

حذف کروم شش ظرفیتی توسط نانو ذره‌های فریت

سارا عبدالشاهی نژاد*⁺، سید مهدی برقعی، مجتبی سیدی

تهران، دانشگاه صنعتی شریف، دانشکده مهندسی شیمی و نفت

چکیده: در حال حاضر فلزهای سنگین در بسیاری از پساب‌های صنعتی یافت می‌شوند و از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های محیط زیست محسوب می‌شوند. نانوذره‌های آهن مغناطیسی با استفاده از مکانیسم‌های جذب سطحی، تبادل یونی و نیروهای الکتروستاتیک می‌توانند در حذف فلزهای سنگین از پساب‌های صنعتی مورد استفاده قرار گیرند. هدف از انجام این پژوهش بررسی کارایی نانوذره‌های مگنتیت در حذف کروم شش ظرفیتی از پساب و پارامترهای مؤثر بر آن می‌باشد. نانوذره‌های مگنتیت در اندازه ۷۰ نانومتر و به روش هم رسوبی سنتز و عامل‌های گوناگون مؤثر بر جذب یون‌های فلزی، به عنوان نمونه، pH، دما، مقدار جاذب، غلظت اولیه کروم و زمان تماس به منظور بهینه‌سازی شرایط عملیات بررسی شد. همچنین برای شناسایی نانوذره‌ها از الگوی پراش اشعه ایکس (XRD) و نیز برای بررسی ساختار و اندازه نانوذره‌های مگنتیت از میکروسکوپ الکترونی روبشی گسیل میدانی (FE-SEM) استفاده شد. نتیجه‌های این پژوهش نشان داد که همانند بسیاری از فرایندهای جذب، مکانیسم حذف به شدت تحت تأثیر pH قرار دارد. همچنین در pH معادل ۲، در حالی که غلظت اولیه کروم ۳۰ میلی گرم بر لیتر باشد با افزودن ۳/۵ گرم بر لیتر نانوذره‌های مگنتیت سنتز شده در زمان تماس ۲۰ دقیقه حدود ۹۴ درصد از کروم شش ظرفیتی حذف خواهد شد و در مقدارهای بالای pH بازده حذف کاهش خواهد یافت. بنابراین نانوذره‌های مگنتیت دارای توانایی بالایی در حذف کروم شش ظرفیتی از پساب دارای این یون می‌باشند و بازده حذف کروم شش ظرفیتی با افزایش pH کاهش می‌یابد. نتیجه‌ها همچنین نشان داد با افزایش غلظت اولیه کروم، میزان جذب کاهش و همچنین با افزایش میزان جاذب، مقدار جذب کروم افزایش می‌یابد. هم‌دمای حالت تعادل با مدل‌های هم‌دمای جذب لانگمویر و فرنلدلیچ مطابقت داده شد و نتیجه‌ها نشان داد که داده‌های به‌دست آمده از حذف کروم شش ظرفیتی توسط نانوذره‌های فرومغناطیسی با مدل هم‌دمای جذب لانگمویر مطابقت خوبی دارد.

واژه‌های کلیدی: نانوذره‌ها، فریت، فلزهای سنگین، جذب سطحی، کروم.

KEY WORDS: Nanoparticles, Ferrite, Heavy metals, Adsorption, Chromium.

مقدمه

منجر به بیماری‌های بسیاری می‌شوند. در اولویت این مواد خطرناک، فلزهای سنگینی چون کروم، نیکل، سرب و کادمیوم می‌باشد [۱]. اگرچه حذف یون‌های فلزهای سنگین از پساب با استفاده از فناوری‌های گوناگونی مانند ترسیب، لخته سازی و نیز

با افزایش روزافزون فعالیت‌های صنعتی، پساب صنایع بسیاری همچون معادن، کارخانه‌های تولید کننده مواد شیمیایی، صنایع تولید کننده باتری و ... دارای فلزهای سنگین می‌باشد که این فلزها زیست تخریب پذیر نبوده و با تجمع در اندام‌های بدن

*عهدہ دار مکاتبات

+E-mail: abdosshahi@alum.sharif.edu

قابلیت استفاده از نانوذره‌ها به‌ویژه نانوذره‌های Fe_3O_4 در مقیاس‌های آزمایشگاهی و صنعتی، سمی نبودن و کارآمد بودن از نظر اقتصادی از دلایل انتخاب این ذره‌ها در انجام پژوهش‌های بنیادی و کاربردهای بالقوه می‌باشد [۵، ۶]. به تازگی مطالعه‌هایی در زمینه‌ی حذف فلزهای سنگین توسط نانوذره‌های مغناطیسی انجام گرفته است که از جمله‌ی آن‌ها می‌توان به حذف کروم شش ظرفیتی توسط نانوذره‌های مگمیت ($\gamma-Fe_2O_3$) اشاره کرد که قابلیت بالای جذب توسط نانوذره‌های مغناطیسی را در مقایسه با جاذب‌های دیگری همچون کربن فعال و خاک رس نشان می‌دهد [۸، ۷]. کروم به عنوان یک آلاینده قوی در اکثر مناطق آلوده، مناطق مسکونی و مراکز صنعتی مانند کارخانه‌های آبراری، چرم‌سازی و عمل‌آوری چوب یافت می‌شود. علت پیدایش این آلاینده در محیط زیست را می‌توان در نتیجه دفع نادرست آلاینده‌های خطرناک و یا نشت آن‌ها از مراکز دفن دانست. یون کروم می‌تواند دارای ظرفیت‌های دو، سه، پنج و شش باشد. از این میان بیش‌ترین پایداری مربوط به کروم سه و شش ظرفیتی است. کروم سه ظرفیتی به علت جذب سطحی بالا به سطح ذره‌های خاک و تشکیل کروم هیدروکسید غیرقابل حل در آب، سمی بودن و تحرک کمتری نسبت به کروم شش ظرفیتی دارد. آنیون کروم شش ظرفیتی به علت تحرک بالا در محیط‌های زیرسطحی و همچنین اثرهای سرطان‌زا و مخربی که برای بافت‌های زنده دارد، توجه زیادی را در چند سال اخیر به خود جلب کرده است. در این پژوهش به بررسی حذف فلز سنگین کروم شش ظرفیتی از پساب سنتتیک پرداخته می‌شود. ابتدا نانوذره‌های فریت به روش هم رسوبی سنتز و طی یک سری آزمایش‌های انجام شده اثر pH، درجه حرارت، زمان تماس، میزان جاذب و غلظت اولیه‌ی فلز سنگین در میزان جذب بررسی شد.

بخش تجربی

مواد و دستگاه‌های مورد استفاده

در این پروژه از مواد گوناگون استفاده شد. مواد زیر برای ساخت نانو ذره Fe_3O_4 مورد استفاده قرار گرفت:

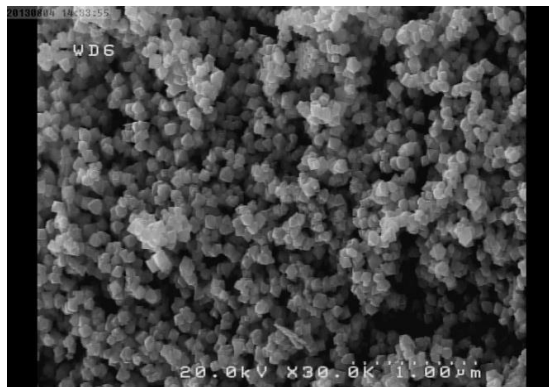
- ۱- فروس کلرید تترا هیدرات ($FeCl_2 \cdot 4H_2O$)
- ۲- فریک کلرید هگزا هیدراته ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$)
- ۳- آمونیوم هیدروکسید (NH_4OH)

وسایله‌های مورد نیاز همان وسیله‌های مرسوم آزمایشگاه شیمی می‌باشد.

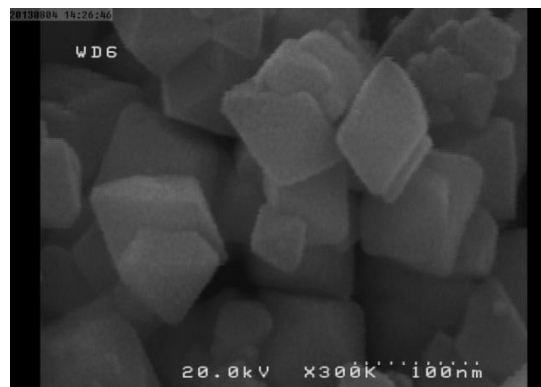
فناوری‌های زیستی انجام می‌گیرد ولی این روش‌ها دارای عیب‌هایی چون هزینه بر بودن و تجهیزات گران قیمت، تولید آلاینده‌های ثانویه و زمان بر بودن می‌باشند. با توجه به محدودیت‌هایی که در روش‌های مرسوم برای حذف یون‌های این فلزها می‌باشد، به نظر می‌رسد امیدوار کننده‌ترین روش جایگزین، روش جذب است. در میان سایر روش‌های تصفیه‌ی فیزیکی و شیمیایی، جذب سطحی افزون بر سادگی و صرفه‌ی اقتصادی، بیشترین بهره‌وری را دارد. تلاش برای کاهش هزینه‌های حذف فلزهای سنگین با جذب سطحی و سطح ویژه و ویژگی‌های چشمگیر نانوذره‌ها و کاربردهای یگانه‌ی آن‌ها منجر به ایجاد فرصتی بی‌مانند در جذب فلزهای سنگین توسط نانوذره‌ها شد که در موارد بسیاری کارآمد و مقرون به صرفه می‌باشد [۲].

جذب سطحی به‌وسیله نانوذره‌های فلزهای یک فناوری سازگار با محیط است که طی سالیان اخیر به عنوان عامل مؤثری برای از بین بردن آلودگی‌های آلی و یون‌های فلزهای سنگین از آب و پساب مورد بررسی قرار گرفته است. در بین این فلزها، نانوذره‌های آهن به دلیل فراوانی، ارزانی، غیر سمی بودن، واکنش کند و توانایی و بازده بالا در تجزیه آلاینده‌ها و همچنین حذف فلزهای سنگین از آب‌های آلوده بیشتر مورد توجه بوده است. یکی از ویژگی‌های مشخص کننده‌ی مواد نانو این است که رفتاری متفاوت با رفتار مواد درشت ساختاری و میکروساختاری دارند. زمانی که اندازه‌ی ذره‌های یک ماده از مقدار خاصی کوچک‌تر شود، اندازه‌های آن یکی از عامل‌های تأثیرگذار بر روی ویژگی‌های ماده، افزون بر ترکیب و ساختار آن ماده خواهد بود. تغییر اندازه‌ی دانه‌ها باعث خواهد شد تا ویژگی‌های فیزیکی مواد تغییر یابد و افزایش سطح تماس باعث تغییر واکنش پذیری شیمیایی و در نتیجه ویژگی‌های شیمیایی می‌شود. بنابراین ماده‌ی نانو به‌طور معمول واکنش پذیری و توانایی جذب بالاتری را نسبت به اندازه‌ی معمولی همان ماده نشان می‌دهد.

نانوذره‌های متخلخل پتانسیل بالایی در رفع آلودگی از محیط زیست را دارند و به دلیل کاربردهای بالقوه‌ی آنها در پژوهش‌های زیست پزشکی، کاتالیست‌ها، زیست فناوری و سایر دانش‌ها و نیز ویژگی‌های سطحی از جمله سطح ویژه‌ی بالا، حجم بالای منافذ و نیز تنوع در عامل‌دار کردن آنها، تلاش‌های بسیاری را در این زمینه به خود اختصاص داده اند [۳ و ۴].



شکل ۲- تصویر FE-SEM نانوذره‌های تولید شده در مقیاس یک میکرومتر.



شکل ۱- تصویر FE-SEM نانوذره‌های تولید شده در مقیاس ۱۰۰ نانومتر.

محلول به وسیله‌ی هم زن مغناطیسی با دور ۱۱۰۰rpm به مدت ۳۰ دقیقه هم زده شد و در این زمان قطره قطره محلول آمونیوم هیدروکسید به محلول افزوده شد. در پایان کار نانوذره‌های سیاه رنگ مگنتیت رسوب کرد و نانوذره‌های تولید شده چندین بار با آب مقطر بدون یون شسته شد و در دمای اتاق خشک شد و سرانجام برای انجام آزمایش‌های جداسازی مصرف شد.

از آنجا که انجام کلسیناسیون منجر به کلوخه شدن و کاهش کنترل اندازه ذره‌ها و رشد ناخواسته‌ی اندازه‌ی ذره‌ها و سرانجام کاهش کیفیت فراورده خواهد شد، از انجام این عمل در فرایند تولید نانوذره‌ها خودداری شد.

در این پژوهش برای بررسی ساختار و اندازه نانوذره‌های مگنتیت از میکروسکوپ الکترونی روبشی گسیل میدانی (FE-SEM) استفاده شد که تصویر گرفته شده از نانوذره‌های در مقیاس ۱۰۰ نانومتر و یک میکرومتر در شکل‌های ۱ و ۲ نشان داده شده است. با توجه به نتیجه‌های این تجزیه اندازه متوسط ذره‌های 70 ± 5 نانومتر به دست آمد. همچنین برای شناسایی نانوذره‌ها از الگوی پراش اشعه ایکس (XRD) استفاده شد که با توجه به شکل ۳ مشخص می‌شود تمامی پیک‌ها منطبق با پیک‌های مربوط به مگنتیت می‌باشد.

آزمایش‌های جذب کروم شش ظرفیتی

برای انجام آزمایش‌های مربوط به کروم ابتدا محلول ۱۰۰ppm و ۲۰۰ppm کروم سنتز شد و هر بار با رقیق‌سازی غلظت مورد نظر از کروم ساخته شد.

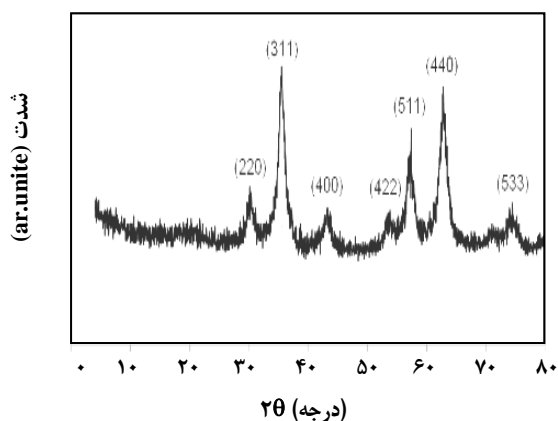
دستگاه‌ها: ترازو، همزن مغناطیسی، PH متر، دستگاه جذب اتمی، شیکر، انکوباتور، اسپکتروفتومتر.

دستگاه جذب اتمی مدل Varian-(Spectra AA-220): کاربرد این دستگاه اندازه گیری غلظت فلزهای سنگین می‌باشد. این دستگاه ساخت کشور آمریکا می‌باشد و لامپ‌های کاتدی مربوط به فلزهای آلومینیوم، کبالت، مولیبدن، منگنز، سرب، کادمیوم، نیکل، مس، کروم و آهن را داراست و منبع انرژی آن از نوع شعله می‌باشد، واحد اندازه گیری این دستگاه در حد ppm است.

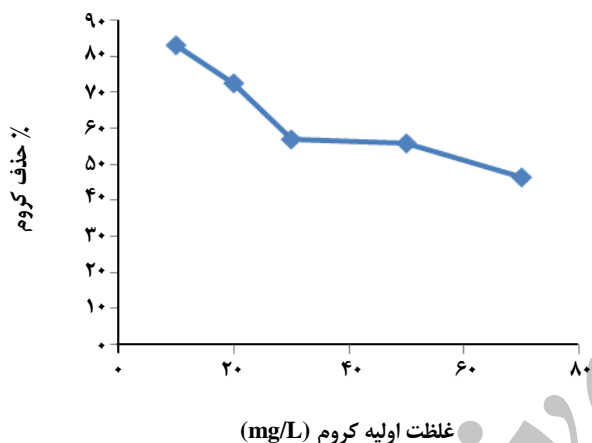
میکروسکوپ الکترونی روبشی گسیل میدانی (FE-SEM) مدل Hitachi 4160 Field Emission Scanning Electron Microscope (FE-SEM) یک نوع از میکروسکوپ‌های SEM است. با این تفاوت که نوع FE-SEM دارای بزرگنمایی و حد تفکیک بسیار بالاتری بوده و تصویرهایی با بزرگنمایی ۷۰۰ هزار برابر را با آن می‌توان به دست آورد.

تهیه نانوذره‌ی Fe_2O_3

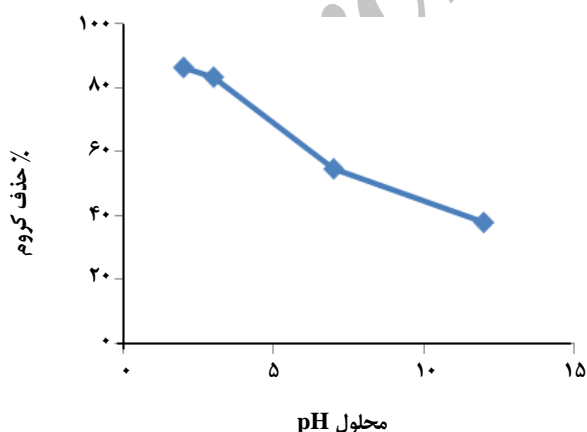
در تهیه نانوذره‌های Fe_2O_3 به روش هم رسوبی تمامی مواد شیمیایی استفاده شده با خلوص ۹۹/۹ درصد، از شرکت مرک آلمان خریداری و استفاده شد. برای این منظور ابتدا ۲/۳۶ گرم نمک آهن کلرید شش آبه ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) و ۰/۸۶ گرم نمک آهن کلرید ۴ آبه ($FeCl_3 \cdot 4H_2O$) را به نسبت مولی دو به یک با هم مخلوط و سپس در یک لیتر آب بدون یون حل شد [۹]. سپس گاز آرگون به مدت ۳۰ دقیقه از روی محلول عبور داده شد تا سرانجام خلوص نانوذره‌های تولیدی بیشتر شود. پس از گذشت ۳۰ دقیقه



شکل ۳- الگوی پراش اشعه ایکس.



شکل ۴- نمودار تأثیر غلظت کروم بر درصد حذف آن در حضور ۳٫۵ گرم بر لیتر نانوذره ی مگنتیت.



شکل ۵- نمودار تأثیر pH بر درصد حذف کروم در حضور ۳٫۵ گرم بر لیتر نانوذره ی مگنتیت.

تأثیر غلظت اولیه ی کروم بر میزان جذب

برای انجام آزمایش تأثیر غلظت کروم، محلول‌های ۳٫۵ گرم بر لیتر نانوذره ی مگنتیت در $\text{pH}=7$ و در دمای محیط (۳۷ درجه سلسیوس) با هم مخلوط شد و نتیجه‌ها در زمان ۲۰ دقیقه و دور 140rpm شیکر با هم مقایسه شدند.

همان‌گونه که در شکل ۴ دیده می‌شود با افزایش غلظت اولیه درصد حذف کروم کاهش می‌یابد و دلیل این کاهش ثابت بودن سطح جذب نانوذرها می‌باشد که با افزایش غلظت اولیه کروم به دلیل کاهش سایت‌های فعال موجود در سطح جاذب که عمل جذب را انجام می‌دهند، میزان جذب و در نتیجه درصد حذف کاهش می‌یابد.

تأثیر pH در حذف کروم شش ظرفیتی

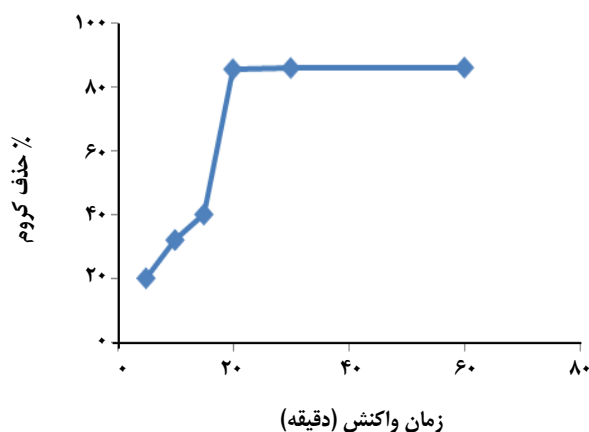
برای انجام این آزمایش ابتدا محلول ۳۰ میلی گرم بر لیتر کروم تهیه شد و برای تنظیم pH از هیدروکلریک اسید و سود سوزآور استفاده شد. سپس ۳۰ میلی گرم بر لیتر کروم با ۳٫۵ گرم بر لیتر نانوذره‌ی مگنتیت در pH های ۲، ۳، ۷ و ۱۲ در دمای محیط (37°C) با هم مخلوط و نتیجه‌ها مقایسه شدند.

همان‌گونه که در شکل ۵ مشخص است بیشترین جذب کروم در $\text{pH}=2$ اتفاق می‌افتد و با افزایش pH جذب کروم کاهش می‌یابد. دلیل این مسئله افزایش آنیون‌های هیدروکسید در اطراف جاذب در pH های بازی می‌باشد که این امر منجر به کاهش جذب آنیون‌های دی کرومات توسط جاذب و در نتیجه کاهش درصد حذف کروم خواهد شد.

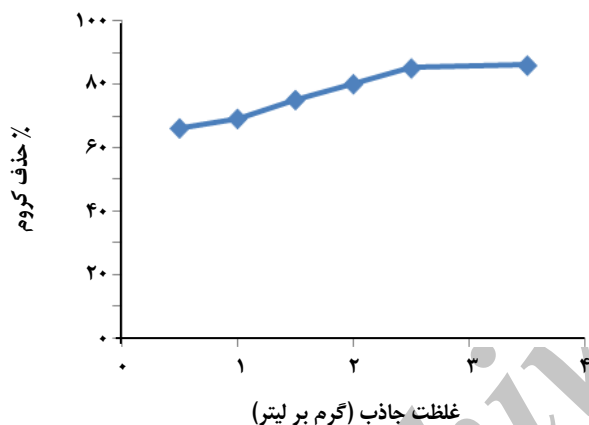
تأثیر زمان در حذف کروم شش ظرفیتی

برای انجام این آزمایش ۳٫۵ گرم بر لیتر جاذب نانوذره‌ی مگنتیت با محلول ۳۰ میلی گرم بر لیتر کروم در زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۳۰ دقیقه و $\text{pH}=2$ با هم مخلوط شدند و نتیجه‌ها در دور 140rpm شیکر و دمای ۳۷ درجه محیطی با هم مقایسه شدند.

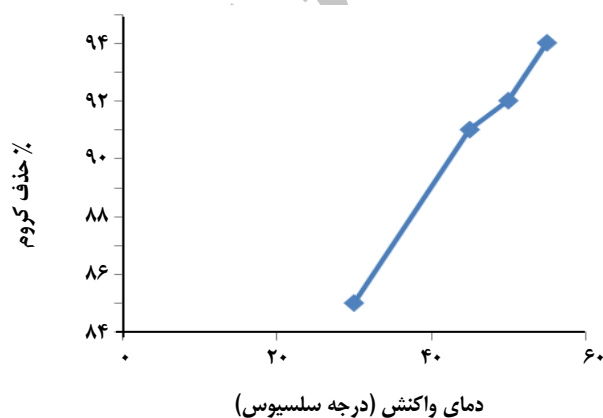
همان‌گونه که در شکل ۶ قابل دیدن است با افزایش زمان تماس جذب فلز کروم توسط نانوذره‌های مگنتیت افزایش می‌یابد و این به دلیل افزایش احتمال برخورد بین یون‌های فلزی و نقاط فعال سطح جاذب می‌باشد.



شکل ۵- تأثیر زمان بر درصد حذف کروم در حضور ۳٫۵ گرم بر لیتر نانو ذره Fe_3O_4 مگنتیت.



شکل ۶- تأثیر میزان جاذب بر درصد حذف کروم.



شکل ۷- تأثیر دما بر درصد حذف کروم.

همچنین پس از گذشت زمان ۲۰ دقیقه با افزایش زمان غلظت تغییر نمی‌کند که این به دلیل اشباع شدن سطح جاذب است.

تأثیر میزان جاذب در حذف کروم شش ظرفیتی

روشن است با افزایش جاذب به دلیل افزایش سطح آن، میزان جذب کروم توسط سطح افزایش می‌یابد [۱۰]. اما این روند تا مقدار مشخصی از جاذب به ازای غلظت مشخصی از آلودگی ادامه دارد و پس از آن هر قدر جاذب افزایش یابد میزان جذب ثابت باقی خواهد ماند.

برای بررسی این مطلب محلول ۳۰ میلی گرم بر لیتر کروم با غلظت‌های ۰٫۵، ۱، ۱٫۵، ۲، ۲٫۵ و ۳٫۵ گرم بر لیتر از جاذب نانو ذره Fe_3O_4 در $pH=2$ و دمای ۳۰ درجه ی سلسیوس و دور ۱۴۰ rpm شیکر با هم مخلوط و نتیجه‌ها در زمان ۳۰ دقیقه با هم مقایسه شدند.

مطابق با شکل ۶ با افزایش میزان جاذب مگنتیت از ۰٫۵ گرم بر لیتر به ۲٫۵ گرم بر لیتر، میزان جذب افزایش یافت و این به دلیل افزایش سایت‌های فعال جاذب می‌باشد که میزان جذب را افزایش می‌دهد. با افزایش میزان جاذب از ۲٫۵ گرم بر لیتر به ۳٫۵ گرم بر لیتر درصد جذب تنها یک درصد افزایش یافت و می‌توان گفت با افزایش میزان جاذب به بیشتر از ۳٫۵ گرم بر لیتر به تقریب میزان جذب ثابت می‌ماند و تغییر نمی‌کند.

تأثیر دما در حذف کروم شش ظرفیتی

محلول ۳۰ میلی گرم بر لیتر کروم در $pH=2$ با ۳٫۵ گرم بر لیتر نانو ذره Fe_3O_4 در چهار دمای ۳۰، ۴۵، ۵۰ و ۵۵ درجه ی سلسیوس به مدت ۲۰ دقیقه با هم مخلوط شدند که نتیجه‌های آن در شکل ۸ قابل دیدن است.

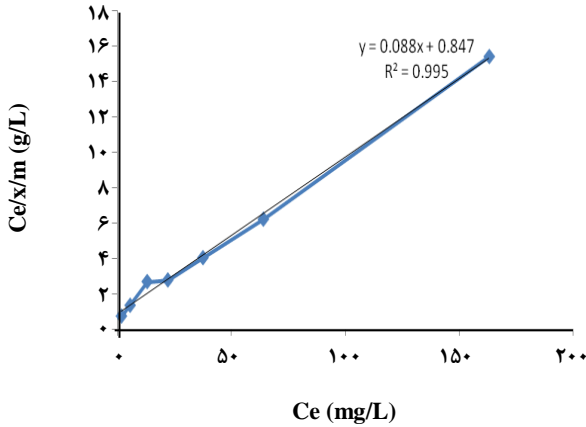
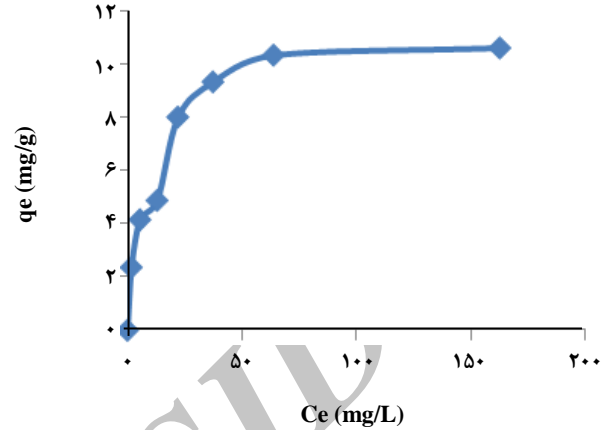
همان‌گونه که مشخص است با افزایش دما جذب کروم افزایش می‌یابد و این به دلیل شیمیایی بودن جذب کروم توسط نانو ذره‌های Fe_3O_4 می‌باشد، البته جذب فیزیکی نیز صورت می‌گیرد اما مقدار آن در مقایسه با جذب شیمیایی بسیار کمتر است.

هم‌دمای جذب کروم

جذب سطحی به طور معمول از طریق هم‌دما شرح داده می‌شود که مقدار ماده ی جذب شده در جاذب به عنوان تابع فشار (در صورتی که گاز باشد) و یا تابع غلظت (در صورتی که مایع باشد) در دمای ثابت می‌باشد.

جدول ۱- ثابت‌های لانگمویر برای کروم در pH=۷.

k_1	q_m	R^2
۰٫۱۰۴	۱۱٫۳۶	۰٫۹۹۵

شکل ۱۰ - C_e برحسب C_e/q_e برای کروم.

شکل ۹ - همدمای لانگمویر برای فلز کروم.

ضریب همبستگی به‌دست آمده در مدل لانگمویر برای فلز کروم بیش از ۰٫۹۹ می باشد. بنابراین جذب کروم با نانوذره‌های فریت از معادله جذبی لانگمویر پیروی می‌کند. همدمای فروندلیچ (freundlich) نیز یکی دیگر از همدمای معمول و مورد استفاده است. این هم‌دما که به روش تجربی به‌دست آمده است به صورت زیر تعریف می‌شود:

$$q_e = x/m = k_f C^{1/n}$$

و در آن q_e ، جرم جذب شده از ماده جذب شونده (x) به واحد جرم ماده جاذب (m) در نقطه تعادل و k_f ، ضریب ظرفیت جذب فروندلیچ، C_e : غلظت تعادلی ماده جذب شونده در فاز محلول بعد از جذب سطحی (غلظت در فاز محلول در حالت تعادل ((mg/L)) و n ، پارامتر شدت جذب فروندلیچ می‌باشد. ثابت‌های هم‌دما فروندلیچ را می‌توان با رسم کردن $\log(x/m)$ نسبت به $\log C_e$ با تغییر دادن معادله‌ی فوق به شکل زیر (خطی کردن معادله) به‌دست آورد:

$$\log(x/m) = \log k_f + 1/n \log C_e$$

همان‌گونه که از ضریب همبستگی مدل فروندلیچ (۰٫۹۱۸) و مقایسه با ضریب همبستگی مدل لانگمویر (۰٫۹۹۵) مشخص است داده‌های جذب کروم توسط مدل لانگمویر برازش بهتری دارد.

در همدمای لانگمویر فرض بر این است که جذب روی سطوحی با انرژی یکنواخت انجام می‌شود و هیچ گونه برخوردی بین مولکول‌های جذب شده رخ نمی‌دهد و سینتیک جذب از مرتبه‌ی اول است [۱۱]. معادله‌ی لانگمویر به شکل زیر است:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{k_1 \times q_m} + \frac{C_e}{q_m} \quad (1)$$

که در آن q_e مقدار فلز جذب شده به ازای واحد وزن جاذب می‌باشد و از معادله‌ی زیر به‌دست می‌آید:

$$q_e = (C_o - C_e) \frac{V}{w} \quad (2)$$

که در این معادله C_o غلظت اولیه‌ی فلز در محلول (mg/L)، C_e غلظت نهایی فلز در محلول (mg/L)، V حجم محلول (L) و W وزن جاذب (gr) است. در معادله‌ی لانگمویر k_1 و q_m ثابت‌های لانگمویر هستند که به انرژی و ظرفیت جذب بستگی دارند [۱۴ - ۱۲]. برای به‌دست آوردن ثابت‌های معادله‌ی لانگمویر برای کروم از داده‌های مربوط به آزمایش تأثیر غلظت کروم استفاده و نمودار C_e بر حسب (C_e/q_e) رسم شد.

شکل ۹ بیش‌ترین ظرفیت جذب را نشان می‌دهد که سرانجام ۱۱٫۳۶ میلی‌گرم فلز توسط هر گرم جاذب جذب خواهد شد. همچنین بر اساس نتیجه‌های به دست آمده از شکل ۹ ثابت‌های معادله‌ی لانگمویر در pH=۷ برای کروم در جدول ۱ آمده است.

جدول ۲- ثابت‌های فرندلیچ برای کروم در $pH=7$.

k_f	n	R^2
۲٫۲	۲٫۸۴۱	۰٫۹۱۸

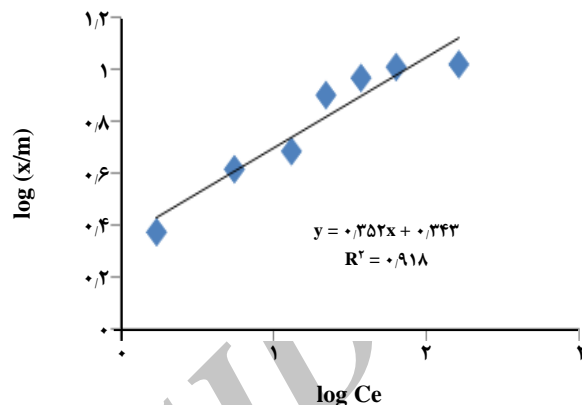
استفاده از آنها منجر به ایجاد ضایعه‌های کم و بهروری بیشتر آنها خواهد شد.

نتیجه‌های آزمایش‌های انجام شده نشان داد جذب کروم شش ظرفیتی به شدت به pH محلول بستگی دارد به طوری که در pH اسیدی میزان حذف کروم نسبت به pH بازی به مقدار زیادی افزایش می‌یابد. نتیجه‌های پژوهش محققین نیز نشان دهنده‌ی افزایش بازده حذف کروم با کاهش pH می‌باشد [۱۷، ۱۷]. مناسب‌ترین شرایط برای حذف کروم از ۲۰ میلی لیتر پساب توسط نانوذره Fe_3O_4 در $pH=2$ و دمای ۵۵ درجه‌ی سلسیوس و به مدت ۲۰ دقیقه و توسط ۰٫۰۷ گرم جاذب انجام خواهد شد.

همچنین نتیجه‌ها نشان داد استفاده از نانوذره‌های مگنتیت ۷۰ نانومتری برای حذف آلاینده‌های کروم از محیط زیست گزینه‌ای بسیار مناسب می‌باشد به‌ویژه اگر این ذره‌ها به روش هم رسوبی تولید شده باشند چون این روش، روشی سازگار با محیط زیست می‌باشد و ضایعه‌های به جای مانده از این روش بسیار کم است.

فهرست نمادها

q_e	مقدار فلز جذب شده به ازای واحد وزن جاذب، mg/g
Co	غلظت اولیه ی فلز در محلول، mg/L
Ce	غلظت نهایی فلز در محلول، mg/L
V	حجم محلول، L
W	وزن جاذب، g
k_1 و q_m	ثابت‌های لانگمویر
R^2	ضریب همبستگی



شکل ۱۱ - هم‌دمای فرندلیچ کروم.

نتیجه گیری

بیشتر کارهای انجام شده روی نانوذره‌ها پوشش داده شده صورت گرفته است [۱۶، ۱۵] در صورتی که در این پژوهش نانوذره‌های مگنتیت بدون پوشش دادن سنتز شد. همچنین در فرایند تهیه نانوذره‌ها در اغلب پژوهش‌ها فرایند کلسیناسیون انجام گرفته است [۱۶]، این در حالی است که در این پژوهش از انجام این فرایند به دلیل‌های موجود در متن مقاله خودداری شد و این شیوه‌ی سنتز نانوذره‌ها و پایداری آنها بدون پوشش دادن، در نتیجه صرف زمان و هزینه ی کمتر در تهیه نانوذره‌ها از موارد نوآوری این پژوهش محسوب می‌شود.

همچنین جداسازی آسان و سریع نانوذره‌ها از آب و پساب به‌وسیله‌ی میدان مغناطیسی خارجی و نیز امکان چندین بار

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱/۱۶ : تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱/۲۴

مراجع

- [1] Rozada F., Otero M., Morán A., García A.I., Adsorption of Heavy Metals onto Sewage Sudge-Derived Materials, *Journal of Bioresource Technology*, **99**: 6332-6338 (2008).
- [2] Xin X., Wei Q., Yang J., Yan L., Feng R., Chen G., Du B., Li H., Highly Efficient Removal of Heavy Metal Ions by Amine-Functionalized Mesoporous Fe_3O_4 Nanoparticles, *Journal of Chemical Engineering*, **184**: 132-140 (2012).

- [3] Lin X.Z., Ma T.Y., Yuan Z.Y., Titania–Silica–Phosphonate Triconstituent Hybrid Mesoporous Materials as Adsorbents in Gas and Liquid Phases, *Journal of Chemical Engineering*, **166**: 1144-1151 (2011).
- [4] Fan H.M., Malini O., Borys S., Yi J.B., Ramaswamy B., Tan H.R., Xing G.C., Ng C.T., Liu L., Lucky S.S., Bay B.H., Ding J., Quantum Dot Capped Magnetite Nanorings as High Performance Nanoprobe for Multiphoton Fluorescence and Magnetic Resonance Imaging, *Journal of the American Chemical Society*, **132**: 14803-14811 (2010).
- [5] Sun S.H., Zeng H., Size-Controlled Synthesis of Magnetite Nanoparticles, *Journal of the American Chemical Society*, **124**: 8204-8205 (2002).
- [6] Wan S.R., Huang J.S., Yan H.S., Liu K.L., Size-Controlled Preparation of Magnetite Nanoparticles in the Presence of Graft Copolymers, *Journal of Materials Chemistry*, **16**: 298-303 (2006).
- [7] Hu J., Chen G.H., Lo-Irene M.C., Removal and Recovery of Cr(VI) From wastewater by Maghemite Nanoparticles, *Water Research*, **39**: 4528-4536 (2005).
- [8] Hu J., Lo-Irene M.C., Chen G.H., Comparative Study of Various Magnetic Nanoparticles for Cr(VI) Removal, *Separation and Purification Technology*, **56**: 249-256 (2007).
- [9] Wu Sh., Sun A., Zhai F., Wang J., Xu W., Zhang Q., Volinsky A.A., Fe₃O₄ Magnetite Nanoparticles Synthesis for Tailing by Ultrasonic Chemical co-Precipitation, *Materials Letters*, **65**: 1882-1884 (2011).
- [۱۰] امیر کاوئی، م.؛ حامی، م.؛ س.؛ عبداللهی پور ارکی.ا.ر.؛ حذف فلزات سنگین، کروم، مس و آرسنیک با استفاده از نانوذرات مغناطیسی از پساب‌های صنعتی، چهارمین همایش تخصصی محیط زیست، دانشگاه تهران (۱۳۸۹).
- [11] Yong H., Chen M., Hu Zhong B., Effective Removal of Cu (II) Ions from Aqueous Solution by Amino-Functionalized Magnetic Nanoparticles, *Journal of Hazardous Materials*, **184**: 392-399 (2010).
- [12] Seco A., Marzal P, Gabaldon C., Adsorption of Heavy Metals from Aqueous Solutions onto Activated Carbon in Single Cu and Ni Systems and in Binary Cu–Ni, Cu–Cd, and Cu–Zn Systems, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **68**: 23-30 (1997).
- [۱۳] رحیمی، س.؛ اکبرنژاد، م.ا.؛ تراب بیگی، م.؛ ساعدی مقدم، م.؛ سلیم بهرامی، م.؛ بررسی حذف نیکل از پساب صنعتی با استفاده از نانوذرات آهن، اولین همایش فناوری پالایش در محیط زیست، دانشگاه صنعتی شریف، (۱۳۹۰).
- [14] Afkhami M., Norooz-Asl R., Removal, Preconcentration and Determination of Mo (VI) from Water and Wastewater Samples Using Maghemite Nanoparticles, *Journal of Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **346**: 52-57 (2009).
- [۱۵] خیاط سرکار، زهرا؛ خیاط سرکار، حامد؛ خیاط سرکار، فاطمه؛ سنتز و پایدار کردن سوسپانسیون نانوذرات مغناطیسی اکسید آهن سه ظرفیتی با سورفکتانت ها و بررسی خواص و کاربردهای نانوذرات مغناطیسی پایدار شده، دومین همایش ملی نانومواد و نانو تکنولوژی، (۱۳۸۹).

[۱۶] تحریری، محمدرضا؛ مضطر زاده، فتح الله؛ راز مجید؛ عاشوری، ماریار؛ ساخت، مشخصه یابی و ارزیابی سلولی نانوذرات مگنتیت پوشش دهی شده با پلی وینیل الکل برای کاربرد های پزشکی، مواد پیشرفته در مهندسی، ۳۲(۱): ۲۵ تا ۳۷ (۱۳۹۲).

[17] Wang P., Lo IM., Synthesis of Mesoporous Magnetic $\text{-Fe}_2\text{O}_3$ and Its Application to Cr (VI) Removal from Contaminated Water, *Water Res.*, **43**: 3727-3734 (2009).

Archive of SID