

مطالعه آزمایشگاهی حذف روی توسط نانو ساختار خاکستر برگ درخت کنار (سدر) از پساب‌های صنعتی

لاله دیوبند^{۱*}، سعید برومندنسب^۲، نادر حسینی زارع^۳، پویا شیرازی^۴

*- نویسنده مسئول، دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی دانشکده مهندسی علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز mdivband@gmail.com

۲- استاد گروه آبیاری و زهکشی دانشکده مهندسی علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز.

۳- مدیر آزمایشگاه کیفیت آب سازمان آب و برق خوزستان.

۴- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد.

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۸/۳۰

تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۷/۱۷

چکیده

حذف فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی یکی از مباحث مهم زیست محیطی است. در این مطالعه نانو ساختار خاکستر سدر به عنوان یک جاذب مناسب در تصفیه و حذف روی از محلول‌های آبی و پساب‌های صنعتی به کار گرفته شد و برای تعیین فاکتورهای موثر در جذب از سیستم ناپیوسته استفاده شد. نتایج بررسی‌ها نشان داد ظرفیت جذب نانو ساختار خاکستر سدر تابع پارامترهای pH، زمان تماس، مقدار جاذب و غلظت اولیه محلول می‌باشد و بیشینه ظرفیت تعادل ذرات نانو ساختار برای حذف روی در pH برابر با ۵، زمان تماس ۳۰ دقیقه، مقدار جاذب ۲۰ گرم بر لیتر و غلظت اولیه ۲ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. مدل‌های سینتیک جذب هو و همکاران و لاگرگرن برای ارتباط بین داده‌های آزمایشگاهی به کار برده شدند. ضرایب تبیین به دست آمده برای مدل‌های هو و همکاران ($R^2 = 0.9979$) و مدل لاگرگرن ($R^2 = 0.9925$) نشان داد که مدل هو و همکاران داده‌های آزمایش را بهتر توصیف می‌کند. همچنین روابط مربوط به ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ برای جاذب مورد مطالعه اندازه‌گیری شد و نتایج تحقیق نشان داد ایزوترم لانگمویر (0.9645) نسبت به فروندلیچ (0.9489) برای توصیف فرایند جذب مناسب‌تر بوده و مطابقت بیشتری با داده‌های تجربی دارد.

کلید واژه‌ها: روی، جاذب، ایزوترم، سینتیک، نانو ساختار خاکستر برگ درخت کنار (سدر).

Experimental Study of Removing (Zn^{+2}) by Nano Structure Cedar Fly Ash (zizyphus spinachristi) From Industrial Waste Water

L. Divband¹, S. Boroomand-Nasab², N. hosseini zaree and³ P. Shirazi⁴

1- Ph.D. Student, Department of Irrigation Drainage, Faculty of water Sciences Engineering, Shahid Chamran University, Ahwaz, Iran. mdivband @ gmail. Com.

2- Professor, Faculty of Water Sciences Engineering, Shahid Chamran University, Ahwaz, Iran.

3- Principal of Water Quality Lab of Khuzestan Water & Power Authority, Ahwaz, Iran.

4- Ph.D. Student, Department of Irrigation and Drainage, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University, Mashhad, Iran.

Received: 9.Oct.2011

Accepted: 20.Nov.2012

Abstract

Removal of toxic heavy metals from wastewater is an important environmental challenge. In this work, the nano particle of zizyphus spinachristi fly ash is used as a fit adsorbent for the removal of Zn^{2+} from aqueous solutions and industrial wastewaters. Bath experiments were used to determine the best adsorption conditions. The experiment showed that the adsorption capacity of nano particle of zizyphus spinachristi fly ash is a function of pH, contact time, amount of adsorbent and initial concentration in solution. Maximum adsorption of Zn^{2+} was obtained at pH of 5, contact time 30 min, amount of adsorbent 20 g/L and initial concentration of 2 mg/L. The Ho et al. and Lagergern kinetic models were used to determine the correlation among the experimental data. The correlation coefficients obtained for Ho et al. ($R^2 = 0.9979$)

and Lagergern ($R^2=0.9925$) models showed that the Lagergern model described better the experimental data. Metal adsorption onto adsorbent was evaluated by Langmuir and Freundlich isotherms. Results indicated. the Langmuir isotherm model (0.9645) is the most suitable one for the adsorption process using sheep gut waste.

Key words: Zn, Absorbent, Kinetic, Isotherm, Nano structure cedar fly ash.

مقدمه

کشاورزی و صنعتی توسط برخی باکتری ها، قارچ ها و جلبک ها تصفیه شوند ولی در عمل جذب یک فرآیند فیزیکی و شیمیایی است و سرعت آن بستگی به نوع و چگونگی انجام این فرآیند دارد. یکی از روش های تحلیل واکنش جذب استفاده از مدل های جذب می باشد. معادلات حاکم بر فرآیند جذب به دو دسته غیرتعادلی و تعادلی جذب تقسیم می شوند.

معادلات غیرتعادلی یا سینتیک^۴، شامل معادلاتی است که قبل از ایجاد تعادل به کار می روند و پارامتر زمان نقش عمده ای را ایفا می کند. در این حالت تغییرات غلظت ماده جذب شده q_t با زمان نشان داده می شود. در عمل مطالعات سینتیک تحت تأثیر عوامل مختلفی مانند غلظت ماده جذب شونده، میزان جاذب، اندازه ذرات، سرعت تحریک، میزان pH و درجه حرارت با انواع مختلف جاذب است (۱۰). از جمله معادلات سینتیک می توان به مدل لاگرگرن^۵ و مدل هو و همکاران^۶ اشاره نمود. معادلات تعادلی یا ایزوترم های جذب، معادلاتی هستند که توزیع ماده جذب شده میان فاز محلول و جذب شده در حالت تعادل را نشان داده و یک مشخصه برای سیستم در دمای خاصی محسوب می شود. از جمله معادلات ایزوترم، می توان به مدل فروندلیچ^۷ و لانگمویر^۸ اشاره نمود. معادله مدل های سینتیک و ایزوترم مورد استفاده در این تحقیق در جدول (۱) و معرفی پارامترهای این مدل ها در جدول (۲) ارائه شده است. این تحقیق، با هدف مطالعه کاربرد خاکستر سدر نانو ساختار بر راندمان جذب عنصر روی به صورت ناپیوسته و در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد. اثر تغییرات pH محلول، زمان تماس جاذب و محلول، غلظت اولیه یون فلزی و مقدار جاذب بر راندمان جذب مورد بررسی قرار گرفت و مدل سازی سینتیک و ایزوترم جذب انجام شد.

مواد و روش ها

تهیه خاکستر سدر نانو ساختار

برگ های سدر پس از شستشو در گرمکن با دمای ۱۰۰ درجه سانتی گراد خشک شدند. برای تبدیل برگ ها به خاکستر از کوره بدون هوا با دمای ۶۰۰ درجه سانتی گراد و مدت زمان ۴۰ دقیقه

یکی از عمده ترین آلاینده های محیط زیست وجود فلزات سنگین در پساب های صنعتی است که از نظر شدت و آلودگی در گروه آلاینده های درجه اول سمی قرار دارند. ترکیبات سمی درجه اول، موادی هستند که دارای خطرات زیست محیطی بوده و برای سلامت انسان زیان آور هستند. اغلب فلزات سنگین در واکنش های بیولوژیکی سلول های موجودات زنده دخالت دارند و فعالیت متابولیکی آن ها را مختل می سازند (۲). فلز روی از جمله فلزات سنگینی است که در پساب صنایع اتومبیل سازی، تهیه لوازم الکترونیکی، باتری سازی و کشتی سازی یافت می شود. تاکنون روش های زیادی از جمله جذب سطحی، ترسیب شیمیایی، فرایند غشایی و تعویض یونی برای حذف فلزات سنگین به کار برده شده است (۲).

فرایند جذب یکی از روش های حذف یون های فلزات سنگین است که به دلیل سادگی، راندمان حذف بالا و راحتی کاربرد گسترده ای دارد. استفاده از جاذب های ارزان قیمت از جمله بقایای کشاورزی، مواد رس و بیومس گیاهی فرایند هزینه های تصفیه را کاهش می دهند. این مواد علاوه بر ارزان بودن قادر به پاکسازی فلزات سنگین حتی در مقادیر ناچیز می باشند. به هر حال بهبود ظرفیت جذب و بالا بردن سرعت جداسازی یون های فلزی توسط این جاذب ها مورد توجه بسیاری از محققین بوده است. به تازگی استفاده از نانوذرات برای حذف آلاینده ها بخش مهمی از تحقیقات را به خود اختصاص می دهد. خصوصیات منحصر به فرد نانو ذرات از جمله سطح ویژه بالا و افزایش سایت های فعال آن ها، فرصت زیادی را برای جذب یون های فلزی فراهم می آورد (۷). در سال های اخیر استفاده از مواد زاید حاصل از فعالیت های کشاورزی به عنوان جاذب مورد توجه بسیاری از محققین قرار گرفته است. رحمانی و همکاران^۹، جذب روی را توسط آلومینای نانو ساختار، مورد ارزیابی قرار دادند (۱۲). ژانگ و همکاران^۱ از نانو کلسیم تیتانیم به عنوان یک جاذب برای حذف یون روی از محلول های آبی استفاده کردند (۱۶). وانگ و همکاران^۲، از سبوس برنج به عنوان یک جاذب طبیعی برای حذف روی استفاده کردند (۱۴). روب^۳، جذب روی را با استفاده از برگ درخت خرما مورد بررسی قرار داد (۱۳). فرآیند جذب فلزات سنگین یک فرآیند غیر متابولیکی می باشد. ممکن است در برخی موارد پساب های

4-Kinetic
5-Lagergern
6-Hotal
7-Freundlich
8-Langmuir

1-Zhang et al .
2- Wang et al.
3-Rub

جدول ۱- معادله مدل‌های مورد استفاده

معادله غیر خطی	مدل
$q_t = q_e [1 - \exp(-K_1 t)]$	لاگرگرن (سینتیک)
$q_t = \frac{K_2 q_e^2 t}{1 + q_e K_2 t}$	هو و همکاران (سینتیک)
$q_e = k c_e^{\frac{1}{n}}$	فرون‌دلیچ (ایزوترم)
$q_e = \frac{a b c_e}{1 + a c_e}$	لانگمیر (ایزوترم)

جدول ۲- پارامترهای مدل‌های مورد استفاده

ضرایب	تعریف
qe	مقدار یون جذب شده در حالت تعادل (mg/g)
qt	مقدار یون ماده جذب شده در زمان t (mg/g)
K ₁	ثابت جذب (1/min)
K ₂	سرعت جذب (g/mg.min)
ce	غلظت یون جذب شده در زمان تعادل (mg/g)
N	ظرفیت جذب (بدون بعد)
K	شدت جذب (بدون بعد)
B	ماکزیمم یون فلزی جذب شده (mg/g)
A	ثابت انرژی جذب (L/mg)
ضرایب	تعریف
qe	مقدار یون جذب شده در حالت تعادل (mg/g)
qt	مقدار یون ماده جذب شده در زمان t (mg/g)
K ₁	ثابت جذب (1/min)
K ₂	سرعت جذب (g/mg.min)
ce	غلظت یون جذب شده در زمان تعادل (mg/g)
n	ظرفیت جذب (بدون بعد)
K	شدت جذب (بدون بعد)
b	ماکزیمم یون فلزی جذب شده (mg/g)
a	ثابت انرژی جذب (L/mg)

تهیه محلول‌های آزمایش

تمام محلول‌های آزمایش به طور مصنوعی با غلظت ۱۰، ۲ و ۵۰ واحد میلی‌گرم بر لیتر با استفاده از نمک کلرید روی و آب دیونیزه تهیه شدند. pH اولیه محلول‌های مصنوعی با استفاده از HCL و NaOH رقیق و به وسیله یک pH متر در مقادیر دلخواه تنظیم شد. غلظت اولیه محلول‌های فلزی برای آزمایش‌های جذب ۲، ۱۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر انتخاب شد و تمام آزمایش‌ها در دمای ثابت و در محدوده ۲۰±۲ سانتیگراد انجام گرفت.

استفاده شد. برای تهیه جاذب در ابعاد نانومتر، خاکستر را درون دستگاه آسیاب گلوله‌ای مدل (D- 56070 KOBLENZ) ساخت کشور آلمان ریخته و سپس به میزان ۲ درصد وزنی جاذب، اسید استاریک (ماده کنترل کننده فرایند) به جاذب اضافه شد تا ذرات جاذب به ابعاد نانو تبدیل شوند. گلوله‌های مورد استفاده در آسیاب، از جنس فولاد با نسبت ۱ به ۵ (نسبت وزن جاذب به وزن گلوله‌ها) و با اندازه‌های مختلف انتخاب شدند (۴ و ۶). به منظور نزدیکتر بودن شرایط آزمایش به خصوصیات پساب از محلول‌های فلزی حاوی یون‌های سرب، کادمیم، روی و آهن استفاده شد.

شناسایی خصوصیات جاذب

برای بررسی مورفولوژی سطح جاذب و توزیع ذرات جاذب‌ها از دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی^۱ مدل ۱۴۵۵ ساخت کشور آلمان استفاده شد. اندازه‌گیری سطح ویژه جاذب با استفاده از روش جذب متیلن بلو^۲ انجام شد (۹).

آزمایش‌های جذب

به منظور دستیابی به pH بهینه جذب، محلول‌هایی با غلظت اولیه ۱۰ میلی گرم بر لیتر یون روی تهیه شدند. سپس pH آن‌ها در دامنه ۳ تا ۸ تنظیم شد و به مدت ۱۲ ساعت در دمای کنترل شده 20 ± 2 درجه سانتی‌گراد با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه روی همزن^۳ قرار داده شدند. برای مطالعه اثر زمان تماس محلول فلزی با جاذب بر راندمان جذب عنصر روی، مقدار ۱ گرم جاذب در ارلن‌های حاوی ۱۰۰ میلی لیتر محلول فلزی با غلظت اولیه ۱۰ میلی گرم بر لیتر ریخته شد. pH محلول‌ها بر روی مقدار بهینه تنظیم و برای مدت زمان‌های ۵ تا ۱۲۰ دقیقه بر روی همزن با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه گذاشته شدند. به منظور مطالعه اثر مقدار جاذب بر راندمان جذب روی مقدار ۱ تا ۵۰ گرم بر لیتر جاذب در ۱۰۰ میلی لیتر محلول با غلظت ۱۰ میلی گرم بر لیتر ریخته شد و پس از اتمام همزنی جاذب توسط دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۱۲۰۰۰ دور در دقیقه و مدت ۲۰ دقیقه از محلول جدا گردید (۷). غلظت عنصر روی توسط دستگاه جذب اتمی دستگاه جذب اتمی مدل AA220 ساخت شرکت Varian کشور استرالیا اندازه‌گیری شد. برای مدل سازی سینتیک جذب روی توسط خاکستر نانو ساختار از مدل هو و همکاران و لاگرگرن و برای مدل سازی ایزوترم جذب از مدل‌های فروندلیچ^۴ و لانگمویر استفاده شد.

نتایج و بحث

مقدار اکسید سیلیسیم در جاذب برابر ۵۱/۴ درصد، آهن ۵/۶ درصد، آلومینیوم ۳۱/۳ درصد و کلسیم ۳/۶ درصد به دست آمد. شکل (۱) تصویر جاذب مورد استفاده در این تحقیق را توسط دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی نشان می‌دهد. با توجه به شکل (۱)، مشاهده می‌شود که ذرات نانو تمایل زیادی به کلوخه شدن دارند و با کلوخه‌ای شدن اندازه آن‌ها تغییر می‌کند (۷). اندازه ذرات با استفاده از نرم‌افزار Image Tool میانگین‌گیری از ۲۰ کلوخه (اندازه کلوخه‌ها در محدوده ۱/۵ تا ۳۴ میکرومتر) برابر ۸۳ نانومتر (میانگین) به دست آمد. همچنین سطح ویژه جاذب با استفاده از روش جذب متیلن بلو $33/53$ متر مربع بر گرم محاسبه شد (۹).

اثر pH بر راندمان جذب روی

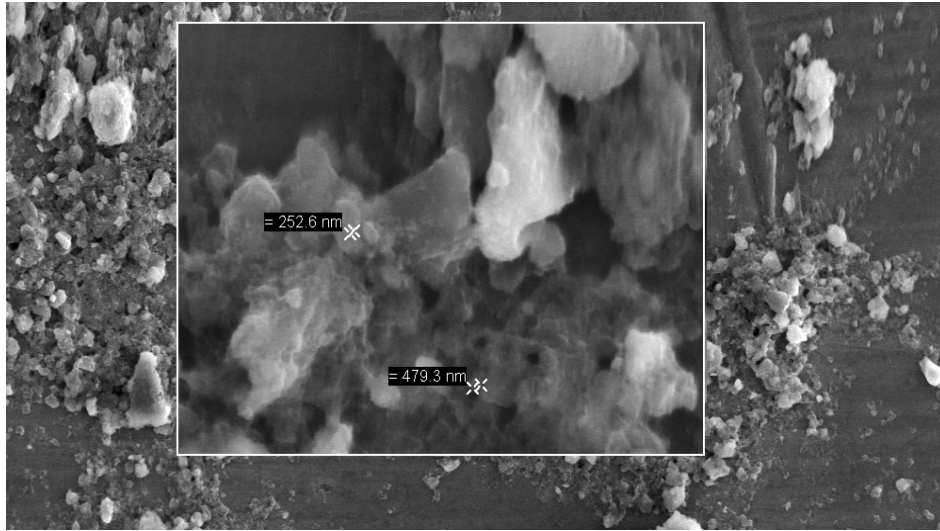
pH از مهمترین متغیرهایی است که در آزمایش‌های جذب مورد بررسی قرار می‌گیرد، زیرا اثر چشمگیری در جذب یون‌های فلزی دارد. بخشی از این تأثیر مربوط به جذب یون‌های هیدروژن بوده، که به عنوان رقیب در جذب سطحی کاتیون‌ها ظاهر می‌شوند (۱۲). به منظور دستیابی به pH بهینه جذب، محدوده مورد بررسی در این تحقیق بین ۳ تا ۸ انتخاب شد. در شکل (۲) اثر تغییرات pH، بر راندمان جذب عنصر روی توسط خاکستر سدر نانوساختار نشان داده شده است. حداقل و حداکثر راندمان جذب به ترتیب برابر ۵۰ درصد و ۷۲ درصد و در pH‌های ۳ و ۵ به دست آمد.

همانطور که ذکر گردید محدوده pH مورد بررسی در این تحقیق، بین ۳ تا ۸ انتخاب شد. در pH‌های پایین یون‌های H^+ با یون‌های فلزی برای قرار گرفتن در جایگاه‌های جذب رقابت می‌نمایند و با اشغال سایت‌های جذبی جاذب باعث کمتر شدن ظرفیت جاذب در جذب فلز می‌شوند (۵). به نظر می‌رسد با افزایش pH محلول تا pH=۵، بار منفی در سطح جاذب افزایش یافته و از طرفی غلظت یون‌های H^+ نیز کاهش می‌یابد، بنابراین یون‌هایی با بار مثبت به راحتی جذب سایت‌های منفی جاذب می‌شوند (۱). اما در pH‌های بالاتر از ۵ یون‌های فلزی به صورت رسوب قابل مشاهده بودند و جداسازی یون‌ها به طریق جذب سطحی امکان پذیر نمی‌باشد. در صورتی عملیات جذب زمانی می‌تواند به عنوان یک مکانیسم مؤثر در جداسازی مطرح شود که فلزات به شکل یونی در محلول باقی مانده و رسوب نکنند که این مطلب به مقدار pH محیط وابسته است (۱۲). مطالعه انجام شده توسط روب نشان داد جذب روی توسط برگ درخت خرما با افزایش pH افزایش یافته و در pH = ۵/۵ به حداکثر رسیده است (۱۳). همچنین ژانگ و همکاران نشان دادند که pH بهینه جذب روی توسط نانو کلسیم تیتانیم = ۵ pH به دست آمد (۱۶). مطالعه انجام شده توسط پاراجولی و همکاران^۴ نشان داد جذب روی توسط لیگنین با افزایش pH افزایش یافت و در pH = ۵ به حداکثر رسید (۱۱).

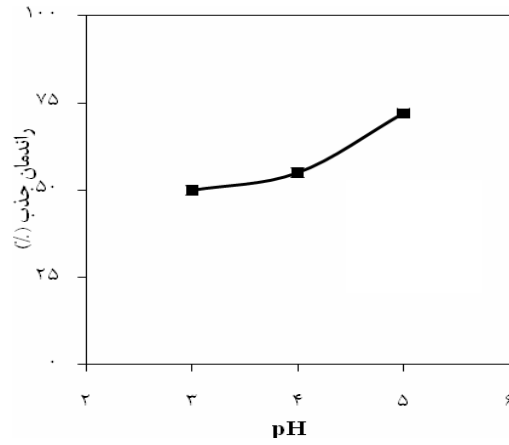
اثر زمان تماس بر راندمان جذب روی

با توجه به شکل (۳) که تأثیر زمان تماس بر درصد جذب روی را نشان می‌دهد، با افزایش زمان تماس به دلیل افزایش شانس برخورد یون‌های فلزی با جاذب درصد حذف یون‌های فلزی بیشتر شده است (۵). در زمان تماس ۳۰ دقیقه (زمان تعادل) بیشترین جذب یون روی (۷۲ درصد) اتفاق افتاده است. محققان دیگر در تحقیقات خود، اثر مثبت افزایش زمان تماس جاذب و محلول را در حذف آلاینده بیان نموده‌اند که می‌توان به حذف روی توسط چوب لیگنین (۱۱)، حذف روی توسط آلومینای نانو ساختار (۱۲)، حذف

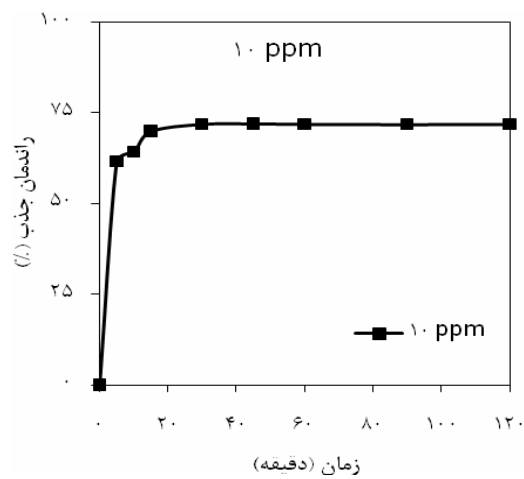
1- Scanning Electron Microscopy
2-Methylene blue
3-Shaker



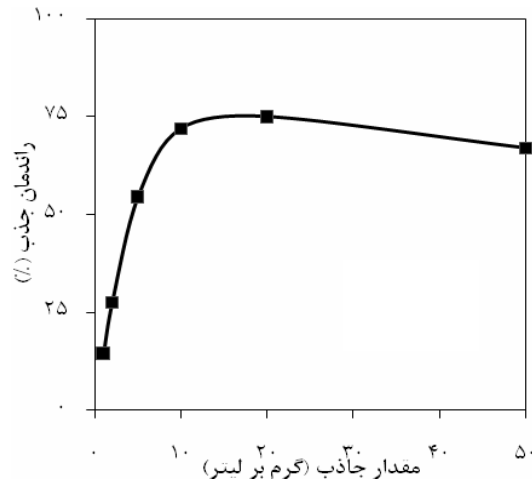
شکل ۱- تصویر SEM جاذب نانومتری خاکستر سدر (بزرگنمایی ۷۰۰۰)



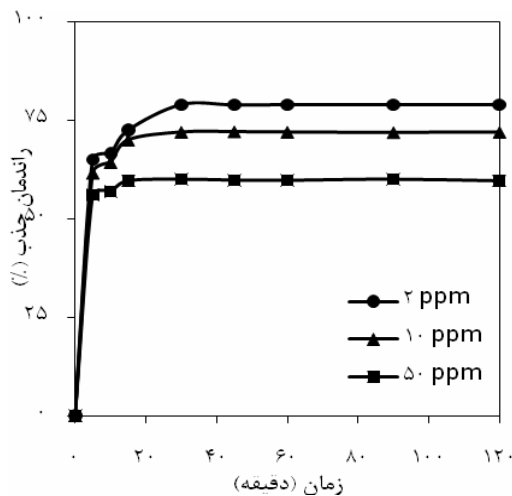
شکل ۲- اثر pH بر راندمان جذب روی



شکل ۳- تاثیر زمان تماس بر راندمان جذب رویاثر مقدار جاذب بر راندمان جذب روی



شکل ۴- اثر مقدار جاذب بر راندمان جذب روی با اثر غلظت اولیه بر راندمان جذب روی



شکل ۵- اثر غلظت اولیه بر راندمان جذب روی

جدول ۳- پارامتر مدل های سینتیک جذب عنصر روی توسط جاذب مورد مطالعه

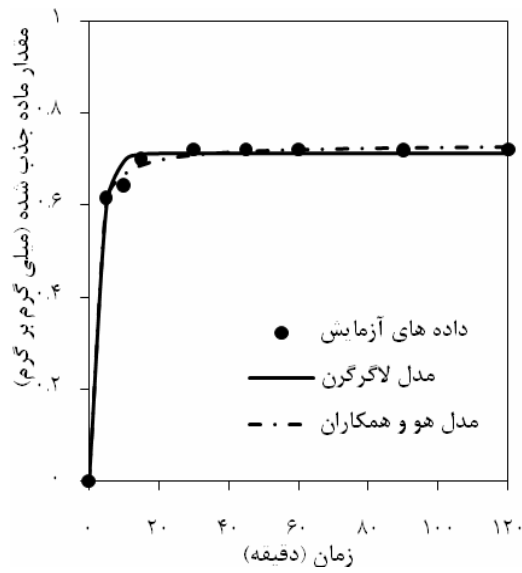
منابع	هو و همکاران			لاگرگرن			C ₀	جاذب
	R ²	K ₂	q _e	R ²	K ₁	q _e		
تحقیق حاضر	۰/۹۹۸	۱/۳۶۸	۰/۷۳۲	۰/۹۹۴	۰/۳۷	۰/۷۱۱	۱۰	نانو ساختار خاکستر سدر

یکدیگر واکنش داده و به صورت کلوخه در می آیند، سطح ویژه آن ها کاهش می یابد و راندمان جذب یون های فلزی توسط این ذرات کاهش می یابد (۱۲).

شکل (۵) نشان می دهد که با افزایش غلظت محلول فلزی عنصر روی از ۲ به ۵۰ میلی گرم بر لیتر، زمان تعادل فرایند جذب کاهش می یابد. در غلظت های بالای محلول فلزی، به دلیل تجمع زیاد یون های فلزی (آلاینده) اطراف جاذب و افزایش شانس برخورد فلز با جاذب، مدت زمان کمی طول می کشد که ظرفیت جاذب اشباع شود و فرایند جذب به تعادل برسد (۱۲).

روی توسط نانو کلسیم تیتانیوم (۷) و حذف روی توسط اسید هیومیک (۱۵) اشاره کرد.

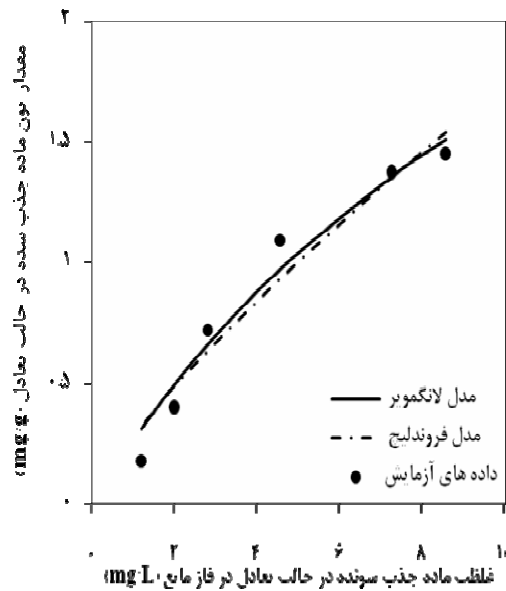
شکل (۴) اثر مقدار جاذب بر راندمان جذب عنصر روی با غلظت محلول فلزی ۱۰ میلی گرم بر لیتر را نشان می دهد. با افزایش مقدار جاذب از ۱ گرم بر لیتر به ۱۰ گرم بر لیتر احتمال برخورد جاذب با کاتیون های فلزی افزایش یافته و سبب افزایش جذب آلاینده می شود (۱۲). با افزایش بیشتر مقدار جاذب، راندمان جذب کاهش می یابد و این به دلیل این است که نانو مواد سطح ویژه و واکنش پذیری بالایی دارند و با افزایش مقدار جاذب در محلول، با



شکل ۶- برازش مدل‌های سینتیک جذب روی برازش مدل‌های ایزوترم جذب

جدول ۴- پارامتر مدل‌های ایزوترم جذب عنصر روی توسط جاذب مورد مطالعه

منابع	فروندلیج			لانگمویر		pH	جاذب
	R ²	n	K	R ²	b		
تحقیق حاضر	۰/۹۴۸۹	۱/۲۶۲	۰/۲۸۱	۰/۹۶۵	۴/۰۳۸	۵	نانو ساختار خاکستر سدر



شکل ۷- برازش مدل‌های ایزوترم جذب روی

جدول ۵ - پارامتر مدل‌های جذب عنصر روی توسط جاذب‌های مختلف

منابع	هو و همکاران			لاگرگرن			C ₀	جاذب	مدل جذب
	R ²	K ₂	q _e	R ²	K ₁	q _e			
[۱۴]	۰/۹۹۸	۳/۸۳	-	۰/۹۸	۴۵/۴	-	-	پوست برنج	فروندلیج
[۱۳]	۰/۹۹۹	۰/۰۴۶	۱۲/۷				۱۰۰	برگ درخت خرما	
تحقیق حاضر	۰/۹۹۸	۱/۳۶۸	۰/۷۳۲	۰/۹۹۴	۰/۳۷	۰/۷۱۱	۱۰	نانو ساختار خاکستر سدر	
منابع	فروندلیج			لانگمویر			pH	جاذب	
	R ²	n	K	R ²	b	a			
[۱۴]	۰/۹۹۸	۳/۸۳	-	۰/۹۸	۱۴/۱۷	۰/۰۱۱	۵	پوست برنج	فروندلیج
[۱۳]	-	۳/۲۳	۳/۰۱	-	۱۴/۶	۰/۰۵۶	۵/۵	برگ درخت خرما	
تحقیق حاضر	۰/۹۴۸۹	۱/۲۶۲	۰/۲۸۱	۰/۹۶۵	۴/۰۳۸	۰/۰۶۸	۵	نانو ساختار خاکستر سدر	

برازش مدل‌های سینتیک جذب

شکل (۶) نتایج برازش مدل‌های سینتیک جذب عنصر روی را توسط خاکستر سدر نانو ساختار نشان می‌دهد. مدل هو و همکاران که بر اساس ظرفیت فاز جامد بیان شده است برازش بهتری بر داده‌های آزمایشگاهی دارد و در مقایسه با مدل لاگرگرن توانسته همبستگی مناسب‌تری با داده‌های جذب سینتیک برقرار نماید که این امر نشان دهنده این است که سرعت جذب فلزات سنگین که دارای ظرفیت جذب شیمیایی هستند تنها به خاطر تبادل یونی یا به اشتراک گذاشتن الکترون بین جاذب و عنصر به وجود آمده است. ثابت مدل هو و همکاران (K₂) بیانگر سرعت جذب عنصر روی توسط خاکستر سدر نانو ساختار و برابر ۱/۳۶۸ گرم بر میلی‌گرم دقیقه می‌باشد (جدول ۳)

هم دماهای جذب نشان دهنده مقدار جذب به عنوان تابعی از غلظت تعادلی جذب شونده هستند. به منظور برازش جذب سطحی عنصر فلزی روی از دو مدل لانگمویر و فروندلیج استفاده شد (۱). شکل (۷) و جدول (۴) نتایج برازش مدل‌های ایزوترم بر داده‌های آزمایش جذب روی توسط خاکستر سدر نانو ساختار را نشان می‌دهد. همان‌طور که در جدول (۴) نشان داده شده است تبعیت داده‌های به دست آمده از مدل لانگمویر بیشتر بوده است زیرا R² بزرگتری نسبت به مدل فروندلیج دارد. این مدل بر این فرضیات استوار است که جذب به پوشش چند لایه‌ای محدود است، تمام قسمت‌های سطحی جاذب یکسان است و فقط می‌تواند یک اتم جذب شده را بر روی خود جای دهد و توانایی جذب مولکول بسته به اشغال شدن یا کامل شدن قسمت قبلی می‌باشد. با استفاده از این فرضیه‌ها و اصل قانون سینتیک (سرعت جذب و واجذب با

هم برابرند)، معادله لانگمویر به صورت غیر خطی نوشته می‌شود و قابل تبدیل به فرم خطی می‌باشد. در مدل لانگمویر گونه‌های عنصری موجود در محلول از طریق پیوند کووالانسی یا واندروالس به جاذب متصل می‌شوند. n در مدل فروندلیج نشان دهنده مطلوبیت جذب می‌باشد و بیان کننده این مطلب است که اثر متقابل بین جاذب و فلزات سنگین قوی و نیرومند است (۸).

با توجه به n به دست آمده (n = ۱/۲۶۲) از برازش مدل فروندلیج بر داده‌های جذب می‌توان چنین نتیجه‌گیری نمود که جذب یون‌های روی توسط جاذب خاکستر نانو ساختار مطلوب می‌باشد. همچنین در مدل لانگمویر پارامتر b بیان کننده ظرفیت اشباع (یا حداکثر ظرفیت برای جذب عنصر مورد نظر) در سطح فعال جاذب ماده جاذب است و برای جذب عنصر روی توسط جاذب خاکستر نانو ساختار، ۴/۰۳۸ میلی‌گرم بر گرم به دست آمد. به منظور مقایسه، نتایج حاصل از این تحقیق و دیگر محقق در جدول (۵) ارائه شده است.

نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد با افزایش غلظت اولیه زمان تعادل و راندمان جذب روی کاهش می‌یابد. به طوری که با افزایش غلظت روی از ۲ میلی‌گرم بر لیتر به ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر زمان تعادل از ۳۰ به ۱۵ دقیقه و راندمان جذب از ۷۹ به ۶۰ درصد کاهش یافت. نتایج برازش مدل‌های سینتیک جذب نشان داد که مدل هو و همکاران داده‌های آزمایش را بهتر توصیف می‌نمایند. نتایج برازش مدل‌های ایزوترم نشان داد مدل لانگمویر برازش بهتری بر داده‌های آزمایش دارد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از مسئولان آزمایشگاه کیفیت آب سازمان آب و برق خوزستان و آزمایشگاه مرکزی دانشگاه شهید چمران اهواز به دلیل همکاری در انجام تحقیق تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع

- ۱- اسدی، ف، میرغفاری، ن، و ح. شریعتمداری. ۱۳۸۷. بررسی کارایی ضایعات کشاورزی در مقایسه با خاک در جذب برخی از فلزات سنگین. نشریه شیمی و مهندسی شیمی ایران، جلد ۳۷، شماره یک، صفحات ۶۱-۷۳.
- ۲- شیرزاد، م، صمدی، م، ت، رحمانی، ع، بردبار، م، و م. سمرقندی. ۱۳۸۹. حذف فتوکاتالیستی کروم شش ظرفیتی و نیکل دو ظرفیتی از محلول‌های آبی با استفاده از اشعه UV در حضور نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم. مجله سلامت و محیط. جلد سه، شماره سه، صفحات ۲۷۰-۲۶۱.
- ۳- عابدی کویابی، ج، اسلامیان، س، گوهری، ع. و ر. خدادادی. ۱۳۸۹. ارزیابی خصوصیات مکانیکی کانال‌های انتقال آب ساخته شده از بتن‌های نانو پوزولان خاکستر غلاف گندم. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، جلد ۵۴، صفحات ۵۱-۳۹.
- ۴- مهراسبی، م، و ز. فرهنگیا. ۱۳۸۷. حذف فلزات سنگین از محیط آبی توسط جذب سطحی بر روی پوسته موز اصلاح شده. مجله سلامت و محیط، جلد یک، شماره یک، صفحات ۶۶-۵۷.
- ۶- مهری، الف. ۱۳۸۷. کاهش EC آب آبیاری با استفاده از نانو ذرات در محیط متخلخل سیستم آبیاری قطره ای. پایان نامه کارشناسی ارشد رشته آبیاری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
6. Afkhami, A., Saber-Tehrani, M. and Bagheri, H. 2010. Simultaneous removal of heavy-metal ions in wastewater samples using nano-alumina modified with 2,4-dinitrophenylhydrazine. *Journal of Hazardous Materials*, 181: 834-836.
7. Delle Site, A. 2001. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/ water systems and sorption coefficients for selected pollutants. *Areview. Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 30: 187-439.
8. Englert, A. and Rubio, J. 2005. Characterization and environmental application of a Chilean natural zeolite. *International Journal of Mineral Processing*, 75 (1-2): 21-29.
9. Ho, Y. 2006. Second-order kinetic model for the sorption of cadmium onto tree fern: A comparison of linear and non-linear methods. *Water Research*, 40: 119-125.
10. Parajuli, D., Inoue, K., Ohto, K., Oshima, T., Murota, A., Funaoka, M. and Makino, K. 2005. Adsorption of heavy metals on crosslinked lignocatechol: A modified lignin gel. *Reactive and Functional Polymers*, 62 (2): 129-139.
11. Rahmani, A., Zavvar Mousavi, H. and Fazli, M. 2010. Effect of nanostructure alumina on adsorption of heavy metals. *Desalination*, 253(1-3): 94-100.
12. Rub, F. 2006. Biosorption of zinc on palm tree leaves: Equilibrium, kinetics, and thermodynamics studies. *Separation Science and Technology*, 41: 3499-3515.
13. Wang, X., Qin, Y. and Li, Z. 2006. Biosorption of zinc from aqueous solutions by rice bran: Kinetics and equilibrium studies. *Separation Science and Technology*. 41: 747-756.
14. Ying, L., Qinyan, Y. and Baoyu, G. 2010. Adsorption kinetics and desorption of Cu(II) and Zn(II) from aqueous solution onto humic acid. *Journal of Hazardous Materials*, 178: 455-461.
15. Zhang, D., Zhang, C. and Zhou, P. 2010. Preparation of porous nano-calcium titanate microspheres and its adsorption behavior for heavy metal ion in water. *Journal of Hazardous Materials*, 175: 393-410.