DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812 Published by Vesnu Publications

شبیه‌سازی سینتیک ستون‌های کربن فعال گرانولی (GAC) در جذب کروم شش ظرفیتی از جریان پیوسته آب

حسن خرسندی[۱]، سیما کریم‌زاده[۲]، آمانج ساعد موچشی[۳]

مقاله پژوهشی

چکیده

مقدمه: با توجه به اثرات سرطان‌زایی و جهش‌زایی و عوارض کلیوی، کبدی و ریوی کروم شش ظرفیتی، بررسی روش‌های حذف آن از آب آشامیدنی ضروری می‌باشد. در این میان، هرچند فرایند جذب سطحی به عنوان یکی از روش‌های مؤثر در حذف کروم معرفی شده، اما تاکنون مطالعه‌ای داخلی در مورد شبیه‌سازی فرایند جذب سطحی با کربن فعال گرانولی (Granular activated carbon یا GAC) در حذف کروم شش ظرفیتی با استفاده از مدل Bohart-Adams صورت نگرفته است. از این‌رو، هدف از انجام پژوهش حاضر، شبیه‌سازی سینتیک ستون‌های GAC در جذب کروم شش ظرفیتی از جریان پیوسته آب بود.

روش‌ها: در این مطالعه تجربی- مداخله‌ای، برای تعیین ضریب سرعت و ظرفیت جذب ستون‌های GAC در حذف کروم شش ظرفیتی از جریان پیوسته آب، از مدل Bohart-Adams استفاده شد. در این راستا، سه ستون GAC در مقیاس آزمایشگاهی با عمق بستر ۳۱، ۴۵ و ۶۲ سانتی‌متر در بارگذاری‌های ۱/۴۱، ۲/۴۳ و ۳/۸۵ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه برای تصفیه جریان پیوسته آب حاوی ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر کروم شش ظرفیتی، مورد بهره‌برداری قرار گرفت. زمان کارکرد ستون‌ها تا لحظه تأمین حداکثر غلظت قابل قبول کروم در آب خروجی در نظر گرفته شد. برای تعیین غلظت کروم از روش استاندارد دی‌فنیل کاربازاید استفاده گردید.

یافته‌ها: با تغییر عمق ستون‌های GAC از ۳۱ به ۶۲ سانتی‌متر، مدت سرویس‌دهی آن‌ها به ازای بار سطحی ۱/۴۱ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه جهت تصفیه جریان پیوسته آب حاوی ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر کروم شش ظرفیتی، از ۲/۵ به ۶ ساعت افزایش یافت. با افزایش بار سطحی به ۳/۸۵ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه، مدت سرویس‌دهی ستون‌های مذکور به ترتیب ۰/۵ و ۱/۵ ساعت کاهش یافت. با تغییر بار سطحی از ۱/۴۱ به ۳/۸۵، ظرفیت جذب هر لیتر از ستون‌ها، از ۱۹۱/۳۱ به ۱۴۸/۵۷ میلی‌گرم بر لیتر کروم کاهش پیدا کرد. این روند با تغییر ضریب سرعت جذب GAC از ۰/۰۰۵ به ۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر در دقیقه مطابقت داشت.

نتیجه‌گیری: ستون‌های GAC قادر هستند جریان پیوسته آب حاوی ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر کروم شش ظرفیتی را در حد تأمین استانداردهای مربوط تصفیه نمایند.

واژه‌های کلیدی: آب آشامیدنی، سینتیک، کربن فعال، کروم

ارجاع: خرسندی حسن، کریم‌زاده سیما، ساعد موچشی آمانج. **شبیه‌سازی سینتیک ستون‌های کربن فعال گرانولی (GAC) در جذب کروم شش ظرفیتی از جریان پیوسته آب.** مجله تحقیقات نظام سلامت ۱۳۹۶؛ ۱۳ (۲): ۱۶۹-۱۶۴

دریافت مقاله: ۱۳۹۵/۱/۱۰ پذیرش مقاله: ۱۳۹۵/۶/۱

مقدمه

پایش و حذف فلزات سنگین از آب به دلیل برخورداری از خاصیت انباشتگی زیستی و قابلیت ایجاد بیماری‌های مزمن، از اهمیت بالایی برخوردار است (۵-۱). کروم به عنوان یکی از فلزات سنگین، از طریق پساب کارگاه‌های آبکاری، دباغی و رنگ‌سازی، موجب آلودگی منابع آب می‌شود (۶). این فلز به دو صورت شش ظرفیتی و سه ظرفیتی در طبیعت یافت می‌شود که حالت شش ظرفیتی آن در مقایسه با سه ظرفیتی، حدود صد برابر سمی‌تر می‌باشد. کروم شش ظرفیتی در صورت راهیابی به محیط زیست، به دلیل اثرات سرطان‌زایی و جهش‌زایی و عوارض کبدی، کلیوی و ریوی، سلامتی انسان‌ها را به خطر می‌اندازد (۸-۶). از این‌رو، بیشینه مجاز کروم در آب آشامیدنی توسط مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر تعیین شده است (۹). سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا نیز حداکثر مقدار مجاز این عنصر را در آب آشامیدنی برابر ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر به عنوان استاندارد اولیه معرفی نموده است (۱۰).

با توجه به مخاطرات بهداشتی و زیست محیطی کروم شش ظرفیتی و باارزش بودن بازیافت آن، حذف و بازیافت کروم با استفاده از روش‌هایی مانند فرایندهای غشایی، ترسیب شیمیایی و تبادل یونی مورد مطالعه قرار گرفته است (۱۲، ۱۱، ۶). فرایندهای متداول به دلیل کارایی به نسبت پایین، قادر به حذف کامل کروم شش ظرفیتی از پساب‌های صنعتی نیستند. به عنوان مثال، در روش ترسیب شیمیایی، کروم شش ظرفیتی با حلالیت زیاد به شکل سه ظرفیتی با حلالیت کم تبدیل می‌شود که در غلظت‌های کم، سینتیک واکنش کند است و اغلب قادر به تأمین حد مجاز در پساب خروجی نمی‌باشد (۱۳).

فرایند جذب به علت راندمان بالا و هزینه کم، یکی از روش‌های مؤثر برای حذف فلزات سنگین به شمار می‌رود که در این میان، کربن فعال به دلیل برخورداری از ساختار متخلخل با منافذ مویرگی و دارا بودن نسبت بالای

۱- دانشیار، مرکز تحقیقات عوامل اجتماعی مؤثر بر سلامت و گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ارومیه، ارومیه، ایران
۲- کارشناس ارشد، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ارومیه، ارومیه، ایران
۳- کارشناس، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ارومیه، ارومیه، ایران
نویسنده مسؤول: سیما کریم‌زاده Email: sima.karimzade@yahoo.com

www.mui.ac.ir
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2025-12-17]
[DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812]

مساحت به جرم ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ گرم بر مترمکعب به صورت پودری و گرانولی، به عنوان جاذب سطحی برای حذف یا کاهش رنگ، طعم و بوی فلزات سنگین و مواد مختلف آلی و معدنی محلول موجود در آب و یا فاضلاب مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۵، ۱۴).

در مطالعات داخلی، از کربن فعال مغناطیسی شده با نانوذرات آهن صفر ظرفیتی (۱۶)، پودر هسته انار (۱۷) و خاکستر استخوان (۱۸) برای جذب کروم شش ظرفیتی در شرایط ناپیوسته استفاده می‌شود؛ در حالی که فرایندهای جذب در مقیاس صنعتی، در شرایط پیوسته و بستر ثابت مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد.

تعداد محدودی پژوهش خارجی در خصوص جذب کروم شش ظرفیتی با بستر ثابت ستون‌های کربن فعال گرانولی (Granular activated carbon یا GAC) با استفاده از مدل‌های مختلف انجام شده است که از آن جمله می‌توان به مطالعات Rangabhashiyam و همکاران (۱۹) و Albadarin و همکاران (۲۰) اشاره نمود، اما تاکنون در ایران نتایجی در مورد مدل‌سازی فرایند جذب سطحی با کربن فعال در حذف کروم شش ظرفیتی منتشر نشده است. از این‌رو، هدف از انجام تحقیق حاضر، شبیه‌سازی سینتیک ستون‌های GAC در جذب کروم شش ظرفیتی از جریان پیوسته آب بود.

شبیه‌سازی رفتار دینامیکی جذب سطحی در بستر ثابت ستون‌های جاذب به منظور طراحی دقیق فرایندهای جذب سطحی در مقیاس صنعتی، ضروری می‌باشد (۲۱). در این میان، مدل‌های Bohart-Adams، Thomas و Yoon-Nelson از متداول‌ترین روش‌های ارایه شده برای شبیه‌سازی و بررسی تحلیلی جذب سطحی آلاینده‌ها در ستون‌های جاذب هستند (۲۴-۲۲). مدل Bohart-Adams بر مبنای ارتباط بین عمق بستر و زمان سرویس‌دهی ستون جاذب، تنظیم شده است و بر خلاف سایر مدل‌های موجود از جمله Thomas که بر مبنای فرضیات خاص همچون برقراری جریان پیستونی، ایزوترم Langmuir و سینتیک درجه دوم ارایه شده‌اند، هیچ‌گونه محدودیتی ندارد (۲۴-۲۲). از این‌رو، با وجود سادگی کمتر، این مدل برای مطالعه حاضر انتخاب شد.

Han و همکاران برای مدل‌سازی و مطالعه رفتار جذب متیلن بلو (Methylene Blue) با بستر ثابت پودر برگ درخت نخل (۲۵)، Maliyekkal و Philip برای جذب آرسنیت به وسیله بستر ثابت آلومینای فعال (۲۶)، Albadarin و همکاران برای جذب کروم روی لیگنین فعال شده با اسید ارتوفسفریک (۲۰)، Saed و همکاران برای مطالعه جذب رنگ رمازول به وسیله بستر ثابت کربن فعال (۲۷) و Saha و Mishra برای جذب سافرانین به وسیله سبوس برنج (۲۸)، مدل Bohart-Adams را مورد استفاده قرار دادند.

روش‌ها

این مطالعه از نوع تجربی- مداخله‌ای بود که در مقیاس آزمایشگاهی انجام گردید و طی آن، از بورت‌های به حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر حاوی GAC با متوسط قطر ۱/۵ میلی‌متر به عنوان ستون‌های جاذب استفاده شد.

GAC مورد استفاده (شرکت وزین کربن، اصفهان) از نوع پایه زغال سنگ و دارای مساحت سطحی ۹۰۰ مترمربع بر گرم، دانسیته ظاهری ۴۸۰ کیلوگرم بر مترمکعب، pH = ۷/۵، عدد یدی ۸۶۰ میلی‌گرم بر گرم و اندازه ذرات ۰/۲۵ بود. کربن فعال پس از سه بار شستشو با آب مقطر و عبور از صافی پلاستیکی ریز و آبگیری، به مدت ۲۴ ساعت در فور با دمای ۱۱۰ درجه سانتی‌گراد خشک گردید و تا زمان مصرف در دسیکاتور (Dessiccateur) نگهداری شد.

محلول استوک کروم شش ظرفیتی با حل کردن دی‌کرومات پتاسیم ($K_2Cr_2O_7$) در آب مقطر فاقد یون، تهیه شد. کلیه آزمایش‌ها مطابق با روش‌های استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب در دمای آزمایشگاه صورت گرفت (۲۹). کروم شش ظرفیتی با روش دی‌فنیل کاربازاید و با استفاده از معرف ChromaVer 3 به وسیله اسپکتروفتومتر DR 5000 در طول موج ۵۴۰ نانومتر اندازه‌گیری گردید. این معرف، ترکیبی از بافر اسیدی و دی‌فنیل کاربازاید است که در حضور کروم شش ظرفیتی، به رنگ ارغوانی تبدیل می‌شود.

ظرفیت و ضریب سرعت جذب GAC در حذف کروم شش ظرفیتی، از طریق ترسیم تغییرات عمق بستر نسبت به زمان سرویس‌دهی ستون جاذب بر اساس مدل Bohart-Adams (رابطه ۱) تعیین گردید (۳۰). در این راستا، سه ستون GAC با عمق بستر ۳۱، ۴۵ و ۶۲ سانتی‌متر در بارگذاری‌های ۱/۴۱، ۳/۴۳ و ۳/۸۵ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه برای تصفیه جریان پیوسته آب حاوی ۲۰ میلی‌گرم در لیتر کروم شش ظرفیتی مورد بهره‌برداری قرار گرفت. ستون‌ها تا لحظه تأمین حداکثر غلظت قابل قبول کروم در آب خروجی، مورد بهره‌برداری قرار گرفت.

$$t = \left(\frac{N_0}{C_0 V}\right) X - \frac{1}{KC_0} \ln\left(\frac{C_0}{C_b} - 1\right)$$ رابطه ۱

در رابطه فوق، C_0 غلظت اولیه محلول فلز بر حسب میلی‌گرم بر لیتر، C_b غلظت مورد انتظار در نقطه شکست بر حسب میلی‌گرم بر لیتر، K ثابت سرعت جذب سطحی بر حسب لیتر بر میلی‌گرم در دقیقه، N_0 ظرفیت جذب بر حسب میلی‌گرم بر لیتر، X ارتفاع بستر بر حسب لیتر، V سرعت خطی تزریق فاضلاب به بستر بر حسب سانتی‌متر بر دقیقه و t زمان تحت سرویس ستون بر حسب دقیقه بود.

حداقل ارتفاع مورد نیاز بستر (X_0)، با استفاده از رابطه ۲ به دست آمد.

$$x_0 = \frac{V}{KN_0} \ln\left(\frac{C_0}{C_b} - 1\right)$$ رابطه ۲

یافته‌ها

بر اساس مدل Bohart-Adams، ضریب سرعت و ظرفیت جذب ستون‌های GAC در حذف کروم شش ظرفیتی از جریان پیوسته آب تعیین شد که مشخصات هیدرولیکی و نتایج بهره‌برداری از ستون‌های جاذب در جدول ۱ ارایه شده است.

تغییرات زمان سرویس‌دهی هر یک از ستون‌ها به ازای عمق بستر و بارگذاری‌های مختلف در شکل ۱ نشان داده شده است. ظرفیت جذب کروم به ازای واحد حجم ستون GAC، بر اساس نتایج شکل ۱ مورد محاسبه قرار گرفت. ضریب سرعت جذب سطحی و عمق بحرانی ستون‌های کربن فعال بر اساس روابط ۱ و ۲ تعیین گردید. نتایج این محاسبات در جدول ۲ ارایه شده است.

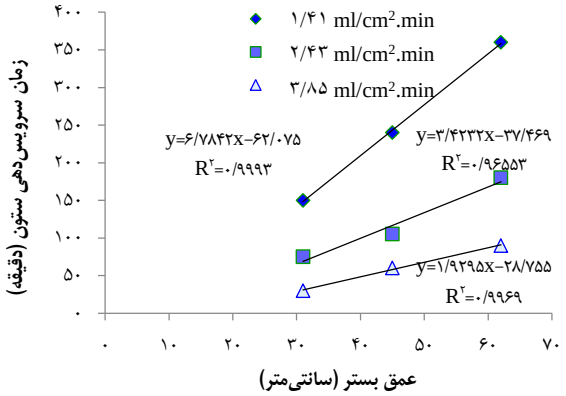
بر اساس داده‌های جدول ۲، روند تغییرات ظرفیت جذب و ضریب سرعت جذب ستون‌های کربن فعال در حذف کروم شش ظرفیتی بر حسب میزان بار سطحی، در قالب شکل ۲ استخراج شد که مطابق آن می‌توان به ازای بار سطحی مورد نظر، ظرفیت جذب و ضریب سرعت جذب سطحی را در حذف کروم شش ظرفیتی تعیین نمود.

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2025-12-17]

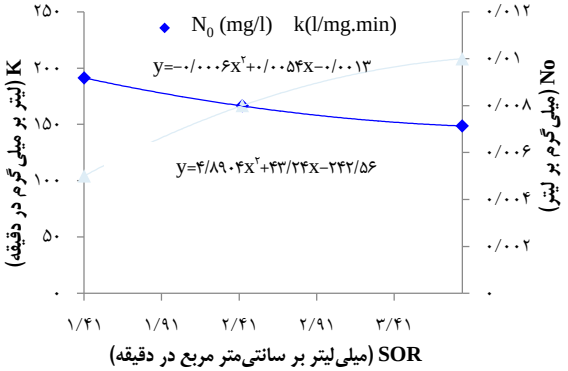
[DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812]

جدول ۱. مشخصات هیدرولیکی و بهره‌برداری ستون‌های جاذب GAC (Granular activated carbon)

حجم تصفیه شده (میلی‌لیتر)	زمان کارکرد ستون (دقیقه)	دبی ورودی (میلی‌لیتر بر دقیقه)	عمق ستون جاذب (سانتی‌متر)	بار سطحی (میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه)
۴۲۶	۱۵۰	۲/۸۴	۳۱	۱/۴۱
۳۶۷	۷۵	۴/۹۰	۳۱	۲/۴۳
۲۳۲	۳۰	۷/۷۵	۳۱	۳/۸۵
۶۸۲	۲۴۰	۲/۸۴	۴۵	۱/۴۱
۵۱۵	۱۰۵	۴/۹۰	۴۵	۲/۴۳
۴۶۵	۶۰	۷/۷۵	۴۵	۳/۸۵
۱۰۲۲	۳۶۰	۲/۸۴	۶۲	۱/۴۱
۸۸۲	۱۸۰	۴/۹۰	۶۲	۲/۴۳
۶۹۷	۹۰	۷/۷۵	۶۲	۳/۸۵



شکل ۱. زمان کارکرد ستون‌های جاذب GAC (Granular activated carbon) بر حسب تغییرات عمق ستون



شکل ۲. ضریب سرعت و ظرفیت جذب کروم شش ظرفیتی با استفاده از ستون‌های جاذب GAC (Granular activated carbon) بر حسب بار سطحی

بحث

طراحی دقیق فرایندهای جذب در مقیاس صنعتی، منوط به شبیه‌سازی رفتار دینامیکی آن در جریان پیوسته آب می‌باشد (۲۱). بر این اساس، مطالعه حاضر با هدف تعیین ضرایب سینتیکی جذب ستون‌های GAC در حذف کروم شش ظرفیتی از محلول‌های آبی به وسیله شبیه‌سازی با مدل Bohart-Adams در شرایط پیوسته انجام شد.

مطابق جدول ۱، زمان بهره‌برداری از ستون‌های GAC با مقدار جریان سطحی وارد شده بر ستون، نسبت معکوس و با عمق ستون، نسبت مستقیم دارد؛ به طوری که به ازای جریان سطحی ۱/۴۱ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه برای کاهش کروم شش ظرفیتی از ۲۰ به ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر، عمق ستون‌ها از ۳۱ به ۶۲ سانتی‌متر و زمان سرویس‌دهی ستون‌های GAC از ۲/۵ به ۶ ساعت افزایش یافت.

جدول ۲. عمق بحرانی، ضریب سرعت و ظرفیت جذب کروم شش ظرفیتی با استفاده از ستون‌های جاذب GAC (Granular activated carbon)

X_o (سانتی‌متر)	K (لیتر بر میلی‌گرم در دقیقه)	$b = -\frac{1}{KC_0}\ln\left(\frac{C_0}{C_b}-1\right)$	N_o (میلی‌گرم بر لیتر)*	U (سانتی‌متر بر دقیقه)	$C_{eff.}$ (میلی‌گرم بر لیتر)	C_o (میلی‌گرم بر لیتر)	SOR (میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه)
۹/۲	۰/۰۰۵	−۶۲/۰۷	۱۹۱/۳۱	۶/۷۸۴۲	۰/۰۵	۲۰	۱/۴۱
۱۰/۹	۰/۰۰۸	−۳۷/۴۷	۱۶۶/۳۶	۳/۴۲۳۲	۰/۰۵	۲۰	۲/۴۳
۱۵/۵	۰/۰۱۰	−۲۸/۷۵	۱۴۸/۵۷	۱/۹۲۹۵	۰/۰۵	۲۰	۳/۸۵

N_o = ۲۰ × ۱/۴۱ × ۶/۷۸۴۲ = ۱۹۱/۳۱, N_o = ۲۰ × ۲/۴۳ × ۳/۴۲۳۲ = ۱۶۶/۳۶, N_o = ۲۰ × ۳/۸۵ × ۱/۹۲۹۵ = ۱۴۸/۵۷

www.mui.ac.ir
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2025-12-17]
[DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812]

با افزایش جریان سطحی به ۳/۸۵ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه، زمان کارکرد ستون‌های مذکور به دلیل افزایش سرعت اشباع بستر جاذب، به ترتیب به ۰/۵ و ۱/۵ ساعت کاهش یافت. نتایج مطالعه Albadarin و همکاران نشان داد که با کاهش جریان ورودی و افزایش جرم جاذب در بستر در اثر دسترسی بیشتر کروم شش ظرفیتی به سایت‌های جذب، سرعت جذب افزایش می‌یابد. البته با اشباع تدریجی این سایت‌ها، شدت جذب با گذشت زمان کاهش پیدا می‌کند (۲۰).

با توجه به اطلاعات حاصل شده از عملکرد ستون‌های جاذب کربن فعال در حذف کروم شش ظرفیتی، با استناد به مدل Bohart-Adams و بر اساس شکل ۱ و جدول ۱، ظرفیت جذب از ۱۹۱/۳۱ میلی‌گرم کروم شش ظرفیتی در هر لیتر ستون به ازای جریان سطحی ۱/۴۱ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه به ۱۴۸/۵۷ میلی‌گرم کروم شش ظرفیتی در هر لیتر ستون به ازای جریان سطحی ۳/۸۵ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه کاهش یافت. این روند با تغییرات ضریب سرعت (K) جذب کروم شش ظرفیتی با استفاده از GAC مطابقت دارد؛ به طوری که حجم مورد نیاز GAC برای جذب هر میلی‌گرم کروم شش ظرفیتی در دقیقه، از ۰/۰۰۵ لیتر GAC بر میلی‌گرم کروم شش ظرفیتی در بار سطحی ۱/۴۱ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه به ۰/۰۱ لیتر GAC بر میلی‌گرم کروم شش ظرفیتی در بار سطحی ۳/۸۵ میلی‌لیتر بر سانتی‌متر مربع در دقیقه افزایش یافت که تأیید کننده کاهش ظرفیت جذب به ازای افزایش بار سطحی می‌باشد. این یافته‌ها با نتایج تحقیق Saed و همکاران در به کارگیری مدل Bohart-Adams برای بررسی حذف رنگ رمازول (۲۷) همخوانی داشت.

با توجه به این که افزایش بار سطحی منجر به افزایش سرعت جریان و کاهش ظرفیت جذب می‌شود و از طرف دیگر، بر اساس رابطه ۲، عمق بحرانی با سرعت جریان ارتباط مستقیمی داشت، اما با ظرفیت و ضریب سرعت جذب رابطه معکوسی را نشان داد. عمق بحرانی مورد نیاز (حداقل ارتفاع) ستون‌های GAC برای کاهش کروم شش ظرفیتی از ۲۰ به ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر، از ۹/۲ سانتی‌متر در بار سطحی ۱/۴۱ به ۱۵/۵سانتی‌متر در بار سطحی ۳/۸۵ افزایش یافت.

مطابق شکل ۲، با تعیین روند تغییرات ظرفیت جذب و ضریب سرعت جذب سطحی ستون‌های کربن فعال بر حسب میزان بار سطحی، می‌توان ظرفیت جذب و ضریب سرعت جذب سطحی GAC را در حذف کروم شش ظرفیتی به ازای بار سطحی مورد نظر تعیین نمود. از نظر کاربردی، با این شیوه می‌توان تعداد ستون‌های کربن فعال مورد نیاز سالیانه و حداقل عمق لازم برای تأمین استاندارد خروجی به ازای بار سطحی مورد نظر را مشخص کرد.

روند نتایج به دست آمده از مطالعه حاضر با نتایج پژوهش‌های Rangabhashiyam و همکاران (۱۹) و Albadarin و همکاران (۲۰) در خصوص جذب کروم شش ظرفیتی با بستر ثابت ستون‌های کربن فعال همسو بود. البته نوع، شرایط فعال‌سازی و سطح ویژه جاذب، از جمله عواملی هستند که بر ظرفیت جذب و ضریب سرعت جذب سطحی در مطالعات مختلف تأثیر می‌گذارند.

برای مقایسه کارایی روش جذب با سایر گزینه‌های مورد نظر و برآورد دقیق نیازهای تجهیزاتی و مالی فرایند جذب، پیشنهاد می‌شود با انجام مطالعات تکمیلی، عمق ناحیه جذب و تعداد ستون‌ها بر اساس مدل Hutchins محاسبه گردد.

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج به دست آمده از مطالعه حاضر، هرچند فرایند جذب سطحی با GAC به عنوان روش مؤثری در حذف کروم شش ظرفیتی تأیید می‌شود، اما به منظور کاهش هزینه‌های سرمایه‌گذاری اولیه و بهره‌برداری، انجام مطالعات بیشتر برای انتخاب جاذب‌های با ظرفیت جذب بالاتر، ضروری به نظر می‌رسد.

تشکر و قدردانی

پژوهش حاضر برگرفته از طرح تحقیقاتی با کد ۱۰۲۲ مصوب دانشگاه علوم پزشکی ارومیه می‌باشد. بدین وسیله از حمایت‌های مالی معاونت تحقیقات و فن‌آوری دانشگاه علوم پزشکی ارومیه تشکر و قدردانی به عمل می‌آید. همچنین، از همکاری خانم‌ها فریده برادری و شهرزاد غریب‌نژاد سپاسگزاری می‌گردد.

References

1. Mehrasbi M, Farahmand Kia Z. Heavy metal removal from aqueous solution by adsorption on modified banana shell. Iran J Health Environ 2008; 1(1): 57-66.
2. Nduka JK, Odiba, Orisakwe OE, Ukaebgu LD, Sokaibe C, Udowelle NA. Human health risk assessment of heavy metals in cosmetics in Nigeria. J Cosmet Sci 2015; 66(4): 233-46.
3. Omar NA, Praveena SM, Aris AZ, Hashim Z. Health Risk Assessment using in vitro digestion model in assessing bioavailability of heavy metal in rice: A preliminary study. Food Chem 2015; 188: 46-50.
4. Yousefi N, Meserghani M, Bahrami H, Mahvi AH. Assessment of human health risk for heavy metals in imported rice and its daily intake in Iran. Research Journal of Environmental Toxicology 2016; 10(1): 75-81.
5. Srivastava S, Agrawal SB, Mondal MK. A review on progress of heavy metal removal using adsorbents of microbial and plant origin. Environ Sci Pollut Res Int 2015; 22(20): 15386-415.
6. Daoud W, Ebadi T, Fahimifar A. Optimization of hexavalent chromium removal from aqueous solution using acid-modified granular activated carbon as adsorbent through response surface methodology. Korean J Chem Eng 2015; 32(6): 1119-28.
7. Fadaei E, Pourkhabbaz A, Nabibidhendi G, Amiri MJ, Jamshidi A, ValehiH. Removal of dissolved Chromium (VI) by adsorption onto Elaeagnus angustifolia fruit charcoal, Jujube fruit charcoal and comparison with Granular Activated Carbon (GAC). Journal of Environmental Studies 2013; 39(67): 13-22.
8. Rahmani A, Norozi R, Samadi M, Afkhami A. Hexavalent chromium removal from rqueous solution by produced iron nanoparticles. Iran J Health Environ 2009; 1(2): 67-74.
9. Institute of Standards and Industrial Research of Iran. Drinking water-physical and chemical specifications, ISIRI 1053 5th.revision [Online]. [cited 2009]; Available from: URL: www.environment-lab.ir/standards/water-drink-standard-1053.pdf

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2025-12-17]

[DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812]

10. Drinking water standards and health advisories. In: Kassim TA, Editor. Environmental impact assessment of recycled wastes on surface and ground waters: Risk Analysis. Berlin, Germany: Springer; 2005.
11. Mosavian MT, Khazaei I, Aliabadi M. Removal of chromium from aqueous solution with Agricultural Waste. Proceedings of the 1st Congress of Applied Geology; 2007 May 15-17; Mashhad, Iran. [In Persian].
12. Niknam MS, Shahbazi A, Farajlou J. Agricultural waste utilization and efficiency in the removal of heavy metals and dyes from water and wastewater: Optimal absorption studies. Human & Environment 2014; (31): 23-38.
13. Ribeiro AB, Mateus EP, Ottosen LM, Bech-Nielsen GB. Electrodialytic removal of Cu, Cr, and As from chromated copper arsenate-treated timber waste. Environ Sci Technol 2000; 34(5): 784-8.
14. Li Y, Gao B, Wu T, Sun D, Li X, Wang B, et al. Hexavalent chromium removal from aqueous solution by adsorption on aluminum magnesium mixed hydroxide. Water Res 2009; 43(12): 3067-75.
15. Zhou J, Wang Y, Wang J, Qiao W, Long D, Ling L. Effective removal of hexavalent chromium from aqueous solutions by adsorption on mesoporous carbon microspheres. J Colloid Interface Sci 2016; 462: 200-7.
16. Azari A, Gholami M, Mokhtari M, Kakavandi B, Ahmadi E, Sattari Tabrizi MA. CR6+ removal by activated carbon magnetized with nona zero valent iron from aqueous solutions: Kinetic, isotherm and thermodynamic study. Journal of Health and Development 2014; 3(1): 14-27. [In Persian].
17. Ghaneian MT, Jamshidi B, Amrollahi M, Dehvari M, Taghavi M. Application of biosorption process by pomegranate seed powder in the removal of hexavalent chromium fromaqueous environment. Koomesh 2014; 15(2): 206-11. [In Persian].
18. Ghanizadeh G, Ghaneian M, Asgari G. Application of Bone Char as an Adsorbent for Purification of Water Contaminated with Hexavalent Chromium. Qom Univ Med Sci J 2013; 7(2): 7-16. [In Persian].
19. Rangabhashiyam S, Nandagopal MS, Nakkeeran E, Selvaraju N. Adsorption of hexavalent chromium from synthetic and electroplating effluent on chemically modified Swietenia mahagoni shell in a packed bed column. Environ Monit Assess 2016; 188(7): 411.
20. Albadarin AB, Mangwandi C, Al-Muhtaseb AH, Walker GM, Allen SJ, Ahmad MNM. Modelling and Fixed Bed Column Adsorption of Cr(VI) onto Orthophosphoric Acid-activated Lignin. Chinese Journal of Chemical Engineering 2012; 20(3): 469-77.
21. Hadi M, Samarghandi MR, Azizian S, Samadi MT, Shokoohi R, Rahmani A. Using thomas model to evaluate dye removal from aqueous solutions in fixed-bed columns of activated carbon. Journal of Water and Wastewater 2011; 22(77): 23-34. [In Persian].
22. Jenish S, Balachandran S. Biosorption Dynamics of Metal Ions in Continuous Columns: A. Res J Chem Environ Sci 2015; 3(5): 1-4. [In Persian].
23. Nwabanne JT, Igbokwe PK. Kinetic modeling of heavy metals adsorption on fixed bed column. Int J Environ Res 2012; 6(4): 945-52.
24. Xu Z, Cai JG, Pan BC. Mathematically modeling fixed-bed adsorption in aqueous systems. J Zhejiang Univ Sci A 2013; 14(3): 155-76.
25. Han R, Wang Y, Zhao X, Wang Y, Xie F, Cheng J, et al. Adsorption of methylene blue by phoenix tree leaf powder in a fixed-bed column: Experiments and prediction of breakthrough curves. Desalination 2009; 245(1): 284-97.
26. Maliyekkal SM, Philip L. Fixed-bed adsorption of arsenite (as(iii)) from drinking water: Breakthrough studies and modeling. Proceedings of the 3rd International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE 2011) & SECOTOX Conference; 2011 June 19-24; Skiathos Island, Greece.
27. Saed K, Tam YK, Liew AG, Noor MM. Adsorption of remazol dye onto granular activated carbon in fixed bed: A case study of red 3BS. Int J Eng Technol 2004; 1(1): 58-63.
28. Saha PD, Mishra R. Adsorption of safranin onto chemically modified rice husk in a upward flow packed bed reactor: Artificial neural network modeling. Elixir Pollution 2012; 44(1): 7579-83.
29. Eaton AD, Franson MA. Standard methods for the examination of water & wastewater. Washington, DC: American Public Health Association; 2005.
30. Sotelo JL, Rodriguez A, Garcia AJ. Modeling and elimination of atenolol on granular activated carbon in fixed bed column. Int J Environ Res 2012; 6(4): 961-8.

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2025-12-17]

[DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812]

DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812 Published by Vesnu Publications

Journal of Health System Research Received: 29.03.2016

Vol. 13, No. 2, Summer 2017 Accepted: 22.08.2016

Kinetic Simulation of Hexavalent Chromium Adsorption on Granular Activated Carbon Columns from Continuous Flow of Water

Hassan Khorsandi[1], Sima Karimzadeh[2], Amanej Saed-Moucheshi[2]

Original Article

Abstract

Background: With regard to the carcinogenic, mutagenic, and pulmonary effects of hexavalent chromium [Cr(VI)] and its impact on the kidney and liver, a study of different methods of its removal from drinking water is essential. In this regard, although the adsorption process has been introduced as an effective method for the removal of chromium, no Iranian study has ever investigated the simulation of the adsorption process with granular activated carbon (GAC) for the removal of Cr(VI) using the Bohart-Adams model. Hence, the aim of the present study was to simulate the kinetics of GAC columns for the adsorption of Cr(VI) from the continuous flow of water.

Methods: In this experimental-interventional study, the Bohart-Adams model was used to determine the rate coefficient and adsorption capacity of GAC columns in Cr(VI) removal from aqueous solutions in continuous flow. In this regard, three GAC columns in laboratory scale with bed depths of 31, 45, and 62 cm were operated to treat water containing 20 mg/l Cr(VI) in overflow rates of 1.41, 2.43, and 3.85 ml/cm^2.minute. The longevity of columns was considered up to the moment of providing maximum acceptable concentration of chromium in water. Chromium concentration was determined using the standard method of diphenylcarbazide.

Findings: By changing the depth of columns from 31 cm to 62 cm in the overflow rate of 1.41 ml/cm^2.minute, the longevity of GAC columns increased from 2.5 hours to 6 hours. By increasing the overflow rate to 3.85 ml/cm^2.minute, the longevity of these columns was reduced to 0.5 hour and 1.5 hours, respectively. By changing the overflow from 1.41 ml/cm^2.minute to 3.85 ml/cm^2.minute, the adsorption capacity of the columns declined from 191.31 mg/l to 148.57 mg/l. This procedure was consistent with the change in adsorption rate coefficient of GAC from 0.005 l/mg.minute to 0.01 l/mg.minute.

Conclusion: GAC columns can be used to treat the continuous flow of water containing 20 mg/l Cr(VI) to the extent of providing the relevant standards.

Keywords: Drinking water, Kinetics, Activated charcoal, Chromium

Citation: Khorsandi H, Karimzadeh S, Saed-Moucheshi A. **Kinetic Simulation of Hexavalent Chromium Adsorption on Granular Activated Carbon Columns from Continuous Flow of Water.** J Health Syst Res 2017; 13(2): 164-9.

1- Associate Professor, Social Determinants of Health Research Center AND Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Urmia University of Medical Sciences, Urmia, Iran
2- Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Urmia University of Medical Sciences, Urmia, Iran
Corresponding Author: Sima Karimzadeh, Email: sima.karimzade@yahoo.com

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2025-12-17]

[DOI: 10.22122/jhsr.v13i2.2812]