

حذف کروم (VI) از محلول‌های آبی با خاک اره اصلاح شده درخت گز (مطالعات ناپیوسته و ستونی)

سید سجاد سیدین بروجنی^{۱*} و شایان شامحمدی^۲

چکیده

در حال حاضر حذف مواد آلاینده از آب و پساب دارای اهمیت زیادی است. هدف از این پژوهش، استفاده از جاذب محلی خاک اره اصلاح شده درخت گز برای حذف کروم شش ظرفیتی از محلول آبی است. بررسی حذف کروم در حالت ناپیوسته برای تعیین pH بهینه، زمان تعادل و مدل ایزوترم مطلوب، انجام شد. همچنین برای حذف کروم در حالت جریان پیوسته، ستونی از جنس شیشه با ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر و قطر ۳ سانتی‌متر به‌عنوان یک بستر ثابت با جریان ثقلی استفاده شد. عملکرد ستون جاذب در دبی‌های ۵، ۶/۵ و ۸ میلی‌لیتر بر دقیقه، ارتفاع بستر جاذب ۱۰، ۱۲ و ۱۴ سانتی‌متر و غلظت کروم ورودی ۶، ۸ و ۱۰ میلی‌گرم برلیتر بررسی شد. در نهایت رفتار ستون جاذب با مدل BDST، بررسی شد و پارامترهای مدل تعیین شدند. نتایج پژوهش نشان داد که حداکثر بازده جذب کروم با خاک اره اصلاح شده در pH معادل ۱ و زمان تعادل ۱۲۰ دقیقه است. با توجه به نتایج به دست آمده، با افزایش ارتفاع بستر، زمان رسیدن به نقطه شکست ستون افزایش می‌یابد. همچنین با افزایش دبی و غلظت اولیه، شیب منحنی‌های شکست بیشتر شده و در نتیجه زمان شکست ستون کم شده است. از طرفی ظرفیت جذب با افزایش ارتفاع بستر، کاهش دبی و غلظت اولیه، افزایش می‌یابد.

واژه‌های کلیدی: حذف کروم (VI)، خاک اره اصلاح شده درخت گز، ستون بستر ثابت، مدل BDS.

ارجاع: سیدین بروجنی س. س. و شامحمدی ش. ۱۳۹۴. حذف کروم (VI) از محلول‌های آبی با خاک اره اصلاح شده درخت گز (مطالعات ناپیوسته و ستونی). مجله پژوهش آب ایران. ۱۹: ۷۹-۸۷.

۱- کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زابل.
۲- استاد گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

* نویسنده مسئول: s.sajad.sevedavn.89@gmail.com

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۱۰/۰۶

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۲/۲۰

مقدمه

انتشار فلزات سنگین در محیط‌زیست که با توسعه صنعتی و افزایش جمعیت همراه است، یکی از مشکلات اصلی در بسیاری از کشورها است. این فلزات قابل تجزیه زیستی نبوده و اثرات سمی آن‌ها در بدن موجودات زنده مزمن است (شوکلا و پی، ۲۰۰۵).

کروم از جمله فلزات سنگین است که در پساب‌های صنعتی از قبیل صنایع آب کاری، 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. همچنین موجب درد معده، ایجاد تهوع، استفراغ، اسهال و خونریزی می‌شود (داکیکی و همکاران، ۲۰۰۲).

تاکنون روش‌های مختلفی از جمله فرآیند اسمز معکوس (حافظا و همکاران، ۲۰۰۲)، الکترودیالیز (الکساندرا و همکاران، ۲۰۰۰)، تبادل یون (هوبیکی و همکاران، ۲۰۰۴) و سایر روش‌ها برای حذف فلزات سنگین بررسی شده است. این گونه فرآیندها به دلیل عدم حذف کامل فلزات سنگین و همچنین هزینه بالا دارای محدودیت‌های خاص خود هستند. در این شرایط، یکی از روش‌های مؤثر و باصرفه، روش جذب است (کووا، ۲۰۰۸). استفاده از جاذب‌های طبیعی و جایگزینی آن‌ها با جاذب‌های مصنوعی وارداتی، به ویژه برای کشورهای در حال توسعه بسیار مهم است (آل-انبر و آبو دایه، ۲۰۰۸). جاذب‌های زیادی از جمله سبوس گندم (نامنی و همکاران، ۲۰۰۸)، خاک اره (گوپتا و بابو، ۲۰۰۹ ب)، چای (مالکاو و نوهوگلو، ۲۰۰۷)، بلوط (یاسمین و زکی، ۲۰۰۷) و ماسه اصلاح شده (لی و همکاران، ۲۰۱۰) اخیراً به طور گسترده‌ای برای حذف فلزات سنگین محلول‌های آبی را بررسی کرده‌اند.

درخت گز تنها درختی است که در کویر سیستان مقاوم بوده و در آنجا زیاد است. خاک اره این درخت نیز در تمام کارگاه‌های محلی وجود دارد. کاتیون‌های فلزی به گروه‌های تابعی خاک اره مانند کربوکسیل (COOH) و هیدروکسیل (OH) می‌چسبند و H^+ آزاد می‌شود (اسدی و همکاران، ۲۰۰۸).

در عمل ظرفیت جذب به دست آمده از بررسی‌های ناپیوسته ممکن است اطلاعات دقیقی در مقیاس پایلوت در یک سیستم ستونی را ندهد. از این‌رو، نیاز به انجام

بررسی‌های پیوسته با استفاده از ستون وجود دارد (بنفیلد و همکاران، ۱۹۸۲).

هدف اصلی این پژوهش، جایگزین کردن جاذب محلی خاک اره اصلاح شده درخت گز به جای کربن فعال است. بنابراین، تعیین پارامترهای ستون بستر جاذب در حذف کروم از آب به‌عنوان هدف‌های فرعی این بررسی است.

مواد و روش‌ها

تهیه محلول

برای تهیه محلول کروم شش ظرفیتی، از دی کرومات پتاسیم^۱ با درجه خلوص ۹۵٪ استفاده شد. در هر مرحله، ترکیب محلول و جاذب روی یک شیکر رفت و برگشتی با سرعت ۱۸۰ دور در دقیقه تکان داده شد و سپس از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۰ گذرانده و غلظت کروم باقیمانده در محلول با دستگاه اسپکتروکوانت^۲ (ساخت کارخانه مرک آلمان) اندازه‌گیری شد. در کلیه مراحل آزمایش، دمای اتاق در محدوده 25 ± 1 درجه سانتی‌گراد کنترل شد. لازم به ذکر است که در تمامی آزمایش‌ها pH محلول با استفاده از اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم تنظیم شد و pH آن در هر مرحله با دستگاه pH متر (مدل PTR 79) اندازه‌گیری شد (مارتا و همکاران، ۲۰۱۰).

تهیه جاذب

خاک اره درخت گز^۳ از کارگاه نجاری تهیه شد و با استفاده از الک‌های شماره ۸ و ۱۶ اندازه‌های بین ۱/۱۸ تا ۲/۳۶ میلی‌متر برای انجام آزمایش‌ها انتخاب شد. سپس برای اصلاح خاک اره، ۱۰۰ گرم از خاک اره طبیعی را با اسید نیتریک ۰/۱ مولار به حجم ۲ لیتر رسانیدیم. محلول به مدت ۴ ساعت روی شیکر گذاشته شد و در انتها جاذب را با آب مقطر به خوبی شسته و در گرمکن با دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد و به مدت ۱۲ ساعت خشک شد (آسمان و همکاران، ۲۰۱۰). برخی از خصوصیات خاک اره اصلاح شده مورد استفاده در این پژوهش در جدول ۱ ارائه شده است.

1- $K_2Cr_2O_7$

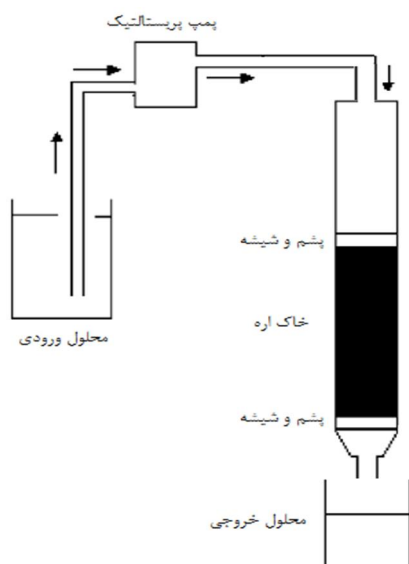
2- Spectroquant

3- Tamarix

آزمایش از شکل غیرخطی معادلات و از نرم‌افزار Matlab استفاده شد.

آزمایش‌های ستونی

در این پژوهش همچنین برای حذف کروم، از ستون شیشه‌ای با ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر و قطر ۳ سانتی‌متر به‌عنوان یک بستر ثابت با جریان ثقیلی استفاده شد. برای جلوگیری از خروج جاذب، در ابتدا و انتهای ستون از پشم‌شیشه استفاده شد. برای کاهش خطاهای احتمالی ناشی از وجود گرد و غبار در بستر، ابتدا به مدت ۳۰ دقیقه آب مقطر به داخل ستون (با پمپ پرستالتیک مدل arabaks TTK-101D) پمپاژ شد. شکل ۱ شماتیک ستون آزمایشگاهی مورد استفاده را نشان می‌دهد.



شکل ۱- شماتیک ستون آزمایشگاهی مورد استفاده

برای بررسی تأثیر ارتفاع ستون بر منحنی‌های شکست، از ۳ ارتفاع متفاوت (۱۰، ۱۲، ۱۴ سانتی‌متر) و برای بررسی تأثیر غلظت، از ۳ غلظت (۶، ۸ و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) استفاده شد. همچنین برای بررسی اثر نرخ جریان، از ۳ نرخ (۵، ۶/۵ و ۸ میلی‌لیتر در دقیقه) استفاده شد. در تمام آزمایش‌های ستونی، محلول یون فلزی با پمپ به داخل ستون تزریق و سپس در فاصله‌های زمانی مختلف، از خروجی ستون نمونه‌برداری شد.

معرفی مدل BDST^۱

تعداد زیادی از مدل‌های ریاضی مختلف برای طراحی

جدول ۱- خصوصیات خاک اره اصلاح شده درخت گز

مقدار	خصوصیات
۱/۷۷	میانگین قطر ذرات (mm)
۰/۲۷۳	چگالی واقعی (g/cm ³)
۰/۹۳	سطح ویژه (m ² /g)

آزمایش‌های ناپیوسته

آزمایش‌های ناپیوسته برای تعیین pH بهینه، زمان تعادل و تعیین مدل ایزوترم مطلوب انجام شد.

تعیین pH بهینه جذب

در این آزمایش ۵ ارلن انتخاب و در داخل هر یک ۲ گرم جاذب خاک اره اصلاح شده ریخته و با استفاده از محلول ۸ میلی‌گرم بر لیتر کروم به حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر رسانیده شد (بیات، ۲۰۰۲). محلول‌ها روی شیکر گذاشته شدند و بعد از مدت زمان ۱۸۰ دقیقه نمونه‌ها به ترتیب از روی شیکر برداشته و غلظت کروم باقیمانده در محلول اندازه‌گیری شد (مالکاو و همکاران، ۲۰۰۶).

تعیین زمان تعادل جذب

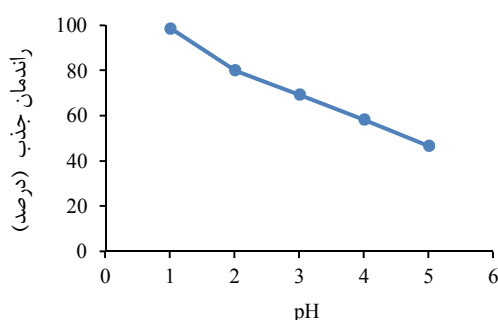
تعداد ۸ ارلن را انتخاب و در هر یک از آن‌ها ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول فلز کروم با غلظت ۸ میلی‌گرم بر لیتر که pH آن روی pH بهینه تنظیم شده بود، ریخته شد. همچنین، مقدار ۲ گرم از جاذب خاک اره اصلاح شده به هر یک از ارلن‌ها اضافه و روی شیکر قرار داده شد. بعد از سپری شدن زمان‌های مختلف (از صفر تا ۲۴۰ دقیقه)، غلظت کروم باقیمانده در محلول اندازه‌گیری شد.

بررسی‌های ایزوترم

مدل‌های تعادلی یا ایزوترم جذب شامل معادلاتی است که در زمان تعادل و در یک دمای به نسبت ثابت به کار می‌روند. برای انجام آزمایش‌های جذب ایزوترم مقادیر جاذب از ۱ تا ۲۰ گرم بر لیتر انتخاب و در ارلن‌های حاوی ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول کروم با غلظت ۸ میلی‌گرم بر لیتر ریخته شد. در نهایت محلول‌ها بعد از سپری شدن ۱۸۰ دقیقه از روی شیکر برداشته و غلظت آن‌ها اندازه‌گیری شد. سپس مدل‌های جذب ایزوترم شامل مدل فروندلیچ و لانگمویر، بر داده‌های حاصل از آزمایش برآزش داده شدند. برای برآزش مدل‌های تعادلی بر داده‌های حاصل از

1- Bed depth service time

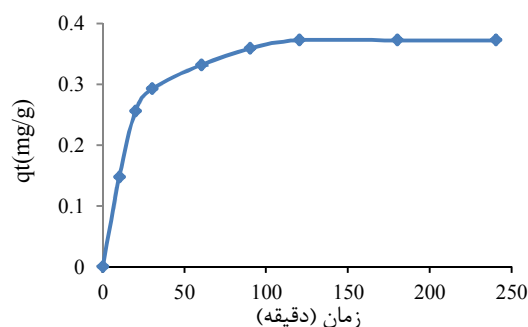
جاذب آماده جذب است، ولی در pHهای بالا شکل غالب کروم به صورت H_2CrO_4 و CrO_3 است که پایدارند و تمایلی برای انجام واکنش ندارند، در نتیجه OH^- بیشتر جذب می‌شود (بیات، ۲۰۰۲)، بنابراین در $pH=1$ بیشترین درصد جذب کروم شش ظرفیتی اتفاق می‌افتد. در جدول ۲، pH بهینه به دست آمده از سایر جاذب‌ها در جذب کروم ارائه شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، در تمام مطالعات مورد بررسی pH بهینه برابر کمترین مقدار pH انتخابی به دست آمده است که بین ۱ تا ۳ است.



شکل ۲- تأثیر pH بر بازده جذب کروم با خاک اره اصلاح شده درخت گز

تعیین زمان تعادل جذب

شکل ۳ تغییرات مقدار جذب کروم با زمان را توسط جاذب خاک اره اصلاح شده درخت گز نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، برای یک جرم ثابت، با افزایش زمان تماس بازده جذب کروم نیز افزایش می‌یابد، به طوری که با افزایش زمان از صفر تا ۳۰ دقیقه، سرعت جذب زیاد است. بعد از زمان ۹۰ دقیقه، سرعت جذب کاهش یافته تا به یک مقدار ثابت می‌رسد. سرعت ثابت در زمان ۱۲۰ دقیقه که به آن زمان تعادل گفته می‌شود، اتفاق می‌افتد.



شکل ۳- زمان تعادل جذب یون کروم با خاک اره اصلاح شده درخت گز

ستون‌های جاذب ارائه شده است که در میان آن‌ها مدل پیشنهاد شده توسط بوهارت و آدامز (۱۹۲۰) امروزه به طور گسترده‌ای استفاده می‌شود. برای جمع‌آوری داده‌های آزمایشی در روش بوهارت و آدامز (۱۹۲۰) حداقل ۹ ستون ضروری است که البته وقت‌گیر و پرهزینه است. هوتچین (۱۹۷۳) معادله بوهارت و آدامز (۱۹۲۰) را اصلاح کرد، به طوری که در آن فقط به سه ستون برای جمع‌آوری داده‌های آزمایشی نیاز است. این مدل به مدل زمان در سرویس عمق بستر (BDST) معروف است. معادله بوهارت و آدامز (۱۹۲۰) که بر مبنای تئوری سرعت واکنش سطحی است، می‌تواند به صورت زیر بیان شود:

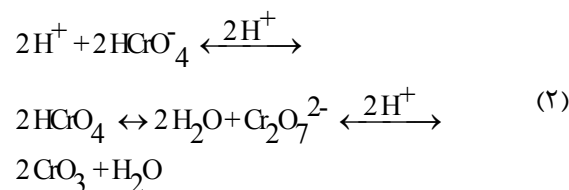
$$t = \left(\frac{N_0}{C_0 V} \right) X - \frac{1}{KC_0} \ln \left(\frac{C_0}{C_b} - 1 \right) \quad (1)$$

که در آن C_0 غلظت اولیه محلول فلز (mg/L)، C_b غلظت مورد انتظار در نقطه شکست (mg/L)، k ثابت سرعت جذب سطحی (L/mg.min)، N_0 ظرفیت جذب (mg/L)، X ارتفاع بستر (cm)، V سرعت خطی تزریق فاضلاب به بستر (cm/min)، t زمان در سرویس ستون (min) است. برای برازش مدل BDST بر داده‌های حاصل از آزمایش، از نرم‌افزار Origin Pro 8.1 استفاده شد.

نتایج و بحث

تعیین pH بهینه جذب

شکل ۲ تأثیر pH بر بازده جذب کروم با خاک اره اصلاح شده را نشان می‌دهد. حداکثر بازده جذب برای خاک اره اصلاح شده در $pH=1$ و برابر ۹۸/۷۱٪ به دست آمد. با افزایش pH، بازده جذب کروم با شیب به نسبت زیادی کاهش می‌یابد. به طوری که در pH معادل با ۵، بازده جذب به کمترین مقدار خود رسید. بنابراین کلیه آزمایش‌های بعدی جذب کروم در pH بهینه ($pH=1$) انجام شد. واکنش زیر (معادله (۲))، روند و سازوکار جذب کروم شش ظرفیتی در pHهای مختلف را نشان می‌دهد:



در pH پایین‌تر ($pH=1$) شکل غالب کروم شش ظرفیتی به صورت $HCrO_4^-$ بوده و این در حالی است که سطح

جدول ۲- مقایسه pH بهینه به دست آمده از خاک اره اصلاح شده درخت گز با سایر جاذبها در جذب کروم

منبع	pH بهینه	محدوده pH انتخاب شده	جاذب
گوپتا و بابو (۲۰۰۶)	۱-۳	۱-۱۱	برگهای فعال شده درخت چریش
دپا و همکاران (۲۰۰۶)	۲	۲-۱۰	زیست توده اسپرژیلوس فلاوس
مالکاو و نوهوگلو (۲۰۰۷)	۲	۲-۵	چای
نامنی و همکاران (۲۰۰۸)	۲	۲-۱۱	سبوس گندم
شارما و همکاران (۲۰۰۸)	۲/۵	۲/۵-۸	ماسه بستر رودخانه
گوپتا و بابو (۲۰۰۹ ب)	۱	۱-۱۱	خاک اره
اتیا و همکاران (۲۰۱۰)	۱/۵	۱/۵-۱۰	کرین فعال به دست آمده از هسته زیتون
لی و همکاران (۲۰۱۰)	۲	۲-۱۰	ماسه اصلاح شده
لویز گارسیا و همکاران (۲۰۱۲)	۱	۱-۶	زیست توده سارگاسوم
وارگا و همکاران (۲۰۱۳)	۱	۱-۴	پوسته بادام زمینی
مطالعه حاضر	۱	۱-۵	خاک اره اصلاح شده درخت گز

بررسی‌های ایزوترم

در جدول ۳، پارامترهای مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ در جذب کروم با خاک اره اصلاح شده درخت گز نشان داده شده است. اگرچه هر دو مدل ایزوترم داده‌ها را در سطح ۹۵٪ به خوبی توصیف کردند، ولی مدل فروندلیچ به دلیل داشتن ضریب همبستگی بیشتر، توصیف بهتری از داده‌ها را نشان می‌دهد. این نتیجه با بررسی‌های کاپور و کومارماندول (۲۰۱۳) هماهنگ است. مقدار n_F در مدل فروندلیچ، معادل ۱/۵۱۴ می‌باشد، که نشان دهنده مطلوبیت جذب است. مقدار n_F زیاد نشان دهنده این است که اثر متقابل بین جاذب و فلزات سنگین، قوی و نیرومند است. وقتی $1/n_F$ معادل ۱ است، معادله بالا به معادله خطی تبدیل شده و انرژی جذب در تمام نقاط آن یکسان است (کووا، ۲۰۰۸).

شاخص (R_L) نیز برای بررسی قابلیت استفاده از معادله لانگمویر به کار برده می‌شود و به صورت معادله (۳) بیان می‌شود:

$$R_L = \frac{1}{1 + K \times C_0} \quad (3)$$

که مقدار C_0 غلظت اولیه محلول و K ثابت لانگمویر است. اگر مقدار $R_L > 1$ باشد استفاده از مدل نامناسب، اگر $R_L = 1$ باشد استفاده از حالت خطی مدل مناسب بوده، اگر $0 < R_L < 1$ باشد مدل مناسب و اگر $R_L = 0$ باشد مدل ناکارآمد است (تفرول و رویو، ۲۰۰۹). در این پژوهش مقدار R_L برای خاک اره اصلاح شده برابر ۰/۴۵ است که نشان می‌دهد مدل لانگمویر دارای کارایی خوبی است.

جدول ۳- پارامترهای مدل ایزوترم فروندلیچ و لانگمویر برای خاک اره اصلاح شده درخت گز

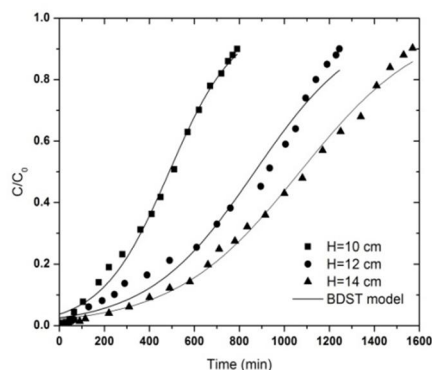
فروندلیچ		لانگمویر	
$q_e = K_F C_e^{1/n}$	معادله غیرخطی	$Q_{eq} = \frac{Q_{max} \times K_L \times C_{eq}}{1 + K_L \times C_{eq}}$	معادله غیرخطی
n (mgg ⁻¹)	۱/۵۱۴	Q_{max} (mgg ⁻¹)	۴/۲۳۸
$k_F [(mmg^{-1})(mg^{-1})^{1/n}]$	۰/۶۲۷۸	k_L (lmg ⁻¹)	۰/۱۵۳۴
R^2	۰/۹۷۱	R^2	۰/۹۵۳
$1/n$	۰/۴۶	R_L	۰/۴۵

بررسی ارتفاع روی رفتار سطحی ستون

شکل ۴ منحنی‌های شکست بستر را برای دبی اولیه ۶/۵ میلی‌لیتر در دقیقه، غلظت اولیه ۸ میلی‌گرم در لیتر

محلول کروم و ارتفاع های متفاوت از جاذب خاک اره اصلاح شده نشان می‌دهد. همان طور که دیده می‌شود با افزایش ارتفاع بستر، شیب منحنی شکست کمتر می‌شود.

نتایج بررسی‌های چوهان و سنکاراراماکیشان (۲۰۱۱) و همچنین گوپتا و بابو (۲۰۰۹) هماهنگی دارد.



شکل ۴- منحنی شکست حذف کروم توسط خاک اره اصلاح شده درخت گز تحت شرایط مختلف ارتفاع

که این مسئله سبب گسترده‌تر شدن ناحیه انتقال جرم شده و به مراتب زمان رسیدن به نقطه شکست و تخلیه ستون را افزایش می‌دهد. همان طور که از روی شکل مشخص است، زمان رسیدن به نقطه شکست ستون به ترتیب ۴۵، ۶۵ و ۱۱۵ دقیقه است. همچنین، زمان نقطه تخلیه ستون ($C_b=0.9C_0$) به ترتیب برای ارتفاع‌های ۱۰، ۱۲ و ۱۴ سانتی‌متر برابر ۷۹۰، ۱۲۴۵ و ۱۵۷۰ دقیقه به دست آمد.

همان‌طور که در جدول ۴ نیز قابل مشاهده است، با افزایش ارتفاع ستون از ۱۰ به ۱۴ سانتی‌متر، مقدار ظرفیت جذب خاک اره اصلاح شده در ستون، از ۵۶/۲۹ به ۱۳۲/۵۶ میلی‌گرم بر گرم می‌یابد. این نتایج با

جدول ۴- پارامترهای مدل BDST در شرایط عملیاتی مختلف ستون در جذب کروم

ارتفاع (cm)	دبی (ml min^{-1})	غلظت (mg l^{-1})	N_0 (mg l^{-1})	BDST capacity (mg g^{-1})	$K \times 10^{-4}$ ($\text{L mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)	Reduced Chi-Sqr	R-Square Adj.
۱۰	۶/۵	۸	۹۴۰/۱۲۸	۵۶/۲۹	۰/۴۴۴	۰/۰۰۰۶۱	۰/۹۹۵
۱۲	۶/۵	۸	۱۶۷۵۴/۴۲	۱۰۴/۸۳	۰/۲۸۰	۰/۰۰۱۸۱	۰/۹۸۲
۱۴	۶/۵	۸	۲۰۶۳۸/۷۱	۱۳۲/۵۶	۰/۲۳۹	۰/۰۰۰۵۶	۰/۹۹۴
۱۲	۵	۸	۲۳۵۵۰/۹۳	۱۴۷/۳۵	۰/۲۷۸	۰/۰۰۲۱۴	۰/۹۷۶
۱۲	۶/۵	۸	۱۶۷۵۴/۴۲	۱۰۴/۸۳	۰/۲۸۰	۰/۰۰۱۸۱	۰/۹۸۲
۱۲	۸	۸	۱۱۳۴۱/۵۳	۷۰/۹۶	۰/۳۴۴	۰/۰۰۱۷۱	۰/۹۸۲
۱۲	۶/۵	۶	۲۲۷۷۴/۸۸	۱۴۲/۵۰	۰/۲۱۴	۰/۰۰۱۵۷	۰/۹۸۳
۱۲	۶/۵	۸	۱۶۷۵۴/۴۲	۱۰۴/۸۳	۰/۲۸۰	۰/۰۰۱۸۱	۰/۹۸۲
۱۲	۶/۵	۱۰	۱۱۱۵۱/۲۵	۶۹/۷۷	۰/۴۰۷	۰/۰۰۰۷۹۶	۰/۹۹۳

همان ظرفیت جذب براساس مدل BDST با کاهش دبی ورودی از ۸ به ۵ میلی‌لیتر در دقیقه، از ۷۰/۹۶ به ۱۴۷/۳۵ میلی‌گرم بر گرم افزایش یافته است. دلیل این امر آن است که در دبی‌های کمتر، محلول کروم مدت زمان بیشتری در تماس با بستر قرار می‌گیرد و به همین دلیل بازده حذف کروم در دبی‌های پایین بیشتر خواهد بود. این نتایج با نتایج یاهایا و همکاران (۲۰۱۱) هماهنگی دارد.

بررسی غلظت روی رفتار جذب سطحی ستون

شکل ۶ منحنی‌های شکست بستر ستون را برای جذب کروم با خاک اره اصلاح شده در غلظت‌های اولیه ۶، ۸ و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر، دبی ورودی ۶/۵ میلی‌لیتر بر دقیقه و

بررسی دبی روی رفتار جذب سطحی ستون

شکل ۵ منحنی‌های شکست بستر ستون برای جذب کروم در دبی‌های اولیه ۵، ۶/۵ و ۸ میلی‌لیتر در دقیقه را نشان می‌دهد. در این بررسی غلظت اولیه ۸ میلی‌گرم در لیتر و ارتفاع بستر ۱۲ سانتی‌متر است. همان‌گونه که در شکل ۵ مشاهده می‌شود، در دبی‌های اولیه کمتر، منحنی‌های شکست کشیده‌تر، شیب آن‌ها کمتر، در نتیجه نقاط شکست و تخلیه ستون در زمان‌های طولانی‌تری اتفاق می‌افتد، بنابراین زمان شکست به ترتیب برای دبی جریان ۵، ۶/۵ و ۸ میلی‌لیتر در دقیقه، ۱۷۰، ۶۵ و ۴۰ دقیقه به دست آمد که با نتایج به دست آمده از پژوهش بارال و همکاران (۲۰۰۸) هماهنگی دارد. همان‌طور که در جدول ۴ نشان داده شده است، ظرفیت جذب کروم در ستون یا

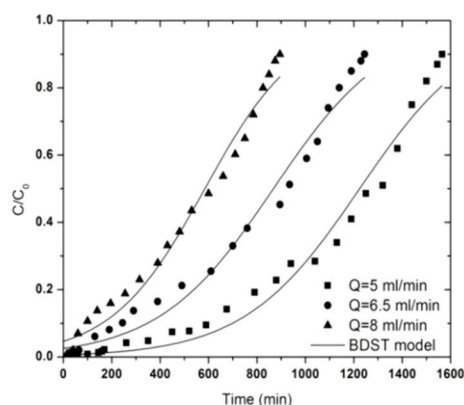
نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که جاذب خاک اره اصلاح شده درخت گز، دارای ظرفیت جذب به نسبت مناسبی است. و می‌تواند جایگزین کربن فعال برای حذف کروم شود. با توجه به نتایج به دست آمده از آزمایش‌های ناپیوسته حداکثر بازده جذب کروم در pH معادل ۱، برابر ۹۸/۷۱٪ است. بررسی ایزوترم جذب نشان داد که مدل فروندلیچ با ضریب همبستگی ۰/۹۷۱ دارای توانایی بیشتری در توصیف داده‌ها است. نتایج تأثیر پارامترهایی مانند دبی جریان، غلظت اولیه و ارتفاع بستر بر ظرفیت جذب نشان از این است که جذب سطحی کروم در ستون بستر ثابت به شدت به دبی جریان، غلظت اولیه و ارتفاع بستر وابسته است. همچنین نتایج آزمایش‌های پیوسته نشان داد که ظرفیت جذب با افزایش ارتفاع بستر افزایش می‌یابد، به طوری که با افزایش ارتفاع ستون از ۱۰ به ۱۴ سانتی‌متر، ظرفیت جذب از ۵۶/۲۹ به ۱۳۲/۵۶ میلی‌گرم بر گرم افزایش یافته است، اما ظرفیت جذب با افزایش دبی و غلظت اولیه، کاهش می‌یابد. در نهایت ارزیابی پارامترهای ستون بستر نشان داد که مدل BDST دارای هماهنگی خوبی با داده‌های آزمایشگاهی است.

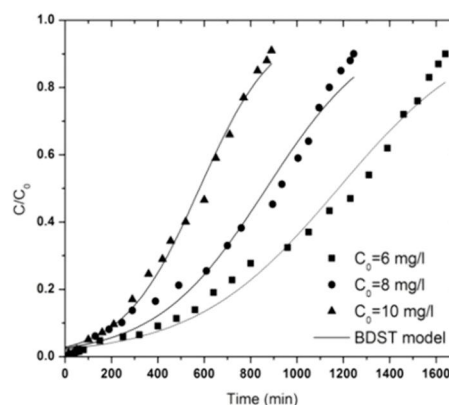
منابع

- Al-Anber Z. A. and Abu Dayeh M. 2008. Batch adsorption of cadmium ions from aqueous solution by means of olive cake. *Journal of Hazardous Materials*. 151(26):194-201.
- Alexandra B. Eduardo P. Lisbeth M. and Gregers B. 2000. Electrodialytic removal of Cu, Cr, and As from chromated Copper Arsenate-treated timber waste. *Environmental Science & Technology*. 34(5):784-788.
- Asadi F. Shariatmadari H. and Mirghaffari N. 2008. Modification of rice hull and sawdust sorptive characteristics for remove heavy metals from synthetic solutions and wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 154(25):451-458.
- Attia A. A. Khedr and 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.
- Baral S. S. Dasb N. Ramulub T. S. Sahoob S. K. and Roy G. 2008. Removal of Cr(VI) by thermally activated weed in a fixed-bed column. *Journal of Hazardous Materials*. 161(25):1427-1435.
- Bayat B. 2002. Comparative study of adsorption properties of Turkish fly ashes II. The case of

ارتفاع بستر ۱۲ سانتی‌متر نشان می‌دهد. با توجه به منحنی‌ها مشاهده می‌شود که زمان شکست برای غلظت‌های ۶، ۸ و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر، ۶۵، ۸۰ و ۵۰ دقیقه است، به عبارت دیگر زمان رسیدن به نقطه شکست با افزایش غلظت اولیه کروم به ستون کاهش می‌یابد. دلیل این امر آن است که با افزایش غلظت ورودی، میزان بارگذاری آلاینده با بستر افزایش یافته و نیروی رانش برای انتقال جرم بیشتر می‌شود و ضمن کوتاه‌تر شدن طول ناحیه انتقال جرم، شکست بستر در زمان کوتاه‌تری اتفاق می‌افتد (گول و همکاران، ۲۰۰۵). با توجه به نتایج به دست آمده از مدل BDST، با افزایش غلظت اولیه کروم از ۶ به ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر ظرفیت جذب کروم با خاک اره اصلاح شده در ستون، از ۱۴۲/۵ به ۶۹/۷۷ گرم بر گرم کاهش یافت. نتایج بررسی گاکهپال و همکاران (۲۰۰۹)، نتایج این بررسی را تأیید می‌کند. در این بررسی‌ها با افزایش مقدار غلظت اولیه، ظرفیت جذب کاهش یافته است (گاکهپال و همکاران، ۲۰۰۹).



شکل ۵- منحنی شکست حذف کروم با خاک اره اصلاح شده درخت گز تحت شرایط مختلف دبی



شکل ۶- منحنی شکست حذف کروم با خاک اره اصلاح شده درخت گز تحت شرایط مختلف غلظت

19. Hubicki D. Z. Podko C. P. and Robens E. 2004. Selective removal of the , browski heavy metal ions from waters and industrial wastewaters by ion- exchange method. *ChemospHere*. 56(2): 91-106.
20. Hutchin R. A. 1973. New simplified design of activated carbon systems. *Chemical Engineering Journal*. 80(1): 133-138.
21. Kapur M. and Kumar Mondal M. 2013. Mass transfer and related pHenomena for Cr(VI) adsorption from aqueous solutions onto *Mangifera indica* sawdust. *Chemical Engineering Journal*. 218(21):138-146.
22. Lee S. M. Kim W. G. Laldawngliana C. and Tiwari D. 2010. Removal Behavior of Surface Modified Sand for Cd(II) and Cr(VI) from Aqueous Solutions. *Journal of Chemical & Engineering Data*. 55(16):3089-3094.
23. Lopez-Garcia M. Lodeiro P. Herrero R. and Sastre de Vicente M. 2012. Cr (VI) removal from synthetic and real wastewaters: The use of the invasive biomass *Sargassum muticum* in batch and column experiments. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 154(9):1-7.
24. 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(1):291-298.
25. Malkoc E. Nuhoglu Y. and Dundar M. 2006. Adsorption of chromium (VI) on pomace-an olive oil industry waste: batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials*. 138(12):142-151.
26. Marta L. G. Pablo L. Jose L. B. Roberto H. and Manuel E. S. 2010. Reduction of Cr (VI) levels in solution using bracken fern biomass: Batch and column studies. *Chemical Engineering Journal*. 165(17):517-523.
27. Nameni M. Alavi Moghadam M. R. and Arami M. 2008. Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solutions by wheat bran. *International journal of Environmental Science and Technology*. 5(2):161-168.
28. Osman H. E. Badwy R. K. and Ahmad H. F. 2010. Usage of some agricultural by-products in the removal of some heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Phytology*. 2(3):51-62.
29. Qu J. H. 2008. Research progress of novel adsorption processes in water purification: A review. *Journal of Environment Sciences*. 20(9):1-13.
30. Sharma Y. C. Singh B. Agrawal A. and Weng C. H. 2008. Removal of chromium by riverbed sand from water and wastewater: Effect of important parameters. *Journal of Hazardous Materials*. 151(25):789-793.
- chromium(VI) and cadminum(II). *Journal of Hazardous Materials*. 95(13):275-290.
7. Benefield L. D. Judkins J. F. and Weand B. L. 1982. *Process chemistry for water and wastewater treatment*. Prentice Hall, New Jersey. 45-55
8. Bohart G. S. and Adams E. Q. 1920. Some aspects of the behavior of charcoal with respect to chlorine. *Journal of the American Chemical Society*. 43(3):523-544.
9. Chauhan D. and Sankararamkrishnan N. 2011. Modeling and evaluation on removal of hexavalent chromium from aqueous systems using fixed bed column. *Journal of Hazardous Materials*. 185(31):55-62.
10. Dakiky M. Khamis M. Manassra A. and Mer'eb M. 2002. Selective adsorption of Cr(VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents. *Advances in Environmental Research*. 6(11): 533-540.
11. Deepa K. K. Sathishkumar M. Binupriya A. R. Murugesan G. S. Swaminathan K. and Yun S. E. 2006. Sorption of Cr(VI) from dilute solutions and wastewater by live and pretreated biomass of *aspergillus flavus*. *Chemosp Here*. 62(2):833-840.
12. Goel J. Kadirvelu K. Rajagopal C. and Garg V. K. 2005. Removal of lead(Ii) by adsorption using treated granular activated carbon: Batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials*. 125(10): 220-211.
13. Gokhale S. V. Jyoti K. K. and Lele S. S. 2009. Modeling of chromium (VI) biosorption by immobilized *Spirulina platensis* in packed column. *Journal of Hazardous Materials*. 170(27):735-743.
14. Gupta S. and Babu B. V. 2006. Adsorption of Cr(VI) by a low-cost adsorbent prepared from neem leave. *Proceedings of national conference on environmental conservation*. 156(9):175-180.
15. Gupta S. and Babu B. V. 2009 a. Modeling, simulation, and experimental validation for continuous Cr(VI) removal from aqueous solutions using sawdust as an adsorbent. *Bioresource Technology*. 100(27):5633-5640.
16. Gupta S. and Babu B. V. 2009b. Removal of toxic metal Cr(VI) from aqueous solutions using sawdust as adsorbent: Equilibrium, kinetics and regeneration studies. *Chemical Engineering Journal*. 150(15):352-365.
17. 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.
18. Hafeza A. I. El-Manharawy M. S. and Khedr M. A. 2002. RO membrane removal of unreacted chromium from spent tanning effluent. A pilot-scale study, Part 2. *Desalination*. 144(5):237-242.

31. Shukla S. R. and Pai R. S. 2005. Adsorption of CU (II), Ni (II) and Zn (II) on modified just fibers. *Bioresource Technology*. 96(3):1430-1438.
32. Taffarel S. R. and Rubio J. 2009. On the removal of Mn^{2+} ions by adsorption onto natural and activated Chilean windy sands. *Minerals Engineering*. 22(8):336-343.
33. Varga M. Takacs M. Zaray G. and Varga I. 2013. Comparative study of sorption kinetics and equilibrium of chromium (VI) on charcoals prepared from different low-cost materials. *Microchemical Journal*. 107(11):25-30.
34. Yahaya N. K. Abustan I. and Latiff M. F. 2011. Fixed-bed column study for Cu (II) removal from aqueous solutions using rice husk based activated carbon. *International Journal of Engineering & Technology*. 11(7):1-5.
35. Yasemin B. and Zeki T. 2007. Removal of heavy metals from aqueous solution by sawdust adsorption. *Journal of Environmental Sciences*. 19(8):160-166.

