**مقاله اصیل پژوهشی**

# کاربرد فرآیند جذب سطحی به کمک کربن فعال تولیدی از تایرهای فرسوده، در حذف یون سرب از محیط آبی

**ادریس حسین‌زاده[۱]، علیرضا رحمانی[۲]، قربان عسگری[۳]، محمدتقی صمدی[۴]، قدرت‌الله روشنایی[۵]، محمدرضا زارع[۶]**

## چکیده

**زمینه و هدف:** فلزات سنگین، به‌عنوان عناصر دارای خواص سمی شناخته شده‌اند و تخلیه آنها به منابع آب، باعث آسیب جدّی به سلامتی انسان‌ها و محیط زیست می‌شود. این مطالعه، به منظور تولید کربن فعال از تایرهای فرسوده و کاربرد آن در حذف یون‌های سرب از محلول سنتتیک انجام شد.

**روش تحقیق:** در این تحقیق تجربی، از تایرهای فرسوده، کربن فعال پودری تهیه شد. اثر غلظت یون‌های سرب (۱۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر)، pH (۲ تا ۸)، زمان تماس (۳ ساعت) و میزان جاذب (۰/۱ تا ۰/۶گرم) بر فرآیند جذب، در سیستم ناپیوسته بررسی گردید؛ همچنین مشخصات ساختاری کربن فعال، با استفاده از تکنیک‌های میکروسکوپ الکترونی پویشی مجهز به EDS آنالیز شد. سطح ویژه کربن فعال، با استفاده از ایزوترم‌هایBET و BJH محاسبه گردید. داده‌های حاصل از آزمایشات جذب، با مدل‌های ایزوترمی فروندلیچ و لانگموئر تجزیه و تحلیل شدند.

**یافته‌ها:** ساختار کربن فعال تهیه‌شده در این مطالعه، به‌طور غالب از عنصر کربن تشکیل شده بود (۸۳/۲۷۶ درصد وزنی). میزان سطح ویژه کربن فعال به روش BET و BJH به ترتیب: $۱۸۵/۰۴۶ m^2/gr$ و $۱۴۶/۴۴۶ m^2/gr$ بود. نتایج نشان داد که افزایش میزان کربن فعال، منجر به کاهش مقدار $q_{max}$ می‌شود؛ همچنین میزان جذب $Pb^{+2}$، با افزایش pH افزایش می‌یابد. نتایج حاصل از آزمایشات جذب، از مدل ایزوترم جذب فروندلیچ تبعیت می‌کند ($R^2$=۰/۹۸۲) و حداکثر مقدار جذب‌شده برای ایزوترم لانگمویر ($q_{max}$)، ۸/۶۹۵mg/gr به دست آمد.

**نتیجه‌گیری:** نتایج این مطالعه نشان می‌دهد، کربن فعال تولیدی از تایرها، کارآیی بالایی در حذف سرب از محیط‌های آبی دارد؛ به‌علاوه تولید کربن فعال از تایرهای فرسوده، می‌تواند دارای منافع اقتصادی و زیست‌محیطی بوده و به‌عنوان یک روش مناسب برای بازیافت تایرهای فرسوده مطرح باشد.

**واژه‌های کلیدی:** محیط آبی، جذب سطحی، سرب، کربن فعال، تایر فرسوده

**مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی بیرجند. ۱۳۹۲؛ ۲۰ (۱): ۴۵-۵۷.**

**دریافت: ۱۳۹۱/۱۰/۲۱ پذیرش: ۱۳۹۲/۰۲/۲۱**

[۱] مربی، گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات بهداشت تغذیه (NHRC)، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی لرستان، خرم‌آباد، ایران.

[۲] نویسنده مسؤول، استاد، گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران.

آدرس: استان همدان- روبروی پارک مردم- دانشگاه علوم پزشکی همدان - دانشکده بهداشت و پیراپزشکی- گروه مهندسی بهداشت محیط

تلفن: ۰۸۱۱۸۲۸۰۰۲۶ پست الکترونیکی: rahmani@umsha.ac.ir

[۳] استادیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران.

[۴] دانشیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران.

[۵] استادیار، دکترای آمار زیستی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران.

[۶] دانشجوی دکترای بهداشت محیط، مرکز تحقیقات محیط زیست، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، اصفهان، ایران.

## مقدمه

گسترش روزافزون صنایع، باعث افزایش احتمال آلودگی محیط زیست به انواع مواد زائد تولیدی ناشی از فرآیندهای مختلف صنعتی و به‌ویژه فلزات سنگین شده است. این فلزات، به‌دلیل سمیّت بالای آنها برای انسان، حیوانات، گیاهان و میکروارگانیسم‌ها، جزء آلاینده‌های بسیار مهم زیست‌محیطی طبقه‌بندی می‌گردند. برخی از فعالیت‌های انسانی همچون معدن‌کاوی، استخراج و ذوب فلزات، منجر به دفع فاضلاب حاوی مقادیر زیاد فلزات سنگین مانند: کادمیوم، سرب، مس و دیگر انواع فلزات سنگین به محیط زیست و به ویژه محیط‌های آبی می‌شود (۱).

با توجه به پیشینه بررسی‌ها و پژوهش‌های گزارش‌شده، وجود سرب در منابع آب مصرفی، به‌دلیل اثر بر سلامتی، از اهمیت بالایی برخوردار می‌باشد (۲). امروزه آلودگی رو به افزایش فاضلاب‌های شهری و یون‌های سمّی، یک مسئله نگران‌کننده زیست‌محیطی و بهداشتی است؛ بر این اساس، نقش فلزات سنگین در آلودگی‌های زیست‌محیطی و اثرات سوء بر روی سلامتی انسان، بسیار حائز اهمیت است. فلزات سنگین، از راه‌های گوناگون وارد بدن انسان می‌شوند (۳). یکی از این راه‌ها، بلع آن از طریق مصرف آب‌های آلوده به این فلز سمی می‌باشد. بر اساس اطلاعات در دسترس، وجود سرب در منابع آب آشامیدنی، اختلال‌های یادگیری و رفتاری در کودکان، صدمه به اندام‌های کبد، کلیه و قلب و اختلال در سیستم ایمنی را سبب می‌شود (۲، ۳). با توجه به اثراتی که سرب بر روی سلامتی می‌گذارد، حداکثر مقدار مجاز سرب موجود در آب آشامیدنی، از سوی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA)، صفر هدف‌گذاری شده است (۲).

در میان فلزات سنگین، سرب به دلیل خاصیت سمّی که برای انسان و محیط زیست دارد، از اهمیت بالایی برخوردار است و در مطالعات مختلف، حذف آن از محیط‌های آبی، با روش‌های مختلف بررسی شده است. معمولاً فاضلاب دارای غلظت بالای فلزات سنگین، با روش‌هایی چون: ترسیب شیمیایی، انعقاد و لخته‌سازی تصفیه می‌شود (۱، ۳)؛ اما با توجه به اینکه این روش‌ها در غلظت‌های پایین فلزات سنگین، دارای کارآیی مناسب نبوده و همچنین در اثر استفاده از چنین تکنیک‌هایی، مواد زائد ثانویه تولید می‌شود؛ لذا استفاده از آنها نیازمند عملیات تصفیه تکمیلی است و به‌کارگیری آنها، به‌عنوان روش ارجح توصیه نمی‌گردد (۱). اگرچه تکنولوژی تبادل یون و استفاده از صافی‌های غشایی، قادر است غلظت فلزات سنگین را به میزان قابل قبول پیشنهادی ذکرشده در قوانین زیست‌محیطی کاهش دهد، ولی هزینه بالا و بهره‌برداری مشکل، از جمله معایب این تکنیک‌ها می‌باشند (۳).

طی دهه‌های اخیر، استفاده از کربن فعال در صنعت تصفیه آب و فاضلاب، مورد توجه محققین زیادی قرار گرفته است (۵، ۶). جذب موفقیت‌آمیز محدوده وسیعی از آلاینده‌ها از محیط آبی و اتمسفری با استفاده از کربن فعال گزارش شده است (۱، ۵، ۶). می‌توان از کربن فعال، برای حذف اکثر فلزات سنگین استفاده نمود و مقدار آنها در محیط آبی را به میزان قابل توجهی کاهش داد (۶). به‌طور کلی، امروزه دستیابی به روش‌های اقتصادی تصفیه آب و فاضلاب، یکی از بحث‌های مهم در بین متخصصین محیط زیست می‌باشد.

هر ماده ارزانی که در ساختار خود دارای مقدار زیادی کربن و مقدار کمی مواد معدنی باشد، می‌تواند به عنوان ماده خام برای تولید کربن فعال استفاده شود (۷). چوب، برخی از گیاهان، زغال قیردار، زغال قهوه‌ای، لیگنین، پوسته نارگیل، پوسته میوه‌هایی چون: فندوق، گردو و ...، غالب‌ترین مواد خامی هستند که برای تولید کربن فعال، مورد استفاده قرار گرفته‌اند. تایرهای فرسوده، یکی از فراوان‌ترین مواد خامی است که در چند سال اخیر، برای تولید کربن فعال مورد توجه قرار گرفته است (۸).

سالانه حدود ۲۵۰۰۰۰ تن تایر فرسوده و با سرانه ۳/۶ کیلوگرم در سال به ازای هر نفر، در ایران تولید می‌شود. اگرچه برای بازیافت این مقدار تایر فرسوده، تلاش‌های زیادی

انجام شده است ولی روش‌های موجود بازیافت تایرهای فرسوده، توانایی استفاده از کلّ ظرفیت موجود تایرهای فرسوده تولیدی را ندارند. با توجه به منابع در دسترس، فقط ۵۴۴۸۰ تن (۲۱/۴٪) از تایرهای فرسوده بازیافت می‌شود و میزان ۲۰۰۰۱۵ تن (۷۸/۶٪) دپو می‌گردد (۹). توده‌های انباشته‌شده از تایرهای فرسوده در محیط، مشکلاتی را برای محیط زیست ایجاد می‌کند و از آن جمله می‌توان به افزایش تجمع حشراتی چون: مگس‌ها، جوندگان، آتش‌سوزی تایرهای انباشته‌شده و نیز انباشتن غیرقانونی آنهادر محیط اشاره کرد (۱۰)؛ از طرف دیگر می‌توان تایرهای فرسوده را به عنوان مواد اولیه و همچنین منابع ارزان قیمت، در دسترس و تجدیدپذیر برای تولید محصولات جدید به کار برد. یکی از محصولاتی که می‌تواند از تایرهای فرسوده به‌دست آید، کربن فعال است. نسبت مناسب کربن ثابت (حدود ۲۵٪ جرمی) موجود در تایر و همچنین میزان بسیار کم خاکستر فرّار (۵٪>)، از جمله مزایای تولید کربن فعال از تایرهای فرسوده است (۱۰، ۱۱)؛ به‌علاوه در این روش، پیرو–اویل و پیرو–گاز نیز در نتیجه پیرولیز تایرهای فرسوده برای تولید کربن فعال تولید می‌شوند که خود می‌تواند، به‌عنوان یک منبع انرژی تجدیدپذیر مورد استفاده قرار گیرند (۱۱، ۱۲).

جاذب‌های کربنه تولیدی از تایرهای فرسوده، می‌تواند دارای ارزش تجاری در صنایع مربوط به کنترل کیفیت هوا و نیز صنعت تصفیه آب و فاضلاب باشد و برای جداسازی و تصفیه انواع آلاینده از محیط‌های آبی به‌کار رود (۱۳). به‌طور کلی، تولید کربن فعال از تایرهای فرسوده، می‌تواند دارای دو ویژگی سودآوری اقتصادی و سازگاری با محیط زیست باشد؛ به‌طوری‌که اگر این روش بازیافت برای تایرهای فرسوده استفاده گردد، یک جاذب ارزان‌قیمت جدید، با قابلیت فروش در بازارهای جهانی و نیز با قابلیت استفاده در صنایع تصفیه آب و هوا تولید می‌گردد (۱۲).

در مطالعه‌ای که توسط حسین‌زاده و همکاران انجام شده است، کربن فعال از تایرهای فرسوده و به روش ترموشیمیایی تولید شده و کارایی آن در حذف رنگ اسیدی سیاه یک، از محیط‌های آب بررسی شده است. نتایج مطالعه ذکرشده نشان داد، کارایی حذف رنگ، با افزایش غلظت اولیه رنگ و pH، کاهش و با افزایش مقدار اولیه جاذب و زمان تماس افزایش می‌یابد (۱)؛ همچنین در مطالعه دیگری که توسط همین محققین و برای بررسی کارآیی کربن فعال تولیدی از تایرهای فرسوده انجام شده، نتایج نشان داده است، تولید کربن فعال از تایرهای فرسوده، می‌تواند دارای منافع اقتصادی و زیست‌محیطی بوده و به عنوان یک روش، برای بازیافت تایرهای فرسوده مطرح باشد و محصول تولیدی (با سطح مخصوص $m^2gr^{-1}$ ۱۸۵)، می‌تواند به عنوان یک جاذب مناسب برای حذف رنگ از فاضلاب صنایع نساجی مورد استفاده قرار گیرد (۱۴).

مطالعه حاضر، با هدف تولید کربن فعال از تایرهای فرسوده و بررسی کارآیی آن در حذف کاتیون‌های فلز سرب از محلول‌های آبی انجام شد. اهداف جزیی مطالعه شامل: تعیین برخی مشخصات مهم کربن فعال تولیدی، تأثیر غلظت اولیه فلز، میزان جاذب، زمان تماس و pH در حذف سرب از محلول سنتتیک و تعیین ایزوترم‌های جذب کاتیون‌های سرب بر روی کربن فعال فرآوری‌شده از تایرهای فرسوده بود.

## روش تحقیق

این مطالعه از نوع تجربی آزمایشگاهی بود و بر روی محلول سنتتیک کاتیون فلزی انجام شد. ابتدا کربن فعال، به روش ترموشیمیایی طی فرآیند پیرولیز تولید شد. برای تولید کربن فعال، ابتدا نمونه تایر فرسوده به‌صورت قطعات ریز با اقطار ۰/۲ تا ۰/۳ سانتی‌متر در آورده شد و برای فعال‌سازی شیمیایی به مدت ۳ ساعت در محلول هیدروکسید پتاسیم قرار داده شد. این فرآیند، در ارلن ۲۵۰ml، با مخلوط‌کردن نمونه تایرهای فرسوده با محلول هیدروکسید پتاسیم و اتانول به‌عنوان حلال انجام شد. نسبت جرمی واکنشگر شیمیایی (هیدروکسید پتاسیم) به تایر، با توجه به نتایج تحقیقات مشابه

قبلی انجام‌شده برای تولید کربن فعال از زائدات تایرهای تولیدی، ۴:۱ انتخاب گردید (۱، ۱۱)؛ سپس مخلوط هیدروکسید پتاسیم تایر، به مدت ۲۴ ساعت در داخل آون (پارس طب، ایران) با دمای ۱۱۰ درجه سلسیوس قرار داده شد. محصول این مرحله، به داخل یک راکتور فلزی به قطر ۵۰mm و طول ۲۵۰mm و کوره الکتریکی (Alrsh-1200,Exciton.co) منتقل و عمل پیرولیز به نحوی انجام شد که دمای کوره، در بازه زمانی صفر تا ۲ ساعت، به $700^{\circ}C$ برسد. با رسیدن دمای کوره به $700^{\circ}C$ در انتهای ۲ ساعت، فرآیند پیرولیز خاتمه یافت. فرآورده‌های حاصل از پیرولیز، با ۲۵۰ml محلول اسیدکلریدریک ۰/۵ نرمال، در دمای ۸۵ درجه سانتی‌گراد به مدت زمان ۳۰ دقیقه شستشو داده شد؛ سپس عمل شستشو با آب مقطر، تا زمانی‌که pH مخلوط آب و کربن به بالاتر از ۶ برسد، ادامه یافت. محصول نهایی، برای استفاده در آزمایشات جذب خشک شد و برای خشک‌شدن، محصول نهایی به مدت ۲۴ ساعت در دمای $110^{\circ}C$، در داخل آون قرار داده شد. بعد از این مرحله، کربن فعال تولیدی، با استفاده از الک سیمی استاندارد (ASTM)، با مش ۱۰۰ دانه‌بندی شد و برای استفاده در آزمایشات جذب، در قوطی هوابند نگهداری گردید.

پس از تولید کربن فعال، با استفاده از رابطه (۱) میزان کربن فعال تولیدی مورد محاسبه قرار گرفت. در این رابطه Wac وزن کربن فعال تولیدی و Wti وزن تایر مورد استفاده برای تولید کربن فعال بود.

$$CarbonYield\% = \frac{(Wac)100}{Wti} \qquad \text{(رابطه ۱)}$$

آنالیز درصد وزنی عناصر موجود و همچنین ریخت‌شناسی محصول تولیدی، با استفاده از تکنیک میکروسکوپ الکترونی پویشی(SEM)[1] مجهز به EDS (20.0 kV، Takeoff Angle 25.0° و Elapsed Livetime 10.0) بررسی شد و برای تعیین سطح مخصوص آن، از ایزوترم‌های Brouner Emmet Teller (BET) و Barrett-Joyner-Halenda (BJH)(BEL, Japan, Inc.) و همچنین نرم‌افزار بلسورپ (Belsorp Data Analysis Software 5.3.3.0) پژوهشگاه مواد و انرژی کرج، استفاده گردید. مواد شیمیایی مصرفی در این تحقیق، از محصولات شرکت‌های مرک و آلدریچ تهیه شدند و کلیه آزمایشات جذب، بر اساس روش‌های استاندارد ذکرشده در مأخذ (۱۵) انجام گرفته.

در این مطالعه برای ایجاد کاتیون‌های سرب، از نمک آن؛ یعنی، $Pb(NO_3)_2$ استفاده شد. برای تنظیم pH، از محلول NaOH یا $H_2SO_4$ یک نرمال استفاده گردید (Sartorius، مدل PP –۵۰). آزمایشات، در سیستم ناپیوسته، در بشرهای به حجم ۲۵۰ ml انجام شد. در این مطالعه، تأثیر پارامترهایی چون: زمان تماس (زمان‌های ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰ و ۱۸۰ دقیقه)، غلظت اولیه کاتیون فلزی سرب (در غلظت‌های ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر)، pH (۲، ۴، ۶، ۷ و ۸) و مقدار اولیه جاذب (به میزان ۰/۱، ۰/۲، ۰/۳، ۰/۴، ۰/۵ و ۰/۶ گرم در ۲۵۰ میلی لیتر) در فرآیند جذب مورد بررسی قرار گرفتند. مقدار کاتیون فلزی سرب، با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی محصول شرکت فیلیپس مدل PU9400 تعیین گردید. مطابق با نتایج دیگر مطالعات انجام‌شده توسط سایر محققین، آزمایش‌های جذب، با سه بار تکرار انجام شد و میزان جذب بر اساس میانگین نتایج داده‌ها گزارش گردیدند. البته چون در هر آزمایش، تمامی شرایط برای هر ۳ نمونه، یکسان انتخاب گردید (سه نمونه برای بررسی هر متغیر مورد بررسی)؛ لذا داده‌های حاصله، به‌استثنای اثر خطاهای فردی، هیچگونه تفاوت دیگری نخواهند داشت و تقریباً در اکثر موارد، انحراف‌معیار داده‌های حاصله صفر یا نزدیک به صفر بود. مطالعات تعادلی که ظرفیت جاذب برای جذب‌شونده را بیان می‌کنند، به وسیله ایزوترم‌های جذب توضیح داده می‌شوند. ایزوترم‌های جذب، معادلاتی برای تشریح حالت تعادل جزء جذب‌شونده بین فاز جامد و سیال می‌باشند. ایزوترم‌های فروندلیچ و لانگمویر،

[1] *Scanning electron microscope*

قدیمی‌ترین و ساده‌ترین نوع شناخته‌شده برای توضیح ارتباط پارامترهای معادله جذب سطحی هستند. در این تحقیق، با استفاده از رابطه (۲)، آزمایشات ایزوترم جذب بررسی شد.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$ (رابطه ۲)

در این رابطه، $q_e$ برابر با غلظت ماده جذب‌شونده در فاز جامد (ماده جاذب) (mg/g)، $C_0$ غلظت اولیه ماده جذب‌شونده در محلول (mg/L)، $C_e$ غلظت تعادلی نهایی ماده جذب‌شونده بعداز برقراری تعادل (mg/L)، V حجم مایع در داخل راکتور (L) و m جرم ماده جاذب (g) می‌باشد. برای تعیین مدل‌های ایزوترمی، داده‌های حاصل از آزمایشات، با مدل خطی ایزوترم‌های لانگمویر و فروندلیچ تطبیق داده شد و از مقدار ضریب تعیین، برای میزان تطابق استفاده شد. حالت کلی معادلات خطی این دو مدل، به‌ترتیب به‌صورت معادلات ۳ و ۴ می‌باشد:

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{q_m k_{ads}}\left(\frac{1}{c}\right) + \frac{1}{q_m}$$ (رابطه ۳)

$$\log q_e = \log k + \frac{1}{n}\log c_c$$ (رابطه ۴)

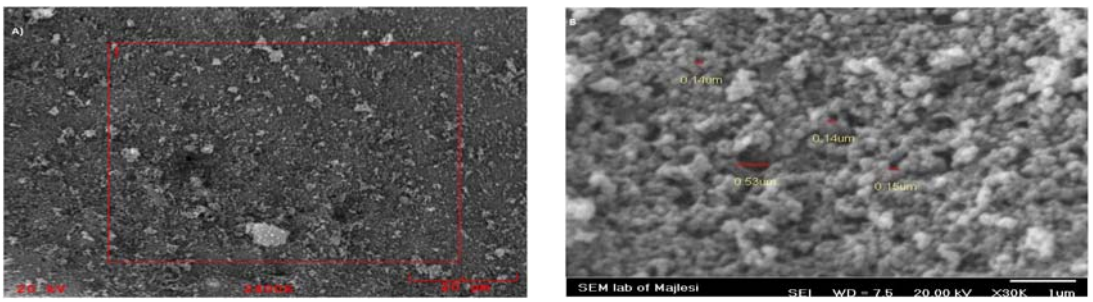
برای تعیین ایزوترم لانگمویر با ترسیم $C_e/q_e$ (بر روی محور Y) نسبت به غلظت در نقطه تعادل؛ یعنی، $C_e$ (بر روی محور X )، خط راستی حاصل خواهد شد که دارای شیب 1/n و عرض از مبدا 1/ab می‌باشد؛ همچنین با ترسیم مقادیر $\log q_e$ (بر روی محور Y) نسبت به مقادیر $\log C_e$ (بر روی محور X ) ایزوترم فروندلیچ حاصل خواهد شد که دارای شیب 1/n و عرض از مبدا $\log K_f$ می‌باشد.

## یافته‌ها

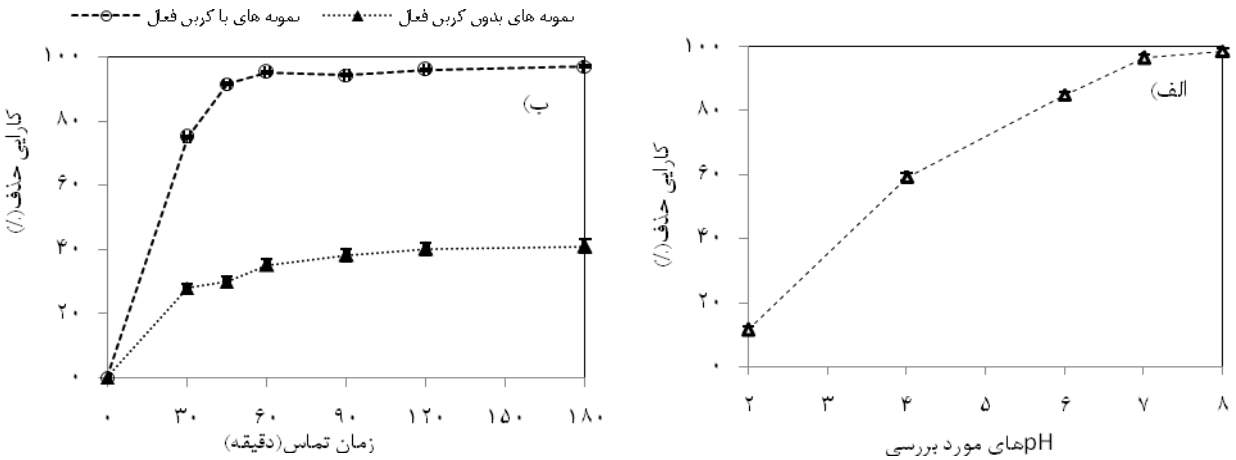
در این مطالعه پس از تولید کربن فعال پودری، ویژگی‌های آن تعیین گردید که نتایج این بخش از کار در جدول یک نشان داده شده است. در فرآیند تولید، راندمان تولید کربن فعال از تایرهای فرسوده ۳۲±۴/۵ درصد به‌دست آمد. میکروگراف SEM کربن فعال تولیدی، در شکل یک نشان داده شده است. بر اساس میکروگراف، کربن فعال فرآوری‌شده، دارای ساختاری غیر متبلور بوده و دارای خلل و فرج مناسب برای جذب آلاینده است.

**جدول ۱- مشخصات کربن فعال پودری فرآوری‌شده در این تحقیق**

| | | عناصر موجود در ساختار کربن فعال (٪ درصد وزنی) | |
|---|---|---|---|
| سطح ویژه به روش BET ($m^2gr^{-1}$) | ۱۸۵/۰۴۶ | کربن | ۸۳/۲۷۶ |
| سطح ویژه به روش BJH ($m^2gr^{-1}$) | ۱۴۶/۴۴۳ | اکسیژن | ۱۳/۲۳۶ |
| حجم منافذ ($cm^3\ gr^{-1}$) | ۰/۵۸ | سدیم | ۳/۴۸۷ |
| اندازه دانه‌های کربن فعال پودری (µm) (مش ۱۰۰) | <۱۴۹ | ازت | ۰/۰۱ |
| متوسط اندازه منافذ (nm) | ۵۲/۴۶۱ | | |




**شکل ۱**- میکروگراف SEM کربن فعال تولیدی از تایرهای مستعمل (با بزرگنمایی x۳۰K) A) گراف مربوط به عکس کربن فعال پودریEDS (با بزرگنمایی ۲۴۰۰x) B




**نمودار ۱- الف)** تأثیر pH بر درصد حذف فلز سرب (زمان تماس۶۰ دقیقه، غلظت اولیه محلول فلز سرب ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر و ۰/۴ گرم کربن فعال)، **ب)** تأثیر زمان تماس، بر درصد حذف کاتیون فلز سرب (pH=۸، غلظت اولیه محلول فلز سرب ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر و ۰/۴ گرم کربن فعال)

**بررسی تأثیر pH بر کارآیی جذب**

آزمایشات در مقادیر مختلف pH، نشان داد که درصد حذف فلز سرب، با افزایش pH افزایش می‌یابد (نمودار ۱- الف). با توجه به اینکه یکی از روش‌های حذف فلزات سنگین از محیط‌های آبی، روش ترسیب شیمیایی است و در این مطالعه، pH بهینه در محدوده قلیایی قرار گرفته است، در بقیه مراحل آزمایش، نمونه شاهد برای بررسی میزان تأثیر تنظیم pH بر حذف کاتیون‌های سرب منظور گردید. همان‌گونه که از نمودار یک(الف) مشهود است، با افزایش pH از ۲ به ۸، حذف سرب از محیط افزایش یافت و بیشترین درصد حذف سرب در pH=۸ وجود داشت.

**بررسی اثر زمان تماس بر کارآیی جذب**

در این مطالعه، افزایش زمان تماس، باعث افزایش میزان جذب شد و جذب کاتیون‌های فلزی بر روی کربن فعال مربوطه، پس از گذر یک ساعت، به تعادل رسید و بعد از این زمان، میزان جذب/حذف توسط کربن فعال فرآوری‌شده، تقریباً ثابت ماند (نمودار ۱-ب)؛ به همین دلیل، در دیگر مراحل آزمایش، این مدت زمان (یک ساعت) برای بررسی سایر پارامترها استفاده شد. نمونه‌هایی، بدون اضافه‌کردن کربن فعال، برای نشان‌دادن اثر pH به تنهایی در زمان‌های مختلف بر کارآیی حذف کاتیون‌های سرب بررسی شدند که نتایج نشان داد، اثر pH به تنهایی، تأثیر اندکی در حذف کاتیون‌های فلزی سرب دارد.

**بررسی اثر مقادیر مختلف کربن فعال بر کارآیی جذب**

بررسی جذب سرب بر روی مقادیر مختلف کربن فعال تولیدی (۰/۱، ۰/۲، ۰/۳، ۰/۴، ۰/۵ و ۰/۶ گرم) نشان داد، درصد حذف سرب، با افزایش مقدار کربن افزایش یافت (شکل ۲- الف)؛ به گونه‌ای که درصد حذف سرب، از ۷۳/۸±۰/۴۵ درصد به ۹۸/۱±۰/۰۸ درصد افزایش یافت.

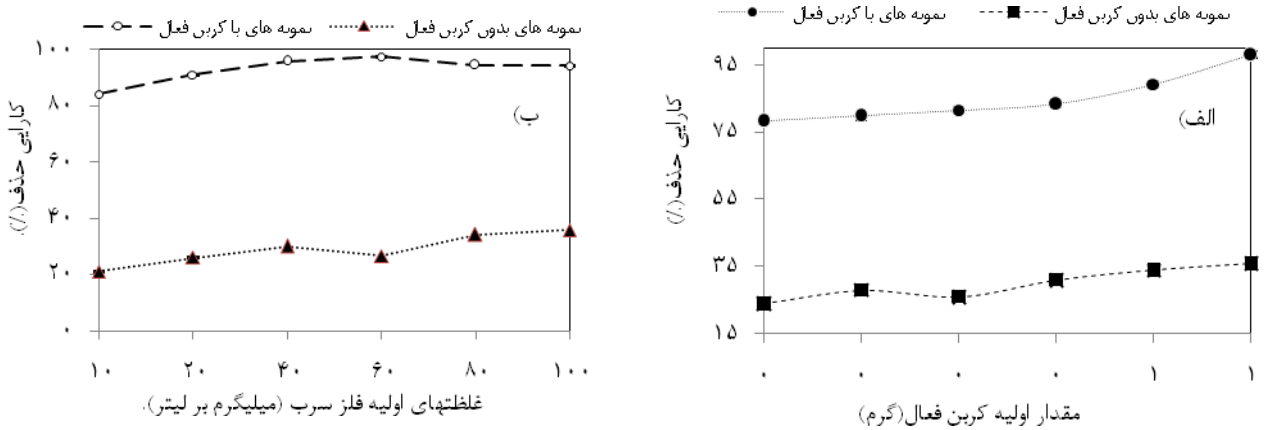
**بررسی اثر غلظت‌های مختلف محلول فلزی بر کارآیی جذب**

همانگونه که در نمودار ۲- ب نشان داده شده است، در بررسی کارآیی حذف سرب در غلظت‌های مختلف مورد بررسی توسط کربن فعال، مقادیر متفاوتی به‌دست آمد و اگرچه روند افزایشی یا کاهشی مشخصی وجود نداشت، اما بیشترین کارآیی حذف، برای غلظت ۶۰ میلی‌گرم در لیتر (به میزان۰/۲۳± ۹۷/۵ درصد) دیده شد.

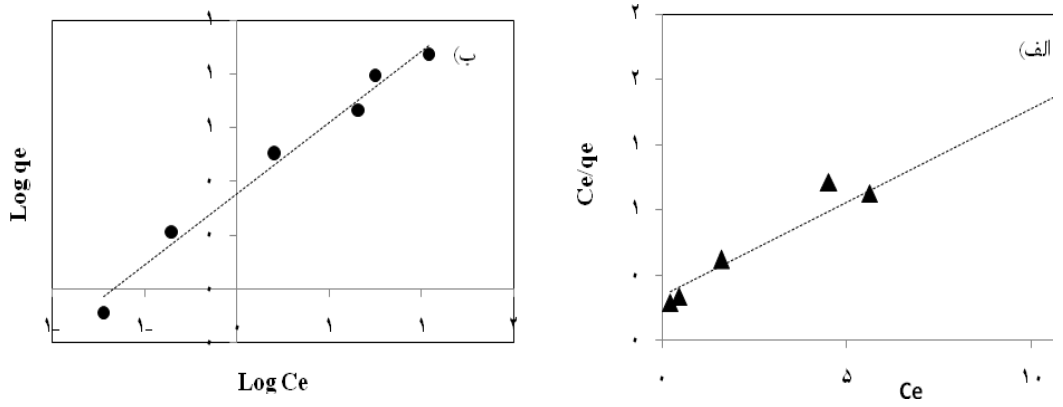
**بررسی ایزوترم جذب**

ایزوترم‌های حاصل از نتایج، در نمودار ۳ و پارامترهای محاسبه‌شده از روی معادلات ایزوترمی، در جدول ۲ آورده شده است.

نتایج حاصل از مطالعات ایزوترمی نشان داد که جذب سرب توسط کربن فعال، با معادله ایزوترم تعادلی فروندلیچ ($R^2$= ۰/۹۸۲) مطابقت بیشتری دارد؛ به‌طوری‌که مقدار بیشتر مربوط به ضریب تعیین، این موضوع را نشان می‌دهد. پارامترهای محاسبه‌شده مربوط به هر یک از مدل‌ها، برای فلز سرب محاسبه شده و در جدول ۲ به‌صورت خلاصه آورده شده است.




**نمودار ۲- الف)** تأثیر مقدار جاذب بر درصد حذف فلز سرب (pH=۸، غلظت اولیه محلول فلز سرب ۶۰ میلیگرم بر لیتر و میزان متفاوت گرم کربن فعال)
**ب)** تأثیر غلظت اولیه فلز سرب بر میزان درصد حذف (pH=۸، غلظت اولیه محلول فلز سرب متغیر و ۰/۴ گرم کربن فعال)




**نمودار ۳**- نتایج حاصل از تطبیق داده‌های آزمایشات با ایزوترم‌های **الف)** لانگمویر و **ب)** فروندلیچ

**جدول ۲- پارامترهای محاسبه‌شده برای مدل‌های ایزوترمی جذب کاتیون سرب بر روی کربن فعال**

| مدل ایزوترمی | پارامترهای مدل‌های ایزوترمی | | | |
|---|---|---|---|---|
| | $R^2$ | K | N | $q_{m(mg/g)}$ |
| فروندلیچ | ۰/۹۸۲ | ۲/۲۵۹ | ۱/۸۷۶ | – |
| لانگمویر | ۰/۹۶۰ | ۳/۱۹۷× $۱۰^{-۲}$ | – | ۸/۶۹۵ |

## بحث

بر اساس نتایج به‌دست آمده از آزمایشات، با افزایش pH، کارآیی حذف کاتیون‌های سرب از محیط افزایش یافته و در pH=۸ به بیشترین مقدار خود می‌رسد؛ همچنین نتایج نشان دادند که با افزایش زمان تماس و افزایش میزان کربن فعال، درصد حذف سرب از محیط افزایش می‌یابد و جذب سرب توسط کربن فعال، از ایزوترم فروندلیچ تبعیت می‌کند.

تعیین ترکیبات موجود در ساختار کربن فعال تولیدشده، یکی از مهمترین نکات موجود در تولید کربن فعال و همچنین فرآیند جذب می‌باشد. نتایج آنالیز اجزای موجود در ساختار نمونه کربن فعال فرآوری‌شده از تایرهای فرسوده نشان داد که کربن، عنصر غالب موجود در ساختار کربن فعال تولیدی است که حدود ۸۴ درصد وزنی عناصر موجود در ساختار آن را تشکیل می‌دهد. مقایسه نتایج این بخش از مطالعه با یافته‌های سایر محققین مطابقت دارد؛ به طوری که در آن مطالعات نیز، کربن عنصر اصلی کربن فعال فرآوری‌شده از تایرهای فرسوده گزارش شده است (۱۱، ۱۲، ۱۶). در جدول ۳، برخی از مشخصات کربن فعال تولیدی در این مطالعه با برخی مطالعات مشابه که از نظر روش تولید و همچنین ماده مورد استفاده برای فعال‌سازی شیمیایی متفاوت بوده‌اند، مقایسه شده است.

یکی از عوامل اثرگذار بر فرآیند جذب، pH می‌باشد؛ چرا که یون‌های هیدروژن، در فرآیند جذب می‌توانند به‌عنوان رقیب در جذب سطحی کاتیون‌ها عمل کنند (۱۶)؛ همچنین pH از طریق تأثیر بر بار سطحی جاذب نیز در فرآیند جذب تأثیر می‌گذارد. از آنجا که نتایج تحقیقات دیگر محققین نشان داده است، pH بهینه برای جذب بر روی انواع کربن فعال در فرآیند جذب، در محدوده ۴ تا ۸ قرار دارد (۱۸)؛ لذا در این مطالعه، محدوده ۲ تا ۸ برای بررسی اثر pH مطالعه شد. همانگونه که از نمودار مربوطه استنباط می‌شود (نمودار ۱)؛ حداقل کارآیی جذب در pHهای اسیدی و به‌طور خاص در pH=۲ به‌دست آمد.

بادموس و همکاران در مطالعه خود مشاهده کرده‌اند که بیشترین کارآیی حذف فلزات سنگین (سرب، روی و مس)، در pH=۷/۶ قابل دستیابی است. نتایج مطالعه آنها بیانگر این موضوع است که در پساب‌های حاوی کاتیون‌های فلزی، با افزایش pH همواره میزان حذف افزایش می‌یابد اما در pH>۸، میزان حذف فلزات سنگین کاهش می‌یابد که می‌تواند به دلیل شکل‌گیری کمپلکس‌های هیدروکسیلی محلول باشد (۳). در مطالعه حاضر نیز بیشترین کارآیی حذف در pH=۸ به‌دست آمد. در pHهای اسیدی، مقدار یون $H_3O^+$ برای جذب در سایت‌های جذب موجود در جاذب، با کاتیون‌های فلزی رقابت می‌کنند که با اشغال این سایت‌ها، میزان جذب کاتیون‌های فلزی بر روی جاذب کمتر می‌شود (۱۹).

Meena و همکاران در مطالعه‌ای که بر روی حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی با کربن فعال گرانولی انجام داده‌اند، نشان دادند بیشترین کارآیی حذف برای کاتیون‌های دو ظرفیتی جیوه، منگنز و کادمیوم، در pH=۴ حاصل می‌شود و تا pH=۷، همواره کارآیی حذف برای کادمیوم کاهش می‌یابد؛

**جدول ۳- مقایسه برخی ویژگی‌های کربن فعال تولیدی در این مطالعه با مطالعات مشابه انجام‌شده**

| بازده تولید کربن فعال (٪) | سطح مخصوص ($m^2/gr$) | حجم کل منافذ ($cm^3/gr$) | روش فعال‌سازی | محققین |
|---|---|---|---|---|
| ۳۲±۴/۵ | ۴۴/۲۲۶ | ۰/۵۸ | شیمیایی– KOH | مطالعه حاضر |
| ۴۸-۳۶ | ۱۱۰/۳۳ | ۰/۲۷ | شیمیایی– $ZnCl_2$ | هیشنگ تنگ و همکاران [۱۰]. |
| ۵۰-۱۴ | ۵۵/۳۳ | ۰/۲۴۳ | شیمیایی– $H_3PO_4$ | هیشنگ تنگ و همکاران [۷]. |
| ۶۰/۵ | ۷۰ | ۰/۲۷ | شیمیایی– سدیم کلرواستات | آتکیسون و همکاران [۱۵]. |
| ۵۴/۲ | ۲۰۰ | ۰/۳۶ | شیمیایی– پتاسیم کلرواستات | آتکیسون و همکاران [۱۵]. |

همچنین بیشترین کارآیی حذف برای کاتیون‌های دوظرفیتی سرب، نیکل و روی را در pH=۸ گزارش کرده‌اند که نتایج این تحقیقات با نتایج تحقیق حاضر مطابقت دارد (۱۳). در مطالعه مذکور، افزایش کارآیی جذب در pHهای بیشتر از ۶، به دلیل واکنش گونه‌های هیدروکسید فلزات در میکروپورهای ذرات کربن فعال عنوان شده است. به‌طور کلی بر اساس یافته‌های این مطالعه و دیگر مطالعات، می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که pH بر حذف کاتیون‌های فلزی از محلول‌های آبی با استفاده از فرآیند جذب سطحی، اثر قابل ملاحظه و متفاوتی دارد؛ لذا اثر pH، بسته به نوع آلاینده و جاذب می‌تواند اختصاصی باشد.

استفاده از یک جاذب برای جذب/حذف آلاینده، نیازمند تعیین تأثیر زمان تماس می‌باشد؛ لذا بدین منظور در این مطالعه نیز، در زمان‌های مختلف میزان کارآیی جذب بررسی شد. همانگونه که در نمودار ۱–ب مشاهده می‌شود، برای کاتیون فلزی سرب، بیشترین میزان جذب از زمان صفر تا ۳۰ دقیقه اول صورت گرفته است و پس از آن، میزان جذب با یک روند ثابت و افزایش ناچیز پیش می‌رود تا در زمان ۶۰ دقیقه به تعادل می‌رسد. این روند در یافته‌های دیگر محققین نیز ذکر شده است. یک دلیل محتمل این است که مکان‌های در دسترس برای جذب، در مرحله ابتدایی بیشتر بوده و نیروی کشش برای جذب ماده جذب‌شونده بزرگتر است؛ لذا اتصال جزء جذب‌شونده به مکان‌های جذب، راحت‌تر صورت می‌گیرد. پس از گذر زمان، تعداد سایت‌های فعال کمتر شده و توسط ماده جذب‌شونده اشغال می‌شود و دخول آن را محدود و زمان‌بر می‌کند (۱۳). این مسئله می‌تواند به ساختار ریز خلل و فرج موجود بر روی سطح جاذب هم مربوط باشد. کارآیی بالای جذب فلزات سنگین با سرعت زیاد، ویژگی مثبتی است و در استفاده از این کربن فعال در مقیاس واقعی، می‌تواند هزینه‌های مربوط به حجم رآکتور را کاهش دهد. با توجه به اینکه فرآیندهای جذب، از نوع واکنش‌های تعادلی می‌باشند، فرآیند جذب کاتیون‌های فلزی بر روی کربن فعال، تا رسیدن به تعادل پیش می‌رود. اگر کاتیون فلزی موجود در محلول یا هر جزء جذب‌شونده‌ای، به راحتی به سایت‌های جاذب دسترسی داشته باشد، زمان تماس کمتری جبرای جذب حداکثر نیاز خواهد بود. در غیر این‌صورت حداکثر جذب، نیازمند زمان تماس طولانی می‌باشد (۱۸). در مطالعه Meena و همکاران، زمان تعادل حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی با کربن فعال گرانولی، ۴۸ ساعت به‌دست آمده است؛ در حالی‌که زمان تعادل در این مطالعه، یک ساعت به‌دست آمده است. در مطالعه تای–یانگ کیم و همکاران، زمان تعادل برای جذب سرب و مس بر روی Brewery Biomass، ۶۰ دقیقه ذکر شده است (۲۰) و در مطالعه Ilhan و همکاران، زمان تعادل برای جذب کاتیون‌های مختلف فلزی بر روی کربن فعال، ۱۳۰–۱۵۰ دقیقه به‌دست آمده است (۱۷) و نسبت به زمان تعادل به‌دست‌آمده در مطالعه حاضر، بیشتر می‌باشد. تفاوت در یافته‌های این مطالعه با یافته‌های سایر محققین، می‌تواند به دلیل تفاوت ساختاری جاذب‌های مورد استفاده و یا زمان، دما و محلول شیمیایی مورد استفاده در تولید کربن فعال باشد.

در مطالعه حاضر، میزان جذب/حذف کاتیون‌های فلزی سرب توسط کربن فعال، با افزایش مقدار کربن فعال افزایش یافت. روند افزایش درصد حذف سرب از محیط، روند افزایشی نسبتاً محسوسی است. روند افزایشی که در حذف کاتیون فلزی اتفاق افتاده است، می‌تواند به دلیل افزایش سایت‌های فعال جذب و یا افزایش کلی سطح مخصوص جاذب برای کاتیون‌های موجود در محیط باشد. چنین روندی در برخی مطالعات مشابه هم ذکر شده است (۱۳، ۲۲). اگرچه کارآیی حذف کاتیون‌های سرب، با افزایش میزان کربن فعال افزایش یافته است، اما میزان جذب در واحد جرم جاذب، از ۷۸/۳±۰/۴۵mg/gr به ۱۶/۳۵±۰/۰۸mg/gr کاهش یافته است (نمودار آن ارائه نشده است) که شاید به دلیل غیراشباع‌بودن برخی از سایت‌های جذب موجود در ساختار کربن فعال باشد؛ به‌عبارت دیگر افزایش مقدار جاذب، باعث

کاهش نسبی جذب کاتیون‌های سرب بر روی کربن فعال نسبت به واحد جرم جاذب می‌گردد که در نتیجه میزان آلاینده جذب‌شده در واحد جرم جاذب کاهش خواهد یافت (۲۱، ۲۳). Ramavandi و همکارانش گزارش کرده‌اند که عدم افزایش مقدار جذب آلاینده در برابر افزایش مقدار جاذب، در دوزهای بالاتر جاذب در واحد حجم محلول، به دلیل همپوشانی سطح جاذب توسط جذب‌شونده و در نتیجه تجمع جذب‌شونده بر روی سطح آن اتفاق می‌افتد که برآیند آنها، کاهش سطح کل در دسترس و در نتیجه کاهش میزان جذب آلاینده می‌باشد؛ زیرا تجمع جذب‌شونده بر سطح جاذب، باعث کاهش مسیر انتشار در طی مرحله انتشار آلاینده در سطوح قابل جذب جاذب می‌شود که نتیجه آن، کاهش میزان جذب خواهد بود (۲۴).

بررسی اثر غلظت اولیه کاتیون‌های سرب بر میزان جذب نشان داد که بیشترین کارآیی حذف (۰/۲۳±۹۷/۵ درصد)، در غلظت اولیه ۶۰ میلی‌گرم در لیتر وجود دارد. افزایش جذب همگام با افزایش غلظت اولیه کاتیون‌های فلزی، می‌تواند ناشی از افزایش نیروی انتقال برای افزایش میزان انتقال جرم باشد. در غلظت‌های بالاتر از غلظت ۶۰ میلی‌گرم در لیتر، به دلیل اینکه سایت‌های جذب اشباع شده و احتمالاً مکانی برای جذب بیشتر باقی نمی‌ماند، کارآیی جذب/حذف کاهش می‌یابد (۱۳). یافته‌های سعیدی و همکاران با یافته‌های مطالعه حاضر هم‌خوانی دارد (۲۵)؛ به‌عبارت دیگر، اگرچه با افزایش غلظت اولیه یون‌های فلزی سرب به بیش از ۶۰ میلی‌گرم در لیتر، درصد حذف کاهش می‌یابد، اما ظرفیت جذب جاذب افزایش می‌یابد. با افزایش غلظت اولیه یون‌های فلزی، تعداد یون‌های در حال رقابت برای واکنش با گروه‌های فعال موجود بر سطح جاذب بیشتر می‌شود و در نتیجه مکان‌های فعال جاذب اشباع می‌گردد؛ بنابراین ظرفیت جذب با زیادشدن غلظت یون‌های فلزی تا محدوده ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر افزایش می‌یابد. علاوه بر موارد ذکرشده، می‌توان گفت که شاید با افزایش غلظت یون‌های سرب، افزایش تعداد برخوردهای بین یون‌های فلزی و جاذب حادث می‌شود که این پدیده به نوبه خود بر سرعت فرآیند جذب و میزان جذب یون‌های سرب اثر مستقیم خواهد گذاشت (۱۴).

ایزوترم‌های جذب، خواص جذبی و داده‌های تعادلی هستند که به توصیف چگونگی واکنش آلاینده‌ها با مواد جاذب می‌پردازند و در بهینه‌سازی مصرف جاذب، نقش اساسی دارند؛ به‌عبارتی ایجاد ارتباط مناسب برای منحنی تعادل و بهینه‌کردن طراحی یک سیستم جذب سطحی برای حذف کاتیون‌های فلزی یا دیگر آلاینده‌ها، امری مهم می‌باشد. در این مطالعه، داده‌های حاصل از آزمایش با مدل‌های ایزوترم جذب فروندلیخ و لانگمویر بررسی شدند. نتایج این مطالعه نشان داد که جذب کاتیون فلزی مورد مطالعه، از ایزوترم فروندلیچ پیروی می‌کند. ایزوترم فروندلیچ، فرآیند جذب بر روی سطوح هتروژن را تشریح می‌نماید؛ لذا انرژی جذب، برای همه سایت‌های جذب دارای مقدار برابری نبوده که منجر به ایجاد جذب چندلایه‌ای برای جذب‌شونده می‌شود. مقادیر مربوط به $q_m$ مدل لانگمویر برای سرب، ۸/۶۹ می‌باشد. مقدار مربوط به دو پارامتر n و K در مدل فروندلیچ، نشان‌دهنده میزان انرژی جذب می‌باشد. هر چه مقدار 1/n به صفر نزدیکتر باشد، حالت هتروژنی سطوح بیشتر خواهد بود (۶). در مطالعه Seki و همکاران، جذب کادمیوم از محلول‌های آبی از مدل ایزوترمی فروندلیچ پیروی کرده است و در برخی مطالعات دیگر، جذب فلزات سنگین بر روی جاذب مورد استفاده، از مدل لانگموئر پیروی کرده است (۲۳).

در مطالعه انجام‌شده توسط یونسی و همکاران، جذب یون‌های کادمیم، نیکل و سرب از محلول‌های آبی توسط جاذب اصلاح‌شده NH2-MCM-41 بررسی شده است. نتایج گزارش‌شده نشان می‌دهد، با افزایش غلظت یون‌های فلزی و کاهش مقدار جاذب، ظرفیت جذب افزایش یافته است؛ همچنین داده‌های آزمایش، از دو مدل لانگمویر و فروندلیچ پیروی کردند که با توجه به مقدار ضریب همبستگی گزارش‌شده، داده‌های آزمایش تطابق بیشتری با مدل

لانگمویر داشته‌اند (۲۶).

## نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان داد که حذف سرب، با افزایش pH افزایش می‌یابد و در pH=۸، بیشترین کارآیی حاصل می‌شود؛ همچنین با افزایش زمان تماس و میزان کربن فعال، میزان سرب حذف‌شده توسط کربن فعال افزایش یافت. جذب سرب توسط کربن فعال، از ایزوترم فروندلیچ تبعیت می‌کند. بر اساس نتایج این بررسی، اثر زمان تماس بر حذف سرب از محیط، زمان تعادل یک ساعت بود و با توجه به اینکه تفاوت چندانی در میزان حذف در ۳۰ دقیقه ابتدایی و زمان تعادل (۶۰ دقیقه) وجود نداشت؛ لذا بهتر است به دلایل اقتصادی و کاربردی، زمان ۳۰ دقیقه به عنوان زمان مؤثر برای استفاده از نتایج این مطالعه در مقیاس عملی در نظر گرفته شود. با توجه به اینکه در این مطالعه به دلیل محدودیت بودجه، امکان تولید کربن فعال با در نظرگرفتن همه پارامترهای مؤثر بر افزایش سطح مخصوص، لذا پیشنهاد می‌گردد در مطالعات آتی، تهیه کربن فعال با روش آماده‌سازی فیزیکی هم انجام گردد.

امروزه فرآیند جذب سطحی، به‌عنوان مناسب‌ترین تکنیک در حذف اینگونه آلاینده‌ها به لحاظ هزینه کم، طراحی آسان، سهولت در امر بهره‌برداری و عدم حساسیت مطرح است؛ لذا می‌توان استفاده از این نوع کربن فعال را برای حذف اینگونه آلاینده‌ها از پساب صنایع مورد توجه قرار داد و با توجه به جنبه زیست‌محیطی و اقتصادی طرح، برای توسعه و توجه بیشتر، نیاز است تحقیقات بیشتری در مورد آن انجام شود.

## تقدیر و تشکر

این مقاله، حاصل بخشی از نتایج طرح تحقیقاتی مصوب مرکز تحقیقات علوم بهداشتی دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان می‌باشد؛ لذا نویسندگان بر خود لازم می‌دانند، از مدیریت محترم مرکز برای حمایت‌های مالی تشکر و قدردانی نمایند

## منابع:

1- Hoseinzadeh E, Rahmani AR. Producing Activated Carbon from Scrap Tires by Thermo-Chemical Method and Evaluation its Efficiency at Removal Racid Black1 Dye. Iranian Journal of Health and Environment. 2012; 4 (4): 427-38. [Persian]

2- Shokrzadeh M, Rokni MA, Galstvan. Lead, Cadmium, and Chromium Concentrations in Irrigation Supply of/and Tarom Rice in Central Cities of Mazandaran Province-Iran. Journal Of Mazandaran University Of Medical Sciences. 2013; 23 (98) :234-42. [Persian]

3- Badmus MAO, Audu TOK, Anyata BU. Removal of heavy metal from industrial wastewater using hydrogen peroxide. Afr J Biotechnol. 2007; 6 (3): 238-42.

4- Samarghandy MR, Hoseinzadeh E, Taghavi M, Hoseinzadeh S. Biosorption of Reactive Black 5 from aqueous solution using acid-treated biomass from potato peel waste. Bioresources. 2011; 6 (4): 4840-55.

5- Askari Gh, Hoseinzadeh E, Taghavi M, Jafari SJ, Sidmohammadi A. Removal of Reactive Black 5 from Aqueouse solutionUsing Catalytic Ozonation Process with Bone Char. Jundishapur Journal of Health Sciences. 2012; 4 (2): 21-30. [Persian]

6- Hosseinzadeh E, Shokouhi R, Zare M, Torabi E, Rahimi Sh. Sodium Alginate Magnetic Beads for Removal of Acid Cyanine 5R from aqueous solution. Hormozgan Medical Journal (HMJ). 2012; 16 (2): 101-111. [Persian]

7- Yuan CS, Lin HY, Wu CH, Liu MH, Hung CH. Preparation of sulfurized powdered activated carbon from waste tires using an innovative competitive impregnation process. J Air Waste Manag Assoc. 2004; 54 (7): 862-70.

8- Hsu LY, Teng H. Influence of different chemical reagents on the preparation of activated carbons from bituminous coal. Fuel Process Technol. 2000; 64 (1-3): 155-66.

9- Sammadian F, Ministry of industry and mining/ manufacturing industries. office metallic rubber recycling report. 2006. [Persian]

10- Ko DC, Mui EL, Lau KS, McKay G. Production of activated carbons from waste tire - process design and economical analysis. Waste Management. 2004; 24 (9): 875-88.

11- Teng H, Lin YC, Hsu LY. Production of Activated Carbons from Pyrolysis of Waste Tires Impregnated with Potassium Hydroxide. J Air Waste Manag Assoc. 2000; 50 (11): 1940-6.

12- Galvagno S, Casu S, Casabianca T, Calabrese A, Cornacchia G. Pyrolysis process for the treatment of scrap tyres: preliminary experimental results. Waste Manag. 2002; 22 (8): 917-23.

13- Meena AK, Rajagopal C, Mishra K, Mishra GK. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using chemically (Na2S) treated granular activated carbon as an adsorbent. JSIR. 2010; 69 (6): 449-53.

14- Hoseinzadeh E, Rahmanie AR, Asgari Gh, McKay G, Dehghanian AR. Adsorption of Acid Black 1 by using activated carbon prepared from scrap tires: Kinetic and equilibrium studies. JSIR. 2012; 71 (10): 682-9.

15- Clesceri LS, Greenberg AE, Eaton AD, editors. Standard methods for the examination of water and waste water. 20th ed. Washington Dc: American Public Health Association; 1998.

16- Sharma RK, Yang J, Zondlo JW, Dadyburjor DB. Effect of process conditions on co-liquefaction kinetics of waste tire and coal, Catal Today. 1998; 40 (14): 307-20.

17- Uzun I, Güzel F. Adsorption of Some Heavy Metal Ions from Aqueous Solution by Activated Carbon and Comparison of Percent Adsorption Results of Activated Carbon with those of Some Other Adsorbents. Turk J Chem. 2000; 24 (3): 291-8.

18- Raji C, Manju GN, Anirudhan TS. Removal of heavy metal ions from water using sawdust based activated carbon. IJEMS. 1997; 4 (6): 254-60.

19- Taty-Costodes VC, Fauduet H, Porte C, Delacroix A. Removal of Cd(II) and Pb(II) ions, from aqueous solutions, by adsorption onto sawdust of Pinus sylvestri. J Hazard Mater. 2003; 105 (1-3): 121-42.

20- Kim TY, Park SK, Cho SY, Kim HB, Kang Y, Kim SD, et al. Adsorption of Heavy Metals by Brewery Biomass. Korean J Chem Eng. 2005; 22 (1): 91-8.

21- Mehrasbi MR, Farahmand kia Z. Heavy Metal Removal from Aqueous Solution by Adsorption on Modified Banana Shell. Iranian Journal of Health and Environment. 2008; 1 (1): 57-66. [Persian]

22- Elaigwu SE, Usman LA, Awolola GV, Adebayo GB, Ajayi RMK. Adsorption of Pb(II) from aqueouse solution by Activated Carbon prepared from Cow Dung. Environmental Research Journal. 2010; 4 (4): 257-60.

23- Seki K, Saito N, Aoyama M. Removal of heavy metal ions from solutions by coniferous barks. Wood Sci Technol. 1997; 31 (6): 441-7.

24- Ramavandi B, Barikbin B, Asgari G, Ghaedi H. Efficacy evaluation of activated carbon prepared from date stones in cyanide adsorption from synthetic wastewater. Journal of Birjand University of Medical Sciences. 2013; 19 (4) :399-408. [Persian]

25- Saeedi M, Jamshidi A, Abessi O, Bayat J. Removal of Dissolved Cadmium by adsorption onto walnut and Almond Sell Charcoal: Comparison with Granular Activated Carbon. Journal of water and Wastewater. 2009; 20 (70): 16-22. [Persian]

26- Heidari A, Younesi H, Mehraban Z. Removal of Cd(II), Ni(II), and Pb(II) Ions in an Aqueous Solution by Chemically Modified Nanoporous MCM-41. Journal of water and wastewater. 2010; 21 (73):25-33. [Persian]

*Abstract* *Original Article*

# Application of adsorption process by activated carbon derived from scrap tires for $Pb^{+2}$ removal from aqueous solutions

**Edris Hoseinzadeh[1], Ali Reza Rahmani[2], Ghorban Asgari[3], Mohamad Taghi Samadi[4], Ghodratollah Roshanaei[5], Mohammad Reza Zare[6]**

**Background and Aim:** Heavy metals have been recognized as very poisonous elements and their discharge into water sources can cause damaging effects on human and environmental health. The present study aimed at producing activated carbon from scrap tires and using it in removing $Pb^{+2}$ from synthetic aqueous solutions.

**Materials and Methods:** In this experimental study, activated carbon powder was derived from scrap tires under laboratory conditions. The effect of Pb (II) ions with the concentration 10-100mg/l, pH 2-8, contact time 3 hs , and the adsorbent dosage 0.1-0.6 g were investigated in batch adsorption system. Besides, the chemical composition and solid structure of the derived activated carbon were analyzed using Scanning Electron Microscopy (SEM) coupled with energy dispersive spectrometry (EDS). The surface area of derived activated carbon was calculated by Brunauer-Emmett-Teller (BET) and Barret-Joyner-Halenda (BJH) isotherms. The experimental data was analyzed using Langmuir and Freundlich isotherm models.

**Results:** It was found that the main component of activated carbon was Carbon element (83.276%). BET and BJH Surface areas of activated carbon were approximately 185.046 and 146.443 $m^2/g$, respectively. It was discovered that activated carbon dosage increasing leads to decreasing in $q_{max}$ , while with increasing of pH of $Pb^{+2}$ ions adsorption increased. The experimental adsorption isotherm complied with Freundlich equation model ($R^2$=0.982) and the maximum amount of adsorption ($q_{max}$) was 8.695 mg/g.

**Conclusion:** The present study showed that derived activated carbon from scrap tires is highly effective in Pb removal from aqueous solutions. In addition, producing activated carbon from scrap tire can provide a two-fold green and cost-effective advantage and it can be a suitable recycling method for scrap tires.

**Key Words:** Aqueous solution, Adsorption, Pb (II), Activated derived carbon, Scrap tire

***Journal of Birjand University of Medical Sciences. 2013; 20 (1): 45-57.***

***Received: January 10, 2013*** ***Accepted: May 11, 2013***

*[1] Instructor, department of environmental health engineering, Nutritional Health Research Center (NHRC), faculty of health, Lorestan University of Medical Sciences, Khorramabad, Iran edris-2009@live.com, hoseinzadeh@lums.ac.ir*
*[2]Corresponding author, PhD of Environmental Health Engineering, Research Center for Health Sciences, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran.*
*[3] Assistant professor, department of environmental health engineering, faculty of health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran.*
*[4] Associate professor, department of environmental health engineering, faculty of health , Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran.*
*[5] Assistant professor in biostatistics, faculty of health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran.*
*[6] PhD student of Environmental Health Engineering, Environment Research Center, Isfahan University of Medical Sciences, Isfahan, Iran.*