مطالعه ایزوترم و کینتیک جذب کروم شش ظرفیتی بر روی دانه های آلژینات کلسیم در محلولهای آبی

قدرت اله شمس خرم آبادی[۱]، رضا درویشی چشمه سلطانی[۲]، عباس رضایی[۳]، احمد جنیدی جعفری[۴]

۱-دانشیار گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و تغذیه دانشگاه علوم پزشکی لرستان
۲-دانشجوی دکتری بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی دانشگاه تربیت مدرس
۳-دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده علوم پزشکی دانشگاه تربیت مدرس
٤-دانشیار گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی تهران

یافته / دوره سیزدهم / شماره ۲ / تابستان ۹۰ / مسلسل ۴۸

چکیده

دریافت مقاله: ۸۹/۱۱/۲۲ ، پذیرش مقاله: ۹۰/۱/۲۱

* **مقدمه:** یکی از مهمترین معضلات زیست محیطی آلودگی آب و خاک به فلزات سنگین است. در این راستا هدف از این مطالعه حذف زیستی کروم (VI) از محلولهای آبی با استفاده از آلژینات کلسیم و تعیین مدلهای ایزوترم و کینتیک جذب بود.

* **مواد و روش‌ها:** با استفاده از راکتور جریان ناپیوسته، ظرفیت جذب زیستی آلژینات کلسیم جهت جذب کروم (VI) تحت تأثیر pH ، زمان اختلاط و غلظت فلز تعیین گردید. جهت تعیین باندهای فعال در جذب و تعیین خصوصیات جاذب از آنالیز اسپکتروفوتومتر مادون قرمز و میکروسکوپ الکترونی استفاده شد.

* **یافته‌ها:** با توجه به آنالیز اسپکتروفوتومتر مادون قرمز نشان داده شد که باندهای کربوکسیل و هیدروکسیل می توانند مهمترین نقش را در جذب کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم داشته باشند. pH بهینه ۴ جهت جذب کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم بدست آمد. تطابق مطلوبی بین داده های آزمایشگاهی و ایزوترمهای مورد مطالعه بدست آمد (R^2>۰/۹). ماکزیمم ظرفیت آلژینات کلسیم جهت جذب زیستی کروم(VI) ۸۴/۷۵ میلیگرم بر گرم بدست آمد. متوسط انرژی آزاد جذب کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم(E) ۹/۱۲۹ کیلوژول بر مول بدست آمد. علاوه بر آن، مدل کینتیکی درجه دوم کاذب نسبت به مدل درجه دوم کاذب جهت تطبیق داده های آزمایشگاهی مناسب‌تر گزارش شد (R^2>0.97) و در طی ۱۲۰ دقیقه تعادل جذب حاصل گردید.

* **بحث و نتیجه‌گیری:** با توجه به مدل دوبنین رادوشویچ می توان ابراز داشت که فرآیند جذب کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم مکانیسمی شیمیایی دارد. همچنین با توجه به ماکزیمم ظرفیت جذب بدست آمده می توان ابراز داشت که آلژینات کلسیم جهت جذب زیستی کروم کارآمد و مؤثر است.

* **واژه‌های کلیدی:** جذب زیستی، کروم (VI)، آلژینات کلسیم، ایزوترم، کینتیک.

آدرس مکاتبه: تهران، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس
پست الکترونیک:rezaee@modares.ac.ir

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

مقدمه

یونهای فلزات سنگین یکی از مهمترین نگرانیهای زیست محیطی هستند(۱). این یونها می توانند از طریق فعالیتهای صنعتی مختلف در محیط زیست وارد شوند (۲). فلزات سنگین تمایل به تجمیع در زنجیره غذایی دارند بنابراین می توانند تهدید جدیدی جهت زندگی حیوانی و گیاهی باشند (۳). کروم اغلب به صورت کروم (VI) و کروم (III) در محیط وجود دارد (۴). کروم (VI) سمی تر از کروم (III)است(۵). کروم (VI) سمی است و به عنوان فلز سرطان‌زا شناخته شده است(۴و۵). همچنین کروم (VI)در خاک و محیطهای آبی و خاکی خیلی سیال است و عاملی اکسید کننده است که می تواند باعث ایجاد درماتیت شده و آلرژیهای پوستی را تحریک نماید(۶). روشهای سنتی مختلفی جهت حذف فلزات سنگین نظیر ترسیب شیمیایی و فیلتراسون، تصفیه الکتروشیمیایی، استخراج حلال، کاربرد تکنولوژی غشایی، تبادل یون، جذب سطحی روی کربن فعال و تبخیر مورد استفاده واقع شده است(۷و۸). حذف فلزات سنگین بوسیله باند شدن غیرفعال بر روی مواد زیستی غیرزنده تحت عنوان جذب زیستی در دهه اخیر توجه زیادی را به خود معطوف داشته است زیرا این فرآیند مزایایی زیادی نظیر خواهان محیط زیست ، هزینه کم، موجود بودن، سهولت بهره برداری و انتخابگری در قیاس با روشهای سنتی دارد(۲، ۹و۱۰). علاوه بر این کاربرد، بیومس مرده مستقل از نوترینت است و نگهداری بیومس غیر زنده در محیط باسمیت زیاد خیلی ساده است(۱۱). پلیمرهای زیستی نظیر آلژینات سدیم، کیتوزان و غیره می توانند فلزات سنگین را از محلولهای آبی حذف کنند و به عنوان جاذب زیستی مطرح باشند. پلیمرهای زیستی تمامی مزایایی جاذب زیستی را دارند و بنابراین قدرت رقابت زیادی با روشهای سنتی حذف فلزات نظیر تبادل یون و کربن فعال دارند(۳). آلژینات یک پلیمر زیستی خطی از الیگوپلیمرهای متناوب β-D-mannuronic(m) و α-L-guluronic acids(G) می‌باشند که حاوی گروه‌های کربوکسیل هستند که این گروه توانایی کمپلکس کردن یونهای فلزات سنگین را دارند(۲و۱۱). یکی از مهمترین و پرکاربردترین پلیمر زیستی جهت جذب زیستی یون‌های فلزی از محلول‌های آبی آلژینات بوده است(۱۲). جاذب زیستی غیرزنده معمولا به شکل پودر استفاده شده‌اند که مشکلاتی نظیر جداسازی جاذب پودر شده از محلولهای آبی را در پی دارد(۷). از این لحاظ در این مطالعه جذب زیستی کروم(VI) از محلول‌های آبی با استفاده از آلژینات کلسیم به شکل دانه مورد بررسی قرار گرفت. تأثیرpH و زمان اختلاط بر روی ظرفیت جذب و مطالعه ایزوترم و کینتیک جذب مورد مطالعه و ارزیابی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

۲-۱- سنتز جاذب زیستی: آلژینات سدیم به مدت یک ساعت جهت تهیه یک محلول ۲٪ در آب دیونیزه همزده شد و جهت خارج شدن حباب‌های موجود، مخلوط حاصل به مدت ۲ ساعت در حالت ثبات نگهداری گردید. پس از دستیابی به یک مخلوط متجانس و هموژن، مخلوط حاصل با استفاده از یک سرنگ بر روی محلول کلرید کلسیم ($CaCl_2$ ۰/۵ M) تحت شرایط اختلاط ثابت چکانده شد. در نهایت پس از شکل گیری دانه های آلژینات سوسپانسیون حاصل به مدت ۲۴ ساعت درون یخچال نگهداری شد. با استفاده از فیلتراسیون دانه های حاصل از سوسپانسیون جداسازی شده و جهت شکل گیری اندازه واقعی، دانه‌های آلژینات کلسیم به مدت ۴۸ ساعت در دمای اتاق نگهداری شدند. سیستم جریان ناپیوسته با استفاده از ارلن مایرهای ۱۰۰ میلی لیتری و شیکر با ۱۵۰ دور در دقیقه به مدت ۳۶۰ دقیقه تا دستیابی به زمان تعادل جذب جهت آزمایشات در دمای اتاق($25\pm1^{\circ C}$) به کار برده شد. pH و زمان تماس بهینه جهت جذب زیستی کروم(VI) تعیین گردید سپس آزمایشات از طریق مقادیر بهینه بدست آمده صورت گرفت. جهت دستیابی به

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

غلظت دلخواه کروم(VI) در آزمایشات یک محلول استوک $K_2Cr_2O_7$ با غلظت ۱۰۰۰mg/l تهیه گردید. میزان pH بوسیله HCl ۰/۱ مولار و NaOH ۰/۱ مولار در ابتدای آزمایش در عدد دلخواه تنظیم گردید. یک فلاسک کنترل بدون جاذب جهت تعیین حذف کروم(VI) در غیاب جاذب استفاده شد. همه آزمایشات جذب زیستی سه بار تکرار شد تا از دقت و صحت نتایج اطمینان حاصل شود. نمونه های جمع آوری شده از فلاسکهای ارلن مایر فیلتر شدند، سپس نمونه های فیلتر شده جهت تعیین میزان یونهای کروم(VI) باقیمانده با استفاده از متدکالریمتری و با استفاده از اسپکتروفتومتر UV/visible (UNICO,۲۱۰۰) در طول موج ۵۴۰ nm با توجه به روشهای استاندارد آزمایش آب و فاضلاب مورد آنالیز واقع شدند(۱۳). میزان کروم(VI) جذب شده به صورت میلیگرم کروم(VI) بر واحد وزن جاذب با استفاده از رابطه زیرمحاسبه گردید.

$$q = \frac{(C_0 - C)V}{M}$$

به طوریکه q میزان کروم (VI) جذب شده بر روی واحد وزن جاذب به صورت میلیگرم بر گرم است، C_0 و C به ترتیب غلظت اولیه یونهای کروم (VI) در محلول به صورت میلیگرم بر لیتر و پس از جذب زیستی است،Vحجم محلول (L) و M وزن بیومس (g) است (۱۴).

۲-۲- خصوصیات جاذب زیستی: دانه های آلژینات کلسیم با استفاده از میکروسکوپ الکترونی[1](مدلPhilips CL30) جهت مطالعه شکل، قطر دانه ها و جزئیات سطح دانه ها مشاهده شدند. همچنین آنالیز طیف مادون قرمز با استفاده از قرص KBr و نمونه آسیاب شده بوسیله دستگاه اسپکتروفتومتر مادون قرمز[2] (مدلVECTOR 33) انجام گرفت. طیف مادون قرمز در ناحیه $500\text{-}4000cm^{-1}$ ثبت گردید.

۲-۳- پیش زمینه تئوریکی: تعادل بین یونهای فلزی جذب شده و یونهای فلزی جذب نشده در محلول را می توان بوسیله مدل های ایزوترم جذب توصیف نمود(۱۵). مدل های ایزوترم مختلفی نظیر لانگموئر، فروندلیخ ، بت[3] و دوبنین رادوشویچ[4] جهت توصیف تعادل جذب استفاده شدند. شکل خطی ایزوترم لانگموئر به صورت زیر است:

$$C_e/q_e = \frac{1}{kq_m} + \frac{C_e}{q_m}$$

به طوریکه $q_e(mg/g)$ میزان یونهای فلزی جذب شده به ازای واحد وزن جاذب است و $C_e(mg/g)$ غلظت یونهای فلزی جذب نشده در محلول است.$Q_m(mg/g)$ ماکزیمم میزان ماده جذب شونده به ازای واحد وزن جاذب شکل گیری یک لایه یونهای فلزی بر روی سطح جاذب و k(L/mg) به تمایل محل های جذب مربوط است. شکل خطی مدل ایزوترم فروندلیخ به صورت زیراست:

$$\log q_e = \log k_F + 1/n \log C_e$$

به طوریکه n و K_F ثابت های فروندلیخ هستند که به ترتیب بیانگر شدت جذب و ظرفیت جذب می‌باشند(۱۵و۱۶). بعلاوه جهت بسط مدل لانگموئر از شکل جذب تک لایه به لایه های مولکولی چندگانه، شکل خطی معادله بت به صورت زیر به کار برده شده است:

$$\frac{C}{(C_s - C)q_e} = \frac{1}{BQ^0} + (\frac{B-1}{BQ^0})(C/C_s)$$

به طوریکه(mg/L) Cs غلظت اشباع یونهای فلزی محلول، C (mg/L) غلظت یونهای فلزی محلول در حالت تعادل، Q^0 (mg/g) میزان یونهای فلزی جذب شده جهت شکل گیری

1.Scanning Electron Microscopy (SEM)
2.Fourier Transform Infrared (FT-IR)
3.BET
4.Dubinin-Raduhkevich

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

یک لایه تکی و B ثابت انرژی بین یونهای فلزی و سطح جاذب است. داده های تعادلی را همچنین می توان با مدل دوبنین رادوشویچ توصیف نمود. شکل خطی معادله به صورت زیر است:

$$LnQ = LnQ^0 - k\varepsilon^2$$

به طوریکه Q(mol/g) میزان یونهای فلزی جذب شده به ازای واحد وزن جاذب است، k (mol^2kj) ثابت مرتبط با انرژی جذب سطحی است، ε پتانسیل پلانی است وQ^0 (mol/g) ظرفیت جذب سطحی است (۱۷). مقادیر Q° و K از طریق عرض از مبداء و شیب نمودار LnQ در برابر ε^2 محاسبه می‌گردد. متوسط انرژی آزاد جذب(E) از طریق K و با رابطه زیر محاسبه گردید.

E=(-2K)-0.5

اگر میزان E بین ۱۶-۸ کیلو ژول بر مول باشد فرآیند جذب زیستی از مکانیسم شیمیایی پیروی می کند. در حالی که اگر کمتر از ۸ باشد فرآیند جذب زیستی مکانیسمی فیزیکی خواهد داشت. در این پژوهش مدلهای سینتیکی $\log(q_e - q) = \log q_e - \frac{k_{1ads}}{2.303}t$ درجه اول و درجه دوم کاذب جهت ارزیابی مکانیسم جذب زیستی به کار برده شدند. شکل خطی رابطه سینتیکی درجه اول کاذب به شکل زیر است:

یک خط مستقیم به صورت $\log(q_e-q)$ در برابر t مناسب بودن رابطه درجه اول کاذب را بیان می کند. رابطه درجه دوم کاذب به صورت زیر است: $\frac{t}{q} = \frac{1}{k_{2\,ads}\,q_e^{\,2}} + \frac{1}{q_e}t$

به طوریکه K_{2ads} (g/mg.min) ثابت سرعت است. اگر رابطه درجه دوم کاذب مناسب باشد نمودار t/q در برابر t به صورت خطی خواهد بود (۳، ۱۵، ۱۸).

یافته‌ها

۳-۱- آنالیز میکروسکوپ الکترونی: تصاویر میکروسکوپ الکترونی از سطح دانه های آلژینات کلسیم در نمودار ۱ قبل و بعد از جذب زیستی کروم با بزرگنمایی ۵۰ و 10000x نشان داده شده است. می توان یک سطح هموژن با مساحت سطح بزرگ جهت دانه های آلژینات کلسیم در نمودار1(b-1) و 1(b-2) مشاهده کرد.

۳-۲-آنالیز اسپکتروفوتومتر مادون قرمز: آنالیز اسپکتروفوتومتر مادون قرمز قبل و بعد از جذب زیستی کروم بر روی آلژینات کلسیم با توجه به نمودار ۲ نشان داده شده است. در نمودار (۱)2 و (۲)2 جابجایی عدد موج از cm^{-1} ۱۶۵۰ به cm^{-1} ۱۶۰۷ که نشان دهنده کروم کربوکسیل(C=O)است نشان داد که این گروه می تواند نقش مهمی در باند شدن کروم(VI) ایفا کند. علاوه بر این، آنالیز اسپکتروفوتومتر مادون قرمز پس از جذب زیستی کروم نشان داد که باند موجود در cm^{-1} ۳۴۱۷ باند قابل توجهی در جذب زیستی کروم(VI) بر روی آلژینات کلسیم است. این باند مرتبط با گروه هیدروکسیل (O-H) ترکیبات پلیمری است که کاهش در شدت جذب یا افزایش میزان عبور طیف مادون قرمز در این باند ممکن است در نتیجه باند شدن گروه هیدروکسیل با فلزات باشد.

۳-۳- تأثیر pH اولیه محلول: در نمودار ۳ تغییرات کروم جذب شده در برابر pH محلول در محدوده ۶-۲ نشان داده شده است.در این مطالعه غلظت جاذب ۱ گرم بر لیتر قرار داده شد، و سه غلظت کروم نیز در نظر گرفته شد. با توجه به نمودار 3 نرخ جذب کروم (VI) برابر با ۱/۶، ۱۷/۰۴و ۳۳/۵۳ میلیگرم بر گرم به ترتیب جهت غلظتهای کروم (VI) ۵۰،۱۰و۱۰۰ میلیگرم بر لیتر در pH بهینه ۴ بدست آمد. با افزایش pH تا ۴ جذب یونهای کروم (VI) افزایش یافت و پس از آن جذب یونهای کروم (VI) کاهش یافت. با توجه به این مطالعه، pH بهینه جهت آزمایشات بعدی را می توان ۴ در نظر گرفت زیرا درصد حذف کروم در این pH بیشتر است.

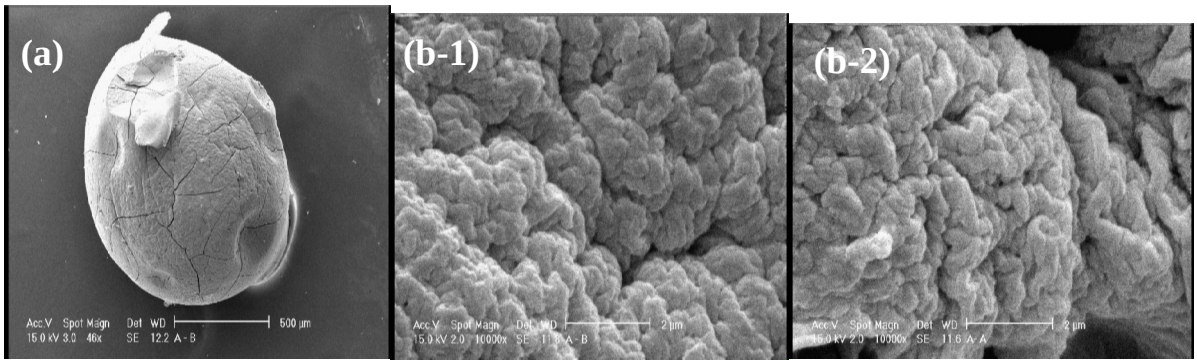
۳-۴- نرخ جذب زیستی و تعیین زمان تعادل: تغییرات کروم (VI) جذب شده در برابر زمان در نمودار ۴ با

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

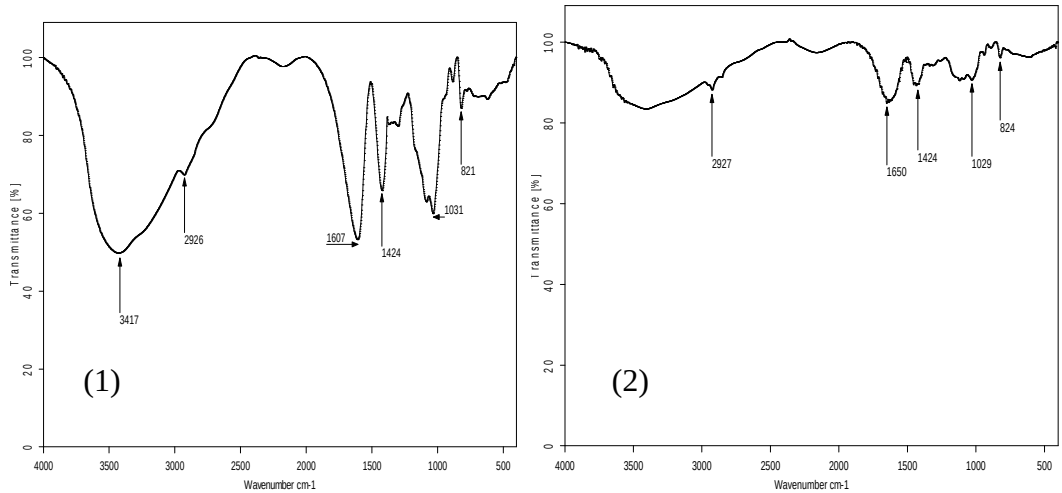
غلظتهای کروم۱۰،۵۰و۱۰۰ میلیگرم بر لیتر، غلظت ثابت جاذب ۱ گرم بر لیتر و pH برابر ۴ نشان داده شده است. در نمودار ۴ نشان داده شده است که جذب یونهای کروم (VI) با افزایش زمان افزایش می یابد و پس از طی ۱۲۰ دقیقه به حالت تعادل می رسد.

بنابراین آزمایشات بعدی را می توان بر اساس زمان تعادل بدست آمده انجام داد. در این زمان نرخ جذب زیستی کروم (VI) جهت غلظتهای کروم۱۰،۵۰ و ۱۰۰ میلیگرم بر لیتر به ترتیب ۵/۷۸، ۲۱/۴۵، ۳۵/۱۴ میلیگرم بر گرم بدست آمد. همچنین در این زمان درصد حذف کروم (VI) جهت غلظتهای کروم ۱۰، ۵۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب۵۷/۸، ۴۲/۹ و ۳۵/۱۴ درصد بدست آمد.

۳-۵- مطالعات ایزوترم: آزمایشات ایزوترم جذب با غلظت آلژینات کلسیم یک گرم در لیتر، pH=4 و غلظت اولیه کروم (VI) بین ۱۰ تا ۳۰۰ میلیگرم بر لیتر طی زمان تماس ۱۲۰ دقیقه صورت گرفت. در نمودار ۵ تغییرات نرخ جذب زیستی و درصد حذف کروم (VI) در برابر غلظت یون فلزی به تصویر کشیده شده است.

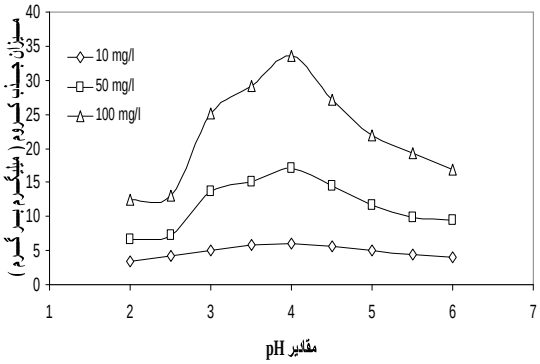


شکل۱-تصاویر میکروسکوپ الکترونی دانه های آلژینات کلسیم (a) و سطح دانه ها (b) قبل (۱) و بعد (۲) از جذب زیستی کروم (VI)

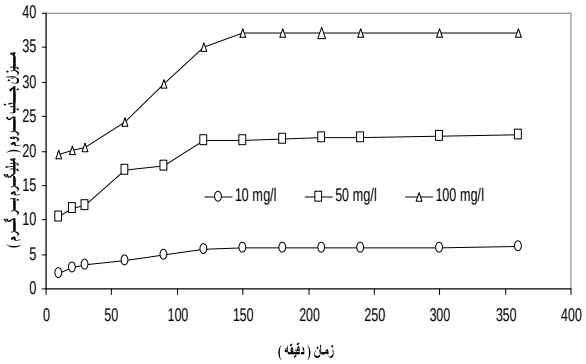


نمودار۱: طیف اسپکتروفوتومتر مادون قرمز آلژینات کلسیم قبل(۱) و بعد از (۲) جذب زیستی کروم (VI)

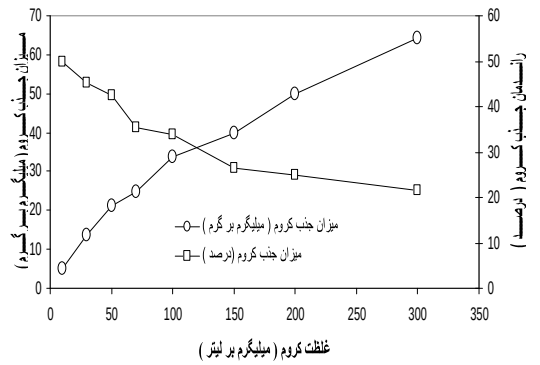
[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]



نمودار شماره ۲- تغییرات غلظت یون کروم(VI)جذب شده در برابر pH محلول۶-۲=pH ، زمان تماس=۳۶۰ دقیقه، سرعت اختلاط=۱۵۰ دور در دقیقه،غلظت کروم(VI) =۱۰۰-۱۰میلی‌گرم بر لیتر



نمودار شماره۳-تغییرات یونهای کروم (VI)جذب شده در برابر زمان،زمان تماس=۳۶۰دقیقه،pH=۴ ،سرعت اختلاط=۱۵۰دور در دقیقه و غلظت کروم(VI)=۱۰۰-۱۰ میلی‌گرم بر لیتر



نمودار شماره۴-تغییرات نرخ جذب زیستی و درصد حذف کروم(VI)در برابر غلظت یونهای کروم(VI)،pH=۴ ،غلظت کروم(VI)=۱۰۰-۱۰میلی‌گرم بر لیتر،زمان تماس=۱۲۰دقیقه،سرعت اختلاط=۱۵۰دور در دقیقه و دوزاژ جاذب=۱گرم بر لیتر

در این نمودار افزایش نرخ جذب به صورت میلیگرم بر گرم و کاهش راندمان حذف با افزایش غلظت کروم نشان داده شده است. مقادیر ثابت های ایزوترم و ماکزیمم ظرفیت جذب(q_{max})در جدول۱ آورده شده است. داده‌های جدول۱ با توجه به ضریب همبستگی نشان داد که تمامی ایزوترمهای مورد مطالعه تطابق مطلوبی با داده های آزمایشگاهی داشته‌اند($R^2>0.9$).با توجه به ایزوترم لانگمویر، ماکزیمم ظرفیت جذب(q_{max})آلژینات کلسیم جهت جذب زیستی کروم(VI) ۸۴/۷۵ میلیگرم بر گرم بدست آمد.

جدول شماره ۱: پارامترهای ایزوترم بدست آمده جهت جذب زیستی کروم(VI) بر روی آلژینات کلسیم

نوع مدل ایزوترم	مقادیر
ایزوترم لانگمویر	
q_m	۸۴/۷۵
b	۰/۰۱۳
R^2	۰/۹۵۹
ایزوترم فروندلیخ	
K_f	۲/۰۸
n	۱/۵۶
R^2	۰/۹۸۲
بت ایزوترم	
Q	۸۶/۶۸۸
B	۱۳۱۲
R^2	۰/۹۵۸
دوبنین رادوشویچ ایزوترم	
k	۶×۱۰^{-۹}
Q^o	۰/۰۰۵۹۳
E	۹/۱۲۹
R^2	۰/۹۹۴

علاوه بر این دادههای تعادلی با مدل دوبنین رادوشویچ جهت تعیین نوع فرآیند جذب زیستی تطبیق داده شدند. با توجه به این مدل، مقدارE جهت جذب زیستی کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم ۹/۱۲۹ کیلو ژول بر مول بدست آمد که

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

بیانگر این است که فرآیند جذب کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم فرآیندی شیمیایی است (۱۷).

۳-۶- مطالعات کینتیک: از آنجا که رسیدن به زمان تعادل مستقل از غلظت کروم(VI) بوده است (۱۹)، آزمایشات کینتیک با غلظت ۵۰ میلیگرم بر لیتر کروم (VI)، غلظت ثابت جاذب ۱ گرم بر لیتر و pH بر ابر ۴ صورت پذیرفت. در جدول ۲ ضرایب همبستگی و پارامترهای کینتیکی جذب کروم بر روی آلژینات کلسیم نشان داده شده است. ضرایب همبستگی بدست آمده مناسب بودن مدل درجه دوم کاذب را در قیاس با مدل درجه اول کاذب نشان می دهد.

جدول شماره۲- پارامترهای بدست آمده از مدلهای کینتیک جهت جذب زیستی کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم

مقادیر	نوع مدل کینتیک
	مدل درجه اول کاذب
۰/۹۳۳	R^2
۰/۰۲	$k_{1,ad}$ (min^{-1})
۱۵/۱۱	q_e (mgg^{-1})
	مدل درجه دوم کاذب
۰/۹۷۲	R^2
۰/۰۰۱۹۸	$K_{2,ad}$ ($gmg^{-1}min^{-1}$)
۲۳/۸۱	q_e (mgg^{-1})

بحث و نتیجه‌گیری

بر اساس آنالیز میکروسکوپ الکترونی مورفولوژی دانه های آلژینات کلسیم دارای ساختاری کروی با قطر تقریبا یک میلی متر و سطحی هموژن است. همچنین peretz و همکاران(۱۲) در مطالعه شان ساختاری هموژن و تا اندازه ای متراکم جهت آلژینات گزارش نمودند.

بر اساس آنالیز اسپکتروفوتومتر مادون قرمز نقش گروههای کربوکسیل و هیدروکسیل در پروسه جذب زیستی به اثبات رسید. گروههای کربوکسیل در ساختار آلژینات کلسیم حضور دارند. اهمیت گروههای کربوکسیل در باند شدن با فلزات سنگین قبلا اثبات شده است (۱۱). pH بهینه ۴ بدست آمده در این مطالعه به ساختار جاذب مرتبط است. ساختار آلژینات کلسیم مدل شانه تخم‌مرغی[1] را نشان می‌دهد که این مدل حاوی گروههای کربوکسیل است که این گروه تمایل به یونیزاسیون در pH بالای ۴ دارند بنابراین در مقادیر pH بالای ۴ نرخ جذب کروم (VI) کاهش نشان داد. به علت رسیدن به حالت تعادل در طی ۱۲۰ دقیقه می‌توان نتیجه گرفت که نرخ جذب زیستی کروم(VI) بر روی آلژینات کلسیم نرخ متوسطی بوده است. اگر چه در مطالعه‌ای دیگر، Nityanandi و Subbharaam (۶) نشان دادندکه جذب کروم(VI) بر روی پورزورب[2] طی ۲۳۰ دقیقه به تعادل می‌رسد. زمان تعادل یک پارامتر مهم اقتصادی در راکتور مقیاس کامل است که زمان تعادل کوتاهتر منجر به حجم کمتر راکتور و صرفه‌جویی اقتصادی فرآیند جذب زیستی می گردد.

تمامی ایزوترم‌های مورد مطالعه تطابق مطلوبی با داده های آزمایشگاهی داشته اند. در میان مدلهای مذکور مدل ایزوترم فروندلیخ توصیف قابل اعتمادتری از جذب زیستی بوسیله مواد آلی بیان می کند زیرا این مدل محل های جذب مختلف و بر همکنش آنها، هتروژن بودن سطح جاذب و متغیر بودن انرژی سطح جاذب و محلهای جذبی را توصیف می‌نماید(۲، ۱۶و ۱۷).Li و همکاران(۲۰)نشان دادند که جذب زیستی کروم (VI) بر روی سینکوکوکوس[3] از مدل فروندلیخ تبعیت می کند.

بر اساس ایزوترم لانگموئرف ماکزیمم ظرفیت جذب کروم (VI) ۸۴/۷۵ mg/g بدست آمد. Yakup Arica و همکاران (۱۴) ماکزیمم ظرفت جذب برابر با ۲۱/۲ mg/g جهت جذب زیستی کروم(VI) بر روی کلامیدوموناس رینهارتی[4] پیش تصفیه شده با اسید بدست آمد که از مقدار بدست آمده در این پژوهش

1.egg-box
2.Puresorbe
3.Synechococcus sp
4.Chlamydomonas reinhadtii

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

کمتر است. مدل ایزوترم بت، مدل لانگموئر را از یک مدل جذب تک لایه ای به مدل جذب چند لایه‌ای بسط می دهد . فرض شده است که بر روی هر لایه تکی شکل گرفته، هر لایه اضافی از ماده جذب شونده با استفاده از لایه زیرین خود تعادل می یابد. بنابراین حضور همزمان لایه های با ضخامت مختلف ممکن می گردد(۲۱).

متوسط انرژی آزاد جذب (E) بدست آمده نشان داد که جذب زیستی کروم (VI) بر روی آلژینات کلسیم از مکانیسم شیمیایی تبعیت کرده است. همچنین نشان داده شد که مدل کینتیک درجه دوم کاذب نسبت به مدل درجه اول کاذب داده‌های آزمایشگاهی را بهتر توصیف می کند. غالبا مدل درجه اول کاذب جهت مراحل اولیه جذب زیستی مناسب است و برای توصیف تمامی مدت زمان جذب زیستی مطلوب نیست. جذب زیستی در بردارنده مکانیسم های متعددی نظیر برهمکنش الکترواستاتیک و برهمکنش شیمیایی بین گروههای عملکردی و یونهای فلزی است. بنابراین کاربرد مدل درجه دوم کاذب جهت فرآیند جذب زیستی مناسب تر است. مدل درجه دوم کاذب فرض را بر این قرار داده است که در فرآیند جذب زیستی دو واکنش رخ می دهد: واکنش اول که سریع است و واکنش دوم که کندتر است و در زمان مواجهه طولانی تر ادامه می‌یابد (۲۲). به‌طور کلی و با توجه به q_{max} بدست آمده در این مطالعه در قیاس با دیگر مطالعات، مناسب بودن آلژینات کلسیم جهت حذف و بازیافت کروم(VI) از محلولهای آبی نشان داده شد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله از حمایت مالی دانشگاه علوم پزشکی لرستان و همکاری دانشگاه تربیت مدرس قدردانی می نمایند.

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

References

1. Fuks L, Filipiuk D, Majdan M. Transition metal complexes with alginate biosorbent, J Mol Struct, 2006; 792–793:104–109.
2. Gok C, Aytas S. Biosorption of uranium (VI) from aqueous solution using calcium alginate beads. J. Hazard. Mater. 2009;168: 369–375.
3. Vijaya Y, Popuri SR, Boddu VM, Krishnaiah A. Modified chitosan and CA biopolymer sorbents for removal of nickel (II) through adsorption. Carbohyd Poly. 2008;72:261–271.
4. Namasivayam C, Sureshkumar MV. Removal of chromium (VI) from water and wastewater using surfactant modified coconut coir pith as a biosorbent. Bioresour Technol. 2008;99: 2218–2225.
5. Lakshmanraj L, Gurusamy A, Gobinath MB, Chandramohan R, Studies on the biosorption of hexavalent chromium from aqueous solutions by using boiled mucilaginous seeds of Ocimum americanum. J Hazard Mater. 2009;169: 1141–1145.
6. Nityanandi D, Subbhuraam CV. Kinetics and thermodynamic of adsorption of chromium(VI) from aqueous solution using puresorbe. J Hazard Mater. 2009;170:876–882.
7. Abu Al-Rub FA, El-Naas MH, Benyahia F, Ashour I. Biosorption of nickel on blank alginate beads, free and immobilized algal cells. Process Biochem. 2004;39:1767–1773.
8. Rangsayatorn N, Pokethitiyook P, Upatham ES, Lanza GR. Cadmium biosorption by cells of Spirulina platensis TISTR 8217 immobilized in alginate and silica gel. Environ Int. 2004;30: 57– 63.
9. ?nal S, Baysal SH, Ozdemir G. Studies on the applicability of alginate-entrapped Chryseomonas, luteola TEM 05 for heavy metal biosorption. J Hazard Mater. 2007;146: 417–420.
10. Lai Y-L, Annadurai G, Huang F-H, Lee J-F. Biosorption of Zn(II) on the different Ca-alginate beads from aqueous solution. Bioresour Technol. 2008;99:6480–6487.
11. Mata YN, Bl?zquez ML, Ballester A, Gonz?lez F, Mu?oz JA. Biosorption of cadmium, lead and copper with calcium alginate xerogels and immobilized Fucus vesiculosus. J Hazard Mater. 2009;163: 555–562.
12. Peretz S, Cinteza O. Removal of some nitrophenol contaminants using alginate gel beads. Colloid Surfaces Physicochem Eng Aspect. 2008;319: 165–172.
13. APHA, AWWA, WEF, Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th Edition, Washington, DC, 2005.
14. Yakup Arıca M, İlhami T, Emine Y, ? zlem İ, Gülay B. Utilization of native, heat and acid-treated microalgae Chlamydomonas reinhardtii preparations for biosorption of Cr(VI) ions. Process Biochem. 2005;40: 2351–2358.
15. Aksu Z. Biosorption of reactive dyes by dried activated sludge: equilibrium and kinetic modeling. Biochem Eng J. 2001;7:79–84.
16. Aksu Z, Açıkel U, Kabasakal U, Tezer S. Equilibrium modelling of individual and simultaneous biosorption of chromium(VI) and nickel(II) onto dried activated sludge. Wat Res. 2002;36: 3063–3073.

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

17. Kumar Nadavala S, Swayampakula K, Boddu VM, Abburia K. Biosorption of phenol and o-chlorophenol from aqueous solutions on to chitosan–calcium alginate blended beads. J Hazard Mater. 2009;162: 482–489.
18. Xiangliang P, Jianlong W, Daoyong Z. Biosorption of Pb(II) by Pleurotus ostreatus immobilized in calcium alginate gel. Process Biochem. 2005;40: 2799–2803.
19. Anirudhan TS, Suchithra PS. Heavy metals uptake from aqueous solutions and industrial wastewaters by humic acid-immobilized polymer/bentonite composite: Kinetics and equilibrium modeling. Chem Eng J. 2010;156:146–156.
20. Li H, Li Z, Liu T, Xiao X, Peng Z, Deng L. A novel technology for biosorption and recovery hexavalent chromium in wastewater by bio-functional magnetic beads. Bioresour Technol. 2008;99:6271–6279.
21. Crittenden JC, Trussell R, Hand DW, Howe KJ, Tchobanoglous G, Water treatment: principles and design, 2nd Edition, Jhon wiley & Sons, 2005.
22. Khambhaty Y, Mody K, Basha S, Jha B, Kinetics, equilibrium and thermodynamic studies on biosorption of hexavalent chromium by dead fungal biomass of marine Aspergillus niger. Chem Eng J. 2009;145:489–495.

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]

This document was created with Win2PDF available at http://www.daneprairie.com.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.

[Downloaded from yafte.lums.ac.ir on 2026-11-25]