



مطالعه جذب زیستی اورانیل از محلول آبی توسط تفاله چای به روش RSM

محمد طاهری^۱، مریم خواجه‌نوری^۱، زهرا شیر یکتا^{۲*}، فاضل ضحاک‌فر^۲

۱. دانشکده مهندسی شیمی، نفت، گاز، دانشگاه سمنان، صندوق پستی: ۳۵۱۳۱-۱۹۱۱۱، سمنان - ایران

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

*Email: zshiri@aeoi.org.ir

مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۱/۱۲/۱۳ تاریخ بازنگری مقاله: ۱۴۰۲/۲/۲۵ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۲/۳/۶

چکیده

با توسعه فعالیت‌های هسته‌ای مختلف، تولید پساب‌های حاوی یون‌های فلزی سنگین افزایش یافته است. یکی از مهم‌ترین یون‌های فلزی که مضرات زیادی برای محیط‌زیست و موجودات زنده و به خصوص انسان دارد، یون اورانیل است. روش‌های زیادی برای حذف یون‌های فلزی وجود دارد که جذب زیستی ارزان‌ترین و کاراترین روش است. در این تحقیق به جذب یون اورانیل از محلول‌های آبی توسط تفاله چای پرداخته شده است. تفاله چای به دلیل حضور گروه‌های عاملی مختلف مانند کربوکسیل، هیدروکسیل، آمین و ... از پتانسیل مناسبی جهت جذب یون‌های فلزی برخوردار است. پارامترهای مؤثر در جذب از جمله پارامترهای pH، میزان جاذب، دما، غلظت اولیه اورانیل و زمان تماس بررسی شدند و از روش سطح پاسخ (RSM) برای انجام آزمایش‌ها و تحلیل نتایج استفاده شد. نقطه بهینه برای جذب اورانیل توسط تفاله چای $\text{pH}=3.9$ ، دما 25°C ، میزان جاذب 0.275 g ، غلظت اولیه اورانیل 10 mg/L و زمان تماس 90 دقیقه به دست آمد. ایزوترم فرندلیچ و مدل شبه مرتبه دوم بهترین مدل ایزوترم و سینتیکی برازش شده با نتایج است. نتایج نشان داد که جاذب زیستی تفاله چای، عملکرد مطلوبی برای جذب اورانیل از پساب واقعی داشته و میزان جذب 93.50% است.

کلیدواژه‌ها: جذب زیستی، تفاله چای، اورانیل، روش سطح پاسخ

Study of biosorption of uranyl from aqueous solution by tea waste using RSM method

M. Taheri¹, M. Khajenoori¹, Z. Shiri-Yekta^{2*}, F. Zahakifar²

1. Faculty of Chemical, Petroleum and Gas Engineering, Semnan University, P.O.Box: 35131-19111, Semnan - Iran

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

Research Article

Received 4.3.2023, Revised: 15.5.2023, Accepted 27.5.2023

Abstract

Heavy metal ions have increased wastewater production with the development of various nuclear activities. One of the most significant metal ions that harm the environment and living organisms, especially humans, is the uranyl ion. There are many methods to remove metal ions, and biological adsorption is the cheapest and most efficient method. In this research, the adsorption of uranyl ions from aqueous solutions from tea waste has been studied. Due to the presence of various functional groups such as carboxyl, hydroxyl, amine, etc, tea wastes have good cations adsorption ability. The effective parameters in adsorption including pH, adsorbent dose, temperature, initial uranyl concentration, and contact time parameters were investigated. Response surface methodology (RSM) was used to conduct experiments and analyze the results. The optimum conditions for uranyl adsorption by tea waste adsorbent were $\text{pH} = 3.9$, temperature 25°C , adsorbent dose 0.275 g , initial concentration of uranyl 10 mg/L , and contact time 90 minutes. Using Freundlich's isothermal and pseudo-second-order models, we fitted the most accurate isothermal and kinetic models. Results showed that tea waste was a good bio adsorbent for uranyl adsorption from real wastewater with a 93.50% adsorption rate.

Keywords: Biosorption, Tea waste, Uranyl, Response surface methodology



۱. مقدمه

یکی از مهم‌ترین مشکلات پیش روی بشر آلودگی محیط زیست می‌باشد. در بین آلاینده‌های محیط زیست فلز سنگین به دلیل تحرک زیاد در چرخه محیط زیست، عدم کاهش غلظت و پایداری آن‌ها در بلندمدت، خطر زیاد و سمیت این عناصر بر سلامت عمومی در اولویت تحقیقات قرار گرفته است [۱]. در بین فلزهای سنگین، اورانیل به دلیل نیمه‌عمر طولانی، توزیع گسترده و سرطان‌زایی تهدیدی جدی برای سلامت انسان است [۲]. مشکلات اورانیل برای سلامت انسان شامل صدمات جبران‌ناپذیر به کلیه و در موارد حاد موجب از کارافتادگی کلیه است و پرتوزایی اورانیل باقی‌مانده در بدن منجر به افزایش خطر سرطان و مشکلات ژنتیکی و در نهایت باعث مرگ می‌شود [۳، ۴].

استخراج حلالی [۵، ۶]، تبادل یون [۷، ۸]، شناورسازی [۹]، الکترودیالیز [۱۰، ۱۱]، استخراج فاز جامد [۱۲، ۱۳]، کروماتوگرافی [۱۴، ۱۵] از جمله روش‌های جداسازی اورانیل از محلول‌های آبی است. نیاز به تجهیزات فنی و سیستم‌های پایشی، عدم توجیه اقتصادی، کارایی پایین، مصرف زیاد انرژی، بهره‌برداری با مشکل بالا، عدم انتخابی عمل کردن فرایند تصفیه، عدم جداسازی کامل فلزات و باقی ماندن مواد آلاینده از جمله معایب روش‌های ذکر شده است [۱۶-۱۹]. همچنین هنگامی که غلظت یون‌های فلزی کم‌تر از 100 mg/L باشد، این روش‌ها به اندازه کافی توانایی حذف فلزات را ندارند [۲۰].

یکی از روش‌های جداسازی اورانیل، جذب زیستی است. ظرفیت جذب بالا، در دسترس بودن وسیع مواد بیولوژیکی کم‌هزینه، به صرفه بودن از نظر اقتصادی، سینتیک سریع، راندمان نسبتاً بالا در غلظت کم و زیاد فلز، احتمال زیاد برای احیا و استفاده مجدد از جاذب زیستی، مصرف کم مواد شیمیایی گران‌قیمت از جمله مزیت‌های جذب زیستی نسبت به سایر روش‌ها است [۲۱، ۲۲]. دشموک و همکاران در $\text{pH}=7$ موفق به جذب $85/6\%$ از اورانیل توسط پوست مغناطیسی شده درخت املا شدند [۲۳]. ژانگ و همکاران بر روی جذب اورانیل توسط نی اصلاح شده برنج مطالعه کردند و ظرفیت جذب $24/0385 \text{ mg/g}$ را گزارش کردند [۲۴]. محمود و همکاران به ظرفیت جذب $16/120 \text{ mg/g}$ برای جذب اورانیل توسط پوست پرتغال رسیدند [۲۵]. در سال ۲۰۱۲ دینگ و همکاران آزمایش بر روی حذف و بازیابی یون اورانیل از محلول آبی توسط ضایعات چای استان هونان چین انجام شد. حذف یون اورانیل در pH بهینه ۶ به $86/80\%$ درصد رسید. فرایند جذب در ۱۲ ساعت در دمای 30.8 کلون به تعادل خود رسید و

مشخصه جنبشی با معادله سینتیکی شبه مرتبه دوم توصیف شد. مقدار جذب از $22/92$ تا $142/21$ میلی‌گرم در گرم با کاهش دز ضایعات چای از ۱۰۰ به ۱۰ میلی‌گرم برای محلول با غلظت اولیه یون اورانیل ۵۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت. داده‌های تعادلی با ایزوترم فروندلیچ سازگارتر از ایزوترم لانگ-مویر بود [۲۶]. در سال ۲۰۱۳ لوکا و همکاران جذب یون اورانیل بر روی ضایعات چای کیسه‌ای (برند دیلما) و قهوه خشک و پیرولیز شده مورد بررسی قرار دادند. ویژگی‌های جذب مواد با اندازه‌گیری جذب یون اورانیل به عنوان تابعی از pH محلول، سینتیک و ایزوترم‌های جذب مشخص شد. هر دو مدل جذب لانگ‌مویر و فروندلیچ برای توصیف تعادل جذب مورد استفاده قرار گرفتند و ثابت‌های مربوطه ارزیابی شدند. با استفاده از مدل لانگ‌مویر، حداکثر ظرفیت جذب یون اورانیل توسط ضایعات چای و قهوه خشک شده در دمای 291 کلون به ترتیب $59/5$ و $34/8$ میلی‌گرم در گرم به دست آمد. ترمودینامیک جذب یون‌های اورانیل در سیستم‌های چای و قهوه خشک شده، فرایندهای خودبه‌خود و گرماگیر را نشان می‌دهد [۲۷]. در سال ۲۰۱۵ لی و همکاران جذب یون اورانیل از محلول‌های آبی توسط ضایعات چای حاصل از مزارع چای Qimen از مناطق مرتفع چین را به صورت تابعی از زمان واکنش، pH ، غلظت اولیه و دما در شرایط محیطی بررسی کردند. نتایج نشان داد که جذب یون اورانیل توسط ضایعات چای به شدت به pH وابسته است. حداکثر ظرفیت جذب ضایعات چای محاسبه شده از مدل‌های لانگ‌مویر در $\text{pH}=4$ و دمای 298 کلون، $29/412$ میلی‌گرم بر گرم بود. پارامترهای ترمودینامیکی محاسبه شده از ایزوترم‌های جذب وابسته به دما نشان داد که جذب یون اورانیل توسط ضایعات چای یک فرایند گرماگیر و خودبه‌خود بوده است [۲۲]. در سال ۲۰۲۱ دنیش و همکاران از چای منطقه شمال چین استفاده و چای مصرف‌شده تیمار شده با اسید (ASTLs) را به عنوان جاذب زیستی برای حذف یون اورانیل از محلول آبی معرفی کردند. حداکثر جذب 85% در $\text{pH}=5/5$ ، 25°C و ۲۴ ساعت یافت شد. داده‌های جذب از ایزوترم لانگ‌مویر پیروی کردند و جذب تک لایه یون اورانیل روی ASTL ماهیت فیزیکی و شیمیایی داشت [۲۸].

با توجه به این‌که چای در اکثر کشورهای آسیایی از جمله چین، هند، ایران و ... متناسب با آب و هوای منطقه قابل کشت می‌باشد، ممکن است متناسب با آب و هوای آن منطقه دارای پتانسیل مختلفی در جذب زیستی از خود نشان دهد. همان‌طور که در مقالات اشاره شده در بالا مشاهده می‌شود پتانسیل چای مربوط به سه منطقه مختلف کشور چین بررسی و گزارش شده





شکل ۱. طرح‌واره‌ای از مراحل آماده‌سازی تفاله چای.

۲.۴ طراحی آزمایش

روش طراحی آزمایش برای ارزیابی فاکتورهای مؤثر بر میزان جذب اورانیل و بهینه‌سازی آن توسط جذب تفاله چای مورد استفاده قرار گرفت. چهار متغیر شامل pH، غلظت اولیه، دما و مقدار جاذب در پنج سطح -1 ، 0 ، $+1$ و $+2$ به صورت جدول ۱ مورد مطالعه قرار گرفت. بر اساس متغیرها و مقادیر آنها یک سری شامل ۲۷ آزمایش با استفاده از طراحی مرکب مرکزی (CCD) طراحی گردید (جدول ۲).

۲.۴ آزمایش‌های جذب ناپیوسته

برای بررسی عملکرد جذب زیستی اورانیل توسط تفاله چای در محلول‌های آبی، ۲۷ آزمایش طراحی شد. ۲۰ میلی‌لیتر از محلول آبی با pH تنظیم شده (با ۰/۱ مولار HNO_3 و ۰/۱ مولار NaOH)، غلظت اولیه اورانیل، میزان جاذب زیستی و دما مطابق جدول ۲، به مدت ۶۰ دقیقه در تکاننده با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه قرار داده شد. سپس محلول‌ها از کاغذ صافی عبور داده شدند (شکل ۲ طرح‌واره‌ای از روش کار را نشان می‌دهد). غلظت اورانیل باقی‌مانده در محلول‌ها با استفاده از دستگاه ICP اندازه‌گیری و درصد جذب در هر آزمایش از معادله (۱) به دست آمد.

$$E_{\alpha} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

که در آن E_{α} راندمان جذب، C_0 غلظت اولیه و C_e غلظت تعادلی اورانیل پس از فرایند جذب (mg/L) است.

است. بنابراین ارائه کار پژوهشی با توجه به چای کشت داده شده در کشور ایران نیز می‌تواند دارای نوآوری باشد. هدف این مقاله جذب یون اورانیل از محلول آبی با استفاده از جاذب زیستی تفاله چای حاصل از منطقه لاهیجان ایران است. اثر پارامترهای pH، غلظت اولیه اورانیل، میزان جاذب زیستی و دما با استفاده از طراحی آزمایش RSM مورد بررسی قرار گرفته است. همچنین اثر زمان تماس و مطالعات سینتیکی و ایزوترم نیز مورد مطالعه قرار گرفت.

۲. مواد و روش

۱.۲ مواد آزمایشگاهی

برگ چای از مزارع چای در لاهیجان تهیه شد. اورانیل نیترات شش آبه $(\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$ ، نیتریک اسید، سدیم هیدروکسید و دیگر مواد مورد استفاده از شرکت مرک (Merck) تهیه گردید. همچنین محلول استوک 1000 mg/L از اورانیل نیترات شش آبه در آب مقطر تهیه شد.

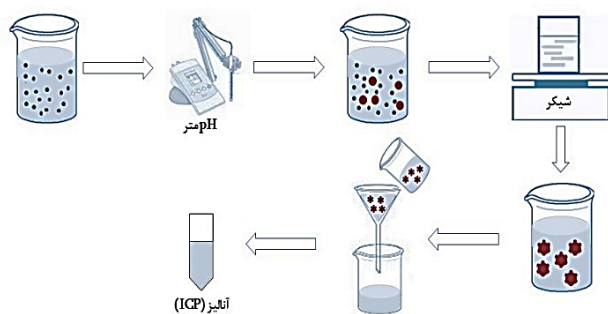
۲.۲ دستگاه‌های تجربی

طیف‌سنج نشر اتمی پلاسمای القایی ICP (VARIAN, LIBERTY 150 AX TURBO) برای اندازه‌گیری غلظت اورانیل و طیف مادون قرمز FTIR (Bruker, model VECTOR 22) و دستگاه آنالیز سطح روبشی SEM (ZEISS, Germany) و دستگاه BET (Quantachrome Instruments, version 2.2) نیز برای تجزیه و تحلیل ساختاری تفاله چای مورد استفاده قرار گرفتند. آزمایش‌های جذب زیستی با استفاده از تکاننده حمام آب با ترموستات (Gallenkamp Model) انجام شد. pH محلول توسط دستگاه pH متر (Sartorius PB-11 Model) اندازه‌گیری گردید.

۲.۳ آماده‌سازی جاذب

برای تهیه تفاله چای به صورت شبیه‌سازی شده در آزمایشگاه، چای خام چندین بار با آب مقطر جوشانده شده شستشو داده شد تا این‌که آب حاصل از شستشوی چای تقریباً بی‌رنگ شده و تفاله چای به دست آید. سپس بر روی یک کاغذ تمیز قرار داده تا در هوای آزاد خشک گردند. در ادامه به مدت ۲۴ ساعت داخل آون در دمای 70°C درجه سانتی‌گراد قرار داده و پس از آن توسط آسیاب خرد شده و با الک‌های مش‌بندی شده در محدوده $280-400$ میکرومتر دانه‌بندی شدند. در پایان جاذب به دست آمده داخل ویال‌های شیشه‌ای ریخته شد (شکل ۱).





شکل ۲. طرح‌واره‌ای از روش کار.

۳. نتایج

۱.۳ بررسی مشخصات جاذب

با توجه به این که چای هر منطقه دارای گروه‌های عاملی متفاوت است، بنابراین جهت تعیین گروه‌های عاملی طیف FTIR از تفاله چای گرفته شد (شکل ۳). تجزیه و تحلیل FTIR نشان می‌دهد، پیک‌های ظاهر شده در ناحیه‌های 621 cm^{-1} و 1120 cm^{-1} به ترتیب مربوط به پیوندهای خمشی C-C و C-N و پیوند کششی C-O می‌باشد. همچنین پیوند کششی با پیک 1247 cm^{-1} به گروه SO_3^- و پیوند خمشی متقارن در ناحیه 1400 cm^{-1} و 1461 cm^{-1} به گروه CH_3 نسبت داده می‌شوند. گروه آمین نوع دوم در ناحیه 1519 cm^{-1} پیوند کششی C=O در ناحیه 1633 cm^{-1} و پیوند کششی C=N در ناحیه 2283 cm^{-1} مشاهده شده است. پیوند کششی گروه C-H آلیفاتیک در ناحیه 2852 cm^{-1} و 2923 cm^{-1} و پیوند کششی گروه OH در ناحیه 3411 cm^{-1} دیده می‌شود [۲۹]. بنابراین طیف FTIR تفاله چای وجود گروه‌های عاملی مختلف مانند کربوکسیل، هیدروکسیل و آمین‌ها را در سطح آن نشان می‌دهد که این گروه‌های عاملی در فرایند جذب زیستی مؤثر هستند [۳۰]. شکل ۴ تصاویر SEM ساختار سطح تفاله چای را نشان می‌دهد. آنالیز عناصر با استفاده از EDX نشان داد که تفاله چای $67.20\% \text{ C}$ ، $31.60\% \text{ O}$ ، $1.10\% \text{ Ca}$ و کمتر از 0.10% نیتروژن و گوگرد دارد. جذب و واجذب گاز نیتروژن با استفاده از روش BET و اندازه‌گیری سایز متوسط حفرات با استفاده از شاخه واجذب و روش BJH انجام و نتایج نشان داد جذب و واجذب سطحی تک لایه اتفاق می‌افتد (شکل ۵). مساحت سطح، حجم منافذ کل و قطر متوسط منافذ تفاله چای به ترتیب $2.76 \text{ m}^2/\text{g}$ ، $0.04 \text{ cm}^3/\text{g}$ و 3.08 nm می‌باشد.

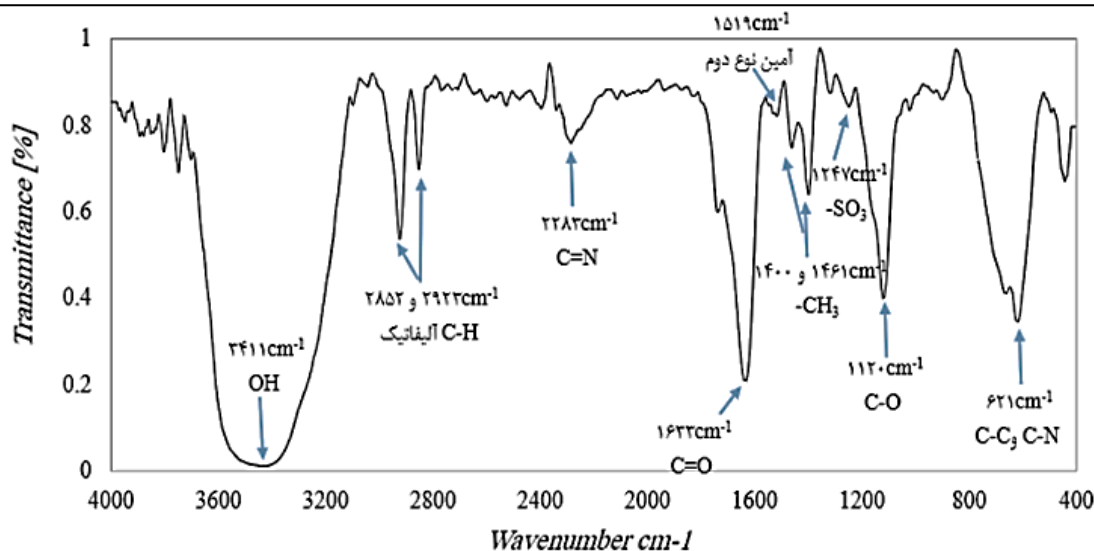
جدول ۱. متغیرهای روش طراحی مرکب مرکزی و سطح‌های کد شده

فاکتور	میزان جذب (A) (g)	دما (B) °C	غلظت اولیه (C) (mg/L)	pH
$-\alpha$	۰.۰۱	۱۵	۵	۲
-۱	۰.۱۳	۲۵	۳۰	۳
۰	۰.۲۶	۳۵	۵۵	۴
+۱	۰.۳۸	۴۵	۸۰	۵
$+\alpha$	۰.۵	۵۵	۱۰۵	۶

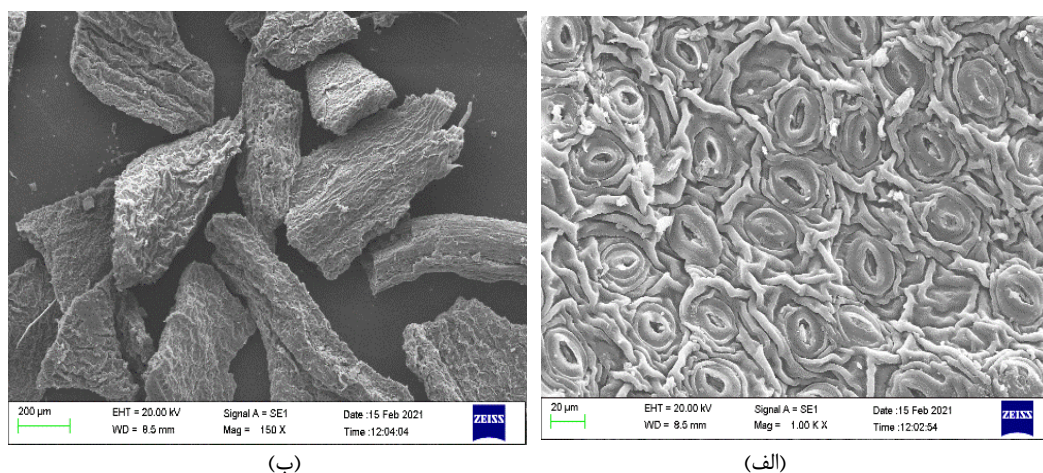
جدول ۲. مقادیر متغیرها و پاسخ‌های آزمایشگاهی طراحی مرکب مرکزی

ردیف	pH	غلظت محلول (mg/L)	دما (°C)	میزان جذب (g)	درصد جذب
۱	۵	۸۰	۴۵	۰.۳۸	۹۰.۷۵
۲	۳	۸۰	۴۵	۰.۱۳	۷۲.۵۶
۳	۵	۸۰	۲۵	۰.۳۸	۸۶.۵۲
۴	۵	۸۰	۴۵	۰.۱۳	۸۲.۰۸
۵	۳	۸۰	۲۵	۰.۱۳	۷۲.۰۲
۶	۳	۳۰	۲۵	۰.۱۳	۷۹.۷۵
۷	۴	۵۵	۵۵	۰.۲۶	۹۰.۳۶
۸	۳	۳۰	۴۵	۰.۱۳	۸۳.۱۴
۹	۳	۳۰	۲۵	۰.۳۸	۹۴.۵۶
۱۰	۴	۵۵	۱۵	۰.۲۶	۸۴.۲۱
۱۱	۴	۵۵	۳۵	۰.۵	۹۱.۸۱
۱۲	۲	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۷۸.۶۱
۱۳	۳	۳۰	۴۵	۰.۳۸	۹۶.۶۴
۱۴	۴	۵۵	۳۵	۰.۰۱	۵۲.۵۹
۱۵	۵	۳۰	۴۵	۰.۳۸	۹۲.۲۴
۱۶	۴	۱۰۵	۳۵	۰.۲۶	۸۵.۴۵
۱۷	۳	۸۰	۴۵	۰.۳۸	۸۹.۸۸
۱۸	۴	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۵.۴۰
۱۹	۳	۸۰	۲۵	۰.۳۸	۸۶.۴۹
۲۰	۵	۸۰	۲۵	۰.۱۳	۸۰.۵۷
۲۱	۶	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۱.۵۸
۲۲	۴	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۵.۳۵
۲۳	۵	۳۰	۲۵	۰.۳۸	۸۷.۳۷
۲۴	۴	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۶.۰۹
۲۵	۵	۳۰	۴۵	۰.۱۳	۸۳.۱۳
۲۶	۵	۳۰	۲۵	۰.۱۳	۸۲.۷۶
۲۷	۴	۵	۳۵	۰.۲۶	۹۷.۲۳





شکل ۳. طیف مادون قرمز تفاله چای.



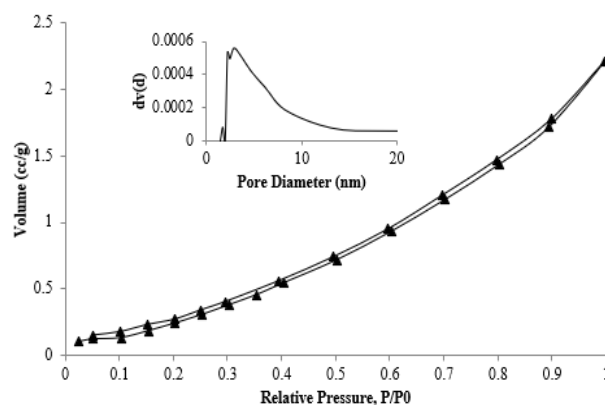
(ب)

(الف)

شکل ۴. SEM تفاله چای با بزرگ‌نمایی ۲۰ میکرومتر، (ب) ۲۰۰ میکرومتر.

نشان می‌دهد. سپس با استفاده از تحلیل واریانس (ANOVA)، نتایج به‌دست‌آمده برای ارزیابی برازش مورد ارزیابی قرار گرفت. بهترین مدل برای تجزیه و تحلیل واریانس جذب زیستی اورانیل توسط تفاله چای، مدل مرتبه دوم (quadratic model) است. مدل پیشنهاد شده توسط نرم‌افزار به صورت زیر تعریف شده است:

$$Y^2 = 2,34E+05 + 3,35E+06 \text{ Dosage} - 10,335,38 \text{ Temp} - 14672,29 \text{ Conc} + 2,01E+05 \text{ pH} + 12290,38 \text{ Dosage} * \text{Temp} - 815,55 \text{ Dosage} * \text{Conc} - 3,35E+05 \text{ Dosage} * \text{pH} - 8,21 \text{ Temp} * \text{Conc} + 268,31 \text{ Temp} * \text{pH} + 1448,61 \text{ Conc} * \text{pH} - 2,56E+06 \text{ Dosage}^2 + 138,35 \text{ Temp}^2 + 63,80 \text{ Conc}^2 - 24436,20 \text{ pH}^2$$



شکل ۵. جذب و واجذب گاز نیتروژن در تفاله چای.

۳.۲ تحلیل آماری

با استفاده از روش سطح پاسخ مبتنی بر طراحی مرکب مرکزی (RSM-CCD)، بهینه‌سازی فرایند جذب زیستی انجام شد. جدول ۲ نتایج تجربی را بر اساس هر نقطه از طراحی آزمایش



۳.۳ بررسی پارامترهای مؤثر بر جذب اورانیل

سطح‌های سه‌بعدی پاسخ‌ها ناشی از برهم‌کنش پارامترهای غلظت اورانیل، دما، pH و مقدار جاذب در شکل‌های ۷ تا ۹ نشان داده شده است. شکل ۷ نشان می‌دهد که مطابق انتظار با افزایش میزان جاذب درصد جذب یون فلزی افزایش می‌یابد. این به این دلیل است که جاذب بیشتر، پیوندهای بیشتری برای تشکیل کمپلکس با یون‌های فلزی ایجاد می‌کند. افزایش بیش‌تر از ۰/۴ گرم جاذب منجر به تغییر زیادی نمی‌شود که به دلیل متراکم شدن جاذب و پوشانده شدن محل‌های اتصال و کاهش در مناطق جذبی توسط غلظت‌های بالای جاذب است [۲۵، ۳۱]. راندمان حذف یون اورانیل با افزایش دما افزایش می‌یابد که نشان‌دهنده‌ی گرماگیر بودن فرایند جذب می‌باشد. دما در واقع انرژی جنبشی یون‌های اورانیل و تعداد برخوردهای آن‌ها با سطح جاذب را افزایش می‌دهد و دسترسی مؤثرتر و کارآمدتر به سطح جاذب را برای آن‌ها آسان می‌کند [۲۲، ۲۳]. در این بررسی تأثیر افزایش میزان جاذب بیش‌تر از دما است. حداکثر جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای در محدوده دمای ۳۶-۵۵ °C و مقدار جاذب ۰/۵-۲۴ g است.

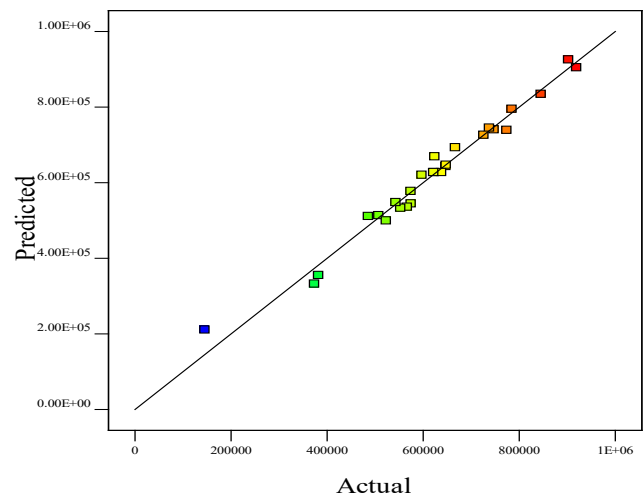
pH محلول فاکتور مهمی برای جذب اورانیل است زیرا بارهای سطحی جاذب زیستی و گونه‌های اورانیل را در محلول تغییر می‌دهد. شکل ۸ تأثیر پارامترهای مقدار جاذب و pH بر روی جذب زیستی اورانیل را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد در pH بسیار اسیدی، علی‌رغم وجود UO_2^{2+} به دلیل رقابت یون با هیدروژن، جذب پایین است. با افزایش pH، آزادسازی هیدروژن گروه‌های عاملی کربوکسیل و هیدروکسیل راحت‌تر صورت گرفته و به دلیل افزایش بار منفی سطح جاذب، تبادل یون بهتر اتفاق می‌افتد. مطالعات گونه‌شناسی اورانیم نشان داده است که در pH‌های پایین تا حوالی pH=۴ گونه UO_2^{2+} غالب است. پس از pH=۴ گونه UO_2^{2+} کاهش یافته و گونه‌های $(UO_2)_2(OH)_5^+$ و $(UO_2)_2(OH)_4^{2+}$ افزایش می‌یابند و به دلیل کاهش تحرک‌پذیری یون (نسبت بار/جرم) موجب کاهش جزیی جذب می‌شود. با افزایش مقدار جاذب نیز معمولاً میزان جذب زیستی افزایش می‌یابد که دلیل آن افزایش سایت‌های جذب جاذب زیستی است. همان‌طور که در شکل ۸ مشخص است، در محدوده‌ی pH=۲-۴ و مقدار جاذب ۰/۵-۰/۳۸ g، درصد جذب اورانیل از ۵۲٪ تا ۹۷٪ افزایش می‌یابد.

شکل ۹ تأثیر پارامترهای غلظت اولیه اورانیل و pH بر روی جذب زیستی اورانیل را نشان می‌دهد. همان‌طور که از شکل ۹ مشخص است، حداکثر درصد جذب در غلظت اولیه ۱۵-۵ mg/L است.

به طور کلی، مقدار P کم‌تر از ۰/۰۵ و مقدار F بزرگ در جدول تحلیل واریانس تأثیر بیش‌تر متغیرها را نشان می‌دهد. با توجه به جدول واریانس (جدول ۳) مقدار F و P مدل پیشنهادی به ترتیب برابر با ۳۷/۶۹ و ۰/۰۰۰۱ می‌باشد که دلالت بر صحت مدل پیشنهادی دارد. همچنین شکل ۶ با R^2 برابر با ۰/۹۸، نشان می‌دهد مدل پیشنهادی به خوبی قادر است مقادیر تجربی را پیش‌بینی کند و مدل درجه دوم ارائه شده توسط نرم‌افزار طراحی آزمایش برای نتایج تجربی مناسب است. برهم‌کنش‌های مرتبه دوم، خطی و دوتایی پارامترها در جدول ۳ ارائه شده است.

جدول ۳. تحلیل واریانس مدل پیشنهادی برای میزان جذب اورانیل

مرجع	Sum of squares	df	Mean square	F-value	p-value
Model	۷,۰۱۱E+۱۱	۱۴	۵,۰۰۸E+۱۰	۳۷,۶۹	<۰/۰۰۰۱
A-dosage	۴,۱۸۸E+۱۱	۱	۴,۱۸۸E+۱۱	۳۱۵,۱۶	<۰/۰۰۰۱
B-Temp	۲,۳۳۳E+۱۰	۱	۲,۳۳۳E+۱۰	۱۷,۵۶	۰/۰۰۱۳
C-conc	۸,۳۲۵E+۱۰	۱	۸,۳۲۵E+۱۰	۶۲,۶۶	<۰/۰۰۰۱
D-pH	۲,۰۱۴E+۰۹	۱	۲,۰۱۴E+۰۹	۱,۵۲	۰/۲۴۱۸
AB	۳,۵۹۷E+۰۹	۱	۳,۵۹۷E+۰۹	۲,۷۱	۰/۱۲۵۸
AC	۹,۹۰۰E+۰۷	۱	۹,۹۰۰E+۰۷	۰/۰۷۴۵	۰/۷۸۹۵
AD	۲,۶۷۵E+۱۰	۱	۲,۶۷۵E+۱۰	۲۰,۱۴	۰/۰۰۰۷
BC	۶,۷۳۳E+۰۷	۱	۶,۷۳۳E+۰۷	۰/۰۵۰۷	۰/۸۲۵۷
BD	۱,۱۵۲E+۰۸	۱	۱,۱۵۲E+۰۸	۰/۰۸۶۷	۰/۷۷۳۵
CD	۲,۰۹۸E+۱۰	۱	۲,۰۹۸E+۱۰	۱۵,۷۹	۰/۰۰۱۸
A ^۲	۳,۰۹۷E+۱۰	۱	۳,۰۹۷E+۱۰	۲۳,۳۱	۰/۰۰۰۴
B ^۲	۴,۰۸۴E+۰۹	۱	۴,۰۸۴E+۰۹	۳,۰۷	۰/۱۰۵۱
C ^۲	۳,۳۹۲E+۱۰	۱	۳,۳۹۲E+۱۰	۲۵,۵۳	۰/۰۰۰۳
D ^۲	۱,۲۷۴E+۱۰	۱	۱,۲۷۴E+۱۰	۹,۵۹	۰/۰۰۹۳



شکل ۶. مقایسه نتایج تجربی و مدل پیشنهادی برای جذب اورانیل توسط تفاله چای.

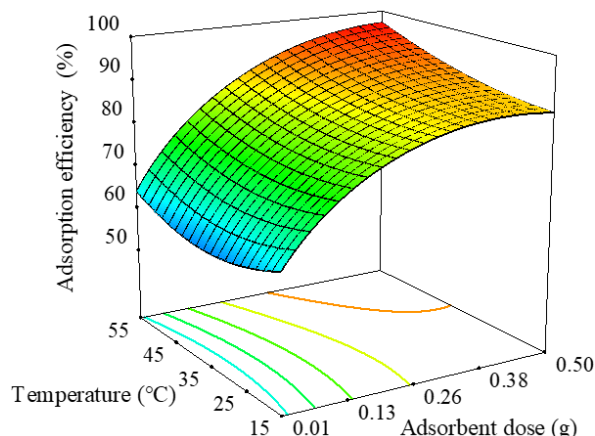


با افزایش pH ۲ تا ۴ درصد جذب اورانیل افزایش می‌یابد و در pH های بالا به دلیل تشکیل هیدروکسید فلزی میزان جذب کاهش می‌یابد. با وجود این، در غلظت‌های پایین در pH های ۲-۴ تقریباً جذب یکنواخت می‌باشد و با توجه به غلظت‌های پایین یون اورانیل در محیط اسیدی‌تر ضمن رقابت یون‌های هیدروژن با یون‌های اورانیل این امکان وجود دارد که تقریباً یون‌های اورانیل کامل جذب شوند. اما با افزایش مقدار یون اورانیل این رقابت بیش‌تر شده و مقدار جذب با افزایش غلظت آن در محیط اسیدی‌تر کاهش می‌یابد. با افزایش غلظت یون اورانیل در محلول اولیه، عموماً مقدار جذب به دلیل اشباع سایت‌های جذب کاهش می‌یابد.

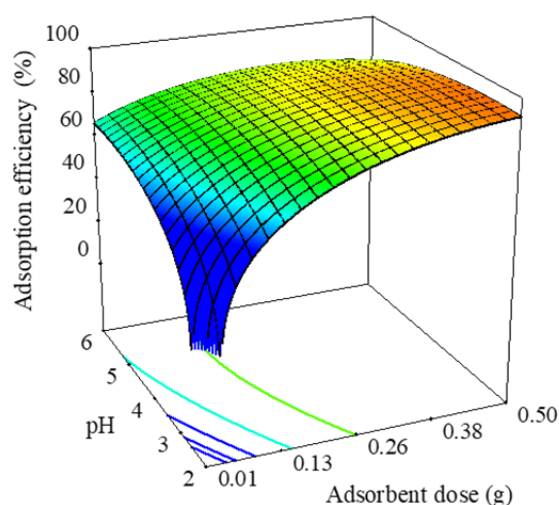
جدول ۴ نقطه بهینه همراه با مقادیر پیش‌بینی شده و تجربی را نشان می‌دهد. در شرایط بهینه، راندمان جذب زیستی اورانیل توسط تفاله چای ۹۶/۶۲ درصد بود که دارای خطای کم‌تر از ۱/۴٪ است.

۳.۴ زمان تماس

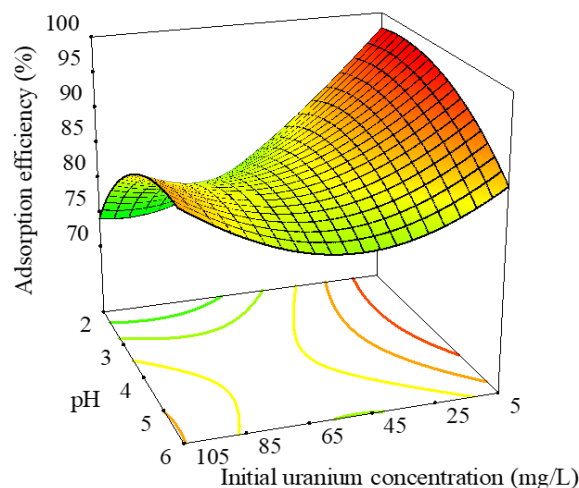
اثر زمان تماس بر میزان جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای در دمای 35°C و $\text{pH}=4$ و غلظت 55 mg/L در شکل ۱۰ نشان داده شده است. همان‌طور که انتظار می‌رود، با افزایش زمان میزان جذب افزایش یافته و با اشغال بیش‌تر سایت‌های فعال سرعت جذب کاهش می‌یابد و در نهایت به تعادل می‌رسد. با بررسی نمودار می‌توان دریافت که سینتیک جذب یون‌های فلزی از دو فاز تشکیل شده است. در فاز اول جذب سریع به دلیل در دسترس بودن سایت‌های فعال خالی برای جذب است و در فاز دوم سرعت جذب آهسته که مربوط به نفوذ داخلی بوده و سرعت جذب را تا رسیدن به تعادل کنترل می‌کند. وقتی فرایند جذب به تعادل و حالت اشباع برسد، میزان جذب با زمان تغییری چندانی نمی‌کند. با توجه به نتایج به‌دست آمده، مشاهده شد که بعد از ۹۰ دقیقه به تعادل می‌رسد و بیش‌تر جذب در همان ۶۰ دقیقه اول اتفاق می‌افتد. جذب سریع در ۶۰ دقیقه اول مربوط به سایت‌های فعال در دسترس جاذب برای جذب اورانیل می‌باشد. بعد از ۶۰ دقیقه که سایت‌های فعال خارجی به اشباع می‌رسند، زمان بیش‌تری مورد نیاز است تا فرایند جذب توسط سایت‌های فعال داخلی انجام پذیرد. بعد از ۹۰ دقیقه تقریباً تمام سایت‌های داخلی و خارجی اشباع می‌شود.



شکل ۷. اثر مقدار جاذب و دما بر روی جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای (غلظت اورانیل: 55 mg/L ، $\text{pH}=4$).



شکل ۸. اثر pH و مقدار جاذب بر روی جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای (غلظت اورانیل: 55 mg/L ، دما: 35°C).



شکل ۹. اثر غلظت اولیه اورانیل و pH بر روی جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای (مقدار جاذب $g=0.26$ ، دما 35°C).



که در آن K_p' ثابت سرعت مدل شبه مرتبه دوم است که واحد آن $g/(mg.min)$ است.

معادله مدل الویچ به صورت زیر است:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (4)$$

که در آن q_t مقدار ماده جذبشونده در فاز جامد در زمان t (mg/g) ، α و β به ترتیب سرعت جذب اولیه $(mg/g.min)$ و ثابت واجذب (g/mg) است.

معادله مدل تابع توان به صورت زیر است:

$$\log q_t = \log \alpha + b \log t \quad (5)$$

که در آن a و b ثابت‌های مدل تابع توان هستند.

پارامترهای سینتیکی با توجه به نمودارهای خطی معادلات بررسی شد (جدول ۵). نتایج به‌دست‌آمده از تجزیه و تحلیل داده‌های حاضر نشان داد که جذب زیستی اورانیل روی تفاله چای با ضریب همبستگی $R^2 > 0.99$ با شبه معادله سینتیکی مرتبه دوم توصیف شده است (شکل ۱۱).

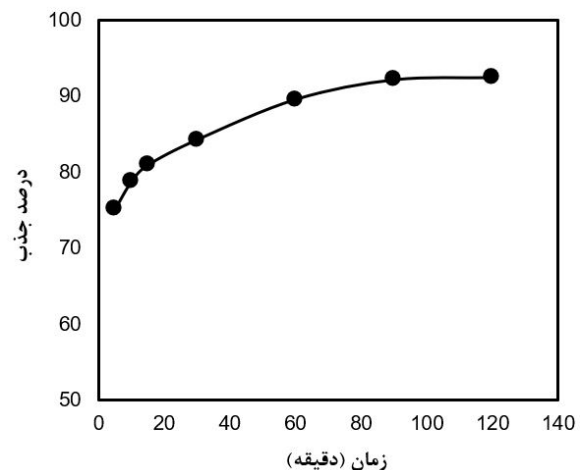
از آنجایی که گروه‌های هیدروکسیل و کربوکسیل به وفور در جاذب‌های گیاهی وجود دارند بنابراین این دو گروه عاملی محل‌های جذب غالب برای یون اورانیل هستند. بنابراین نتایج حاصل نشان می‌دهد در طی فرایند جذب زیستی، شامل اشتراک الکترون یا انتقال الکترون بین یون‌های اورانیل و گروه‌های عاملی سطح جاذب بوده است [۳۴-۳۶].

جدول ۵- پارامترهای سینتیک جذب اورانیل توسط تفاله چای

مدل سینتیکی	پارامترها	تفاله چای
شبه مرتبه اول	K_1	۰٫۰۶
	q_e	۹٫۴۶ ± ۱۰ ^{-۵}
	R^2	۰٫۸۰
شبه مرتبه دوم	K_p	۰٫۰۸
	q_e	۴٫۸۸
	R^2	۱
الویچ	α	۰٫۱۱
	β	۰٫۳۰
	R^2	۰٫۹۹
	b	۰٫۰۷
تابع توان	a	۰٫۰۰۲
	R^2	۰٫۹۹

جدول ۴. شرایط بهینه حاصل از طراحی آزمایش برای حداکثر جذب زیستی

فاکتور	مقدار بهینه	پاسخ پیش‌بینی شده	پاسخ تجربی
pH	۳٫۹		
غلظت اولیه اورانیل (mg/L)	۱۰	۹۵٫۳۰	۹۶٫۶۲
دما (°C)	۲۵		
مقدار جاذب (g)	۰٫۲۷۵		



شکل ۱۰. اثر زمان تماس بر میزان جذب اورانیل توسط تفاله چای (مقدار جاذب: ۰٫۲۶ g، pH=۴، دما: ۳۵°C، غلظت اورانیل: ۵۵ mg/L، سرعت تکاننده: ۱۵۰ rpm).

۳.۵ سینتیک جذب سطحی

در یک سیستم مایع-جامد، سینتیک جذب عامل بسیار مهمی در پیش‌بینی سرعت جذب زیستی یک جاذب زیستی است. داده‌های جنبشی جذب زیستی با استفاده از مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، الویچ و تابع توان مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت [۳۲، ۳۳].

معادله مدل شبه مرتبه اول به صورت زیر است:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{K_1}{2.303} t \quad (2)$$

که در آن q_e نشان‌دهنده ظرفیت جذب تعادلی و q_t ظرفیت جذب در زمان t (min) بر حسب mg/g است. K_1 نشان‌دهنده ثابت سرعت مدل شبه مرتبه اول (min^{-1}) است.

معادله مدل شبه مرتبه دوم به صورت زیر است:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_p q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3)$$



مدل ایزوترم تمکین گرمای جذب زیستی و برهم‌کنش جاذب روی سطح را پیش‌بینی می‌کند. معادله تمکین به صورت زیر است:

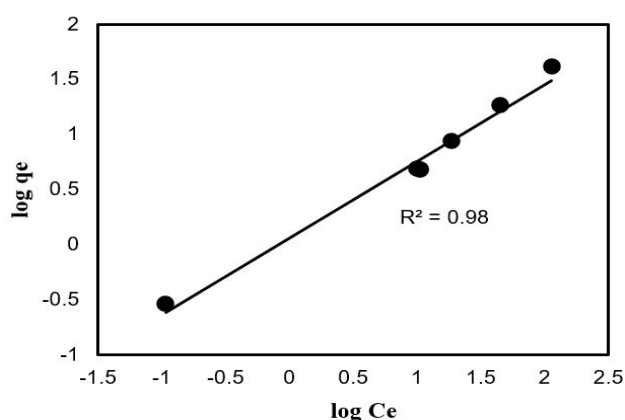
$$q_e = \frac{RT}{b_T} \ln K_T + \frac{RT}{b_T} \ln C_e \quad (8)$$

که در آن، R ثابت جهانی گازها، T دمای مطلق برحسب کلون، K_T و b_T ثابت‌های ایزوترم تمکین می‌باشند که به ترتیب حداکثر انرژی پیوند (L/g) و گرمای جذب (kJ/mol) هستند.

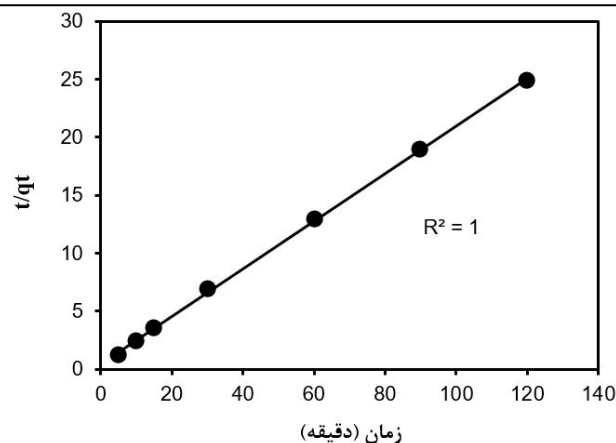
در جدول ۶ نتایج ایزوترم‌ها ارائه شده است. R^2 بالا با برازش داده‌های تجربی در مدل ایزوترم فروندلیچ ($R^2 > 0.98$) در مقایسه با سایر مدل‌ها به دست آمد. نتایج حاصل نشان می‌دهد هم‌دمای فروندلیچ جذب را به صورت چند لایه و بر روی سطوح ناهمگن توصیف می‌کند. ابتدا سایت‌های اتصال قوی‌تر اشغال می‌شود و سپس با افزایش میزان اشغال سایت‌ها قدرت اتصال کاهش می‌یابد [۳۸]. نمودار مدل ایزوترم فروندلیچ در شکل ۱۲ نشان داده شده است.

جدول ۶. پارامترهای ایزوترم جذب اورانیل توسط تفاله چای

ایزوترم	پارامترها	تفاله چای
ایزوترم لانگمویر	q_m	۸۸/۵۰
	K_L	۰/۰۰۷
	R^2	۰/۳۴
ایزوترم فروندلیچ	n	۰/۷۰
	K_F	۱/۱۵
	R^2	۰/۹۸
ایزوترم تمکین	b_T	۰/۶۱
	K_T	۱/۳۷
	R^2	۰/۴۹



شکل ۱۲. برازش داده‌های تعادلی جاذب تفاله چای با ایزوترم فروندلیچ (میزان جاذب = ۰/۲۶ g، pH = ۴، دما = ۳۵°C، غلظت اورانیل ۵۵ mg/L، سرعت تکاننده = ۱۵۰ rpm).



شکل ۱۱. نمودار معادله شبه مرتبه دوم برای جذب اورانیل از محلول آبی توسط جاذب تفاله چای (مقدار جاذب: ۰/۲۶ g، pH = ۴، دما: ۳۵°C، غلظت اورانیل: ۵۵ mg/L، سرعت تکاننده: ۱۵۰ rpm).

۳.۶ ایزوترم جذب سطحی

تعادل جذب زیستی معمولاً با یک معادله ایزوترم توصیف می‌شود که پارامترهای آن ویژگی‌های سطحی و میل جذبی جاذب زیستی را بیان می‌کند. برای برازش داده‌ها از ایزوترم‌های لانگمویر، فروندلیچ و تمکین استفاده شد [۳۷، ۳۲]. ایزوترم جذب زیستی لانگمویر برای فرایندهای جذب زیستی که بر روی سطوح همگن با مکان‌های جذب زیستی دارای فعالیت‌های مختلف رخ می‌دهند، کاربرد دارد. معادله لانگمویر به صورت زیر است:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} C_e + \frac{1}{K_L q_m} \quad (6)$$

که در آن، ثابت‌های لانگمویر q_m (mg/g) و K_L (L/mg) می‌باشد که به ترتیب نشان‌دهنده حداکثر میزان جذب تک لایه و انرژی جذب است. همچنین q_e (mg/g) و C_e (mg/L) به ترتیب نشان‌دهنده میزان جذب تعادلی و غلظت تعادلی جزء جذب‌شونده هستند. مدل ایزوترم فروندلیچ فرض می‌کند که جذب زیستی روی سطحی ناهمگن که دارای مکان‌هایی با انرژی‌های مختلف جذب زیستی است، رخ می‌دهد. معادله فروندلیچ به صورت زیر است:

$$\log(q_e) = \log(K_F) + n \log(C_e) \quad (7)$$

که در آن، K_F ثابت فروندلیچ برحسب $\frac{mg}{g} \times (\frac{L}{mg})^n$ است که با میزان جذب مرتبط می‌باشد. n ثابت بدون بعد فروندلیچ است که با استحکام پیوند ارتباط دارد.



سولفوریک می‌باشد. اما درصد جذب از چای لاهیجان کم‌تر بوده و همچنین در مدت زمان طولانی‌تری به تعادل رسیده است که از لحاظ صنعتی برای پساب‌های هسته‌ای مناسب نمی‌باشد.

۴. نتیجه‌گیری

ابتدا ساختار جاذب با استفاده از FTIR، SEM و BET شناسایی و سپس با استفاده از روش طراحی آزمایش به بررسی پارامترهای مؤثر (۲-۶) pH، غلظت یون اورانیل (۵-۱۰۵ mg/L)، میزان جاذب (۰/۱-۰/۵ g) و دما (۵۵-۱۵۰°C) در میزان جذب یون اورانیل از محلول آبی مورد بررسی قرار گرفت. شرایط بهینه برای جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای pH= ۳/۹، دما ۲۵°C، میزان جاذب ۰/۲۷۵ g، غلظت اورانیل ۱۰ mg/L و زمان تماس ۹۰ دقیقه است. درصد جذب پیش‌بینی‌شده توسط نرم‌افزار برای تفاله چای ۹۵/۳۰٪ بود که اختلاف کمی با مقادیر تجربی داشت. بهترین مدل ایزوترم و سینتیکی برازش شده با نتایج ایزوترم فرندلیچ و مدل شبه مرتبه دوم است. برای بررسی پتانسیل جاذب، آن‌ها در محیط پساب صنعتی که دارای پیچیدگی نسبت به محیط آزمایشگاهی است، مورد بررسی قرار گرفته و نتایج مطلوبی حاصل شد. این جاذب در محیط پساب واقعی نشان داد که توانایی جذب بالای ۹۰٪ را نسبت به یون اورانیل دارد که نسبت به سایر جاذب‌های گزارش‌شده در تحقیقات پیشین دارای عملکرد مطلوبی است.

جدول ۷. عملکرد تفاله چای بر جذب اورانیل از پساب واقعی

تعداد آزمایش	درصد جذب (%)	
	تفاله چای	میانگین
۱	۹۴/۱۲	۹۳/۵۰
۲	۹۴/۰۲	
۳	۹۳/۳۰	
۴	۹۲/۵۸	

۳.۷ بررسی توانایی تفاله چای برای پساب واقعی

برای بررسی بهتر پتانسیل تفاله چای، توانایی آن برای جذب یون اورانیل در محیط پساب واقعی حاوی یون‌های نیکل (۰/۲۲ ppm)، آلومینیوم (۰/۰۶۸ ppm)، آهن (۰/۰۳۴ ppm)، منیزیم (۱۲۷ ppm) و کلسیم (۵۱۵ ppm) مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج حاصل در نقطه بهینه‌ای که از نرم‌افزار طراحی آزمایش به‌دست آمده است برای پساب واقعی با ۴ بار تکرار آزمایش‌ها در جدول ۷ ارائه شده است که میانگین جذب ۹۳/۵۰٪ است. نتایج نشان‌دهنده آن است که جاذب حاضر ضمن جذب بالای اورانیل از پساب واقعی، تکرارپذیری بالایی نیز دارد.

۳.۸ مقایسه جاذب حاضر با سایر جاذب‌های زیستی

با توجه به تحقیقات پیشین انجام‌شده با برخی جاذب‌های زیستی برای جذب یون اورانیل، مقایسه‌ای بین مقادیر به‌دست آمده برای حداکثر ظرفیت جذب برای یون اورانیل با سایر منابع علمی انجام و در جدول ۸ ارائه شد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود جاذب حاضر نسبت به جاذب‌های اشاره شده دارای پتانسیل بهتری برای جذب یون اورانیل است. با توجه به آنالیز عنصری انجام شده واضح است که ترکیبات عنصری اصلی ضایعات چای کربن، نیتروژن و اکسیژن می‌باشند. مقایسه چای لاهیجان با چای استان هونان چین نشان می‌دهد چای لاهیجان از محتوای بالاتری از اکسیژن (۳۱/۶۰٪ در مقایسه با ۱/۶۱٪) برخوردار است و گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن در چای لاهیجان بیش‌تر می‌باشد. همچنین چای لاهیجان در مقایسه با چای مزارع Qimen از محتوای بالاتری از کربن (۶۷/۲۰٪ در مقایسه با ۴۵/۵٪) برخوردار است و گروه‌های عاملی حاوی کربن در چای لاهیجان بیش‌تر می‌باشد. چای منطقه شمال چین دارای ظرفیت جذب بیش‌تری نسبت به جاذب مورد مطالعه در کار حاضر دارد که به دلیل اصلاح سطح آن با استفاده از اسید

جدول ۸. مقایسه ظرفیت جذب تفاله چای با برخی جاذب‌ها برای جذب اورانیل

جاذب	pH	زمان تعادل (دقیقه)	غلظت یون فلز (میلی‌گرم بر لیتر)	دما (سانتی‌گراد)	درصد جذب	ظرفیت جذب (میلی‌گرم بر گرم)	منبع
پوست مغناطیسی شده درخت املای	۷	۴۰	۲۵	۳۰	۸۵/۶	۱۵/۰۳	دشموک و همکاران [۲۳]
نی اصلاح شده برنج	۴	۹۰	۱۰	۳۵	۹۵	۲۴/۰۴	ژانگ و همکاران [۲۴]
پوست پرتقال	۴	۶۰	۱۰۰	۲۸	۹۵/۵	۱۶/۱۲	محمود [۲۵]
ضایعات چای استان هونان چین	۶	۷۲۰	۵۰	۳۵	۸۶/۸	۲۲/۲۱	دینگ و همکاران [۲۶]
ضایعات چای کیسه‌ای	۳	۱۴۴۰	۱۰۰	۱۸	۷۷	۵۹/۵	لوکا و همکاران [۲۷]
ضایعات چای مزارع Qimen از مناطق مرتفع چین	۴	۷۲۰	۱۰	۲۵	-	۲۹/۴۱	لی و همکاران [۲۲]
ضایعات چای منطقه شمال چین	۵/۵	۱۴۴۰	۳۰	۲۵	۸۵	۱۲۰/۷۴	دنیس و همکاران [۲۸]
تفاله چای (لاهیجان)	۳/۹	۹۰	۱۰	۲۵	۹۵/۳	۸۸/۵۰	مطالعه حاضر



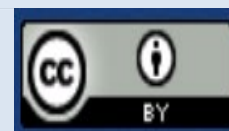
- Housseinpour R, Latibari A.J, Farnood R, Fatehi P, Sepiddehdam S.J. Fiber morphology and chemical composition of rapeseed (*Brassica napus*) stems. *IAWA Journal*. 2010;31(4):457-464.
- Gupta N.K, Sengupta A, Gupta A, Sonawane J.R, Sahoo H. Biosorption-an alternative method for nuclear waste management: a critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2018;6(2):2159-2175.
- Olawale S.A, Biosorption of Heavy Metals: A Mini Review. *Acta Scientific Agriculture*. 2019;3:22-25.
- Ribera D, Labrot F, Tisnerat G, Narbonne J.F. Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 1996 Springer;53-89.
- Cheira M.F, Orabi A.S, Atia B.M, Hassan S.M. Solvent extraction and separation of thorium (IV) from chloride media by a Schiff base. *Journal of Solution Chemistry*. 2018;47(4):611-633.
- Zhu Z, Pranolo Y, Cheng C.Y. Uranium solvent extraction and separation from vanadium in alkaline solutions. *Separation Science and Technology*. 2013;48(9):1402-1408.
- Ang K.L, Li D, Nikoloski A.N. 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. *Journal of Environmental Management*. 2011;92(3):407-418.
- Duan P, Wang W, Sang S, Ma M, Wang J, Zhang W. Modes of occurrence and removal of toxic elements from high-uranium coals of Rongyang Mine by stepped release flotation. *Energy Science & Engineering*. 2019;7(5):1678-1686.
- Zaheri A, Moheb A, Keshtkar A.R, Shirani A. Uranium separation from wastewater by electrodialysis. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2010;7(5):423-430.
- Kim K.-W, Hyun J.T, Lee K.Y, Lee E.H, Chung D.Y, Moon J.K. Recycling of acidic and alkaline solutions by electrodialysis in a treatment process for uranium oxide waste using a carbonate solution with hydrogen peroxide. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2012;51(18):6275-6282.
- Ozdemir S, Kılınç E, Yalcin m.S, Soylak M, Şen F. A new magnetized thermophilic bacteria to preconcentrate uranium and thorium from environmental samples through magnetic solid-phase extraction. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*. 2020;186:113315.
- Abdel-Magied A.F. Solid phase extraction of uranium from phosphoric acid: kinetic and thermodynamic study. *Radiochimica Acta*. 2017;105(10):813-820.
- Horwitz E.P, Dietz M.L, Chiarizia R, Diamond H, Essling A.M, Graczyk D. Separation and preconcentration of uranium from acidic media by extraction chromatography. *Analytica Chimica Acta*. 1992;266(1):25-37.
- Milliard A, Durand-Jézéquel M, Larivière D. Sequential automated fusion/extraction chromatography methodology for the dissolution of uranium in environmental samples for mass spectrometric determination. *Analytica Chimica Acta*. 2011;684(1-2):40-46.
- Rao T.P, Metilda P, Gladis J.M. Preconcentration techniques for uranium (VI) and thorium (IV) prior to analytical determination—an overview. *Talanta*. 2006;68(4):1047-1064.
- Wang J, Chen C. Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*. 2009;27(2):195-226.
- Fomina M, Gadd G.M. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresource Technology*. 2014;160:3-14.
- Zhao Y, Wang D, Xie H, Won S.W, Cui L, Wu G. Adsorption of Ag (I) from aqueous solution by waste yeast: kinetic, equilibrium and mechanism studies. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2015;38(1):69-77.
- Taheri M, Khajenoori M, Shiri-Yekta Z, Zahakifar F. Review of effective parameters on bioabsorption of heavy metals. *The 11th International Chemical Engineering Congress & Exhibition (ICChEC 2020)*, 2020;1(551).
- Joshi N.C. Biosorption: A green approach for heavy metals removal from water and waste waters. *RJLBPCS*. 2018;4(1):1-59.
- Li X, Li F, Jin Y, Jiang C. The uptake of uranium by tea wastes investigated by batch, spectroscopic and modeling techniques. *Journal of Molecular Liquids*. 2015;209:413-418.
- Deshmukh P, Sar S.K, Ghosh P.K. Efficient exclusion of uranyl ion from aqueous medium by a novel magnetic bio adsorbent (*Phyllanthus emblica* bark). *Groundwater for Sustainable Development*. 2021;14:100625.
- Zhang X, Kong L, Song G, Chen D. Adsorption of uranium onto modified rice straw grafted with oxygen-containing groups. *Environmental Engineering Science*. 2016;33(12):942-950.
- Mahmoud M. Removal of uranium (VI) from aqueous solution using low cost and eco-friendly adsorbents. *J. Chem. Eng. Process Technol*. 2013;4(6):1-4.
- Ding D.X, Liu X.T, Hu N, Li G.Y, Wang Y.D. Removal and recovery of uranium from aqueous solution by tea waste. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2012;293:735-741.



27. Aly Z, Luca V. Uranium extraction from aqueous solution using dried and pyrolyzed tea and coffee wastes. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2013;295:889-900.
28. Ijaz A, Danish K, Tariq M, Ayub K. Removal of Uranium U(IV) from aqueous solution using acid treated spent tea leaves. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*. 2021;4:100197.
29. Foroughi-Dahr M, Abolghasemi H, Esmaili M, Shojamoradi A, Fatoorehchi H. Adsorption characteristics of Congo red from aqueous solution onto tea waste. *Chemical Engineering Communications*. 2015;202(2):181-193.
30. Wan S, Ma Z, Xue Y, Ma M, Xu S, Qian L, Zhang Q. Sorption of lead (II), cadmium (II), and copper (II) ions from aqueous solutions using tea waste. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2014;53(9):3629-3635.
31. 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 and Biosystems Engineering*. 2016;39:1899-1911.
32. Tofighy M.A, Mohammadi T. Permanent hard water softening using carbon nanotube sheets. *Desalination*. 2011;268(1-3):208-213.
33. Olaofe O, Olagboye S.A, Akanji P.S, Adamolugbe E.Y, Fowowe O.T, Olaniyi A.A. Kinetic studies of adsorption of heavy metals on clays. *International Journal of Chemistry*. 2015;7(1):48-54.
34. Ai L, Luo X, Lin X, Zhang S. Biosorption behaviors of uranium (VI) from aqueous solution by sunflower straw and insights of binding mechanism. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2013;298:1823-1834.
35. Zhou L, Huang Z, Luo T, Liu Y.J.Z, Adesina A.A. Biosorption of uranium(VI) from aqueous solution using phosphate-modified pine wood sawdust. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2015;303:1917-1925.
36. Sabanovic E, Muhic-Sarac T, Nuhanovic M, Memic M. Biosorption of uranium(VI) from aqueous solution by Citrus limon peels: kinetics, equilibrium and batch studies. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2019;319:425-435.
37. 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, and soil pollution*. 2002;141(1):1-33.
38. Aly Z, Luca V. Uranium extraction from aqueous solution using dried and pyrolyzed tea and coffee wastes. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2013;295:889-900.

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**

طاهری، محمد، خواجه‌نوری، مریم، شیری یکتا، زهرا، ضحاک‌فر، فاضل. (۱۴۰۳)، مطالعه جذب زیستی اورانیل از محلول آبی توسط تفاله چای به روش RSM. *مجله علوم، مهندسی و فناوری هسته‌ای*، ۱۰۹ (۳)، ۱-۱۲. DOI: <https://doi.org/10.24200/nst.2024.1571>. Url: https://jonsat.nstri.ir/article_1571.html.

