

بررسی میزان حذف کادمیوم از محلول‌های آبی با استفاده از کربن فعال بیولوژیکی (BAC)

رمضانعلی دیانتي تیلکی (Ph.D.) * سید محمود شریعت (Ph.D.) **

چکیده

سابقه و هدف: آلودگی منابع آب به فلزات سنگین یکی از معضلات زیست محیطی در سطح جهانی است. به دلیل بالا بودن سطح سمیت کادمیوم و تمایل آن به تجمع در بافت‌های زنده، حذف آن از آب به توجهات خاص نیاز دارد. درباره تعیین میزان حذف غلظت‌های کم کادمیوم (موجود در منابع آب آلوده شده) به وسیله کربن فعال بیولوژیکی (BAC)، مطالعه ای یافت نشده است. هدف از این تحقیق، تعیین میزان جذب کادمیوم (۰/۲ تا ۱ میلی گرم بر لیتر) به وسیله BAC در شرایط مختلف از نظر دما و pH بوده است.

مواد و روش‌ها: آزمایش‌های تعیین ایزوترم‌ها به صورت ناپیوسته (Batch) در غلظت‌های مختلفی از کربن فعال بیولوژیکی و کادمیوم با تغییر pH و دما انجام شد. آزمایش‌های مربوط به تعیین کارایی ستون BAC با عبور پیوسته آب حاوی کادمیوم از ستون انجام گرفت. اندازه‌گیری کادمیوم مطابق روش استاندارد به وسیله دستگاه جذب اتمی انجام پذیرفت. زمان به تعادل رسیدن جذب روی BAC، ایزوترم‌های جذب و میزان جذب کادمیوم روی BAC در pH و دماهای مختلف، و همچنین کارایی ستون BAC در حذف کادمیوم مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: زمان به تعادل رسیدن جذب، ۱/۵ ساعت به دست آمد. جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال مورد مطالعه با معادله فروندلیچ، تطابق بیش تری نشان داد. میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال بیولوژیکی، بیش از دو برابر کربن فعال ساده به دست آمد. اثر افزایش دما بر افزایش میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال فاقد بیوفیلم (ساده) مشهودتر است. اثر تغییر pH بر میزان حذف کادمیوم به وسیله کربن فعال ساده، بیش تر از کربن فعال بیولوژیکی است.

استنتاج: با ایجاد پوشش باکتریایی روی کربن فعال می‌توان نسبت به حذف همزمان مواد آلی و فلزات سنگین از محیط‌های آبی اقدام نمود.

واژه‌های کلیدی: کربن فعال بیولوژیکی، جذب سطحی، کادمیوم

مقدمه

وجود فلزات سنگین سمی در آب‌های سطحی و زیرزمینی موجب به خطر افتادن سلامتی موجودات زنده شده است. کادمیوم یکی از فلزات سنگین است که سطح سمیت بالایی دارد. از کادمیوم در ساخت باطری‌های

* دکترای بهداشت محیط، عضو هیأت علمی (استادیار) دانشکده بهداشت و مرکز تحقیقات بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی مازندران
✉ ساری: خیابان وصال شیرازی - دانشکده بهداشت

** عضو هیأت علمی (استاد) دانشگاه علوم پزشکی تهران
تاریخ دریافت: ۸۲/۱۰/۷ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۸۳/۳/۲۰ تاریخ تصویب: ۸۳/۵/۲۴

منابع آب‌های سطحی) مواد آلی موجود است که حذف آنها نیز مورد توجه قرار دارد و کربن فعال قادر است همزمان هم مواد آلی و هم فلزات سنگین را جذب نماید. به دلیل این که بخشی از مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی است، روی دانه‌های کربن فعال، لایه بیولوژیکی تشکیل می‌شود و کربن فعال بیولوژیکی به وجود می‌آید. لایه بیولوژیکی خود قادر است علاوه بر مواد آلی، فلزات سنگین را نیز جذب نماید. بدین لحاظ کربن فعال بیولوژیکی می‌تواند با بازده بالا علاوه بر حذف مواد آلی در حذف فلزات سنگین نیز موثر باشد (۸).

استفاده از کربن فعال بیولوژیکی در دهه اخیر مورد توجه قرار گرفته است. مقالاتی در باره استفاده از کربن فعال بیولوژیکی در تصفیه آب و فاضلاب وجود دارد (۹-۱۳). تحقیقات اندکی در باره حذف کادمیوم با استفاده از کربن فعال بیولوژیکی صورت گرفته است که در آنها حذف کادمیوم در غلظت‌های بیش از ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر مورد بررسی قرار گرفته اند (۱۴-۱۷). تا آنجا که ما اطلاع داریم درباره حذف کادمیوم در غلظت‌های کم‌تر از ۵ میلی‌گرم بر لیتر با استفاده از کربن فعال بیولوژیکی، سابقه تحقیقی وجود ندارد.

با توجه به اهمیت روز افزون آلودگی منابع آب به فلزات سنگین، و پیش بینی بازده بالای سیستم کربن فعال بیولوژیکی در حذف همزمان مواد آلی و فلزات سنگین (۸) و عدم انجام تحقیق در غلظت‌های کم کادمیوم، این تحقیق صورت گرفت. در این تحقیق تعیین ایزوترم‌های جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال بیولوژیکی در شرایط مختلف از نظر pH و دما و مقایسه کربن فعال بیولوژیکی با کربن فعال ساده در حذف کادمیوم و همچنین تعیین کارایی ستون کربن فعال بیولوژیکی در حذف کادمیوم از محلول آبی مورد توجه قرار گرفت.

کادمیوم- نیکل، آلیاژهای صنعتی، پی‌گمان‌های رنگی غیر آلی، سلول‌های فتوالکتريک، لامپ‌های تلویزیون، روکش کابل‌های الکتریکی، پلاستیک‌های ویژه نظیر تفلون، مواد مقاوم‌کننده پلاستیک‌ها، کاتالیزورهای شیمیایی، جوهر ماشین‌های فتوکپی، قارچ‌کش‌ها، جواهرسازی، صنعت آب‌فلزکاری و موارد متعدد دیگر استفاده می‌شود (۱). کادمیوم به‌طور طبیعی در نفت خام و در نتیجه در مشتقات آن نظیر مازوت، گازوییل و بنزین وجود دارد. از آگزوز اتوموبیل‌ها کادمیوم وارد هوا می‌شود که به دلیل سنگینی در سطح خیابان‌ها و بزرگراه‌ها و خاک‌های اطراف تجمع می‌یابد. روان‌اب‌های جاری شده از سطح خیابان‌ها پس از بارندگی‌ها حاوی مقادیر متناهی کادمیوم هستند (۲). حداکثر غلظت مجاز کادمیوم در آب شرب، 0.005 mg/L است. بررسی‌ها نشان می‌دهد که آب‌های سطحی یا زیرزمینی در بعضی از مناطق اطراف منابع آلاینده، در مقادیر بیش از حد مجاز به کادمیوم آلوده می‌باشند (۳). کادمیوم یک عنصر سمی ذخیره شونده بخصوص در کلیه‌ها است، با پروتئین‌های گوگرد دار واکنش انجام می‌دهد و موجب بروز اختلالاتی در سیستم عصبی، پانکراس، گردش خون، تغییرات استخوانی و کم‌خونی می‌گردد (۴).

روش‌های مختلفی برای حذف کادمیوم از فاضلاب‌ها و محیط‌های آبی مورد بررسی قرار گرفته است. رسوب‌دهی شیمیایی برای غلظت‌های کم‌تر از 5 mg/L از این فلز، کم‌اثر و گران است (۵). روش‌های غشایی مانند اسمز معکوس، الکترودیالیز و اولترا فیلتراسیون به علت قیمت بالا، فرآیندهای پیچیده و بازده پایین، برای حذف کادمیوم از محیط‌های آبی مناسب نیستند (۶). جذب به وسیله توده‌های بیولوژیکی از روش‌های حذف کادمیوم محسوب می‌شود (۷). در منابع آب آلوده به مقادیر اندک فلزات سنگین (به‌خصوص

مواد و روش ها

آماده سازی ستون: مشخصات کربن فعال مورد استفاده عبارت است از اندازه: 12×14 ، رطوبت: $7/42$ درصد، دانسیته: $0/42$ گرم بر میلی لیتر، عدد ید: 660 ، خاکستر: 29 درصد، کل حجم منفذ: $0/08$ میلی لیتر بر گرم، عدد ملاس: $231/4$ و $pH=6/8$. در این تحقیق استوانه ای از جنس اکریلیک شفاف به قطر 14 سانتی متر و ارتفاع مفید (حاوی GAC) برابر 52 سانتی متر مجهز به دیفیوزر (پخشان) جهت هوا دهی بستر، به عنوان راکتور جهت تشکیل بیوفیلم چسبیده مورد استفاده قرار گرفت. جریان آب عبوری از ستون به صورت جریان رو به بالا (Up flow) بود. به منظور تنظیم برون ده آب عبوری از ستون، از پمپ تزریق استفاده شد. جهت جلوگیری از خروج دانه های کربن فعال از ستون، در قسمت خروجی نازل هایی قرار داده شد. به منظور توزیع یکنواخت جریان آب در ستون، در قسمت ورودی، نازل ها و بافل قرار گرفت. از استات سدیم (CH_3COONa) به میزان 2 گرم بر لیتر به عنوان منبع کربن و نترات آمونیوم (NH_4NO_3) و پتاسیم دی هیدروژن فسفات (KH_2PO_4) هر کدام به میزان $0/5$ گرم بر لیتر و کلرید کلسیم ($CaCl_2$) و سولفات منیزیم ($MgSO_4$) هر کدام به میزان $0/2$ گرم بر لیتر، به عنوان مواد مغذی جهت رشد باکتری ها و تشکیل بیوفیلم استفاده شد.

به منظور تشکیل لایه بیولوژیکی روی بستر، ابتدا دانه های کربن فعال با مقداری توده باکتریایی (به عنوان بذر) آغشته شدند و در داخل ستون قرار گرفتند سپس به ستون آب حاوی مواد مغذی فوق اضافه شد و به مدت 48 ساعت هوادهی صورت گرفت. سپس با عبور آب معمولی از ستون، باقیمانده محیط کشت از داخل ستون خارج و بدین ترتیب ستون حاوی بیوفیلم چسبیده آماده انجام آزمایش های شد. به دلیل این که در صورت

استفاده از کربن فعال بیولوژیکی در حذف فلزات سنگین از فاضلاب ها در یک سیستم تصفیه فاضلاب یا در تصفیه خانه های آب، عملاً طیف وسیعی از گونه های باکتریایی روی کربن فعال رشد می کنند، به منظور مشابهت بیش تر سیستم مورد مطالعه با شرایط واقعی، از یک گونه بخصوص باکتری استفاده نشد و بذر باکتریایی از یک سیستم واقعی تصفیه خانه اخذ گردید. آب حاوی کادمیوم به غلظت $0/5$ میلی گرم بر لیتر با زمان تماس های 15 و 30 دقیقه به طور جداگانه از ستون BAC عبور داده شد. آب خروجی از ستون در فواصل زمانی مختلف مورد نمونه برداری قرار می گرفت. ابتدا نمونه به وسیله فیلتر فایبر گلاس صاف می گردید و سپس با اضافه کردن اسید سولفوریک اسیدی میشد و تا قبل از اندازه گیری در یخچال نگهداری می گردید.

آزمایش های منقطع (Batch). آزمایش های مربوط به تعیین ایزوترم ها و عوامل موثر بر آنها به صورت ناپیوسته انجام گرفت. به منظور تعیین میزان بیوفیلم چسبیده روی کربن فعال در ستون BAC، مقداری از کربن فعال دارای بیوفیلم (مرطوب) در داخل Oven با دمای 105 درجه سانتیگراد به مدت یک ساعت قرار گرفت و سپس وزن آن تعیین شد. پس از آن از طریق شستن و شو با آب و اسید کلرید ریک $0/1$ نرمال بیوفیلم چسبیده از روی کربن فعال جدا شد، کربن فعال مورد آزمایش پس از خشک شدن در دمای 105 درجه به مدت 1 ساعت دوباره توزین شد. اختلاف وزن به دست آمده، به بیوفیلم چسبیده روی کربن فعال نسبت داده شد. وزن بیوفیلم چسبیده (به صورت وزن خشک) $32/74$ میلی گرم به ازاء هر گرم کربن فعال به دست آمد.

برای ساخت محلول های کادمیوم از سولفات کادمیوم به فرمول $Cd(SO_4)2 \cdot 8H_2O$ 3 استفاده گردید و $NaOH, HNO_3$ $0/01$ نرمال جهت تنظیم pH محلول ها

عدد کمتر از ۰/۰۲۵ بوده است. جمعا ۱۰۳ نمونه (بدون احتساب سه بار تکرار برای هر نمونه) به منظور تعیین ایزوترم‌ها در دماها و pH های مختلف مورد آزمایش قرار گرفت. برای هر pH، معادله رگرسیون برای ۱۷ نمونه مورد آزمایش به دست آمده است. تعیین ایزوترم‌ها مطابق روش ارائه شده در مقاله Scott و Karanjkar (۸) با استفاده از میانگین داده های حاصل از تکرار سه بار آزمایش برای هر نمونه انجام شده است.

اندازه گیری کادمیوم با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل Chem Tech Analytical ALPHA 4 شعله‌ای با سوخت هوا-استیلن در طول موج ۲۲۸/۸ نانومتر انجام پذیرفت.

یافته ها

نتایج آزمایش‌های منقطع

در جدول شماره ۱ مقادیر ضریب تعیین (R^2) مربوط به معادلات فروندلیچ و لانگ موئیر برای جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال بیولوژیکی در pH های ۵، ۷ و ۸ و دماهای ۵، ۱۵ و ۲۴ درجه سانتیگراد آورده شده است.

جدول شماره ۱: مقایسه مقادیر R^2 (ضریب تعیین) مربوط به معادلات لانگموئیر و فروندلیچ برای جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال بیولوژیکی در pH ها و دماهای مختلف

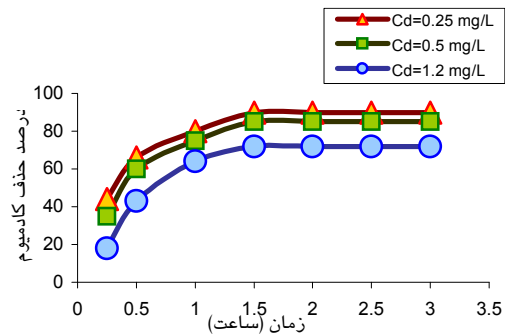
Log q=log K+1/n Log Ce			Ce/q=(1/Q*b)+(1/Q)ce		
Log Vs	Log Ce	R ²	Ce/q	Vs	Ce
t	PH	R ²	t	PH	R ²
۲۷	۵	۰/۹۲۵۱	۲۴	۵	۰/۵۳۸۶
۲۷	۷	۰/۹۳۳۸	۲۴	۷	۰/۵۱۲۱
۲۷	۸	۰/۸۲۶۷	۲۴	۸	۰/۵۲۸۷
۵	۷	۰/۷۹۹۸	۵	۷	۰/۶۳۱۱
۱۵	۷	۰/۹۱۶۹	۱۵	۷	۰/۵۵۰۳
۰/۸۷۸۴			X=۰/۵۵۲۱		

استفاده شد. از آنجا که محلول‌ها به وسیله آب مقطر فاقد یون، ساخته شد به منظور ایجاد شرایط مشابه با نمونه‌های آب واقعی، در محلول‌های ساخته شده حاوی کادمیوم با اضافه کردن NaCl غلظت ۰/۰۱ مولار از NaCl ایجاد گردید که این امر محلول‌های ساخته شده حاوی کادمیوم را از نظر قدرت یونی تقریباً مشابه آب واقعی می‌سازد. جهت انجام آزمایش‌های مربوط به تعیین ایزوترم‌ها، مقادیر ۰/۱، ۰/۲، ۰/۳ و ۰/۴ گرم (وزن تر) معادل ۰/۰۳۳، ۰/۰۶۶، ۰/۱ و ۰/۱۳۳ گرم (وزن خشک) از کربن فعال دارای بیوفیلیم چسبیده از داخل ستون (قبل از عبور محلول کادمیوم از آن) اخذ و به داخل ارلن‌هایی محتوی ۱۰۰ میلی لیتر محلول ۰/۲، ۰/۵ و ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کادمیوم اضافه شد و در دمای ۲۰ درجه سانتی گراد با سرعت ۳۰ دور در دقیقه به مدت زمان‌های متفاوتی از ۱۵ دقیقه تا ۴ ساعت تکان داده شدند. به منظور تعیین زمان به تعادل رسیدن جذب (عدم تغییر غلظت کادمیوم با گذشت زمان)، پس از زمان تماس‌های متفاوت میزان کادمیوم باقی مانده در محلول مورد اندازه گیری قرار می‌گرفت. پس از آزمایش‌های متعدد، زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم روی کربن فعال دارای بیوفیلیم چسبیده، حدود ۱/۵ ساعت به دست آمد. برای حصول اطمینان از دست‌یابی به تعادل جذب در آزمایش‌های تعیین ایزوترم‌ها، ارلن‌ها به مدت ۴ ساعت در شیکر تکان داده شدند. سپس مقداری از محلول موجود در آن به وسیله فیلتر فایبر گلاس (GF/A) صاف می‌گردید و با استفاده از اسیدسولفوریک، نمونه‌های صاف شده تا pH کم‌تر از ۲ اسیدی می‌گردید و میزان کادمیوم آن مورد اندازه گیری قرار می‌گرفت. آزمایش‌های پیوسته با استفاده از ستون حاوی کربن فعال دارای بیوفیلیم چسبیده انجام شد. برای هر مورد، آزمایش سه بار تکرار شد و میانگین سه عدد به دست آمده منظور گردید. در همه موارد انحراف معیار سه

تغییرات میزان حذف کادمیوم برحسب زمان به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم در تصویر شماره ۱ نشان داده شده است. تعادل جذب پس از ۱/۵ ساعت برقرار گردید. با افزایش غلظت کادمیوم، میزان جذب آن به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم کاهش یافت.

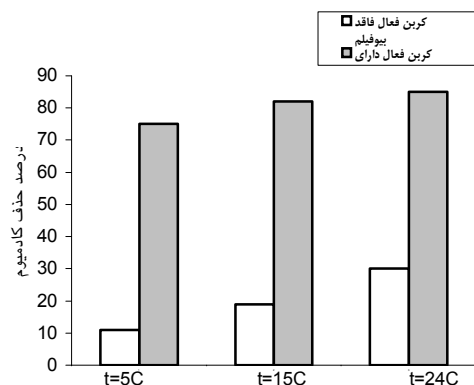
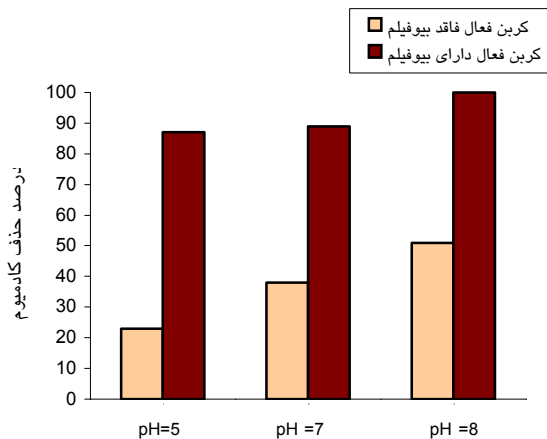
نمودار شماره ۲: مقایسه میزان حذف ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقادیر مساوی کربن فعال دارای بیوفیلم و فاقد بیوفیلم در دماهای مختلف و pH=7

میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم بیش از دو برابر بیش تر از کربن فعال فاقد بیوفیلم است. اثر افزایش دما بر افزایش میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال فاقد بیوفیلم مشهودتر است. اثر تغییر pH بر میزان حذف کادمیوم به وسیله کربن فعال فاقد بیوفیلم بیش تر از کربن فعال دارای بیوفیلم است. تغییر pH از حالت خنثی به حالت اسیدی تغییری در میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم ایجاد نکرد و افزایش pH از ۷ به ۸ حدود ۱۰ درصد میزان جذب کادمیوم را بهبود بخشید. در تصویر شماره ۳ این موضوع نشان داده شده است.

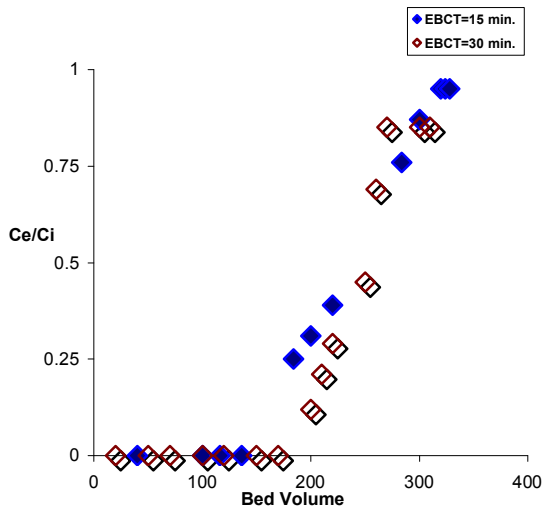


نمودار شماره ۱: تغییرات میزان حذف غلظت های مختلف کادمیوم برحسب زمان به وسیله کربن

تغییرات میزان حذف کادمیوم برحسب زمان به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم در دمای ۲۴ درجه سانتیگراد و pH برابر ۷ در نمودار شماره ۲ میزان حذف ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله کربن فعال فاقد بیوفیلم و کربن فعال دارای بیوفیلم در دماهای ۵، ۱۵ و ۲۵ درجه سانتیگراد با یکدیگر مقایسه شده است.



دارای بیوفیلیم چسبیده در زمان تماس (EBCT) های ۱۵ و ۳۰ دقیقه در شکل ۵ با یکدیگر مقایسه شده است.



نمودار شماره ۵: مقایسه منحنی های نقطه شکست مربوط به ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلیم چسبیده در زمان تماس های ۱۵ و ۳۰ دقیقه

بحث

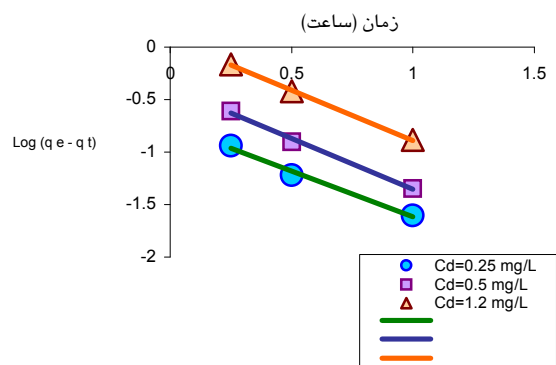
میانگین ضریب تعیین (R^2) برای معادله فروندلیچ ۰/۸۷۸۴ و برای معادله لانگ موئیر ۰/۵۵۲۱ به دست آمده است. این امر میباید این موضوع است که جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلیم از معادله فروندلیچ، بیش تر تبعیت می کند.

J.A.scott و A.M.karanjkar (۱۹۹۵) گزارش نموده اند که جذب ۲۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلیم (با $R^2 = ۰/۹۵$) از معادله فروندلیچ تبعیت می کند (۱۴).

نمودار تغییرات میزان حذف غلظت های ۰/۵، ۰/۲۵ و ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کادمیوم بر حسب زمان به وسیله

نمودار شماره ۳: مقایسه میزان حذف ۰/۲۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقادیر مساوی کربن فعال فاقد بیوفیلیم و کربن فعال دارای بیوفیلیم در pH های مختلف و دمای ۲۴ درجه سانتی گراد

رسم معادله Lagergren برای جذب ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلیم در نمودار ۴ نشان داده شده است. ضرایب جذب (K_{ad}) برای ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلیم به ترتیب ۱/۹۹۵، ۲/۲۲۸ و ۲/۱۹۹ به دست آمد. جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلیم از لحاظ سینتیکی از معادله سینتیکی درجه اول تبعیت نمود.



نمودار شماره ۴: رسم معادله Lagergren برای جذب غلظت های مختلف کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلیم

نتایج آزمایش های پیوسته روی ستون BAC:

منحنی های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم از روی ستون کربن فعال

جذب ۲۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم چسبیده ایجاد نمی کند و با افزایش دما فقط اندکی افزایش در میزان جذب کادمیوم مشاهده می شود (۱۶).

کاهش pH از ۷ به ۵ تغییر چندانی در میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال دارای بیوفیلم چسبیده ایجاد نکرد. و افزایش pH از ۷ به ۸ فقط حدود ۱۰ درصد میزان جذب کادمیوم را افزایش داد. علت افزایش جذب کادمیوم با افزایش pH محلول، احتمالاً افزایش بار منفی سطحی روی کربن فعال دارای بیوفیلم به دلیل افزایش غلظت OH⁻ محیط می باشد.

Scott و karanjkar (۱۹۹۲) گزارش نمودند که تغییر pH در محدوده ۴ تا ۷ تغییری در میزان جذب کادمیوم (۲۵ میلی گرم بر لیتر) روی کربن فعال دارای بیوفیلم ایجاد نمی کند و در PHهای کم تر از ۳/۵ با کاهش pH میزان جذب کادمیوم به شدت کاهش می یابد که علت این امر جذب بار مثبت (H⁺) روی سطح کربن فعال بیولوژیکی به واسطه کاهش pH عنوان شده است (۱۷).

معادله Lagergren که مربوط به سینتیک مرتبه اول است به صورت زیر نوشته می شود:

$$\text{Log} (q_e - q_t) = \text{Log} q_e - (K_{ad} \times t / 2.03)$$

برای جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم، Log(q_e-q_t) در مقابل t رسم شد و با ضریب رگرسیون (R²) برابر ۰/۹۹ خط راست ایجاد شد که مبنای این موضوع است که جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم چسبیده، از سینتیک مرتبه اول تبعیت می کند. ضرایب جذب (K_{ad}) برای ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کادمیوم روی کربن فعال دارای بیوفیلم به ترتیب ۱/۹۹۵، ۲/۲۲۸ و ۲/۱۹۹ به دست آمد که حدود ۲ برابر ضرایب جذب کادمیوم روی کربن فعال فاقد بیوفیلم است. Scott و Karanjkar (۱۹۹۵) مقادیر ضرایب جذب (K_{ad}) کادمیوم (۲۵ mg/l) به وسیله کربن

کربن فعال دارای بیوفیلم نشان می دهد که تعادل جذب پس از ۱/۵ ساعت برقرار می شود و میزان جذب در دقایق اولیه زیاد است که مبنای جذب فیزیکی کادمیوم روی کربن فعال دارای بیوفیلم است. کوتاه تر بودن زمان به تعادل رسیدن جذب در مورد کربن فعال دارای بیوفیلم نسبت به کربن فعال فاقد بیوفیلم، با این فرضیه که وجود لایه بیوفیلم روی کربن فعال به افزایش سرعت جذب کادمیوم روی کربن فعال از طریق افزایش سرعت نفوذ لایه ای (film diffusion) کمک می کند، توجیه می شود. در غلظت های ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کادمیوم، زمان به تعادل رسیدن جذب تغییری نشان نداد. Scott و J.A. karanjkar (۱۹۹۲) زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم روی کربن فعال دارای بیوفیلم را حدود ۲ ساعت به دست آورده اند. آنها همچنین مشاهده نموده اند که در دقایق اولیه میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم زیاد است که مبنای جذب فیزیکی می باشد. آنها همچنین زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم در غلظت های ۲۵، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ و ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر را بررسی و نتیجه گرفتند که با افزایش غلظت کادمیوم، زمان به تعادل رسیدن جذب کاهش می یابد (۱۵).

مقایسه اثر تغییر دما بر میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم با کربن فعال فاقد بیوفیلم در نمودار ۲ نشان داده شده است. با افزایش دما، در میزان جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال دارای بیوفیلم و فاقد بیوفیلم اندکی افزایش مشاهده می شود که مبنای جذب فیزیکی کادمیوم روی آنها است. در واقع کادمیوم به وسیله بیوفیلم موجود روی کربن فعال نیز به صورت فیزیکی جذب می شود و جذب متابولیک (که به دما وابستگی بیش تری دارد) اتفاق نمی افتد.

یک تحقیق نشان می دهد که تغییر دما در محدوده ۵ تا ۲۵ درجه سانتی گراد تغییر چندانی در میزان

Dennis W. Darnall (۲۰۰۰) در گزارش منتشر شده توسط EPA اعلام نمود در صورتی که جاذبی بتواند تا رسیدن به نقطه شکست، حداقل ۱۰۰ برابر حجم بستر خالی (BV) آب را تصفیه کند کاربرد آن اقتصادی است (۱۸). بنابراین می توان نتیجه گرفت که کاربرد ستون کربن فعال دارای بیوفیلیم چسبیده برای حذف غلظت های کم فلزات سنگین از منابع آب آلوده شده امکان پذیر است.

فعال دارای بیوفیلیم چسبیده ۲ تا ۳ برابر بزرگتر از ضرایب جذب مربوط به کربن فعال فاقد بیوفیلیم به دست آوردند (۱۴).
 منحنی نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم از ستون کربن فعال دارای بیوفیلیم چسبیده نشان می دهد که با زمان ماند ۱۵ دقیقه، نقطه شکست پس از عبور آب به میزان ۱۴۰ برابر حجم بستر (BV) و با زمان ماند ۳۰ دقیقه نقطه شکست پس از ۱۷۰ برابر BV ایجاد می شود.

فهرست منابع

- Xuan Zhao, Wolfgang H. Holl, Guichun Yun, Elimination of Cadmium contamination from drinking water, *Water Research*; 2002; 36: 851- 858
- Suruchi Gupta, A study of Cadmium Concentration, Its Transport and Distribution with Distance in the Jhalana Dungari Area, Jaipur, *Asian Journal of Chemistry*, 2001, 13(3): 1192-1198.
- Chapman Debora, **Water Quality Assessments**, Second Edition, London, E & FN Spon, 1996: 449- 451
- EI-Helow, E R; Sabry, S A; Amer, R M, Cadmium biosorption by a cadmium resistant strain of bacillus thuringiensis, *Biometals*, 2000; 13(4): 273-280.
- J. Butter, The removal and recovery of Cadmium from dilute aqueous solutions by biosorption and electrolysis at laboratory scale, *Wat. Res.*, 1998; 32(2): 400-406.
- Reed Brian E. Identification of Removal Mechanisms for Lead in Granular Activated Carbon (GAC) Columns, *Separation Science and Technology*, 1995; 30(1): 101-116.
- Bonnet, J .L, Effects of Cadmium on the performance and microbiology of laboratory-scale lagoons treating domestic sewage, *Chemosphere*, 1999;38(13):3155-3168.
- Suzuki, Yoshitake, Biological Activated Carbon treatment of effluent water from wastewater treatment of plating industries, *Separation Technology* 1996; 6: 197-153.
- Walker G.M, Weatherley L.R. Biological activated carbon treatment of industrial wastewater in stirred tank reactor, *Chemical Engineering Journal*, 1999; 75: 201-206.
- Van der Hoek, J.P, Hofman J.A.M.H, Graveland A. The use of biological activated carbon filtration for the removal of natural organic matter and

- organic micropollutants from water, *Wat. Sci., Tech.*, 1999; 9: 257-269.
11. Keisuke Hanaki, Toshiaki Saito and Tomonori Matsuo, Anaerobic treatment utilizing the function of activated carbon, *Wat. Sci., Tech.*, 1997; 35(8):193-201.
 12. Woo Hang Kim, Wataru Nishijima, Eiji Shoto and Misumasa Okada, Competitive removal of dissolved organic carbon by adsorption and biodegradation on biological activated carbon, *Wat. Sci., Tech.* 1997; 35(7): 197-153.
 13. Wataru Nishijima, Woo Hang Kim, Eiji Shoto and Misumasa Okada, The performance of an Ozonation-Biological Activated Carbon process under long term operation, *Wat. Sci. Tech.*, 1997; 38(6): 163-169.
 14. J. A. Scott, A. M. Karanjkar, Adsorption Isotherms and Diffusion Coefficients for Metals Biosorbed by Biofilm Coated Granular Activated Carbon, *Biotechnology Letters*, 1992; 17(11): 1267-1270.
 15. J.A. Scott and A.M. Karanjkar, Repeated Cadmium Biosorption by Regenerated *Enterobacter Aerogenes* Biofilm Attached to Activated Carbon, *Biotechnology Letters*, 1992; 14(8): 737-740.
 16. A. Scott, A. M. Karanjkar, D. L. Rowe, Biofilm Covered Granular Activated Carbon for Decontamination of Streams Containing Heavy Metals and Organic Chemicals, *Minerals Engineering*, 1995; 8(1): 221-230.
 17. J.A. Scott, A.M. Karanjkar, Immobilized Biofilms on Granular Activated Carbon for Removal and Accumulation of Heavy Metals from Contaminated Streams, *Wat. Sci. Tech.* 1997; 38(9): 197-204.
 18. Dennis W. Darnall, *EPA Report*, 540/5-90/005, CR: 815318010, 2000.