Archive of SID

پژوهشی

بررسی میزان حذف کادمیوم از آب به وسیله کربن فعال دانه ای (GAC)

رمضانعلي ديانتي تيلكي(Ph.D.)* سيمين ناصري(Ph.D.)** سيد محمود شريعت)***Ph.D.)

چکیده

سابقه و هدف : کادمیوم یکی از فلزات سنگین سمّی است که از راه‌های مختلف نظیر پساب های صنعتی، خانگی، کشاورزی و مکان‌های دفن غیربهداشتی مواد زاید شهری و صنعتی وارد منابع آب می‌شود. بررسی‌ها نشان می‌دهد آب‌های سطحی یا زیرزمینی در بعضی از مناطق اطراف منابع آلاینده، در مقادیر ۰/۱ تا ۱ میلی‌گرم بر لیتر به کادمیوم آلوده می‌باشند. درباره تعیین ایزوترم‌ها و عوامل موثر بر آن مربوط به حذف غلظت های کم کادمیوم (موجود در منابع آب آلوده شده) با استفاده از کربن فعال تحقیقی صورت نگرفته است. هدف از این تحقیق تعیین ایزوترم های جذب کادمیوم روی کربن فعال دانه ای، تعیین اثرات دما و pH آب روی ایزوترم های جذب و همچنین تعیین میزان کارآیی ستون کربن فعال در حذف کادمیوم از آب بوده است.

مواد و روش ها : وزن های مشخصی از کربن فعال (۰/۰۵ تا ۰/۷ گرم) به ۲۵۰ میلی لیتر آب حاوی غلظت معین کادمیوم (۰/۲ تا ۵ میلی گرم بر لیتر) موجود در ارلن مایرها به طور جداگانه اضافه شد و pH آنها در مقدار مورد نظر تنظیم گردید. ارلن‌ها در داخل انکوباتور یخچال دار مجهز به تکان دهنده (شیکر) قرار گرفتند و دمای مورد نظر تنظیم شد. به منظور تعیین زمان به تعادل رسیدن جذب، ارلن ها به مدت زمان‌های مختلفی از ۳۰ دقیقه تا ٦ ساعت در انکوباتور تکان داده شدندکه پس از هر بار میزان کادمیوم محلول باقی مانده پس از صاف کردن نمونه ها مطابق روش استاندارد به وسیله دستگاه جذب اتمی مورد اندازه گیری قرار می گرفت. با استفاده از داده های مربوط به آزمایشات تعیین ایزوترم‌ها، سینتیک جذب کادمیوم روی کربن فعال، اثر میزان کربن فعال بر سرعت جذب، اثر غلظت اولیه کادمیوم بر راندمان جذب، و همچنین اثرات تغییر دما و pH بر ایزوترم ها تعیین گردید. میزان جذب کادمیوم روی ستون کربن فعال در شرایط کار، با میزان پیش بینی شده از روی ایزوترم مقایسه شد. منحنی های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی کادمیوم برای غلظت ۰/۲٦ میلی گرم بر لیتر در زمان تماس بستر خالی (EBCT) برابر ۳۰ دقیقه و برای غلظت ۰/۵۹میلی گرم بر لیتر در دو زمان تماس ۳۰ و ٦۰ دقیقه رسم گردید.

یافته ها : با افزایش pH و افزایش دما میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش یافت. با افزایش غلظت اولیه کادمیوم با این که میزان جذب آن روی واحد وزن کربن فعال (q) زیاد شد، اما راندمان حذف آن روی مقدار مشخصی از کربن فعال کاهش یافت. جذب کادمیوم روی کربن فعال از معادله سینتیک درجه اول تبعیت کرد. با افزایش میزان کربن فعال سرعت جذب کادمیوم افزایش یافت. برای غلظت ۰/۲٦ میلی گرم بر لیتر کادمیوم ، نقطه شکست پس از عبور آب به میزان۵۵ برابر حجم بستر خالی و برای غلظت ۰/۵۹ میلی گرم بر لیتر پس از عبور ٤۰ برابر حجم بستر خالی اتفاق افتاد. میزان جذب کادمیوم روی ستون کربن فعال بیشتر از میزان پیش بینی شده از ایزوترم بود.

استنتاج : گر چه حذف کامل ۰/۲٦ و ۰/۵۹ میلی‌گرم بر لیتر کادمیوم از آب به وسیله ستون کربن فعال امکان پذیر است اما نقطه شکست در منحنی مربوط به عملکرد ستون نسبتا زود فرا می‌رسد.

واژه هاي كليدي : کادمیوم، کربن، آلاینده‌های آب

* استادیار بهداشت محیط- عصو هیأت علمی دانشگاه علوم پزشکی مازندران ✉ ساری: خیابان وصال شیرازی- دانشکده بهداشت

** دانشیار گروه بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی تهران *** استاد گروه بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی شیراز

www.SID.ir

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

Archive of SID

مقدمه

کادمیوم یکی از فلزات سنگین سمّی است که از راه‌های مختلف نظیر پساب‌های صنعتی، خانگی، کشاورزی و مکان‌های دفن غیربهداشتی مواد زاید شهری و صنعتی وارد منابع آب می شود. حداکثر غلظت مجاز کادمیوم در پساب‌های صنعتی تصفیه شده قابل تخلیه به آب‌های پذیرنده، ۰/۲۵ میلی‌گرم بر لیتر و حداکثرغلظت مجازکادمیوم درآب شرب ۰/۰۰۵ mg/L است. بررسی‌ها نشان می‌دهد آب‌های سطحی یا زیرزمینی در بعضی از مناطق اطراف منابع آلاینده در مقادیر ۰/۱ تا ۱ میلی‌گرم بر لیتر به کادمیوم آلوده می‌باشند. کادمیوم یک عنصر سمّی ذخیره شونده به خصوص درکلیه‌ها است. این عنصر پروتئین‌های گوگرد دار واکنش انجام می‌دهد و موجب بروز اختلالاتی در سیستم عصبی، لوزالمعده و گردش خون شده و تغییرات استخوانی و کم خونی را نیز در پی دارد (۱).

روش های مختلفی برای حذف کادمیوم از آب و فاضلاب وجود دارد که عبارتند از روش‌های رسوب‌دهی با استفاده از هیدروکسید یا سولفید، اسمز معکوس، تبادل یونی، روش‌های بیولوژیکی و جذب سطحی روی مواد جاذب نظیر کربن فعال. انتخاب نوع روش به عواملی نظیر میزان غلظت کادمیوم در فاضلاب یا آب تصفیه نشده، درجه تصفیه مورد نیاز و مسایل اقتصادی بستگی دارد(۲). در صورتی که غلظت کادمیوم کمتر از ۵ میلی گرم بر لیتر باشد، حذف آن از طریق رسوب دادن به صورت رسوب سولفید یا هیدروکسید، مشکل و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه نیست(۳).

یکی از مواد جاذبی که می‌تواند کادمیوم را جذب نماید کربن فعال دانه ای (GAC)[1] است. کربن فعال اشباع شده از کادمیوم را می توان به روش شستشو با HNO_3 ۰/۱ نرمال و سپس شستشو با NaOH ۰/۱ نرمال مجدداً احیاء نمود که این امر استفاده مکرر از ستون کربن فعال را جهت حذف کادمیوم میسر می‌سازد(٤).

کربن فعال قادر است همزمان مواد آلی و غیر آلی موجود در آب و فاضلاب را جذب نماید و در صورتی که از آن جهت تصفیه آب‌های سطحی استفاده شود مواد آلی طبیعی (NOM)[2] موجود در آب روی کربن فعال جذب می شوند و به دلیل این‌که بخشی از NOM قابل تجزیه بیولوژیکی است روی کربن فعال لایه بیولوژیکی تشکیل می‌شود که این امر راندمان ستون کربن فعال را افزایش می دهد(۵).

با این که در باره حذف کادمیوم در غلظت های زیاد (موجود در فاضلاب‌ها) به وسیله کربن فعال گزارشات متعددی وجود دارد(٦ تا ۱۰) ، اما با توجه به جستجوهای زیاد، درباره حذف غلظت های کم کادمیوم (موجود در منابع آب آلوده شده) با استفاده از کربن فعال، یک گزارشات یافت شده است(۱۱). درباره تعیین ایزوترم‌های جذب مقادیر کم کادمیوم و عوامل موثر بر آن بر روی کربن فعال مقاله‌ای یافت نشده است.

هدف از این تحقیق، تعیین ایزوترم‌های جذب غلظت های کم کادمیوم (در محدوده بین ۰/۲ تا ۵ میلی گرم بر لیتر) روی کربن فعال دانه ای (GAC) در pH و دماهای مختلف و تعیین میزان راندمان ستون GAC در حذف کادمیوم از آب در زمان ماند (EBCT)[3] و غلظت‌های مختلف بوده است.

مواد و روش ها

کلیه آزمایشات در سال ۱۳۸۰ در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی تهران انجام پذیرفت. کربن فعال مورد استفاده در این تحقیق با منشاء زغال

1. Granular Activated Carbon

2. Nutural Organic Matter
3. Emoty Bed Contact Time

www.SID.ir
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

Archive of SID

سنگ دارای مش بزرگتر از۲۰ بود که مشخصات آن در جدول شماره ۱ آورده شده است.

جدول شماره ۱: مشخصات کربن فعال مورد استفاده

اندازه ذرات	بزرگتر از مش ۲۰
درصد رطوبت	۷/٤۲
دانسیته	۰/٤۲ گرم بر میلی لیتر
عدد ید	٦٦۰
درصد خاکستر	۲۹
کل حجم منفذ	۰/۰۸ میلی لیتر بر گرم
pH در نقطه صفر بار (ZPC)*	۷/۷
عدد ملاس	۲۳۱/٤
pH	٦/۸

* Zero point of charge

ابتدا کربن فعال با استفاده از آب مقطر فاقد یون چند بار مورد شستشو قرار گرفت و سپس به مدت ۲٤ ساعت در دمای ۱۱۰ درجه سانتیگراد خشک گردید و در دسیکاتور نگهداری می‌شد. آزمایشات به دو صورت ناپیوسته(Batch) وپیوسته (Continuous) انجام پذیرفت.

آزمایشات مربوط به تعیین ایزوترم ها و عوامل مؤثر بر آنها به صورت ناپیوسته مطابق روش ASTM[1] انجام گرفت(۱۲).

برای ساخت محلول‌های کادمیوم از اعداد $Cd(NO_3)_2.4H_2O$ استفاده گردید و $NaOH$،HNO_3 ۰/۰۱ نرمال جهت تنظیم pH محلول ها استفاده شد. از آنجا که محلول ها به وسیله آب مقطر فاقد یون ساخته شدند، به منظور ایجاد شرایط مشابه با نمونه های آب واقعی، در محلول‌های ساخته شده حاوی کادمیوم با اضافه کردن NaCl غلظت ۰/۰۱ مولار از NaCl ایجاد گردید که این امر محلول های ساخته شده حاوی کادمیوم را از نظر قدرت یونی تقریباً مشابه آب واقعی می‌سازد. جهت انجام‌آزمایشات مربوط به تعیین ایزوترم‌ها،وزن مشخصی از کربن فعال به حجم مشخصی (۲۵۰ میلی لیتر) از محلول ساخته شده حاوی کادمیوم با غلظت مشخص موجود در ارلن مایر اضافه شد. برای هر غلظت مشخص از کادمیوم (۰/۲ ، ۰/۵ ، ۱ ، ۲/۵ و ۵ میلی گرم بر لیتر) به طور جداگانه مقادیر مختلف کربن فعال(۰/۰۵ تا ۰/۷ گرم) اضافه شد. سپس ارلن ها در د اخل انکوباتور یخچال دار مجهز به شیکر قرار می گرفت و با تنظیم دمای مورد نظر، ارلن ها تکان داده می شدند. به منظور تعیین زمان به تعادل رسیدن جذب (عدم تغییر غلظت کادمیوم باقیمانده در محلول با گذشت زمان) ارلن ها به مدت زمان های مختلفی از ۳۰ دقیقه تا ٦ ساعت با سرعت ۳۰ دور در دقیقه در شیکر تکان داده شدند که پس از هر بار میزان کادمیوم باقی مانده در محلول مورد اندازه گیری قرار می گرفت. پس از آزمایشات متعدد، زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم روی کربن فعال مورد آزمایش حدود ٤ ساعت به دست آمد. برای حصول اطمینان از دستیابی به تعادل جذب، در آزمایشات تعیین ایزوترم ها، ارلن ها به مدت ٦ ساعت در شیکر تکان داده می‌شدند. سپس مقداری از محلول موجود در آن به وسیله فیلتر فایبر گلاس صاف می گردید و با استفاده از اسید سولفوریک، نمونه‌های صاف شده تا pH کمتر از ۲ اسیدی می‌گردید و میزان کادمیوم آن مورد اندازه گیری قرار می‌گرفت. به منظور تعیین میزان تغییرpH محلول ها به وسیله کربن فعال، pH محلول ها قبل و بعد از در تماس قرار گرفتن با کربن فعال به طور دقیق اندازه گیری می شد. برای هر مورد ، مراحل فوق برای هریک از غلظت‌ها سه بار تکرار شد و میانگین اعداد به دست آمده منظور گردید.

آزمایشات پیوسته با استفاده از ستون GAC انجام گردید. هدف از انجام آزمایشات پیوسته، تعیین زمان فرا رسیدن نقطه شکست در حذف کادمیوم به وسیله ستون GAC بوده است. در تصویر شماره ۱ سیستم مورد

1. American Standard Test Method

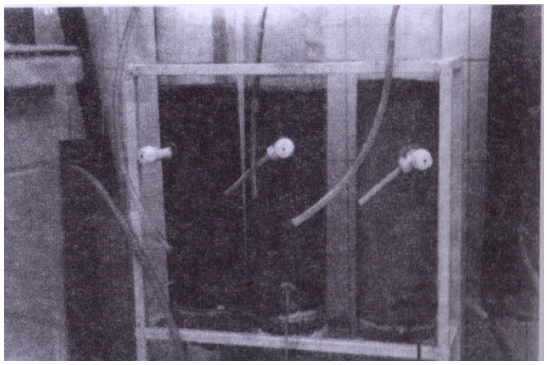
www.SID.ir

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

Archive of SID

آزمایش نشان داده شده است. در این تحقیق استوانه ای از جنس اکریلیک شفاف به قطر ١٤ سانتی متر و ارتفاع مفید (دارای بستر کربن) برابر ٥٢ سانتی متـر به عنوان ستـون GAC مورد استفاده قرار گرفت. جریان آب عبوری از ستون به صورت جریان رو به بالا (Up flow) بود. به منظور تنظیم دبی آب عبوری از ستون GAC از پمپ های تزریق استفاده شد.

جهت جلوگیری از خروج دانه های کربن فعال از ستون، در قسمت خروجی ستون، نازل هایی دارای شیارهای باریک قرار داده شد. به منظور توزیع یکنواخت جریان آب در ستون در قسمت ورودی ستون، نازل ها و بافل قرارگرفت. به هنگام پر کردن ستون‌ها، با اضافه کردن تدریجی کربن به ستون‌های محتوی آب همراه با تکان دادن ستون، هوای داخل منافذ کربن فعال خارج گردید.



تصویر شماره ١ : ستون‌های کربن فعال مورد استفاده در تحقیق.

آب حاوی کادمیوم به غلظت های ٠/٢ و ٠/٥ میلی گرم بر لیتر به صورت جداگانه ازستون‌ها عبور داده شد. برای غلظت ٠/٢٦ میلی گرم بر لیتر زمان تماس (EBCT) ٣٠ دقیقه و برای غلظت ٠/٥٩ میلی گرم بر لیتر زمان تماس‌های ٣٠ دقیقه و ٦٠ دقیقه به صورت جداگانه منظور شد. آب خروجـی از ستـون در فواصل زمانی مختلف مورد نمونه برداری قرار می گرفت. ابتدا نمونه به وسیله فیلتر فایبرگلاس صاف می‌گردید و سپس با اضافه کردن اسید سولفوریک اسیدی می شد و تا قبل از اندازه گیری در یخچال نگهداری می گردید. اندازه‌گیری کادمیوم با استفاده از دستگاه جذب اتمی ساخت شرکت Chem Tech Analytical مدل ALPHA 4 شعله‌ای با سوخت هوا- استیلن در طول موج ٢٢٨/٨ نانومتر انجام پذیرفت.

یـــافـــتـــه هـــا

برای هر یک از غلظت های ٠/٢٦ ، ٠/٥٩ ، ١/١٥ ، ٢/٥٥ و ٤/٨١ میلی گرم بر لیتر کادمیوم، به طور جداگانه ایزوترم های جذب تعیین شد. با رگرسیون خطی داده‌های مربوط به هر ایزوترم جهت تعیین معادله خط‌مربوط، ضریب تعیین درمورد هریک از ایزوترم‌های لانگ موئیر (Langmuir) و فروندلیچ (Frundlich) به طور جداگانه مربوط به غلظت‌های فوق تعیین‌گردید. مقادیر R^2 (ضریب تعیین) مربوط به ایزوترم لانگ موئیر درpH های ٤/٩ , ٦/٨ و ٨/١ به ترتیب برابر٠/٨٦ ، ٠/٨٦ و ٠/٩ به دست آمد که میانگین و انحراف معیار آنها به ترتیب برابر ٠/٨٧٣ و ٠/٠٢٣ می‌باشد. مقادیر ضریب تعیین مربوط به ایزوترم فروندلیچ در pH های ٤/٩ ، ٦/٨ و ٨/١ به ترتیب برابر ٠/٨٧ ، ٠/٨٢ و ٠/٨١ به دست آمد که میانگین و انحراف معیارآنها به ترتیب برابر٠/٨٣٣ و٠/٠٣٢ می‌باشد.

میزان حذف ٠/٢٦ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقادیر مختلف کربن فعال در زمان تماس‌های متفاوت در تصویر شماره ٢ نشان داده شده است. با افزایش میزان کربن فعال، درصد حذف کادمیوم افزایش یافت. تعادل جذب (عدم تغییر غلظت کادمیوم با گذشت زمان) پس از حدود ٤ ساعت برقرار شد.

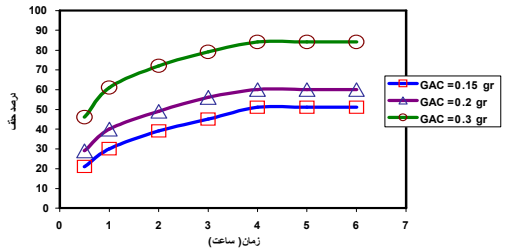
ایزوترم های جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال در pH های مختلف در دمای٢٣ درجه سانتیگراد در تصویر

www.SID.ir
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

Archive of SID

شماره ۳ با یکدیگر مقایسه شده است. با افزایش pH میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش یافت.

داده های مربوط به تعیین ایزوترم های جذب در دما های ۵ , ۱۵ و ۲۵ درجه نشان داد که با افزایش دما میزان q (میلی گرم کادمیوم جذب شده به ازاء واحد وزن کربن فعال) افزایش می یابد.



تصویر شماره ۲ : مقایسه حذف ۰/۲۶ میلی‌گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقادیر مختلف کربن فعال بر حسب زمان (دما برابر ۲۳ درجه، pH برابر ۸/۶، حجم برابر ۱۰۰ میلی‌لیتر).

مقادیر حذف مربوط به غلظت های ۰/۲۶ ، ۰/۵۹ ، ۱/۱۵ و ۲/۵۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقدار معین (۰/۲ گرم)کربن فعال در pH برابر ۶/۸ به ترتیب ۶۱ ، ۵۴ ، ۵۰ و ۲۷ درصد به دست آمد.

معادله درجه اوّل سینتیکی Lagergren به صورت زیر نوشته می شود :

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - (\frac{Kad}{2.303})t$$

در این رابطه q_e : میزان q (میلی گرم کادمیوم جذب شده روی یک گرم کرین فعال) پس از به تعادل رسیدن جذب

q_t : میزان q در زمان t (مثلاً یک ساعت اول)

Kad : ضریب جذب کادمیوم روی کربن فعال

t : مدت زمان تماس مورد نظر (مثلاً یک ساعت اول)

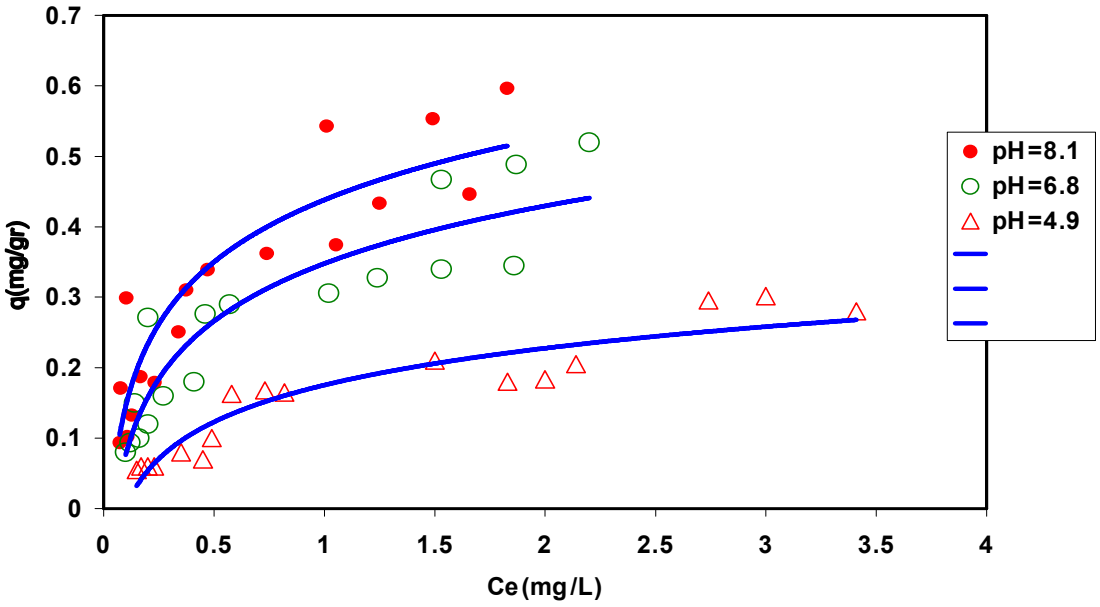
نمودار $\log(q_e - q_t)$ در مقابل زمان از روی داده‌های مربوط به آزمایش جذب درتصویرشماره ٤ رسم شده‌است.

در تعیین اثر افزایش میزان کربن فعال بر میزان جذب کادمیوم مشخص گردید که در حضور ۰/۱۵ گرم کربن فعال ۶۹×۱۰^{-۶} میلی مول کادمیوم طی یک ساعت اول جذب شده است که نیمه عمر ۱/۶۶

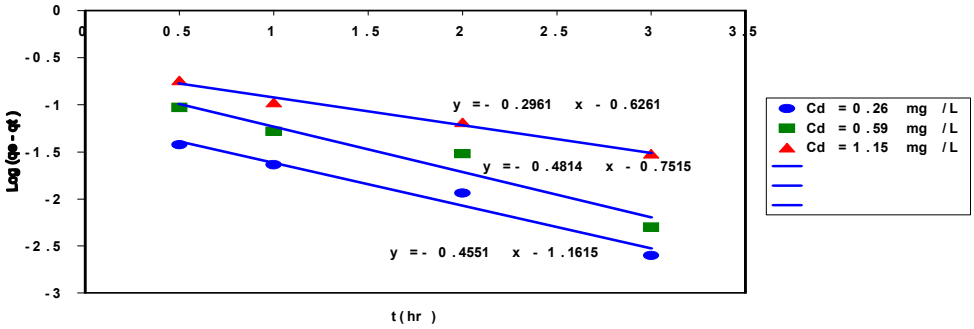
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

www.SID.ir

Archive of SID



تصویر شماره ۳: مقایسه ایزوترم های جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال در pH های مختلف ودمای ۲۳ درجه سانتیگراد.



تصویر شماره ٤: رسم معادله لاگرگرن بر حسب زمان برای غلظت های مختلف کادمیوم جهت تعیین درجه واکنش.

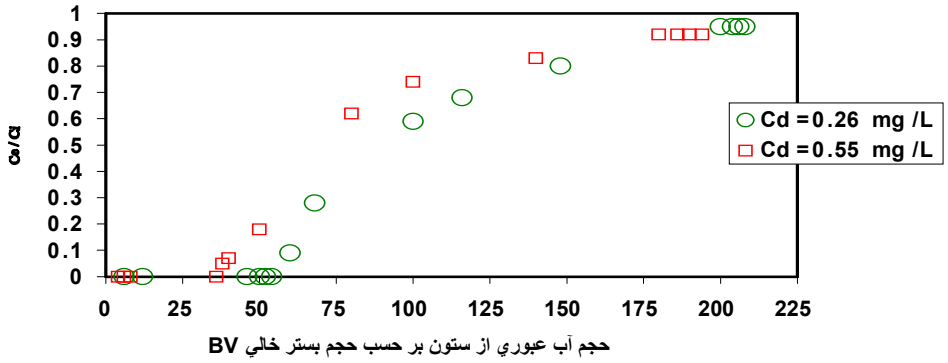
اضافه شده به ۰/۲ گرم افزایش یافت میزان کادمیوم جذب شده طی یک ساعت اول به ۹۲×۱۰^{-۶} رسید که نیمه عمر واکنش جذب به ۱/۲۵ ساعت کاهش یافت. وقتی که میزان کربن فعال اضافه شده به ۰/۳ گرم افزایش یافت میزان کادمیوم جذب شده طی یک ساعت اول به ۱٤۰×۱۰^{-۶} رسید که نیمه عمر واکنش جذب به ۰/۸۲ ساعت کاهش یافت.

منحنی‌های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی کادمیوم به غلظت های ۰/۲٦ و ۰/۵۹ میلی گرم بر لیتر از روی ستون کربن فعال در تصویر شماره ۵ نشان داده شده است. نقطه شکست منحنی (Ce = 0/02 Ci) مربوط به ۰/۲٦ میلی گرم کادمیوم با عبور آب به میزان ۵۵ برابر حجم بستر خالی (BV) و نقطه شکست مربوط به ۰/۵۹ میلی گرم بر لیتر کادمیوم با عبور آب به میزان ٤۰ برابر حجم بستر خالی رخ داد.

www.SID.ir
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

Archive of SID

میزان جذب کادمیوم به وسیله ستون کربن فعال در شرایط واقعی با میزان جذب پیش بینی شده از روی معادله ایزوترم در جدول شماره ۲ مقایسه شده است. پیش بینی میزان جذب کادمیوم روی ستون کربن فعال با استفاده از ایزوترم تا رسیدن به نقطه شکست مربوط به غلظت ۰/۲۶ و ۰/۵۹ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب ۲۲/۱۷۶ و ۵۶/۴۴۸ میلی‌گرم می‌باشد. در حالی که میزان



تصویرشماره ۵: مقایسه منحنی های نقطه شکست مربوط به ستون GAC

واقعی جذب شده روی ستون برای غلظت های فوق به ترتیب ۱۱۲/۲ و ۱۸۷/۲ میلی گرم به دست آمد.

جدول‌شماره۲ : مقایسه میزان جذب کادمیوم به وسیله ستون کربن فعال در شرایط واقعی با میزان پیش‌بینی شده جذب از روی معادله ایزوترم ($T=23^{oc}$, pH=6.8)

	Cd = 0.26 mg/L	Cd=0.59 mg/L
میزان f بدست آمده از معادله ایزوترم* (mg/gr)	۰/۰۰۶۶	۰/۰۱۶۸
میزان کادمیوم جذب شونده بوسیله ستون کربن فعال	۲۲/۱۷۶	۵۶/۴۴۸
پیش‌بینی شده از ایزوترم mg حجم آب عبور از ستون تا نقطه شکست	۴۴۰	۳۲۰
میزان کادمیوم جذب شده در شرایط واقعی	۱۱۲/۲	۱۸۷/۲

* cd=۰/۲۶mg/l Ce/q=۴/۶۰۳۲(Ce)+۰/۷۸۴۳

* cd=۰/۵۹mg/l Ce/q=۴/۹۵۳۴(Ce)+۰/۲۷۲۷

بحث

معادله لانگموئیر برای جذب سطحی مواد جذب شونده روی ماده جاذب به صورت‌های زیر نوشته می‌شود:

$\frac{1}{q} = \frac{1}{Q} + \frac{1}{Q.b} + \frac{1}{Ce}$ یا $\frac{Ce}{q} = \frac{1}{Q.b} + \frac{1}{Q}$ Ce که در آنها q عبارت از میزان ماده جذب شده به وسیله واحد وزن ماده جاذب پس از فرا رسیدن تعادل جذب (mg/gr)، Q و b اعداد ثابت و Ce (mg/L) عبارت از غلظت تعادلی ماده جذب شونده پس از فرا رسیدن تعادل جذب است. از رسم 1/q در مقابل 1/Ce یا از رسم Ce/q در مقابل Ce خط راست ایجاد می‌شود که R^2 ضریب تعیین برای خط حاصله است. فرم خطی معادله فروندلیچ عبارت است از : Log q = Log K + 1/n Log Ce که از رسم Log q در مقابل Log Ce

1. Bed Volume

www.SID.ir

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

Archive of SID

خط راست ایجاد می‌شود. در بخش نتایج مقادیر R^2 (ضریب تعیین) برای هر یک از غلظت‌های اشاره شده مربوط به ایزوترم های لانگ موئیر و فروندلیچ آورده شده است. مقادیر R^2 در مورد ایزوترم های لانگ موئیر برای همه غلظت ها از مقادیر R^2 ایزوترم‌های فروندلیچ بیشتر است. بنابراین نتیجه‌گیری می شود که جذب کادمیوم روی کربن فعال با معادله لانگ موئیر تطابق بیشتری دارد.

با افزایش میزان کربن فعال، درصد حذف کادمیوم افزایش یافت. میزان جذب قابل ملاحظه در زمان تماس ۳۰ دقیقه مبین این موضوع است که جذب کادمیوم روی کربن فعال بیشتر به صورت جذب فیزیکی است.

با افزایش pH میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش یافت.

بسته به pH محلول یون Cd^{2+} می‌تواند در محلول آبی، هیدرو- کمپلکس‌های متعددی تشکیل دهد.

R. leyva-Ramos (۱۹۹۷) گزارش نمود که در pH کمتر از ۷، یون Cd^{2+} به صورت غالب وجود دارد و در pH = ۹ Cd^{2+} شروع به رسوب کردن می‌کند. در pH = ۸ ، Cd^{2+} به میزان۹۰درصد و $Cd(OH)^{+}$ به میزان ۱۰درصد اجزای سازنده محلول را تشکیل می‌دهند و این بدان معنی است که در pH = ۸ و کمتر از آن کادمیوم موجود در محلول به صورت یون با بار مثبت به صورت Cd^{2+} یا $Cd(OH)^{+}$ وجود دارد. نقطه صفر بار (ZPC) برای کربن فعال مورد استفاده در pH = ۳/۹ به دست آمده است. در pH کمتر از ZPC سطح کربن فعال دارای بار مثبت است و در pH بالاتر از PZC سطح کربن فعال دارای بار منفی است. بنابراین در مقادیر pH بالاتر از ZPC ، جذب Cd^{2+} دارای بار مثبت روی کربن فعال دارای بار منفی به میزان زیاد به صورت جاذبه الکترواستاتیکی است. در صورتی که در مقادیر pH کمتر از ZPC جذب یون بار مثبت بر روی کربن فعال دارای بار مثبت صورت گیرد پیوند شیمیایی با انرژی کافی با غلبه بر نیروی دافعه الکترواستاتیکی بین یون بار مثبت و سطح کربن فعال تشکیل می گردد(۱۰).

با افزایش دما میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش یافت. گرچه جذب اغلب ترکیبات روی کربن فعال یک فرآیند گرمازا است و با افزایش دما از میزان جذب ماده جذب شونده کاسته می شود اما در مورد کادمیوم به نظر می رسد که فرایند جذب به صورت گرماگیر است زیرا با افزایش دما میزان جذب افزایش پیدا کرد.

Huang و Corapcioglu (۱۹۸۷) چنین وضعیتی را در مورد جذب مس روی کربن فعال گزارش کرده اند. گفته شده است که یکی از علل این پدیده ممکن است اکسیداسیون پیوند C- H در سطح کربن فعال با افزایش دما یا افزایش سرعت و میزان رسوب‌گذاری فلز در سطح کربن با افزایش دما باشد(۸).

با افزایش غلظت کادمیوم درصد حذف آن به وسیله کربن فعال کاهش یافت. علت این است که با افزایش غلظت کادمیوم به دلیل اشغال شدن سریع مکان‌های جذب سطحی (به دلیل زیاد بودن بارگذاری سطحی) ناشی از غلظت زیاد، نفوذ کادمیوم به داخل منافذ عمقی کاهش می یابد و در نتیجه از راندمان جذب کاسته می‌شود.

نقطه شکست درمنحنی عملکرد ستون پس ازتصفیه آب به میزان ۵۵ برابر حجم بستر (برای ۰/۲۶ میلی گرم بر لیتر کادمیوم) رخ داده است. Darnall (۲۰۰۰) اعلام کرد در صورتی که جاذبی بتواند تا رسیدن به نقطه شکست حداقل۱۰۰ برابر حجم بستر خالی آب را تصفیه کند، کاربرد آن اقتصادی است (۱۳).

میزان کادمیوم جذب شده روی ستون کربن فعال تا رسیدن به نقطه شکست از میزان پیش بینی شده از

www.SID.ir
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

Archive of SID

روی ایزوترم بیشتر است. علت این موضوع احتمالاً رسوب‌گذاری سطحی کادمیوم روی سطح کربن فعال است. در سطح کربن فعال به دلیل جذب H^+ ، غلظت OH افزایش یافته و در نتیجه در اطراف سطح کربن فعال pH افزایش می‌یابد که این امر منجر به تشکیل رسوب هیدروکسید کادمیوم در سطح و داخل منافذ درونی کربن فعال می‌گردد. در نتیجه جذب سطحی کادمیوم روی‌کربن فعال به همراه رسوب‌گذاری سطحی منجر به افزایش میزان جذب کادمیوم توسط ستون کربن فعال می‌گردد(٦). در حالی که در آزمایش Batch به دلیل اختلاط کامل کربن فعال با آب تجمع OH در سطح کربن فعال وجود ندارد و رسوب‌گذاری سطحی اتفاق نمی‌افتد.

نتیجه‌گیری این‌که برای حذف‌کامل غلظت‌های کم کادمیوم از آب، نقطه شکست مربوط به منحنی عملکرد ستون نسبتاً زود (٥٥ برابر حجم بستر) فرا می‌رسد. در صورتی که قرار باشد از ستون کربن فعال جهت حذف غلظت‌های کم کادمیوم از آب استفاده شود، بهتر است با اتخاذ تدابیری نظیر کمک به ایجاد لایه‌بیولوژیکی روی‌کربن فعال کارآیی ستون را افزایش داد.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

www.SID.ir

Archive of SID

فهرست منابع

1. Chapman D. Water quality assessments. Second edition, London: E & FN Spon; 1996. p. 449- 451.
2. Kawamura S. Integrated design of water treatment facilities. First edition, USA: John Wiley & Sons; 1991. p. 566.
3. Butter T.J. The removal and recovery of cadmium from dilute aqueous solutions by biosorption and electrolysis at laboratory scale. ***Wat. Res.*** 1998; 32(2): 400-406.
4. Reed B, Arunachalam S. Removal of lead and cadmium from aqueous waste streams using granular activated carbon. ***Environmental progress.*** 1994; 13(1):
5. Pontius W.F. Water quality and treatment, Fourth edition, New York, Mc Graw- Hill; 1990. p. 812-817.
6. Seco A. Study of the adsorption of Cd and Zn onto an activated carbon: influence of pH, cation concentration, and adsorbent concentration. ***Separation Science and Technology,*** 1999; 34(8): 1577-1593.
7. Gabaldon C. Cadmium and copper removal by granular activated carbon. ***Separation Science and Technology.*** 2000; 35(7): 1539-1553.
8. Corapcioglu M.O, Huang C.P. The adsorption of heavy metals on to hydrous activated Carbon. ***Water Research***. 1987; 21(9): 1031-1044.
9. Huang C.P, Asce M, Ostovic F.B. Removal of cadmium (II) by activated carbon adsorption. Journal of the Environmental Engineering Division. 1978 Oct; 863-877.
10. R.leyva–Ramos. Adsorption of cadmium (II) from aqueous solution on to activated carbon. ***Wat. Sci. Tech***. 1997; 35(7): 205-211.
11. M. Gafar, U. Ehsan. Evaluation of granular activated carbon sand based fixed bed treatment of natural waters for trace metal removal. Pak. J. Sci. Ind. Reș 1993; 36(2-3): 119-122.
12. Annual Book of ASTM Standards, 1991, Vol. 15.01.
13. Dennis W Darnall, EPA/540/5-90/005a CR: 815318010, 2000.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-03]

www.SID.ir