

بررسی مقایسه‌ای جذب فنل از محلول‌های آبی توسط گیاهان آزولا و کانولا اصلاح شده: مطالعه ایزوترمی و سینتیکی

رضانعلی دیانته تیلکی^۱، ذبیح الله یوسفی^۲، جمشید یزدانی چراتی^۳، داود بلارک^۴

چکیده

مقدمه: حضور فنل در آب و فاضلاب به دلیل سمیت و تهدیدی که برای زندگی انسان و محیط زیست دارد، یک نگرانی عمده محسوب می‌گردد. هدف از این تحقیق بررسی جذب فنل توسط عدسک و کانولای اصلاح شده می‌باشد.

روش‌ها: این تحقیق در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد. در این مطالعه تأثیر پارامترهای مختلف بر عملکرد جاذب‌ها بررسی و ایزوترم و سینتیک جذب تعیین شد. جهت تعیین سطح ویژه جاذب‌ها از تکنیک ایزوترم BET استفاده شد و غلظت فنل در نمونه‌های مختلف با استفاده از دستگاه HPLC اندازه‌گیری شد.

نتایج: کارایی حذف با افزایش زمان تماس و دوز جاذب و با کاهش غلظت اولیه فنل، افزایش می‌یابد. حداکثر جذب فنل در $pH=3$ و دوز جاذب ۱۰ گرم در لیتر و زمان تماس ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه به ترتیب برای بیومس‌های آزولا و کانولا به دست آمد. با توجه به ضرایب، بهترین نوع ایزوترم برای جاذب آزولا و کانولا به ترتیب لانگمویر و فروندلیخ می‌باشد. سرعت واکنش برای هر دو جاذب از مدل سینتیکی شبه درجه دو تبعیت می‌کند؛ و حداکثر ظرفیت جذب براساس مدل لانگمویر ۱۱/۲ و ۹/۴ میلی‌گرم به ازای گرم به ترتیب برای بیومس‌های آزولا و کانولا می‌باشد.

بحث و نتیجه‌گیری: به طور کلی نتایج مشخص ساخت که می‌توان از بیومس‌های آزولا و کانولا به عنوان یک جاذب مؤثر و ارزان جهت تصفیه پساب صنایع استفاده کرد.

واژگان کلیدی: آزولا، کانولا، فنل، ایزوترم جذب، تصفیه فاضلاب

مقدمه

فنل از ترکیبات آلی موجود در فاضلاب‌های صنعتی است که دارای وزن مولکولی ۹۴/۱۱ گرم بر مول، هیدروکربن آروماتیک و از مشتقات بنزن بوده؛ حلالیت بسیار بالایی در آب دارد و در طبیعت بسیار سمی است (۱). این ماده بی‌رنگ، رطوبت‌پذیر و کریستالی است که در اثر اکسیداسیون در هوا به رنگ صورتی در می‌آید (۲) و پس از حل شدن در آب،

خاصیت بسیار کم اسیدی به آب می‌دهد (۳). منابع مهم تولید ترکیبات فنل، صنایع و کارخانجات، نظیر پتروشیمی، رزین‌سازی‌ها، پالایشگاه‌های نفت، پلاستیک و چرم‌سازی، نقاشی، داروسازی، صنعت فولاد و آفت‌کش‌ها، کارخانه‌های ذوب فلز و ریخته‌گری، می‌باشد (۴). غلظت فنل در فاضلاب صنایع مختلف بین ۵ تا ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر متغیر می‌باشد (۵) از آنجا که فنل ماده‌ای سمی بوده و در

۱- دانشیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ساری، ایران

۲- استاد، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ساری، ایران

۳- استادیار، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ساری، ایران

۴- مربی، مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران

Email: dbalarak2@gmail.com

تلفن و فاکس: ۰۵۴۱-۲۴۴۸۵۸۴

نویسنده مسئول: داود بلارک

آدرس: زاهدان، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت محیط

عین حال کاهش و حذف بیولوژیکی آن بسیار مشکل می‌باشد، لذا فنل در طبقه‌بندی آلاینده‌های دارای اولویت و خطرناک در آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان (IARC) International Agency for Research on Cancer و در فهرست سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا معرفی شده است (۶). سازمان جهانی بهداشت World Health Organization (WHO) حداکثر غلظت فنل در آب آشامیدنی را ۰/۰۰۱ میلی‌گرم در لیتر تعیین نموده است (۷). استاندارد سازمان محیط زیست ایران حداکثر غلظت مجاز تخلیه فنل به آب‌های سطحی، مصارف کشاورزی و آبیاری را ۱ میلی‌گرم در لیتر و برای تخلیه به چاه جذب ناچیز بیان می‌کند. بنابراین استاندارد دفع پساب باید زیر ۱ میلی‌گرم در لیتر باشد (۸). بنابراین تشخیص، شناسایی و تعیین میزان ترکیبات فنلی در محیط زیست اهمیت زیادی در کنترل انتشار این ماده و کاهش اثرات این آلاینده بر محیط زیست دارد (۹). فرآیندهای متداول حذف ترکیبات فنلی از قبیل استخراج، جذب سطحی، تقطیر با بخار (۱۰)، اکسیداسیون شیمیایی و بیولوژیکی، ازن‌زنی (۱۱)، روش‌های الکتروشیمیایی، پرتودهی و غیره می‌باشد (۱۲) که غالب این روش‌ها دارای معایبی نظیر هزینه بالای تصفیه، تشکیل فرآورده‌های جانبی خطرناک، راندمان پایین و قابلیت کاربرد برای غلظت‌های محدودی از آلاینده‌ها می‌باشد (۱۳). فرآیند جذب یکی از تکنیک‌های کارآمد و مؤثر است، به همین دلیل از کربن فعال به دلیل قابلیت جذب بالای آن، زیاد استفاده شده است ولی به دلیل قیمت بالای آن، بسیاری از محققین به دنبال جاذب‌های اقتصادی، عملی و مؤثر می‌باشند (۱۴). خاک اره، خاکستر، چوب، کاه، سبوس برنج، پوست

نارگیل، و خاک‌رس تعدادی از جاذب‌های جدید و ارزان هستند (۳). ساقه کانولا یکی از پسماندهای لیگنوسلولزی است که تولید آن در ایران و جهان به دلیل افزایش تولید و مصرف روغن‌های گیاهی در حال افزایش است (۱۵). مطالعات نشان داده‌اند که در سال ۱۳۸۵ مقدار پسماند لیگنوسلولزی حاصل از کشت و برداشت دانه روغنی کانولا به بیش از ۵۸ هزار تن رسیده است که بخش زیادی از آن در مزارع باقی می‌ماند و یا سوزانده می‌شود (۱۶). آزولا فیلیکولودیس، جلبک سبز رنگ مخصوص آب‌های شیرین است که در برکه‌ها و تالاب‌ها رشد کرده و در مدت زمان کوتاهی سطح آب را می‌پوشاند و در اکسیژن‌رسانی به آبزیان اختلال ایجاد کرده به طوری که به عنوان یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست محیطی مطرح می‌باشد (۱۷، ۱۸). در کشورمان نیز در تالاب‌های شمالی به خصوص تالاب انزلی، هر سال هزینه‌های هنگفتی را صرف مبارزه با این جلبک می‌کنند (۱۹).

با توجه به خاصیت جذبی گیاهان مورد مطالعه در بسیاری از کشورهای دنیا از آن به عنوان جاذب با کارایی بالا و جذب سریع و ارزان قیمت برای حذف ترکیبات آلی مثل رنگ‌ها، رنگ‌های اسیدی (۱۷، ۲۰)، رنگ‌های آزو (۱۸) و رنگ بازیگ (۲۱) و فلزات سنگین مانند روی (۲۲)، کروم (۲۳)، نیکل (۲۴)، قلع (۲۵) و ترکیبات فنل (۱۹، ۱۰) استفاده می‌کنند. که در تمامی موارد استفاده از این گیاهان، درصد حذف، بالای ۹۰٪ می‌باشد. اهداف اصلی این پژوهش، بررسی زمان تماس، pH، غلظت اولیه فنل و دوز جذب بر روی کارایی حذف فنل و تعیین بهترین مدل ایزوترمی و سینتیک جذب واکنش می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این مطالعه به صورت تجربی و در مقیاس آزمایشگاهی و به صورت ناپیوسته، در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی مازندران انجام گرفت. در این مطالعه فنل، اسیدکلریدریک و هیدروکسید سدیم از شرکت مرک و اسید نیتریل مورد استفاده برای دستگاه HPLC از شرکت Caledon تهیه شد.

ابتدا گیاهان آزولا و کانولا از مزارع شهر ساری جمع‌آوری و به آزمایشگاه انتقال داده شدند. در آزمایشگاه برای از بین بردن ناخالصی، شسته و مواد زائد آن‌ها جداسازی شد. سپس در فور در درجه حرارت ۱۰۵ سانتی‌گراد خشک گردید. با استفاده از اسید هیدروکلریک ۰/۱ مولار برای مدت ۵ ساعت بیومس خشک شده فعال‌سازی و در مقابل آفتاب خشک گردید. پس از این مرحله، بیومس حاصله در هاون آسیاب و با استفاده از الک، بیومس در اندازه‌های ۱ تا ۲ میلی دانه‌بندی شد (۲۰).

آزمایشات مربوطه در ظروف واکنش ۲۰۰ میلی‌لیتری حاوی ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر محلول واکنش انجام شد. با توجه به این که غلظت فنل در فاضلاب صنایع مختلف بین ۵ تا ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر متغیر می‌باشد، بنابراین غلظت اولیه فنل در محدوده ذکر شده انتخاب شد. مهم‌ترین متغیرهای مورد بررسی در این پژوهش شامل غلظت اولیه فنل (۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰، ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر)، pH (۳، ۵، ۷، ۹، ۱۱)، زمان تماس (۱۰، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰، ۱۸۰، ۲۴۰) و دوز جاذب (۰/۲، ۰/۴، ۰/۶، ۰/۸، ۱، ۱/۲، ۱/۴ گرم) بوده است که با توجه به مطالعات قبلی انتخاب شد (۸) و در مراحل جداگانه در طول تحقیق بررسی گردید. برای انجام آزمایشات ابتدا زمان تعادل

در شرایط ثابت (pH=۳)، دوز جاذب ۱ گرم و غلظت اولیه فنل ۱۰ میلی‌گرم در لیتر) تعیین گردید. پس از تعیین زمان تعادل، آزمایشات با ثابت نگه داشتن سه متغیر و تغییر دادن یک متغیر انجام گردید. در هر بار آزمایش جاذب، حجم مشخصی از محلول فنل مورد مطالعه با غلظت معین به داخل ارلن اضافه شد و شرایط مورد نظر تنظیم و دوز خاصی از جاذب به آن اضافه گردید. در همزن مغناطیسی با ۱۸۰ دور در دقیقه مخلوط و نمونه مورد نظر با سانتریفوژ در ۳۶۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفوژ شد. تمام مراحل آزمایش برای پی بردن به خطاهای احتمالی در دو مرحله انجام شد. ابتدا آزمایشات برای زمان تماس با ۸ نمونه از ۱۰ تا ۲۴۰ انجام شد و برای غلظت اولیه فنل ۷ نمونه و برای pH ۳ تا ۱۱، در این مرحله ۹ نمونه و برای دوز جاذب (۰/۲ تا ۱/۴ گرم) ۷ نمونه قرار داده شد و کل نمونه از جمع جبری تعداد به دست آمد که برای یک دور آزمایش برای هر جاذب ۳۱ نمونه به دست می‌آید که با تکرار برای هر جاذب کل نمونه‌های برداشتی ۶۲ نمونه بود. بنابراین تعداد نمونه‌های مورد نظر با توجه به بهینه بودن پارامترها و تکرار آزمایشات برای دو جاذب ۱۲۴ نمونه بود. آزمایشات مربوط به pH_{pzc} به دلیل حساس بودن ۴ بار با تکرار انجام شد. بعد از اتمام آزمایشات برای کلیه داده‌های به دست آمده سطح معنی‌داری و ضریب رگرسیون با نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۸ محاسبه شد و بین دو جاذب از لحاظ ضریب رگرسیون مقایسه صورت گرفت. سطح ویژه جاذب‌ها براساس جذب گاز ازت و محاسبات آن براساس نرم افزار Belsorp با دستگاه Gemini 2375 شرکت Micromeritics و در پژوهشگاه مواد و انرژی کرج

انجام شد. برای تعیین pH_{pzc} از محلول نمک طعام ۰/۰۱ مولار به عنوان الکترولیت و از محلول‌های سود و اسید کلریدریک ۰/۱ مولار به عنوان عوامل کنترل‌کننده استفاده شد. مقدار ۳۰ میلی لیتر (در هر ارلن) از محلول الکترولیت در ۸ عدد ارلن ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و pH محلول‌ها در محدوده ۲ تا ۱۲ با استفاده از اسید و سود تنظیم گردید. میزان ۰/۵ گرم از آزلوای و کانولای اصلاح شده در هر کدام از ارلن‌ها اضافه شد و به مدت ۴۸ ساعت ارلن‌ها بر روی شیکر با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه قرار داده شدند و بعد از سپری شدن زمان فوق، pH نهایی محتویات ارلن‌ها بعد از عبور از صافی قرائت گردید (۲۶).

$$R = \frac{(Co - Ce) \times 100}{Co}$$

$$q_e = \frac{(Co - Ce) \times V}{M}$$

در این رابطه R راندمان، q_e ظرفیت جذب بر حسب میلی‌گرم به ازای هر گرم جاذب، C_0 غلظت اولیه فنل بر حسب میلی‌گرم در لیتر، C_e غلظت فنل در زمان t بر حسب میلی‌گرم در لیتر، M جرم جاذب بر حسب گرم، V حجم نمونه بر حسب لیتر می‌باشد.

برای اندازه‌گیری غلظت فنل باقیمانده از دستگاه HPLC (مدل Kenaver ساخت کشور آلمان) با ستون C18 (قطر داخلی ۴,۶ و طول ۲۵۰ میلی‌متر) و فاز حامل استونیتریل و بافر با نسبت ۶۰ به ۴۰ استفاده گردید. برای سنجش، ابتدا منحنی کالیبراسیون با ۱۰ غلظت مختلف از فنل رسم گردید که ضریب همبستگی (R^2) آن برابر با ۰/۹۹۹ بود.

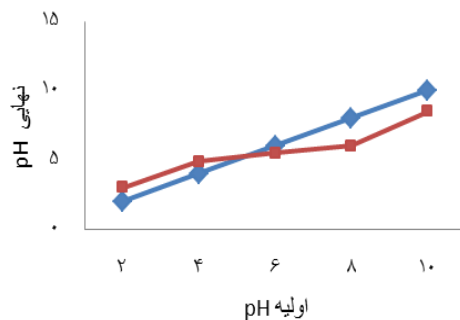
جدول ۱: معادلات ایزوترمی

منبع		
(۲۸)	$\frac{ce}{qe} = \frac{1}{qm Kt} + \frac{ce}{qm}$	مدل لانگمویر
(۲۹)	$\text{Log} \frac{x}{m} = \frac{1}{n} \log Ce + \log K_F$	مدل فروندلیخ
(۳۰)	$q_e = B_1 \ln(k_t) + B_1 \ln(C_e)$	مدل تکمین
(۳۱)	$\frac{c_e}{(c_i - c_q)q} = \frac{1}{A(X_m)} + \frac{A-1}{AX_m}$	مدل بت

جدول ۲: معادلات و فرم خطی سینتیک‌های مورد بررسی

منبع	فرم خطی	معادله	نوع سینتیک
(۳۲)	$\text{Log}(q_e - q) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2.3}$	$\frac{dq_t}{dt} = k_1 (q_e - q_t)$	درجه اول کاذب
(۳۳)	$\frac{t}{q} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e t}$	$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_e - q_t)^2$	درجه دوم
(۱۳)	$q_e = \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln(\alpha\beta) + \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln t$	$\frac{dq_t}{dt} = \alpha \exp(-\beta q_t)$	ایلوویچ
(۳۴)	$q_t = k_{\text{dif}} t^{0.5} + c$	-----	پخش بین ذره‌ای

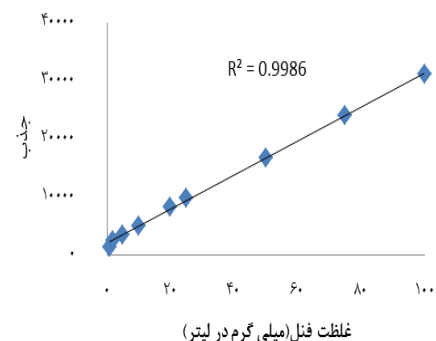
نتایج



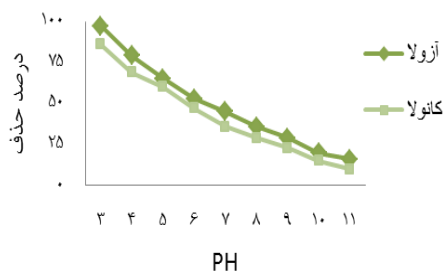
نمودار ۲: منحنی pH_{pzc} برای آزولا و کانوی اصلاح شده (زمان تماس ۴۸ ساعت با سرعت بهینه ۱۲۰ دور در دقیقه، دوز جاذب ۰/۵ گرم)

تأثیر زمان تماس بر روی کارایی جذب فنل در سیستم مورد مطالعه با تغییر در زمان تماس از ۱۰ دقیقه تا ۲۴۰ دقیقه انجام شد. همان طوری که در نمودار ۳ نشان داده شده است با افزایش زمان تماس تا ۹۰ دقیقه برای گیاه آزولا میزان حذف افزایش می‌یابد. برای گیاه کانولا تا ۱۲۰ دقیقه میزان جذب ادامه دارد، ولی با افزایش زمان تماس از ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه میزان حذف تقریباً ثابت می‌شود. بنابراین زمان تماس ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه به عنوان زمان تماس

منحنی کالیبراسیون با ۱۰ غلظت مختلف از فنل رسم گردید. R^2 آن برابر با ۰/۹۹۹ بود که در نمودار ۱ نشان داده شده است. بیومس‌های آزولا و کانولا مورد استفاده دارای سطح ویژه 38 ± 4 و 32 ± 3 متر مربع در هر گرم جاذب بودند. که در ۳ بار تکرار به دست آمد. pH_{pzc} برای بیومس آزولا با ۴ بار تکرار بین $5/5 \pm 0/29$ متغیر بوده است و برای بیومس کانولا دامنه مورد نظر بین $5/5 \pm 0/45$ می‌باشد بنابراین برای pH_{pzc} برای هر دو بیومس مورد نظر تقریباً برابر با ۵/۵ می‌باشد که نمودار ۲، pH_{pzc} مورد نظر برای بیومس‌ها را نشان می‌دهد.

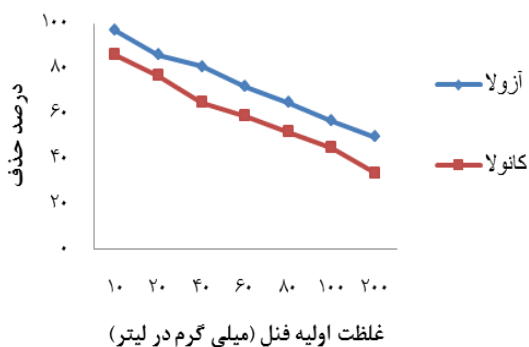


نمودار ۱: منحنی استاندارد فنل با دستگاه HPLC



نمودار ۴: تأثیر pH بر روی کارایی حذف (دوز جاذب ۱۰g/l، غلظت فنل ۱۰mg/l، زمان تماس ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه برای جاذب آزولا و کانولا)

نتایج حاصل از بررسی اثر غلظت اولیه فنل بر فرآیند جذب در نمودار ۵ آورده شده است. همان طوری که مشاهده می‌کنید با افزایش غلظت اولیه فنل میزان حذف کاهش می‌یابد. به طوری که میزان حذف در غلظت ۱۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب برابر ۹۸ و ۵۰ درصد برای گیاه آزولا و برای کانولا ۸۷ و ۳۷ درصد می‌باشد. آنالیز داده‌ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی‌داری نشان داد با افزایش یک واحد غلظت فنل راندمان جذب، برای گیاه کانولا و آزولا به ترتیب به اندازه ۰/۰۲۴ و ۰/۰۲۸ کاهش می‌یابد ($P \leq 0/001$).

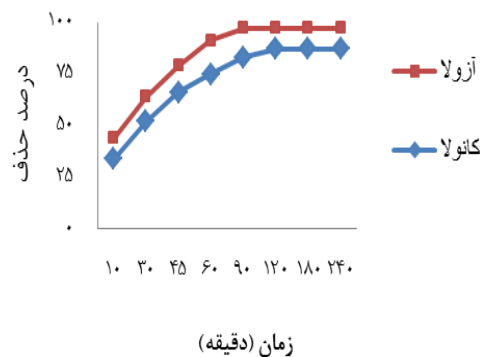


نمودار ۵: تأثیر غلظت اولیه فنل بر روی کارایی حذف (دوز جاذب ۱۰ g/l، زمان تماس ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه، pH=۳)

تأثیر غلظت اولیه جاذب بر روی کارایی حذف فنل در سیستم مورد مطالعه با تغییر در غلظت اولیه جاذب

بهینه به ترتیب برای بیومس‌های آزولا و کانولا خوانده شد.

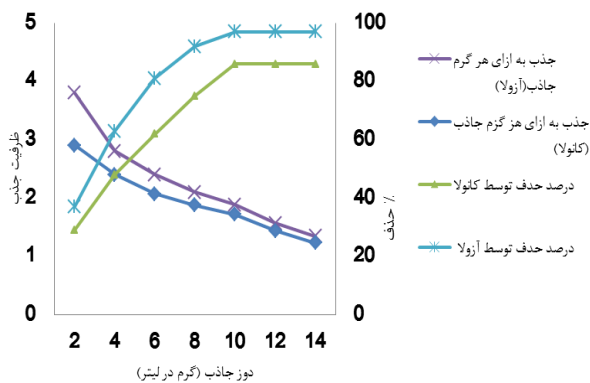
آنالیز داده‌ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی‌داری نشان داد با افزایش یک واحد زمان تماس، درصد حذف برای گیاه کانولا و آزولا به ترتیب به اندازه ۰/۰۳۹ و ۰/۰۴۴ افزایش می‌یابد ($P \leq 0/001$)؛ و رگرسیون خطی نیز نشان دهنده افزایش (۰/۰۵) بیشتر جذب فنل توسط جاذب آزولا نسبت به کانولا داشته است.



نمودار ۳: تأثیر زمان تماس بر روی کارایی حذف (دوز جاذب ۱۰g/l، غلظت فنل ۱۰mg/l، pH=۳)

تأثیر pH بر روی کارایی جذب فنل در سیستم مورد مطالعه با تغییر در pH از ۳ تا ۱۱ انجام شد و همان طوری که در شکل ۴ نشان داده شده است در pH اسیدی میزان حذف بالا می‌باشد و با افزایش pH میزان حذف کاهش می‌یابد. بنابراین pH بهینه برای جذب فنل با هر دو جاذب ۳ می‌باشد. آنالیز داده‌ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی‌داری نشان داد با افزایش یک واحد pH درصد حذف برای گیاه کانولا و آزولا به ترتیب به اندازه ۰/۰۳۲ و ۰/۰۳۵ کاهش می‌یابد ($P \leq 0/001$).

آنالیز داده‌ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی‌داری نشان داد با افزایش یک واحد دوز جاذب درصد حذف، برای گیاه کانولا و آزولا به ترتیب به اندازه ۰/۰۳۹ و ۰/۰۴۳ افزایش می‌یابد ($P \leq 0/001$).



بر حسب گرم (۲ تا ۱۴ گرم در لیتر) انجام شد. آزمایشات در $pH=3$ (بهینه) و مقدار اولیه فنل ۱۰ میلی‌گرم در لیتر در زمان تعادل ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه انجام شد و همان طور که در نمودار ۶ مشاهده می‌شود با افزایش مقدار جاذب درصد حذف فنل نیز افزایش می‌یابد. ولی در غلظت بالای ۱۰ گرم در لیتر میزان جذب در حد تعادل می‌باشد. با این که با افزایش مقدار جاذب میزان حذف نیز افزایش می‌یابد. ولی میزان فنل جذب شده به ازای هر گرم جاذب (q_e) کاهش می‌یابد که در نمودار ۵ نشان داده شده است.

نمودار ۶: تأثیر دوز جاذب بر روی کارایی حذف (غلظت فنل

10mg/l ، زمان تماس ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه، $pH=3$)

جدول ۳: پارامترهای محاسبه شده برای مدل‌های ایزوترمی

نوع جاذب		پارامتر ایزوترم	نوع ایزوترم
کانولا	آزولا		
۳/۷	۴/۷۱	N	فروندلیخ
۰/۳۱۲	۰/۲۲۵	k_f	
۰/۹۹۲	۰/۹۰۸	R^2	
۰/۰۱۴	۰/۰۱۱	K_L	لانگمویر
۰/۹۷۳	۰/۹۹۷	R^2	
۹/۴	۱۱/۲	q_m	تکمین
۶۲/۶	۶۱/۴	b	
۴/۸۹	۴/۷۱	k_t	
۰/۹۸۹	۰/۹۷۱	R^2	
۲۳/۸	۲۵/۲	A	
۰/۹۳۵	۰/۹۶۵	R^2	بت
۰/۱۹۲	۰/۱۸۱	X_m	

جدول ۴: نتایج حاصل از بررسی سینتیک‌های مورد مطالعه

نوع سینتیک		پارامتر سینتیک	نوع جاذب	
			آزولا	کانولا
درجه اول	K_1	۰/۷۴	۰/۶۸	
	q_e	۱۰/۳	۸/۹	
	R^2	۰/۹۱۴	۰/۹۲۵	
درجه دوم	K_2	۰/۰۰۳۹	۰/۰۰۳۴	
	q_e	۱۱/۴	۹/۷	
	R^2	۰/۹۹۷	۰/۹۹۴	
ایلوویج	A	۲/۶	۲/۲	
	β	۰/۲۱	۰/۱۸	
	R^2	۰/۸۴۱	۰/۸۶۴	
	K_{dif}	۰/۶۲	۰/۴۸	
پخش بین ذره‌ای	C	۴/۲	۵/۱	
	R^2	۰/۷۹۲	۰/۸۴۶	

بحث

در سال‌های اخیر روش جذب سطحی به طور مؤثری مورد استفاده قرار گرفته است، در این مطالعه نیز مکانیسم جذب سطحی با استفاده از گیاهان آزولا و کانولا به خاطر وجود نقاط جذب فعال انجام شده است. یکی از فاکتورهای مهم برای انتخاب جاذب برای جذب، سطح ویژه جاذب است و هر قدر سطح ویژه ماده بیشتر باشد، ماده دارای خلل و فرج بیشتر و در نتیجه سطح تماس بالاتری با ماده جذب شونده خواهد بود، نتایج نشان‌دهنده بهتر بودن جاذب بیومس آزولا نسبت به کانولا از نظر سطح جذب

می‌باشد. در تحقیقی که توسط پژوهش‌فر برای جذب فنل توسط پوست بادام، گردو انجام شده است، نتایج نشان‌دهنده سطح ۱۴ و ۶ مترمربع به ازای هر گرم به ترتیب برای پوست بادام و گردو می‌باشد (۲) و نتایج این مطالعه بیشتر بودن جذب و سطح ویژه بیومس‌های آزولا و کانولا نسبت به پوست بادام

و گردو را می‌رساند. در مطالعه‌ای تحت عنوان کاربرد گیاه آزولا برای حذف رنگ راکتیو رد ۱۹۸ توسط بلارک و همکاران در سال ۲۰۱۳ انجام شده است سطح ویژه آزولا برابر با ۳۶ مترمربع عنوان شده است که با نتایج این مطالعه همخوانی دارد (۳۰). همچنین در مطالعه‌ای که تحت عنوان بررسی جذب بیس‌فنل توسط گل قرمز فعال شده توسط بلارک و همکاران انجام شده است سطح ویژه گل قرمز برابر با ۲۸ مترمربع به ازای هر گرم عنوان شده است که نسبت به بیومس آزولا و کانولا دارای سطح ویژه کمتری می‌باشد (۱۴). pH بر روی شارژ الکتریکی سطح جاذب اثر گذاشته و درجه یونیزاسیون فنل را تغییر می‌دهد (۳۵). بخش یونی فنل ($\phi ions$) توسط رابطه زیر به دست می‌آید. همان‌طور که در فرمول مشخص است با افزایش pH، $\phi ions$ کاهش می‌یابد و با توجه به این که فنل اسید ضعیفی می‌باشد بنابراین در pH بالا به مقدار ناچیزی تفکیک می‌شود (۳، ۳۴).

$$\Phi_{\text{ions}} = [1/1 + 1^{(\text{PKa} - \text{pH})}]$$

به دلیل یکسان نبودن ساختار جاذب‌های مورد استفاده می‌باشد (۳۸) که در این آزمایش نیز اختلاف ۱۰ درصدی حذف یا ۳۰ دقیقه‌ای زمان تماس به ساختار جاذب‌های مورد استفاده بر می‌گردد. بنابراین می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که طولانی بودن زمان تعادل در جذب فنل بر روی آزولا و کانولای اصلاح شده به این دلیل است که برخلاف کربن فعال که در ناحیه سطحی، جذب صورت گرفته است، ممکن است جذب بر روی آزولا و کانولا از طریق پخش در خلل و فرج صورت گرفته باشد که نسبت به جذب بر روی نواحی سطحی جاذب، کندتر می‌باشد (۳۰، ۳۹). افزایش غلظت اولیه فنل منجر به کاهش راندمان جذب و افزایش غلظت باقیمانده فنل می‌شود با توجه به این که به ازای یک مقدار مشخص از یک جاذب، محل‌های جذب ثابت می‌باشد، بنابراین با افزایش غلظت اولیه فنل کارایی حذف کاهش می‌یابد. به عبارتی دیگر با افزایش غلظت فنل از یک حد به خاطر اشباع شدن مکان‌های جذب جاذب، جذبی صورت نگرفته و میزان فنل باقیمانده در محلول آبی بیشتر خواهد بود. همچنین کاهش نسبت باقی‌مانده فنل به غلظت اولیه فنل را می‌توان به دلیل افزایش نیروی رانش در اثر افزایش غلظت اولیه فنل مربوطه دانست که بین مولکول‌های فنل دافعه ایجاد کرده و از جذب فنل روی جاذب جلوگیری می‌کند (۴۰، ۴۱). از آنجایی که بیشتر فاضلاب‌های صنعتی حاوی غلظت پایین فنل می‌باشند، بنابراین این جاذب‌ها می‌توانند میزان فنل پساب را به حد استاندارد برسانند. مثلاً فاضلابی با غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر اگر با بیومس آزولا تصفیه شود، ۹۸٪ حذف صورت گرفته و میزان آن را در پساب به زیر ۰/۲ میلی‌گرم می‌رساند و از آنجایی که در پساب استاندارد باید زیر ۱ میلی‌گرم

در pH های اسیدی سطح جاذب دارای بار مثبت می‌باشد و در نتیجه در یک کشش قوی با یون‌های با بار منفی فنل قرار می‌گیرد که این امر باعث افزایش میزان جذب می‌شود و نتایج به دست آمده در این زمینه با مطالعات کاربرد گیاه آزولا برای جذب رنگ راکتیو ۱۹۸، جذب ۲ و ۴ دی کلروفنل و جذب فنل توسط کربن فعال کاملاً تطابق داشته است (۳۶، ۸). در pH بالا یون‌های OH با مولکول‌های فنل برای مکان‌های جذب رقابت می‌کنند و نهایتاً راندمان جذب توسط جاذب کاهش می‌یابد. pH_{zpc} دو جاذب اختلاف بسیار کمی با هم دارند و به علت حساس بودن این پارامتر در مورد جاذب‌ها، اندازه‌گیری آن با ۴ بار تکرار صورت گرفت. در کل ۴ بار تکرار میانگین آن‌ها ۵/۵۵ برای گیاه آزولا و ۵/۴۳ برای گیاه کانولا به دست آمد و نشان‌دهنده اختلاف اندک دو جاذب از نظر pH_{zpc} می‌باشد و در pH بالاتر از pH_{zpc} بار الکتریکی غالب در سطح جاذب‌ها به صورت بار منفی می‌باشد و با توجه به این که بار سطحی فنل در pH بالاتر از ۵/۵، منفی می‌باشد، بنابراین با افزایش pH تعداد بارهای منفی افزایش می‌یابد و نیروی جاذبه الکترواستاتیکی میان جاذب و آلاینده کاهش می‌یابد (۳۷). با افزایش زمان تماس، ظرفیت جذب افزایش می‌یابد و این افزایش جذب تا دقیقه ۹۰ برای گیاه آزولا و ۱۲۰ دقیقه برای کانولا ادامه دارد و به حداکثر مقدار خود می‌رسد. بعد از این زمان مقدار جذب ثابت می‌ماند. نتایج این مطالعه با نتایج مطالعات مشابه (۲) درباره حذف فنل با کربن فعال و بتونیت (۱۲) متفاوت است که زمان تعادل در ۱۵ دقیقه حاصل شده است. علت این تفاوت احتمالاً

در لیتزر باشند، بنابراین با توجه به هزینه اندک، کارایی بالای خود را نشان داده و میزان فنل را به حد استاندارد کامل می‌رسانند و با مطالعه بلارک و همکاران برای جذب فنل توسط گیاه آزولا کاملاً همخوانی دارد (۸). تعیین مقدار بهینه دوز جاذب، پارامتر دیگری است که به علت مسایل اقتصادی باید مورد بحث قرار گیرد. با افزایش دوز جاذب میزان جذب افزایش می‌یابد و این پدیده به خاطر افزایش سطح فعال جاذب نسبت به مقدار معین آلاینده می‌باشد. نتایج نشان می‌دهد هر چند با افزایش دوز جاذب راندمان افزایش می‌یابد، ولی میزان فنل جذب شده به ازای هر گرم جاذب کاهش می‌یابد و علت این امر به عدم اشباع شدن نقاط فعال در جذب آلاینده ارتباط دارد. به طوری که با افزایش دوز جاذب، ظرفیت کل نقاط فعال موجود در سطح جاذب به طور کامل مورد استفاده قرار نگرفته و همین امر باعث کاهش میزان جذب در واحد جرم جاذب می‌گردد که با مطالعات صورت گرفته کاملاً همخوانی دارد (۲۸، ۴۲). به منظور بررسی اثر جرم ماده جاذب بر حذف فنل جهت استخراج ایزوترم‌های جذب، بعد از به دست آوردن زمان تعادل از طریق انجام آزمایش سنتیکی اولیه، امکان انجام آزمایش‌های تعادلی عملیات جذب فراهم شد. داده‌های حاصله از آزمایش‌های تعادلی معمولاً تحت عنوان ایزوترم‌های جذب شناخته می‌شوند. این داده‌ها، داده‌های پایه‌ای به منظور طراحی سیستم‌های جذب سطحی به حساب می‌آیند. برای این منظور از مدل‌های کلاسیک جذب سطحی یعنی مدل‌های لانگمویر، فرنللیخ، تکمین و بت استفاده شد که بیانگر ارتباطات تعادلی غلظت ماده حذف شونده بین ماده جاذب و محلول می‌باشند. در تئوری لانگمویر،

جذب در یک سری مکان‌های همگن و خاص در داخل جاذب اتفاق می‌افتد ولی در ایزوترم فرنللیخ، یک سطح ناهمگن و غیر یکنواخت از گرمای جذب در روی سطح فرآیند، جذب را انجام می‌دهد. ایزوترم تکمین و بت نیز هر دو تئوری را تحت پوشش قرار می‌دهند (۳۰). در این مطالعه در تمامی حالت‌ها، معادلات از ضریب همبستگی بسیار خوبی برخوردارند و این نشان‌دهنده هماهنگ بودن نتایج آزمایش‌های این تحقیق با مدل‌های ایزوترم‌های فرنللیخ، لانگمویر، تکمین و بت می‌باشد. از پارامترهای مهمی که در معادلات جذب برای پیش‌بینی مناسب بودن یا نبودن جذب بایستی تعیین گردد ضریب بدون بعد (R_L) و ضریب n می‌باشد که به ترتیب از منحنی لانگمویر و فرنللیخ به دست می‌آید. در معادله فرنللیخ، n بیانگر نحوه توزیع ذرات مواد جذب شونده متصل شده به سطح ماده جاذب است. $1/n$ با مقادیر بین ۰ تا ۱ نشان‌دهنده ناهمگنی سطح است و هر چه n به صفر نزدیک‌تر شود ناهمگنی سطح افزایش می‌یابد و نشان‌دهنده شرایط جذب آلاینده در سطح جاذب است که برای بیومس آزولا و کانولا به ترتیب برابر با ۰/۲۱۲ و ۰/۲۷ می‌باشد و نتایج حاصل از ایزوترم فرنللیخ که نشان‌دهنده جذب ناهمگن می‌باشد را تأیید می‌کند. در صورتی که ملاک فقط ضریب همبستگی باشد بیشتر بودن تبعیت داده‌ها از معادله فرنللیخ برای گیاه کانولا و از ایزوترم لانگمویر برای آزولا نسبت به سایر ایزوترم‌ها مشاهده شد که با مطالعاتی که در مورد حذف فنل با پامیس اصلاح شده (۴۳)، خاکستر پر شترمرغ (۳۵)، کربن فعال، پوست بادام و گردو (۲) انجام شده است کاملاً همخوانی دارد. ضریب بدون بعد (R_L) نشان‌دهنده شرایط جذب آلاینده در

(۴۸). یکی از محدودیت‌های اصلی، وجود گیاه آزولا در فصل‌های پرباران، می‌باشد بنابراین نمی‌توان در تمام فصول از آن‌ها استفاده کرد؛ لذا پیشنهاد می‌شود از بیومس حاصل از این گیاهان در جذب سایر آلاینده‌ها به صورت سیستم پیوسته استفاده شود.

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج به دست آمده گیاهان کانولا و آزولا می‌توانند به عنوان جاذب‌های مؤثر و ارزان و در دسترس برای حذف ترکیبات آلی از پساب صنایع مورد استفاده قرار گیرند. سرعت واکنش به عوامل مختلفی مانند مدت زمان تماس، غلظت اولیه فنل، جذب و pH بستگی دارد. بهترین راندمان در pH برابر با ۳، زمان تماس ۹۰ دقیقه و ۱۲۰ دقیقه به ترتیب برای گیاهان آزولا و کانولا، دوز جاذب ۱۰ گرم در لیتر و غلظت اولیه فنل ۱۰ میلی‌گرم در لیتر حاصل شد.

با توجه به ضرایب همبستگی می‌توان نتیجه گرفت که داده‌های تعادلی برای هر دو جاذب از تمام مدل‌ها پیروی می‌کند و R^2 برای تمام حالات‌ها بالای ۰/۹ می‌باشد. سرعت واکنش برای هر دو جاذب از مدل سینتیکی شبه درجه دو تبعیت می‌کند.

تشکر و قدردانی

این تحقیق با حمایت مالی معاونت پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی مازندران انجام گردید که بدین وسیله نویسندگان تشکر خود را ابراز می‌کنند. این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه و طرح تحقیقاتی دوره کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط آقای داود بلارک می‌باشد.

سطح جاذب است. اگر R_L بزرگتر از ۱ باشد، نشان دهنده نامناسب بودن جذب، اگر R_L برابر با یک باشد جذب خطی، اگر R_L برابر با صفر باشد جذب غیر قابل برگشت و اگر R_L بین صفر و یک باشد نشان دهنده جذب مناسب می‌باشد. در این مطالعه براساس غلظت اولیه استفاده شده و مقدار b ایزوترم لانگمویر مقدار عددی این پارامتر برای هر دو جاذب بین صفر و یک قرار داشت که نشان دهنده جذب مناسب فنل می‌باشد (۴۴). ایزوترم بت و تکمین نیز نشان دهنده چند لایه بودن جاذب و ناهمگنی سطح می‌باشد (۱۳) که برای هر دو جاذب نیز بالای ۰/۹ به دست آمد.

برای تعیین سرعت واکنش از معادلات سینتیکی استفاده می‌کنیم غالباً سینتیک درجه اول جهت مراحل اولیه جذب زیستی مناسب می‌باشد و برای توصیف تمامی مدت زمان جذب زیستی مناسب نیست. مدل درجه دو فرض را بر این قرار داده است که در فرآیند جذب دو واکنش اتفاق می‌افتد، واکنش اول که بسیار سریع می‌باشد و واکنش دوم که در زمان مواجهه طولانی‌تر اتفاق می‌افتد (۳۲). با توجه به داده‌های سینتیکی، سینتیک درجه دوم بهترین نوع سینتیک برای حذف فنل از محلول‌های آبی می‌باشد که نشان دهنده سرعت خوب واکنش است و با نتایج به دست آمده درباره حذف فنل با جاذب‌های مختلف همخوانی دارد (۴۷-۴۵).

اگرچه بیومس‌های آزولا و کانولا به عنوان جاذب‌های فوق‌العاده در جذب آلاینده‌ها از محیط‌های آبی مطرح هستند، اما به علت وجود این گیاهان در مناطق شمال کشور و مناطق دارای بارندگی، در حال حاضر استفاده از آن‌ها در تمام کشور امکان‌پذیر نمی‌باشد

References

1. Busca G, Berardinelli S, Resini C, Arrighi L. Technologies for the removal of phenol from fluid streams: a short review of recent developments. *J Hazard Mater*. 2008 Dec 30;160(2-3):265-88.
2. Saeidi M, Pajooheshfar SP. Removal of phenol from contaminated water using activated carbon and almond and walnut shell. *Journal of Environmental Science and Technology*. 2009;10(4):219-31. Persian.
3. Maleki A, Mahvi AH. Application of agricultural waste in removal of phenol from aqueous solutions. *Hormozgan Med J*. 2007;10(4):393-9.
4. Diyanati RA, Yazdani Cherati J, Belarak D. Effect of sorbitol on phenol removal rate by lemna minor. *J Mazandaran Univ Med Sci*. 2013;22(2):55-62.
5. Kumar S, Zafar M, Prajapati JK, Kumar S, Kannepalli S. Modeling studies on simultaneous adsorption of phenol and resorcinol onto granular activated carbon from simulated aqueous solution. *J Hazard Mater*. 2011 Jan 15;185(1):287-94.
6. Manshouri M, Yazdanbakhsh A, Daraei H. Determination of the optimum parameters of phenol removal by ostrich feathers and hydrogen peroxide. *Water and Wastewater*. 2010;23(82):119-25. Persian.
7. Shokoohi R, Ebrahimzadeh L, Rahmani AR, Ebrahimi SJ, Samarghandi MR. Comparison of the advanced oxidation processes in phenol degradation in laboratory scale. *Water and Wastewater*. 2009;20(72):30-65. Persian.
8. Diyanati RA, Yousefi Z, Yazdani Cherati JY, Balarak D. Investigating phenol absorption from aqueous solution by dried azolla. *J Mazandaran Univ Med Sci*. 2013;22(2):13-20.
9. Eskandary S, Hoodaji M, Tahmourespour A. Study of growth process and phenol biodegradation by a bacterium isolated from wastewater (in vitro). *Water and Wastewater*. 2011;22(2):78-85.
10. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Application of Azolla for 2, 4, 6-Trichlorophenol (TCP) removal from aqueous solutions. *Arch Hyg Sci*. 2013;2(4):143-9.
11. Malakootian M, Asadi M. Efficiency of fenton oxidation process in removal of phenol in aqueous solutions. *Water and Wastewater*. 2012;22(3):46-52. Persian.
12. Senturk HB, Ozdes D, Gundogdu A, Duran C, Soy lak M. Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption onto organomodified Tirebolu bentonite: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *J Hazard Mater*. 2009 Dec 15;172(1):353-62.
13. Zazouli MA, Balarak D, Karimzadeh F, Khosravi F. Removal of fluoride from aqueous solution by using of adsorption onto modified lemna minor: adsorption isotherm and kinetics Study. *J Mazandaran Univ Med Sci* 2014;24(109):195-204.
14. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y, Barafrashtehpour M, Ebrahimi M. Adsorption of bisphenol from industrial wastewater by modified red mud. *Journal of Health & Development*. 2013;2(1):1-11. Persian.
15. Zazouli MA, Yazdani J, Balarak D, Ebrahimi M, Mahdavi Y. Investigating the removal rate of acid Blue 113 from aqueous solution by canola (*Brassica Napus*). *J Mazandaran Univ Med Sci*. 2013;22(2):71-8.
16. Hamzeh Y, Izadyar S, Azadeh E, Abyaz A, Asadollahi Y. Application of canola stalkswaste as adsorbent of acid orange 7 from aqueous solution. *Iran J Health Environ*. 2011;4(1):48-56.
17. Padmesh TV, Vijayaraghavan K, Sekaran G, Velan M. Batch and column studies on biosorption of acid dyes on fresh water macro alga *Azolla filiculoides*. *J Hazard Mater*. 2005 Oct 17;125(1-3):121-9.
18. Vafaei F, Khataee AR, Movafeghi A, Salehi Lisar SY, Zarei M. Bioremoval of an azo dye by *Azolla filiculoides*: Study of growth, photosynthetic pigments and antioxidant enzymes status. *Int Biodeter Biodegr*. 2012 Nov 8;75:194-200.
19. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Pyrocatechol removal from aqueous solutions by using azolla filiculoides. *Health Scope*. 2013 May;2(1):25-30.
20. Padmesh TVN, Vijayaraghavan K, Sekaran G, Velan M. Application of *Azolla rongpong* on biosorption of acid red 88, acid green 3, acid orange 7 and acid blue 15 from synthetic solutions. *Chemical Engineering J*. 2006 Sep;122(1-2):55-63.
21. Tan CY, Li G, Lu XQ, Chen ZL. Biosorption of basic orange using dried *A. filiculoides*. *Ecol Eng*. 2010 Oct;36(10):1333-40.
22. Pandey VC. Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2012 Aug;82:8-12.
23. Bennicelli R, Stepniewska Z, Banach A, Szajnocha K, Ostrowski J. The ability of *Azolla caroliniana* to remove heavy metals (Hg(II), Cr(III), Cr(VI)) from municipal waste water. *Chemosphere*. 2004 Apr;55(1):141-6.
24. Zhao M, Duncan JR. Removal and recovery of nickel from aqueous solution and electroplating rinse effluent using *Azolla filiculoides*. *Process Biochemistry*. 1998 Mar;33(3):249-55.
25. Zhao M, Duncan JR, Van Hille RP. Removal and recovery of zinc from solution and electroplating effluent using *Azolla filiculoides*. *Water Research*. 1999 Apr;33(6):1516-22.
26. Asgari Gh, Sidmohammadi A, Ebrahimi A, Gholami Z, Hoseinzadeh E. Study on phenol removing by using modified zolite (Clinoptilolite)

- with FeCl_3 from aqueous solutions. *J Health Syst Res.* 2010;6:848-57.
27. Yousef RI, El-Eswed B, Al-Muhtaseb AH. Adsorption characteristics of natural zeolites as solid adsorbents for phenol removal from aqueous solutions: kinetics, mechanism, and thermodynamics studies. *Chem Eng J.* 2011 Jul 15; 171(3):1143-9.
28. Subramanyam B, Das A. Study of the adsorption of phenol by two soils based on kinetic and isotherm modeling analyses. *Desalination.* 2009 Dec 25;249(3):914-21.
29. Samarghandi MR, Noori Sepehr M, Zarrabi M, Norouzi M, Amraie F. Mechanism and removal efficiency of C.I. acid Black 1 by pumice stone adsorbent. *Iran J Health Environ.* 2011;3(4):399-410.
30. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Effect of *Azolla filiculoides* on removal of reactive red 198 in aqueous solution. *J Adv Environ Health Res.* 2013;1(1):44-50.
31. Hameed BH, Rahman AA. Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption onto activated carbon prepared from biomass material. *J Hazard Mater.* 2008 Dec 30;160(2-3):576-81.
32. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Application of *Azolla* for 2-chlorophenol and 4-chlorophenol removal from aqueous solutions. *Iranian Journal of Health Sciences.* 2013;1(2):43-55. Persian.
33. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y, Ebrahim M. Adsorption rate of 198 reactive red dye from aqueous solutions by using activated red mud. *Iranian Journal of Health Sciences.* 2013;1(1):36-43. Persian.
34. Banat FA, Al-Bashir B, Al-Asheh S, Hayajneh O. Adsorption of phenol by bentonite. *Environ Pollut.* 2000 Mar;107(3):391-8.
35. Daraei H, Manshoury M, Yazdanbakhsh AR. Removal of phenol from aqueous solution using ostrich feathers ash. *J Mazandaran Univ Med Sci.* 2009;20(79):81-7.
36. Dursun AY, Kalayci CS. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of phenol onto chitin. *J Hazard Mater.* 2005 Aug 31;123(1-3):151-7.
37. Roostaei N, Tezel FH. Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption. *J Environ Manage.* 2004 Feb;70(2):157-64.
38. Qadeer RA. Study of the Adsorption of phenol by activated carbon from aqueous solutions. *Turk J Chem.* 2002; 26:357-61.
39. Diyanati RA, Balarak D, Ghasemi SM. Survey of efficiency agricultural waste in removal of acid orange 7(AO7) dyes from aqueous solution: kinetic and equilibrium study. *Iranian Journal of Health Sciences.* 2(2013):35-40.
40. Mittal A, Kaur D, Malviya A, Mittal J, Gupta VK. Adsorption studies on the removal of coloring agent phenol red from wastewater using waste materials as adsorbents. *J Colloid Interface Sci.* 2009 Sep 15;337(2):345-54.
41. Varghese S, Vinod VP, Anirudhan TS. Kinetic and equilibrium characterization of phenols adsorption onto a novel activated carbon in water treatment. *Indian J Chem Technol.* 2004 Nov; 11(6):825-33.
42. Bertocchi AF, Ghiani M, Peretti R, Zucca A. Red mud and fly ash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn. *J Hazard Mater.* 2006 Jun 30;134(1-3):112-9.
43. Rahmani A, Asgari G. Removal of phenol from aqueous solutions using pumice modified with copper. *Sci J Hamdan Univ Med Sci.* 2010;17(4):50-6.
44. Shokohi R, Jafari SJ, Shirzad Siboni M, Gamar N, Saidi S. Removal of Acid Blue 113(AB113) dye from aqueous solution by adsorption onto activated red mud: a kinetic and equilibrium study. *Sci J Kurdistan Univ Med Sci.* 2011;16(2):55-65.
45. Liu QS, Zheng T, Wang P, Jiang JP, Li N. Adsorption isotherm, kinetic and mechanism studies of some substituted phenols on activated carbon fibers. *Chem Eng J.* 2010 Mar 1;157(2-3): 348-56.
46. Dursun G, Cicek H, Dursun AY. Adsorption of phenol from aqueous solution by using carbonised beet pulp. *J Hazard Mater.* 2005 Oct 17;125(1-3):175-82.
47. Alkaram UF, Mukhlis AA, Al-Dujaili AH. The removal of phenol from aqueous solutions by adsorption using surfactant-modified bentonite and kaolinite. *J Hazard Mater.* 2009 Sep 30;169(1-3):324-32.
48. Zazouli MA, Mahdavi Y, Bazrafshan E, Balarak D. Phytodegradation potential of bisphenol A from aqueous solution by *Azolla Filiculoides*. *J Environ Health Sci Eng.* 2014 Apr;12:66.

Comparison of Modified Canola and Azolla Efficiencies in Phenol Adsorption from Aqueous Solutions: An Adsorption Isotherm and Kinetics Study

Ramazan Ali Diyanati Tilaki¹, Zabihollah Yousefi², Jamshid Yazdani Charati³, Davoud Balarak⁴

Abstract

Background: The presence of phenol in water and wastewater, due to its toxic threat to human life and environment, is a major concern. The purpose of this study was to investigate the rate of phenol adsorption by modified Azolla and Canola.

Methods: This study was conducted at laboratory scale. In this study the effect of various parameters on adsorption performance was investigated and isotherms and kinetics adsorption were determined. In order to measure the specific surface area of adsorbents the BET isotherm technique was carried out. The concentration of phenol in samples was measured by HPLC instrument.

Results: Removal efficiency increased with increase of adsorbent dose and contact time and decrease of the initial concentration of phenol. Optimal phenol removal was obtained at pH =3, adsorbent dose of 10 g/L and contact time of 90 and 120 min for Azolla and Canola biomass respectively. Coefficients showed that the best isotherms for Azolla and Canola adsorbents are Langmuir and Freundlich respectively. The reaction rate for both adsorbents agrees with the pseudo-second order kinetics model. Based on the Langmuir model, the maximum adsorption capacities were calculated to be 11.2 and 9.4 mg/g for Azolla and Canola biomasses respectively.

Conclusion: According to the obtained results, Azolla and Canola biomass can be used as efficient and cost-effective adsorbents for treatment of industrial effluents.

Keywords: Azolla, Canola, Phenol, Adsorption isotherm, Wastewater treatment

1- Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

2- Professor, Health Sciences Research Center, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

3- Assistant Professor, Health Sciences Research Center, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

4- Lecturer, Health Promotion Research Center, School of Public Health, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

Corresponding Author: Davoud Balarak **Email:** dbalarak2@gmail.com

Address: Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Zahedan University of Medical Sciences, Zahedan, Iran

Tel/Fax: 0541-244-8584