ORIGINAL ARTICLE

Modeling and Optimization of Adsorption Process of Reactive Dyes on Powder Activated Carbon Modified by Magnetite Nanocrystals

Ahmad Jonidi Jafari[1],
Roshanak Rezaei Kalantary[1],
Ali Akbar Babaei[2],
Mohammad Heydari Farsani[3],
Babak Kakavandi[4]

[1] Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran
[2] Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran
[3] MSc in Environmental Health Engineering, School of Health, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran
[4] PhD Student in Environmental Health Engineering, Student Research Committee, School of Health, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran

(Received November 21, 2015 Accepted February 7, 2015)

Abstract

Background and purpose: Some problems such as filtration, centrifugation, and turbidity in effluent has limited the application of activated carbon and many nano-sized adsorbents. The magnetization of adsorbents using magnetic nano-crystals (MNCs) is a useful approach to overcome these problems. In the present study, magnetic activated carbon was synthesized (since it is separated fast and easily from solution) and employed as an adsorbent for removal of reactive dyes (Reactive black 5 (RB5) and Reactive red 120 (RR120)) from aqueous solutions.

Materials and methods: Physical, surface and magnetic properties of adsorbent were analyzed using XRD, SEM, TEM, EDX, VSM and BET techniques. The performance of adsorbent in removing dyes was investigated considering the effect of pH, contact time, adsorbent dose, initial dye concentration, and temperature in a batch system. The experimental data was analyzed by Langmuir, Freundlich and Temkin isotherms, pseudo-first and second order kinetic models, and thermodynamic equations.

Results: In our study, by increasing temperature and adsorbent dose and decreasing the initial concentration, at pH 3 and equilibrium time of 30 min the adsorption efficiency increased. The optimum dose of the adsorbent was 1 g/L. Based on the Langmuir isotherm model the maximum adsorption capacity of 192.6 and 188.7 mg/g was obtained for RB5 and RR120 dyes, respectively. The adsorption process of both dyes obeyed the Langmuir and pseudo-second order models. The thermodynamic results showed that the adsorption process of dyes was endothermic and spontaneous in nature.

Conclusion: The present study showed that the magnetic activated carbon in addition to features such as rapid and easy separation from solution, has a high potential for dye adsorption too.

Keywords: adsorption, reactive dye, activated carbon, magnetic separation, iron nano-crystal

J Mazandaran Univ Med Sci 2016; 26(137): 171-187 (Persian).

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

پژوهشی

مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران
دوره بیست و ششم شماره ۱۳۷ خرداد سال ۱۳۹۵ (۱۸۷-۱۷۱)

مدل سازی و بهینه سازی فرایند جذب رنگ های راکتیو بر روی پودرکربن فعال اصلاح شده با نانوکریستال های مگنتیت

احمد جنیدی جعفری[۱]
روشنک رضایی کلانتری[۱]
علی اکبر بابایی[۲]
محمد حیدری فارسانی[۳]
بابک کاکاوندی[۴]

چکیده

سابقه و هدف: برخی مشکلات نظیر هزینه بالای فیلتراسیون و سانتریفیوژ، ایجاد کدورت در پساب، استفاده از کربن فعال و بسیاری از جاذب‌های با سایز نانو را با محدودیت مواجه کرده است. مغناطیسی کردن جاذب ها با نانوکریستال‌های اکسید آهن راهکاری مفید برای رفع این مشکلات است. در مطالعه حاضر کربن فعال مغناطیسی با هدف جداسازی سریع و آسان از محلول سنتز شد و به عنوان جاذب در حذف رنگ‌های راکتیو (راکتیو بلک ۵ (RB5) و راکتیو قرمز ۱۲۰(RR120)) از محیط‌های آبی مورد استفاده قرار گرفت.

مواد و روش‌ها: ویژگی‌های فیزیکی، سطحی و مغناطیسی جاذب با استفاده از تکنیک‌های SEM, TEM, EDX, XRD, VSMو BET آنالیز شد. عملکرد جاذب در حذف مواد رنگزا در یک سیستم بسته با بررسی تاثیر پارامترهایی نظیر pH، زمان تماس، مقدار جاذب، غلظت اولیه رنگ و دما مطالعه شد. به منظور مدل سازی فرایند جذب، داده‌های حاصل از آزمایشات با سه مدل ایزوترم لانگمیر، فروندلیچ و تمکین و دو مدل سینتیکی شبه درجه اول و دوم و همچنین معادلات ترمودینامیک آنالیز شدند.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که در pH بهینه برابر ۳ و زمان تعادل ۲۰ دقیقه، کارایی جذب با افزایش دما و مقدار جاذب مصرفی و کاهش غلظت اولیه ماده رنگزا، افزایش یافته است. مقدار ۱ گرم در لیتر کامپوزیت به عنوان دوز بهینه جاذب انتخاب شد. حداکثر ظرفیت جذب برای RB5 و RR120 بر مبنای مدل ایزوترم لانگمیر به ترتیب معادل ۱۹۲/۶ و mg/g ۱۸۸/۷ حاصل شد. فرایند جذب هر دو رنگ از مدل های لانگمیر و شبه درجه دوم پیروی کرد. نتایج ترمودینامیک نشان داد که فرایند جذب هر دو ماده رنگزا طبیعتی اندوترمیک و خودبه خودی داشته اند.

استنتاج: مطالعه حاضر نشان داد که کربن فعال مغناطیسی علاوه بر داشتن ویژگی‌هایی چون، جداسازی سریع و آسان، پتانسیل بالایی را برای جذب مواد رنگزا دارد.

واژه های کلیدی: جذب، رنگ راکتیو، کربن فعال، جداسازی مغناطیسی، نانو کریستال آهن

مقدمه

رنگ‌های راکتیو یکی از پرمصرف‌ترین رنگ‌ها در صنایع نساجی هستند که به دلیل حلالیت بالا در آب، به سرعت درمحیط پخش می‌شوند. بنابراین به لحاظ اقتصادی صدمات جبران‌ناپذیری را در پی دارند. رشد روزافزون

مولف مسئول: بابک کاکاوندی: اهواز: دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، دانشکده بهداشت E-mail: .Kakavandi.b@ajums.ac
۱. استاد گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
۲. دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، ایران
۳. دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، ایران
۴. دانشجوی دکترای تخصصی بهداشت محیط، کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، ایران
تاریخ دریافت : ۱۳۹۴/۸/۳۰ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات : ۱۳۹۴/۹/۴ تاریخ تصویب : ۱۳۹۴/۱۱/۱۸

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

تقاضا و مصرف رنگ در صنایع نساجی، داروسازی، لاستیک، کاغذ و پلاستیک‌سازی، مواد غذایی و آرایشی، چرم و رنگ‌سازی از یک طرف و وجود مقادیر بالایی از رنگ به همراه غلظت‌های بالای COD و تجزیه‌پذیری زیستی بسیار پایین پساب این صنایع از طرف دیگر باعث شده که تصفیه و دفع آن‌ها به منابع آب‌های پذیرنده به یک چالش زیست محیطی جدی تبدیل گردد(۱). کاهش نفوذپذیری نور و به دنبال آن کاهش عمل فتوسنتز و کمبود اکسیژن محلول به ویژه در لایه‌های پایین و تهدید زندگی میکروارگانیسم‌ها و همچنین موجودات آبزی از دیگر مخاطرات زیست محیطی رنگ‌ها می‌باشد(۲). این رنگ‌ها به دلیل داشتن ساختاری پیچیده، سخت تجزیه‌پذیر بوده و برخی دیگر سمی، سرطان‌زا و حتی جهش‌زا هستند(۳) تولید آمین‌های سمی از طریق احیاء و شکستن پیوندهای Azo یکی دیگر از معضلات تخلیه رنگ‌ها به منابع آب‌های پذیرنده است که منجر به بروز اثرات شدیدی بر ارگان‌های حیاتی انسان نظیر مغز، کبد،کلیه‌ها و سیستم مرکزی عصبی می‌شود(۴). لذا تخلیه پساب‌های رنگی به منابع آبی و محیط زیست حتی در مقادیر کم می‌تواند موجودات آبزی و زنجیره غذایی را تحت تاثیر خود قرار دهد و از این طریق می‌تواند خسارات جبران ناپذیری را به اکوسیتم وارد نماید(۴). از این رو استفاده از تکنیک‌های موثر و کارامد به منظور کاهش دفع خطرات این آلاینده‌ها و تصفیه پساب‌های رنگی قبل از تخلیه به محیط زیست امری ضروری به نظر می‌رسد. روش‌های مورد استفاده در این زمینه عمدتاً شامل سه دسته فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی هستند. روش شیمیایی نظیر انعقاد و لخته‌سازی برای رنگ‌های با حلالیت بالا (مانند رنگ‌های راکتیو) مناسب نیست و اغلب حجم بالایی از لجن را تولید می‌کنند. از طرفی دیگر روش‌های بیولوژیکی نیز به دلیل زمانبر بودن فرایندهای تخمیری و هم‌چنین عدم توانایی آن‌ها در حذف مداوم رنگ‌ها موثر و مناسب نمی‌باشند(۷-۵). روش‌های دیگر نظیر تعویض یونی، فیلتراسیون غشایی، تخریب الکتروشیمیایی، پرتوافکنی، ازناسیون و جذب نیز به طور گسترده‌ای در حذف رنگ از پساب‌ها استفاده می‌شوند، اما اکثر این روش ها هزینه بر هستند و منجر به تولید لجن و حتی محصولات جانبی خطرناک می‌شوند(۹،۸). در روش تعویض یونی برخی معایب نظیر محدودیت‌های‌اقتصادی وناکارآمدی درحذف رنگ‌های دیسپرس گزارش شده است. فشار زیاد، هزینه بالا و کارامدی نسبی از مهم‌ترین معایب فرایندهای غشایی در زمینه تصفیه پساب‌های رنگی هستند. برای روش‌های اکسیداسیون معایبی از قبیل هزینه بالای مصرف انرژی و مواد شیمیایی و تشکیل مواد جانبی وجود دارد که کاربرد آن‌ها را محدود کرده است(۱۳،۱-۱۰). فرایند جذب در میان این تکنیک‌ها از نظر هزینه اولیه، استفاده مجدد از پساب، سادگی و انعطاف‌پذیری در طراحی، بهره‌برداری آسان و غیر حساس بودن به آلاینده‌ها و ترکیبات سمی، یک روش برتر است. تولید پساب با کیفیت بالا و عدم تشکیل مواد خطرناک نظیر ازن و رادیکال‌های آزاد از مزایای دیگر این روش محسوب می‌شود(۱۶-۱۴). کربن فعال پودری به عنوان یک جاذب به دلیل ساختار ویژه و ظرفیت جذب بالا، یک گزینه مناسب برای حذف موثر آلاینده‌های آلی سخت تجزیه‌پذیر از محیط‌های آبی پیشنهاد شده است. اما محدودیت اصلی در زمینه استفاده از کربن فعال پودری یا جاذب‌های با سایز نانو و یا نانو ذرات به دلیل کوچک بودن اندازه ذرات، مشکل جداسازی و فیلتراسیون آن‌ها از محلول و ایجاد کدورت است(۱۷)، بنابراین ایجاد شرایطی جهت استفاده بهینه از کربن فعال و تولید پساب شفاف، می‌تواند مغناطیسی کردن و جداسازی آن با کمک یک آهنربای خارجی باشد. نانو ذرات مغناطیسی عمدتاً به شکل Fe_3O_4 هستند که این ذرات همراه با آلاینده هدف توسط یک آهنربا جداسازی و در نهایت از محلول حذف می‌شوند. علاوه براین حضور مواد اکسید آهن نظیر Fe_3O_4 در ساختار جاذب منجر به پایداری شیمیایی، کاهش سمیت و قابلیت بازیافت عالی جاذب‌ها می‌گردد(۱۹،۱۸). با این حال روش جداسازی مغناطیسی اخیراً به دلیل هزینه کم، سادگی و سرعت بالا در جداسازی و همچنین

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

راندمان بالا به طور گسترده در مطالعات مختلف بررسی شده است(۲۲-۲۰).

Yazdanbakhsh و همکاران(۲۰۱۱) با مطالعه حذف رنگ راکتیو بلو ۵ با استفاده از نانو ذرات perovskite و بررسی تاثیر پارامترهایی نظیر زمان تماس، غلظت‌های مختلف جاذب و رنگ و pH های مختلف بر کارایی جذب نشان دادند که در pH اسیدی برابر ۲ بالاترین راندمان را بر طبق مدل سینتیکی شبه درجه دوم و مدل ایزوترم تعادلی لانگمیر داشته است(۲۳). در مطالعه Tabak و همکاران (۲۰۰۹) پیرامون جذب رنگ راکتیو بلو ۱۵ روی Sepiolite نوع ترکی گزارش شده است که مقادیر جذب با افزایش دما و pH به ترتیب افزایش و کاهش یافته است(۲۴). Qu و همکاران در سال ۲۰۰۸، با مطالعه جذب رنگ‌های متیلن بلو و قرمز خنثی روی نانوتیوب‌های کربنی چند دیواره پوشش داده شده با نانو ذرات Fe_2O_3، حداکثر ظرفیت جذب را برای رنگ‌های متیلن بلو و قرمز خنثی به ترتیب ۴۲/۳ و ۷۷/۵mg/g و زمان تعادلی ۶۰ دقیقه گزارش نموده‌اند(۲۵). با توجه به مشکلات ذکر شده در زمینه استفاده از کربن فعال پودری، هدف مطالعه حاضر اصلاح کربن فعال با نانوکریستال‌های مگنتیت برای تهیه یک کامپوزیت مغناطیسی به عنوان جاذب برای جذب رنگ‌های راکتیو بلک ۵ (RB5) و راکتیو قرمز ۱۲۰(RR120) از محیط‌های آبی بود و شرایط آزمایشگاهی جهت افزایش ظرفیت آن‌ها، بهینه سازی شد و سپس ایزوترم‌ها (به منظور بررسی واکنش بین ماده جذب شونده و جاذب)، سینتیک‌ها (به منظور بررسی سرعت جذب) و ترمودینامیک فرایند جذب مورد مطالعه قرار گرفت.

مواد و روش ها

مواد و تجهیزات

مواد شیمیایی مورد نیاز برای سنتز کامپوزیت مغناطیسی، شامل نیترات آهن ($Fe(NO_3)_3.9H_2O$)، کربن فعال پودری (PAC) و اسید نیتریک(۶۵ درصد HNO_3) از شرکت مرک آلمان تهیه گردید. رنگ‌های RB5 و RR120 هر دو از شرکت الوان ثابت خریداری شدند. ساختار شیمیایی و برخی مشخصات فیزیکی وشیمیایی آن‌ها در جدول شماره ۱ نشان داده شده است. محلول استوک ۳۰۰mg/L با اضافه کردن مقدار مشخصی از رنگ‌ها به آب دوبار تقطیر تهیه شد و سپس برای رسم منحنی کالیبراسیون آن‌ها، محلول‌های مذکور رقیق شده و محلول‌های استاندارد با غلظت‌های ۱۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه گردید. برای جداسازی مغناطیسی جاذب از محلول نیز از یک آهنربا مکعبی شکل با شدت مغناطیسی ۱/۳ تسلا و ابعاد ۵×۴×۴ سانتی‌متر استفاده شد. برای تعیین غلظت‌های باقی مانده رنگ‌ها از اسپکتروفتومتری UV-Visible مدل (CE CECIL۷۴۰۰) استفاده شد. برای تنظیم دمای محلول و سرعت همزن از شیکر انکوباتور استفاده شد.

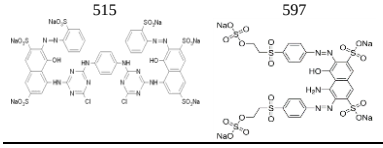
اصلاح کربن فعال با نانوکریستال‌های مگنتیت و ویژگی‌های آن

در مطالعه حاضر کامپوزیت مغناطیسی کربن فعال و نانوکریستال‌های مگنتیت (PAC/MNCs) مطابق روش ارائه شده توسط Yangو همکاران(۲۶)، با اندکی تغییرات سنتز گردید. در این روش، ابتدا مقدار مشخصی از PAC در ۲۰cc اسید نیتریک ۶۵ درصد اشباع و به مدت ۳ ساعت تحت دمای 80^oC توسط دستگاه حمام التراسونیک هموژن شد. سپس نمونه با پمپ خلاء فیلتر و پودر حاصله به محلول نیترات آهن اضافه گردید و پس از هموژن سازی مجدد، نمونه به کمک فیلتر کاغذی (واتمن) صاف شد. پس از فیلتراسیون، نمونه در داخل کوره الکتریکی طی مدت زمان ۳ ساعت و دمای 750^oC در تماس گاز نیتروژن قرار داده شد. جاذب سنتز شده بعد ازچندین بار شستشو با آب مقطر و جداسازی آن در مجاورت آهنربا، نهایتاً تحت دمای 105^oCخشک و به منظور استفاده در داخل دسیکاتور نگهداری شد. در مطالعه حاضر از دستگاه تفرق اشعه ایکس (X-ray Diffraction XRD) مدل

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

(Quantachrome, NOVA۲۰۰۰) بـه منظـور تعیـین الگوی پـراش اشـعه ایکـس و هـم‌چنـین تعیـین خلـوص ذرات Fe_3O_4 اسـتفاده شـد. از آنـالیز BET مـدل (۲۰۰۰ Quantachrome, NOVA,) نیـز بـرای تعیـین مسـاحت سطحی جاذب سنتز شـده اسـتفاده گردیـد. مورفولـوژی سطح جـاذب، شـکل و انـدازه ذرات مغناطیسـی Fe_3O_4 روی کربن فعال به ترتیب توسط میکروسکوپ الکترونـی روبشی (SEM) مدل (PHILIPS,XL-۳۰) و میکروسکوپ الکترونی انتقـالی (TEM) مـدل (PHILIPS, EM,۲۰۸) تعیین گردیدند. هم‌چنین بـرای آنـالیز عنصـری و تعیـین حضور عناصر موجود در ساختار کامپوزیـت از تکنیـک EDX مدل (EDX, PHILIPS, XL-30) استفاده شد.

جدول شماره ۱: ویژگی ها مشخصات فیزیکوشیمیایی رنگ های RB5 و RR120

مشخصات	رنگ	
	راکتیو بلک ۵	راکتیو قرمز ۱۲۰
فرمول شیمیایی	$C_{26}H_{21}N_5Na_4O_{19}S_6$	$C_{44}H_{24}Cl_2N_{14}Na_6O_{20}S_6$
نام تجاری	Reactive Black 5	Reactive Red 120
نماد	RB5	RR120
کلاس	Di-azo	Di-azo
C.I. number	20,505	292775
جرم ملکولی (g/mol)	991.82	1469.98
λ_{max}(nm)	597	515
ساختار ملکولی		

- آزمایشات جذب در سیستم ناپیوسته

آزمایشات جذب رنگ‌هـایRB5 و RR120 روی PAC/MNCs در یک محیط بسته انجام شد. آزمایشات جذب در داخل ارلن‌های با حجم ۱۰۰ mL حاوی ۵۰ mL از غلظت‌های مختلفی از رنگ‌ها به همراه مقادیر مشخصـی از جاذب در pH، دما و زمان‌های مختلف انجام شـد. بـه منظـور اخـتلاط مناسـب مـاده جـذب شـونده و جـاذب، نمونه‌ها به داخل شیکر بـا دور ۲۵۰rpm منتقـل شـدند و پس از زمان ۱۸۰ دقیقه، با کمک آهنربا، کامپوزیـت بـه روش مغناطیسی در زمان کمتر از یک دقیقـه از محلـول جدا گردید. غلظت‌های باقی‌مانده رنگ‌ها در محلول بـا استفاده از روش رنگ سنجی در ماکزیمم پیـک جـذب آن‌ها سنجش شـد. تمـام آزمـایش‌هـای جـذب سـه بـار تکرار و میانگین مقادیر آن‌ها به صورت نتایج نهـایی در محاسبات مورد استفاده قـرار گرفـت. در مطالعـه فراینـد جذب، تاثیر پارامترهایی نظیر pH، زمان تمـاس، غلظـت اولیه رنگ، مقدار جاذب و دما بررسی شـد و بـه منظـور بهینه سازی پارامترهای فوق، در کلیه مراحـل آزمـایش، ۴ پارامتر ثابت و با تغییر پارامتر مورد نظـر، تـاثیر آن بررسـی شد. در این روش ابتدا تاثیر pH محلول بر روی کـارایی جذب بررسی و بهینه آن تعیین شد. سـپس زمـان تعـادل جـذب درpH بهینـه تعیـین و بـه دنبـال آن پارامترهـای معـادلات سـینتیک محاسـبه گردیـد. در مرحلـه بعـد بـه منظـور تعیـین پارامترهـای ایزوتـرم‌هـای تعـادلی تـاثیر غلظت‌های مختلف جاذب و رنگ در مقادیر بهینه شـده pH و زمان تماس مورد بررسی قـرار گرفـت و در پایـان تاثیر دما بر میزان جذب در شرایط بهینـه جهـت بررسـی پارامترهای ترمودینامیکی مطالعه شد. بـازدهی حـذف و ظرفیت جذب RB5 و RR120 در هر زمان با اسـتفاده از روابط زیر محاسبه گردید.

$$\%Re = (1-\frac{C_e}{C_0})\times 100$$

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{w} \qquad (۲)$$

در این اینجا C_0 و C_e بـه ترتیـب غلظـت اولیـه و تعـادلی رنگ بعد از جـذب سـطحی (mg/L) و w جـرم جـاذب (g) و V حجم محلول (L) می‌باشند.

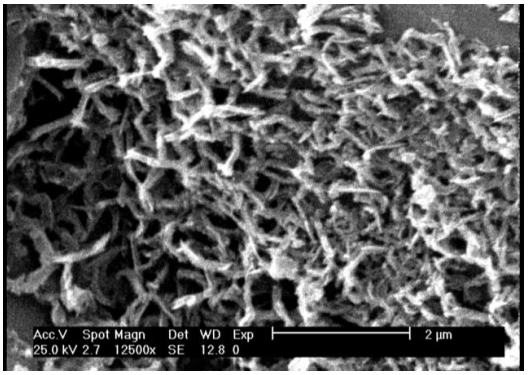
یافته ها

ویژگی های جاذب

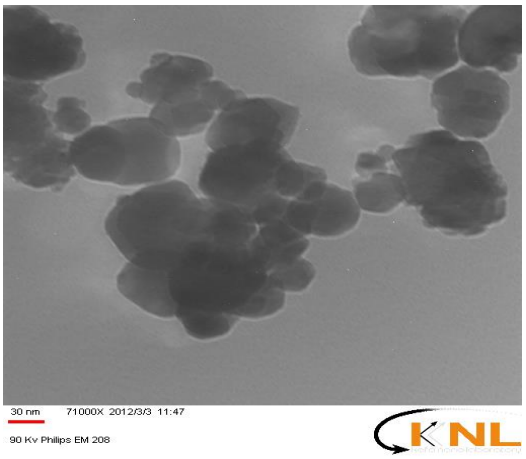
ویژگی‌های سطحی PAC/MNCs و هم‌چنین شکل و اندازه ذرات Fe_3O_4 بـه ترتیـب توسـط میکروسـکوپ الکترونی روبشی (SEM) و انتقالی (TEM) مورد آنـالیز قرار گرفتند. تصویر شماره ۱(الف) تصویر SEM مربوط به جاذب سنتز شده را در ۲۵ keV و نمودار شماره ۱(ب) تصویر TEM مربوط بـه ذرات اکسـید آهـن (III) را در ۱۰۰ keV نشان می‌دهد. نتایج حاصـل از آنـالیز XRD بـا

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

استفاده از پرتو Cu Kα تحت دمای ۲۵°C، در نمودار شماره ۱ نشان داده شده است. در این مطالعه سطح ویژه کامپوزیت مغناطیسی PAC/MNCs سنتز شده طی آنالیز BET محاسبه و برابر با ۶۷۱/۲ m^2/g تعیین گردید. نتایج آنالیز عنصری با استفاده از تکنیک EDX حضور اکسیژن، کربن و آهن را در مقادیر بالا و همچنین سرب و روی را در مقادیر بسیار جزیی تایید کرد.

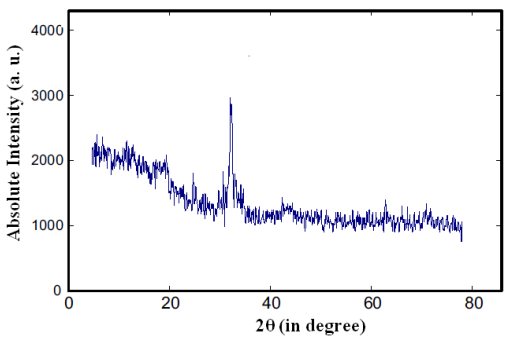


الف



ب

تصویر شماره ۱: (الف) تصویر SEM و (ب) تصویر TEM برای PAC/MNCs

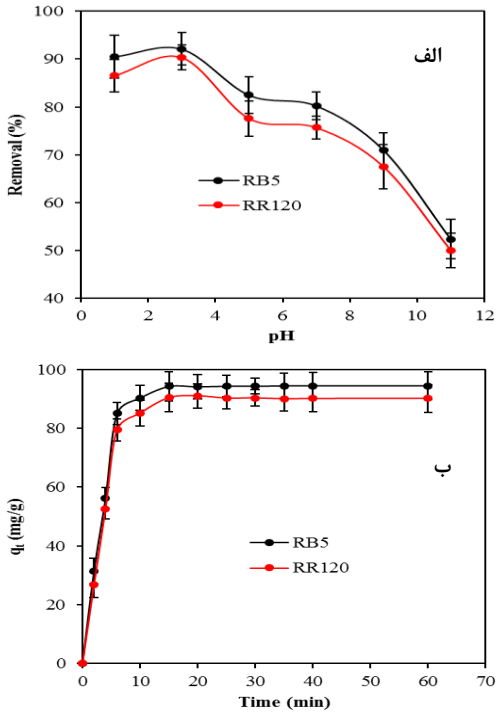


نمودار شماره ۱: آنالیز XRD برای PAC/MNCs

بهینه سازی جذب

تاثیر pH

در این مطالعه به منظور بررسی تاثیر H بر فرایند جذب رنگ‌های RB5 و RR120 روی PAC/MNCs، محلول ۱۰۰ mg/L رنگ‌ها با pHهای مختلف ۱-۳-۵-۷-۹ و ۱۱و مقادیر ۱g/L از جاذب در زمان ۶۰ دقیقه با سرعت همزن ۲۴۰rpm مورد بررسی قرار گرفت. pH محلول‌ها، نیز با استفاده از اسید کلریدریک ۰/۱ مولار (HCl) و هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار (NaOH) تنظیم و با استفاده از pH متر مدل (HACH-HQ-USA) سنجش شدند. نمودار شماره ۲ (الف) تاثیر pH را بر ظرفیت جذب و همچنین راندمان جذب نشان می‌دهد. در این تصویر مشاهده می‌شود که فرایند جذب برای هر دو رنگ در pHهای پایین و اسیدی کارایی بهتری در مقایسه با pHهای بالاتر و قلیایی دارد به‌طوری که با افزایش pH از ۳ به ۱۱، بازدهی حذف از ۹۲/۱ به ۵۲/۳ درصد برای RB5 و از ۹۰/۳ به ۵۰ درصد برای RR120 کاهش یافته است.



نمودار شماره ۲: تاثیر pH محلول بر کارایی جذب (الف)، تاثیر زمان تماس بر ظرفیت جذب (ب)

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

تاثیر زمان تماس

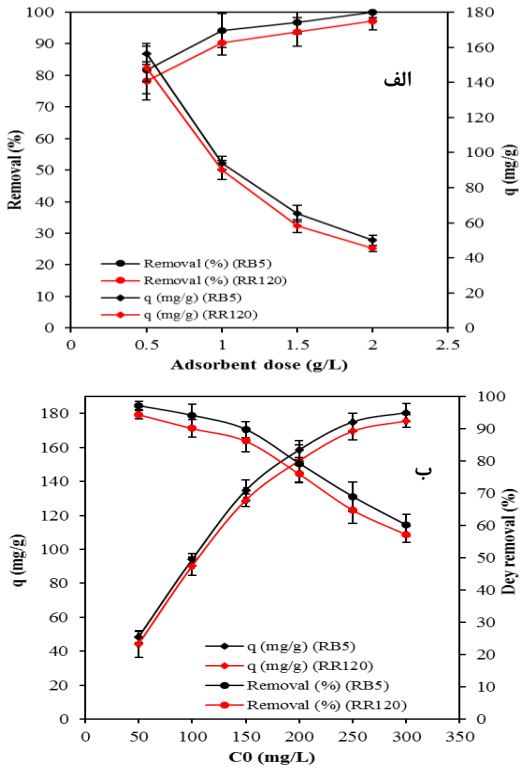
زمان تماس از دیگر فاکتورهای مهم و تاثیرگذار فرایند جذب است. در این مطالعه تاثیر زمان تماس بر ظرفیت جذب رنگزاهای RB5 و RR120 بر روی PAC/MNCs در pH بهینه ۳ طی زمان ۶۰ دقیقه با غلظت اولیه ۱۰۰mg/L و مقدار ۱g/Lجاذب، بررسی و نتایج در نمودار شماره ۲(ب) نشان داده شده است. نتایج نشان داد که با افزایش زمان تماس، ظرفیت جذب برای هر دو ماده رنگزا افزایش یافته است. اما همان‌طوری که مشاهده می‌شود تغییرات ظرفیت جذب برای زمان‌های بعد از ۲۰ دقیقه، بسیار ناچیز بوده است. بنابراین می‌توان گفت زمان ۲۰ دقیقه نقطه تعادل فرایند جذب دو ماده رنگزا بر روی PAC/MNCs بوده است.

تاثیر مقادیر جاذب

تاثیر مقادیر مختلف کامپوزیت بر فرایند جذب رنگ‌های RB5 و RR120 با استفاده از PAC/MNCs در محدوده ۰/۵تا ۲ گرم در لیتر از جاذب در زمان تعادل ۲۰ دقیقه و pH بهینه برابر ۳ برای غلظت ۱۰۰ میلی گرم در لیتر رنگ‌ها مورد مطالعه قرار گرفت. نمودار شماره ۳ (الف) نتایج حاصل از تاثیر این پارامتر را نشان می دهد. مشاهده می شود که با افزایش مقدار جاذب از ۰/۵ به ۲g/L بازدهی جذب از ۸۱/۲ به ۱۰۰ درصد برای RB5 و از ۷۸/۷ به ۹۷/۲ درصد برای RR120 افزایش می یابد. در حالیکه مشاهده شد مقادیر ظرفیت جذب با افزایش دز جاذب کاهش می‌یابد.

تاثیر غلظت اولیه رنگ

غلظت اولیه ماده جذب شونده یکی دیگر از فاکتورهای مهم و تاثیرگذار در فرایند جذب است. تاثیر غلظت اولیه دو ماده رنگزا بر بازدهی حذف آن‌ها توسط PAC/MNCs در محدوده غلظت های اولیه ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰mg/L تحت شرایط بهینه (pH=۳، زمان تماس ۲۰ دقیقه، مقدار جاذب ۱g/L) مورد مطالعه قرار گرفت. نمودار شماره ۳ (ب) تاثیر غلظت اولیه رنگ‌ها را بر درصد حذف و میزان جذب آنها توسط کامپوزیت سنتز شده نشان می‌دهد. در شکل مذکور واضح است که با افزایش غلظت اولیه هر دو رنگزا از ۵۰ به ۳۰۰mg/L مقادیر حذف از ۹۷/۱ به ۶۰/۲ درصد برای RB5 و از ۹۴/۵ به ۵۷/۳ درصد برای RR120 کاهش یافته است. در نمودار شماره ۳ (ب) هم‌چنین مشاهده می‌شود که مقادیر ظرفیت جذب برای هر دو ماده رنگزا با افزایش غلظت اولیه آنها، افزایش یافته است.

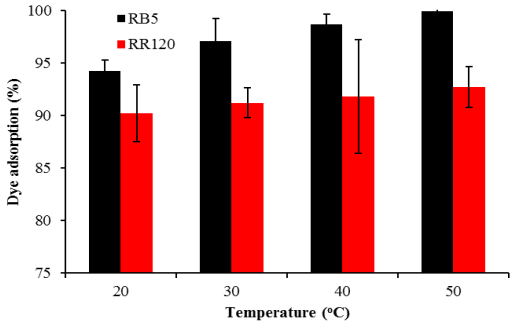


نمودار شماره ۳: تاثیر مقدار جاذب (الف) و غلظت اولیه رنگزا (ب) بر روی بازدهی جذب و ظرفیت جذب

تاثیر دمای محلول

تاثیر دماهای مختلف (۲۰، ۳۰، ۴۰، و۵۰°C) بر فرایند جذب نیز در pH، زمان تماس و مقدار بهینه جاذب و غلظت ۱۰۰ mg/L رنگزاها مطالعه و در نمودار شماره ۴ نمایش داده شده است. همان‌طوری که از نمودار پیداست وقتی که دمای محلول از ۲۰ به ۵۰°C افزایش می‌یابد، ظرفیت جذب نیز برای هر دو رنگزا افزایش می‌یابد.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]



نمودار شماره ۴: تاثیر دمای محلول برظرفیت جذب رنگزاهای RB5 و RR120 روی کامپوزیت مغناطیسی PAC/MNCs

- مدل سازی جذب

سینتیک جذب

معادلات سینتیکی به منظور تشریح رفتار انتقال مولکول‌های ماده جذب شونده در واحد زمان و یا برای بررسی فاکتورهای موثر بر سرعت واکنش مورد استفاده قرار می گیرند. در این مطالعه از مدل‌های سینتیکی شبه درجه اول و شبه درجه دوم برای تشریح رفتار انتقال مولکول‌های ماده جذب شونده در واحد زمان و هم‌چنین برای بررسی عوامل موثر بر سرعت واکنش فرایند جذب رنگزاهای RB5 و RR120 بر روی کامپوزیت PAC/MNCs استفاده شدند. معادلات سینتیکی خطی شبه درجه اول و دوم به ترتیب به صورت معادله (۳) و (۴) بیان می شوند:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \qquad (۳)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 {q_e}^2} + \frac{1}{q_e} t \qquad (۴)$$

در معادلات (۳) و (۴) k_1 و k_2 به ترتیب ضریب سرعت (min^{-1}) و ثابت واکنش شبه درجه دوم بر حسب ($mg/(g\ min)$)، q_e و q_t نیز به ترتیب ظرفیت جذب در زمان تعادل و زمان t بر حسب (mg/g) بوده که مقادیر q_eو k_1 به ترتیب عرض از مبدا و شیب نمودار خطی $\ln(q_e-q_t)$ در مقابل t هستند. در معادله (۴) مقادیر q_e و k_2می‌توانند از طریق شیب و عرض از مبداء نمودار خطی t/q_tدر مقابل t تعیین شوند. در نمودار شماره ۵ (الف) به ترتیب نمودارهای مربوط به مدل سینتیکی شبه درجه دوم برای جذب RB5 و RR120 بر روی PAC/MNCs نشان داده شده است. مقادیر پارامترهای سینتیکی فرایند جذب نیز در جدول شماره ۲ نمایش داده شده است. در این جدول مشاهده می‌شود که ضرایب همبستگی برای مدل سینتیکی شبه درجه دوم به ترتیب برای RB5 و RR120 برابر با ۰/۹۹۸ و ۰/۹۹۹ بوده است.

جدول شماره ۲: پارامترهای مدل های سینتیک و ایزوترم جذب RB5 و RR120 بر روی PAC/MNCs

مدل	رنگزا	پارامترها		
سینتیک				
شبه درجه اول		$q_{e,cal}$ (mg/g)	$k_1(min^{-1})$	r^2
	RB5	۸۲/۶	۰/۱۷	۰/۹۵۲
	RR120	۷۸/۳۲	۰/۱۴۷	۰/۹۶۵
شبه درجه دوم		$q_{e,cal}$ (mg/g)	k_2 (min^{-1})	r^2
	RB5	۹۶/۴	۰/۰۰۴	۰/۹۹۸
	RR120	۸۹/۳	۰/۰۰۴	۰/۹۹۹
نفوذ درون ذره ای		$k_i(mg/gmin^{0.5})$	C_i (mg/g)	r^2
	RB5	۷/۲	44.32	0.657
	RR120	۶/۵۷	۴۲/۸	۰/۷۱
		$q_{e,exp}$ (mg/g)		
	RB5	94.2		
	RR120	90.6		
ایزوترم				
فروندلیچ		$k_F(mg/g(Lmg)^{1/n})$	n	r^2
	RB5	۴۸/۱	۳/۱۴	۰/۹۵۱
	RR120	۴۵/۳	۳/۲	۰/۹۴۸
لانگمیر		q_0 (mg/g)	k_L(L/mg)	r^2
	RB5	۱۹۲/۶	۰/۱۵۲	۰/۹۹۹
	RR120	۱۸۸/۷	۰/۱۴	۰/۹۹۲
تمکین		q_m(mg/g)	K_T	r^2
	RB5	30.45	3.04	۰/۹۴۱
	RR120	۳۱/۶۲	۳/۱۵	۰/۹۴۷

ایزوترم جذب

ایزوترم‌های تعادلی جذب برای توصیف خواص سطحی جاذب و همچنین تشریح داده‌های تجربی به کار برده می‌شوند. علاوه بر این ایزوترم ها به عنوان یک پارامتر مهم در طراحی سیستم‌های جذب و توصیف کننده رابطه بین غلظت ماده جذب شونده و ظرفیت جذب یک جاذب به حساب می‌آیند. در مطالعه حاضر به منظور تشریح رابطه بین غلظت ماده جذب شونده و ظرفیت جذب از مدل های ایزوترم تعادلی لانگمیر، فروندلیچ و تمکین استفاده شد. مدل ایزوترم لانگمیر بر مبنای جذب یک لایه‌ای و یکنواخت (همگن) ماده جذب شونده با انرژی یکسان بر تمام سطوح روی جاذب است و به

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

عبارتی دیگر بیان می‌کند که جذب فقط در مکان‌های خاص و همگن و بدون هیچ واکنشی بین مولکول‌های ماده جذب شونده و جاذب اتفاق می‌افتد(۲۷). معادله خطی آن به صورت زیر می باشد:

$$\frac{C_e}{q_e}=\frac{C_e}{q_0}+\frac{1}{k_L q_0} \qquad (۵)$$

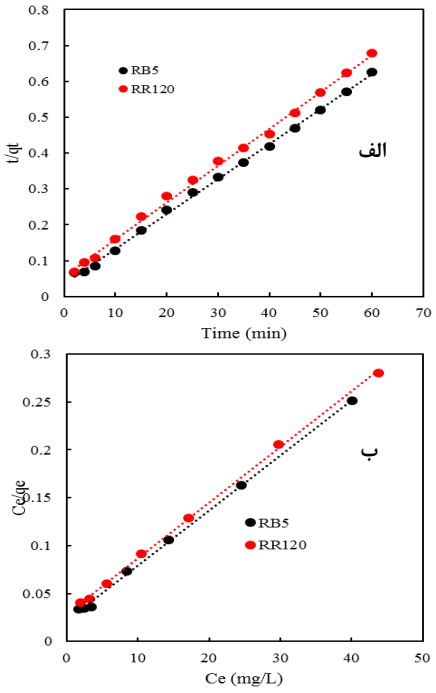
در اینجا k_1 ثابت لانگمیر (L/mg) و q_0 حداکثر ظرفیت جذب رنگزا بر روی PAC/MNCs (mg/g)، C_e غلظت تعادلی ماده جذب شونده (mg/L) و q_e مقدار ماده رنگزای جذب شده در زمان تعادل (mg/g) می‌باشند. مقادیر پارامترهای q_0 و k_L به ترتیب از طریق عرض از مبداء و شیب نمودار خطی C_e/q_e در مقابل C_e محاسبه می گردند. معادله تجربی ایزوترم فروندلیچ بر خلاف مدل لانگمیر، بر مبنای جذب چند لایه‌ای و ناهمگن ماده جذب شونده روی جاذب بوده که معادله خطی آن به صورت زیر نوشته می‌شود.

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

در معادله فوق k_F و n نیز ثابت‌های فروندلیچ هستند که n شاخص میزان مطلوبیت فرایند جذب (شدت جذب) و k_F ظرفیت جذب جاذب بر حسب $(mg/g(L/mg)^{1/n})$ است. در این مدل مقادیر n کم‌تر از یک نشان دهنده جذب ضعیف و مقادیر ۲-۱ و ۱۰-۲ به ترتیب بیانگر جذب به‌طور متوسط مشکل و مطلوب است(۶). مقادیر پارامترهای n و k_l به ترتیب از طریق شیب و عرض از مبداء نمودار خطی $\ln q_e$ در مقابل $\ln C_e$ تعیین می‌شوند. ایزوترم تعادلی تمکین به بررسی اثرات برخی از برهم‌کنش‌های غیر مستقیم بین ماده جذب شونده و جاذب (برای مثال کاهش خطی گرمای جذب سطحی تمام مولکول‌ها در لایه جذب با افزایش مقدار پوشش) می‌پردازد(۲۸). معادله خطی مدل ایزوترم تمکین در معادله(۷) نشان داده شده است.

$$q_e=B\ln k_T+B\ln(C_e)$$

در این معادله k_T ثابت پیوند تعادلی متناظر با حداکثر انرژی پیوند (L/g) و B (B=RT/b_T) ثابت تمکین وابسته به گرمای جذب است که در آن R ثابت جهانی گازها (۸/۳۱۴J/mol K) و T درجه حرارت مطلق (^oK) هستند. مقادیر B و k_T از شیب و عرض از مبدا نمودار خطی q_e در مقابل $\ln C_e$ به دست می آیند. مقادیر پارامترهای مربوط به مدل‌های ایزوترم لانگمیر، فروندلیچ و تمکین هم‌چنین در جدول شماره ۲ ارایه شده‌اند. همان‌طور که مشاهده می‌شود حداکثر ظرفیت جذب در مدل لانگمیر برای RB5 و RR120 به ترتیب برابر با ۱۹۲/۶ و ۱۸۸/۷ mg/g بوده است. نمودارهای مربوط به ایزوترم‌های تعادلی لانگمیر و همبستگی آن با داده های حاصل از جذب هر دو ماده رنگزا در نمودار شماره ۵ (ب) نمایش داده شده است.



نمودار شماره ۵: (الف) مدل سینتیک شبه درجه دوم و(ب) مدل ایزوترم تعادلی لانگمیر برای جذب RB5 و RR120 بر روی PAC/MNCs

ترمودینامیک جذب

در مطالعات ترودینامیک فرایند جذب تعیین سه پارامتر، آنتالپی استاندارد (ΔH^o)، انرژی آزاد استاندارد (ΔG^o) و آنتروپی استاندارد (ΔS^o) ضروری است. مقادیر ΔH^o و ΔS^o با استفاده از روابط زیر به دست می‌آیند:

$$\ln k_d=\frac{\Delta S^o}{R}-\frac{\Delta H^o}{RT}$$

$$K_d=\frac{q_e}{C_e}$$

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

در اینجا R ثابت جهانی گازها (۸/۳۱۴ J/mol K) و K_d(L/g) نسبت مقدار رنگ جذب شده بر روی جاذب (mg/g) به مقدار باقیمانده آن در محلول (mg/L) هستند. مقادیر ΔH^o و ΔS^o از رسم نمودار خطی $\ln k_c$ در مقابل 1/T به دست می‌آیند، که به ترتیب شیب و عرض از مبداء معادله خطی نمودار مذکور می‌باشند. مقادیر ΔG^o نیز از معادلعه زیر محاسبه می‌گردد.

$$\Delta G^o = -RT \ln k_d$$

مقادیر محاسبه شده پارامترهای ترمودینامیکی جذب رنگزاهای RB5 و RR120 بر روی PAC/MNCs در جدول شماره ۳ ارایه شده است. مشاهده می‌شود که برای هر دو ماده رنگزا مقادیر پارامترهای ΔH^o و ΔS^o مثبت و مقادیر پارامتر ΔG^o منفی حاصل شده است.

جدول شماره ۳: مقادیر پارامترهای ترمودینامیک جذب RB5 و RR120 بر روی PAC/MNCs

رنگزا	دما(°C)	پارامترها			
		ln K_d	ΔG^o(kJ/mol)	ΔH^o(kJ/mol)	ΔS^o(kJ/mol.K)
RB5	۲۵	۳/۶	-۸/۹۲	۲۲/۱۷	۰/۱۲۵
	۳۵	۳/۷۲	-۹/۵۲		
	۴۵	۴/۰۴	-۱۰/۶۸		
RR120	۲۵	۳/۲۷	-۸/۱	۲۰/۶۷	۰/۰۸۷
	۳۵	۳/۶۵	-۹/۳۴		
	۴۵	۳/۹۸	۱۰/۵۲		

بحث

تصویر SEM (تصویر شماره ۱-الف) حضور منافذ و خلل و فرج روی کربن فعال را با توزیع یکنواخت نشان می‌دهد و بیانگر این مطلب است که جاذب سنتز شده از تخلل خوبی برخوردار است. در تصویر مذکور نقاط با رنگ روشن بیانگر وجود ذرات اکسید آهن روی سطح و داخل منافذ کربن فعال می‌باشد. تصویر TEM (تصویر شماره ۱-ب) نه تنها مکعبی بودن شکل ذرات Fe_3O_4، بلکه نانو سایز بودن آن‌ها را نیز اثبات می‌نماید. نتایج آنالیز TEM نشان داد که ذرات Fe_3O_4 دارای اندازه‌ای کم‌تر از ۸۰ نانومتر و تقریباً بین ۵۰-۳۰ نانومتر بوده‌اند. نتایج آنالیز EDX حضور ۷۰/۸ درصد کربن، ۸/۳ درصد اکسیژن و ۲۰/۱ درصد آهن را در ساختار کامپوزیت نشان داد. این بیان می‌کند که آهن و اکسیژن عناصر عمده حاصل از اصلاح کربن فعال با نانوکریستال‌های مگنتیت بوده و بنابراین آهن به‌طور موفقیت‌آمیزی روی کربن فعال نشانده شده است. حضور مقادیر جزیی برخی عناصر نظیر سرب و روی (کم‌تر از ۱درصد) در ساختار کامپوزیت بیانگر وجود ناخالصی بسیار جزیی در کربن فعال است. نتایج حاصل از آنالیز XRD با استفاده از پرتو Cu Kα تحت دمای ۲۵°C، در نمودار شماره ۱ نشان می‌دهد که ماکزیمم پیک ۳۵/۵° با توجه به استاندارد (JCPDS NO.۰۱-۰۸۸-۰۸۶۶) مربوط به کریستال‌های مکعبی شکل ذرات اکسید آهن یا Fe_3O_4 بوده، که شدت آن در زاویه مذکور برابر با ۵۱۱ و خلوص آن نیز در این زاویه برابر با ۱۰۰ درصد است.

pH محلول بواسطه تغییر بار سطحی جاذب و گروهای عاملی روی جایگاه‌های فعال و هم‌چنین شیمی محلول نقش مهم و کلیدی را بر ظرفیت جذب دارد. در نمودار شماره ۲ (الف) مشاهده می‌شود که بیش‌ترین و کم‌ترین بازدهی جذب برای هر دو رنگزا به ترتیب مربوط به pHهای ۳ و ۱۱ بوده است. بالا بودن بازدهی جذب در pHهای اسیدی و به خصوص pH=۳ می‌تواند به دلیل جاذبه الکترواستاتیکی بین مولکول‌های با بار منفی رنگ و سطح با بار مثبت جاذب باشد که این امر ممکن است به‌عنوان یک مکانیسم غالب تاثیرگذار باشد(۲۹،۱). اما در pHهای بالاتر سطح جاذب دارای بار منفی شده و بنابراین نیروی دافعه الکترواستاتیکی بین یون‌های با بار منفی ماده جذب شونده و سطح با بار منفی جاذب سبب کاهش مقدار جذب ماده رنگزا شده است. بنابراین در مطالعه حاضر pH=۳ به‌عنوان مقدار بهینه برای آزمایشات بعدی فرایند جذب انتخاب شد. نتایج مشابه مبنی بر بازدهی بالای حذف رنگ‌های راکتیو توسط جاذب های مختلف در شرایط اسیدی در مطالعات قبلی گزارش شده است (۳۱،۳۰،۲۳،۷).

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

نتایج حاصل از بررسی تاثیر زمان تماس (نمودار شماره ۲-ب) نشان داد که در ۱۰ دقیقه ابتدایی منحنی شیب‌تندی داشته و ظرفیت جذب به سرعت افزایش یافته است. این حالت ممکن است به دلیل وجود مکان‌های فعال زیاد و اشباع نشده در سطوح خارجی جاذب باشد(۳۲). اما در ادامه با افزایش زمان شیب به تدریج کند شده و در نهایت مقدار جذب بعد از زمان ۲۰ دقیقه به طور تقریبی ثابت شده و به تعادل رسیده است. ثابت شدن ظرفیت جذب و رسیدن به نقطه تعادل در زمان‌های بیش‌تر از ۲۰ دقیقه می‌تواند ناشی از پر شدن مکان‌های فعال روی سطح جاذب و یا کامل شدن ظرفیت جاذب باشد(۲۸). نقطعه تعادل در فرایند جذب زمانی ایجاد می‌شود که غلظت جذب شونده در محلول با آنچه که در فاز مشترک وجود دارد، در تعادل دینامیکی باشد. بنابراین در مطالعه حاضر زمان ۲۰ دقیقه به عنوان زمان تعادل برای ادامه آزمایشات فرایند جذب دو ماده رنگزا انتخاب گردید. در زمان‌های پس از تعادل ممکن است تغییرات میزان جذب خیلی‌کم و یا حتی در برخی موارد عمل واجذب از سطح جاذب اتفاق افتد(۲۸). در مطالعه Celekli (۳۰) و Demarchi (۳۳) زمان تعادل جذب RR120 بر روی جلبک Chara contraria و کیتوزان لینک شده با آهن به ترتیب ۳۰ و ۵ دقیقه گزارش شده است. Tanyildizi (۲۹) و Xue (۳۱) برای جذب رنگ RB5 بر پوست بادام و سرباره کوره اکسیژن، زمان ۳۰ دقیقه را به عنوان زمان تعادل گزارش کردند. اختلاف زمان تعادل به دست آمده در مطالعات مذکور با زمان تعادل به دست آمده در مطالعه حاضر (۲۰ دقیقه)، می‌تواند به دلیل تفاوت در غلظت‌های اولیه ماده رنگزا باشد. زیرا با افزایش غلظت اولیه ماده جذب شونده، راندمان حذف کاهش و زمان رسیدن به تعادل نیز کوتاه‌تر می‌گردد و بر عکس با کاهش غلظت اولیه، شانس برخورد ملکول‌های ماده جذب شونده با سطح جاذب کم شده و در نهایت رسیدن به زمان تعادل نیازمند افزایش تماس خواهد بود(۳۴). در مطالعه‌ای که توسط Greluk و همکاران(۳۵) پیرامون جذب RB5 بر روی رزین اکریلیک اسید انجام شد، زمان ۲۰ دقیقه برای تعادل جذب رنگزا حاصل شد که با نتایج مطالعه حاضر همبستگی دارد. با افزایش مقادیر جاذب بازدهی فرایند جذب به دلیل افزایش سطح جاذب و به دنبال آن افزایش دسترسی مولکول‌های ماده جذب شونده به مکان‌های جذب روی PAC/MNCs در مقابل مقادیر ثابت مولکول‌های RB5 و RR120 می‌تواند افزایش یابد(۱۹،۶). در نمودار شماره ۳(الف) هم‌چنین مشاهده می‌شود که وقتی مقدار جاذب از ۰/۵ به ۲ گرم در لیتر افزایش می‌یابد، مقادیر ظرفیت جذب برای هر دو ماده رنگزا کاهش می‌یابد. این کاهش ممکن است ناشی از اشباع نشدن جایگاه‌های فعال روی سطح جاذب در طول فرآیند جذب باشد(۲۸). Celekli و همکاران(۳۰) انباشتگی و تجمع جاذب در غلظت‌های بالای آن و به دنبال آن کاهش مساحت سطحی جاذب را دلیل اصلی کاهش ظرفیت جذب با افزایش مقادیر جاذب گزارش کردند. با توجه به این‌که تغییرات بازدهی حذف رنگزاها برای غلظت‌های بالاتر از ۱g/L قابل ملاحظه نبود، از این‌رو مقدار ۱g/L از PAC/MNCs به عنوان دز بهینه جاذب در فرایند جذب رنگ‌های RB5 و RR120 انتخاب شد. Santhy و همکاران(۳۶) در مطالعه‌ای به منظور حذف ۱۰۰ درصد رنگ راکتیو بلو ۴ با استفاده از کربن فعال دز بهینه جاذب را ۴g/L گزارش نمود. غلظت اولیه رنگ یکی دیگر از فاکتورهای مهم و تاثیرگذار فرایند جذب به حساب می‌آید. بر مبنای نتایج ارایه شده در نمودار شماره ۳ (ب) مشاهده شد که افزایش غلظت اولیه ماده رنگزا تاثیر مثبت روی ظرفیت جذب داشته است. دلیل کاهش بازدهی جذب با افزایش غلظت‌های اولیه رنگ می‌تواند ثابت بودن تعداد محل‌های فعال روی جاذب در برابر افزایش تعداد مولکول‌های رنگ و یا به عبارتی دیگر اشباع شدن سطح جاذب در غلظت‌های بالای رنگ باشد. مشابه این پدیده در جذب رنگ راکتیو بلو ۵ با کامپوزیت کربن

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

فعال و نانوذرات اکسید آهن گزارش شده است(۱). در مطالعه Tunc و همکاران(۳۷) نیز مشاهده شد که با افزایش غلظت اولیه ماده رنگزا بازدهی حذف آن طی فرایند جذب کاهش می یابد. بنابراین نتایج فوق بیان می‌کند که فرایند جذب در غلظت‌های بالای ماده جذب شونده وابسته به غلظت اولیه است. نمودار شماره۳(ب) هم‌چنین نشان می‌دهد که افزایش غلظت اولیه ماده رنگزا تاثیر مثبت روی ظرفیت جذب دارد به گونه‌ای که با افزایش غلظت اولیه رنگ از ۵۰ به ۳۰۰mg/L، ظرفیت جذب از ۴۸/۵ به ۱۸۱/۴mg/g برای RB5 و از ۴۴/۱ به ۱۷۵/۷ mg/g برای RR120 افزایش یافته است. افزایش ظرفیت جذب در این حالت ممکن است به دلیل افزایش نیروی ناشی از گرادیان غلظت باشد(۱۵).

Juang و همکاران در جذب رنگ های راکتیو روی جاذب کیتوزان و همچنین Ahmad و همکاران در مطالعه جذب رنگ راکتیو Azo با استفاده از کربن فعال گرانولی، بیان کردند که ظرفیت جذب با افزایش غلظت اولیه ماده رنگزا به دلیل افزایش نیروی ناشی از گرادیان غلظت، افزایش می‌یابد (۳۹،۳۸).

مطابق نمودار شماره ۴، مشاهده شد که وقتی دمای محلول افزایش می‌یابد، مقادیر ظرفیت جذب نیز افزایش پیدا می‌کند. در این شرایط افزایش دما از طریق: ۱- افزایش حلالیت ماده رنگزا و به دنبال آن افزایش برخوردهای موثر بین ماده جذب شونده و جاذب و ۲- افزایش اندازه منافذ روی سطح جاذب منجر به افزایش میزان جذب آلاینده می‌گردد(۱). تاثیر مستقیم دما روی مقدار جذب بر طبق نتایج به دست آمده بیانگر این مطلب است که ماهیت جذب شیمیایی رنگزاهای RB5 و RR120 روی کامپوزیت مغناطیسی PAC/MNCs اندوترمیک (گرماگیر) است. مشابه این نتایج در مطالعه حذف رنگ‌های RB5 و RR120 بر جاذب‌های مختلف توسط محققان دیگر گزارش شده است(۳۵،۲۹-۳۱). نتایج بررسی معادلات سینتیک جذب (جدول شماره۲) نشان داد که ضرایب همبستگی برای مدل سینتیکی شبه درجه دوم برای هر دو ماده رنگزا بیشتر از مقادیر مشابه برای مدل شبه درجه اول بوده است. این نتایج بیان می‌کندکه فرایند جذب هر دو ماده رنگزا از مدل شبه درجه دوم پیروی کرده و مکانیسم غالب در آن جذب شیمیایی بوده است(۴۰). مقادیر ظرفیت جذب تجربی ($q_{e,exp}$) در زمان تعادل ۲۰ دقیقه برای RB5 و RR120 برابر با ۹۴/۲ و ۹۰/۶mg/g حاصل شد که از مقایسه آن با مقادیر به دست آمده از ظرفیت جذب محاسباتی ($q_{e,cal}$) برای مدل‌های شبه درجه اول و دوم، نتیجه می‌شود که مدل درجه دوم نزدیکی بیش‌تری به داده‌های تجربی نسبت به مدل درجه اول دارد. بنابراین می‌توان گفت که رفتار جذب RB5 و RR120 روی جاذب سنتز شده از سینتیک درجه دوم پیروی می‌کند. مشابه این نتایج در مطالعه حذف مواد رنگزای راکتیو با استفاده از کربن فعال توسط محققین دیگر گزارش شده است(۴۱،۳۵). علاوه بر این همانگونه که در جدول شماره۲ مشاهده می‌شود مقادیر ضریب همبستگی برای مدل شبه درجه دوم برای هر دو ماده رنگزا در مقایسه با دو مدل دیگر بالاتر و تقریباً نزدیک به یک بوده است(R^2>۰/۹۹)، که نشان می‌دهد داده‌های تجربی حاصل از آزمایشات جذب با مدل سینتیکی شبه درجه دوم بهتر توصیف می‌شوند. پیروی از این مدل بیان می‌کند که دو واکنش اولی سریع که به سرعت به تعادل می‌رسد و دومی که سرعت کم‌تری داشته و تا زمان طولانی‌تری ادامه می‌یابد، به صورت موازی در فرایند جذب رنگ‌های RB5 و RR120 بر روی PAC/MNCs نقش داشته‌اند(۴۲).

بر مبنای نتایج ارایه شده در جدول شماره ۲، با مقایسه ضرایب رگرسیون به دست آمده از سه مدل ایزوترم مطالعه شده، مشاهده می‌شود که مدل لانگمیر نسبت به دو مدل دیگر مقادیر ضرایب رگرسیون بالاتری دارد و بیان می‌کند که همبستگی خوبی با داده‌های تجربی داشته است. این مقدار برای مدل مذکور برای هر دو رنگزای مطالعه شده ۰/۹۹درصد بود. بنابراین نتایج مذکور بیان

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

مـی‌کنـد کـه توزیـع جایگـاه‌هـای فعـال روی سـطح PAC/MNCs یکنواخت بوده و متعاقب آن جـذب هـر دو رنگزا در مکان‌هـای همگـن رخ داده اسـت. Xiao و همکاران (۲۰۱۲)، Senthilkumaar و همکاران (۲۰۰۶) و Ahmad و همکاران (۲۰۱۱) در مطالعـه جـذب رنـگ راکتیو با استفاده از کربن فعال مـدل ایزوتـرم مناسـب را لانگمیر گزارش کردند(۴۳،۴۱،۳۹). علاوه بر ایـن در نمـودار شماره ۵ (ب) مشاهده می‌شـود کـه داده‌هـای حاصـل از جذب رنـگ‌هـای RB5 و RR120 بـر روی PAC/MNCs به‌خوبی از مدل تعادلی لانگمیر تبعیت می‌کنند.

حداکثر ظرفیت جذب در مدل لانگمیر مطابق نتایج ارایه شده در جدول شماره ۲ بـرای RB5 و RR120 بـه ترتیب ۱۹۲/۶ و ۱۸۸/۷ میلی‌گرم بر گرم حاصل شد. این ماکزیمم ظرفیت جذب در مقایسه با مقادیر ذکر شده در مطالعـات قبلـی بسـیار بـالا بـوده و نشـان مـی‌دهـد کـه کامپوزیت سنتز شده در این مطالعه پتانسیل بسیار خـوبی برای جـذب رنـگ‌هـای راکتیـو داشـته اسـت. حـداکثر ظرفیت جذب رنگ‌های RB5 و RR120 بر جاذب‌های مختلف در جدول شماره ۴ ارایه شده اسـت. در جـدول شماره ۲ همچنین مشاهده می شود کـه مقـادیر بـه‌دسـت آمده برای ثابت فروندلیچ (n، شـاخص میـزان مطلوبیـت فرایند جذب (شدت جذب) برای هر دو رنگزا بین ۲ تـا ۱۰ بوده که بر مبنای تقسیم بندی مقادیر n (مقـادیر n<1 جذب ضعیف، ۲-۱=n جذب تقریباً مشکل و ۱۰-۲ =n جذب مطلوب)، نتیجه می شود که جذب آن‌ها بـر روی کامپوزیت PAC/MNCs مطلوب بوده است(۴۰، ۴۴).

جدول شماره۴: حداکثر ظرفیت جذب رنگزاهای RB5 و RR120 بر روی جاذب های مختلف

جاذب	ماده رنگزا	حداکثر ظرفیت جذب (mg/g)	رفرنس
زائدات ساقه گیاه کتان	RB5	۳۵/۷	(۳۷)
پوست بادام	RB5	۵۵/۵	(۲۹)
سرباره کوره اکسیژن	RB5	۷۶	(۳۱)
سرباره کوره اکسیژن	RR120	۵۵	(۳۱)
جلبک Chara contraria	RR120	۱۱۲/۸	(۳۰)
نانوذرات Fe_3O_4	RR120	۱۶۶/۶۷	(۴۵)
کیتوزان مغناطیسی	RR120	۱۴۴/۹	(۴۶)
PAC/MNCs	RB5	۱۹۲/۶	این مطالعه
PAC/MNCs	RR120	۱۸۸/۷	این مطالعه

در جدول شماره ۳ مقادیر مثبت ΔH^o بیان مـی‌کنـد کـه هـر دو فراینـد جـذب دارای طبیعتـی انـدوترمیک بوده‌اند که با نتایج قبلی مبنی بر افزایش مقدار جـذب بـا افزایش دمای محلول سازگار است. مقـادیر مثبـت ΔH^o هم‌چنین نشان‌دهنـده تشـکیل پیونـد شـیمیایی قـوی بـین مولکـول‌هـای رنـگ و سـطح جـاذب اسـت و بنـابراین پیشنهاد می‌کند که فرایند جـذب یـک فراینـد شـیمیایی بوده است(۱۵). مقادیر پارامتر دیگر ترمودینامیـک یعنـی ΔS^o برای هر دو رنگزای مطالعـه شـده مثبـت بـوده کـه نشان‌دهنده افزایش راندمان با افـزایش دمـا در فـاز مشـترک جامـد و مـایع در طـول فراینـد جـذب اسـت(۴۰). در جـدول شـماره ۳ مشـاهده مـی‌شـود کـه مقـادیر انـرژی آزاد گیبس (ΔG^o) منفی است و بیان می‌کنـد کـه واکـنش جذب رنگـزای RB5 و RR120 بـر روی PAC/MNCs خودبخودی بوده اسـت. افـزایش مقـادیر منفـی ΔG^o بـا افزایش دما از ۲۰ بـه ۵۰°C ممکـن اسـت بـه دلیـل تـاثیر دهیدراسیون هردوی ماده جذب شـونده و جـاذب باشـد که واکنش بین آن‌ها را تسهیل کـرده و نهایتـاً جـذب را در دماهای بالاتر مطلـوب سـاخته اسـت(۳۵). در جـدول شماره ۳ هم‌چنین مشـاهده مـی‌شـود کـه مقـادیر $\ln k_d$ بـا افزایش دما، افزیش یافته و این روند بیانگر تمایل بـالای جاذب به جذب مـاده رنگـزا در دماهـای بـالای محلـول اسـت(۴۷). سـایر محققـین در مطالعـات ترمودینامیـک جذب پیرامون حذف رنگ‌های RB5 و RR120 توسط جاذب‌های مختلف، نتایج مشابه را گزارش کرده‌اند(۳۱،۳۰).

در این تحقیق کربن فعال پودری بـا نانوکریسـتال‌هـای مگنتیت برای تهیه کامپوزیت مغناطیسـی PAC/MNCs، ترکیب و از آن به عنـوان جـاذب بـرای حـذف دو مـاده رنگزا RB5 و RR120 از محیط‌های آبی مـورد اسـتفاده قرار گرفت. نتایج مطالعات فرایند جذب نشان داد که در pHهـای اسـیدی کـارایی حـذف بهتـر بـوده و واکـنش جذب هر دو رنگزا در زمان ۲۰ دقیقه به تعادل رسـیده و بازدهی حذف هم‌چنین با افزایش غلظـت اولیـه رنـگ و مقدار جاذب به ترتیـب کـاهش و افـزایش یافتـه اسـت. مطالعه ایزوترم‌ها و سینتیک‌های فرایند جـذب نیـز نشـان

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

داد کـه جـذب رنگزاهـای RB5 و RR120 بـر روی PAC/MNCs بـه ترتیـب از مـدل ایزوتـرم لانگمیـر و سینتیک شبه درجه دوم تبعیت می‌کنند. نتایج حاصل از بررسی تاثیر دما و مقادیر به دست آمده برای پارامترهای ترمودینامیکی نیز نشان داد کـه جـذب هـر دو رنگـزا بـا افزایش دما افزایش یافته و طبیعتی گرمـاگیر و خودبخـودی داشته‌اند. با توجه به استفاده گسترده از پودر کربن فعـال به عنوان جاذب مناسب در حذف آلاینده‌ها، انتظار مـی‌رود که مغناطیسی کردن آن با حفظ خصوصـیات فیزیکـی و سطحی می‌تواند یک روش مناسب برای رفع مشـکلات وابسته به آن به خصوص جداسازی و فیلتراسیون باشد.

سپاسگزاری

پـژوهش حاضـر حاصـل طـرح تحقیقـاتی کمیتـه تحقیقات دانشـجویی معاونـت پژوهشـی دانشـگاه علـوم پزشکی جنـدی شـاپور اهـواز بـا کـد ۹۲S۶۳ اسـت کـه بدین‌وسیله نویسـندگان از حمایـت مـالی آن معاونـت و ستاد ویژه توسعه فناوری کمال تشکر را دارند.

References

1. Rezaei Kalantry R, Jonidi Jafari A, Esrafili A, Kakavandi B, Gholizadeh A, Azari A. Optimization and evaluation of reactive dye adsorption on magnetic composite of activated carbon and iron oxide. Desalin Water Treat 2016; 57(14): 6411-6422.
2. Singh KP, Gupta S, Singh AK, Sinha S. Optimizing adsorption of crystal violet dye from water by magnetic nanocomposite using response surface modeling approach. J Hazard Mater.2011; 186(2-3): 1462-1473.
3. Kakavandi B, Kalantary RR, Esrafily A, Jafari AJ, Azari A. Isotherm, Kinetic and Thermodynamic of Reactive Blue 5 (RB5) Dye Adsorption Using Fe3O4 Nanoparticles and Activated Carbon Magnetic Composite. Journal of Color Science & Technology 2013; 7(3): 237-248.
4. Özcan AS, Özcan A. Adsorption of acid dyes from aqueous solutions onto acid-activated bentonite. J Colloid Interf Sci 2004; 276(1): 39-46.
5. Gong JL, Wang B, Zeng GM, Yang CP, Niu CG, Niu QY, et al. Removal of cationic dyes from aqueous solution using magnetic multi-wall carbon nanotube nanocomposite as adsorbent. J Hazard Mater 2009; 164(2-3): 1517-1522.
6. Babaei AA, Khataee A, Ahmadpour E, Sheydaei M, Kakavandi B, Alaee Z. Optimization of cationic dye adsorption on activated spent tea: Equilibrium, kinetics, thermodynamic and artificial neural network modeling. Korean J Chem Eng 2015: 1-10.
7. Dianati Tilaki R, Kavyani S, Hassani Nejad-Darzi SK, Yazdani Cahrati J. Kinetics Study on Adsorption of Three Azo Dyes (Reactive Red 198, Cationic Red GTL 18 and Cationic Red GRL 46) by Zeolite Clinoptilolite. J Mazandaran Univ Med Sci 2014; 24(118): 158-169 (Persian).
8. Hameed BH, El-Khaiary M. Equilibrium, kinetics and mechanism of malachite green adsorption on activated carbon prepared from bamboo by K 2 CO 3 activation and subsequent gasification with CO 2. J Hazard Mate 2008; 157(2): 344-351.
9. Qu S, Huang F, Yu S, Chen G, Kong J. Magnetic removal of dyes from aqueous solution using multi-walled carbon nanotubes filled with Fe_2 O_3 particles. J Hazard Mater 2008; 160(2): 643-647.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

10. Mahmoodi NM, Hayati B, Arami M. Isotherm and Kinetic Studies of Dye Removal from Colored Textile Wastewater Using Date Seed. Journal of Color Science and Technology 2012; 5(4): 325-333 (Persian).
11. Azari A, Gholami M, Torkshavand Z, Yari AR, Ahmadi E, Kakavandi B. Evaluation of Basic Violet 16 Adsorption from Aqueous Solution by Magnetic Zero Valent Iron-activated Carbon Nanocomposite using Response Surface Method: Isotherm and Kinetic Studies. J Mazandaran Univ Med Sci 2015; 24(121): 333-347 (Persian).
12. Seyed Mohammadi A, Asgari G, Dargahi A, Mobarakian SA. Equilibrium and Synthetic Equations for Index Removal of Methylene Blue Using Activated Carbon from Oak Fruit Bark. J Mazandaran Univ Med Sci 2015; 24(121): 172-187 (Persian).
13. Azari A, Babaie A-A, Rezaei-Kalantary R, Esrafili A, Moazzen M, Kakavandi B. Nitrate removal from aqueous solution by carbon nanotubes magnetized with nano zero-valent iron. J Mazandaran Univ Med Sci 2014; 23(2): 15-27 (Persian).
14. Shen S, Ren J, Chen J, Lu X, Deng C, Jiang X. Development of magnetic multiwalled carbon nanotubes combined with near-infrared radiation-assisted desorption for the determination of tissue distribution of doxorubicin liposome injects in rats. J Chromatogr 2011; 1218(29): 4619-4626.
15. Kakavandi B, Esrafili A, Mohseni-Bandpi A, Jafari AJ, Kalantary RR. Magnetic Fe 3 O 4@ C nanoparticles as adsorbents for removal of amoxicillin from aqueous solution. Water Sci Technol 2014; 69(1): 147-155.
16. Zazooli MA, Yazdani J, Balarak D, Ebrahimi M, Mahdavi Y. Investigating the Removal Rate of Acid Blue 113 from Aqueous Solution by Canola. J Mazandaran Univ Med Sci 2013; 22(2): 71-78 (Persian).
17. Babaei AA, Azari A, Kalantary RR, Kakavandi B. Enhanced removal of nitrate from water using nZVI@ MWCNTs composite: synthesis, kinetics and mechanism of reduction. Water Sci Technol 2015; 72(11): 1988-1999.
18. Kakavandi B, Jonidi Jafari A, Rezaei Kalantary R, Nasseri S, Ameri A, Esrafily A. Synthesis and properties of Fe3O4-activated carbon magnetic nanoparticles for removal of aniline from aqueous solution: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. Iranian J Environ Health Sci Eng 2013; 10(1): 1-9 (Persian).
19. Azari A, Kakavandi B, Kalantary RR, Ahmadi E, Gholami M, Torkshavand Z, etal. Rapid and efficient magnetically removal of heavy metals by magnetite-activated carbon composite: a statistical design approach. J Porous Mat 2015; 22(4): 1083-1096.
20. Rocher V, Siaugue J-M, Cabuil V, Bee A. Removal of organic dyes by magnetic alginate beads. Water Res 2008; 42(4-5): 1290-1298.
21. Ai L, Jiang J. Fast removal of organic dyes from aqueous solutions by AC/ferrospinel composite. Desalination 2010; 262(1-3): 134-140.
22. Chang PR, Zheng P, Liu B, Anderson DP, Yu J, Ma X. Characterization of magnetic soluble starch-functionalized carbon nanotubes and its application for the adsorption of the dyes. J Hazard Mater 2011; 186(2): 2144-2150.
23. Yazdanbakhsh M, Tavakkoli H, Hosseini SM. Characterization and evaluation catalytic efficiency of $La_{0.5}Ca_{0.5}NiO_3$ nanopowders in removal of reactive blue 5 from aqueous

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

solution. Desalination 2011; 281: 388-395.

24. Tabak A, Eren E, Afsin B, Caglar B. Determination of adsorptive properties of a Turkish Sepiolite for removal of Reactive Blue 15 anionic dye from aqueous solutions. J Hazard Mater 2009; 161(2-3): 1087-1094.
25. Qu S, Huang F, Yu S, Chen G, Kong J. Magnetic removal of dyes from aqueous solution using multi-walled carbon nanotubes filled with Fe 2 O 3 particles. J Hazard Mater 2008; 160(2-3): 643-647.
26. Yang N, Zhu S, Zhang D, Xu S. Synthesis and properties of magnetic Fe_3O_4-activated carbon nanocomposite particles for dye removal. Mater Lett 2008; 62(4-5): 645-647.
27. Kakavandi B, Rezaei Kalantary R, Farzadkia M, Mahvi AH, Esrafili A, Azari A, Yari AR, Javid AB. Enhanced chromium (VI) removal using activated carbon modified by zero valent iron and silver bimetallic nanoparticles. J Environ Health Sci Eng 2014; 12(1): 1-10.
28. Kakavandi B, Kalantary RR, Jafari AJ, Nasseri S, Ameri A, Esrafili A, etal. Pb(II) adsorption onto a magnetic composite of activated carbon and superparamagnetic Fe3O4 nanoparticles: Experimental and modeling study. CLEAN-Soil Air Water 2015; 43(8): 1157-1166.
29. Tanyildizi MS. Modeling of adsorption isotherms and kinetics of reactive dye from aqueous solution by peanut hull. Chem Eng J 2011; 168(3): 1234-1240.
30. Çelekli A, İlgün G, Bozkurt H. Sorption equilibrium, kinetic, thermodynamic, and desorption studies of Reactive Red 120 on Chara contraria. Chem Eng J 2012; 191: 228-235.
31. Xue Y, Hou H, Zhu S. Adsorption removal of reactive dyes from aqueous solution by modified basic oxygen furnace slag: Isotherm and kinetic study. Chem Eng J 2009; 147(2-3): 272-279.
32. Massoudinejad M, Asadi A, Vosoughi M, Gholami M, kakavandi B, Karami M. A comprehensive study (kinetic, thermodynamic and equilibrium) of arsenic (V) adsorption using KMnO4 modified clinoptilolite. Korean J Chem Eng 2015; 32(10): 2078-2086.
33. Demarchi CA, Campos M, Rodrigues CA. Adsorption of textile dye Reactive Red 120 by the chitosan–Fe (III)-crosslinked: Batch and fixed-bed studies. J Environ Health Sci Eng 2013; 1(4): 1350-1358.
34. Kakavandi B, Rezaei Kalantary R, Jonidi Jafari A, Esrafily A, Gholizadeh A, Azari A. Efficiency of powder activated carbon magnetized by Fe3O4 nanoparticles for amoxicillin removal from aqueous solutions: Equilibrium and kinetic studies of adsorption process. ijhe 2014; 7(1): 21-34. (persian)
35. Greluk M, Hubicki Z. Kinetics, isotherm and thermodynamic studies of Reactive Black 5 removal by acid acrylic resins. Chem Eng J .2010; 162(3): 919-926.
36. Santhy K, Selvapathy P. Removal of reactive dyes from wastewater by adsorption on coir pith activated carbon. Bioresour Technol 2006; 97(11): 1329-1336.
37. Tunc Ö, Tanaci H, Aksu Z. Potential use of cotton plant wastes for the removal of Remazol Black B reactive dye. J Hazard Mater 2009; 163(1): 187-198.
38. Juang RS, Tseng RL, Wu FC, Lee SH. Adsorption behavior of reactive dyes from aqueous solutions on chitosan. J Chem Technol Biot 1997; 70(4): 391-399.
39. Ahmad A, Hameed B. Fixed-bed adsorption of reactive azo dye onto granular activated carbon prepared from waste. J Hazard Mater 2010; 175(1-3): 298-303.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]

40. Mohseni-Bandpi A, Kakavandi B, Kalantary RR, Azari A, Keramati A. Development of a novel magnetite-chitosan composite for the removal of fluoride from drinking water: Adsorption modeling and optimization. RSC Adv 2015; 4(89): 73279-73289.
41. Senthilkumaar S, Kalaamani P, Porkodi K, Varadarajan P, Subburaam C. Adsorption of dissolved reactive red dye from aqueous phase onto activated carbon prepared from agricultural waste. Bioresour Technol 2006; 97(14): 1618-1625.
42. Kalantary RR, Jafari AJ, Kakavandi B, Nasseri S, Ameri A, Azari A. Adsorption and Magnetic Separation of Lead from Synthetic Wastewater Using Carbon/Iron Oxide Nanoparticles Composite. J Mazandaran Univ Med Sci 24(113): 172-183 (Persian).
43. Xiao H, Peng H, Deng S, Yang X, Zhang Y, Li Y. Preparation of activated carbon from edible fungi residue by microwave assisted K 2 CO 3 activation—application in reactive black 5 adsorption from aqueous solution. Bioresour Technol 2012; 111: 127-133.
44. Rezaei Kalantary R, Jonidi Jafari A, Kakavandi B, Nasseri S, Ameri A, Esrafili A. Simultaneous removal of Lead and Aniline from industrial wastewater using magnetic composite of Fe3O4/PAC. Iran Occupational Health Journal 2015; 12(4): 95-110 (Persian).
45. Absalan G, Asadi M, Kamran S, Sheikhian L, Goltz DM. Removal of reactive red-120 and 4-(2-pyridylazo) resorcinol from aqueous samples by Fe< sub> 3</sub> O< sub> 4</sub> magnetic nanoparticles using ionic liquid as modifier. J Hazard Mater 2011; 192(2): 476-484.
46. Li Z, Cao M, Zhang W, Liu L, Wang J, Ge W, Yuan Y, Yue T, Li R, Yu WW. Affinity adsorption of lysozyme with Reactive Red 120 modified magnetic chitosan microspheres. Food Chem 2014; 145: 749-755.
47. Elwakeel KZ, Rekaby M. Efficient removal of Reactive Black 5 from aqueous media using glycidyl methacrylate resin modified with tetraethelenepentamine. J Hazard Mater 2011; 188(1): 10-18.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2026-11-13]