

Removal of typical aromatic amines from water during one-stage process using Spectrofluorimetry with Bentonite

M.Nikoodel^{1*}

1- MSc in decomposition Chemistry, Laboratory of micro pollutants, Mashhad Water and Wastewater Authority, Iran.

* (Corresponding author Email: Mohsen_Nikoodel@yahoo.com)

Received: 8-12-2013

Accepted: 23-08-2014

حذف آمین‌های آروماتیک متداول از آب طی فرایند یک مرحله‌ای با استفاده از بنتونیت به روش اسپکتروفلورومتری

محسن نیکودل^{*۱}

۱- کارشناس ارشد شیمی تجزیه، کارشناس آزمایشگاه ریزآلاینده شرکت آب و فاضلاب مشهد.

* (نویسنده مسئول، (E-Mail: Mohsen_Nikoodel@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۹۲/۹/۱۷

تاریخ پذیرش: ۹۳/۶/۱

Abstract

Removal of typical contaminants like aromatic amines (e.g. 1-naphthalen amine, diphenyl amine, aniline, 2 and 6-dimethyl pyridine) from water during one-stage process is a method to purify water wherein organic contaminants get extracted from water by bentonite. In this study the effects of pH, stirring time, stirring speed, bentonite mass and bentonite size (mesh) were investigated. Also, the experimental isotherm data were examined using Temkin, Freundlich, Langmuir and Debián - Radushkevich isotherm equations. Adsorption of aromatic amines on bentonite was better correlated by Temkin adsorption isotherm. 2 and 6-diphenyl amine, aniline, diphenyl amine and 1-naphthalen amine were extracted by 12/93%, 23/91%, 45/81% and 60/42 %, respectively. Study of kinetic adsorption data showed that the adsorption reaction of these compounds from aqueous mediums onto bentonite was best fitted on the first order virtual equation. The results showed that this technique is an effective and simple process to extract common aromatic amines from water. The proposed technology makes the use of bentonite possible as an adsorbent for water treatment in industrial scale.

Keywords: aromatic amines, bentonite, surfactants, adsorption.

چکیده

حذف آلاینده‌های آلی مثل آمین‌های آروماتیک متداول (از قبیل ۱- نفتیل آمین، دی فنیل آمین، آنیلین و ۲ و ۶- دی متیل پیریدین) از آب طی فرایند یک مرحله‌ای، روشی برای تصفیه آب است که در آن آلاینده‌های آلی توسط بنتونیت از آب جدا می‌شود. در این پژوهش اثرات pH، مدت زمان همزدن، سرعت همزدن، جرم بنتونیت و اندازه (مش) بنتونیت جهت دستیابی به پاسخ مناسب بررسی شده، داده‌های ایزوترم تجربی با استفاده از معادلات تمکین، فرندلیچ، لانگمویر و دابینین - رادشکوویچ بررسی شدند. جذب سطحی آمین‌های آروماتیک بر روی بنتونیت با همبستگی بیشتری از ایزوترم تمکین پیروی کرد. ضمن اینکه ۲ و ۶- دی فنیل آمین، آنیلین، دی فنیل آمین و ۱- نفتیل آمین به ترتیب به میزان ۱۲/۹۳٪، ۲۳/۹۱٪، ۴۵/۸۱٪ و ۴۲/۶۰٪ جدا سازی شدند. بررسی داده‌های سینتیکی جذب سطحی نشان داد که واکنش جذب سطحی این ترکیبات از محیط آبی بر روی بنتونیت از معادله مجازی مرتبه اول تبعیت نمود. نتایج نشان دادند که این تکنیک یک فرایند موثر و ساده برای جدا کردن آمین‌های آروماتیک متداول از آب است. تکنولوژی پیشنهاد شده کاربرد بنتونیت را به عنوان یک جاذب برای تصفیه آب در مقیاس صنعتی امکان پذیر می‌سازد.

واژه‌های کلیدی: آمین‌های آروماتیک، بنتونیت، سورفاکتانت، جذب سطحی.

بتنویت اصلاح شده به عنوان یک ماده با قابلیت بالا برای حذف (جداسازی) آلاینده‌های آب گریز از محلول‌های آبی ارائه شده است؛ بنابراین یک عامل بسیار امیدوارکننده در کنترل محیط زیست و کاهش علف‌کش‌ها (سموم دفع آفات) است (LeBaron و همکاران، ۱۹۹۹). آمین‌های آروماتیک به عنوان آلاینده‌های محیط زیستی مشهور آب شناخته می‌شوند. در این مورد صنایع شیمیایی مهم هستند؛ زیرا آمین‌های آروماتیک به مقدار زیاد، به عنوان مواد خام در این صنایع مصرف می‌شوند. در صنایع پارچه، کاغذ، مواد رنگی، لاستیک، پلاستیک، آفت‌کش‌ها، مواد دارویی و لوازم آرایشی به عنوان ضایعات ایجاد می‌شوند. معمولاً آمین‌های آروماتیک در سیال خروجی (فاضلاب) بطور مستقیم یا غیرمستقیم به صورت مواد ته نشین شده حاصل از آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها (یعنی متابولیکی)، در آب زیرزمینی و رودخانه‌ها رها می‌شوند.

بوپژه در فرایندهای تولید رنگ‌ها (رنگینه‌ها)، مقدار زیادی از فاضلاب با سمیت بالا خارج می‌شود که حاوی آنیلین و مشتقات آن است. آمین‌های آروماتیک به دلیل حلالیت نسبتاً زیاد در آب، می‌توانند به راحتی در خاک نفوذ کرده و آب‌های زیرزمینی را آلوده سازند. آنها می‌توانند هنگامی که انسان، غذا یا آب آلوده به آنها را مصرف می‌کند، وارد بدن شوند (Cavallaro و همکاران، ۱۹۹۵). این مواد توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده^۲ در لیست آلاینده‌هایی که باید به شدت کنترل شوند قرار داده شده اند (Jen و همکاران، ۲۰۰۱).

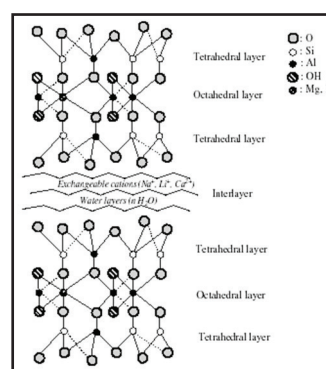
در حال حاضر این مواد معمولاً با پساب صنایع وارد تصفیه‌خانه‌های فاضلاب می‌شوند و با توجه به شیوه‌های مرسوم تصفیه‌خانه‌های فاضلاب (برکه تثبیت و لاگون هوادی) مقدار زیادی از این ترکیبات در صورت وجود در ورودی، در خروجی تصفیه‌خانه باقی خواهند ماند. بنابراین می‌توان با اضافه کردن مقداری بتنویت در ورودی تصفیه‌خانه حجم زیادی از این ترکیبات را به همراه مواد ته‌نشین شده از فاضلاب جدا نمود.

سولفوریک ۱/۰ مولار اسیدشویی شد و بعد از خشک شدن آسیاب و دانه بندی شد.

۲- وسایل و دستگاه‌های مورد نیاز: در این تحقیق از دستگاه اسپکتروفلورومتر سری RF-5301pc ساخت شرکت شیمادزو (Shimadzu)، دستگاه جذب اتمی AA670 ساخت شرکت شیمادزو (Shimadzu)، دستگاه سانتیفریوژ، همزن مغناطیسی زاگ شیمی، آون ۱۲۰ درجه، ترازوی تجزیه‌ای (Mettler H 30) با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم استفاده شد.

روش‌های زیادی برای جدا کردن آلاینده‌های آلی از آب و فاضلاب وجود دارد؛ از قبیل جذب سطحی (جذب)، اکسید کردن شیمیایی و فرایندهای بیولوژیکی. از جمله این تکنیک‌ها استفاده از خاک‌های رس (از قبیل بتنویت) است (Shaobai و Boyd، ۱۹۹۸؛ Redding و همکاران، ۲۰۰۲؛ Chen و همکاران، ۲۰۰۵؛ Rawajfih و همکاران، ۲۰۰۶؛ Upson و همکاران، ۲۰۰۶).

بتنویت یک نوع کانی رسی است که، بدلیل خصوصیات تورمی، کلوئیدی و تغییر شکل پذیر بودن، قابلیت بالایی برای کاربرد در صنایع دارد. کانی‌های خاک رس سه لایه و با واحدهای ساختمانی ۲:۱ سمکتیت هستند که در شکل (۱) نشان داده شده است.



شکل ۱- ساختار بتنویت

فرمول عمومی آن $(\text{Na})_{0.7}(\text{Al}_{3.3}\text{Mg}_{0.7})\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4.n\text{H}_2\text{O}$ است. لایه ابتدایی از دو لایه تتر- هدرال اکسید سیلیکون تشکیل شده است و لایه اکتاهدرال از آلومینیوم، منیزیم، یا اکسید آهن تشکیل شده است. ذرات بدلیل تعویض پذیری‌های متناظر (هم ریخت) که تعویض پذیری برای در محل‌های تکراری و تتراهدرال و برای در محل‌های اکتاهدرال است، دارای بار منفی روی سطح‌شان هستند (M'bodj و همکاران، ۲۰۰۴).

مواد و روش‌ها

۱- مواد و محلول‌های مورد نیاز: بتنویت سدیمی از معدن کبوترکوه شهرستان گناباد و از شرکت طوس خاک واقع در شهرک صنعتی گناباد تهیه گردید. محلول ۱- محلول نفتیل آمین ۶-۱۰× ۱/۰× مولار، محلول آنیلین ۶-۱۰× ۱/۰× مولار، محلول ۲ و ۶- دی متیل پیریدین ۵-۱۰× ۱/۰× مولار، محلول دی فنیل آمین ۶-۱۰× ۱/۰× مولار، بتنویت اسیدشویی شده با مش ۱۰۰ (بتنویت با اسید

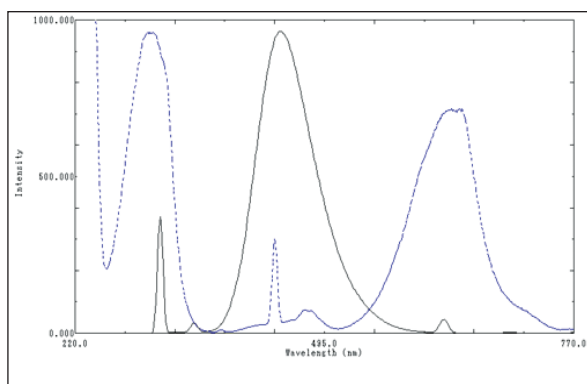
۳- روش آزمایش: در این تحقیق، ۰/۲ گرم بنتونیت اسیدشویی شده با مش ۱۰۰، به ۱۰۰ میلی لیتر از محلول آمین آروماتیک مورد نظر با غلظت مشخص افزوده شد و بعد از تنظیم pH، به مدت ۲۰ دقیقه توسط همزن مغناطیسی همزده شد. سپس ۱۰ میلی لیتر از محلول همزده شده، به مدت ۱۵ دقیقه و با سرعت ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردید و شدت طیف نشری آن با شدت طیف نشری محلول شاهد (با غلظت آمین و pH مشابه) مقایسه شد. سپس از اختلاف شدت نشر نمونه و شاهد مقدار آمین جذب سطحی شده تعیین گردید.

۴- بررسی‌های مقدماتی: در ابتدا میزان سدیم اضافه شده توسط بنتونیت به آب اندازه‌گیری شد و با توجه به اینکه بنتونیت اسیدشویی شده سدیم کمتری به آب اضافه می‌کرد (بنتونیت طبیعی

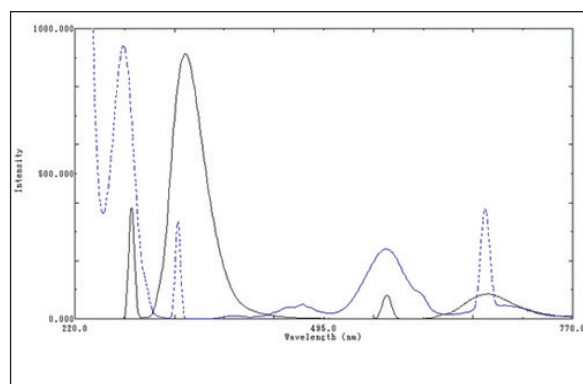
۱-۴- تعیین طول موج‌های تهییجی و نشری آمین‌های مورد بررسی: برای این منظور محلول‌هایی از آمین‌های آروماتیک مورد نظر تهیه و توسط دستگاه اسپکتروفلورومتری، طول موج‌های تهییجی و نشری آنها تعیین شد. با توجه به شکل‌های (۲) تا (۵) مقادیر طول موج‌های تهییجی و نشری در جدول (۱) آمده است.

جدول ۱- طول موج‌های تهییجی و نشری آمین‌های مورد بررسی

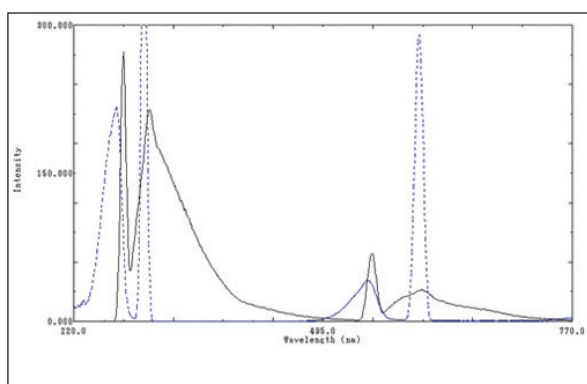
آمین	طول موج تهییجی (nm)	طول موج نشری (nm)
۱- نفتیل آمین	۳۰۶	۴۴۶
آنیلین	۲۷۵	۳۴۱
۲ و ۶- دی متیل پیریدین	۲۶۷	۳۰۴
دی فنیل آمین	۲۸۳	۳۶۲



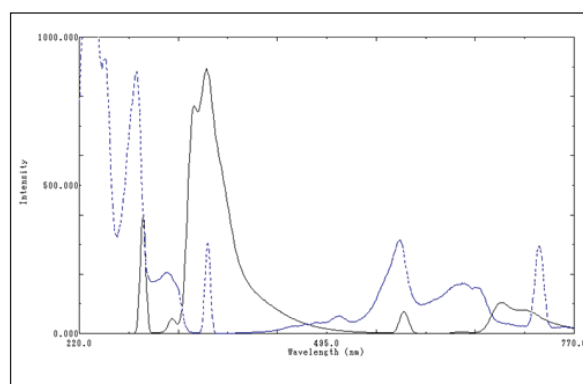
شکل ۳- طیف‌های تهییجی (خط منقطع) و نشری (خط متد) آنیلین



شکل ۲- طیف‌های تهییجی (خط منقطع) و نشری (خط متد) ۱- نفتیل آمین



شکل ۵- طیف‌های تهییجی (خط منقطع) و نشری (خط متد) دی فنیل آمین

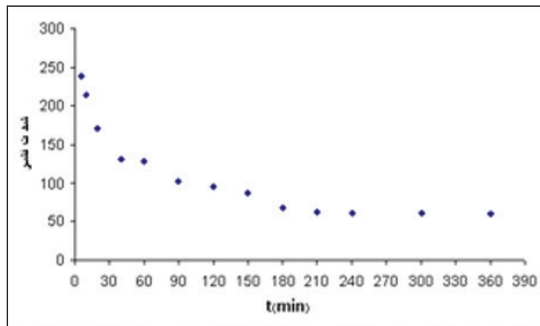


شکل ۴- طیف‌های تهییجی (منقطع) و نشری (خط متد خط) ۲ و ۶- دی متیل پیریدین

۴(CTMAB) با غلظت 100 ppm در محلول اضافه شد. نتیجه بدست آمده به این صورت بود که در حضور ستیل تری متیل آمونیوم برماید در محیط عمل، افزایشی در میزان آمین جذب شده بر روی بنتونیت مشاهده شد.

۴-۲- بررسی تأثیر مواد فعال سطحی^۲: در این تحقیق بررسی شد که آیا استفاده از یک ماده فعال سطحی می‌تواند باعث افزایش مقدار آمین جذب سطحی شده گردد یا خیر؟ برای این منظور طبق روش آزمایش عمل شد و به گونه‌های مورد آزمایش، ستیل تری متیل آمونیوم برماید

حدود ۲۱۰ دقیقه به تعادل رسیده است.



شکل ۶- بررسی زمان مورد نیاز برای رسیدن به تعادل

سینتیک جذب سطحی آمین‌های آروماتیک بر روی بنتونیت نیز در نمونه‌های دولیتتری حاوی غلظت‌های مشخص آمین‌های آروماتیک با افزایش مقدار بهینه بنتونیت (تحت شرایط بهینه سایر پارامترهای موثر) بررسی شد، به طوری که بعد از افزایش بنتونیت در زمان‌های مشخص حدود ۵ میلی لیتر از نمونه در حال هم‌زدن، برداشته شد و میزان آمین باقیمانده در محلول اندازه‌گیری شد.

در اینجا q مقدار حل شده جذب سطحی شده (mg.g^{-1}) ، C_{eq} غلظت حل شده در محلول در لحظه تعادل (mg.L^{-1}) و q_m و b ثابت‌های لانگمویر هستند. بنابراین، نمودار $\frac{1}{q}$ در برابر $\frac{1}{C_{eq}}$ یک خط راست با شیب $\frac{1}{q_m b}$ و عرض از مبدأ $\frac{1}{q_m}$ خواهد بود.

۱-۲- ایزوترم جذب سطحی فراندلیچ^۶:

$$\log q = \log P + \frac{1}{n} \log C_{eq} \quad (2)$$

در این رابطه q مقدار ماده جذب سطحی شده بر حسب mg.g^{-1} ، C_{eq} غلظت جذب شونده در محلول در لحظه تعادل و $1/n$ و p ثابت‌های فراندلیچ هستند. بنابراین نمودار $\log q$ در برابر $\log C_{eq}$ یک خط راست خواهد بود که شیب آن معادل با $1/n$ و عرض از مبدأ آن معادل با $\log p$ است.

۱-۳- مدل دابینین-رادشکوچ^۷:

در این رابطه q مقدار ماده حل شده‌ای است که بر روی واحد جرم جاذب نشست و q_m ظرفیت جذب ماده جاذب بر واحد جرم است. K ثابت جذب سطحی دابینین-رادشکوچ است و ε پتانسیل

حتی در بعضی موارد با اشغال حفرات موجود روی بنتونیت میزان آمین جذب شده (میزان جذب سطحی) را کاهش می‌داد. با توجه به نتایج بدست آمده از بکار بردن ماده فعال سطحی (سورفکتانت) صرف نظر شد.

۴-۳- بهینه‌سازی: پارامترهایی از قبیل pH، مدت زمان هم‌زدن، سرعت هم‌زدن، جرم بنتونیت و اندازه (مش) بنتونیت که می‌توانستند روی میزان جذب سطحی و راندمان عمل موثر باشند، بهینه گردیدند که مقدار بهینه پارامترها $\text{pH}=5$ ، زمان هم‌زدن ۲۰ دقیقه، سرعت هم‌زدن ۱۰۰۰ دور در دقیقه، جرم بنتونیت ۱ گرم در لیتر نمونه، اندازه (مش) بنتونیت ۱۰۰ بدست آمد.

۵- جذب سطحی آمین‌های آروماتیک بر روی بنتونیت: برای سنجش تعادلات، برای هر یک از آمین‌های مورد بررسی مقدار مشخصی از بنتونیت به یک بشر حاوی دو لیتر محلول آمین آروماتیک با غلظت مشخص اضافه شد و جذب سطحی روی بنتونیت تحت شرایط یکسان برای هر آمین آروماتیک آزمایش شد. نمونه‌ها با سرعت حدود ۱۰۰۰ دور در دقیقه و در دمای آزمایشگاه 25 ± 1 درجه سانتی‌گراد بعد از حدود ۳ ساعت به تعادل رسیدند. همان‌طور که در شکل (۶) مشاهده می‌شود، جذب سطحی بعد از

اصول نظری

۱- ایزوترم‌های تعادلی جذب سطحی

در یک سیستم دو جزئی شامل جاذب و حل شده، یک نمودار غلظت حل شده، روی فاز جامد (mg.g^{-1}) در برابر تابع غلظت حل شده در محلول C_{eq} در حالت تعادل، یک ایزوترم جذب سطحی را بیان می‌کند. در یک سیستم مایع-جامد، جذب سطحی نتیجه جداسازی حل شده از محلول بر روی سطح جامد است تا اینکه حل شده‌ی باقیمانده در محلول با حل شده‌ی روی سطح جامد به تعادل دینامیکی برسد. در حالت تعادل یک محدودیت در توزیع حل شده‌ی بین فازهای مایع و جامد وجود دارد که می‌تواند توسط تعدادی از ایزوترم‌ها توضیح داده شود و مدل‌های جذب سطحی می‌توانند برای تعیین همبستگی داده‌های تجربی مشاهده شده و تعیین پارامترهای مدل، بکار روند (Rodriguez-Sarmiento و Pinzon-Bello، ۲۰۰۱). ما داده‌های تجربی خود را در چند مدل مختلف امتحان کردیم. این مدل‌ها عبارت بودند از:

$$1-1- \text{ مدل لانگمویر}^8: \quad \frac{1}{q} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m b C_{eq}} \quad (1)$$

پلانی^۸ می باشد که توسط تابع زیر توضیح داده شده است:

$$\varepsilon = RT \ln(1 + 1/C_e) \quad (۳)$$

در اینجا R ثابت گازها، T دمای کلوین و C_e غلظت تعادلی حل شونده در محلول می باشد. بنابراین نمودار $\ln q_e$ در مقابل ε^2 یک خط خواهد بود، که از روی شیب خط مقدار K بدست می آید و طبق رابطه (۴) می توان اطلاعاتی در مورد انرژی جذب سطحی بدست آورد:

$$E = (2K)^{-1/2} \quad (۴)$$

در این رابطه E برحسب کیلوژول برمول می باشد.

۴-۱- ایزوترم تمکین^۹:

همدمای تمکین حاوی یک فاکتور است که اندرکنش های بین جاذب و ذرات جذب شونده را به وضوح نشان می دهد (zacar و engil، ۲۰۰۵؛ mall و همکاران، ۲۰۰۵). همدمای تمکین به این صورت بدست می آید:

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln(AC_e) \quad (۵)$$

با در نظر گرفتن $B=RT/b$ یک شکل خطی همدمای تمکین بدین صورت خواهد بود:

$$q_e = B \ln A + B \ln C_e \quad (۶)$$

در این رابطه A برحسب (L/mg) عادل ثابت پیوند مرتبط با ماکزیمم انرژی پیوند است، b برحسب (J/mol) ثابت همدمای تمکین و ثابت B (بدون واحد) متناسب با گرمای جذب سطحی است. اطلاعات جذب سطحی از معادله (۶) قابل استخراج است.

۲- سینتیک جذب سطحی

سینتیک شیمیایی مسیرهای واکنش در طول زمان های رسیدن به تعادل را توضیح می دهد، در حالی که تعادل شیمیایی درباره ی مسیرها و سرعت های واکنش اطلاعاتی نمی دهد. سینتیک جذب سطحی ارتباط زیاد (وسیع) ویژگی های شیمیایی و فیزیکی جاذب سطحی، ذرات ماده جذب شده و همچنین تأثیر مکانیسم جذب سطحی را نشان می دهد (Li و Rosen، ۲۰۰۱). برای بررسی

مکانیسم فرآیند جذب سطحی، از قبیل واکنش شیمیایی، کنترل نفوذ (پخش شدن) و انتقال جرم، چند مدل سینتیکی، در شرایط آزمایشگاهی متفاوت مورد استفاده قرار می گیرد.

۲-۱- معادله مجازی مرتبه اول:

معادله مجازی مرتبه اول لاگرگرین^{۱۰} (Crini و همکاران، ۲۰۰۷؛ Ho، ۲۰۰۴) با رابطه (۷) تعیین می شود:

$$\frac{dq_e}{dt} = K_1 (q_e - q_t) \quad (۷)$$

در اینجا q_e و q_t به ترتیب مقادیر ماده جذب شده در زمان t و تعادل (برحسب میلی گرم ماده جذب شونده بر گرم ماده جاذب (mg/g) و K_1 ثابت سرعت مرتبه اول مجازی برای فرآیند جذب سطحی (1/min) است. بعد از انتگرال گیری از رابطه (۷) و بکار بردن شرایط مرزی $t=0$ تا $t=t$ و $q_t=0$ تا $q_t=q_t$ ، داریم:

$$\ln \frac{q_e}{q_e - q_t} = K_1 t \quad (۸)$$

رابطه (۸) را می توان نوآرایی کرد که یک شکل خطی بدست می آید:

$$\ln (q_e - q_t) = \ln q_e - K_1 t \quad (۹)$$

۲-۲- معادله مجازی مرتبه دوم:

معادله سرعت سینتیک جذب سطحی شیمیایی مرتبه دوم مجازی با رابطه (۱۰) بیان می شود (Özacar، ۲۰۰۳؛ Bhattacharyya و Sharma، ۲۰۰۴):

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2 (q_e - q_t)^2 \quad (۱۰)$$

در اینجا K_2 ثابت سرعت تعادل معادله مرتبه دوم مجازی برحسب (گرم جاذب بر میلی گرم جذب شونده در دقیقه (g/mg.min) است. بعد از انتگرال گیری از رابطه (۱۰) و بکار بردن شرایط مرزی $t=0$ تا $t=t$ و $q_t=0$ تا $q_t=q_t$ ، داریم:

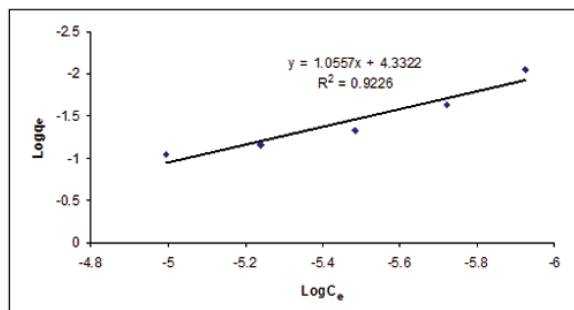
$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + k_2 t \quad (۱۱)$$

می توان با نوآرایی رابطه (۱۱) فرم خطی زیر را بدست آورد:

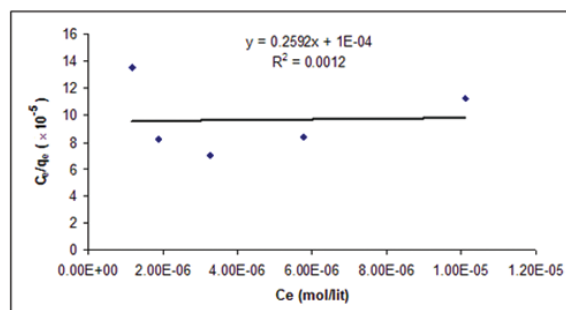
$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \left(\frac{1}{q_e}\right)t \quad (۱۲)$$

آنیلین به عنوان نمونه ارائه شده است) مشاهده شد، جذب سطحی آمین‌های مورد بررسی، با همبستگی بیشتری از مدل جذب تمکین پیروی می‌کنند. مقدار پارامترهای این مدل جذبی در جدول (۲) آمده است.

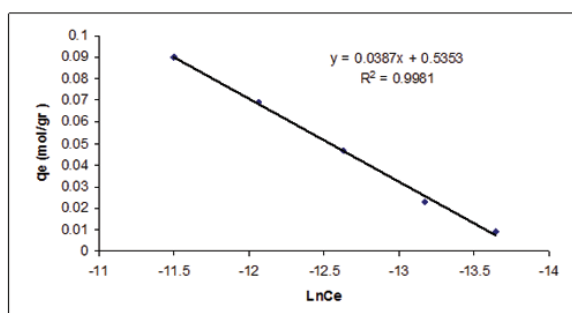
با توجه به غودارهای بدست آمده‌ی جذب سطحی برای آمین‌های مختلف بر اساس مدل‌های مذکور (شکل‌های (۷) تا (۱۰) مربوط به



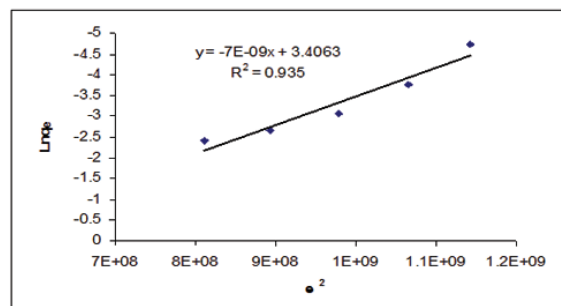
شکل ۸- غودار جذب سطحی آنیلین بر اساس مدل جذب فراندلیچ



شکل ۷- غودار جذب سطحی آنیلین بر اساس مدل جذب لانگمویر



شکل ۱۰- غودار جذب سطحی آنیلین بر اساس مدل جذب تمکین



شکل ۹- غودار جذب سطحی آنیلین بر اساس مدل جذب دابینین-رادشکوویچ شکل

جدول ۲- مقایسه پارامترهای مدل جذب تمکین مربوط به آمین‌های مورد بررسی

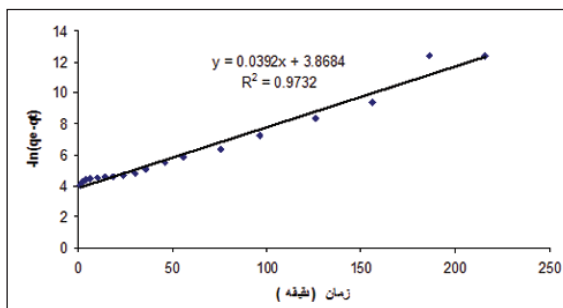
نام ترکیب	A	B	b	درصد آمین جذب شده
آنیلین	۶۴۰۱۹/۹۵	۰/۰۳۸۷	۱۰۱۶۶۶۸/۱۷۴	٪۹۱/۲۳
۱- نفتیل آمین	۴۱۲۹۲۸۶/۶۶۷	۰/۰۰۰۶	۲۸۵۳۵۷۰۴/۹۴	٪۴۲/۶۰
۲ و ۶- دی متیل پیریدین	۵۰۴۵۹/۷۱۵	۰/۰۴۹۱	۱۰۳۸۵۷۵/۳۶۲	٪۹۳/۱۲
دی فنیل آمین	۱۲۲۶۵۲/۰۷۹۲	۰/۰۲۰۲	۱۱۰۰۰۷۷/۳۸۹	٪۸۱/۴۵

سطح ($q_{e(cal)}$) و مقدار تجربی ماده جذب سطحی شده بر واحد جرم ماده جاذب سطح ($q_{e(exp)}$) در جدول (۳) آمده است. با توجه به غودارها مشاهده شده که سینتیک جذب سطحی آمین‌های آروماتیک با همبستگی بیشتری از معادله مجازی مرتبه اول تبعیت می‌نماید.

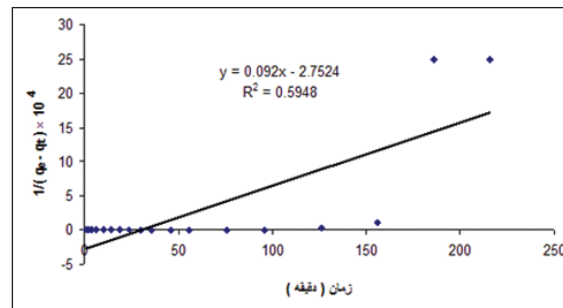
همچنین با توجه به غودارهای بدست آمده‌ی سینتیک جذب سطحی برای آمین‌های مختلف برای مدل نوع اول و دوم (شکل‌های (۱۱) و (۱۲) مربوط به آنیلین به عنوان نمونه ارائه شده است)، مقادیر ثابت سرعت جذب سطحی مرتبه اول (K_1)، مقدار محاسبه شده ماده جذب سطحی شده بر واحد جرم ماده جاذب

جدول ۳- مقایسه مقادیر ثابت سرعت جذب سطحی مرتبه اول، $q_{e(cal)}$ ، $q_{e(exp)}$

نام ترکیب	$q_{e(cal)}$	$q_{e(exp)}$	K_1
آنیلین	۰/۴۴۹۵	۰/۰۱۹۴۰۹	$۳/۶۵ \times ۱۰^{-۲}$
۱- نفتیل آمین	۰/۰۰۲۸۰۵	۰/۰۰۱۲۷۹	$۵/۷۹ \times ۱۰^{-۲}$
۲و۶- دی متیل پیریدین	۰/۰۴۹۸۸۳	۰/۰۰۰۰۲۹۱۵	$۲/۱۷ \times ۱۰^{-۲}$
دی فنیل آمین	۰/۰۰۰۵۶۴	۰/۰۰۰۰۳۱۲۵	$۵/۱۵ \times ۱۰^{-۲}$



شکل ۱۲- بررسی سینتیک جذب سطحی آنیلین براساس مرتبه اول



شکل ۱۱- بررسی سینتیک جذب سطحی آنیلین براساس مرتبه دوم مشکل

(شرایط آزمایش: حجم غونه ۲ لیتر، pH=۵، ۲/۰۰ گرم بنتونیت، طول موج تهییجی ۲۷۵ نانومتر، طول موج نشری ۳۴۱ نانومتر، غلظت آمین ۵-۱۰×۱۰^{-۵} مولار)

فراندلیچ، دابینین- رادشکویچ و تمکین و نیز معادلات سینتیکی مجازی مرتبه اول و دوم انجام شد. مشخص شد که جذب سطحی آمین های آروماتیک با همبستگی بیشتری با مدل ایزوترم تمکین مطابقت داشته و همچنین از نظر سینتیکی از معادله مجازی مرتبه اول پیروی می کنند. نتایج این بررسی نشان داد که جداسازی آمین های آروماتیک به عنوان یکی از مهمترین آلاینده های آب می تواند به کمک بنتونیت به سادگی و با موفقیت انجام پذیرد.

- 5- Langmuir
- 6- Freundlich
- 7- Dubinin-Radushkevich
- 8- Polanyi
- 9- Temkin
- 10- Lagergren

نتیجه گیری

امکان جداسازی آمین های آروماتیک (شامل ۱- نفتیل آمین، دی فنیل آمین، آنیلین، ۲و۶- دی متیل پیریدین) از آب توسط جذب سطحی بر روی بنتونیت مورد بررسی قرار گرفت. سپس مطالعات تعادلی و سینتیکی جذب سطحی آمین های آروماتیک مورد نظر بر روی بنتونیت در $pH=۵$ ، دمای $۲۵ \pm ۱^{\circ}C$ و حالت بهینه سایر عوامل موثر بر فرایند (مدت زمان همزدن، سرعت همزدن، جرم بنتونیت و اندازه (مش) بنتونیت) با استفاده از ایزوترم های لانگمویر،

پی نوشت

- 1- Hydrophobic
- 2- United state Environment Protection Agency (USEPA)
- 3- Surfactant
- 4- Cetyltrimethylammonium bromide

- M'bodj O., Ariguib N.K., Ayadi M.T. and Magnin A. 2004. Plastic and elastic properties of the systems interstratified clay-water-electrolyte-xanthan. *Journal of Colloid and Interface Science*, 273: 675 -684.
- mall I.D., Srivastava V.C., Agarwall N.K. and Mishra I.M. 2005. Removal of congo red from aqueous solution by bagasse fly ash and activated carbon: kinetic study and equilibrium isotherm analyses. *Chemosphere*, 61: 492 -501.
- Özacar M. and Şengil İ.A. 2005. Adsorption of metal complex dyes from aqueous solutions by pine sawdust. *Bioresource Technology*, 96: 791 -795.
- Özacar M. 2003. Equilibrium and Kinetic Modelling of Adsorption of Phosphorus on Calcined Alunite. *Adsorption*, 9: 125 -132.
- Rawajfih Z. and Nsour N. 2006. Characteristics of phenol and chlorinated phenols sorption onto surfactant-modified bentonite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 298: 39 - 49.
- Redding A. Z., Burns S.E., Upson R.T. and Anderson E.F. 2002. Organoclay Sorption of Benzene as a Function of Total Organic Carbon Content . *Journal of Colloid and Interface Science*, 250: 261 -264.
- Rodriguez-Sarmiento D.C. and Pinzon-Bello J.a. 2001. Synthesis and characterization of organoclays using different contents of cationic surfactant hexadecyltrimethylammonium bromide. *Applied Clay Science*, 18: 173 -181.
- Rosen M.J and Li F. 2001. Surface properties of cationic gemini surfactants and their interaction with alkylglucoside or -maltoside surfactants. *Journal of Colloid and Interface Science*, 234: 418 -424.
- Upson R.T., Burns S.E. 2006. Sorption of Nitroaromatic Compounds to Synthesized Organoclays. *Journal of Colloid and Interface Science*, 297: 70 -76.
- Bhattacharyya K.G. and Sharma A. 2004. Azadirachta indica leaf powder as an effective biosorbent for dyes: a case study with aqueous Congo Red solutions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 71: 217229-.
- Boyd S.A., Shaobai S., Lee J. F. and Mortland M.M. 1988. Adsorption of chlorophenols by surfactant-modified pillared clays. *Clays and Clay Minerals*, 36: 125 - 130.
- Cavallaro A., Piangerelli V., Nerini F., Cavalli S and Reschiotto C. 1995. Selective Determination of Aromatic-Amines in water samples by Capillary zone electrophoresis and solid-phase extraction. *Journal of Chromatography A*, 709: 361 -366.
- Chen B., Zhu L., Zhu J. and Xing B. 2005. Sorption of polar and nonpolar aromatic organic contaminants by plant cuticular materials: role of polarity and accessibility. *Environmental Science & Technology*, 39: 6093 - 6100
- Crini G., Peindy H.N., Gimbert F. and Robert C. 2007. Removal of C.I.B. Basic 4 (Malachite Green) from aqueous solutions by adsorption using cyclodextrin-based adsorbent: Kinetic and equilibrium studies. *Purification Technology*, 53: 97 -110.
- Ho Y.S. 2004. Citation review of Lagergren kinetic rate equation on adsorption reactions. *Scientometrics*, 59: 171 -177.
- Jen J., Chng C and Yang T.C. 2001. On-line microdialysis-high-performance liquid chromatographic determination of aniline and 2-chloroaniline in polymer industrial wastewater. *Journal of Chromatography A*, 930: 119 -125.
- LeBaron P.C., Wang Z. and Pinnavaia T.J. 1999. Polymer-layered silicate nanocomposites: an overview. *Applied Clay Science* 15: 11 -29.