

بررسی جذب زیستی یون سرب (II) از محلول‌های آبی با استفاده از جلبک پادینا آسترالیسی

نازنین کشوادی، مریم محمدی روزبهانی*

گروه آلودگی محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

چکیده	مقاله پژوهشی اصیل
مقدمه یکی از مهمترین یون‌های فلزی که مضرات زیادی برای محیط زیست و موجودات زنده به‌خصوص انسان دارد، یون سرب است. یکی از روش‌های موثر جهت سرب از محلول‌های آبی، استفاده از جاذب‌های زیستی می‌باشد. هدف از انجام این پژوهش جذب زیستی سرب (II) از محلول‌های آبی با استفاده از جلبک قهوه‌ای پادینا است. مواد و روش‌ها جلبک پادینا جمع‌آوری شده از سواحل بوشهر، در آون با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک و سپس آزمایشات جذب در مقادیر مختلف pH (۹-۲)، زمان تماس (۱۵-۱۵۰) دقیقه به فاصله ۱۵ دقیقه یکبار و مقادیر مختلف بیومس (۲-۰/۱) و غلظت اولیه محلول (۱۰-۵۰) میلی‌گرم برلیتر و همچنین ایزوترم جذب انجام شد. یافته‌ها نتایج نشان داد که کارایی حذف یون سرب بر روی بیوجاذب پادینا با افزایش دوز بیوجاذب افزایش و با افزایش غلظت اولیه محلول کاهش می‌یابد. کمترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به زمان ۱۵ دقیقه (۲۲ درصد) و بیشترین میزان، مربوط به زمان ۱۲۰ تا ۱۵۰ دقیقه (۷۲ درصد) بود. بیشترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر (۹۲ درصد) بود. همچنین با افزایش pH کارایی حذف افزایش و در نهایت در $pH = 6$ به حداکثر می‌رسد. داده‌های حاصل از بررسی ایزوترم جذب نشان داد که مکانیسم جذب یون سرب (II) بر بیوجاذب پادینا به‌خوبی از ایزوترم لانگمویر پیروی می‌کند. نتیجه‌گیری بیومس پادینا به عنوان یک جاذب ارزان و با امکان آماده‌سازی در شرایط مختلف می‌تواند به عنوان یک جاذب در حذف یون سرب (II) از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار گیرد. کلیدواژه‌ها بیوجاذب، یون سرب (II)، جذب زیستی، جلبک پادینا	تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۹/۲۰ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۳/۳۱ *نویسنده مسئول: مریم محمدی روزبهانی، گروه آلودگی محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران تلفن: ۰۹۱۶۱۶۲۳۵۶۴ پست الکترونیک: Mmohammadiroozbahani@yahoo.com



مقدمه

یکی از مهم‌ترین و خطرناک‌ترین آلوده‌کننده‌های زیست محیطی، آلودگی‌های ناشی از یون‌های فلزات سنگین موجود در پساب‌های واحدهای صنعتی است. در بسیاری از کشورهای جهان سوم و همچنین کشورهای در حال توسعه نظارت مناسبی بر سیستم‌های خروجی پساب که وارد محیط زیست می‌شوند صورت نمی‌گیرد. این امر سبب ایجاد آلودگی‌های حاد و مزمن در جمعیت‌های زیستی اعم از گیاهی، حیوانی و انسانی می‌شود (۱).

از آنجا که فلزات سنگین در طبیعت از بین نمی‌روند، حذف و جداسازی آنها از پساب نیاز به تکنولوژی‌های جدید دارد. امروزه از روش‌های مختلف نظیر رسوب شیمیایی، تبخیر، جذب و تبادل یونی، برای تصفیه پساب‌های حاوی فلزات سنگین استفاده می‌شود. اما این روش‌ها در کنار مزایا و معایب خویش روش‌های پرهزینه‌ای هستند. جذب زیستی فلزات سنگین، تکنولوژی نسبتاً جدیدی است که برای تصفیه پساب‌های صنعتی به کار می‌رود و هدف از آن، حذف فلزات سمی و پاکسازی محیط زیست و همچنین بازیافت فلزات باارزش است. از مزایای مهم تکنولوژی جذب زیستی، می‌توان به راندمان مناسب آن در کاهش غلظت یون‌های فلزات سنگین، قابلیت تولید مجدد جذب، عدم تولید لجن، امکان بازیافت فلز، ارزان بودن و استفاده از مواد جذب زیستی مانند جلبک طبیعی که به وفور یافت می‌شوند، اشاره کرد (۲). نحوه عمل جاذب‌های زیستی به فرآیندهای سلولی مرتبط است (۳).

در حال حاضر حذف زیستی فلزات سنگین از فاضلاب‌ها و منابع آبی یکی از مهم‌ترین پژوهش‌های جهانی در بخش محیط زیست می‌باشد که یک مکانیسم بسیار مؤثر در حذف آلاینده‌ها از محلول‌های آبی است. از مهم‌ترین فواید تکنولوژی نوین جذب بیولوژیکی، می‌توان به کم هزینه بودن

فرآیند، امکان تولید جاذب در مقادیر زیاد، کارایی بالا، عدم تولید لجن و کاربری آن در شرایط مختلف محیطی و امکان بازیافت فلزات، اشاره نمود (۴). فرآیند تصفیه زیستی آلاینده‌ها توسط موجودات مختلفی، از جمله جلبک‌ها، باکتری‌ها، قارچ‌ها، تک سلولی‌ها و پروتوزوآها انجام می‌گیرد (۵-۶). اما به دلیل وجود ترکیبات پلی ساکاریدی مانند آلژینات و کاراژینات در دیواره سلولی جلبک‌های دریایی، آنها در مقایسه با سایر موجودات توانایی بالاتری در جذب بسیاری از فلزات دارند به همین علت در سال‌های اخیر استفاده از جلبک‌ها در فرآیند جذب زیستی بیشتر مورد توجه قرار گرفته است (۷). البته باید توجه داشت در جاذب‌های زنده این فرآیند وجود دارد. یکی از مهمترین فلزات سنگین سرب است. پساب‌های صنعتی حاوی میزان بالایی سرب و بسیار سمی هستند. سرب دارای عوارض گوناگونی مانند اختلال در سنتز هموگلوبین و فعالیت‌های کلیه، ایجاد اختلالات عصبی و رفتاری در کودکان، قولنج سربی، فلج عصبی، ورم کلیه، ایجاد گلبول قرمز هسته‌دار در خون، افزایش فشار اسید اوریک خون، نقرس سربی و نیز سقط جنین می‌باشد. بر اساس استاندارد ملی ایران مقدار مجاز سرب در آب آشامیدنی ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. قابل توجه است که مقدار سرب در پساب صنایع مختلف بستگی به نوع صنعت بسیار متفاوت است (۸). در دهه گذشته تحقیقات گسترده‌ای در رابطه با روش‌های حذف سرب مانند استخراج به کمک حلال، ترکیب شیمیایی، سانوسازی یونی، تبادل یونی، جذب روی جامداتی چون کربن فعال، اکسیدهای فلزی و خاک رس صورت گرفته است (۹-۸). جبا^۱ و همکاران (۲۰۱۴)، در کشور هندوستان، به بررسی حذف زیستی فلز سرب از محلول‌های آبی با استفاده بیومس غیر زنده جلبک

^۱. Jeba



سارگاسوم پرداختند (۱۰). آنجا^۱ و همکاران در سال ۲۰۱۰، در کشور هندوستان، به بررسی حذف زیستی یون‌های سرب و روی با استفاده از بیومس غیر زنده جلبک اسپیرولینا پرداختند (۱۱).

توکارام بای^۲ و همکاران در سال ۲۰۱۹ در مطالعات بهینه سازی جذب سرب در جلبک قهوه‌ای با استفاده از طرح آزمایشی روش واکنش سطحی میزان جذب یون سرب را بررسی نمودند. اثر پارامترهایی مثل pH محلول، غلظت اولیه سرب در محلول، میزان جذب و دمای محلول مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج آزمایشات نشان داد که جذب زیستی بهینه در pH ۵.۲، میزان جذب ۷۸/۱۱ g/L، غلظت اولیه سرب به مقدار ۷۴/۴ mg/L با مقدار درصد جذب ۹۱/۹۸ درصد انجام شد (۱۲).

همچنین در مطالعه دیگری توسط عبدال^۳ و همکاران در سال ۲۰۱۲ جذب زیستی کادمیوم و سرب از محلول‌های آبی به وسیله زی توده‌ی جلبک آب شیرین (Anabaenas Phaerica) با اعمال تغییرات pH، میزان جذب، زمان تماس و غلظت‌های اولیه یون انجام شد. از مدل‌های ایزوترم جذب فروندلیچ و لانگمیر نیز برای تشریح ایزوترم جذب استفاده شد که نتایج مدل‌ها نشان دادند که جذب زیستی هر دو یون از مدل‌ها تبعیت می‌نماید. بیشترین جذب زیستی ۱/۱۱۱ میلی گرم بر گرم برای کادمیوم و ۹۵/۱۲۱ برای سرب به دست آمد (۱۳).

جلبک Padina در شاخه Phaeophyta راسه Dictyotales خانواده Dictyotaceae قرار دارد. جلبک Padina دارای رسوبات کلسیمی است. وجود رسوبات کلسیمی موجود در جنس Padina به همراه شکل بادبزنی، باعث شده تا این جلبک به راحتی در طبیعت قابل تشخیص باشد. گونه‌های

Padina منبع عظیمی از کربنات کلسیم و مواد معدنی هستند. همچنین از میان اسیدهای چرب، پالمیتیک اسید به‌عنوان بیشترین اسید چرب موجود در این جلبک گزارش شده است (۱۴). هدف از انجام این پژوهش نیز جذب زیستی سرب (II) از محلول‌های آبی با استفاده از جلبک قهوه‌ای پادینا است.

مواد و روش‌ها

آماده سازی جاذب

در این مطالعه جلبک قهوه‌ای پادینا آسترالیس، با مراجعه به سواحل بوشهر تهیه گردید. به منظور جداسازی شن و ماسه و سایر ناخالصی‌ها، جلبک مورد مطالعه با آب دیونیزه شسته شد. سپس بیوجاذب به دست آمده، در آون با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک و عمل خردسازی با استفاده از یک آسیاب صورت گرفت و در مرحله بعد با استفاده از الک‌های استاندارد بیوجاذب با اندازه ۰/۰-۲/۳ میلی‌متر برای استفاده در پژوهش انتخاب گردید. با توجه به اینکه پس از خشک شدن جلبک، ذرات آن به هم می‌چسبد و ذرات بزرگ‌تری ایجاد می‌شود که این امر به دلیل وجود اسیدهای آلزینات در جلبک و خاصیت چسبندگی‌اش است بنابراین، لازم است جلبک‌ها بعد از خشک شدن کامل، دوباره با همان دستگاه الک، به همان اندازه قبل، دانه‌بندی شوند (۱۵).

تهیه محلول سرب (II)

برای تهیه محلول اولیه سرب (II) با غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر در محیط آزمایشگاه، ۱/۵۹۸ گرم نمک نترات سرب با خلوص ۹۹/۹ درصد با آب مقطر بدون یون به حجم ۱۰۰۰ میلی لیتر رسانده شد (محلول مادر). همچنین به منظور تهیه غلظت‌های مورد بررسی، محلول تهیه شده با استفاده از آب مقطر رقیق شدند (۱۶).

آزمایشات

^۱. Aneja

^۲. Tukaram Bai

^۳. Abdel



مخلوط، صاف شد و مقدار یون سرب (II) موجود در محلول زیر صافی به وسیله دستگاه جذب اتمی مدل Vaian ES-710 تعیین گردید. پس از تعیین زمان بهینه، در سایر آزمایشات زمان معادل زمان بهینه در نظر گرفته شد. در ادامه روندکار، با تغییر دادن یکی از متغیرها و ثابت نگه داشتن سایر متغیرها، اثر متغیرهای مورد بررسی، مطالعه گردید (۱۷).

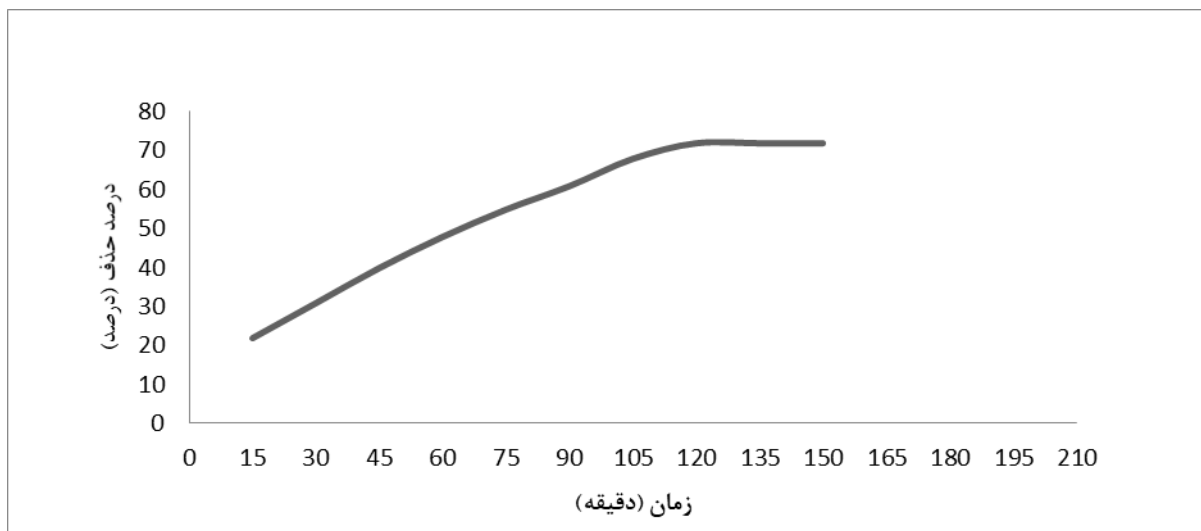
یافته‌ها

اثر زمان تماس

برای به دست آوردن زمان بهینه 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 درصد حذف و ظرفیت جذب افزایش خواهد یافت.

آزمایشات جذب در مقادیر مختلف pH بین ۲-۹ (۷-۸-۹-۲-۳-۴-۵-۶) هر کدام با ۳ تکرار، زمان جذب از ۱۵ تا ۱۵۰ دقیقه به فاصله ۱۵ دقیقه یک بارو با ۳ تکرار در هر زمان، مقادیر مختلف بایومس (۰/۱=۰/۵-۱-۲) در هر کدام ۳ تکرار و غلظت اولیه (۱۰-۲۰-۳۰-۴۰-۵۰) میلی گرم بر لیتر و با ۳ تکرار در هر غلظت انجام گرفت.

نمونه‌های ۲۰۰ میلی‌لیتری از محلول یون سرب (II) با غلظت ۱۰ میلی گرم بر لیتر در تماس با ۰/۱ گرم بر لیتر بیوجاذب پادینا، مطابق شرایط ذکر شده قرار داده شد، سپس pH نمونه‌ها بر روی pH خنثی تنظیم و از دستگاه شیکر با سرعت همزن ۱۰۰ دور در دقیقه، برای مخلوط کردن محلول‌ها و جاذب استفاده گردید. همچنین دمای دستگاه شیکر بر روی ۲۵ درجه سانتی‌گراد تنظیم شد. در ادامه و پس از طی مدت زمان مورد بررسی برای هر نمونه،



نمودار ۱- بررسی اثر زمان بر میزان درصد حذف یون سرب (II)

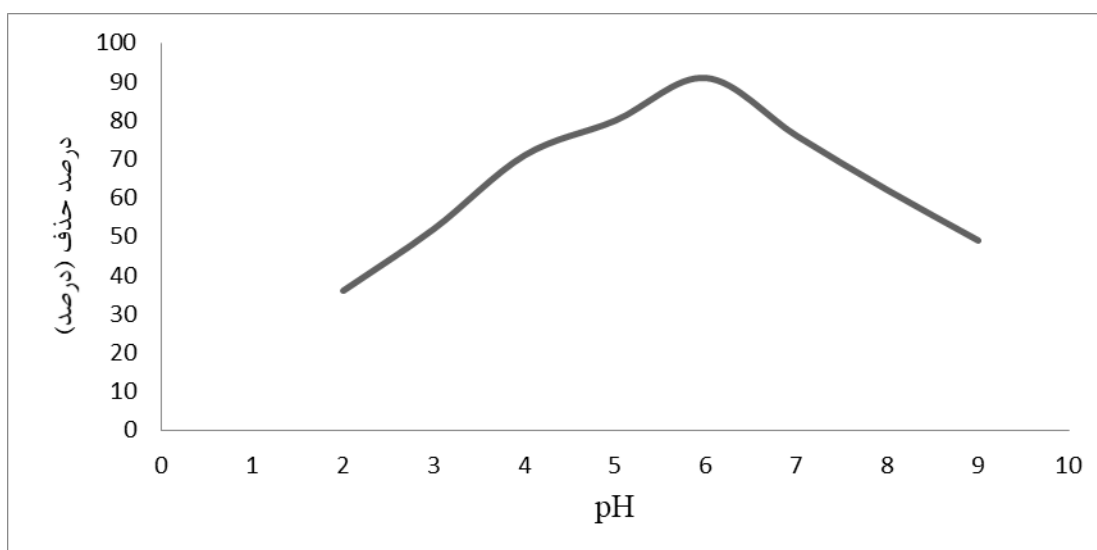
زمان‌های ۱۲۰، ۱۳۵ و ۱۵۰ دقیقه (۷۲ درصد) می‌باشد. زمان تماس یک فاکتور بسیار مهم برای کسب موفقیت در کاربرد عملی یک جاذب و بیانگر سرعت جذب فلزات است.

بر اساس نتایج حاصل از این پژوهش، کمترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به زمان ۱۵ دقیقه (۲۲ درصد) و بیشترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به



در این پژوهش، پس از مدت زمان ۱۲۰ دقیقه فرآیند جذب به حالت تعادل رسیده و حداکثر ظرفیت جذب نیز به میزان ۱۴/۴۰ میلی گرم بر گرم به دست آمده است. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که منحنی جذب یون بر حسب زمان تماس در فرآیند جذب به دو قسمت زمانی تقسیم می‌شود. در ابتدای تماس جلبک با محلول فلزی سرعت جذب یون فلزی بالا است، که این امر را می‌توان به فراوانی جایگاههای فعال در دسترس در ابتدای فرآیند جذب نسبت داد. با گذشت زمان و پر شدن جایگاههای جذبی موجود بر روی سطح جلبک این فرآیند کندتر می‌شود و در نهایت تقریباً به

مقدار ثابتی میل می‌کند به طوری که گذشت بیشتر زمان تأثیر چندانی روی بالا رفتن مقدار جذب ندارد (۱۸).
بررسی اثر تغییرات میزان pH: برای به دست پهنه جذب، با ثابت در نظر گرفتن سایر پارامترها، آزمایش‌ها در pH های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به دست آمده نشان داد که با افزایش pH تا ۶، میزان درصد حذف و ظرفیت جذب افزایش خواهد یافت. پس از آن با افزایش pH، در pH های بالاتر از ۶، میزان درصد حذف و ظرفیت جذب کاهش خواهد یافت.



نمودار ۲- بررسی اثر pH بر درصد حذف یون سرب (II)

همانطور که در نمودار شماره ۲ مشاهده می‌شود کمترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به pH=۲ (۳۶ درصد) و بیشترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به pH=۶ (۹۱ درصد) می‌باشد. بیشترین مقدار ظرفیت جذب یون سرب (II) نیز، به میزان ۱۸/۲۰ میلی گرم بر گرم به دست آمده است. pH فاکتور بسیار مهمی در فرآیند جذب بیولوژیکی است. تغییرات pH بر فعالیت شیمیایی یون‌های

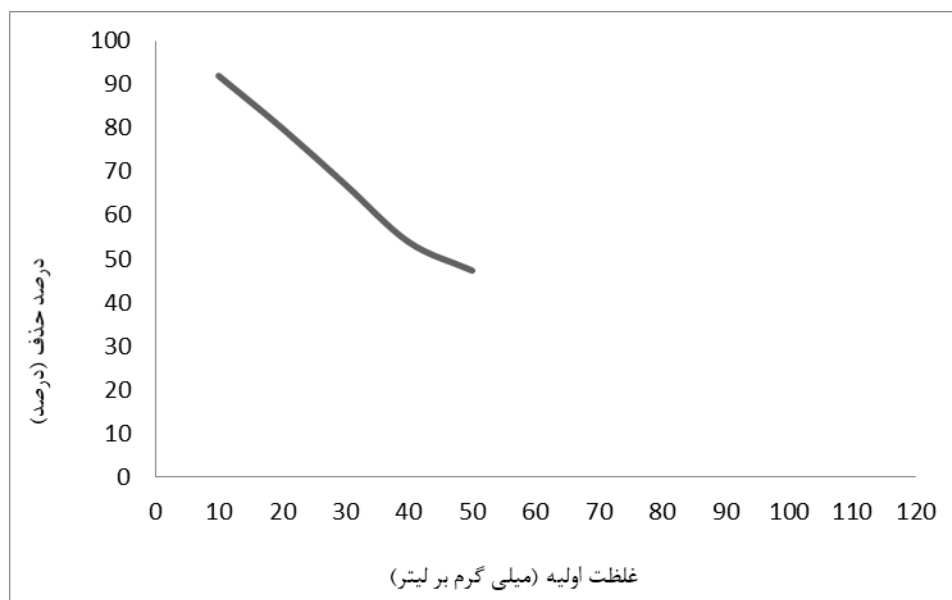
فلزی موجود در محلول و همچنین فعالیت گروه‌های پایه در سطح بیومس و رقابت یون‌های فلزی با یکدیگر بسیار موثر است. در pH های اسیدی رقابتی بین یون‌های H^+ موجود در محیط و یون‌های Pb^{2+} برای جذب شدن بر روی جاذب وجود دارد و باعث کاهش مقادیر جذب می‌گردد. با افزایش pH، به علت افزایش OH^- در محیط، بازده و ظرفیت جذب کاتیون‌های Pb^{2+} افزایش می‌یابد. در pH های بالاتر از ۶،



مجموعه‌های هیدروکسلی قابل حل $Pb(OH)^+$ تشکیل شده و باعث کاهش جذب سرب توسط بیوجاذب پادینا می‌گردد (۱۹).

بررسی اثر غلظت اولیه سرب (II): جذب و حذف یون‌های فلزات سنگین توسط جاذب‌های جلبکی به میزان زیادی

وابسته به غلظت اولیه یون‌های فلزات در محلول می‌باشد. با توجه به مطالعات چنگ در سال ۱۹۷۵، غلظت ابتدایی یون فلزی یکی از عوامل مهم در جذب زیستی فلزات سنگین به شمار می‌آید. با افزایش غلظت یون فلزی، درصد حذف کاهش و ظرفیت جذب افزایش می‌یابد (۲۰).



نمودار ۳- بررسی اثر تغییرات غلظت اولیه بر میزان درصد حذف یون سرب (II)

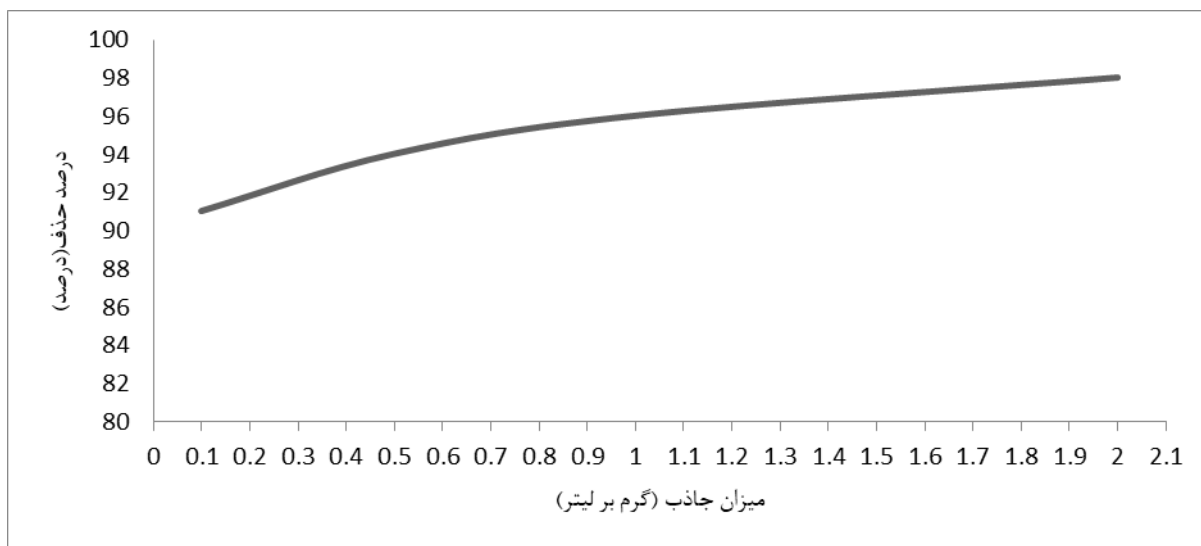
همانطور که در نمودار شماره ۳ مشاهده می‌شود، کمترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر (۴۷ درصد) و بیشترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر (۹۲ درصد) می‌باشد. بیشترین ظرفیت جذب یون سرب (II) مربوط به غلظت اولیه ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و کمترین ظرفیت جذب یون سرب (II) مربوط به غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. در بررسی اثر غلظت اولیه محلول، ابتدا با افزایش غلظت به دلیل افزایش تعداد برخورد یون‌های فلزی سرب با بیوجاذب پادینا، یون‌های بیشتری از محلول حذف می‌گردد، ولی با ادامه روند افزایش غلظت به دلیل

افزایش یون‌های سرب در حال رقابت برای واکنش با گروه‌های فعال سطحی و در نهایت کاهش مکان‌های فعال سطحی و اشباع شدن آنها درصد حذف کاهش و میزان ظرفیت جذب افزایش می‌یابد. در واقع غلظت اولیه محلول سرب با درصد حذف نسبت معکوس دارد و با افزایش غلظت اولیه، درصد حذف کاهش یافته است. این پدیده به این دلیل است که در غلظت‌های کم نسبت سطح قابل دسترس به غلظت اولیه محلول یون‌های سرب بالا است بنابراین درصد حذف نیز بالاست، اما در مورد غلظت‌های زیاد برعکس است، چون این نسبت کاهش یافته لذا درصد حذف هم به تبع آن کاهش یافته است (۲۱).



هر گرم از زیست توده کاهش می‌دهد، یا به عبارتی موجب کاهش ظرفیت جذب و افزایش درصد حذف می‌شود.

بررسی اثر تغییرات میزان زیست جاذب با توجه به اینکه افزایش در غلظت زیست توده، جذب یون فلزی را در



نمودار ۴- بررسی اثر مقدار جاذب بر میزان درصد حذف یون سرب (II)

سطحی بیشتری از جاذب در دسترس قرار می‌گیرد و تعداد جایگاه‌های فعال جذب در محلول افزایش یافته و در نتیجه راندمان حذف یون سرب افزایش می‌یابد. علت کاهش ظرفیت جذب این است که با افزایش جرم جاذب در محلول، برخی از جایگاه‌های فعال جذب به دلیل موانع فیزیکی و فضایی مسدود شده و جایگاه‌های فعال جذب در دسترس کاهش می‌یابد (۲۲).

دادهای تجربی تعادل جذب با مدل‌های ایزوترم جذب فروندلیچ و لانگمیر مورد بررسی قرار گرفت. معادله خطی ایزوترم لانگمیر به صورت معادله (۱) می‌باشد.

$$\frac{c_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K} + \frac{1}{q_m} c_e \quad (1)$$

همانطور که در نمودار شماره ۴ مشاهده می‌شود کمترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به غلظت ۰/۱ گرم بر لیتر از بیوجاذب (میزان ۹۱ درصد) و بیشترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به غلظت ۲ گرم بر لیتر از بیوجاذب پادینا (میزان ۹۸ درصد) می‌باشد. همچنین بر اساس مطالعات تعادلی و نمودارهای ایزوترم جذب، بیشترین میزان ظرفیت جذب یون سرب (II)، مقدار ۱۸/۲۰ میلی گرم بر گرم به دست آمده است. با افزایش جرم جاذب، نواحی

مطالعات تعادلی

ایزوترم‌های جذب، معادلاتی برای تشریح حالت تعادل جزء جذب شونده بین فاز جامد و سیال می‌باشد. در این تحقیق



مطالعات تعادلی در یک ارلن مایر به حجم ۲۵۰ سی سی حاوی ۱۰ سی سی غلظت اولیه هر یک از نمونه‌ها با مقدار اولیه جذب متفاوت (۲ g/۱۰cc) و pH=۶، سپس نمونه‌ها جداسازی شده و آنالیز شد و ظرفیت جذب با استفاده از معادله (۱) بدست آمد (۲۲).

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{M}$$

q_e مقدار جز جذب شده در واحد جرم جسم جذب برحسب میلی گرم بر گرم، C_0 غلظت اولیه در محلول قبل از جذب سطحی بر حسب میلی گرم بر لیتر محلول، C_e غلظت تعادلی ماده جذب شدنی در محلول بعد از جذب سطحی بر حسب میلی گرم بر لیتر، V حجم محلول بر حسب لیتر و M جرم جذب بر حسب گرم می باشد. بر اساس نتایج حاصل از این پژوهش، همانطور که در نمودار شماره ۵ مشاهده می گردد، مقدار مناسب $R^2 = 0.996$ بیانگر این امر است که جذب یون سرب (II) بر روی جذب پادینا از رابطه خطی خاص این ایزوترم به خوبی پیروی می کند. با بدست آوردن معادله ی خط، ثابت های لانگمویر q_{max} و b محاسبه گردیدند که به ترتیب برابر $49/50 \text{ mg g}^{-1}$ و $0/505 \text{ L/mg}$ می باشند.

q_e مقدار جزء جذب شده در واحد جرم جسم جذب برحسب میلی گرم بر گرم، C_e غلظت تعادلی ماده جذب شدنی در محلول بعد از جذب سطحی بر حسب میلی گرم بر لیتر، q_m نشان دهنده ظرفیت جذب و ثابت لانگمویر

$\frac{C_e}{q_e}$ می باشند که از رسم نمودار در مقابل q_e بدست می آیند.

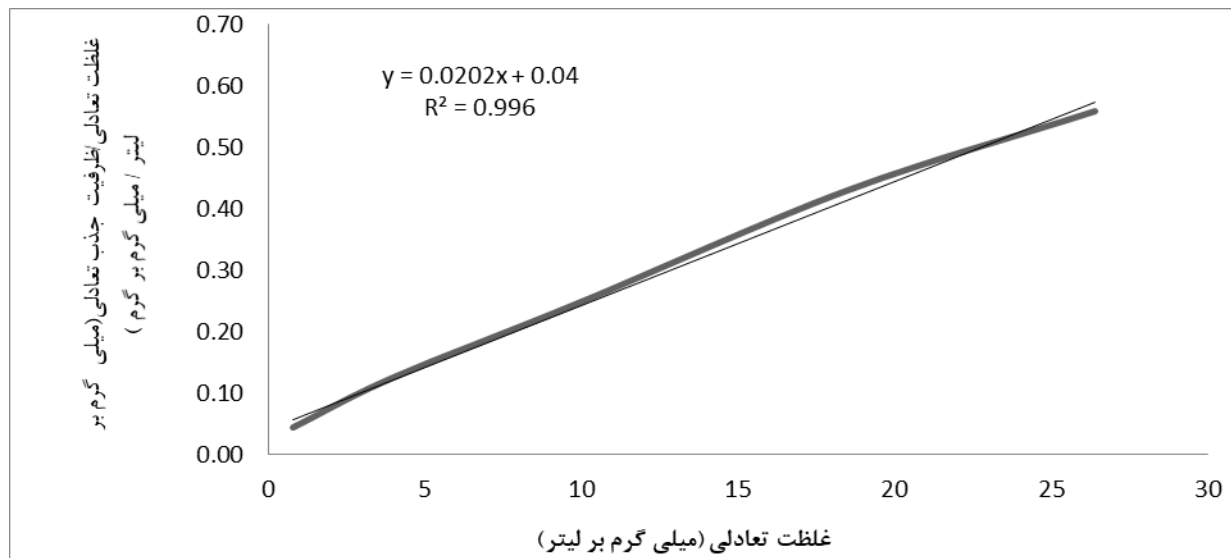
معادله ایزوترم جذب فروندلیچ به صورت معادله (۲) می باشد.

$$q_e = kc_e^{\frac{1}{n}} \quad (2)$$

و معادله خطی آن به صورت معادله (۳) می باشد.

$$\log q_e = \log k + \frac{1}{n} \log c_e \quad (3)$$

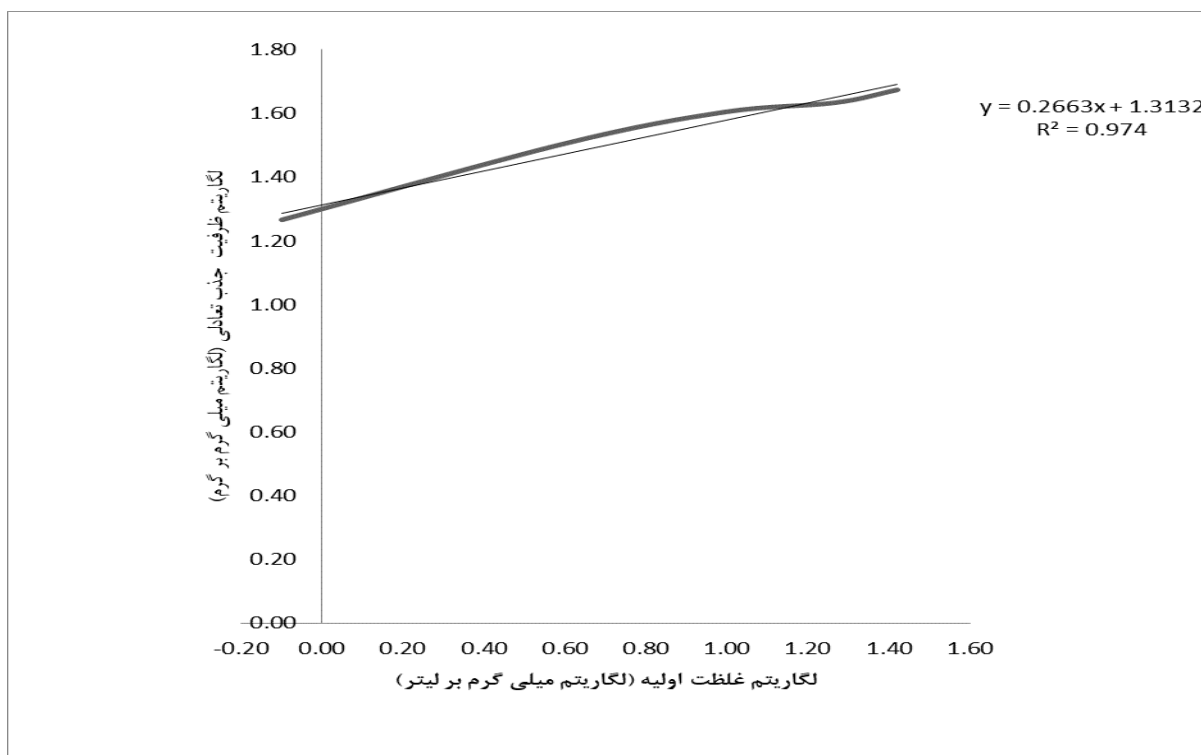
C_e غلظت تعادل میلی گرم در لیتر، q_e ظرفیت جذب در زمان تعادل برحسب میلی گرم بر گرم k و n ثابت های فروندلیچ می باشند (۲۱) که با رسم نمودار $\log q_e$ در مقابل $\log c_e$ بدست می آیند.



نمودار ۵- مدل ایزوترم لانگمویر

دهنده این است داده‌های تجربی جذب یون سرب (II) بر روی جاذب پادینا از رابطه خطی خاص این ایزوترم تقریباً به به طور مناسبی پیروی می‌کند ($R^2=0.974$).

مدل ایزوترم فروندلیچ: برای بررسی ایزوترم فروندلیچ $\log(q_e)$ بر حسب $\log(C_e)$ رسم شد که در نمودار شماره ۶ ارائه شده است. نتایج حاصل از رسم نمودار شماره ۶ نشان



نمودار ۶- ایزوترم فروندلیچ



جدول ۱- مقایسه نتایج مدل‌های هم‌دمای لانگمویر، فرن‌دلیچ

مقدار	ثابت	ایزوترم
۰/۹۹۶	R^2	لانگمویر
۴۹/۵۰	q_{max}	
۰/۵۰۵	b	
۰/۹۷۴	R^2	فرن‌دلیچ
۳/۷۵۵	n	
۲۰/۵۶۸	K_f	

با توجه به نتایج به دست آمده (جدول شماره ۱) میزان R^2 در معادله لانگمویر به مقدار ۰/۹۹۶ در مقایسه با ۰/۹۷۴ در مدل فرن‌دلیچ، مکانیسم جذب یون سرب (II) بر روی جاذب پادینا با مدل لانگمویر بیشتر همخوانی دارد.

بحث

در ارتباط با بیوجذب سطحی یون سرب (II) در جلبک پادینا، گروه‌های عملکردی موجود در سطح دیواره سلول جلبک (گروه‌های عامل تشکیل دهنده پیوند با فلزات) نقش دارند که از بیوپلیمرهای مختلف سلولی، مانند: کربوکسیل، سولفات، کربنیل و ... می‌باشند. اسید آلژینیک موجود در دیواره سلولی جلبک پادینا دارای گروه‌های عامل کربوکسیل و سولفات با بار منفی می‌شود که قادر به تشکیل پیوند با یون سرب (II) می‌گردد. همچنین، دیواره سلولی جلبک پادینا از سه نوع پلیمر به نام‌های سلولز، اسید آلژینیک و فوکویدان تشکیل شده است که این پلیمرها سایت‌های اتصال متعددی را برای یون سرب (II) فراهم می‌کند (۲۵). در پدیده جذب یون سرب با استفاده از بیوجاذب پادینا در pH‌های پایین، بدلیل بالا رفتن غلظت پروتون‌ها (یون‌های هیدروژن) و برنده شدن یون‌های هیدروژن در رقابت با یون‌های فلزی سرب در اتصال به دیواره سلول جلبک، سایت‌های اتصال موجود در دیواره سلولی جلبک پر شده و در نتیجه محل‌های اتصال کمی به منظور بیوجذب یون سرب باقی می‌ماند. با افزایش

pH، یون‌های فلزی سرب در رقابت با یون‌های هیدروژن جهت اتصال به سایت‌های اتصال موجود در دیواره سلولی جلبک برنده شده و حاصل کار افزایش راندمان در حذف یون سرب می‌باشد. در pH‌های بالاتر از ۶، بدلیل تشکیل رسوب فلزی حاصل از قلیایی شدن محیط بیوجذب و ترسیب، راندمان جذب یون‌های فلزی محلول توسط بیو جاذب کاهش می‌یابد. بنابراین pH=6 به عنوان pH بهینه در حذف یون سرب توسط جلبک پادینا انتخاب گردید. بلارک و همکاران در سال ۱۳۹۴ در بررسی حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزولا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتتیک نیز همین نتایج را ارائه دادند (۲۶). در بررسی غلظت اولیه محلول، در ابتدا با افزایش غلظت به دلیل افزایش تعداد برخورد یون‌های فلزی و جاذب، یون‌های بیشتری از محلول حذف می‌گردد، ولی با ادامه روند افزایش غلظت به دلیل افزایش یون‌های در حال رقابت برای واکنش با گروه‌های فعال سطحی و در نهایت کاهش مکان‌های فعال سطحی و اشباع شدن آنها درصد حذف کاهش می‌یابد. افشار نیا و همکاران در سال ۱۳۹۵، حذف سرب از محلول آبی سنتتیک بوسیله خاکستر پسماند مواد غذایی نیز به این نتیجه دست پیدا کردند (۲۷). زمان بهینه تماس می‌تواند نقش مهمی در طراحی سیستم‌های تصفیه فاضلاب صنایع و کارایی اقتصادی این سیستم‌ها داشته باشد. در این پژوهش زمان



تعادلی جذب یون فلزی سرب توسط بیوجاذب ۱۲۰ دقیقه به دست آمد. تکدستان و همکاران در سال ۱۳۹۳ در بررسی جذب بیولوژیکی سرب و روی از محلول‌های آبی سنتتیک بوسیله پودر لجن تصفیه خانه فاضلاب اهواز نیز به همین نتیجه دست پیدا کردند (۲۶). شاه محمدی حیدری و جمالی ارمنی در سال ۱۳۸۹ در بررسی همگرایی زمان تعادل و بازده جذب سرب توسط پوسته شلتوک و کربن فعال در غلظت‌های کم نیز زمان ۱۲۰ دقیقه برای جاذب پوسته شلتوک در حذف سرب به عنوان زمان تعادل بیان کردند (۲۷). دیانتی تیلکی و همکاران در سال ۱۳۹۳، در بررسی کارایی کاه برنج طبیعی (خام) و اصلاح شده با اسید سیتریک در حذف سرب از محلول‌های آبی زمان ۱۲۰ دقیقه را به عنوان زمان تعادل بیان کردند (۲۸). با افزایش میزان جاذب پادینا درصد حذف یون سرب از محلول آبی افزایش و ظرفیت جذب کاهش یافت. صنعتی و همکاران در سال ۱۳۹۳ در بررسی حذف سرب از محلول‌های آبی با استفاده از خاکستر برگ نخل در سیستم جذب ناپیوسته نیز به همین نتیجه دست پیدا کردند (۳۱). پدیده جذب یون سرب با استفاده از بیوجاذب پادینا با مدل لانگمویر همخوانی بیشتری داشت. ملازاده و همکاران نیز در سال ۱۳۹۴ در خصوص بررسی راندمان حذف سرب از محلول‌های آبی توسط ریز جلبک کتوسروس و کلرلا نیز به همین نتایج دست پیدا کردند. بلارک و همکاران در سال ۱۳۹۴ در خصوص حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزولا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتتیک نیز به نتایجی مشابه با تحقیق حاضر دست یافتند (۲۸).

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که کارایی حذف یون سرب بر

روی بیوجاذب پادینا با افزایش دوز بیوجاذب افزایش و با افزایش غلظت اولیه محلول کاهش می‌یابد. کمترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به زمان ۱۵ دقیقه (۲۲ درصد) و بیشترین میزان، مربوط به زمان ۱۲۰ تا ۱۵۰ دقیقه (۷۲ درصد) بود. بیشترین میزان درصد حذف یون سرب (II) مربوط به غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر (۹۲ درصد) بود. همچنین با افزایش pH کارایی حذف افزایش و در نهایت در $pH = 6$ به حداکثر می‌رسد. داده‌های حاصل از بررسی ایزوترم جذب نشان داد که مکانیسم جذب یون سرب (II) بر بیوجاذب پادینا به‌خوبی از ایزوترم لانگمویر پیروی می‌کند.

با توجه به نتایج این پژوهش می‌توان گفت بیومس جلبک پادینا به عنوان یک جاذب ارزان و با امکان آماده‌سازی در شرایط مختلف می‌تواند به عنوان یک جاذب در حذف یون سرب (II) از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار گیرد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از پژوهش دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز قدردانی به عمل می‌آید. این مقاله برگرفته شده از پایان نامه نازنین کشوادی دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی - واحد اهواز در رشته علوم محیط زیست گرایش آلودگی‌ها با عنوان "جذب زیستی Pb^{+2} از محلول‌های آبی با استفاده از جلبک پادینا" می‌باشد که در تاریخ ۹۷/۰۴/۲۶ به راهنمایی سرکار خانم دکتر مریم محمدی روزبهانی، دفاع گردید.

تعارض منافع

نگارندگان مقاله اعلام می‌دارند که در رابطه با انتشار مقاله تضاد منافی وجود ندارد.



References

1. Romera E , Gonzalez F, Ballester A , Blazquez M L , Munoz J A ."Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae". Bioresource Technology, 2007 ; (98) : 3344-3353.
2. Herrero R , Cordero B, Lodeiro P , Rey-Castro C , Sastre de Vicente M E ." Interactions of cadmium (II) and protons with dead biomass of marine algae *Fucus* sp". Marine Chemistry ,2006; (99) : 106-116 .
3. Kaewsarn P , Yu Q . " Cadmium (II) removal from aqueous solutions by pre-treated biomass of marine alga *Padina* sp". Environmental Pollution , 2001; (112):209-213.
4. Xeu H B , Stumm W , Sigg L . " The binding of heavy metal to algal surface. Water Research " , 1998; (22):917-922.
5. [Hansen H K, Ribeiro A , Mateus E . " Biosorption of arsenic (V) with *Lessonia nigrescens*". Mineral Engineering , 2009;(10): 486-490.
6. Iyer A , Mody K , Jha B . " Biosorption of heavy metals by a marine bacterium. Marine Pollutant Bulletin " . 2005;(50) :340-343.
7. Holan Z R , Volesky B , Prasetyo I .," Biosorption of cadmium by biomass of marine algae" . Biotechnologie Bioengineering , 1993;(41) : 819-825.
8. Nguyen CM, Bang S, Cho J, Kim K-W. Performance and mechanism of arsenic removal from water by a nanofiltration membrane. Desalination. 2009;245(1):82-94.
9. Fu F, Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. Journal of Environmental Management. 2011;92(3):407-18.
10. Jebba D , Sangeetha K , Suganthi , B . " Biosorption of Heavy Metal Lead from Aqueous –Solution by Non-living Biomass of *Sargassum myriocystum* " . International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management, 2014;(3):2319-2347.
11. Aneja R K , Chaudhary G, Ahluwalia S S, Goyal D . " Biosorption of Pb^{2+} and Zn^{2+} by non-living biomass of *Spirulina* sp" , . Biotechnology and Environmental Sciences Dep, Thapar Univ, 2010;(50):438-442.
12. Tukaram Bai M, Venkateswalu. P. Optimization studies for lead biosorption on *Sargassum tenerrimum* (Brown Alga) using experimental design: Response Surface Methodology, 2019. Materialstoday proceeding.
13. Abdel Azza M, Nabila S, Ammar S, Hany H, Rizka K. Biosorption of cadmium and lead from aqueous solution by fresh water alga *Anabaena sphaerica* biomas, 2013, (4), 367-374. Journal of advanced Research.
14. Zeraatkar A K , Ahmadzadeh H , Talebi A F R , Moheimani N P , McHenry M . Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review. Journal of Environmental Management , 2016.
15. Naddafi K , Nabizadeh R , Saeedi R , Mahvi A H , Vaezi F , Yaghmaeian K , Ghasri A , Nazmara S . " Biosorption of lead(II) and cadmium(II) by protonated *Sargassum glaucescens* biomass in a continuous packed bed column" . J Hazard Mater, 2007 ;(147) :785-791.
16. Fraji S , Mohamadi Sani A , Tajali F R , Alizadeh Golestani H A H , Vaezi F , Yaghmaeian K , Ghasri A , Nazmara S . " Elimination of lead using adsorption by pear peel " . J.Env. Sci. Tech, 2017 ;(19) :51-59[In Persian].
17. Sheng P X , Ting Y P, Chen J P , Hong L . " Sorption of lead, copper, cadmium, zinc and nickel by marine algal biomass: Characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms" , J. Colloid Interface Sci, 2004;(275):131-141.



18. Costa A C A , Leite S G C . " Metal biosorption by sodium alginate immobilized Chlorerella homospharea" , Biotechnol. Lett, 1991;(13):559-562.
19. Vijayaraghavan K, Jegan J, Palanivelu K, Velan M. " Removal of Nickel(II) Ions from Aqueous Solution Using Crab Shell Particles in a Packed be up-flow Column" , J. Hazard. Mater. 2004;(113): 223-230.
20. Ozer A , Ozer D . " Comparative study of the biosorption of Pb (II), Ni (II) and Cr (VI) Ions by S. cerevisiae: determination of biosorption heats" . J. Hazard. Mater, 2004;(100) :219-229.
21. Yang Y , Tian C , Chem, Intermed , 1975;(36) :88-:895.
22. Panday K K , Prasad G , Singh VN. " Use of wollastonite for the treatment of Cu(II) rich effluents" . Water Air Soil Pollut ,1986;(27): 287-296.
23. Lee Y H , Jeong J Y , Jegal J , Mo J H . Dyes and Pigments .2008; (2): 372-378.
24. Merzouk B ,Gourich B ,Sekki A ,Madani K ,Vial C, Barkaoui M. Chemical Engineering Journal.2009; (1-3): 207-214.
25. Davis TA , Volesky B , Mucci A. " A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. Water . Res , 2003 ; (37): 4311-4330.
26. Balarak D, Bazrafshan E, Kord Mostafapour F. Investigation of Pb(II) Removal from Synthetic Wastewater by Using Azolla Filiculoides Biomass. jehe. 2015; 2 (3) :224-237[In Persian].
27. Afsharnia M, Shams M, Sajjadi S, Qasemi M. Lead (Pb²⁺) Removal from Synthetic Aqueous Solution Using Food Waste Ash. TB. 2016; 15 (4) :12-21[In Persian].
28. Takdastan A, Eslami A, Ramezani Z, Taghi Moheb H. Biosorption of lead and Zink ions from Synthetic Aqueous Solutions by Ahvaz WWTP powdered activated sludge. TB. 2014; 12 (4) :1-14[In Persian].
29. Shahmohammadi Z , Jamali armandi H. "Convergence time of balance and efficiency of lead absorption by grain crust and low concentrations of active carbon." J. of Environmental Studies, 2010; (54):19-26[In Persian].
30. Dianati Tilaki R A, Yousefi Z, Yazdani Cherati J, Ghasemi M. Efficiency Evaluation of Natural (Crude) and Citric Acid Modified Rice Straw for Removal of Pb from Aqueous Solutions. J Mazandaran Univ Med Sci. 2015; 24 (120) :220-231[In Persian].
31. Sanati A M , Bahrami far N , Mehraban Z, Younesi H . Lead Removal from Aqueous Solution Using Date-Palm Leaf Ash in Batch System. Water and Wastewater. 2014; 92 (4) :51-58[In Persian].



Investigation of the Biosorption of Lead (II) from Aqueous Solutions using Algae *Padina australis*

Nazanin Keshvadi, Maryam Mohammadi Rouzbahani*

Department of environment pollution, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.

Original Article

Received: 11 Des 2019

Accepted: 20 Jun 2020

***Corresponding Author:**

Maryam Mohammadi
Rouzbahani, Department of
environment pollution, Ahvaz
Branch, Islamic Azad
University, Ahvaz, Iran
TEL: 09161623564
Email:
Mmohammadiroozbahani@
yahoo.com

ABSTRACT

Introduction

Lead is one of the most important metal ions that has many disadvantages for the environment and organisms, especially humans. One of the most effective methods for causing lead from aqueous solutions is the use of biological adsorbents. The purpose of this study was to investigate the biological biosorption of lead (II) from aqueous solutions using *Padina* algae.

Materials and Methods

Padina algae was collected from Bushehr coastal and dried in an oven at 70 °C for 24 hours, then adsorption experiments were carried out at pH(2-9), contact time (15-150)minutes, different amounts of biomass(0.1-2) and initial concentration(10-50) mg/L of the solution and Isotherm also.

Results

The results showed that the removal efficiency of lead ion on the bio-absorbent *Padina* increased with increasing contact time (lowest at 15 minutes with 22% and highest at 120- 150 minutes with 75%) and Biosorbent dose (the highest at 10mg/L concentration with 92%) decreased with an increasing initial concentration of the solution. It also increases the removal efficiency by increasing the pH and finally reaches the maximum at pH = 6. The data obtained from the study of isotherm adsorption showed that the mechanism of adsorption of lead ion (II) to the bio-absorbent of the *Padina* follows well Langmuir isotherm.

Conclusion

Padina biomass can be used as an adsorbent for the removal of lead ions (II) from aqueous solutions as a cheap absorbent and can be prepared under various conditions.

Keywords

bio-absorbent, Lead (II), Biosorption, *Padina* algae

► **Please cite this article as:** Keshvadi N, Mohammadi Rouzbahani M. Investigation of the Biosorption of Lead (II) from Aqueous Solutions using Algae *Padina australis*. J Neyshabur Univ Med Sci 2021;9(2):81-94.