



غربال‌گری عوامل مؤثر بر جذب‌زیستی اورانیم از محلول‌های آبی با استفاده از باکتری *Pseudomonas Putida* تثبیت شده در کیتوزان

هژبر صحبت‌زاده لنبر، علیرضا کشتکار*، جابر صفدری، فائزه فاطمی اردستانی، مرتضی قاسمی ترک‌آباد
پژوهشکده‌ی مواد و سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران، صندوق پستی: ۸۴۸۶-۱۱۳۶۵، تهران - ایران

چکیده: جداسازی فلزهای سنگین از پساب صنعتی، معضل زیست‌محیطی جدی به ویژه در کشورهای در حال توسعه است. از میان فناوری‌های آمایشی متعدد، به نظر می‌رسد که جذب‌زیستی گزینه‌ی مناسبی باشد. جاذب‌های زیستی پایه میکروبی برای حذف فلزهای سنگین از محلول‌های آبی، مؤثر و کاربردی‌اند. در مطالعه‌ی حاضر، توانایی باکتری *Pseudomonas putida* تثبیت شده بر روی کیتوزان برای جذب‌زیستی اورانیم (VI) از محلول‌های آبی بررسی شد. غربال‌گری عوامل مؤثر بر فرایند جذب‌زیستی به کمک طراحی پلکت - برمن صورت گرفت. نتایج تجربی نشان داد که مقدار جاذب‌زیستی، غلظت اولیه اورانیم، اندازه‌ی ذرات جاذب‌زیستی، درصد وزنی باکتری در جاذب‌زیستی و pH، به ترتیب بیش‌ترین تأثیر را بر میزان جذب دارند، در حالی که دما یک پارامتر غیرمؤثر تشخیص داده شد. بیشینه‌ی ظرفیت جذب‌زیستی عملی برای جاذب‌زیستی حاوی ۱۵٪ وزنی باکتری و معادل ۵۳۶٫۰۸ mg/g به دست آمد. ایزوترم‌های جذب‌زیستی با استفاده از مدل‌های لانگمویر، فرن‌دلیچ و دابینین - رادوشکویچ تحلیل شد. برای جاذب‌زیستی، مدل لانگمویر ($R^2=0.983$) بهترین برازش را با داده‌های تعادلی از خود نشان داد و بیشینه ظرفیت به دست آمده از این مدل برای این جاذب‌زیستی ۵۸۸٫۲۳ و برای کیتوزان خالص ۴۵۴٫۵۴ mg/g بود. در نتیجه، مطالعه‌ی حاضر نشان داد که جاذب‌زیستی تهیه شده می‌تواند موردی مناسب برای جذب‌زیستی اورانیم باشد.

کلیدواژه‌ها: جذب‌زیستی، اورانیم (VI)، باکتری، *Pseudomonas putida*، کیتوزان

Screening of Significant Factors in Uranium Biosorption from Aqueous Solutions Using *Pseudomonas Putida* Immobilized on Chitosan

H. Sohbatzadeh Lonbar, A.R. Keshtkar*, J. Safdari, F. Fatemi Ardestani, M. Ghasemi Torkabad
Materials and Nuclear Fuel Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute, AEOL, P.O.Box: 11365-8486, Tehran - Iran

Abstract: Heavy metal sequestration from industrial wastewater is a serious environmental problem especially in developing countries. Among various treatment technologies, it seems that biosorption is a promising alternative method. Microbial-based biosorbents are effective and applicable for heavy metals removal from aqueous solutions. The present study investigated the ability of *Pseudomonas putida* immobilized on chitosan to adsorb uranium (VI) from the aqueous solution. The biosorption process factors were screened using Plackett-Burman design. The results showed that the biosorbent dosage, initial concentration, biosorbent particle size, bacteria wt.% in the biosorbent and pH were the most significant parameters, respectively while temperature was the only insignificant parameter in the biosorption process. Maximum practical biosorption capacity was 536.08 mg g⁻¹ obtained from 15 wt.% of the bacterial cells immobilized on chitosan. Biosorption equilibrium isotherms were analyzed by Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich models. For *Pseudomonas putida* immobilized on chitosan, the Langmuir isotherm model ($R^2=0.983$) was proved to fit the equilibrium data best with the maximum capacities of 588.23 and 454.54 mg g⁻¹ for the biosorbent and pure chitosan, respectively. In conclusion, the present study indicated that the prepared composite biosorbent could be a suitable candidate for uranium (VI) biosorption.

Keywords: Biosorption, Uranium(VI), Bacterium, *Pseudomonas Putida*, Chitosan



۱. مقدمه

امروزه آلودگی‌های ناشی از فلزهای سنگین یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست محیطی‌اند. برخلاف زباله‌ها و ضایعات آلی، این فلزهای زیست تخریب‌ناپذیر قادر به تجمع در بافت‌های زنده هستند که موجب بیماری‌ها و اختلالات متعددی می‌شوند. سمیت آنها می‌تواند باعث صدمه یا کاهش عملکرد مغز و سیستم عصبی مرکزی، کاهش سطح انرژی و صدمه به ترکیب خون، ریه‌ها، کلیه‌ها، کبد و سایر اعضای بدن شود [۱].

اورانیم نیز فراوان‌ترین عنصر اکتینیدی است که مقادیر زیادی از آن به دلیل فعالیت‌های هسته‌ای همه ساله به محیط زیست وارد می‌شود. به دلیل رفتار شیمیایی پیچیده‌ی آن در سیستم‌های طبیعی، به آسانی کمپلکس‌های اورانیلی با لیگاندهای مختلف (مانند کربنات، فسفات، سیلیکات) تشکیل می‌دهد. این واکنش-های تشکیل کمپلکس اغلب باعث ایجاد گونه‌های آبی متحرک یا رسوب‌های معدنی اورانیم‌دار می‌شود [۲].

روش‌های مورد استفاده برای حذف یون‌های فلزی از محلول‌های آبی عمدتاً بر پایه‌ی روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی هستند [۳]. در میان روش‌های مختلف بیولوژیکی، ثابت شده است که تجمع‌زیستی^(۱) و جذب زیستی^(۲) از پتانسیل مناسبی به منظور جایگزین شدن به جای روش‌های متداول شیمیایی در حذف آلودگی‌ها برخوردارند [۴]. تجمع زیستی در واقع جذب مواد سمی توسط سلول‌های زنده است و در نتیجه وابسته به متابولیسم میکروارگانیسم‌هاست. در این روش، مواد سمی

می‌توانند با عبور از غشاء سلولی و سیکل متابولیکی سلول به داخل آن انتقال یابند. در جذب زیستی غیرفعال^(۳)، مواد سمی توسط مواد بیولوژیکی مرده/ غیرفعال و یا مواد مشتق شده از منابع بیولوژیکی جذب می‌شوند. جذب زیستی، مستقل از متابولیسم و نتیجه‌ی برهم‌کنش فیزیکی- شیمیایی بین فلز و گروه‌های عاملی روی سطح سلول میکروبی است. این نوع از جذب، نسبتاً سریع و معمولاً برگشت‌پذیر است [۴، ۵]. مطالعات تأیید می‌کنند که فرایند جذب زیستی بسیار کاربردی‌تر از فرایند تجمع‌زیستی است [۶].

در جذب‌زیستی از مواد طبیعی مختلفی با منشأ بیولوژیکی مانند باکتری‌ها، قارچ‌ها، مخمرها، جلبک‌ها و غیره استفاده می-

شود. این جاذب‌های زیستی^(۴) دارای خاصیت جذب فلزند و می‌توانند برای کاهش غلظت یون‌های فلزی درون محلول از مقادیر مرتبه‌ی ppm تا ppb استفاده شوند [۳]. در داخل کشور نیز، پژوهش‌هایی بر روی جذب زیستی اورانیم به کمک جاذب‌های زیستی مانند جلبک قهوه‌ای [۷]، قارچ [۸] و مخمر نان [۹] صورت گرفته است.

اخیراً توجه بر روی زیست‌توده‌های باکتریایی برای حذف فلزهای سنگین از محلول‌های آبی متمرکز شده است. باکتری‌ها غشاء پیچیده‌ای دارند که آنها را قادر می‌سازد با فراهم کردن بهترین شرایط استخراج، مانند نسبت‌های بالای سطح به حجم و دارا بودن جایگاه‌های فعال فراوان روی دیواره، به صورت یک استخراج‌کننده‌ی مناسب عمل کنند [۱۰].

بسته به انتخاب نوع زیست جاذب، گروه‌های عاملی زیادی وجود دارند که می‌توانند آلاینده‌ها را جذب و جدا کنند. اهمیت هر یک از گروه‌های عاملی در جذب‌زیستی یک آلاینده‌ی مشخص توسط یک توده‌ی مشخص، به عوامل گوناگونی چون تعداد جایگاه‌های فعال در زیست جاذب، در دسترس بودن جایگاه‌ها، حالت شیمیایی جایگاه‌ها و میزان تمایل آلاینده به تشکیل پیوند با جایگاه‌ها بستگی دارد [۱۱].

پژوهشگران مختلفی جذب‌زیستی اورانیم توسط باکتری‌ها را بررسی کرده‌اند [۳، ۴] و در سال‌های اخیر ثابت کرده‌اند که باکتری سودوموناس می‌تواند ظرفیت جذب بالایی تا ۵۴۰ mg/g برای اورانیم داشته باشد [۱۲]. بنابراین، این باکتری قابلیت استفاده به صورت زیست‌جاذب باکتریایی را در جذب‌زیستی اورانیم دارد.

از آن‌جا که جداسازی و بازیابی فلز بعد از فرایند جذب و قابلیت استفاده مجدد جاذب‌ها از مهم‌ترین چالش‌ها در تجاری‌سازی فرایند جذب‌زیستی است، ثابت شده است که تثبیت^(۵) میکروارگانیسم‌ها در یک بستر مناسب می‌تواند یک راه‌حل مؤثر برای حل این مشکل باشد [۱۳].

از میان روش‌های مختلف تثبیت، به دام‌اندازی^(۶) متداول‌ترین آنها است. در این روش، دسته‌ی وسیعی از پلیمرها می‌توانند در شرایط محیطی، میکروارگانیسم‌ها را به دام اندازند. این روش موجب تقویت مکانیکی نیز می‌شود، اما در عین حال دارای

محلول‌ها با استفاده از H_2SO_4 و NaOH یک مولار و به وسیله‌ی pHسنج (مدل ۶۹۱، ساخت شرکت Metrohm) تنظیم شدند.

۲.۲ محیط کشت

برای احیای باکتری از حالت لیوفیلیزه و کشت آن از محیط کشت نوترینت براث^(۱۰): پپتون، ۵g/l؛ بیف اکسترکت^(۱۱)، ۳g/l؛ در دمای 30°C ، دور هم‌زن ۱۵۰ rpm به مدت ۲۴h تا رسیدن به فاز ساکن استفاده شد. سلول‌ها با سانتریفیوژ در دمای 4°C به مدت ۱۵min و دور ۷۰۰۰rpm جمع‌آوری، و دو بار با آب مقطر شستشو شد. وزن خشک باکتری با خشک کردن به مدت ۲۴h در دمای 60°C تعیین شد [۱۷]. برای تعیین چگالی سلولی محلول‌ها (نمودار کشت باکتری)، از روش چشمی به کمک میکروسکوپ برای شمارش استفاده شد.

برای به دست آوردن باکتری غیرفعال شده، باکتری با محلول $\text{C}_4\text{H}_9\text{OH}$ ۶۰٪ به مدت ۱h و در دمای اتاق آمایش شد. سپس سلول‌ها با بافر فسفات شستشو داده شد. کارایی این روش در غیرفعال‌سازی باکتری با استفاده از کشت مجدد در محیط کشت جامد نوترینت آگار^(۱۲): پپتون، ۵g/l؛ بیف اکسترکت، ۳g/l؛ آگار، ۱۵g/l؛ تست شد. در نهایت سلول‌های غیرفعال شده با آب مقطر شستشو داده و آماده استفاده شد [۱۷].

۳.۲ آماده‌سازی جاذب

برای تهیه‌ی ژل دانه‌های کیتوزان حاوی درصد‌های وزنی مشخصی از سلول‌های *Pseudomonas Putida* به روش زیر عمل شد. ۲g پودر یا پولک کیتوزان درون ۶۰ml محلول ۵٪ حجمی اسید استیک اضافه شد و با اعمال اختلاط، اجازه داده شد تا کل کیتوزان درون محلول اسیدی حل شود. به منظور انحلال کامل کیتوزان، عمل اختلاط به مدت یک شب اعمال شد. پس از انحلال کامل کیتوزان، سوسپانسیون حاوی جرم مشخصی از سلول‌ها به محلول اضافه شد و تا دست‌یابی به یک محلول کاملاً همگن، اختلاط ادامه پیدا کرد.

به دلیل نامحلول بودن کیتوزان در محیط‌های بازی و برای تولید ژل دانه‌های کیتوزان، محلول با یک سرنگ به صورت قطره‌ای درون محلول ۰/۵ مولار از NaOH چکانده شد. برای

برخی معایب مانند نشت سلول، هزینه‌ی تثبیت، محدودیت نفوذ و غیرفعال شدن در حین تثبیت و سایش ماده‌ی حامل در حین بهره‌برداری نیز است [۱۴].

در فرایند تثبیت، انتخاب حامل^(۷) یکی از مهم‌ترین مراحل است. مواد پلیمری طبیعی به دلیل خاصیت زیست تخریب‌پذیری و طبیعت غیرسمی خود توانایی بالایی در زمینه‌ی حذف فلزهای سنگین دارند. پلی‌اورتان‌ها، پلی‌اکریل‌آمید، پلی‌سولفون، پلی‌وینیل الکل به خوبی بعضی از پلیمرهای طبیعی مانند کیتوزان^(۸) برای تثبیت جاذب به کار گرفته شده‌اند. برخی از این تثبیت‌کننده‌ها مستقیماً در جذب اثرگذار نیستند، اما برخی دیگر مانند کیتوزان، قابلیت جذب مستقیم فلزهای سنگین و اورانیم را نیز دارند [۱۵].

طبیعت آب‌دوستی گروه‌های هیدروکسیل پلیمر، تعداد زیاد گروه‌های عاملی مانند آمیدو، آمین و هیدروکسیل، سهولت واکنش‌پذیری گروه‌های عاملی و سهولت اصلاح به خوبی تطبیق‌پذیری زنجیره‌ی پلیمری، عملکرد مناسب در جذب به صورت یک جاذب معروف، و به‌کارگیری به شکل یکی از زیست حامل‌های مطلوب در تثبیت میکروارگانیسم‌ها را برای کیتوزان توجیه می‌کند [۱۶].

هدف از این پژوهش، شناسایی پارامترهای مؤثر و نحوه‌ی اثرگذاری هر یک از آنها در فرایند جذب زیستی به کمک روش غربال‌گری و بررسی میزان جذب اورانیم توسط جاذب‌زیستی باکتریایی *Pseudomonas Putida* تثبیت شده بر روی پلیمر طبیعی کیتوزان است.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲ میکروارگانیسم و مواد

باکتری *Pseudomonas Putida* به شکل لیوفیلیزه از مرکز کلکسیون میکروارگانیسم‌های صنعتی ایران^(۹) تهیه شد. ژل دانه‌ها از کیتوزان (ساخت شرکت سیگما آلدریچ) به همراه درصد وزنی مشخصی از باکتری غیرفعال ساخته شد. محلول مادر mg/l ۱۰۰۰ اورانیم از انحلال نمک نترات اورانیل $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (ساخت شرکت مرک) در آب بدون یون تهیه شد. هم‌چنین محلول‌هایی با غلظت‌های مختلف از طریق رقیق کردن مقادیر مشخصی از محلول مادر تهیه شد. مقادیر pH



(۱)

$$q_e = \frac{V(C_0 - C_e)}{m}$$

که در این رابطه، پارامترهای C_0 و C_e به ترتیب غلظت اولیه و نهایی اورانیم درون محلول (mg/l)، V حجم محلول، m جرم جاذب خشک است. هم‌چنین آزمایش‌ها دو مرتبه تکرار، و مقدار متوسط به عنوان نتیجه گزارش شد.

۴.۲ ایزوترم‌های جذب

روابط تعادلی بین جاذب و ماده جذب‌شونده به کمک ایزوترم-های جذب به شکلی مطلوب قابل بیان است. این ایزوترم‌ها رابطه‌ی بین مقدار جرم جزء جذب شده در واحد جرم جاذب و نیز غلظت این جزء درون محلول را توضیح می‌دهد. تعیین پارامترهای تعادلی، اطلاعات مهمی را ارائه می‌دهد که در طراحی‌های

سیستم‌های جذب به کار گرفته می‌شوند [۱۹]. هم‌چنین اطلاعات مهمی در خصوص نحوه‌ی توزیع مولکول‌های ماده‌ی جذب-شونده درون فاز مایع و نحوه‌ی رسیدن به تعادل در فازهای جامد و مایع از ایزوترم‌های جذب قابل دریافتند [۲۰].

مدل‌های ایزوترم تعادلی متعددی به منظور برازش داده‌های آزمایشگاهی جذب سطحی و مطالعه‌ی طبیعت این فرایند به کار گرفته شده‌اند. از جمله ایزوترم‌های دو پارامتری می‌توان به لانگمویر^(۱۴)، فرنلچ^(۱۵)، تمکین^(۱۶)، دابینین-رادوشکوویچ^(۱۷) اشاره کرد [۱۹].

ایزوترم لانگمویر: بر طبق ایزوترم لانگمویر فرض بر این است که جذب در جایگاه‌های همگن خاصی درون جاذب رخ می‌دهد. علاوه بر این، این مدل جذب را تک‌لایه‌ای و بیشینه‌ی جذب را زمانی قابل وقوع می‌داند که مولکول‌های ماده‌ی جذب-شونده بر روی سطح جاذب یک لایه‌ی اشباع تشکیل دهند. تمامی جایگاه‌ها از لحاظ فعالیت شیمیایی یکسانند و نیروی بین ذره‌ای آنها با افزایش فاصله از سطح جذب کاهش می‌یابد [۲۰]. هم‌چنین هنگامی که یک جایگاه با یک مولکول ماده جذب-شونده اشغال می‌شود، جذب دیگری در آن رخ نمی‌دهد [۵]. شکل غیرخطی ایزوترم لانگمویر به صورت زیر است:

جلوگیری از چسبیدن ژل‌دانه‌ها، درون محلول، اختلاط اعمال شد. هم‌چنین برای استحکام مکانیکی ژل دانه‌ها، اجازه داده شد تا آنها حداقل نیم‌ساعت درون محلول بازی باقی بمانند. ژل دانه‌ها سپس از محلول بازی خارج، و با آب مقطر شستشو داده شدند تا تمام هیدروکسید سدیم آنها حذف شود، سپس ژل‌دانه‌ها در دمای اتاق خشک شدند. برای سنتز ژل‌دانه‌ی کیتوزان فاقد باکتری، مرحله‌ی افزودن سوسپانسیون باکتری حذف شد [۱۸]. قطر ژل‌دانه‌های به دست آمده حدود ۱mm بود و از یک آسیاب گلوله‌ای و الک برای خردایش آنها و رسیدن به اندازه‌ی ۱۰۰µm استفاده شد.

۴.۲ آنالیز غلظت اورانیم محلول

اندازه‌گیری غلظت اورانیم درون محلول به کمک یک دستگاه طیف‌سنج نشری اتمی- پلاسما جفت شده‌ی القایی (مدل AX Turbo 150 Liberty، محصول شرکت Varian) و در طول موج ۴۰۹۰۱۴ nm صورت گرفت.

۵.۲ غربال‌گری پارامترهای مؤثر به کمک طراحی پلکت-برمن

در مرحله‌ی اول انجام آزمایش‌ها، از طراحی پلکت-برمن^(۱۳) برای انتخاب پارامترهای مؤثر بر جذب زیستی اورانیم استفاده شد. طراحی پلکت-برمن می‌تواند برای غربال پارامترهای بسیار مؤثر از میان دسته‌ای از پارامترها استفاده شود و ابزاری مفید در تشخیص سریع پارامترهای قابل صرف‌نظر در بهینه‌سازی فرایند است [۱۵]. از نرم‌افزار آماری Minitab ۱۶٫۰ برای طراحی آزمایش‌ها و تعیین اهمیت هر پارامتر استفاده شد.

۶.۲ ارزیابی عملکرد جذب زیستی

توانایی جذب زیستی جاذب به وسیله‌ی آزمایش‌های حالت ناپیوسته بررسی شد. تمامی آزمایش‌ها درون ارلن مایره‌ای ۲۵۰ میلی‌لیتری حاوی ۱۰۰ml محلول اورانیم‌دار انجام شد. مخلوط تا رسیدن به تعادل، درون شیکر-انکوباتور با دور ۱۵۰ rpm و دمای ۳۰°C قرار گرفت. مقدار یون‌های فلزی جذب شده توسط جاذب یا همان ظرفیت جذب (q_e) از رابطه‌ی زیر محاسبه شد:



تشخیص فیزیکی یا شیمیایی بودن فرایند جذب نیز استفاده کرد. در این ایزوترم یک سطح همگن یا پتانسیل ثابت جذب فرض شده است. شکل غیرخطی این ایزوترم به شکل زیر است:

(۵)

$$q_e = q_m \exp(-k \varepsilon^2)$$

که در آن، $\varepsilon = RT \ln(1 + 1/C_e)$ پتانسیل پلانی، q_e مقدار ماده‌ی جذب شده به ازای یکای جرم جذب (mol/g)، k ثابت مرتبط با انرژی جذب ($\text{mol}^{-1} \text{J}^{-1}$)، q_m ظرفیت جذب (mol^{-1})، R ثابت گازها (8.314 J/mol K) و T دمای مطلق برحسب K است. متوسط انرژی آزاد جذب (E) به ازای هر مولکول از ماده‌ی جذب‌شونده هنگام انتقال از محلول به سطح جذب و از روی مقدار k با رابطه‌ی زیر محاسبه می‌شود:

$$E = \frac{1}{\sqrt{2k}} \quad (۶)$$

از مقدار E برای شناسایی نوع فرایند جذب استفاده می‌شود. اگر مقدار آن بین ۸ تا 16 kJ/mol باشد، فرایند جذب شیمیایی است و اگر مقدار آن کم‌تر از 8 kJ/mol باشد، نشان‌دهنده‌ی طبیعت فیزیکی فرایند جذب است [۲۰].

۳. نتایج و بحث

۳.۱. غربال‌گری پارامترهای مؤثر به کمک طراحی پلکت-برمن در مطالعه‌ی حاضر، شش پارامتر شامل غلظت اولیه‌ی اورانیم (X_1)، pH محلول (X_2)، مقدار جذب زیستی (X_3)، دما (X_4)، اندازه‌ی ذرات جذب‌زیستی (X_5) و درصد وزنی باکتری در جذب زیستی (X_6) در دو سطح (در روش پلکت-برمن هر پارامتر مستقل در دو سطح یا مقدار) بررسی، و با انجام ۱۲ آزمایش

غربال‌گری می‌شوند. بستر پیشنهادی نرم‌افزار برای انجام آزمایش‌ها، داده‌های آزمایشگاهی به دست آمده و مقادیر پیش‌بینی شده با این نرم‌افزار و خطای آن در جدول ۱ ارائه شده است. هم‌چنین نتایج تحلیلی نرم‌افزار که نمودار Pareto، نمودار نرمال اثر استاندارد شده و نمودار اثر اصلی بر پاسخ است در

$$q_e = \frac{b q_m C_e}{1 + b C_e} \quad (۲)$$

که در این رابطه، C_e غلظت تعادلی یون‌های فلزی باقی‌مانده درون محلول (mg/l)؛ q_e مقدار یون فلز سنگین جذب شده به ازای واحد جرم جذب در حالت تعادلی (mg/g)؛ q_m بیشینه‌ی مقدار یون‌های فلز سنگین جذب‌شده در تک لایه‌ی کامل (mg/g)، و b ثابت لانگمویر مرتبط با تمایل جایگاه‌های پیوندی و سنج‌های برای انرژی جذب است که به صورت یک شیب اولیه‌ی تند در نمودار ایزوترم انعکاس پیدا می‌کند. مقدار فاکتور بدون بُعد جداسازی R_L در ایزوترم لانگمویر نشان‌دهنده‌ی شکل ایزوترم است که می‌تواند نامطلوب ($R_L > 1$)، خطی ($R_L = 1$)، مطلوب ($R_L < 1$) و یا برگشت‌ناپذیر ($R_L = 0$) باشد. این رابطه به صورت زیر است:

(۳)

$$R_L = \frac{1}{1 + b C_0}$$

که در آن، C_0 (mg/l) غلظت اولیه و b ($1/\text{mg}$) ثابت جذب لانگمویر است [۵].

ایزوترم فرندلیچ: این ایزوترم جذب را به صورت چندلایه‌ای و روی سطوحی با اکتیویته‌ی ناهمگن فرض می‌کند. این یک مدل تجربی است که برای محدوده‌های غلظتی بالا و متوسط، مناسب، و برای غلظت‌های کم، نامناسب است. شکل غیرخطی ایزوترم فرندلیچ به صورت زیر است:

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (۴)$$

که در آن، K_F و n ثابت‌های فرندلیچ و به ترتیب نشان‌دهنده‌ی ظرفیت جذب $(\text{mg/g})(\text{l/mg})^{1/n}$ و شدت و میزان مطلوبیت جذب هستند. هم‌چنین مقدار $1/n$ نشان‌دهنده‌ی سطح ناهمگن جذب است، به طوری که مقدار نزدیک به واحد آن بیان‌کننده‌ی این است که جذب جایگاه‌های پیوندی ناهمگن نسبتاً زیادی دارد [۲۰].

ایزوترم D-R: این ایزوترم جذب را بر روی نوع ساده‌ای از خلل و فرج یکنواخت در نظر می‌گیرد که از آن می‌توان برای



براساس معیار درجه اطمینان، به عنوان پارامتر مؤثر بر پاسخ توسط نرم‌افزار شناسایی می‌شوند. بنابراین و با توجه به مقادیر ارائه شده در جدول ۱، پارامترهای غلظت اولیه‌ی اورانیم ($P=0/000$)، pH محلول ($P=0/005$)، مقدار جذب زیستی ($P=0/000$)، درصد باکتری در جذب زیستی ($P=0/002$) و اندازه‌ی ذرات جذب ($P=0/000$) به عنوان پارامترهای مؤثر، و دما ($P=0/881$) پارامتر غیرمؤثر شناسایی شد.

شکل‌های ۱، ۲ و ۳ نشان داده‌اند. مدل پیشنهادی نرم‌افزار به صورت کد شده در زیر ارائه شده است:

$$q_e = 188/39 + 91/9X_1 + 34/79X_2 - 97/1X_3 + 33/3X_4 + 1/13X_5 - 65/28X_6$$

(V)

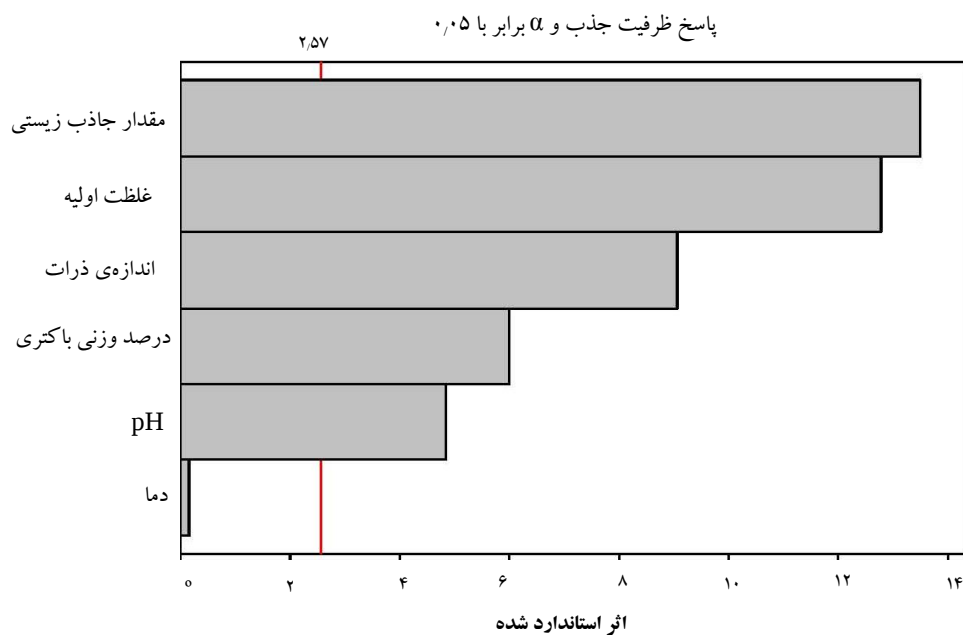
با توجه به تعیین درجه اطمینان^(۱۸) ۹۵٪ ($P<0/05$)، آن‌دسته

از پارامترهای مستقل که دارای این شرط باشند، از نظر آماری و

جدول ۱. نتایج حاصل از غربال‌گری پارامترهای مؤثر بر جذب زیستی اورانیم با استفاده از روش پلکت-برمن

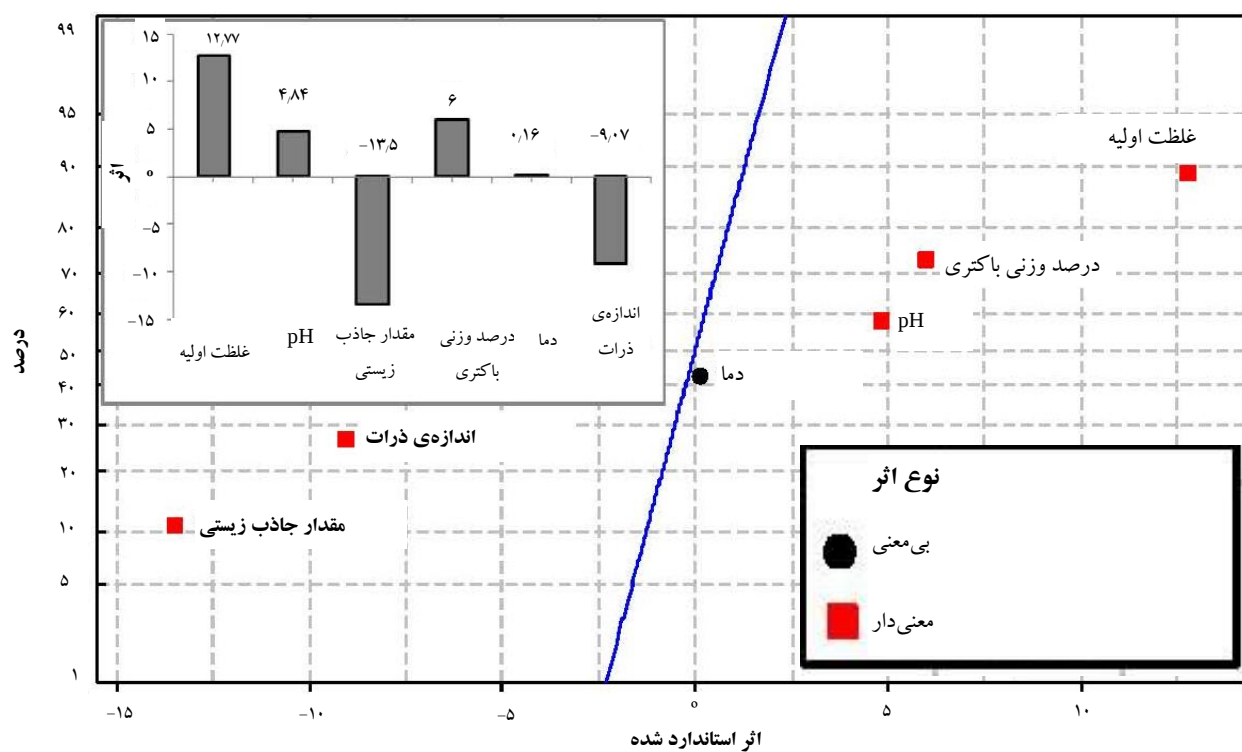
پارامترهای مستقل	یکها	نمادها	سطح‌ها		مقدار P	مقدار F	مقدار T
			+۱	-۱			
غلظت اولیه‌ی محلول ($^{\circ}\text{C}$)	(mg/l)	X_1	۱۰۰	۳۰۰	۰/۰۰۰	۱۶۳/۱۴	۱۲/۷۷
pH	-	X_2	۲	۵	۰/۰۰۵	۲۳/۳۸	۴/۸۴
مقدار جذب زیستی (m)	(g/l)	X_3	۰/۵	۱/۵	۰/۰۰۰	۱۸۲/۱۲	-۱۳/۵۰
درصد باکتری (Wt.%)	-	X_4	۲/۵	۱۵	۰/۰۰۲	۳۶/۰۵	۶/۰۰
دما (T)	($^{\circ}\text{C}$)	X_5	۳۰	۴۵	۰/۸۸۱	۰/۰۲	۰/۱۶
اندازه‌ی ذرات (d)	(μm)	X_6	۲۰۰	۱۰۰۰	۰/۰۰۰	۸۲/۳۲	-۹/۰۷

شماره‌ی استاندارد	$\hat{\sigma}^2$	سطح‌های گذشته‌ی پارامترهای مستقل							ظرفیت جذب (mg/g)	
		$X_1(\text{C})$	$X_2(\text{pH})$	$X_3(\text{dose})$	$X_4(\text{wt.}\%)$	$X_5(\text{T})$	$X_6(\text{size})$	تجربی	مدل	% خطا
۹	۱	-۱	-۱	-۱	+۱	+۱	+۱	۱۳۰/۵۸	۱۳۷/۸۵	۵/۵۶
۵	۲	+۱ (۳۰۰)	+۱ (۵)	-۱ (۰/۵)	+۱ (۱۵)	+۱ (۴۵)	-۱ (۲۰۰)	۵۳۶/۰۸	۵۲۱/۷۹	-۲/۶۶
۴	۳	+۱	-۱	+۱	+۱	-۱	+۱	۱۱۲/۱۴	۱۲۵/۱۹	۱۱/۶۳
۱	۴	+۱	-۱	+۱	-۱	-۱	-۱	۱۷۸/۹۱	۱۶۹/۳۵	-۵/۳۴
۲	۵	+۱	+۱	-۱	+۱	-۱	-۱	۵۰۵/۲۰	۵۱۹/۵۳	۲/۸۳
۱۰	۶	+۱	-۱	-۱	-۱	+۱	+۱	۲۵۷/۷۲	۲۳۵/۲۵	-۸/۷۱
۷	۷	-۱	+۱	+۱	+۱	-۱	+۱	۴۳/۹۶	۱۰/۹۷	-۷۵/۰۴
۸	۸	-۱	-۱	+۱	+۱	+۱	-۱	۶۱/۵۳	۷۴/۲۱	۲۰/۶۰
۶	۹	+۱	+۱	+۱	-۱	+۱	+۱	۹۱/۶۴	۱۱۰/۶۳	۲۰/۷۲
۳	۱۰	-۱	+۱	+۱	-۱	+۱	-۱	۵۹/۵۶	۵۷/۳۹	-۳/۶۴
۱۲	۱۱	-۱	-۱	-۱	-۱	-۱	-۱	۱۸۰/۷۰	۱۷۹/۷۵	-۰/۵۲
۱۱	۱۲	-۱	+۱	-۱	-۱	-۱	+۱	۱۰۲/۶	۱۱۸/۷۷	۱۵/۷۶



شکل ۱. نمودار Pareto نشان‌دهنده‌ی پارامترهای مؤثر و غیر مؤثر بر فرایند، به‌دست آمده از نرم‌افزار MINITAB.

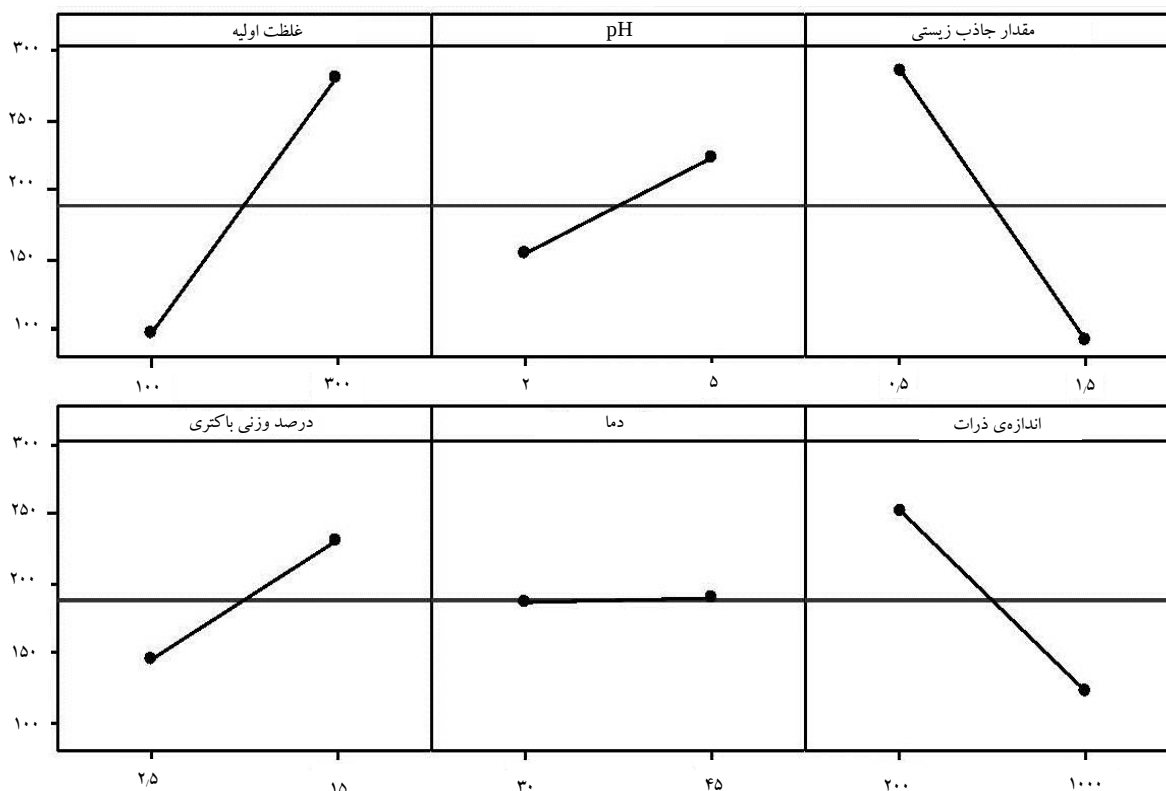
پاسخ ظرفیت جذب و α برابر با ۰/۰۵



شکل ۲. نمودار نرمال اثر استاندارد شده پارامترهای فرایند، به‌دست آمده از نرم‌افزار MINITAB.



نمودار آثار اصلی بر ظرفیت جذب



شکل ۳. نمودار اثر اصلی بر پاسخ، به‌دست آمده از نرم‌افزار MINITAB.

افزایش کمیت پارامتر دارای مقدار منفی T مقدار پاسخ کاهش پیدا

می‌کند. همچنین هر چقدر قدرمطلق این مقدار بزرگ‌تر باشد، میزان اثرگذاری آن بر پاسخ نیز بیش‌تر است.

با توجه به مقادیر ارائه شده در جدول ۱، غلظت اولیه اورانیم ($T=12.77$)، درصد وزنی باکتری در جاذب‌زیستی ($T=6.00$)، pH محلول ($T=4.84$) و دما ($T=0.16$) به ترتیب اثر مثبت بر پاسخ، و مقدار جاذب‌زیستی ($T=-13.50$) و اندازه‌ی ذرات جاذب‌زیستی ($T=-9.07$) اثر منفی بر پاسخ داشته است. در نمودار اثر استاندارد شده (شکل ۲)، پارامترهای دارای اثر مثبت در سمت راست خط مورب، و پارامترهای دارای اثر منفی در سمت چپ خط مورب نشان داده شده‌اند. همچنین در نمودار اثر اصلی (شکل ۳)، میزان اثرگذاری و نوع آن (منفی یا مثبت) هر یک از پارامترها به صورت مجزا ارائه شده‌اند.

شکل ۳ نشان می‌دهد که با افزایش غلظت اورانیم، میزان جذب به شدت افزایش پیدا می‌کند. این پدیده، توسط محققین دیگری نیز گزارش شده است که آن را ناشی از افزایش نیروی

میزان اثرگذاری کمی هر یک از پارامترهای مستقل بر پاسخ، با عبارت مقدار F قابل شناسایی است. بنابراین پارامترهای مقدار جاذب‌زیستی ($F=182.12$)، غلظت اولیه اورانیم ($F=163.14$)، اندازه‌ی ذرات جاذب ($F=82.32$)، درصد باکتری در جاذب ($F=36.05$)، pH محلول ($F=23.38$) و دما ($F=0.02$) به ترتیب بیش‌ترین تأثیر کمی را بر پاسخ داشتند. در نمودار Pareto شکل ۱، پارامترهای مؤثر و غیرمؤثر و نیز میزان اثرگذاری کمی هر یک از آنها بر پاسخ ارائه شده است.

کمیت دیگری که در غربالگری پارامترهای مستقل از اهمیت بالایی برخوردار است، مقدار T است. با تعیین مقدار این کمیت برای هر پارامتر، نحوه‌ی اثرپذیری مثبت (افزایشی) یا منفی (کاهشی) پاسخ ناشی از تغییرات هر پارامتر شناسایی می‌شود. برای آن دسته از پاسخ‌ها که دست‌یابی به مقادیر بیش‌تر آن مطلوب است (مانند ظرفیت جذب جاذب‌زیستی در مطالعه‌ی حاضر)،

آن‌دسته از پارامترها که دارای مقدار T مثبت‌اند، افزایش مقدار کمی آن موجب افزایش مقدار پاسخ می‌شود و برعکس با



افزایش ظرفیت جذب می‌شود، بنابراین فرایند جذب دارای سازوکار شیمیایی است. در این حالت، دماهای بالاتر معمولاً به دلیل افزایش اکتیویته‌ی سطح و انرژی سینتیک یون فلزی، موجب افزایش جذب می‌شود [۴]. اما میزان تأثیر تغییرات دما بر ظرفیت

جذب‌زیستی در محدوده‌ی مورد بررسی شدید نیست به طوری- که براساس معیار مقدار P ، این پارامتر از لحاظ آماری غیرمؤثر بر فرایند شناسایی شد. به صورت کلی نیز، اجرا و بررسی فرایند جذب‌زیستی در دمای اتاق به دلیل سهولت تکرار آن مطلوب است [۴].

۲.۳ تأثیر درصد وزنی باکتری در جذب‌زیستی بر ظرفیت جذب
یکی از مهم‌ترین جنبه‌های مدنظر در این پژوهش، بررسی تأثیر تثبیت باکتری درون کیتوزان بر میزان جذب اورانیم است. در این مورد، از جاذب‌های زیستی با درصد‌های وزنی مختلف باکتری در کیتوزان شامل صفر درصد (کیتوزان خالص)، ۵، ۱۰ و ۱۵٪ در دو اندازه‌ی ذره‌ی ۱mm و ۲۰۰µm استفاده شد. آزمایش‌های جذب‌زیستی در شرایط غلظت اولیه‌ی اورانیم ۲۰۰ mg/l بر لیتر، مقدار جاذب‌زیستی ۱g/l، pH برابر ۴ و دمای ۳۰°C انجام شد. در شکل ۴، نتایج به‌دست آمده برای درصد وزنی‌های مختلف باکتری تثبیت شده درون کیتوزان در دو اندازه‌ی مختلف از

جاذب‌زیستی نشان داده شده است. تغییرات میزان جذب در هر دو اندازه‌ی ذره، روند مشابهی را نشان داد، به طوری که با اضافه شدن باکتری به کیتوزان، میزان ظرفیت جذب از کیتوزان بیش‌تر بوده است. این افزایش ذرات جاذب‌زیستی با اندازه‌ی ۱mm تا ۹۰٪ و برای ذرات با اندازه‌ی ۲۰۰µm تا ۳۸٪ مشاهده شده

است. این نتایج تجربی نشان می‌دهد که حضور باکتری *Pseudomonas Putida* در کیتوزان اثر هم‌افزا^(۲۱) بر میزان جذب اورانیم دارد به طوری که با افزایش درصد وزنی باکتری تثبیت شده در کیتوزان، میزان جذب اورانیم نیز افزایش یافته است.

مقایسه‌ی ظرفیت جذب برای جاذب‌زیستی با اندازه‌های مختلف نشان داد که کاهش اندازه‌ی ذرات موجب افزایش میزان جذب شده است. این اتفاق به دلیل افزایش مساحت سطح و به دنبال آن افزایش فرصت جذب در سطح بیرونی جاذب‌زیستی

محرکه اعلام کرده‌اند و منجر به غلبه بر مقاومت انتقال جرمی و در نهایت اشغال جایگاه‌های اتصال^(۱۹) در دسترس بر روی جاذب‌زیستی می‌شود [۲۱].

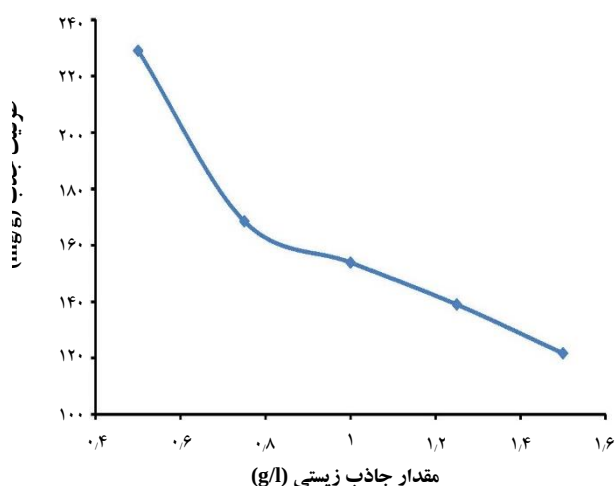
هم‌چنین ثابت شد که ظرفیت جذب‌زیستی اورانیم متأثر از مقدار pH اولیه‌ی محلول آبی است (شکل ۳). این رفتار عمدتاً ناشی از اثر pH اولیه بر روی توزیع گونه‌های شیمیایی اورانیم درون محلول و نیز حالت پروتونه‌ی گروه‌های عاملی در جاذب‌زیستی است. در $pH=2$ ، میزان جذب کمی به دست آمد. توجه این رفتار مرتبط با رقابت بین یون‌های اورانیم (VI)، که عمدتاً به صورت گونه‌ی UO_2^{+2} هستند، و تعداد زیادی از یون-های هیدروژن موجود درون محلول برای اتصال روی سطح جاذب‌زیستی و نیز وجود دافعه‌ی الکتروستاتیکی بین گروه‌های عاملی پروتونه شده و کاتیون‌های فلزی به صورت هم‌زمان است [۲۲].

یک افزایش قابل توجه در ظرفیت جذب‌زیستی در اثر افزایش مقدار pH اولیه تا ۵ مشاهده شد. این افزایش از مقادیر اسیدی به مقادیر اسیدی ضعیف در اغلب مقالات با موضوع جذب زیستی گزارش شده است. با افزایش pH، از شدت بار مثبت روی سطح جاذب زیستی کاسته، و جایگاه‌های اتصال دپروتونه شده^(۲۰) قادر به برهم‌کنش الکتروستاتیکی با گونه‌های اورانیم می‌شوند [۲۳]. در $pH=5$ ، عمده‌ی اورانیم به شکل گونه-های چندهسته‌ای $(UO_2)_p(OH)_p^{+2}$ و $(UO_2)_p(OH)_p^{+}$ هستند که در آنها نسبت اورانیم به واحد بار (هر جایگاه فعال) به ترتیب ۱:۱/۵ و ۱:۴ است، در حالی که برای گونه‌ی تک‌هسته‌ای UO_2^{+2} در $pH=2$ ، این نسبت ۱:۰/۵ است. این یعنی به ازای هر مول از جایگاه فعال در دسترس در جاذب‌زیستی، مقدار اورانیم (VI) قابل جذب در $pH=5$ بیش‌تر از $pH=2$ است [۲۴] که همین امر موجب افزایش میزان جذب در $pH=5$ نسبت به $pH=2$ شده است.

تأثیر دما بر جذب‌زیستی بستگی به گرمای جذب (ΔH°) دارد. برای جذب فیزیکی، $\Delta H^\circ < 0$ و افزایش دما موجب کاهش ظرفیت جذب می‌شود. در حالی که برای جذب شیمیایی، $\Delta H^\circ > 0$ و افزایش دما موجب افزایش ظرفیت جذب می‌شود [۲۴]. نتایج آزمایش‌ها (شکل ۳) نشان داد که افزایش دما موجب



مشخص خواهد بود. افزایش در مقدار جاذب‌زیستی، به دلیل افزایش مساحت سطح زیست‌جاذب و به دنبال آن افزایش در تعداد جایگاه‌های فعال در دسترس، معمولاً مقدار ماده‌ی جذب شده در واحد جرم جاذب (ظرفیت جذب) را کاهش می‌دهد، زیرا میزان ماده‌ی جذب شونده به اندازه‌ی کافی نیست تا به طور کامل تمامی جایگاه‌های قابل تبادل (خالی) در جاذب را پوشش دهد و در نتیجه جایگاه‌های فعال روی سطح جاذب در طی فرایند جذب به صورت غیراشباع باقی می‌مانند [۴، ۱۹، ۲۲].



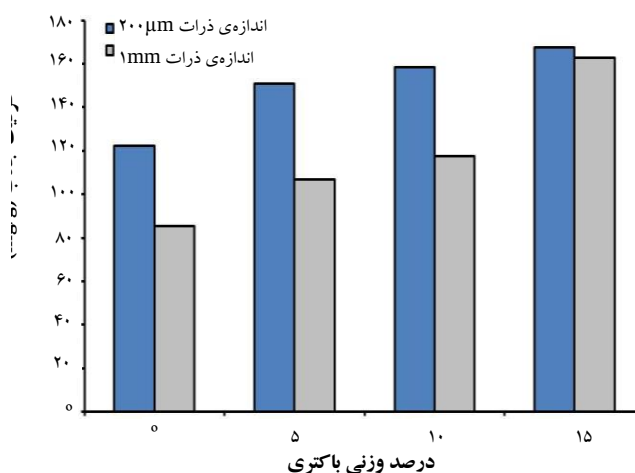
شکل ۵. تأثیر مقدار جاذب‌زیستی بر ظرفیت جذب‌زیستی اورانیم توسط جاذب‌زیستی باکتریایی *Pseudomonas Putida* تثبیت شده در کیتوزان.

۴.۳ مدل‌سازی ایزوترم جذب

یکی از مهم‌ترین ابزارهای لازم به‌منظور طراحی ستون‌های جذب، داشتن اطلاعات کافی در مورد نمودارهای ایزوترم تعادلی جذب است. بنابراین مدل‌سازی ایزوترم‌های تعادلی جذب اهمیت

زیادی دارد. داده‌های تعادلی جذب اورانیم توسط باکتری *Pseudomonas Putida* تثبیت شده در کیتوزان با استفاده از سه مدل لانگمویر، فرنلچ و داینین-رادوشکوچ مدل‌سازی شد. برای این منظور جذب تعادلی اورانیم در pH برابر ۴، مقدار جاذب‌زیستی ۰/۵ g/l، اندازه ذرات ۲۰۰ μm و دمای ۳۰°C برای جاذب‌زیستی با مقدار باکتری ۱۵٪ وزنی و همچنین کیتوزان خالص در غلظت‌های اولیه (۱۰۰، ۲۰۰، ۳۰۰، ۴۰۰، ۵۰۰، ۷۵۰ و ۱۰۰۰ mg/l) بررسی شد. ثابت‌های مدل لانگمویر با خطی‌سازی معادله‌ی (۲) و رسم C_e/q_e برحسب C_e ، ثابت‌های مدل فرنلچ با خطی‌سازی معادله‌ی (۴) و رسم $\ln(q_e)$ برحسب $\ln(C_e)$ ، و

ناشی از کاهش در اندازه‌ی ذرات است. لازم به ذکر است که علاوه بر جذب بر روی سطح خارجی جاذب‌زیستی، امکان نفوذ درون-ذره‌ای^(۲۲) از سطح خارجی جاذب‌زیستی به درون حفره‌های آن وجود دارد. به دلیل وجود عوامل مختلفی مانند طول مسیر نفوذ (یا مقاومت انتقال جرمی)، محدودیت زمان تماس و بلوکه شدن برخی مسیرهای نفوذ، مقاومت در برابر این نفوذ در ذرات بزرگ‌تر است. این عوامل باعث می‌شود که عمده‌ی سطح داخلی ذرات جاذب‌زیستی عملاً در جذب شرکت نکنند و بنابراین میزان جذب پایین آید [۱].



شکل ۴. تأثیر درصد وزنی باکتری تثبیت شده در کیتوزان بر ظرفیت جذب‌زیستی اورانیم.

۳.۳ تأثیر مقدار جاذب‌زیستی بر ظرفیت جذب

به منظور بررسی تأثیر مقدار جاذب‌زیستی بر میزان جذب اورانیم توسط باکتری *Pseudomonas Putida* تثبیت شده در کیتوزان، از مقادیر ۰/۵، ۰/۷۵، ۱، ۱/۲۵ و ۱/۵ g/l جاذب‌زیستی استفاده شد. در شکل ۵ نتایج تجربی میزان جذب اورانیم در شرایط غلظت اولیه‌ی اورانیم ۲۰۰ mg/l، pH برابر ۴، دمای ۳۰°C، درصد وزنی باکتری ۱۵٪ و اندازه‌ی ذرات جاذب‌زیستی ۲۰۰ μm ارائه شده است. همان‌طور که در این شکل نشان داده شده است، افزایش مقدار جاذب‌زیستی موجب کاهش ظرفیت جذب اورانیم شده است. این مورد با یافته‌های پژوهشگران دیگر در این زمینه هم‌خوانی دارد. جاذب در واقع فراهم‌آورنده‌ی جایگاه‌های فعال برای جذب یون‌های فلزی است و مقدار جاذب‌زیستی، تعیین‌کننده‌ی پتانسیل حذف یون‌های فلزی در یک غلظت اولیه



کیتوزان خالص به ترتیب ۵۸۸٫۲۳ و ۴۵۴٫۵۴ mg/l محاسبه شده است. نتایج به دست آمده ثابت می‌کند که کیتوزان نقش دوگانه خود را هم به عنوان جاذب و هم به عنوان حامل به خوبی ایفا می‌کند. در جدول ۳، نتایج پژوهش‌های انجام شده قبلی ارائه شده‌اند و نشان می‌دهد که جاذب‌زیستی تهیه شده در این پژوهش توانایی قابل مقایسه‌ای در جذب‌زیستی اورانیم دارد.

ثابت‌های مدل داینین-رادوشکویچ با خطی‌سازی معادله‌ی (۵) و رسم $\ln(q_e)$ برحسب t به دست آمد. با توجه به جدول ۲، بهترین برازش داده‌های تعادلی برای هر دو جاذب با مدل لانگمویر ($R^2=0.983$) برای جاذب زیستی و $R^2=0.990$ برای کیتوزان خالص) به دست آمده است که نشان‌دهنده‌ی تک‌لایه‌ای بودن فرایند جذب است. بیشینه ظرفیت جذب به دست آمده از مدل لانگمویر برای جاذب‌زیستی و

جدول ۲. مقادیر پارامترهای ایزوترم‌های جذب تعادلی اورانیم به وسیله‌ی جاذب‌زیستی و کیتوزان خالص

نوع جاذب	ایزوترم لانگمویر			ایزوترم فرندلیچ			ایزوترم داینین-رادوشکویچ		
	R^2	b	q_m	R^2	n	K_F	R^2	E	k
		l/mg	mg/g			mg/g		kJ/mol	mol^2/J^2
جاذب‌زیستی	۰٫۹۸۳	۰٫۰۰۸۷۶	۵۸۸٫۲۳	۰٫۹۵۲	۲٫۷۸	۵۰٫۹۵	۰٫۸۱۶	۹٫۱۵	$۵٫۹۷۳ \times 10^{-9}$
کیتوزان خالص	۰٫۹۹۰	۰٫۰۰۵۷۱	۴۵۴٫۵۴	۰٫۹۴۱	۲٫۱۰	۱۷٫۵۱	۰٫۹۶۱	۹٫۶۵	$۵٫۳۶۴ \times 10^{-9}$

جدول ۳. مقایسه‌ی جاذب‌های زیستی استفاده شده برای جذب زیستی اورانیم

جاذب‌زیستی	pH	ظرفیت جذب (mg/g)	مراجع
Chitosan/clinoptilolite	۵٫۵	۵۳۶٫۳۵	[۲۵]
Pollen pini	۵٫۰	۴۴۸٫۴۳	[۲۶]
Rhizopus arrhizus	۴٫۰	۱۱۲٫۲	[۲۷]
Trichoderma harzianum	۴٫۰	۶۱۲	[۲۸]
Gum kondagogu	۴٫۰	۴۸۹	[۲۹]
Penicillium citrinum	۶٫۰	۲۷۴٫۷۳	[۳۰]
Cystoseira indica	۵٫۰	۴۴۱٫۱۱	[۳۱]
جاذب‌زیستی ترکیبی	۵٫۰	۵۸۸٫۲۳	پژوهش حاضر

۴. نتیجه‌گیری

این مطالعه نشان داد که ترکیب سلول‌های باکتریایی با کیتوزان منجر به یک هم‌افزایی در زمینه‌ی بهبود کاربرد و نیز ظرفیت جذب جاذب‌زیستی تهیه شده می‌شود. افزایش میزان ظرفیت جذب جاذب‌زیستی نسبت به کیتوزان خالص ثابت کرد که تثبیت و حضور سلول‌های باکتریایی درون کیتوزان موجب بهبود عملکرد جاذب‌زیستی می‌شود. هم‌چنین رفع محدودیت عدم امکان استفاده از سلول‌های باکتریایی تأیید کرد که کیتوزان نقش دوگانه‌ی خود را به عنوان حامل سلول‌های باکتریایی و جاذب به خوبی ایفا کرده است. غربال‌گری پارامترهای مؤثر بر فرایند جذب‌زیستی اورانیم توسط جاذب زیستی تهیه شده با استفاده از طراحی پلکت-برمن نشان داد که پنج پارامتر مقدار جاذب-زیستی، غلظت اولیه‌ی اورانیم، اندازه‌ی ذرات جاذب زیستی، درصد وزنی باکتری در جاذب‌زیستی و pH به ترتیب مؤثرترین

مقدار بزرگ‌تر ضریب b مدل لانگمویر برای جاذب‌زیستی ($b=0.00876$) نسبت به کیتوزان ($b=0.00571$) بیان‌کننده‌ی تمایل بیش‌تر این جاذب‌زیستی به جذب اورانیم است. در شکل ۶ نمودارهای جذب به همراه بهترین مدل‌های ایزوترم برازش شده ارائه شده است. هم‌چنین مقادیر R_L به دست آمده از معادله‌ی (۳) برای جاذب‌زیستی و کیتوزان خالص به ترتیب در محدوده‌ی ۰٫۱۱۶ تا ۰٫۵۶۸ و ۰٫۱۵۵ تا ۰٫۶۴۷ قرار گرفت. مقادیر بین صفر و یک R_L به دست آمده از مدل لانگمویر، و $1/n$ به دست آمده از مدل فرندلیچ، نشان‌دهنده‌ی تمایل بالای هر دو جاذب برای جذب اورانیم است. هم‌چنین مقادیر به دست آمده برای متوسط انرژی آزاد جذب طبق مدل داینین-رادوشکویچ برای جاذب-زیستی و کیتوزان به ترتیب ۹٫۱۵ و ۹٫۶۵ kJ/mol است و نشان می‌دهد که جذب دارای ماهیت شیمیایی است.



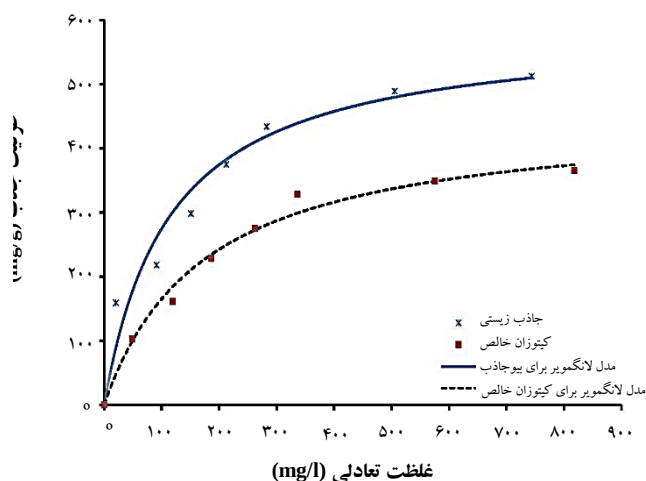
این پروژه توسط پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران حمایت مالی شده است. هم‌چنین نویسندگان از همه‌ی پرسنلی که در آزمایشگاه‌های تحقیقاتی جابرابین‌حیان از کمک‌های خود دریغ نورزیده‌اند، کمال تشکر را دارند.

پی‌نوشت‌ها

1. Bioaccumulation
2. Biosorption
3. Passive
4. Biosorbents
5. Immobilization
6. Entrapment
7. Carrier
8. Chitosan
9. Persian Type Culture Collection PTCC
10. Nutrient Broth
11. Beef Extract
12. Nutrient Agar
13. Plackett-Burman
14. Langmuir
15. Freundlich
16. Temkin
17. Dubinin-Radushkevich
18. Confidence Level
19. Binding Sites
20. Deprotonated
21. Synergistic
22. Intra-Particle Diffusion

پارامترها
بر پاسخ‌اند.
هم‌چنین نتایج آزمایش‌های غریبال‌گیری نشان داد که دما (در محدوده‌ی ۳۰ تا ۴۵ °C) یک پارامتر غیرمؤثر بر فرایند است. علاوه بر این، با کمک کمیت مقدار T حاصل از طراحی پلکت-برمن مشخص شد که پارامترهای غلظت اولیه‌ی اورانیم، درصد وزنی باکتری در جاذب‌زیستی و pH اثر مثبت و افزایشی، و پارامترهای مقدار جاذب‌زیستی و اندازه‌ی ذرات جاذب‌زیستی اثر منفی و کاهشی بر میزان جذب اورانیم توسط جاذب‌زیستی تهیه شده دارند. داده‌های تعادلی هر دو جاذب به خوبی با ایزوترم لانگمویر برازش شد. مقدار بزرگ‌تر ضریب b مدل لانگمویر برای

جاذب‌زیستی، نسبت به کیتوزان خالص بیان‌کننده‌ی تمایل بیش‌تر این جاذب‌زیستی به جذب اورانیم است.



شکل ۶. نمودار ایزوترم تعادلی جذب اورانیم توسط جاذب‌زیستی و کیتوزان خالص.

مراجع

- [1] M. Ahmaruzzaman, Industrial wastes as low-cost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals, *Adv. Colloid Interfac.* **166** (2011) 36-59.
- [2] D.A. Carvajal, Y.P. Katsenovich, L.E. Lagos, The effects of aqueous bicarbonate and calcium ions on uranium biosorption by *Arthrobacter* G975 strain, *Chem. Geol.* **330-331** (2012) 51-59.
- [3] J. Wang, C. Chen, Biosorbents for heavy metals removal and their future, *Biotechnol. Adv.* **27** (2009) 195-226.
- [4] K. Vijayaraghavan, Y.-S. Yun, Bacterial biosorbents and biosorption, *Biotechnol. Adv.* **26** (2008) 266-291.
- [5] S. Madala, S.K. Nadavala, S. Vudagandla, V.M. Boddu, K. Abburi, Equilibrium, kinetics and thermodynamics of Cadmium (II) biosorption on to composite chitosan biosorbent, *Arab. J. Chem.* **10** (2013) S1883-S1893.
- [6] F. Colak, N. Atarb, D. Yazıcıoğlu, A. Olgun, Biosorption of lead from aqueous solutions by *Bacillus* strains possessing heavy-metal resistance, *Chem. Eng. J.* **173** (2011) 422-428.
- [7] A.R. Keshtkar, F. Kafshgari, Application of Ca-Pretreated Brown Alga for Heavy Metals Removal from Esfahan Uranium Conversion Facility (UCF) Wastewater, *J. of Nuclear Sci. and Tech.* **67** (2014) 22-30 (In Persian).



- [8] S. Sana, R. Roostaazad, S. Yaghmaei, Biosorption of Uranium (VI) from Aqueous Solution by Pretreated *Aspergillus niger* Using Sodium Hydroxide, *IJCCE*. **34(1)** (2015) 65-74.
- [9] A. Keshtkar, M.M. Montazer Rahmati, N. Khodapanah, Application of Two-Parameter and Three-Parameter Isotherm Models at Uranium Biosorption by Baker's Yeast, *J. of Nuclear Sci. and Tech.* **50** (2010) 1-8 (In Persian).
- [10] M.L. Merroun, S. Selenska-Pobell, Bacterial interactions with uranium: An environmental perspective, *J. Contam. Hydrol.* **102** (2008) 285-295.
- [11] D. Park, Y.-S. Yun, J.M. Park, The Past, Present, and Future Trends of Biosorption, *Biotechnol. Bioproc. E.* **15** (2010) 86-102.
- [12] P. Sar, S.K. Kazy, S.F. D'Souza, Radionuclide remediation using a bacterial biosorbent, *Int. Biodeter. Biodegr.* **54** (2004) 193-202.
- [13] Z.R. Yelebe, B.Z. Yelebe, R.J. Samuel, Design of fixed bed column for the removal of metal contaminations from industrial wastewater, *J. Eng. Appl. Sci.* **5(2)** (2013) 68-77.
- [14] S.C.S. Martins, C.M. Martins, L.M.C.G. Fiúza, S.T. Santaella, Immobilization of microbial cells: A promising tool for treatment of toxic pollutants in industrial wastewater, *Afr. J. Biotechnol.* **12(28)** (2013) 4412-4418.
- [15] G. Xiao, X. Zhang, H. Su, T. Tan, Plate column biosorption of Cu(II) on membrane-type biosorbent (MBS) of *Penicillium* biomass: Optimization using statistical design methods, *Bioresource Technol.* **143** (2013) 490-498.
- [16] J. Wang, C. Chen, Chitosan-based biosorbents: Modification and application for biosorption of heavy metals and radionuclides, *Bioresource Technol.* **160** (2014) 129-141.
- [17] J. Choi, J.Y. Lee, J.-S. Yang, Biosorption of heavy metals and uranium by starfish and *Pseudomonas putida*, *J. Hazard. Mater.* **161** (2009) 157-162.
- [18] W.S. Wan Ngah, M.A.K.M. Hanafiah, S.S. Yong, Adsorption of humic acid from aqueous solutions on crosslinked chitosan-epichlorohydrin beads: Kinetics and isotherm studies, *Colloid. Surfaces B* **65** (2008) 18-24.
- [19] N.T. Abdel-Ghani, G.A. El-Chaghaby, Biosorption for metal ions removal from aqueous solutions: a review of recent studies, *IJLRST*. **3(1)** (2014) 24-42.
- [20] W.S. Wan Ngah, S. Fatinathan, Adsorption characterization of Pb(II) and Cu(II) ions onto chitosan-tripolyphosphate beads: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies, *J. Environ. Manage.* **91** (2010) 958-969.
- [21] G.H. Mirzabe, A.R. Keshtkar, Application of response surface methodology for thorium adsorption on PVA/Fe₃O₄/SiO₂/APTES nanohybrid adsorbent, *J. Ind. Eng. Chem.* **26** (2015) 277-285.
- [22] Y.-g. LIU, T. LIAO, Z.-b. HE, T.-t. LI, H. WANG, X.-j. HU, Y.-m. GUO, Y. HE, Biosorption of copper(II) from aqueous solution by *Bacillus subtilis* cells immobilized into chitosan beads, *T. Nonferr. Metal. Soc.* **23** (2013) 1804-1814.
- [23] M. Roosta, M. Ghaedi, A. Daneshfar, R. Sahraei, Experimental design based response surface methodology optimization of ultrasonic assisted adsorption of safranin O by tin sulfide nanoparticle loaded on activated carbon, *Spectrochim. Acta A* **122** (2014) 223-231.
- [24] P. Kotrba, M. Mackova, T. Macek, Microbial Biosorption of Metals, *Springer Science+Business Media B.V.*, 2011.
- [25] D. Humelnicu, M.V. Dinu, E.S. Dragan, Adsorption characteristics of UO₂²⁺ and Th⁴⁺ ions from simulated radioactive solutions onto chitosan/clinoptilolite sorbents, *J. Hazard. Mater.* **185** (2011) 447-455.
- [26] F. Wang, L. Tan, Q. Liu, R. Li, Z. Li, H. Zhang, S. Hu, L. Liu, J. Wang, Biosorption characteristics of Uranium (VI) from aqueous solution by pollen pini, *J. Environ. Radioactiv.* **150** (2015) 93-98.
- [27] J.-s. Wang, X.-j. Hu, J. Wang, Z.-l. Bao, S.-b. Xie, J.-h. Yang, The tolerance of *Rhizopus arrhizus* to U(VI) and biosorption behavior of U(VI) onto *R. arrhizus*, *Biochem. Eng. J.* **51** (2010) 19-23.
- [28] K. Akhtar, M.W. Akhtar, A.M. Khalid, Removal and recovery of uranium from aqueous solutions by *Trichoderma harzianum*, *Water Res.* **41** (2007) 1366-1378.
- [29] R.B. Sashidhar, S. Kalaignana Selvi, V.T.P. Vinod, T. Kosuri, D. Raju, R. Karuna, Bioprospecting of gum kondagogu (*Cochlospermum gossypium*) for bioremediation of uranium (VI) from aqueous solution and synthetic nuclear power reactor effluents, *J. Environ. Radioactiv.* **148** (2015) 33-41.
- [30] C. Pang, Y.-H. Liu, X.-H. Cao, M. Li, G.-L. Huang, R. Hua, C.-X. Wang, Y.-T. Liu, X.-F. An, Biosorption of uranium(VI) from aqueous solution by dead fungal biomass of *Penicillium citrinum*, *Chem. Eng. J.* **170** (2011) 1-6.



- [31] A.R. Keshtkar, M. Mohammadi, M.A. Moosavian, Equilibrium biosorption studies of wastewater U(VI), Cu(II) and Ni(II) by the brown alga *Cystoseira indica* in single, binary and ternary metal systems, *J. Radioanal. Nucl. Ch.* **303** (2015) 363–376.