

بررسی حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزو لا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتیک

داود بالارک^{*}، ادريس بذرافشان ، فردوس کرد مصطفی پور

مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۳/۱۱/۷ | تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۲/۲۱

چکیده

زمینه و هدف: تخلیه پساب صنایع حاوی سرب به داخل محیط می‌تواند اثرات مضری را برای انواع موجودات زنده به همراه داشته باشد، بنابراین سرب باید با یک روش مؤثر قبل از تخلیه به محیط از آب‌های آلوده حذف گردد. هدف از این مطالعه، بررسی حذف سرب با استفاده از بیومس آزو لا بوده است.

روش بررسی: در این مطالعه تجربی، حذف سرب با استفاده از بیومس آزو لا، با تغییر در زمان تماس، pH، دوز جاذب، غلظت اولیه سرب و سرعت اختلاط انجام گردید. آزمایش‌ها به صورت ناپیوسته در فلاکس‌هایی بر روی شیکر انجام گرفت. برای سنجش غلظت باقیمانده سرب از دستگاه جذب اتمی استفاده شد. آزمایشات به صورت سه بار تکرار و میانگین درصد حذف ارائه شد. در نهایت، سینتیک جذب و ایزوترم‌های تعادلی ماده جاذب مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: بیشترین میزان حذف سرب در pH برابر با ۶ و دوز بهینه جاذب ۷ گرم در لیتر به دست آمد. با افزایش غلظت اولیه سرب، راندمان حذف کاهش می‌یابد و با افزایش زمان تماس و سرعت اختلاط، راندمان افزایش می‌یابد. نتایج نشان داد که داده‌های حاصل، از ایزوترم جذب لانگمیر و سینتیک درجه دو کاذب تبعیت می‌کند.

نتیجه‌گیری: بیومس آزو لا، یک جاذب کارآمد و کم هزینه برای حذف سرب از آب و فاضلاب است.

کلمات کلیدی: فاضلاب سینتیک، ایزوترم جذب، سرب، بیومس آزو لا

مقدمه

سیم‌های فلزی، رنگ سازی، اسلحه‌سازی، جوشکاری، مهمات‌سازی، لوله‌سازی، بلورسازی، لحیم‌کاری، نقاشی و آفتکش کاربرد دارد.^۱ سرب از مهمترین فلزات سنگین و آلاینده‌های موجود در طبیعت با سمیت و سرطان زایی بسیار بالا می‌باشد.^۲ فلزات سنگین تمایل به تجمع در زنجیره غذایی دارند بنابراین می‌توانند تهدید جدیجهت زندگی حیوانی و گیاهی باشند.^۳ سازمان بهداشت جهانی (WHO) مقدار استاندارد سرب در آب آشامیدنی را ۰/۰۱ میلیگرم در لیتر می‌داند.^۴ در

پیشرفت روز افزون صنایع در دهه اخیر، مهمترین عامل آلودگی محیط زیست محسوب می‌شود.^۵ پساب‌های آلوده به فلزات سنگین حتی در حد مجاز زمانی که وارد محیط زیست شوند، تحت تاثیر عوامل مختلف فیزیکی، شیمیایی و میکروبی متراکم شده و آب‌های سطحی و زیرزمینی را آلوده کرده و اثرات جبران‌ناپذیری بر محیط زیست وارد می‌کنند.^۶ فلز سرب در صنایع باطری سازی، مخازن آب، پوشش سقف، تهیه

* مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
ایمیل: dbalarak2@gmail.com - شماره تماس: ۰۹۳۸۸۵۱۷۱۲۱

کشور تبدیل گردید.^{۱۸} این گیاه به دلیل داشتن دو ویژگی خاص از جمله اینکه آلاینده را از محیط زیست حذف کرده و ثانیا باعث مصرف این گیاه شده که هر سال محیط زیست هزینه هنگفتی را برای جمع‌آوری و حمل و نقل و از بین بردن آن پرداخت می‌کند.^{۱۹} با توجه به مطالعات بسیار اندکی که در داخل و خارج از کشور در مورد حذف فلزات سنگین توسط گیاه آزولا صورت گرفته است و فراوانی گیاه آزولا و مشکل زیست محیطی آن در کشور، هدف اصلی این تحقیق بررسی اثر زمان تماس، pH محلول، غلظت اولیه سرب و دوز جاذب بر روی کارایی حذف سرب و تعیین بهترین مدل ایزوترمی و سیستیکی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

مواد مورد استفاده: در این مطالعه اسید سیتریک، اسید هیدروکلریدریک، سدیم هیدروکسید و نیترات سرب مورد استفاده از شرکت مرک خریداری شد.

آماده سازی جاذب: ابتدا گیاه آزولای مورد استفاده از تلاab انزلی جمع‌آوری و به آزمایشگاه دانشکده بهداشت ساری منتقل و به منظور جداسازی مواد زائد چسبیده به آن، مورد شستشو با آب قرار گرفت. سپس با استفاده از آسیاب دستی خرد و با الک مش ۱۰۰ غربال شد تا اندازه جاذب به ۱/۰ تا ۲/۰ میلی‌متر بر سرده سپس جهت حذف گردو غبار و خاک با آب بدون یون شسته شد. برای اصلاح ابتدا گیاه با اسید سیتریک (CA) ۵/۰ مولار در نسبت ۱ به ۱۲ گرم بر لیتر مخلوط و برای ۳۰ دقیقه به هم زده شد و در فور در ۱۰۳ درجه سانتی گراد به مدت ۶ ساعت خشک گردید. بعد از خنک شدن، بیومس اصلاح شده توسط آب بدون یون شسته و فیلتر شدند. مواد باقی‌مانده روی فیلتر را در هیدروکسید سدیم ۱/۰ مولار با نسبت‌های مناسب به مدت ۶۰ دقیقه به هم زده شد. سپس جاذب مورد نظر برای حذف هیدروکسید سدیم با قیمانده با آب مقطر شسته شد و برای رسیدن به وزن ثابت آن را در ۱۰۳

حال حاضر روش‌های مختلفی برای حذف فلزات سنگین از محیط آب و فاضلاب مانند ترسیب شیمایی، تعویض یون، فرآیندهای غشایی، تبخیر و ... وجود دارد.^{۸,۹} روش‌های فیزیکی و شیمیایی نیازمند سرمایه‌گذاری بالا و هزینه بهره-برداری زیادی هستند.^{۱۰} برخی از این روش‌ها نیازمندی‌های قانونی برای دفع پساب در محیط را فراهم نمی‌کنند و هم‌چنین مشکلات دفع لجن را به همراه دارند.^{۱۱} جذب زیستی فلزات سنگین از محیط‌های آبی از طریق جذب آن بر روی میکروارگانیسم‌های غیر زنده (باتکری، قارچ، جلبک) و سایر اجرام آلی (بوست میوه، برگ، کاه گندم و برنج، گیاهانی نظیر عدسک آبی، کلزا و آفتابگردان) است.^{۱۲} مزایای بیوجذب در مقایسه با روش‌های متداول فلزات سنگین، شامل: مقرنون به صرفه بودن، خاصیت جذب بالا، قابلیت احیاء بیوجاذب و بازیافت فلزات، بالا بودن سرعت فرآیند و عدم تولید لجن می‌باشد.^{۱۳,۱۴} در مطالعه‌ای که در کشور ترکیه توسط بایراموگلا و همکاران تحت عنوان بررسی جذب زیستی فلزات سنگین به وسیله جلبک کلامیدوموناس انجام شده است نتایج نشان‌دهنده جذب بالا فلزات می‌باشد.^{۱۵} همچنین در مطالعه‌ای که توسط ویتور و همکاران در کشور پرتغال صورت گرفت مشخص شد در میان فرآیندهای مختلف حذف فلزات سنگین، شامل ترکیب شیمیایی، فرآیندهای غشایی و جذب زیستی، کارآمدترین و اقتصادی‌ترین روش، استفاده از جاذب‌های زیستی است.^{۱۶} گیاه آزولا یک سرخس آبزی شناور است که به سرعت در آبهای راکد و برکه‌ها رشد می‌کند و سطح آب را می‌پوشاند بنابراین برای آبزیان یک خطر (جلوگیری از ورود اکسیژن) محسوب می‌شود و در تلااب‌های انزلی به دنبال راه حلی برای از بین بردن این گیاه می‌باشد و سالیانه محیط زیست هزینه هنگفتی را صرف مبارزه با این سرخس دریایی می‌کند.^{۱۷} سرخس آزولا فیلیکولیدس دو دهه پیش به واسطه قابلیت تثبیت ازت، در مزارع برنج وارد ایران و شهر گیلان شد اما به علت رشد بسیار سریع آن به یکی از معضلات محیط زیستی در تلااب‌های

در لیتر سرب و مosh ۱۰۰ استفاده شد. برای تنظیم pH از هیدروکسید سدیم و هیدروکلریدریک اسید ۱/۰ نرمال استفاده شد. جهت تعیین اثر اندازه ذرات جاذب آزو لا از جاذب با مشاهای ۱۰ تا ۱۰۰ استفاده گردید. بدین منظور ۰/۷ گرم جاذب در ۱۰۰ سی سی محلول سرب با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر ریخته شد سپس pH محلولها در ۶ تنظیم و در مدت زمان تماس بهینه بر روی شیکر (۲۰۰ دور در دقیقه) قرار گرفت و بعد از سانتریفیوژ کردن نمونه میزان جذب آن مشخص گردید. تمام مراحل آزمایش برای پی بردن به خطاها احتمالی در سه مرحله انجام شد. بنابراین تعداد نمونه های مورد نظر با توجه به بهینه بودن پارامترها و تکرار آزمایش ها برای جاذب ۱۰۰ نمونه می باشد. بعد از اتمام آزمایش ها برای کلیه داده های بدست آمده سطح معنی داری با نرم افزار SPSS18 و ضریب رگرسیون محاسبه شد. در نهایت راندمان جذب و میزان جذب با استفاده از روابط ۱ و ۲ تعیین شد. ۲۳ در این رابطه R راندمان qe ظرفیت جذب بر حسب میلی گرم به ازای هر گرم جاذب، C_0 غلظت اولیه سرب بر حسب میلی گرم در لیتر، Ce غلظت سرب در زمان t بر حسب میلی گرم در لیتر، M جرم جاذب بر حسب گرم، V حجم نمونه بر حسب لیتر می باشد.

$$(Co-Ce) \times 100$$

$$R = \frac{Co}{(Co-Ce) \times V} \quad (1)$$

$$qe = \frac{(Co-Ce) \times V}{M} \quad (2)$$

روش آنالیز نمونه ها: برای اندازه گیری غلظت باقیمانده از دستگاه جذب اتمی (مدل 100 Perkin Elmer AAS) استفاده گردید. برای سنجش ابتدا منحنی کالیبراسیون، با ۱۰ غلظت مختلف از سرب رسم گردید که R^2 آن برابر با ۰/۹۹۹ بود. آنالیز و تفسیر داده ها نیز با استفاده از نرم افزار SPSS و ضریب رگرسیون صورت گرفت.

آزمایش های ایزوترمی: تعداد ۱۰ ارلن ۱۰۰ میلی را کاملاً شسته و داخل هر یک ۱۰۰ میلی لیتر محلول سرب با غلظت

درجه سانتی گراد به مدت ۶ ساعت خشک گردیده و تا زمان استفاده در دسیکاتور نگه داری شد. ۲۰ مشخصات جاذب: سطح ویژه و حجم تخلخل جاذب با کمک آزمایش BET با دستگاه 2375 Gemini شرکت Micromeritics آمریکا و چگالی ذرات با دستگاه پیکنومتر AccuPyc 1330 همان شرکت و در پژوهشگاه مواد و انرژی تعیین شد. خصوصیات ظاهری بیومس با استفاده از میکروسکوپ الکترونی (SEM) مجهز به EDX شرکت Pilips مدل XL30 انجام شد.

مطالعات آزمایشگاهی: این تحقیق یک مطالعه تجربی - آزمایشگاهی بود که در سیستم نایپوسته انجام گردید. محلول استوک یون سرب (۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر) مورد استفاده در این مطالعه از حل کردن نیترات سرب (ساخت کارخانه Merck آلمان) در آب دو بار تقطیر تهیه شد سپس از محلول استوک، برای ساخت محلول های سرب با غلظت های مختلف استفاده گردید. پارامتر های مورد تحقیق در این مطالعه شامل زمان تماس (۱۰ تا ۱۵۰ دقیقه)، سرعت اختلاط (۱۰۰، ۵۰، ۱۵۰، ۲۰۰ دور دقیقه)، pH (۲، ۳، ۴، ۵، ۶)، دوز جاذب ۱ تا ۱۰ گرم در لیتر، غلظت اولیه سرب ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، اندازه بیومس (۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۱۰۰ مosh) می باشد که با توجه به مطالعات قبلی در مورد استفاده از جاذب گیاهی انتخاب شدند. ۲۱، ۲۲ در ابتدا برای بدست آوردن زمان تماس بهینه نمونه سرب با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر به ارلن مایرهای ۱۰۰ میلی ریخته، سپس دوز جاذب ۷ گرم در لیتر به آن اضافه کرده و بر روی شیکر با ۲۰۰ دور در دقیقه قرار گرفت. بدین صورت pH و زمان تماس بهینه تعیین شد و سپس آزمایش ها از طریق مقادیر بهینه بدست آمده صورت گرفت. آزمایش ها مربوط به زمان تماس در دوز جاذب ۷ گرم در لیتر، با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر سرب، pH برابر با ۲ تا ۶ و اندازه بیومس ۱۰۰ مosh انجام شد. سپس برای بدست آوردن pH بهینه، از زمان تماس بهینه و دوز جاذب ۷ گرم در لیتر و غلظت ۲۰ میلی گرم

حال تعادل و در زمان t بر حسب میلی‌گرم بر گرم، k_1 و k_2 نیز به ترتیب ضریب ثابت ($1/\text{min}$) می‌باشد. همچنین معادله شماره ۸ سیتیک پخش بین ذره‌ای را نشان می‌دهد در این معادله $kdif$ ثابت سرعت سیتیک ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$) پخش بین ذره‌ای می‌باشد.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2.3} \quad (6)$$

$$= \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \frac{1}{q_t} \quad (7)$$

$$q_t = kdif t 0.5 + c \quad (8)$$

نتایج

مشخصات جاذب: در جدول یک، مشخصات فیزیکی جاذب آزوا، نشان داده شده است. سطح ویژه جاذب آزوا ۴۴ مترمربع بر گرم تعیین شد. حجم کل روزنها جاذب نیز برابر با 0.0025 m^3 مترمکعب در هر گرم بود. درصد وزنی عناصر موجود در ساختار بیومس در جدول ۱ آمده است و همانطوری که مشاهده می‌شود عنصر کربن، اکسیژن، کلسیم سه عنصر اصلی ساختار بیومس آزوا هستند. میکروگراف SEM بیومس قبل و بعد از مرحله جذب در شکل ۱ آمده است و نشان‌دهنده این است که جاذب تهیه شده دارای سطح ناهمگن می‌باشد که قبل از جذب در سطح جاذب روزن‌هایی دیده می‌شود که بعد از جذب روزن‌ها سطح جاذب به وسیله آلینده پوشش داده شده است.

جدول ۱: درصد وزنی عناصر موجود در ساختار بیومس

عناصر	% وزنی بیومس آزوا
کربن	۵۷/۵۸
اکسیژن	۳۵/۷
کلسیم	۴/۴
منیزیم	۱/۲
سدیم	۰/۱
پتاسیم	۰/۴۴

۲۰ میلیگرم بر لیتر ریخته شد. سپس ۱۰ مقدار مختلف از جاذب آزوا با اندازه مش $(100 - 1\text{ g})$ را به ترتیب داخل اrlen‌ها ریخته و pH هر یک بر روی ۶ تنظیم شد. سپس نمونه‌ها بر روی شیکر قرار گرفته و پس از سپری شدن زمان معین (زمان تعادل به دست آمده از آزمایش‌های جذب سیتیک) نمونه‌ها از روی شیکر برداشت گردیده، سانتریفیوژ شده، و مقدار سرب باقیمانده در محلول اندازه‌گیری شد. معادله ۳، ۴ و ۵ به ترتیب شکل خطی ایزووترم‌های لانگمیر، فرونالیچ و تکمین را نشان می‌دهد. ۲۴، ۲۵ در این معادلات q_e و q_m به ترتیب ظرفیت جذب در حالت تعادل و ماکزیمم ظرفیت جذب بر حسب میلی‌گرم بر گرم، C_e غلظت خروجی بر حسب میلی‌گرم در لیتر، KL ثابت لانگمیر و n ثابت‌های ایزووترم فرونالیچ، B و k_t نیز ثابت‌های ایزووترم تکمین می‌باشند.

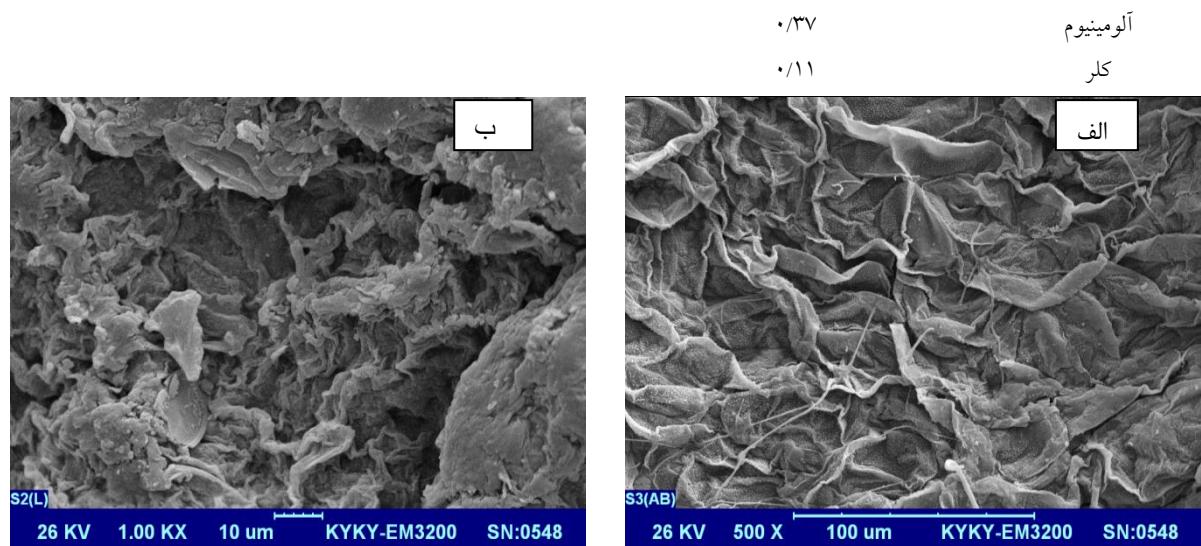
$$= \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e C_e}{q_m q_e} \quad (3)$$

$$\log \frac{1}{q_e} = \frac{1}{n} \log C_e + \log K_F \quad (4)$$

$$= B \ln(kt) + B \ln(C_e q_e) \quad (5)$$

آزمایش‌های سیتیکی: تعداد ۸ اrlen ۱۰۰ میلی‌لیتری را برداشت، مقدار 0.7 g از جاذب آزوا با اندازه مش 100 ml و داخل هر یک اrlen‌ها ریخته شد. سپس ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول سرب با غلظت 20 mg g^{-1} بر لیتر به هر یک اrlen‌ها اضافه، و pH آن روی ۶ تنظیم گردید. محلول‌ها روی شیکر گذاشته شدند و سرعت شیکر 200 min^{-1} دور در دقیقه تنظیم شد و بعد از سپری کردن زمان تماس‌های مختلف از ۱۰ تا ۱۵۰ دقیقه نمونه‌ها سانتریفیوژ شده و مقدار سرب باقیمانده اندازه‌گیری گردید. سه مدل سیتیکی در این مطالعه بررسی شد که معادلات آنها در زیر آمده است. ۲۶، ۲۷ معادله ۶ و ۷ به ترتیب شکل خطی سیتیک درجه اول و دوم کاذب را نشان می‌دهد. در این معادلات q_t و q_e به ترتیب ظرفیت جذب در

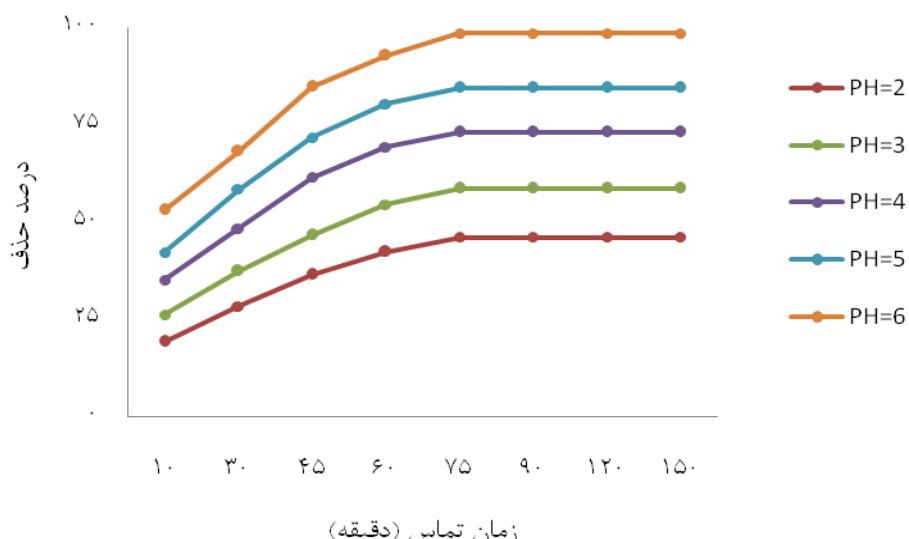
بررسی حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزو لا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتتیک



شکل ۱: عکس SEM از بیومس الف: تصویر SEM جاذب مورد مطالعه: الف) قبل از جذب، ب) بعد از جذب

حذف با شیب ملایمتر افزایش یافته تا در ۷۵ دقیقه فرآیند جذب به تعادل می‌رسد. نمودار ۱ همچنین تاثیر pH را در میزان جذب بیومس نشان می‌دهد و همانطور که مشاهده می‌کنید با افزایش pH میزان جذب نیز افزایش می‌یابد بطوریکه با افزایش pH از ۲ تا ۶ میزان جذب در بهترین شرایط از ۵۳ تا ۹۸/۵٪ افزایش یافت. آنالیز ANOVA با $P < 0.05$ معنادار بودن افزایش درصد حذف با افزایش زمان تماس و pH را نشان می‌دهد.

اثر زمان تماس و pH اولیه محلول بر کارایی فرآیند جذب: برای به دست زمان بهینه‌ی جذب، با ثابت در نظر گرفتن سایر پارامترها، آزمایش‌ها در زمان‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به دست آمده نشان داد که با افزایش زمان، میزان حذف افزایش خواهد یافت (نمودار ۱) به گونه‌ای که تا مدت زمان تماس ۴۵ دقیقه میزان حذف با شیب زیادی افزایش یافته و در مدت زمان ۴۵ دقیقه در بهترین شرایط ۸۵٪ حذف مشاهده شد. پس از ۴۵ دقیقه، با افزایش زمان راندمان



نمودار ۱: تاثیر زمان تماس و pH بر روی کارایی حذف سرب (غلظت اولیه سرب mg/L ۲۰، دوز جاذب ۷ گرم در لیتر با اندازه مش ۱۰۰، سرعت اختلاط ۲۰۰ دور در دقیقه)

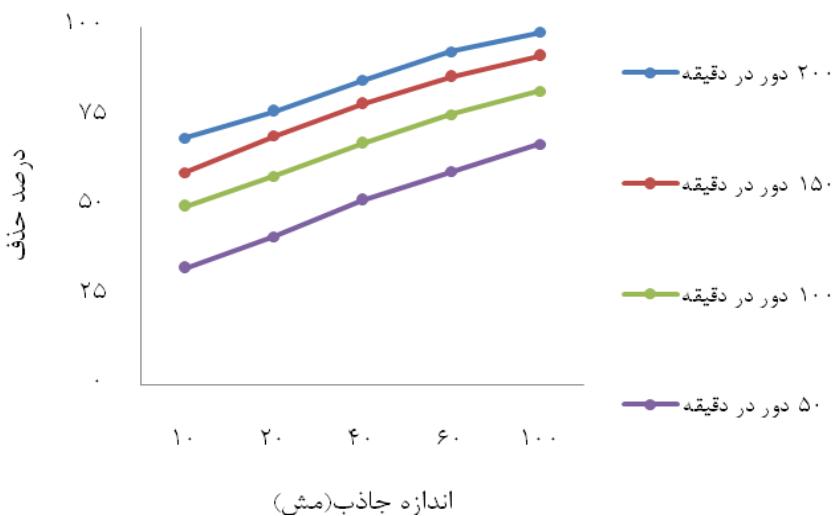
میلی گرم در لیتر میزان حذف در زمان تماس ۷۵ دقیقه، به ترتیب برابر با ۹۱ و ۶۷، ۶/۹۸ درصد می‌باشد. آنالیز داده‌ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی‌داری نشان داد که با افزایش یک واحد غلظت اولیه سرب از غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر به بالا میزان حذف به اندازه ۰۳۳/۰ کاهش می‌یابد ($p \leq 0.01$).

تاثیر دوز جاذب: نتایج حاصل از بررسی تأثیر دوز جاذب بر راندمان حذف سرب، در نمودار ۴ نشان داده شده است. نتایج نشان می‌دهد، با افزایش جرم جاذب از ۱ گرم تا ۷ گرم در لیتر، راندمان حذف سرب از ۴۵ درصد به ۵/۹۸ درصد افزایش یافته است، اما در مقادیر بالاتر از میزان ۷ گرم در لیتر راندمان جذب، ثابت باقی مانده است. آنالیز ANOVA با معنادار بودن افزایش درصد حذف با افزایش مقدار دوز جاذب را نشان می‌دهد آنالیز داده‌ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی‌داری نشان داد که با افزایش یک واحد غلظت اولیه سرب، میزان حذف به ترتیب به اندازه ۰۷۶/۰ کاهش می‌یابد ($p \leq 0.01$).

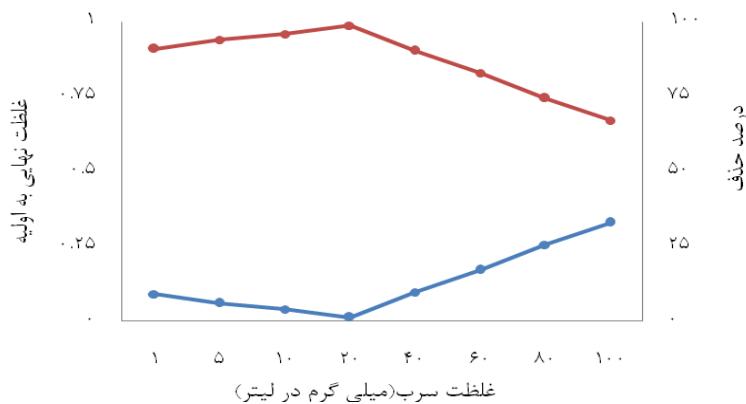
اثر اندازه جاذب و سرعت اختلاط بر کارایی فرآیند حذف: نمودار ۲ اثر سرعت اختلاط و اندازه جاذب را بر میزان جذب سرب توسط جاذب آزو لا را نشان می‌دهد. همان‌طوری که ملاحظه می‌کنید با افزایش سرعت اختلاط از ۵۰ تا ۲۰۰ دور در دقیقه، میزان جذب از ۳/۶۷ به ۵/۹۸٪ افزایش یافت. همچنین نمودار ۲ نشان می‌دهد با کاهش اندازه جاذب میزان جذب افزایش می‌یابد بطوریکه وقتی اندازه جاذب از مش ۱۰ به مش ۱۰۰ افزایش یافت در بهترین شرایط میزان جذب از P<۰/۰۵ به ۵/۹۸٪ افزایش یافت. آنالیز ANOVA با معنادار بودن افزایش درصد حذف با افزایش سرعت اختلاط کاهش اندازه ذرات را نشان می‌دهد.

اثر غلظت اولیه سرب بر کارایی فرآیند حذف: تاثیر غلظت اولیه سرب بر روی کارایی جذب، در سیستم مورد مطالعه با تغییر در غلظت اولیه سرب از ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر انجام شد و همان‌طور که در نمودار ۳ مشاهده می‌شود با افزایش غلظت سرب تا ۲۰ میلی گرم در لیتر میزان حذف افزایش، سپس کاهش می‌یابد بطوریکه برای غلظت‌های ۱ و ۲۰ و ۱۰۰

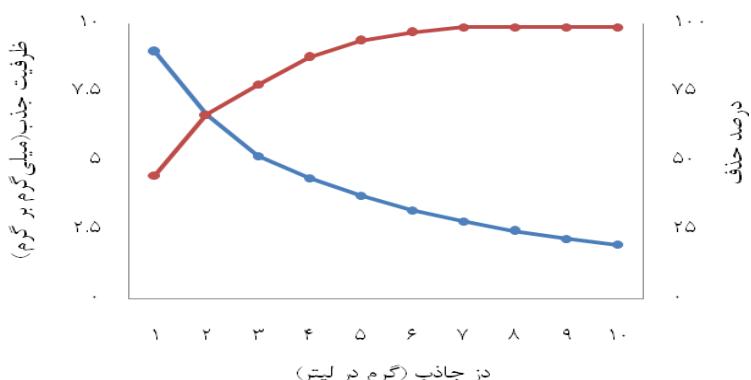
بررسی حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزو لا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتتیک



نمودار ۲: تاثیر سرعت اختلاط و اندازه جاذب بر میزان حذف (غلظت اولیه سرب 20 mg/L ، دوز جاذب 7 گرم در لیتر ، $\text{pH} = 6$ ، زمان تماس 75 دقیقه)



نمودار ۳: تاثیر غلظت اولیه سرب بر روی کارایی جذب (زمان تماس 75 دقیقه ، دوز جاذب 7 گرم در لیتر با اندازه مش 100 ، سرعت اختلاط 200 دور در دقیقه، $\text{pH} = 6$)



نمودار ۴: تاثیر دوز جاذب بر روی کارایی حذف (غلظت اولیه سرب 20 mg/L ، زمان تماس 75 دقیقه ، اندازه جاذب مش 100 ، سرعت اختلاط 200 دور در دقیقه، $\text{pH} = 6$)

فروندلیچ و تکمین برابر با $0/921$ و $0/938$ می‌باشد. همچنین با توجه به مدل‌های سیتیکی، بهترین مدل برای پردازش داده‌های تعادلی مدل سیتیک درجه دوم می‌باشد که دارای ضریب همبستگی برابر با $0/996$ می‌باشد و برای مدل سیتیکی درجه یک و نفوذ بین ذره‌ای برابر با $0/941$ و $0/912$ می‌باشد.

مقایسه ایزوترمی و سیتیکی: ضرایب همبستگی و دیگر پارامترهای مدل‌های ایزوترمی و سیتیکی در جدول ۲ و ۳ نشان داده شده است و همانطور که مشاهده می‌شود بهترین نوع ایزوترم با توجه به ضرایب همبستگی مدل لانگمیر می‌باشد که دارای ضریب همبستگی $0/994$ می‌باشد. حداکثر ظرفیت جذب با توجه به مدل لانگمیر برابر با $14/25$ می‌باشد. R2 برای مدل

جدول ۲: پارامترهای محاسبه شده برای مدل‌های ایزوترمی

مدل فروندلیچ			مدل لانگمیر			مدل تکمین		
$1/n$	k_f	R2	qm	KL	R2	Kt	B1	R2
$0/41$	$2/27$	$0/921$	$15/6$	$0/089$	$0/994$	$2/36$	$0/74$	$0/938$

جدول ۳: پارامترها و ضرایب همبستگی مدل‌های سیتیکی

سیتیک درجه ۲			سیتیک درجه یک			نفوذ بین ذره‌ای		
K2	qe	R2	qe	K1	R2	C	Kdif	R2
$0/027$	$13/4$	$0/996$	$10/81$	$0/065$	$0/941$	$3/12$	$0/24$	$0/912$

اسید سیتریک و اسید هیدرکلریدریک نشان‌دهنده تاثیر بیشتر اسید سیتریک می‌باشد بطوریکه در مطالعه‌ای که برای با جاذب آزو لا توسط ززو لی انجام شده است سطح ویژه جاذب فعال شده با اسید هیدرکلریدریک 36 مترمربع به ازای هر گرم عنوان شده است در حالیکه در این مطالعه که با اسید سیتریک مقایسه شده است 44 مترمربع به ازای هر گرم می‌باشد.^{۲۷} مقایسه سطح ویژه بیوس آزو لا با جاذب‌های طبیعی دیگر مثل گیاه کلزا، پوست بادام و گردو نشان‌دهنده بیشتر بودن سطح جاذب مورد مطالعه می‌باشد که در مطالعات مختلف به ترتیب برابر با $14,30$ و 6 مترمربع به ازای هر گرم عنوان شده است.^{۲۸,۲۹} همچنین جاذب آزو لا دارای سطح ویژه بیشتری نسبت به جاذب معدنی مانند گل قرمز می‌باشد که در مطالعات 30 مترمربع به ازای هر گرم بیان شده است.^{۳۰} برای فعال‌سازی در این مطالعه از اسید سیتریک استفاده شد که روماس و زاهو در بررسی حذف فلزات سنگین توسط کاه ذرت و کاه سویای

بحث

یکی از مهم‌ترین پارامترهای جاذب که باید قبل از جذب به آن توجه نمود و با استفاده از روش‌های اصلاح و فعال‌سازی مناسب آن را افزایش داد سطح ویژه جاذب است که نشان‌دهنده توانایی جذب جاذب می‌باشد. سطح ویژه، سطح مورد نظر برای جذب جاذب آلینده است و هرچقدر سطح مورد نظر بیشتر باشد نقاط فعال و در دسترس جاذب برای جذب بیشتر و احتمال جذب افزایش می‌یابد. سطح ویژه با توجه به خلل و فرج و تخلل جاذب تعیین می‌شود و بیشتر بودن سطح، نشان‌دهنده، بیشتر بودن خلل و فرج و تخلل جاذب می‌باشد.^۱ با استفاده از ایزوترم BET و میزان جذب گاز ازت، سطح ویژه این جاذب 44 مترمربع به ازای هر گرم تعیین شد این میزان سطح ویژه، نشان می‌دهد که جاذب مورد نظر، دارای سطح مناسب است و می‌تواند برای حذف آلینده‌های زیست محیطی مورد استفاده قرار گیرد و مقایسه فعال‌سازی جاذب آزو لا با

تدریج پر می شود و بنابراین از سرعت جذب کاسته می شود و بعد از مدتی هیچ تغییری نمی کند. بنابراین می توان نتیجه گرفت که حداقل حذف سرب در ۷۵ دقیقه حاصل شده است. در مطالعه ای که برای حذف سرب توسط پوسته شلتوك انجام شده است نتایج تاییدکننده این مطلب است که بیشترین جذب در دقایق ابتدایی صورت گرفته و زمان تماس بهینه ۶۰ دقیقه ذکر شده است.^{۳۷} در مطالعه مربوط به تاثیر pH همانطور که مشاهده شد با افزایش pH از ۲ تا ۶ میزان جذب افزایش می یابد دلیل این امر این است که در pH های پایین مقادیر یون H₃O⁺ با یون های فلزی برای جذب در جایگاه های جذب رقابت می نمایند و با اشغال سایت های جذب باعث کمتر شدن ظرفیت جاذب در جذب فلز می شوند.^{۳۸} به هنگام تنظیم pH در صورتیکه pH را از ۶ بالاتر ببریم یون های فلزی رسوب کرده و حذف یون های فلزی از محلول و جداسازی آنها باعث می شود که قبل از عمل جذب یون ها حذف شده باشند و به همین علت ظرفیت جذب با افزایش pH به مقادیر بیشتر از ۶ کاهش می یابد. در مطالعه ای که توسط پهیوان و همکاران، نایا و همکاران برای جذب سرب با استفاده از پوسته برنج و کاه جو انجام شده است آزمایش هایی در pH بین ۲ تا ۶ انجام شده و عنوان گردیده است که در pH بالاتر از ۶ به علت رسوب کامل سرب مطالعه امکان پذیر نبوده و در این رنج بهترین pH برابر با ۶ می باشد. دلیل ذکر شده برای جذب کمتر در pH پایین به این دلیل عنوان شده است که فلز سرب ماهیت کاتیونی داشته و در pH های پایین که سطح جاذبدارای بار مثبت است جذب به خوبی صورت نمی گیرد و راندمان جذب کم است اما در pH های بالاتر به دلیل نیروی الکترواستاتیکی فلز با بار مثبت، جذب سطح منفی جاذب می شود.^{۳۹} با بررسی تاثیر غلظت اولیه سرب در این مطالعه مشخص شد که میزان درصد حذف تا ۲۰ میلی گرم در لیتر زیاد و بعداً کم می شود. این کاهش درصد به خاطر فقدان سطح کافی برای غلظت های زیاد سرب می تواند باشد. به عبارت دیگر می توان گفت در

اصلاح شده با اسید سیتریک به این نتیجه رسیدند که گروه کربوکسیل اضافه شده به جاذب ها توسط اسید سیتریک باعث افزایش بار منفی خالص بر روی جاذب شده و ظرفیت جذب را افزایش می دهد.^{۳۱،۳۲} به منظور ارزیابی مشخصات مرفلوژی و سطحی جاذب آزو لا از آنالیز SEM استفاده شد. نتایج حاصل از این آنالیز نشان دهنده یک سطح ناهمگن از جاذب را نشان می دهد. مطالعات مشابه ثابت کردند که این ساختار ناهمگن و نامنظم باعث افزایش سطح تماس و افزایش میزان جذب یون فلزی به درون جاذب می شود. مطالعات گوناگونی نشان می دهد که این ساختار ناهمگن و نامنظم نقش ویژه ای در توانایی جذب دارد.^{۳۳} طبق نتایج حاصله با افزایش اندازه ذرات، از ظرفیت جذب جاذب کاسته می شود این امر می تواند به دلیل افزایش سطح در دسترس برای جذب در ذرات کوچک تر باشد که کارایی جذب سرب را به وسیله بیومس افزایش می دهد. نتایج این مطالعه توسط مطالعه کومور و همکاران درباره حذف فلزات سنگین توسط بیومس جلبکی تایید شده است.^{۳۴} همچنین در مطالعه ملکوتیان نتایج یکسان بوده است بطوریکه با کاهش اندازه ذرات از مش ۱۴۰ به مش ۲۰ میزان درصد حذف فلز سرب از ۷۵٪ به ۹۱٪ افزایش پیدا کرده است.^{۳۵} اصولاً در مهندسی شیمی و محیط زیست زمان بهینه برای حذف آلاینده و دستیابی به مقادیر استاندار از اهمیت ویژه ای برخوردار است. معمولاً زمان بهینه به زمانی اطلاق می شود که آلاینده در حد مطلوبی حذف گردد و چنانچه زمان واکنش از این حد فراتر رود فرآیند از لحاظ کاربردی مقرن به صرفه نبوده و هم چنین کارایی حذف آلاینده بسیار کم خواهد بود. در بررسی اثر زمان تماس بر روی میزان جذب سرب به وسیله بیومس آزو لا مشخص شد که در دقایق اولیه جذب، میزان جذب و حذف به سرعت افزایش می یابد که احتمالاً دلیل آن وجود تعداد زیاد مکان های جذب فعال در سطح جاذب است.^{۳۶} همان طوری که زمان افزایش می یابد مکان های جذب در دسترس برای فلز سرب کاهش یافته و به

منجر به همپوشانی سطوح جاذب و تجمع آن‌ها شده که برآیند آن کاهش سطح مفید در دسترس می‌باشد^{۶۱}. همچنین افزایش دوز جاذب و تجمع آنها باعث افزایش مسیر انتشار در طی مرحله انتشار آلاینده در سطوح قابل جذب جاذب شده که نتیجه آن کاهش میزان جذب خواهد بود^{۶۲}. از طرفی در چنین شرایطی به دلیل رقابت ایجاد شده میان مولکول‌های آلاینده در اشغال سطوح خالی جذب، سطوح جاذب به صورت غیر اشبع استفاده شده و تمام ظرفیت‌های آن به صورت بهینه استفاده نمی‌گردد که نتیجه آن کاهش میزان آلاینده جذب شده در واحد جرم جاذب می‌باشد. بر همین اساس تعیین دوز بهینه به منظور جلوگیری از هدر رفت جاذب بسیار مهم است^{۶۳}. در مطالعات مربوط به جذب آلاینده‌ها بر روی جاذب‌های مختلف، تعیین ایزوترم جذب و ظرفیت جاذب مورد استفاده از مهم‌ترین مشخصه‌هایی است که باید مورد توجه قرار گیرد. براساس بررسی ضرایب همبستگی منحنی‌های این سه مدل جذب می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که جذب فلز سنگین سرب بر روی زایدات آزو لا با توجه به ضریب همبستگی بالاتر برای ایزوترم لانگمیر از این مدل نسبت به سایر مدل‌ها بهتر پیروی می‌کند. نتایج این مطالعه با نتایج ساری برای حذف فلزات سنگین توسط جاذب‌های گیاهی کاملاً مطابقت داشته و این مدل نشان‌دهنده جذب تک لایه‌ای و منظم آلاینده بر روی جاذب می‌باشد^{۶۴}. ماکریزم جذب توسط مدل لانگمیر برای غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر برابر با ۱۵/۶ میلی‌گرم به ازای هر گرم جاذب می‌باشد و مقایسه حداکثر ظرفیت جذب جاذب آزو لا با مطالعات دیگران با جاذب‌های گیاهی مانند عدسک، کاه برنج نشان‌دهنده جذب بیشتر گیاه آزو لا می‌باشد. لازم به ذکر است که حداکثر جذب برای این جاذب‌ها به ترتیب ۱۱/۲ و ۱۴/۱ میلی‌گرم به ازای هر گرم جاذب می‌باشد^{۶۵}. مطالعات سیتیک جذب نشان داد که جذب فلز سنگین سرب با جاذب آزو لا از سیتیک شبه درجه دو تبعیت می‌کند. در مطالعه نمر و همکاران تحت عنوان جذب فلزات سنگین با

غلظت‌های خیلی زیاد به دلیل این‌که نسبت سطح فعال جذب به یون فلزی محلول کم است میزان درصد حذف کم است^{۶۶}. با افزایش غلظت اولیه سرب در غلظت کم میزان جذب افزایش می‌باید که با توجه به این که هر جاذبی دارای مکان‌های سطحی فعال می‌باشد، در غلظت‌های پایین مقدار سرب در دسترس برای جذب کم است و با افزایش غلظت سرب به راحتی توسط مکان‌های فعال جذب می‌شوند. این کار تا غلظتی ادامه می‌باید که مکان‌های سطحی جاذب به وسیله‌ی سرب اشبع نشده باشد^{۶۷}. با اشبع شدن جاذب، میزان جذب با افزایش غلظت سرب کاهش می‌باید. این پدیده به این علت است که سطح جاذب دارای مکان‌های جذب محدودی می‌باشد و با افزایش غلظت سرب میزان سطح در دسترس نسبت به مقدار آلاینده‌ای که باید جذب شود کمتر است این امر باعث کاهش راندمان و کاهش جذب سرب از آب می‌گردد^{۶۸}. در مطالعه‌ای که خالد و همکاران بر روی حذف سرب به وسیله‌ی کاه برنج انجام دادند به این نتیجه رسیدند که درصد میزان حذف از ۱۰ تا ۵۰ میلی‌گرم در لیتر به تدریج زیاد و بعداً کم می‌شود^{۶۹}. در خصوص اثر مقدار جاذب بر میزان جذب سرب همان طور که انتظار می‌رفت با افزایش مقدار جاذب درصد جذب سرب نیز زیاد شد. علت این افزایش به این دلیل است که با افزایش مقدار جاذب، تعداد سایت‌های فعال جذب بر روی جاذب که می‌تواند در اختیار یون‌های سرب قرار گیرد افزایش می‌باید. با این حال مقدار سرب جذب شده در واحد جرم جاذب (بر حسب میلی‌گرم در گرم) یک روند کاهشی را نشان می‌دهد. این روند کاهشی در ظرفیت جذب با افزایش مقدار جاذب به خاطر تعداد زیاد سایت‌های غیر اشبع جذب است^{۷۰}. در واقع با افزایش مقدار جاذب تعداد زیادی از سایت‌های جذبی که می‌تواند در عمل جذب شرکت کند به دلیل محدود بودن تعداد یون‌های سرب به صورت آزاد باقی می‌ماند^{۷۱}. یکی دیگر از دلایل کاهش میزان جذب در واحد جرم جاذب می‌تواند به این علت باشد که افزایش جرم جاذب

نتیجه این بررسی نشان داد از جاذب آزو لا می توان به عنوان بیومس مناسب برای جداسازی فلزات سنگین از محلول های آبی استفاده کرد و با افزایش دوز جاذب و زمان تماس میزان جذب فلزات سنگین افزایش می یابد. همچنین اگرچه با افزایش غلظت اولیه سرب، میزان جذب آلاینده بر روی واحد جرم جاذب افزایش پیدا کرد، اما به طور کلی میزان درصد حذف آن کاهش می یابد. از سوی دیگر با توجه به کارایی مناسب، ارزانی و در دسترس بودن این نوع از جاذب های طبیعی و نیز مزاحمت های آن به عنوان پسماند کشاورزی، استفاده از آنها در تصفیه آب و فاضلاب به عنوان جاذب آلاینده نه تنها باعث تصفیه آب و فاضلاب شده بلکه سبب کاهش حجم پسماندهای کشاورزی و کنترل آلودگی های محیط زیست می گردد.

تشکر و قدردانی

بدینوسیله از کمیته تحقیقات دانشجویی و معاونت محترم تحقیقات و فناوری دانشگاه علوم پزشکی زاهدان در تأمین مالی این تحقیق تشکر و قدردانی می شود.

استفاده از پوست درخت، مطالعه دانگ و همکاران تحت عنوان جذب فلزات سنگین توسط کاه برنج، نتایج کاملا مشابه و داده های تعادلی از سیستمیک درجه ۲ پیروی می کند ۴۹،۵۰. غالباً مدل درجه اول جهت مراحل اولیه جذب زیستی مناسب می باشد و برای توصیف تمامی مدت زمان جذب زیستی مناسب نیست. مدل درجه دو فرض را بر این قرار داده است که در فرآیند جذب دو واکنش اتفاق می افتد. واکنش اول که بسیار سریع می باشد و واکنش دوم که در زمان مواجهه طولانی تر اتفاق می افتد و همانطور که در بررسی تاثیر زمان تماس بر کارایی جذب توضیح داده شد ۸۵٪ جذب سرب در ۴۵ دقیقه ابتدایی و به طور سریع اتفاق افتاد و در ۳۰ دقیقه بعدی تا رسیدن به زمان تعادل فقط ۱۳٪ حذف صورت گرفت و فرآیند حذف کاملا دو مرحله ای و تأییدی بر سیستمیک جذب درجه دو می باشد مطالعات مختلفی این قضیه رو تأیید می کنند ۲۸،۳۲.

نتیجه گیری

منابع

1. Diyanati RA, Balarak D. Survey of efficiency agricultural weast in removal of acid orang 7(AO7) dyes from aqueous solution: kinetic and equilibrium study. Iran jhs 2013;2(1):35-40.
2. Johnson A, Jain N, Joshi H, Prasad S. Agricultural and agro-processing wastes as low cost adsorbents for metal removal from wastewater: a review. J Sci Ind Res 2008;67:647-58.
3. Tangahu BV, Abdullah SRS, Basri H, Idris M, Anuar N, Mukhlisin M. A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. Int J Chem engin 2011;8:21-30.
4. Heidari ZS. Lead Removal from Aqueous Solutions Using Low-cost Adsorbents. water wast 2010(3):45-52.5.
5. Zahra N. Lead Removal from Water by Low Cost Adsorbents: A Review . Pak J Anal Environ Chem 2012;13(1):1-8.
6. Mehrasbi M, Farahmandkia Z. Heavy Metal Removal from Aqueous Solution by Adsorption on Modified Banana Shell. Heal Environ J 2008;1(1):17-25.
7. Javanbakht V, Zilouei H, Karimi K. Effect of pH on Lead Removal from Aqueous Solution by Fungus Mucor Indicus. Water weast 2010;1:76-84.
8. Esalah JO, Weber ME, Vera JH. Removal of lead, cadmium and zinc from aqueous solutions by precipitation with sodium di-(n-octyl) phosphinate. Cana J Chem 2000;78: 948-954.
9. Shukla SR, Pai RS. Adsorption of Cu (II), Ni (II) and Zn (II) on modified jute fibers. Biores technol 2005;96: 1430-1438.
10. Bansal M, Singh D, Garg VK. A comparative study for the removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agriculture wastes carbons. J Hazard Mater 2009;171(1-3): 83-92.

11. Yum Q, Matheickal JT, Yin P, Kaewsarn P. Heavy metal uptake capacities of common marine macro algal biomass. *Water Res* 1999;33(6):1534-53.
12. Davis TA ,Volesky B, Mucci AA. Review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Res* 2003;37(18):4311- 4330.
13. Diniz V, Volesky B. Biosorption of La, Eu and Yb using Sargassum biomass. *Water Res* 2005; 39:239-247.
14. Aksu Z, Acikel U ,Kabasakal E, Tezer S. Equilibrium Modeling of Individual and Simultaneous Biosorption of Chromium (VI) and Nickel (II) onto Dried Activated Sludge. *Water Res* 2002;36:3063-73.
15. Bayramoglu G, Tuzun I, Celik G, Yilmaz M, Arica MY. Biosorption of mercury(II), cadmium(II) and lead(II) ions from aqueous system by microalgae Chlamydomonas reinhardtii immobilized in alginate beads. *Int J Miner Process* 2006;81(1):35-43.16. Vitor G, Pvilar C. Copper removal by algae Gelidium, agar extraction algal waste and granulated algal waste: Kinetics and equilibrium. *Bioresour technol* 2008; 99:750-62.
17. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Pyrocatechol removal from aqueous solutions by using Azolla Filiculoides. *Health Scope* 2013;2(1):1-6.
18. Zazouli MA, Balarak D. Phytodegradation potential of bisphenolA from aqueous solution by Azolla Filiculoides: ijehse 2014;10:14-20.
19. Diyanati RA, Yousefi Z, Cherati JY, Balarak D. Adsorption of phenol by modified azolla from Aqueous Solution. *J Mazand Univer Med Sci* 2013;22(2):13-21.
20. Gong R, Guan R, Zhao J, Liu X, Ni S. Citric acid functionalizing wheat straw as sorbent for copper removal from aqueous solution. *J health sci* 2008;54(2):174-8.
21. Jalali R, Ghafourian H, Asef Y, Jdavarpanah S, Sepehr S. Removal and recovery of lead using on living biomass of marine algae. *J Hazard Mater* 2002;92:253-62.
22. Vilar V, Boaventura C. Influence of pH, ionic strength and temperature on lead biosorption by Gelidium and agar extraction algal waste. *Process Biochem* 2005;40(10):3267-75.
23. Kobya M, Demirbas E, Senturk E, Ince M. Adsorption of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions by Activated Carbon Prepared from Apricot Stone. *Bioresour Technol* 2005;96:1518-21.
24. Diyanati RA, Yousefi Z, Cherati JY, Balarak D. The ability of Azolla and lemna minor biomass for adsorption of phenol from aqueous solutions. *J Mazand Univer Med Sci* 2013;23(106):21-8.
25. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Effect of azolla filiculoides on removal of reactive red 198 in aqueous solution. *J Adv Environ Health Res* 2013;1(1):21-9.
26. Barros AJ, Prasad S, Leite VD, Souza AG. Biosorption of Heavy Metals in up Flow Sludge Columns. *Bioresour Technol* 2007;98:1418-25.
27. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Application of azolla filiculoides biomass for 2-Chlorophenol and 4-Chlorophenol Removal from aqueous solutions. *IJHS* 2013;1(2):36-43.
28. Balarak D, Mahdavi Y, Gharibi F, Sadeghi Sh. Removal of hexavalent chromium from aqueous solution using canola biomass: Isotherms and kinetics studies. *J Adv Environ Health Res* 2014;2(4):45-52.
29. Pazoheshfar SP. Survey Removal of phenol from contaminated water using activated carbon and carbon skin almonds and walnuts. *Environ Sci Technol* 2009;10(4):219-33.
30. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y, Barafrashtehpour M , Ebrahimi M. Adsorption of Bisphenol from Industrial Wastewater by Modified Red Mud. *J Health Develop* 2013;2(1):1-11.
31. Leyva-Ramos R, Bernal-Jacome LA, Acosta-Rodriguez I. Adsorption of cadmium (II) from aqueous solution on natural and oxidized corncob. *Sep Purif Technol* 2005;45(1):41-9.
32. Zhu B, Fan T, Zhang D. Adsorption of copper ions from aqueous solution by citric acid modified soybean straw. *J Hazard Mater* 2008;153:300-8.
33. Sari A, Tuzen M .Biosorption of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solution using green alga (*Ulva lactuca*) biomass. *J Hazard Mater* 2008;152(1):302-8.
34. Kumar Y, King P, Prasad V. Removal of copper from aqueous solution using *Ulva fasciata* sp-a marine green algae. *J Hazard Mater* 2006;137(1):367-73.
35. Malakootian M, Moussavi S, Toolabi A. A Study of kinetics And Biosorption Isotherms of Heavy Metals By Algae *Ulothrix Zonata* from Industrial Wastewater. *J Ilam uni med sci* 2011;19(4):26-38.
36. Pehlivan E, Altun T, Parlayici S. Modified barley straw as a potential biosorbent for removal of copper ions from aqueous solution. *Food Chem* 2012;135:2229-34.
37. El-Said AG. Biosorption of Pb(II) Ions from Aqueous Solutions Onto Rice Husk and its Ash. *American Sci* 2010;6(10):143-50.
38. Ozgul G, GerSel HF. Adsorption of lead (II) ions from aqueous solutions by activated carbon prepared from biomass plant material of *Euphorbia rigida*. *Chem Engin J* 2007;132(1-3):289-97.
39. Naiya TK, Bhattacharya AK, Mandal S, Das SK. The sorption of lead (II) ions on rice husk ash. *J Hazard Mater* 2009;163(2-3):1254-64.
40. Mousavi H, Seyedi S. Nettle ash as a low cost adsorbent for the removal of nickel and cadmium from wastewater. *J Environ Sci Tech* 2011;8(1):195-202.

بررسی حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزو لا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتتیک

41. Zafar MN, Abbas I, Nadeem R, Sheikh MA, Ghauri MA. Removal of nickel onto alkali treated rice bran. Water Air Soil Poll 2009;197(1):361-70.
42. Li W, Zhang L, Peng J, Li N, Zhang S, Guo S. Tobacco stems as a low cost adsorbent for the removal of Pb (II) from wastewater: Equilibrium and kinetic studies. Ind Crop Prod 2008;28(3):294-302.
43. Khalid H, Hassan MU, Jamil N, Ahmad D, Khatoon S. Biosorption of aqueous lead (II) on rice straws (*oryza sativa*) by flash column process. J Sci Res 2010;4(1).74-81.
44. Farooq U, Kozinski JA, Khan MA, Athar M. Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents-A review of the recent literature. Bioresour technol 2010;101(14):5043-53.
45. Nale BY, Kagbu JA. Kinetic and Equilibrium Studies of the Adsorption of Lead(II) and Nickel(II) ions from aqueous solutions on Activated Carbon Prepared from Maize Cob. Der Chemica Sinica 2012;3(2):302-12.
46. Ye H, Zhu Q, Du D. Adsorptive removal of Cd (II) from aqueous solution using natural and modified rice husk. Bioresour technol 2010;101(14):5175-9.
47. Chojnacka K. Biosorption of Cr (III) ions by wheat straw and grass: a systematic characterization of new biosorbents. Pol J Environ Stud 2006;15(6):845-52.
48. Subbaiah MV, Vijaya Y, Kumar NS, Reddy AS, Krishnaiah A. Biosorption of nickel from aqueous solutions by *Acacia leucocephala* bark: Kinetics and equilibrium studies. Colloid surface B 2009;74(1):260-269.
49. Dang VBH, Doan HD, Dang-VuT, Lohi A. Equilibrium and Kinetics of Biosorption of Cadmium(II) and Copper(II) Ions by wheat straw. Bioresource Technol 2009;100:211-9.
50. Nemr AE. Potential of Pomegranate Husk Carbon for Cr (VI) removal from wastewater: kinetic and isotherm studies. J Hazard Mater 2009;161:132-41.

Investigation of Pb(II) Removal from Synthetic Wastewater by Using Azolla Filiculoides Biomass

Davoud Balarak*, Edris Bazrafshan, Ferdos Kord Mostafapour

Zahedan Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Science, Zahedan, Iran

*E-mail: dbalarak2@gmail.com

Received: 27 Jan 2015 Accepted: 11 May 2015

ABSTRACT

Background and Aim: Discharge of industrial wastewater containing Pb into the environment can have harmful effects in the live organisms. Therefore, Pb must be removed from polluted water using an effective method before being discharged into the environment. The purpose of the present study was to examine Pb removal using alga Azolla biomass.

Materials and Methods: In this experimental study, removal of Pb(II) was performed using Azolla biomass considering changes in time, pH, adsorbent dose, initial concentration of Pb and mixing speed. Experiments were performed in batch reactor in flasks on Shaker. , Atomic absorption spectrophotometry was used for Pb determination. All experiments were conducted in triplicate and the mean removal percent was reported. Finally, biosorption kinetic and equilibrium isotherms of adsorbent was investigated.

Results: It was found that the higher removal efficiency of Pb occurred in pH 6 and optimum dsorbent dose 7 g/L. With increase in the initial concentration of Pb, removal efficiency decreased and with increasing of contact time and mixing speed,efficiency increased. Data also showed that the Langmuir isotherm and pseudo second-order kinetic are compliance.

Conclusion: Azolla biomass is an efficient and low-cost adsorbent for removing of Pb (II) from water and wastewater.

Keywords: Synthetic Wastewater, Isotherm Adsorption, Pb (II), Azolla biomass