



بهبود جذب یون استرانسیم با استفاده از عوامل کمپلکس کننده نوع N و NO نشانده شده بر روی SiO_2

زهرا شیر یکتا^{۱*}، سیدجلال حسینی^۲، محمد ره‌گشای^۲

۱. پژوهشکده چرخه سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران، صندوق پستی: ۱۱۳۶۵-۸۴۸۶، تهران-ایران

۲. گروه مهندسی هسته‌ای، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات تهران، صندوق پستی: ۱۴۵۱۵-۷۷۵، تهران-ایران

*Email: zshiri@aeoi.org.ir

مقاله‌ی پژوهشی

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۱/۹/۵ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۱/۱۲/۷

چکیده

با توجه به اهمیت حذف یون استرانسیم موجود در پساب‌های هسته‌ای، در کار حاضر ضمن سنتز لیگاندهای هیدروکسی بنزآلدهید پروپیل تری اتوکسی سیلان $(\text{EtO})_3\text{Si-HL}$ و پیریدیل متیلیدین پروپیل تری اتوکسی سیلان $(\text{EtO})_3\text{Si-L}$ به بررسی خصوصیات نانو ذرات سیلیکای اصلاح شده با این لیگاندها به عنوان جاذب جامد در حذف یون استرانسیم از محلول آبی پرداخته شد و پارامترهایی مانند pH، زمان، جرم جاذب، دما و یون‌های مزاحم مورد آزمایش قرار گرفت. بررسی رفتار جذبی جاذب‌ها نشان داد با اصلاح سطح نانو جاذب توانایی آن در جذب یون استرانسیم در pH=۶ از ۶/۳۱٪ به ۸۶٪ و ۲۲/۱۱٪ به ترتیب با استفاده از لیگاندهای $(\text{EtO})_3\text{Si-HL}$ و $(\text{EtO})_3\text{Si-L}$ افزایش می‌یابد. نتایج ایزوترم‌ها و سینتیک‌های جذب نشان داد که فرایند این جذب از ایزوترم لانگ‌مویر و مدل شبه درجه دوم تبعیت می‌کند. همچنین مقادیر به دست آمده از پارامترهای ترمودینامیکی نشان داد که حذف استرانسیم از محلول آبی یک فرایند گرماگیر و مقادیر مثبت آنتروپی نیروی محرکه فرایند جذب است.

کلیدواژه‌ها: استرانسیم، نانو سیلیکا، لیگاند هیدروکسی بنزآلدهید پروپیل تری اتوکسی سیلان، اصلاح جاذب

Improvement of strontium ion adsorption by using N and NO type complexing agents deposited on SiO_2

Z. Shiri-Yekta^{*1}, S.J. Hoseini², M. Rahghoshay²

1. Nuclear Fuel Cycle Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute, AEOI, P.O.Box: 11365-8486, Tehran – Iran

2. Department of Nuclear Engineering, Science and Research Branch, Islamic Azad University, P. O. Box: 14515-775, Tehran-Iran

Research Article

Received 26.11.2022, Accepted 26.2.2023

Abstract

Due to the importance of removing strontium ions in nuclear wastes, in the present work, while synthesizing hydroxybenzaldehyde propyltriethoxysilane $((\text{EtO})_3\text{Si-HL})$ and pyridylmethyldiene propyltriethoxysilane $((\text{EtO})_3\text{Si-L})$ ligands, we investigated the properties of silica nanoparticles modified with these ligands as solid adsorbents. The removal of strontium ion from the aqueous solution was investigated and parameters such as pH, time, the mass of adsorbent, temperature, and interfering ions were tested. The adsorption behavior of the adsorbents showed that by modifying the surface of the nano adsorbent, the ability of the adsorbents to adsorb strontium ion at pH=6 increased from 6.31% to 86% and 22.11% using the $(\text{EtO})_3\text{Si-HL}$ and $(\text{EtO})_3\text{Si-L}$ ligands, respectively. The results of isotherms and adsorption kinetics indicate that the adsorption process follows the Langmuir isotherm and the pseudo-second-order model, respectively. Also, thermodynamic parameters show that strontium removal from the aqueous solution is an endothermic process. The positive entropy values are the driving force behind the adsorption process.

Keywords: Strontium, Nano silica, Hydroxybenzaldehyde propyltriethoxysilane ligand, Adsorbent modification



۱. مقدمه

با توجه به فعالیت‌های اخیر صنعت هسته‌ای تولید پسماند پرتوزا در محیط زیست قابل‌اجتناب نیست. بنابراین از نظر ایمنی، آمایش و دفن این پسماندها یک امر مهم به حساب می‌آید. استرانسیم ۹۰ یکی از محصولات حاصل از فرایند فعالیت‌های هسته‌ای در پساب‌های رادیواکتیو است. استرانسیم ۹۰ یکی از مهم‌ترین ایزوتوپ‌های ناپایدار استرانسیم است که نیمه‌عمر آن حدود ۳۰ سال است. این ایزوتوپ به طور طبیعی در محیط وجود ندارد و محصول ریزش‌های هسته‌ای است که مشکلاتی در سلامت انسان ایجاد می‌کند. این ایزوتوپ یکی از ایزوتوپ‌های با عمر طولانی است که اشعه بتا از خود متصاعد می‌کند. اگر جذب استرانسیم پرتوزا خیلی زیاد باشد، باعث کم‌خونی و کمبود اکسیژن می‌شود. غلظت بسیار بالای استرانسیم به خاطر آسیب به ماده ژنتیکی سلول‌ها باعث سرطان می‌شود [۱]. استرانسیم ۹۰ نسبتاً محرک بوده و می‌تواند به لایه‌های زیرین خاک و آب‌های زیرزمینی نفوذ کند [۲]. از طرفی با توجه به این‌که استرانسیم شعاع اتمی مشابه با کلسیم دارد، به سهولت جایگزین کلسیم می‌شود. این یون می‌تواند در بخش‌هایی از بافت مغز استخوان جمع و در تولید سلول‌های خونی اختلال ایجاد کند. بنابراین مسأله‌ی جداسازی و انبار نمودن و دفن ایمن این ترکیبات با زیاد شدن تعداد راکتورها سال به سال مباحث گسترده‌تری را دربر می‌گیرد.

روش‌های متداول به منظور حذف مواد پرتوزا از پساب شامل جذب سطحی، رسوب شیمیایی، تبخیر، استخراج با حلال، فیلتراسیون، اسمز معکوس و فن‌آوری‌های تبادل یونی است [۳-۸]. در میان آن‌ها، جذب سطحی به دلیل سادگی، مقرون به صرفه بودن و کارایی بالا در حذف یون‌های فلزی از آب و پساب‌های مختلف محبوبیت زیادی دارد. در سال‌های اخیر، این فن‌آوری برای حذف بسیاری از مواد پرتوزا مانند توریم، اورانیم، سزیم، استرانسیم و ... از محلول‌های آبی مورد توجه محققان قرار گرفته است. بسیاری از مواد مختلف مانند زئولیت‌ها، بیومس‌ها و رزین‌ها و ... به عنوان جاذب یا جاذب زیستی در فرایند جذب این یون‌ها استفاده می‌شوند [۹-۱۱].

به طور کلی، استرانسیم با طیف وسیعی از آلومینوسیلیکات‌ها، اکسیدهای آهن، جاذب‌های طبیعی مانند بنتونیت، زئولیت طبیعی، گیسیت، کربن فعال، کلینوپتیلولیت، آتاپولزیت و سایر جاذب‌های معدنی به عنوان گزینه‌های مناسب برای حذف از پسماندهای مایع جذب می‌شود [۱۲-۲۴]. اینان و همکارانش در سال ۲۰۱۱ با استفاده از ترکیب اکسید $Zr-MnO_2/PAN$ و با توجه به طراحی مرکب مرکزی، چهار پارامتر فرایند pH، دما،

غلظت اولیه یون استرانسیم و زمان تماس از نظر آماری بررسی شدند. شرایط جذب بهینه به‌عنوان $pH=7.7$ ، دمای $51.2^\circ C$ درجه سانتی‌گراد، غلظت اولیه ۲۰ میلی‌گرم در لیتر و زمان تکان دادن ۲۲۲ دقیقه تعیین شد. جذب استرانسیم به عنوان تابعی از غلظت اولیه استرانسیم (۲۰-۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر) مورد مطالعه قرار گرفت. داده‌های جذب برحسب ایزوترم‌های فرندلیچ، لانگ‌مویر و دوینین-رادوشکوویچ تفسیر شده‌اند. ظرفیت جذب تک‌لایه‌ی 21.37 میلی‌گرم بر گرم یافت شد [۱۳]. یوسان و همکارانش در همان سال مطالعه‌ای بر جذب یون استرانسیم از محلول‌های آبی با استفاده از کامپوزیت زئولیت/PAN به عنوان یک جاذب کم‌هزینه انجام دادند. ویژگی جذب با تغییرات در پارامترهای غلظت استرانسیم، pH، زمان تماس و دما مورد بررسی قرار گرفت. بررسی این پارامترها نشان داد در $pH=5$ و دمای 29.8 کلون ظرفیت جذب برای یون استرانسیم 0.11 میلی‌گرم بر گرم می‌باشد [۱۴]. سال 2013 سانگ و همکارانش دانه‌های آلزینات کلسیم را به عنوان یک جاذب قوی برای فلزات کمیاب و یون‌های خاکی کمیاب مورد بررسی قرار دادند. توانایی جذب بیولوژیکی دانه‌های آلزینات کلسیم به سمت یون‌های فلزی کمیاب (به عنوان مثال، Li، Sr، La) تحت شرایط مختلف زمان تماس، غلظت اولیه، pH و وجود یون‌های رقیب مورد بررسی قرار گرفت. در غلظت $500-10$ میلی‌گرم بر لیتر یون استرانسیم در pH خنثی و دمای محیط حداکثر ظرفیت جذبی جاذب 67 میلی‌گرم بر گرم به‌دست آمد. ویژگی‌های جذب با استفاده از مدل سینتیکی و ایزوترم‌های جذب لانگ‌مویر و فرندلیچ مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که دانه‌های آلزینات کلسیم، که به دلیل توانایی ویژه خود در جذب فلزات مختلف شناخته شده‌اند، هم‌چنین می‌توانند یون‌های فلزی با ارزش را از محلول‌های آبی جذب کنند [۱۵]. احمدی و همکارانش در سال 2014 با استفاده از ترکیب MnO_2-ZrO_2 به عنوان یک ماده کامپوزیت معدنی به بررسی میزان جذب یون استرانسیم پرداختند. حداکثر ظرفیت جذب برای کامپوزیت سنتز شده به عنوان جاذب 16.95 میلی‌گرم بر گرم ارزیابی شد و آزمایش‌های دسته‌ای به عنوان تابعی از زمان تماس، pH فاز آبی، دما و غلظت اولیه یون فلزی انجام شد. نتایج نشان داد که در شرایط بهینه، یون‌های استرانسیم را می‌توان با استفاده از کامپوزیت MnO_2-ZrO_2 از محلول‌های آبی در $pH>5$ به طور مؤثر حذف کرد. ایزوترم‌های تعادلی تعیین و داده‌های جذب با استفاده از مدل لانگ‌مویر با موفقیت مدل‌سازی شدند. سینتیک فرایند با در نظر گرفتن یک مدل شبه مرتبه دوم مورد مطالعه قرار گرفت. این مدل جذب شیمیایی را به عنوان مکانیزم جذب



پیش‌بینی کرد [۱۶]. در سال ۲۰۱۵ ژانگ و همکارانش از SBA-۱۵ به عنوان جاذب برای جذب استرانسیم از محلول آبی در شرایط تجربی مختلف استفاده نمودند. نتایج نشان داد که جذب وابسته به pH بوده و در $pH=6$ حداکثر ظرفیت جاذب برای غلظت‌های ۵-۸۰ میلی‌گرم بر لیتر یون استرانسیم، ۱۷/۶۷ میلی‌گرم بر گرم است [۱۷]. بوسل و همکارانش در سال ۲۰۱۶ پلیمر دی‌اتیل [۳- (متوکسی دی‌متیل سیلیل) پروپیل فسفونات (DMPP)] را برای جذب یون استرانسیم سنتز کردند. تجزیه و تحلیل و حلالیت پلیمر سنتز شده برای جداسازی فلز استرانسیم از محلول آبی استفاده شد. سه پارامتر pH اولیه، دز جاذب و زمان تماس مورد بررسی قرار گرفت. این مطالعه نشان می‌دهد که پلیمر سنتز شده DMPP در زمینه حذف یون استرانسیم از محلول آبی مؤثر بوده است. نتایج آزمایش‌ها نشان داد در $pH=3$ در مدت زمان ۱۴۴۰ دقیقه با استفاده از ۲۰۰ میلی‌گرم جاذب تقریباً ۴۰ درصد استرانسیم جذب می‌شود. حداکثر ظرفیت جاذب برای پلیمر سنتز شده به عنوان جاذب ۰/۷۸ میلی‌گرم بر گرم ارزیابی شد [۱۸]. در همان سال تو و همکارانش با استفاده از نانوذرات مغناطیسی $(CuFe_2O_4)$ حاصل از لجن صنعتی به بررسی جذب یون استرانسیم از آب دریا پرداختند و حداکثر ظرفیت جاذب در دمای ۳۱۸ کلوین و $pH=10/25$ ، ۲۳/۰۴ میلی‌گرم بر گرم گزارش کردند [۱۹]. سیدکلل و همکارانش در سال ۲۰۱۷ میزان جذب یون استرانسیم با استفاده از رزین آمبرلایت XAD-4 آغشته شده با D_2EHPA را بررسی نمودند. رفتارهای جذبی آن با یون‌های استرانسیم تحت شرایط مختلف مورد بررسی و اثرات pH، زمان تماس، دما، غلظت یون فلزی، یون‌های مزاحم و شوینده‌ها مورد مطالعه قرار گرفتند. نتایج نشان داد که حداکثر ظرفیت جاذب جاذب در $pH=8$ و دمای محیط با استفاده از ۰/۲ گرم جاذب ۰/۴۵ میلی‌گرم بر گرم بوده است. برای مدل‌های سینتیکی نیز مدل شبه مرتبه دوم تطابق خوبی با داده‌های تجربی از خود نشان داد [۲۰]. در همان سال کایگون و همکارانش به ارزیابی ایزوترم و داده‌های ترمودینامیکی جذب یون‌های سزیم و استرانسیم با استفاده از آتاپولزیت طبیعی پرداختند و حداکثر ظرفیت جذب ۸/۱۱ میلی‌گرم بر گرم در $pH=4/8$ و در دمای ۳۰۳ کلوین گزارش کردند. پارامترهای ترمودینامیکی جذب سزیم و استرانسیم به ماهیت گرمازا برای یون استرانسیم و طبیعت گرماگیر برای یون سزیم و خودبه‌خودی فرایند جذب اشاره شده است. مدل ایزوترم دوینین-رادوشکویچ بهترین برازش داده‌های تعادل جذب یون‌های سزیم و استرانسیم بود و مقادیر E_a نشان داد که برهم‌کنش بین یون‌های سزیم و

استرانسیم و جاذب یک جذب فیزیکی است [۲۱]. هوانگ و همکارانش پتانسیل کامپوزیت مغناطیسی کلینوپتیلولیت $CoFe_2O_4$ را برای حذف یون استرانسیم از محلول آبی مورد بررسی قرار دادند. داده‌های تجربی به خوبی با مدل لانگ‌مویر با ظرفیت جذب تک‌لایه ۲۰/۵۸ میلی‌گرم بر گرم برازش شدند. پارامترهای ترمودینامیکی نشان داد که فرایند جذب روی جاذب یک فرایند خودبه‌خودی و گرماگیر بوده است [۲۲]. شمیم و همکارانش در سال ۲۰۱۹ دانه‌های خاک‌رس بر پایه کیتوزان را برای حذف یون استرانسیم آماده کردند. ظرفیت جذب تقریباً ۲۹ میلی‌گرم بر گرم جاذب در دمای ۲۹۸ کلوین در زمان تعادل یافت شد. غلظت استرانسیم در محلول با غلظت یون فلزی ۹۲۵ میلی‌گرم در لیتر در $pH=6/5$ بود. داده‌های ترمودینامیکی نشان می‌دهد که تبادل یونی استرانسیم روی سطح جاذب خود به خود و گرماگیر بوده است [۲۳]. در سال ۲۰۲۰ عبداللهی و همکارانش جذب یون‌های سزیم و استرانسیم توسط ژئولیت طبیعی را با استفاده از روش طراحی آزمایش (CCD) مورد مطالعه قرار دادند. در شرایط بهینه حداکثر ظرفیت جاذب برای ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر یون استرانسیم در $pH=7/9$ با استفاده از ۰/۳ گرم جاذب، ۲/۱۸ میلی‌گرم بر گرم محاسبه گردید. داده‌های تجربی نیز به خوبی با مدل ایزوترم فرندلیچ و مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم تطابق داشت [۲۴]. از طرفی استفاده از نانو ذرات نیز برای این منظور با توجه به دارا بودن نسبت مساحت سطح به حجم بالا دارای کارایی قابل توجهی است که می‌توان به نتایج ارزشمندی رسید [۲۵-۲۹]. در این میان نانوذرات SiO_2 به دلیل غیرسمی بودن کاربرد بیش‌تری داشته که اصلاح سطح آن با عوامل کمپلکس‌کننده منجر به تشکیل جذبی با ظرفیت جذب بالا می‌شود. بازهای شیف ترکیباتی هستند که به علت وجود اتم‌های دهنده الکترون در ساختارشان و توانایی در پذیرش یون‌های فلزی، به شکل گسترده‌ای در مطالعات مرتبط با کمپلکس‌شدن یون‌های فلزی مورد استفاده قرار می‌گیرند [۳۰-۳۴].

با توجه به این‌که تا به حال گزارشی مبنی بر استفاده از نانوجاذب‌های اصلاح‌شده با کمپلکس‌کننده‌های باز شیف برای جذب یون استرانسیم صورت نگرفته بود، از این‌رو در این پروژه سعی شد ضمن سنتز لیگاندهای باز شیف (شکل ۱)، تأثیر ساختار لیگاندهای به کار برده شده در میزان حذف یون استرانسیم بررسی شود. برای به‌دست آوردن شرایط بهینه برای حداکثر میزان جذب، پارامترهایی مانند pH، زمان، جرم جاذب و ... بررسی و سینتیک، ایزوترم و ترمودینامیک فرایند جذب مورد مطالعه قرار گرفت.



جاذب از محلول آبی جدا و محلول شفاف برای اندازه گیری با ICP مورد استفاده قرار گرفت. ظرفیت جذب یا مقدار ماده جذب شده بر سطح جاذب بر حسب میلی گرم ماده جذب شده بر گرم (q_t) و درصد جذب (U_p) از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$q_t = C_0 - C_e \times \frac{V}{M} \quad (1)$$

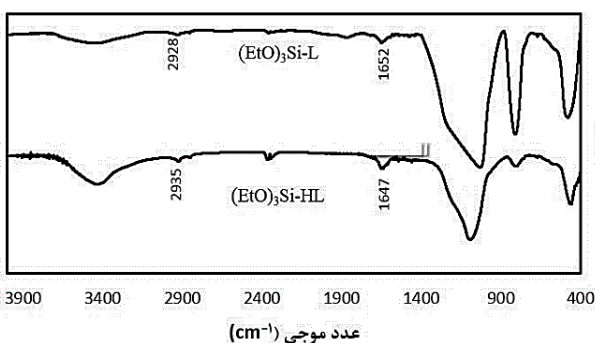
$$U_p = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

C_0 و C_e به ترتیب غلظت تعادلی و غلظت اولیه ی فلز بر حسب میلی گرم بر لیتر، V حجم محلول بر حسب لیتر و M جرم جاذب بر حسب گرم می باشند.

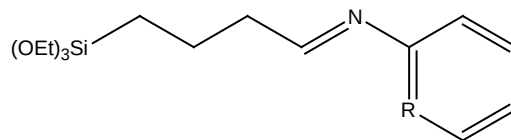
۴. نتایج و بحث

۴.۱ مشخصه یابی جاذب

شناسایی نانوسیلیکای اصلاح شده با لیگاندهای باز شیف با استفاده از روش های FT-IR و آنالیز عنصری (CHN) صورت گرفت. در شکل ۲ طیف FT-IR سیلیکای عامل دار شده با $(EtO)_3Si-L$ و $(EtO)_3Si-HL$ نشان داد که نوارهای (1647 و 2928) در لیگاند اول و نوارهای (1647 و 2935) در لیگاند دوم به ترتیب متعلق به ارتعاشات کششی ارگانوسیلان و گروه ایمین است که تأیید کننده اتصال کووالانسی گروه پیریدیل متیلیدین و سالیسیل آلدیمین به سطح سیلیکا می باشند. این ترکیب ها با استفاده از آنالیز عنصری نیز مطالعه شد که نتایج نشان دهنده ی $3/128$ و $7/531$ درصد کربن، $0/653$ و $0/922$ درصد هیدروژن، $0/722$ و $0/831$ درصد نیتروژن به ترتیب برای نانو سیلیکای اصلاح شده با لیگاندهای $(EtO)_3Si-L$ و $(EtO)_3Si-HL$ است. مقدار ایمین متصل شده، نشان می دهد که میزان بارگذاری لیگاند $(EtO)_3Si-L$ برابر $0/26$ میلی مول ایمین و برای لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ برابر $0/52$ میلی مول ایمین بر گرم سیلیکا است [۳۴].



شکل ۲. طیف FT-IR نانوسیلیکای اصلاح شده با لیگاند باز شیف در KBr.



شکل ۱. ساختار لیگاندهای باز شیف.

$R=C-OH$: هیدروکسی بنزالدهید پروپیل تری اتوکسی سیلان $((EtO)_3Si-HL)$

$R=N$: پیریدیل متیلیدین پروپیل تری اتوکسی سیلان $((EtO)_3Si-HL)$

۲. مواد شیمیایی و دستگاه ها

کلیه مواد شیمیایی مورد استفاده با درجه خلوص تجزیه ای بوده و از شرکت های مرک یا فلوکا تهیه شدند. از استرانسیم نیترات ۴ آبه نیز جهت تهیه محلول فلزی استفاده شد. جهت انجام آزمایش علاوه بر وسایل شیشه ای متداول، ترازوی تجزیه ای Ohaus مدل GA۲۰۰D، دستگاه pH متر Metrohm مدل ۷۸۰، شیکر Gallenkamp و سانتریفیوژ Sigma استفاده شدند. طیف FT-IR با استفاده از دستگاه طیفسنجی مادون قرمز Bruker مدل VECTOR۲۲ و آنالیز عنصری (CHN) مدل Perkin-Elmer ۲۴۰۰ جهت شناسایی جاذب به کار برده شدند. تمام آنالیزهای تعیین مقدار یون فلزی در طول فرایند نیز توسط اسپکترومتر نشر نوری پلاسمای جفت شده القایی Varian (ICP) مدل ۱۵۰ AX Turbo Liberty انجام گرفتند.

۳. روش کار

۳.۱ آماده سازی جاذب

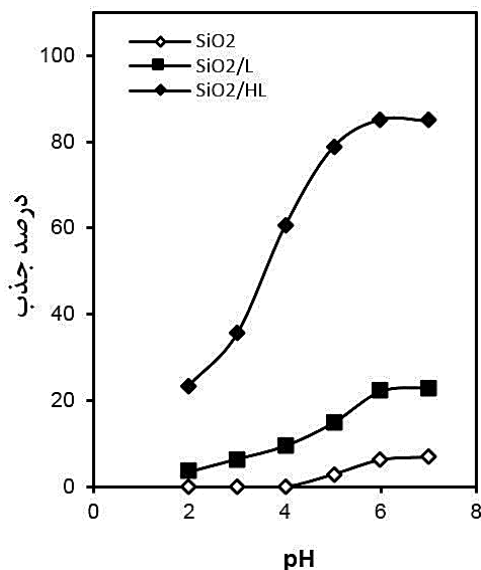
ابتدا بازشیف های $(EtO)_3Si-L$ و $(EtO)_3Si-HL$ به ترتیب با استفاده از واکنش پیریدین ۲-کربالدهید و سالیسیل آلدهید با آمینو پروپیل تری اتوکسی سیلان در حلال متانول بعد از دو ساعت رفلاکس تهیه گردیدند و بعد از تبخیر حلال با بازده ۸۰٪ جهت اصلاح سطح نانوسیلیکا مورد استفاده قرار گرفتند. ۵ گرم از نانوسیلیکای حرارت داده شده در دمای ۵۰۰ درجه سانتی گراد به مدت ۲۴ ساعت در کوره با ۲/۵ میلی مول از باز شیف سنتز شده در حلال تولوئن به مدت ۲۴ ساعت رفلاکس شد. محصول حاصل از صاف کردن، با استفاده از حلال دی اتیل اتر شسته و به مدت ۲۴ ساعت در حلال متانول سوکسله و سپس به مدت ۱۸ ساعت در دمای اتاق خشک گردید.

۳.۲ روش انجام آزمایش

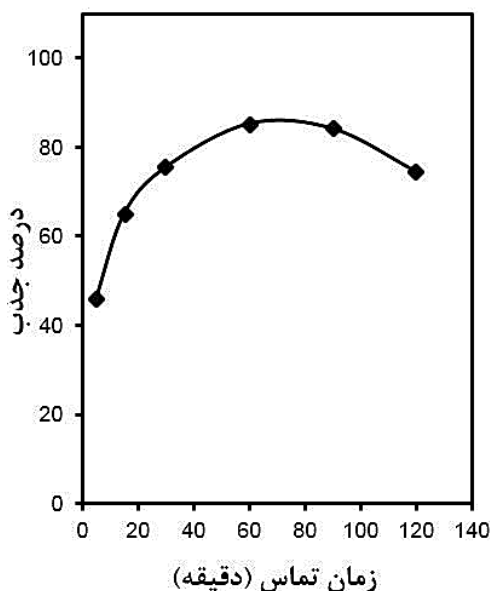
۲۰ میلی لیتر محلول شامل ۲۰ میلی گرم بر لیتر یون استرانسیم پس از تنظیم pH با مقدار مشخصی از نانوذرات سیلیکای آماده شده در ظروف پلی اتیلنی دربار به وسیله شیکر به مدت ۶۰ دقیقه مخلوط گردید. سپس با استفاده از دستگاه سانتریفیوژ



یون نیز به دلیل بیش‌تر شدن سطح تماس و امکان قرار گرفتن یون‌های بیش‌تر بر سطح جاذب نیز افزایش خواهد یافت. بنابراین مقدار بهینه ۰/۰۵ گرم از جاذب مناسب است.



شکل ۳. اثر pH بر روی میزان جذب یون استرانسیم از محلول آبی با استفاده از جاذب‌های نانو سیلیکای اصلاح‌نشده و اصلاح‌شده با لیگندهای $(EtO)_3Si-HL$ و $(EtO)_3Si-L$ (غلظت یون فلزی ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر، حجم محلول ۲۰ میلی‌لیتر، مقدار جاذب ۰/۰۵ گرم، زمان تماس ۶۰ دقیقه و دما ۲۵ درجه سانتی‌گراد).



شکل ۴. اثر زمان تماس بر روی میزان جذب یون استرانسیم از محلول آبی با استفاده از جاذب اصلاح‌شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ (غلظت یون فلزی ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر، حجم محلول ۲۰ میلی‌لیتر، مقدار جاذب ۰/۰۵ گرم، pH=۶ و دما ۲۵ درجه سانتی‌گراد).

۲.۴ بررسی توانایی جاذب‌ها برای جذب یون استرانسیم

۱.۲.۴ بررسی اثر pH

به منظور بررسی اثر pH بر میزان جذب یون استرانسیم، ۲۰ میلی‌لیتر از محلول حاوی غلظت اولیه ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر از یون فلزی در گستره pH، ۲ تا ۷ را با ۰/۰۵ گرم از نانو سیلیکای اصلاح‌شده یا اصلاح‌نشده مخلوط کرده و به مدت ۶۰ دقیقه با شیکر هم زده شد. سپس بازده جذب یون فلزی با استفاده از دستگاه ICP و رابطه ۱ محاسبه و نتایج در شکل ۳ ارائه گردید. با توجه به نتایج میزان جذب بر روی نانو سیلیکای اصلاح‌نشده در pHهای اسیدی تقریباً صفر بوده و در pHهای بالا میزان جذب بسیار ناچیز دیده شده است. با اصلاح سطح نانوسیلیکا با باز شیفتهای سنتز شده میزان جذب یون استرانسیم افزایش یافته است. به طوری که لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ با توجه به داشتن اتم‌های دهنده نیتروژن و اکسیژن تمایل بیش‌تری نسبت به لیگاند $(EtO)_3Si-L$ که تنها دارای اتم‌دهنده نیتروژن است، برای جذب یون فلزی از خود نشان داده و میزان جذب یون فلزی را تا حدود ۸۶٪ بهبود بخشیده است. بنابراین با توجه به توانایی بالای جاذب اصلاح‌شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ نسبت به سایر جاذب‌ها، این جاذب برای بررسی سایر پارامترهای مؤثر بر جذب یون استرانسیم مورد بررسی قرار گرفت.

۲.۲.۴ تأثیر زمان تماس

با توجه به نتایج حاصل از بررسی اثر pH که نشان‌دهندهی بیش‌ترین میزان جذب با جاذب اصلاح‌شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ در pH=۶ است، در این بخش میزان تأثیر زمان تماس محلول حاوی یون فلزی با جاذب بر روی درصد جذب یون استرانسیم در محدوده‌ی ۵ تا ۱۲۰ دقیقه بررسی شد. نتایج در شکل ۴ نشان داد با افزایش زمان تا ۶۰ دقیقه مقدار جذب به دلیل امکان تماس بیش‌تر مواد جذب‌شونده با جاذب افزایش یافته و سپس به تعادل می‌رسد. بعد از ۹۰ دقیقه با افزایش زمان مجاورسازی، یون‌های استرانسیم دارای اتصال سست از جاذب جدا شده و جذب کمی کاهش می‌یابد [۳۵، ۳۶]. بنابراین ادامه آزمایش‌ها در زمان ۶۰ دقیقه انجام شد.

۳.۲.۴ بررسی اثر مقدار جاذب

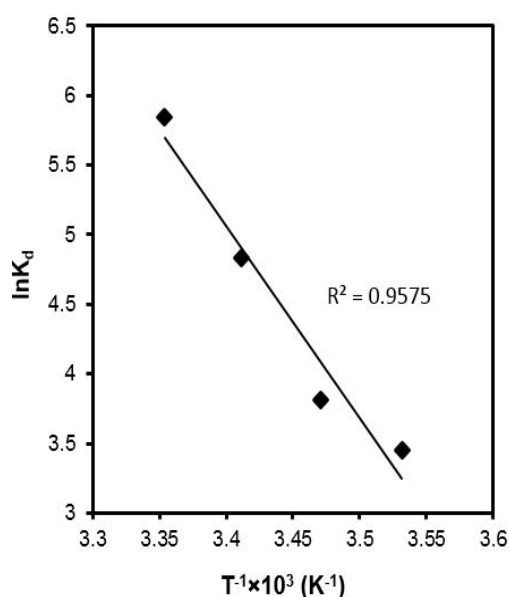
برای بررسی اثر مقدار جاذب، مقادیر ۰/۰۵-۰/۱۵ گرم از جاذب اصلاح‌شده با محلول شامل یون استرانسیم مخلوط گردید با توجه به شکل ۵، جاذب اصلاح‌شده با لیگاند در مقدار جرم‌های پایین‌تر نیز قابلیت جذب بالایی از یون استرانسیم را نشان می‌دهد. بدیهی است که با افزایش مقدار جاذب، میزان جذب



از رسم تغییرات $\ln K_d$ نسبت به معکوس دمای مطلق (T^{-1})، خطوط راستی حاصل می‌شود (شکل ۶) که با توجه به اطلاعات آن (عرض از مبدأ و شیب آن) امکان تعیین داده‌های ترمودینامیکی ΔH^0 و ΔS^0 فراهم می‌شود (جدول ۲). مقادیر محاسبه شده در جدول ۲، نشان داد فرایند جذب یون استرانسیم گرماگیر بوده و مقادیر آنتروپی (مثبت) نیروی محرکه فرایند جذب است.

جدول ۱. اثر دما بر روی میزان جذب یون استرانسیم بر روی جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$

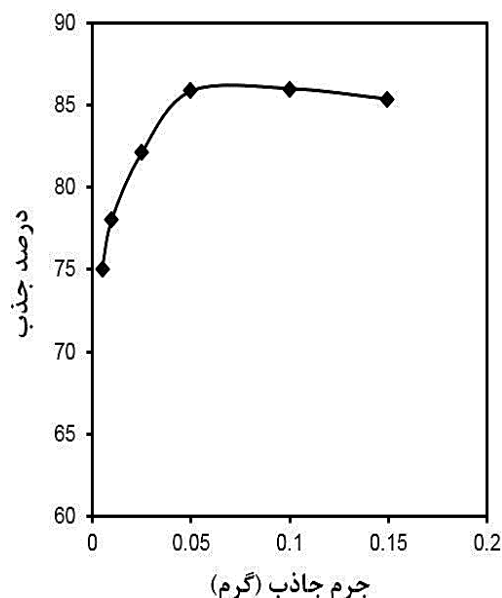
درصد جذب	دما ($^{\circ}C$)
۷٫۹۱	۱۰
۱۱٫۳۲	۱۵
۳۱٫۳۲	۲۰
۸۶	۲۵
۸۷	۳۵
۸۷٫۲	۴۵
۸۵	۶۰



شکل ۶. تغییرات $\ln K_d$ بر حسب دما در جذب یون استرانسیم با استفاده از جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ (غلظت یون فلزی 20 میلی گرم بر لیتر، حجم محلول 20 میلی لیتر، مقدار جاذب 0.05 گرم، $pH=6$ و زمان تماس 60 دقیقه).

جدول ۲. داده‌های ترمودینامیکی ΔG^0 ، ΔH^0 و ΔS^0 جذب یون استرانسیم بر روی جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$

$\Delta H^0 (kJ/mol)$	0.114
$\Delta S^0 (kJ/mol.K)$	0.431
دما (K)	$\Delta G^0 (kJ/mol)$
283.15	-121.970
288.15	-124.125
293.15	-126.281
298.15	-128.437



شکل ۵. اثر مقدار جاذب بر روی میزان جذب یون استرانسیم از محلول آبی با استفاده از جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ (غلظت یون فلزی 20 میلی گرم بر لیتر، حجم محلول 20 میلی لیتر، $pH=6$ ، زمان تماس 60 دقیقه و دما 25 درجه سانتی گراد).

۴.۲.۴ بررسی اثر دما

برای مطالعه اثر دما بر میزان جذب، محلول حاوی یون استرانسیم با جاذب اصلاح شده در دماهای 10 تا 60 درجه سانتی گراد مخلوط گردید. نتایج حاصل در جدول ۱ نشان داد که میزان جذب با افزایش دما تا 25 درجه سانتی گراد افزایش و پس از آن تقریباً ثابت مانده است. بنابراین می‌توان گفت واکنش گرماگیر است.

با استفاده از معادله‌ی (۳) تغییر انرژی آزاد گیبس (ΔG^0) با توجه به ثابت‌های توزیع K_d در دماهای مختلف محاسبه شد [۳۷]:

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_d \quad (3)$$

از طریق معادله گیبس-هلمهولتز نیز تغییر انرژی آزاد با آنتالپی و آنتروپی (ΔH^0 و ΔS^0) در ارتباط است:

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T\Delta S^0 \quad (4)$$

با ترکیب دو رابطه ۳ و ۴، معادله ۵ که نشان‌دهنده وابستگی دمایی K_d است، به دست می‌آید:

$$\ln K_d = -\frac{\Delta H^0}{RT} + \frac{\Delta S^0}{R} \quad (5)$$



q_e و q به ترتیب، میزان جذب یون فلزی بر روی جاذب در حالت تعادل و در هر یک از زمان‌های مورد مطالعه برحسب میلی گرم بر گرم و K_2 ثابت معادله شبه درجه دوم برحسب گرم بر میلی گرم بر دقیقه را نشان می‌دهند.

۷.۲.۴ بررسی هم‌دماهای جذب

ایزوترم‌های جذب، شامل لانگ‌مویر، فرن‌دلیچ، تمکین و دوپینین-رادشکوچ برای فرایند جذب مورد بررسی و با استفاده از ضرایب همبستگی و ثابت ایزوترم‌ها، توانایی و ظرفیت جاذب در جذب یون فلزی با غلظت‌های ۱۰ تا ۱۲۰ میلی گرم بر لیتر مورد بررسی قرار گرفت [۴۱-۴۳]. با توجه به نتایج به دست آمده از بررسی ایزوترم‌های جذب، جذب یون استرانسیم از رابطه لانگ‌مویر تبعیت می‌کند که نشان‌دهنده تک‌لایه‌ای بودن جذب است (شکل ۸). رابطه توصیف‌کننده مدل لانگ‌مویر به صورت زیر ارائه می‌شود:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max} b} + \frac{C_e}{q_{\max}} \quad (7)$$

$q_{\max}$ بیشینه ظرفیت جذب یون فلزی (میلی گرم بر گرم) و b ثابت تعادلی جذب لانگ‌مویر (لیتر بر میلی گرم) هستند. در جدول ۵ ضریب همبستگی و پارامترهای ایزوترم لانگ‌مویر محاسبه شده از طریق رسم نمودار C_e/q_e نسبت به C_e ارائه شده است.

۵.۲.۴ بررسی اثر یون‌های مزاحم

به منظور مطالعه اثر یون‌های مزاحم، محلول حاوی غلظت اولیه ۰/۰۰۱ مولار از یون‌های فلزی استرانسیم، کبالت، سزیم و ۰/۰۰۲ مولار از یون‌های آهن و نیکل و ۰/۰۰۵ مولار از یون سدیم در حضور ۰/۰۵ گرم جاذب نانوسیلیکای اصلاح شده با لیگاند باز شیف $(EtO)_3Si-HL$ در $pH=6$ مورد بررسی قرار گرفت. همان‌طور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود یون استرانسیم در مقایسه با سایر یون‌ها به صورت گزینشی جذب دارد.

۶.۲.۴ بررسی سینتیک فرایند جذب

مطابق نتایج بخش ۲.۲.۴، معادلات سینتیکی شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، معادله ساده ایلویچ و تابع توان مورد بررسی قرار گرفتند [۳۸-۴۰]. در جدول ۴ پارامترهای محاسبه شده مربوط به مدل‌های سینتیکی ارائه شده است. نتایج ارائه شده در این جدول و همچنین شکل ۷ نشان می‌دهد که مدل شبه مرتبه دوم نسبت به سایر معادله‌ها تطابق بهتری با داده‌های تجربی دارد. معادله شبه مرتبه دوم در معادله (۶) نشان داده شده است:

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{K_{\text{rads}} q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (6)$$

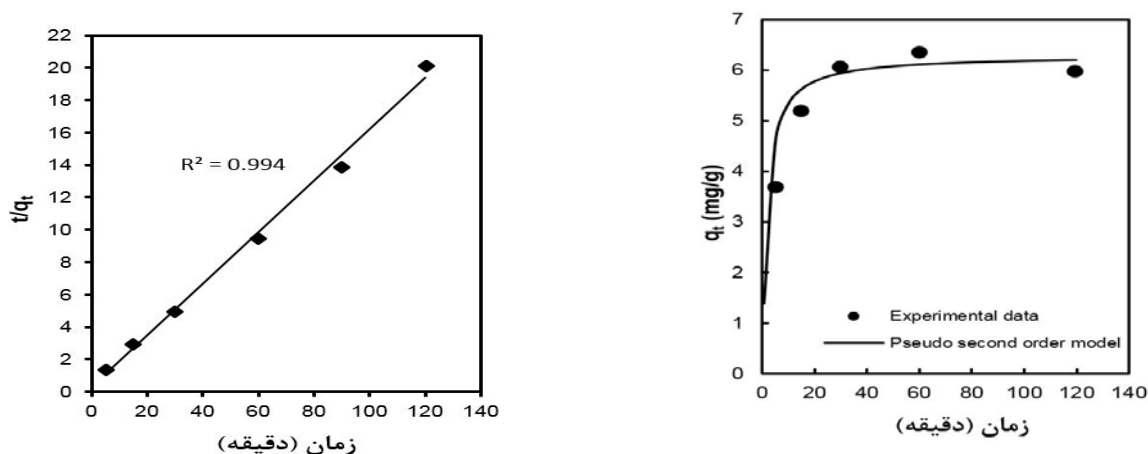
جدول ۳. اثر یون‌های مزاحم در جذب یون استرانسیم بر روی جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$

یون فلزی	درصد جذب
استرانسیم	۷۷/۰۱
کبالت	۳/۱۵
سزیم	۵/۶۸
آهن	۱۳/۸۰
نیکل	۳/۵۷
سدیم	۲/۲۳

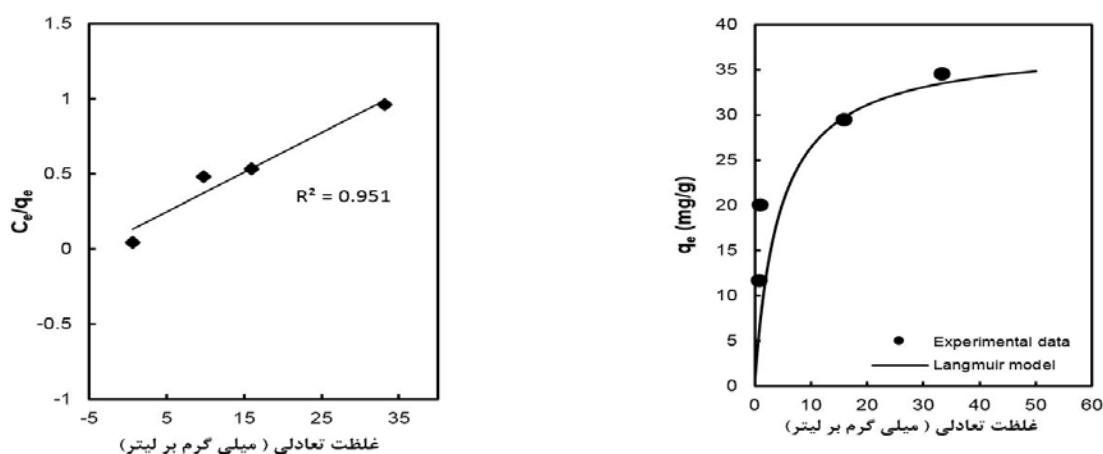
جدول ۴. پارامترهای سینتیکی جذب به دست آمده از مدل‌های شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، ایلویچ و تابع توان برای جذب یون استرانسیم با استفاده از جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$

پارامترها	مدل سینتیکی
q_e (mg/g)	شبه مرتبه اول
K_1 (g/mg.min)	$\log(q_t - q_e) = \log q_e - \frac{K_1 t}{2.303}$
R^2	
q_e (mg/g)	شبه مرتبه دوم
q_{exp} (mg/g)	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_{\text{rads}} q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$
K_2 (g/mg.min)	
R^2	
a (mg/g)	ایلویچ
b (mg/g.min)	$q_t = a + 2.303 b \log t$
R^2	
a (mg/g)	تابع توان
b (mg/g.min)	$\log q_t = \log a + b \log t$
R^2	





شکل ۷. مدل سازی شبه مرتبه دوم برای جذب یون استرانسیم بر روی جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ (غلظت یون فلزی ۲۰ میلی گرم بر لیتر، حجم محلول ۲۰ میلی لیتر، مقدار جاذب ۰/۰۵ گرم، $pH=6$ و دما ۲۵ درجه سانتی گراد).



شکل ۸. ایزوترم لانگمویر برای جذب یون استرانسیم بر روی جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$ (زمان تماس ۶۰ دقیقه، حجم محلول ۲۰ میلی لیتر، مقدار جاذب ۰/۰۵ گرم، $pH=6$ و دما ۲۵ درجه سانتی گراد).

همچنین با استفاده از ایزوترمهای لانگمویر، فرنرلیچ و تمکین اطلاعات مربوط به نوع جذب به دست نمی آید. برای یافتن نوع جذب از ایزوترم دوبینین رادشکوچ استفاده می شود. اگر مقدار انرژی جذب بر حسب کیلوژول بر مول کم تر از ۸ باشد جذب از نوع فیزیکی و اگر در محدوده ۸-۱۶ کیلوژول بر مول باشد جذب با مکانیسم تبادل یون صورت می گیرد. زمانی که انرژی بین ۱۶-۴۰ کیلوژول بر مول باشد جذب از نوع شیمیایی است [۲۱، ۴۴]. بنابراین مقادیر E_a در جدول ۵ بیان کننده ی غالب بودن فرایند فیزیکی (جذب سطحی) در سازوکار جذب است.

۵. مقایسه کارایی جاذب مورد مطالعه با سایر جاذبها

با توجه به تحقیقات پیشین انجام شده با برخی جاذبها برای جذب یون استرانسیم (بخش مقدمه)، سعی شد برای بررسی کارایی جاذب به کار برده شده در کار حاضر، مقایسه ای بین

جدول ۵. ثابتهای به دست آمده از همدمای جذبی لانگمویر، فرنرلیچ، تمکین و دوبینین رادشکوچ در جذب یون استرانسیم با استفاده از جاذب اصلاح شده با لیگاند $(EtO)_3Si-HL$

پارامترها	همدمای جذب	
$q_{max}(mg/g)$	۳۷/۸۷۹	لانگمویر
$b(L/mg)$	۰/۲۳۰	
R^2	۰/۹۵۱	
n	۳/۸۲۷	فرنرلیچ
$K_f(mg/g)$	۱۳/۲۰۷	
R^2	۰/۹۴۰	تمکین
$a(L/g)$	۱۲/۶۳۱	
$b(KJ/mol)$	۰/۴۶۵	
R^2	۰/۸۶۹	
$q_m(mmol/g)$	۳۰/۸۲۰	دوبینین رادشکوچ
$\beta(mol^2/KJ^2)$	۱۵/۲۲۷	
$E_a(KJ/mol)$	۰/۱۸۱	
R^2	۰/۹۴۹	



Eu نیز نشان داد که برهم‌کنش بین یون‌های استرانسیم و جاذب یک جاذب فیزیکی است. همچنین مقادیر به دست آمده از پارامترهای ترمودینامیکی نشان داد که جاذب استرانسیم از محلول آبی یک فرایند گرماگیر و مقادیر مثبت آنتروپی نیروی محرکه فرایند جاذب است. با توجه به این‌که تا به حال گزارشی مبنی بر استفاده از نانو ذرات اصلاح شده با لیگاندهای باز شیف برای جذب یون استرانسیم صورت نگرفته بود، در کار حاضر نشان داده شد که این جاذب پتانسیل خوبی نسبت به برخی جاذب‌های به کار برده شده در تحقیقات پیشین برای جذب یون استرانسیم دارد و یون‌های مزاحم تأثیر مؤثری در میزان حذف یون استرانسیم ندارند.

مراجع

- Colarusso P. High-Resolution Infrared Emission Spectrum of Strontium Monofluoride. *J. Mol. Spectrosc.* 1996;175:158-171.
- Chakraborty D, Maji S, Bandyopadhyay A, Basu S. Biosorption of Cesium-137 and strontium-90 by mucilaginous seeds of Ocimum basilicum. *Bioresour. Technol.* 2007;98:2949-2952.
- Heidari A, Younesi H, Mehraban Z. Removal of Ni(II), Cd(II) and Pb(II) from a ternary aqueous solution by aminofunctionalized mesoporous and nano mesoporous silica. *Chem. Eng. J.* 2009;153:70-79.
- Cheira MF, Orabi AS, Atia BM, Hassan SM. Solvent extraction and separation of thorium(IV) from chloride media by a Schiff base. *J. Solution Chem.* 2018;47:611-633.
- Zhu Z, Pranolo Y, Cheng CY. Uranium solvent extraction and separation from vanadium in alkaline solutions. *Sep. Sci. Technol.* 2013;48:1402-1408.
- Ang KL, Li D, Nikoloski AN. The effectiveness of ion exchange resins in separating uranium and thorium from rare earth elements in acidic aqueous sulfate media. Part 1. Anionic and cationic resins. *Hydrometallurgy.* 2017;174:147-155.
- Fu F, Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *J. environ. Manage.* 2011;92:407-418.
- Borai EH, Ahmed IM, Shahr El-Din AM, Abd El-Ghany MS. Development of selective separation method for thorium and rare earth elements from monazite liquor. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2018;316:443-450.
- Nilchi A, Rasouli Garmarodi S, Shariati Dehaghan T. Sorption of Uranium(VI) and Thorium(IV) Ions from Aqueous Solutions by Nano Particle of Ion Exchanger SnO₂. *J. Nucl. Sci. Technol.* 2012;60:15-21 [In Persian].

مقادیر به‌دست آمده برای حداکثر ظرفیت جذب برای یون استرانسیم با سایر منابع علمی انجام و در جدول ۶ ارائه شود. همان‌گونه که مشاهده می‌شود جاذب به کار برده شده در کار حاضر نسبت به جاذب‌های اشاره شده دارای پتانسیل بهتری برای جذب یون استرانسیم است.

۶. نتیجه‌گیری

مطالعه انجام شده نشان داد که اصلاح سطح نانو جاذب با استفاده از لیگاندهای باز شیف نوع N و NO می‌تواند خواص جذبی آن را افزایش داده و همچنین نوع اتم‌های موجود در ساختار این لیگاندها در میزان جذب مؤثر باشند. جاذب اصلاح‌شده با لیگاند (EtO)_۳Si-HL توانایی بالایی در جذب یون‌های استرانسیم از محلول آبی داشته و این خاصیت به دلیل میزان بارگذاری بیش‌تر این لیگاند بر روی نانوسیلیکا و همچنین داشتن اتم‌های دهنده نیتروژن و اکسیژن در ساختار خود است. در حالی که در لیگاند (EtO)_۳Si-L به دلیل داشتن تنها اتم نیتروژن در ساختار لیگاند، میزان جذب یون استرانسیم کم‌تر مشاهده شده است. بیشینه ظرفیت جذب برای یون‌های استرانسیم با استفاده از جاذب اصلاح‌شده با لیگاند (EtO)_۳Si-HL، ۳۷/۸۸ میلی‌گرم بر گرم است. پارامترهای محاسبه شده مربوط به مدل‌های سینتیکی نشان داد که مدل شبه مرتبه دوم نسبت به سایر معادله‌ها تطابق بهتری با داده‌های تجربی دارد و فرایند جذب از ایزوترم لانگ‌مویر تبعیت می‌کند که نشان‌دهنده‌ی تک‌لایه‌ای بودن جذب است. مقادیر

جدول ۶. مقایسه ظرفیت جذب نانوسیلیکای اصلاح‌شده با لیگاند باز شیف (EtO)_۳Si-HL با سایر جاذب‌ها برای جذب یون استرانسیم

جاذب	ظرفیت جذب (میلی گرم بر گرم)	منبع
Zr-MnO _۲ /PAN	۲۱/۳۷	اینان و همکارانش [۱۳]
PAN/زئولیت	۰/۱۱	یوسان و همکارانش [۱۴]
آلژینات کلسیم	۶/۷	سانگ و همکارانش [۱۵]
MnO _۲ -ZrO _۲	۱۶/۹۵	احمدی و همکارانش [۱۶]
SBA-۱۵	۱۷/۶۷	ژانگ و همکارانش [۱۷]
پلیمر DMPP	۰/۷۸	بوسل و همکارانش [۱۸]
نانوذرات CuFe _۲ O _۴ حاصل از لجن صنعتی	۲۳/۰۴	تو و همکارانش [۱۹]
XAD-۴/D _۲ EHPA	۰/۴۵	کلان و همکارانش [۲۰]
آتاپولزیت طبیعی	۸/۱۱	کایگون و همکارانش [۲۱]
کلینوپتیلولیت/CoFe _۲ O _۴	۲۰/۵۸	هوانگ و همکارانش [۲۲]
دانه‌های خاک‌رس/کیتوزان	۲۹	شمیم و همکارانش [۲۳]
زئولیت طبیعی	۲/۱۸	عبداللهی و همکارانش [۲۴]
SiO _۲ /(EtO) _۳ Si-HL	۳۷/۸۸	کار حاضر



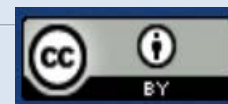
10. Nilchi A, Shiri-Yekta Z, Faeghi R. Comparison of Adsorption Ability of Firoozkooh and Tabriz Natural Nano-Zeolites for the Removal of Thorium and Uranium Ions from an Aqueous Solution. *Nashrieh Shimi va Mohandesi Shimi Iran*. 2018;37:63-76 [In Persian].
11. Kamalesh S, Debojyoti M, Priyanka D, Arghadip M, Mondal KN. Adsorption of uranium(VI) from groundwater by silicon containing biochar supported iron oxide nanoparticle. *Bioresour. Technol. Rep.* 2021;14:100659-100666.
12. Wallace SH, Shaw S, Morris K, Small JS, Fuller AJ, Burke AT. Effect of groundwater pH and ionic strength on strontium sorption in aquifer sediments: Implications for ^{90}Sr mobility at contaminated nuclear sites. *Appl. Geochem.* 2012;27:1482-1491.
13. Inan S, Altas Y. Preparation of zirconium-manganese oxide/polyacrylonitrile (Zr-Mn oxide/PAN) composite spheres and the investigation of Sr(II) sorption by experimental design. *Chem. Eng. J.* 2011;168:1263-1271.
14. Yusan S, Erenturk S. Adsorption characterization of strontium on PAN/Zeolite composite adsorbent. *World J. Nuclear Sci. Technol.* 2011;1:6-12.
15. Song D, Park SJ, Kang HW, Park SB, Han JI. Recovery of Lithium(I), Strontium(II) and Lanthanum(III) using Ca-alginate beads. *J. Chem. Eng. Data.* 2013;58:2455-2464.
16. Ahmadi SJ, Akbari N, Shiri-Yekta Z, Mashhadizadeh MH, Pourmatin A. Adsorption of strontium ions from aqueous solution using hydrous, amorphous $\text{MnO}_2\text{-ZrO}_2$ composite: a new inorganic ion exchanger. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2014;299:1701-1707.
17. Zhang N, Liu S, Jiang L, Luo M, Chi C, Ma J. Adsorption of strontium from aqueous solution by silica mesoporous SBA-15. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2015;303:1671-1677.
18. Bhosle SM, Ponra Thnam S, Tambe SS, Chavan NN. Adsorption of strontium(II) metal ions using phosphonate-functionalized polymer. *Bull. Mater. Sci.* 2016;39:1541-1556.
19. Tu YZ, You CF, Zhang Z, Duan Y, Fu J, Xu D. Strontium removal in seawater by means of composite magnetic nanoparticles derived from industrial sludge. *Water.* 2016;8:357-368.
20. Sid Kalal H, Khanchi AR, Nejatlabaf M, Almasian MR, Saberyan K, Taghiof M. The adsorption-desorption behavior of strontium ions with an impregnated resin containing di (2-ethylhexyl) phosphoric acid in aqueous solutions. *Adv. Environ. Res.* 2017;6:301-315.
21. Kaygun K, Earl M, Erenturk SA. Removal of cesium and strontium using natural attapulgite: Evaluation of adsorption isotherm and thermodynamic data. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2017;311:1459-1464.
22. Huang Y, Wang W, Feng Q, Dong F. Preparation of magnetic clinoptilolite/ CoFe_2O_4 composites for removal of Sr^{2+} from aqueous solutions: Kinetic, equilibrium, and thermodynamic studies. *J. Saudi Chem. Soc.* 2017;21:58-66.
23. Shameem H, Iasir ARM, Ghosh TK, Gupta BS, Prelas MA. Characterization and Adsorption Behavior of Strontium from Aqueous Solutions onto Chitosan-Fuller's Earth Beads. *Healthcare.* 2019;7:2-69.
24. Abdollahi T, Towfighi J, Rezaei-Vahidian H. Sorption of cesium and strontium ions by natural zeolite and management of produced secondary waste. *Environ. Technol. Innov.* 2020;17:100592-100601.
25. Kaur A, Gupta U. Application of 1-(2-Pyridylazo)-2-naphthol Anchored SiO_2 Nanoparticles for the Preconcentration of Trace Pb^{2+} from Different Water and Food Samples. *Chin. J. Chem.* 2009;27:1833-1838.
26. Zeeb M, Farahani H. Application of a Magnetic Multi-Wall Carbon Nanotube Sorbent for Extraction and Determination of Vanadium in Environmental Water Samples. *Nashrieh Shimi va Mohandesi Shimi Iran*. 2019;38:31-42 [In Persian].
27. Asadi M, Azordeg S. Removal of Heavy Metals Pb^{2+} and Cd^{2+} from Water with Nano-Porous Materials. *Nashrieh Shimi va Mohandesi Shimi Iran*. 202;39:13-23 [In Persian].
28. Aghayan H, Yavari R, Ghasemi Mobtaker H, Yousefi T. Studies on the adsorption behavior of uranium onto a synthesized hybrid material based on the spherical SBA-15 and tin tungstomolybdate. *J. Nucl. Sci. Technol.* 2019;88:72-83 [In Persian].
29. Manouchehri P, Milani SA, Abolghasemi H. Use of response surface methodology for optimizing process parameters of thorium adsorption on amino-functionalized titanosilicate nanoparticles. *J. Nucl. Sci. Technol.* 2021;95:57-66 [In Persian].
30. Kaur A, Gupta U. Application of 1-(2-Pyridylazo)-2-naphthol Anchored SiO_2 Nanoparticles for the Preconcentration of Trace Pb^{2+} from Different Water and Food Samples. *Chin. J. Chem.* 2009;27:1833-1838.
31. Kaur A, Gupta U. Preconcentration of Nickel Using Chemically Modified Silica Nanoparticles. *Eurasian J. Anal. Chem.* 2009;4:175-183.
32. Kaur A, Gupta U. Preconcentration of Zinc and Manganese using 1-(2-pyridylazo)-2-naphthol Anchored SiO_2 Nanoparticles. *Eurasian J. Anal. Chem.* 2009;4:234-244.
33. Afkhami A, Tehrani MS, Bagheri H. Modified maghemite nanoparticles as an efficient adsorbent for removing some cationic dyes from aqueous solution. *Desalination.* 2010;263:240-248.
34. Shiri-Yekta Z, Yafian MR, Nilchi A. Silica nanoparticles modified with a Schiff base ligand: An efficient adsorbent for Th(IV), U(VI) and Eu(III) ions. *Korean J. Chem. Eng.* 2013;30:1644-1651.
35. Tajer-Mohammad-Ghazvini P, Kasra-Kermanshahi R, Nozad-Golikand A, Sadeghizadeh M, Ghorbanzadeh-Mashkani S, Dabbagh R. Cobalt separation by *Alphaproteobacterium* MTB-KTN90: magnetotactic bacteria in bioremediation. *Bioprocess biosyst. Eng.* 2016;39:1899-1911.



36. Elboughdiri N. The use of natural zeolite to remove heavy metals Cu (II), Pb (II) and Cd (II), from industrial wastewater. *Cogent Eng.* 2020;7:1-13.
37. El-Sofany EA. Removal of lanthanum and gadolinium from nitrate medium using Aliquat-336 impregnated onto Amberlite XAD-4. *J. Hazard. Mater.* 2008;153:948-954.
38. Kuo CY, Lin HY. Adsorption of aqueous cadmium (II) onto modified multi-walled carbon nanotubes following microwave/chemical treatment. *Desalination.* 2009;249:792-796.
39. Salam MA. Removal of chlorophenol from aqueous solutions by multi-walled carbon nanotubes: Kinetic and thermodynamic studies. *J. Alloys Compd.* 2010;500:87-92.
40. Baybas D, Ulusoy U. The use of polyacrylamide-aluminosilicate composites for thorium adsorption. *Appl. Clay Sci.* 2011;51:138-146.
41. Tofighy MA, Mohammadi T. Permanent hard water softening using carbon nanotube sheets. *Desalination.* 2011;268:208-213.
42. Anirudhan T, Jalajamony S. Ethyl thiosemicarbazide intercalated organophilic calcined hydrotalcite as a potential sorbent for the removal of uranium(VI) and thorium(IV) ions from aqueous solutions. *J. Environ. Sci.* 2013;25:717-725.
43. Ho Y, Porter J, McKay G. Equilibrium Isotherm Studies for the Sorption of Divalent Metal Ions onto Peat: Copper, Nickel and Lead Single Component Systems. *Water Air Soil Pollut.* 2002;141:1-33.
44. Sangabi F, Sangi MR, Bagheri B. Study of Thermodynamic Parameters in Adsorption of Lead, Copper and Cadmium Metal Ions by Plant Sorbents. *AmirKabir Journal of Science & Research Civil and Environmental Engineering.* 2015;47:9-18 [In Persian].

COPYRIGHTS

©2021 The author(s). This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution (CC BY 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, as long as the original authors and source are cited. No permission is required from the authors or the publishers.



استناد به این مقاله

شیری یکتا، زهرا، حسینی، سیدجلال، ره‌گشای، محمد. (۱۴۰۳). بهبود جذب یون استرانسیم با استفاده از عوامل کمپلکس کننده نوع N و NO نشانده شده بر روی SiO₂. مجله

علوم و فنون هسته‌ای، ۱۰۷(۱)، ۱۱-۱. DOI: [10.24200/nst.2023.1263.1824](https://doi.org/10.24200/nst.2023.1263.1824)

Url: https://jonsat.nstri.ir/article_1550.html

