

## اندازه‌گیری استرانسیم -۹۰ در پسماند مایع پرتوزا

ندا اکبری<sup>۱</sup>، حسین سیدکلال<sup>۱\*</sup>، اکرم پورمتین<sup>۱</sup>، علیرضا خانچی<sup>۱</sup>، محمدحسین مجربی<sup>۱</sup>، بهرام سلیمی<sup>۱</sup> و علی مهوشیان<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup>پژوهشکده چرخه سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی، تهران ایران.

<sup>۲</sup>دانشکده مهندسی شیمی، دانشکدگان فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

\*تهران، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، پژوهشکده چرخه سوخت هسته‌ای، کد پستی: ۱۱۳۶۵۳۴۸۶.

پست الکترونیکی: [hsidkalal@aeoi.org.ir](mailto:hsidkalal@aeoi.org.ir)

### چکیده

اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰ به دلیل نیمه عمر و خطرات زیست محیطی از اهمیت به سزایی برخوردار است بنابراین تحقیق و پژوهش در این زمینه بسیار مهم و ضروری است. هدف کلی از این تحقیق، بررسی و اندازه‌گیری و تعیین پرتوزایی استرانسیم-۹۰ مطابق با استاندارد ISO است. تلاش بر این است که با توجه به دستورالعمل‌های مربوط به تعیین میزان پرتوزایی، مواد زاید ناشی از فعالیت‌های هسته‌ای به صورت مطمئن دفن شده، طوری که خطرات زیست محیطی آن‌ها از سطح قابل قبول تجاوز نکند. ابتدا به منظور مشخصه یابی، نمونه پسماند پرتوزا به وسیله دستگاه‌های طیف سنجی جفت شده پلاسمای القایی، سنتیلاسیون مایع و طیف سنجی گاما آنالیز شد و غلظت و اکتیویته عناصر موجود در ماتریس تعیین گردید. در ادامه با روش ناپیوسته پارامترهای زمان، غلظت اسید نیتریک و غلظت استرانسیم-۹۰ بررسی و ضریب توزیع استرانسیم-۹۰ محاسبه گردید، از طرف دیگر ایزوترم‌های جذب نیز بررسی شد. در روش پیوسته بر اساس استاندارد ایزو شماره ۱۸۵۸۹، ابتدا ستون حاوی Sr-Resin آماده شد. نمونه سپس بر روی ستون بارگذاری گردید. استرانسیم-۹۰ به صورت انتخابی در ستون در محیط اسیدی جذب رزین شده و سپس با استفاده از محلول شوینده شسته شد و از سایر مزاحمت‌ها نظیر باریوم و کلسیم جداسازی گردید. به منظور اندازه‌گیری میزان پرتوزایی، نمونه حاوی استرانسیم-۹۰ پس از جداسازی و حذف مزاحمت‌ها، با دستگاه سنتیلاسیون مایع اندازه‌گیری گردید. به منظور تعیین بازده شیمیایی، استرانسیم-۹۰ پایدار با غلظت مشخص به عنوان یک حامل به آن اضافه گردید. بازده شیمیایی بر این اساس ۹۸/۸٪ گزارش شد.

کلیدواژگان: استرانسیم-۹۰، جداسازی، پسماند هسته‌ای، سنتیلاسیون مایع.

### ۱. مقدمه

استفاده از فناوری هسته‌ای، موجب گردیده است که پسماندهای پرتوزا در تأسیسات مختلف، با غلظت‌های بسیار متفاوت و با ماهیت‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی تولید شوند. در سازمان انرژی اتمی، پسماندهای پرتوزا شامل پسماندهای نیروگاه بوشهر، راکتور تهران، شرکت پارس ایزوتوپ و ... وجود دارد که دارای خواص فیزیکی، شیمیایی و رادیولوژیکی متفاوتی هستند. استرانسیم-۹۰ موجود در تأسیسات هسته‌ای بسیار خطرناک است و در غلظت‌های بالا در پسماندهای پرتوزا یافت

می‌شود. با توجه به نیمه‌عمر طولانی و توانایی انتقال آن به آب‌های زیرزمینی، یک روش دقیق اندازه‌گیری در نمونه‌های آبی، جهت برنامه نظارت بر تأسیسات هسته‌ای بسیار حائز اهمیت است. استرانسیم-۹۰ محصول شکافت هسته‌ای است که در زمینه آلودگی محیط‌زیست و سلامت انسان اهمیت قابل توجهی دارد. استرانسیم-۹۰ یک آلاینده پرتوزا است که در محیط‌زیست از سوخت مصرف‌شده، پسماندهای پرتوزا و حوادث هسته‌ای ناشی می‌شود و به علت نیمه‌عمر نسبی بالا و تحرک در محیط‌زیست یکی از خطرناک‌ترین رادیو ایزوتوپ‌های پرتوزا است. ایزوتوپ پرتوزای استرانسیم-۹۰ دارای نیمه‌عمر ۲۸/۷۹ سال است که از شکافت حرارتی  $^{235}\text{U}$  تولید می‌شوند و دارای ذرات بتا با حداکثر انرژی  $0.546 \text{ MeV}$  تابش است. بنابراین اندازه‌گیری و تعیین اکتیویته آن از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است [۵-۱]. به دلیل بتا‌زا بودن و میزان غلظت پایین آن در نمونه‌های محیطی، اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰ پس از جداسازی و خالص سازی رادیوشیمیایی استرانسیم-۹۰ از نمونه‌های مختلف اغلب با دستگاه شمارش گر سنتیلاسیون مایع انجام می‌گیرد. استرانسیم-۹۰ در محیط‌زیست عمدتاً در آب حل می‌شود؛ بنابراین، به راحتی می‌تواند پراکنده شود و در ماتریس‌های محیطی مختلف (به عنوان مثال، خاک، رسوب، آب و پوشش گیاهی) منتقل شود [۸-۶]. از آنجائی که خصوصیات شیمیایی آن، مشابه کلسیم است، می‌تواند همانند مسیرهای بیوشیمیایی کلسیم در محیط‌زیست از طریق جذب و استنشاق به انسان انتقال می‌یابد [۹، ۱۰]. در آشکارسازی استرانسیم-۹۰ استفاده از روش شمارش گر سنتیلاسیون مایع به دلیل وجود طیف و اجازه آشکارسازی تداخل‌گرهای حاصل از رادیونوکلیدهای دیگر (که در این آشکارسازی مزاحم تلقی می‌شوند) به جای شمارش گر تناسبی توصیه می‌شود که پرتوهای تابش شده از منابع بتا‌زای مختلف را تمیز نمی‌دهد. این تحقیق عمدتاً بر پایه مطالعات بر روی مفاهیم اصلی و کلیدی روش‌های

تعیین رادیو شیمیایی عنصر استرانسیم-۹۰ در نمونه‌های پسماند بر اساس استانداردهای مورد تأیید و با استناد به گزارش‌های فنی آژانس و بر پایه تجربیات دیگر کشورها استوار است. به طور کلی میزان پرتوزایی مجاز در آب آشامیدنی که توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) در سال ۲۰۰۴ ارائه نموده است، به میزان  $10 \text{ Bq/L}$  است. همچنین مقدار مجاز پرتوزایی استرانسیم-۹۰ در یک پسماند مایع جهت رهاسازی ایمن در فاضلاب شهری نیز  $185 \text{ Bq/L}$  است که توسط سازمان بهداشت ایالات متحده U.S.NRC ارائه شده است. پس از ارزیابی کلیه روش‌های جداسازی و اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰ جهت تعیین روش مناسب برای انجام این پژوهش ابتدا نمونه پسماند تحت آنالیزهای مختلف نظیر سنتیلاسیون مایع، گاما اسپکتروسکوپی و ICP قرار گرفت. پس از مشخصه‌یابی نمونه و اندازه‌گیری غلظت و میزان پرتوزایی عناصر موجود در پسماند، میزان پرتوزایی استرانسیم-۹۰ تعیین شد. در این تحقیق با توجه به نتایج آنالیز طیف‌سنجی گاما و بتای نمونه دریافتی مشخص شد که بعضی از عناصر موجود در پسماند پرتوزا نظیر استرانسیم-۸۵ و استرانسیم-۸۹ با نیمه‌عمر ۶۴ و ۵۰ روز با گذشت زمان واپاشی شده و مزاحمتی برای اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰ ایجاد نمی‌کنند، بنابراین بر اساس استاندارد ایزو از روش کروماتوگرافی با استفاده از رزین برای جداسازی و از دستگاه سنتیلاسیون مایع برای اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰ استفاده شد.

## ۲. مواد شیمیایی و تجهیزات مورد استفاده

مواد لازم جهت اندازه‌گیری استرانسیم از شرکت Merck و Aldrich تهیه گردید. رزین Sr-Resin (۵۰-۱۰۰ میکرومتر) به منظور جذب استرانسیم، نمک نیترات استرانسیم، آب دیونیزه، محلول استاندارد استرانسیم-۹۰، اسید نیتریک و کوکتل سنتیلاسیون مناسب برای شمارش بتای استرانسیم. از یک دستگاه

طیف سنج نشری ICP-AES محصول شرکت Varian مدل AX Turbo ۱۵۰ برای آنالیز نمونه‌ها استفاده شد.

ایجاد کند. همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد این عنصر نیز در اثر گذشت زمان واپاشی کرده و از نمونه حذف شده است.

## ۲.۱. مشخصه یابی نمونه ی پسماند مایع پرتوزا

برای شناسایی و اندازه‌گیری عناصر موجود در یک نمونه از روش‌های متعددی از جمله تکنیک‌های طیف‌سنجی استفاده می‌شود. روش طیف‌سنجی پلاسمای جفت شده القایی برای تعیین نوع و غلظت عناصر مختلف مناسب است [۱۱، ۱۲]. این روش در مقایسه با روش‌های دیگر، روشی حساس‌تر، با حد تشخیص بهتر و تکرارپذیری بالاتر است. همچنین در طیف سنجی گاما با تعیین مستقیم طیف اشعه گامای ساطع شده از عناصر رادیواکتیو موجود در نمونه‌ها و تطبیق آن به مشخصات عناصر مربوطه در نمونه می‌توان پی برد. از روش طیف سنجی پلاسمای جفت شده القایی به‌منظور تعیین غلظت عناصر موجود در نمونه پسماند راکتور پسماند پرتوزا، استفاده شد که نتایج در جدول ۱ ارائه شده است. مطابق با این نتایج، نمونه پسماند پرتوزا دارای مقادیر بسیار جزئی سرب، ایتیم و باریم است و غلظت استرانسیم -۹۰ و آهن کمتر از ۱ میلی‌گرم/لیتر است. و غلظت سدیم و کلسیم در حد قابل توجهی گزارش شده است. سپس از یک طیف سنج گاما برای شمارش عناصر گاما از نمونه پسماند مایع پرتوزا استفاده شد که نتایج آن در جدول ۲ ارائه گردیده است.

همان‌طور که نتایج طیف سنجی گاما نشان می‌دهد بسیاری از عناصر با نیمه عمر کوتاه با گذشت زمان واپاشی کرده و در نمونه پسماند راکتور وجود ندارند. مطابق با این جدول عنصر استرانسیم -۸۵ به‌طور کامل واپاشی کرده و بنابراین برای اندازه‌گیری استرانسیم در مرحله جداسازی مزاحمتی ایجاد نمی‌کند. باریم -۱۴۰ یکی دیگر از عناصر موجود در پسماند راکتور است که می‌تواند در اندازه‌گیری استرانسیم -۹۰ مزاحمت

جدول (۱): نتایج حاصل از آنالیز نمونه با استفاده طیف سنجی پلاسمای

جفت شده القایی (ICP).

| عنصر | غلظت ( میلی گرم/لیتر) |
|------|-----------------------|
| Ba   | ۰/۰۵                  |
| Fe   | ۰/۲۵۴                 |
| Mg   | ۵/۸۹۶                 |
| Pb   | <۰/۰۱                 |
| Sr   | ۰/۲۷۱                 |
| Y    | <۰/۰۱                 |
| Na   | ۲۴۵                   |
| Ca   | ۲۷/۹                  |

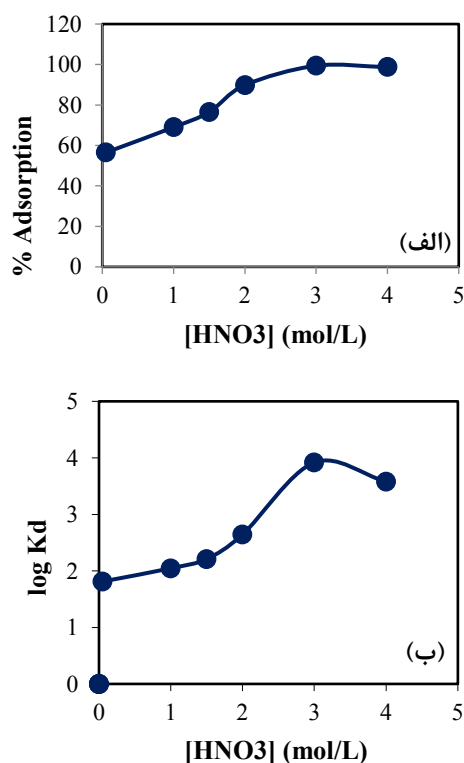
جدول (۲): نتایج حاصل از آنالیز نمونه با استفاده از طیف سنج گاما.

| عنصر   | نتیجه           | واحد |
|--------|-----------------|------|
| Zn-۶۵  | $73/4 \pm 1/8$  | Bq/L |
| Cs-۱۳۴ | $6/5 \pm 0/4$   | Bq/L |
| Cs-۱۳۷ | $166/6 \pm 1/7$ | Bq/L |
| Co-۶۰  | $86/3 \pm 3/3$  | Bq/L |
| Sb-۱۲۴ | $237/4 \pm 3/7$ | Bq/L |
| Ba-۱۳۳ | -               | Bq/L |
| Sr-۸۵  | -               | Bq/L |
| Nb-۹۵  | $1/3 \pm 0/2$   | Bq/L |
| Zr-۹۵  | $1/5 \pm 0/2$   | Bq/L |
| Ag-۱۱۰ | -               | Bq/L |
| Ba-۱۴۰ | -               | Bq/L |
| Ce-۱۴۱ | -               | Bq/L |
| Cr-۵۱  | -               | Bq/L |
| I-۱۳۱  | -               | Bq/L |
| Mn-۵۴  | $8/2 \pm 0/4$   | Bq/L |

## ۲.۲. روش آزمایش‌های ناپیوسته

به‌منظور بررسی جذب استرانسیم، حجم مشخصی از محلول با مقدار مشخصی از رزین Sr-Resin در دمای  $25^{\circ}\text{C}$  درون شیکر قرار داده شد و مقدار دقیق غلظت توسط دستگاه ICP تعیین شد. مقدار  $K_d$  از رابطه زیر محاسبه گردید:

که مشاهده می‌شود ضریب توزیع در غلظت برابر با ۳ مولار دارای بالاترین مقدار است، بنابراین در آزمایش‌های بعدی این غلظت به عنوان غلظت بهینه انتخاب گردید.



شکل (۱): درصد جذب یون استرانسیم-۹۰ برحسب غلظت اسید نیتریک (الف) ضریب توزیع استرانسیم-۹۰ برحسب غلظت اسید نیتریک (ب)، دما ۲۵ °C و دور هم‌زن ۱۵۰ rpm.

### ۳.۲ اثر زمان تعادل

به منظور بررسی اثر زمان بر روی میزان جذب استرانسیم-۹۰، محلول حاوی استرانسیم با غلظت اسید نیتریک ۳ مولار در تماس با ۰/۲ گرم از رزین در زمان‌های مختلف درون شیکر با سرعت هم‌زدن ۱۵۰ rpm قرار گرفت. جذب استرانسیم-۹۰ در زمان‌های مختلف در دمای ۲۵ °C اندازه‌گیری شد. مطابق با این آزمایش‌ها نمودار ضریب توزیع بر حسب زمان در شکل ۳ نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل دیده می‌شود با گذشت زمان تا ۶۰ دقیقه از آغاز واکنش، میزان جذب به حداکثر میزان خود رسید و پس از آن، افزایش زمان تأثیر ناچیزی در میزان جذب یون‌های استرانسیم-۹۰ داشت، بنابراین با توجه به

$$K_d = \left[ \frac{(C_0 - C_e)}{C_e} \right] \times \frac{V}{m} (ml/g)$$

که در آن،  $C_0$  و  $C_e$  به ترتیب غلظت اولیه و تعادلی یون‌های موجود در فاز آبی،  $V$  حجم فاز آبی (میلی‌لیتر) و  $m$  وزن رزین خشک برحسب گرم است. ابتدا ۲۰ میلی‌لیتر از محلول استرانسیم-۹۰ به همراه ۰/۲ گرم از رزین دمای ۲۵ °C درون شیکر، با سرعت ۲۰۰ rpm به مدت ۶۰ دقیقه قرار داده شد. برای تعیین ضریب توزیع استرانسیم-۹۰ توسط رزین، نمونه پس از صاف شدن به وسیله ICP اندازه‌گیری شد. که نتایج آن با  $K_d$  برابر ۲۴۹۰۵ و به عبارتی با  $\log K_d$  برابر ۴/۳۹ حاصل شد. در طی این آزمایش‌ها با بررسی فاکتورهایی مانند زمان تماس، غلظت استرانسیم-۹۰ و غلظت اسیدنیتریک به مطالعات سینتیکی و ایزوترم‌های تعادلی پرداخته می‌شود.

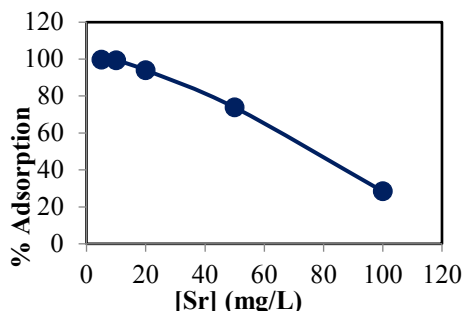
### ۳. نتایج و تحلیل یافته‌ها

#### ۱.۳ اثر غلظت اسید نیتریک

غلظت اسید نیتریک یکی از پارامترهای مهم در جذب استرانسیم-۹۰ بر روی رزین است، بنابراین تغییرات این پارامتر جهت بهینه سازی انتخاب می‌شود.

به منظور بررسی اثر غلظت اسید نیتریک در میزان جذب، ۲۰ میلی‌لیتر از محلول استرانسیم-۹۰ با غلظت‌های اسید نیتریک ۴-۰/۵ مولار به همراه ۰/۲ گرم از رزین دمای ۲۵ °C درون شیکر، با سرعت ۲۰۰ rpm به مدت ۴ ساعت قرار داده شد. میزان جذب یون استرانسیم-۹۰ توسط رزین به وسیله ICP اندازه‌گیری شد. شکل ۱، درصد جذب استرانسیم-۹۰ توسط رزین در غلظت‌های مختلف اسید نیتریک را نشان می‌دهد. همان‌طور که این شکل نشان می‌دهد با افزایش غلظت اسید نیتریک تا ۳ مولار درصد جذب استرانسیم-۹۰ افزایش یافته و سپس کمی کاهش می‌یابد. در شکل ۲ نیز نسبت ضریب توزیع ( $K_d$ ) استرانسیم-۹۰ بر حسب غلظت اسید نیتریک ترسیم شده است. همان‌طور

همان‌طور که در شکل ۳ نشان داده شده است با افزایش غلظت استرانسیم-۹۰ میزان جذب کاهش می‌یابد.



شکل (۳): درصد جذب بر حسب غلظت‌های مختلف استرانسیم-۹۰، دما ۲۵ °C و دور هم‌زن ۱۵۰ rpm.

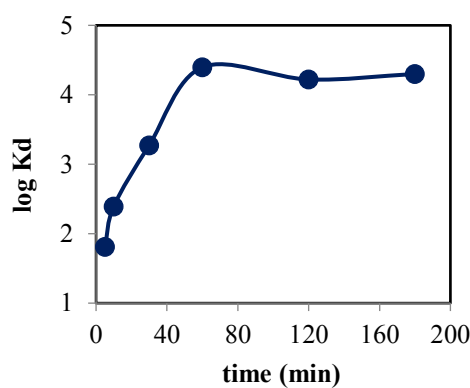
### ۱.۳.۳. بررسی ایزوترم‌های جذب

میزان ظرفیت جذب برای هر جاذب، که از تعادل بین جاذب و محلول فلزی به دست می‌آید را می‌توان از طریق ایزوترم‌های جذب نشان داد [۱۶-۱۳]. با استفاده از پارامترهای معادلات ایزوترم، می‌توان خواص سطح و میزان تمایل جاذب را بیان کرد. ایزوترم‌های جذب رابطه بین مقدار یون جذب شده بر روی جاذب و مقدار یون جذب نشده موجود در محلول را تفسیر می‌کند. از میان ایزوترم‌های جذب، مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ برای جذب استرانسیم-۹۰ بر روی رزین بررسی شده است.

**ایزوترم لانگمویر.** به‌منظور بررسی ایزوترم جذب لانگمویر، ۲۰ میلی‌لیتر از محلول استرانسیم-۹۰ با غلظت‌های میلی‌گرم/لیتر ۱۰۰-۵۰-۲۰-۱۰-۵ به همراه ۰/۲ گرم از رزین در دمای ۲۵ °C درون شیکر، با سرعت ۱۵۰ rpm به مدت ۱ ساعت قرار داده شد. میزان جذب یون استرانسیم-۹۰ توسط مبادله‌کننده به‌وسیله ICP اندازه‌گیری شد. بر اساس ایزوترم جذب لانگمویر، جذب سطحی به‌صورت تک‌لایه اتفاق می‌افتد و سطح جاذب از نظر ساختاری همگن و یکسان است. شکل خطی مدل لانگمویر به‌صورت زیر است [۱۷]:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q^0 b} + \frac{1}{Q^0} C_e$$

نتایج نشان‌دهنده شده زمان تماس ۶۰ دقیقه برای جذب استرانسیم-۹۰ به‌عنوان بهینه زمان در نظر گرفته شد. بر اساس نتایج حاصله سینتیک جذب استرانسیم-۹۰ سریع است، این بدان معناست که در ابتدای واکنش، به‌دلیل این‌که سطح فعال زیادی در دسترس یون‌ها است جذب با سرعت زیادی آغاز شده و با مرور زمان به دلیل کم‌شدن این سطوح و تداخل یون‌های موجود در محلول و یون‌های جذب شده بر روی سطح جاذب سرعت جذب کاهش می‌یابد. در نهایت با اشباع شدن سطح جاذب افزایش زمان تأثیری بر میزان جذب نخواهد داشت.



شکل (۲): ضریب توزیع استرانسیم-۹۰ بر حسب زمان، دما ۲۵ °C و دور هم‌زن ۱۵۰ rpm.

### ۳.۳. اثر غلظت استرانسیم-۹۰

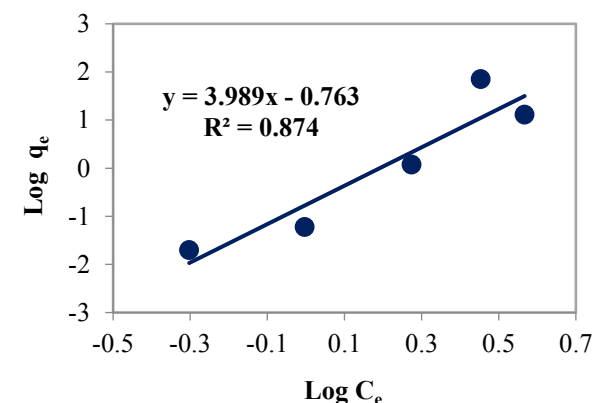
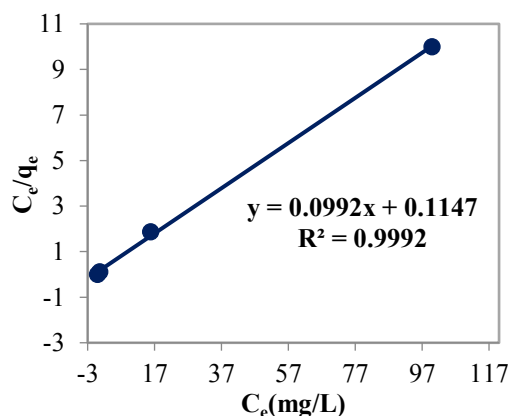
مقدار غلظت استرانسیم-۹۰ به‌عنوان یکی از پارامترها در جذب استرانسیم-۹۰ بر روی رزین است که با بررسی آن می‌توان میزان ظرفیت جذب رزین را تعیین نمود. به‌منظور بررسی اثر غلظت استرانسیم-۹۰ در میزان جذب، ۲۰ میلی‌لیتر از محلول استرانسیم-۹۰ با غلظت‌های میلی‌گرم/لیتر ۱۰۰-۵۰-۲۰-۱۰-۵ به همراه ۰/۲ گرم از رزین در دمای ۲۵ °C درون شیکر، با سرعت ۲۰۰ rpm به مدت ۲ ساعت قرار داده شد. میزان جذب یون استرانسیم-۹۰ توسط رزین به‌وسیله ICP اندازه‌گیری شد. شکل ۳ درصد جذب استرانسیم-۹۰ توسط رزین در غلظت‌های مختلف استرانسیم-۹۰ را نشان می‌دهد.

که  $q_e$  مقدار یون فلزی جذب شده به ازای هر گرم جاذب است  $(mg/g)$ ،  $C_e$  غلظت تعادلی یون فلزی در محلول است  $(mg/L)$ ،  $Q^0$  ظرفیت جذب تک لایه  $(mg/g)$  و  $b$  ثابت مربوط به شدت جذب است.

یکی از ویژگی‌های مدل لانگمویر توسط پارامتر  $R_L$  بیان می‌شود.

$$R_L = \frac{1}{1 + bC_0}$$

که  $C_0$  حداکثر غلظت یون فلزی اولیه است  $(mg/L)$ . اگر  $(R_L = 0)$  واکنش برگشت پذیر،  $(0 < R_L < 1)$  واکنش مطلوب،  $(R_L = 1)$  خطی و  $(R_L > 1)$  واکنش نامطلوب است. نتایج این آزمایش در جدول ۳ و شکل ۴ نشان داده شده است.



شکل (۵): ایزوترم تعادلی فروندلیچ برای جذب استرانسیم، دما  $25^\circ C$  و دور هم‌زن  $150\ rpm$ .

جدول (۴): نتایج پارامترهای مؤثر در ایزوترم فروندلیچ.

| n    | $k_f$ |
|------|-------|
| ۰/۲۵ | ۰/۱۷  |

با توجه به نتایج به‌دست آمده از دو ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ، جذب استرانسیم-۹۰ بر روی Sr-Resin از مدل لانگمویر پیروی می‌کند و دلالت بر این دارد که جذب به‌صورت تک لایه‌ای صورت پذیرفته است.

#### ۴. اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰ در پسمان مایع پرتوزا به روش ستونی

بعد از انجام آزمایش‌های بهینه‌سازی توسط رزین Sr-Resin، جداسازی و خالص‌سازی یون‌های استرانسیم-۹۰ از سایر ناخالصی‌ها در ستون کروماتوگرافی طبق آزمایش‌های زیر بررسی شد. این روش بر پایه جداسازی کروماتوگرافی انتخابی

شکل (۴): ایزوترم تعادلی لانگمویر برای جذب استرانسیم-۹۰، دما  $25^\circ C$  و دور هم‌زن  $150\ rpm$ .

جدول (۳): نتایج پارامترهای مؤثر در ایزوترم لانگمویر.

| $Q_0$ | b    | $R_L$ |
|-------|------|-------|
| ۱۰/۱  | ۰/۸۶ | ۰/۰۱۱ |

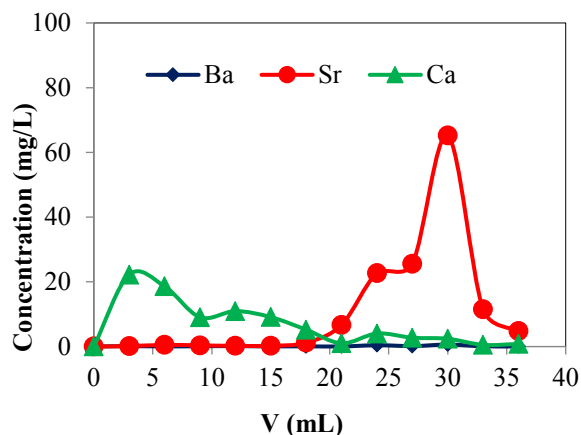
ایزوترم فروندلیچ. مدل فروندلیچ بر جذب چندلایه بر روی سطوح ناهمگن دلالت می‌کند. فرم لگاریتمی معادله فروندلیچ به‌صورت زیر نوشته می‌شود [۱۹، ۱۸]:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

$K_f$ : ظرفیت جذب  $(mg/g)$

$\frac{1}{n}$ : شدت جذب

که نتایج نشان داد که ۳۰ میلی‌لیتر نمونه حاوی ۱۱۶۵۰۰ Bq/L استرانسیم-۹۰ است.



شکل (۶): منحنی جداسازی استرانسیم در محیط اسید نیتریک ۳ مولار با استفاده از Sr-Resin.

**تعیین بازده شیمیایی.** به منظور تعیین بازده شیمیایی، استرانسیم پایدار با غلظت مشخص به عنوان یک حامل به آن اضافه گردید. در حجم‌های ۳ میلی‌لیتری نمونه‌های جمع‌آوری شده جهت تعیین غلظت، به وسیله دستگاه ICP آنالیز گردید. بازده شیمیایی استرانسیم با استفاده از رابطه زیر تعیین می‌شود:

$$R_{c,Sr} = \frac{m_{Sr}}{m_{Sr,T}}$$

که در آن

$R_{c,Sr}$ : بازده شیمیایی استرانسیم

$m_{Sr}$ : جرم استرانسیم در محلول شویی

$m_{Sr,T}$ : جرم استرانسیم اولیه محلول

براین اساس بازده شیمیایی بر اساس محاسبات انجام گرفته برابر با ۹۸/۸٪ گزارش گردید.

## ۵. جمع‌بندی

باتوجه به این‌که در پسماندهای پرتوزا، بعضی از هسته‌های پرتوزای موجود در آن‌ها دارای نیمه‌عمر طولانی هستند، اندازه‌گیری آن‌ها از اهمیت به سزایی برخوردار است. از آن‌جاکه

استرانسیم-۹۰ با استفاده از رزین Sr-Resin صورت می‌گیرد که روش سریعی به شمار می‌رود و برای بررسی و تعیین اکتیویته استرانسیم-۹۰ در نمونه‌های مختلف بسیار مناسب است. مراحل جداسازی استرانسیم-۹۰ که بر اساس استاندارد ایزو ۱۸۵۸۹ صورت گرفته، به شرح ذیل است:

درون یک ستون کروماتوگرافی شیشه‌ای مقداری از سوسپانسیون رزین Sr-Resin انتقال داده شد به طوری که ارتفاع آن درون ستون بعد از ته‌نشینی به ۲ سانتی‌متر برسد. به منظور آماده سازی، رزین با ۳۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۳ مولار شستشو داده شد.

درون یک بالن ژوژه، نمونه پساب پسماند پرتوزا و مقدار مشخصی از استرانسیم-۹۰ غیر اکتیو به عنوان حامل اضافه گردید. بعد از به هم زدن و انحلال نمک، محتویات درون بالن ژوژه با اسید نیتریک غلیظ به حجم رسید به طوری که غلظت محلول حاصل نسبت به اسید نیتریک ۳ مولار شود. سپس محلول آماده شده داخل ستون بارگذاری گردید (سرعت عبور از ستون: ۱ میلی‌لیتر بر دقیقه). در این مرحله استرانسیم-۹۰ جذب ستون شد و ناخالصی‌ها از ستون خارج گردید.

در مرحله بعد ستون با اسید نیتریک ۳ مولار شستشو داده شد تا باقی‌مانده ناخالصی‌ها از ستون خارج گردند. سپس استرانسیم-۹۰ جذب شده بر روی ستون با اسید نیتریک ۰/۰۵ مولار واجذب شد و نمونه‌های جمع‌آوری شده با دستگاه طیف‌سنج نشر اتمی پلاسمای جفت شده القایی سنجیده شد. بر اساس نتایج به دست آمده از آنالیز منحنی جداسازی استرانسیم-۹۰ از سایر یون‌ها رسم گردید که در شکل ۶ مشاهده می‌شود. همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد استرانسیم-۹۰ جذب رزین شده و در مرحله شستشو با اسید نیتریک ۰/۰۵ مولار از ستون خارج می‌گردد.

پس از جداسازی به منظور اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰، نمونه خالص شده به وسیله دستگاه سنتیلاسیون مایع شمارش گردید

هر یک از این پسماندها دارای ماتریس‌های متفاوت و پیچیده‌ای هستند اندازه‌گیری عناصر در هر یک از روش‌ها نیاز به آنالیز منحصربه‌فردی دارد.

استرانسیم-۹۰ با نیمه‌عمر ۲۸ سال، به‌عنوان یکی از محصولات عمده شکافت هسته‌ای، یک عنصر پرتوزا با تابش بتا است. به‌دلیل طول عمر، انحلال‌پذیری زیاد و سمیت زیستی، اندازه‌گیری این یون در پسماندها مسئله موردتوجهی است. استرانسیم-۹۰ به مقدار قابل‌توجهی در سوخت مصرف‌شده و پسماندهای پرتوزای رآکتورهای هسته‌ای قرار دارد.

با توجه به مشخصه‌یابی و نتایج غلظت و میزان پرتوزایی عناصر موجود در ماتریس نمونه، بر اساس استاندارد ایزو از روش کروماتوگرافی با استفاده از Sr-Resin برای جداسازی و از دستگاه شمارشگر سنتیلاسیون مایع برای اندازه‌گیری استرانسیم-۹۰ استفاده شد. در این روش، انرژی ذرات نشر شده پس از برانگیختگی حلال‌های آلی آروماتیک و انتقال به سنتیلاتور، به پالس‌های نوری تبدیل شده و توسط لامپ‌های

فوتومولتی‌پلایر دستگاه آشکارسازی می‌گردد؛ به همین دلیل این روش، روشی استاندارد و حساس برای سنجش رادیونوکلئیدهای بتا به شمار می‌رود. در روش پیوسته بر اساس استاندارد ایزو، نمونه از ستون حاوی Sr-Resin با قطر ۱ سانتی‌متر و طول ۲ سانتی‌متر عبور داده شد. استرانسیم-۹۰ به‌صورت انتخابی در ستون در محیط اسیدی جذب رزین شده و سپس با استفاده از محلول اسید نیتریک ۳ مولار و ۰/۰۵ مولار شسته شد و از مزاحمت کلسیم جداسازی گردید. نتیجه شمارش نشان داد میزان پرتوزایی استرانسیم-۹۰ در ۳۰ میلی‌لیتر نمونه پسماند پرتوزا برابر با ۱۱۶۵۰۰ Bq/L است. بازده شیمیایی روش نیز محاسبه و برابر با ۹۸/۸٪ گزارش گردید.

**سیاسگزاری.** از پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران به دلیل کمک و همکاری در این پروژه تحقیقاتی تشکر می‌شود.

## ۶. مراجع

1. S. Abbadi, H. Diercks, A. Knöchel, R. S. Gupta, K. Tödter. Rapid procedures for the determination of radioactive strontium isotopes in food and environmental samples/Schnellverfahren zur Bestimmung von radioaktiven Strontiumisotopen in Lebensmitteln und Umweltproben. *Kerntechnik* 62 (1997) 91-95.
2. A. Sajeniouk. Routine radiochemical method for the determination of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  and  $^{244}\text{Cm}$  in environmental samples. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 264 (2005) 337-342.
3. V. Ageev, V. Satsuk, A. Sajeniouk, A. Odintsov. Radiochemical method of simultaneous determination of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  and  $^{244}\text{Cm}$  in the environmental samples. In 14<sup>th</sup> Radiochemical Conference. Booklet of Abstracts (2002) 43-43.
4. T. Altizoglou. Radioactivity determination of individual radionuclides in a mixture by liquid scintillation spectra deconvolution. *Appl. Radiat. Isot.* 66 (2008) 1055-1061.
5. F. Asgharizadeh, B. Salimi, M. G. Maragheh, M. K. Mahani, M. Aliabadi. Determination of  $^{90}\text{Sr}$  concentration in soil and sediment samples from southern shores of Iran using a Sr Resin and LSC method. *LSC* (2008) 299-303.
6. I. Chmielewska, S. Chalupnik, E. Bokori. Application of calcium carrier to avoid losses of  $^{90}\text{Sr}$  during the chemical preparation of liquid samples for Liquid Scintillation Spectrometry. in *LSC 2008: Adv. Liq. Scintill. Spectrom.* J. Eikenberg, M. Jäggi, H. Beer, H. Baehrle (Eds.), Tucson, AZ, USA: The Arizona Board of Regents on behalf of the University of Arizona (2009) 53-57.
7. P. Gaca, E. Tomankiewicz, J. W. Mietelski, B. Kubica, S. Błazej, M. Stobiński, M. Tuteja-Krysa, S. Skiba.  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $\text{Pu}$  isotopes in moss and bilberry leaf from the Tatra mountains. in *LSC 2005: Adv. Liq. Scintill. Spectrom.* Tucson, AZ, USA: The Arizona Board of Regents on behalf of the University of Arizona (2005) 305-310.
8. E. Minne, F. Heynen, C. Delporte, S. Hallez. Effect on  $^{90}\text{Sr}$  determination resulting from a possible over-estimation of the external standard quench parameter

- on Quantulus 1220. In J. Eikenberg, M. Jäggi, H. Beer, & H. Baehrle (Eds.), *LSC 2008: Adv. Liq. Scintill. Spectrom.* Tucson, AZ, USA: The Arizona Board of Regents on behalf of the University of Arizona (2009) 183-192.
9. T. Ohno, M. Hirono, S. Kakuta, S. Sakata. Determination of strontium 90 in environmental samples by triple quadrupole ICP-MS and its application to Fukushima soil samples. *J. Anal. At. Spectrom* 33 (2018) 1081-1085.
10. R.-D. Wilken, R. Oiehl. Strontium-90 in environmental samples from northern Germany before and after the Chernobyl accident. *Radiochim. Acta* 41 (1987) 157-162.
11. J. Zhong, M. Dujovny, H. K. Park, E. Perez, A. R. Perlin, F. G. Diaz. Advances in ICP monitoring techniques. *Neurol. Res. Int.* 25 (2003) 339-350.
12. G. Tyler, J. Yvon. ICP-OES, ICP-MS and AAS Techniques Compared. *ICP Opt. Emiss. Spectrosc. Tech. Note* 5 (1995) 1-11.
13. M. A. Al-Ghouti, D. A. Da'ana. Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *J. Hazard. Mater.* 393 (2020) 122383.
14. M. Musah, Y. Azeh, J. Mathew, M. Umar, Z. Abdulhamid, A. Muhammad. Adsorption kinetics and isotherm models: a review. *CaJoST* 4 (2022) 20-26.
15. C. Hinz. Description of sorption data with isotherm equations. *Geoderma* 99 (2001) 225-243.
16. E. Herald, Y. Hidayat, M. Firdaus. The langmuir isotherm adsorption equation: the monolayer approach. *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.* 107 (1) (2016) 012067.
17. S. Azizian, S. Eris, L. D. Wilson. Re-evaluation of the century-old Langmuir isotherm for modeling adsorption phenomena in solution. *Chem. Phys.* 513 (2018) 99-104.
18. M. Vigdorowitsch, A. Pchelintsev, L. Tsygankova, E. Tanygina. Freundlich isotherm: An adsorption model complete framework. *Appl. Sci.* 11 (17) (2021) 8078.
19. A. Proctor, J. Toro-Vazquez, The Freundlich isotherm in studying adsorption in oil processing. *J. Am. Oil Chem. Soc.* 73 (1996) 1627-1633.