

## ایزوترم جذب فلز سنگین سرب از محیط آبی توسط جاذب‌های زیستی

موسی محمدپور<sup>۱</sup>، علی افروس<sup>۲\*</sup>، حسین بابازاده<sup>۳</sup> و ابراهیم پذیرا<sup>۴</sup>

## چکیده

فلزات سنگین جزء آلوده کننده‌های خطرناک برای سلامتی انسان هستند که معمولاً توسط پساب‌های صنعتی وارد محیط آبی می‌شوند. در این آزمایش، از سه دوز جاذب، پوسته شلتوک برنج و کربن فعال، نه غلظت اولیه فلز سرب، سه pH متفاوت و در چهار زمان تماس برای حذف یون سرب از محیط آبی استفاده شد. بررسی زمان تعادل در غلظت‌های مختلف نشان داد که با کاهش غلظت اولیه محلول، زمان تعادل برای هر دو جاذب کاهش می‌یابد. زمان تعادل برای هر دو جاذب با هم برابر و مقدار آن ۳۰ دقیقه به دست آمد. بررسی کارایی جذب در غلظت‌های مختلف نشان داد که با کاهش غلظت اولیه محلول، کارایی جذب برای هر دو جاذب افزایش و به هم نزدیک می‌شوند. بهترین وضعیت حذف سرب از دو جاذب پوسته برنج و کربن فعال در pH=۶ به ترتیب ۷۷/۴ و ۹۴/۴ درصد در جرم جاذب ۱ گرم بر لیتر است. کربن فعال، توانایی حذف سرب بالاتری از محیط آبی را نشان داد. برازش پارامترهای هم‌دمای جذب لانگمویر و فرونیدلیچ بر داده‌های جذب نشان داد که فرایند جذب سطحی از هر دو ایزوترم فرونیدلیچ و لانگمویر تبعیت می‌کند؛ اما مدل فرونیدلیچ داده‌های آزمایش را بهتر توصیف می‌کند.

**واژه‌های کلیدی:** تصفیه فاضلاب، زمان تماس، شلتوک برنج، کربن فعال.

ارجاع: محمدپور م، افروس ع، بابازاده ح، و پذیرا ا. ۱۳۹۸. ایزوترم جذب فلز سنگین سرب از محیط آبی توسط جاذب‌های زیستی. مجله پژوهش آب ایران. ۱۳: ۳۵. ۱۴۷-۱۵۵.

۱- دانشجوی دکتری گروه مهندسی سیستم‌های کشاورزی، دانشکده علوم کشاورزی و صنایع غذایی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، تهران.

۲- استادیار گروه مهندسی آب، واحد دزفول، دانشگاه آزاد اسلامی، دزفول، ایران.

۳- دانشیار گروه مهندسی سیستم‌های کشاورزی، دانشکده علوم کشاورزی و صنایع غذایی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، تهران.

۴- استاد گروه مهندسی سیستم‌های کشاورزی، دانشکده علوم کشاورزی و صنایع غذایی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، تهران.

\* نویسنده مسئول: [ali.afrous@gmail.com](mailto:ali.afrous@gmail.com)

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۲/۲۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۵/۰۲

## مقدمه

آلودگی محیط آبی به فلزات سنگین توسط فعالیت‌های صنعتی و توسعه‌ی تکنولوژیکی، یکی از مهم‌ترین مشکلات و تهدیدهای جدی زیست‌محیطی است که این امر به دلیل آثار سمیت، غیرقابل تجزیه بیولوژیکی بودن آنها و خاصیت تجمع‌پذیری این فلزات در زنجیره‌ی غذایی است (گوا و همکاران، ۲۰۱۰؛ کویلسکا و همکاران، ۲۰۱۸). فلزات سنگین، عنصری با چگالی اتمی بیش از ۶ گرم بر سانتی‌مترمکعب، مثل سرب، کادمیوم، مس، روی و کروم هستند که به‌عنوان آلاینده‌های پایدار در پساب‌های صنعتی محسوب می‌شوند (علی و همکاران، ۲۰۱۶). در دهه‌های اخیر، بسیاری از واحدهای صنعتی به دلیل استفاده از فلزات سنگین و ورود این فلزات همراه پساب‌های خود به محیط‌زیست آلودگی محیط را موجب شده‌اند. متأسفانه، این فلزات و به‌ویژه سرب با نفوذ به آب‌های زیرزمینی و سطحی می‌توانند از طریق جفت وارد بدن جنین انسان شده و ناهنجاری‌های گسترده‌ای را ایجاد کنند (لی و همکاران، ۲۰۰۷). سرب از مهم‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی محسوب می‌شود که از راه‌های مختلف، منابع آب و خاک را آلوده می‌کند. این عنصر در فهرست سازمان محیط‌زیست آمریکا از جمله سمی‌ترین فلزات سنگین محسوب می‌شود. از این‌رو، پالایش خاک و آب‌های آلوده با این عنصر، از مهم‌ترین سیاست‌های زیست‌محیطی کشورهای صنعتی و در حال توسعه است (موحدیان عطار و ابراهیمی، ۱۳۸۲). هنگامی که فلزات سنگین درحالت عنصر و یا مواد آلی فلزی درمی‌آیند، می‌توانند تأثیرات قابل توجهی بر سلامت جوامع بشری داشته باشند. تماس با فلزات سنگین می‌تواند سبب اختلالات عصبی، پیری سلولی، نارسایی کبدی و کلیوی و سرطان‌زایی شود (لوفور و ادواردز، ۲۰۱۰). امروزه، جذب فلزات سنگین به وسیله‌ی حاذب‌های طبیعی به دلیل صرفه‌ی اقتصادی مورد توجه قرار گرفته است (استرنبرگ و درن ۲۰۰۲). فرآورده‌های جنبی محصولات کشاورزی می‌توانند به‌عنوان حاذب‌های ارزان یا مواد جاذبی که می‌توانند یون‌های فلزی سمی را از محلول آبی حذف کنند، مورد استفاده قرار گیرند و به این ترتیب به محصولاتی با ارزش، مفید و سودمند تبدیل شوند (کومار و بانیدیدیای، ۲۰۰۶). در تحقیقی به بررسی حذف کروم (VI)، مس (II)، سرب (II) و نیکل (II) توسط حاذب

آلومینا از محلول‌های آبی پرداختند و نتایج نشان داد که آلومینا، جاذبی مقرون به‌صرفه و کارآمد با قدرت جذب بالا در حذف کروم (VI)، مس (II)، سرب (II) و نیکل (II) از محلول‌های آبی قابل استفاده است (تاوامانی و راجکومار، ۲۰۱۳). در آزمایشی، از پوسته شلتوک اصلاح‌شده توسط محلول سدیم بی‌کربنات، برای جذب کادمیوم موجود در محلول آبی استفاده و تأثیر غلظت‌های مختلف سدیم بی‌کربنات بر افزایش ظرفیت پوسته شلتوک در جذب کادمیوم مورد بررسی قرار گرفت که نتایج آن نشان داد که حداکثر راندمان جذب در pH برابر ۶ و زمان تعادل جذب ۱/۵ ساعت به‌دست آمده است (شامحمدی حیدری، ۱۳۸۹). سینگانان (۲۰۱۱) در مورد حذف یون‌های سرب و کادمیوم از فاضلاب با استفاده از بیوکربن فعال (حاصل از داروی سنتی کاسنی) مطالعه‌ای انجام داد که نتایج حاکی از این بود که این بیوکربن فعال، توانایی حذف سرب با راندمان ۹۵ درصد و حذف کادمیوم با راندمان ۹۸ درصد را داراست. مقدار بهینه‌ی pH مورد نیاز برای حداکثر جذب برای سرب و کادمیوم، به‌ترتیب ۴/۵ و ۴/۸ و حداکثر زمان تماس در شرایط بهینه برای ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، ۱۸۰ دقیقه با دوز جذب ۲/۵ گرم بر لیتر است. همچنین، نتایج داده‌های تعادلی پیروی از هر دو مدل هم‌دمای لانگمویر و فروندلیچ را نشان دادند. در مطالعه‌ای دیگر، به بررسی حذف سرب از محلول‌های آبی به وسیله پر شترمرغ اصلاح‌شده با پراکسید هیدروژن پرداخته شد و پر شترمرغ برای حذف سرب از محلول‌های آبی شبیه‌سازی شده استفاده گردید. نتایج نشان داد که حداکثر جذب سرب با پر اصلاح‌شده با پر اکسید هیدروژن در pH=۵، زمان ۸ ساعت، مقدار پر ۰/۷ گرم در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد برای غلظت‌های ۱-۱۵ میلی‌گرم بر لیتر به‌دست آمد. داده‌های جذب به طور رضایت‌بخشی با ایزوترم‌های فرندلیچ و لانگمویر مطابقت داشتند (منشوری و همکاران، ۱۳۹۲). استفاده از پوست پرتقال اصلاح‌شده، به‌عنوان یک حاذب خوب برای حذف فلزات سنگین سرب و مس از محلول‌های آبی (اکاتی، ۱۳۹۲)، از سبوس برنج به‌عنوان یک حاذب طبیعی برای حذف فلزات سنگین (مونتانه‌ر و همکاران، ۲۰۰۵)، از پوست انار به‌عنوان یک حاذب جدید برای حذف سرب و مس از محلول‌های آبی (الاشتوخی و همکاران، ۲۰۰۸)، استفاده از پوست نارگیل به‌عنوان حاذب ارزان و سازگار با

این‌رو، به منظور انتخاب دانه‌بندی مناسب از ذرات شلتوک برنج، ۳ کیلوگرم از پوسته‌ی شلتوک برنج چندین بار با آب مقطر و سپس با استفاده از مایع ظرفشویی به خوبی شسته شد و در گرمخانه (آون)<sup>۱</sup> تحت دمای ۹۰ درجه‌ی سانتی‌گراد به مدت ۳ ساعت خشک شد. البته بخشی از آن (پوسته شلتوک برنج) در کوره با حرارت ۴۵۰ درجه‌ی سانتی‌گراد بدون اکسیژن به مدت ۴ ساعت قرار گرفت و کربن فعال شلتوک برنج تهیه شد. پوسته‌ی شلتوک برنج پس از آسیاب‌شدن توسط دستگاه مخلوط‌کن، با استفاده از الک‌های شماره ۳۰ و ۴۰، اندازه‌های بین ۴۲۵ تا ۶۰۰ میکرون عبور داده شد؛ به طوری که متوسط هندسی قطر ذرات به حدود ۵۱۰ میکرون رسید و برای آزمایش انتخاب شدند. برای ساخت محلول آبی حاوی یون‌های عناصر سرب، از نمک‌های قابل حل در آب این فلزات نظیر  $Pb(NO_3)_2$ ، ساخت شرکت مرک<sup>۲</sup> آلمان، استفاده شد. برای تهیه‌ی محلول‌های سرب با غلظت‌های مختلف از محلول استوک استفاده شد. محلول‌های سرب در غلظت‌های ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵، ۳۰، ۳۵، ۴۰، ۴۵ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر، تهیه و آزمایش‌های ناپوسته در سه مرحله‌ی مجزا انجام و غلظت‌های باقیمانده اندازه‌گیری شد. در این تحقیق، غلظت‌های سطوح پایین، متوسط و بالای فلز سنگین سرب از طریق بررسی‌های صورت‌گرفته در نظر گرفته شد. به منظور بررسی‌های آزمایشگاهی تحقیق، از طریق حجم‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری ارلن مایر و به‌کارگیری غلظت‌های مورد نظر، سه سطح وزنی از دو جاذب جداگانه (پوسته شلتوک و کربن فعال) مورد استفاده قرار گرفت. در تمامی آزمایش‌ها، ترکیب محلول و جاذب روی یک شیکر با سرعت ۱۸۰ دور در دقیقه تکان داده شدند (کومار و باندیدای، ۲۰۰۶). مخلوط محلول آبی و پوسته‌ی شلتوک برنج با استفاده از کاغذ صافی واتمن<sup>۳</sup> شماره‌ی ۴۲ از یکدیگر جدا و به وسیله‌ی دستگاه جذب اتمی پرکین المر<sup>۴</sup> مدل ۲۳۸۰ قرائت و غلظت نهایی فلزات در محلول اندازه‌گیری شد. دمای انجام آزمایش  $25 \pm 1$  درجه‌ی سانتی‌گراد در نظر گرفته شده است. در نهایت با انجام آزمایش‌های جذب سینتیک حداکثر راندمان جذب محاسبه شد. میزان جذب فلز بر روی جاذب

طبیعت برای حذف فلز جیوه (جوهری و همکاران، ۲۰۱۶) گزارش شده است. عبدالغنی و همکاران (۲۰۰۷)، از پوسته‌ی شلتوک، چوب ذرت و خاک اره به‌عنوان جاذب‌هایی برای حذف سرب از محلول آبی استفاده کردند. نتایج مطالعات نشان داد که با افزایش مقدار جاذب و زمان ماند، درصد حذف سرب افزایش می‌یابد و با کاهش غلظت اولیه یون فلزی از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر به ۵ میلی‌گرم بر لیتر، بازدهی جذب سرب توسط جاذب افزایش می‌یابد. در آزمایشی پوسته‌ی برنج و خاک اره برای حذف فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، روی، مس و نیکل) از محلول‌های صنعتی و نمونه‌های پساب استفاده شد و نتایج نشان داد که با افزایش pH و غلظت اولیه، جذب فلزات سنگین افزایش یافت و ظرفیت جذب پوسته برنج بیشتر از خاک اره بود. همچنین، ایزوترم‌های جذب از مدل‌های فروندلیچ و لانگمویر تبعیت کرد (اسدی و همکاران، ۲۰۰۸). تاکنون مطالعات اندکی راجع به استفاده‌ی هم‌زمان پوسته‌ی برنج و کربن فعال برای حذف یون سرب انجام شده است. بنابراین، در این تحقیق، با توجه به لزوم به‌کارگیری روش‌های اقتصادی، کارآمد و سازگار با محیط‌زیست، رفتار جذب بعضی از جاذب‌های طبیعی مثل پوسته برنج و کربن فعال برای حذف یون سرب با اهداف ۱- بررسی ظرفیت جذب سطحی فلز سرب حل‌شده در محیط آبی بر روی دو جاذب پوسته شلتوک برنج و کربن فعال؛ ۲- بررسی مدل‌های ایزوترمی جذب لانگمویر و فروندلیچ، به‌عنوان یکی از فاکتورهای مهم در طراحی سیستم‌های جذب برای تعیین ظرفیت یک جاذب و بهینه‌کردن مصرف جاذب، انجام شد.

## مواد و روش‌ها

به منظور بررسی حذف یون سرب از محلول آبی توسط جاذب پوسته شلتوک برنج و کربن فعال، آزمایشی در آزمایشگاه تحقیقاتی انجام شد. آزمایش‌ها در سه دوز مختلف جاذب، پوسته شلتوک برنج و سیلیکای آن (۰/۵، ۰/۷۵ و ۱ گرم در لیتر)، نه غلظت اولیه فلز سرب (۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵، ۳۰، ۳۵، ۴۰، ۴۵ و ۵۰) میلی‌گرم در لیتر بر میزان جذب، سه pH متفاوت (۴، ۶ و ۸) و در چهار زمان تماس (۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۱۲۰ دقیقه) انجام شد. دانه‌بندی ذرات جاذب در مقدار جذب یون‌های فلزی توسط ذرات سبوس برنج مؤثر است (راجی و همکاران، ۱۹۹۷). از

1- Oven

2- Merck

3- Whatman

4- Perkin Elmer

مدل ایزوترم فروندلیچ تجربی است و در آن فرض می‌شود که مناطق موجود بر روی سطح جسم جامد، یکنواخت نیستند و قدرت جذب متفاوتی دارند (اجمال و همکاران، ۲۰۰۳). در سال ۱۹۰۶ فروندلیچ، جذب مواد را روی زغال چوب مورد بررسی قرار داد و مدل تجربی زیر را برای جذب مواد روی جاذب پیشنهاد داد که به صورت معادله‌ی ۴ بیان می‌شود.

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

که در این معادله،  $n$  و  $k$  ضرایب مدل فروندلیچ هستند که به ترتیب به ظرفیت جذب و شدت جذب جاذب نسبت داده می‌شوند. بنابراین، از رسم منحنی  $\log q_e$  در برابر  $\log C_e$  خط راستی به وجود می‌آید که دارای شیب  $1/n$  و عرض از مبدأ  $K$  خواهد بود (عمر و همکاران، ۲۰۱۱). ضرایب ثابت مدل‌ها و ضرایب همبستگی ( $R^2$ ) از روی مدل‌های خطی در نظر گرفته و با یکدیگر مقایسه شدند.

## نتایج و بحث

### بررسی تأثیر دوز جاذب

برای تعیین دوز مؤثر جاذب که یکی از پارامترهای بسیار مهم در فرایند جذب است، یک‌سری آزمایش‌های جذب با مقادیر مختلف دوز جاذب انجام شد. با افزایش مقدار جاذب تعداد جایگاه‌های قابل دسترس افزایش یافته و کارایی جاذب برای حذف یون‌های فلزی افزایش می‌یابد (زوار موسوی و ارجمندی، ۱۳۸۹). مطالعه‌ی اثر مقدار جاذب بر روی درصد سرب در جدول ۱ نشان داده شده است. برای انجام این کار، مقادیر وزنی مختلف از جاذب در مدت زمان ۳۰ دقیقه و  $\text{pH}=6$  در تماس با ۱۰۰ میلی‌لیتر از محلول ۱۰ میلی‌گرم در لیتر از یون‌های فلزی قرارداده شد.

همان‌طور که مشاهده می‌شود، وقتی مقدار جاذب از ۰/۵ به ۱ گرم افزایش می‌یابد، درصد حذف سرب توسط پوسته‌ی شلتوک از ۴۷/۲ به ۷۷/۴ و برای کربن فعال آن از ۵۸/۵ به ۹۴/۴ افزایش می‌یابد. از این‌رو، با افزایش وزن جاذب، درصد حذف فلزات سنگین به وسیله‌ی جاذب‌های مورد مطالعه بیشتر خواهد شد. از طرفی، مقایسه‌ی بین مقدار جذب‌شده‌ی یون‌های فلزی توسط کربن پوسته‌ی شلتوک نشان می‌دهد که جاذب مورد مطالعه توانایی بیشتری برای تصفیه و جذب یون سرب دارد. عبدالرزاق و

با  $q_e$  نمایش داده شده است. مقادیر  $q_e$  و راندمان جذب با استفاده از معادلات (۱) و (۲) محاسبه شد.

$$\text{Efficiency}(\%) = \frac{C_0 - C_s}{C_0} \times 10 \quad (1)$$

که در این معادله  $C_0$ ، غلظت اولیه‌ی یون فلزی (قبل از جذب) بر حسب میلی‌گرم بر لیتر و  $C_s$ ، غلظت ثانویه یون فلزی (بعد از جذب) بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \cdot v \quad (2)$$

در این معادله  $q_e$ ، مقدار یون ماده‌ی جذب‌شده در حالت تعادل بر حسب میلی‌گرم بر گرم؛  $C_0$ ، غلظت اولیه یون فلزی بر حسب میلی‌گرم بر لیتر؛  $C_e$ ، غلظت محلول یون فلزی در زمان تعادل بر حسب میلی‌گرم بر لیتر؛  $m$ ، وزن جاذب بر حسب گرم؛ و  $v$ ، حجم محلول بر حسب لیتر است.

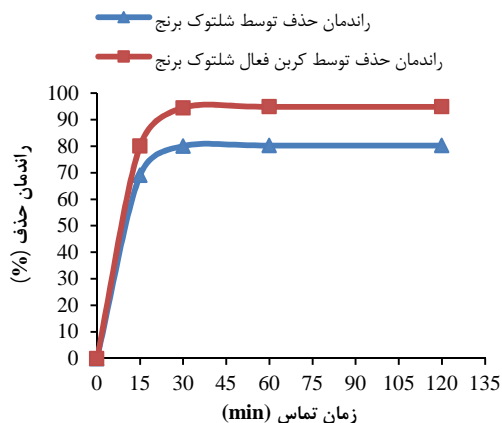
برای تعیین ایزوترم‌های جذب، از پوسته شلتوک برنج و کربن فعال به‌عنوان جاذب استفاده و آزمایش‌ها در  $\text{pH}=6$  (pH بهینه)، زمان تعادل (۳۰ دقیقه) و با غلظت‌های مختلف (۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵، ۳۰، ۳۵، ۴۰، ۴۵ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) از یون‌های فلزی سرب انجام شد. داده‌های حاصل از آزمایش‌های جذب هم‌دما به وسیله‌ی شبیه‌های هم‌دما لانگمویر و فروندلیچ برازش داده شدند و ثابت‌های هر شبیه و ضرایب همبستگی آنها به دست آمدند.

مدل ایزوترم جذب لانگمویر مربوط به جذب تک‌لایه‌ای می‌شود (شنگ و همکاران، ۲۰۰۴)، مدل خطی لانگمویر از معادله‌ی (۳) به‌دست می‌آید.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{ab} \times \frac{1}{C_e} + \frac{1}{b} \quad (3)$$

در معادله‌ی بالا  $a$ ، ثابتی است که به پیوستگی محل‌های جذب و انرژی جذب بستگی دارد (لیتر بر میلی‌گرم)؛ و  $b$ ، ماکزیمم یون فلزی جذب‌شده برای تکمیل یک لایه است که به ظرفیت جذب بستگی دارد (میلی‌گرم بر گرم)؛ و  $C_e$ ، غلظت ماده جذب‌شونده در حالت تعادل در فاز مایع (میلی‌گرم بر لیتر)؛ و  $q_e$ ، مقدار یون ماده جذب شده در حالت تعادل (میلی‌گرم بر گرم) است.

رسم منحنی  $\frac{1}{q_e}$  در مقابل  $\frac{1}{C_e}$ ، خط راستی با شیب  $\frac{1}{ab}$  و عرض از مبدأ  $\frac{1}{b}$  را نشان می‌دهد. بنابراین، می‌توان  $a$  و  $b$  را تعیین کرد (لانگمویر، ۱۹۱۶).



شکل ۱- تأثیر زمان تماس بر راندمان حذف سرب با استفاده از پوسته‌ی شلتوک برنج و کربن فعال (غلظت اولیه سرب ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، pH=۶ و جرم مواد جاذب ۱ گرم در لیتر)

علی و همکاران (۲۰۱۶)، پوسته‌ی بادام زمینی را برای حذف فلز سنگین مس از محلول آبی آزمایش کردند. نتایج نشان داد که مقدار حذف، تحت تأثیر زمان تماس است. همان‌گونه که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، در زمان‌های تماس اولیه، سرعت جذب بسیار بالاست؛ به طوری که در ۱۵ دقیقه اول بیش از ۷۰ درصد غلظت سرب جذب شده است و پس از ۱۵ دقیقه بیش از ۸۰ درصد سرب جذب شده است؛ ولی با گذشت زمان، شدت حذف عناصر فلزی کاهش می‌یابد. طبق نتایج حاصل، از زمان ۳۰ دقیقه به بعد نرخ افزایش میزان جذب در هر دو حالت (دو جاذب) روند تقریباً ثابتی پیدا کرده است؛ به طوری که بعد از ۳۰ دقیقه، مقدار جذب به حداکثر خود می‌رسد و پس از آن، شدت جذب کم می‌شود. به عبارت دیگر، پس از ۳۰ دقیقه، تعادلی بین یون‌های فلزی جذب‌شده توسط فاز جامد (جاذب) و محلول در تماس با آن ایجاد می‌گردد و قرا دادن جذب‌شونده (یون‌های فلزی) در تماس با جاذب پس از زمان تعادل، تأثیر چندانی بر مقدار جذب نخواهد داشت (اماراسینگه و ویلیامز، ۲۰۰۷؛ زوار موسوی و ارجمندی، ۱۳۸۹).

#### اثر pH بر راندمان حذف سرب

این پارامتر بیشتر زمانی مطرح است که جذب‌شونده به صورت یونی باشد؛ ولی چون مولکول‌های خنثی نیز می‌توانند دوقطبی باشند بنابراین ممکن است برای این‌گونه مولکول‌ها نیز این پارامتر تأثیرگذار باشد. در واقع، از آنجایی که یون‌های  $H^+$  و  $OH^-$  به شدت جذب سطحی

همکاران (۲۰۱۷) کربن فعال حاصل از میوه پالم را برای حذف فلزات سنگین سرب، کادمیوم، مس و نیکل از پساب‌های صنعتی آزمایش کردند. نتایج نشان داد کربن فعال توانایی بالاتری برای حذف این فلزات سنگین از محیط آبی دارد که با نتایج پژوهش حاضر مطابقت دارد؛ علت آن را می‌توان به عوامل متعددی همچون خواص شیمیایی جاذب، گروه‌های عاملی موجود در آن، ساختار فیزیکی جاذب (تخلخل، مساحت سطح، اندازه‌ی ذرات) و نیز ماهیت شیمیایی آهن مانند قطبیت، وزن مولکولی و اندازه‌ی آن نسبت داد (زوار موسوی و ارجمندی، ۱۳۸۹). نتایج به‌دست‌آمده با نتایج (سینگ و سینگ، ۲۰۱۲؛ مهدی‌نیا و همکاران، ۱۳۹۳) مشابهت دارد. همچنین، نتایج این مطالعه در حذف سرب با تحقیقی که توسط عبدالغنی و الجاغابی (۲۰۰۷) در حذف مس، کادمیم و سرب از محلول سنتتیک توسط گیاه نیل رز انجام شد، همخوانی داشت.

جدول ۱- تأثیر دوزهای مختلف پوسته شلتوک برنج و کربن فعال بر میزان درصد حذف سرب

دوز جاذب (گرم بر لیتر)	درصد حذف سرب	
	پوسته شلتوک	کربن پوسته شلتوک
۰/۵	۴۷/۲	۵۸/۵
۰/۷۵	۶۴/۳	۸۱/۶
۱	۷۷/۴	۹۴/۴

#### تأثیر زمان بر راندمان حذف سرب

شکل ۱، میزان درصد جذب یون‌های فلزی سنگین سرب توسط جاذب مورد مطالعه را بر حسب زمان نشان می‌دهد. طبیعتاً با افزایش زمان تماس، به دلیل افزایش فرصت و امکان برخورد یون‌های فلزی با ذرات جاذب، مقدار جذب افزایش می‌یابد. از این‌رو، وقتی که زمان تماس بین جاذب و محلول‌های حاوی یون‌های فلزی افزایش یابد، میزان جذب یون‌های فلزی به وسیله‌ی جاذب بیشتر می‌شود (شارما و همکاران، ۲۰۰۸؛ شامحمدی حیدری ۱۳۸۹؛ رفتاری و همکاران، ۱۳۹۰؛ موسی و همکاران، ۲۰۱۳؛ مهدی‌نیا و همکاران، ۱۳۹۳؛ جمالی ارمنندی و شامحمدی، ۱۳۹۲).

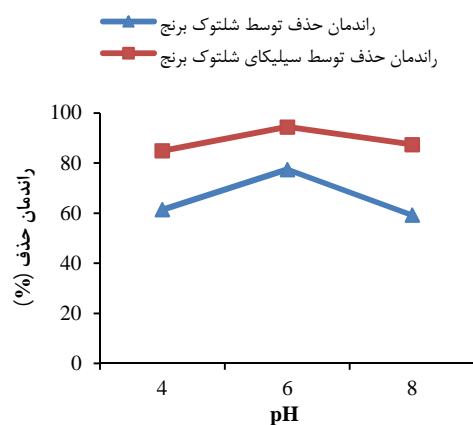
دیگر، در pH های پایین‌تر از ۴، غلظت یون‌های  $H^+$  در محیط زیاد است؛ در نتیجه، سطح جاذب دارای بار مثبت است. رقابت بین یون‌های  $H^+$  و یون‌های فلزی در جذب بر روی سطح جاذب از یک طرف و دافعه‌ی ایجادشده‌ی یون‌های فلزی و نیز ذرات جاذب دارای بار مثبت از سویی دیگر باعث کاهش جذب توسط جاذب می‌شود. کاهش مقدار جذب در pH های بالاتر به علت افزایش یون‌های  $OH^-$  در محیط و نیز ایجاد رسوبات هیدروکسیدهای فلزی است (دجریبی و حمدوائی، ۲۰۰۸؛ زوار موسوی و ارجمندی، ۱۳۸۹). همچنین، در مطالعه‌ی فام و همکاران (۲۰۱۵) که از باگاس نیشرک به‌عنوان جاذب برای حذف کادمیوم استفاده کرده بودند، pH بهینه برابر ۶ گزارش شده است.

#### آزمایش‌های ایزوترم‌های جذب سطحی

بررسی مدل‌های ایزوترم جذب نشان‌دهنده‌ی رابطه‌ی تعادلی بین ماده جذب‌شده در سطح جاذب و غلظت ماده‌ی جذب‌شونده باقی‌مانده در داخل محلول است (شامحمدی حیدری، ۱۳۸۹). شکل‌های ۳ و ۴ به‌ترتیب رسم خطی شبیه همدمای لانگمویر و فرونیدلیچ را برای جاذب پوسته‌ی شلتوک، و شکل‌های ۵ و ۶ رسم خطی شبیه همدمای لانگمویر و فرونیدلیچ را برای جاذب کربن فعال نشان می‌دهند. نتایج حاصل از برازش شبیه‌های لانگمویر و فرونیدلیچ در جدول ۲ آورده شده‌اند. ضرایب همبستگی در مدل‌های ایزوترم جذب فلز سرب برای جاذب‌های پوسته‌ی شلتوک برنج و کربن فعال آن در فرونیدلیچ به‌ترتیب ۰/۹۳۲۴ و ۰/۹۵۴۴ و مدل لانگمویر ۰/۹۱۲۴ و ۰/۹۰۷۵ حاصل شد.

همان‌گونه که مشاهده می‌شود، برای هر دو جاذب پوسته‌ی شلتوک و کربن فعال، ضریب همبستگی شبیه همدمای فرونیدلیچ بیشتر از شبیه لانگمویر است. از این‌رو، برای پیش‌بینی رفتار جذب سرب از محیط آبی به وسیله‌ی جاذب پوسته‌ی شلتوک و کربن فعال با توجه به ضریب همبستگی بالا، شبیه همدمای فرونیدلیچ انتخاب و معرفی می‌شود. همچنین، با توجه به مقدار  $n$  به‌دست آمده از برازش شبیه فرونیدلیچ بر داده‌های جذب می‌توان چنین نتیجه گرفت که جذب یون‌های سرب به وسیله‌ی جاذب پوسته‌ی شلتوک و کربن فعال از مطلوبیت خوبی برخوردار است. با توجه به اینکه ضریب  $n$  به‌دست‌آمده

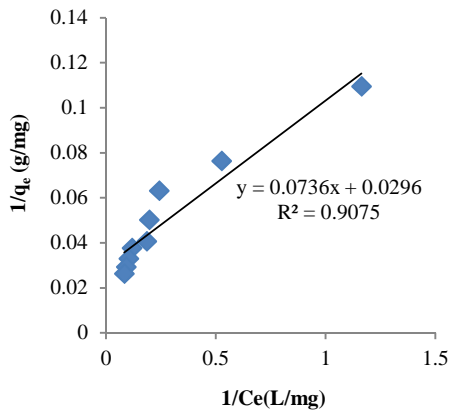
می‌شوند، می‌توانند بار سطحی جاذب را تغییر دهند (زوار موسوی و ارجمندی، ۱۳۸۹). نتایج حاصل‌شده با نتایج شامحمدی حیدری (۱۳۸۹)، رفتاری و همکاران (۱۳۹۰) و مهدی‌نیا و همکاران (۱۳۹۳) مطابقت دارد. در شکل ۲، درصد یون فلزی جذب‌شده روی جاذب بر حسب pH نشان داده شده است. نتایج این تحقیق در مورد تأثیر سطوح مختلف pH بر راندمان حذف یون سرب از محلول آبی توسط دو جاذب شلتوک و کربن شلتوک برنج نشان داد که تغییر pH از محدوده‌ی ۴ تا ۶ باعث افزایش راندمان حذف سرب و از محدوده‌ی pH ۶ تا ۸ باعث کاهش راندمان حذف سرب در هر دو جاذب شده است؛ به طوری که کمترین راندمان حذف یون‌های سرب توسط پوسته‌ی شلتوک در  $pH=8$  به میزان ۵۹/۲ درصد و بیشترین راندمان حذف مربوط به کربن شلتوک در  $pH=6$  به میزان ۹۴/۴ درصد حاصل شده است که با توجه به نتایج برای pH بهینه می‌توان  $pH=6$  را در نظر گرفت. نتایج ترن و همکاران (۲۰۱۶) برای حذف سرب توسط جلبک‌های موجود در مزارع برنج در شرایط آزمایشگاهی نشان داد که تغییر pH از محدوده‌ی ۴ تا ۶ باعث افزایش راندمان حذف سرب شد.



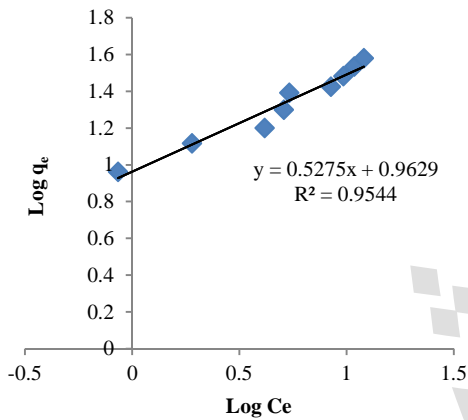
شکل ۲- تأثیر pH بر راندمان حذف سرب توسط پوسته شلتوک برنج و کربن فعال (غلظت اولیه سرب ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، جرم مواد جاذب ۱ گرم در لیتر و زمان تماس ۳۰ دقیقه)

همان‌طور که در شکل دیده می‌شود، حداکثر مقدار جذب‌شده برای عنصر سرب در محدوده‌ی pH بین ۴ تا ۸ است. این امر را می‌توان بر اساس بار سطح جاذب و درصد یون‌های هیدرونیوم در محلول بیان کرد (سالام و همکاران، ۲۰۱۱؛ اماراسینگه و ویلیامز، ۲۰۰۷). به عبارت



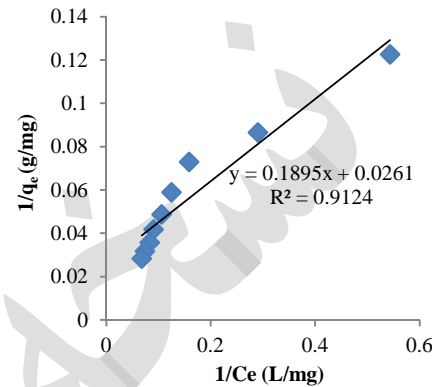


شکل ۵- رسم خطی مدل ایزوترم لانگمویر جذب سرب توسط جاذب کربن پوسته شلتوک

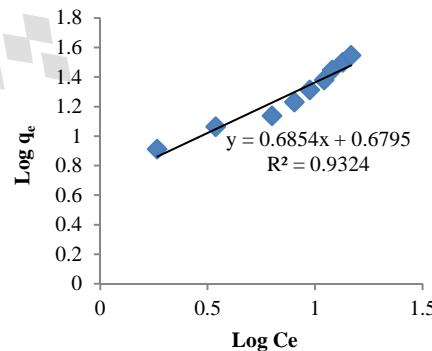


شکل ۶- رسم خطی مدل ایزوترم فروندلیچ جذب سرب توسط جاذب کربن پوسته شلتوک

برای جاذب کربن فعال بیشتر از پوسته‌ی شلتوک است، می‌توان گفت که در غلظت‌های پایین (۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) مطلوبیت جذب کربن فعال کمی بیشتر از پوسته‌ی شلتوک است. دستاوردهای این تحقیق با نتایج گزارش‌های لی و همکاران (۲۰۰۷) و شاه‌محمدی حیدری و معاضد (۱۳۸۷) مطابقت دارند.



شکل ۳- رسم خطی مدل ایزوترم لانگمویر جذب سرب توسط جاذب پوسته شلتوک



شکل ۴- رسم خطی مدل ایزوترم فروندلیچ جذب سرب توسط جاذب پوسته شلتوک

جدول ۲- برآزش شبیه‌های همدمای لانگمویر و فروندلیچ برای جذب سرب به وسیله‌ی پوسته‌ی شلتوک و کربن فعال

پارامترهای همدمای لانگمویر			پارامترهای همدمای فروندلیچ			جاذب
R <sup>2</sup>	a	b	R <sup>2</sup>	k	n	
۰/۹۱۲	۰/۰۲۶	۰/۱۸۹	۰/۹۳۲	۴/۷۸۱	۱/۴۵۹	پوسته شلتوک
۰/۹۰۷	۰/۰۲۹	۰/۰۷۳	۰/۹۵۴	۹/۱۸۱	۱/۸۹۵	کربن فعال

به ترتیب ۶ و ۱ گرم بر لیتر بود. زمان تعادل مورد نیاز برای جذب یون  $Pb^{2+}$  بر روی پوسته‌ی برنج و کربن فعال ۳۰ دقیقه بود. بیشترین راندمان حذف توسط پوسته‌ی شلتوک برنج (۷۷/۴) و کربن فعال (۹۴/۴) در غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم در لیتر بود. نتایج نشان داد که پوسته‌ی

### نتیجه‌گیری

در این تحقیق، نتایج نشان داد که راندمان حذف  $Pb^{2+}$  توسط پوسته‌ی شلتوک برنج و کربن فعال از محلول‌های آبی، تحت تأثیر pH، زمان تماس، غلظت اولیه  $Pb^{2+}$  و دوز جاذب است. pH بهینه و دوز جاذب برای حذف  $Pb^{2+}$

۸. موحدیان عطار ح. و ابراهیمی ا. ۱۳۸۲. ارزیابی کارایی زئولیت‌های طبیعی و رزین‌های مصنوعی در حذف یون‌های نیکل، روی و مس از فاضلاب‌های صنعتی، مجله پژوهش در علوم پزشکی. ۸: ۷۶-۸۰.
۹. مهدی‌نیا س. م. معینیان خ. ا. و راستگو ط. ۱۳۹۳. بررسی قابلیت حذف آلودگی کادمیوم از محلول‌های آبی با کاربرد شلتوک خام، سیوس و سیلیکای شلتوک برنج. مجله دانشگاه علوم پزشکی بابل. ۱۶(۱۰): ۵۲-۵۸.

10. Abdel-Ghani N. T. and Elchaghaby G. A. 2007. Influence of operating conditions on the removal of Cu, Zn, Cd and Pb ions from wastewater by adsorption. *International Journal of Environmental Science & Technology*. 4(4): 451-456.
11. Abdel-Ghani N. T. Hefny M. and El-Chaghaby G. A. 2007. Removal of lead from aqueous solution using low cost abundantly available adsorbents. *International Journal of Environmental Science & Technology*. 4(1): 67-73.
12. Abdulrazak S. Hussaini K. and Sani H. M. 2017. Evaluation of removal efficiency of heavy metals by low-cost activated carbon prepared from African palm fruit. *Applied Water Science*. 7(6): 3151-3155.
13. Ajmal M. Rao R. A. K. Anwar S. Ahmad J. and Ahmad R. 2003. Adsorption studies on rice husk: removal and recovery of Cd (II) from wastewater. *Bioresource technology*. 86(2): 147-149.
14. Ali R. M. Hamad H. A. Hussein M. M. and Malash G. F. 2016. Potential of using green adsorbent of heavy metal removal from aqueous solutions: adsorption kinetics, isotherm, thermodynamic, mechanism and economic analysis. *Ecological Engineering*. 91: 317-332.
15. Amarasinghe B. M. W. P. K. and Williams R. A. 2007. Tea waste as a low cost adsorbent for the removal of Cu and Pb from wastewater. *Chemical Engineering Journal*. 132(1-3): 299-309.
16. Asadi F. Shariatmadari H. and Mirghaffari N. 2008. Modification of rice hull and sawdust sorptive characteristics for remove heavy metals from synthetic solutions and wastewater. *Journal of hazardous materials*. 154(1-3): 451-458.
17. Djeribi R. and Hamdaoui O. 2008. Sorption of copper (II) from aqueous solutions by cedar sawdust and crushed brick. *Desalination*. 225(1-3): 95-112.

شلتوک برنج و کربن فعال دارای پتانسیل زیادی برای حذف گونه‌های کاتیونی از محیط‌های آبی هستند؛ ولی کربن فعال راندمان بیشتری نسبت به پوسته‌ی شلتوک برنج نشان داد، که احتمالاً مربوط به تفاوت در میزان سطح ویژه‌ی جاذب‌هاست. همچنین، برآزش شبیه‌های هم‌دمای جذب لانگمویر و فروندلیچ بر داده‌های جذب نشان داد که فرایند جذب سطحی از هر دو ایزوترم فروندلیچ و لانگمویر تبعیت کرد؛ اما اطلاعات به میزان بهتری با ایزوترم فروندلیچ متناسب بود.

## منابع

۱. اکاتی ن. ۱۳۹۲. استفاده از پوست پرتقال اصلاح شده به‌عنوان جاذب جهت حذف فلزات سنگین سرب و مس از محلول آبی. فصلنامه علمی محیط‌زیست. ۵۶: ۴۴-۵۶.
۲. جمالی ارمندی ح. و شامحمدی ش. ۱۳۹۲. تأثیر غلظت بر راندمان و زمان تعادل جذب سرب از محیط آبی توسط جاذب پوسته شلتوک. فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط‌زیست. ۱۵(۴): ۲۰-۲۹.
۳. رفتاری ح. معظمی ح. گنجی دوست ح. و آیتی ب. ۱۳۹۰. تأثیر جاذب‌های طبیعی در حذف مس و سرب. مجله علوم محیطی. ۸(۳): ۹۷-۱۰۸.
۴. زوار موسوی س. ح. و ارجمندی آ. ۱۳۸۹. حذف فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی به وسیله ضایعات روده گوسفند. مجله آب و فاضلاب. ۱: ۶۳-۶۸.
۵. شامحمدی حیدری ز. ۱۳۸۹. حذف سرب از محلول آبی با استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت. مجله آب و فاضلاب. ۳: ۴۵-۵۰.
۶. شامحمدی حیدری ز. و معاضد ه. ۱۳۸۷. بررسی همگرایی راندمان جذب کادمیوم از محیط آبی توسط پوسته شلتوک. مجله علوم دانشگاه شهید چمران. ۲۰: ۱۵۳-۱۶۰.
۷. منشوری م. یزدانبخش ا. ر. دارایی ه. و نوری‌سپهر م. ۱۳۹۲. بررسی حذف سرب از محلول‌های آبی با استفاده از پر شترمرغ اصلاح شده با پراکسید هیدروژن. مجله پزشکی هرمزگان. ۱۷(۴): ۳۰۷-۳۱۵.



- sugarcane bagasse for cadmium removal in aqueous environment. *International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering*. 88: 6-10.
30. Raji C. Manju G. N. and Anirudhan T. S. 1997. Removal of heavy metal ions from water using sawdust -based activated carbon. *Indian Journal of Engineering & Materials Sciences*. 4: 254-260.
  31. Salam O. E. A. Reiad N. A. and ElShafei M. M. 2011. A study of the removal characteristics of heavy metals from wastewater by low-cost adsorbents. *Journal of Advanced Research*. 2(4): 297-303.
  32. Sharma Y. C. Upadhyay S. N. and Weng C. H. 2008. Studies on an economically viable remediation of chromium rich waters and wastewaters by PTPS fly ash. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 317(1-3): 222-228.
  33. Sheng P. X. Ting Y. P. Chen J. P. and Hong L. 2004. Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms. *Journal of colloid and interface science*. 275(1): 131-141.
  34. Singanan M. 2011. Removal of lead (II) and cadmium (II) ions from wastewater using activated biocarbon. *ScienceAsia*. 37: 115-119.
  35. Singh S. R. and Singh A. P. 2012. Treatment of water containing chromium (VI) using rice husk carbon as a new low cost adsorbent. *International Journal of Environmental Research*. 6(4): 917-924.
  36. Sternberg S. P. and Dorn R. W. 2002. Cadmium removal using *Cladophora* in batch, semi-batch and flow reactors. *Bioresource Technology*. 81(3): 249-255.
  37. Thavamani S. S. and Rajkumar R. 2013. Removal of Cr (VI), Cu (II), Pb (II) and Ni (II) from aqueous solutions by adsorption on alumina. *Research Journal of Chemical Sciences*. 3(8): 44-48.
  38. Tran H. T. Vu N. D. Matsukawa M. Okajima M. Kaneko T. Ohki K. and Yoshikawa S. 2016. Heavy metal biosorption from aqueous solutions by algae inhabiting rice paddies in Vietnam. *Journal of environmental chemical engineering*. 4(2): 2529-2535.
  18. El-Ashtoukhy E. S. Amin N. K. and Abdelwahab O. 2008. Removal of lead (II) and copper (II) from aqueous solution using pomegranate peel as a new adsorbent. *Desalination*. 223(1-3): 162-173.
  19. Guo H. Luo S. Chen L. Xiao X. Xi Q. Wei W. Zeng G. Liu C. Wan Y. Chen J. and He Y. 2010. Bioremediation of heavy metals by growing hyperaccumulating endophytic bacterium *Bacillus* sp. L14. *Bioresource technology*. 101(22): 8599-8605.
  20. Johari K. Saman N. Song S. T. Chin C. S. Kong H. and Mat H. 2016. Adsorption enhancement of elemental mercury by various surface modified coconut husk as eco-friendly low-cost adsorbents. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 109: 45-52.
  21. Kobielska P. A. Howarth A. J. Farha O. K. and Nayak S. 2018. Metal-organic frameworks for heavy metal removal from water. *Coordination Chemistry Reviews*. 358: 92-107.
  22. Kumar U. and Bandyopadhyay M. 2006. Sorption of cadmium from aqueous solution using pretreated rice husk. *Bioresource technology*. 97(1): 104-109.
  23. Langmuir I. 1916. The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part I. Solids. *Journal of the American chemical society*. 38(11): 2221-2295.
  24. Lefebvre D. D. and Edwards C. 2010. Decontaminating heavy metals from water using photosynthetic microbes. In *Emerging Environmental Technologies*, Springer Netherlands. II 57-73.
  25. Li Q. Zhai J. Zhang W. Wang M. and Zhou J. 2007. Kinetic studies of adsorption of Pb (II), Cr (III) and Cu (II) from aqueous solution by sawdust and modified peanut husk. *Journal of hazardous materials*. 141(1): 163-167.
  26. Montanher S. F. Oliveira E. A. and Rollemberg M. C. 2005. Removal of metal ions from aqueous solutions by sorption onto rice bran. *Journal of Hazardous Materials*. 117(2-3): 207-211.
  27. Mousa W. M. Soliman S. I. El-Bialy A. B. and Shier H. A. 2013. Removal of some heavy metals from aqueous solution using rice straw. *Journal of Applied Sciences Research*. 9(3): 1696-1701.
  28. Omar E. Abdel Salam a. Neama A. Reiad b. Maha M. and ElShafei b. 2011. A study of the removal characteristics of heavy metals from wastewater by low-cost adsorbents. *J Adv Res*. 2: 297-30.
  29. Pham T. T. Hoang M. T. Nguyen M. K. Dinh T. H. Han L. P. and Bruggen B. V. 2015. Evaluation of chemical modified

نسخه پیش نویس