DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450 Published by Vesnu Publications

بررسی کارایی جذب پیروکاتیکول از محلول‌های آبی با استفاده از پامیس (طبیعی و اصلاح شده با اسید کلریدریک)

پروین مصطفایی[۱]، حاتم گودینی[۲]، ادریس حسین‌زاده[۳]، صدیقه سعیدی[۴]، فاطمه طاهری[۱]

مقاله پژوهشی

چکیده

مقدمه: پیروکاتیکول در محیط‌های آبی برای موجودات زنده و انسان خطرناک می‌باشد. بنابراین، حذف آن از فاضلاب‌ها و جلوگیری از ورود آن به محیط حایز اهمیت است. هدف از انجام مطالعه حاضر، بررسی کارایی جذب پیروکاتیکول از محلول‌های آبی با استفاده از پامیس (طبیعی و اصلاح شده با اسید کلریدریک) بود.

روش‌ها: در این مطالعه تجربی، از پامیس با اندازه مش ۴۰-۲۰ به عنوان جاذب به صورت ناپیوسته در ارلن‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری استفاده شد. اثر شاخص‌های مؤثر در جذب مانند pH، زمان تماس، دوز جاذب و غلظت اولیه پیروکاتیکول مورد بررسی قرار گرفت. داده‌ها با ایزوترم Langmuir و Freundlich و سینتیک شبه درجه اول و شبه درجه دوم بررسی گردید.

یافته‌ها: در غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر از پیروکاتیکول، حداکثر میزان جذب برای پامیس طبیعی بیش از ۹۰ درصد و برای پامیس اصلاح شده با اسید کلریدریک بیش از ۹۸ درصد به دست آمد. با افزایش زمان تماس و دوز جاذب در پامیس طبیعی و اصلاح شده، جذب افزایش یافت و در زمان ۲۰ دقیقه به تعادل رسید. جذب به وسیله پامیس طبیعی و اصلاح شده با مدل ایزوترم Langmuir (برای پامیس طبیعی R^2 = ۰/۹۷۴ و برای پامیس اصلاح شده R^2 = ۰/۹۹۸) همخوانی بیشتری را نشان داد. جذب با مدل سینتیکی شبه درجه دوم (برای پامیس طبیعی R^2 = ۰/۹۹۷۷ و برای پامیس اصلاح شده R^2 = ۰/۹۷۸۸) مطابقت بیشتری داشت.

نتیجه‌گیری: با توجه به این که پامیس ارزان و در دسترس است و در معادن ایران به وفور یافت می‌شود، می‌تواند گزینه مناسبی جهت حذف پیروکاتیکول از فاضلاب باشد. همچنین، اصلاح پیروکاتیکول به وسیله اسید کلریدریک، روش مناسبی برای افزایش جذب پیروکاتیکول با استفاده از پامیس است.

واژه‌های کلیدی: محلول آبی، پیروکاتیکول، جذب سطحی، پامیس

ارجاع: مصطفایی پروین، گودینی حاتم، حسین‌زاده ادریس، سعیدی صدیقه، طاهری فاطمه. **بررسی کارایی جذب پیروکاتیکول از محلول‌های آبی با استفاده از پامیس (طبیعی و اصلاح شده با اسید کلریدریک).** مجله تحقیقات نظام سلامت ۱۳۹۵؛ ۱۲ (۴): ۴۴۱-۴۳۴

دریافت مقاله: ۱۳۹۴/۲/۲۰ پذیرش مقاله: ۱۳۹۴/۹/۸

مقدمه

ترکیبات سمی و پایدار، مشکلات بهداشتی و زیست محیطی زیادی به وجود می‌آورند. در این میان، ترکیبات فنلی از نظر سمیت و سرطان‌زایی مورد توجه متخصصان محیط زیست قرار گرفته‌اند. یکی از ترکیبات فنلی که به‌تازگی مورد توجه قرار گرفته و مشکلات زیست محیطی و بهداشتی ایجاد نموده است، پیروکاتیکول می‌باشد (۱). پیروکاتیکول (۱-۲ دی‌هیدروکسی بنزن)، ترکیب آلی با فرمول مولکولی $C_6H_4(OH)_2$ با یک حلقه فنلی و دو گروه هیدروکسیل و بوی ضعیف فنلی است (۳، ۲).

پیروکاتیکول از صنایع مختلف تولید و به محیط زیست وارد می‌شود. اغلب در پساب صنایع نساجی، کاغذ و خمیر کاغذ، تولید مواد دارویی، حشره‌کش‌ها، عکاسی، رنگ، روغن‌های روان کننده و گریس، مهار کننده پلیمریزاسیون و آنتی‌اکسیدان‌ها، پالایشگاه نفت و پتروشیمی حضور دارد و در حلال‌های آب، بنزن، کلروفرم، دی‌اتیل اتر، اتانول، پیریدین و آلکیل‌های مایع بسیار محلول است (۶-۴).

کاتیکول بر کیفیت منابع آب تأثیر می‌گذارد و در غلظت‌های ۲۵-۵ میلی‌گرم بر لیتر برای ماهی‌ها سمی و کشنده است و مانع از رشد بیولوژیکی میکروارگانیسم‌ها می‌شود (۸، ۷). ترکیبات فنلی مانند کاتیکول به دلیل اثرات سمی، به وسیله سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا در لیست آلاینده‌های اولویت‌دار قرار گرفته‌اند (۱۰، ۹). روش‌های حذف پیروکاتیکول از منابع آب شامل روش‌های بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی می‌باشد. تصفیه بیولوژیکی شامل لجن فعال، لاگون‌های هوادهی، صافی‌های چکنده، تماس دهنده بیولوژیکی چرخان، برکه تثبیت و هضم بی‌هوازی می‌باشد (۱۱). از جمله روش‌های فیزیکی می‌توان به فیلتراسیون غشایی، نانوفیلتراسیون، اسمز معکوس، الکترودیالیز و روش‌های جذب سطحی اشاره نمود (۱۲). روش‌های شیمیایی نیز شامل کواگولاسیون یا فلوکولاسیون همراه با شناورسازی و فیلتراسیون، ته‌نشینی و فلوکولاسیون با آهن II، شناورسازی الکتریکی، کواگولاسیون الکتروسینتیک، روش‌های اکسیداسیون (ازن)، پرتوافکنی با فرایندهای الکتروشیمیایی است (۱۲، ۵). این روش‌ها اغلب نیاز به تکنولوژی‌های پیشرفته، نیروی کار ماهر و هزینه و زمان ماند بالا دارند.

۱- کارشناس ارشد، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی لرستان، خرم‌آباد، ایران
۲- دانشیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی البرز، کرج، ایران
۳- گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران و پژوهشگر، باشگاه نخبگان، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد همدان، همدان، ایران
۴- آموزشکده فنی و حرفه‌ای سما، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد ایذه، ایذه، ایران
نویسنده مسؤول: حاتم گودینی
Email: godini_h@yahoo.com

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]

روش‌های بیولوژیکی به طور معمول زمان ماند طولانی و محدودیت بارگذاری دارند و روش‌های اکسیداسیون با ازن به تنهایی برای تجزیه ممکن است مواد واسطه‌ای مانند اسید اگزالیک تشکیل دهند (۱۳).

امروزه، «جذب» از جمله روش‌های متداول برای حذف مواد از محلول‌های آبی می‌باشد. کربن فعال از جاذب‌های متداول با ظرفیت بالا و مؤثر می‌باشد. روش جذب سطحی، ساده و در صورت استفاده از ترکیبات طبیعی و بومی، ارزان و به تکنولوژی پیشرفته‌ای نیاز ندارد (۱۵-۱۳). پیروکاتیکول از صنایع زیادی تولید و ترکیب واسطه در تجزیه فنل می‌باشد و با توجه به مشکلاتی که برای سلامتی و محیط زیست دارد، جلوگیری از ورود آن به محیط زیست و منابع آبی و حذف آن از پساب‌های صنعتی دارای اهمیت زیادی است. در مطالعه حاضر با توجه به ساده، ارزان و بومی بودن و عدم ایجاد ترکیبات حد واسط سمی، از پامیس برای حذف پیروکاتیکول استفاده شد.

روش‌ها

در این مطالعه، پامیس مورد استفاده از معادن شهرستان قروه (استان کردستان) تهیه گردید و گرانول‌های پامیس جهت برطرف شدن ناخالصی و گرد و خاک همراه آن، با آب مقطر شستشو شد. سپس در هوای آزاد و پس از آن به مدت یک ساعت در فور با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد تا رطوبت آن حذف شود (۱۳). پامیس آسیاب شد و مقداری از آن به منظور اصلاح به مدت ۲۴ ساعت در اسید کلریدریک ۱ نرمال قرار گرفت. سپس با آب مقطر به خوبی شسته و خشک گردید. برای دانه‌بندی گرانول پامیس (طبیعی و اصلاح شده)، از الک استاندارد ASTM با اندازه مش ۲۰ و ۴۰ استفاده شد و گرانول حاصل به عنوان جاذب مورد استفاده قرار گرفت (۱۶).

برای تعیین خصوصیات ظاهری و ساختاری پامیس، از میکروسکوپ الکترونی روبشی (Scanning electron microscope یا SEM) مدل Seron-AIS2300C مجهز به آنالیز EDX (Energy dispersive X-ray) و جهت تعیین گروه‌های عاملی، از FTIR (Fourier transform infrared spectroscopy) استفاده شد. پیروکاتیکول و مواد شیمیایی مصرفی از شرکت‌های Merck تهیه گردید و آزمایش‌ها بر اساس روش‌های استاندارد انجام شد. آب مقطر دو بار تقطیر برای تهیه محلول‌ها مورد استفاده قرار گرفت. محلول استوک ۱ گرم بر لیتر پیروکاتیکول تهیه شد و به وسیله رقیق‌سازی، غلظت‌های مورد نیاز از این محلول نیز آماده گردید. آزمایش‌ها به صورت ناپیوسته و در ارلن‌های شیشه‌ای ۲۵۰ میلی‌لیتر و در دمای آزمایشگاه (۲۳-۲۰ درجه سانتی‌گراد) انجام گرفت. نمونه‌ها روی همزن مغناطیسی و با شدت اختلاط یکسان ۲۵۰ دور در دقیقه همزده شدند (۱۸، ۱۷).

جهت تعیین میزان جذب پیروکاتیکول به وسیله پامیس طبیعی و اصلاح شده، ابتدا نقش متغیر pH مورد بررسی قرار گرفت و سپس غلظت‌های ثابت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تهیه و pH نمونه‌ها با استفاده از محلول‌های نرمال کلرید هیدروژن و هیدروکسید سدیم تنظیم شد و بعد از اختلاط در فواصل زمانی مختلف (۶۰-۵ دقیقه)، نمونه‌برداری صورت گرفت و غلظت پیروکاتیکول باقی‌مانده پس از سانتریفوژ با سرعت ۵۳۰۰ دور در دقیقه به مدت ۵ دقیقه و صاف‌سازی به وسیله کاغذ صافی، با استفاده از دستگاه DR 5000™ UV-Vis و در طول موج ۲۷۵ نانومتر اندازه‌گیری شد.

به منظور بررسی تأثیر دوز جاذب طبیعی و اصلاح شده، نمونه‌های ۱۰۰ میلی‌لیتری با غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تهیه گردید و پس از افزودن مقادیر مختلفی از دوز جاذب (۱ تا ۵ گرم)، به مدت ۲۰ دقیقه همزده شدند و مطابق مراحل قبل، غلظت باقی‌مانده در آن‌ها اندازه‌گیری گردید. در هر مرحله ظرفیت جذب و راندمان با استفاده از رابطه ۱ تعیین شد (۱۶، ۸). در مرحله بعد، جهت تعیین تأثیر تغییرات غلظت پیروکاتیکول در میزان جذب به وسیله پامیس طبیعی و اصلاح شده، ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول پیروکاتیکول با غلظت‌های مختلف (۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم در لیتر) و pH = ۳ و مقدار جاذب ۳ گرم، تهیه گردید و با سرعت ۲۵۰ دور در دقیقه در دمای اتاق با استفاده از دستگاه همزن مغناطیسی در زمان‌های مختلف همزده شد و باقی‌مانده آن با استفاده از رابطه ۱ اندازه‌گیری شد.

$$E(\%) = \frac{(C_0 - C_e)}{C_e} \times 100$$ رابطه ۱

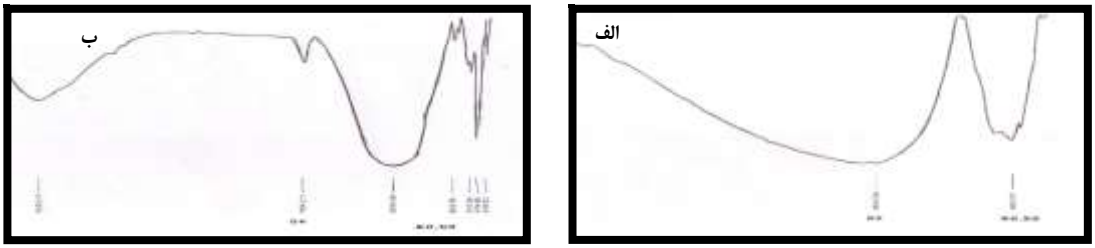
در رابطه ۱، C_0 غلظت اولیه پیروکاتیکول (میلی‌گرم بر لیتر)، C_e غلظت پیروکاتیکول بعد از برقراری تعادل (میلی‌گرم بر لیتر) و E راندمان حذف (درصد) می‌باشد.

بعد از تعیین زمان تماس مناسب، دوز جاذب و pH، مشخصه‌های مرتبط با ایزوترم جذب آلاینده بر روی جاذب تعیین و میزان انطباق داده‌های تجربی تعادل جذب با مدل‌های ایزوترم جذب Langmuir و Freundlich بررسی و ضریب رگرسیون (R^2) با مدل‌های برازش شده مقایسه گردید.

مقدار ۱۰۰ میلی‌لیتر از نمونه با غلظت‌های مختلف (۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) و pH = ۳ و دوز جاذب ۳ گرم تهیه شد و پس از زمان تماس ۱۲ ساعت، غلظت باقی‌مانده اندازه‌گیری گردید. به منظور تعیین ایزوترم جذب، شکل خطی مدل‌های ایزوترم Langmuir و Freundlich مورد استفاده قرار گرفت.

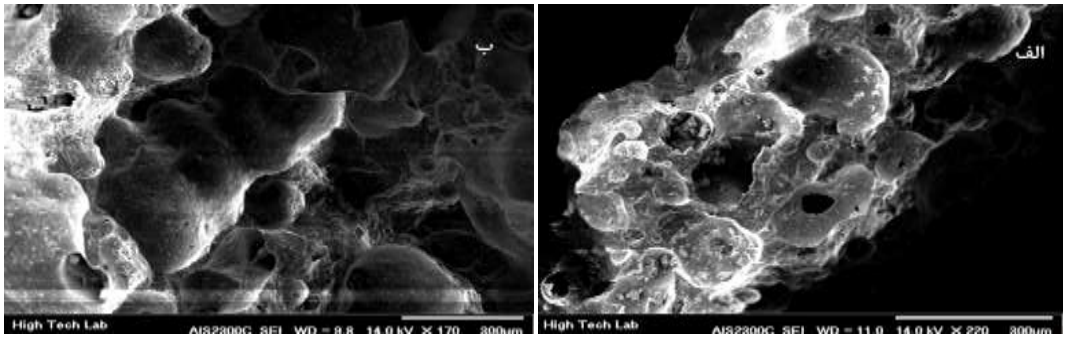
یافته‌ها

داده‌های مربوط به تعیین گروه‌های عاملی جاذب طبیعی و اصلاح شده با استفاده از FTIR در شکل ۱ ارایه شده است.



شکل ۱. طیف‌سنجی FTIR (Fourier transform infrared spectroscopy) با استفاده از پامیس طبیعی (الف) و پامیس اصلاح شده (ب)

www.mui.ac.ir
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]



شکل ۲. نمای SEM (Scanning electron microscope) پامیس قبل از اصلاح (الف) و بعد از اصلاح (ب) (با بزرگنمایی ۳۰۰)

در شکل ۲، نمای SEM جاذب قبل و بعد از اصلاح نشان داده شده است.

تخلخل در پامیس اصلاح شده افزایش یافت که حاکی از افزایش تعداد سایت‌های جذب روی جاذب می‌باشد. در شکل ۳ تصویر SEM جاذب طبیعی و اصلاح شده بعد از جذب آلاینده نشان داده شده است.

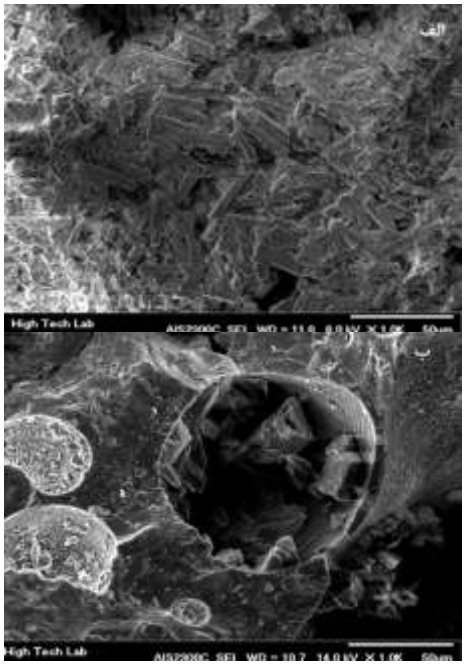
همان‌گونه که در شکل ۳ مشخص گردید، بعد از جذب، همچنان سطح جاذب اصلاح شده متخلخل بود و جاذب طبیعی اشباع شد. اثر pH بر راندمان و ظرفیت جذب در جذب پیروکاتیکول با پامیس طبیعی و اصلاح شده در شکل ۴ ارایه شده است.

برای پامیس طبیعی و اصلاح شده، با افزایش pH از ۳ به ۹، راندمان حذف کاهش یافت و بیشترین و کمترین راندمان حذف به ترتیب برای pH برابر با ۳ و ۹ بود.

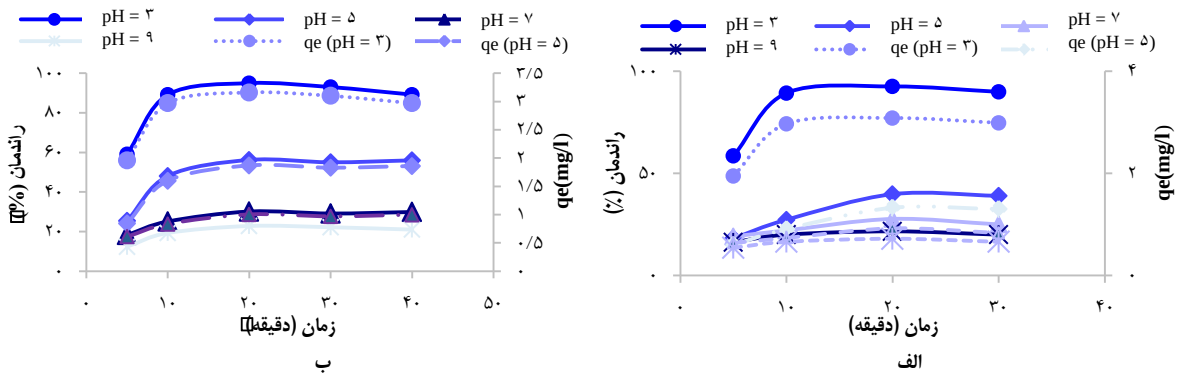
تأثیر غلظت اولیه پیروکاتیکول و دوز جاذب بر راندمان حذف و ظرفیت جذب با پامیس طبیعی و اصلاح شده در شکل‌های ۵ و ۶ آمده است.

مدل‌های ایزوترم Langmuir و Freundlich برای پامیس طبیعی و اصلاح شده در شکل ۷ نشان داده شده است.

بررسی ایزوترم‌ها نشان داد که در ایزوترم Langmuir برای پامیس طبیعی و پامیس اصلاح شده به ترتیب R^2 = ۰/۹۷۴ و R^2 = ۰/۹۹۸ و در مدل Freundlich نیز برای پامیس طبیعی و پامیس اصلاح شده به ترتیب R^2 = ۰/۹۶۶ و R^2 = ۰/۹۸۷ به دست آمد. نتایج مطالعات سینتیکی شبه درجه یک و شبه درجه دوم برای پامیس طبیعی و اصلاح شده در شکل ۸ ارایه شده است.

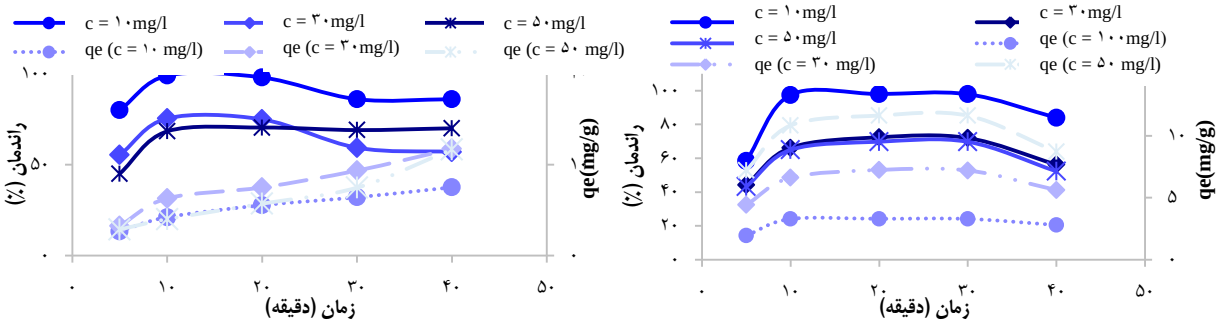


شکل ۳. نمای SEM (Scanning electron microscope) پامیس طبیعی (الف) و اصلاح شده (ب) بعد از جذب آلاینده



شکل ۴. تأثیر pH و زمان تماس بر راندمان و ظرفیت جذب با استفاده از پامیس طبیعی (الف) و پامیس اصلاح شده (ب) (دوز جاذب ۳۰ گرم در لیتر و غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر)

www.mui.ac.ir
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]



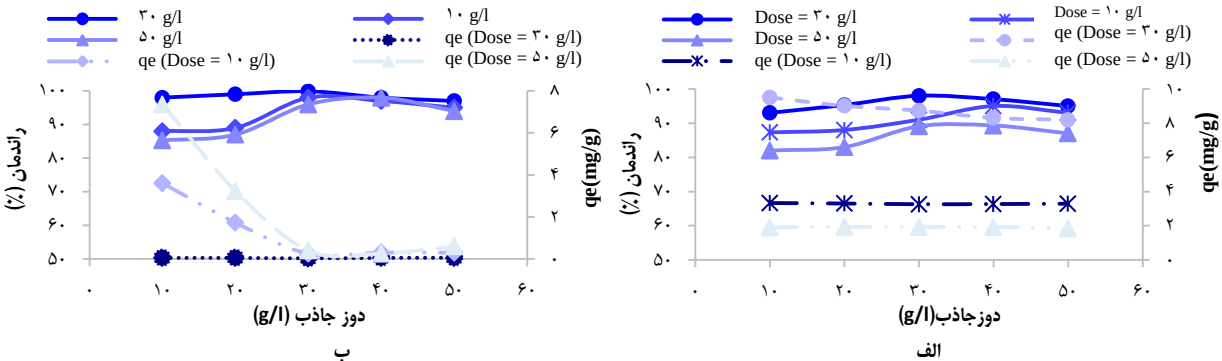
شکل ۵. تأثیر غلظت اولیه پیروکاتیکول بر راندمان و ظرفیت جذب با استفاده از پامیس طبیعی (الف) و پامیس اصلاح شده (ب) (دوز جاذب ۳۰ گرم در لیتر و pH = ۳)

بحث

بررسی خصوصیات جاذب: نتایج حاصل از طیف‌های FTIR جاذب پامیس (طبیعی و اصلاح شده) نشان داد که جاذب مورد استفاده دارای گروه‌های عاملی OH، Si-O، Al-O و Al-O-Si می‌باشد که پتانسیل این جاذب را برای جذب ترکیبات آلاینده افزایش می‌دهد. پیک‌های بین cm^{-1} ۴۰۰-۵۰۰ مربوط به شکل خمیدگی باندهای گروه‌های Si-O و Al-O و محدوده باند cm^{-1} ۱۰۴۳ به ارتعاش ممتد مربوط به باندهای Si-O و Al-O است. همچنین، پیک‌های محدوده cm^{-1} ۱۶۴۰ به باند گروه‌های O-H مربوط می‌باشد. با توجه به پیک‌های FTIR، مشاهده می‌شود که باندهای مربوط به Si-O و Al-O در پامیس اصلاح شده بیشتر است و تغییر شدت پراکنش در محدوده طول موج cm^{-1} در مورد پامیس اصلاح شده، بیانگر افزودن برخی گروه‌های عاملی روی جاذب می‌باشد (۱۶).

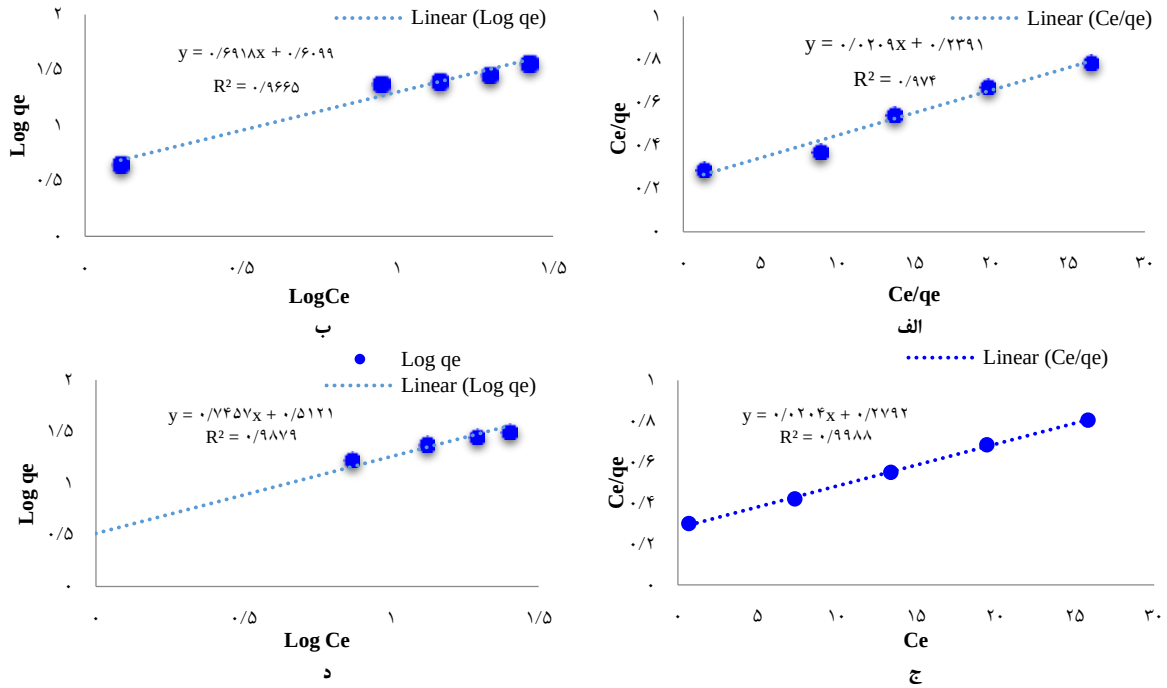
نتایج به دست آمده از تصویر SEM حاکی از آن بود که سطح جاذب پس از اصلاح دارای سطح نامنظم و پرمنفذی نسبت به قبل از اصلاح می‌باشد و این امر نشان می‌دهد که اسید کلریدریک می‌تواند به عنوان اصلاح کننده برای جاذب به کار گرفته شود. نتایج حاصل از SEM برای جاذب طبیعی و اصلاح شده بعد از جذب نیز نشان داد که سطح جاذب طبیعی اشباع و اصلاح شده همچنان دارای منافذ و پر نشده است. رحمانی و همکاران (۱۹) نتایج مشابهی را گزارش نمودند.

بررسی تأثیر pH روی فرایند جذب: pH از شاخص‌های مهمی است که با اثر بر ساختار آلاینده و بار سطحی جاذب، در فرایند جذب تأثیر می‌گذارد (۱۶). نتایج به دست آمده نشان داد که با افزایش pH، راندمان جذب پیروکاتیکول کاهش می‌یابد؛ به طوری که بیشترین راندمان حذف در کمترین میزان pH (pH = ۳) به دست آمد. علت این پدیده می‌تواند ساختار آنیونی پیروکاتیکول باشد. نتایج حاصل از تحلیل آماری با استفاده از آزمون آنالیز واریانس جهت مقایسه میانگین در سطوح مختلف pH برای جاذب طبیعی و اصلاح شده، تفاوت معنی‌داری را بین سطح مختلف جذب نشان داد ($P < ۰/۰۰۱$). نتایج آزمون پسین حاکی از آن بود که در pHهای ۷ و ۹، بین میانگین حذف با استفاده از پامیس طبیعی ($P = ۰/۰۹۸$) و پامیس اصلاح شده ($P = ۰/۰۶۸$) تفاوت معنی‌داری وجود ندارد. نتایج مطالعات Batabyal و همکاران (۱۴)، Bousba و Hassen (۱۵)، رحمانی و همکاران (۱۹) و Almeida و Talens-Alesson (۲۰) نیز به نتایج مشابهی دست یافتند. Shakir و همکاران (۲۱) نتیجه متفاوتی را گزارش نمودند. آنان به این نتیجه رسیدند که راندمان جذب در pH قلیایی بیشتر بوده؛ به طوری که بیشترین راندمان در pH = ۹/۹ روی داده است؛ چرا که پیروکاتیکول بار منفی دارد و در محلول آبی به مقدار کمی اسیدی می‌شود و بار منفی آن با بار منفی جاذب، نیروی دافعه ایجاد کرده و جذب پایین بوده است، اما با اصلاح جاذب به وسیله سورفاکتانت که هم دارای گروه هیدروفیل و هم هیدروفوب می‌باشد، جذب افزایش می‌یابد (۲۱).



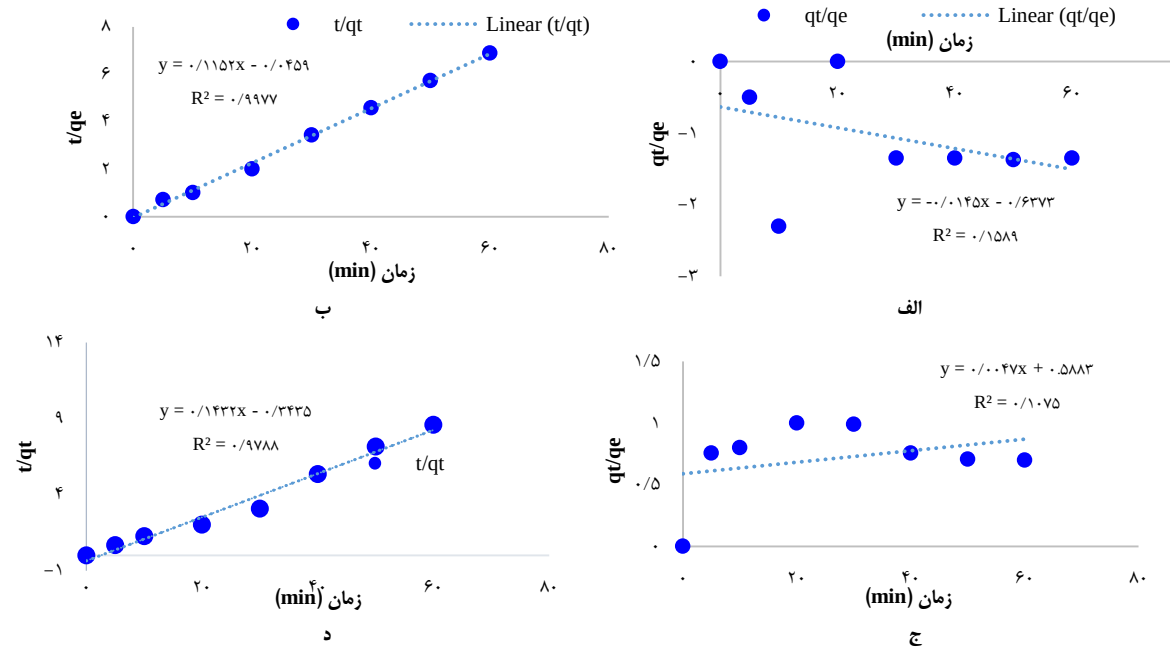
شکل ۶. تأثیر میزان دوز جاذب بر راندمان و ظرفیت جذب با استفاده از پامیس طبیعی (الف) و پامیس اصلاح شده (ب) (زمان = ۲۰ دقیقه با دوزهای مختلف جاذب و pH = ۳)

www.mui.ac.ir
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]



شکل ۷. ایزوترم Langmuir و Freundlich برای پامیس طبیعی (الف، ب) و ایزوترم Langmuir و Freundlich برای پامیس اصلاح شده (ج، د)

بررسی تأثیر غلظت اولیه پیروکاتیکول: بررسی تأثیر غلظت اولیه پیروکاتیکول نشان داد که راندمان جذب با افزایش غلظت اولیه برای پامیس طبیعی و اصلاح شده، کاهش یافت. علت این پدیده، پر شدن ظرفیت جذب و عدم کارایی آن در غلظت‌های بالاتر می‌باشد که موجب کاهش تعداد مکان‌های فعال جذب در سطح جاذب برای پیروکاتیکول می‌شود.



شکل ۸. مدل سینتیکی شبه درجه اول (الف) و شبه درجه دوم (ب) برای پامیس طبیعی و مدل سینتیکی شبه درجه اول (ج) و شبه درجه دوم (د) برای پامیس اصلاح شده

www.mui.ac.ir
[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]

آزمون آنالیز واریانس برای مقایسه میانگین‌ها در غلظت‌های مختلف، تفاوت معنی‌داری را بین غلظت‌های مختلف برای جاذب طبیعی و اصلاح شده نشان داد ($P < ۰/۰۰۱$). پژوهش‌های Liu و همکاران (۱) و Zheng و همکاران (۲) نیز نتایج مشابهی را گزارش نمودند.

بررسی تأثیر دوز جاذب: بررسی تأثیر دوز جاذب بر راندمان جذب نشان داد که با افزایش دوز جاذب، راندمان افزایش می‌یابد. با افزایش دوز جاذب، سایت‌های جذب به تعداد زیادی در دسترس می‌باشد و برخورد بین مولکول‌های پیروکاتیکول و جاذب افزایش پیدا می‌کند. این افزایش جذب پیروکاتیکول، در میزان جاذب حدود ۳ گرم به حالت تعادل می‌رسد و برای پامیس طبیعی و اصلاح شده افزایش راندمان مشاهده شد. افزایش جذب ممکن است در اثر افزایش مساحت سطحی فعال و مؤثر در جذب باشد. آزمون آنالیز واریانس برای مقایسه میانگین در سطوح مختلف دوز جاذب، تفاوت معنی‌داری را بین سطوح مختلف دوز جاذب برای پامیس طبیعی و اصلاح شده نشان داد ($P < ۰/۰۰۱$) که با نتایج تحقیقات Kumar و همکاران (۲۲) و Costa و همکاران (۲۳) همخوانی داشت.

بررسی ایزوترم‌های تعادلی جذب: بر اساس نتایج مطالعه حاضر، در ایزوترم Langmuir برای پامیس طبیعی و پامیس اصلاح شده به ترتیب $R^۲ = ۰/۹۷۴$ و $R^۲ = ۰/۹۹۸$ و در مدل Freundlich نیز برای پامیس طبیعی و پامیس اصلاح شده به ترتیب $R^۲ = ۰/۹۶۶$ و $R^۲ = ۰/۹۸۷$ به دست آمد و نتایج با مدل ایزوترم Langmuir مطابقت بیشتری داشته است. این نتایج با یافته‌های مطالعات Liu و همکاران (۱) و Shakir و همکاران (۲۱) مطابقت داشت. بررسی مدل‌های سینتیکی شبه درجه اول و شبه درجه دوم حاکی از آن بود که جذب به وسیله پامیس طبیعی و اصلاح شده با مدل سینتیکی شبه درجه دوم مشابهت بیشتری دارد. نتایج پژوهش‌های درخشان و همکاران (۲۴)، ضرابی و همکاران (۱۶) و Batabyal و همکاران (۱۴) نتایج مشابهی را گزارش کردند.

نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از مطالعه حاضر نشان داد که راندمان جذب پیروکاتیکول به وسیله پامیس طبیعی و اصلاح شده، با افزایش زمان تماس، کاهش غلظت اولیه و افزایش دوز جاذب، افزایش می‌یابد. حداکثر جذب پیروکاتیکول در $pH = ۳$ به دست آمد و جذب در زمان ۲۰ دقیقه به تعادل رسید. با اصلاح پامیس به وسیله اسید کلریدریک، میزان جذب افزایش یافت و این ماده می‌تواند برای اصلاح و افزایش کارایی جذب مورد استفاده قرار گیرد. جذب پیروکاتیکول بر روی پامیس از مدل ایزوترم Langmuir و مدل سینتیک شبه درجه دوم تبعیت می‌کند. با اصلاح پامیس، جذب افزایش می‌یابد، اما پامیس طبیعی نیز جذب مناسبی داشت و این جاذب می‌تواند گزینه مناسبی برای حذف پیروکاتیکول باشد. با توجه به دسترسی فراوان و ارزان بودن پامیس و پتانسیل مناسب آن در جذب پیروکاتیکول، می‌توان از پامیس در تصفیه فاضلاب حاوی پیروکاتیکول استفاده نمود.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از حمایت دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی لرستان و مرکز تحقیقات داروهای گیاهی رازی که در انجام پژوهش حاضر همکاری نمودند، تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

References

1. Liu Y, Gao M, Gu Z, Luo Z, Ye Y, Lu L. Comparison between the removal of phenol and catechol by modified montmorillonite with two novel hydroxyl-containing Gemini surfactants. J Hazard Mater 2014; 267: 71-80.
2. Zheng LT, Ryu GM, Kwon BM, Lee WH, Suk K. Anti-inflammatory effects of catechols in lipopolysaccharide-stimulated microglia cells: inhibition of microglial neurotoxicity. Eur J Pharmacol 2008; 588(1): 106-13.
3. Moreno-Pirajan JC, Blanco D, Giraldo L. Relation between the adsorbed quantity and the immersion enthalpy in catechol aqueous solutions on activated carbons. Int J Mol Sci 2012; 13(1): 44-55.
4. Khalafi L, Rafiee M, Shahbak M, Shirmohammadi H. Kinetic study of the oxidation of catechols in the presence of N-Methylaniline. J Chem 2013; 2013: 497515.
5. Moussavi G, Aghapour AA, Yaghmaeian K. The degradation and mineralization of catechol using ozonation catalyzed with MgO/GAC composite in a fluidized bed reactor. Chem Eng J 2014; 249: 302-10.
6. Aghapour AA, Moussavi G, Yaghmaeian K. Investigating the performance of a novel cyclic rotating-bed biological reactor compared with a sequencing continuous-inflow reactor for biodegradation of catechol in wastewater. Bioresour Technol 2013; 138: 369-72.
7. Kumar A, Kumar S, Kumar S. Biodegradation kinetics of phenol and catechol using Pseudomonas putida MTCC 1194. Biochem Eng J 2005; 22(2): 151-9.
8. RigoI M, AlegreII RM, Mazile Vidal BezerraI JR, CoelhoI N, Bastos G. Catechol biodegradation kinetics using Candida parapsilopsis. Braz Arch Biol Technol 2010; 53(2): 481-6.
9. Subramanyam R, Mishra IM. Biodegradation of catechol (2-hydroxy phenol) bearing wastewater in an UASB reactor. Chemosphere 2007; 69(5): 816-24.
10. Moussavi G, Barikbin B, Mahmoudi M. The removal of high concentrations of phenol from saline wastewater using aerobic granular SBR. Chem Eng J 2010; 158(3): 498-504.
11. Collins G, Foy C, McHugh S, Mahony T, OFlaherty V. Anaerobic biological treatment of phenolic wastewater at 15–18 °C. Water Research 2005; 39(8): 1614-20.
12. Ahmaruzzaman M. Adsorption of phenolic compounds on low-cost adsorbents: A review. Adv Colloid Interface Sci 2008; 143(1-2): 48-67.
13. Rahmani A, Asgari G, Barjasteh Asgari F, Hedayati Kamran E, Alijani F. Investigation of phenol removal from aqueous solutions using copper-impregnated pumice. Sci J Hamadan Univ Med Sci 2011; 17(4): 50-6. [In Persian].

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]

14. Batabyal D, Sahu A, Chaudhuri SK. Kinetics and mechanism of removal of 2, 4-dimethyl phenol from aqueous solutions with coal fly ash. Separ Technol 1995; 5(4): 179-86.
15. Bousba S, Hassen A. Removal of phenol from water by adsorption onto sewage sludge based adsorbent. Chem Eng Trans 2014; 40: 235-40.
16. Zarrabi M, Samarghandi MR, Noori Sepehr M, Mohammadi Kalhori E, Noroozi M, Jafari SJ, et al. Potential Use of Pumice Stone Modified by HCl for Treatment of Textile Wastewater. J Health 2011; 2(1): 19-30. [In Persian].
17. Hameed BH, Rahman AA. Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption onto activated carbon prepared from biomass material. J Hazard Mater 2008; 160(2-3): 576-81.
18. Ahmed MJ, Theydan SK. Equilibrium isotherms, kinetics and thermodynamics studies of phenolic compounds adsorption on palm-tree fruit stones. Ecotoxicol Environ Saf 2012; 84: 39-45.
19. Rahmani A, Abbassi M, Kashitarash Isfahani Z. Investigating iron removal from water by using of pumice stone. Journal of Water & Wastewater 2011; 22(78): 39-45. [In Persian].
20. Almeida TD, Talens-Alesson FI. Removal of phenylamine and catechol by adsorptive micellar flocculation. Colloids Surf A Physicochem Eng Asp 2006; 279(13): 28-33.
21. Shakir K, Ghoneimy HF, Elkafrawy AF, Beheir S, Refaat M. Removal of catechol from aqueous solutions by adsorption onto organophilic-bentonite. J Hazard Mater 2008; 150(3): 765-73.
22. Kumar A, Kumar S, Kumar S. Adsorption of resorcinol and catechol on granular activated carbon: Equilibrium and kinetics. Carbon 2003; 41(15): 3015-25.
23. Costa TD, Rogez H, da Silva Pena R. Adsorption capacity of phenolic compounds onto cellulose and xylan. Food Sci Technol (Campinas) 2015; 35(2): 314-20.
24. Derakhshan Z, Baghapour MA, Ranjbar M, Faramarzian M. Adsorption of methylene blue dye from aqueous solutions by modified pumice stone: kinetics and equilibrium studies. Health Scope 2013; 2(3): 136-44.

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]

DOI: *10.22122/jhsr.v12i4.2450* *Published by Vesnu Publications*

Journal of Health System Research Received: 10.05.2015

Vol. 12, No. 4, Winter 2017 Accepted: 29.11.2015

Study of Pyrocatechol Absorption Efficiency from Aqueous Solutions Using Pumice (Natural and Modified with Hydrochloric Acid)

Parvin Mostafaei[1], Hatam Godini[2], Edriss Housainzadeh[3], Sedegheh Saaedi[4], Fatemeh Taheri[1]

Original Article

Abstract

Background: Pyrocatechol in aquatic environment can be hazardous for living organisms and humans. Therefore, its elimination and prevention of its emission into the environment is very important. The purpose of this study was to evaluate the efficiency of pyrocatechol absorption from aqueous solutions using pumice (natural and modified with hydrochloric acid).

Methods: In this experimental study, pumice with Mesh 20-40 was used as adsorbent in 250 ml Erlyens as batch. The effects of the absorption parameters such as pH, contact time, adsorbent dosage, and the initial pyrocatechol concentration on adsorption were evaluated. Results were evaluated with Langmuir and Freundlich isoterms and first order and pseudo-second order kinetics.

Findings: The maximum absorption was obtained at the adsorption rate of over 90% for natural pumice and higher than 98% for pumice modified with hydrochloric acid, for 10 mg/l initial pyrocatechol concentration. The results showed that the adsorption by natural and modified pumice was increased with increasing contact time and adsorbent dose and reached equilibrium at 20 minutes. The adsorption of pyrocatechol by natural and modified pumice corresponded better with Langmuir isotherm model (for natural pumice R^2 = 0.974 and for modified pumice R^2 = 0.9988). In addition, the adsorption of pyrocatechol by natural and modified pumice clearly followed the pseudo-second order reaction (for natural pumice R^2 = 0.9977 and for modified pumice R^2 = 0.9788).

Conclusion: Pumice, due to its abundance, especially in Iranian mines, and low cost, can be used as adsorbent in pyrocatechol removal from wastewater. Therefore, pyrocatechol modification with chloric acid can be used as a suitable method for increased adsorption of pyrocatechol by pumice.

Keywords: Water solutions, Pyrocatechol, Adsorption, Pumice

Citation: Mostafaei P, Godini H, Housainzadeh E, Saaedi S, Taheri F. **Study of Pyrocatechol Absorption Efficiency from Aqueous Solutions Using Pumice (Natural and Modified with Hydrochloric Acid).** J Health Syst Res 2017; 12(4): 434-41.

1- Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Lorestan University of Medical Sciences, Khorramabad, Iran
2- Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Alborz University of Medical Sciences, Karaj, Iran
3- Department of Environmental Health Engineering, School of Medicine, Tarbiat Modarres University, Tehran AND Young Researchers and Elite Club, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran
4- Sama Technical and Vocational Training College, Izeh Branch, Islamic Azad University, Izeh, Iran
Corresponding Author: Hatam Godini, Email: godini_h@yahoo.com

[Downloaded from hsr.mui.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.22122/jhsr.v12i4.2450]