



تهیه کامپوزیت گرافن اکسید- نیکل هگزاسیانو فرات برای حذف مؤثر استرانسیم از پسماندهای آبی: مشخصه‌یابی و کاربرد

نورالله دلججه^۲، طاهر یوسفی^۱، حسن آقایان^{۱*}، مهدی پروینی^۲، حسین قاسمی مبتکر^۱، رامین یاوری^۱
۱. پژوهشکده چرخه سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران، صندوق پستی: ۱۱۳۶۵-۸۴۸۶، تهران- ایران
۲. پژوهشکده مهندسی شیمی گاز و نفت، دانشگاه سمنان، کدپستی: ۳۵۱۳۱-۱۹۱۱۱، سمنان - ایران

*Email: h.aghayan@aeoi.org.ir

مقاله‌ی پژوهشی

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۰/۹/۲۳ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۰/۱۰/۲۹

چکیده

در این پژوهش ابتدا گرافن اکسید به روش هامر گردید و سپس نانو ذرات نیکل هگزاسیانو فرات روی آن تثبیت شد. محصول به وسیله میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) و طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR) مشخصه‌یابی شد. نتایج این مشخصه‌یابی، موفقیت‌آمیز بودن تهیه گرافن اکسید و تثبیت نانوذرات بر روی آن را تأیید کردند. سپس ترکیب گرافن اکسید-نیکل هگزاسیانو فرات برای جذب یون استرانسیم از محیط آبی به روش پیمانه‌ای استفاده شد. اثر پارامترهای مهم مانند pH، زمان و غلظت اولیه استرانسیم بر روی میزان جذب بررسی شد. بررسی اثر pH نشان داد که جذب استرانسیم در محدوده ۱ تا ۷ افزایش یافته و بعد از رسیدن به حداکثر جذب، ثابت و یا به طور ناچیزی کاهش می‌یابد. در شرایط بهینه ظرفیت جذب حدود ۱۴۰ میلی گرم بر گرم جاذب به دست آمد. داده‌های سینتیکی جذب یون‌های استرانسیم توسط گرافن اکسید اصلاح شده با مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم بررسی و نتایج نشان دادند که داده‌های تجربی مطابقت بهتری با معادله سینتیکی شبه مرتبه دوم دارد ($R^2=0.999$). همچنین نتایج نشان می‌دهند که ایزوترم جذبی لانگمویر تطابق بهتری با فرایند جذب دارد ($R^2=0.973$). بنابراین می‌توان گفت که نحوه پراکندگی جاذب در سطح و بین لایه‌ها به صورت هموزن می‌باشد و تثبیت جاذب با روش ذکر شده با پراکندگی مطلوب ذرات جاذب بر بستر گرافن اکسید انجام پذیرفته است. تخمین مقدار فاکتور جداسازی ($0 < RL < 1$) با استفاده از نمودار لانگمویر نشان می‌دهد که فرایند جذب یون بر روی سطح جاذب مطلوب می‌باشد.

کلیدواژه‌ها: جذب، گرافن اکسید، نیکل هگزاسیانو فرات، استرانسیم، جاذب، پسماند آبی

Preparation of graphene oxide and nickel hexacyanoferrate composite for the effective removal of strontium ion from aqueous solution; characterization and application

N. Delijeh², T. Yousefi¹, H. Aghayan^{*1}, M. Parvini², H. Ghasemi Mobtaker¹, R. Yavari¹

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

2. Gas and Petroleum Chemical Engineering School, Semnan University, Postal Code: 35131-19111, Semnan - Iran

Research Article

Received 14.12.2021, Accepted 19.1.2022

Abstract

In the current work, the graphene oxide was synthesized through Hummer's method and modified with nickel hexacyanoferrate nanoparticles. The product was characterized by a Scanning Electron Microscope (SEM) and Fourier Transform Infrared spectroscopy (FTIR). The characterization results confirm the successful synthesis of graphene oxide and the immobilization of nanoparticles on it. The obtained graphene oxide-nickel hexacyanoferrate (GO-NiHCF) was applied for the removal of Sr(II) from the aqueous media in the batch method. The influence of effective factors such as pH, time, and initial concentration of strontium on adsorption was studied. The pH study showed that Sr(II) uptake increases in the pH range of 1-7 and the uptake reduces slightly or remains constant at higher pH values. The adsorption capacity under optimum conditions was obtained at about 140 mg g⁻¹ adsorbent. The kinetic data of Sr(II) sorption by GO-NiHCF were investigated by pseudo-first-order and pseudo-second-order models. The results showed that the kinetic data fitted well to the pseudo-second-order rate model. The equilibrium data suggest the data are relatively fitted well to the Langmuir adsorption isotherm. Therefore, it can be understood that adsorbents' dispersion on graphene oxide sheets or interlayers is homogenous. The separation factor (RL) value extracted from the Langmuir curve was estimated as $0 < RL < 1$, showing the sorption behavior is favorable.

Keywords: Adsorption, Graphene oxide, Nickel Hexacyanoferrate, Strontium, Adsorbent, Wastewater



۱. مقدمه

امروزه به واسطه به کارگیری و بهره برداری از نیروگاه‌های هسته‌ای، شتاب‌دهنده‌ها، بازفرآوری سوخت هسته‌ای مصرف شده، چرخه سوخت هسته‌ای، رفع آلودگی و برچیدن تأسیسات هسته‌ای و نیز تولید و استفاده وسیع از هسته‌های پرتوزا در علوم پزشکی، کشاورزی، صنعت و ...، پسماندهای زیادی که حاوی هسته‌های پرتوزا می‌باشند تولید شده است [۱]. وجود هسته‌های پرتوزا به هر طریقی در محیط زیست برای موجودات زنده، منابع طبیعی و محیط زیست مضر و خطرناک می‌باشد و از دغدغه‌های اصلی و نگرانی‌های عمده جامعه جهانی به شمار می‌آید.

در میان هسته‌های پرتوزای انتشار یافته استرانسیم-۹۰ به عنوان یکی از محصولات شکافت با نیمه عمر حدود ۲۹ سال و ساطع کننده‌ی پرتو بتا با انرژی ۵۴۶ keV یکی از خطرناک‌ترین هسته‌های پرتوزا می‌باشد که حضور آن در طبیعت یک تهدید جدی برای سلامتی بشر به شمار می‌آید [۲]. استرانسیم با توجه به خصوصیات شیمیایی مشابه کلسیم پس از ورود به بدن از طریق بلع یا استنشاق در بافت استخوانی تجمع می‌یابد و منجر به تخریب کل بدن می‌شود به عبارت دیگر دارای اثر سمیت عمومی است [۲]. معمول‌ترین شکل بیماری ایجاد شده تغییرات دیستروفیک^۱ در سیستم مفصلی- استخوانی^۲ در طول دوره رشد است که به صورت تأخیر در رشد، فرسودگی و ... بروز می‌کند. این بیماری همچنین با اختلال در نسبت کلسیم به فسفات در خون موجب بروز برخی از بیماری‌ها می‌شود. در حضور استرانسیم، ید برای ارگان بدن غیرقابل دست‌یابی بوده و این امر باعث کمبود ید در بدن می‌شود [۳]. علاوه بر موارد ذکر شده حضور استرانسیم-۹۰ در بدن احتمال ابتلا به سرطان را نیز افزایش می‌دهد. بنابراین مدیریت پسماندهای پرتوزا به عنوان یک ضرورت بلند مدت نقش مهمی در استفاده‌ی پایدار از این انرژی را ایفا می‌کند. از این رو توسعه و ایجاد فرایندی مؤثر و اقتصادی برای حذف استرانسیم-۹۰ از پسماندهای پرتوزای آبی بسیار با اهمیت تلقی می‌گردد. روش‌های مختلفی نظیر جذب [۴]، رسوب‌دهی شیمیایی [۵-۷]، استخراج حلالی [۸-۹] فرایندهای غشایی [۱۰] و تبادل یون [۱۱-۱۴] برای حذف استرانسیم-۹۰ از محیط‌های آبی به کار برده شده است. در میان این روش‌ها، جذب به دلیل تبدیل پسماند به یک حالت جامد پایدار با حجم کم‌تر و با قابلیت حمل و نقل آسان‌تر، بازدهی

بالتر، قابلیت اجرا در مقیاس‌های بزرگ و قیمت پایین‌تر از محبوبیت بیش‌تری برخوردار است. بنابراین تهیه یک جذب مناسب برای حذف استرانسیم-۹۰ با گزینش‌پذیری مناسب، ظرفیت جذب و پایداری تشعشعی، حرارتی و شیمیایی بالا بسیار ضروری می‌باشد. برای جداسازی استرانسیم از جذب‌های مختلف آلی [۱۵-۱۶] و معدنی [۱۷] استفاده شده است.

مطالعات اخیر نشان داده که ترکیب فلز- هگزاسیانوفرات به دلیل ساختار کریستالی ویژه‌اش می‌تواند با گزینش‌پذیری و ظرفیت مناسب برای جذب فلزات خصوصاً سزیم [۱۸-۱۹] و استرانسیم به کار برده شود. علی‌رغم گزینش‌پذیری و ظرفیت جذب بالای آن‌ها، این ترکیبات به صورت ذرات بسیار ریز (میکرونی) پودر مانند تهیه می‌شوند. اندازه بسیار کوچک ذرات باعث می‌شود تا تمایل به تجمع و کلوخه شدن در آن‌ها افزایش یابد. که این امر باعث کاهش سطح ویژه آن‌ها می‌شود. همچنین ریز بودن دانه‌های فلز- هگزاسیانو فرات باعث می‌شود که کارکردن با آن‌ها خصوصاً در سیستم‌های پیوسته دشوار باشد زیرا تراکم پودر باعث افت فشار و مانع عبور سیال می‌شود مضاف بر آن‌که در سیستم‌های پیمانه‌ای، جداسازی جذب (به دلیل بسیار ریز بودن آن‌ها) از فاز مایع نیز دشوار است. بنابراین ترکیبات فلز- هگزاسیانو فرات را درون یا بر روی بستری مناسب تثبیت می‌کنند. اکسید گرافن به دلیل سطح ویژه بالا و حضور گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار در سطح آن بستری مناسب برای تثبیت ترکیب فلز- هگزاسیانو فرات می‌باشد. به عبارتی با تثبیت ترکیب فلز- هگزاسیانو فرات در سطح گرافن اکسید می‌توان از گزینش‌پذیری و ظرفیت مناسب این ماده در کنار سطح ویژه بالا و پایداری مکانیکی و شیمیایی بسیار مناسب گرافن اکسید بهره برد.

مرور مقالات علمی نشان می‌دهد که تاکنون ترکیب نیکل هگزاسیانو فرات بر روی بستر گرافن اکسید تثبیت نشده است [۲۰]. لذا در کار تحقیقاتی حاضر ابتدا ترکیب نیکل هگزاسیانو فرات تهیه و سپس بر روی بستر گرافن اکسید تثبیت گردید و در نهایت برای جذب و حذف استرانسیم از محیط‌های آبی به کار گرفته شده و اثر پارامترهای مختلف بر میزان جذب آن بررسی گردید.

۲. مواد شیمیایی و دستگاه‌وری

کلیه ترکیبات شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش اعم از گرافیت، اسید سولفوریک (H_2SO_4)، نیترات سدیم ($NaNO_3$)، پرمنگنات پتاسیم ($KMnO_4$)، هیدروکلریک اسید (HCl)، نیکل کلراید ($NiCl_2 \cdot 6H_2O$)، پتاسیم هگزاسیانوفرات

1. Dystrophic
2. Osteo-Articular System



آون خشک شد. در مرحله‌ی بعد نیکل کلراید/ گرافن اکسید به داخل ارلن حاوی ۳۰ میلی‌لیتر محلول یک مولار از پتاسیم هگزاسیانوفرات ($K_2[Fe(CN)_6] \cdot 3H_2O$)، اضافه شد و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد همزده و در نهایت طی چند مرحله با آب دیونیزه شسته شد. بعد از جدا کردن کردن فاز آبی، این ترکیب در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد داخل آون خشک گردید.

۲.۲ آزمایش‌های جذب

برای انجام آزمایش جذب، ۲۰ میلی‌لیتر از محلول حاوی استرانسیم با غلظت‌های مورد نظر را به‌همراه ۵۰ میلی‌گرم از جاذب درون ظرف پلی‌اتیلن ریخته و درون شیکر در تماس با هم قرار داده شد و تنظیم دمای آن با استفاده از حمام آب انجام شد. پس از اتمام زمان آزمایش، جاذب از محلول جدا و برای تعیین غلظت استرانسیم موجود در محلول قبل و بعد از انجام آزمایش از محلول نمونه‌برداری شد و غلظت اولیه و نهایی استرانسیم با استفاده از آنالیز ICP-OES تعیین شد. سپس میزان و درصد جذب با استفاده از رابطه‌های زیر تعیین شد.

$$q = \frac{V(C_i - C_f)}{m} = \frac{\text{مقدار میلیگرم ماده جذب شده}}{\text{ماده گرم جاذب}} \quad (1)$$

$$\%AD = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (2)$$

در عبارات فوق (معادله ۱ مقدار جذب، معادله ۲ درصد جذب)، V حجم محلول بر حسب لیتر، C_i و C_f به ترتیب غلظت ماده جذب شونده در محلول در ابتدا و انتهای فرایند جذب بر حسب میلی‌گرم بر لیتر و m جرم جاذب بر حسب گرم می‌باشد.

۳. نتایج و بحث

۳.۱ مشخصه‌یابی

میکروسکوپ الکترونی روبشی، وسیله‌ای مناسب برای بررسی ریخت‌شناسی و شکل ظاهری جاذب می‌باشد. این دستگاه برای تعیین شکل ذره، تخلخل و توزیع اندازه ذرات جامد به صورت تقریبی مناسب است. در این پژوهش برای بررسی مورفولوژی سطح جاذب، تصویر میکروسکوپی از گرافن اکسید و نیکل‌هگزاسیانوفرات تثبیت شده بر روی گرافن اکسید تهیه شد (شکل ۱ الف و ب).

شکل ۱ الف نشان می‌دهد گرافن اکسید از لایه‌های نامنظم در اندازه‌های مختلف و در محدوده‌ی ۱۰۰۰-۲۰۰ نانومتر تشکیل شده است. شکل ۱ ب مربوط به نانوذرات نیکل

نیترات ($K_2[Fe(CN)_6] \cdot 3H_2O$)، استرانسیم ($(Sr(NO_3)_2 \cdot 6H_2O)$ ، آب اکسیژنه (H_2O_2)، اسید نیتریک (HNO_3) و سود ($NaOH$) از شرکت مرک آلمان تهیه شده است. از آب دیونیزه نیز برای تهیه محلول‌ها استفاده شد.

مورفولوژی نمونه‌ها با استفاده از دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) مدل LEO ۱۴۵۵VP بررسی و طیف تبدیل فوریه مادون قرمز (FTIR) با تهیه‌ی قرص KBr نمونه‌ها در محدوده $4000-400 \text{ cm}^{-1}$ با استفاده از دستگاه طیف‌سنج تبدیل فوریه مادون قرمز مدل VECTOR-۲۲ (Bruker) ثبت شد.

۱۰.۲ سنتز گرافن اکسید

در این تحقیق گرافن اکسید با استفاده از روش هامر سنتز شده است [۲۱، ۲۲]. ترتیب مراحل سنتز به صورت زیر می‌باشد:

ابتدا ۱۴۰ سی‌سی اسید سولفوریک ۹۸ درصد را داخل یک بشر در حمام یخ ریخته و بهم می‌زنیم. سپس ۲ گرم پودر گرافیت به همراه یک گرم نیترات سدیم به محلول افزوده و پس از آن ۶ گرم پرمنگنات پتاسیم را آرام آرام اضافه می‌کنیم. در ادامه بشر را به مدت ۲ ساعت خارج از حمام آب یخ، بهم می‌زنیم و دمای محلول را تا حدود ۶۰ درجه سانتی‌گراد بالا برده و به‌تدریج ۱۰۰ سی‌سی آب دیونیزه را به آن اضافه می‌کنیم. بعد از سرد شدن تا زمانی که واکنش تولید گاز به پایان نرسیده به آن آب اکسیژنه (حدود ۱/۵-۱ سی‌سی) اضافه می‌کنیم.

در این مرحله مجدداً ۱۰۰ سی‌سی آب دیونیزه به محلول اضافه کرده و بعد از گذشت حدود ۱۲ ساعت و ته‌نشین شدن محلول، فاز بالایی جدا و نمونه با ۲۰۰ سی‌سی آب دیونیزه شستشو داده می‌شود. سپس نمونه با ۲۷ سی‌سی اسید هیدروکلریک (۱۰ درصد) همزده و پس از جداسازی نمونه‌ی تهیه شده چندین بار با آب دیونیزه شسته می‌شود تا pH محلول زیر صافی به حوالی ۷ برسد. در نهایت گرافن اکسید به‌دست آمده را در داخل آون در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک می‌کنیم.

۲.۲ تثبیت پتاسیم نیکل هگزاسیانوفرات بر روی گرافن اکسید

برای این کار ابتدا ۳ گرم از گرافن اکسید به داخل محلول نیکل کلراید ($NiCl_2 \cdot 6H_2O$) یک مولار اضافه شد و درون شیکر با سرعت ۲۰۰ rpm در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شد. بعد از جداسازی، به منظور حذف نیکل کلراید اضافی موجود در بستر گرافن اکسید، این ترکیب چندین مرتبه با آب دیونیزه شست‌وشو، و سانتریفیوژ گردید. سپس نمونه در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت داخل



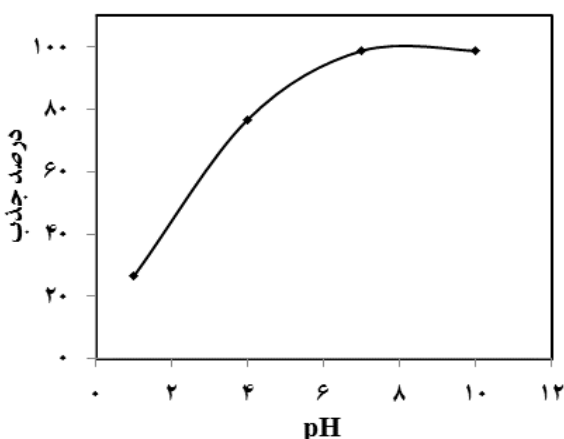
در طیف مربوط به گرافن اکسید، ارتعاشات موجود در طول موج‌های 1712 ، 1581 ، 1218 و 1064 cm^{-1} مشخصه‌های گرافن اکسید می‌باشد. ارتعاش واقع در 3401 cm^{-1} بیانگر پیوند O-H بوده و ارتعاش مربوط به 1712 و 1581 cm^{-1} به ترتیب بیانگر پیوند C=O و ارتعاش مربوط به گرافیت اکسید نشده می‌باشد. همچنین پیوندهای C-OH و C-O به ترتیب مربوط به ارتعاشات واقع در 1218 و 1064 cm^{-1} است [۲۳].

ارتعاش ظاهر شده در طیف مربوط به نانوذرات نیکل هگزاسیانوفرات تثبیت شده بر روی بستر گرافن اکسید، در طول موج $2100-2000$ cm^{-1} مشخصه‌ی پیوند سه‌گانه کربن با نیتروژن می‌باشد و وجود نیکل هگزاسیانوفرات در این ترکیب را تأیید می‌کند [۲۴]. همچنین سایر ارتعاشات مربوط به طیف گرافن اکسید در این ترکیب نیز ظاهر شده است.

۲.۳ جذب استرانسیم

۱.۲.۳ بررسی اثر pH بر میزان جذب استرانسیم

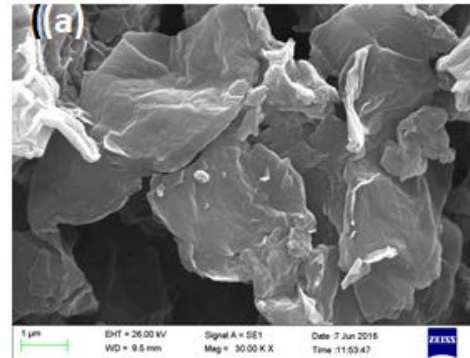
برای بررسی اثر pH، 0.05 میلی‌گرم از جاذب به طور جداگانه به ظرف پلی اتیلنی منتقل و 20 میلی‌لیتر از محلول‌های حاوی یون استرانسیم با غلظت 20 میلی‌گرم در لیتر در pHهای متفاوت به آن اضافه شد. مخلوطها در حمام شیکر با سرعت چرخش 150 rpm به مدت 5 ساعت هم‌خورده و غلظت یون موجود در محلول، قبل و بعد از عمل جذب با ICP-OES اندازه‌گیری شد که نتایج آن در شکل ۳ آورده شده است.



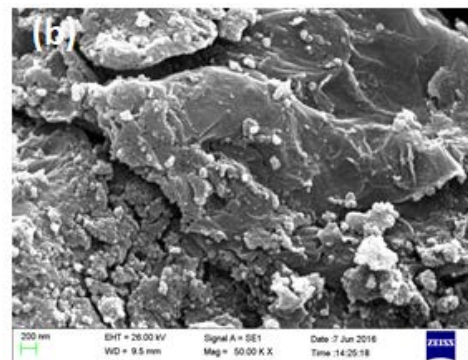
شکل ۳. اثر pH بر میزان جذب استرانسیم به وسیله نیکل هگزاسیانو فرات تثبیت شده بر روی گرافن اکسید.

هگزاسیانوفرات تثبیت شده بر روی بستر گرافن اکسید می‌باشد، اندازه متوسط ذرات کمتر از 100 نانومتر تقریب زده می‌شود. لذا مشاهده می‌شود که ذرات پس از اصلاح سطح، مورفولوژی خود را حفظ کرده و پراکندگی کاملاً یکنواختی دارند.

طیف FTIR گرافن اکسید و نیکل هگزاسیانوفرات تثبیت شده بر روی بستر گرافن اکسید در شکل ۲ نشان داده شده است.

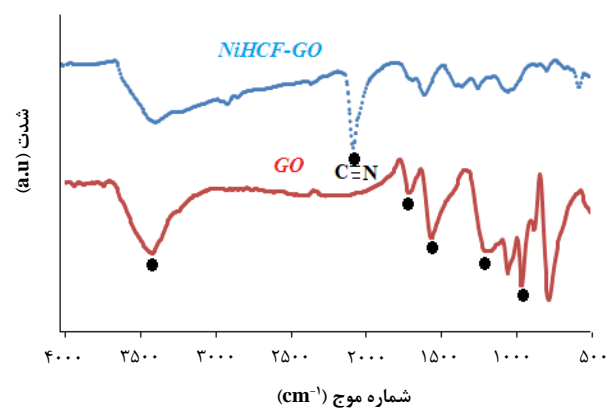


(الف)



(ب)

شکل ۱. تصویر SEM (الف) مورفولوژی صفحه‌های گرافن اکسید، (ب) نانوذرات نیکل هگزاسیانوفرات تثبیت شده بر روی گرافن اکسید.



شکل ۲. طیف FTIR گرافن اکسید و نیکل هگزاسیانو فرات تثبیت شده بر روی گرافن اکسید



دسترس جاذب برای یون‌های فلزی انتخابی می‌باشد. بعد از ۳۰ دقیقه که سایت‌های فعال خارجی به اشباع می‌رسد، نیاز به زمان بیشتری است تا فرایند جذب توسط سایت‌های فعال داخلی انجام پذیرد. بعد از ۳ ساعت تقریباً تمام سایت‌های داخلی و خارجی اشباع شده و فرایند جذب توسط نانوجاذب سنتز شده به تعادل می‌رسد.

۳.۲.۳ بررسی سینتیک جذب استرانسیم

داده‌های سینتیکی جذب استرانسیم توسط جاذب اصلاح شده با مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم، بررسی و نتایج سینتیک آن‌ها در جدول ۱ و نمودارهای مربوطه در شکل‌های ۵ و ۶ آورده شده است.

مدل شبه مرتبه اول

مدل شبه مرتبه اول ساده‌ترین مدل سینتیکی جذب، در اواخر قرن نوزدهم میلادی ارایه شد. این مدل به این دلیل که بر اساس یک مرحله واکنش سطحی، سینتیک جذب را بیان می‌کند، مدل شبه مرتبه اول نامیده شده است. شکل خطی معادله این مدل به صورت زیر است:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t \quad (3)$$

در این رابطه q_t و q_e ظرفیت جذب بر حسب میلی‌گرم بر گرم (mg.g^{-1}) به ترتیب در زمان t و در زمان تعادل را نشان می‌دهد k_1 ثابت نرخ مدل دارای بعد (min^{-1}) می‌باشد [۲۷]. بر اساس این معادله با رسم نمودار $\ln(q_e - q_t)$ بر حسب t (شکل ۵) پارامترهای k_1 و q_e با استفاده از شیب و عرض از مبدأ نمودار محاسبه می‌شوند.

شکل غیرخطی معادله به صورت زیر است:

$$q = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad (4)$$

جدول ۱. پارامترهای سینتیکی جهت حذف یون استرانسیم		
مدل سینتیکی	پارامتر	مقدار
شبه مرتبه اول	$k_1 (\text{min}^{-1})$	۰٫۰۱۰۵
	$q_e (\text{mg/g})$	۳۹٫۹۲
	R^2	۰٫۵۴۸۳
شبه مرتبه دوم	$k_2 (\text{g/mg.min})$	۰٫۰۵۵۸
	$q_e (\text{mg/g})$	۳۴٫۰۱۳۶
	R^2	۰٫۹۹۹

pH محلول با تأثیر بر عواملی مانند بار سطحی ذرات جاذب، نوع گونه‌های یون فلزی و میزان یون‌های هیدروژن موجود در محلول می‌تواند بر فرایند جذب تأثیرگذار باشد [۲۵]. هم‌چنان‌که در شکل ۳ مشاهده می‌شود میزان جذب یون استرانسیم در محدوده ۱ تا ۷ افزایش یافته و بعد از رسیدن به حداکثر جذب، ثابت و یا به طور ناچیزی کاهش می‌یابد. به طور کلی دو دلیل عمده برای تفسیر نتایج تغییرات میزان جذب با افزایش pH بیان می‌شود. دلیل اول مربوط به رقابت شدید یون هیدروژن با یون فلزی برای اشغال مکان‌های فعال جذب در pH‌های پایین که غلظت یون هیدرونیوم در آن بالا می‌باشد، است. بنابراین با افزایش pH و بدنبال آن، کاهش رقابت یون هیدروژن، میزان جذب یون فلزی افزایش پیدا می‌کند. اما در pH‌های بالاتر عامل تأثیرگذار بر فرایند جذب، هیدرولیز (جزیی) یون استرانسیم در محلول می‌باشد. که فعالیت‌های شیمیایی گونه‌های حاصل از هیدرولیز تا حدی کم‌تر از کاتیون‌های آزاد می‌باشد، که در نتیجه آن میزان جذب که ارتباط مستقیم با فعالیت شیمیایی گونه‌ها است کاهش یافته و یا ثابت می‌ماند [۲۶].

۳.۲.۳ اثر زمان تماس بر میزان حذف استرانسیم

اثر زمان تماس بر میزان جذب استرانسیم توسط جاذب نیکل هگزاسیانوفرات تثبیت شده بر روی بستر گرافن اکسید در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و pH بهینه در شکل ۴ نشان داده شده است. همان‌طور که انتظار می‌رود، با گذشت زمان، ظرفیت جذب افزایش یافته و سپس با اشغال تمامی سایت‌های فعال جاذب، سرعت جذب کاهش می‌یابد و فرایند جذب به تعادل می‌رسد. این نمودار نشان می‌دهد که سینتیک جذب یون‌های فلزی از دو مرحله تشکیل شده است، مرحله اول با سرعت جذب بالا و مرحله دوم که سرعت جذب در آن آهسته می‌باشد. مرحله سریع اولیه به علت توانایی بالای سایت‌های جذب است. این پدیده ممکن است به این علت باشد که تمام سایت‌های فعال سطح جاذب خالی بوده و امکان دسترسی به آن‌ها زیاد می‌باشد. مرحله دوم یک جذب تدریجی است که می‌تواند به نفوذ یون‌های استرانسیم و دسترسی به سایت‌های داخلی جاذب مربوط باشد. این فرایند سرعت جذب را کنترل کرده تا به تعادل برسد. زمانی را که فرایند جذب به تعادل و حالت اشباع رسیده و میزان جذب با زمان، دیگر تغییر چندانی نمی‌کند را زمان تعادل می‌نامند. با توجه به نتایج به دست آمده، مشاهده می‌شود که جاذب بعد از ۳ ساعت به تعادل می‌رسد و بیش از ۹۰ درصد جذب در همان ۳۰ دقیقه اول اتفاق می‌افتد. جذب سریع در ۳۰ دقیقه اول مربوط به سایت‌های سطحی قابل



جذب متناسب است [۲۸]. معادله سینتیک شبه مرتبه دوم به صورت زیر است:

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad (5)$$

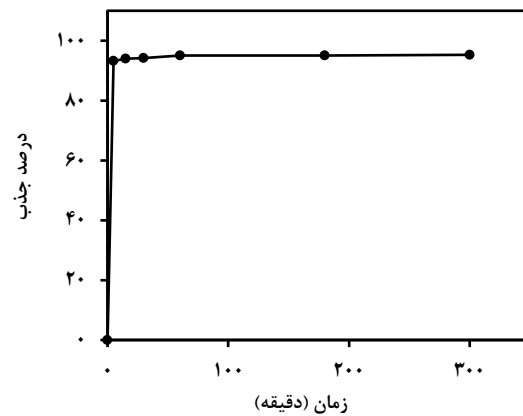
در این رابطه، k_2 ثابت سرعت مدل شبه مرتبه دوم است که واحد آن $\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$ می‌باشد. فرم خطی مدل شبه مرتبه دوم به صورت زیر است:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (6)$$

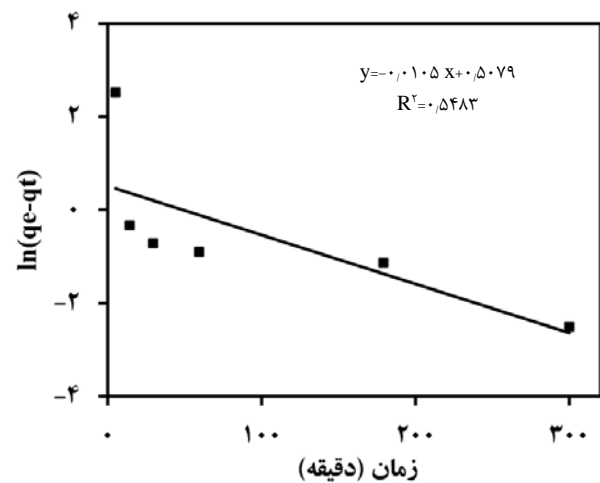
با رسم نمودار خطی t/q بر حسب t می‌توان ثابت سرعت این مدل و میزان جذب تعادلی را با استفاده از شیب خط و عرض از مبدأ به دست آورد (شکل ۶).

با مقایسه ضریب همبستگی معادلات شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم مشخص شد که نتایج داده‌ها مطابقت بهتری با معادله سینتیکی شبه مرتبه دوم دارد که نشان می‌دهد سرعت فرایند جذب هم به غلظت گونه‌های جذب‌شونده و هم به غلظت گونه‌های جاذب وابسته است.

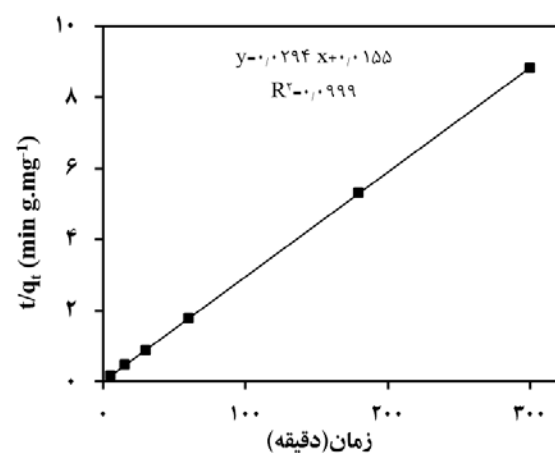
۴.۲.۳ اثر غلظت اولیه یون استرانسیم و بررسی ایزوترم‌های جذب بررسی اثر غلظت می‌تواند اطلاعاتی در رابطه با حداکثر ظرفیت جذبی و مشخصات سطحی ذرات مبادله‌کننده ارائه نماید. برای این کار میزان جذب یون استرانسیم با غلظت‌های اولیه متفاوت (غلظت‌های ۲۰، ۵۰، ۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر) در سرعت ۱۵۰ rpm توسط ۰٫۰۵ گرم از مبادله‌کننده در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و pH بهینه مورد ارزیابی قرار گرفت که نتایج آن در شکل ۷ نشان داده شده است. این نمودار نشان می‌دهد که میزان جذب یون توسط جاذب با افزایش غلظت اولیه افزایش می‌یابد. البته شیب افزایش جذب در غلظت‌های پایین‌تر بوده و به مرور با افزایش غلظت اولیه شیب آن کندتر می‌شود که نشان می‌دهد مبادله‌کننده به مرز اشباع‌شدگی خود رسیده است. نمودارهای جذب بر اساس سه ایزوترم لانگمویر^۱، فرندلیچ^۲، و دوبینین رادشکوویچ^۳ مورد ارزیابی قرار گرفت.



شکل ۴. اثر زمان تماس بر میزان جذب استرانسیم توسط نیکل هگزاسیانو فرات تثبیت شده بر روی گرافن اکسید.



شکل ۵. برازش داده‌های تجربی با مدل سینتیکی شبه مرتبه اول.



شکل ۶. برازش داده‌های تجربی با مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم.

مدل شبه مرتبه دوم

مدل شبه مرتبه دوم، واکنش شیمیایی را به عنوان مقاومت اصلی در مقابل جذب در نظر می‌گیرد؛ با این تفاوت که در این مدل شدت پر شدن مراکز جذب با مربع تعداد مراکز خالی

1. Langmuir
2. Freundlich
3. Dubinin-Radushkevich



شیب منحنی ایزوترم در نزدیکی مبدأ مشخص می‌شود و معرف میزان تمایل برقراری پیوند بین جاذب و جذب‌شونده به خصوص در غلظت‌های پایین می‌باشد. هم‌چنین در این رابطه تعادلی و غلظت تعادلی جزء جذب‌شونده هستند. پارامترهای ایزوترم لانگمویر را می‌توان با رسم نمودار خطی آن که در رابطه زیر آمده است، به دست آورد:

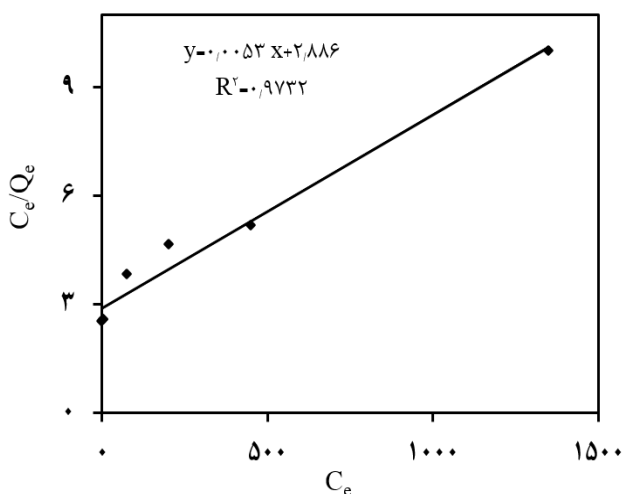
$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} C_e + \frac{1}{K_L q_m} \quad (۸)$$

طبق این رابطه، با رسم نمودار C_e/q_e بر حسب C_e شیب خط برابر با $1/q_m$ و عرض از مبدأ آن برابر با $1/K_L q_m$ است. شکل ۸ نمودار خطی مربوطه را نشان می‌دهد.

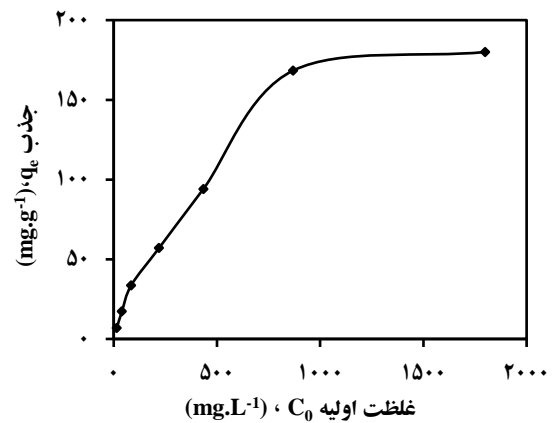
برای بررسی مطلوب بودن فرایند جذب، پارامتر بدون بعد R_L مطابق رابطه تعریف می‌شود که به آن فاکتور جداسازی گفته می‌شود:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_i} \quad (۸)$$

در این رابطه، C_i حداکثر غلظت اولیه جزء جذب‌شونده بر حسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. مقدار R_L نوع ایزوترم را مشخص می‌کند. اگر R_L از یک بزرگ‌تر باشد، جذب نامطلوب است، در حالی که R_L برابر با یک نشان‌دهنده ایزوترم خطی و مقادیر واقع در محدوده‌ی صفر تا یک نشان‌دهنده جذب مطلوب و R_L برابر صفر نشان‌دهنده جذب برگشت‌ناپذیر می‌باشد [۳۲].



شکل ۸. برازش داده‌های تعادلی با ایزوترم لانگمویر.



شکل ۷. اثر غلظت اولیه یون استرانسیم بر میزان جذب.

ایزوترم لانگمویر

این ایزوترم برای جذب سطحی تعادلی پویا روی سطوح کاملاً همگن کاربرد دارد و پوشش تک‌لایه برای سطح جاذب فرض نموده و هیچ فعل و انفعالی بین مولکول‌های جذب‌شده در نظر نمی‌گیرد. بنابراین پس از گذشت زمان مشخصی جاذب اشباع شده و جذب بیش‌تری صورت نخواهد گرفت [۲۹].

در ایزوترم لانگمویر فرض بر این است که یک مولکول جذب‌شونده تنها یک مرکز جذب را اشغال می‌کند و مولکول‌های جذب‌شده هیچ برهم‌کنشی با یک‌دیگر ندارند. بدین ترتیب جذب مولکول اول هیچ اثری بر جذب مولکول‌های بعدی نخواهد گذاشت. این ایزوترم پدیده جذب را به صورت موضعی در نظر می‌گیرد به این مفهوم که مولکول‌ها در مرکز جذب باقی می‌مانند تا دفع شوند. نیروهایی که از طرف جاذب بر مولکول‌های جذب‌شده وارد می‌شود از قطر یک مولکول فراتر نمی‌رود؛ در نتیجه جذب به صورت تک‌لایه خواهد بود. گرمای جذب نیز در ایزوترم لانگمویر ثابت فرض شده و مستقل از میزان جذب است؛ در نتیجه سطح جاذب از لحاظ انرژی جذب همگن در نظر گرفته می‌شود [۳۰].

در سیستم‌های مایع-جامد ایزوترم لانگمویر را می‌توان به صورت زیر نوشت [۳۱].

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (۷)$$

در این رابطه q_m (mg.g^{-1}) و K_L (L.mg^{-1}) ثابت‌های ایزوترم لانگمویر می‌باشند که به ترتیب به حداکثر میزان جذب تک‌لایه و انرژی جذب مرتبط می‌باشند. هرچه مقدار K_L بیش‌تر باشد، جاذبه بین جزء جذب‌شونده و جاذب بیش‌تر است. K_L به وسیله



ایزوترم فرندلیچ

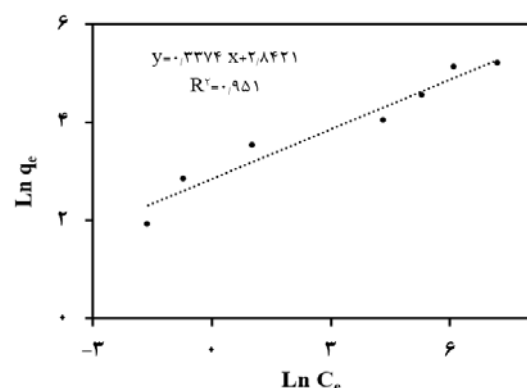
یکی از فرضیات مدل لانگمویر این بود که گرمای جذب ثابت و مستقل از میزان جذب است؛ اما مشاهده شده است که در بسیاری از سیستم‌ها گرمای جذب با افزایش میزان جذب کاهش خواهد یافت. به عبارت دیگر فرض همگن بودن سطح جاذب از لحاظ انرژی جذب برای تمامی سیستم‌ها صادق نیست. ایزوترم فرندلیچ (۱۹۰۶) جذب بر روی سطوح ناهمگن را توصیف می‌کند. در این مدل فرض بر این است که سطح جاذب دارای مراکز جذب با میزان تمایل متفاوت است. بدین صورت که در ابتدا مراکز جذب مستحکم‌تر پر شده و بقیه به ترتیب استحکام‌شان پر می‌شوند. یکی از معایب این ایزوترم آن است که قادر به محاسبه حداکثر میزان جذب نیست؛ بنابراین تنها در محدوده غلظت‌های پایین تا متوسط کارایی دارد. برخلاف ایزوترم لانگمویر، این ایزوترم جذب سطحی را به صورت چندلایه در نظر می‌گیرد. رابطه زیر نشان‌دهنده ایزوترم فرندلیچ می‌باشد.

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{nF}} \quad (10)$$

در این رابطه، K_F ثابت فرندلیچ است که مرتبط با ظرفیت جذب می‌باشد و nF ثابت بدون بعد فرندلیچ است که با استحکام پیوند ارتباط دارد. هر چه nF بیش‌تر باشد نیروی جاذبه بین جاذب و جذب‌شونده قوی‌تر خواهد بود. فرم خطی ایزوترم فرندلیچ به صورت رابطه زیر به دست خواهد آمد [۳۳]:

$$\ln(q_e) = \ln(K_F) + \frac{1}{nF} \ln(C_e) \quad (11)$$

طبق رابطه شیب و عرض از مبدأ نمودار خطی $\ln(q_e)$ بر حسب $\ln(C_e)$ ثابت‌های ایزوترم فرندلیچ را به دست می‌دهد (شکل ۹).



شکل ۹. برازش داده‌های تعادلی با ایزوترم فرندلیچ.

ایزوترم دوبینین- رادشکوویچ

ایزوترم دوبینین- رادشکوویچ ($D-R$) در محدوده‌ی غلظت‌های پایین معتبر می‌باشد و می‌تواند برای توصیف جذب بر روی هر دو نوع سطح همگن و غیرهمگن به کار رود. یکی از مزیت‌های این ایزوترم نسبت به ایزوترم‌های لانگمویر و فرندلیچ آن است که این ایزوترم قادر است حداکثر میزان جذب و مکانیسم جذب را تعیین کند؛ در حالی که ایزوترم لانگمویر تنها می‌تواند حداکثر میزان جذب را تعیین کند و قادر به تعیین مکانیسم جذب نیست و ایزوترم فرندلیچ نمی‌تواند حداکثر میزان جذب را تعیین کند. رابطه زیر نشان‌دهنده ایزوترم $D-R$ می‌باشد:

$$q_e = q_{DR} \exp(-B_{DR} \varepsilon^{\gamma}) \quad (12)$$

در این رابطه، B_{DR} ثابت ایزوترم $D-R$ برحسب $\text{mol}^{\gamma}/\text{J}^{\gamma}$ می‌باشد که مربوط به انرژی جذب است و ε پتانسیل جذب پولانی^۱ که مطابق با رابطه زیر تعریف می‌شود:

$$\varepsilon = RT \ln\left(1 + \frac{1}{C_e}\right) \quad (13)$$

در این رابطه، R ثابت جهانی گازها (8.314 J/mol.K) می‌باشد و T دمای مطلق برحسب کلوین است. برای راحتی محاسبات می‌توان از رابطه زیر که فرم خطی ایزوترم $D-R$ است نیز استفاده نمود:

$$\ln(q_e) = \ln(q_{DR}) - B_{DR} \varepsilon^{\gamma} \quad (14)$$

با رسم $\ln(q_e)$ برحسب ε^{γ} و محاسبه شیب خط و عرض از مبدأ خط به دست آمده، می‌توان پارامترهای B_{DR} و q_{DR} را به دست آورد (شکل ۱۰). برای تعیین سازوکار جذب به کمک ایزوترم $D-R$ می‌توان از پارامتر E استفاده کرد. پارامتر E نشان‌دهنده تغییر انرژی آزاد برحسب کیلوژول بر مول می‌باشد که برای انتقال یک مول جذب‌شونده از فاصله بی‌نهایت در محلول به سطح جاذب نیاز است. پارامتر E را می‌توان به کمک رابطه زیر محاسبه کرد:

$$E = \frac{1}{\sqrt{2} B_{DR}} \quad (15)$$

هنگامی که E کوچک‌تر از ۹ باشد، جذب فیزیکی سازوکار غالب خواهد بود؛ این در حالی است که اگر مقدار E بین ۹ تا ۷۶ باشد، سازوکار تبادل یون و جذب شیمیایی غالب است.

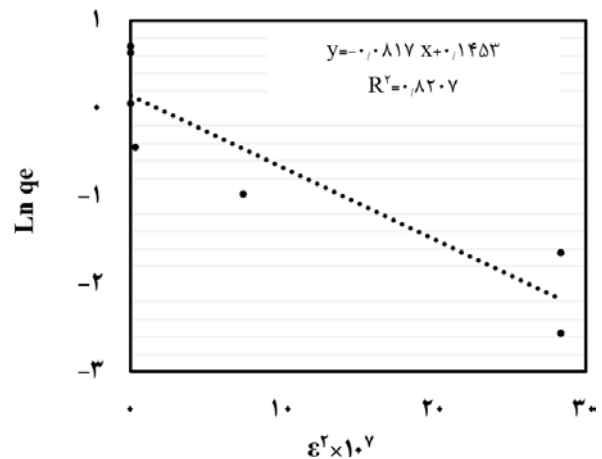


جدول ۲. مقادیر ثابت‌های مدل‌های ایزوترم

مقدار	پارامتر	نوع
۱۸۸,۶۸	$q_m(\text{mg/g})$	ایزوترم لانگمویر
۰,۰۰۱۸۴	$K_L(\text{L/mg})$	
۰,۲۱۳۷	R_L	
۰,۹۷۳۲	R^2	
۱۷,۱۵۳	$K_F(\text{mg/g})$	ایزوترم فرندلیچ
۲,۹۷	$n_F(\text{L/mg})$	
۰,۹۵۱	R^2	
۱,۱۵۶	$q_{DR}(\text{mmol/g})$	ایزوترم دوبینین-رادشکوویچ
$۸,۱۷ \times 10^{-9}$	$B_{DR}(\text{mol}^2/\text{L}^2)$	
۷,۸۲۳	$E_a(\text{KJ/mol})$	
۰,۸۲۱	R^2	

۴. نتیجه‌گیری

تشبیت نیکل هگزاسیانوفرات به روش شیمیایی بر روی بستر گرافن اکسید با موفقیت صورت گرفت. پس از مشخصه‌یابی، محصول برای جذب یون‌های استرانسیم از محیط آبی مورد استفاده قرار گرفت. نتایج حاصل نشان دادند که در شرایط بهینه ظرفیت جذب حدود ۱۴۰ میلی‌گرم بر گرم جاذب می‌باشد. دلیل گزینش پذیری مناسب محصول به دست آمده، خصوصیات ساختاری کریستال نیکل هگزافروسیانید می‌باشد. بررسی اثر غلظت اولیه میزان جذب یون استرانسیم نشان می‌دهد که با افزایش غلظت اولیه، جذب افزایش یافته اما شیب افزایش جذب در غلظت‌های پایین بیشتر بوده و به مرور با افزایش غلظت اولیه شیب آن کندتر می‌شود که نشان‌دهنده اشباع شدن جاذب در غلظت‌های بالا می‌باشد. نمودارهای جذب بر اساس سه ایزوترم لانگمویر، فرندلیچ و دوبینین-رادشکوویچ، مورد ارزیابی قرار گرفت و نتایج نشان داد که داده‌های تجربی با مدل لانگمویر مطابقت بیشتری دارد. و پیش‌بینی می‌شود که فرایند جذب به طور هم‌زمان از طریق فیزیکی و شیمیایی صورت می‌گیرد. هم‌چنین مطالعات سنتیکی نشان داد که فرایند جذب از مدل شبه مرتبه دوم پیروی می‌کند.



شکل ۱۰. برازش داده‌های تعادلی با ایزوترم دوبینین-رادشکوویچ.

پارامترهای محاسبه شده ایزوترم‌های جذب در جدول ۲ آورده شده است. این نتایج نشان می‌دهند که ایزوترم جذبی لانگمویر تطابق بهتری با فرایند جذب دارد. بنابراین می‌توان گفت که نحوه‌ی پراکندگی جاذب در سطح و بین لایه‌ها به صورت هموزن می‌باشد و تشبیت جاذب با روش ذکر شده با پراکندگی مطلوب ذرات جاذب بر بستر گرافن اکسید انجام پذیرفته است. هم‌چنین با استفاده از نمودار لانگمویر مقدار R_L برابر ۰,۲۱۳۷ تخمین زده شده است که نشان‌دهنده‌ی مطلوب بودن فرایند جذب یون بر روی سطح جاذب می‌باشد. پارامتر دیگر محاسبه شده n ثابت بدون بعد معادله فرندلیچ می‌باشد. با توجه به نتایج جدول ۲ این مقدار برای استرانسیم مقداری بیش‌تر از یک را نشان می‌دهد، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که نیروی جاذبه‌ی بین جاذب و جذب‌شونده قوی و احتمالاً علاوه بر جذب فیزیکی، جذب شیمیایی نیز در این فرایند مداخله می‌کند.

با برازش داده‌های تجربی توسط ایزوترم دوبینین-رادشکوویچ، مقادیر E ، \mathcal{E} محاسبه شد. که با استفاده از مقادیر E ، سازوکار واکنش را می‌توان تشخیص داد. با توجه به مقادیر E محاسبه شده در جدول ۲ مشخص شد که فرایند جذب استرانسیم به صورت جذب فیزیکی است که با نتایج قبلی مغایرت دارد. با توجه به این‌که این ایزوترم دارای ضریب همبستگی پایینی است نتایج به دست آمده از نقطه نظر اعتبار در حد پایینی می‌باشد و پیش‌بینی می‌شود که فرایند جذب به طور هم‌زمان از طریق فیزیکی و شیمیایی صورت می‌گیرد.



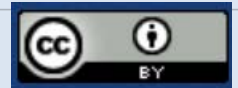
- G. Zakrzewska-Trznadel, *Advances in membrane technologies for the treatment of liquid radioactive waste*, *Desalination*, **321**, 119–130 (2013).
- Z. Jiao, et al, *One-pot synthesis of silicon-based zirconium phosphate for the enhanced adsorption of Sr (II) from the contaminated wastewater*, *Microporous and Mesoporous Materials*, **318**, 111016 (2021).
- T. Tatarchuk, et al, *Adsorption of Sr(II) cations onto phosphated mesoporous titanium dioxide: mechanism, isotherm and kinetics studies*, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, (2019).
- W. Mu, et al, *Highly efficient removal of radioactive ^{90}Sr based on sulfonic acid-functionalized α -zirconium phosphate nanosheets*, *Chem. Eng. J.*, **361**, 538–546 (2019).
- X. Jin, et al, *Removal of nickel and strontium from simulated radioactive wastewater via a pellet coprecipitation-microfiltration process*, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **301**, 513–521 (2014).
- X. Luo, et al, *Research on a pellet co-precipitation micro-filtration process for the treatment of liquid waste containing strontium*, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **298**, 931–939 (2013).
- V.A. Volkovich, T.R. Griffiths, R.C. Thied, *Treatment of molten salt wastes by phosphate precipitation: removal of fission product elements after pyrochemical reprocessing of spent nuclear fuels in chloride melts*, *J. Nucl. Mater.*, **323**, 49–56 (2003).
- C. Xu, J. Wang, J. Chen, *Solvent extraction of strontium and cesium: a review of recent progress*, *Solvent Extr. Ion Exch.*, **30**, 623–650 (2013).
- E.O. Otu, et al, *The extraction of americium and strontium by P,P' -Di(2-Ethylhexyl) benzene-1,2-diphosphonic acid*, *Solvent Extr. Ion Exch.*, **20**, 607–632 (2007).
- N. Rawat, et al, *Evaluation of a supported liquid membrane containing a macrocyclic ionophore for selective removal of strontium from nuclear waste solution*, *J. Membr. Sci.*, **275**, 82-88 (2006).
- D.V. Marinin, G.N. Brown, *Studies of sorbent/ion-exchange materials for the removal of radioactive strontium from liquid radioactive waste and high hardness groundwaters*, *Waste Manag.*, **20**, 545-553 (2000).
- S. Chitra, *Optimization of Nb-substitution and $\text{Cs}^+/\text{Sr}^{2+}$ ion exchange in crystalline silicotitanates (CST)*, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **295**, 607-613 (2012).
- T. Nur, *Removal of strontium from aqueous solutions and synthetic seawater using resorcinol formaldehyde polycondensate resin*, *Desalination*, **420**, 283–291 (2017).
- M.M. Hamed, M. Holiel, Y.F. El-Aryan, *Removal of selenium and iodine radionuclides from waste solutions using synthetic inorganic ion exchanger*, *J. Mol. Liq.*, **242**, 722–731 (2017).
- L. Zhang, et al, *Adsorption of cadmium and strontium on cellulose/alginate ion-exchange membrane*, *J. Membr. Sci.*, **162**, 103-109 (1999).
- M.V.B. Krishna, et al, *Removal of ^{137}Cs and ^{90}Sr from actual low level radioactive waste solutions using moss as a phyto-sorbent*, *Sep Purif Technol*, **38**, 149–161 (2004).
- E. Başçetin, G. Atun, *Adsorption behavior of strontium on binary mineral mixtures of Montmorillonite and Kaolinite*, *Appl Radiat Isot*, **64**, 957–964 (2006).
- H. Parab, M. Sudersanan, *Engineering a lignocellulosic biosorbent – coir pith for removal of cesium from aqueous solutions: equilibrium and kinetic studies*, *Water Res*, **44**, 854–860 (2010).
- Y. Okamura, *Cesium removal in freshwater using potassium cobalt hexacyanoferrate impregnated fibers*, *Radiat. Physical Chemical*, **94**, 119-122 (2014).
- N. Delijeh, et al, *Metal hexacyanoferrate loaded on graphene substrate as a new nanocomposite ion exchanger for sorption of cesium and strontium ions from aqueous solutions*, *6th international congress on nanoscience and nanotechnology*, *Kharazimi University, Tehran, Iran* (2016).
- D.R. Dreyer, et al., *The chemistry of graphene oxide*, *Chemical Society Reviews*, **39(1)**, 228-240 (2010).
- D.C. Marcano, et al., *Improved synthesis of graphene oxide*, *ACS Nano*, **4(8)**, 4806-4814 (2010).
- D.A. Dikin, et al., *Preparation and characterization of graphene oxide paper*, *Nature*, 2007, **448(7152)**, 457-460 (2007).
- I. Ismail, et al., *Preparation, characterization, and utilization of potassium nickel hexacyanoferrate for the separation of cesium and cobalt from contaminated waste water*, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **237(1-2)**, 97-103 (1998).
- K. Vijayaraghavan, et al, *Biosorption of nickel (II) ions onto Sargassum wightii: application of two-parameter and three-parameter isotherm models*, *Journal of Hazardous Materials*, **133(1)**, 304-308 (2006).
- T. Yousefi, et al, *Anchoring of CoHFC nanoparticles on clinoptilolite for remedy of nuclear wastes*, *Nuclear Technology & Radiation Protection*, **32 (1)**, 25-36 (2017).
- Y.S. Ho, *Removal of copper ions from aqueous solution by tree fern*, *Water Research*, **37(10)**, 2323-2330 (2003).
- A. Pérez-Marín, et al., *Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption onto orange waste*, *Journal of Hazardous Materials*, **139(1)**, 122-131 (2007).



29. P.K. Neghlani, M. Rafizadeh, F.A. Taromi, *Preparation of aminated-polyacrylonitrile nanofiber membranes for the adsorption of metal ions: Comparison with microfibers*, *Journal of Hazardous Materials*, **186(1)**, 182-189 (2011).
30. Y. Li, et al., *Removal of copper from aqueous solution by carbon nanotube/calcium alginate composites*, *Journal of Hazardous Materials*, **177(1)**, 876-880 (2010).
31. Y. Nuhoglu, et al., *The removal of Cu (II) from aqueous solutions by Ulothrix zonata*, *Bioresource Technology*, **85(3)**, 331-333 (2002).
32. M.A. Tofighy, T. Mohammadi, *Permanent hard water softening using carbon nanotube sheets*, *Desalination*, **268(1)**, 208-213 (2011).
33. G.D. Vuković, et al., *Removal of cadmium from aqueous solutions by oxidized and ethylenediamine-functionalized multi-walled carbon nanotubes*, *Chemical Engineering Journal*, **157(1)**, 238-248 (2010).

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

نوالله دلیجه، طاهر یوسفی، حسن آقایان، مهدی پروینی، حسین قاسمی مبتکر، رامین یآوری (۱۴۰۲)، تهیه کامپوزیت گرافن اکسید- نیکل هگزاسیانو فرات برای حذف مؤثر استرانسیم از پسماندهای آبی: مشخصه‌یابی و کاربرد، ۱۰۴، ۹۵-۱۰۵

DOI: [10.24200/nst.2023.1342](https://doi.org/10.24200/nst.2023.1342)

Url: https://jonsat.nstri.ir/article_1342.html

