

بررسی استفاده از ساقه برنج برای حذف کروم از محیط آبی

فاطمه سلطانی^{۱*} و شایان شامحمدی^۲

چکیده

فلزات سنگین در صنعت سبب مشکلات زیادی شده‌اند. هدف اصلی از این پژوهش، بررسی اثر تغییرات اندازه ذرات ساقه برنج بر مقدار حذف کروم از محیط آبی است. برای این کار از چهار مقدار ۱، ۱/۵، ۲ و ۳ گرم جرم جاذب ساقه برنج و هر کدام در اندازه ذرات ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر استفاده شد. غلظت محلول کروم در تمامی آزمایش‌های جذب ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر انتخاب شده است. حداکثر راندمان جذب در $pH=2$ و جرم ۱ گرم از جاذب ۷۵ میکرومتری، ۹۸/۲۵٪ به دست آمد. بررسی سینتیک جذب نشان داد که مدل غیرتعادلی لاگرگرن (ضریب همبستگی ۱) و هو و همکاران (ضریب همبستگی ۰/۹۹۹) فرآیند جذب را به خوبی توصیف می‌کنند. همچنین، با افزایش اندازه ذرات جاذب، زمان تعادل به صورت لگاریتمی افزایش می‌یابد به گونه‌ای که زمان تعادل در اندازه ذرات ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر به ترتیب ۳۰، ۹۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه به دست آمد. بررسی‌های ایزوترم جذب نیز نشان داد که در ذرات با اندازه ۷۵ میکرومتر مدل‌های لانگمویر (ضریب همبستگی ۰/۹۹۳)، فروندلیچ (ضریب همبستگی ۰/۹۸۹)، ردلیچ-پیترسون (ضریب همبستگی ۰/۹۹۳) و سیپس (ضریب همبستگی ۰/۹۹۴) داده‌های ایزوترم را به خوبی توصیف می‌کنند. بررسی‌های ایزوترم جذب همچنین نشان داد که حداکثر ظرفیت جذب ساقه برنج با افزایش اندازه ذرات به صورت خطی کاهش می‌یابد، به گونه‌ای که ظرفیت جذب (بر اساس مدل لانگمویر) برای اندازه ذرات ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر به ترتیب ۳/۰۹۶، ۲/۴۹۰، ۱/۸۲۰ و ۱/۴۵۶ میلی‌گرم بر گرم به دست آمد.

واژه‌های کلیدی: جذب، ساقه برنج، کروم، مدل‌های تعادلی و غیرتعادلی.

ارجاع: سلطانی ف. و شامحمدی ش. ۱۳۹۵. بررسی استفاده از ساقه برنج برای حذف کروم از محیط آبی. مجله پژوهش آب ایران. ۲۰: ۱۲۳-۱۳۲.

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

۲- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

* نویسنده مسئول: soltani13473@yahoo.com

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۴/۲۶

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۹/۰۵

مقدمه

حضور فلزات سنگین در فاضلاب‌های صنعتی مشکلی عمده در تخلیه آن‌ها به آب‌های سطحی به حساب می‌آید (نامنی و همکاران، ۱۳۸۷). فلزات سنگین با فرآیندهای مختلف صنعتی تولید و از طریق پساب‌های صنعتی وارد محیط‌زیست می‌شوند (احمدی اسبچین و همکاران، ۲۰۰۸). فلزات سنگین قابل تجزیه زیستی نبوده و اثرات سمی آن‌ها در بدن موجودات زنده مزمن است (شاکلا و پائی، ۲۰۰۵). کروم از جمله فلزات سنگین است که در پساب‌های صنعتی از قبیل صنایع آب‌کاری، نساجی، چرم‌سازی و کودسازی یافت می‌شود (گوپتا و همکاران، ۲۰۰۱). کروم شش ظرفیتی عامل مؤثر ایجاد سرطان است که فرآیند ثبت DNA را تغییر می‌دهد و سبب انحرافات کروموزومی مهمی می‌شود (داکیکی و همکاران، ۲۰۰۲). حداکثر مقدار مجاز توصیه شده برای کروم در آب آشامیدنی از سوی مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر است (مؤسسه استانداردها و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۳۷۰).

روش‌های مختلفی برای تصفیه پساب وجود دارد. ترسیب شیمیایی، فیلتراسیون غشایی و تبادل یونی برخی از روش‌های معمول در صنعت هستند که اجراء این گونه روش‌ها هزینه‌های زیادی دارد (مدهاوارائو و همکاران، ۲۰۰۶ و آیدین و همکاران، ۲۰۰۸). تحت این شرایط، یکی از روش‌های مؤثر و با صرفه، روش جذب است (کیو، ۲۰۰۸).

در سال‌های اخیر مواد مختلفی از قبیل ضایعات بلوط (مالکوک و همکاران، ۲۰۰۶)، پوسته بادام، پوست خردشده نارگیل، پوست بادام زمینی، دانه تمبره‌ندی و پوست گردو (آگاروال و همکاران، ۲۰۰۶)، جلبک دریایی (پارک و همکاران، ۲۰۰۶)، خاک اره (گوپتا و بابو، ۲۰۰۹) و هسته زیتون (اتیا و همکاران، ۲۰۱۰) به عنوان جاذب‌های طبیعی برای حذف کروم استفاده شده‌اند.

استفاده از جاذب‌های طبیعی و جایگزینی آن‌ها با جاذب‌های صنعتی وارداتی مهم است.

ساقه برنج یک پسمانده مهم کشاورزی است که در طی برداشت برنج به عنوان یک محصول جانبی تولید می‌شود. مقادیر زیادی از ساقه برنج در محل سوزانده می‌شود که به سبب آن، گاز CO₂ و سایر اشکال آلودگی تولید می‌شود. نتایج پژوهش‌های قزی و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که

ساقه برنج شامل ترکیبات سلولز (۳۲/۱۵٪)، همی‌سلولز (۲۸٪)، لیگنین (۱۹/۶۴٪)، خاکستر (۱۱/۳۳٪)، کربن (۴/۸۸٪) و سایر ترکیبات (۴٪) است. بنابراین این ماده به دلیل دارا بودن کربن و سلولز می‌تواند از ظرفیت مناسبی برای جذب آلاینده‌ها به ویژه فلز کروم برخوردار باشد. کلینی و سرتاج (۱۳۹۱) از ساقه برنج برای حذف کادمیوم و نیکل از محلول آبی استفاده کرده‌اند.

در بیشتر مطالعات جذب سطحی، حذف هر آلاینده مورد بررسی، به صورت ناپیوسته بررسی می‌شود. با استفاده از این بررسی‌ها اطلاعات با ارزشی از عملکرد جاذب و توانایی آن در حذف آن آلاینده به دست خواهد آمد (هادی و همکاران، ۲۰۱۱).

هدف اصلی از این پژوهش، بررسی کارایی ساقه برنج به عنوان یک جاذب محلی در حذف کروم از محیط آبی است. همچنین، بررسی اثر تغییرات اندازه ذرات ساقه برنج بر مقدار جذب کروم به عنوان هدف فرعی این پژوهش در نظر گرفته می‌شود.

مواد و روش‌ها

تهیه محلول

برای تهیه محلول ذخیره کروم شش ظرفیتی، از دی‌کرومات پتاسیم با درجه خلوص ۹۵ درصد (ساخت کارخانه مرک آلمان) استفاده شد. سپس محلول‌های استاندارد تعیین شده برای آزمایش‌ها، با استفاده از رقیق کردن محلول ذخیره تهیه شد. همچنین در تمامی آزمایش‌ها pH محلول با اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم تنظیم و با دستگاه pH متر (مدل PTR79) اندازه‌گیری شد. دمای اتاق در کلیه آزمایش‌ها در حدود 21 ± 1 درجه سلسیوس تنظیم شد (لوپز گارسیا و همکاران، ۲۰۱۰).

تهیه جاذب

در این پژوهش پس از جمع‌آوری ساقه برنج از مزارع موجود در منطقه لنجان اصفهان، ابتدا ساقه‌های برنج خرد شدند، سپس با استفاده از الک ذرات با اندازه‌های ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر تهیه شد. سپس جاذب‌های تهیه شده با آب مقطر شسته شدند و در آون با دمای ۷۰ درجه سلسیوس قرار داده، بعد از خشک شدن تا مرحله آزمایش درون نایلون نگهداری شدند.

تعیین pH بهینه جذب

برای تعیین pH بهینه جذب برای جاذب ساقه برنج، تعداد ۵ ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری برداشته، ابتدا با مایع ظرفشویی و سپس با آب شهر و بعد از آن با آب بدون یون (مقطر) شسته شد. مقدار ۱ گرم از جاذب ساقه برنج با اندازه ذرات ۷۵ میکرومتر، توزین، و داخل هر یک از ارلن‌ها ریخته شد. سپس ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول فلزی کروم با غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر به هر یک از ارلن‌ها اضافه شد. آزمایش در pHهای مختلف بین ۲ تا ۶ به توصیه بیات، ۲۰۰۲ انجام شد. محلول‌ها روی شیکر گذاشته شدند و بعد از سپری شدن مدت زمان ۳۰۰ دقیقه نمونه‌ها به ترتیب از روی شیکر برداشته شدند و با استفاده از کیف شیشه‌ای و کاغذ صافی واتمن شماره ۴۰، جاذب از نمونه‌ها جدا شد و غلظت کروم باقیمانده در محلول اندازه‌گیری شد. در نهایت راندمان جذب محاسبه شد (معادله (۱)) و pH ای که دارای حداکثر راندمان جذب بود به عنوان pH بهینه انتخاب شد. برای انجام بقیه آزمایش‌ها از pH بهینه استفاده شد.

$$E = 100 \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) \quad (1)$$

در معادله بالا C_0 غلظت اولیه محلول فلزی کروم و C_e غلظت ثانویه محلول فلزی کروم بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است.

مدل‌های تعادلی و غیر تعادلی

مدل‌های سینتیک (غیر تعادلی) جذب شامل معادلاتی است که قبل از ایجاد تعادل به کار می‌روند و در آن‌ها پارامتر زمان نقش عمده‌ای دارد. در این حالت تغییرات غلظت ماده جذب شده (q_t) با زمان نشان داده می‌شود. در این بررسی، مدل‌های جذب سینتیک شامل مدل لاگ‌گرن^۱ (۱۸۹۸)، مدل هو و همکاران^۲ (۱۹۹۶) و پخش درون ذره‌ای^۳ بر نتایج حاصل از آزمایش برآزش داده شده است. برای مدل کردن حالت تعادلی، از معادلات جذب در حالت هم‌دما یعنی ایزوترم‌های جذب استفاده شد. ایزوترم‌های جذب نوعی توضیح ریاضی رابطه جذب با غلظت ماده جذب شدنی، در درجه حرارت ثابت است. به عبارت دیگر رابطه تعادلی بین مقدار ماده جذب شده در

واحد وزن جاذب (q_e) و غلظت تعادلی ماده محلول (C_e) در درجه حرارت ثابت ایزوترم جذب نامیده می‌شود. با استفاده از معادلات ایزوترم می‌توان ظرفیت جذب جاذب را مشخص کرد. در این بررسی، مدل‌های جذب ایزوترم شامل مدل لانگمویر^۴، فروندلیچ^۵، ردلیچ-پیترسون^۶ و سیپس^۷ بر نتایج حاصل از آزمایش برآزش داده شده است. برای برآزش مدل‌های تعادلی و غیر تعادلی بر نتایج حاصل از آزمایش از شکل غیرخطی معادلات و از نرم‌افزار (R2009a) Matlab.7.8.0.347 استفاده شده است. در جدول ۱ مدل‌های جذب سینتیک و ایزوترم معرفی شده‌اند.

که در این معادله‌ها، q_e میزان جذب عنصر روی سطح جاذب در زمان تعادل (میلی‌گرم بر گرم)، q_{max} حداکثر میزان جذب عنصر توسط جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، q_t مقدار یون ماده جذب شده در زمان t (میلی‌گرم بر گرم)، C_e غلظت ماده جذب شونده در حالت تعادل در فاز مایع (میلی‌گرم بر لیتر)، K_1 ثابت سرعت جذب در مدل لاگ‌گرن (بر دقیقه)، K_2 ثابت سرعت جذب در مدل همکاران (گرم بر میلی‌گرم در دقیقه)، K_{id} ثابت سرعت پخش درون ذره‌ای (میلی‌گرم بر گرم بر مجذور دقیقه)، c ثابت مربوط به ضخامت لایه مرزی (میلی‌گرم بر گرم)، K_L ثابت تعادل جذب مدل لانگمویر (لیتر بر میلی‌گرم)، K_F ضریب مدل فروندلیچ (میلی‌گرم بر گرم در (لیتر بر میلی‌گرم)^{1/n})، n قدرت و درجه جذب ماده جذب شونده (مدل فروندلیچ)، k_s ضریب مدل سیپس (لیتر بر میلی‌گرم)^{1/ns}، n_s ضریب مدل سیپس، K_F ضریب مدل ردلیچ-پیترسون (لیتر بر میلی‌گرم) و b_f ، a_f ضریب‌های مدل ردلیچ-پیترسون است.

4- Langmuir
5- Ferundlich
6- Redlich- Peterson
7- Sips

1- Lagergren
2- Ho et al.
3- intermolecular distribution

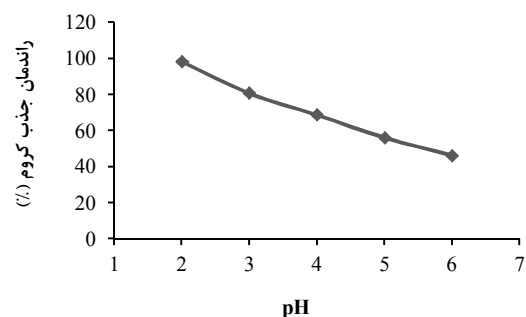
جدول ۱- مدل‌های سینتیک و ایزوترم

مدل‌های سینتیک	مدل‌های ایزوترم
هو و همکاران $q_t = \frac{K_s q_e^2 t}{1 + q_e K_s t}$	لانگمویر $q_e = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$
لاگرگرن $q_t = q_e - q_e \exp(-K_1 t)$	فروندلیچ $q_e = K_F C_e^{1/n}$
پخش درون ذره‌ای $q_t = K_{id} \sqrt{t} + C$	سیپس $q_e = \frac{q_{\max} k_s c_e^{1/n_s}}{1 + k_s c_e^{1/n_s}}$
	ردلیچ- پیترسون $q_e = \frac{K_r C_e}{1 + a_r C_e^b}$

نتایج و بحث

تأثیر pH بر راندمان جذب کروم

شکل ۱ تأثیر pH محلول بر راندمان جذب کروم را برای جرم ۱ گرم از جاذب با اندازه ذرات ۷۵ میکرومتر نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود با افزایش pH میزان جذب کروم کاهش می‌یابد به طوری که حداکثر راندمان جذب در pH=۲، به میزان ۹۸/۲۵٪ به دست آمده است. این نتایج با نتایج بررسی‌های العثمان و همکاران (۲۰۱۲) و چانگ و همکاران (۲۰۱۲) هماهنگی دارد.

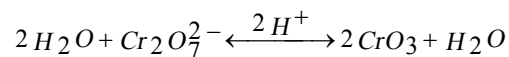
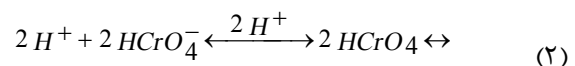


شکل ۱- تأثیر pH بر راندمان جذب کروم با ساقه برنج

(غلظت اولیه محلول: ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر، زمان تماس: ۳۰۰

دقیقه، دما: ۲۲ درجه سلسیوس)

واکنش زیر (معادله (۲))، روند و مکانیسم جذب کروم شش ظرفیتی در pHهای مختلف را نشان می‌دهد:



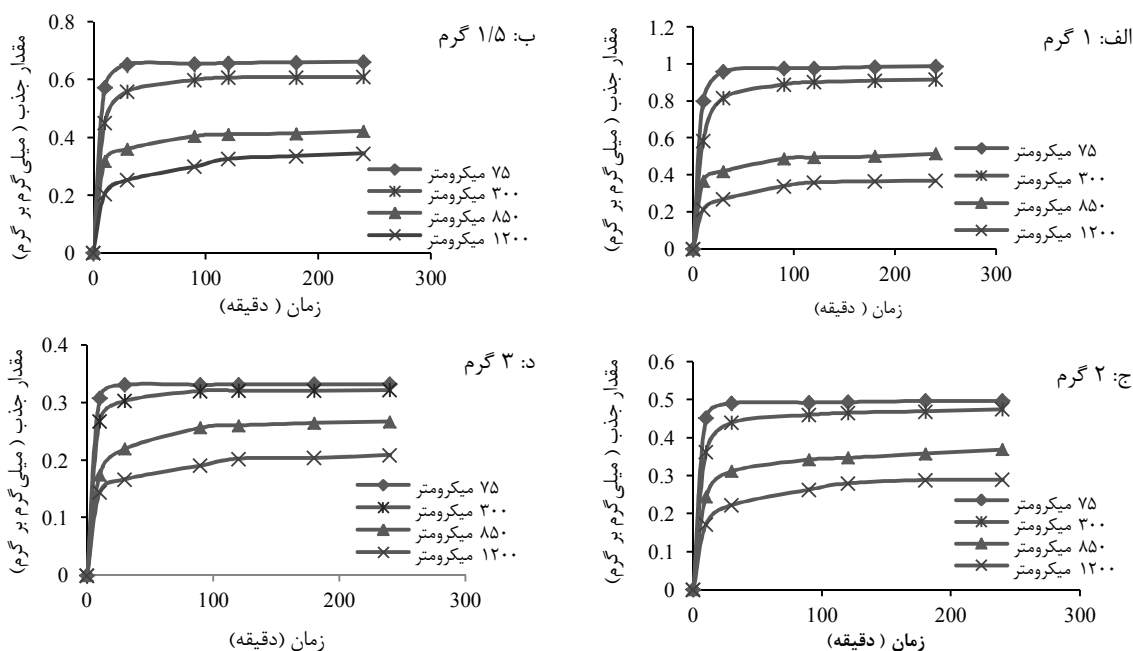
در pH پایین‌تر (۱ و ۲) شکل غالب کروم شش ظرفیتی به صورت $HCrO_4^-$ بوده و این در حالی است که سطح جاذب آماده جذب است، ولی در pHهای بالا شکل غالب کروم به

صورت H_2CrO_4 و CrO_3 است که پایدارند و تمایلی برای انجام واکنش ندارند، در نتیجه OH⁻ بیشتر جذب می‌شود (بیات، ۲۰۰۲)، بنابراین در pH=۲ بیشترین درصد جذب کروم شش ظرفیتی رخ می‌دهد.

تأثیر اندازه ذرات ساقه برنج روی مقدار جذب کروم

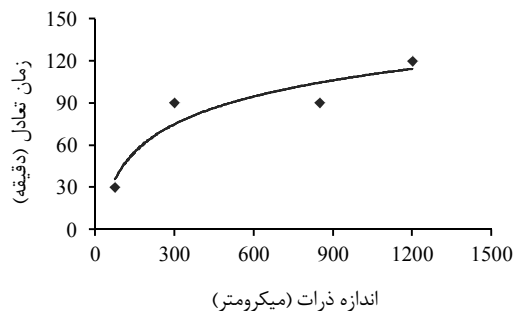
اندازه ذرات و در نتیجه سطح ویژه جاذب، مهم‌ترین خصوصیت ماده جاذب مورد استفاده است. به طور معمول مواد جاذب دارای خلل و فرج زیادی در سطح خود هستند و دانه‌های آن‌ها نیز به شکل کروی و یا شکل‌های نامنظم هستند. در هر حال هرچه اندازه ذرات ماده جاذب کوچک‌تر بوده، دانه‌های آن نیز به شکل کروی نزدیک‌تر است، تماس بیشتری با حالت سیال داشته و سرعت انجام فرآیند بیشتر خواهد بود. سرعت جذب برای یک جرم معین جاذب، متناسب با عکس قطر ذرات جاذب است (شامحمدی حیدری، ۱۳۸۶).

در شکل ۲ (الف، ب، ج و د) تأثیر اندازه ذرات ساقه برنج به ترتیب در جرم‌های ۱، ۱/۵، ۲ و ۳ گرم بر روی جذب کروم نشان داده شده است. همان‌طور که مشخص است با افزایش اندازه ذرات ساقه برنج میزان جذب در جرم‌های مختلف کاهش می‌یابد. حداکثر مقدار جذب در جرم‌های مورد بررسی در اندازه ذرات ۷۵ میکرومتر و در زمان تعادل ۳۰ دقیقه، ۰/۹۶۰ میلی‌گرم بر گرم (۱ گرم)، ۰/۶۵۴ میلی‌گرم بر گرم (۱/۵ گرم)، ۰/۴۹۱ میلی‌گرم بر گرم (۲ گرم) و ۰/۳۳۱ میلی‌گرم بر گرم (۳ گرم) به دست آمد.



شکل ۲- تأثیر اندازه ذرات ساقه برنج روی مقدار جذب کروم (غلظت محلول: ۱۰ میلی گرم بر لیتر، pH=۲)

بررسی رابطه بین اندازه ذرات جاذب و زمان تعادل
 شکل ۳ نشان می‌دهد که زمان تعادل با افزایش اندازه ذرات جاذب به صورت لگاریتمی افزایش می‌یابد. دلیل افزایش زمان تعادل با افزایش اندازه ذرات را این‌گونه می‌توان بیان کرد که، با افزایش اندازه ذرات جاذب سطح ویژه جاذب کم می‌شود، به نظر می‌رسد که، با کاهش یافتن سطح ویژه جاذب، سرعت جذب و جذب یون‌های فلزی کروم روی سایت‌های جاذب کاهش می‌یابد و با کاهش یافتن سرعت، زمان تکمیل شدن ظرفیت جاذب و در نتیجه زمان رسیدن به تعادل افزایش می‌یابد.



شکل ۳- افزایش لگاریتمی زمان رسیدن به تعادل با افزایش اندازه ذرات جاذب

رابطه ایجاد شده بین اندازه ذرات جاذب و زمان تعادل به شرح زیر است:

بررسی سینتیک

تعیین زمان تعادل جذب

زمان تعادل جذب برای تعیین ظرفیت تعادلی (حداکثر توان جاذب در جذب ماده) و در نتیجه تعیین حداکثر ظرفیت جذب نقش اصلی را دارد. زمان تعادل عبارت است از مدت زمانی که طول می‌کشد تا ظرفیت جاذب تکمیل شده و جاذب قادر به جذب بیشتر عنصر نباشد. در این حالت مقدار جذب با مقدار واجذب برابر است (شامحمدی، ۱۳۹۱). همان‌گونه که در شکل ۲ (الف، ب، ج و د) مشاهده می‌شود، برای یک جرم ثابت، با افزایش زمان تماس، مقدار جذب کروم نیز افزایش می‌یابد، به طوری که برای اندازه ذرات ۷۵ میکرومتر با افزایش زمان از صفر تا ۱۰ دقیقه، سرعت جذب بسیار زیاد است. بعد از زمان ۳۰ دقیقه، سرعت جذب کاهش یافته تا به یک مقدار ثابت می‌رسد. سرعت ثابت در زمان ۳۰ دقیقه که به آن زمان تعادل گفته می‌شود، رخ می‌دهد. زمان تعادل در اندازه ذرات ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر به ترتیب ۹۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه به دست آمد. زمان تعادل برای حذف کروم در بررسی نامنی و همکاران (۱۳۸۷) ۱۲۰ دقیقه، در بررسی مالکوک و همکاران (۲۰۰۷) ۳۰ دقیقه و در بررسی گائو و همکاران (۲۰۱۱) ۳۵ دقیقه به دست آمده است.

ایجاد شده اطمینان کرد و گفت معادله (۳) در سطح اعتماد ۵٪ معنی دار است.

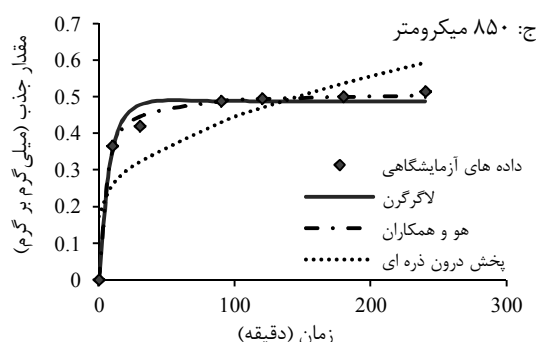
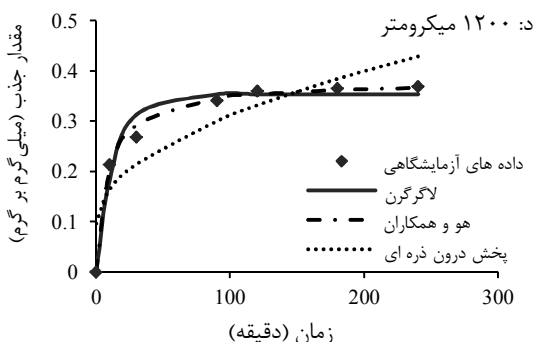
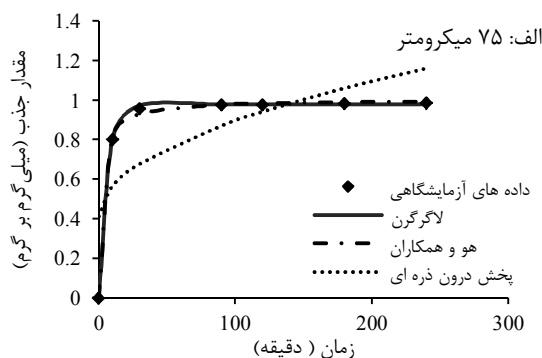
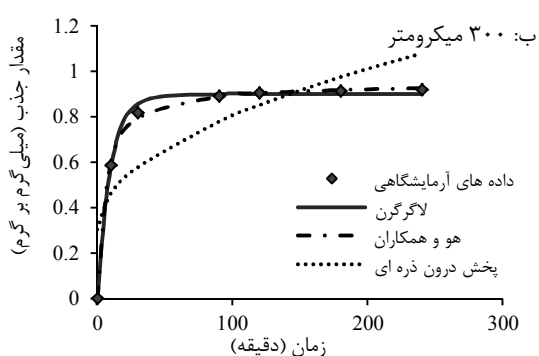
واسنجی مدل های جذب سینتیک

در شکل ۴ (الف، ب، ج و د) مدل های غیرتعدالی لاگرتن (۱۹۹۸)، هو و همکاران (۱۹۹۶) و پخش درون ذره ای بر نتایج حاصل از جذب سینتیک در جرم ۱ گرم از جاذب در ۱۰۰ میلی لیتر محلول و به ترتیب در اندازه ذرات ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر برآزش داده شده است.

$$t = 28.468 \ln(d) - 87.286$$

$$R^2 = 0.883$$

که در این رابطه، t زمان رسیدن به تعادل (دقیقه) و d اندازه ذرات جاذب (میکرومتر) است. با توجه به تعداد داده ها ($n=4$)، در سطح اعتماد ۵٪ و درجه آزادی ۳، ضریب رگرسیون برابر ۰/۸۷۸۳ است. دیده می شود که ضریب رگرسیون به دست آمده در معادله (۳) از این مقدار بیشتر است. پس می توان به ضریب رگرسیون



شکل ۴- برآزش مدل های سینتیک جذب یون کروم بر نتایج آزمایشگاهی (جرم جاذب: ۱ گرم، غلظت اولیه محلول: ۱۰ میلی گرم بر لیتر، $\text{pH}=2$)

هر دو مدل لاگرتن، هو و همکاران فرایند جذب را به خوبی توصیف می کنند ولی مدل پخش درون ذره ای ضریب همبستگی کمتری را نشان داده است.

ارزیابی مدل های سینتیک به کار رفته در این پژوهش با استفاده از معیار ارزیابی R^2 انجام شد. جدول ۲ نتایج حاصل از برآزش مدل های سینتیک برای جرم ۱ گرم از ساقه برنج را نشان می دهد. همان طور که مشاهده می شود،

جدول ۲- نتایج حاصل از برآزش مدل های سینتیک بر نتایج آزمایشگاهی (جرم جاذب: ۱ گرم، غلظت محلول: ۱۰ میلی گرم بر لیتر، $\text{pH}=2$)

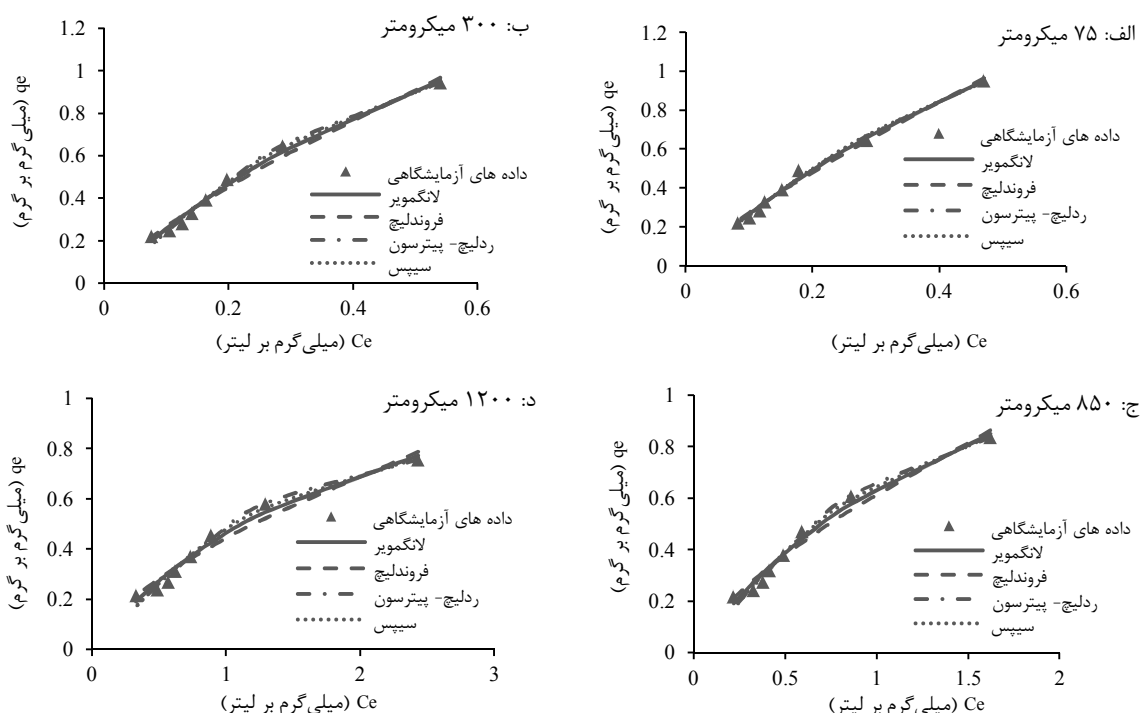
پخش درون ذره ای		هو و همکاران			لاگرتن		مدل		اندازه ذرات (میکرومتر)
R^2	c	K_{id}	R^2	K_s	q_e	R^2	K_l	q_e	
۰/۵۵۶	۰/۴۱۳	۰/۰۴۸	۰/۹۹۹	۰/۴۲۳	۱/۰۰۴	۱/۰۰۰	۰/۱۷۰	۰/۹۸۰	۷۵
۰/۶۹۳	۰/۳۰۵	۰/۰۵۰	۰/۹۹۹	۰/۱۸۰	۰/۹۵۰	۰/۹۹۷	۰/۱۰۰	۰/۹۰۲	۳۰۰
۰/۶۸۹	۰/۱۷۴	۰/۰۲۷	۰/۹۹۶	۰/۴۳۵	۰/۵۱۳	۰/۹۷۹	۰/۱۲۸	۰/۴۸۹	۸۵۰
۰/۸۰۵	۰/۰۹۷	۰/۰۲۱	۰/۹۹۳	۰/۲۸۹	۰/۳۸۱	۰/۹۶۸	۰/۰۷۲	۰/۳۵۴	۱۲۰۰

بررسی‌های ایزوترم

واسنجی مدل‌های جذب ایزوترم

در شکل ۵ (الف، ب، ج و د) مدل‌های تعادلی لانگمویر، فروندلیچ، ردلیج-پترسون و سیپس به ترتیب در چهار اندازه ذرات ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر بر نتایج حاصل از آزمایش برآزش داده شده است. نتایج برآزش مدل‌های ایزوترم مذکور بر نتایج حاصل از آزمایش در جدول ۳ نشان داده شده است.

ارزیابی مدل‌های ایزوترم هم بر اساس معیار R^2 انجام شد. همان‌طور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود، هر چهار مدل



شکل ۵- برآزش مدل‌های ایزوترم جذب بر نتایج آزمایشگاهی (غلظت اولیه محلول: ۱۰ میلی گرم بر لیتر، $\text{pH}=2$)

جدول ۳- ضرایب مدل‌های جذب ایزوترم برآزش داده شده بر نتایج آزمایشگاهی

اندازه ذرات (میکرومتر)	لانگمویر			ردلیج-پترسون			فروندلیچ			سیپس		
	q_{\max}	K_L	R^2	b_r	a_r	R^2	n_F	K_F	R^2	n_s	K_s	q_{\max}
۷۵	۳/۰۹۶	۰/۹۴۸	۰/۹۹۳	۱/۰۷۹	۱/۴۶۴	۰/۹۹۳	۱/۲۳۰	۱/۷۸۳	۰/۹۸۹	۲/۲۰۷	۱/۹۸۱	۱/۹۹۴
۳۰۰	۲/۴۹۰	۱/۱۵۶	۰/۹۹۱	۱/۹۰۳	۲/۵۱۷	۰/۹۹۴	۱/۳۱۲	۱/۵۵۰	۰/۹۸۳	۳/۰۶۳	۱/۶۱۲	۰/۹۹۳
۸۵۰	۱/۸۲۰	۰/۵۴۲	۰/۹۸۵	۰/۱۹۱	۲/۲۴۴	۰/۹۹۰	۱/۴۳۲	۰/۶۱۸	۰/۹۷۳	۱/۰۴۵	۱/۲۸۵	۰/۹۸۸
۱۲۰۰	۱/۴۵۶	۰/۴۶۶	۰/۹۷۹	۰/۱۰۳	۲/۱۷۵	۰/۹۸۸	۱/۵۴۶	۰/۴۴۴	۰/۹۶۱	۰/۸۲۴	۱/۰۵۶	۰/۹۸۴

لانگمویر حداکثر ظرفیت جذب به دست آمده در ذرات با اندازه‌های ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر به ترتیب ۳/۰۹۶، ۲/۴۹۰، ۱/۸۲۰ و ۱/۴۵۶ میلی گرم بر گرم است.

حداکثر ظرفیت جذب ساقه برنج

حداکثر ماده جذب شده با جاذب در واحد جرم جاذب را ظرفیت جذب گویند (شامحمدی، ۱۳۹۱). بر اساس مدل

معادله خطی ایجاد شده بین اندازه ذرات جاذب و حداکثر ظرفیت جذب جاذب (بر اساس مدل لانگمویر) به صورت زیر است:

$$q_{max} = -0.0014d + 3.0612 \quad (4)$$

$$R^2 = 0.968$$

که در این رابطه، q_{max} حداکثر ظرفیت جذب جاذب (میلی‌گرم بر گرم) و d اندازه ذرات جاذب (میکرومتر) است.

با توجه به ضریب رگرسیون ایجاد شده در معادله (۴) می‌توان نتیجه گرفت که این رابطه هم در سطح اعتماد ۵٪ معنی‌دار است.

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش نشان داد که ساقه برنج ظرفیت خوبی در حذف کروم از محیط آبی دارد. همچنین در بین مدل‌های سینتیک، مدل لاگ‌گرن و هو و همکاران و در بین مدل‌های ایزوترم، مدل لانگمویر، فروندلیچ، ردلیچ-پیترسون و سیس داده‌های جذب کروم با ساقه برنج را به خوبی توصیف می‌کنند. بررسی‌های سینتیک جذب نشان داد که با افزایش اندازه ذرات جاذب، زمان تعادل به صورت لگاریتمی افزایش می‌یابد به گونه‌ای که زمان تعادل در اندازه ذرات ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر به ترتیب ۳۰، ۹۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه به دست آمد. بررسی‌های ایزوترم جذب نیز نشان داد که حداکثر ظرفیت جذب ساقه برنج با افزایش اندازه ذرات به صورت خطی کاهش می‌یابد، به گونه‌ای که ظرفیت جذب (بر اساس مدل لانگمویر) برای اندازه ذرات ۷۵، ۳۰۰، ۸۵۰ و ۱۲۰۰ میکرومتر به ترتیب ۳/۰۹۶، ۲/۴۹۰، ۱/۸۲۰ و ۱/۴۵۶ میلی‌گرم بر گرم به دست آمد.

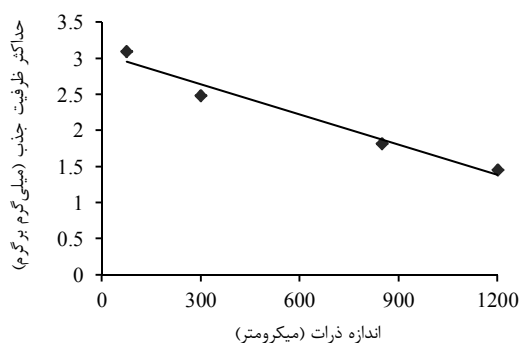
منابع

۱. شامحمدی حیدری ز. ۱۳۸۶. بررسی فرآیند حذف کادمیوم از محیط آبی در غلظت‌های کم توسط پوسته شلتوک اصلاح شده. پایان‌نامه دکتری، دانشگاه شهید چمران اهواز. ۱۹۶ص.
۲. شامحمدی ش. ۱۳۹۱. بررسی فرایند جذب در غلظت‌های کم، نقدی بر فرضیه جذب سینتیک. اولین کنفرانس ملی راهکارهای دستیابی به توسعه پایدار، تهران، وزارت کشور.

حداکثر ظرفیت جذب به دست آمده برای ساقه برنج از حداکثر ظرفیت جذب به دست آمده برای زائادات چای (۱/۵۵ میلی‌گرم بر گرم)، پوست گردو (۱/۳۳ میلی‌گرم بر گرم)، قهوه ترکی (۱/۶۳ میلی‌گرم بر گرم) و پوست میوه (۱/۴۷ میلی‌گرم بر گرم) در بررسی ارهان و بویوک گانگور (۱۹۹۳)، پوسته شلتوک (۰/۷۹ میلی‌گرم بر گرم) در بررسی بیشنوی و همکاران (۲۰۰۴)، پوسته گردو (۲/۳ میلی‌گرم بر گرم) و پوسته بادام (۲/۴ میلی‌گرم بر گرم) در بررسی موهان و همکاران (۲۰۰۶)، ضایعات چای (۲/۰۷۴ میلی‌گرم بر گرم) و ضایعات درخت خرما (۱/۸۵۳ میلی‌گرم بر گرم) در بررسی البادارین و همکاران (۲۰۱۳)، چوب درخت بلوط (۳/۰۳۱ میلی‌گرم بر گرم) در بررسی موهان و همکاران (۲۰۱۱) بیشتر است. نتایج حاکی از آن است که جاذب ساقه برنج نسبت به سایر جاذب‌های مورد بررسی ظرفیت جذب مناسب و خوبی برای حذف کروم از پساب‌ها دارد.

بررسی رابطه بین اندازه ذرات جاذب و حداکثر ظرفیت جذب

شکل ۶ نشان می‌دهد که با افزایش اندازه ذرات جاذب، میزان ظرفیت جذب به صورت خطی (ضریب همبستگی ۰/۹۶۸) کاهش می‌یابد و به این دلیل است که با افزایش اندازه ذرات در عین درشت بودن حفرات، تعداد این حفرات نسبت به ذرات ریزتر (اما با تعداد حفرات بیشتر)، کمتر است و این سبب کاهش سطح ویژه ذرات که مهم‌ترین عامل در موضوع جذب است، می‌شود.



شکل ۶- رابطه بین اندازه ذرات جاذب و حداکثر ظرفیت جذب به دست آمده از مدل تعادلی لانگمویر

- abundantly available adsorbents, *Advanced Environment Research*. 6(4): 533-540.
16. Gao B. Y. Xu. X. Tan X. Yue Q. Y. Zhong Q. Q. and Li Q. 2011. Characteristics of amine-crosslinked wheat straw and its adsorption mechanisms for phosphate and chromium (VI) removal from aqueous solution. *Carbohydrate Polymers*. 84(3): 1054-1060.
 17. Ghazy E. A. Shawky B. T. Mahmoud M. G. Asker M. M. S. and Ibrahim G. S. 2011. Enzymatic hydrolysis of rice straw and corn stalks for monosugars production. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*. 9: 59-63.
 18. Gupta S. and Babu B. V. 2009. Removal of toxic metal Cr (VI) from aqueous solutions using sawdust as adsorbent: Equilibrium, kinetics and regeneration studies *Suresh, Chemical Engineering*. 150(2-3): 352-365.
 19. Gupta V. K. Shrivastava A. K. and Jain N. 2001. Biosorption of chromium (VI) from aqueous solutions by green algae *spirogyra* species, *Water Research*. 35(17): 4079-4090.
 20. Hadi M. Samarghandi M. R. and McKay G. 2011. Simplified Fixed Bed Design Models for the Adsorption of Acid Dyes on Novel Pine Cone Derived Activated Carbon, *Water Air Soil Pollution*. 218(1-4): 197-212.
 21. Lopez-Garcia M. Lodeiro P. Barriada J. L. Herrero R. and Sastrede Vicente M. E. 2010. Reduction of Cr (VI) levels in solution using bracken fern biomass: Batch and column studies, *Chemical Engineering*. 165(2): 517-523.
 22. MadhavaRao M. Ramesh A. Purna Chandra Rao G. and Seshaiiah K. 2006. Removal of copper and cadmium from the aqueous solutions by activated carbon derived from *Ceiba pentandra* hulls, *Hazardous Materials*. B129: 123- 129.
 23. Malkoc E. and Nuhoglu Y. 2007. Potential of tea factory waste for chromium(VI) removal from aqueous solutions: Thermodynamic and kinetic studies, *Separation and Purification Technology*. 54(3): 291-298
 24. Malkoc E. Nuhoglu Y. and Abali Y. 2006. Cr (VI) adsorption by waste acorn of *Quercus ithaburensis* in fixed beds: Prediction of breakthrough curves, *Chemical Engineering*. 119(1): 61-68.
 25. Mohan D. and Pittman C. U. Jr. 2006. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water, *Hazardous Materials*. B137 (2): 762-811.
 26. Mohan D. Rajputa S. H. Singha V. K. Steeleb P. H. Charles U. and Pittman C. U. Jr. 2011. Modeling and evaluation of chromium remediation from water using low cost bio-char, a green adsorbent, *Hazardous Materials*. 3. کلینی ف. سرتاج م. ۱۳۹۱. بررسی کاربرد زائدات کشاورزی برنج در حذف کادمیم و نیکل از محلول‌های آبی. نهمین کنگره بین‌المللی مهندسی عمران، اصفهان، دانشگاه صنعتی اصفهان.
 4. مؤسسه استانداردها و تحقیقات صنعتی ایران. ۱۳۷۰. خصوصیات آب آشامیدنی. ۱۰۵۳(۴): ۶-۹.
 5. نامنی م. علوی مقدم س. م. و آرامی م. ۱۳۸۷. مطالعه جذب تعادلی کروم شش ظرفیتی از محلول آبی با استفاده از سبوس برنج. علوم و تکنولوژی محیط‌زیست. ۱۰(۴): ۱۸۴-۱۹۵.
 6. Agarwal G. S. Bhuptawat H. K. and Chaudhari S. 2006. Biosorption of aqueous chromium (VI) by *tamarindusindica* seeds, *Bioresource Technology*. 97(7): 949-956.
 7. Ahmady-Asbchin S. Andres Y. Gerente C. and Cloirec P. L. 2008. Biosorption of Cu (II) from aqueous solution by *Fucus serratus*: Surface characterization and sorption mechanisms, *Bioresource Technology*. 99(14): 6150- 6155.
 8. Albadarin A. B. Mangwandi C. H. Walker G. M. Allen S. J. Ahmad M. N. M. and Khraisheh, M. 2013. Influence of solution chemistry on Cr (VI) reduction and complexation onto date-pits/tea-waste biomaterials, *Environmental Management*. 114: 190-201.
 9. AL-Othman Z. A. Ali R. and Naushad M. U. 2012. Hexavalent chromium removal from aqueous medium by activated carbon prepared from peanut shell: Adsorption kinetics, equilibrium and thermodynamic studies, *Chemical Engineering* 184: 238-247.
 10. Attia A. A. Khedr S. A. and Elkholy S. A. 2010. Adsorption of chromium ion (VI) by acid activated carbon, *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. 27(1): 183-193.
 11. Aydin H. Bulut Y. and Yerlikaya C. 2008. Removal of copper (II) from aqueous solution by adsorption onto low- cost adsorbents, *Environment Management*. 87(1): 37- 45.
 12. Bayat B. 2002. Comparative study of adsorption properties of Turkish fly ashes II. The case of chromium (VI) and cadmium (II), *Hazardous Material*. 95(3): 275-290.
 13. Bishnoi N. R. Bajaj M. Sharma N. and Gupta A. 2004. Adsorption of Cr (VI) on activated rice husk carbon and activated alumina, *Bioresource Technology* 91(3): 305-307.
 14. Chang Y. Y. Lim J. W. Yang J. K. 2012. Removal of As (V) and Cr (VI) in aqueous solution by sand media simultaneously coated with Fe and Mn oxides, *Industrial and Engineering Chemistry*. 18(1): 188-192.
 15. Dakiky M. Khamis M. Manassra A. Mer'eb M. 2002. Selective adsorption of Cr (VI) in industrial wastewater using low-cost

- 188(1-3): 319-333.
27. Orhan Y. and Buyukgungur H. 1993. The removal of heavy metals by using agricultural wastes, *Water Sci. Technol.* 28(2): 247-255.
 28. Park D. Yun Y. S. Lee D. S. Lim S. R. and Park J. M. 2006. Column study on Cr (VI)-reduction using the brown seaweed *Ecklonia* biomass, *Hazardous Materials.* 137(3): 1377-1384.
 29. Qu J. H. 2008. Research progress of novel adsorption processes in water purification: A review, *Environment Sciences.* 20(1): 1-13.
 30. Shukla S. R. and Pai R. S. 2005. Adsorption of CU (II), Ni (II) and Zn (II) on modified just fibers, *Bioresource Technology.* 96(13): 1430-1438.