

بهینه‌سازی فرآیند جذب آنیلین از محلول‌های آبی توسط بنتونیت خام و اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی با استفاده از مدل تاگوچی

فاطمه طاهرخانی*، دکتر مصطفی لیلی**، منیره طرلانی آذر*، دکتر جواد فردهال***

دریافت: ۹۳/۹/۱۶ پذیرش: ۹۳/۱۲/۹

چکیده:

مقدمه و هدف: آنیلین ترکیب آلی و پرکاربرد در صنایع مختلف می‌باشد. ورود این ترکیب به محیط مشکلات متعددی را در پی دارد. بنابراین، بررسی روش‌های کارآمد و عملی برای حذف آنیلین از فاضلاب‌های این صنایع امری در خور توجه می‌باشد. مدل تاگوچی مدلی برای تحلیل آزمایش‌ها می‌باشد که با استفاده از تعداد معینی آزمایش میزان تأثیر و سطوح بهینه عوامل مؤثر را پیش‌بینی می‌نماید. این مطالعه با هدف بهینه‌سازی فرآیند جذب آنیلین توسط بنتونیت خام و بنتونیت اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی با استفاده از مدل تاگوچی انجام شد.

روش کار: در مطالعه تجربی حاضر، ابتدا جاذب‌های بنتونیت خام و بنتونیت اصلاح شده طی چند مرحله آماده شد. در مرحله بعد تأثیر E عامل اصلی (غلظت آلاینده، زمان تماس، pH، دوز جاذب) در E سطح، توسط ماتریکس ترکیبی L_{16} انتخاب و آزمایشات در این ماتریکس انجام شد. همچنین عوامل بر اساس مقدار R رتبه‌بندی گردید. سپس داده‌ها با نرم افزار Minitab17 مورد تحلیل قرار گرفت. در نهایت میزان جذب آنیلین بر روی بنتونیت خام و اصلاح شده در شرایط بهینه تعیین گردید.

نتایج: بهینه‌سازی فرآیند جذب با مدل تاگوچی نشان داد که عوامل مورد نظر جهت بهینه‌سازی شرایط بر اساس اهمیت به ترتیب برابر زمان تماس ۳۶۰ دقیقه، $pH=10$ ، غلظت اولیه آنیلین 300 mg/L و دوز جاذب 40 g/L می‌باشد. همچنین حداکثر راندمان جذب آنیلین بر روی بنتونیت اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی و بنتونیت خام در شرایط بهینه برابر با $81/86$ و $8/75$ درصد تعیین شد. ایزوترم لانگموئر و سینتیک درجه دوم کاذب بیشترین تطابق را با داده‌های مطالعه نشان داد. **نتیجه‌نهایی:** نتایج این مطالعه نشان داد بنتونیت اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی کارایی بالایی در حذف آنیلین دارد. در عین حال قیمت ارزان و دسترسی آسان سبب می‌شود بنتونیت به عنوان جاذب مطلوبی مد نظر قرار گیرد.

کلید واژه‌ها: آنیلین / بنتونیت / سورفاکتانت

مقدمه:

به عنوان آنتی اکسیدانت استفاده می‌شوند. بیشترین کاربرد آنیلین برای تهیه متیلن دی فنل دی ایزو سیانات می‌باشد (۳). آنیلین در صنایع متعددی همچون صنایع رنگ، پلیمر، آفت کش‌ها، علف کش‌ها، رزین‌های شیمیایی، آنتی‌اکسیدان‌ها، داروسازی، لاستیک سازی، پلاستیک سازی، مواد منفجره، حلال در عطرها و روغن‌های جلا و پتروشیمی بکار می‌رود (۶-۳).

بیش از ۱۵۰ ترکیب از آنیلین مشتق می‌شوند. در ایالات متحده آمریکا، ۶۲ نوع واحد صنعتی از آنیلین استفاده و یا تولید کننده آن هستند. میزان تولید آنیلین

امروزه بیش از ۵۰۰ هزار ترکیب آلی در جهان وجود دارد و سالیانه هزاران ترکیب جدید دیگر به این مجموعه اضافه می‌گردد در نتیجه ترکیبات آلی فرار (VOC) و ترکیبات آلی سمی فرار (VTOC) در شبکه‌های جمع آوری و واحدهای تصفیه فاضلاب مشاهده می‌شود (۲،۱). این امر ضرورت به کارگیری روش‌های حذف با توانایی بالا را ایجاد می‌کند. آنیلین مایع بی رنگ و روغنی با فرمول شیمیایی $C_6H_5NH_2$ می‌باشد. برخی از مهم‌ترین مشتقات آنیلین شامل فنیل اندی آمین و دی فنل آمین است که

* کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی همدان

** استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی همدان (mostafa.leili@gmail.com)

*** استادیار گروه آمار زیستی و اپیدمیولوژی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی همدان

می‌باشد. بنتونیت نوعی رس معدنی بسیار غنی می‌باشد که بطور گسترده به عنوان جاذب مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۷).

ماده معدنی بنتونیت با فرمول عمومی $(\text{Na})_{0.7}(\text{Al}_{3.3}\text{Mg}_{0.7})\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ یک رس کریستالی از خانواده رس‌های اسمکتیت با دو لایه ۴ وجهی و یک لایه ۸ وجهی است که حالت صفحه‌ای با قطر تقریبی یک میکرومتر دارد. توانایی جذب بنتونیت در نتیجه وجود ترکیبات معدنی اصلی مانند مونتوریلونیت، اسمکتیت و رس می‌باشد (۱۸). ساختار شبکه‌ای بنتونیت امکان واکنش‌های تبادل کاتیونی و جذب آلاینده‌ها را بوجود می‌آورد.

جایگزینی Al^{3+} به جای Si^{4+} در لایه‌های چهار وجهی و جایگزینی Mg^{2+} و Zn^{2+} در لایه‌های هشت وجهی موجب ایجاد یک بار منفی خالص در خاک می‌شود. این عدم توازن بار الکتریکی توسط کاتیون‌های داخلی (عمدتاً Na^+ و Ca^{2+}) خنثی و جبران شده و در نتیجه مونتوریلونیت خواص فیزیکوشیمیایی ویژه‌ای از قبیل سطح تماس زیاد، نرمی، قابلیت تورم، قدرت جذب و چسبندگی بالا، پایداری مکانیکی مناسب، اینرسی شیمیایی و توانایی بالا برای ایجاد سوسپانسیون در غلظت‌های پایین می‌یابد (۱۹،۲۰).

از طرفی اصلاح بنتونیت با مواد آلی امکان جذب آلاینده‌های غیر یونی و ترکیبات آلی آروماتیک از فاضلاب‌های صنعتی را فراهم می‌نماید (۱۷،۲۱) مطالعات زیادی در زمینه کاربرد بنتونیت اصلاح شده در حذف فلزات سنگین، رنگ‌ها، گازها، ترکیبات آلی (بنزوئیک اسیدها)، کاتکول، کلروبنزن، فنل و سایر آلاینده‌های محیطی انجام شده است. شبکه بار منفی حاصل از یون‌های آلومینیوم موجود در ساختار بنتونیت مانع از تبادل آنیون‌ها می‌شود (۱۹-۱۷). Hajian و Rawajfih برای جذب آنیون‌ها، بار سطح را با استفاده از سورفاکتانت هگزا دسیل تری متیل آمونیوم بروماید (HDTMAB) و پلی اتیلن گلیکول بوتیل اتر (PEGBE) به بار مثبت تغییر دادند (۲۲،۲۳). سورفاکتانت‌های کاتیونی تمایل بالایی برای مبادله آنیونی داشته و می‌توانند برای اصلاح سطح خارجی بنتونیت طبیعی بکار روند. سورفاکتانت‌ها معمولاً دارای زنجیره بلند آلکیل با یک گروه کوارترنری آمونیوم در انتهای زنجیره‌ی خود می‌باشند. استفاده از بنتونیت اصلاح شده با سورفاکتانت‌های کاتیونی برای حذف آلاینده‌ها از

در چین و ایالات متحده به ترتیب برابر ۴۵۷۰۰۰ و ۸۰۰۰۰ تن در سال است. در ایران نیز با توجه به وجود صنایع مختلف پتروشیمی، تولید لاستیک و رنگ و نیاز سالانه ۱۵۶ تن، این ترکیب به میزان بالایی در خط تولید و در پساب خروجی این صنایع وجود داشته و به دلیل اثرات بهداشتی و زیست محیطی، حذف آن از اولویت‌های بالایی برخوردار است (۷).

آنیلین سمیت بالایی داشته و به سرعت از طریق پوست جذب می‌شود و در صورت بلع یا تنفس بخارات آن، باعث تبدیل هموگلوبین به مت هموگلوبین و سیانوزیس می‌شود (۸). مواجهه طولانی و مستمر با آنیلین منجر به کاهش اشتها و وزن، کم خونی، اثر بر سیستم عصبی، تخریب کلیه، کبد و مغز استخوان می‌شود (۵،۹). آنیلین از طریق فاضلاب صنایع و همچنین کاربرد مستقیم در خاک وارد محیط زیست می‌شود. آنیلین مشمول قانونگذاری مستقیم جوامع اقتصادی اروپا (EEC) بوده و در فهرست آلاینده‌های اولیه U.S. EPA قرار دارد (۸،۹). حد مجاز آنیلین در آب‌های پذیرنده در چین (استانداردهای ملی چین -GB8978-1996) ۱ mg/L می‌باشد. در کانادا مقدار راهنمای آنیلین در آب‌های شیرین جهت حفظ حیات آبزیان ۲/۲ mg/L می‌باشد و در آمریکا حد مجاز آن در آب‌های زیرزمینی ۶ mg/L تعیین شده است (۶). سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA)، حداکثر غلظت مجاز (MCL) آنیلین در آب را برابر ۵ μg/L ذکر نموده است (۱۰).

بنابراین، تصفیه فاضلاب‌های حاوی آنیلین نیازمند به کارگیری روش‌های تصفیه و حذف مؤثر می‌باشند. تجزیه فتوکاتالیستی، تجزیه بیولوژیکی، اکسیداسیون پیشرفته، فرآیندهای غشایی و استخراج در حلال از جمله روش‌هایی است که در تصفیه این نوع فاضلاب‌ها بررسی شده است. محدودیت فرآیندهای تصفیه متداول با وجود سمیت آنیلین، مسائل اقتصادی و یا عملیاتی محققین را به یافتن روش‌های دیگری ترغیب می‌نماید (۵،۱۱،۱۲).

جذب سطحی به عنوان روش عمومی و مؤثر در حذف آلاینده‌ها به دلیل انعطاف‌پذیری در طراحی و اجرا، کاربرد بسیار گسترده‌ای در تصفیه آب و فاضلاب دارد (۱۳). در سال‌های اخیر استفاده از جاذب‌های طبیعی، ارزان‌قیمت و معدنی در تصفیه فاضلاب‌ها به سبب فراوانی و هزینه پایین رو به افزایش است (۱۳، ۱۴-۱۵). خاک رس از گزینه‌های کم هزینه و قابل دسترس در اکثر مناطق

آنیلین در نمونه‌های مورد بررسی با استفاده از اسپکتروفوتومتر UV-VIS (مدل DR-5000, Hatch) در طول موج ۲۸۶ nm تعیین شد (۲۸). خاطر نشان می‌شود جهت اعتبار بخشی، جذب توسط HPLC نیز انجام و نتایج آن با نتایج حاصل از اسپکتروفوتومتر مقایسه شد که اختلاف معنی دار نبوده بنابراین در ادامه برای اندازه‌گیری غلظت‌های اولیه و پایانی آنیلین از اسپکتروفوتومتر استفاده شد.

طراحی آزمایش‌ها با روش تاگوچی: بهینه‌سازی شرایط و عوامل مؤثر در این مطالعه با استفاده از روش طراحی آزمایش تاگوچی انجام گرفت. برای بکارگیری مدل تاگوچی از ۴ متغیر ۴ سطحی استفاده شد. جدول ۱ متغیرهای تعیین شده به همراه سطوح آنها را نشان می‌دهد.

جدول ۱: عوامل مورد بررسی در بهینه‌سازی به همراه سطوح

عامل	سطح ۱	سطح ۲	سطح ۳	سطح ۴
غلظت آلاینده (mg/L)	۵۰	۱۰۰	۳۰۰	۵۰۰
زمان (min)	۶۰	۱۲۰	۲۴۰	۳۶۰
pH	۳	۸	۱۰	۱۲
غلظت جاذب (g/L)	۱۰	۲۰	۴۰	۶۰

سنجش آماری برای روش تاگوچی: برای تحلیل و سنجش دقیق‌تر نتایج آزمایش‌های طراحی شده با مدل تاگوچی از یک تابع پاسخ تبدیل یافته که به صورت علامت هر اثر (S) به اثرات ناشی از خطا (N) تعریف می‌گردد، استفاده می‌شود. مزیت استفاده از این پاسخ جدید در تحلیل‌های آماری، نسبت به پاسخ اولیه، مقایسه بزرگی اثرات ناشی از هر عامل اصلی با اثرات ناشی از عوامل خطا در اندازه‌گیری است که در نتیجه باعث برداشت دقیق‌تری از تأثیر واقعی عوامل بر سامانه می‌شود. نحوه‌ی محاسبه‌ی نسبت S/N از معادله ۱ پیروی می‌کند (۲۹،۳۰).

$$\frac{S}{N} = 10 \log \left[\frac{\sum \left(\frac{1}{y_i^2} \right)}{n} \right] \quad \text{معادله ۱}$$

در این معادله y پاسخ بدست آمده از آزمایش و n تعداد تکرار آزمایش می‌باشد. برای استفاده از این روش باید n بزرگتر از ۱ باشد و بالاترین مقدار S/N، مربوط به هر متغیر، شرایط آزمایش بهینه را نشان می‌دهد. بر اساس معادله ۲، مقدار R محاسبه می‌گردد. در نرم افزار Minitab که در این مطالعه استفاده شد پارامتر دلتا نشان‌دهنده بیشترین اختلاف بین میانگین مقادیر سطوح در هر ستون

محیط‌های آبی توسط برخی محققین مورد مطالعه قرار گرفته است (۳۲، ۲۵-۲۱).

این مطالعه با هدف بهینه‌سازی فرآیند جذب آنیلین بر روی بنتونیت خام و بنتونیت اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی با بررسی مهمترین عوامل مؤثر بر فرایند یعنی غلظت اولیه آلاینده، زمان تماس، pH و دوز جاذب با استفاده از مدل تاگوچی انجام شد.

روش کار:

مواد: در این مطالعه تجربی آنیلین (C₆H₅NH₂; CAS (NO: 57-09-0)، هگزا دسیل تری متیل آمونیوم بروماید (C₁₉H₄₂BrN) و پلی اتیلن گلیکول (PEG) از شرکت مرک آلمان خریداری شد. همچنین بنتونیت از معادن بنتونیت زنجان تهیه گردید. بنتونیت تهیه شده طی مراحل زیر اصلاح شد:

- تهیه بنتونیت سدیمی: بنتونیت نوع کلسیمی از الک ۰/۱۵ میلیمتری عبور داده شد. مقدار مشخصی از بنتونیت حاصل به محلول Na₂CO₃ یک مولار اضافه و به مدت ۳ ساعت با ۸۰۰ دور در دقیقه هم زده شد. به منظور انحلال CaCO₃ محلول HCl قطره قطره به سوسپانسیون اضافه گردید. سپس ذرات جامد با کمک صافی کاغذی واتمن از مخلوط جداسازی و تا زمانیکه پساب خروجی عاری از یون کلرید شود با آب مقطر شستشو داده شد. شناسایی یون کلرید با افزودن محلول AgNO₃ به پساب صورت گرفت. در نهایت ماده حاصل به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۱۰ درجه سانتی‌گراد خشک گردید (۲۶،۲۷).

- اصلاح بنتونیت سدیمی (ارگانو بنتونیت): به منظور اصلاح بنتونیت سدیمی با سورفاکتانت هگزا دسیل تری متیل آمونیوم بروماید ۲۰۰ میلی‌لیتر از محلول ۴ درصد سورفاکتانت به همراه ۲۰ گرم بنتونیت سدیمی به مدت ۲۴ ساعت توسط شیکر هم زده شد. سپس بنتونیت به کمک صافی کاغذی از محلول جداسازی و پس از چند بار شستشو با آب مقطر در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد خشک شد (۲۵،۲۷).

جهت اصلاح با سورفاکتانت کاتیونی پلی اتیلن گلیکول، ۲ گرم پلی (اتیلن گلیکول) بوتیل اتر و ۵۰g بنتونیت سدیمی در یک لیتر آب مقطر مخلوط و بر روی همزن با دور ۶۰۰rpm به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شد. سپس سوسپانسیون حاصل در دمای اتاق خشک شد (۲۶).

- سنجش غلظت آنیلین در پساب سنتتیک: غلظت آنیلین

نتایج:

آزمایش‌های طراحی شده با مدل تاگوچی شامل ۱۶ (L₁₆) آزمایش بود. با توجه به استفاده از روش S/N تاگوچی در این مطالعه نتایج حاصل از اندازه‌گیری درصد حذف آنیلین، با دو بار اندازه‌گیری گزارش گردید و نتایج بهتر و بررسی دقیق‌تری از نتایج به دست آمد و با استفاده از آنها نسبت‌های S/N برای هر آزمایش محاسبه شد که در جداول ۲ و ۳ ارائه شده است.

جدول ۲: آزمایش‌های طراحی شده (L-16) با روش تاگوچی

برای بهینه‌سازی حذف آنیلین و نتایج آن

آزمایش شماره	سطوح طراحی آزمایش				تصادفی آزمایش	کارایی (%)
	غلظت آلاینده	زمان	pH	غلظت جاذب		
۱	۳۰۰	۱۲۰	۱۲	۴۰	۶۷/۷۶	۳
۲	۳۰۰	۲۴۰	۳	۲۰	۶۹/۱۲	۱۶
۳	۱۰۰	۲۴۰	۱۲	۱۰	۶۱/۳۴	۱۴
۴	۵۰۰	۶۰	۱۲	۲۰	۵۴/۷۷	۱۲
۵	۱۰۰	۱۲۰	۳	۶۰	۵۶/۸۸	۱
۶	۵۰	۶۰	۳	۱۰	۳۶/۰۲	۱۰
۷	۵۰۰	۱۲۰	۱۰	۱۰	۵۸/۴۹	۸
۸	۵۰۰	۲۴۰	۸	۶۰	۶۲/۹۳	۹
۹	۱۰۰	۶۰	۸	۴۰	۵۰/۳۷	۶
۱۰	۵۰	۲۴۰	۱۰	۴۰	۷۵/۶۸	۷
۱۱	۵۰۰	۲۶۰	۳	۴۰	۶۴/۵۵	۲
۱۲	۵۰	۲۶۰	۱۲	۶۰	۷۴/۵۴	۱۳
۱۳	۳۰۰	۳۶۰	۸	۱۰	۷۳/۸۹	۴
۱۴	۱۰۰	۳۶۰	۱۰	۲۰	۷۷/۲۸	۱۵
۱۵	۳۰۰	۶۰	۱۰	۶۰	۶۲/۳۴	۵
۱۶	۵۰	۱۲۰	۸	۲۰	۵۷/۲۶	۱۱

جدول ۳: مقادیر بدست آمده برای S/N

سطح	غلظت آلاینده	زمان	pH	دوز جاذب
۱	۳۵/۳۰	۳۳/۹۴	۳۴/۷۹	۳۴/۸۹
۲	۳۵/۶۵	۳۵/۵۴	۳۵/۶۲	۳۶/۱۰
۳	۳۶/۶۷	۳۶/۵۲	۳۶/۶۴	۳۶/۱۱
۴	۳۵/۵۷	۳۷/۱۸	۳۶/۱۴	۳۶/۱۰
دلته	۱/۳۷	۳/۲۴	۱/۸۵	۱/۲۲
ترتیب اهمیت پارامترها	۳	۱	۲	۴

پس از تجزیه و تحلیل نتایج حاصل از مقادیر بدست آمده برای نسبت‌های S/N شرایط بهینه حاصل گردید که در جدول ۴ نشان داده شده است.

جدول ۴: شرایط بهینه بدست آمده از تحلیل نسبت‌های S/N

عامل	سطح	مقدار پاسخ S/N
غلظت آلاینده	۳	۳۰۰ mg/L
زمان تماس	۴	۳۶۰ min
pH	۳	۱۰
دوزجاذب	۳	۴۰ g/L

تأثیر عوامل محیطی از قبیل غلظت آلاینده، زمان تماس، pH محیط و دوز جاذب بر کارایی و عملکرد حذف مورد بررسی قرار گرفت که نتایج آن در شکل ۱ ارائه شده است.

می‌باشد که با محاسبه دلته، به هر کدام از متغیرها یک رتبه تعلق می‌گیرد. بزرگترین مقدار دلته، نشان دهنده اثرگذارترین متغیر یا پارامتر است که نتایج بر این اساس در جدول ۳ رتبه‌بندی شده است (۳۰).

معادله ۲ $R = (\text{high S/N} - \text{low S/N})$ پس از محاسبه‌ی S/N از آنالیز واریانس (ANOVA) برای تحلیل نتایج استفاده شد. تمام محاسبات بر اساس نرم افزار آماری Minitab® 17.1.0 انجام شد.

مطالعات ایزوترم و سینتیک جذب آنیلین: برای ارزیابی کارایی انتقال آنیلین از فاز محلول به جاذب، ایزوترم و سینتیک جذب تحت شرایط غلظت اولیه آنیلین ۶۰۰ mg/L - ۱۰۰۰، دوز جاذب ۴۰ g/L و زمان ۳۰ تا ۶۰ دقیقه مورد مطالعه قرار گرفت. در زمان‌های مورد نظر غلظت آنیلین اندازه‌گیری شد و براساس روابط موجود کارایی حذف در زمان‌های مورد نظر سنجش شد. برای بررسی سینتیک از رایجترین سینتیک‌های مورد استفاده یعنی سینتیک درجه اول و دوم کاذب و ایزوترم نیز از ایزوترم‌های لانگموئر و فروندلیخ استفاده شد (معادلات ۳ تا ۶) (۳۸، ۱۱، ۱۵).

معادله ۳: سینتیک درجه اول کاذب:

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1(q_{e_2} - q_t)$$

معادله ۴: سینتیک درجه دوم کاذب:

$$\frac{t}{q_t} = K_2(q_{e_2} - q_t)^2$$

معادله ۵: ایزوترم جذب لانگموئر:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L} q_{max} + \frac{C_e}{q_{max}}$$

معادله ۵: ایزوترم جذب فروندلیخ:

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_e$$

در معادلات بالا:

q_t : مقدار آنیلین جذب شده در زمان t (mg/g)

K_1 : ثابت سرعت واکنش درجه اول کاذب (min^{-1})

q_{e1} : مقدار آنیلین جذب شده در حالت تعادل (mg/g)

K_2 : ثابت سرعت واکنش درجه دوم کاذب (min^{-1})

C_e : غلظت آنیلین در حالت تعادل (mg/L)

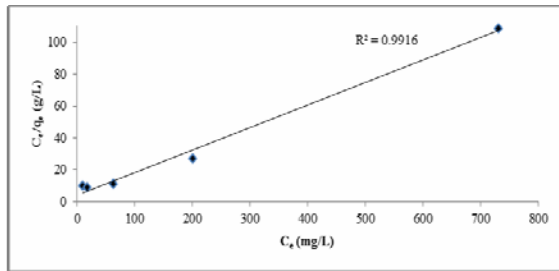
K_L : ثابت جذب لانگموئر

q_{max} : حداکثر ظرفیت جذب (mg/g)

K_f : ثابت جذب فروندلیخ

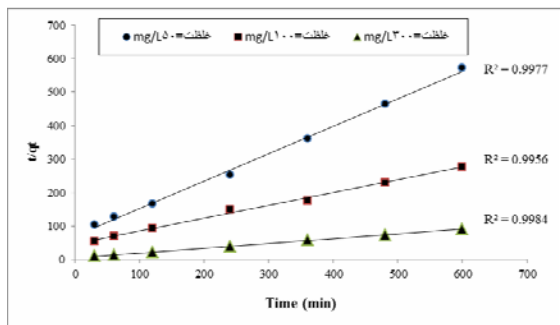
n: پارامتر تجربی نشان دهنده شدت جذب می‌باشد.

ایزوترم جذب دارای مقادیر ثابت معینی است که مشخصات سطح و وابستگی جاذب و ظرفیت جذب آلاینده‌های مختلف را مشخص می‌کند که از این اطلاعات برای طراحی سیستم‌های جذبی استفاده می‌شود. ایزوترم‌های فروندلیخ و لانگموئر بصورت متداول و گسترده‌ای جهت تعیین ایزوترم فرایندها مورد استفاده قرار می‌گیرند. بنابراین، در این مطالعه نیز از این دو ایزوترم استفاده شد که نتایج آن در شکل ۳ نشان داده شده است.



شکل ۳: ایزوترم جذب لانگموئر در جذب آنیلین بر روی بنتونیت اصلاح شده با HDTMABr

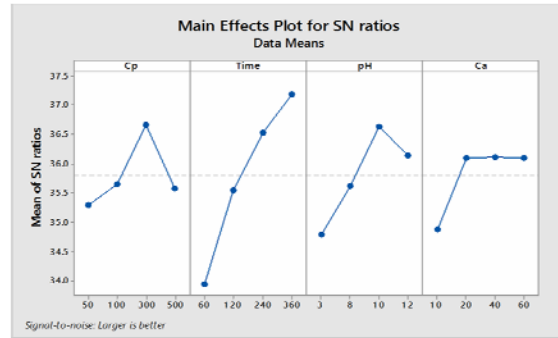
همانطور که مشاهده می‌شود ضریب همبستگی و تناسب داده‌ها با ایزوترم لانگموئر بسیار مناسب ($R^2 > 0.99$) می‌باشد ولی در مورد ایزوترم فروندلیخ (که نمودار آن ارائه نشده است) $R^2 > 0.77$ بدست آمد. مطالعات سینتیک جذب آنیلین بر روی بنتونیت اصلاح شده با HDTMABr نیز در شکل ۴ نمایش داده شده است. برای بررسی سینتیک از معادلات درجه ۱ و ۲ کاذب استفاده شد که عموماً واکنش‌های جذب از این سینتیک‌ها پیروی می‌کنند (۴، ۹، ۱۱، ۱۵، ۱۶).



شکل ۴: منحنی سینتیک معادله درجه دوم کاذب در جذب آنیلین بر روی بنتونیت اصلاح شده با HDTMABr

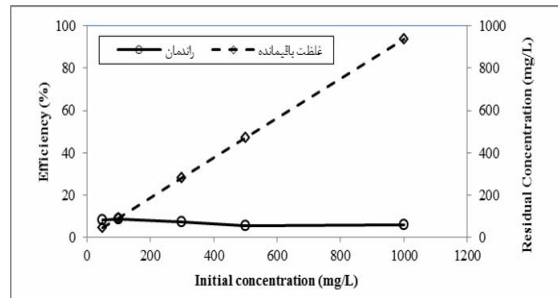
بحث:

تأثیر عوامل محیطی بر کارایی و عملکرد حذف تأثیر غلظت آلاینده: در این مطالعه، غلظت آنیلین در ۴ سطح ۵۰، ۱۰۰، ۳۰۰ و ۵۰۰ mg/L مورد بررسی قرار

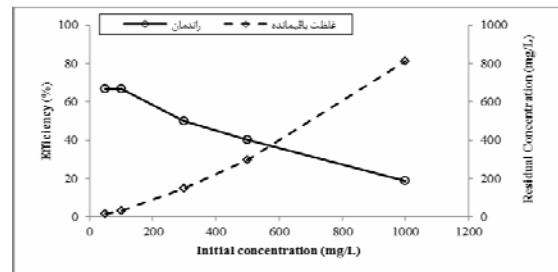


شکل ۱: نمودار نرخ S/N محاسبه شده برای حذف آنیلین در سطوح تعیین شده غلظت آنیلین، زمان تماس، pH، دوز جاذب

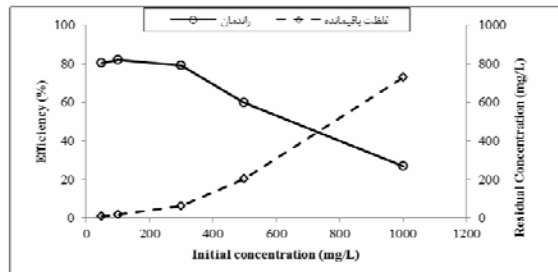
همچنین بررسی کارایی جذب آنیلین بر روی بنتونیت خام، بنتونیت اصلاح شده با (HDTMABr) و (PEG) در شرایط بهینه حاصل در مدل تاگوچی انجام گرفت که نتایج آن در شکل ۲ (الف، ب، ج) ارائه شده است.



الف



ب



ج

شکل ۲: کارایی جذب آنیلین در شرایط بهینه مدل تاگوچی در غلظت‌های مختلف

(الف) بر روی بنتونیت خام

(ب) بر روی بنتونیت اصلاح شده با PEG

(ج) بر روی بنتونیت اصلاح شده با HDTMABr

دقیقه (سطح ۱ به سطح ۴) میزان جذب آنیلین بیشتر می‌شود و در زمان ۳۶۰ دقیقه به نقطه تعادل می‌رسد و از آن به بعد به دلیل کامل شدن ظرفیت جذب و اشغال شدن فضاهای آزاد سطح جاذب که در ابتدا وجود داشت (۲۹،۳۳) ثابت می‌ماند (هرچند در نمودار این وضعیت نشان داده نشده است) ولی جهت تعیین نقطه تعادل در انجام آزمایشات، زمان واکنش برای مدت ۶۰۰ دقیقه افزایش یافت. نتایج این بررسی نشان داد که راندمان حذف برای زمان‌های ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۳۶۰، ۴۸۰ و ۶۰۰ دقیقه به ترتیب حدود ۶۲، ۷۳، ۷۹، ۸۳، ۸۵ و ۸۷ درصد می‌باشد. که بهترین نقطه همان زمان ۳۶۰ دقیقه انتخاب شد. در مطالعه کوپونکو و همکاران زمان تعادل جذب نیتروفنل‌ها بر روی بنتونیت‌های اصلاح شده با سورفاکتانت HDTMA و PEG به ترتیب برابر ۲ و ۸ ساعت تعیین شد (۲۵). همچنین زمان تعادل جذب بنزوئیک اسید بر روی بنتونیت‌های اصلاح شده با اکتا دسیل تری متیل آمونیوم کلراید (OTMAC) و هیدروکسید آلومینیوم برابر ۹۰ دقیقه بود (۳۴).

تأثیر pH محیط: pH محلول یکی از فاکتورهای کلیدی در فرآیند جذب می‌باشد pH محلول تغییرات عمده یونیزاسیون آنیلین و در نتیجه واکنش آن با سطح جاذب را تحت تأثیر قرار می‌دهد و ممکن است منجر به کاهش یا افزایش درصد جذب شود. آنیلین یک باز ضعیف است که می‌تواند به شکل یون مثبت آنیلنیوم تغییر یابد. در pH های بیشتر از مقدار pKa آنیلین به شکل یون مثبت و در pH های کمتر از مقدار pKa مولکول آنیلین به شکل خنثی است (۳۲). نتایج مطالعه حاضر نسبت S/N را به عنوان شاخصی از پاسخ سیستم به تغییرات مقدار pH و تأثیر آن بر درصد حذف آنیلین نشان می‌دهد. با افزایش pH از سطح ۱ تا سطح ۳ (۳ تا ۱۰) نرخ پاسخ S/N افزایش می‌یابد. با ادامه‌ی افزایش سطح ۳ به سطح ۴ (۱۰ به ۱۲) نرخ پاسخ S/N مجدداً کاهش می‌یابد. بنابراین، بهترین pH برابر با ۱۰ نشان داد. این نتیجه با مطالعه نورمردای بر روی حذف BTEX توسط مونت موریلونیت اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی مطابقت دارد (۳۵). عبدالسلام و همکاران نیز بیشترین میزان حذف آنیلین توسط نانوکامپوزیت نانولوله کربنی/ فریت را در pH=۱۰ گزارش دادند (۳۶). همچنین در مطالعه سن ترک و همکاران در بررسی کارایی بنتونیت اصلاح شده با CTAB در حذف فنل

گرفت. همان طور که در نتایج مشاهده می‌گردد، با افزایش میزان آنیلین، نسبت S/N که شاخصی از پاسخ سیستم به تغییرات غلظت آنیلین است تا سطح ۳ افزایش و مجدداً در سطح ۴ کاهش می‌یابد. طبق تحلیل‌های صورت گرفته در غلظت آنیلین ۳۰۰ mg/L بیشترین میزان پاسخ مشاهده شده است. این مقدار به عنوان مقدار بهینه گزارش می‌گردد. با افزایش غلظت اولیه آنیلین از ۳۰۰ به ۵۰۰ mg/L بازدهی کاهش می‌یابد که این امر ممکن است ناشی از محدود بودن تعداد محل‌های فعال روی جاذب باشد که در غلظت‌های بالای آنیلین اشباع می‌شود. به عبارت دیگر در غلظت‌های پایین میزان دسترسی ملکول‌های آنیلین به مکان‌های جذب بیشتر از غلظت‌های بالاست. از طرفی اصلاح بنتونیت توسط سورفاکتانت و تغییر بار سطحی آن، جایگاه‌های تبادل خارجی بیشتری در اختیار آنیون‌های NH_2^- آنیلین قرار می‌دهد و تا رسیدن به نقطه اشباع روند افزایشی داشته و بعد از آن به دلیل عدم قرارگیری اتصال بین مولکول‌های جاذب و آلاینده روند کاهش داشته و جذب کاهش می‌یابد (۳۱).

وو و همکاران در سال ۲۰۱۲ به بررسی حذف آلاینده‌های آلی بر روی زئولیت اصلاح شده با سورفاکتانت‌های آلی پرداخته و نشان دادند که مکانسیم‌های جذب آلاینده‌های آلی بر روی جاذب اصلاح شده با (HDTMA) شامل موارد ذیل می‌باشد:

۱) تعامل گونه‌های آنیونیک ترکیبات آلی با سر مثبت سورفاکتانت کاتیونی HDTMA در هر دو لایه درونی و بیرونی. در جذب درون لایه‌ای، حلقه بنزنی هیدروفوبیک در بین لایه‌های HDTMA قرار می‌گیرد و به دلیل تعامل هیدروفوبیکی بین حلقه بنزنی و دم زنجیره‌ای (C_{16}) HDTMA در محل تثبیت می‌گردد.

۲) هماهنگی اتم‌های الکترون دهنده‌ی ترکیبات آلی با سر مثبت HDTMA

۳) جذب ترکیبات آلی بدون بار بوسیله قسمت‌های هیدروفوبیک بین لایه‌های HDTMA (۳۲).

تأثیر زمان تماس: بر اساس نتایج بدست آمده، زمان تأثیرگذارترین پارامتر در مدل تاگوچی تعیین شد. جهت بررسی تأثیر زمان تماس در جذب آنیلین بر روی بنتونیت اصلاح شده از ۴ سطح استفاده گردید. همانطور که در نتایج ملاحظه می‌گردد با افزایش زمان از ۶۰ به ۳۶۰

شرایطی با غلظت اولیه آنیلین 300 mg/L ، زمان تماس 360 دقیقه، pH برابر ۱۰ و دوز جاذب 40 g/L کارایی حذف به حداکثر میزان خود خواهد رسید.

بررسی کارایی جذب آنیلین بر روی بنتونیت خام، بنتونیت اصلاح شده با (HDTMABr) و (PEG) در شرایط بهینه حاصل در مدل تاگوچی در بخش نتایج نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود در شرایط بهینه مدل تاگوچی با زمان تماس 360 دقیقه، pH برابر ۱۰، دوز جاذب 40 g/L و غلظت‌های مختلف بیشترین کارایی جذب آنیلین به ترتیب در بنتونیت اصلاح شده با (HDTMABr) و بنتونیت اصلاح شده با (PEG) و بنتونیت خام مشاهده شد.

سینتیک و ایزوترم جذب: آنالیز اطلاعات حاصل از ایزوترم به منظور توسعه معادله‌ای که توسط آن بتوان طراحی لازم را انجام داد، اهمیت فراوان دارد. علاوه بر این، از ایزوترم جذب می‌توان برای توصیف چگونگی واکنش ماده جذب شونده با جاذب و همچنین بهینه‌سازی مقدار کاربرد استفاده نمود. نتایج بدست آمده نشان داد که ایزوترم جذب آنیلین توسط بنتونیت اصلاح شده با (HDTMABr) تبعیت بیشتری از مدل ایزوترم لانگموئر با ضریب همبستگی $R^2 = 0.9916$ دارد. نتایج مطالعه‌ای که در سال ۲۰۱۲ توسط کورنیواوان و همکاران در جذب رنگ بر روی بنتونیت اصلاح شده انجام گرفت نیز نشان داد که جذب از ایزوترم لانگموئر پیروی می‌کند (۳۹).

همچنین برای درک دینامیک واکنش‌های جذب می‌توان اطلاعات حاصله از سینتیک جذب را مورد بررسی قرار داد. مطالعه سینتیک جذب به منظور پیش بینی سرعت جذب برای طراحی و مدل سازی فرآیند مفید است. نتایج حاصل از این بررسی نشان داد که سینتیک معادله درجه دوم کاذب بهترین مدل برای تعیین سرعت واکنش است (۳۸). در مطالعه‌ای که شن و همکاران در سال ۲۰۰۹ در جذب رنگ‌های آنیونی بر روی ارگانو بنتونیت انجام دادند نیز نشان داده شده است که جذب از منحنی سینتیک درجه دوم کاذب پیروی می‌کند (۴۰).

نتیجه نهایی:

مهمترین نتایج حاصل از این مطالعه عبارتند از: به کارگیری مدل تاگوچی جهت تعیین شرایط بهینه فرآیند جذب آنیلین بر روی بنتونیت اصلاح شده با (HDTMABr) نشان داد که زمان تماس مهمترین عامل

بیشترین کارایی فرایند جذب در $\text{pH} = 9$ تعیین شد (۳۷). تأثیر دوز جاذب: همانطور که در نتایج نشان داده شده است سطح ۳ دوز جاذب مورد استفاده در این مطالعه به عنوان بهترین میزان دوز جاذب مشخص شد. با افزایش دوز جاذب از سطح اول یعنی 10 g/L به سطح سوم یعنی 40 g/L ، نسبت S/N افزایش می‌یابد که بیانگر روند افزایشی کارایی حذف آنیلین در این محدوده است. همچنین با افزایش غلظت جاذب از 40 به 60 g/L ، میزان نسبت S/N ثابت می‌شود که نشان دهنده رسیدن به تعادل و عدم افزایش کارایی حذف آنیلین می‌باشد. افزایش کارایی حذف آنیلین تا دوز 40 g/L به دلیل افزایش تعداد جایگاه‌های جاذب و افزایش میزان دسترسی ملکول‌های آنیلین به مکان‌های فعال روی جاذب می‌باشد (۲۹). عدم افزایش راندمان یا ظرفیت جذب در دوزهای بالای جاذب به این ترتیب می‌تواند توجیه شود که هر چند تعداد جایگاه‌های جاذب و میزان دسترسی ملکول‌های آنیلین به مکان‌های فعال روی جاذب افزایش می‌یابد ولی با توجه به ثابت بودن غلظت و تعداد مولکول‌های آنیلین و در نتیجه ایجاد تعادل بین جاذب و آلاینده و احتمال واجذب آلاینده و همچنین احتمال تجمع ذرات جاذب (۳۸)، نتیجه کلی عدم افزایش کارایی و ظرفیت جذب در دوزهای بالای جاذب خواهد بود. در مطالعه تانگ و همکاران در سال ۲۰۱۲ بر روی جذب آنیلین و کاپرولاکتام بر روی کربن فعال گرانوله نتایج مشابه حاصل شد (۱۱). ژین و همکاران در بررسی کارایی چند نوع بنتونیت اصلاح شده در حذف بنزویک اسید، دوز بهینه جاذب‌های بررسی شده را 40 گرم بر لیتر گزارش دادند (۳۴). در مطالعه سن تورک و همکاران دوز بهینه بنتونیت اصلاح شده با ستیل تری متیل آمونیوم بروماید در حذف فنل حدود 20 گرم در لیتر تعیین شد (۳۷).

رتبه‌بندی عوامل بر اساس مقدار دلتا (تفاضل بیشترین و کمترین مقدار نسبت سیگنال به نویز برای هر عامل) انجام می‌شود. با توجه به نتایج تحلیل نسبت S/N، می‌توان شرایط بهینه نسبی را جهت دستیابی به بیشترین درصد حذف آنیلین بدست آورد. همانگونه که در نتایج ارائه گردیده است، با استفاده از سطحی از هر عامل که دارای بیشترین نسبت S/N نسبت به دیگر سطوح آن عامل است، بهترین پاسخ بدست می‌آید. بنابراین، در

بنتونیت اصلاح شده با (PEG) و بنتونیت خام برابر با ۸۱/۸۶، ۶۶/۵۸ و ۸/۷۵ می‌باشد.

بررسی سینتیک و ایزوترم جذب نشان داد که جذب آنیلین بر روی بنتونیت اصلاح شده با (HDTMABr)، از سینتیک درجه دوم کاذب و ایزوترم لانگموئر تبعیت می‌کند.

سپاسگزاری:

مقاله حاضر بخشی از طرح تحقیقاتی مصوب مرکز تحقیقات علوم بهداشتی دانشگاه علوم پزشکی همدان به شماره ۹۲۰۸۱۴۲۵۹۵ می‌باشد که نویسندگان از حمایت‌های این مرکز تشکر و قدردانی می‌نمایند.

References

1. Nemerow NL, Agardy FJ, Sullivan P, Salvato JA. Environmental engineering: Water, wastewater, soil and groundwater treatment and remediation. New York: John Wiley & Sons, 2000.
2. Rapoport Z. The chemistry of anilines. London: John Wiley & Sons, 2007.
3. Liu QY, Liu YX, Lu XJ. Combined photo-fenton and biological oxidation for the treatment of aniline wastewater. *Procedia Environ Sci*;12:341-8.
4. Delnavaz M, Ayati B, Ganjidoust H. [Reaction kinetics of aniline synthetic wastewater treatment by moving bed biofilm reactor]. *Iranian J Health Environ* 2009; 2 (1):76-87. (Persian)
5. Wu G-Q, Zhang X, Hui H, Yan J, Zhang Q-S, Wan J-L, et al. Adsorptive removal of aniline from aqueous solution by oxygen plasma irradiated bamboo based activated carbon. *Chem Eng J* 2012;185:201-10.
6. Liu J, Guan J, Lu M, Kan Q, Li Z. Hemoglobin immobilized with modified "fish-in-net" approach for the catalytic removal of aniline. *J Hazard Mater* 2012; 217:156-63.
7. Jonidi Jafari A. [Potocatalytic removal of aniline from synthetic wastewater using zno nanoparticle under ultraviolet irradiation]. *Iranian J Health Environ* 2012; 5(2):167-78. (Persian)
8. Jin Q, Hu Z, Jin Z, Qiu L, Zhong W, Pan Z. Biodegradation of aniline in an alkaline environment by a novel strain of the halophilic bacterium, *dietzia natronolimnaea* JQ-AN. *Bioresour Technol* 2012;117:148-54.
9. Shaobin H, Hussain I, Yongqing Z. Kinetics of the degradation of aniline using zero-valent iron in aqueous solution. *Int Poster J Sci Technol* 2011; 1(2-3): 64.
10. USEPA. OPPT chemical fact sheets, aniline fact

در افزایش کارایی حذف می‌باشد. نتایج بدست آمده برای نرخ‌های S/N در سطوح مختلف عوامل نشان داد که شرایط بهینه حذف در غلظت اولیه آنیلین ۳۰۰ mg/L، زمان تماس ۳۶۰ دقیقه، pH برابر ۱۰ و دوز جاذب ۴۰ g/L می‌باشد.

تحلیل نتایج نشان داد که از نظر درجه اهمیت به پاسخ پس از زمان تماس، به ترتیب pH، غلظت آنیلین و دوز جاذب قرار می‌گیرند.

مقایسه جذب آنیلین بر روی جاذب‌های مورد بررسی نشان داد که بالاترین میزان جذب در شرایط بهینه بدست آمده با استفاده از مدل تاگوچی در غلظت‌های مختلف به ترتیب بر روی بنتونیت اصلاح شده با (HDTMABr)،

sheet: support document. United States environmental protection agency; 1994 Dec. report no: CAS No.62-53-3.

11. Tang B, Lin Y, Yu P, Luo Y. Study of aniline/caprolactam mixture adsorption from aqueous solution onto granular activated carbon: Kinetics and equilibrium. *Chem Eng J* 2012;187:69-78.
12. O'Neill FJ, Bromley-Challenor KCA, Greenwood RJ, Knapp JS. Bacterial growth on aniline: implications for the biotreatment of industrial wastewater. *Water Res* 2000; 34: 4397-409.
13. Leili M, Moussavi G, Naddafi K. Degradation and mineralization of furfural in aqueous solutions using heterogeneous catalytic ozonation. *Desalin Water Treat* 2013; 51(34-36):6789-97.
14. Guo J, Chen S, Liu L, Li B, Yang P, Zhang L, et al. Adsorption of dye from wastewater using chitosan-CTAB modified bentonites. *J Colloid Interface Sci* 2012; 382(1):61-6.
15. Leili M, Ramavandi B. [The efficiency evaluation of activated carbon prepared from date stones for removal of methylene blue dye from aqueous solutions]. *J Sabzevar Univ Med Sci* 2014;21(3):502-13. (Persian)
16. Ramavandi B, Leili M. [Efficiency of shrimp shell to remove methylene blue from aqueous solutions]. *Iranian J Health Environ* 2015;5(4):310-25. (Persian)
17. Ma J, Qi J, Yao C, Cui B, Zhang T, Li D. A novel bentonite-based adsorbent for anionic pollutant removal from water. *Chem Eng J* 2012;200:97-103.
18. Visa M. Tailoring fly ash activated with bentonite as adsorbent for complex wastewater treatment. *Appl Surf Sci* 2012; 263:753-62.
19. Jazayeri SH, Hayati Ashtiani M, Ashrafizadeh SN, Ghannadi Maragheh M, Nozad Golikand A.

- [Heavy metal removal from synthetics wastes by natural and acid-activated bentonites]. *J Nuclear Sci Technol* 2010; 51: 18-27. (Persian)
20. Futralan CM, Kan CC, Dalida ML, Pascua C, Wan MW. Fixed-bed column studies on the removal of copper using chitosan immobilized on bentonite. *Carbohydr Polym* 2011;83(2):697-704.
 21. Wan Ngah WS, Teong LC, Hanafiah M. Adsorption of dyes and heavy metal ions by chitosan composites: A review. *Carbohydr Polym* 2011; 83(4):1446-56.
 22. Nourmoradi H, Nikaeen M, Pourzamani H, Nejad MH. Comparison of the efficiencies of modified clay with polyethylene glycol and tetradecyl trimethyl ammonium bromide for BTEX removal. *Int J Environ Health Eng* 2013; 2(1):7.
 23. Rawajfih Z, Nsour N. Characteristics of phenol and chlorinated phenols sorption onto surfactant-modified bentonite. *J Colloid Interface Sci* 2006;298(1):39-49.
 24. Al-Asheh S, Banat F, Abu-Aitah L. Adsorption of phenol using different types of activated bentonites. *Sep Purif Technol* 2003;33(1):1-10.
 25. Koyuncu H, Yıldız N, Salgın U, Köroğlu F, Çalimli A. Adsorption of o-, m- and p-nitrophenols onto organically modified bentonites. *J Hazard Mater* 2011; 185(2):1332-9.
 26. Mojović Z, Jović-Jovičić N, Milutinović-Nikolić A, Banković P, Rabi-Stanković AA, Jovanović D. Phenol determination on HDTMA-bentonite-based electrodes. *J Hazard Mater* 2011; 194(0):178-84.
 27. Lizhong Z, Jianying Z, Yimin L, Xueyou S, Wenbin Q. Organobentonites as adsorbents for some organic pollutants and its application in wastewater treatment. *J Environ Sci* 1996; 8(3):378-83.
 28. Jadhav S, Verma N, Sharma A, Bhattacharya P. Flux and retention analysis during micellar enhanced ultrafiltration for the removal of phenol and aniline. *Sep Purif Technol* 2001;24(3):541-57.
 29. Suresh S, Srivastava V, Mishra I. Adsorptive removal of aniline by granular activated carbon from aqueous solutions with catechol and resorcinol. *Environ Technol* 2012;33(7):773-81.
 30. Ross PJ. Taguchi techniques for quality engineering, 2nd ed. Singapore: McGraw-Hill, 1996.
 31. Malekian R, Abedi-Koupai J, Eslamian SS, Afyuni M. [Ion-exchange process for nitrate removal and release using surfactant modified zeolite]. *JWSS - Isfahan Univ Technol* 2013; 17(63):191-201 (Persian).
 32. Xie J, Meng W, Wu D, Zhang Z, Kong H. Removal of organic pollutants by surfactant modified zeolite: comparison between ionizable phenolic compounds and non-ionizable organic compounds. *J Hazard Mater* 2012; 231:57-63.
 33. Zhou Q, Hee-p, Yuan P. Mechanism of p-nitrophenol adsorption from aqueous solution by HDTMA+-pillared montmorillonite—Implications for water purification. *J Hazard Mater* 2008; 154: 1025-1032.
 34. Xin X, Si W, Yao Z, Feng R, Du B, Yan L, et al. Adsorption of benzoic acid from aqueous solution by three kinds of modified bentonites. *J Colloid Interface Sci* 2011;359:499-504.
 35. Nourmoradi H, Nikaeen M, Pourzamani H, Nejad MH. Comparison of the efficiencies of modified clay with polyethylene glycol and tetradecyl trimethyl ammonium bromide for BTEX removal. *Int J Environ Health Eng* 2013;2(1):7.
 36. Salam MA, Gabal MA, Obaid AY. Preparation and characterization of magnetic multi-walled carbon nanotubes/ferrite nanocomposite and its application for the removal of aniline from aqueous solution. *Synthetic Met* 2012;161: 2651-8.
 37. Senturka HB, Ozdes D, Gundogdu A, Duran C, Soylak M. Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption onto organomodified tire-bolu bentonite: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *J Hazard Mater* 2009; 172:353-62.
 38. Ghaedi M, Sadeghian B, Pebdani AA, Sahraei R, Daneshfar A, Duran C. Kinetics, thermodynamics and equilibrium evaluation of direct yellow 12 removals by adsorption onto silver nanoparticles loaded activated carbon. *Chem Eng J* 2012; 187(0):133-41.
 39. Kurniawan A, Sutiono H, Indraswati N, Ismadji S. Removal of basic dyes in binary system by adsorption using rarasaponin-bentonite: revisited of extended langmuir model. *Chem Eng J* 2012;189-190(0):264-74.
 40. Shen D, Fan J, Zhou W, Gao B, Yue Q, Kang Q. Adsorption kinetics and isotherm of anionic dyes onto organo-bentonite from single and multisolute systems. *J Hazard Mater* 2009; 172(1):99-107.

Original Article

The Optimization of Aniline Adsorption from Aqueous Solutions by Raw Bentonite and Bentonite Modified with Cationic Surfactants Using the Taguchi Model

F. Taherkhani, M.Sc.^{*}; M. Leili, Ph.D.^{**}; M. Tarlani Azar, M.Sc.^{*}; J. Faradmal, Ph.D.^{***}

Received: 8.12.2014

Accepted: 28.2.2015

Abstract

Introduction & Objectives: Aniline is an organic compound widely used in various industries. The release of this compound has had various environmental impacts. Thus, the assessment of efficient and practical methods for the removal of aniline from wastewater of these industries is remarkable. Taguchi model is a model for the analysis of experiments, that predicts both the effects of each factors and the optimum level of them using a certain number of experiment. The purpose of this study was the optimization of aniline adsorption on the raw and modified bentonite with a cationic surfactant using Taguchi model.

Materials & Methods: In this experimental study, the raw bentonite and modified bentonite was prepared in a few steps. Then, 4 main factors (i.e. pollutant concentration, contact time, pH, and adsorbent dosage) on 4 levels were selected by Matrix L16 trials and the experiments were conducted in this matrix. The factors were also ranked based on the R-value. Then, the data were analyzed with Minitab 17 software. Finally, the adsorption of aniline on raw and modified bentonite was determined in optimal conditions.

Results: The optimization of adsorption process using Taguchi model showed that the factors of importance for optimizing respectively were: contact time of 360 minutes, pH =10 pH, aniline initial concentration of 300 mg/L and adsorbent dosages of 40 g/L. The maximum adsorption of aniline onto raw bentonite and modified bentonite with cationic surfactant in optimal conditions were determined 81.86 and 8.75, respectively. The results revealed that Freundlich isotherm and pseudo-second-order kinetic model provided a better fit to the experimental data.

Conclusion: The results showed that the bentonite modified with cationic surfactant is efficient in the removal of aniline. At the same time, since bentonite is cheap and easily accessible, it is considered a desirable adsorbant.

(*Sci J Hamadan Univ Med Sci* 2015; 22 (1):55-64)

Keywords: Aniline / Bentonite / Surfactants

^{*} M.Sc. in Environmental Health, Hamadan University of Medical Sciences & Health Services, Hamadan, Iran.

^{**} Assistant Professor, Department of Environmental Health, School of Medicine

Hamadan University of Medical Sciences & Health Services, Hamadan, Iran. (mostafa.leili@gmail.com)

^{***} Assistant Professor, Department of Biostatistics & Epidemiology, School of Medicine

Hamadan University of Medical Sciences & Health Services, Hamadan, Iran.