

بررسی رفتار سینتیکی جذب یون سرب از محلول های آبی با استفاده از برگ درخت کنار زغالی شده

رئوف فروتن^۱، حسین اسماعیلی^{۲*}، ملیحه کوثری فرد^۳

^۱باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد بوشهر، دانشگاه آزاد اسلامی، بوشهر، ایران

^۲گروه مهندسی شیمی، واحد بوشهر، دانشگاه آزاد اسلامی، بوشهر، ایران

^۳دانشگاه علوم پزشکی بوشهر، بوشهر، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۳/۱۷ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۵/۲۶)

چکیده:

یکی از مهمترین مشکلات دنیای امروز، آلودگی محیط زیست به فلزات سمی و خطرناک می باشد. این فلزات درون محیط تجزیه نمی شوند و می توانند برای بسیاری از گونه های جانوری خطرناک باشند. بنابراین حذف این فلزات از آب و فاضلاب بسیار مهم است. برای جداسازی فلزات سنگین روش های مختلف فیزیکی و شیمیایی وجود دارد. در این تحقیق برای جداسازی یون فلز سرب از محلول آبی از برگ خشک زغالی شده و پودر شده درخت کنار استفاده گردید و اثر پارامترهای مختلفی در جذب یون فلز سرب نظیر pH اولیه محلول، مقدار بیوجاذب استفاده شده، زمان تماس، سرعت اختلاط و غلظت یون سرب در دمای محیط بررسی گردید. بهترین شرایط آزمایش برای بازیابی و حذف یون سرب شامل pH اولیه ۹، مقدار جاذب ۵ g/L، سرعت اختلاط ۱۰۰ rpm، غلظت یون سرب ۲۰ ppm و زمان تماس ۸۰ دقیقه بود که در شرایط ذکر شده بازدهی حذف یون سرب به وسیله جاذب ذکر شده ۹۸/۷۸٪ بدست آمد. به منظور بررسی رفتار سینتیکی جاذب، داده های جذب سطحی حاصل از آزمایش با مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول و دوم مورد بررسی قرار گرفت که با توجه به نتایج به دست آمده مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم توانایی بیشتری برای توصیف داده ها داشت. بنابراین، با توجه به نتایج به دست آمده، در بازیابی و حذف یون سرب از محلول های آبی این جاذب مناسب می باشد.

کلید واژگان: بیوجاذب، درخت کنار، جذب سطحی، محلول آبی، یون فلز سرب

۱. مقدمه

فاضلاب، ترسیب شیمیایی می باشد. در این روش برای رسیدن به استانداردهای بین المللی، باید مقدار زیادی مواد شیمیایی مصرف نمود. بدین ترتیب لجن حجیمی تولید می شود که هزینه های تصفیه را افزایش می دهد. از دیگر روشهای متداول حذف فلزات سنگین از فاضلاب می توان به فرآیند تعویض یون، جذب سطحی، فرآیندهای غشایی و فرآیندهای اکسیداسیون و احیا اشاره نمود. روش جذب سطحی به دلیل عملکرد آسان، مصرف انرژی کم، نگهداری آسان، ظرفیت جذب بالا و کارایی بالا برای تصفیه فاضلاب بطور گسترده استفاده می شود (Zhou et al., 2004). در فرآیند جذب سطحی از انواع جاذب ها نظیر کربن فعال، مواد سلولزی، ضایعات کشاورزی، مواد معدنی نظیر خاک رس و غیره استفاده می گردد. کربن فعال یکی از جاذب ها است که استفاده از آن به ویژه در سطح وسیع هزینه های بالایی دارد (Esmaili et al., 2009). به همین دلیل در سال های اخیر استفاده از جاذب های طبیعی و محلی مورد توجه قرار گرفته است. از جمله این جاذب ها می توان به رزین های تبادل یونی و فراورده های جنبی محصولات کشاورزی اشاره نمود. از ویژگی های مثبت ضایعات کشاورزی، دوام بالا، اصلاح پذیری آسان، امکان حذف آلودگی و بازیابی مجدد و امکان تولید کمپوست از آنها و از همه مهم تر، ارزان بودن این گونه جاذب ها است.

تحقیقات زیادی در زمینه استفاده از ضایعات کشاورزی در زمینه حذف یون فلزات سنگین از محلول های آبی صورت گرفته است. چند محقق (Martínez et al., 2006) از ضایعات انگور برای

با توسعه سریع صنایع جدید، آلودگی محیط زیست نسبت به گذشته افزایش یافته است. فلزات سنگین در پساب بسیاری از صنایع مانند صنایع استخراج روی و سایر فلزات سنگین از سنگ معدن، صنایع پتروشیمی، صنایع پالایش نفت، صنایع کاغذسازی، صنایع دارویی، صنایع رنگسازی، صنایع فرآورده های پلاستیکی و ... وجود دارند. حضور فلزات سنگین در آبهای سطحی برای سلامتی انسان و سایر موجودات زنده بسیار خطرناک است و اثر آنها بر زندگی انسان و سایر موجودات شناخته شده است (Inglezakis et al., 2002 و Tunalı et al., 2006). در حال حاضر، سرب و کادمیوم از سمی ترین فلزات سنگین غیر ضروری در محیط زیست می باشند. مسمومیت با یون فلز سرب در انسان آسیب های شدیدی به کلیه، سیستم عصبی، سیستم تولید مثل، کبد و مغز می گذارد و حتی می تواند موجب مرگ نیز گردد (Goel et al., 2005 و Bedoui et al., 2008). حد مجاز سرب در آب آشامیدنی بر اساس گزارش نمایندگی حفاظت از محیط زیست آمریکا ۰/۰۵ میلی گرم بر لیتر گزارش شده است، بنابراین مقدار غلظت های کم سرب در آب بسیار سمی و خطرناک است (Bhattacharjee et al., 2003). در زمینه حذف سرب از آبهای آلوده روش های مختلفی توسط پژوهشگران بررسی شده است که از این روش ها می توان به روش های فیلتراسیون، اسمز معکوس، اکسیداسیون شیمیایی، انعقاد، جذب سطحی، تکنیک های الکترولیتی و غیره اشاره کرد (Pamukoglu et al., 2006). متداولترین روش حذف فلزات سنگین از

گرفت. همچنین، سدیم هیدروکسید (NaOH)، اسید کلریدریک (HCl) و نیترات سرب ($Pb(NO_3)_2$) از شرکت مرک (آلمان) خریداری شد. برای تهیه محلول های حاوی سرب نیز، در همه آزمایش ها از آب دوبار تقطیر استفاده گردید.

۲,۲ تهیه بیوجاذب از برگ درخت کنار

برگ درخت کنار جمع آوری شده را ابتدا چندین بار با آب مقطر شسته تا گرد و خاک و آلودگی ها دیگر آن زدوده شد. برگ درخت کنار را درون آن و به مدت ۵۰ دقیقه در دمای ۸۰ درجه سانتی گراد قرار داده تا خشک گردد. سپس برگ خشک شده درون کوره و در دمای ۳۵۰ درجه سانتی گراد به مدت ۱ ساعت قرار گرفت تا برگ درخت کنار به زغال تبدیل شوند. پس از زغالی شدن، برگ ها را به وسیله آسیاب پودر کرده و به کمک الک شماره ۲۵ دانه بندی کرده و درون بطری های پلاستیکی درب دار ضد رطوبت ذخیره گردید.

۳,۲ روش تهیه محلول استوک

جهت تهیه محلول استوک سرب، از نیترات سرب استفاده گردید. بدین ترتیب که ابتدا ۰/۱۶ گرم از سرب را به دقت توزین کرده و در بالن ژوژه ۱۰۰۰ میلی لیتر ریخته و با آب مقطر دیونیزه به حجم رسانده شد. سپس با استفاده از این استوک محلول هایی با غلظت های مختلف (۱- ۲۰ ppm) از سرب تهیه گردید. برای تنظیم pH نمونه ها از محلول سدیم هیدروکسید (۱ مولار) و اسید کلریدریک (۱ مولار) استفاده گردید.

حذف و بازیابی یون سرب و کادمیوم از محلول های آبی استفاده کردند. بیشترین بازدهی جذب در pH ۵/۵ بدست آمد. علاوه بر ضایعات درخت انگور، ضایعات کشاورزی دیگری نظیر پوست پرتقال (Li et al., 2008)، هسته زیتون (Fiol et al., 2006) و ضایعات کارخانه چای (Kula et al., 2008) ضایعات چغندر قند (Malkoc et al., 2005) در فرآیند جذب سطحی یون فلزات سنگین از محلول های آبی مورد استفاده قرار گرفته است.

درخت کنار یکی از درخت های بومی مناطق جنوب هست که به دو صورت وحشی و پرورشی وجود دارد. این درخت در مناطق گرم و خشک نظیر جنوب ایران بصورت خودرو رشد می کند. این درخت در فصل پاییز بسیاری از برگ های خود را از دست می دهد، بنابراین برگ های این درخت می تواند یکی از ضایعاتی کشاورزی محسوب شود و سالیانه مقدار فراوانی از آن تولید می گردد. در بررسی انجام شده، هدف بازیابی و حذف یون سرب از محلول آبی به وسیله برگ زغالی شده درخت کنار بود. در این بررسی اثر پارامترهای مختلفی نظیر pH اولیه محلول، غلظت بیوجاذب مورد استفاده، سرعت اختلاط محلول، غلظت اولیه یون سرب و زمان تماس در دمای محیط بررسی گردید. در نهایت، رفتار سینتیکی جذب نیز مورد بررسی قرار گرفت.

۲. مواد و روش ها

۱,۲ مواد

برگ درخت کنار از باغ های محلی استان بوشهر جمع آوری و به عنوان بیوجاذب مورد استفاده قرار

۴،۲ روش انجام آزمایش

جاذب به آن اضافه شد و در سرعت اختلاط بهینه به مدت ۸۰ دقیقه هم زده شد. در پایان اثر مقدار یون سرب (۲۰-۱ ppm) درون محلول بر روی میزان جذب در زمانهای مختلف بررسی شد. در این قسمت نیز چندین نمونه شامل مقادیر مختلف یون سرب تهیه کرده و سپس مقدار مشخصی از جاذب (مقدار بهینه) به تمام نمونه اضافه شد و pH نمونه ها در مقدار بهینه تنظیم و در سرعت اختلاط بهینه هم زده شدند. در نهایت در زمانهای مختلف میزان جذب یون سرب توسط جاذب تعیین شد. در همه نمونه ها مقدار درصد جذب یون فلز سرب (R%) از رابطه (۱) بدست آمد:

$$\%R = (C_i - (C_0/C_i)) * 100 \quad (1)$$

که در اینجا C_i و C_0 (mg/L)، به ترتیب غلظت اولیه و غلظت تعادلی یون سرب، R درصد جذب یون فلز سرب است. ظرفیت تعادلی جاذب به ازای هر گرم جاذب خشک، از رابطه (۲) تعیین شد:

$$q_e = (C_i - (C_0/W)) * V \quad (2)$$

در رابطه (۲) C_0 و C_i (ppm) به ترتیب غلظت اولیه و غلظت تعادلی یون سرب، V حجم محلول مورد استفاده شده (L) و W جرم جاذب استفاده شده (g) است.

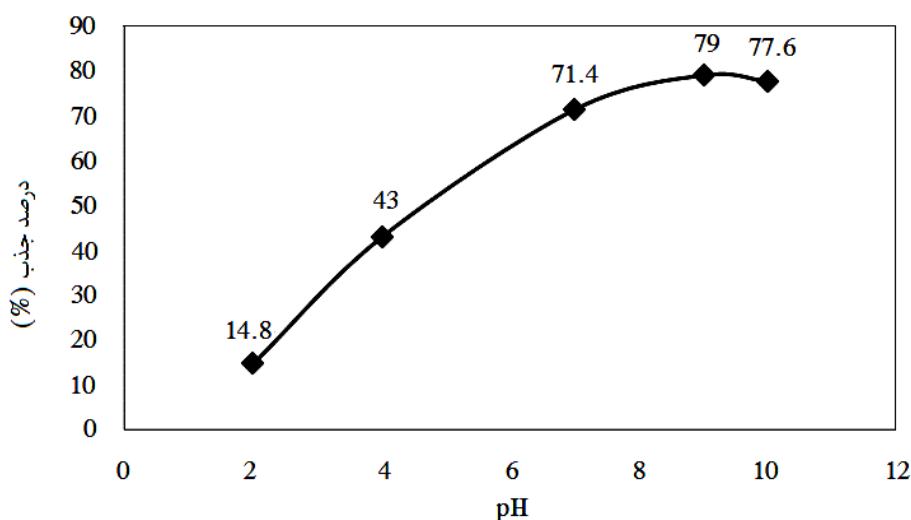
۳. نتایج

۱،۳ اثر pH اولیه بر بازدهی جذب فرآیند

آزمایش جذب بصورت ناپیوسته درون ارلن مایر به حجم ۲۵۰ میلی لیتر، شامل ۱۰۰ میلی لیتر محلول سرب با غلظت های بین ۲۰-۱ ppm صورت گرفت. در ابتدای آزمایش، اثر pH اولیه محلول در فرآیند جذب مورد بررسی قرار گرفت که برای بررسی این پارامتر، pH های اولیه محلول در محدوده بین ۱۰-۲ تنظیم گردید که برای تنظیم pH از محلول ۱ نرمال سدیم هیدروکسید و اسیدکلریدریک استفاده شد. پس از تنظیم pH محلول ها، ۲ g/L برگ درخت کنار زغالی شده را به محلول ها با غلظت مشخص از یون سرب (۱۰ ppm) اضافه کرده و در دمای محیط و به مدت ۸۰ دقیقه با سرعت ۱۰۰ rpm همزده شد تا فرآیند جذب صورت گیرد. پس از اتمام زمان ذکر شده، محلول را به وسیله کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف کرده و پس از جداسازی بیوجاذب مقدار غلظت یون سرب باقی مانده درون محلول به وسیله دستگاه جذب اتمی شعله ای مدل Plus SpectraAA-10 ساخت شرکت واریان اندازه گیری شد. بعد از بهینه سازی مقدار pH اثر سرعت اختلاط (صفر تا ۲۵۰ rpm) بر روی میزان جذب بررسی شد. بدین منظور محلول هایی شامل ۱۰ ppm یون سرب ساخته شده و ۲ g/L جاذب مورد نظر به آن اضافه کرده و سپس در pH بهینه به مدت ۸۰ دقیقه هم زده شد. در نهایت نمونه با دستگاه جذب اتمی آنالیز و بهترین مقدار سرعت اختلاط به دست آمد. در مرحله سوم اثر مقدار جاذب (۷-۱ g/L) بررسی گردید. برای بررسی اثر جاذب نمونه هایی شامل ۱۰ ppm یون سرب ساخته شده و pH تمام نمونه ها را در مقدار بهینه تنظیم نموده و سپس غلظت های مختلف از

در pH ۷-۱۰ بدست آمد. در pH های پایین (۲-۴) میزان بازدهی جذب یون سرب کم بود، زیرا درون محلول مقدار غلظت یون هیدروژن زیاد می باشد و این یون به منظور قرار گرفتن بر روی مکان های فعال بر روی دیواره سلولی جاذب با یون سرب به رقابت می پردازد و مکان های فعال جاذب را اشغال می کند. با افزایش pH میزان بارهای منفی بر روی سطح جاذب و درون محلول افزایش می یابد و این یون ها باعث افزایش بازدهی جذب یون سرب می شوند و ماکزیمم بازدهی جذب در pH برابر با ۹ بدست آمد. با افزایش pH از محدوده ۹ تا ۱۰ دوباره میزان بازدهی جذب کاهش یافت، زیرا در این حالت غلظت یون هیدروکسید درون محلول افزایش یافته و با یون فلز سرب کمپلکس تشکیل داده و به منظور قرار گرفتن بر روی مکان های فعال جاذب با یون سرب رقابت می کند، در نتیجه دوباره بازدهی جذب فرآیند کاهش می یابد (Vimala et al., 2009).

pH اولیه محلول پارامتر مهمی در فرآیند جذب و حذف یون فلزات سنگین به وسیله جاذب محسوب می شود، زیرا یون هیدروژن (گروه عاملی فعال) درون محلول با یون فلزات سنگین برای قرار گیری بر روی مکان های فعال در دیواره سلولی به شدت رقابت می کنند. میزان بازدهی جذب به طور گسترده ای وابسته به غلظت یون هیدروژن درون محلول می باشد (Sari et al., 2007). به منظور بررسی اثر pH اولیه محلول بر بازدهی حذف یون سرب از محلول آبی، pH در محدوده ۲-۱۰ در شرایط آزمایشگاهی شامل غلظت اولیه یون سرب ۱۰ ppm، زمان ۸۰ دقیقه، دور همزن ۱۰۰ rpm و مقدار جاذب ۲g/L مورد بررسی قرار گرفت که به منظور همزدن محلول از همزن مغناطیسی استفاده شد. اثر pH اولیه محلول بر بازدهی جذب یون سرب درون محلول آبی در شکل ۱ نشان داده شده است. با افزایش pH اولیه در محدوده ۲ تا ۹، بازدهی جذب به ترتیب از ۱۴/۷۵٪ به ۷۹/۱۴٪ افزایش یافت و بیشترین بازدهی جذب

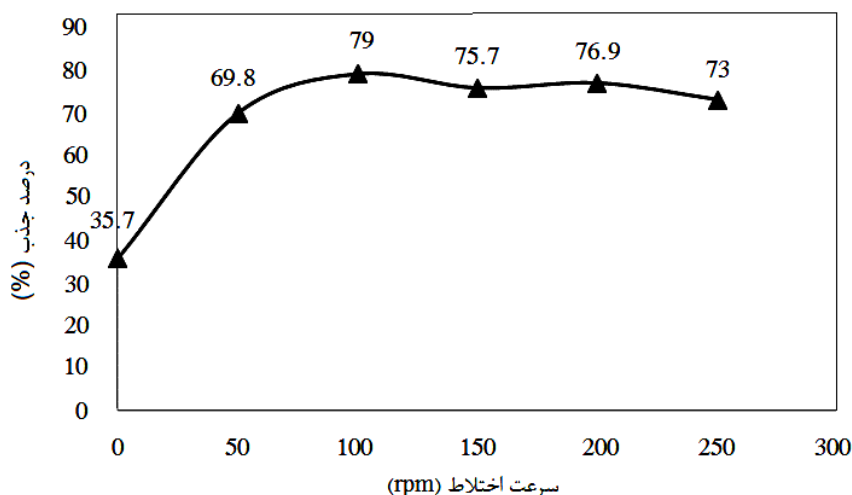


شکل ۱- اثر pH بر روی بازدهی جذب یون سرب (شرایط آزمایش: غلظت اولیه سرب ۱۰ppm، دور همزن ۱۰۰rpm، زمان تماس ۸۰min، مقدار جاذب ۲g/L)

بازدهی تعیین شده برابر ۳۵/۶۶٪ و ۷۸/۷۵٪ بدست آمد. با افزایش سرعت اختلاط (سرعت اختلاط rpm ۱۰۰) میزان بازدهی جذب کمی کاهش یافت، زیرا با افزایش سرعت اختلاط، سرعت حرکت یون ها افزایش یافته و کمتر در معرض مکان های فعال جاذب قرار می گیرند و علاوه بر این به دلیل افزایش سرعت اختلاط احتمال جدا شدن یون های فلز سرب از روی مکان های فعال جاذب نیز به دلیل نیروی گریز از مرکز ایجاد شده هم وجود دارد. در نتیجه با افزایش سرعت میزان بازدهی جذب یون سرب کاهش یافت و سرعت اختلاط بهینه برای فرآیند ۱۰۰rpm تعیین شد.

۲,۳ اثر سرعت اختلاط (همزدن) بر بازدهی جذب

از پارامترهای دیگری که در فرآیند جذب موثر است، سرعت اختلاط محلول می باشد. به منظور بررسی سرعت اختلاط بر بازدهی فرآیند جذب، سرعت هایی در محدوده ۰-۲۵۰rpm، در شرایط آزمایشگاهی شامل غلظت اولیه یون سرب ۱۰ppm، زمان ۸۰ دقیقه، pH ۹ و مقدار جاذب ۲g/L مورد بررسی قرار گرفت. اثر سرعت اختلاط بر بازدهی جذب در شکل ۲ نشان داده شده است. با توجه به شکل ۲ با افزایش سرعت اختلاط در محدوده ۰-۱۰۰ rpm میزان بازدهی جذب افزایش یافت که به ترتیب میزان



شکل ۲- اثر سرعت اختلاط بر بازدهی حذف یون سرب (شرایط آزمایش: غلظت اولیه یون سرب ۱۰ppm، زمان تماس ۸۰min، pH اولیه ۹، مقدار جاذب ۲ g/L)

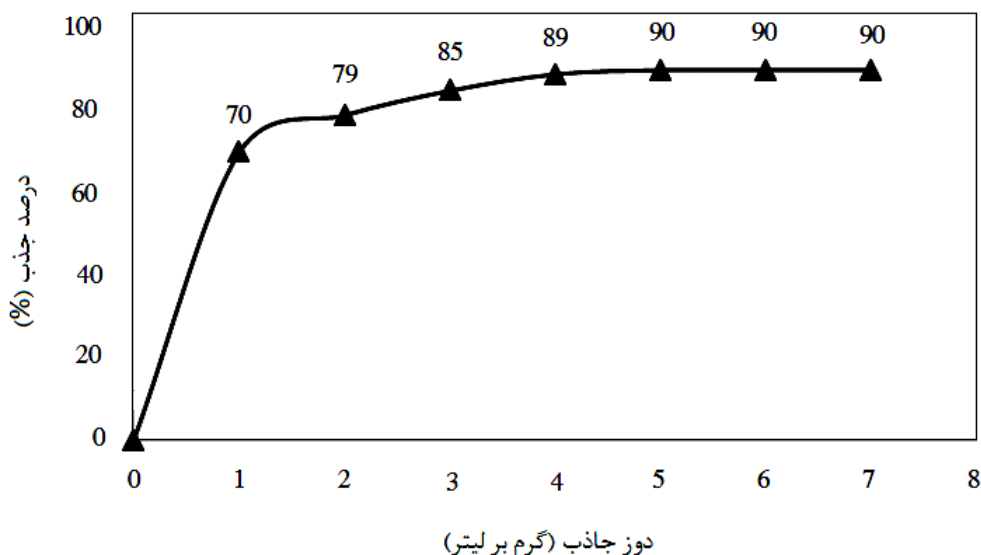
استفاده شده به منظور حذف یون سرب از محلول آبی در pH ۹، سرعت اختلاط ۱۰۰ rpm، غلظت اولیه یون سرب ۱۰ ppm و مدت زمان تماس ۸۰ دقیقه مورد بررسی قرار گرفت. در شکل ۳ اثر مقدار جاذب (۱-۷ g/L) استفاده شده از برگ درخت کنار

۳,۳ اثر مقدار جاذب

مقدار جاذب استفاده شده پارامتر مهمی در فرآیند جذب می باشد، زیرا این پارامتر ظرفیت جذب جاذب را در غلظت معینی از ماده جذب شده، تعیین می کند (Ahmad et al., 2009) اثر مقدار جاذب

میزان بازدهی جذب به وسیله برگ درخت کنار زغالی شده مشاهده نشد که از دلایل آن می توان به اشباع شدن مکان های فعال جاذب به وسیله یون های فلز سرب اشاره کرد. با توجه به بازدهی های بدست آمده، مقدار بهینه برگ درخت کنار زغالی شده به عنوان جاذب برای جذب یون سرب ۵ g/L تعیین شد.

زغالی شده بر روی بازدهی حذف یون سرب از محلول آبی نشان داده شده است. با توجه به شکل ۳ با افزایش مقدار جاذب استفاده شده بازدهی جذب یون سرب از محلول آبی افزایش می یابد، زیرا تعداد مکان های فعال یا سطح تماس بیشتری فراهم می شود (Zheng et al., 2007). این حالت تا مقدار جاذب ۵ g/L مشاهده شد و بعد از آن تغییری در



شکل ۳- اثر مقدار جاذب بر بازدهی حذف سرب به وسیله برگ زغالی شده درخت کنار (شرایط آزمایش: غلظت اولیه یون سرب ۱۰ ppm، pH اولیه محلول ۹، سرعت اختلاط ۱۰۰ rpm، زمان تماس ۸۰ min)

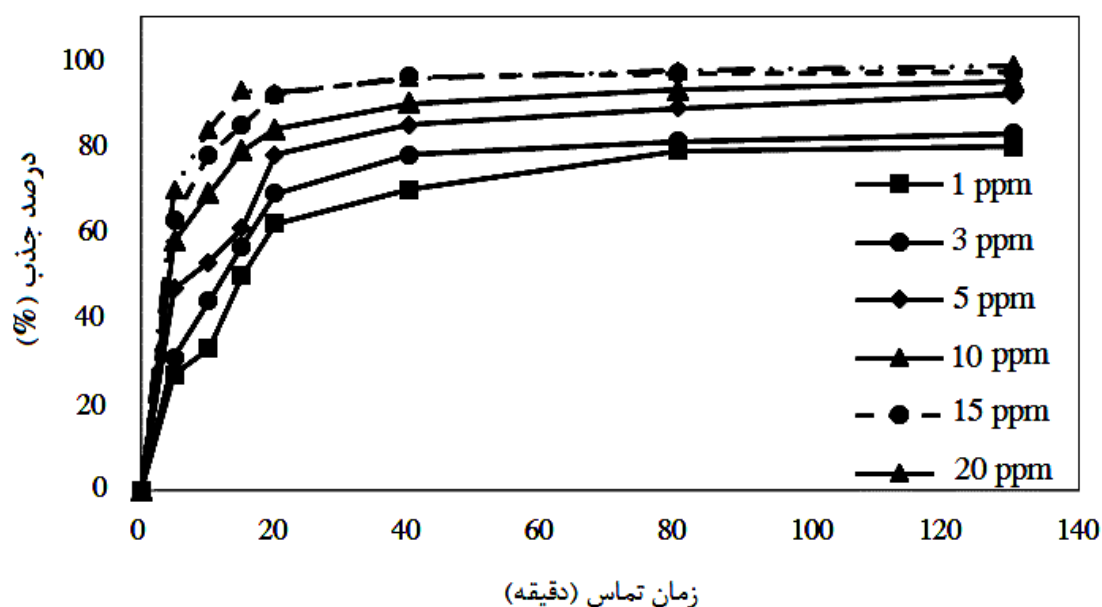
مطالعه و بررسی اثر زمان تماس و غلظت اولیه یون سرب، آزمایش در pH ۹، مقدار جاذب ۵ g/L، سرعت اختلاط ۱۰۰ rpm، زمان تماس در محدوده ۰-۱۳۰ min و غلظت های مختلف از یون سرب (۱-۲۰ ppm) انجام شد. در شکل ۴ اثر غلظت اولیه یون سرب در زمان های مختلف تماس نشان داده شده است. با توجه به شکل ۴ با افزایش غلظت

۴،۳ اثر غلظت اولیه یون سرب و زمان تماس بر بازدهی جذب

در فرآیند جذب ناپیوسته، غلظت اولیه یون فلزات درون محلول نقش اصلی و کلیدی برای ایجاد نیروی لازم برای انتقال جرم بین فاز جامد و مایع را فراهم می کند (Rafatullah et al., 2009). به منظور

باشد. زمان تعادل برای جذب یون سرب در محلول به وسیله جاذب برگ زغالی شده درخت کنار ۴۰ دقیقه تعیین شد و پس از زمان مذکور درصد جذب به آرامی صورت گرفت که نشان دهنده اشغال شدن مکان های فعال جاذب به وسیله یون های سرب و همچنین جذب از طریق نفوذ یون ها درون لایه های جاذب می باشد. علاوه بر این، بیشترین میزان جذب در زمان ۸۰ دقیقه صورت گرفت و بعد از آن جذبی مشاهده نشد.

اولیه یون سرب و زمان تماس، بازدهی افزایش می یابد زیرا با افزایش غلظت یون سرب نیروی لازم برای انتقال جرم بین فاز جامد و مایع به خوبی فراهم می شود. با توجه به نتایج به دست آمده غلظت بهینه برای وجود یون سرب ۲۰ ppm می باشد. همچنین با توجه به شکل ۴، با افزایش زمان تماس میزان بازدهی جذب افزایش یافت و جذب در زمان های اولیه با سرعت بیشتری صورت گرفت که ناشی از جذب یون سرب به وسیله مکان های فعال جاذب می



شکل ۴- اثر غلظت اولیه یون سرب و زمان تماس بر بازدهی جذب (شرایط آزمایش: pH ۹، مقدار جاذب ۵ g/L، سرعت اختلاط ۱۰۰rpm)

های سینتیکی نظیر مدل سینتیکی شبه درجه اول و دوم استفاده شد. برای تطبیق داده های آزمایشگاهی با مدل های سینتیکی مورد استفاده از ضریب همبستگی (R^2) استفاده گردید.

۱,۵,۳ سینتیک شبه مرتبه اول و دوم

مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم برای بیان کمی سینتیک جذب بکار می روند. در

۵,۳ مطالعات سینتیکی

سینتیک جذب برای تعیین مکانیسم کنترل فرایندهای جذب سطحی استفاده می شود. مکانیسم فرآیند جذب به خواص فیزیکی و شیمیایی جاذب بستگی دارد. در مطالعه به منظور بررسی رفتار سینتیکی و مکانیسم جذب سرب به وسیله جاذب تهیه شده از برگ زغالی شده درخت کنار از مدل

(۴)

$$t/q_t = (1/K_2 q_e^2) + 1/q_e(t)$$

و مقدار نرخ جذب اولیه از معادله (۵) تعیین می گردد:

(۵)

$$H = K q_e^2$$

که q_e مقدار یون جذب شده در حالت تعادل (mg/g) به ازای هر گرم جاذب، q_t مقدار یون جذب شده (mg/g) به ازای هر گرم جاذب در زمان t ، K_2 ثابت تعادلی سرعت سینتیکی مرتبه دوم ($g \cdot mg^{-1} \cdot g^{-1}$) می باشد (Ho et al., 2002). ضریب همبستگی و سایر ثابت های مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و دوم در جدول ۱ گزارش شده است. در شکل ۵ و ۶ نمودار مدل های سینتیکی شبه درجه اول و درجه دوم برای غلظت های ۱-۲۰ ppm رسم شده است.

با توجه به داده های بدست آمده برای ضریب همبستگی (R^2) و ظرفیت تعادلی (q_e)، مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم توانایی بیشتری برای رفتار سینتیکی جاذب در مقابل مدل سینتیکی شبه مرتبه اول دارد، زیرا هر چقدر مقدار ضریب همبستگی به یک نزدیک تر باشد روند جذب بهتری را نشان می دهد.

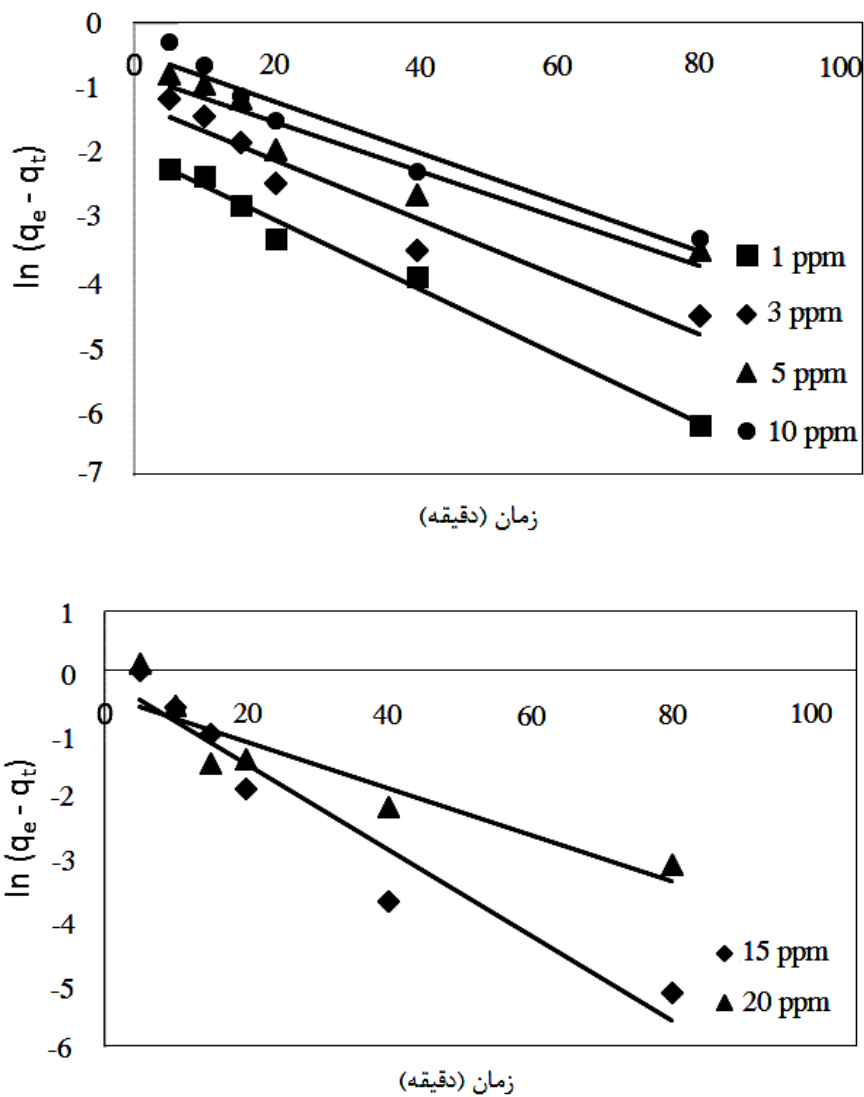
مدل شبه مرتبه اول سرعت تغییرات برداشت جسم حل شده در زمان بطور مستقیم متناسب با تغییرات در غلظت اشباع و مقدار برداشت جاذب با زمان می باشد. فرم رابطه سینتیکی مدل شبه درجه اول به صورت معادله (۳) می باشد:

(۳)

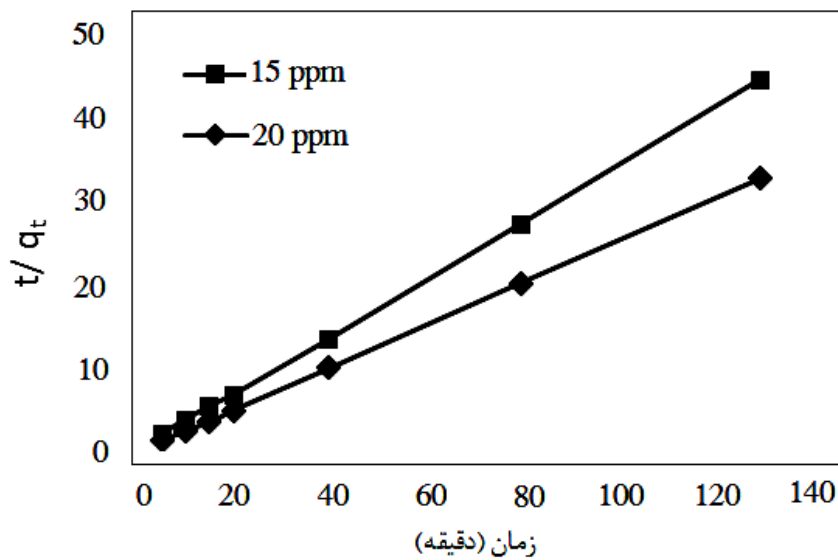
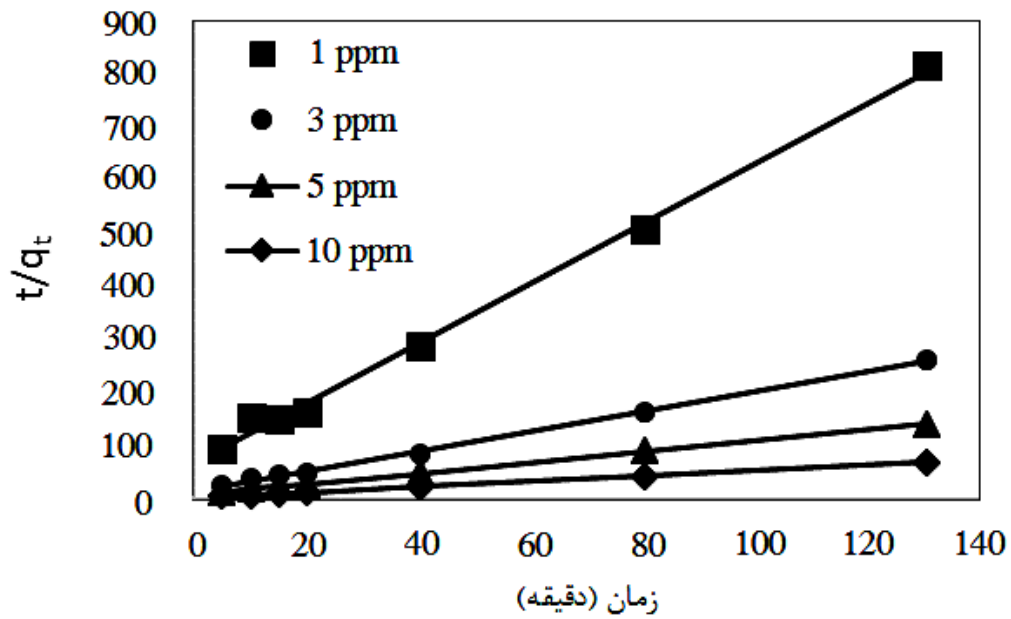
$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - K_1 t$$

در رابطه (۳)، q_e مقدار یون جذب شده در حالت تعادل (mg/g) به ازای هر گرم جاذب، q_t مقدار یون جذب شده (mg/g) به ازای هر گرم جاذب در هر زمان و k ثابت جذب (1/min) می باشد. برای محاسبه ثابت نرخ جذب (K_1)، از رسم $\ln(q_e - q_t)$ در مقابل t استفاده می گردد.

مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم نشان می دهد که جذب شیمیایی مرحله کندکننده سرعت است و فرآیندهای جذب سطحی را کنترل می کند و بر مبنای جذب فاز جامد می باشد که در آن سرعت اشغال مکان های جذب، متناسب با مجذور تعداد مکان های اشغال نشده است. فرم خطی مدل شبه درجه دوم بصورت زیر است:



شکل ۵- نمودار سینتیکی مدل شبه مرتبه اول (شرایط: دما ۳۰ درجه سانتی گراد، pH ۹، سرعت همزدن ۱۰۰ rpm، مقدار جاذب ۵ گرم بر لیتر)



۶- نمودار سینتیک شبه مرتبه دوم (شرایط: دما ۳۰ درجه سانتی گراد، pH ۹، سرعت همزدن ۱۰۰ rpm، مقدار جاذب ۵ گرم بر لیتر)

جدول ۱- ثابت ها و ضریب همبستگی مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول و دوم

مدل سینتیکی	غلظت اولیه یون سرب درون محلول (ppm)					
	۱ ppm	۳ ppm	۵ ppm	۱۰ ppm	۱۵ ppm	۲۰ ppm
شبه مرتبه اول						
$Q_e \text{ cal}$	۰/۱۳۶	۰/۲۹۲	۰/۴۴۹	۰/۶۴	۰/۹۱۷	۰/۷۰۵
K_1	۰/۰۵۲۳	۰/۰۴۴۷	۰/۰۳۶۷	۰/۰۳۸۶	۰/۰۶۸۳	۰/۰۳۷۳
$Q_e \text{ exp}$	۰/۱۶	۰/۴۹۸	۰/۹۲	۱/۹	۲/۹۱۶	۳/۹۵۲
R^2	۰/۹۸۷۴	۰/۹۳۱۶	۰/۹۱۲۶	۰/۹۳۷۹	۰/۹۳۳۴	۰/۸۴۰۷
شبه مرتبه دوم						
$Q_e \text{ cal}$	۰/۱۷۶	۰/۵۳۲	۰/۹۶۷	۱/۹۵۲	۲/۹۷۸	۴/۰۰۳
K_2	۰/۴۸۷	۰/۲۳۶	۰/۱۵۶	۰/۱۴۴	۰/۱۵۱	۰/۱۴۳
H	۰/۰۱۵	۰/۰۶۷	۰/۱۴۶	۰/۵۴۸	۱/۳۳۹	۲/۲۹۱
$Q_e \text{ exp}$	۰/۱۶	۰/۴۹۸	۰/۹۲	۱/۹	۲/۹۱۶	۳/۹۵۲
R^2	۰/۹۹۶۴	۰/۹۹۸۵	۰/۹۹۸۹	۱	۰/۹۹۹۸	۱

۴. بحث و نتیجه گیری

مقایسه با مدل سینتیکی شبه مرتبه اول توانایی بیشتری برای توصیف رفتار سینتیکی جاذب دارد. با مقایسه راندمان جذب توسط این بیوجاذب برای حذف فلز سرب با بیوجاذب های طبیعی دیگر حاصل از ضایعات کشاورزی نظیر پوست پرتقال (۹۹٪) (Sha et al., 2010)، پوست فندق (۹۶/۲٪)، گردو (۹۶/۹٪)، زرد آلو (۸۹/۶٪)، بادام (۸۰/۱٪) و پسته (۵۲/۷٪) (Kazemipour et al., 2008) و پوست گردو (۹۸/۲٪) (Saadat et al., 2011) می توان به این نتیجه رسید که در حذف فلز سنگین سرب از محلول های آبی این بیوجاذب با بیوجاذب های نامبرده قابل مقایسه بوده و حتی از بعضی از این بیوجاذب ها راندمان جذب بیشتری نیز دارد. بنابراین می توان نتیجه گرفت که با توجه ویژگی های خاص برگ درخت کنار نظیر زیست سازگار بودن، زیست

در بررسی انجام شده به منظور بازیابی و حذف یون سرب از محلول های آبی از برگ درخت کنار زغالی شده استفاده شد. بدین منظور اثر چندین پارامتر در فرآیند جذب مورد بررسی قرار گرفت که بیشترین میزان جذب در pH ۹، مقدار جاذب ۵ g/L، سرعت اختلاط ۱۰۰ rpm، غلظت یون سرب ۲۰ ppm و زمان تماس ۸۰ دقیقه بدست آمد و در شرایط ذکر شده بازدهی حذف یون سرب به وسیله جاذب ذکر شده ۹۸/۷۸٪ حاصل شد. به منظور بررسی رفتارهای سینتیکی جاذب از مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول و دوم استفاده گردید که با توجه به ضریب همبستگی (R^2) بدست آمده برای داده های تعادلی مشخص گردید که مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم در

تقدیر و تشکر

نویسندگان مقاله لازم می دانند که از آزمایشگاه تغذیه و مواد غذایی دانشگاه علوم پزشکی بوشهر، باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان و همچنین دانشکده فنی و مهندسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد بوشهر که حمایت مالی و اجرایی این تحقیق را بر عهده داشته اند صمیمانه تشکر و قدردانی نمایند.

تخریب پذیر، تجدید پذیر بودن و غیره می توان پیشنهاد نمود که برای تصفیه و حذف فلز سنگین سرب از محلول های آبی از این ماده طبیعی می توان استفاده کرد.

References

- Ahmad, A., Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hakimi Ibrahim, M., Yee Chii, Y., Mobin Siddique, B., 2009. Removal of Cu (II) and Pb (II) ions from aqueous solutions by adsorption on sawdust of Meranti wood, *Desalination*, 247, pp. 636-646
- Aksu, Z., Alper İšoğlu İ., 2005. Removal of copper (II) ions from aqueous solution by biosorption onto agricultural waste sugar beet pulp, *Process Biochemistry*, 40, pp. 3031-3044
- Bedoui, K., Bekri-Abbes, I., Srasra, E., 2008. Removal of cadmium (II) from aqueous solution using pure smectite and Lewatite S 100: the effect of time and metal concentration, *Desalination*, 223, pp. 269-273
- Bhattacharjee, S., Chakrabarty, S., Maity, S., Kar, S., Thakur, P., Bhattacharyya, G., 2003. Removal of lead from contaminated water bodies using sea nodule as an adsorbent, *Water Research*, 37, pp.3954-3966
- Esmaili, A., Ghasemi, S., 2009. Evaluation of the activated carbon prepared of algae marine *gracilaria* for the biosorption of Ni (II) from aqueous solutions. *World Applied Sciences Journal*, 6, pp. 515-518.
- Fiol, N., Villaescusa, I., Martínez, M., Miralles, N., Poch, J., Serarols, J., 2006. Sorption of Pb(II), Ni(II), Cu(II) and Cd(II) from aqueous solution by olive stone waste, *Separation and Purification Technology*, 50, pp. 132-140
- Goel, J., Kadirvelu, K., Rajagopal, Ch., Kumar Garg, V., 2005. Removal of lead(II) by adsorption using treated granular activated carbon: Batch and column studies, *Journal of Hazardous Materials*, 125, pp. 211-220
- Ho, Y.S., McKay, G., 2002. Application of kinetic models to the sorption of copper (II) on to Peat, *Adsorption Science & Technology*, 20, pp. 797-815
- Inglezakis, V.J., Loizidou, M.D., Grigoropoulou, H.P., 2002. Equilibrium and kinetic ion exchange studies of Pb²⁺, Cr³⁺, Fe³⁺ and Cu²⁺ on natural clinoptilolite, *Water Research*, 36, pp. 2784-2792
- Kazemipour, M., Ansari, M., Tajrobehkar, Sh., Majdzadeh, M., Reihani Kermani, H., 2008. Removal of lead, cadmium, zinc, and copper from industrial wastewater by carbon developed from walnut, hazelnut, almond, pistachio shell, and apricot stone, *Journal of Hazardous Materials* 150, pp. 322-327
- Kula, I., Uğurlu, M., Karaoğlu, H., Çelik, A., 2008. Adsorption of Cd(II) ions from aqueous solutions using activated carbon prepared from olive stone by ZnCl₂ activation, *Bioresource Technology*, 99, pp. 492-501
- Li, X., Tang, Y., Cao, X., Lu, D., Luo, F., Shao, W., 2008. Preparation and evaluation of orange peel cellulose adsorbents for effective removal of cadmium, zinc, cobalt and nickel, *Colloids and*

Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 317, pp. 512-521

Malkoc, E., Nuhoglu, Y., 2005. Investigations of nickel(II) removal from aqueous solutions using tea factory waste, *Journal of Hazardous Materials*, 127, pp. 120-128

Martínez, M., Miralles, N., Hidalgo, S., Fiol, N., Villaescusa, I., Poch, J., 2006, Removal of lead(II) and cadmium(II) from aqueous solutions using grape stalk waste, *Journal of Hazardous Materials*, 133, 2006, pp. 203-211

Pamukoglu, M. Y., Kargi, F., 2006. Removal of copper(II) ions from aqueous medium by biosorption onto powdered waste sludge, *Process Biochemistry*, Volume 41, pp. 1047-1054

Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hashim, R., Ahmad, A., 2009. Adsorption of copper (II), chromium (III), nickel (II) and lead (II) ions from aqueous solutions by meranti sawdust, *Journal of Hazardous Materials*, 170, pp. 969-977

Saadat, S., Karimi-Jashni, A., 2011. Optimization of Pb(II) adsorption onto modified walnut shells using factorial design and simplex methodologies, *Chemical Engineering Journal*, 173, pp. 743– 749

Sari, A., Tuzen, M., Citak, D., Soylak, M., 2007. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies of

adsorption of Pb(II) from aqueous solution onto Turkish kaolinite clay, *Journal of Hazardous Materials*, 149, pp. 283-291

Sha, L., Xue-yi, G., Ning-chuan, F., Qing-hua, T., 2010. Effective removal of heavy metals from aqueous solutions by orange peel xanthate, *Transactions of nonferrous metals society of China*, 20, pp. 187-191

Tunali, S., Akar, T., Safa Özcan, A., Kiran, I., Özcan, A., 2006. Equilibrium and kinetics of biosorption of lead(II) from aqueous solutions by *Cephalosporium aphidicola*, *Separation and Purification Technology*, 47, pp. 105-112

Vimala, R., Das, N., 2009. Biosorption of cadmium (II) and lead (II) from aqueous solutions using mushrooms: A comparative study, *Journal of Hazardous Materials*, 168, pp. 376-382

Zheng, W., Li, X., Yang, Q., Zeng, G., Shen, X., Zhang, Y., Liu, J., 2007. Adsorption of Cd (II) and Cu(II) from aqueous solution by carbonate hydroxylapatite derived from eggshell waste, *Journal of Hazardous Materials*, 147, 2007, pp. 534-539

Zhou, D., Zhang, L., Zhou, J., Guo, Sh., 2004. Cellulose/chitin beads for adsorption of heavy metals in aqueous solution, *Water Research*, 38, pp. 2643-2650

Kinetic behavior study of Pb (II) ions adsorption from aqueous solution using lotus leaves as dry coal

Rauf foroutan¹, Hossein Esmaili^{2*}, Maihe Kosari Fard³

¹ *Young Researchers and Elite Club, Bushehr Branch, Islamic Azad University, Bushehr, Iran*

² *Department of chemical engineering, Bushehr Branch, Islamic Azad University, Bushehr, Iran*

³ *Bushehr University of Medical Sciences, Bushehr, Iran*

Received: 9-Jun.-2015

Accepted: 17-Agu-2015

Abstract

Nowadays, heavy metals have become one of the most important problems in the environmental pollution. Heavy metals are non-degradable in the environment and can be harmful to a variety of living species. For this purpose, the removal of these metals from waters and wastewaters is very important. Various physical and chemical methods are for removing heavy metals. In this study, lotus leaves in the form of dry coal and powder was used to remove Pb ions from aqueous solution. To do so, effect of different parameters such as initial pH of solution, concentration of adsorbent, contact time, agitation speed and the concentration of Pb ions were studied in ambient temperature. The results showed the best efficiency to adsorb of Pb ions by this adsorbent is determined 98.78 % obtaining at pH, the concentration of adsorbent, agitation speed, initial concentration of Pb ion and contact time 9, 5 g/lit, 100 rpm, 20 ppm and 130 min, respectively. To study the kinetic behavior of adsorbent, two equations such as first order and second order pseudo kinematic models were used and results showed that second order pseudo kinematic model had more ability to describe the experimental data. According to the results, we can say that this adsorbent is proper to remove Pb ions from aqueous solution.

Keywords: Bio-adsorbent, Lotus, Adsorption, Aqueous solution, Pb ions

* Corresponding author; Tel: +98-9179885692

Email: Esmaili.hossein@iaubushehr.ac.ir