منطقه بحرانی و چاه های موجود در طرح

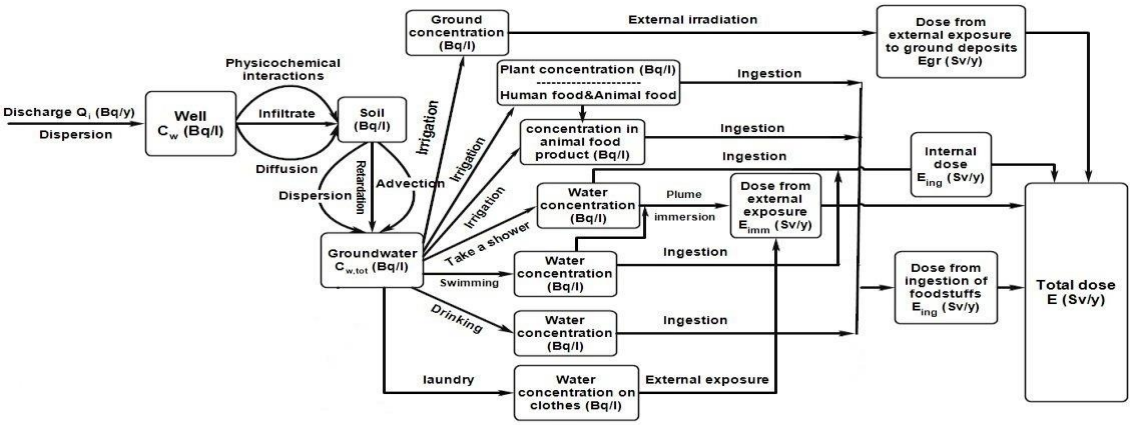
جدول ۱- غلظت رادیونوکلئیدها در پسماند مایع

| رادیونوکلئید | پسماندمایع (Bq/l) | رادیونوکلئید | پسماندمایع (Bq/l) | رادیونوکلئید | پسماندمایع (Bq/l) |
|---|---|---|---|---|---|
| **H-3** | 11700 | **I-131** | 539 | **Ce-144** | 1810 |
| **C-14** | 1190 | **Mn-54** | 2590 | **Co-60** | 1060 |
| **Ag-110m** | 20500 | **Sr-90** | 239 | **Cs-134** | 1540 |
| **Ba-133** | 90 | **Nb-95** | 5100 | **Cs-137** | 5410 |
| **Ba-140** | 2840 | **Ru-103** | 861 | **Zn-65** | 24500 |
| **Ce-141** | 1710 | **Sb-124** | 5150 | **Zr-95** | 5300 |
| **Cr-51** | 22000 | | | | |

مراحل کنترل انتقال رادیونوکلئیدها درخاک عبارتنداز: انتقال همرفتی توسط جریان آب، پراکندگی ناشی از تغییرات فضایی از سرعت های انتقال گرمای جابه جایی، حرکت نفوذی در مایع، و برهم کنش های فیزیکوشیمیایی با شبکه خاک. به طور کلی دو روش و مدل برای مدلسازی مهاجرت رادیونوکلئیدها در خاک استفاده می شود [۴،۳]: مدل سری کپه ای و معادله پخش- جابه جایی(CDE). مدلی که ما در نرم افزار AMBER استفاده کردیم، مدل قسمت بندی بوده و فرض براین است که رادیونوکلئیدها بطور یکنواخت در هر قسمت مخلوط شوند؛ نرخ انتقال زمان ثابت باشد؛ جذب رادیونوکلئید آنی و توسط تابع همدما خطی مشخص گردد و شار بین قسمت ها به صورت ورودی، کنترل می شوند.

برای شبیه سازی ابتدا مدل مفهومی ارائه گردید که در شکل۲ نشان داده شده، این مدل به منظور برآورد حداکثر دز سالانه دریافت شده در طول دوره کاری یک تاسیسات طراحی شده است[۵] . میزان جذب رادیونوکلئید در فاز جامد که اغلب

با استفاده از ضریب توزیع جامد و مایع $K_d$ بیان می شود. $K_d$ نسبت غلظت رادیونوکلئید جذب شده در فاز جامد به غلظت همان رادیونوکلئید در فاز مایع می باشد و مقادیر آن در مراجع ۳ و۶ موجود است [۳و۶]. فاکتور انتقال، $F_v$، برای جذب هر رادیونوکلئید از خاک به گیاه تعریف شده است و به عنوان نسبت غلظت وزن خشک در گیاهان به غلظت وزن خشک در لایه خاک مشخص شده می باشد و مقادیر آن در مراجع ۳ و۶ موجود است [۳و۶]. حیوانات نیز می توانند توسط رادیونوکلئیدها از طریق سه مسیر مختلف پوست، تنفسی و بلعیدن آلوده شوند. مهمترین مسیر انتقال به حیوانات، مصرف خوراک و خاک آلوده می باشد. در مراجع [۳و۷] مقادیر انتقال برای شیر و گوشت گاو، گوسفند و بز به صورت جدول ارائه شده است. همچنین ضرایب دز مورد نیاز در محاسبه دز برای هر۳ گروه سنی مورد نظر از مراجع ۸ و ۹ برداشت شده است[۸ و۹] . به علت اینکه تعداد این ضرایب بسیار زیاد بوده بنابراین قادر به ارائه بصورت عددی نمی باشند.




شکل ۲- مدل مفهومی ارائه شده

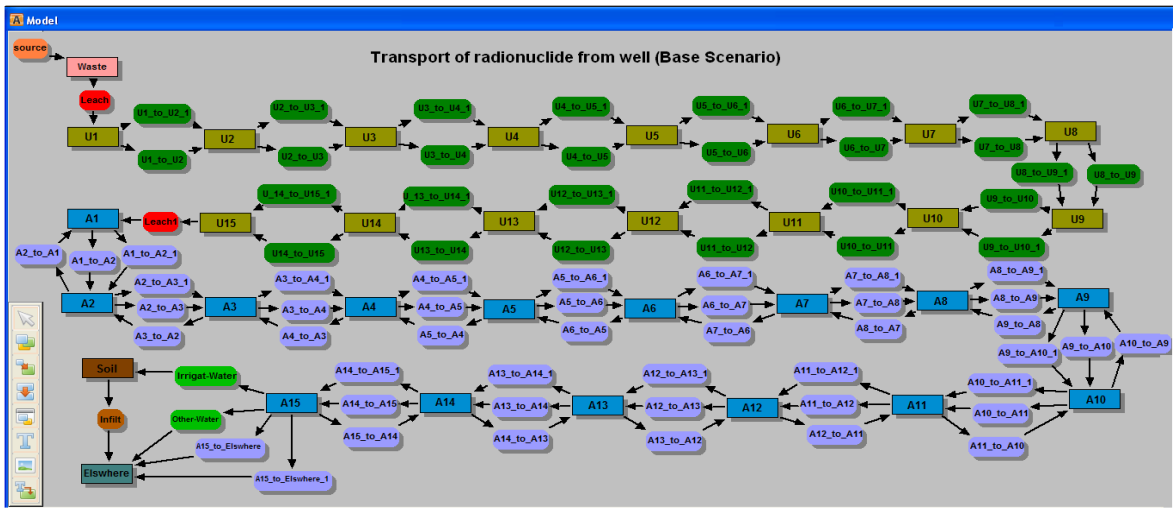
## نتایج

برای پیاده سازی مدل مفهومی ارائه شده از کدAMBER استفاده گردید. برای قسمت i ام، که در آن میزان موجودی رادیونوکلئیدها در یک قسمت که با گذشت زمان تغییر می کند، توسط رابطه زیر نشان داده می شود[۱۰] :

$$\frac{dN_i}{dt} = \left[\sum_{j\neq i} \lambda_{ji} N_j + \lambda_N M_i + S_i(t)\right] - \left[\sum_{j\neq i} \lambda_{ij} N_i + \lambda_N N_i\right]$$

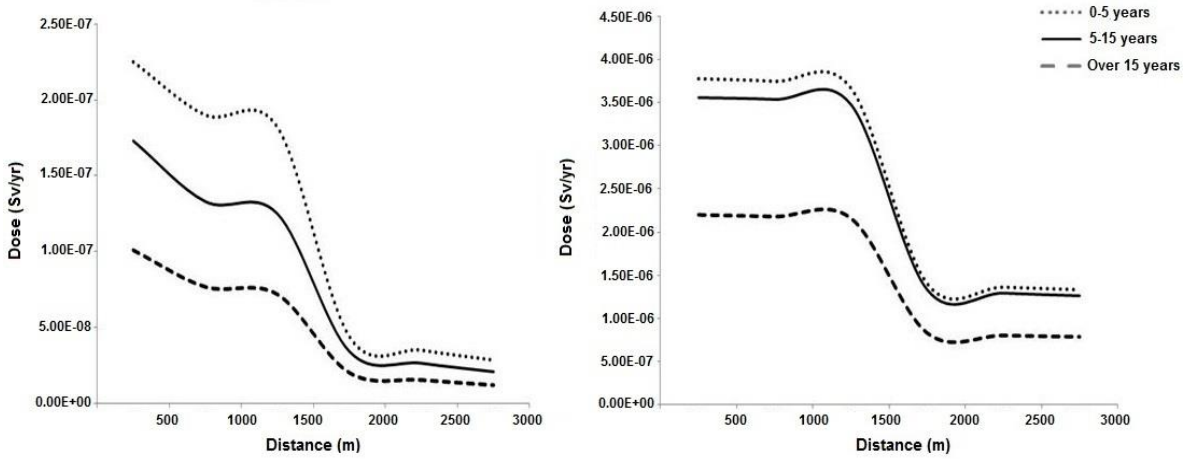
که در آن i و j نشان دهنده کپه ها، N و M مقدار بکرل رادیونوکلئیدهای N ام و M ام در یک قسمت (M مادر N در یک زنجیره واپاشی). $S(t)$ یک چشمه خارجی وابسته به زمان رادیونوکلئید N ام $(Bq\,yr^{-1})$. $\lambda_N$ ثابت واپاشی رادیونوکلئید N ام و $\lambda_{ji}$ و $\lambda_{ij}$ ضرایب انتقال نشان دهنده افزایش و از دست دادن رادیونوکلئید N ام از قسمت i و j می باشند$(yr^{-1})$ . برای بدست آوردن تعداد کپه ها در محیط اشباع و غیر اشباع از عدد پکلت استفاده می شود و مدل پیاده

شده در AMBER برای انتقال به محیط اشباع، غیر اشباع و زیست کره در شکل ۳ آورده شده است.




شکل۳- مدل پیاده شده در AMBER

با وارد کردن اطلاعات جمع آوری شده در مورد ویژگی ها و مشخصات خاک، آب زیرزمینی، آب و هوا و میزان اکتیویته رادیونوکلئیدهای موجود در محل آلودگی اولیه و اجرای برنامه تا زمان ۱۰۰۰ سال بعد از انتشار و با در نظر گرفتن محدوده مجاز پرتوگیری، میزان کل دوز دریافتی در منطقه بحرانی برحسب فاصله از تاسیسات بر روی افراد در۳ گروه سنی در شکل ۴ در فاصله ۵۰۰ متری که بیشترین دز رسیده و تا فاصله ۳۰۰۰ متری که بیشترین مسیرهای سناریو را تحت پوشش قرار می دهد، ارائه شده است.




الف) ب)

شکل

۴- دز کل رسیده به مردم برای سه گروه سنی در فواصل مختلف از تاسیسات الف) بعد از ۱۰ سال، ب) ) بعد از ۶۲ سال

با توجه به مقادیر دز بدست آمده در فواصل مختلف، میزان حداکثر دز دریافتی در فاصله ۵۰۰ متری از تاسیسات و برای گروه سنی ۵-۱ سال و برابر $\left(\frac{Sv}{yr}\right)$ ۲/۲۶×۱۰$^{-۷}$ و $\left(\frac{Sv}{yr}\right)$ ۳/۶×۱۰$^{-۶}$ بعد از ۱۰ و۶۲ سال می باشد که زیر حد مجازی بوده ( $10\ \mu Svyr^{-1}$) که توسط نظام ایمنی هسته ای ایران تعیین شده است[۱۱و۱۲] . میزان دز برای گروه سنی ۵-۱ سال دارای ماکزیمم مقدارخود است، علت این امر این است که ضرایب دز بلع و استنشاق برای این گروه سنی و هم چنین برخی از مقادیر میزان مصرف برای این گروه سنی نسبت به دوگروه دیگر دارای مقادیر بالاتری می باشد.

## مراجع

[۱] Partoshenakht Co. *Ground water study of North Karegar district in Tehran, 2003.*

[۲] Internal Report: Safety Analysis Report for Tehran Research Reactor (TRR), vol. 1, January 2009, Tehran, Iran.

[۳] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in terrestrial and freshwater environments, Technical Reports Series No. 472, IAEA, Vienna (2010).

[4] هیدرولیک جریان آب در محیطهای متخلخل (جلد دوم) مهندسی آبهای زیرزمینی، ابوالفضل شمسایی

[۵] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases: Exposures of Critical Groups, Safety Series No. 57, IAEA, Vienna (1982).

[۶] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, IAEA-TECDOC-1616, IAEA, Vienna (2009).

[۷] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Reports Series No. 364, IAEA, Vienna (1994).

[۸] International Commission On Radiological Protection, 1990 recommendations of The International Commission On Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, Oxford And New York (1991).

[۹] EPA (U.S. Environmental Protection Agency), Exposure Factors Handbook, EPA/600/R-09/052Fa (Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, D.C), 2011.

[۱۰] Enviros and Quintessa, 2005. AMBER 4.7 release note. Version 1.0.May 2005, Enviros Consulting Ltd. Abingdon, UK.

[۱۱] ضوابط پرتوگیری مردم، INRA-RP-RE-100-00/30-0-، مهر ۱۳۸۸

[۱۲] ضوابط رهاسازی مواد پرتوزا به محیط INRA-RP-RE-200-04/33-0، بهمن ۱۳۸۸