

اثر تغییرات جرم جاذب خاک اره بر سینتیک جذب فلز کروم در محیط آبی

زمان شامحمدی حیدری^{۱*}، مصطفی خواجه^۲

۱-استادیار گروه مهندسی آب دانشگاه زابل

۲-استادیار گروه شیمی دانشگاه زابل m_khajeh@uoz.ac.ir

تاریخ دریافت: ۸۸/۱۲/۱ تاریخ پذیرش: ۸۹/۴/۹

چکیده

خاک اره یکی از ارزان ترین و فراوان ترین جاذب‌هایی است که توانایی جذب فلزات سنگین از آبها و پساب‌ها را دارد. از طرفی افزایش فلز کروم شش ظرفیتی (Cr^{6+}) در آب آشامیدنی باعث سمیت، و عوارض حاصل از آن می‌شود. بنابراین هدف از این تحقیق، بررسی اثر تغییر مقدار جرم جاذب خاک اره بر زمان تعادل جذب، بازده جذب و واسنجی مدل‌های سینتیک در حذف کروم (Cr^{6+}) از محلول آبی است. برای این کار، خاک اره از کارگاه محلی تهیه و اندازه ذرات آن ۵۰۰ میکرون انتخاب شد. سپس چهار مقدار جاذب خاک اره شامل، ۱ گرم بر لیتر (SD1)، ۱۰ گرم بر لیتر (SD10)، ۲۰ گرم بر لیتر (SD20) و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر (SD50) انتخاب و آزمایش‌های مختلف بر روی آنها انجام شد. نتایج نشان داد که برای هر چهار جاذب، pH بهینه برابر ۷ است. همچنین، با افزایش جرم جاذب زمان تعادل جذب افزایش می‌یابد، به طوری که حداکثر زمان تعادل جاذب SD1، SD10، SD20، و SD50 به ترتیب، ۱۱۰، ۱۰۵، ۱۰۰ و ۸۰ دقیقه به دست آمد. بررسی رابطه ریاضی بازده جذب با جرم جاذب و غلظت اولیه محلول نشان داد که گرچه با افزایش جرم جاذب بازده جذب افزایش می‌یابد، ولی در صورتی که غلظت اولیه از مقداری معین (مقدار ظرفیت جرمی جاذب) به سوی صفر میل کند، بازده کلیه جاذب‌ها افزایش و به سوی ۱۰۰٪ میل می‌کنند. این موضوع در غلظت‌هایی که به سمت بی‌نهایت میل می‌کنند نیز صادق است. همچنین نتایج واسنجی نشان داد که مدل اورامی با ضریب رگرسیون ۰/۹۹۹ و شاخص خطای ۰/۰۳۶ داده‌های جذب را بهتر از مدل‌های لاگ‌گرن و هو و همکاران توصیف می‌کند.

کلید واژه

کروم، خاک اره، زمان تعادل، مدل‌های سینتیک، بازده جذب

سرآغاز

حذف فلزات سنگین از پساب صنعتی تأکید شده است (طالب‌زاده، ۱۳۸۷). پژوهشگران نشان دادند که فلزات سنگین مانند کروم در واکنش با مواد سلولزی مانند خاک اره در دیواره ثانویه چوب انباشته می‌شود. این دیواره از نظر لیگنین ضعیف و از نظر سلولز غنی است (Basso, et al., 2002). جاذب‌هایی مانند پشم (Balkaya, 2002)، تفاله سویا (Daneshvar and Salari, 2002) و خاک اره (Dakiky, et al, 2002; Raji, C. and Anirudhan, 1997) نبی و فاضلی پیشه، ۱۳۷۷) و خاک اره چوب افرا (Yu, et al., 2000)، پسماند برخی کارخانه‌ها (Selvakumari and et al., 2002)، پوست قهوه (Meunier, et al., 2003)، ساقه نیشکر

خاک اره یکی از ارزان ترین و فراوان ترین جاذب‌هایی است که توانایی جذب فلزات سنگین را از آبها و پساب‌ها دارد (Asadi, et al., 2008). اخیراً برخی از ضایعات کشاورزی مانند برگ درخت سرخس، خاک اره، پوسته شلتوک، پوسته گندم، چوب ذرت و غیره به طور گسترده‌ای برای حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی مورد مطالعه قرار گرفته‌اند (Jiang and Liao, 2009). جمالی پا قلعه، ۱۳۸۸) خاک اره به طور روزانه و گسترده از صنایع تجاری و دیگر صنایع مرتبط با فرآوری چوب، تولید و بدون بهره‌وری مصرفی دفع می‌شود و از طرف دیگر، در تحقیقات مختلف بر توانایی آن در

سپس با آب بدون یون شسته شد. کلیه محلول‌ها از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۰ گذرانده شد.

PH با دستگاه pH متر (مدل PTR 79) و اندازه‌گیری جذب یون با دستگاه اسپکتروکوانت (ساخت کارخانه مرک آلمان) انجام گرفت. دمای اتاق در کلیه آزمایش‌ها، در محدوده ۲۰ تا ۲۲ درجه سانتیگراد نگه داشته شد.

تعیین pH بهینه

تعداد ۸ ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری را برداشته، مقدار ۱ گرم از جاذب خاک اره توزین، و داخل هر یک از ارلن‌ها ریخته شد. سپس محلول فلزی با غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر (جمالی پاقله، ۱۳۸۸) به هر یک از ارلن‌ها اضافه شد.

PHهای مختلف (۲ تا ۸) مورد تحقیق قرار گرفت. محلول‌ها به مدت ۱۲ ساعت (Babel and Kurniawan, 2003) در سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه (Aydin and et al., 2008) و در دمای کنترل شده روی دستگاه شیکر گذاشته شدند.

غلظت اولیه و زمان تعادل

برای بررسی همگرایی بازده جذب کروم از خاک اره با جرم‌های ۱ گرم بر لیتر (SD1)، ۱۰ گرم بر لیتر (SD10)، ۲۰ گرم بر لیتر (SD20) و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر (SD50) استفاده شد. سپس آزمایش‌ها برای غلظت‌های ۱ تا ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر انجام شد. بررسی زمان تعادل جذب نیز در زمان تماس‌های ۵ تا ۱۲۰ دقیقه، برای جاذب با، ۴ مقدار پیش‌گفته انجام شد.

مدل‌های سینتیک جذب

مدل‌های سینتیک شامل مدل لاگرگرن (Lagergren, 1898)، هو و همکاران (Ho, et al., 1999) و اورامی (Lopes, et al., 2003) در جدول شماره (۱) معرفی شده‌اند.

جدول شماره (۱) مدل‌های سینتیک جذب

مدل سینتیک	معادلات غیر خطی
اورامی	$q_t = q_e \cdot \{1 - \exp[-(k_{AV} \cdot t)]^{n_{AV}}\}$
لاگرگرن	$q_t = q_e \cdot [1 - \exp(-k_f \cdot t)]$
هو و همکاران	$q_t = \frac{k_s \cdot q_e^2 \cdot t}{1 + q_e \cdot k_s \cdot t}$ $h_0 = k_s \cdot q_e^2$

(Rao and Bhole, 2002)، زفولیت (Babel and Kurniawan, 2003) می‌توانند کروم را با ظرفیت بالایی حذف کنند.

جذب به سه صورت شیمیایی، فیزیکی و الکتروستاتیکی انجام می‌شود، ولی در محیط زیست بیشترین مقدار جذب از نوع فیزیکی است (جمالی پاقله، ۱۳۸۸).

جذب فیزیکی حاصل نیروی واندروالس است که کشش ضعیفی بر اثر حرکت الکترون‌ها در اربیتال‌ها فراهم می‌کنند. جذب فیزیکی یک عمل قابل برگشت است (جمالی ارمندی، ۱۳۸۷). افزایش فلز کروم شش ظرفیتی (Cr^{6+}) در آب آشامیدنی باعث سمیت و عوارض حاصل از آن می‌شود. آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، حد مجاز کروم در آبهای سطحی را ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر (۵۰ ppb) تعیین کرده است.

تعیین زمان تعادل یکی از مشخصه‌های مهم و اساسی در کاربرد معادلات ایزوترم جذب است. از طرفی، برای آزمایش‌های ایزوترم جذب، از تغییر جرم در غلظت و دمای ثابت یا از تغییر غلظت در مقدار جرم و دمای ثابت استفاده می‌شود.

هر دوی این روشها مبتنی بر فرض ثابت ماندن "زمان تعادل جذب" در غلظت‌های (یا جرم‌های جاذب) مختلف است. بنابراین، هدف اصلی از این تحقیق بررسی اثر تغییر مقدار جرم جاذب خاک اره بر زمان تعادل جذب است. همچنین دستیابی به تعریف ریاضی از رابطه بین غلظت اولیه و بازده جذب، از دیگر اهداف این مطالعه است.

مواد و روشها

تهیه جاذب

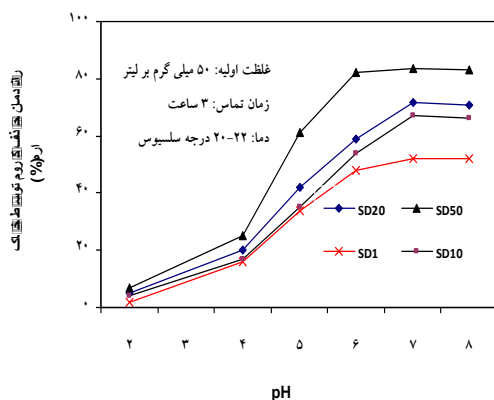
محلول ذخیره یون کروم (۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) با استفاده از تیترازول Cr^{6+} (ساخت کارخانه Merck آلمان) با آب مقطر تهیه شد. خاک اره از کارگاه محلی تهیه و اندازه ذرات آن ۵۰۰ میکرون انتخاب شد. سپس با مواد شوینده کاملاً شسته و در آون، در درجه حرارت ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۶ ساعت خشک شد.

آزمایش‌های بیج

آزمایش‌های بیج برای تعیین pH، زمان تعادل و بازده جذب کروم در غلظت‌های مختلف انجام گرفت. همچنین تعیین مشخصه‌های مدل‌های سینتیک جذب کروم در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفت.

در کلیه آزمایش‌ها، حجم محلول مورد استفاده در ارلن‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری، ۱۰۰ میلی‌لیتر در نظر گرفته شد. ظروف با اسید و

دامنه pH بحرانی، جایی که بازده جذب فلز از مقداری خیلی کم به مقدار ماکزیمم می‌رسد، وجود دارد. به این مقدار، آستانه جذب سطحی گفته می‌شود (شامحمدی حیدری و همکاران، ۱۳۸۷). کاهش در جذب یون‌های کروم احتمالاً به دلیل شکل‌گیری مجموعه‌های هیدروکسیل قابل حل است و مقدار جزئی کاهش جذب در pH بالاتر از pH بهینه در این تحقیق، با مطالعات Habib و همکاران و Pehlivan و همکاران (2008) مطابقت دارد.



شکل شماره (۱): تأثیر pH بر بازده جذب کروم با جاذب SD1، SD50 و SD20.

جذب سینتیک

تأثیر غلظت اولیه محلول و جرم جاذب بر زمان تعادل جذب

شکل شماره (۲) تغییرات زمان تعادل جذب کروم در غلظت‌های مختلف با SD1، SD10، SD20، و SD50 را نشان می‌دهد. در کلیه غلظت‌های اولیه محلول به جز غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، زمان تعادل جاذب‌ها به صورت $SD_1 < SD_{10} < SD_{20} < SD_{50}$ است که نشان می‌دهد، با افزایش جرم جاذب زمان تعادل جذب کاهش می‌یابد. حداکثر زمان تعادل برای جاذب SD1 (۱۱۰ دقیقه)، SD10 (۱۰۵ دقیقه)، SD20 (۱۰۰ دقیقه) و SD50 (۸۰ دقیقه) به ترتیب در غلظت‌های اولیه ۵/۳۱، ۱۴/۷۶، ۱۵/۰۵ و ۱۹/۷۷ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. با افزایش غلظت محلول از ۵/۳۱ (SD1)، ۱۴/۷۶ (SD10)، ۱۵/۰۵ (SD20) و ۱۹/۷۷ (SD50) به ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، زمان تعادل فرایند جذب برای همه جاذب‌ها کاهش می‌یابد. در غلظت‌های بالا به دلیل تجمع زیاد یون‌های فلزی در اطراف جاذب و افزایش شانس برخورد فلز با جاذب، مدت زمان کمی طول می‌کشد تا ظرفیت

جدول شماره (۲) مشخصه‌های مدل‌های غیر تعادلی جذب

مشخصه	معرفی مشخصه
q_e	مقدار ماده جذب شده بر روی سطح جاذب ($mg\ g^{-1}$)
K_f	ثابت سرعت جذب در مدل لارگرن (h^{-1})
K_s	ثابت جذب در مدل هو و همکاران ($mg\ L^{-1}n_s^{-1/n_s}$)
h_0	سرعت اولیه جذب در معادله هو و همکاران ($mg\ g^{-1}h^{-1}$)
K_{AV}	ثابت سینتیک اورامی (h^{-1})
n_{AV}	شاخص مربوط به سازوکار جذب

در این تحقیق، برای ارزیابی مدل‌ها علاوه بر ضریب همبستگی، از تابع خطا (F_{error}) نیز استفاده شد. در این تابع، اختلاف بین مقادیر اندازه‌گیری شده در آزمایش با مقادیر به دست آمده از مدل به عنوان معیار ارزیابی قرار می‌گیرد (Royer, et al., 2009).

$$F_{error} = \sqrt{\sum_{i=1}^p \left(\frac{q_{i\text{model}} - q_{i\text{experimental}}}{q_{i\text{experimental}}} \right)^2 \cdot \left(\frac{1}{p-1} \right)} \quad (1)$$

که در آن $q_{i\text{model}}$ مقدار به دست آمده از برازش مدل، $q_{i\text{experimental}}$ مقدار به دست آمده از آزمایش و p تعداد آزمایش‌هاست.

نتایج و بحث

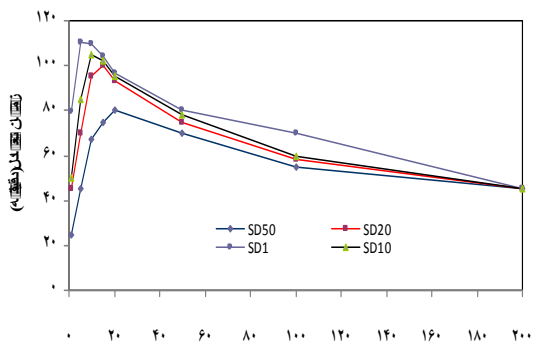
تعیین pH بهینه جذب

شکل شماره (۱) تأثیر pH بر بازده جذب کروم را نشان می‌دهد. حداکثر بازده جذب، در pH برابر با ۷ به ترتیب برای SD1 (۵۲/۷۴٪)، SD10 (۶۷/۰۳٪)، SD20 (۷۱/۵۳٪) و SD50 (۸۳/۵۰٪) به دست آمد.

شدت جذب کروم برای SD1، SD10 و SD20 از pH=۲ تا pH=۷ زیاد و از pH=۷ به بعد کمی کاهش می‌یابد. در صورتی که شدت جذب کروم برای SD50 از pH=۲ تا pH=۴ زیاد ولی از pH=۴ تا pH=۶ با شیب بیشتری افزایش می‌یابد و از pH=۶ به بعد از شدت آن کاسته شده و بازده جذب تقریباً ثابت می‌ماند. افزایش نسبتاً سریع در بازده جذب را می‌توان ناشی از دو عامل دانست:

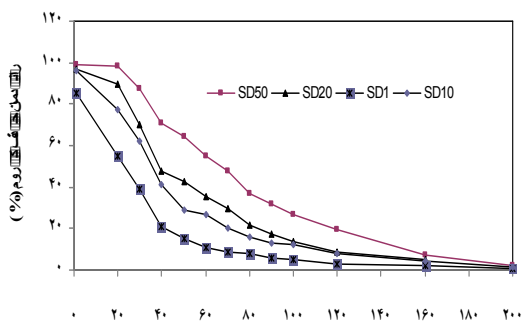
(۱) در pHهای کم، مقادیر یون H^+ موجود در محلول که برای جذب سطحی با یون مثبت کروم رقابت می‌کنند به اندازه کافی وجود دارند، و (۲) برای هر یون فلزی قابل هیدرولیز، یک

هماهنگی دارد. همچنین در غلظت ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر، بازده جذب در کلیه جاذبها به حداقل خود رسیده و همگرا شده است.



غلظت اولیه محلول (میلی گرم بر لیتر)

شکل شماره (۲): تأثیر غلظت اولیه کروم (Cr^{6+}) و جرم جاذب بر زمان تعادل جذب



غلظت اولیه محلول (میلی گرم بر لیتر)

شکل شماره (۳): تغییرات بازده جذب فلز کروم با تغییر غلظت اولیه جاذبهای SD50، SD20، SD10، SD1

با توجه به مطالعات مشابهی که در این زمینه انجام شده است و با توجه به رابطه مربوط به بازده جذب (۱)، می توان یک تعریف ریاضی (کلی) از رابطه بین غلظت اولیه محلول و بازده جذب ارائه داد. بنابراین تعریف می شود:

M_{cap} : ظرفیت جرمی جاذب (میلی گرم، یا میکروگرم)

M_{con} : غلظت جرمی محلول (میلی گرم، یا میکروگرم)

M_{ce} : غلظت جرمی در حالت تعادل (میلی گرم، یا میکروگرم)

E : بازده جذب

جاذب اشباع شود و فرایند به تعادل برسد. بنابراین به نظر می رسد در این حالت عامل تعیین کننده زمان تعادل، غلظت محلول بوده و نقش مقدار جاذب کاهش می یابد. زیرا با افزایش غلظت، زمان تعادل در هر چهار جاذب به هم نزدیک و همگرا می شود.

این موضوع بخصوص در غلظت ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر به خوبی نشان داده شده است به طوری که در این حالت زمان تعادل برای همه جاذبها برابر ۴۵ دقیقه به دست آمد.

همچنین مشاهده می شود که با کاهش غلظت محلول از ۵/۳۱ (SD1)، ۱۴/۷۶ (SD10)، ۱۵/۰۵ (SD20) و ۱۹/۷۷ (SD50) به ۱ میلی گرم بر لیتر زمان تعادل برای هر چهار جاذب SD1، SD20، SD50 و SD10 کاهش یافته و به ترتیب ۲۵، ۴۵، ۵۰ و ۸۰ دقیقه به دست می آید که نشان می دهد با کاهش غلظت محلول، زمان تعادل نیز کاهش می یابد.

با کاهش غلظت اولیه محلول پیش بینی می شود که به دلیل کاهش شانس برخورد فلز با جاذب، زمان رسیدن به تعادل افزایش یابد، ولی با توجه به این که در غلظت های کم، مقدار کل یون های فلزی موجود در محلول کم می شوند، این مقدار محدود یون، در مدت زمان کمی جذب خلل و فرج جاذب می شوند. از این رو با کاهش غلظت اولیه کروم، زمان به تعادل رسیدن نیز کاهش می یابد. در این حالت (در غلظت های کم) نیز عامل تعیین کننده زمان تعادل، غلظت محلول است نه مقدار جاذب، زیرا با کاهش غلظت محلول زمان تعادل در هر چهار جاذب همگرا می شود.

بنظر می رسد، حداکثر زمان تعادل جذب کروم با خاک اره با ظرفیت جاذب متناسب باشد. به عبارت دیگر با افزایش جرم جاذب که خود با ظرفیت جاذب متناسب است، زمان تعادل نیز افزایش می یابد.

همچنین، شکل شماره (۳) تغییرات بازده جذب مس در غلظت های مختلف را نشان می دهد. همان طور که مشاهده می شود با کاهش غلظت محلول از ۲۰۰ به ۱ میلی گرم بر لیتر، بازده جذب در جاذب های SD1، SD10، SD20، و SD50 افزایش می یابد. به طوری که حداکثر بازده جذب SD50 (۹۹/۶٪)، SD20 (۹۶/۴٪)، SD10 (۹۶/۰۸٪) و SD1 (۸۴/۵٪) در غلظت ۱ میلی گرم بر لیتر به دست می آید. این نتایج با نتایج گزارش های (Saima, et al., 2007; Teker and Imamoglu, 1999; Amin, 2008; Kamal, 2007; شامحمدی حیدری و معاضد، ۱۳۸۷؛ جمالی ارمندی، ۱۳۸۷)

حاصل از آزمایش‌های جذب سینتیک در غلظت ۱ میلی‌گرم بر لیتر کروم نشان می‌دهد.

$$E = \frac{M_{con} - M_{ce}}{M_{con}} = \frac{M_x}{M_{con}} \quad (۱)$$

اگر:

همچنین جدول شماره (۳) نتایج حاصل از برآزش مدل‌های سینتیک را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، هر سه مدل فرایند جذب را به‌خوبی توصیف می‌کنند، ولی مدل اورامی دارای کمترین عامل خطا (۰/۰۳۶) و بیشترین ضریب همبستگی (۰/۹۹۹) بوده و بنابراین به عنوان مدل برتر در توصیف سینتیک جذب کروم با خاک اره انتخاب می‌شود. این نتایج با نتایج (Royer, et al., 2009) هماهنگی دارد.

$$M_{con} \succ M_{cap} \quad (۲)$$

$$\lim_{M_{con} \rightarrow \infty} \frac{M_{con} - M_{ce}}{M_{con}} = \lim_{M_{con} \rightarrow \infty} \frac{M_x}{M_{con}} \Rightarrow \lim_{M_{con} \rightarrow \infty} \frac{M_{cap}}{M_{con}} = 0$$

اگر:

$$M_{con} \leq M_{cap}$$

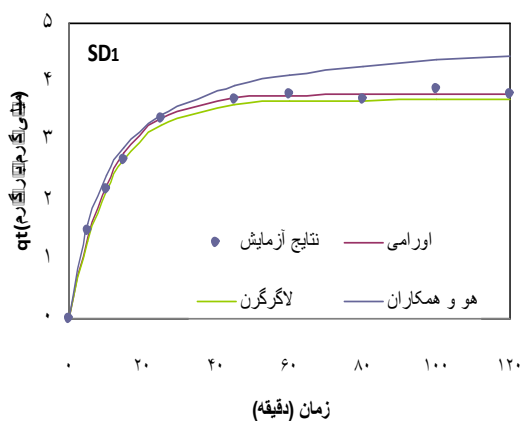
$$\lim_{M_{con} \rightarrow 0} \frac{M_{con} - M_{ce}}{M_{con}} = \lim_{M_{con} \rightarrow 0} \frac{M_x}{M_{con}} \Rightarrow \lim_{M_{con} \rightarrow 0} \frac{M_{con}}{M_{con}} = 1 \quad (۳)$$

به عبارت دیگر وقتی کل جرم عنصر محلول در حجمی معین (ارن) به سمت صفر میل می‌کند، بازده جذب به سمت ۱۰۰٪ میل می‌کند.

همین‌طور وقتی که کل جرم عنصر محلول در یک حجم معین (ارن) به سمت بی‌نهایت میل می‌کند، بازده جذب به سمت صفر میل می‌کند.

مدل‌های جذب سینتیک

یکی از مطالعات مهم فرایند جذب، مطالعه سینتیک جذب است. زیرا از این طریق سازوکار جذب با زمان نشان داده می‌شود (Royer, et al., 2009; Lima, et al., 2008). شکل شماره (۴) برآزش مدل‌های اورامی، لاگرگرن و هو و همکاران را بر داده‌های



شکل شماره (۴) مدل‌های سینتیک جذب اورامی، لاگرگرن و هو و همکاران

جدول شماره (۳) مشخصه‌های سینتیک حذف کروم با جاذب SD1

اورامی				لاگرگرن			هو و همکاران				مشخصه‌های سینتیک مقدار مشخصه
R^2 (Error)	n_{AV}	K_{AV}	q_e	R^2 (Error)	k_f	q_e	R^2 (Error)	h_0	K_s	q_e	
۰/۹۹۹ (۰/۰۳۶)	۰/۴۴	۰/۲۰	۳/۸	۰/۹۹۸ (۰/۰۴۱)	۱/۰۸۹	۳/۷	۰/۹۷۳ (۰/۵۳)	۱۷/۲	۰/۰۱۵	۴/۸	

Cr^{6+}) در مطالعات دیگران جدول شماره (۴)، نشان می‌دهد که ظرفیت جذب خاک اره بیشتر از سایر جاذب‌هاست. مقدار n_{AV} (۰/۴۴) از مقدار n_{AV} در مطالعات (Royer, 2009) بیشتر است، که نشان‌دهنده افزایش مقدار q_t در مدل اورامی برای جذب فلز کروم است.

همان‌طور که در جدول شماره (۳) مشاهده می‌شود، مقدار تعادلی جذب (q_e) بین ۳/۷ در مدل اورامی تا ۴/۸ در مدل هو و همکاران تغییر می‌کند. همچنین مقدار سرعت اولیه (h_0) جذب در معادله هو و همکاران نشان می‌دهد که سرعت اولیه جذب با مطالعات (جمالی پاقله، ۱۳۸۸) هماهنگی دارد. مقایسه ظرفیت جذب فلز کروم

جدول شماره (۴) نتایج مطالعات جذب کروم با تعدادی از

نتیجه گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که جذب خاک اره، نسبتاً از ظرفیت جذب خوبی برای حذف کروم برخوردار است. با افزایش جرم جاذب، زمان تعادل افزایش می‌یابد. بنابراین چنانچه نتایج این تحقیق در مطالعات دیگر نیز تأیید شود، در آن صورت باید در نحوه آزمایش‌های ایزوترم جذب تجدید نظر به عمل آید. بررسی ریاضی رابطه بین بازده و غلظت اولیه جذب نشان داد که گرچه با افزایش جرم جاذب بازده جذب افزایش می‌یابد، ولی در صورتی که غلظت اولیه از یک مقدار معین (مقدار ظرفیت جرمی جاذب) به سمت صفر میل کند، بازده کلیه جاذبها افزایش و به سمت ۱۰۰٪ میل می‌کنند. این موضوع در غلظت‌هایی که به سمت بی‌نهایت میل می‌کنند نیز صادق است. همچنین نتایج واسنجی نشان داد که مدل اورامی با ضریب رگرسیون ۰/۹۹۹ و عامل خطای ۰/۰۳۶، داده‌های جذب را بهتر از مدل‌های لارگرن و هو و همکاران توصیف می‌کند.

جاذب‌های ارزاقیمت

جاذب	ظرفیت جاذب (میلیگرم بر گرم)	pH	غلظت اولیه (میلیگرم بر لیتر)	مقدار جاذب (گرم بر لیتر)	رفرنس
آلومینیوم فعال	۱/۶	۴	۱۰	۶	Lima, et al., 2008
پوسته شلتوک	۰/۷۹	۲	۱۰	۱۲	Bishnoi, et al., 2003
باگاس	۰/۰۳	۶	۵۰	۱۲	Rao, et al., 2002
پرلایت	۱/۴	۵	۲۰	۱۰	Chakir, et al., 2002
زغال سویا	۰/۲۸	۱	۴۴	۹/۳	Daneshvar and Salari, 2002
خاک اره	۳/۷	۷	۱	۱	مطالعه حاضر

منابع مورد استفاده

- جمالی ارمندی، ح. ۱۳۸۷. مقایسه فرایند حذف سرب از محلول آبی با پوسته شلتوک و کربن فعال، پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه زابل.
- جمالی پاقلعه، ع. ۱۳۸۸. بررسی فرایند حذف مس از محلول آبی با خاک اره، ژئولیت و کربن فعال، پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه زابل.
- شامحمدی حیدری، ز.، معاضد، ه. ۱۳۸۷. بررسی همگرایی بازده جذب کادمیوم از محیط آبی با پوسته شلتوک. مجله علوم، دانشگاه شهید چمران، شماره ۲۰، ص ۱۵۸.
- شامحمدی حیدری، ز.، معاضد، ه.، جعفرزاده حقیقی، ن.، حقیقت‌جو، پ. ۱۳۸۷. "حذف کادمیوم از محیط آبی در غلظت‌های کم به وسیله پوسته شلتوک اصلاح شده." مجله علمی پژوهشی آب و فاضلاب اصفهان. شماره ۶۷.
- طالب زاده، ز. ۱۳۸۷. فلزات سنگین فاضلاب‌های صنعتی. دومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. دانشگاه تهران.
- نبی، غ.، فاضلی پیشه، ح. ۱۳۷۷. بررسی جذب فلزات سنگین با خاک اره. محیط شناسی، دوره: ۲۴، شماره ۲۱، صفحه ۱۵-۲۲.

Asadi, F., H., Shariatmadari and N., Mirghaffari. 2008. Modification of rice hull and sawdust sorptive characteristics for remove heavy metals from synthetic solutions and wastewater. J. Hazard. Mater. 154, Pp. 451-458.

Aydin, H., Y., Bulut, and C., Yerlikaya. 2008. Removal of copper(II) from aqueous solution by adsorption onto low-cost adsorbents. Journal of Environment Management, 87, Pp. 37-45

Babel, S.T., A., Kurniawan. 2003. A research study on Cr (VI) removal from contaminated wastewater using natural zeolite. J Ion Exchange b; 14: Pp. 289-92.

- Balkaya, N. 2002. Variation of pH, conductivity, and potential values in chromium (VI) removal by wool. *Environ Technol*; 23: Pp.11– 6.
- Basso, M.C., E.G., Cerrella and A.L., Cukierman. 2002. Lignocellulosic materials as potential biosorbent of trace toxic metal from wastewater. *Ind. Eng. Chem. Res.* 41: Pp. 3580- 3585.
- Bishnoi, N.R., et al. 2003. Adsorption of Cr(VI) on activated rice husk carbon and activated alumina. *Biores Technol*; 91(3): Pp. 305 –7.
- Chakir, A., et al. 2002. Study of the removal of trivalent chromium from aqueous solutions by bentonite and expanded perlite. *J Hazard Mater* ;B95: Pp.29– 46.
- Dakiky, M., et al. 2002. Selective adsorption of Cr (VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents. *Adv Environ Res*; 6: Pp.533 – 40.
- Daneshvar, N., D., Salari and S., Aber. 2002. Chromium adsorption and Cr(VI) reduction to trivalent chromium in aqueous solutions by soya cake. *J Hazard Mater*; B94: Pp.49– 61.
- Jiang, Y., H., Pang and B., Liao. 2009. " Removal of copper(II) ions from aqueous solution by modified bagasse." *Journal of Hazardous Materials.* 164, Pp.1- 9.
- Habib, A., et al. 2007. Removal of Copper from Aqueous Solution Using Orange Peel, Sawdust and Bagasse. *Pak. J. Anal. Environ. Chem.* Vol. 8, No. 1&2, Pp.21-25.
- Ho, Y.S., G.M., McKay. 1999. Pseudo-second order model for sorption process. *Proc. Biochem*, 34, Pp. 451–465.
- Kamal Amin, N. 2008. Removal of reactive dye from aqueous solutions by adsorption onto activated carbons prepared from sugarcane bagasse pith. *Desalination* 223, Pp.152–161
- Lagergren, S. 1898. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Kungliga Suensk Vetenskapsakademiens Handlingar* 241, Pp.1–39.
- Lima, B., et al. 2008. Application of Brazilian-pine fruit coat as abiosorbent to removal of reactive red 194 textile dye from aqueous solution. Kinetics and equilibrium study, *J. Hazard. Mater.* 155, Pp.536–550.
- Lopes, F.S.C., et al. 2003. An alternative Avrami equation to evaluate kinetic parameters of the interaction of Hg (II) with thin chitosan membranes, *J. Colloid Interface Sci.* 263, Pp. 542–547.
- Mall, I.D., et al. 2005. Removal of Congo red from aqueous solution by bagasse fly ash and activated carbon: Kinetic study and equilibrium isotherm analyses. *Chemosphere* 61, Pp.492–501.
- Meunier, N., et al. 2003. Cocoa shells for heavy metal removal from acidic solutions. *Biores Technol*; 90(3): Pp. 255–63.
- Pehlivan, E., et al. 2008. Equilibrium isotherm studies for the uptake of cadmium and lead ions onto sugar beet pulp. *Bioresour. Technol.* 99, Pp.3520-3527.

Rao, M, A.V. ,Parawate and A.G. Bhole.2002. Removal of Cr⁶⁺ and Ni²⁺ from aqueous solution using bagasse and fly ash. Waste Manage; 22: Pp.821– 30.

Raji, C. and T.S., Anirudhan.1997. Chromium (VI) adsorption by sawdust carbon: Kinetic and equilibrium: Indian Journal of Chemical Technology, Vol. 4: Pp.228- 236.

Royer, B., et al. 2009. Applications of Brazilian pine-fruit shell in natural and carbonized forms as adsorbents to removal of methylene blue from aqueous solutions—Kinetic and equilibrium study. J Hazard Mater; 164: Pp. 1213–1222.

Saima, Q., et al.2007. Sawdust green and economical sorbent for the removal of cadmium (II) ions. Journal of Hazardous Materials B139, Pp.116–121.

Selvakumari, G., et al. 2002. Treatment of electroplating industry effluent using maize cob carbon. Bull Environ Contam Toxicol; 69: Pp.195– 202.

Teker, M., and M., Imamoglu.1999. Adsorption of Copper and Cadmium Ions by Activated Carbon from Rice Hulls. Turk. J. of Chem. 23, Pp.185-191.

Yu, L.J., et al. 2003. Adsorption of chromium from aqueous solutions by maple sawdust. J Hazard Mater; 100(1–3): Pp.53–63.