

سنتر و شناسایی نانوچندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل‌دارشده با نانوذره‌های پلاتین برای جذب موثر پادزیست سفیکسیم از محلول‌های آبی

پیام عربخانی^۱ و آرش اسفرم^{۲*}

۱. کارشناس ارشد شیمی، مرکز تحقیقات گیاهان دارویی، دانشگاه علوم پزشکی یاسوج، یاسوج، ایران.

۲. استادیار مرکز تحقیقات گیاهان دارویی، دانشگاه علوم پزشکی یاسوج، یاسوج، ایران.

دریافت: اسفند ۱۴۰۱ بازنگری: اردیبهشت ۱۴۰۲ پذیرش: خرداد ۱۴۰۲



10.30495/JACR.2023.1981552.2105



20.1001.1.27835324.1402.17.2.7.3

چکیده

سفیکسیم از پرمصرف‌ترین پادزیست‌ها در سراسر جهان به حساب می‌آید و وجود آن‌ها در محیط‌زیست حتی در غلظت‌های پایین، موجب پیدایش مشکل‌های جدی سلامت می‌شود. پژوهش حاضر، با هدف بررسی کارایی نانوچندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل‌دارشده با نانوذره‌های پلاتین به‌عنوان یک نانوجاذب کارآمد در حذف پادزیست سفیکسیم از محلول‌های آبی صورت گرفت. بدین منظور، تأثیر متغیرهای عملیاتی اصلی بر بازده جاذب در حذف پادزیست با روش سطح‌پاسخ مطالعه و بهینه‌سازی شد. همچنین، ماهیت جذب با مطالعه‌های هم‌دما، سینتیک و ترمودینامیک بررسی شد. نتیجه‌ها نشان داد که در شرایط بهینه بازده حذف تجربی سفیکسیم 28.99 ± 1.25 درصد بود و بیشینه ظرفیت جذب لانگمویر برای آن $213/41$ میلی‌گرم بر گرم محاسبه شد. همچنین، مطالعه‌های ترمودینامیکی نشان از ماهیت خودبه‌خودی جذب، گرماگیربودن و برگشت‌پذیربودن فرایند جذب سفیکسیم داشت. در مجموع نتیجه‌های به‌دست‌آمده نشان‌دهنده توانایی نانوچندسازه ارائه‌شده در حذف سفیکسیم از آب‌های آلوده بودند.

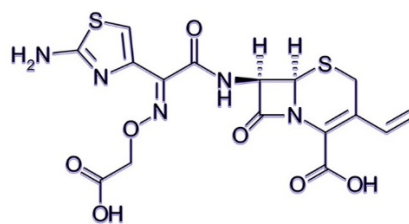
واژه‌های کلیدی: پادزیست، بهینه‌سازی روش، تصفیه آب، برجذب، نانوچندسازه.

مقدمه

از آنجایی که انسان و حیوان فقط می‌توانند ۳۰ درصد پادزیست‌ها را جذب کنند، بیشتر پادزیست استفاده‌شده دفع می‌شود [۱]. پادزیست‌های شناسایی‌شده در آب‌های سطحی، آب‌های زیرزمینی، و فاضلاب‌های خانگی به دلیل فعالیت پادبakterی و گروه‌های عملکردی، اثرهای سمی قابل توجهی بر رشد و نمو ریزاندامگان‌ها، حیوانات و گیاهان خواهند داشت [۲ و ۳]. در این بین، سفیکسیم شکل ۱ یک پادزیست قوی نیم‌سنتری است که در درمان طیف

پادزیست‌ها مواد دارویی شیمیایی هستند که در طیف گسترده‌ای از درمان‌های پزشکی و آبی‌پروری مورد استفاده قرار می‌گیرند. با این حال، می‌توانند در رشد طبیعی سلول‌های زنده نیز تداخل ایجاد کنند و سبب بروز مشکل‌های جدی سلامت شوند. برپایه گزارش‌های رسمی، ایران یکی از پرمصرف‌ترین کشورها در زمینه مصرف پادزیست در جهان است و

وسعی از بیماری‌های عفونی باکتریایی، مراقبت‌های بهداشتی، و کشاورزی استفاده می‌شود. این دارو در گروه داروهای پادباکتری سفالوسپورین قرار می‌گیرد و در برابر باکتری‌های هوازی گرم منفی و گرم مثبت فعال است، بدین صورت که به پروتئین‌هایی در دیواره سلولی متصل می‌شود و سنتز دیواره سلولی باکتری‌ها را مهار می‌کند [۴]. نتیجه‌های علمی نشان از آن دارد که حدود ۴۰ تا ۵۰ درصد از چنده^۱ خوراکی سفیکسیم می‌تواند از دستگاه گوارش جذب شود و باقی آن (حدود ۵۰ درصد) از راه ادرار در محیط آبی دفع می‌شود [۵]. با توجه به اینکه باقی‌مانده این پادزیست در محیط‌های آبی (حتی در غلظت‌های پایین) موجب ایجاد مقاومت چندگانه در باکتری‌ها می‌شود [۶] و قرار گرفتن طولانی مدت در برابر آن موجب ایجاد مشکل‌های شدید سلامتی برای آبی‌پروری، انسان، کشاورزی و دام می‌شود [۷ و ۸]. بنابراین، حذف موثر باقی‌مانده پادزیست‌ها، مانند سفیکسیم، از محیط‌های آبی همواره مورد توجه پژوهشگران در سراسر جهان بوده است و روش‌های متفاوتی مانند اکسایش پیشرفته، اوزون‌دار کردن، اسمز معکوس، صافش غشایی، روش‌های الکتروشیمیایی، و درمان‌های زیستی برای حذف پادزیست‌ها گزارش شده است [۹ و ۱۰]. با این حال، بسیاری از این روش‌ها پرهزینه‌اند و منجر به تشکیل فراورده‌های جانبی می‌شوند و یا بازده پایینی دارند.



شکل ۱ ساختار شیمیایی پادزیست سفیکسیم

بخش تجربی

مواد شیمیایی و دستگاه‌ها

مس (II) استات مونوهیدرات، سدیم هیدروکسید، پلی اتیلن گلیکول ۱۲۰۰۰، نانوپودر گرافن اکسید، کلروپلاتینیک

در سال‌های اخیر، روش بر جذب در مقایسه با روش‌های دیگر تصفیه از نظر هزینه اولیه، استفاده دوباره از پساب، سادگی

1. Dose

از خشک شدن در آون، با ریزموج (۲/۴۵ گیگاهرتز، ۹۰۰ وات) به مدت ۱۰ دقیقه در هوا گرمادهی شد. در نهایت، رسوب سیاه رنگ به دست آمده به ترتیب با استون و آب دوبار تقطیر ۳ بار شسته شد و در آون با دمای 90°C به مدت ۳ ساعت خشک شد.

تهیه نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید

نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید (CuO-GO) با استفاده از فرایند آسیای گلوله‌ای با انرژی بالا (Retsch، مدل PM 400، آلمان) تهیه شد [۲۲]. برای این انجام این کار، ابتدا ۳ گرم از نانوذره‌های مس اکسید سنتز شده و ۰/۲ گرم نانوصفحه‌های گرافن اکسید در مقدار کمی آب دوبار تقطیر با امواج فراصوت به خوبی پخش شدند. سپس در آون با دمای 90°C خشک و به یک بوته آسیا (حجم ۱۶۰ سانتی‌متر مکعب) انتقال داده شدند. سپس با گوی‌های فولادی پادزنگ (قطر ۵ میلی‌متر، نسبت توپ به پودر ۱:۱۰) به مدت ۲ ساعت در محیط آرگون ۹۹/۹۹ درصد در آسیای مکانیکی با سرعت ۳۳۰ دور در دقیقه قرار گرفتند تا پودری همگن به دست آمد.

سنتر نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل‌دار شده با نانوذره‌های پلاتین

نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل‌دار شده با نانوذره‌های پلاتین (CuO-GO@Pt) با روش بهینه شده آب-اتیلن گلیکول تهیه شد. در ابتدا، ۲ گرم نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید سنتز شده در ۵۰ میلی‌لیتر آب دوبار تقطیر با به‌کارگیری فراصوت به مدت ۵ دقیقه پخش شد. پس از آن، مخلوطی حاوی ۲۰ میلی‌لیتر اتیلن گلیکول (عامل کاهنده) و ۱ میلی‌لیتر محلول آبی ۰/۱ مولار H_2PtCl_6 (پیش‌ساز پلاتین) به‌آرامی به مخلوط یاد شده افزوده شد و ۶ ساعت در دمای 120°C هم‌زده شد. سپس، رسوب به دست آمده با دستگاه گریزانه (۱۸۰۰۰ دور در دقیقه) از محلول جدا و با اتانول و آب دوبار تقطیر به‌خوبی شسته شد. در نهایت رسوب شسته شده در خلأ و در دمای 90°C طی یک شبانه روز خشک شد.

اسید، اتانول ۹۹/۸ درصد، استون، و پادزیست سفیکسیم با وزن مولکولی ۴۵۳/۴۵۲ گرم بر مول از شرکت سیگما-آلدریج خریداری و استفاده شد. اندازه‌گیری جذبی پادزیست سفیکسیم با طیف‌سنج مرئی-فرابنفش (مدل HACH DR 6000-ساخت آمریکا) و با سل کوارتز انجام شد. خلوص و ساختار بلوری نمونه‌ها با پراش پرتو ایکس (مدل Philips Analytical X-Ray-ساخت هلند) انجام گرفت. گروه‌های عاملی سطحی نمونه‌ها با طیف‌نورسنجی فرورسرخ تبدیل فوریه (مدل Nicolet iS50 ThermoFisher-ساخت آمریکا) بررسی شد. ریخت‌شناسی سطح، اندازه ذره‌ها، و تجزیه عنصری با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی نشر میدانی (مدل ZEISS Sigma 500VP-ساخت کشور آلمان) و مجهز به آشکارساز پراش انرژی پرتو ایکس انجام شد. همچنین، به‌منظور تجزیه و تحلیل داده‌های آزمایش‌های جذب، از نرم افزارهای طراحی آزمایش دیزاین اکسپرت^۱ و استیستیکا^۲ برپایه طراحی سطح پاسخ با طرح مرکب مرکزی استفاده شد.

روش‌های سنتر

سنتر نانوذره‌های مس اکسید

نانوذره‌های مس اکسید با گرمادهی ریزموج سنتر شدند. برای این کار، ابتدا ۵۰ میلی‌لیتر محلول آبی ۰/۴ مولار مس استات و ۵۰ میلی‌لیتر محلول آبی ۰/۲ مولار سدیم هیدروکسید به‌طور جداگانه تهیه شدند. در ادامه، محلول‌های آماده شده با همزن مغناطیسی در دمای 35°C به مدت ۱۵ دقیقه با هم به خوبی مخلوط شدند. در یک بشر شیشه‌ای دیگر، مقدار ۰/۵ گرم پلی‌اتیلن گلیکول در مقداری کمی از محلول اتانولی ۱۰ درصد حل شد و به‌صورت قطره‌قطره تحت هم‌زدن ملایم به مخلوط بالا افزوده شد. سپس، مخلوط واکنش به مدت ۲ ساعت در حال هم‌زدن در دمای 60°C نگه داشته شد. مخلوط واکنش با کاغذ صافی صاف شد و رسوب جدا شده پس

سفیکسیم، غلظت باقی‌مانده سفیکسیم در محلول به‌طور مستقیم با طیف‌سنجی مرئی-فرابنفش در طول موج ۲۹۰ نانومتر سنجش شد. همچنین، اثرهای هم‌زمان متغیرهای عملیاتی آزمایش بر بازده جذب با طرح مرکب مرکزی جدول ۱ و روش سطح پاسخ بررسی و بهینه‌سازی شدند.

آزمون‌های جذب با افزودن وزن‌های مشخصی از جاذب در ۵۰ میلی‌لیتر محلول سفیکسیم با غلظت‌های مشخص در لوله‌های فالکون (مقیاس آزمایشگاهی) و با سه بار تکرار انجام شد. در هر آزمایش، پس از پایان زمان تماس جاذب با محلول

جدول ۱ متغیرهای موثر بر جذب سفیکسیم همراه با سطوح مربوط در طرح مرکب مرکزی

کد	متغیرها	سطوح				
		$(+2) + \alpha$	+۱	۰	-۱	$(-2) - \alpha$
X ₁	pH	۱۰٫۰	۸٫۰	۶٫۰	۴٫۰	۲٫۰
X ₂	غلظت سفیکسیم (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۰۰	۸۰	۶۰	۴۰	۲۰
X ₃	مقدار جاذب (میلی‌گرم)	۳۵	۲۸	۲۱	۱۴	۷٫۰
X ₄	زمان تماس (دقیقه)	۲۵	۲۰	۱۵	۱۰	۵٫۰
X ₅	دما (سلسیوس)	۴۵	۳۵	۲۵	۱۵	۵٫۰

ضرایب تعیین (R^2) و تنظیم R^2 تعیین شد. مدل‌سازی آزمایش‌های جذب بدین‌گونه انجام شد که پس از انجام ۳۲ حالت پیشنهادی و ترسیم نمودارهای سه بعدی برای بررسی اثرهای متقابل متغیرها، بهینه‌سازی متغیرها با بیشینه قراردادن مقدار پاسخ (درصد جذب) انجام شد و نقطه بهینه در هر متغیر به‌دست آمد. باید توجه داشت که در مدل پیش‌بینی‌شده مطلوبیت پاسخ بین یک و صفر متغیر است، به‌طوری‌که پاسخ هر چه به یک نزدیک‌تر باشد مطلوب‌تر تلقی می‌شود [۲۴].

همان‌طور که در جدول نشان داده شده است، طرح مرکب مرکزی برپایه اثرهای پنج متغیر مستقل شامل غلظت اولیه سفیکسیم (۱۰۰-۲۰ میلی‌گرم در لیتر)، pH (۱۰-۲)، زمان تماس (۲۵-۵ دقیقه)، جرم جاذب (۳۵-۷ میلی‌گرم)، و دما (۴۵-۵ سانتیگراد) مدل‌سازی شد و بازده جذب (حذف) پادزیست سفیکسیم به‌عنوان پاسخ در ۳۲ حالت بررسی شد. به‌طوری‌که با مشخص‌بودن غلظت اولیه (C_0) سفیکسیم در هر آزمایش و تعیین غلظت نهایی (C_t) پس از جذب، درصد حذف ($R\%$) و ظرفیت جذب در هر زمان (Q_t) با معادله‌های ۱ و ۲ تعیین شدند [۲۳].

نتیجه‌ها و بحث

شناسایی ساختاری جاذب

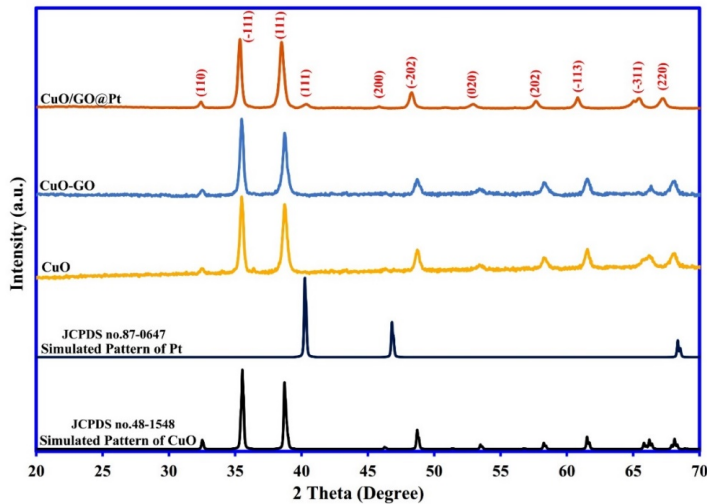
خلوص فاز و ساختار نمونه‌های سنتز شده با پراش پرتو ایکس مطالعه شد. الگوهای به‌دست‌آمده در شکل ۲ به همراه الگوهای مرجع مربوط نشان داده شده‌اند. همان‌طور که دیده می‌شود، نمونه‌های سنتز شده دارای قله‌های تیز هستند که نشان‌دهنده بلورینگی خوب نمونه‌ها است. همچنین، شباهت الگوها با الگوهای مرجع خود حاکی از خلوص نمونه‌های سنتز شده است. با این‌حال،

$$R\% = ((C_0 - C_t)/C_0) \times 100 \quad (1)$$

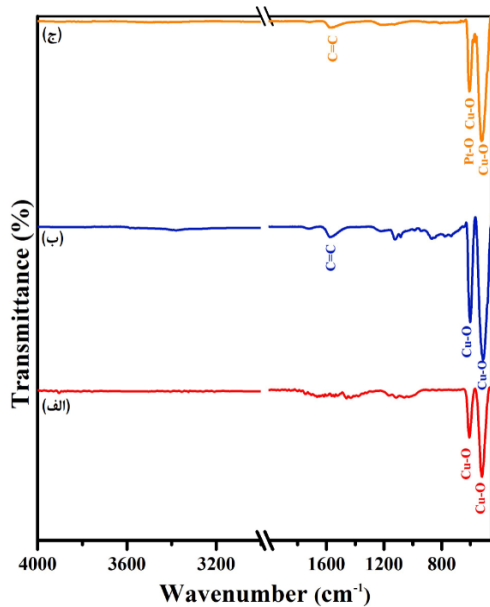
$$Q_t = (C_0 - C_t)V/m \quad (2)$$

که در آن V حجم محلول بر حسب لیتر و m جرم جاذب بر حسب گرم است. برای تحلیل آماری نتیجه‌ها و تعیین کفایت مدل، تجزیه و تحلیل وردایی ($ANOVA^1$) به‌کارگرفته شد. همچنین، همبستگی بین مدل ارائه‌شده و داده‌های تجربی با

در الگوی نانوجندسازه CuO-GO@Pt قله شاخص مربوط به گرافن اکسید دیده نمی‌شود که می‌تواند مربوط به درصد وزنی پایین آن (۵ درصد وزنی) در نانوجندسازه باشد.

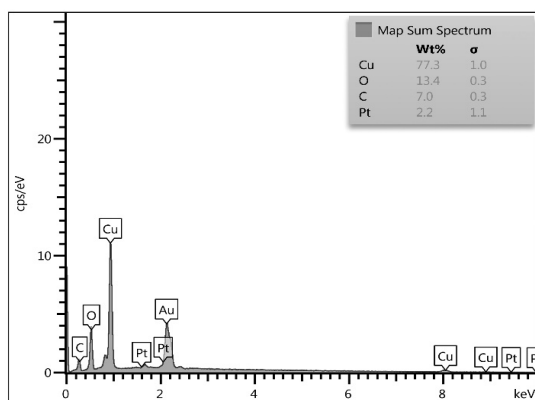


شکل ۲ الگوهای پراش پرتو ایکس نمونه‌های سنتز شده



شکل ۳ طیف‌های فرسرخ تبدیل فوریه نانوذره‌های مس اکسید (الف)، نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید (ب) و نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل‌دار شده با نانوذره‌های پلاتین (ج)

گروه‌های عاملی جاذب نقش اساسی را در سازوکارهای جذب ایفا می‌کنند و شناسایی و بررسی آن‌ها با طیف‌سنجی فرسرخ تبدیل فوریه می‌تواند اطلاعات مفیدی را در مورد آن‌ها ارائه دهد. طیف‌های به‌دست‌آمده از نمونه‌های سنتز شده در شکل ۳ نشان داده شده است. نتیجه‌ها حاکی از آن است که نانوجندسازه CuO-GO@Pt سنتز شده به‌طور عمده دارای ترکیبی از گروه‌های عاملی Pt-O، Cu-O، و C=C بود که به‌ترتیب دلالت بر حضور پلاتین، مس اکسید و گرافن اکسید در ساختار نانوجندسازه داشت. با این‌حال، مشخص است که نوارهای مربوط به Pt-O و Cu-O به‌دلیل همپوشانی با یکدیگر به‌صورت واحد پدیدار شده‌اند.



شکل ۵ طیف EDS و نتیجه تجزیه عنصری نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل دار شده با نانوذره‌های پلاتین

تجزیه و تحلیل آماری طرح مرکب مرکزی

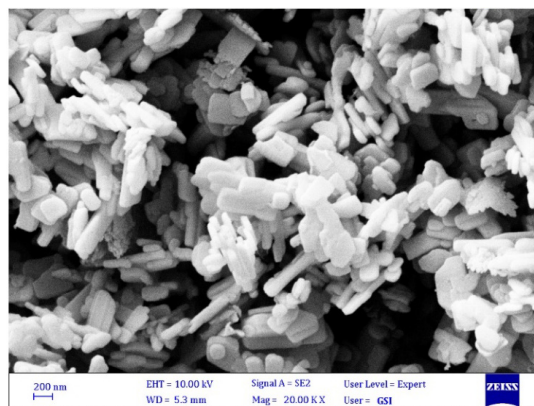
پاسخ‌های پیش‌بینی شده برای جذب سفیکسیم با مدل درجه دوم محاسبه شده است. معادله ۳، معادله مدل برای جذب مولکول‌های پادزیست سفیکسیم است.

$$R\%_{CFX} = - 32.01 + 52.21 X_1 + 1.01 X_2 + 6.22 X_3 + 8.18 X_4 + 5.64 X_5 + 0.06 X_1 X_2 - 0.04 X_2 X_3 + 0.02 X_2 X_4 - 3.81 X_1^2 - 0.13 X_2^2 - 0.08 X_3^2 - 0.24 X_4^2 - 0.08 X_5^2 \quad (3)$$

که در آن $R\%_{CFX}$ نشان‌دهنده درصد حذف پادزیست سفیکسیم و X_1, X_2, X_3, X_4 و X_5 به ترتیب غلظت پادزیست سفیکسیم، pH، مقدار جاذب، زمان، و دما به عنوان متغیرهای مستقل جذب هستند. همچنین، $X_1 X_2, X_2 X_3, X_2 X_4$ نشانگر برهم‌کنش بین متغیرها و $X_1^2, X_2^2, X_3^2, X_4^2$ و X_5^2 جمله‌های درجه دوم آن‌ها هستند. نتیجه‌های تحلیل وردایی مدل به کاررفته، در جدول ۲ خلاصه شده است. در نتیجه‌های ارائه شده، ارزش اعتبار مدل با آزمون‌های برازش مانند مقادیر P و F بررسی شد، بدین‌گونه که هنگامی که مقدار P کمتر از ۰/۰۵ و مقدار F زیاد باشد، نشان‌دهنده معنی‌دار بودن و اهمیت مدل و اثربخشی

افزون بر گروه‌های عاملی جاذب، اندازه و تخلخل جاذب نیز نقش بسیار مهمی را در فرایند جذب ایفا می‌کند و با ریزتر شدن و افزایش حفره‌های جاذب، سطح موثر آن افزایش می‌یابد که موجب دسترسی بیشتر مولکول‌های جذب‌شونده به مکان‌های فعال جاذب و در نتیجه بالا رفتن توانایی جذب در جاذب می‌شود. از این‌رو، ریخت‌شناسی سطح و اندازه ذره‌های نانوجندسازه CuO-GO@Pt با میکروسکوپ الکترونی روبشی نشر میدانی مطالعه شد. تصویر مربوط در شکل ۴ نشان داده شده است.

همان‌طور که در تصویر مشخص است، ذره‌های نانوجندسازه CuO-GO@Pt سنتز شده دارای اندازه تقریبی زیر ۱۰۰ نانومتر بودند و در محل پیوند نانوذره‌ها به هم حفره‌ها و فضاهای خالی نانومتری بسیاری پدید آمده است که سطح موثر خوبی را برای جذب فراهم می‌کنند. همچنین، بررسی ترکیب عنصری نانوجندسازه CuO-GO@Pt با طیف‌شناسی تفکیک انرژی (EDS) انجام شد (شکل ۵). برپایه نتیجه‌های به دست آمده، عناصر مس (نماینده حضور مس اکسید)، اکسیژن، کربن (نماینده حضور گرافن اکسید)، و پلاتین در ساختار نانوجندسازه تشخیص داده شدند که مس اکسید درصد وزنی قابل توجهی از آن را تشکیل می‌داد.



شکل ۴ تصویر میکروسکوپی الکترونی روبشی نشر میدانی نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل دار شده با نانوذره‌های پلاتین

متغیرهای آن است [۲۵]. همچنین، داده‌ها نشان داد که نتیجه‌های محاسبه‌شده و نتیجه‌های تجربی همخوانی خوبی با یکدیگر دارند (شکل ۶).

جدول ۲ تجزیه و تحلیل وردایی به‌دست‌آمده از مدل درجه دوم برای جذب پادزیست سفیکسیم

منبع	جمع مربع‌ها	درجه آزادی	میانگین مربع‌ها	مقدار P	مقدار F
مدل	۱۶۸۸۰/۰	۲۰	۸۴۴/۱	۱۴۲/۶	<۰/۰۰۰۰۱
X ₁	۲۰۲/۳	۱	۲۰۲/۳	۳۴/۲	<۰/۰۰۰۰۱
X ₂	۲۸۲۴/۰	۱	۲۸۲۴/۰	۴۷۷/۰	<۰/۰۰۰۰۱
X ₃	۳۶۴/۹	۱	۳۶۴/۹	۶۱/۶	<۰/۰۰۰۰۱
X ₄	۳۰۶۷/۰	۱	۳۰۶۷/۰	۵۱۸/۱	<۰/۰۰۰۰۱
X ₅	۴۸۵/۶	۱	۴۸۵/۶	۸۲/۰	<۰/۰۰۰۰۱
X ₁ X ₂	۹۸/۴	۱	۹۸/۴	۱۶/۶	۰/۰۰۰۱۸
X ₁ X ₃	۲/۰	۱	۲/۰	۰/۳	۰/۵۷۵۳
X ₁ X ₄	۱۲/۲	۱	۱۲/۲	۲/۱	۰/۱۷۸۷
X ₁ X ₅	۳۴۱/۶	۱	۳۴۱/۶	۴۰/۸	<۰/۰۰۰۰۱
X ₂ X ₃	۴۸۰/۰	۱	۴۸۰/۰	۸۱/۱	<۰/۰۰۰۰۱
X ₂ X ₄	۷۲/۱	۱	۷۲/۱	۱۲/۲	۰/۰۰۰۵۱
X ₂ X ₅	۰/۸	۱	۰/۸	۰/۱	۰/۷۳۴۴
X ₃ X ₄	۸/۶	۱	۸/۶	۱/۵	۰/۲۵۴۵
X ₃ X ₅	۱۴/۶	۱	۱۴/۶	۲/۵	۰/۱۴۵۲
X ₄ X ₅	۳/۶	۱	۳/۶	۰/۶	۰/۴۵۴۸
X ₁ ²	۶۸۰۳/۰	۱	۶۸۰۳/۰	۱۱۴۹/۰	<۰/۰۰۰۰۱
X ₂ ²	۷۴۰/۱	۱	۷۴۰/۱	۱۲۵/۰	<۰/۰۰۰۰۱
X ₃ ²	۴۰۰/۱	۱	۴۰۰/۱	۶۷/۶	<۰/۰۰۰۰۱
X ₄ ²	۱۰۳۶/۰	۱	۱۰۳۶/۰	۱۷۵/۰	<۰/۰۰۰۰۱
X ₅ ²	۱۹۱۹/۰	۱	۱۹۱۹/۰	۳۲۴/۲	<۰/۰۰۰۰۱
باقی‌مانده	۶۵/۱	۱۱	۵/۹		
نبود برازش	۵۱/۷	۶	۸/۶	۳/۲	۰/۱۱۰۰
خطا خالص	۱۳/۴	۵	۲/۷		
مجموع	۱۶۹۵/۰	۳۱			

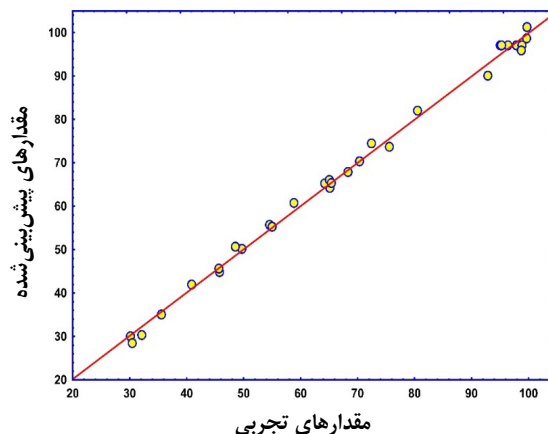
تاثیر متغیرهای تجربی بر فرایند جذب سفیکسیم

اثرهای هم‌زمان برخی از متغیرهای مهم تجربی شامل pH محلول، جرم جاذب، غلظت سفیکسیم، زمان تماس، و دما بر درصد حذف سفیکسیم با جاذب به‌طور گسترده مطالعه شد. نتیجه‌ها نشان داد که بیشترین درصد جذب در گستره pH برابر با ۶ تا ۸، غلظت‌های اولیه کمتر سفیکسیم (۲۰ تا ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر)، مقادیر وزنی بالاتر جاذب، و در دماها و زمان‌های تماس بالاتر رخ داده بود. به‌طور کلی، اثر قابل توجه pH محلول بر جذب سفیکسیم نشان داد که برهم‌کنش‌های الکترواستاتیکی نقش مهمی در فرایند جذب با جاذب ایفا کرده‌اند. از طرفی، افزایش درصد جذب سفیکسیم در دماهای بالاتر حاکی از گرماگیر بودن فرایند جذب بود. این ممکن است به افزایش نفوذ پادزیست در داخل ریز منافذ در دماهای بالاتر یا ایجاد مکان‌های فعال جدید نسبت داده شود [۳۶]. افزون‌بر آن، افزایش درصد جذب در مقادیر وزنی بالاتر جاذب و غلظت‌های پایین‌تر سفیکسیم ممکن است به دلیل افزایش مکان‌های جذب فعال در پی افزایش جرم جاذب باشد که با کاهش غلظت اولیه سفیکسیم نیز نسبت بیشتر مکان‌های فعال جاذب در مقایسه با تعداد کمتر مولکول‌های سفیکسیم منجر به جذب بالاتر و کامل مولکول‌های سفیکسیم شده است [۳۴]. همچنین، افزایش درصد جذب در زمان‌های تماس طولانی‌تر ممکن است به این دلیل بوده باشد که با افزایش زمان تماس مکان‌های جذب فعال بیشتری در دسترس قرار می‌گیرند [۲۶].

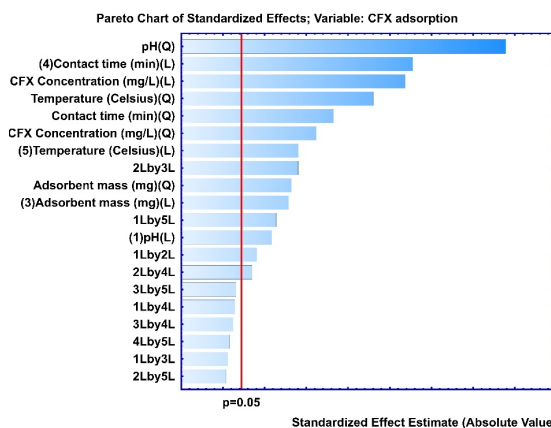
بهینه‌سازی فرایند جذب با طرح مرکب مرکزی

بهینه‌سازی فرایند جذب با کمک نرم افزار طراحی آزمایش و با به‌کارگیری طرح مرکب مرکزی صورت گرفت و پس از تجزیه و تحلیل متغیرهای تجربی موثر در بازده جذب سفیکسیم، شرایط بهینه جذب مشخص شد که در شکل ۸ نشان داده شده است. برپایه این شکل، گستره هر متغیر و مقدار بهینه آن (خط چین قرمز) ارائه شده است که pH محلول ۷٫۰، غلظت اولیه سفیکسیم ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر، جرم جاذب ۲۱

از سوی دیگر، معنی‌دار بودن اثر متغیرها بر جذب سفیکسیم با نمودار پارتو نیز در شکل ۷ نشان داده شده است. متغیرهایی که از حد ۰٫۰۵ عبور کرده‌اند معنی‌دار تلقی می‌شوند. به طوری که، متغیری که بیشترین عبور را داشته است تأثیر گذارتر تلقی می‌شود.



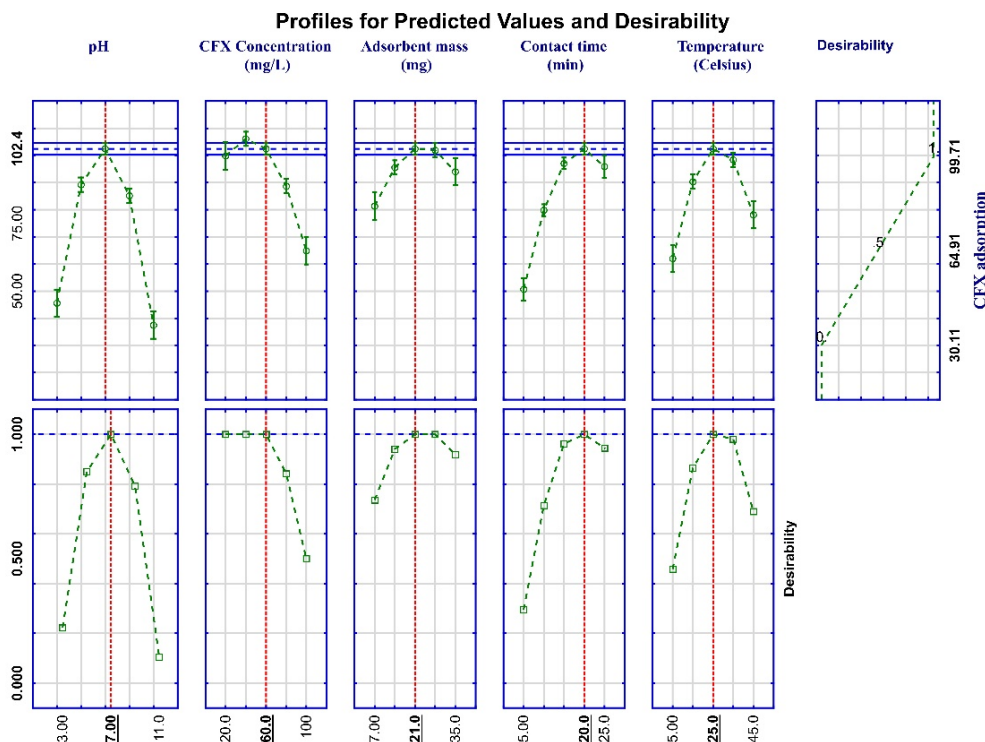
شکل ۶ نمودار مقدارهای تجربی بر حسب مقدارهای پیش‌بینی شده در طرح مرکب مرکزی برای جذب پادزیست سفیکسیم



شکل ۷ نمودار پارتو به‌دست‌آمده از طرح مرکب مرکزی برای جذب سفیکسیم (L: خطی و Q: درجه ۲)

و بازده حذف تجربی 99.38 ± 1.25 درصد به دست آمد. پس از تأیید نتیجه‌ها مقادیر پیش‌بینی‌شده با نتیجه‌های تجربی و همخوانی بسیار نزدیک آن‌ها به یکدیگر، مشخص شد که راهبرد بهینه‌سازی شرایط جذب به منظور دستیابی به بیشینه بازده در حذف سفیکسیم موفقیت‌آمیز بوده است.

میلی‌گرم، زمان تماس (فراصوت) ۲۰ دقیقه، و دمای محلول 25°C به عنوان شرایط بهینه نشان داده شده‌اند. همچنین، درصد جذب پیش‌بینی‌شده در شرایط بهینه برابر ۱۰۰ درصد محاسبه شد. بدین منظور، در شرایط بهینه یادشده با نرم افزار، آزمایش‌های دیگری (۵ بار تکرار) برای تأیید نتیجه‌ها انجام شد



شکل ۸ تعیین نقاط بهینه برای جذب پادزیست سفیکسیم با به کارگیری تابع مطلوبیت

سازوکار پرکردن منافذ با ماهیت چندلایه) ارزیابی شد [۲۷]. برپایه نتیجه‌ها (جدول ۳)، مدل لانگمویر به دلیل ضریب تعیین (R^2) بالاتر (۰.۹۹۶) آن، همخوانی بهتری با داده‌های تجربی به نسبت سایر مدل‌ها داشت و گویای آن است که احتمال جذب سفیکسیم در نانوجندسازه CuO-GO@Pt به صورت تک‌لایه در محل‌های فعال همگن بیشتر تر بوده است. به‌طورمعمول، جذب تک‌لایه نشان‌دهنده فرایند جذب شیمیایی است. در

بررسی هم‌دهماهای تعادلی جذب

بررسی هم‌دهماهای تعادلی جذب برای مطالعه سازوکارهای فرایند جذب و درک درست از ماهیت آن‌ها بسیار مهم هستند. از این‌رو، داده‌های تعادلی تجربی در شرایط بهینه با مدل‌های هم‌دهما از جمله لانگمویر (با فرض جذب تک لایه)، فروندلیچ (با فرض جذب ناهمگن)، تمکین (با فرض کاهش خطی انرژی جذب با پوشش سطح)، و دویینین-رادوشکویچ (با فرض

احتمال جذب فیزیکی سفیکسیم در سطح جاذب نیز وجود دارد [۲۹]. بنابراین، اگرچه نتیجه‌های هم‌دما جذب همخوانی بهتری با مدل لانگمویر داشت، ولی این به معنای نادیده گرفتن نتیجه‌های مدل‌های دیگر نیست. زیرا، مدل‌های دیگر نیز دارای مقادیر ضریب تعیین (R^2) قابل قبول و مجاور با لانگمویر داشتند و نمی‌توان فرض کرد که کل فرایند جذب به‌صورت تک‌لایه و مطابق با مدل لانگمویر بوده است. بنابراین، نتیجه‌های مدل‌سازی نشان داد که فرایند جذب ممکن است ترکیبی از هر دو فرایند جذب فیزیکی و جذب شیمیایی بوده باشد.

نانوچندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل‌دار شده با نانوذره‌های پلاتین، بیشینه ظرفیت جذب تک‌لایه لانگمویر برای پادزیست سفیکسیم ۲۱۳/۴۱ میلی‌گرم بر گرم محاسبه شد، درحالی‌که بیشینه ظرفیت جذب محاسبه‌شده در نانوذره‌های مس اکسید و نانوچندسازه مس اکسید/گرافن اکسید سنتز شده به‌ترتیب برابر با ۱۲۴/۵۸ و ۱۸۶/۷۴ میلی‌گرم بر گرم بود. از طرفی، عامل جداسازی (R_L) و عامل‌های هم‌دما فروندلیچ ($1/n$) بین ۰ تا ۱ بودند که نشان داد فرایند جذب مطلوب بوده است [۲۸]. از سوی دیگر، در مدل دویبینین-رادوشکوویچ، میانگین انرژی جذب محاسبه‌شده (E) مقدار پایینی داشت (کمتر از ۸ کیلوژول بر مول) که نشان داد

جدول ۳ عامل‌های هم‌دما جذب پادزیست سفیکسیم در شرایط بهینه

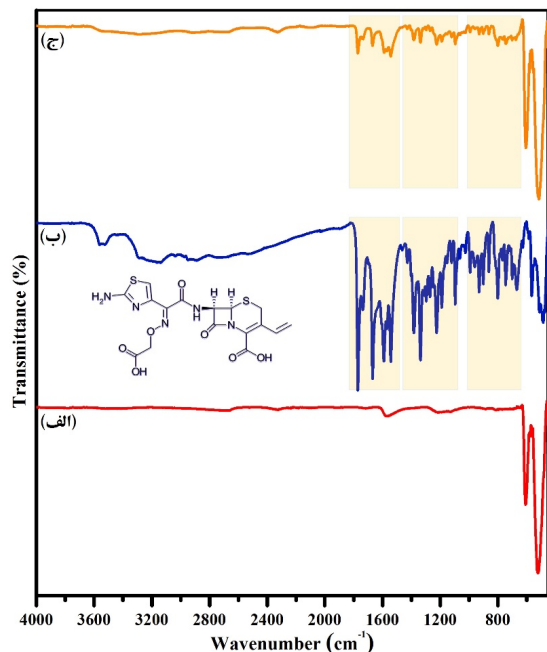
مقادیر	عامل	نمودار	معادله	هم‌دما
۲۱۳/۴۱	Q_m (mg g^{-1})	C_e/q_e vs. C_e	$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q_m K_L} + \frac{C_e}{Q_m}$	لانگمویر
۲/۷۱۳	K_L (L mg^{-1})			
۰/۹۹۶	R^2			
۰/۰۰۴-۰/۰۳۶	$R_L=1/(1+(K_L \times C_0))$			
۰/۳۱۹	$1/n$	$\ln q_e$ vs. $\ln C_e$	$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e$	فرندلیچ
۸/۰۵۹	K_F (L mg^{-1})			
۰/۹۰۶	R^2			
۳/۰۶۶	B_1	q_e vs. $\ln C_e$	$q_e = B_1 \ln K_T + B_1 \ln C_e$	تمکین
۱/۰۰	K_T (L mg^{-1})			
۰/۹۸۲	R^2			
۱۶۶/۰۶	Q_s (mg g^{-1})	$\ln q_e$ vs. ε^2	$\ln q_e = \ln Q_s - k\varepsilon^2$	دویبینین-رادوشکوویچ
-۲/۱۰	$\beta \times 10^{-8}$			
۴/۸۷۶	E (kJ mol^{-1})			
۰/۹۴۰	R^2			

تجزیه و تحلیل سینتیکی نشان داد که مدل سینتیکی شبه‌مرتبه دوم بهترین برازش (با بالاترین مقدار ضریب تعیین، ۰/۹۹۶) را نسبت به سایر مدل‌ها، با داده‌ها داشت. همچنین، مقدار ظرفیت جذب محاسباتی از مدل سینتیکی شبه‌مرتبه دوم (۱۵۶/۸۷ میلی‌گرم بر گرم) همخوانی بسیار نزدیکی با داده‌های تجربی

مطالعه‌های سینتیکی و ترمودینامیکی جذب

سینتیک جذب پادزیست سفیکسیم بر جاذب با مدل‌های شبه‌مرتبه اول، شبه‌مرتبه دوم، انتشار درون ذره‌ای، و مدل الویچ [۳۰] ارزیابی شد و مطلوب‌ترین مدل سینتیکی برپایه نزدیکی بیشتر ضریب تعیین آن‌ها (R^2) به یک انتخاب شد. نتیجه‌های

شده‌اند که این امر نشان‌دهنده شرکت گروه‌های عاملی مذکور در فرایند جذب بود.



شکل ۹ طیف‌های FTIR جذب پیش از جذب (الف)، پادزیست سفیکسیم (ب) و جذب پس از جذب پادزیست سفیکسیم (ج)

در این راستا، نتیجه‌ها حاکی از آن بود که گروه‌های عاملی سطحی Cu-O ، Pt-O و C=C نقش کلیدی در فرایند جذب داشتند و نشان داد که فرایند جذب با ایجاد پیوندهای هیدروژنی و برهم‌کنش‌های $\pi-\pi$ بسیار محتمل بوده است. همچنین، تاثیر بسزای pH محلول در درصد جذب بیانگر درگیر بودن جاذبه‌های الکترواستاتیکی در فرایند جذب بود. از سوی دیگر، پس از فرایند جذب، پیدایش برخی نوارهای اصلی جذب مرتبط با سفیکسیم در طیف جاذب (که با رنگ زرد نشان داده شده است)، بیانگر این واقعیت بود که احتمال مشارکت جذب شیمیایی در فرایند جذب نیز بسیار زیاد بوده است. پیش‌تر نیز برازش بهتر داده‌های تجربی با مدل هم‌دما لانگمویر، و مدل سینتیکی شبه‌مرتبه دوم و همچنین، مقدار مثبت ΔH° نیز

(۱۴۱/۷۲ میلی‌گرم بر گرم) داشت. مدل سینتیکی شبه‌مرتبه دوم بر این فرض استوار است که مقدار جذب با مجذور مکان‌های فعال جاذب نسبت مستقیم دارد. بنابراین، فرض می‌شود که جذب پادزیست سفیکسیم بر جاذب مذکور ممکن است به‌طور عمده از راه جذب شیمیایی رخ داده باشد [۳۱]. همچنین، رفتار ترمودینامیکی جذب پادزیست سفیکسیم بر جاذب با سه عامل اصلی ترمودینامیکی تغییر انرژی آزاد گیبس (ΔG°)، تغییر آنتالپی (ΔH°)، و تغییر آنتروپی (ΔS°) در دماهای ۲۷۸/۱۵، ۲۸۸/۱۵، ۲۹۸/۱۵، ۳۰۸/۱۵، و ۳۱۸/۱۵ کلون بررسی شد. برپایه نتیجه‌ها، مقادیر منفی ΔG° در گستره ۰ تا -۲۰ کیلوژول بر مول بودند که ماهیت خودبه‌خودی جذب را تایید می‌کند و نشان می‌دهد که فرایندهای جذب به‌طور عمده با جذب فیزیکی (نیروهای واندروالس) رخ داده است. به‌طور کلی، مقادیر ΔG° در گستره ۰ تا ۲۰ کیلوژول بر مول به‌عنوان یک فرایند فیزیکی و ۸۰ تا ۴۰۰ کیلوژول بر مول به‌عنوان یک فرایند شیمیایی تعریف می‌شود [۳۲]. افزون‌براین، مقدار مثبت ΔH° یک فرایند جذب گرماگیر را نشان می‌دهد که مقادیر ΔH° بین ۲/۱ تا ۲۰/۹ و مقادیر ΔH° بین ۲۰/۹ تا ۴۱۸/۴ کیلوژول بر مول به‌ترتیب به جذب فیزیکی و شیمیایی نسبت داده شده است [۳۳]. بنابراین، مقدار ΔH° به‌دست‌آمده (۹۶/۸۵ کیلوژول بر مول) نشان داد که جذب شیمیایی گرماگیر بر فرایند جذب پادزیست سفیکسیم بر جاذب چیره است. همچنین، مقدار مثبت ΔS° به‌دست‌آمده (۳۵۱/۵۳ ژول بر مول بر کلون) نشان‌دهنده برگشت‌پذیر بودن فرایند جذب بود [۳۴].

سازوکار پیشنهادی جذب

جذب پادزیست سفیکسیم در نانوجندسازه CuO- GO@Pt با طیف‌سنجی FTIR پیش و پس از فرایند جذب بررسی و تایید شد. مطالعه FTIR با جاذب پیش و پس از جذب سفیکسیم (شکل ۹) نشان داد که نوارهای جذب گروه‌های عاملی سطحی جاذب به طول موج‌های بالاتر و پایین‌تر منتقل

توصیف‌کننده حضور جذب شیمیایی در فرایند جذب بود. با این‌حال، میانگین انرژی جذب (E) محاسبه‌شده در مدل دوپینین-رادوشکویچ (کمتر از ۸ کیلوژول بر مول) و همچنین، مقادیر منفی ΔG° (۰ تا -۲۰ کیلوژول بر مول) حضور موثر جذب فیزیکی در فرایند جذب را نیز تایید کردند. بنابراین، می‌توان این‌گونه نتیجه گرفت که فرایند جذب می‌تواند با ترکیب برهم‌کنش‌های فیزیکی و شیمیایی رخ داده باشد.

جذب پادزیست سفیکسیم در فاضلاب واقعی

امکان‌سنجی جذب برای حذف باقی‌مانده‌های سفیکسیم از نمونه‌های آبی محیطی واقعی (آب رودخانه و پساب‌های بیمارستانی) بررسی شد. در ابتدا ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های واقعی آب بررسی و مشخص شد که پساب‌های بیمارستانی نمک‌های بیشتری نسبت به آب رودخانه داشتند (جدول ۴). همچنین، در ابتدای کار غلظت باقی‌مانده پادزیست سفیکسیم در نمونه‌ها اندازه‌گیری شد و زیر حد تشخیص یافت شد. سپس، با افزودن سفیکسیم به نمونه‌های واقعی، غلظت آن با غلظت پهنه تنظیم شد. سپس، کارایی جذب جذب برای پادزیست سفیکسیم بدون هیچ‌گونه تنظیم pH برای اطمینان از شرایط محیطی واقعی انجام شد (جدول ۴). همان‌طور که مشاهده می‌شود، به‌طور کلی کارایی جذب سفیکسیم در آب رودخانه به حدود 99.35 ± 2.23 درصد و به‌ویژه در پساب‌های بیمارستانی به حدود 73.35 تا 83.12 درصد کاهش یافت. این کاهش مقدار بازده جذب ممکن است به دلیل وجود سایر نمک‌ها در نمونه‌های واقعی نسبت به نمونه‌های آزمایشگاهی خالص باشد که گاه موجب مهار و رقابت در جذب می‌شوند که در نتیجه آن بازده جذب مولکول‌های هدف (سفیکسیم) کاهش می‌یابد. همچنین، بازده جذب پایین‌تر سفیکسیم در پساب‌های بیمارستانی در مقایسه با آب رودخانه را می‌توان به همین غلظت بالاتر نمک‌ها و یا آلاینده‌ها در پساب‌های بیمارستانی نسبت داد. افزون‌براین، همان‌طور که در مطالعه اثر pH محلول بر درصد جذب

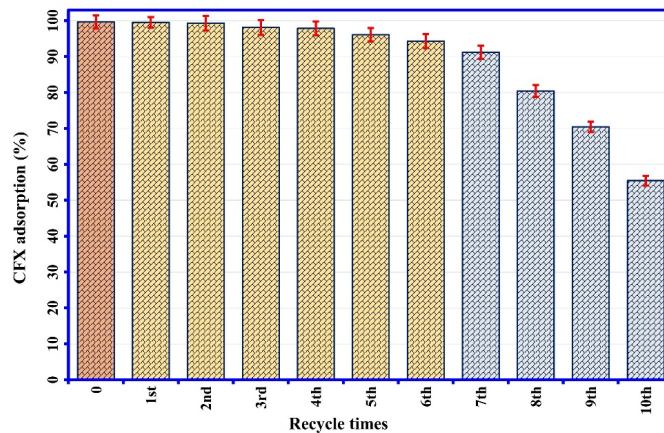
جدول ۴ کارایی جذب جذب برای حذف پادزیست سفیکسیم

از آب رودخانه و پساب‌های بیمارستانی (۵ بار تکرار)

نمونه واقعی	انحراف استاندارد نسبی \pm درصد حذف
آب رودخانه	99.35 ± 2.23
پساب بیمارستان ۱	83.12 ± 1.89
پساب بیمارستان ۲	75.45 ± 3.10
پساب بیمارستان ۳	73.35 ± 2.85

بررسی بازکاربردپذیری جذب

اقتصادی‌ترین گزینه عملی برای به کمینه رساندن هزینه‌های فرایند جذب به‌کارگیری دوباره جذب‌ها است. بدین منظور، جذب به‌کارگرفته‌شده پس از جداسازی از محیط واکنش با حلال شوینده مناسب (سدیم هیدروکسید) شسته شد تا واجذب سفیکسیم جذب‌شده در جذب صورت پذیرد. پس از واجذب، جذب دوباره با آب دوبار تقطیر شسته شد و پس از خشک شدن در آن برای به‌کارگیری دوباره در چرخه‌های جذب-واجذب بعدی آماده شد. در این مطالعه همان‌طور که در شکل ۱۰ مشاهده می‌شود، قابلیت استفاده مجدد جذب در ۱۰ چرخه جذب/واجذب مورد آزمون قرار گرفت. نتیجه‌ها نشان داد که حدود ۱۰ درصد کاهش در بازده جذب پس از ۶ دوره به‌دست آمد که نشان‌دهنده مقرون به صرفه‌بودن جذب از نظر اقتصادی است.



شکل ۱۰ درصد جذب سفیکسیم در بازکاربردپذیری جاذب پس از بازیابی با سدیم هیدروکسید (۰٫۱ مول بر لیتر (نوارهای خطا با انحراف استاندارد به دست آمده از سه بار تکرار)

شیمیایی رخ داده باشد. همچنین، عامل‌های ترمودینامیکی ماهیت گرماگیر، برگشت‌پذیر و خودبه‌خودی جذب را نیز نشان دادند. در نهایت، بازده جذب بالای جاذب در نمونه‌های واقعی آب (رودخانه و پساب‌های بیمارستانی) و همچنین، توانایی خوب بازسازی و بازکاربردپذیری جاذب نشان داد که جاذب پیشنهادی به‌عنوان یک گزینه امیدوارکننده برای اهداف تصفیه آب است.

سپاسگزاری

این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی با کد اخلاق IR.YUMS.REC.1401.158 دانشگاه پزشکی یاسوج است که با حمایت مالی و معنوی این دانشگاه انجام شد. نویسندگان از حمایت مالی دانشگاه علوم پزشکی یاسوج، ایران قدردانی می‌کنند.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه، نانوجندسازه مس اکسید/گرافن اکسید عامل‌دارشده با نانوذره‌های پلاتین با موفقیت سنتز و کارایی آن به‌عنوان جاذب در حذف جذبی باقی‌مانده‌های پادزیست سفیکسیم از محلول آبی و نمونه‌های واقعی پساب مطالعه شد. در ابتدا، خلوص و ساختار، گروه‌های عاملی سطحی، ریخت‌شناسی و اندازه ذره‌ها، و همچنین، ترکیب عنصری جاذب سنتز شده به دقت بررسی شد. سپس، آزمایش‌های جذب با نرم افزار طراحی آزمایش مدل‌سازی شد و تاثیر هم‌زمان متغیرهای آزمایشی با به‌کارگیری طرح مرکب مرکزی و روش‌های سطح‌پاسخ بهینه‌سازی شد. در شرایط بهینه، بیشینه درصد حذف تجربی سفیکسیم از محلول آبی 99.38 ± 1.25 % به دست آمد. مطالعه‌های سینتیک، هم‌دما و ترمودینامیکی نشان دادند که فرایند جذب می‌تواند با ترکیب هر دو برهم‌کنش‌های فیزیکی و

مراجع

1. Rodriguez-Mozaz S, Chamorro S, Marti E, Huerta B, Gros M, Sánchez-Melsió A, et al. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban

wastewaters and their impact on the receiving river. Water Res. 2015;69:234-42. doi: org/10.1016/j.watres.2014.11.021

2. Tell J, Caldwell DJ, Häner A, Hellstern J, Hoeger B, Journal R, et al. Science-based targets for antibiotics in receiving waters from pharmaceutical manufacturing operations. *Integr Environ Assess Manag*. 2019;15(3):312-9. doi: [org/10.1002/ieam.4141](https://doi.org/10.1002/ieam.4141)
3. Wu J, Liu H, Ge S, Wang S, Qin Z, Chen L, et al. The preparation, characterization, antimicrobial stability and in vitro release evaluation of fish gelatin films incorporated with cinnamon essential oil nanoliposomes. *Food Hydrocoll*. 2015;43:427-35. doi: [org/10.1016/j.foodhyd.2014.06.017](https://doi.org/10.1016/j.foodhyd.2014.06.017)
4. Anushree C, Krishna DNG, Philip J. Synthesis of Ni doped iron oxide colloidal nanocrystal clusters using poly(N-isopropylacrylamide) templates for efficient recovery of cefixime and methylene blue. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 2022;650:129616. doi: [org/10.1016/j.colsurfa.2022.129616](https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2022.129616)
5. Gordanshekan A, Arabian S, Solaimany Nazar AR, Farhadian M, Tangestaninejad S. A comprehensive comparison of green Bi₂WO₆/g-C₃N₄ and Bi₂WO₆/TiO₂ S-scheme heterojunctions for photocatalytic adsorption/degradation of Cefixime: Artificial neural network, degradation pathway, and toxicity estimation. *Chemical Engineering Journal*. 2023;451:139067. doi: [org/10.1016/j.cej.2022.139067](https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.139067)
6. Seifrtova M, Novakova L, Lino C, Pena A, Solich P. An overview of analytical methodologies for the determination of antibiotics in environmental waters. *Analytica Chimica Acta*. 2009;649(2):158-79. doi: [org/10.1016/j.aca.2009.07.031](https://doi.org/10.1016/j.aca.2009.07.031)
7. Pan M, Chu L. Adsorption and degradation of five selected antibiotics in agricultural soil. *Sci Total Environ*. 2016;545:48-56. doi: [org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.040](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.040)
8. Du C, Zhang Z, Yu G, Wu H, Chen H, Zhou L, et al. A review of metal organic framework (MOFs)-based materials for antibiotics removal via adsorption and photocatalysis. *Chemosphere*. 2021;272:129501. doi: [org/10.1016/j.chemosphere.2020.129501](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129501)
9. Homem V, Santos L. Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices—a review. *J Environ Manag*. 2011;92(10):2304-47.
10. Phoon BL, Ong CC, Saheed MSM, Show P-L, Chang J-S, Ling TC, et al. Conventional and emerging technologies for removal of antibiotics from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 2020;400:122961. doi: [org/10.1016/j.jhazmat.2020.122961](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122961)
11. Tamanna T, Bulitta JB, Yu A. Controlling antibiotic release from mesoporous silica nano drug carriers via self-assembled polyelectrolyte coating. *Journal of Materials Science: Materials in Medicine*. 2015;26(2):117. doi: [org/10.1007/s10856-015-5444-0](https://doi.org/10.1007/s10856-015-5444-0)
12. Cığeroğlu Z, Küçükyıldız G, Erim B, Alp E. Easy preparation of magnetic nanoparticles-rGO-chitosan composite beads: Optimization study on cefixime removal based on RSM and ANN by using Genetic Algorithm Approach. *Journal of Molecular Structure*. 2021;1224:129182. doi: [org/10.1016/j.molstruc.2020.129182](https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2020.129182)
13. Hasanzadeh V, Rahmanian O, Heidari M. Cefixime adsorption onto activated carbon prepared by dry thermochemical activation of date fruit residues. *Microchemical Journal*. 2020;152:104261. doi: [org/10.1016/j.microc.2019.104261](https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104261)
14. Fakhri A, Adami S. Adsorption and thermodynamic study of Cephalosporins antibiotics from aqueous solution onto MgO nanoparticles. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 2014;45(3):1001-6. doi: [org/10.1016/j.jtice.2013.09.028](https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.09.028)
15. Al-husseiny RA, Kareem SL, Naje AS, Ebrahim SE. Effect of green synthesis of Fe₃O₄ nanomaterial on the removal of cefixime from aqueous solution. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 2023. doi: [org/10.1007/s13399-023-03921-7](https://doi.org/10.1007/s13399-023-03921-7)
16. Samadi-Maybodi A, Rahmati A. Synthesis and characterization of dual metal zeolitic imidazolate frameworks and their application for removal of cefixime. *J Coord Chem*.

- 2019;72(18):3171-82. doi: [org/10.1080/00958972.2019.1682562](https://doi.org/10.1080/00958972.2019.1682562)
17. Mohseni-Bandpei A, Eslami A, Kazemian H, Zarrabi M, Venkataraman S, Sadani M. Enhanced adsorption and recyclability of surface modified hydrophobic silica aerogel with triethoxysilane: removal of cefixime by batch and column mode techniques. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023;30(1):1562-78. doi: [org/10.1007/s11356-022-22277-5](https://doi.org/10.1007/s11356-022-22277-5)
 18. Pham TD, Bui TT, Trang Truong TT, Hoang TH, Le TS, Duong VD, et al. Adsorption characteristics of beta-lactam cefixime onto nanosilica fabricated from rice HUSK with surface modification by polyelectrolyte. *Journal of Molecular Liquids*. 2020;298:111981. doi: [org/10.1016/j.molliq.2019.111981](https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111981)
 19. Malwal D, Gopinath P. Efficient adsorption and antibacterial properties of electrospun CuO-ZnO composite nanofibers for water remediation. *Journal of hazardous materials*. 2017;321:611-21. doi: [org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.050](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.050)
 20. Zavareh S, Eghbalazar T. Efficient and selective removal of cefixime from aqueous solution by a modified bionanocomposite. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2017;5(4):3337-47. doi: [org/10.1016/j.jece.2017.06.042](https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.06.042)
 21. Emami N, Farhadian M, Solaimany Nazar AR, Tangestaninejad S. Adsorption of cefixime and lamotrigine on HKUST-1/ZIF-8 nanocomposite: isotherms, kinetics models and mechanism. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2023;20(2):1645-72. doi: [org/10.1007/s13762-022-04679-7](https://doi.org/10.1007/s13762-022-04679-7)
 22. Abdellahi M, Bahmanpour H, Bahmanpour M. The best conditions for minimizing the synthesis time of nanocomposites during high energy ball milling: Modeling and optimizing. *Ceramics International*. 2014;40(7, Part A):9675-92. doi: [org/10.1016/j.ceramint.2014.02.049](https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.02.049)
 23. Liang S, Zhang H, Dai H, Wan X, Zhu F, Xu Q, et al. Efficient, rapid and simple adsorption method by polydopamine polystyrene nanofibers mat for removal of multi-class antibiotic residues in environmental water. *Chemosphere*. 2022;288(Pt 3):132616. doi: [org/10.1016/j.chemosphere.2021.132616](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132616)
 24. Geroeeyan A, Niazi A, Konoz E. Investigation of simultaneous removal of Basic Orange 2 dye and Ni (II) from aqueous solutions by modified nanoclay in continuous washing system using response surface methodology (RSM). *Journal of Applied Research in Chemistry*. 2022;16(3):109-24. doi: [org/10.30495/jacr.2022.698061](https://doi.org/10.30495/jacr.2022.698061)
 25. Chen T, Li B, Fang L, Chen D-s, Xu W-b, Xiong C-h. Response surface methodology for optimizing adsorption performance of gel-type weak acid resin for Eu(III). *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*. 2015;25(12):4207-15. doi: [org/10.1016/S1003-6326\(15\)64071-7](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(15)64071-7)
 26. Arabkhani P, Asfaram A, Ateia M. Easy-to-prepare graphene oxide/sodium montmorillonite polymer nanocomposite with enhanced adsorption performance. *Journal of Water Process Engineering*. 2020;38. doi: [org/10.1016/j.jwpe.2020.101651](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101651)
 27. Şenol ZM, Gürsoy N, Şimşek S, Özer A, Karakuş N. Removal of food dyes from aqueous solution by chitosan-vermiculite beads. *Int J Biol Macromol*. 2020;148:635-46. doi: [org/10.1016/j.ijbiomac.2020.01.166](https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.01.166)
 28. Kaur N, Kaur M, Singh D. Fabrication of mesoporous nanocomposite of graphene oxide with magnesium ferrite for efficient sequestration of Ni (II) and Pb (II) ions: Adsorption, thermodynamic and kinetic studies. *Environ Pollut*. 2019;253:111-9. doi: [org/10.1016/j.envpol.2019.05.145](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.145)
 29. Pandiarajan A, Kamaraj R, Vasudevan S, Vasudevan S. OPAC (orange peel activated carbon) derived from waste orange peel for the adsorption of chlorophenoxyacetic acid herbicides from water: Adsorption isotherm, kinetic modelling and thermodynamic studies.

- Bioresour Technol. 2018;261:329-41. doi: [org/10.1016/j.biortech.2018.04.005](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.005)
30. Li J, Zhang N, Ng DHL. Synthesis of a 3D hierarchical structure of [gamma]-AlO(OH)/Mg-Al-LDH/C and its performance in organic dyes and antibiotics adsorption. Journal of Materials Chemistry A. 2015;3(42):21106-15. doi: [org/10.1039/C5TA04497A](https://doi.org/10.1039/C5TA04497A)
 31. Mohan S, Kumar V, Singh DK, Hasan SH. Effective removal of lead ions using graphene oxide-MgO nanohybrid from aqueous solution: Isotherm, kinetic and thermodynamic modeling of adsorption. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2017;5(3):2259-73. doi: [org/10.1016/j.jece.2017.03.031](https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.03.031)
 32. Ahsan MA, Islam MT, Imam MA, Hyder AHMG, Jabbari V, Dominguez N, et al. Biosorption of bisphenol A and sulfamethoxazole from water using sulfonated coffee waste: Isotherm, kinetic and thermodynamic studies. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2018;6(5):6602-11. doi: [org/10.1016/j.jece.2018.10.004](https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.004)
 33. Yang J, Huang B, Lin M. Adsorption of Hexavalent Chromium from Aqueous Solution by a Chitosan/Bentonite Composite: Isotherm, Kinetics, and Thermodynamics Studies. Journal of Chemical & Engineering Data. 2020;65(5):2751-63. doi: [org/10.1021/acs.jced.0c00085](https://doi.org/10.1021/acs.jced.0c00085)
 34. Arabkhani P, Asfaram A. The potential application of bio-based ceramic/organic xerogel derived from the plant sources: A new green adsorbent for removal of antibiotics from pharmaceutical wastewater. Journal of Hazardous Materials. 2022;429:128289. doi: [org/10.1016/j.jhazmat.2022.128289](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128289)

Synthesis and characterization of copper oxide/graphene oxide nanocomposite functionalized with nanoplatinum for efficient adsorption of cefixime antibiotic from aqueous solutions

P. Arabkhani¹, A. Asfaram^{2,*}

1. M.Sc. of Chemistry, Medicinal Plants Research Center, Yasuj University of Medical Sciences, Yasuj, Iran.
2. Assistant Prof. of Medicinal Plants Research Center, Yasuj University of Medical Sciences, Yasuj, Iran.

Abstract: Cefixime is one of the most widely used antibiotics in the world that its presence in the environment, even at low concentrations, causes serious health problems. The current study was conducted with the aim of evaluating the efficiency of copper oxide/graphene oxide nanocomposite functionalized with platinum nanoparticles as efficient nanoadsorbent in removing cefixime antibiotic from aqueous solutions. For this purpose, the effect of the main operating variables on the efficiency of the adsorbent in antibiotic removal was studied and optimized with the surface response method. Also, the adsorption behavior was investigated by isotherm, kinetic, and thermodynamic studies. The results showed that under optimal conditions, the experimental removal efficiency of cefixime was $99.38 \pm 1.25\%$ and the Langmuir maximum adsorption capacity was calculated to be 213.41 mg g^{-1} . Also, thermodynamic studies indicated that the adsorption process was spontaneous in nature, endothermic, and reversible. The obtained results showed the potential ability of the presented nanocomposite in removing cefixime from polluted water.

Keywords: Antibiotic, Method optimization, Water treatment, Adsorption, Nanocomposite.

* Corresponding author Email:
arash.asfaram@yums.ac.ir