

MAGNESIUM OXIDE NANOPARTICLES EFFICIENCY IN PHENOL REMOVAL

Investigation of magnesium oxide nanoparticles Efficiency in PHenol removal from aquatic solution

Hossein Kamani

Associated Prof., Dept. of Environmental Health, Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Sciences Zahedan, Zahedan, Iran

Ayat hossein panahi

* MSc in Environmental Health, Student Research Committee, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Zahedan, Iran (Corresponding Author).
E-mail: ayatpanahi@yahoo.com

mohamad havangi

MSc in Environmental Health, Student Research Committee, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Zahedan, Iran

ReCeived: 2018/01/05

AcCepted: 2018/03/18

ABSTRACT

Background and Objectives: PHenol is one of most common organic pollutants in aqueous environments. PHenol presence in the environment can make some health problems such as carcinogenesis, abnormality of heartbeat, etc for humans and poisonous problems for other organisms. Therefore, this pollutant must be removed from polluted effluents to prevent water pollution. Using nanoparticles in adsorption processes is considered as an effective method for contaminants removal. The aim of this study was to investigate the efficiency of magnesium oxide nanoparticles in pHenol removal from aqueous solutions.

Materials and Methods: In this research, nanoparticles of magnesium oxide were used with size of 43 nm. After the preparation of pHenol stock solution, effects of pH (3- 5- 7- 9- 11), contact time (10, 30, 60, 90, and 120 min), MgO dosage (20, 40, 60, 80 and 100 mg/L) and initial concentration of pHenol (25, 50, 75 and 100 mg/L) were investigated.

Results: Results indicated that the removal efficiency increased with increasing pH, contact time, MgO dosage to a certain range and decreasing initial concentration. Such that the maximum efficiency was equal to 81% in the pH of about 11, initial concentration of 50 mg/L, MgO dosage of 80 mg/L and contact time of 60 min. It was found that adsorption kinetics and equilibrium data follow a pseudo-second-order kinetics model and a Langmuir isotherm model respectively.

Conclusion: This study showed that the magnesium oxide nanoparticles have the ability to remove the pHenol and can be used effectively in removing pHenol from aqueous solution

Document Type: Research article

Keyword: Adsorption, PHenol, Nano practical MgO, Aqueous solution

► **Citation:** Kamani H, Panahi H, Havangi M. Efficiency magnesium oxide nanoparticles in PHenol removal from aquatic solution. *Iranian Journal of Research in Environmental Health*. Winter 2018;3 (4) : 267-275.

بررسی کارایی نانوذرات اکسید منیزیم در حذف فنل از محیط‌های آبی

چکیده

زمینه و هدف: فنل، یکی از رایج‌ترین آلاینده‌های آلی در محیط‌های آبی است. حضور فنل در محیط باعث مشکلات بهداشتی چون سرطان‌زایی، ضربان نامنظم قلب و ... در انسان و سایر موجودات می‌شوند. در نتیجه باید نسبت به حذف آن اقداماتی انجام شود. فرآیند جذب توسط نانوذرات، یکی از روش‌های مؤثر در حذف آلاینده‌هاست. مطالعه حاضر با هدف بررسی کارایی نانوذرات اکسید منیزیم در حذف فنل از محلول‌های آبی انجام شد.

مواد و روش‌ها: در این پژوهش از نانوذرات اکسید منیزیم با اندازه ۴۳ nm استفاده شد. پس از تهیه محلول استوک فنل، اثر پارامترهای pH (۳، ۵، ۷، ۹، ۱۱)، زمان تماس (۱۰، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰)، دوز جذب (۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰ و ۱۰۰) و غلظت اولیه (۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰) فنل مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که با افزایش pH، زمان تماس و دوز جذب تا یک محدوده خاص و کاهش غلظت اولیه، راندمان حذف افزایش یافت؛ به طوری که در pH حدود ۱۱، غلظت اولیه ۵۰ mg/L، دوز جذب ۸۰ mg/L و زمان تماس ۶۰ min راندمانی برابر ۸۱ درصد داشت. داده‌های جذب فنل بر نانوذرات اکسید منیزیم از ایزوترم Langmuir و سینتیک pseudo-second order پیروی می‌کنند. **نتیجه‌گیری:** نانوذرات اکسید منیزیم قابلیت تقریباً بالایی در حذف فنل دارد و می‌توان از آن به‌عنوان جاذب در حذف فنل از محیط‌های آبی حاوی فنل استفاده کرد.

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

کلیدواژه‌ها: جذب، فنل، محیط‌های آبی، نانوذرات اکسید منیزیم

حسین کمانی

استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران.

آیت حسین پناهی

* کارشناس ارشد بهداشت محیط، کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران.

ایمیل نویسنده مسئول:

ayatpanahi@yahoo.com

سمیه طالبی

کارشناس ارشد بهداشت محیط، کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران.

محمد هاونگی

کارشناس ارشد بهداشت محیط، کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران.

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۰/۲۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۱۲/۲۷

◀ **استناد:** کمانی ح، حسین پناهی آ، طالبی س، هاونگی م. بررسی کارایی نانوذرات اکسید منیزیم در حذف فنل از محیط‌های آبی. *فصلنامه پژوهش در بهداشت محیط*. زمستان ۱۳۹۶؛ ۳(۴): ۲۶۷-۲۷۵.

امروزه آلودگی منابع آب با انواع آلاینده‌های آلی و غیر آلی، مهم‌ترین مسئله و عامل نگرانی مسئولین امور تصفیه آب می‌باشد (۱ و ۲). در بین آلاینده‌های آلی، فنل و مشتقات آن متداول‌ترین آلاینده‌هایی بوده که وجود آنها در غلظت‌های کم باعث عدم استفاده از منابع آبی می‌شود (۳). فنل با فرمول شیمیایی C_6H_6O یک هیدروکربن آروماتیک از مشتقات بنزن بوده و به‌طور سالانه حدود ۶ میلیون تن در سراسر جهان تولید می‌شود (۴). این ترکیب حلالیت بالایی در آب داشته و سمی بوده و از طریق پساب صنایع نظیر کارخانجات رزین‌سازی، پتروشیمی، پالایشگاه‌های نفت، پلاستیک، چرم‌سازی، داروسازی، صنعت فولاد و آفت‌کش‌ها وارد محیط می‌شوند (۵ و ۶). فنل به‌صورت مصنوعی در اثر حرارت دادن سولفات بنزن سدیمی آب‌دار و به صورت طبیعی از قطران زغال‌سنگ و تقطیر بنزین تولید می‌شود (۷). اثرات بهداشتی در اثر مواجهه با فنل به مدت زمان تماس و میزان جذب شده بستگی دارد که این اثرات از تحریک، سوزش و سوختگی‌های پوستی شروع شده و تا مسمومیت‌های سیستماتیک همراه با کاهش فشارخون، افزایش ضربان قلب و کما متغیر است (۸). همچنین فنل موجود در منابع آبی می‌تواند سبب شکل‌گیری ترکیبات جانبی فرآیندهای گندزدایی و اکسیداسیون شود (۴). فنل و ترکیبات آن به علت تجزیه‌پذیری کم بیولوژیکی و سمیت بالا، می‌تواند باعث تخریب پروتئین بافت‌ها، از کار افتادگی سیستم اعصاب مرکزی، آسیب به کلیه، کبد و پانکراس شود (۹ و ۱۰). آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA) حد مجاز تخلیه پساب‌های حاوی فنل را 1 mg/L توصیه کرده است (۱۱). سازمان جهانی بهداشت نیز حد مجاز فنل را در آب آشامیدنی را 0.01 mg/L تعیین کرده است (۱۲).

بنابراین به منظور حفظ و کنترل سلامت انسان و محیط در مقابل اثرات مضر فنل، لازم است فاضلاب‌های حاوی این ترکیبات قبل از تخلیه به محیط تصفیه شوند (۱۳). از روش‌های مورد استفاده برای حذف ترکیبات آلی می‌توان به فرآیندهای

بیولوژیکی، اکسیداسیون شیمیایی و روش‌های فیزیکی اشاره کرد. در روش‌های بیولوژیکی به علت حلقه‌های پایدار بنزنی و سمیت این ترکیبات، معمولاً راندمان حذف ۲۰-۱۰ می‌باشد. روش‌های اکسیداسیون شیمیایی با ایجاد رادیکال‌های آزاد هیدروکسید باعث تخریب آلاینده می‌شود، اما این روش‌ها پرهزینه هستند. فرآیند جذب که یک روش فیزیکی بوده، دارای مزایایی چون هزینه اولیه کم، استفاده مجدد جاذب، غیر حساس بودن به ترکیبات سمی و عدم تشکیل رادیکال‌های آزاد می‌باشد (۱۴ و ۱۵). از میان جاذب‌ها، کربن فعال رایج‌ترین نوع جاذب بوده، اما معایب اصلی آن هزینه بالای تصفیه و تولید آن است (۱۶ و ۱۷). امروزه محققان بر استفاده از جاذب‌های ارزان با ظرفیت جذب بالاتر تمرکز کردند و اخیراً بیشترین توجهات بر نانوتکنولوژی بوده، چون ذرات نانو به دلیل داشتن اندازه کوچک، سطح مقطع زیاد، نظم شبکه‌ای منحصر به فرد و واکنش‌پذیری زیاد، برای حذف و کاهش آلاینده‌ها استفاده می‌شوند (۱۸ و ۱۹). نانوذرات اکسید منیزیم، یکی از مرغوب‌ترین نانوذرات بوده که به‌عنوان جاذب برای جذب آلاینده‌های آلی و معدنی استفاده می‌شود (۲۰ و ۲۱). این نانوذرات دارای خاصیت قلیایی بوده و با داشتن اندازه کریستال‌های ریز، واکنش‌پذیری سطحی و ظرفیت جذب بالا، سهولت و هزینه پایین در تولید این مواد معدنی که به وفور یافت می‌شوند، مساحت سطح بالای نانوذرات و وجود سایت‌های فعال به‌طور گسترده جهت فرآیند جذب مورد استفاده قرار می‌گیرند (۲۲، ۲۳)، لذا در این پژوهش از نانوذرات اکسید منیزیم به‌عنوان جاذب جهت حذف فنل استفاده شد و اثر پارامترهای مختلف مانند pH، دوز جاذب، غلظت اولیه فنل و زمان تماس مورد آزمایش قرار گرفت.

روش کار

این مطالعه تجربی-آزمایشگاهی بوده و به صورت ناپیوسته انجام گرفت. به منظور انجام آزمایشات، ابتدا محلول ذخیره با غلظت 1000 mg/L فنل تهیه شد و از این محلول برای ساخت

میزان باقی مانده فنل اندازه گیری شد و با توجه به راندمان حذف بهینه، دوز جاذب نیز به دست آمد و به همین شیوه، بهینه تمام پارامترها به دست آمد.

در تمام مراحل ظرفیت جذب با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

$$v = qt \frac{(c_0 - ct)}{w} \quad \text{رابطه (۱)}$$

در این رابطه qt مقدار ماده جذب شده به ازای واحد جرم جاذب در هر زمان (mg/g) ، c_0 غلظت اولیه فنل (mg/L) ، ct غلظت فنل در محلول بعد از جذب در زمان t (mg/L) حجم محلول (L) و w جرم جاذب (g) است.

تعیین ایزوترم جذب:

برای تعیین ارتباط بین مقدار فنل جذب شده و غلظت تعادلی آن در محلول از مدل های ایزوترم جذب لانگمویر و فروندلیچ استفاده شد. جهت این کار مقدار مشخصی از محلول فنل با غلظت های مختلف $(۲۰ تا ۱۰۰ \text{ mg/L})$ ، pH اولیه ۱۱ در تماس با mg/L ۸۰ جاذب قرار داده شد و در نهایت پس از گذشت زمان تماس، غلظت فنل سنجیده شد و معادلات خطی این مدل ها به صورت زیر است.

رابطه ۲

$$\text{مدل لانگمویر} = \frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}} \left(\frac{1}{KL} + \frac{1}{q_{\max}} \right) \left(\frac{1}{C_e} \right)$$

رابطه ۳

$$\text{مدل فروندلیچ} = \log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

در این معادلات q_e مقدار ماده جذب شده به ازای واحد جرم جاذب در شرایط تعادل (mg/g) ، C_e غلظت تعادلی ماده حل شدنی در محلول بعد از جذب (mg/L) ، q_{\max} حداکثر ظرفیت جذب (mg/g) و KL ثابت لانگمویر (mg/l) بوده که از رسم مقادیر $1/C_e$ در مقابل مقادیر $1/q_e$ به دست می آید. K_f و $1/n$ نیز ثابت های فروندلیچ بوده که از رسم مقادیر $\log q_e$ در مقابل مقادیر $\log C_e$ حاصل می شود.

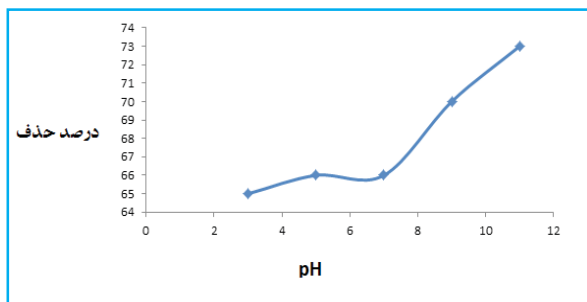
غلظت های مورد نیاز استفاده شد. برای تنظیم pH از pH متر مدل MTT ۶۵، اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید استفاده شد. جهت سنجش غلظت باقی مانده فنل از معرف های فروسیانید پتاسیم و ۴-آمینوآنتی پیرین و دستگاه اسپکتروفتومتر LUV-۱۰۰ در طول موج 500 nm استفاده شد. در این پژوهش نانوذرات اکسید منیزیم از شرکت سیگما آلدیج و بقیه مواد شیمیایی از شرکت مرک آلمان تهیه شد. جهت بررسی مشخصات جاذب، مقداری از این نانوذرات برای آنالیز XRD و SEM استفاده شد. در این مطالعه اثر pH (۳، ۵، ۷، ۹، ۱۱)، دوز جاذب (۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰ و 100 mg/L)، غلظت اولیه فنل (۲۵، ۵۰، ۷۵ و mg/L)، زمان تماس (۱۰، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و 120 min) و دمای واکنش (۲۰، ۲۵، ۳۰ و 35°C) بر فرآیند جذب سطحی فنل با نانوذرات اکسید منیزیم مطالعه شد.

روش

بخش اصلی آزمایشات با ثابت نگه داشتن عوامل مختلف و تغییر یک عامل و بررسی اثر تغییرات انجام شده بر کارایی سیستم مورد مطالعه قرار گرفت. ابتدا نقش متغیر pH مورد بررسی قرار گرفت؛ به این صورت که ۵ نمونه فنل با حجم های 100 mL و غلظت های اولیه یکسان 50 mg/L تهیه شد، سپس pH نمونه ها روی ۳، ۵، ۷، ۹ و ۱۱ تنظیم و به هر کدام از نمونه ها مقدار مشخص جاذب (60 mg/L) اضافه شد و نمونه ها روی شیکر با دور مشخص ۲۰۰ دور در دقیقه قرار گرفت بعد از طی زمان تماس 60 min نمونه ها را برداشته و با استفاده از فرآیند صاف سازی توسط فیلترهای سرسنگی PTFE (Poly tetra fluoro ethylene)، نانوذرات اکسید منیزیم موجود در نمونه جداسازی شد و این نمونه ها جهت سنجش مقدار فنل باقی مانده مورد استفاده قرار گرفت و در نهایت، آن مقدار pH که بیشترین مقدار حذف فنل را داشت، به عنوان pH بهینه انتخاب شد. در مرحله بعد pH بهینه به دست آمده، دوز جاذب (20 ، 40 ، 60 ، 80 و 100) متغیر بوده و پارامترهای دیگر ثابت قرار گرفت. بعد از گذشت زمان مورد نظر،

تأثیر pH بر حذف فنل:

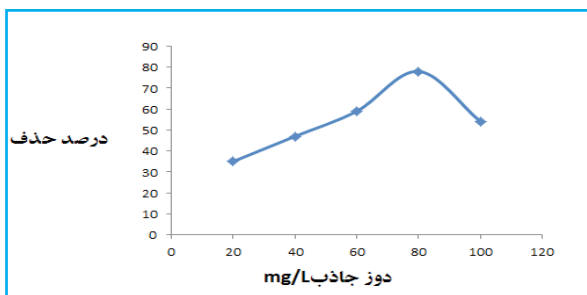
نمودار ۱ تغییرات pH را بر راندمان حذف فنل توسط نانوذرات اکسید منیزیم در زمان تماس ۶۰ min، غلظت اولیه ۵۰ mg/L و دوز جاذب برابر ۰/۰۶ mg/L نشان می‌دهد. بررسی این نمودار نشان داد که با افزایش pH از مقدار ۹ به بالا، راندمان حذف فنل بالا رفت؛ به طوری که در pH برابر ۱۱، به مقدار ۷۳ درصد رسید و از طرف دیگر با کاهش pH از مقدار ۹ به پایین، راندمان کمتر شد.



نمودار ۱. اثر pH بر راندمان حذف فنل (زمان تماس ۶۰ min، دوز جاذب ۰/۰۶ mg/L، غلظت اولیه ۵۰ mg/L)

تأثیر دوز جاذب بر حذف فنل:

نمودار ۲ تغییرات دوز جاذب را بر راندمان حذف فنل توسط نانوذرات اکسید منیزیم در زمان تماس ۶۰ min، مقدار pH برابر ۱۱ و غلظت اولیه ۵۰ mg/L نشان می‌دهد. تحلیل این نمودار نشان داد که با افزایش دوز جاذب از ۲۰ mg/L به مقدار ۸۰ mg/L، ظرفیت جذب و به تبع آن راندمان افزایش یافت، اما برخلاف تصور، با افزایش دوز جاذب از مقدار ۸۰ mg/L به مقدار ۱۰۰ mg/L، راندمان حذف فنل کاهش یافت.

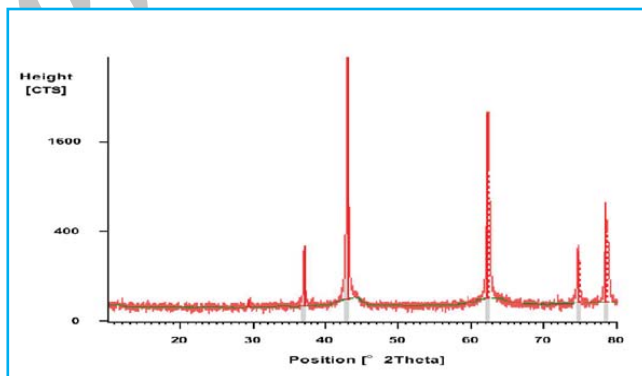


نمودار ۲. اثر دوز جاذب بر راندمان حذف فنل (pH برابر ۱۱، زمان تماس ۶۰ min، غلظت اولیه ۵۰ mg/L)

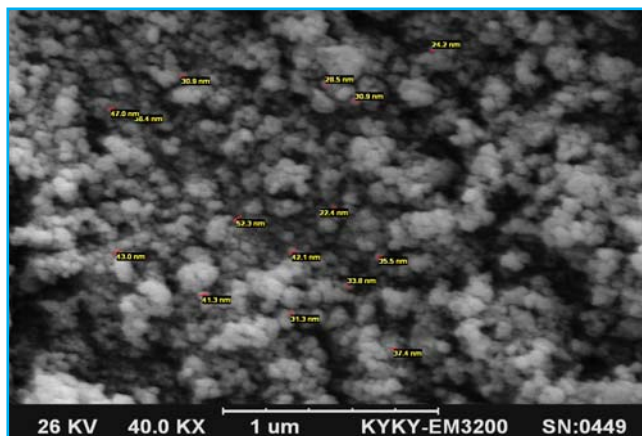
یافته‌ها

خصوصیات جاذب:

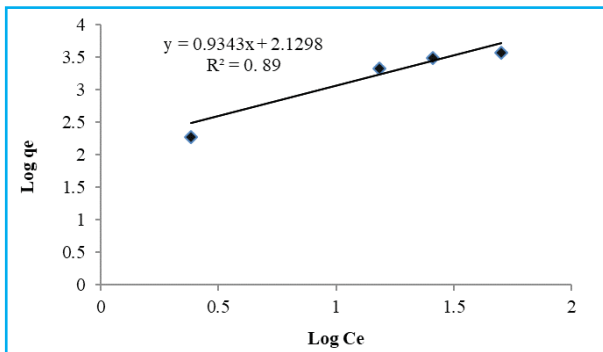
شکل ۱ الگوی XRD این نانوذرات را نشان می‌دهد. تصاویر XRD به دست آمده از سطح نانوذرات اکسید منیزیم و پیک‌های تند مشاهده شده در زوایای 2θ در محدوده ۴۴ و ۶۲، نشان‌دهنده تشکیل کریستال‌های خوب در حین تشکیل نانوذرات و همچنین نشان‌دهنده اندازه کریستالیت خیلی ریز در نانوذرات تولید شده است. این الگو با نتایج سایر محققین مطابقت داشت. شکل ۲ نیز آنالیز SEM را برای نانوذرات اکسید منیزیم نشان می‌دهد که مطابق این آنالیز مشخص شد نانوذرات اکسید منیزیم به صورت یک شبکه لانه زنبوری با ساختارهای مکعبی شکل متراکم شده و تخلخل بالا بوده است و همچنین بیانگر اندازه نانومتری ذرات تشکیل شده است.



شکل ۱. الگوی XRD نانوذرات اکسید منیزیم



شکل ۲. آنالیز SEM نانوذرات اکسید منیزیم



نمودار ۵. ایزوترم جذب فروندلیچ

جدول ۱. پارامترهای ایزوترم جذب فنل توسط نانوذرات اکسید منیزیم

R2	توصیف مدل‌های ایزوترمی		ایزوترم‌های جذب
	مقدار ثابت‌های ایزوترمی	ثابت‌های ایزوترمی	
۰/۹۲	۰/۰۲۵۷	KL	مدل لانگمویر
	۱۳/۷۴	qmax	
۰/۸۹	۲/۲۷	Kf	مدل فروندلیچ
	۰/۴۹	$\frac{1}{n}$	

جدول ۲. پارامترهای سینتیک جذب فنل توسط نانوذرات اکسید منیزیم

غلظت اولیه $q_e \text{ exp}$						
سینتیک درجه دوم کاذب		سینتیک درجه اول کاذب		(mg/L)		
R2	K1(min-1)	mg/g	R2	mg/g	K1(min-1)	
۰/۹۶	۰/۵۲۱	۹/۲۱	۰/۸۱	۰/۰۸۹	۳/۳۷	۹/۱۱
۰/۹۸	۰/۱۶۵	۱۰/۸۶	۰/۹۰	۰/۱۱۳	۶/۸۱	۱۰/۶۷
۰/۹۹	۰/۰۶۲	۱۴/۷۹	۰/۹۳	۰/۰۶۸	۹/۷	۱۴/۳۹
۰/۹۸۹	۰/۰۳۵	۱۹/۴۵	۰/۹۱	۰/۰۸۴	۱۳/۱	۱۸/۸

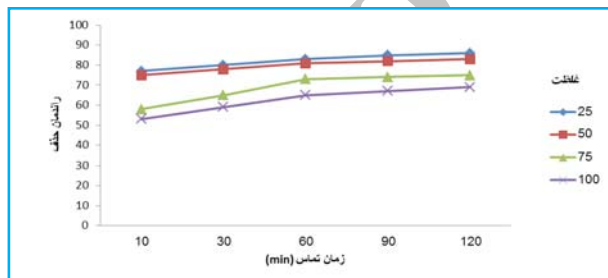
بحث

اثر pH بر فرآیند جذب:

یکی از پارامترهای مؤثر بر بار سطحی جاذب و یونیزاسیون آلاینده‌ها، pH محیط است. در pH بین ۷-۳، تغییر قابل توجهی در راندمان وجود ندارد، اما با افزایش pH از ۹ تا ۱۱، درصد حذف فنل افزایش می‌یابد. این فرآیند به این صورت توجیه می‌شود که

تأثیر غلظت اولیه و زمان تماس بر حذف فنل:

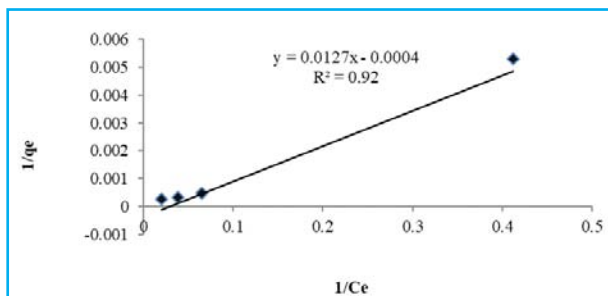
نمودار ۳ تغییرات غلظت اولیه و زمان تماس را بر میزان حذف فنل توسط نانوذرات اکسید منیزیم در pH برابر ۱۱ و دوز جاذب به مقدار ۶۰ mg/L نشان می‌دهد. بررسی این نمودار نشان داد که با افزایش میزان غلظت اولیه فنل، ظرفیت جذب افزایش و راندمان حذف کاهش یافت، از طرفی با افزایش زمان تماس، میزان جذب فنل بیشتر شد و تقریباً در زمان ۶۰ min، به تعادل رسید.



نمودار ۳. اثر زمان تماس و غلظت اولیه بر حذف فنل (pH برابر ۱۱، دوز جاذب برابر ۸۰ mg/L)

ایزوترم‌های جذب و سینتیک واکنش:

در نمودارهای ۴ و ۵، ایزوترم‌های لانگمویر و فروندلیچ برای حذف فنل توسط نانوذرات اکسید منیزیم نشان داده شده است، همچنین مقدار پارامترهای ایزوترمی در جدول ۱ نشان داده شده است. بررسی ضرایب همبستگی (R^2) این مدل‌ها نشان می‌دهد که جذب فنل بر روی نانوذرات اکسید منیزیم از مدل لانگمویر پیروی می‌کند. در جدول ۲ نیز مقادیر پارامترهای سینتیک واکنش ارائه شده است و نتایج حاصله نشان می‌دهد که جذب فنل بر روی نانوذرات اکسید منیزیم از سینتیک درجه دوم کاذب پیروی می‌کند.



نمودار ۴. ایزوترم جذب لانگمویر

واحد جرم جاذب شده است (۲۴). از طرفی دیگر بر اساس مطالعه Manshori و همکاران در سال ۲۰۱۲ این کاهش راندمان حذف در مقادیر بالای دوز جاذب می‌تواند مربوط به کمبود غلظت فنل در این شرایط باشد (۲۵).

اثر زمان تماس و غلظت اولیه:

مطالعه حاضر نشان داد که با افزایش زمان تماس، راندمان حذف فنل افزایش می‌یابد و حداکثر میزان حذف در ۶۰ min اول به دست آمد که علت این پدیده، وجود فضای خالی در دسترس برای جذب بوده که در ابتدا بسیار بالا بوده و با گذشت زمان، پر شدن مکان‌های خالی باقی‌مانده به علت نیروی دافعه بین مولکول‌های ماده حل شونده بین فاز جامد و محلول مشکل می‌شود. Mohanty و همکاران در سال ۲۰۰۵ که جذب فنل را روی کرین فعال بررسی کردند، گزارش کردند که این جاذب حدود $20-h$ جهت رسیدن به تعادل نیاز دارد و علت این امر را اینگونه توجیه کردند که پخش و توزیع ماده جذب شونده در میان خلل و فوچ‌ها به زمان طولانی نیاز دارد، در حالی که برای نانوذرات اکسید منیزیم اینطور نبوده و فضای جذب قابل دسترس بر روی سطوح خارجی زیاد است (۲۶). Ansari و همکاران در سال ۲۰۱۸ از نانوذرات اکسید منیزیم جهت حذف رنگ متیلن بلو استفاده کردند و مشاهده کردند که این رنگ‌ها سریع بر نانوذرات اکسید منیزیم جذب می‌شود (۲۷).

ایزوترم جذب و سینتیک واکنش:

تعیین ایزوترم‌های جذب و سینتیک‌های واکنش، از مهم‌ترین مشخصه‌هایی است که باید مورد توجه قرار گیرد. در این مطالعه داده‌های ایزوترم جذب نشان داد که جذب فنل بر روی نانوذرات اکسید منیزیم از مدل لانگمویر ($R^2=0.92$) پیروی می‌کند. اغلب مدل‌های سینتیکی برای جذب، مدل‌های درجه یک کاذب و درجه دوم کاذب هستند. سینتیک جذب فنل بر روی نانوذرات اکسید منیزیم به وسیله مدل درجه دوم مناسب‌تر توصیف می‌شود؛ به صورتی که ضرایب همبستگی R^2 برای مدل درجه دوم کاذب بیشتر می‌باشد و همچنین تطابق مناسبی بین ظرفیت جذب

سطح جاذب دارای pHZPC برابر ۱۲/۴ است. pHZPC (نقطه ایزوالکتریک) در واقع مقدار pH بوده که در آن نقطه بار الکتریکی سطح جاذب برابر صفر است و در pH بالاتر از آن، سطح جاذب دارای بار منفی و در مقدار pH پایین‌تر از آن، سطح جاذب دارای بار مثبت می‌شود. از طرف دیگر فنل دارای pKa برابر ۹/۸ است که در این نقطه فنل بدون بار الکتریکی بوده، اما در مقدار pH بالاتر از pKa، فنل به صورت آنیون و در مقدار pH پایین‌تر از pKa، فنل به صورت کاتیون ظاهر می‌شود. بنابراین وقتی pH محلول برابر ۹ است، فنل به صورت مولکولی بوده، اما با افزایش pH تا مقدار ۱۱، فنل تبدیل به یون منفی شده و بار سطح نانوذرات اکسید منیزیم به صورت مثبت ظاهر می‌شود و در نتیجه فنل بر سطح جاذب، جذب می‌شود. اما در pH بالاتر از نقطه pHZPC، راندمان به شدت کاهش می‌یابد، چون سطح جاذب و آلاینده دارای بار همنام شده و همدیگر را دفع می‌کنند. در یک مطالعه از Bazrafshan و همکاران در سال ۲۰۱۳ گزارش کردند که درصد جذب فنل بر روی خاکستر پسته با افزایش pH کاهش می‌یابد که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی نداشت که علت این امر به نقطه pHZPC جاذب برمی‌گردد (۲۲، ۲۳).

اثر دوز جاذب:

در مطالعه حاضر با افزایش دوز جاذب از مقدار 20 mg/L به مقدار 80 mg/L ، راندمان حذف فنل افزایش یافت و این افزایش جذب فنل در میزان جاذب حدود 80 mg/L به تعادل رسید. این افزایش راندمان حذف فنل با افزایش مقدار جاذب، در نتیجه افزایش مساحت سطحی فعال و مؤثر جاذب است، اما با افزایش دوز جاذب از مقدار 80 mg/L به 100 mg/L ، میزان فنل حذف شده در واحد جرم جاذب کاهش یافت که علت این فرآیند مربوط به غیر اشباع ماندن برخی نقاط فعال جاذب بوده که این عمل را نیز می‌توان با کمبود مقدار فنل در این شرایط توجیه کرد. چنین نتایجی توسط Hashemi و همکاران در سال ۲۰۱۴ نیز تأیید شده است. این محققین گزارش کردند که غیر اشباع ماندن برخی نقاط فعال موجود در سطح جاذب باعث کاهش میزان حذف فنل در

۸۰ و غلظت اولیه ۵۰ mg/L به دست آمد. همچنین نتایج نشان داد که جذب در ۶۰ min به تعادل رسید. با توجه به پتانسیل تقریباً مناسبی که این جاذب در حذف فنل داشته، می‌توان در تصفیه فاضلاب‌های حاوی فنل استفاده کرد، اما برای رسیدن مقدار فنل به زیر استاندارد باید به همراه روش‌های کاربردی دیگر استفاده شود.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از دانشگاه علوم پزشکی زاهدان به دلیل حمایت‌های مالی و آزمایشگاهی و همچنین از کارشناسان آزمایشگاه شیمی آب و فاضلاب دانشکده بهداشت دانشگاه در انجام این تحقیق، تشکر و قدردانی می‌شود.

تعادلی محاسباتی (qecal) مد سینتیک جذب درجه دوم کاذب با ظرفیت جذب به دست آمده از آزمایشات (qe exp) وجود دارد. در چندین مطالعه انجام شده توسط سایر محققان که از جاذب‌هایی چون هسته درخت خرما، زئولیت اصلاح شده به وسیله بیومس و کربن فعال تهیه شده از مواد بیومس جهت حذف فنل استفاده کردند، نتایج نشان داد که جذب فنل بر این جاذب‌ها از مدل لانگمویر و سینتیک درجه دوم کاذب تبعیت می‌کند (۱، ۲۸، ۲۹).

نتیجه‌گیری: راندمان جذب فنل با افزایش زمان تماس، کاهش غلظت اولیه و افزایش دوز جاذب افزایش می‌یابد. در این مطالعه حداکثر حذف فنل ۸۱ درصد در pH برابر ۱۱، دوز جاذب mg/L

ReferenCe:

- Hameed B, Rahman A. Removal of pHenol from aqueous solutions by adsorption onto activated carbon prEPared from biomass material. *Journal of Hazardous Materials*. 2008;160(2):576-81.
- H Biglary, M Afsharinia, A Sajedy. Removal of pHenol from aqueous solution by using fly ash plant roots persica 2015;1(3):15-25.(persion)
- Suresh S, Srivastava VC, Mishra IM. Adsorptive removal of pHenol from binary aqueous solution with aniline and 4-nitropHenol by granular activated carbon. *Chemical engineering journal*. 2011;171(3):997-1003.
- Lazo-Cannata JC, Nieto-Márquez A, Jacoby A, Paredes-Doig AL, Romero A, Sun-Kou MR, et al. Adsorption of pHenol and nitropHenols by carbon nanospHeres: Effect of pH and ionic strength. *SEPARation and purification Technology*. 2011;80(2):217-24.
- Busca G, Berardinelli S, Resini C, Arrighi L. Technologies for the removal of pHenol from fluid streams: a short review of reCent developments. *Journal of Hazardous Materials*. 2008;160(2):265-88.
- Manojlovic D, Ostojic D, Obradovic B, Kuraica M, Krsmanovic V, Puric J. Removal of pHenol and chloropHenols from water by new ozone generator. *Desalination*. 2007;213(1):116-22.
- Ghaneian M, Ghanizadeh G. Application of enzymatic polymerization proCess for the removal of pHenol from synthetic wastewater. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2009;2(1):46-55.
- Veeresh GS, Kumar P, Mehrotra I. Treatment of pHenol and cresols in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) proCess: a review. *Water Research*. 2005;39(1):154-70.
- Fierro V, Torné-Fernández V, Montané D, Celzard A. Adsorption of pHenol onto activated carbons having different textural and surfaCe properties. *Microporous and mesoporous materials*. 2008;111(1):276-84.
- Yousef RI, El-Eswed B, Ala'a H. Adsorption characteristics of natural zeolites as solid adsorbents for pHenol removal from aqueous solutions: kinetics, mechanism, and thermodynamics studies. *Chemical Engineering Journal*. 2011;171(3):1143-9.
- Balasubramanian A, Venkatesan S. Removal of pHenolic compounds from aqueous solutions by emulsion liquid membrane containing ionic liquid [BMIM]+[PF 6]- in tributyl pHospHate. *Desalination*. 2012;289:27-34.
- Pazoheshfar S. Survey Removal of pHenol from contaminated water using activated carbon and carbon skin almonds and walnuts. *Environmental ScienCe and Technology*. 2009;10(4):219-33.
- Uddin M, Islam M, Abedin M. Adsorption of pHenol from aqueous solution by water hyacinth ash. *ARNP Journal of Engineering and Applied ScienCes*. 2007;2(2):11-7.
- Githinji LJ, Musey MK, Ankumah RO. Evaluation of the fate of ciprofloxacin and amoxicillin in domestic wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2011;219(1-4):191-201.
- Lin S-H, Juang R-S. Adsorption of pHenol and its derivatives from water using synthetic resins and low-cost natural adsorbents: a review. *Journal of environmental management*. 2009;90(3):1336-49.
- Albanis T, Hela D, Sakellarides T, Danis T. Removal of dyes from aqueous solutions by adsorption on mixtures of fly ash and soil in batch and column techniques. *Global Nest Int J*. 2000;2(3):237-44.

17. Azlan K, Saime WNW, Liew L. Chitosan and chemically modified chitosan beads for acid dyes sorption. *Journal of Environmental Sciences*. 2009;21(3):296-302.
18. Anbia M, Salehi S. Removal of acid dyes from aqueous media by adsorption onto amino-functionalized nanoporous silica SBA-3. *Dyes and Pigments*. 2012;94(1):1-9.
19. Wong Y, Szeto Y, Cheung W, McKay G. Equilibrium studies for acid dye adsorption onto chitosan. *Langmuir*. 2003;19(19):7888-94.
20. Nagappa B, Chandrappa G. Mesoporous nanocrystalline magnesium oxide for environmental remediation. *Microporous and Mesoporous Materials*. 2007;106(1):212-8.
21. Richards R, Mulukutla RS, Mishakov I, Chesnokov V, Volodin A, Zaikovski V, et al. Nanocrystalline ultra high surface area magnesium oxide as a selective base catalyst. *Scripta Materialia*. 2001;44(8):1663-6.
22. Bazrafshan E, Kord MF, Heidarinezhad F. pHenol removal from aqueous solutions using Pistachio hull ash as a low cost adsorbent. 2013.
23. Ong ST, Lee CK, Zainal Z. Removal of basic and reactive dyes using ethylenediamine modified rice hull. *Bioresource technology*. 2007;98(15):2792-9.
24. Fatemeh Hashemi, Hatam Godini, Ghodratoolah Shams Khoramabadi, Loqman Mansouri. Assessing performance of walnut green hull adsorbent in removal of pHenol from aqueous solutions. 2014;7(2):265-276. (persian)
25. Mohammad Manshoury1: Ahmadreza Yazdanbakhsh: Hasti Daraei: Determination of the optimum parameters of pHenol removal by ostrich feathers and hydrogen peroxide. 2012;23(2):120-6.(persian)
26. Mohanty K, Das D, Biswas M. Adsorption of pHenol from aqueous solutions using activated carbons prepared from *Tectona grandis* sawdust by ZnCl₂ activation. *Chemical Engineering Journal*. 2005;115(1-2):121-31.
27. Reza Ansarian: Hossein Kermanian: Removal of methylene blue dye by sawdust coated with nanoparticles of magnesium oxide. 2017: 13(47). (persian)
28. Ahmed MJ, Theydan SK. Equilibrium isotherms, kinetics and thermodynamics studies of pHenolic compounds adsorption on palm-tree fruit stones. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2012;84:39-45.
29. Asgari G, Hoseinzadeh E, Taghavi M, Jafari J, Sidmohammadi A. Removal of reactive black 5 from aqueous solution using catalytic ozonation process with bone char. 2012: 4(2) :21-30.

Archive