

مطالعه‌های تعادل و سینتیک جذب زیستی کروم شش ظرفیتی از محلول‌های آبی با استفاده از دانه‌های پلیمر زانتان B82

فریده گل‌بابایی*⁺، اصغر قهری

تهران، دانشگاه علوم پزشکی تهران، دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت حرفه‌ای

محمد رضا صعودی

تهران، دانشگاه الزهراء، گروه میکروبیولوژی صنعتی

عباس رحیمی فروشانی

تهران، دانشگاه علوم پزشکی تهران، دانشکده بهداشت، گروه اپیدمیولوژی و آمار زیستی

آرام تیرگر

مازندران، دانشگاه علوم پزشکی بابل، دانشکده پزشکی، گروه پزشکی اجتماعی

چکیده: کروم شش ظرفیتی (Cr^{+6}) عاملی سرطان‌زا در انسان می‌باشد که مواجهه شغلی با آن، انواع گوناگونی از عوارض مانند زخم و سوراخ شدن بینی، درماتیت تماسی، تحریک دستگاه تنفس و آسم شغلی را در پی دارد. در این مطالعه ایزوترم و سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 در فاز منقطع در مقیاس آزمایشگاهی بررسی شد. آزمایش‌های سینتیک جذب زیستی در سه غلظت اولیه Cr^{+6} و نسبت ثابت ماده جذب شدنی به جاذب حاوی یک فلز صورت گرفت. برای مدل‌سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 از معادله‌های سرعت درجه اول کاذب (Langergren)، درجه دوم کاذب، و درجه دوم Saturation استفاده شد. همچنین آزمایش‌های ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 در سیستم حاوی یک فلز صورت گرفت. برای مدل‌سازی ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 از معادله‌های ایزوترم BET، لانگمویر، فروندلیچ، فروندلیچ-لانگمویر استفاده شد. نتیجه‌های آزمایش‌های سینتیک نشان داد که جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 از سرعت بالای برخوردار است، به طوری که میزان جذب فلز در طی ۳۰ دقیقه اول به ۹۰-۸۰٪ ظرفیت تعادلی می‌رسد و بیشترین زمان رسیدن به تعادل ۱۲۰ دقیقه بود. نتیجه‌ها نشان داد معادله‌های سرعت درجه دوم کاذب و Saturation تطابق خوبی با داده‌های آزمایشگاهی داشته و ضریب همبستگی آنها با داده‌های آزمایشگاهی بسیار بالا بود ($R^2 = 0.99$) و ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 از مدل BET پیروی می‌نماید. ($R^2 = 0.95$). ضریب همبستگی داده‌های آزمایشگاهی با مدل ایزوترم لانگمویر مشابه معادله‌های ایزوترم BET بود ($R^2 = 0.94$). بر طبق معادله لانگمویر بیشترین ظرفیت جذب زیستی Cr^{+6} برابر ۱.۷۷ میلی مول به ازای هر گرم جاذب به دست آمد. بنابراین پلیمر زانتان B82 استفاده شده در این مطالعه به عنوان یک جاذب به نسبت خوب طبقه‌بندی می‌شود.

واژه‌های کلیدی: جذب زیستی، پلیمر زانتان B82، کروم شش ظرفیتی، سینتیک، ایزوترم.

KEY WORDS: Biosorption, B82 Xanthan Polymer, Hexavalent chromium, Kinetic, Isotherm.

+E-mail: fgolbabaie@sina.tums.ac.ir

*عهده دار مکاتبات

مقدمه

علت‌های اصلی تجمع فلزهای سنگین در محیط زیست، صنعتی شدن سریع و افزایش جمعیت می‌باشد [۱]. در نتیجه حذف مؤثر این فلزها از محیط‌های آبی یکی از موضوع‌های مهم در کشورهای صنعتی می‌باشد [۲، ۳].

یکی از فلزهای سنگین خطرناک و سمی که با عملیات آبکاری، کنترل خوردگی، اکسیداسیون، چرم‌سازی و کاربردهای صنعتی مختلف به محیط زیست وارد می‌شود، کروم می‌باشد [۴]. کروم به ۲ شکل پایدار Cr^{3+} و Cr^{6+} ظرفیتی وجود دارد [۵، ۶]. کروم ۶ ظرفیتی به علت سرطان‌زا و موتاژن بودن برای ارگانسیم‌های زنده خطرناک می‌باشد [۴، ۶]. در حالی که کروم ۳ ظرفیتی یک عنصر لازم برای متابولیسم هیدروکربن‌ها و چربی‌ها می‌باشد و کمبود آن منجر به افزایش ریسک عامل‌های مرتبط با دیابت و اختلالات قلبی - عروقی می‌شود [۵].

غلظت کروم در خاک و آب‌های زیرزمینی بیشتر از حد مجاز تشخیص داده شده است [۷]. حد توصیه شده Cr^{6+} در آب شرب تنها ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر بیان شده است. اما پساب صنایع معدنی دارای مقدارهای بیشتری از آن می‌باشند. بنابراین تصفیه پساب برای کاهش / حذف آلاینده، قبل از ورود به محیط زیست امری بدیهی است [۱].

روش‌های سنتی زیادی از قبیل احیاء و ته نشینی، تبادل یونی، الکترولیز، اسمز معکوس، استخراج حلال، جذب سطحی و رسوب دادن الکتروشیمیایی برای حذف فلزهای سنگین از محیط‌های آبی پیشنهاد شده است [۱].

با این وجود در سال‌های اخیر کارایی کم و هزینه‌های زیاد این روش‌ها منجر به استفاده از جاذب‌های زیستی (فناوری جذب زیستی) با کارایی بالا و هزینه کم شده است [۸، ۵]. برتری‌های اصلی جذب زیستی نسبت به روش‌های سنتی شامل هزینه کم، کارایی بالای حذف فلز از محلول‌های رقیق، نیاز نداشتن به تغذیه اضافی، احیای جاذب و امکان بازیافت یون‌های فلزی می‌باشد [۹]. به‌طور عموم جذب زیستی موجب کاهش ۲۰ درصدی هزینه‌های شیمیایی، کاهش ۳۶ درصدی هزینه‌های عملیاتی و کاهش ۲۸ درصدی هزینه‌های کلی در مقایسه با روش‌های سنتی می‌شود [۳].

به‌طور کلی می‌توان از ویژگی‌های جذب زیستی به مواردی چند اشاره کرد:

راندمان بالا و قابل مقایسه با رزین‌های تبادل یونی، هزینه اندک راه اندازی و بهره برداری، امکان تحمل محدوده به نسبت وسیعی از شرایط (از نظر اسیدیته، دما، تراکم فلز و غیره)، امکان واجذب و در نتیجه استفاده مجدد از جاذب و فلز، عدم تولید لجن و امکان توسعه به دلیل عدم شناخت کامل پدیده [۱۳ - ۹].

جذب زیستی اصطلاحی است که حذف فلزهای سنگین با اتصال غیرفعال به میکروارگانسیم‌های غیر زنده از قبیل باکتری، قارچ و جلبک را بیان می‌دارد [۹].

در پدیده جذب زیستی تعداد زیادی از گروه‌های شیمیایی به‌عنوان عامل جذب فلز بر روی جاذب عمل می‌کنند که از آن جمله می‌توان به گروه‌های هیدروکسیل، کربوکسیل، سولفیدریل، تیواتر، سولفونات، آمین، ایمین، آمید، ایمیدازول، فسفونات و فسفو دی استر اشاره کرد [۴].

وجود ساختاری پیچیده در دیواره سلولی جاذب‌ها موجب شده تا مکانسیم‌های مختلفی در مورد به‌دام اندازی یون‌های فلزی مطرح شود. تاکنون معیارهای مختلفی برای طبقه بندی مکانسیم موجود در پدیده جذب زیستی معرفی شده است. یکی از معیارهای مورد استفاده جهت این کار، طبقه بندی بر اساس مکان جذب می‌باشد. جذب سطحی: این مکانسیم ناشی از اثر نیروهای واندروالس می‌باشند و از سوی بسیاری از پژوهش‌گران به‌عنوان یکی از عوامل اتصال یون‌های فلزی به گروهی از جاذب‌های زیستی نام برده شده است.

تبادل یون: دیواره سلولی میکروارگانسیم‌ها دارای پلی ساکاریدهایی است که در واقع نوعی واحدهای ساختمانی با ویژگی قلیایی هستند. از این رو برخورداری از قابلیت تبادل یون جزء ویژگی‌های اثبات شده پلی ساکاریدهاست که طی مطالعه‌های بسیاری مورد تأیید قرار گرفته است. به‌عنوان مثال آلزینات موجود در جلبک‌های دریایی پلی ساکاریدی است که معمولاً همراه با یون‌های سدیم، پتاسیم، کلسیم، یا منیزیم یافت می‌شود. این یون‌های فلزی می‌توانند طی فرایند جذب زیستی با دیگر یون‌های فلزی همچون کبالت، مس، کادمیوم و روی مبادله شوند.

ایجاد کمپلکس: حذف یون‌های فلزی از محلول‌ها در مواردی نیز ممکن است به علت واکنش و شکل‌گیری کمپلکسی از فلز و عامل‌های فعال در سطح سلول اتفاق افتد. یون‌های فلزی می‌توانند به لیگاندهای منفرد متصل شده و یا از طریق کیلیت شدن به توده زیستی متصل شوند. به عنوان مثال علت اتصال یون‌های توریم و اورانیوم به جاذب *Rhizopus Arrhizus* علاوه بر پدیده جذب سطحی، بخشی به شکل‌گیری کمپلکس میان یون

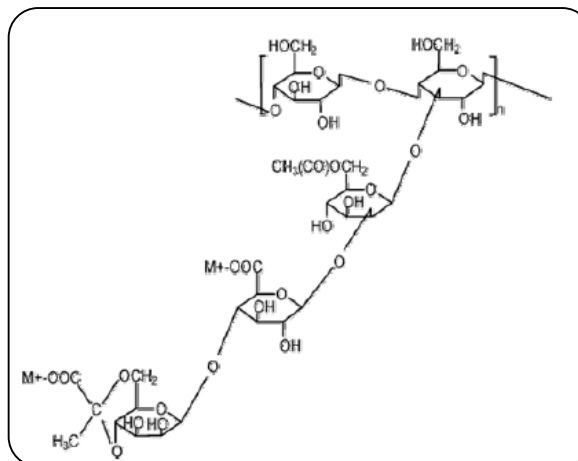
یک D- گلوکورونیک اسید مابین دو واحد D- مانوزی است. مانوزی که به زنجیر اصلی متصل است در موضع ۶ استیل‌دار شده است. مانوز انتهایی توسط پیروویک اسید در محل‌های کربن‌های ۴ و ۶ یک اتصال کتالی تشکیل داده است. زوج یونی^(۱) گروه‌های کربوکسیلات در نمونه تجاری Na^+ و K^+ است. حضور اسیدهای استیک و پیروویک عامل آنیونی شدن پلی ساکارید می‌شود [۱۷، ۱۶]. ساختار این صمغ در شکل ۱ آورده شده است.

کاربردهای صنعتی زانتان شامل رنگریزی منسوجات، افزودن به سیال حفاری به منظور استخراج بهینه نفت، سوسپانسیون لعاب‌های سرامیکی، پاک‌کننده‌ها و واکس‌ها، رنگ‌های امولسیون، کاربردهای غذایی، کاربردهای آرایشی، بهداشتی و دارویی و فرآورده‌های کشاورزی می‌باشد [۱۹ - ۱۷].

ویژگی‌های رفتاری جذب زیستی به طور عموم به وسیله‌ی ابزارهای ایزوترم‌ها و سینتیک‌های جذب زیستی آنالیز می‌شوند [۲۰]. مدل‌سازی داده‌های ایزوترم جذب زیستی یک ابزار مهم و بااهمیت در فهم مکانیسم‌های جذب زیستی در ارزشیابی نظری می‌باشد [۲۱، ۲۰]. مدل‌های ایزوترم تجربی ۲ یا ۳ پارامتری، حتی ۴ پارامتری برای این هدف وجود دارند. مدل‌های ۲ پارامتری ساده‌تر از بقیه مدل‌ها می‌باشند و به همین دلیل برای مدل‌سازی داده‌های جذب زیستی نسبت به بقیه مدل‌های ایزوترمی ترجیح داده می‌شوند. در صورتی که داده‌ها با مدل‌های ۲ پارامتری به خوبی تطابق داشته باشند، هیچ دلیلی برای استفاده از مدل‌های پیچیده‌تر وجود ندارد. با این وجود برخی از پژوهشگران از مدل‌های ۳ پارامتری مانند Redlich-Peterson و Slip برای بیان ایزوترم استفاده نموده‌اند. شایان گفتن است که آنالیز پرازش خطی نیز برای بیان ایزوترم استفاده می‌شود. با این وجود، تبدیل معادله‌های ایزوترم غیرخطی به شکل‌های خطی به‌طور معمول منجر به خطا و انحراف پارامترهای تطابق مدل می‌شوند [۲۱].

مطالعه‌های سینتیک جذب، میزان جذب در زمان‌های گوناگون را مورد بررسی قرار می‌دهد. آزمایش‌های سینتیک به‌طور معمول در چندین غلظت از ماده جذب شونده انجام می‌شود. با انجام آزمایش‌های سینتیک در شرایط مختلف می‌توان عامل‌های تأثیرگذار بر سرعت جذب و مرحله محدود کننده سرعت جذب را تعیین نمود [۲۳، ۲۲].

هدف از این پژوهش، مدل‌سازی داده‌های ایزوترم و سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} از محلول‌های آبی با استفاده از زانتان B82 (ایرانی) می‌باشد.



شکل ۱- ساختار صمغ زانتان.

و جاذب نسبت داده شده است. در این مثال، یون‌های فلزی با نیتروژن موجود در کیتین دیواره سلولی وارد واکنش می‌شوند. ته نشینی: وقوع این پدیده ممکن است به دو صورت مستقل یا وابسته به متابولیسم روی دهد. در حالت وابسته به متابولیسم، حذف یون‌های فلزی از محلول اغلب با نوعی واکنش سیستم دفاعی میکروارگانیسم رخ می‌دهد. در این وضعیت سیستم دفاعی موجود زنده در برابر حضور یون‌های فلزی سمی از خود واکنش داده و با آزادسازی ترکیب‌هایی، ته نشینی آنها را موجب می‌شوند. در حالت ته نشینی مستقل از متابولیسم نیز ته نشینی ممکن است ناشی از واکنش بین فلز و سطح سلول روی دهد [۱۵، ۱۴، ۵].

صمغ زانتان یک هتروپلی ساکارید میکروبی است، این پلیمر آنیونی (به‌علت وجود گروه‌های آنیونی نظیر کربوکسیلات‌ها در ساختار) در اجزای برون سلولی باکتری *Xanthomonas Compestris* تشکیل می‌شود [۱۷، ۱۶].

مطالعه‌های سمیت و ایمنی، نشان داده است که پلیمر زانتان هیچ سمیتی را ایجاد نمی‌کند، فعالیت بازدارندگی رشد ندارد و وزن اندام را هم تغییر نمی‌دهد. زمانی که به‌صورت خوراکی به موش‌ها و سگ‌ها داده شد، نه در کوتاه مدت و نه در بلند مدت، مشکلی ایجاد نکرد [۱۷]. صمغ زانتان، مشتمل بر ساختار خطی و دارای واحدهای تکراری β -D-(1-4) گلوکوپیرانوزیلی است، که هر واحد دارای زنجیرهای جانبی تری ساکاریدی است. این زنجیر جانبی از محل کربن شماره ۳ به زنجیر اصلی اتصال دارد. ساختار شیمیایی پلیمر زانتان مشابه سلولز است. زنجیرهای تری ساکاریدی شامل

(۱) Counter ion

بخش تجربی

مرحله انجام پژوهش

پتاسیم دی کرومات در بالن ژوژه ۱۰۰۰ میلی لیتری با آب مقطر به حجم ۱۰۰۰ میلی لیتر رسانده شد [۲۵]. همچنین برای ساخت محلول‌های کروم با غلظت در حد میلی گرم بر لیتر به مقدار لازم از محلول مادر ۲ گرم بر لیتر و در بالن‌های یک لیتری با آب مقطر به حجم رسانده شد.

این پژوهش طی مدت یک سال (اردیبهشت ۱۳۸۶ تا اردیبهشت ۱۳۸۷) به منظور دستیابی به جاذب مناسبی برای حذف فلزهای سنگین از محیط آبی انجام شد و یک پژوهش بنیادی کاربردی است.

تهیه و آماده سازی جاذب زیستی

تهیه محلول کلرید آهن ۱ درصد وزنی

برای ساخت این محلول، ۱۰ گرم $\text{FeCl}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ در بالن ۱ لیتری به حجم رسانده شد.

در این بررسی از زانتان تولید شده در سویه بومی *X. Compestris b82* استفاده شده است. باکتری در فرماتور ۲ لیتری (در آزمایشگاه میکروبیولوژی صنعتی - دانشکده علوم - دانشگاه الزهراء) کشت و فراورده‌ای با تراکم بالاتر از ۱۰ گرم در لیتر تولید شد. محتویات فرماتور در یک مرحله با حلال استخراج شده و محصول ناخالص (زانتان خام) پس از خشک کردن برای آزمون‌های مختلف مورد استفاده قرار گرفت.

آزمایش‌های سینتیک جذب زیستی

آزمایش‌های سینتیک جذب زیستی در سه غلظت اولیه Cr^{+6} و نسبت ثابت ماده جذب شدنی به جاذب حاوی یک فلز صورت گرفت. غلظت‌های اولیه فلز ۱۰ mM و ۵ و ۱ و نسبت ماده جذب شدنی به جاذب ۱۰ mmol/g انتخاب شده، بنابراین ۱، ۰/۵ و ۰/۱ جاذب زیستی به ترتیب به ظروف آزمایش با غلظت اولیه ۱۰ و ۵ و ۱ میلی مول اضافه شد. pH بهینه محلول‌های سینتیک در ۵ تنظیم شد و در طول آزمایش‌های سینتیک pH محلول‌ها پایش شد. آزمایش‌های سینتیک در مدت ۱۵۰ دقیقه انجام گرفت و نمونه‌ها در زمان‌های از پیش تعیین شده از ظروف آزمایش برداشت شد و برای تعیین غلظت باقی‌مانده فلز آنالیز شد.

بر اساس مطالعه گذشته [۲۴] مقادیر متناسبی از پلیمر زانتان B82 درون آب مقطر ۷۰ درجه سانتی‌گراد حل شده و محلول‌های ۱٪ وزنی فراهم شد. محلول به دست آمده که ماده‌ای با گرانیوی بالاست پس از انتقال به درون سرنگ با استفاده از فشاری مکانیکی از نوک سر سرنگ (به قطر ۶ میلی‌متر) به صورت قطره‌هایی درون محلول آهن کلرید از ارتفاع ثابت ۱۵ سانتی متری چکانده شد. طی فرایند تولید دانه، ظرف دارای آهن کلرید روی همزن مغناطیسی قرار داده شد تا با هم زدن پیوسته محلول، دانه‌های با کرویت بالا تهیه شوند. دانه‌های تولیدی پس از شکل‌گیری به مدت ۲۴ ساعت درون شیکر با سرعت ۲۵۰ دور بر دقیقه قرار گرفت و سپس تا زمان استفاده درون یخچال در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

آزمایش‌های ایزوترم جذب زیستی

آزمایش‌های جذب زیستی Cr بوسیله پلیمر زانتان B82 در سیستم حاوی یک فلز صورت گرفت. غلظت اولیه ۱۰-۰/۱ mM بود. pH بهینه محلول‌های آزمایش در ۵ تنظیم شد [۱۴] و سپس ۵۰۰ میلی گرم به هر ظرف آزمایش اضافه شد.

مواد شیمیایی

تمام محلول‌های آزمایش مصنوعی بود. محلول‌های سینتیک با استفاده از آب دیونیزه و نمک‌های پتاسیم دی کرومات و آهن کلرید ساخته شد. pH اولیه محلول‌های سینتیک با استفاده از سدیم هیدروکسید ۰/۱-۱ M و هیدروکلریک اسید ۰/۱-۱ M (ساخت شرکت Merck آلمان) و به وسیله یک pH متر (PhScan3+, EUTECH, Inc. Singapore) در مقادیر دلخواه تنظیم شد.

آنالیز فلز

در تعیین کروم در محلول‌های مائی با استفاده از دستگاه جذب اتمی منطبق با دستورالعمل‌های مورد استفاده ابتدا حجم معینی از مدیفایر (متشکل از آب فاقد یون، منیزیم نیترات و استیک اسید) به نمونه افزوده شده و سپس نمونه به‌طور مستقیم به ترتیب گرافیتی دستگاه تزریق شد. در این بخش تمیزه شدن نمونه به کمک حرارت الکتریکی طی چند مرحله صورت گرفت.

تهیه محلول مادر (۲g/L) از پتاسیم دی کرومات

نخست نمونه در دمای ۱۳۰ درجه سانتی‌گراد خشک شده و به‌دنبال آن در ۸۰۰ درجه سانتی‌گراد خاکستر شد. خاکستر تولیدی برای ساخت محلول ذخیره ۲ گرم بر لیتر کروم ۵/۶۵ گرم

مدل دیگری که برای آنالیز سینتیک جذب از آن استفاده می‌شود، معادله درجه دوم کاذب می‌باشد که به صورت زیر بیان می‌شود [۲۷، ۲۶، ۲۲]:

$$\frac{dq}{dt} = k_r (q_e - q)^2 \quad (3)$$

k_r : ثابت معادله سرعت درجه دوم کاذب جذب، (gmmol-1min-1)
با انتگرال گیری از معادله (۳) برای شرایط مرزی $t=0$ تا $t = t$ و $q=0$ تا $q = q_e$ معادله (۴) به دست می‌آید:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_r q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (4)$$

از رسم کردن t/q در برابر t خط مستقیمی به دست می‌آید که شیب آن $1/q_e$ و عرض از مبدا آن $1/k_r q_e^2$ است و با این روش می‌توان ظرفیت جذب تعادلی (q_e) و ثابت سرعت جذب را به دست آورد [۲۱].

از مدل saturation یا mixed-order نیز در مواردی برای مدل سازی سرعت جذب استفاده شده است. این مدل معادله (۶) بیان می‌شود [۲۲].

$$\frac{1}{t} \ln \frac{C_0}{C_t} = -\frac{k_0}{K} - \frac{1}{K} \left(\frac{C_0 - C_t}{t} \right) \quad (5)$$

در جایی که:

C_0 : غلظت ماده جذب شونده (mM) در زمان $t=0$

C_t : غلظت ماده جذب شونده (mM) در زمان t

k_0 : ثابت معادله سرعت saturation، (mMmin-1)

K : ثابت معادله سرعت saturation، (mM)

معادله سرعت درجه دوم نیز به صورت زیر بیان می‌شود [۲۲]:

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + k t \quad (6)$$

k : ثابت معادله سرعت درجه دوم جذب، (gmmol-1min-1)

مدل سازی ایزوترم جذب زیستی

برای مدل سازی ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله ی پلیمر زانتان B82 از معادله‌های ایزوترم لانگمویر (معادله ۷)، BET (معادله ۱۱)، فروندلیچ (معادله ۱۳)، فروندلیچ - لانگمویر (معادله ۱۵) استفاده شد.

سپس در ۱۱۰۰ درجه سانتی گراد تثبیت شد. عبور از این مرحله موجب از بین رفتن مواد آلی همراه نمونه خواهد شد. سپس دمای نمونه به ۲۵۰۰ درجه سانتی گراد رسیده و با تمیزه شدن کروم موجود در نمونه، اندازه گیری آن در طول موج ۳۵۷٫۷ نانومتر انجام شد.

دیگر تجهیزات و مواد مورد استفاده:

لامپ دوتریم برای تصحیح زمینه

هالوکاتد لامپ کروم

تیوب

گاز آرگون بسیار خالص موسوم به Ar5

معرف‌های مورد استفاده شامل:

محللول استاندارد کروم، منگنز نیترات، نیتریک اسید

۶۵ درصد، و آب فاقد یون (همگی تولید شرکت Merck) [۱۴].

مدل سازی سینتیک جذب زیستی

مدل‌های سینتیک جذب در فرآیند حذف فلزات سنگین از محیط آبی دارای اهمیت می‌باشند. برای آنالیز سینتیک فرایند جذب از مدل‌های مختلفی می‌توان استفاده نمود [۱]. برای مدل سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 از معادله‌های سرعت درجه اول کاذب (Langergren) (معادله ۱) و درجه دوم کاذب مبتنی بر ظرفیت جامد (معادله ۳)، saturation (mixed-order) (معادله ۵) و درجه دوم (معادله ۶) استفاده شد.

Lagergren معادله سرعت درجه اول کاذب را برای بیان سرعت جذب یک ماده محلول از محیط آبی پیشنهاد نمود که این معادله به صورت زیر بیان می‌شود [۲۶، ۱].

$$\frac{dq}{dt} = k_1 (q_e - q_t) \quad (1)$$

در جایی که:

q_t : مقدار ماده جذب شده در واحد جرم جاذب (g) در زمان t ، (mmol/g)

k_1 : ثابت معادله سرعت درجه اول کاذب جذب، (min-1)

از انتگرال گیری از معادله (۱) برای شرایط مرزی $t=0$ تا $t = t$ و $q=0$ تا $q = q_e$ معادله (۲) حاصل می‌شود:

$$\ln \frac{(q_e - q)}{q_e} = -k_1 t \quad (2)$$

از این معادله برای بیان سینتیک جذب در سیستم‌های مختلف استفاده شده است [۱].

در این معادله b ثابت مربوط به آنتالپی جذب می‌باشد
 $(b \propto e^{-\Delta H/RT})$.

معادله لانگمویر را می‌توان به صورت‌های زیر بازنویسی نمود:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{bq_m} + \frac{C_e}{q_m} \quad (8)$$

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \left(\frac{1}{bq_m}\right)\left(\frac{1}{C_e}\right) \quad (9)$$

با آگاهی از مساحت سطح پوشیده شده توسط هر مولکول جذب شده، می‌توان مساحت سطح مخصوص فعال را تعیین نمود:

$$\Sigma_s = q_m N_{AV} \sigma^0 \quad (10)$$

Σ_s : مساحت سطح مخصوص فعال

σ^0 : مساحت اشغال شده توسط هر مولکول

اگرچه فرضیات معادله لانگمویر در بیشتر سیستم‌های جذب مورد استفاده در تصفیه آب و فاضلاب درست نمی‌باشد، اما در عمل، معادله لانگمویر داده‌های تعادلی چنین سیستم‌هایی را به خوبی توضیح می‌دهد. مقدارهای به دست آمده برای q_m تشکیل یک لایه کامل را نشان نمی‌دهد. همچنین به نظر می‌رسد که انرژی جذب برای تمام محل‌های جذب موجود در بسیاری از جاذب‌ها مانند کربن فعال یکسان نبوده و مولکول‌های جذب شده قادر به حرکت در سطح جاذب هستند. این انحراف‌ها مشاهده شده از فرضیات مدل لانگمویر تفسیر مقدارهای q_m و b و در نتیجه محاسبه مساحت سطح فعال و انرژی آزاد جذب را با مشکل روبرو می‌کند. اما با وجود این محدودیت‌ها می‌توان از معادله لانگمویر برای توضیح شرایط تعادل و تعیین پارامترهای کمی (q_m و b) برای مقایسه جاذب‌های گوناگون استفاده نمود [۲۸، ۲۱، ۱۵].

معادله BET

مدل ایزوترم جذب Brunauer, Emmett, Teller (BET) بیان کننده جذب چند لایه‌ای است. انرژی یکسان جذب در سطح از فرضیات این معادله است.

فرضیات معادله BET شامل موارد زیر است [۲۲، ۱۵]:

- چند لایه از مولکول‌های ماده جذب شدنی قادر به تشکیل در سطح جاذب می‌باشد در صورتی که معادله لانگمویر در سطح هر لایه صادق می‌باشد.

- تکمیل ظرفیت یک لایه قبل از تشکیل لایه بعدی ضروری نیست. با در نظر گرفتن اینکه انرژی جذب در لایه‌های گوناگون یکسان است، معادله BET به صورت معادله (۱) بیان می‌شود.

جذب در یک سیستم جامد-مایع شامل حذف ماده حل شدنی از محلول و تجمع آن در سطح ماده جامد است. در این حالت بین غلظت ماده حل شدنی موجود در محلول با غلظت آن در سطح ماده جامد یک تعادل پویا وجود دارد. نسبت توزیع ماده حل شدنی بین دو فاز تابعی از غلظت ماده حل شدنی موردنظر، غلظت و ویژگی‌های مواد حل شدنی رقیب، ویژگی‌های محلول می‌باشد. بهترین روش بیان این توزیع تعیین مقدار q_e به عنوان تابعی از C_e در دمای ثابت می‌باشد. q_e مقدار ماده حل شدنی جذب شده در واحد جرم جاذب می‌باشد. C_e نیز غلظت باقیمانده ماده حل شده در حال تعادل است. به این بیان ایزوترم جذب گفته می‌شود. بنابراین ایزوترم جذب برای تعیین ظرفیت تئوریک جذب یک آلاینده مشخص به کار می‌رود [۱۵].

به طور معمول مقدار ماده جذب شده در واحد جرم جاذب، با افزایش غلظت افزایش می‌یابد، اما این رابطه خطی نیست. رابطه‌های ایزوترم جذب چند نوع می‌باشد. متداولترین رابطه C_e و q_e مربوط به سیستم‌هایی می‌شود که در آنها یک لایه منفرد (به عرض یک مولکول) از مولکول‌های ماده حل شدنی در سطح جاذب تشکیل می‌شود. در بعضی سیستم‌ها نیز لایه‌ای به عمق چند مولکول بر روی جاذب ایجاد می‌شود [۲۱].

معادله لانگمویر

مدل ایزوترم جذب لانگمویر مربوط به جذب تک لایه‌ای می‌شود و فرض می‌شود که جذب زیستی در جایگاه‌های ویژه یکسان (یکنواخت) رخ می‌دهند [۲۱، ۲۰]. فرضیات معادله لانگمویر شامل موارد زیر است [۲۸، ۱۵]:

- بیشترین جذب زمانی که سطح جاذب با یک لایه تک مولکولی از ماده حل شدنی پوشیده شده باشد، رخ می‌دهد.

- انرژی جذب در تمام نقاط ثابت و یکسان است.

- مولکول‌های ماده جذب شونده قادر به جابه‌جایی در سطح جاذب نیستند.

معادله لانگمویر به صورت زیر بیان می‌شود:

$$q_e = \frac{bq_m C_e}{1 + bC_e} \quad (7)$$

C_e : غلظت ماده حل شدنی در حالت تعادل، (mM)

q_e : ظرفیت جذب در حالت تعادل، (mmol/g)

q_m : حداکثر ظرفیت جذب، (mmol/g)

b : ثابت معادله لانگمویر، (L/mmol)

مدل فروندلیچ - لانگمویر به صورت زیر بیان می‌شود [۱۵]:

$$q_e = \frac{bq_m C_e^n}{1 + bC_e^n} \quad (15)$$

این مدل را می‌توان به صورت زیر بازنویسی کرد:

$$\log\left(\frac{1}{q} - \frac{1}{q_m}\right) = \log\left(\frac{1}{bq_m}\right) + \frac{1}{n} \log\left(\frac{1}{C_e}\right) \quad (16)$$

مدل Redlich-Peterson به صورت زیر بیان می‌شود [۲۲]:

$$q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_{RP} C_e^\beta} \quad (17)$$

$(L/g) : K_{RP}$

$(L/mmol)\beta : a_{RP}$

β : بدون بعد

این مدل را می‌توان به صورت زیر بازنویسی کرد:

$$\ln\left(\frac{K_{RP} C_e}{q_e} - 1\right) = \ln a_{RP} + \beta \ln C_e \quad (18)$$

مدل‌های دیگری نیز در این زمینه وجود دارد که استفاده از آنها محدودتر می‌باشد که در جدول (۱) به این مدل‌ها نیز اشاره می‌شود [۱۵].

نتیجه‌ها و بحث

آزمایش‌های سینتیک

همان‌طور که ذکر شد، آزمایش‌های سینتیک جذب زیستی در سه غلظت اولیه Cr^{+6} و نسبت ثابت ماده جذب‌شدنی به جاذب حاوی یک فلز در مدت ۱۵۰ دقیقه صورت گرفت. برای مدل‌سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به‌وسیله پلیمر زانتان B82 نیز از ۴ معادله (معادله‌های (۱) تا (۶)) استفاده شد. نتیجه‌های مربوط به این آزمایش‌ها در جدول ۲ و شکل‌های ۲ تا ۶ آورده شده است. با توجه به نتیجه‌های، سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} از معادله سرعت درجه دوم پیروی می‌کند.

آزمایش‌ها و مدل‌سازی ایزوترم

آزمایش‌ها جذب زیستی Cr^{+6} به‌وسیله پلیمر زانتان B82 در سیستم حاوی یک فلز صورت گرفت. نتیجه‌های مربوطه در جدول‌های ۳ تا ۴ آورده شده است. با توجه به نتیجه‌های جدول‌های ۳ و ۴ و شکل‌های ۷ تا ۱۱ ایزوترم جذب پلیمر زانتان B82 از مدل BET و لانگمویر پیروی می‌کند. بیشترین ظرفیت

$$q_e = \frac{BCQ^\circ}{(C_s - C) \left[1 + (B-1) \left(\frac{C}{C_s} \right) \right]} \quad (11)$$

C_s : غلظت اشباع ماده حل‌شدنی، (mM)

C : غلظت ماده حل‌شدنی در حالت تعادل، (mM)

Q° : تعداد میلی‌مول‌های ماده جذب‌شده در واحد جرم جاذب (g)

برای تشکیل یک لایه تک مولکولی بر روی جاذب، (mmol/g)

q_e : تعداد میلی‌مول‌های ماده جذب‌شده در واحد جرم جاذب (g)

در حال تعادل، (mmol/g)

B : ثابت انرژی واکنش با سطح

معادله BET را می‌توان به صورت زیر بازنویسی کرد:

$$\frac{C}{(C_s - C)q_e} = \frac{1}{BQ^\circ} + \left(\frac{B-1}{BQ^\circ} \right) \left(\frac{C}{C_s} \right) \quad (12)$$

معادلات فروندلیچ و یا Van Bemmelen

معادله فروندلیچ جذب را در یک سطح ناهمگون از نظر انرژی جذب بیان می‌کند و به صورت معادله زیر تعریف می‌شود [۲۹، ۲۱].

$$q_e = K_F C_e^n \quad (13)$$

در این معادله، K_F و n ثابت‌های معادله هستند. $n > 1$ و $K_F \propto RTnbe^{\Delta H/RT}$ می‌باشد. معادله فروندلیچ تجربی است و برای تفسیر داده‌های آزمایشگاهی قابل کاربرد است. معادله فروندلیچ را می‌توان به صورت زیر بازنویسی نمود:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (14)$$

$\log K_F$ ، عرض از مبدأ مدل فروندلیچ، شاخصی از ظرفیت جذب و $1/n$ ، شیب خط مدل فروندلیچ، شاخصی از شدت جذب می‌باشد. مدل فروندلیچ در غلظت‌های متوسط ماده جذب‌شونده به خوبی با معادله لانگمویر و داده‌های آزمایشگاهی تطابق دارد، اما در غلظت‌های بسیار بالا از ماده جذب‌شونده با معادله لانگمویر تطابق ندارد [۱۵].

مدل فروندلیچ - لانگمویر

در فرایند جذب زیستی برای مدل‌سازی ایزوترم جذب علاوه بر مدل‌های ارایه شده در قسمت قبل، در بسیاری از موارد از مدل فروندلیچ - لانگمویر و Redlich-Peterson استفاده شده و این مدل‌ها با داده‌های آزمایشگاهی تطابق خوبی داشته‌اند [۲۲].

جدول ۱- مقایسه متداول ترین مدل‌های ایزوترم جذب [۱۵].

نام مدل	معادله	مزایا	معایب
لانگمویر	$q_e = \frac{bq_m C_e}{1 + bC_e}$	- متغیرهای قابل تفسیر	- جذب تک لایه‌ای
فروندلیچ	$q_e = K_F C_e^{1/n}$	- بیان ساده	- تجربی
فروندلیچ - لانگمویر	$q_e = \frac{bq_m C_e^{1/n}}{1 + bC_e^{1/n}}$	- ترکیب موارد ذکر شده در بالا	- پیچیدگی غیر ضروری
Prausnitz و Radke	$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{aC_e} + \frac{1}{bC_e^\beta}$	- بیان ساده	- تجربی - دارای سه پارامتر
Redlich-Peterson	$q_e = \frac{K_{RP} C_e}{1 + a_{RP} C_e^\beta}$	- شباهت به معادله فروندلیچ در غلظت‌های بسیار بالا	-
Brunauer Emmett Teller (BET)	$q_e = \frac{BCQ}{(C_e - c)[1 + (B-1)(c/C_e)]}$	- جذب چند لایه‌ای	-
Dubinin-Radushkevich	$w/w_s = \exp[-k(\epsilon/\beta)^2]$	- مستقل از دما	- تبعیت نکردن از قانون هنری

جدول ۲- پارامترهای سینتیک معادلات سرعت درجه اول کاذب و درجه دوم کاذب برای جذب زیستی Cr^{+6} به‌وسیله پلیمر زانتان B82.

معادله سرعت درجه دوم کاذب			معادله سرعت درجه اول کاذب			غلظت اولیه فلز (mM)	یون فلزی
R^2	K_2	q_e	R^2	K_1	q_e		
۰٫۹۹۹۸	۰٫۱۲۹	۲٫۵	۰٫۹۸۲	۰٫۱۱۴	۲٫۴۷	۱۰	Cr^{+6}
۰٫۹۹۹۵	۰٫۱۶۷	۱٫۸۹	۰٫۹۹۳۴	۰٫۰۹۱۹	۱٫۸۴	۵	Cr^{+6}
۰٫۹۹۸۵	۰٫۱	۱٫۷۲	۰٫۷۸۶۵	۰٫۱۱۲	۱٫۶۹	۱	Cr^{+6}

R ضریب همبستگی

ادامه جدول ۲- پارامترهای سینتیک معادلات saturation و سرعت درجه دوم برای جذب زیستی Cr^{+6} به‌وسیله پلیمر زانتان B82.

معادله سرعت درجه دوم			معادله سرعت saturation			غلظت اولیه فلز (mM)	یون فلزی
R^2	K	q_e	R^2	K_0	K		
۰٫۸۱۲۴	-۰٫۶۴۳۹	۲٫۱۰۸	۰٫۹۹۹۲	۰٫۰۰۲۸۶۵	۹٫۵	۱۰	Cr^{+6}
۰٫۹۴۸۷	-۰٫۱۹۴۱	۵٫۰۸۶	۰٫۹۹۹۱	۰٫۰۰۰۴۷۸	۴٫۷۸	۵	Cr^{+6}
۰٫۱۸۶۸	-۱٫۲۱۲۳	۳٫۷	۰٫۹۹۸۴	۰٫۰۰۰۰۹۵۶	۰٫۹۵۶	۱	Cr^{+6}

R ضریب همبستگی

مطالعه‌های سینتیک نشان داد که جذب زیستی Cr^{+6} توسط پلیمر زانتان B82 از سرعت بالایی برخوردار است، به طوری که میزان جذب فلز در طی ۳۰ دقیقه اول به ۹۰٪-۸۰٪ ظرفیت تعادلی می‌رسد و بیشترین زمان رسیدن به تعادل ۱۲۰ دقیقه بود. بالا بودن سرعت واکنش، حجم واحدهای فرایندی را کاهش می‌دهد که از دیدگاه مهندسی و اقتصادی بسیار مطلوب و دارای اهمیت است.

جذب زیستی کروم شش ظرفیتی به دست آمده در این مطالعه و برخی مطالعه‌های دیگر جهت مقایسه در جدول ۵ آورده شده است.

نتیجه‌گیری

مطالعه‌های سینتیک جذب

مطالعه‌های سینتیک جذب زیستی در سه غلظت اولیه Cr^{+6} و نسبت ثابت ماده جذب شدنی به جاذب حاوی یک فلز صورت گرفت.

سرعت بالای جذب در مطالعه‌های دیگر نیز مشاهده شده است. *Cossich* و همکاران (۲۰۰۲ میلادی) مشاهده کردند که جذب زیستی Cr^{+3} به وسیله جلبک سارکوسوم سریع بوده و در مدت ۱۰ دقیقه ۶۰ درصد ظرفیت تعادلی جذب تکمیل می‌شود [۳۰].

در مطالعه‌ای تحت عنوان مدل‌سازی سینتیک و تعادلی جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله باکتری *Aermonas Caviae*، توسط *Maria X.Loukidou* سرعت جذب در ۲۰-۳۰ دقیقه اول بسیار سریع بوده و در مدت ۱۲۰ دقیقه به تعادل می‌رسید [۳].

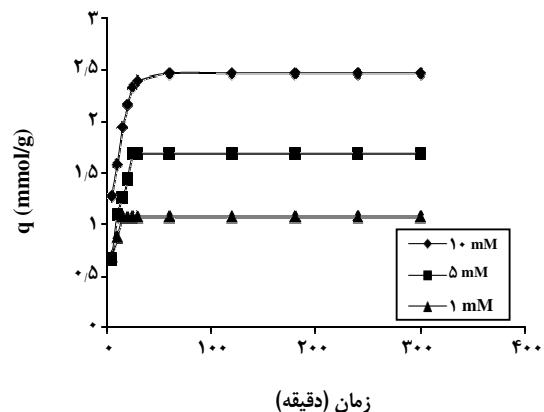
جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله کیتوزان زانتان شده در چند دقیقه اول بسیار بالا بوده و زمان به تعادل رسیدن ۱۲ ساعت می‌باشد [۳۱].

Zhang و همکاران (۱۹۹۸ میلادی) دیدند که جذب زیستی سرب به وسیله قارچ *Rhizopus Nigricans* در ۲۰ دقیقه اولیه بسیار سریع بوده و در مدت ۲ ساعت به تعادل می‌رسد [۳۲].

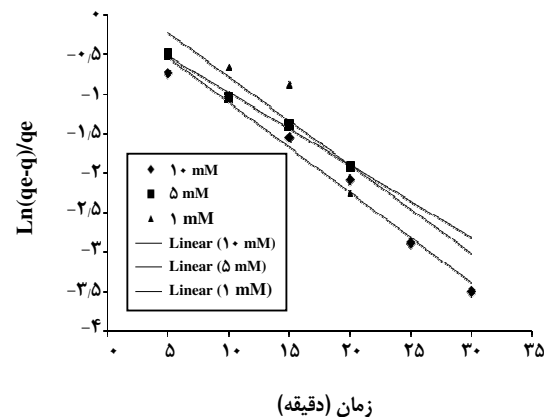
در این مطالعه ظرفیت تعادلی جذب زیستی Cr^{+6} در غلظت اولیه ۱۰ mM، ۵ mM و ۱ mM به ترتیب ۲/۴۷، ۱/۸۴ و ۱/۶۹ میلی‌مول به ازای گرم جاذب به دست آمد. همانطور که دیده می‌شود در نسبت ماده جذب شدنی به جاذب (۱۰ mmol/g)، با افزایش غلظت اولیه یون‌های کروم ظرفیت تعادلی افزایش می‌یابد، بنابراین جذب زیستی Cr^{+6} در غلظت‌های بالاتر این فلز راندمان بیشتری دارد.

برای مدل‌سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 از معادله‌های سرعت درجه اول کاذب، درجه دوم کاذب، Saturation و درجه دوم استفاده شد. معادله‌های سرعت درجه دوم کاذب و Saturation تطابق خوبی با داده‌های آزمایشگاهی داشته و ضریب همبستگی آنها با داده‌های آزمایشگاهی بسیار بالا بوده ($R^2 = 0.99$)، بود، بنابراین جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 از معادلات سرعت درجه دوم کاذب و Saturation پیروی می‌کند.

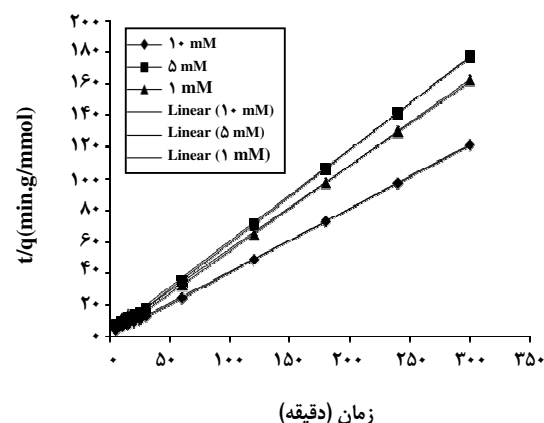
Loukidou و همکاران (۲۰۰۴ میلادی) سینتیک جذب زیستی کروم شش ظرفیتی توسط باکتری *Aermonas Caviae* را مورد مطالعه قرار داده و دیدند که معادله سرعت درجه دوم کاذب در مقایسه با سایر مدل‌های سینتیک تطابق بهتری با داده‌های آزمایشگاهی دارد [۳].



شکل ۲- سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82.



شکل ۳- مدل‌سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از معادله سرعت درجه اول کاذب.



شکل ۴- مدل‌سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از معادله سرعت درجه دوم کاذب.

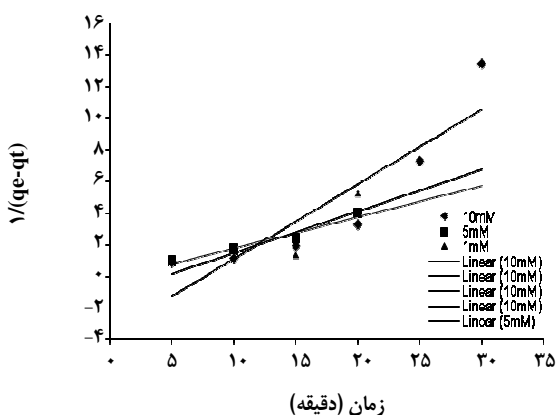
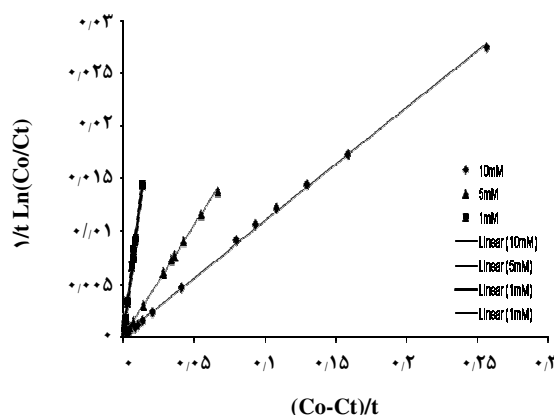
جدول ۳- پارامترهای مدل‌های ایزوترم BET، لانگمویر و فروندلیچ برای جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82.

مدل فروندلیچ			مدل لانگمویر			مدل BET			یون فلزی
R^2	n	K_F	R^2	b	q_m	R^2	Q^0	B	
۰٫۸۶۲۱	۲٫۸۳۸	۰٫۷۸۲۷	۰٫۹۴۹۲	۰٫۶۶۹۶	۱٫۷۷	۰٫۹۵۱۱	۱٫۷۵	۴۷۶۲٫۶	Cr^{+6}

R ضریب همبستگی

جدول ۴- پارامترهای مدل‌های ایزوترم فروندلیچ - لانگمویر برای جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82.

مدل فروندلیچ-لانگمویر				یون فلزی
R^2	n	b	q_m	
۰٫۸۲۸۷	۲٫۰۳۴	۰٫۵۶	۱٫۶۸	Cr^{+6}

شکل ۶- مدل‌سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از معادله سرعت درجه دوم.شکل ۵- مدل‌سازی سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از معادله سرعت saturation.

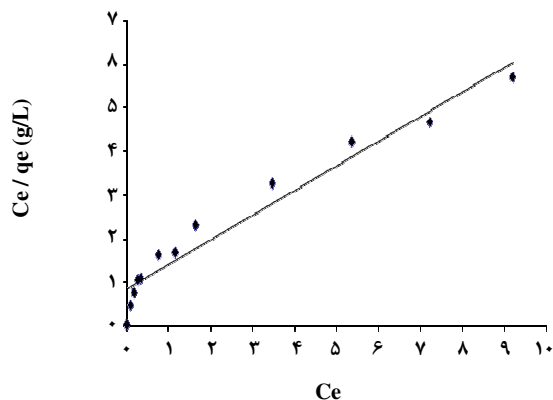
به وسیله پلیمر زانتان B82 در غلظت‌های اولیه بالاتر این فلز سرعت بیشتری دارد.

مطالعه‌های ایزوترم جذب زیستی

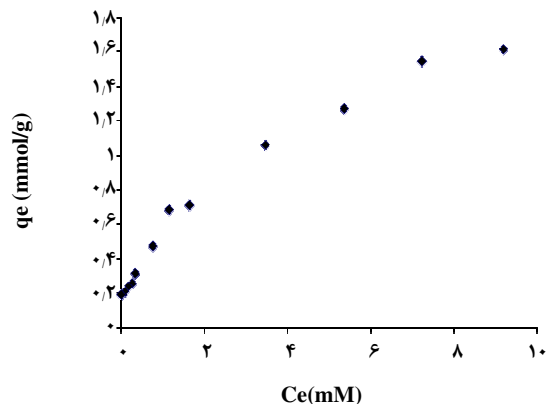
داده‌های آزمایش‌های ایزوترم جذب زیستی، آنالیز این داده‌ها و تعیین مدل ایزوترم جذب زیستی برای طراحی واحدهای فرایندی جذب زیستی لازم می‌باشد [۲۰، ۱۴]. براساس این مطالعه ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} از مدل BET پیروی می‌نماید ($R^2 = 0.95$). ضریب همبستگی داده‌های آزمایشگاهی با مدل ایزوترم لانگمویر مشابه معادله‌های ایزوترم BET بود. بر طبق معادله لانگمویر بیشترین ظرفیت جذب زیستی (q_m) Cr^{+6} برابر ۱٫۷۷ میلی‌مول به ازاء وزن واحد گرم جاذب به‌دست آمد.

آنالیز سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله کیتوزان زانتات شده نشان داد که سینتیک جذب زیستی Cr^{+6} از معادله سرعت درجه دوم کاذب پیروی می‌کند [۳۱].

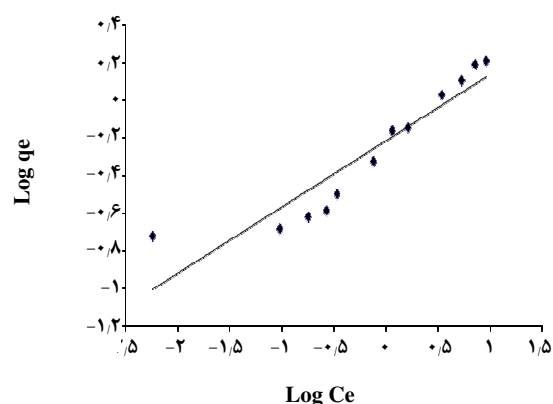
ثابت سرعت معادله درجه دوم کاذب (K_2) برای جذب زیستی Cr^{+6} در غلظت‌های اولیه ۱۰ mM، ۵mM و ۱mM به ترتیب ۰٫۱۲۹، ۰٫۱۶۷ و ۰٫۱ گرم میلی‌مول بر دقیقه و ثابت سرعت معادله Saturation (K_0) در غلظت‌های اولیه ۱۰ mM، ۵mM و ۱mM به ترتیب ۰٫۰۰۲۸۶۵، ۰٫۰۰۰۴۷۸ و ۰٫۰۰۰۰۹۵۶ میلی‌مول بر دقیقه به‌دست آمد. با توجه به نتیجه‌های به‌دست آمده مشخص می‌شود که با افزایش غلظت اولیه فلز ثابت‌های سرعت جذب زیستی افزایش می‌یابد. بنابراین رابطه‌ای مستقیم بین سرعت جذب زیستی Cr^{+6} و غلظت اولیه این فلزات وجود دارد، به عبارت دیگر جذب زیستی Cr^{+6}



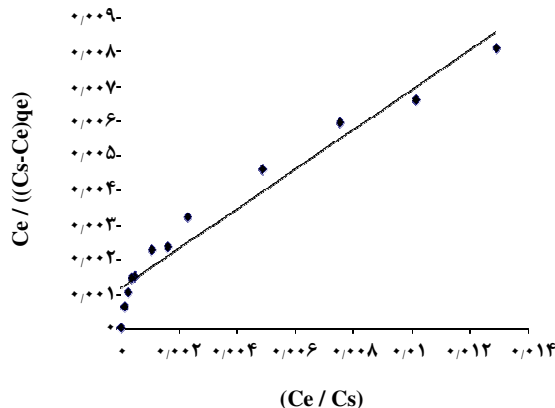
شکل ۹: ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از مدل لانگمویر.



شکل ۷ - ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82.



شکل ۱۰ - ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از مدل فروندلیچ.



شکل ۸ - ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از مدل BET.

با هدف ارزیابی عملکرد کیتوزان اصلاح شده به روش شیمیایی برای حذف Cr^{+6} از محلول‌های SYSTEMATIC بعد از اتصال متقاطع کیتوزان با گلوترآلدئید گروه زانتات را بر روی اسکلت کیتوزان پیوند دادند. در این مطالعه کیتوزان به شکل دانه‌ای و پولکی استفاده شد. نتیجه‌های به دست آمده نشان داد که جذب یون‌های فلزی از مدل ایزوترم لانگمویر پیروی کرده و بیشترین جذب برای فرم دانه‌ای ۲۵۶/۴ و برای فرم پولکی ۶۲۵ میلی‌گرم برای هر گرم جاذب بوده است [۳۱].

بیشترین ظرفیت جذب زیستی ک Cr^{+6} به دست آمده در این مطالعه و برخی مطالعات دیگر جهت مقایسه در جدول ۵ آورده شده است. از آنجایی که مطالعه‌های گوناگون

پارامتر حداکثر ظرفیت جذب زیستی (q_m) معیار بسیار مناسبی جهت مقایسه جاذب‌های زیستی می‌باشد.

Yi-Yan در سال ۲۰۰۴ میلادی بیشترین ظرفیت جذب زیستی کاتیون‌های مس، سرب و منگنز به وسیله پلیمر زانتان را بر اساس معادله لانگمویر به ترتیب ۵۷/۲۲۲، ۴۴/۵۵ و ۸/۲۱ میلی‌گرم به ازای هر گرم جاذب گزارش کرد [۳۳] و در سال ۲۰۰۵ میلادی، Chien-Yu Sen بیشترین ظرفیت‌های جذب این سه نوع یون مس، سرب و منگنز توسط پلمر زانتان تثبیت شده توسط سیلیکاژل را به ترتیب ۵۱/۲۸۲، ۴۲/۲۷۳، ۷/۴۸۵ میلی‌گرم به ازای هر گرم جاذب به دست آورد [۳۴].

در مطالعه‌ای توسط nalini و همکاران (۲۰۰۶ میلادی)

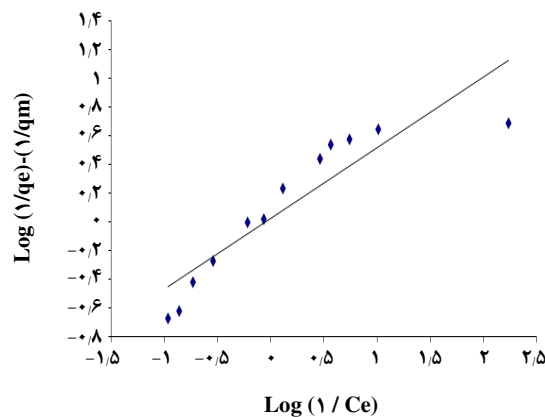
جدول ۵ - مقایسه حداکثر ظرفیت جذب زیستی Cr^{+6} توسط جاذب‌های زیستی دیگر (مدل لانگمویر).

مرجع	غلظت اولیه (mg/L)	مقدار جاذب (g/L)	دما (°C)	pH	حداکثر ظرفیت جذب q_m (mg/g)	جاذب زیستی
[۱۵]	۵-۳۵۰	۱	۲۰	۲٫۵	۱۲۴٫۴۶	<i>Aeromonas caviae</i>
	۲۵-۲۵۰	۱	۲۵	۲	۲۴	<i>Chlorella vulgaris</i>
	۲۵-۴۰۰	-	۲۵	۲	۳	<i>Zooglera ramigera</i>
	۲۵-۴۰۰	-	۲۶	۴٫۱	۴۰	<i>Halimeda opuntia</i>
	۲۵-۴۰۰	۱	۲۵	۲	۶۲	<i>Rhizopus arrhizus</i>
	-	-	۲۵	۲	۸٫۸	<i>Rhizopus arrhizus</i>
	۵۰-۵۰۰	۱	۲۵	۲	۱۲۳٫۴۵	<i>Rhizopus nigrificans</i>
	-	۱	-	۲	۴۰	<i>Sargassum</i>
	۱-۲۵	۵	۱۸	۲	۱۴٫۷	<i>Spirogyra</i>
	۵۰-۳۰۰	۱	۲۵	۱	۲۰۱٫۸۱	<i>Pinus sylvestris</i>
این مطالعه	۲۵-۱۰۰	۱	۲۵	۵	۹۲٫۰۴	زانتان B82

در شرایط آزمایشگاهی متفاوت (دما، pH و غیره) انجام شده‌اند، مقایسه نتیجه‌های آنها بایکدیگر مشکل می‌باشد. اما بیشترین ظرفیت جذب Cr^{+6} که در این پژوهش به دست آمده است، در حدود برابر یا بیشتر از ظرفیت دیگر جاذب‌های زیستی می‌باشد. بنابراین پلیمر زانتان B82 مورد استفاده در این مطالعه، به‌عنوان یک جاذب زیستی با ظرفیت جذب متوسط معرفی می‌شود.

تشکر و قدردانی

نویسندگان بدین‌وسیله تشکر و قدردانی خود را از حمایت‌های مالی دانشگاه علوم پزشکی تهران با شماره ۲۰۴۵ ابراز می‌دارند. همچنین از سرکار خانم جمعی برای همکاری در زمینه آنالیز نمونه‌ها سپاسگزاری می‌شود.



شکل ۱۱- ایزوترم جذب زیستی Cr^{+6} به‌وسیله پلیمر زانتان B82 با استفاده از مدل فروندلیچ - لانگمویر.

تاریخ دریافت: ۱۳۸۹، ۴، ۲۴ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۰، ۲، ۱۹

مراجع

- [1] Saroj S. Baral, Surendra N. Das, Pradip Rath, Hexavalent Chromium Removal from Aqueous Solution by Adsorption on Treated Sawdust, *Biochemical Engineering Journal*, **31**, p. 216 (2006).
- [2] Loukidou M.X., Karapantsion T.D., Zouboulis A.I., Matis K.A., Diffusion Kinetic Study of Cadmium (II) Biosorption by *Aeromonas Caviae*, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **79**(7), p. 711 (2004).

- [3] Loukidou M.X., Zouboulis A.I., Karapantsios T.D., Matis K.A., Equilibrium and Kinetic Modeling of Chromium (VI) Biosorption by *Aeromonas Caviae*, *Colloids and Surfaces a-Physicochemical and Engineering Aspects*, **242**, p. 93 (2004).
- [4] Tirgar A., Golbabaee F., Nourijelyani K., Akbar Kanzadeh F., Shahtaheri S.J., Ganjali M.R., Hamed J., Evaluation of Parameters Influencing Hexavalent Chromium Mist Sampling: A Full Factorial Design, *Iran J. Chem. Chem. Eng.*, **26**(4), P. 115 (2007).
- [5] Igwe J.C., Abia A.A., A Bioseparation Process for Removing Heavy Metals from Waste Water Using Biosorbents, *African Journal of Biotechnology*, **5**(12), p. 1167 (2006).
- [6] Parinejad M., Yaftian M.R., A Study on the Removal of Chromium (VI) Oxanions from Acid Solutions by Using Oxonium Ion-Crown Ether Complexes as Mobile Carrier Agents, *Iran. J. Chem Chem. Eng.*, **26**(4), P. 19 (2007).
- [7] Nakano Y., Takeshita K., Tsutsumi T., Adsorption Mechanism of Hexavalent Chromium by Redox within Condensed-Tannin Gel, *Water Research*, **35**(2), p. 496 (2001).
- [8] Niu H., Volesky B., Characteristics of Anionic Metal Species Biosorption with Waste Crab Shells, *Hydrometallurgy*, **71**(1-2), p. 209 (2003).
- [9] Kaustubha Mohanty, Mousam Jha, Meikap B.C., Biswas M.N., Biosorption of Cr(VI) from Aqueous Solutions by *Eichhornia Crassipes*, *Chemical Engineering Journal*, **117**, p. 71 (2006).
- [10] Eccles E., Removal of Heavy Metals from Effluent Steams-Why Select a Biological Process?, *International Biodeterioration and Biodegradation*, **35**, p. 5 (1995).
- [11] Eccles H., Treatment of Metal-Contaminated Wastes: Why Select a Biological Process?, *Tibtech.*, **17**(12), p. 462 (1999).
- [12] Volesky B., Biosorption for The Next Century, A Part of The Invited Lecture to be Presented at the International Biohydrometallurgy Symposium, El Escorial, Spain. June (1999).
- [13] Schiewer S.V. B., Biosorption Processes for Heavy Metal Removal, In: Derek R. Lovely, "Environmental Microbe-Metal Interactions", ASM Press, Washington, USA, pp. 329-62 (2000).
- [۱۴] تیرگر، آرام؛ تعیین اثربخشی جاذب‌های زیستی پلی‌ساکاریدی جهت حذف کروم شش ظرفیتی از هوا، پایان‌نامه دوره دکتری، دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دانشگاه تهران (۱۳۸۵).
- [۱۵] سعیدی، رضا؛ تعیین جلبک قهوه‌ای سارگاسوم خشک شده در حذف سرب (III) و کادمیوم (II) از محیط آبی، پایان‌نامه کارشناسی ارشد بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تهران (۱۳۸۴).
- [16] Katzbauer B., Properties and Applications of Xanthan Gum, *Polymer Degradation and Stability*, **59**, p. 81 (1998).
- [17] Garcia-Ochoa F., Santos V.E., Casas J.A., Gomez E., Xanthan Gum: Production, Recovery, and Properties, *Biotechnol Adv.*, **18**(7), 549 (2000).
- [18] Mcnelly W.H., Kang K.S., Whistler R.L., "Xanthan and Some other Biosynthetic Gums in Industrial Gums", Academic Press, New York, pp. 473-99 (1973).

- [19] Quinn F.X. "Xanthan Gum in "Polymeric Materials Encyclopedia"", Joseph CS, CRC Press, Boca Raton, Florida, **11** (1996).
- [20] Sibel Tunali, Tamer Akar, A. Safa Ozcan, Ismail Kiran, Adnan Ozcan. Equilibrium and Kinetics of Biosorption of Lead(II) from Aqueous Solutions by *Cephalosporium Aphidicola.*, *Separation and Purification Technology*, **47**, p. 105 (2006).
- [21] T.V.N, Padmesh, G., Sekaran, M., Velen M., Application of Two- and Three-Parameter Ispterm Models: Biosorption Of Acid Red 88 onto *Azolla microphylla.*, *Bioremediation Journal*, **10**(1-2), p. 37 (2006).
- [22] Nabizadeh R., Naddafi K., Saeedi R., Mahvi A.H., Vaezi F., Yaghmaeian K., et al., Kinetic and Equilibrium Studies of Lead and Cadmium Biosorption from Aqueous Solutions by *Sargassum spp.* Biomass., *Iran J Environ Health Sci Eng.*, **2**(3), p. 159 (2005).
- [23] Azizian S., A Novel and Simple Method for Finding the Heterogeneity of Adsorbents on the Basis of Adsorption Kinetic Data, *Journal of Colloid and Interface Science*, **302**(1), p. 76 (2006).
- [24] Tirgar A., Golbabaei F., Hamed J., Nourijelyani K., Shahtaheri S.J., Moosavi S.R., Removal of Airborne Hexavalent Chromium Mist Using Chitosan Gel Beads as a New Control Approach, *Int J Environ Sci. Tech.*, **3**(3), p. 305 (2006).
- [25] Namasivayam C, Sureshkumar M.V., Removal of Chromium(VI) from Water and Wastewater Using Surfactant Modified Coconut Coir Pith as a Biosorbent, *Bioresour Technol*, **99**(7), p. 2218 (2008).
- [26] Ho Y.S., McKay G., Pseudo-Second Order Model for Sorption Processes. *Process Biochemistry*, **34**(5), p. 451 (1999).
- [27] Louhab Krim, Sahmoune Nacer, Goma Bilango., Kinetics of Chromium Sorption on Biomass Fungi from Aqueous Solution, *American Journal of Environmental Sciences*, **2**(1), p. 31 (2006).
- [28] Langmuir I., The Adsorption of Gases on Plane Surfaces of Glass, Mica and Platinum, *J. Am. Chem. Soc.*, **40**, p. 1361 (1918).
- [29] Freundlich H., Ueber die Adsorption in Loesunen, *Z Phys. Chem.*, **57**, p. 385 (1907).
- [30] Cossich E.S., Tavares C.R.G., Ravagnani T.M.K., Biosorption of Chromium (III) by *Sargassum Spp.* Biomass, *Electron J Biotechnol*, **5**(2), p. 133 (2002).
- [31] Sankararamkrishnan N., Dixit A., Iyengar L., Sanghi R., Removal of Hexavalent Chromium Using a Novel Cross Linked Xanthated Chitosan, *Bioresour. Technol.*, **97**(18), p. 2377 (2006).
- [32] Zhang L., Zhao L., Yu Y., Chen C., Removal of Lead from Aqueous Solution by Non-Living *Rhizopus Nigricans*, *Water Res.*, **32**, p. 1437 (1998).
- [33] Yi-Ya Ling., "Evaluate the Bactrial piolysaccaride of Xanthan Gum for the Application of Biosorption Processes", Chung Yuan Christian University; (2004).
- [34] Chien-Yu Sen., "Biosorption of Heavy Metals in the Aqueous Soution by the Immobilized Xanthan Gum", Chung Yuan Christian University, (2005).