

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/283765774>

Evaluation of basic violet 16 adsorption from aqueous solution by magnetic zero valent iron-activated carbon nanocomposite using response surface method: Isotherm and kinetic studi...

Article in *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences* · January 2015

CITATIONS

READS

75

6 authors, including:



Mitra Gholami

Iran University of Medical Sciences

136 PUBLICATIONS 1,052 CITATIONS

SEE PROFILE



Ahmad Reza Yari

Qom University of Medical Science and Health Services

87 PUBLICATIONS 613 CITATIONS

SEE PROFILE



Ehsan Ahmadi

Tehran University of Medical Sciences

41 PUBLICATIONS 379 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



A feasibility study of reusing the sewage of the wastewater treatment plant in Torbat-e Heydarieh [View project](#)



Performance Evaluation of Semnan Industry Park's Advanced Wastewater Treatment Plant system (MBR) in Industrial Effluent recovery [View project](#)

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

Ali Azari¹,
Mitra Gholami²,
Zahra Torkshavand¹,
Ahmad Reza Yari³,
Ehsan Ahmadi⁴,
Babak Kakavandi⁵

¹ PhD Student in Environmental Health Engineering, School of Health, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

² Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

³ Assistant Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Qom University of Medical Sciences, Qom, Iran

⁴ PhD Student in Environmental Health Engineering, School of Public Health, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

⁵ PhD Student in Environmental Health Engineering, School of Health, Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran

(Received July 7, 2014 ; Accepted Jan 28, 2015)

Abstract

Background and purpose: Increasing industrial activities and the subsequent discharge of untreated wastewater containing dye to aqueous environment can cause problems such as reducing the sun light penetration, creating anaerobic conditions, allergy and cancer. Adsorption is considered as one of the most efficient and effective methods for dye removal. The aim of this study was to magnetize the activated carbon with zero-valent iron and using it as an adsorbent for dye removal from aqueous solution.

Materials and methods: In this study, co-precipitation method was used for synthesizing magnetic zero valent iron-activated carbon nanocomposite. Characteristics of adsorbent were analyzed by SEM, TEM, EDX, XRD, and VSM techniques. We evaluated the effect of independent variables including contact time, solution pH, temperature, adsorbent dosage and the concentration of dyes on response performance (removal efficiency of Basic Violet dye) with response to surface methodology based on box-behnken design. ANOVA was applied to analyze the responses.

Results: The optimum conditions for basic violet 16 dyes removal were obtained at pH= 3, contact time= 65 min, adsorbent dose= 2 g/L and temperature= 45 C°. Investigating the isotherm and kinetic models showed that the experimental data were correlated with Langmuir adsorption isotherm model ($R^2>0.995$) and pseudo-second order kinetic ($R^2>0.931$).

Conclusion: In optimal conditions, magnetic zero valent iron-activated carbon nanocomposite has the potential to remove violet 16 dyes. Also, its separation from the solution is more simple and faster due to its magnetism property.

Keywords: Adsorption, magnetic activated carbon, basic Violet 16 dyes, zero-valent iron nanoparticles, Box-Behnken model

بررسی جذب رنگ بازیک بنفش 16 از محلول آبی توسط نانو کامپوزیت مغناطیسی کربن فعال- آهن صفر [PAC-Fe⁰] به روش سطح پاسخ: مطالعه ایزوترم و سینتیک

علی آذری^۱
میترا غلامی^۲
زهرا ترک شونند^۱
احمد رضا یاری^۳
احسان احمدی^۴
بابک کاکاوندی^۵

چکیده

سابقه و هدف: افزایش فعالیت‌های صنعتی و به دنبال آن تخلیه فاضلاب‌های تصفیه نشده حاوی رنگ به محیط‌های آبی می‌تواند سبب ایجاد مشکلاتی هم‌چون کاهش قابلیت نفوذ نور، ایجاد شرایط بی‌هوایی، ایجاد آلرژی و سرطان شود. جذب سطحی به عنوان یکی از مؤثر و کارآمدترین روش‌ها در حذف رنگ مطرح است، لذا هدف مطالعه حاضر مغناطیسی کردن کربن فعال پودری با آهن صفر ظرفیتی و استفاده از آن به عنوان جاذب برای حذف رنگ از محیط آبی می‌باشد.

مواد و روش‌ها: در این مطالعه از هم‌ترسیبی برای سنتز کربن فعال مغناطیسی شده با نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی استفاده شد. ویژگی جاذب با تکنیک‌های SEM، TEM، EDX، XRD و VSM مورد آنالیز قرار گرفت. اثر متغیرهای مستقل از جمله زمان تماس، pH محلول، دما، دوز جاذب و غلظت رنگ را بر عملکرد پاسخ (راندمان حذف رنگ بازیک بنفش) با روش سطح پاسخ بر مبنای طراحی باکس بنکن Box-Behnken مورد ارزیابی قرار گرفت. از آنالیز واریانس (ANOVA)، به عنوان روش آماری آنالیز پاسخ‌ها استفاده شد.

یافته‌ها: pH معادل با ۳، زمان تماس ۶۵ دقیقه، دوز جاذب ۲g/l و دمای ۴۵C° به عنوان شرایط بهینه برای حذف رنگ BV16 حاصل شد. بررسی ایزوترم و مدل‌های سینتیکی نشان داد که داده‌های تجربی فرایند جذب رنگ بازیک بنفش با مدل لانگمیر ($R^2 > 0/995$) و شبه درجه دوم ($R^2 > 0/931$) همبستگی دارند.

استنتاج: در شرایط بهینه، کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر، پتانسیل موثری را در حذف رنگ از BV16 داشته و به دلیل خاصیت مغناطیسی، جداسازی آن از محلول آبی ساده و سریع تر است.

واژه‌های کلیدی: جذب سطحی، کربن فعال مغناطیسی، رنگ بازیک بنفش ۱۶، نانو ذرات آهن صفر، مدل Box-Behnken

مقدمه

و صنعت چرم‌سازی به علت مصرف انواع مختلفی از مواد شیمیایی رنگی از جمله مهم‌ترین واردکنندگان آلاینده‌های رنگی به محیط زیست محسوب می‌شوند. در این بین صنعت نساجی به عنوان یکی از بزرگ‌ترین

فاضلاب حاصل از کارخانجات و مراکز تولیدی به دلیل دارا بودن ترکیبات گوناگون روند تصفیه فاضلاب را پیچیده می‌کند. از میان این صنایع، صنعت نساجی، صنعت خمیر کاغذسازی، صنایع غذایی، صنعت داروسازی

E-mail: gholamim@iums.ac.ir

مؤلف مسئول: میترا غلامی - تهران: دانشگاه علوم پزشکی ایران، دانشکده بهداشت

۱. دانشجوی دکتری بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران

۲. دانشیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران

۳. استادیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی قم، قم، ایران

۴. دانشجوی دکتری بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران

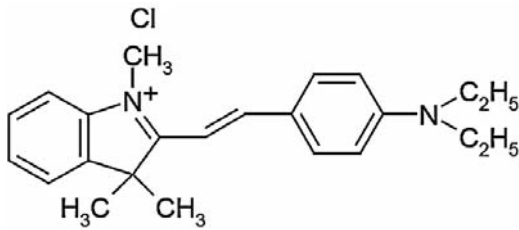
۵. دانشجوی دکتری بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور، جندی شاپور، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۴/۱۵ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۱۳۹۳/۵/۱ تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۱۰/۲۸

واحد‌های تولیدکننده رنگ می‌باشد (۴-۱). رنگ‌ها بنا به دلایلی از جمله کاهش قابلیت نفوذ نور، تاثیر بر کیفیت آب شرب، ایجاد آلرژی و تحریک پوستی، جهش‌های ژنتیکی، اختلال در انجام فرآیند فتوسنتز، قابلیت تجزیه بیولوژیکی پایین و سرطان‌زا بودن (تولید گروه‌های آمین در تجزیه بی‌هوازی) از اهمیت قابل ملاحظه‌ای برخوردار می‌باشد، به همین دلیل کاهش و حذف انواع رنگ‌زها دارای اهمیت قابل ملاحظه‌ای هستند (۵، ۶). رنگ‌زای بازیک بنفش ۱۶ ماده‌ای با انحلال‌پذیری بالا و غیر فرار می‌باشد که در صنعت نساجی، گونی بافی و جوهر خودکار و جوهر مهرسازی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در اثر تماس مستقیم این رنگ‌زا با چشم یا پوست حساسیت‌های نسبتاً شدیدی ایجاد خواهد شد. برخی مطالعات نیز سرطان‌زایی و تاثیر منفی این رنگ‌زا را بر سیستم‌های عصبی و تولید مثلی انسان و حیوانات را گزارش نموده‌اند (۷). جهت حذف رنگ‌زا از فاضلاب روش‌های مختلفی ارائه شده که از آن جمله می‌توان به انعقاد و لخته‌سازی، اکسیداسیون شیمیایی، فیلتراسیون غشایی، تصفیه الکتروشیمیایی، تعویض یون، اکسیداسیون پیشرفته، تجزیه آنزیمی، جذب سطحی، تخریب الکتروشیمیایی، ازناسیون و استفاده از فوتوکاتالیست‌ها اشاره کرد (۹-۷). فرایند جذب در میان این تکنیک‌ها از نظر هزینه اولیه، سادگی و انعطاف‌پذیری، بهره‌برداری آسان، غیرحساس بودن به ترکیبات سمی، توانایی حذف ترکیبات آلی و غیر آلی نظیر مواد رنگ‌زا و ترکیبات تولیدکننده بو، بیش از سایر روش‌ها مورد توجه قرار گرفته است (۷، ۱۰، ۱۱).

کربن فعال پودری به عنوان معمول‌ترین و کارآمدترین ماده جذب به دلیل ظرفیت جذب بالا، مساحت سطحی زیاد و قیمت پائین در حذف موثر ترکیبات رنگی شناخته شده است. از مواد اولیه‌ای که برای تولید کربن فعال استفاده می‌شود می‌توان به چوب، پوسته نارگیل، لیگنین، هسته میوه‌هایی چون فندق، گردو، زغال‌سنگ، کک و مواد خام پلیمری شامل

ضایعات لاستیک‌ها و پلاستیک‌ها اشاره نمود (۱۲، ۱۳). محدودیت اصلی در زمینه استفاده از کربن فعال پودری به عنوان یک جاذب، مشکل جداسازی و فیلتراسیون آن از محلول و ایجاد کدورت توسط این جاذب می‌باشد. بسیاری از محققان برای بهبود خواص و سهولت کاربرد کربن فعال در حذف آلاینده‌ها، آن را با NH_4Cl و اکسید آهن دستخوش تغییر کرده‌اند (۱۴، ۱۵). بنابراین ایجاد شرایطی از جمله مغناطیسی کردن و جداسازی با کمک یک آهنربای خارجی جهت استفاده بهینه از کربن فعال و تولید پساب شفاف، ضروری به نظر می‌رسد. روش جداسازی مغناطیسی اخیراً به دلیل هزینه کم، سادگی، سرعت بالا در جداسازی و راندمان بالا به طور گسترده‌ای مورد استفاده قرار گرفته است به گونه‌ای که بسیاری از محققان از این روش برای حذف رنگ‌زا از محیط‌های آبی استفاده نموده‌اند (۱۸-۱۶). کاکاوندی و همکاران در سال ۲۰۱۴ نیز از مغناطیسی کردن کربن فعال پودری به وسیله نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی به منظور جداسازی این جاذب کارآمد استفاده نمودند (۱۹). در تحقیق Ribas و همکاران در سال ۲۰۱۴، حذف رنگ راکتیو آبی ۵ به وسیله کربن فعال پودری و کربن فعال تهیه شده از پوسته نارگیل مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج حاصل بیانگر این موضوع بود که بالاترین راندمان جذب در pH برابر ۳ حاصل و سینتیک شبه درجه دو و ایزوترم لانگمویر با داده‌های مطالعه مذکور هم‌خوانی دارد (۲۰). Kumar و همکارانش توانایی جذب رنگ اسید زرد ۱۷ را به وسیله نانو کامپوزیت کربن فعال/ اکسید آهن مورد بررسی قرار داده و گزارش کردند که افزایش pH تاثیر منفی در راندمان جذب داشته ولی با افزایش دما راندمان افزایش قابل ملاحظه‌ای دارد. در این مطالعه سینتیک جذب از نوع درجه شبه درجه دو گزارش شده است (۲۱). جذب رنگ‌های متیلن آبی و قرمز خنثی بر روی کربن فعال چند جداره مغناطیسی شده با اکسید آهن در سال ۲۰۰۸ توسط Qu و همکاران مطالعه گردید و شواهد زمان تعادل را ۶۰ دقیقه نشان

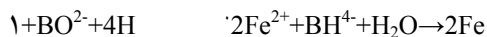


تصویر شماره ۱: ساختار شیمیایی ماده رنگ زای بازیک بنفش ۱۶

روش کار

۱- آماده سازی کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر و بررسی ویژگی های آن

در مطالعه حاضر به منظور سنتز کربن فعال مغناطیسی شده با نانو ذرات آهن صفر از روش هم ترسیبی استفاده شد. بدین منظور ابتدا ۱۰۰ سی سی محلول ۳ مولار فرسولفات ۷ آبه به ۵ گرم کربن فعال اضافه و به مدت ۳۰ دقیقه تحت گاز ازت قرار گرفت تا اکسیژن موجود در محیط خارج گردد. پس از سپری شدن زمان مذکور، محلول در آون در دمای ۸۰°C خشک گردید. در گام بعدی برای احیا کامل آهن دو ظرفیتی به آهن صفر، ۱۰۰ سی سی محلول ۳ مولار سدیم برموهیدرید در حضور دما (۸۰°C) به کربن فعال خشک شده اضافه شد. در نهایت کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر توسط آهنربا از محلول آبی جدا شده و بلافاصله به وسیله مقدار زیادی آب دی اکسیژنه و استون شستشو داده شد. نمونه شسته شده به مدت ۲ ساعت تحت جریان گاز نیتروژن خشک گردید. معادله ۱ واکنش انجام شده در این روش را نشان می دهد:



خصوصیات مورفولوژی و اندازه و شکل جاذب سنتز شده با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) مدل (S360, Mv2300) و میکروسکوپ الکترونی انتقالی (TEM) مدل (PHILIPS, EM, 100Kv) مورد آنالیز قرار گرفت. برای تعیین حضور نانو ذرات آهن صفر در ساختار جاذب مورد مطالعه از

داد. هم چنین در مطالعه Qu حداکثر ظرفیت جذب برای رنگ های متیلن آبی و قرمز خنثی به ترتیب برابر ۴۲/۳ و ۷۷/۵ حاصل شد (۹). به صورت خلاصه می توان گفت هدف اصلی از این پژوهش سنتز نانو کامپوزیت مغناطیسی PAC-Fe0 و بررسی ویژگی های آن، ارزیابی اثر متغیرهای مستقل از جمله زمان تماس، pH محلول، دما، دوز جاذب و غلظت رنگ از بر عملکرد پاسخ راندمان حذف رنگ بازیک بنفش (BV16) با استفاده از کربن فعال پودری مغناطیسی شده و تعیین بهترین مدل ایزوترمی و سینتیکی جذب رنگ مورد مطالعه می باشد.

مواد و روش ها

مواد

مطالعه مذکور از نوع بنیادی - کاربردی بوده و با توجه به ماهیت آن در مقیاس آزمایشگاهی و در شرایط بسته انجام گرفت. حجم نمونه با استفاده از مدل سازی آماری به روش باکس بنکن انجام گرفت. مواد مورد استفاده در این مطالعه شامل فرسولفات ۷ آبه (FeSO4.7H2O)، کربن فعال پودری (PAC)، سدیم برموهیدرید (NaBH4)، اسید کلریدریک (HCl) و سدیم هیدروکسید (NaOH) بوده و از شرکت کیمیا گستر پویش تهیه شدند. در مطالعه حاضر رنگ بازیک بنفش (BV16) برای ساخت محلول استوک از شرکت الوان ثابت خریداری شد. pH نمونه ها توسط محلول ۰/۱ مولار NaOH و HCl تنظیم و توسط pH متر مدل هک ۱ با شماره 51825 ساخت کشور آمریکا تعیین شد. ساختار شیمیایی رنگ مورد نظر در شکل شماره ۱ نشان داده شده است. برای جداسازی مغناطیسی جاذب از محلول از آهن ربایی با قدرت مغناطیسی ۱/۲ تسلا استفاده شد. برای تنظیم دما و ایجاد اختلاط نیز از شیکر انکوباتور مدل VAC 50۲۳۰ استفاده شد.

1. HACH

2. Scanning Electron Microscopy
3. Transmission electron microscopy

سینتیک جذب بر اساس معادلات ارائه شده در جدول شماره ۱ تعیین گردید.

غلظت های باقی مانده رنگ در محلول با استفاده از اسپکتروفتومتر UV-Visible در ماکزیمم پیک جذب ۵۹۲ نانومتر اندازه گیری شد. کلیه آزمایش های جذب سه بار تکرار و میانگین مقادیر آنها به صورت نتایج نهایی در محاسبات مورد استفاده قرار گرفت.

۳- بهینه سازی فرآیند جذب با روش سطح پاسخ (RSM) از روش سطح پاسخ بر مبنای طراحی باکس بنکن به کمک نرم افزار طراحی آزمایش نسخه شماره ۷، جهت ارزیابی اثر متغیرهای مستقل بر عملکرد پاسخ (راندمان حذف رنگ بازیک بنفش)، استفاده شد. متغیرهای مستقل در این مطالعه شامل pH محلول، زمان تماس، دما، دوز جذب و غلظت رنگ می باشد (جدول شماره ۲). تعداد مراحل آزمایش با استفاده از معادله $N=2k(k-1)+C_0$ که در آن K تعداد فاکتورهای مورد بررسی و C_0 تعداد تکرار مراحل آزمایش است، حاصل می شود (۲۳، ۲۲). در این مطالعه مجموع کل آزمایشات در روش طراحی باکس بنکن برابر با ۴۳ آزمایش می باشد. از داده های روش طراحی باکس بنکن جهت تعیین تناسب معادلات رگرسیون چند جمله ای درجه دوم به صورت زیر استفاده شده است. بازده جذب و ظرفیت حذف رنگ بازیک بنفش (BV16) با استفاده از معادله زیر به دست می آید (۲۴):

$$Y = a_0 + \sum a_i x_i + \sum a_{ii} x_i^2 + \sum a_{ij} x_i x_j \quad (1)$$

$$E = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

$$q = (C_0 - C_e) \times \frac{V}{M} \quad (3)$$

که در این دو معادله C_e و C_0 به ترتیب برابر با غلظت اولیه و تعادلی رنگ بعد از جذب سطحی، E راندمان حذف رنگ، M جرم جذب در محلول (mg/l) و V حجم محلول می باشد.

دستگاه پراش اشعه ایکس (XRD) مدل (Quantachrome, NOVA۲۰۰۰) و EDX مدل (PHILIPS-XL ۳۰) استفاده شد. ویژگی های مغناطیسی PAC-Fe⁰ با استفاده از دستگاه مغناطیس سنج لرزشی (Lakeshore Company, USA ۷۴۰۰) مدل (VSM) بررسی شد.

۲- آزمایشات جذب در شرایط ناپیوسته

مطالعات جذب رنگ بازیک بنفش روی کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر در شرایط بسته انجام گرفت. آزمایشات در داخل ارلن های ۱۵۰ میلی لیتر حاوی مقادیر مشخصی از جذب و غلظت های رنگ در pH، دما، زمان های مختلف انجام شد. برای ایجاد اختلاط مناسب بین ماده جذب شونده و جذب در تمامی نمونه های مورد آزمایش از دستگاه شیکر انکوباتور با دور ۲۰۰rpm استفاده شد. به منظور بهینه کردن شرایط آزمایش ابتدا تاثیر pH بر فرایند جذب رنگ بازیک بنفش در محدوده ۹-۳ بررسی و مقدار بهینه آن تعیین شد. سپس تاثیر زمان تماس در pH بهینه شده در بازه زمانی ۱۰ تا ۱۲۰ دقیقه تعیین گردید. تعیین pH و زمان بهینه با در نظر گرفتن ۵۰ mg/L غلظت اولیه آلاینده و ۱/۰۵ gr/l دوز جذب انجام گردید. در مرحله بعد، پس از بهینه سازی pH و زمان تماس تاثیر غلظت های اولیه رنگ بازیک بنفش در محدوده ۵۰ mg/l تا ۳۰۰ و دوزهای مختلف جذب در محدوده ۰/۱ تا ۲ گرم در لیتر بررسی شد. در ادامه تاثیر دما بر روی فرایند جذب رنگ مورد مطالعه در بازه های ۲۵، ۳۵ و ۴۵°C بررسی شد. از رگرسیون خطی به منظور بررسی تاثیر هر یک از عوامل موثر در فرایند جذب استفاده شد. برای ارائه نتایج و آنالیز داده ها نیز از نرم افزار Excel و Design Experiment استفاده گردید. $p < 0/05$ به عنوان معنی دار بودن نتایج در نظر گرفته شد. در نهایت نیز به منظور تعیین ظرفیت جذب، نوع فرایند جذب و سرعت واکنش، ایزوترم و

جدول شماره ۱: معادلات خطی و پارامترهای مرتبط با ایزوترم و سینتیک های مختلف

مدل ها	فرمول های خطی	پارامترها
ایزوترم	$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{K_L C_e} \quad R_L = K_L C_0 + 1/I$	ثابت تجربی مدل لانگمویر: K_L حداکثر ظرفیت جذب: q_{max} جرم ماده جذب شده بر جرم جاذب: q_e (mg/g) غلظت تعادلی رنگ: C_e (mg/l) C_0 : غلظت اولیه رنگ (mg/l) R_L : فاکتور مطلوبیت لانگمویر
		ثابت های فرو ندلیج: k_f, n
فروندلیج	$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$	مقدار رنگ جذب شده در سطح جاذب در زمان t : q_t (mg/g) زمان: T (min) ثابت سرعت: k_1 (l/min)
سینتیک	$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$	ثابت سرعت: k_2 (g/(mg.min))
شبه درجه یک	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$	
شبه درجه دو		

موفقیت آمیزی سنتز شده است. در تصویر شماره ۲ب آنالیز EDX به منظور تعیین ترکیبات موجود در ساختار جاذب سنتز شده قابل مشاهده است. نتایج حاصل از این آنالیز نشان داد حدود ۷۰ درصد از جاذب را کربن، ۲/۵ درصد آن را برم و حدود ۲۷/۵ درصد آن را نانو ذرات آهن صفر تشکیل داده است. علت حضور برم (B) در ساختار جاذب ممکن است به دلیل استفاده از ماده سدیم برمیدرید ($NaBH_4$) برای تبدیل آهن ۲ ظرفیتی به نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی باشد. در شکل شماره ۱ ج ساختار نانو ذرات Fe^0 پوشش داده شده روی کربن فعال پودری با بزرگ نمایی ۸۰ هزار برابر به وسیله میکروسکوپ الکترونی انتقالی (TEM) در ۱۰۰KeV مطالعه شد. در این تصویر مشاهده می شود که نانو ذرات تشکیل شده دارای ساختاری چند ضلعی، در هم تنیده و تقریباً یکنواخت در محدوده قطر ۳۰ تا ۶۰ نانومتر می باشند. تصویر مربوط به آنالیز میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) برای PAC-Fe0 در ۲۰keV در تصویر شماره ۱د نشان داده شده است. تصویر SEM حضور منافذ و خلل و فرج روی کربن فعال را با توزیع غیر متقارن نشان می دهد. در این شکل نانو ذرات آهن صفر نیز به صورت ذرات سفید رنگ قابل مشاهده هستند. این نانو ذرات به شکل پراکنده و به صورت غیر یکنواخت در سطح کربن فعال توزیع شده اند.

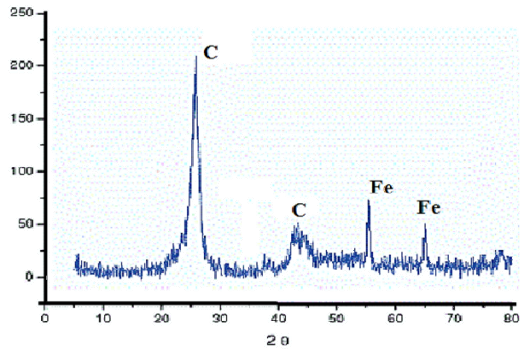
جدول شماره ۲: متغیرهای مستقل و محدوده و سطوح مقادیر تجربی آن ها

متغیر	نماد	-۱	۰	+۱
PH محلول	X_1	۳	۶	۹
زمان تماس (min)	X_2	۱۰	۶۵	۱۲۰
دما (°C)	X_3	۲۵	۳۵	۴۵
دوز جاذب	X_4	۰/۱	۱/۰۵	۲
غلظت رنگ (mg/l)	X_5	۵۰	۱۷۵	۳۰۰

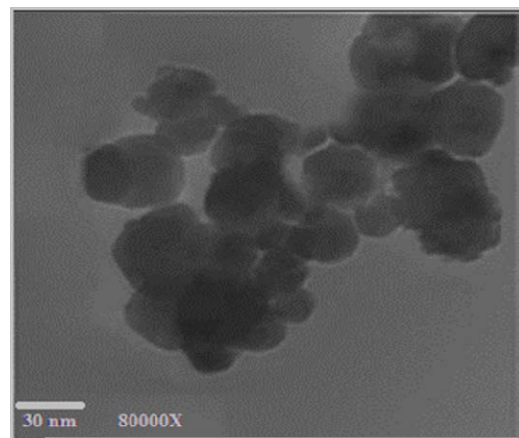
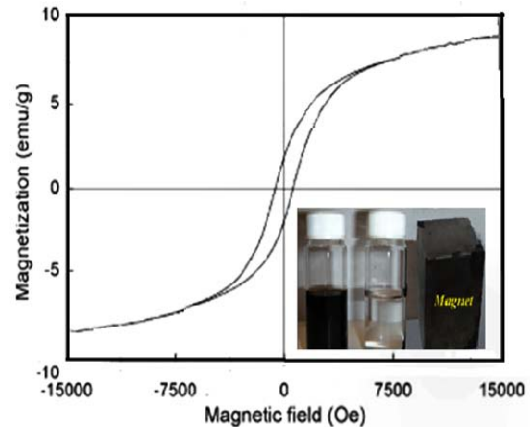
یافته ها

ویژگی های جاذب

تصویر شماره ۱ الف آنالیز VSM برای جاذب سنتز شده در دمای اتاق ($25^\circ C$) در محدوده میدان مغناطیسی ± 15 کیلو اورستد (Koe) و در محدوده مغناطش اشباع $10 \pm$ emu/g را نمایش می دهد. نتایج آنالیز فوق نشان داد که بیش ترین مقدار مغناطیس اشباع برای PAC-Fe0 برابر $8/73$ emu/g می باشد، بنابراین می توان گفت که جاذب سنتز شده از خاصیت مغناطیسی بسیار خوبی به منظور جداسازی توسط آهنربا برخوردار است. الگوی پراش اشعه ایکس (XRD) برای PAC-Fe0 در محدوده زاویه $2\theta = 5-80^\circ$ در تصویر شماره ۱ ب قابل مشاهده است. نتایج حاصل از این آنالیز نشان می دهد پیک های ایجاد شده در $25-44/8$ درجه و زوایای $55/5^\circ-65/6^\circ$ به ترتیب بیانگر حضور کربن و آهن صفر ظرفیتی در ساختار جاذب سنتز شده می باشد، لذا می توان گفت که ذرات آهن صفر به طور

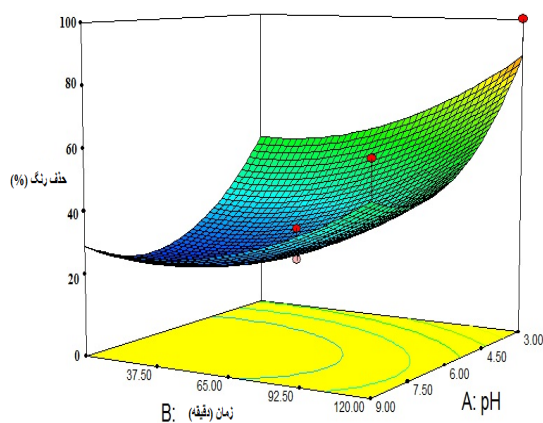


تصویر شماره ۱: آنالیز VSM برای PAC-Fe0 (الف)، الگوی پراش اشعه ایکس (XRD) (ب) و آنالیز EDX (ب) ۲، آنالیز TEM برای AC-Fe0 (ج) و تصویر SEM برای جاذب سنتز شده (د).

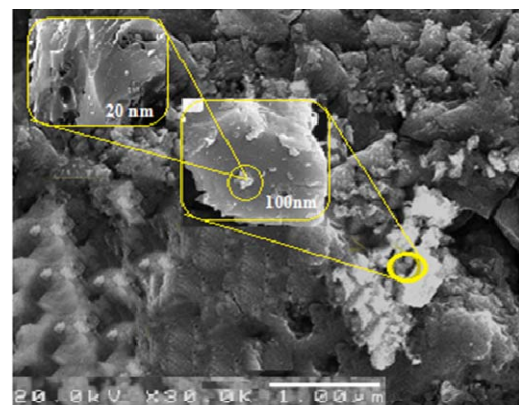
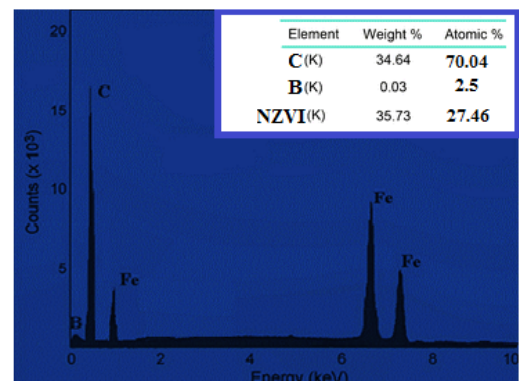


تاثیر pH

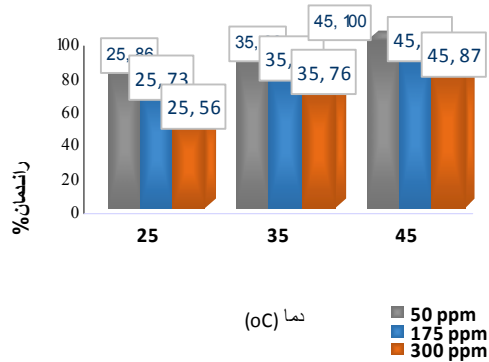
به منظور بررسی تاثیر pH بر حذف رنگ زای بازیک بنفش ۱۶، غلظت ۵۰ mg/l از محلول مذکور در pHهای مختلف ۳، ۶ و ۹، میزان ۱/۰۵ gr/l با سرعت همزن ۲۰۰ rpm مورد بررسی قرار گرفت (نمودار شماره ۱). در تصویر مذکور مشاهده می شود که با افزایش pH از ۳ به ۹ کارایی حذف از حدود ۸۵ درصد به حدود ۳۰ درصد کاهش یافته و بالاترین بازدهی حذف در pH=۳ حاصل شد است، بنابراین برای ادامه آزمایشات جذب از pH=۳ به عنوان pH بهینه استفاده شد.



نمودار شماره ۱: تاثیر pH تماس بر کارایی حذف رنگ بازیک بنفش توسط کربن فعال مغناطیسی شده (دمای ۲۵ °C، دوز جاذب ۱/۰۵ gr/l و غلظت ۵۰ mg/l)



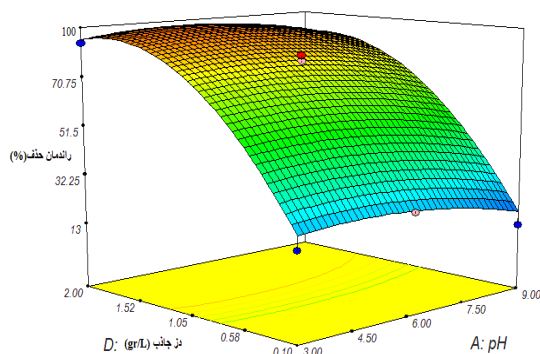
یافته است به گونه ای که در غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر با افزایش دما از ۲۵ به ۴۵ °C راندمان جذب از ۸۶ به ۱۰۰ درصد افزایش یافته است.



نمودار شماره ۳: تأثیر دما بر کارایی حذف رنگ بازیگ بنفش (BV16) توسط کربن فعال مغناطیسی (زمان تماس ۶۵ min، دوز جذب ۱/۰۵gr/l و pH برابر ۳)

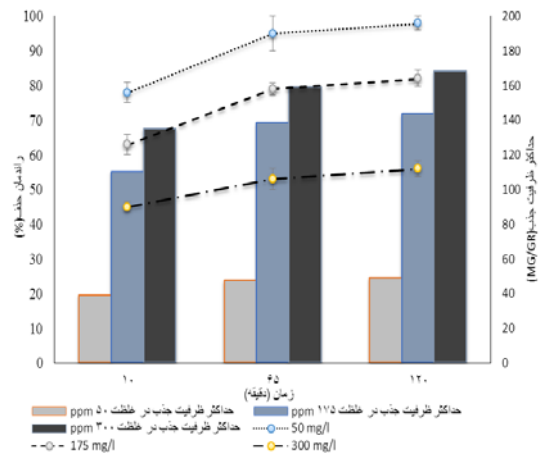
تأثیر دوز جذب

پس از بهینه کردن pH، زمان تماس و دما در مراحل قبل، جذب رنگ به وسیله کربن فعال مغناطیسی شده با غلظت‌های مختلف جذب (۲-۰/۱ گرم در لیتر) مورد بررسی قرار گرفت (نمودار شماره ۴). همان‌گونه که ملاحظه می‌شود با افزایش دوز جذب از ۰/۱ تا ۲ گرم در لیتر، کارایی جذب از ۵۱ درصد به ۹۸ درصد افزایش و ظرفیت جذب از ۱۰۲ به ۴۹ میلی گرم در هر گرم کاهش می‌یابد.



نمودار شماره ۴: تأثیر دوزاز کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر بر کارایی حذف (زمان تماس ۶۵ min، غلظت رن گزا ۵۰mg/l و دمای ۴۵ °C)

زمان تماس یکی از مهم‌ترین فاکتورهای تأثیرگذار بر فرآیندهای جذب می‌باشد. نتایج حاصل از بررسی تأثیر زمان تماس بر میزان و ظرفیت جذب رنگ‌زای مورد مطالعه توسط PAC-Fe0 در pH بهینه و دوز جذب ۱/۰۵gr/l در غلظت‌های ۵۰، ۱۷۵ و ۳۰۰ در نمودار شماره ۲ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود در مطالعه حاضر بیش‌ترین راندمان جذب رنگ‌زای بازیگ بنفش ۱۶ در غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر برابر ۹۸ درصد و حداکثر ظرفیت جذب در غلظت ۳۰۰ میلی گرم بر لیتر معادل ۱۶۸mg/g در زمان ۶۵ دقیقه مشاهده شد.



نمودار شماره ۴: تأثیر زمان تماس بر کارایی حذف رنگ بازیگ بنفش (BV16) توسط کربن فعال مغناطیسی شده (دمای ۲۵ °C، دوز جذب ۱/۰۵gr/l و pH برابر ۳)

تأثیر دما

در این مرحله از مطالعه تأثیر دما در جذب نمونه‌های رنگی مورد مطالعه توسط جذب سنتز شده بررسی شد. تنظیم دما به وسیله شیکر انکوباتور انجام گرفت. برای انجام این قسمت از آزمایش‌های مختلف از نمونه رنگ بازیگ بنفش ۱۶ در pH برابر ۳، دوز جذب ۱/۰۵gr، زمان تماس ۶۵min و دماهای ۲۵-۳۵ و ۴۵ °C مورد بررسی قرار گرفت که نتایج حاصل در نمودار شماره ۳ قابل مشاهده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود در تمامی غلظت‌ها با افزایش دما راندمان افزایش

$$Y = 77.62 - 3.17 X_1 + 28.36 X_2 + 0.13 X_3 + 30.37 X_4 - 7.16 X_5 + 6.38 X_1 X_2 - 2.66 X_1 X_3 + 0.88 X_1 X_4 + 4.50 X_1 X_5 - 1.51 X_2 X_3 - 0.52 X_2 X_4 + 3.10 X_2 X_5 - 0.087 X_3 X_4 - 2.15 X_3 X_5 + 0.098 X_4 X_5 - 4.51 X_1^2 - 12.81 X_2^2 - 1.59 X_3^2 - 20.39 X_4^2 - 3.83 X_5^2$$

با این توضیح که X_1 برابر pH نمونه، X_2 برابر زمان تماس، X_3 برابر دما، X_4 برابر با دوز جاذب و X_5 برابر با غلظت اولیه رنگ می باشد. در جدول شماره ۳ نیز تاثیر پارامترهای مختلف با در نظر گرفتن پارامتر p-value ارایه شد.

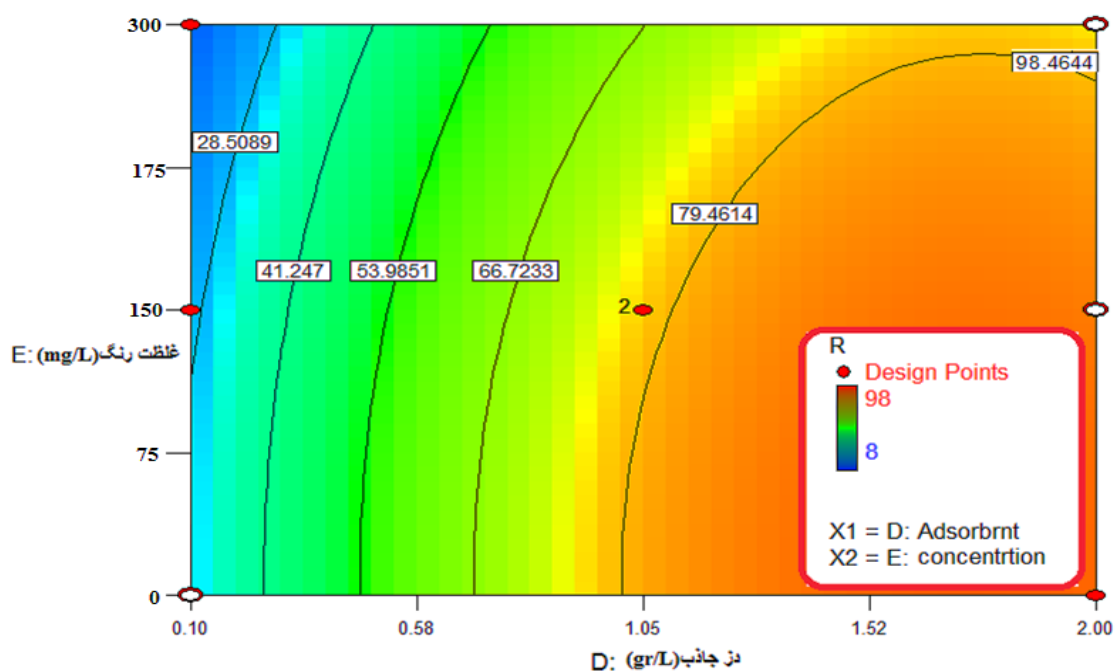
ایزوترم و سینتیک جذب

در این مطالعه از ایزوترم‌های لانگمیر و فروندلیچ و سینتیک‌های شبه درجه یک و شبه درجه دو برای بررسی فرآیند جذب رنگ بازیک بنفش ۱۶ استفاده شد. نتایج مربوط به ایزوترم تعادلی فرآیند جذب رنگ بازیک بنفش ۱۶ بر روی PAC-FeO در جدول شماره ۴ ارایه شده است. نتایج نشان داد که این فرآیند با ضریب رگرسیون ۰/۹۹۵ از ایزوترم لانگمیر پیروی کرده و حداکثر ظرفیت جذب بر مبنای این مدل برابر با mg/g ۱۰۵/۹۵۳ می باشد.

تاثیر غلظت اولیه رنگ بر کارایی جذب مورد مطالعه به منظور بررسی اثر غلظت اولیه رنگ بر راندمان جذب، غلظت‌های ۵۰، ۱۷۵ و ۳۰۰ میلی گرم در لیتر از رنگ بازیک بنفش ۱۶ تحت شرایط بهینه (pH معادل ۳، زمان تماس ۶۵ min، دوز جاذب ۲ gr/l، دمای ۴۵°C) مطالعه شد. نتایج آنالیز تغییرات غلظت رنگ بازیک بنفش (BV16) در تصویر شماره ۲ نشان داده شده است. نتایج نشان داد که با افزایش غلظت اولیه رنگ از ۵۰ به ۳۰۰ میلی گرم در لیتر راندمان حذف از ۹۸/۵ درصد به حدود ۱۰ درصد کاهش می یابد.

تجزیه و تحلیل آماری

امروزه از روش سطح پاسخ (RSM) جهت طراحی آزمایش و ارائه روابط منطقی بین متغیرها به صورت گسترده در بسیاری از زمینه‌های تحقیقاتی استفاده می شود (۲۵). با به کارگیری روش آماری سطح پاسخ، معادله زیر که نشان دهنده ارتباط تجربی متغیرهای آزمایش و درصد راندمان به صورت کدگذاری شده است به دست آمد:



تصویر شماره ۲: تاثیر غلظت اولیه رنگ بازیک بنفش (BV16) بر کارایی حذف (زمان تماس ۶۵ min، دوز جاذب ۲gr/l و دمای ۴۵°C و pH=3)

جدول شماره ۳: آنالیز واریانس برای مدل درجه دو حذف رنگ

بازیک مورد مطالعه

Prob > F	F Value	Mean Square	DF	Sum of Squares	Coefficient	Variation Source
						Intercept
<./0.001	۲,۲۷	۱۵۱/۸۶	۱	۱۵۱/۸۶	۳/۱۷	x_1
<./0.001	۱۸۵/۴۸	۱۲۴۱۶/۶۴	۱	۱۲۴۱۶/۶۴	۲۸/۳۶	x_2
<./0.001	۰	۰/۲۳	۱	۰/۲۳	۰/۱۳	x_3
<./0.001	۲۲۵/۶۶	۱۵۱۰۶/۵۸	۱	۱۵۱۰۶/۵۸	۳۰/۳۷	x_4
<./0.001	۱۱/۶۱	۷۷/۰۹	۱	۷۷/۰۹	-۷/۱۶	x_5
<./0.۱۶۳	۲/۶۵	۱۷۷/۱۴		۱۷۷/۱۴	۶/۳۸	$x_1 x_2$
<./0.۳۱۸	۰/۳۵	۲۳/۱۹	۱	۲۳/۱۹	-۲/۶۶	$x_1 x_3$
<./0.۲۴۳	۰/۰۵	۰/۳۷	۱	۳/۳۷	۰/۸۸	$x_1 x_4$
<./0.۴۱۸	۱/۲۱	۸۱	۱	۸۱	۴/۵	$x_1 x_5$
<./0.۰۰۱	۰/۱	۶/۹۲	۱	۶/۹۲	-۱/۵۱	$x_2 x_3$
<./0.۰۰۵	۰/۰۲	۱/۲	۱	۱/۲	-۰/۵۲	$x_2 x_4$
<./0.۰۰۷	۰/۶۲	۴۱/۸۷	۱	۴۱/۸۷	۳/۱	$x_2 x_5$
<./0.۰۰۱	۰	۰/۰۲	۱	۰/۰۳۳	-۰/۰۸۷	$x_3 x_4$
<./0.۰۰۵	۰/۲۳	۱۵/۰۸	۱	۱۵/۰۸	-۲/۱۵	$x_3 x_5$
<./0.۰۰۷	۰	۰/۰۴	۱	۰/۰۴۲	۰/۰۹۸	$x_4 x_5$
<./0.۰۰۱	۲/۳۲	۱۵۵/۳۲	۱	۱۵۵/۳۲	-۴/۵۱	x_1^2
<./0.۰۰۵	۱۶/۲۶	۱۰۸۸/۱۹	۱	۱۰۸۸/۱۹	-۱۲/۸۱	x_2^2
<./0.۰۳۱	۰/۲۲	۱۴/۶	۱	۱۴/۶	-۱/۵۹	x_3^2
<./0.۰۰۱	۳۹/۵۴	۲۴۴۶/۸۵	۱	۲۴۴۶/۸۵	-۰/۳۹	x_4^2
<./0.۰۳۸	۱/۶۸	۱۱۲/۴۵	۱	۱۱۲/۴۵	-۳/۸۳	x_5^2
<./0.۰۰۱	۲۷/۱۲	۱۸۱۵/۴۷	۲۰	۳۶۳۰۹/۳۶		Model
-	-	۶۶/۹۴	۲۵	۰/۱۶۳/۵۹		Residual
۰/۰۱۸	۵۴/۹۳	۷۲/۶۵	۲۳	۱۶۷۰/۹۴		Lack of Fit
-	-	۱/۳۲	۲	۲/۶۴		Pure Error
-	-	-	۴۵	۳۷۹۱/۹۵		Cor Total
				۰/۹۹۹۱		R^2
				۷۷/۶۲		Adeq Precision

جدول شماره ۴: مقادیر پارامترهای ایزوترم های تعادلی فرآیند

جذب رنگ BV16 در شرایط بهینه

مدل ایزوترم		دما (کلوین)
		۳۰۳
لانگمیر	۱۰۵/۹۵۳	۲۹۸
qm(mg/g)	۱۱۲/۸۹	۳۰۳
KL(L/mg)	۰/۰۶۳	۲۹۸
R^2	۰/۹۹۵	۳۰۳
فروندلیچ	۳۲/۷	۲۹۸
K_F (mg/g(L/mg))	۴۲/۷۶	۳۰۳
n	۷/۷۴	۲۹۸
R^2	۰/۹۸۱	۳۰۳

جدول شماره ۵: پارامترهای سینتیکی جذب رنگ BV16 در شرایط بهینه و غلظت های مختلف

مدل سینتیکی					
شبه درجه یک			شبه درجه دو		
$q_e, cal(mg/g)$	$K_1(min^{-1})$	R^2	$q_e, cal(mg/g)$	$k_2(g/mg)(min^{-1})$	R^2
۸۹/۲۳	۰/۰۳۳	۰/۷۶۳	۱۲۴/۴۱	۰/۰۴۶	۰/۹۳۱
۹۶/۴۷	۰/۰۲۹	۰/۷۲۸	۱۲۸/۳۳	۰/۰۶۲	۰/۹۳۳
۱۰۱/۶۷	۰/۱۲۳	۰/۸۹۴	۱۲۳/۴۹	۰/۰۸۹	۰/۹۹۵

مقادیر پارامترهای سینتیکی فرایند جذب رنگ مورد مطالعه توسط نانو کامپوزیت PAC-FeO در جدول شماره ۵ ارائه شده است. نتایج بررسی معادلات سینتیکی نشان داد که ظرفیت جذب محاسباتی (q_{cal}) در غلظت ۵۰ میلی گرم در لیتر رنگ بازیک بنفش ۱۶ برای مدل های سینتیک درجه اول و دوم به ترتیب برابر با ۸۹/۲۳ و ۱۲۴/۴۱ mg/g بوده در حالی که ظرفیت جذب تجربی (q_{exp}) در مطالعه حاضر ۱۲۳/۲۱ mg/g می باشد.

بحث

همان طور که در نمودار شماره ۱ دیده می شود، با افزایش pH کارایی حذف کاهش می یابد، به گونه ای که بیش ترین راندمان حذف در pH برابر ۳ مشاهده شد. در PH های اسیدی غلظت یون H مثبت افزایش یافته و سطح PAC-FeO با جذب این پروتون ها (یون H مثبت) دارای شار مثبت می شود، از طرفی رنگ بازیک بنفش ۱۶ یک ترکیب آنیونی است، بنابراین نیروی جاذبه الکترواستاتیکی بین جاذب و رنگ زا عامل اصلی افزایش راندمان در شرایط اسیدی می باشد. در PH های بالا به دلیل وجود نیروهای دافعه الکترواستاتیکی بین مولکول های رنگ آنیونی و جایگاه های دارای بار منفی در سطح جاذب، عمل جذب مطلوب نمی باشد. زیرا در PH های قلیایی تولید گروه های عاملی هیدروکسید در محیط افزایش خواهد یافت که این موضوع منفی شدن بار الکتریکی سطح جاذب را به دنبال خواهد داشت، بنابراین برهم کنش ضعیفی و یا حتی نیروی دافعه بین رنگ زا و سطح جاذب ایجاد خواهد شد که باعث کاهش میزان جذب می شود (۲۷، ۲۶، ۵).

غلظت‌های مورد بررسی دارد، به همین منظور دمای ۴۵ درجه به عنوان دمای بهینه برای ادامه آزمایشات انتخاب و معرفی شد. نتایج مشابهی در مطالعه‌ای که توسط Hashem و همکاران بر روی حذف رنگ متیلن بلو توسط بنتونیت مغناطیسی شده با نانو ذرات اکسید آهن انجام شد حاصل گردید (۳۳). هم چنین در مطالعه‌ای که توسط Shan و همکاران در سال ۲۰۱۴ روی حذف ماده رنگ‌زای قرمز با استفاده از Fe_3O_4 -Mg/Al-LDH صورت گرفت، این نتیجه حاصل شد که افزایش دما تاثیر قابل ملاحظه‌ای در راندمان واکنش دارد (۳۴). نمودار شماره ۴ به وضوح افزایش چشمگیر راندمان جذب با افزایش دوز جاذب را نمایش می‌دهد. این افزایش راندمان می‌تواند به دلیل افزایش سطح فعال قابل دسترس برای ماده رنگی دانست. اگرچه با افزایش دوز جاذب راندمان حذف افزایش می‌یابد، ولی به دلیل اشباع شدن برخی از سایت‌های موجود بر سطح جاذب میزان جذب در واحد جرم جاذب (ظرفیت جذب) کاهش می‌یابد. Ong و همکارانش به نتایج مشابهی در مطالعات خود دست یافته‌اند (۲۶). تصویر شماره ۲ نشان دهنده کاهش ۸۸ درصدی راندمان جذب با افزایش غلظت ماده رنگ‌زا را نشان می‌دهد. علت کاهش قابل ملاحظه میزان جذب با افزایش غلظت اولیه رنگ را می‌توان به دلیل اشباع شدن جایگاه‌های فعال جاذب و کاهش سطح جذب در دسترس با توجه به ثابت بودن میزان ماده جذب کننده ($PAC-FeO$) در مقابل افزایش میزان ماده رنگ‌زا دانست (۳۵). در مطالعه‌ای که توسط Fernandes و همکارانش روی حذف رنگ متیلن بلو توسط جاذب پیت و کیتوسان در حذف رنگ‌های بازی و راکتیو انجام شد، نتایج مشابهی گزارش شده است (۳۶).

پارامترهای آماری ذکر شده در جدول شماره ۳ و نیز مقدار بالای ضریب رگرسیون آنالیز آماری ($R^2 = 0.9998$) مویید این مطلب است که حذف رنگ بازیگ بنفش توسط کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر می‌تواند به وسیله این مدل به خوبی توصیف شود.

Kyzas و همکارانش در سال ۲۰۰۹ حذف رنگ راکتیو را با استفاده از مشتقات کیتوزان بررسی و گزارش کرده‌اند که راندمان حذف رنگ مورد مطالعه در pH معادل ۳ بیشترین میزان را دارا می‌باشد (۲۸). کیاخانی و همکاران نیز به بررسی جذب رنگ بازیگ بنفش ۱۶ توسط بیوجاذب پلیمری کیتوسان-اتیل اکریلات پرداخته و گزارش نمودند با افزایش pH راندمان جذب از ۵۶ به حدود ۲۸ درصد کاهش می‌یابد. کیاخانی نیز نیروی دافعه حاصل از بارهای منفی یون هیدرواکسید را عامل کاهش راندمان بیان نموده است (۲۹). با توجه به شکل شماره ۳ مشاهده می‌شود که با افزایش زمان تماس از ۱۰ به ۶۵ دقیقه راندمان حذف در تمامی غلظت‌های حدود ۲۰ درصد افزایش یافته است ولی با افزایش زمان تماس از ۶۵ به ۱۲۰ دقیقه راندمان به شکل جزئی افزایش یافته است. این امر نشان می‌دهد که در مراحل اولیه جذب، شمار زیادی از محل‌های اتصال (جایگاه‌های فعال) برای جذب سطحی رنگ مورد نظر در دسترس است، اما با گذشت زمان به دلیل تجمع رنگ‌زا در محل‌های جذب و به وجود آمدن نیروی دافعه بین مولکول‌های جذب شده روی سطح جامد و مولکول‌های موجود در فاز محلول سرعت جذب کاهش می‌یابد. در اثر این اتفاق جاذب مورد نظر به حد اشباع رسیده و نمی‌تواند مولکول‌های رنگ‌زا را جذب نماید (۲۷). بنابراین به منظور ایجاد شرایطی اقتصادی و کاهش در مصرف ماده و انرژی زمان ۶۵ دقیقه به عنوان زمان بهینه انتخاب و معرفی شد. نتایج مشابه توسط Gulnaz و همکاران نیز زمان ۱ ساعت را به عنوان زمان بهینه جذب رنگ‌زای BV16 گزارش نموده‌اند (۳۰). Bellir و Dogan نیز در مطالعات خود بر روی جذب رنگ‌های methyl violet و Gentian violet توسط Activated Bentonite و sepiolite مشاهده نمودند با افزایش زمان راندمان جذب افزایش تا رسیدن به زمان تعادل افزایش خواهد یافت (۳۱، ۳۲). بر اساس نمودار شماره ۳ مشاهده می‌شود افزایش دما تاثیر قابل ملاحظه‌ای در جذب نمونه‌های رنگ در تمامی

از طرف دیگر معنی دار^۱ بودن مدل مورد مطالعه به منظور تشریح حذف رنگ BV16 با جاذب سنتز شده به وسیله مقدار F بیان می شود. این پارامتر در مطالعه حاضر برابر با ۲۷/۱۲ می باشد. از آنجا که پارامتر F از ۱۸ بالاتر شده است، به صراحت می توان معنی دار بودن مدل را در حذف رنگ از BV16 بیان نمود. مقدار Adeq-precision، نشان دهنده اختلاف مقدار پاسخ پیش بینی شده مدل با مقدار متوسط خطای پیش بینی می باشد. چنان چه این نسبت بیش تر از ۴ باشد، تمایز مناسب مدل تعریف شده را نشان می دهد که این مقدار در یافته های حاصل از این مطالعه ۲۰/۶۴۴ است. در سال ۲۰۱۴ تحقیقی در ارتباط با جذب رنگ crystal violet بر روی alginate/acid activated bentonite composite beads توسط Oladipo و همکاران صورت گرفت. Oladipo گزارش کرد مدل BBD با $R^2=0/9491$ مدلی مناسب برای بیان جذب رنگ مورد مطالعه بوده و میزان Adeq-precision نیز در مطالعه مذکور برابر ۱۴/۴۹ می باشد (۳۷). همان گونه که در جدول شماره ۴ قابل مشاهده است، جذب BV16 توسط جاذب سنتز شده در مطالعه حاضر با ضریب رگرسیون بالای ۰/۹۹ از ایزوترم لانگمویر تبعیت می نماید. براساس این ایزوترم حداکثر ظرفیت جذب کربن فعال - آهن صفر در جذب رنگ بازیگ بنفش ۱۶ معدل mg/g ۱۰۵/۹۵۳ می باشد. این موضوع در حالی است که مقادیر این پارامتر در مطالعه Ong و همکارانش پیرامون جذب رنگ های اکتیو و پایه بر روی پوست برنج اصلاح شده با اتیلن دی آمین $14/68 mg/g$ برای رنگ آبی و $60/44 mg/g$ برای رنگ نارنجی اکتیو گزارش شده است، بنابراین نتیجه می شود که جاذب سنتز شده در تحقیق حاضر نسبت به پوست برنج اصلاح شده در مطالعه وانگ و همکارانش در سال ۲۰۰۷ از کارایی بهتری برخوردار بوده است (۲۶). Hameed و همکاران نیز در بررسی جذب رنگ سبز مالاشیت با استفاده از کربن فعال، حداکثر ظرفیت جذب این رنگ

را بر مبنای مدل لانگمویر $26/58 mg/g$ گزارش کردند، که در مقایسه با نانو کامپوزیت PAC-FeO ظرفیت جذب پایین تری داشته است (۸). جدول شماره ۵ نشان می دهد که ضریب رگرسیون در مدل سینتیکی شبه درجه دوم در تمامی غلظت های مورد مطالعه بسیار بیش تر از مدل شبه درجه اول می باشد ($R^2 > 0/93$). هم چنین مقادیر محاسباتی ظرفیت جذب (cal, qe) در مدل درجه دوم ($128/33 mg/g$) نسبت به درجه اول ($96/47 mg/g$) نزدیکی بیش تری با ظرفیت جذب حاصل از آزمایشات در سال ۲۰۱۲ به بررسی جذب رنگ زرد ۱۲ توسط کربن فعال پوشش داده شده با نانوذرات نقره پرداختند و مشاهده نمودند که فرایند حذف رنگ مورد نظر از سینتیک درجه ۲ پیروی می کند (۳۸). Kyzas و همکارانش نیز در مطالعه خود بر روی جذب رنگ راکتیو بر روی مشتقات کیتوزان پیروی جذب این آلاینده را از سینتیک شبه درجه دوم تایید نموده اند (۲۸).

در پایان می توان نتیجه گیری کرد که فرآیند جذب یک فن آوری بسیار موثر برای حذف محلول های رنگی می باشد. هدف از این مطالعه، بررسی کارایی کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر جهت حذف رنگ بازیگ بنفش از محلول های آبی می باشد. نتایج حاصل از آزمایشات ثابت کرده اند که کربن فعال مغناطیسی شده به دلیل کارایی حذف قابل توجه، ظرفیت جذب بالا و ارزان بودن، جداسازی بسیار راحت پس از فرایند جذب می تواند به عنوان یک جاذب موثر برای حذف محلول های رنگی عمل کند. بهترین شرایط برای حذف مورد مطالعه در pH برابر ۳، زمان تماس ۶۵ min، دمای ۴۵ C، دوز جاذب ۲ gr/l در غلظت رنگ ۵۰ mg/l به میزان ۹۸/۴۶ درصد به دست آمد. مطالعه ایزوترم ها و سینتیک های فرایند جذب نیز نشان داد که جذب رنگ بازیگ بنفش (BV16) روی کربن فعال مغناطیسی شده با آهن صفر به ترتیب از مدل ایزوترم لانگمویر و سینتیک شبه درجه دوم تبعیت می کند.

1. significant

References

1. Akcil A, Erust C, Ozdemiroglu S, Fonti V, Beolchini F. A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *J Clean Prod* 2015; 86: 24-36.
2. Mannucci A, Munz G, Mori G, Lubello C. Anaerobic treatment of vegetable tannery wastewaters: a review. *Desalination* 2010; 264(1): 1-8
3. Muna A, Sreekrishnan T. Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review. *Advances in Environmental Research* 2001; 5(2): 103-202.
4. Lu CS, Chen CC, Mai FD, Li HK. Identification of the degradation pathways of alkanolamines with TiO₂ photocatalysis. *J Hazard Mater* 2009; 165(1-3): 306-316.
5. Lima EC, Royer B, Vaghetti JC, Simon NM, da Cunha BM, Pavan FA, et al. Application of Brazilian pine-fruit shell as a biosorbent to removal of reactive red 194 textile dye from aqueous solution: kinetics and equilibrium study. *J Hazard Mater* 2008; 155(3): 536-550.
6. Carneiro PA, Umbuzeiro GA, Oliveira DP, Zanoni MV. Assessment of water contamination caused by a mutagenic textile effluent/dyehouse effluent bearing disperse dyes. *J Hazard Mater* 2010; 174(1-3): 694-699.
7. Robinson T, McMullan G, Marchant R, Nigam P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresour Technol* 2011; 77(3): 247-255.
8. Hameed B, El-Khaiary M. Equilibrium, kinetics and mechanism of malachite green adsorption on activated carbon prepared from bamboo by K₂CO₃ activation and subsequent gasification with CO₂. *J Hazard Mater* 2008; 157(2-3): 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 Fe₂O₃ particles. *J Hazard Mater* 2008; 160(2-3): 643-647.
10. Grelluk M, Hubicki Z. Efficient removal of Acid Orange 7 dye from water using the strongly basic anion exchange resin Amberlite IRA-958. *Desalination* 2011; 278(1-3): 219-226.
11. Zhao C, Deng H, Li Y, Liu Z. Photodegradation of oxytetracycline in aqueous by 5A and 13X loaded with TiO₂ under UV irradiation. *J Hazard Mater* 2010; 176(1-3): 884-892.
12. Hsu LY, Teng H. Influence of different chemical reagents on the preparation of activated carbons from bituminous coal. *Fuel Processing Technology* 2010; 64(1-3): 155-166.
13. Qu D, Wang L, Zheng D, Xiao L, Deng B, Qu D. An asymmetric supercapacitor with highly dispersed nano-Bi₂O₃ and active carbon electrodes. *J Power Sources* 2014; 269: 129-135.
14. Oliveira LC, Rios RV, Fabris JD, Garg V, Sapag K, Lago RM. Activated carbon/iron oxide magnetic composites for the adsorption of contaminants in water. *Carbon* 2002; 40(12): 2177-2183.
15. Moussavi G, Alahabadi A, Yaghmaeian K, Eskandari M. Preparation, characterization and adsorption potential of the NH₄Cl-

-
- induced activated carbon for the removal of amoxicillin antibiotic from water. *Chem Eng J* 2013; 217: 119-128.
16. Rocher V, Siaugue JM, Cabuil V, Bee A. Removal of organic dyes by magnetic alginate beads. *Water Research* 2008; 42(4-5): 1290-1298.
 17. Ai L, Zhou Y, Jiang J. Removal of methylene blue from aqueous solution by montmorillonite/CoFe₂O₄ composite with magnetic separation performance. *Desalination* 2011; 266(1-3): 72-77.
 18. 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(2-3): 2144-2150.
 19. Kakavandi B, Kalantary RR, Farzadkia M, Mahvi AH, Esrafil A, Azari A, et al. Enhanced chromium (VI) removal using activated carbon modified by zero valent iron and silver bimetallic nanoparticles. *J Environ Health Sci Eng* 2014; 12(1): 115.
 20. Ribas MC, Adebayo MA, Prola LD, Lima EC, Cataluña R, Feris LA, et al. Comparison of a homemade cocoa shell activated carbon with commercial activated carbon for the removal of reactive violet 5 dye from aqueous solutions. *Chem Eng J* 2014; 248: 315-326.
 21. Ranjithkumar V, Sangeetha S, Vairam S. Synthesis of magnetic activated carbon/ α -Fe₂O₃ nanocomposite and its application in the removal of acid yellow 17 dye from water. *J Hazard Mater* 2014; 273: 127-135.
 22. Khajeh M. Optimization of microwave-assisted extraction procedure for zinc and copper determination in food samples by Box-Behnken design. *J Food Compost Anal* 2009; 22(4): 343-346.
 23. Khajeh M. Optimization of process variables for essential oil components from *Satureja hortensis* by supercritical fluid extraction using Box-Behnken experimental design. *J Supercrit Fluids* 2011; 55(3): 944-948.
 24. Yetilmezsoy K, Demirel S, Vanderbei RJ. Response surface modeling of Pb (II) removal from aqueous solution by *Pistacia vera* L.: Box-Behnken experimental design. *J Hazard Mater* 2009; 171(1-3): 551-562.
 25. Wu J, Zhang H, Oturan N, Wang Y, Chen L, Oturan MA. Application of response surface methodology to the removal of the antibiotic tetracycline by electrochemical process using carbon-felt cathode and DSA (Ti/RuO₂-IrO₂) anode. *Chemosphere* 2012; 87(6): 614-620.
 26. Ong ST, Lee CK, Zainal Z. Removal of basic and reactive dyes using ethylenediamine modified rice hull. *Bioresour Technol* 2007; 98(15): 2792-2799.
 27. Crini G. Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresour Technol* 2011; 97(9): 1061-1085.
 28. Kyzas GZ, Lazaridis NK. Reactive and basic dyes removal by sorption onto chitosan derivatives. *J Colloid Interface Sci* 2009; 331(1): 32-39.
 29. Sadeghi-Kiakhani M, Arami M. Elimination of C.I. basic violet 16 from colored textile effluent using chitosan-ethyl acrylate as a bio-adsorbent. *Journal of Advanced Materials and Novel Coatings* 2012; 1: 15-26 (persian).
 30. Gulnaz O, Sahmurova A, Kama S. Removal of Reactive Red 198 from aqueous solution by *Potamogeton crispus*. *Chem Eng J* 2011; 174(2): 579-585.
-

31. Bellir K, Bouziane IS, Boutamine Z, Lehocine MB, Meniai AH. Sorption Study of a Basic Dye "Gentian Violet" from Aqueous Solutions Using Activated Bentonite. *Energy Procedia* 2012; 18: 924-933.
32. Doğan M, Özdemir Y, Alkan M. Adsorption kinetics and mechanism of cationic methyl violet and methylene blue dyes onto sepiolite. *Dyes Pigment* 2007; 75(3): 701-713.
33. Hashem F. Adsorption of Methylene Blue from Aqueous Solutions using Fe₃O₄/Bentonite Nanocomposite. *Nanocomposite* 2012; 1(12): 1-5.
34. Shan R-r, Yan L-g, Yang K, Yu S-j, Hao Y-f, Yu H-q, et al. Magnetic Fe₃O₄/MgAl-LDH composite for effective removal of three red dyes from aqueous solution. *Chem Eng J* 2014; 252: 38-46.
35. Meshko V, Markovska L, Mincheva M, Rodrigues AE. Adsorption of basic dyes on granular activated carbon and natural zeolite. *Water Res* 2001; 35(14): 3357-3366.
36. Fernandes A, Almeida C, Menezes C, Debacher NA, Sierra M. Removal of methylene blue from aqueous solution by peat. *J Hazard Mater* 2007; 144(1-2): 412-419.
37. Oladipo AA, Gazi M. Enhanced removal of crystal violet by low cost alginate/acid activated bentonite composite beads: Optimization and modelling using non-linear regression technique. *Journal of Water Process Engineering* 2014; 2(1): 43-52.
38. Ghaedi M, Sadeghian B, Pebdani AA, Sahraei R, Daneshfar A, Duran C. Kinetics, thermodynamics and equilibrium evaluation of direct yellow 12 removal by adsorption onto silver nanoparticles loaded activated carbon. *Chemical Engineering Journal* 2012; 187: 133-141.