

## Investigating the Performance of Activated Carbon Adsorbent Modified with Iron Oxide Nanoparticles in Removing Crystal Violet from Water

Masoomeh Chaharkam<sup>1</sup>, Maryam Tahmasebpoor<sup>\*1</sup>, Muge Sari Yilmaz<sup>2</sup>

1- Faculty of Chemical and Petroleum Engineering, University of Tabriz, P.O.Box: 16471-51666, Tabriz, Iran

2- Faculty of Chemical and Metallurgical Engineering, Yildiz Technical University, P.O.Box: 5053594624, Istanbul, Türkiye

### ARTICLE INFO

Article history:

Received: 13-10-2023

Accepted: 25-12-2023

Available online: 21-01-2024

Print ISSN: 1735-8779

Online ISSN: 2383-2169

**DOR: 20.1001.1.17358779.1402.17.4.3.8**

### Keywords:

Adsorption

Magnetic activated carbon

Oleaster

Water pollution

Crystal violet

### ABSTRACT

*This study investigated the adsorption of crystal violet by magnetic active carbon adsorbent synthesized from the abundant and low-cost Oleaster source. Carbon charcoal was first prepared from the seed and peel of Oleaster, and two different acidic and basic activating agents were used to activate it. Activated carbon synthesized under optimal conditions (using Oleaster seed and acidic activator) was modified by placing iron oxide nanoparticles on the surface. Effects of various parameters, including pH, adsorbent dose, contact time, temperature, and dye concentration, on the adsorption process of crystal violet were investigated. The maximum adsorption capacity was obtained as 91.7431 mg/g under pH=8, adsorbent dose 0.5 g/l, time 30 min, temperature 25 °C, and initial concentration 10 mg/l. Examining isotherms and adsorption kinetics showed a better data fit with Langmuir isotherm and second-order kinetics. Thermodynamic investigation indicated the physical and exothermic nature of adsorption and spontaneous degree reduction at high temperatures. The adsorbent regeneration tests confirmed its high ability to be reused during consecutive cycles.*

\*Corresponding author: \* [tahmasebpoor@tabrizu.ac.ir](mailto:tahmasebpoor@tabrizu.ac.ir)





## بررسی عملکرد جاذب کربن فعال اصلاح شده با نانوذرات اکسید آهن در حذف کریستال ویولت از آب

معصومه چهارکام<sup>۱</sup>، مریم طهماسب پور<sup>۲\*</sup>، موگه ساری بیلماز<sup>۳</sup>

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی شیمی و نفت، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران، صندوق پستی: ۱۶۴۷۱-۵۱۶۶۶

۲- دانشیار، دانشکده مهندسی شیمی و نفت، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران، صندوق پستی: ۱۶۴۷۱-۵۱۶۶۶

۳- دانشیار، دانشکده مهندسی شیمی و مواد، دانشگاه صنعتی ییلدیز، استانبول، ترکیه، صندوق پستی: ۵۰۵۳۵۹۴۶۲۴

### چکیده

در این مطالعه میزان جذب رنگ‌زای کریستال ویولت توسط جاذب کربن فعال مغناطیسی سنتز شده از منبع فراوان و کم هزینه سنجد بررسی شد. ابتدا زغال کربن از هسته و پوسته سنجد به صورت جداگانه تهیه شده و از دو عامل فعال‌ساز اسیدی و بازی برای فعال کردن آن استفاده شد. کربن فعال سنتز شده در شرایط بهینه (استفاده از هسته سنجد و فعال‌ساز اسیدی) با نشان دادن نانوذرات اکسید آهن روی سطح، اصلاح گردید. اثر مشخصه‌های مختلفی نظیر  $pH$ ، دوز جاذب، زمان تماس، دما و غلظت رنگ‌زا، بر فرایند جذب کریستال ویولت بررسی شد. مقدار بیشینه ظرفیت جذب  $91,743 \text{ mg/g}$  در شرایط  $pH=8$  دوز جاذب  $0,5 \text{ g/l}$ ، زمان  $30 \text{ min}$ ، دمای  $25^\circ\text{C}$  و غلظت اولیه  $10 \text{ mg/l}$  به دست آمد. بررسی ایزوترم‌ها و سینتیک جذب، برازش بهتر داده‌ها را با ایزوترم لانگمویر و سینتیک مرتبه دوم نشان داد. بررسی ترموینامیکی حاکی از فیزیکی و گرمازا بودن جذب و کاهش درجه خودبه‌خودی در دماهای بالا بود. بررسی بازیابی جاذب توانایی بالای آن در استفاده مجدد طی چندین چرخه را تأیید نمود.

### اطلاعات مقاله

تاریخچه مقاله:

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۷/۲۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۴

در دسترس به صورت الکترونیکی: ۱۴۰۲/۱۱/۱

شاپا چاپی: ۱۷۳۵-۸۷۷۹

شاپا الکترونیکی: ۲۳۸۳-۲۱۶۹

DOR: 20.1001.1.17358779.1402.17.4.3.8

### واژه‌های کلیدی:

جذب

کربن فعال مغناطیسی

سنجد

آلودگی آب

کریستال ویولت



## ۱- مقدمه

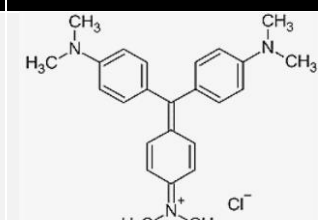
می‌باشد (۷). مشخصات این رنگ‌زا در جدول ۱ ارائه شده است. این رنگ‌زا، به طور گسترده در صنایع مختلف برای رنگ کردن پنبه، پشم، ابریشم، نایلون، برای ساخت جوهر، رنگ‌زنی زیستی و به عنوان یک عامل دارویی در دامپزشکی استفاده می‌شود (۱۴، ۱۳). کریستال ویولت به عنوان یکی از رنگ‌زاهای بسیار خطرناک شناخته می‌شود و غلظت کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر آن می‌تواند تأثیر بسزایی در فرایندهای زیستی داشته باشد. این رنگ‌زا می‌تواند از طریق پوست، تنفس و بلعیدن جذب شود که علائم دردناکی را ایجاد می‌کند. در موارد شدیدتر سبب نارسایی کلیه، التهاب حاد چشم، نابینایی دائمی و سرطان می‌شود (۱۵، ۱۴). به همین دلیل، حذف این آلاینده از فاضلاب‌های آلوده به آن قبل از دفع در محیط‌زیست به یک دغدغه بزرگ جهانی تبدیل شده است. تاکنون، روش‌های مختلفی نظیر جذب سطحی<sup>۵</sup>، جذب زیستی<sup>۶</sup>، استخراج حلال<sup>۷</sup>، تبادل یون<sup>۸</sup>، صاف کردن غشایی<sup>۹</sup>، رسوب شیمیایی<sup>۱۰</sup>، اکسایش<sup>۱۱</sup> و تصفیه الکتروشیمیایی<sup>۱۲</sup> برای حذف رنگ‌زاها از محلول‌های آبی استفاده شده‌اند (۱۸-۱۶). از میان این روش‌های تصفیه، روش جذب به دلیل امکان عملیاتی ساده، انعطاف‌پذیری سیستم، اقتصادی بودن، مصرف انرژی کم و عدم آلودگی ثانویه، بیشترین استفاده را دارد (۲۱-۱۹).

- 1- Crystal violet
- 2- Basic violet
- 3- Gentian violet
- 4- Methyl violet 10B
- 5- Adsorption
- 6- Biosorption
- 7- Solvent extraction
- 8- Ion exchange
- 9- Membrane filtration
- 10- Chemical precipitation
- 11- Oxidation
- 12- Electrochemical treatment

آلودگی آب در سال‌های اخیر به یکی از جدی‌ترین مسائل زیست‌محیطی تبدیل شده است. ریخته شدن آلاینده‌های صنعتی (رنگدانه‌ها، یون‌های فلزات سنگین و دیگر ترکیبات سمی) در رودخانه‌ها یا اقیانوس‌ها، تأثیر مستقیم یا غیرمستقیم بر روی سلامت انسان می‌گذارند (۲، ۱۰). کیفیت آب رودخانه‌ها نیز به دلیل تغییرات سریع ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی کاهش یافته است (۳). به طور کلی، آلودگی آب زمانی ایجاد می‌شود که مواد آلاینده که به طور طبیعی از بین نمی‌روند، به داخل آب ریخته شده و کیفیت آن را پایین می‌آورند (۴). براساس برآوردهای اخیر، سالانه بیش از ۷۰۰،۰۰۰ تا ۱،۰۰۰،۰۰۰ تن رنگ‌زا از فعالیت‌های صنعتی مختلف مانند نساجی، کاغذ، پلاستیک، فرآوری غذا، آرایشی، دارویی و چرم تولید می‌شود (۷-۵). رنگ‌زاهای باقی‌مانده در فاضلاب تولید شده از صنایع نساجی، سهم عمده‌ای در آلودگی آب دارند (۸). سه نوع رنگ‌زا آزو (غیریونی)، کاتیونی (بازیک) و آنیونی (اسیدی) از رنگ‌زاهای استفاده شده در صنایع مختلف هستند (۷). قابل توجه است که رنگ‌زاهای کاتیونی به دلیل ماهیت سمی، خطرناک‌ترین نوع آنها هستند (۱۰، ۹). بسیاری از این رنگ‌زاها دارای گروه عاملی (-N=N-) و ساختارهای پیچیده معطر هستند که برای همه موجودات زنده به عنوان عامل سرطان‌زا و سمی تلقی می‌شوند. به علاوه، بیشتر این رنگ‌زاها مقاوم به تجزیه توسط باکتری‌ها بوده و با ایجاد اختلال در اکسیژن‌رسانی و رسیدن نور خورشید لازم برای فتوسنتز و سایر فعالیت‌های مرتبط با گیاهان و جانوران، در اکوسیستم‌های آبی به شدت تأثیر منفی می‌گذارند (۱۱). یکی از رنگ‌زاهای کاتیونی با کاربرد تجاری فراوان، کریستال ویولت<sup>۱</sup> (CV) است که متعلق به دسته‌ای از ترکیبات رنگی به نام تری آریل متان بوده و با عناوین بازیک بنفش<sup>۳</sup>، جنتاین بنفش<sup>۲</sup> و متیل ویولت<sup>۴</sup> ۱۰B نیز نام‌گذاری شده‌است (۱۲). پایداری شیمیایی، حرارتی و نوری این رنگ‌زا ناشی از ساختار بسیار پیچیده و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن

جدول ۱: مشخصات رنگ‌زای کریستال ویولت (CV).

Table 1: Specifications of Crystal Violet (CV) dye.

Dye	molecular formula	Molecular Weight	Chemical structure
Crystal Violet (CV)	C <sub>25</sub> H <sub>30</sub> ClN <sub>3</sub>	407.979 g/mol	

عامل کاهنده قوی اشاره کرد. از طرفی، اصلاح جاذبها با استفاده از نانومواد به دلیل ایجاد ظرفیت جذب بیشتر ناشی از سطح ویژه بالای آنها، اخیراً توجه ویژه‌ای را به خود جلب کرده است. اکسیدهای فلزی مانند اکسیدهای آهن، تیتانیوم، منگنز، روی، آلومینیم و سریم دارای ویژگی‌های مناسبی از قبیل سطوح بالا و ظرفیت‌های جذب بیشتر به دلیل انجام واکنش‌های سریع هستند (۲۹). در این میان، مزیت دیگر استفاده از نانوذرات مغناطیسی، جداسازی سریع و آسان جاذب نهایی از محلول به دلیل خواص مغناطیسی آنها می‌باشد. زیرا جداسازی کربن فعال از محلول به ویژه در اندازه ذرات کوچک معمولاً آسان نیست. به علاوه، کربن فعال قطبیتی ندارد، بنابراین نمی‌توان آن را با استفاده از میدان‌های الکتریکی یا مغناطیسی جدا کرد. جاذب‌های اصلاح شده با نانوذرات مغناطیسی را می‌توان به راحتی با استفاده از آهن‌ربای خارجی بدون استفاده از فرایندهای گریز از مرکز یا صاف کردن از محیط‌های آبی جدا کرد. استفاده از نانوذرات مغناطیسی، یک روش کارآمد برای بازیافت سریع و آسان جاذبها و استفاده مجدد از آنها است (۳۰-۳۲). به همین علت، در سال‌های اخیر استفاده از جاذب کربن فعال مغناطیسی در زمینه جذب سطحی، مورد توجه ویژه‌ای قرار گرفته است. زونگلی و همکارانش<sup>۳</sup> مطالعه‌ای را در زمینه حذف اسید بلو ۸۰<sup>۴</sup>، توسط جاذب کربن فعال مغناطیسی انجام دادند. نتایج حاصل نشان داد که سینتیک مرتبه دوم و ایزوترم لانگمویر بیشترین برازش را با داده‌های تعادلی دارند و حداکثر ظرفیت جذب این جاذب، ۴۱,۱۲۵ mg/g محاسبه شد (۳۳). آی لستاری<sup>۵</sup> و همکارانش نیز جاذب کربن فعال مغناطیسی تهیه شده از پوسته‌های نخل را در حذف رنگ‌زای رودامین B<sup>۶</sup> به کار گرفتند. بیشینه ظرفیت جذب این جاذب، ۲,۱۹ mg/g به دست آمد (۳۴). همچنین جیانگ<sup>۷</sup> و همکارانش کربن فعال اصلاح شده با نانوذرات آهن را در حذف رنگ‌زای متیلن بلو مورد استفاده قرار دادند. نتایج حاکی از تطابق بیشتر داده‌های تعادلی با ایزوترم لانگمویر و سینتیک مرتبه دوم بوده و همچنین بیشینه ظرفیت جذب در این مطالعه، ۱۴,۳۶ mg/g به دست آمد (۳۵). نورتی<sup>۸</sup> و همکارانش نیز به مطالعه‌ای در زمینه حذف رنگ آبی درخشان کوماسی<sup>۹</sup> با استفاده از جاذب کربن فعال مغناطیسی پرداختند و تأثیر متغیرهای مختلفی نظیر pH، غلظت اولیه رنگ‌زا، مقدار جاذب و زمان تماس را بر میزان جذب مورد بررسی قرار دادند. بیشینه بازدهی جذب در شرایط بهینه ۸۵,۵۴ درصد به دست آمد (۳۶).

علی‌رغم مطالعات بسیاری که در زمینه حذف رنگ‌زای کریستال

استفاده از کربن فعال<sup>۱</sup> (AC) به عنوان یک جاذب با خصوصیات منحصر به فرد از جمله پایداری فیزیکی و شیمیایی بالا، تخلخل زیاد، استحکام مکانیکی و داشتن سطح ویژه بالا، در فرایندهای متعددی از جمله صنایع دارویی، کاتالیزوری، جداسازی، تصفیه صنایع شیمیایی و نفت و همچنین تصفیه آب بسیار متداول و رایج است. کربن فعال با اکسید شدن اتم‌های موجود در سطح خارجی و داخلی کربن عنصری تولید می‌شود (۲۲). کربن فعال تجاری به عنوان یک جاذب عالی شناخته شده است، اما هزینه بالا، بازیافت و اشباع سریع آن باعث کاهش مصرف آن می‌شود (۲۳، ۱۴). در سال‌های اخیر، استفاده از ضایعات کشاورزی (برگ، هسته، پوست میوه‌ها و گیاهان) به عنوان پایه مورد استفاده برای تولید کم هزینه جاذب کربن فعال، مورد توجه ویژه‌ای قرار گرفته است. زیرا این ضایعات به وفور یافت می‌شوند، مقرون به صرفه، غیرسمی، زیست‌تخریب‌پذیر بوده و در ساختار خود دارای گروه‌های عاملی بسیاری هستند که می‌توانند با رنگ‌زاهای پیوند برقرار کنند (۲۵، ۲۴). تقریباً هر ماده با منشأ کربنی را می‌توان به عنوان پیش‌ساز برای تهیه جاذب کربنی استفاده کرد (۲۶). سنتز AC مبتنی بر زیست توده از طریق دو فرایند اصلی کربنی شدن یا پیرولیز و فعال‌سازی (فیزیکی یا شیمیایی) به دو صورت یک مرحله‌ای و دو مرحله‌ای انجام می‌شود. در روش فعال‌سازی یک مرحله‌ای، کربن‌سازی و فعال‌سازی هم‌زمان انجام می‌شوند، در حالی که در روش دو مرحله‌ای، این دو مرحله به صورت جداگانه انجام می‌شوند. در فرایند فعال‌سازی فیزیکی، پیش ماده در کمتر از دمای ۷۰۰ °C کربنیزه می‌شود و سپس چار<sup>۲</sup> حاصل با یک عامل فعال‌کننده مانند گازهایی شامل بخار آب، نیتروژن و کربن دی‌اکسید در دمای ۷۰۰-۱۱۰۰ °C فعال می‌شود. در فرایند فعال‌سازی شیمیایی از عوامل کاهنده یا اکسنده (اسیدها و بازها) مانند اسید فسفریک، کلرید سدیم، اسید نیتریک، اسید سولفوریک، هیدروکسید سدیم و پتاسیم به عنوان فعال‌ساز استفاده می‌شود. در این روش، ماده اولیه ابتدا به عامل اسیدی یا بازی آغشته شده سپس، در دمای ۴۰۰-۸۰۰ °C در یک اتمسفر بدون اکسیژن کربنیزه و فعال می‌شود. فعال‌سازی شیمیایی به دلیل فرایند ساده یک مرحله‌ای و دمای فعال‌سازی پایین‌تر که منجر به بازده کربن فعال بالاتر و توسعه بهتر ساختار متخلخل می‌شود، عموماً بر فعال‌سازی فیزیکی ترجیح داده می‌شود (۲۷، ۲۸). ویژگی سطح و توانایی جذب AC، بیشتر به منبع پیش‌ساز، نوع فعال‌کننده شیمیایی و روش فعال‌سازی بستگی دارد (۲۳). بنابراین، از فعال‌سازهای شیمیایی به منظور بهبود خواص سطح جاذب کربنی نیز استفاده می‌شود. از مهمترین آنها می‌توان به اسید سولفوریک (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) به عنوان یک عامل اکسید کننده قوی و هیدروکسید پتاسیم (KOH) به عنوان یک

1- Activated carbon

2- Char

3- Zongli Ren

4- Acid blue 80

5- I Lestari

6- Rhodamine B

7- Wenyan Jiang

8- Nour T

9- Coomassie brilliant blue

(FM4-P) ساخت کشور ایران، آون (Shimi Fan) ساخت کشور ایران، ترازوی دیجیتالی با دقت ۰,۰۰۰۱ گرم (PFB 300-3, KERN) ساخت کشور آلمان، گرم کن مجهز به همزن مغناطیسی مدل (HM21Fan Azma Gostar) ساخت کشور ایران، pH متر دیجیتالی مدل (Adwa AD1020) ساخت کشور رومانی، دستگاه سانتریفیوژ مدل (DGT8 Universal) ساخت کشور ایران.

دستگاه‌های مورد استفاده برای تحلیل و بررسی ویژگی‌های جاذب‌ها: دستگاه میکروسکوپ الکترون روبشی SEM و طیف‌سنجی پراش انرژی پرتو ایکس (EDS) و dot-mapping مدل (MIRA3 FEG-SEM, Tescan) ساخت کشور چک و دستگاه تخلخل سنج BET مدل (BELSORP mini II) ساخت کشور ژاپن.

دستگاه مورد استفاده برای اندازه‌گیری غلظت نهایی آلاینده در محلول: دستگاه طیف‌سنج مجهز به UV-is مدل (Jena, Analytik Specord250) ساخت کشور آلمان.

## ۲-۳- روش‌ها

### ۲-۳-۱- سنتز کربن فعال (AC)

ابتدا هسته و پوسته سنجید از هم جدا شده و برای از بین بردن ناخالصی‌ها چندین بار با آب مقطر شستشو داده شدند. سپس، در دمای ۹۰ °C در گرم‌خانه به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. برای انجام عمل فعال‌سازی از دو مرحله کربنی‌شدن و فعال‌سازی استفاده شد، به طوری که ابتدا هر کدام از نمونه‌ها به صورت جداگانه در کوره به مدت ۲ ساعت در دمای ۶۰۰ °C پیرولیز شد تا زغال کربن حاصل شود. سپس، مواد پیرولیز شده در هاون خرد شده و توسط غربال ۲۰۰ میکرونی الک شدند تا ذرات مورد نظر حاصل شود. کربن پیرولیز شده از هسته و پوسته به ترتیب Os و Op نامگذاری شدند. در ادامه، از دو فعال‌ساز قوی اسیدی (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) و بازی (KOH) برای ایجاد ساختار متخلخل در کربن استفاده گردید. برای این منظور، محلول ۳ مولار از هر دو عامل فعال‌ساز تهیه شده و با ۵ g از ماده پیرولیز شده ترکیب شد و روی هم‌زن مغناطیسی به مدت ۳ ساعت در دمای ۱۰۰-۸۰ °C هم‌زده شد. محلول‌ها به مدت ۲۴ ساعت در آون قرار گرفتند تا تمام آب موجود تبخیر شود. سپس، ماده جامد حاصل بار دیگر به مدت ۲ ساعت در کوره در دمای ۶۰۰ °C قرار داده شد. پس از تکمیل این مرحله، از دو محلول ۳ M HCl و NaOH برای خنثی‌سازی استفاده شده و نهایتاً با چندین بار عمل شستشو با آب مقطر، pH خنثی حاصل شد. در پایان، ماده حاصل در آون در دمای ۱۰۰ °C به مدت ۲۴ ساعت خشک شده و برای دستیابی به ذرات یک‌دست و هم‌اندازه با استفاده از غربال ۲۰۰ میکرونی الک شد. کربن فعال تهیه شده با اسید و باز به ترتیب H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-AC و AC-KOH نام‌گذاری شدند. طرح‌واره‌ای از مراحل سنتز کربن فعال در شکل ۱ ارائه شده است.

ویولت، بوسیله عمل جذب سطحی توسط جاذب‌های مختلف انجام شده است، سنتز جاذب‌های جدید با هزینه کمتر و بازدهی جذب بالاتر هنوز به عنوان یک امر مهم و کاربردی در زمینه تصفیه آب تلقی می‌شود. باتوجه به اینکه سنجید، منبعی ارزان و فراوان در کشور ایران است و تاکنون مطالعه قابل توجهی در زمینه تولید کربن فعال از آن با هدف جذب آلاینده‌های رنگی انجام نشده است، در این مطالعه از بخش‌های مجزای هسته و پوسته سنجید به عنوان پایه کربنی، برای تهیه جاذب استفاده شد. نقش استفاده از دو نوع عامل فعال‌ساز اسیدی و بازی نیز بر ساختار و عملکرد جاذب‌ها در حذف رنگ‌زای کریستال ویولت مورد ارزیابی قرار گرفته و شرایط بهینه برای تهیه جاذب نهایی تعیین شد. کربن فعال تهیه شده تحت شرایط بهینه، به وسیله نانوذرات اکسید آهن اصلاح شده و عملکرد جاذب مغناطیسی شده نهایی در جذب رنگ‌زای کریستال ویولت با جاذب اولیه مقایسه شد. خواص جاذب‌ها به وسیله میکروسکوپ الکترونی روبشی<sup>۱</sup> (SEM)، طیف‌سنجی پراش انرژی پرتو ایکس<sup>۲</sup> (EDS)، dot-mapping و اندازه‌گیری سطح ویژه و تخلخل<sup>۳</sup> (BET) مورد مطالعه قرار گرفت. همچنین، تأثیر متغیرهای مختلفی از قبیل pH، مقدار جاذب، زمان تماس، دما و غلظت اولیه رنگ‌زا بر بازدهی جذب جاذب بررسی شد. بررسی‌های واجد، ایزوترم، سینتیک و ترمودینامیک جذب نیز از دیگر موارد مورد تحقیق در این پژوهش بوده است.

## ۲-۲- بخش تجربی

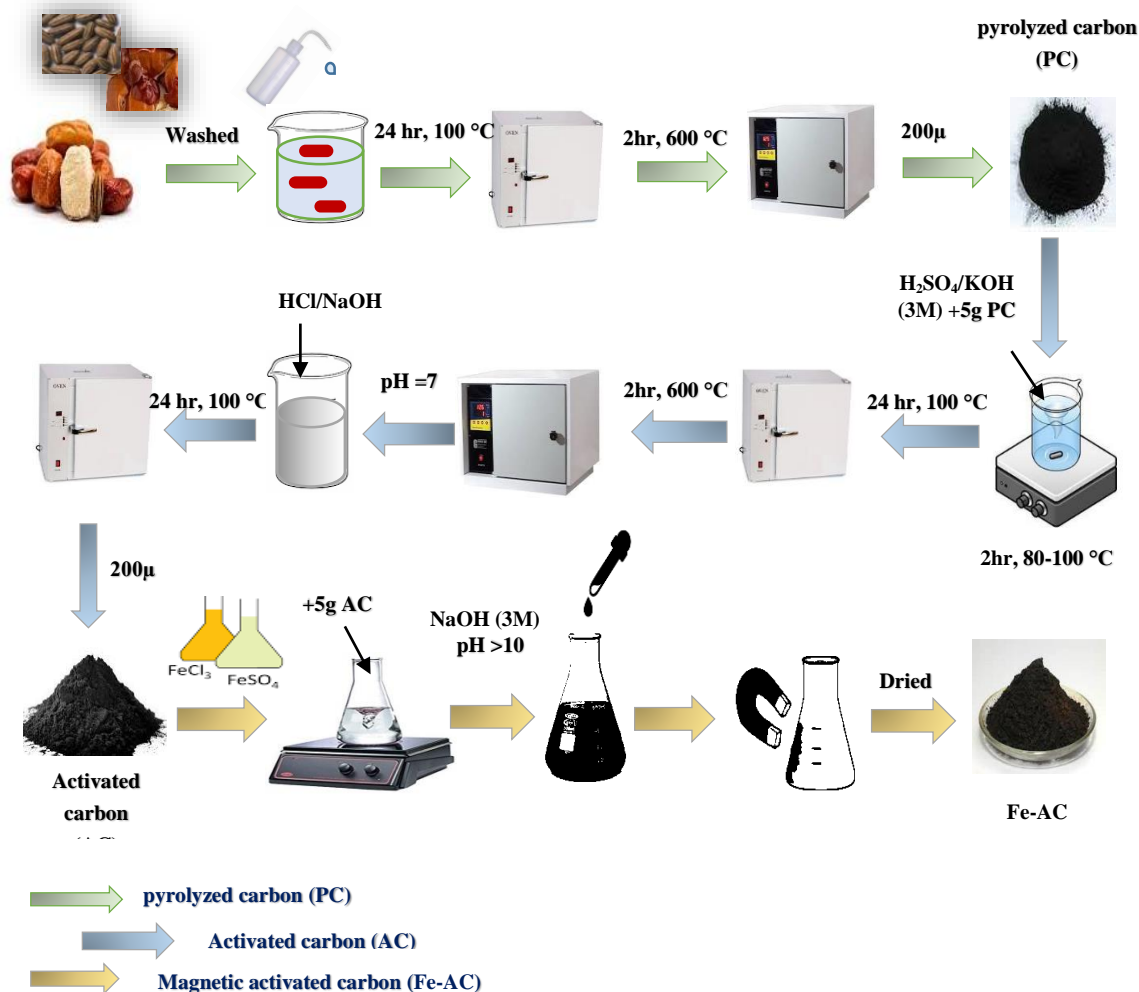
### ۲-۱-۱- مواد

در این مطالعه برای تهیه کربن، از سنجید خریداری شده از بازار محلی تبریز، برای انجام عملیات فعال‌سازی از هیدروکسید پتاسیم (KOH) (Merck) و اسید سولفوریک (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) (Merck)، به منظور ایجاد خاصیت مغناطیسی در جاذب کربن فعال از کلرید فریک (FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O) و فرسول سولفات (FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O) (Merck)، برای تنظیم pH از هیدروکسید سدیم (NaOH) و اسید کلریدریک (HCl) (Merck)، همچنین به منظور بررسی رفتار واجد جاذب مغناطیسی سنتز شده از محلول اتانل (C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH) (Merck) استفاده گردید. جاذب‌های سنتز شده در حذف رنگ‌زای کریستال ویولت (C<sub>25</sub>H<sub>30</sub>N<sub>3</sub>Cl) (Merck) مورد استفاده قرار گرفت. لازم به ذکر است که در تمامی مراحل از آب مقطر استفاده شد.

### ۲-۲-۲- تجهیزات و دستگاه‌ها

تجهیزات مورد استفاده برای سنتز جاذب‌ها: کوره الکتريکی مدل

- 1- Scanning Electron Microscope
- 2- Energy Dispersive X-ray Spectroscopy
- 3- Brunauer Emmett Teller



شکل ۱: مراحل سنتز جاذب کربن فعال مغناطیسی (Fe-AC).

Figure 1: Synthesis steps of magnetic activated carbon (Fe-AC) adsorbent.

تهیه شده برای دستیابی به اندازه ذرات ۲۰۰ میکرونی الک شد. مراحل سنتز جاذب Fe-AC در شکل ۱ قابل مشاهده است.

### ۳-۳-۲-۲-۳-۳-۳-۲ آزمایش جذب رنگزای کریستال ویولت

آزمایش‌های جذب به صورت ناپیوسته در ظرف‌هایی با حجم ۱۰۰ ml حاوی ۵۰ ml محلول رنگزای کریستال ویولت انجام شد. بدین منظور، محلول اصلی رنگزای کریستال ویولت با غلظت ۱۰۰۰ mg/l تهیه شد که به عنوان محلول مادر جهت تهیه محلول‌هایی با غلظت‌های مد نظر مورد استفاده قرار گرفت. در این مطالعه، تأثیر متغیرهای مختلفی نظیر pH محلول (۱۲-۲)، دما (۲۵-۵۵ °C)، مقدار جاذب (۵-۲۵ g)، زمان تماس (۳۰-۱۸۰ min) و غلظت اولیه رنگزا (۵۰-۱۰ mg/l) بر

### ۳-۳-۲-۲-۳-۳-۳-۲ سنتز جاذب کربن فعال مغناطیسی (Fe-AC)

برای تهیه جاذب مغناطیسی Fe-AC از روش هم‌رسوبی استفاده شد. در ابتدا نانوذرات  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  و  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  با نسبت مولی ۲ به ۱ در ۲۵۰ ml آب مقطر حل شدند، ۵ g کربن فعال به محلول حاصل افزوده شده و به مدت یک ساعت هم‌زده شد. محلول ۳ M NaOH به صورت قطره قطره تا تشکیل رسوب سیاه رنگ به محلول اضافه شد. پس از تشکیل رسوب، عمل هم‌زدن به مدت ۳۰ دقیقه دیگر ادامه یافت. جاذب مغناطیسی حاصل بوسیله آهنربا از محلول جدا شده و بعد از چندین مرتبه شستشو با آب مقطر، pH خنثی حاصل گردید. جاذب سنتز شده در دمای ۹۰ °C درون آون به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شد تا آب آن کاملاً تبخیر شود و در نهایت جاذب

یک آهن‌ربا از محلول جدا گردید و غلظت رنگ‌زای باقی‌مانده در محلول با استفاده از دستگاه طیف‌سنج اندازه‌گیری و درصد بازیابی یا درصد واجدیی از رابطه ۳ ارائه شده در جدول ۲ به دست آمد. آزمایش‌های واجدیی در پنج مرحله مورد بررسی قرار گرفت تا کارایی و توانایی جاذب سنتز شده در بازیابی و استفاده مجدد مورد بررسی قرار گیرد.

#### ۴-۲- بررسی ایزوترم‌ها

مهم‌ترین عامل برای توصیف رابطه بین ظرفیت جاذب یک جاذب و غلظت ماده جاذب شونده، ایزوترم‌های جاذب هستند که می‌توانند به طور مستقیم ظرفیت جاذب تعادلی (مقدار ماده جاذب شده در لحظه تعادل روی سطح جاذب) را برای مقایسه عملکرد بین جاذب‌ها مشخص نمایند. ایزوترم‌ها، برای انتخاب جاذب و طراحی واحد جاذب بسیار مهم هستند. از متداول‌ترین مدل‌های ارائه شده برای ایزوترم‌های جاذب می‌توان به ایزوترم‌های لانگمویر، فروندلیچ، دوبینین-رادوشکویچ و تمکین اشاره کرد.

کارایی جاذب، بررسی شد. ابتدا، شرایط مورد نظر برای هر آزمایش تنظیم و سپس، مقدار مشخص از ماده جاذب در محلول رنگ‌زا قرار داده شد، بعد از رسیدن به تعادل، جاذب‌های مغناطیسی با استفاده از آهن‌ربا و جاذب‌های غیرمغناطیسی با استفاده از دستگاه سانتریفیوژ، از محلول نهایی جدا شدند و غلظت باقی‌مانده رنگ‌زای CV در محلول پس از فرایند جاذب، با استفاده از دستگاه طیف‌سنج در طول موج بیشینه جاذب ( $\lambda_{max} = 590 \text{ nm}$ ) اندازه‌گیری شد. تمام آزمایش‌ها سه بار تکرار شده و میانگین مقادیر حذف رنگ‌زای CV به عنوان نتایج جاذب گزارش شد. درصد حذف و مقدار CV حذف شده در لحظه تعادل به ترتیب با استفاده از روابط ۱ و ۲ در جدول ۲ برآورد شد.

#### ۴-۳-۲ مطالعه رفتار واجدیی جاذب

از نظر اقتصادی امکان بازیابی و استفاده مجدد از جاذب‌ها بسیار حائز اهمیت است. در همین راستا، در این مطالعه امکان واجدیی جاذب مغناطیسی سنتز شده با استفاده از محلول اتانل ۷۰ درصد بررسی شد. بعد از هر مرحله جاذب و واجدیی، جاذب مغناطیسی به وسیله

جدول ۲: روابط مورد استفاده برای محاسبات مربوطه.

Table 2: Relations used for the calculations.

NO.	Characteristic	Equations	Parameters
1	Dye removal	$R\% = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100$	$C_0$ : Initial dye concentration ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $C_e$ : equilibrium of dye concentration ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
2	Equilibrium adsorption capacity	$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{M} \times V$	$M$ : Adsorbent mass (g) $V$ : Volume of dye solution (L)
3	Dye desorption	$D\% = \left(\frac{C_m}{C_e}\right) \times 100$	$C_m$ : Concentration of released dye ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $C_e$ : Concentration of dye after adsorption ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
4	Langmuir isotherm	$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{max} K_L} + \frac{C_e}{q_{max}}$	$q_{max}$ : maximum adsorption capacity ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) $q_e$ : Equilibrium adsorption capacity ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) $K_L$ : Langmuir adsorption constant ( $\text{L.mg}^{-1}$ ) $R_L$ : Dissociation constant
5		$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0}$	
6	Freundlich isotherm	$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e$	$K_F$ : Freundlich isotherm constant ( $(\text{mg.g}^{-1}) (\text{L.g}^{-1/n})$ ) $n$ : Adsorption intensity
7	Dubinin-Radushkevich isotherm	$q_e = q_{max} \exp(-\beta \epsilon^2)$ $\epsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e}\right)$ $E = \frac{1}{\sqrt{2\beta}}$	$\beta$ : D-R constant ( $\text{mol}^2 \cdot \text{kJ}^{-2}$ ) $\epsilon$ : Polanyi's potential $R$ : Global constant of gases ( $\text{J.mol}^{-1} \text{K}^{-1}$ ) $T$ : Absolute temperature (K) $E$ : Average absorbed energy ( $\text{kJ.mol}^{-1}$ )
8	Temkin isotherm	$q_e = \frac{RT}{b_T} (K_T C_e)$	$K_T, b_T$ : Temkin constant ( $\text{L.g}^{-1}$ )
9	pseudo-first-order Kinetics	$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2.303}$	$t$ : Time (min) $q_t$ : Adsorption capacity at time t ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) $k_1$ : Adsorption rate constant of PFO ( $\text{min}^{-1}$ )
10	pseudo-second-order Kinetics	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$	$k_2$ : Adsorption rate constant of PSO ( $\text{min}^{-1}$ )
11	Thermodynamic	$k_d = \frac{(C_0 - C_e)}{C_e} \times \frac{V}{M}$	$K_d$ : Equilibrium constant $\Delta H^\circ$ : Enthalpy ( $\text{kJ.mol}^{-1}$ ) $\Delta S^\circ$ : Entropy ( $\text{mol.kJ.K}^{-1}$ ) $\Delta G^\circ$ : Gibbs free energy ( $\text{J.mol}^{-1}$ )
12		$\ln k_d = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT}$	
13		$\ln k_d = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT}$	

#### ۲-۴-۱- ایزوترم لانگمویر

برای به دست آوردن ایزوترم لانگمویر فرض می‌شود که مکان‌های خالی یا مکان‌های فعال روی سطح جاذب، تعداد مشخص و معینی دارند که همگی از انرژی یکسانی برخوردار بوده و مواد جذب شده روی سطح جاذب، هیچ برهم‌کنشی روی یکدیگر ندارند. فرایند جذب در این مدل به صورت همگن، یکنواخت، برگشت‌پذیر و تک لایه اتفاق می‌افتد، به طوری که وقتی ماده جذب شده روی سطح جاذب بصورت یک لایه قرار گرفت جذب متوقف می‌شود (۳۷). در واقع ضخامت لایه جذب شده تنها به اندازه یک مولکول خواهد بود، جاذب در این لحظه که لحظه تعادل ایزوترم لانگمویر است، بیشترین ظرفیت خود را خواهد داشت. معادله خطی لانگمویر به صورت رابطه ۴ بیان می‌شود که در جدول ۲ ارائه شده است. مشخصه  $R_L$  مطلوب بودن فرایند جذب را نشان می‌دهد که از رابطه ۵ به دست می‌آید به طوری که:

$$0 < R_L < 1 \leftarrow \text{جذب مطلوب}, R_L = 0 \leftarrow \text{جذب برگشت‌ناپذیر}, R_L = 1 \leftarrow \text{جذب خطی}, 1 < R_L \leftarrow \text{جذب نامطلوب}$$

#### ۲-۴-۲- ایزوترم فروندلیچ

ایزوترم فروندلیچ یک رابطه تجربی است با فرض اینکه جذب به صورت چند لایه، روی سطوح ناهمگن جاذب اتفاق می‌افتد. برخلاف ایزوترم لانگمویر، در این مدل فرض بر این است که سایت‌های فعال روی سطح جاذب از انرژی یکسانی برخوردار نیستند. همچنین وجود برهم‌کنش بین ذرات جذب شده روی سطوح فعال جاذب از دیگر فرضیات ایزوترم فروندلیچ است. این ایزوترم، ظرفیت جذب را به غلظت یون‌های جذب شده روی سطح جاذب، در لحظه تعادل مرتبط می‌سازد. رابطه خطی ایزوترم فروندلیچ به صورت رابطه ۶ در جدول ۲ بیان می‌شود. مشخصه  $K_F$  کم یا زیاد بودن ظرفیت جذب را به صورت عددی نشان می‌دهد، هر چقدر مقدار آن بیشتر باشد به همان اندازه ظرفیت جذب بیشتر خواهد بود. مقدار  $1/n$  نیز برای پیش بینی مطلوب بودن فرایند جذب مورد استفاده قرار می‌گیرد. به طوری که:

$$0 < 1/n < 1 \leftarrow \text{جذب مطلوب}, 1/n = 0 \leftarrow \text{جذب برگشت‌ناپذیر}, 1/n = 1 \leftarrow \text{جذب خطی}, 1 < 1/n \leftarrow \text{جذب نامطلوب}$$

در نامساوی اول، هر چقدر مقدار  $n$  به صفر نزدیک‌تر باشد، ناهمگنی سطح افزایش یافته و جذب مطلوب‌تر بوده و با بازدهی بیشتر همراه خواهد بود.

#### ۲-۴-۳- ایزوترم دوبینین - رادوشکویچ

این ایزوترم به خوبی با فرایندهای جذب در سطوح ناهمگن با توزیع انرژی گاوسی سازگار است (۳۸) و با استفاده از آن معمولاً فیزیکی یا شیمیایی بودن فرایند جذب را بررسی می‌کنند. این ایزوترم به صورت رابطه ۷ در جدول ۲ بیان می‌شود، به طوری که اگر  $E < 8$  جذب فیزیکی و اگر  $8 < E < 16$  جذب شیمیایی در نظر گرفته می‌شود.

#### ۲-۴-۴- ایزوترم تمکین

در ایزوترم تمکین، گرمای جذب به علت برهم‌کنش‌ها و اثرات متقابل بین مولکول‌های جاذب و جذب‌شونده، در لایه‌های مختلف سطح به صورت خطی کاهش می‌یابد. در این مدل، فرایند جذب با توزیع یکنواختی از انرژی پیوندی روی سطوح ناهمگن انجام می‌گیرد. رابطه خطی این ایزوترم به صورت رابطه ۸ در جدول ۲ بیان می‌شود.

#### ۲-۵-۲- بررسی سینتیک

مطالعه سینتیک جذب به دلیل ارائه اطلاعات مهم و کاربردی در رابطه با سازوکار جذب و مسیر واکنش، همچنین تعیین نرخ جذب که امکان استفاده عملی از جاذب را در حذف آلاینده‌ها از محیط‌های آبی فراهم می‌کند، بسیار حائز اهمیت است. متداول‌ترین و کاربردی‌ترین مدل‌های سینتیکی برای حذف آلاینده‌ها مدل شبه مرتبه اول و دوم می‌باشند که در این مطالعه نیز به بررسی آنها پرداخته شده است.

#### ۲-۵-۱- سینتیک شبه مرتبه اول

در سینتیک مرتبه اول، فرایند به صورت تعادلی برگشت‌پذیر دارای یک مرحله محدودکننده سرعت در نظر گرفته می‌شود، که با فرض جذب مولکول‌های آلی روی سطح جامد انجام می‌پذیرد. در این مدل، مقدار ماده جذب شده روی سطح جاذب (ظرفیت جذب) رابطه مستقیمی با اختلاف غلظت اشباع، تعداد مکان‌های فعال و مقدار جذب شونده دارد. نفوذ از یک لایه اتفاق می‌افتد و به ظرفیت جاذب بستگی دارد. شکل خطی مدل سینتیک شبه مرتبه اول به همراه مقادیر و متغیرهای محاسبه آن به صورت رابطه ۹ در جدول ۲ بیان می‌شود.

#### ۲-۵-۲- سینتیک شبه مرتبه دوم

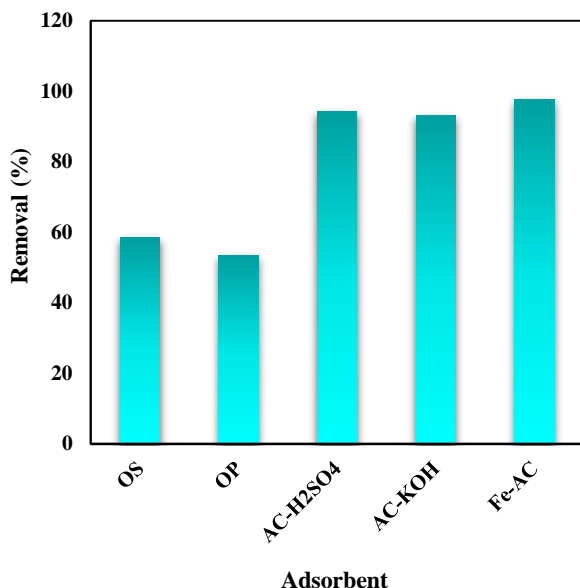
یکی از مدل‌های بسیار مهم و کاربردی در زمینه جذب سطحی، سینتیک مرتبه دوم می‌باشد که بسیاری از سازوکارهای جذب روی سطح جاذب‌های مختلف را توصیف می‌کند. یکی از مزیت‌های آن تعیین ظرفیت جذب و سرعت اولیه جذب، بدون دانستن هر متغیر دیگری است. شکل خطی مدل سینتیک شبه مرتبه دوم به همراه مقادیر و مشخصه‌های محاسبه آن، به صورت رابطه ۱۰ در جدول ۲ بیان می‌شود.

#### ۲-۶-۲- بررسی ترمودینامیک

با بررسی تغییرات میزان جذب بر حسب دما، می‌توان راجع به ماهیت واکنش (گرماگیر یا گرمازا بودن) اظهار نظر کرد. در مطالعه حاضر، به منظور توصیف رفتار ترمودینامیکی و طبیعت سیستم جذب، برای جذب CV بر روی جاذب Fe-AC در شرایط تعادل، تأثیر دما در



مغناطیسی، استفاده شده و نتایج مربوطه در شکل ۳ ارائه شده‌اند.



شکل ۲: عملکرد جاذب‌های Os, Op, AC-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, AC-KOH و Fe-AC در حذف CV.

Figure 2: Performance of Os, Op, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-AC, AC-KOH, and Fe-AC adsorbents in CV removal.

همان‌طور که مشاهده می‌شود هر دو نمونه پیرولیز شده از هسته OS a و پوسته OP b از تخلخل کمی برخوردار بوده و به نظر می‌رسد که سطح قابل توجهی برای جذب ماده رنگ‌زا توسط این دو نمونه وجود ندارد. با این حال هسته سنجد پیرولیز شده OS a از تخلخل و خلل و فرج نسبتاً بیشتری نسبت به پوسته سنجد پیرولیز شده OP b برخوردار است که می‌تواند عملکرد نسبتاً بهتر هسته پیرولیز شده نسبت به پوسته پیرولیز شده را در جذب رنگ‌زا توجیه نماید. با مشاهده تصاویر SEM c و d که به ترتیب مربوط به جاذب‌های AC-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> و AC-KOH می‌باشند، مشخص می‌گردد هر دو فعال-ساز، میزان تخلخل نمونه‌ها را افزایش داده و ساختار منظم‌تری ایجاد کرده‌اند. همچنین، جاذب AC-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> در مقایسه با جاذب AC-KOH ساختار منظم‌تر و متخلخل‌تری را ایجاد کرده، که همین امر نتایج حاصل از جذب را تأیید می‌نماید. با مشاهده تصویر e که مربوط به جاذب Fe-AC قبل از فرایند جذب می‌باشد، ملاحظه می‌شود که پس از اصلاح با نانوذرات مغناطیسی Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>، این ذرات در منافذ و لایه‌های AC قرار گرفته‌اند. وجود و نحوه پخش عناصر در ساختار جاذب مغناطیسی Fe-AC نیز توسط EDX-map بررسی شده و نتایج حاصل در شکل ۴ ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود بعد از کربن و اکسیژن بیشترین ماده به عنصر Fe اختصاص داده می‌شود که نشان می‌دهد نانوذرات Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> با موفقیت در ساختار

محدوده ۲۵-۵۵ °C بر ظرفیت جذب رنگ‌زای CV بررسی شد. برای توضیح بیشتر نتایج، سه پارامتر ترمودینامیکی انرژی آزاد گیبس ( $\Delta G$ )، آنتالپی استاندارد ( $\Delta H$ ) و آنتروپی استاندارد ( $\Delta S$ ) از روابط ۱۱-۱۳ جدول ۲ محاسبه شدند.

### ۳- نتایج و بحث

#### ۳-۱- عملکرد جاذب‌های تهیه شده در جذب رنگ‌زای CV

نتایج حاصل از انجام آزمایش‌های جذب رنگ‌زای کریستال ویولت توسط نمونه‌های کربن پیرولیز شده حاصل از هسته، کربن پیرولیز شده حاصل از پوسته، کربن فعال شده با H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>، کربن فعال شده با KOH و کربن فعال مغناطیسی، تحت شرایط pH خنثی، مدت زمان ۶۰ min، مقدار جاذب ۱ g/l، غلظت ماده رنگ‌زا ۱۰ mg/l و دمای ۲۵ °C در شکل ۲ ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود Os نسبت به Op درصد حذف بالاتری داشته، به طوری که درصد حذف کریستال ویولت توسط جاذب‌های Os و Op به ترتیب ۵۸٫۴۶ و ۵۳٫۴۶ درصد می‌باشد. این نتیجه می‌تواند به دلیل تخلخل بیشتر ساختار کربن حاصل از پیرولیز هسته سنجد نسبت به پوسته سنجد باشد که با تصاویر SEM قابل بررسی است. نظر به عملکرد بهتر، در ادامه از هسته پیرولیز شده برای فعال‌سازی کربن با دو عامل فعال‌ساز اسید سولفوریک و هیدروکسید پتاسیم استفاده گردید. درصد حذف رنگ‌زای کریستال ویولت توسط جاذب‌های AC-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> و AC-KOH به ترتیب ۹۴٫۳۴ و ۹۳٫۱۱ درصد به دست آمد که نشان می‌دهد فعال‌سازی با اسید سولفوریک نسبت به هیدروکسید پتاسیم با اختلاف اندکی در جذب رنگ‌زا موفق‌تر عمل کرده است. به همین دلیل در ادامه تحقیق نمونه AC-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>، برای افزودن خاصیت مغناطیسی به جاذب مورد استفاده قرار گرفت. لازم به ذکر است جاذب مغناطیسی شده نهایی با نام اختصاری Fe-AC معرفی می‌شود که در واقع جاذب تهیه شده از هسته سنجد و فعال شده با اسید سولفوریک است. عملکرد این جاذب نیز در شکل ۲ قابل مشاهده است. همان‌طور که مشخص است اصلاح AC با نانوذرات اکسید آهن، علاوه بر ایجاد خاصیت مغناطیسی در جاذب نهایی، میزان جذب آن را نیز بهبود بخشیده و بازده جذب کریستال ویولت را تا میزان ۹۹٫۷۰ درصد افزایش داده است که این امر به افزایش سطح فعال جاذب در حضور نانوذرات نسبت داده می‌شود (۳۹).

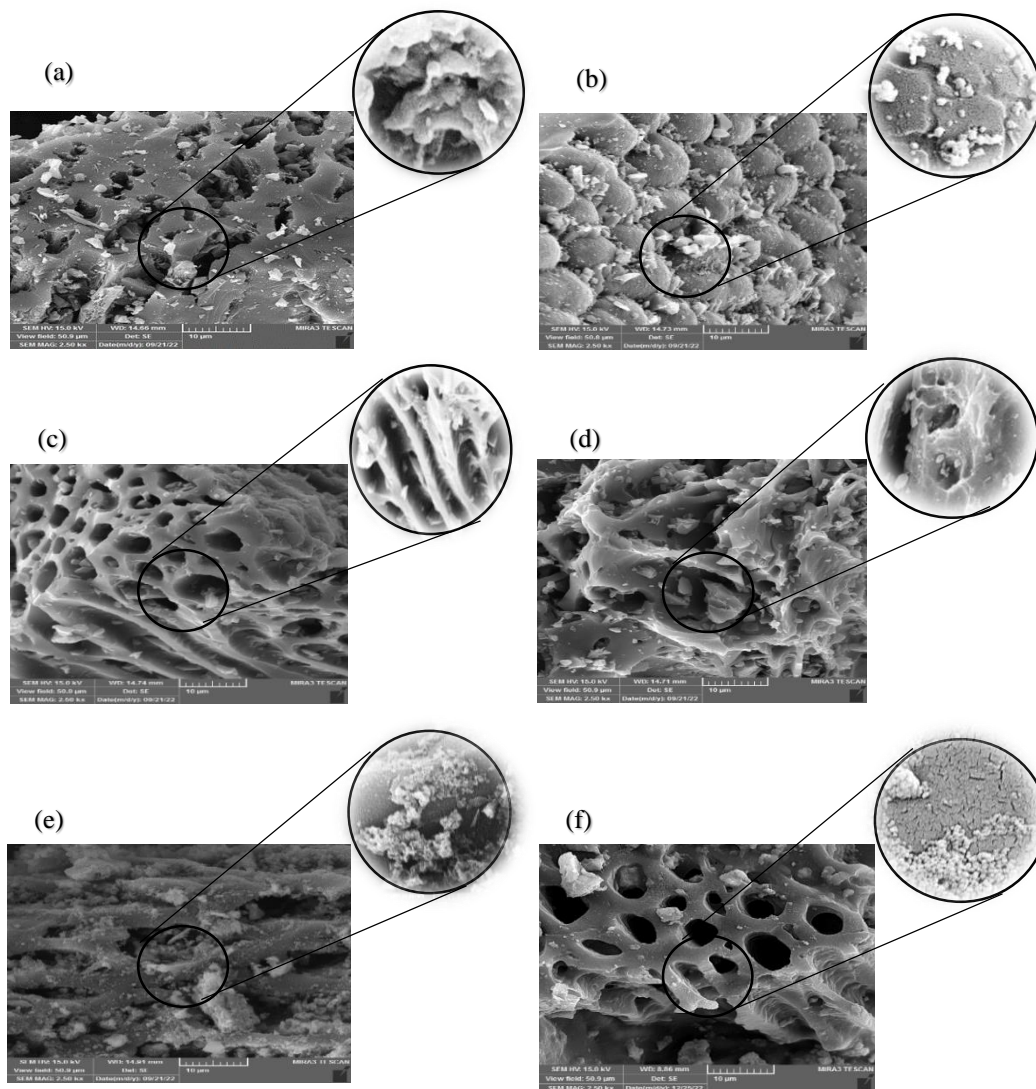
#### ۳-۲- بررسی مشخصات جاذب‌ها

##### ۳-۲-۱- آنالیزهای SEM و EDX-Map

آنالیزهای SEM و EDX-Map برای بررسی ساختار سطح، تعیین عناصر موجود در سطح جاذب‌های کربنی و همچنین بررسی تغییرات ایجاد شده قبل و بعد از جذب رنگ‌زای CV توسط جاذب

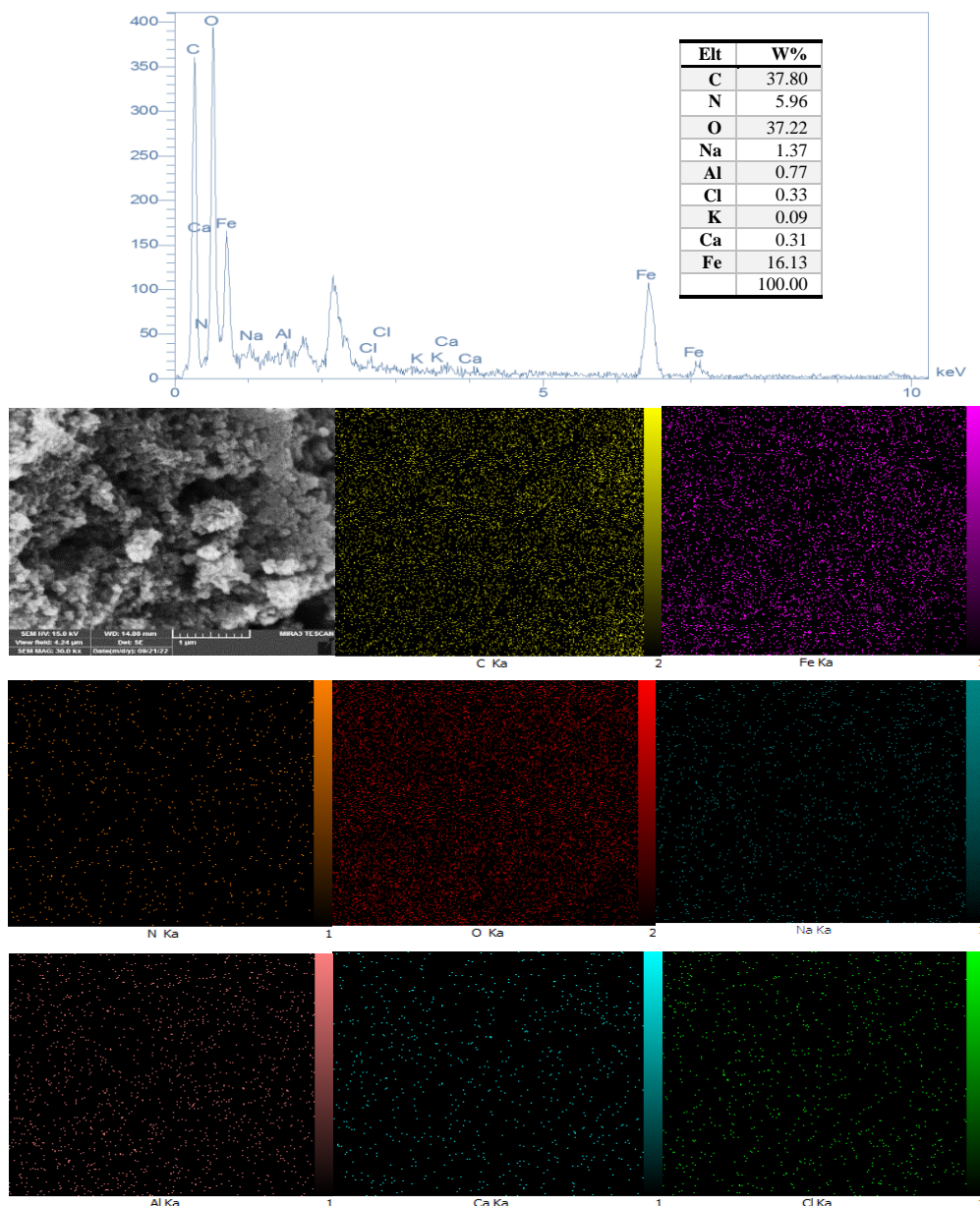
ایجاد شده است. این تغییرات ایجاد شده حاکی از تجمع و فرارگیری مولکول‌های رنگ‌زای CV در منافذ و حفره‌های روی سطح جاذب می‌باشد، که تأیید می‌کند جاذب Fe-AC توانایی حذف این رنگ‌زا از محلول آبی را دارد.

AC قرار گرفته‌اند. همچنین، آنالیز نقشه‌برداری توزیع مناسب این ذرات در ساختار جاذب را به خوبی نشان می‌دهد. با توجه به تصویر ۳f، مشاهده می‌شود که پس از جذب رنگ‌زای CV توسط جاذب مغناطیسی Fe-AC، تغییرات قابل توجهی در ساختار و منافذ جاذب



شکل ۳: تصاویر آنالیز SEM مربوط به: (a) OS, (b) OP, (c) H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-AC, (d) AC-KOH, (e) Fe-AC قبل از جذب CV و (f) Fe-AC بعد از جذب CV.

**Figure 3:** SEM analysis images of: (a) OS, (b) OP, (c) H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-AC, (d) AC-KOH, (e) Fe-AC before CV adsorption and, (f) Fe-AC after CV adsorption.



شکل ۴: آنالیز EDX-map تهیه شده از جاذب Fe-AC.

Figure 4: EDX-map analysis of Fe-AC adsorbent.

مواد رنگی آلی از آب فراهم می‌کند (۴۰). براساس تقسیم‌بندی آیوپاک (IUPAC)، ساختار محیط متخلخل با توجه به میانگین ابعاد حفره‌ها، می‌تواند حاوی حفره‌هایی کوچک‌تر از ۲ نانومتر با نام میکروحفره<sup>۱</sup>، حفره‌هایی بین ۲ تا ۵۰ نانومتر با نام مزوحفره<sup>۲</sup> و حفره‌هایی بزرگ‌تر از ۵۰ نانومتر با نام ماکروحفره<sup>۳</sup> باشد (۲۰).

- 1- Micropore
- 2- Mesopore
- 3- Macropore

### ۳-۲-۲- آنالیز BET

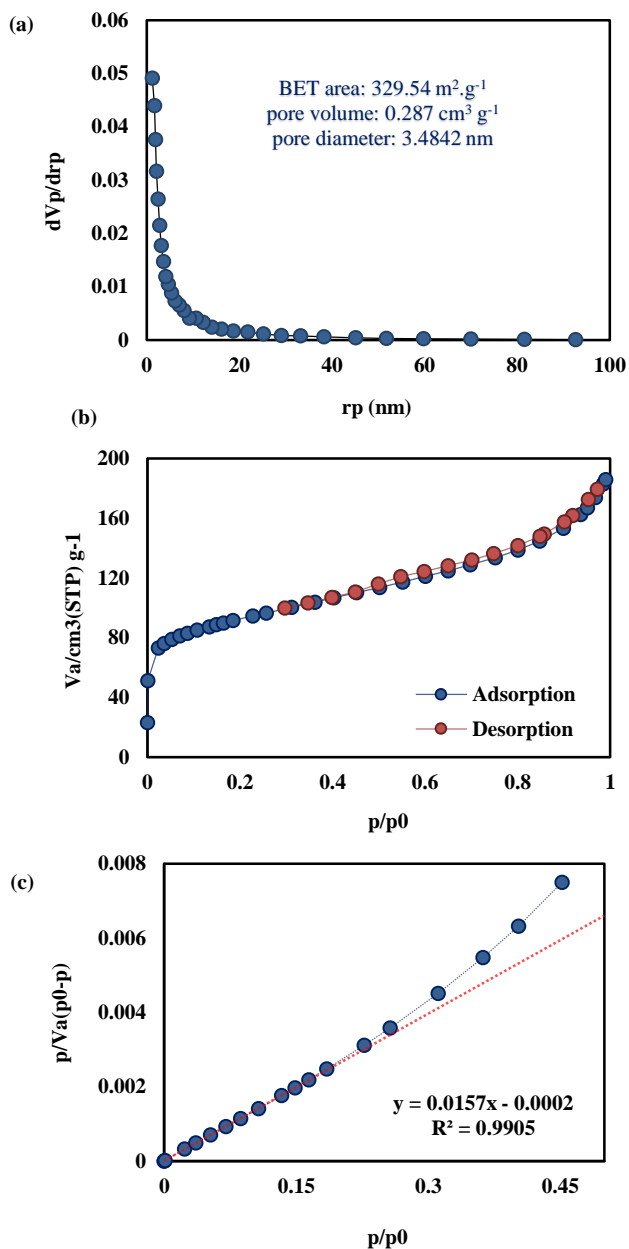
به منظور تعیین مساحت سطح ویژه، اندازه و حجم منافذ جاذب نهایی Fe-AC، از آنالیز BET استفاده شده و نتایج حاصل از آن در شکل ۵ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که جاذب Fe-AC دارای سطح  $329,54 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$  و اندازه میانگین منافذ و حجم کل منافذ به ترتیب برابر با  $3,48 \text{ nm}$  و  $0,287 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$  می‌باشد. این اعداد نشان می‌دهند که جاذب سنتز شده دارای ساختاری متخلخل و پرمنفذ می‌باشد، که این امر انتشار مولکولی را تسهیل کرده و فضای کافی را برای جذب

که نمودار ۵ c تطابق خطی بسیار خوبی با ضریب همبستگی ۰,۹۹۰۵ نشان می‌دهد. بنابراین، با توجه به سطح قابل توجه روی جاذب که سطح تماس بین مولکول‌های رنگ‌زا و جاذب می‌باشد، پیش‌بینی می‌شود که جاذب Fe-AC بتواند میزان رنگ‌زای قابل توجهی را روی سطح خود جذب کند.

### ۳-۳- بررسی مشخصه‌های مؤثر در فرایند جذب CV

عوامل متعددی از جمله ماهیت جاذب (گروه‌های عاملی، وزن مولکولی و اندازه)، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی جاذب (ساختار منافذ، مساحت سطح و شیمی سطح) و همچنین شرایطی که در آن جذب صورت می‌گیرد، بر بازده فرایند جذب تأثیر گذارند (۴۴). بنابراین بررسی تأثیر این عوامل در فرایند جذب بسیار مهم است. در مطالعه حاضر به منظور کنترل فرایند جذب اثر متغیرهای مختلفی از قبیل pH، مقدار جاذب، زمان تماس، دما و غلظت اولیه رنگ‌زا بر بازدهی جذب مورد بررسی قرار گرفته است.

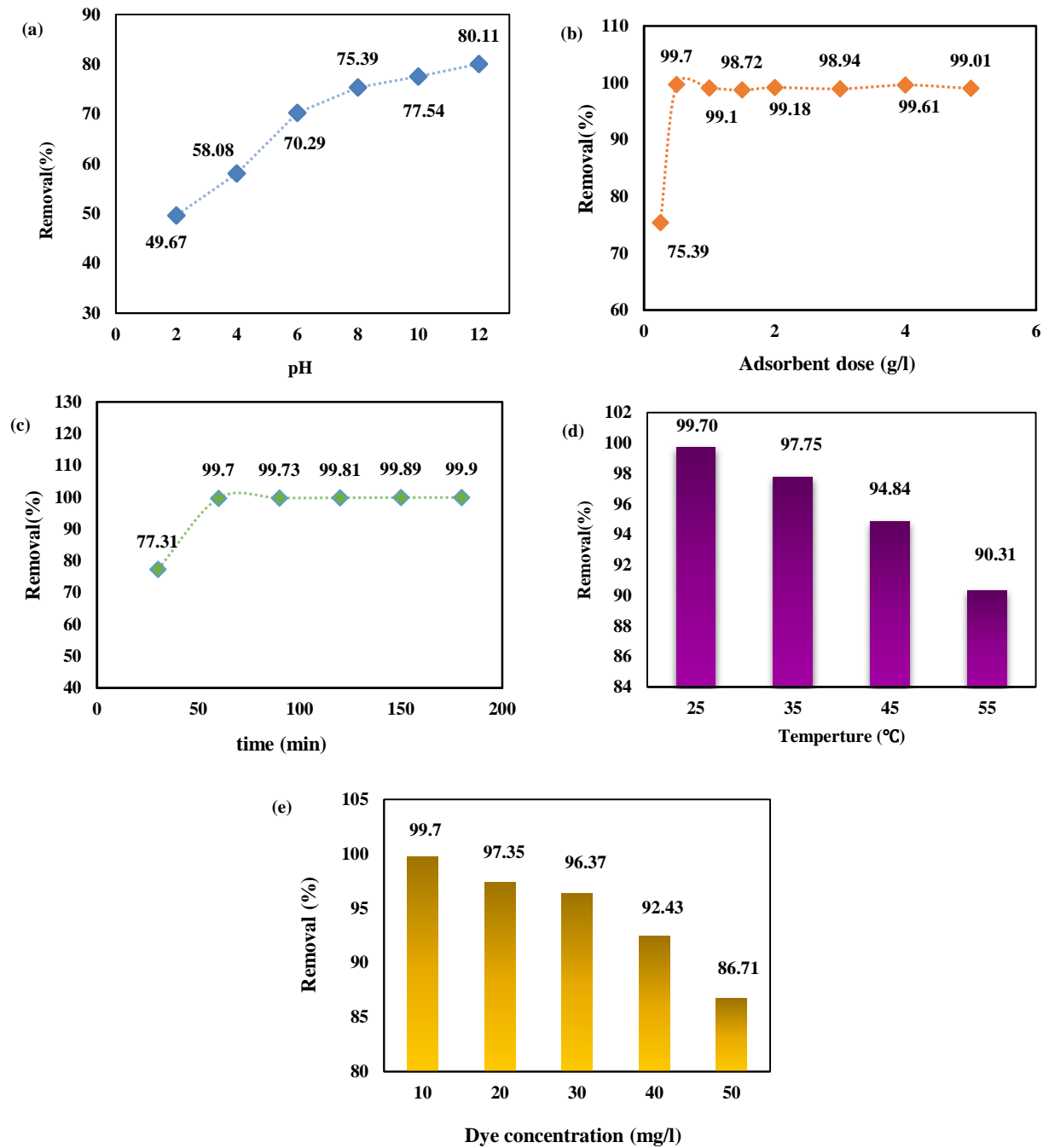
**تأثیر pH: pH**، تأثیر گذارترین عامل در فرایند جذب محسوب می‌شود. بار سطحی جاذب که با pH محلول تغییر می‌کند، به طور قابل توجهی بر تعامل آن با ماده رنگ‌زا تأثیر می‌گذارد. از طرفی چون مکان‌های فعال جاذب تا حد زیادی تحت تأثیر pH هستند، بازدهی جذب به شدت به این عامل وابسته است. اثر pH در محدوده ۲-۱۲، و دیگر شرایط شامل غلظت اولیه ماده رنگ‌زا ۱۰ mg/l، زمان تماس ۶۰ min، مقدار جاذب ۰,۲۵ g/l و دمای ۲۵ °C بررسی و نمودار مربوطه در شکل ۶ a ارائه شده است. مشاهده می‌شود که میزان جذب رنگ با افزایش pH، افزایش یافته و بعد از رسیدن pH به مقدار بهینه ۸ به مقدار تقریباً ثابتی رسیده است. بازدهی حذف کریستال ویولت در محدوده ۲-۸ از ۴۹,۶۷ به ۸۰,۱۱ درصد رسید. در حالت کلی تمایل به جذب رنگ در pHهای مختلف را می‌توان با کمک نیروهای الکترواستاتیک توجیه نمود. در مقادیر کمتر pH جذب رنگ‌زا کمتر اتفاق می‌افتد، دلیل این امر وجود دافعه الکترواستاتیکی بین یون‌های H<sup>+</sup> که در محیط اسیدی به وفور یافت می‌شوند و پروتون‌های موجود در رنگ‌زای کاتیونی کریستال ویولت است. این پروتون‌های آزاد سطح جاذب را پوشانده و تمایل دارند که مانع از جذب شوند. تعامل و برهم‌کنش بین سطح جاذب و مولکول‌های رنگ‌زا به کاهش مکان‌های فعال جاذب و در نهایت کاهش ظرفیت جذب در محیط اسیدی کمک می‌کند (۴۵). با افزایش pH و افزایش یون OH<sup>-</sup> در محلول، بین بار منفی یون هیدروکسید موجود در محیط قلیایی و بار مثبت رنگ‌زای کریستال ویولت یک جاذبه الکترواستاتیکی ایجاد شده که منجر به جذب مطلوب‌تر CV می‌شود. زیرا در این حالت جاذب سطوح فعال کافی جهت حذف رنگ‌زا را دارد (۴۶، ۴۷). در این تحقیق، pH = ۸ به عنوان مقدار بهینه انتخاب گردید.



شکل ۵: نتایج آنالیز BET: (a) نمودار جذب BJH، (b) نمودار جذب-بازدهی، (c) نمودار BET مربوط به جاذب Fe-AC

Figure 5: BET analysis results: (a) BJH adsorption plot, (b) adsorption-desorption plot and, (c) BET plot of Fe-AC adsorbent.

بر این اساس، اندازه منافذ در جاذب مغناطیسی سنتز شده در این تحقیق به صورت مزوحفره است (۴۱، ۶). به علاوه نمودار ۵ a در محدوده ۰,۷۰-۰,۹۵ (p/p<sub>0</sub>) یک شیب تند، همراه با یک تراکم مویرگی را نشان می‌دهد، که در مزوحفره‌ها رخ می‌دهد (۴۲). نمودار جذب و واجذب رسم شده در شکل ۵ b نیز حاکی از ایزوترم نوع IV می‌باشد که برای مواد مزوحفره به کار می‌رود (۴۳). لازم به ذکر است



شکل ۶: بررسی تأثیر مشخصه‌های (a) pH، (b) دوز جاذب، (c) زمان تماس، (d) دما، (e) غلظت اولیه رنگزا، در جذب CV توسط جاذب Fe-AC.  
**Figure 6:** Investigating the effect of parameters (a) pH, (b) adsorbent dose, (c) contact time, (d) temperature, and (e) initial dye concentration in CV adsorption Fe-AC.

رسیدن به تعادل نسبت داد. تمایل شدید ذرات رنگزا برای جای‌گیری روی سطح جاذب نشان‌دهنده این واقعیت است که به زودی مکان‌های فعال جاذب توسط مولکول‌های رنگزا اشغال شده و جاذب به سطح اشباع خود می‌رسد، علت کاهش یا ثابت ماندن بازدهی جذب بعد از تعادل نیز گویای همین مطلب است (۴۸، ۵۲). در این تحقیق، زمان ۶۰ min که در آن جاذب بیشترین کارایی و بازدهی را در جذب CV

تأثیر زمان: میزان بازده جذب در محدوده زمانی ۱۸۰-۳۰ min بررسی شده و نتایج مربوطه در شکل ۶ ارائه شده است. مشاهده می‌شود که جذب در مراحل اولیه سریع بوده و مقدار عمده جذب نیز در لحظات اولیه اتفاق افتاده و فرایند به سرعت در حال نزدیک شدن به تعادل است. این رفتار را می‌توان به وجود تعداد زیادی از مکان‌های فعال روی سطح جاذب و همچنین سرعت بالا در

دارد به عنوان مقدار بهینه انتخاب شد.

برابر جذب شدن به سطح جاذب مقاومت بیشتری از خود نشان می‌دهند. همچنین این امر با افزایش نیروی دافعه الکترواستاتیک بین سطح جاذب و مولکول‌های رنگ نیز مرتبط است (۴۶، ۵۴). در این تحقیق، حداکثر بازدهی جذب در غلظت ۱۰ mg/l به دست آمد.

**تأثیر دما:** تأثیر دما در میزان جذب CV در محدوده دمایی ۲۵-۵۵ °C بررسی شده و نتایج در شکل ۶d ارائه شده است. با افزایش دما بازدهی جذب از ۹۹٫۷ تا ۹۰٫۳۱ درصد کاهش یافته که نشان‌دهنده گرمازا بودن فرایند جذب توسط جاذب مورد نظر است. افزایش دما تحرک مولکول‌ها را افزایش داده، اما برخلاف اینکه افزایش جنبش مولکول‌ها افزایش برخورد مناسب را در پی داشته و میزان جذب را افزایش دهد، این برخوردها سبب شده که مولکول‌های جذب نشده با یکدیگر و همچنین با مولکول‌های جذب شده روی سطح جاذب برخورد کرده و با ایجاد ممانعت از جذب جلوگیری کنند و همچنین منجر به جدا شدن این مولکول‌ها از سطح جاذب شوند (۵۳، ۱۰). در این تحقیق، مقدار بهینه دما ۲۵ °C انتخاب گردید.

**۴-۳- بررسی ایزوترم‌های جذب**  
نتایج حاصل از ایزوترم‌های جذب در شکل ۷ ارائه شده است. با توجه به مقادیر محاسبه شده برای این ایزوترم‌ها که در جدول ۳ گزارش شده است، مشاهده می‌شود که ضریب همبستگی بالاتر ایزوترم لانگمویر ( $R^2 = 0.9903$ ) نسبت به بقیه ایزوترم‌های مورد بررسی، بیانگر تطابق و برازش بهتر این ایزوترم با داده‌های آزمایشگاهی جذب است. بدین معنی که سطوح همگن نقش مؤثرتری را در فرایند جذب کریستال ویولت ایفا می‌کنند (۵۵). همچنین پارامتر  $R_L$  برای ایزوترم لانگمویر در محدوده غلظت ۱۰-۵۰ mg/l دارای مقادیر ۰٫۰۴۸۸-۰٫۱۰۱ می‌باشد که این مقادیر بین ۰ و ۱ نشان‌دهنده مطلوب بودن فرایند جذب است. در ایزوترم فروندلیچ، مقدار ثابت  $K_F$  که بیانگر انرژی جذب می‌باشد، ۵۱٫۹۳۵۳ l/min به دست آمد که مقدار بالای این مشخصه، انرژی جذب بالا و همچنین ظرفیت جذب بالای جاذب سنتز شده در حذف CV را نشان می‌دهد. از طرفی مقدار  $n$  در ایزوترم فروندلیچ ۳٫۵۶۳۷ محاسبه شد، با توجه به اینکه مقدار  $n < 1$  و  $0 < 1/n < 1$  می‌باشد، فرایند جذب توسط جاذب Fe-AC مطلوب و به صورت فیزیکی می‌باشد. در مدل دوپینین-رادوشکویچ مقدار مشخصه  $E$ ، ۲٫۵۸۵۴ به دست آمد که این مقدار کمتر از ۸ kJ/mol گویای فیزیکی بودن فرایند جذب است. همچنین متغیرهای تعیین شده ( $K_T$  و  $\beta$ ) با استفاده از مدل تمکین نشان داد که اندرکنش بین سطح جاذب و رنگ‌زای CV ضعیف بوده و فرایند جذب به صورت فیزیکی انجام شده است.

**تأثیر غلظت اولیه رنگ‌زا:** مقدار رنگ جذب شده روی سطح جاذب، به شدت به غلظت اولیه آن در محلول بستگی دارد. در تحقیق حاضر، برای مطالعه تأثیر این پارامتر، غلظت رنگ‌زا در محدوده ۱۰-۵۰ mg/l، مورد بررسی قرار گرفت و نتایج در شکل ۶e ارائه شده است. مشاهده می‌شود که با افزایش غلظت رنگ‌زا، میزان بازدهی جذب کاهش یافته و از مقدار ۹۹٫۷۰ به ۸۶٫۷۱ درصد رسیده است. دلیل این امر را می‌توان اینگونه عنوان کرد که مکان‌های فعال روی سطح جاذب توسط مولکول‌های رنگ اشباع شده که نشان‌دهنده تشکیل پوشش تک‌لایه مولکول‌های رنگ در سطح مشترک جاذب است. به عبارت بهتر سایت‌های فعال روی سطح جاذب محدود هستند و تعداد یون‌های رنگ‌زا در حال افزایش است، زمانی که مکان‌های جذب روی سطح جاذب توسط مولکول‌های رنگ پر می‌شود، تعداد مکان‌های فعال مورد نیاز برای جذب رنگ‌زا کاهش می‌یابد و مولکول‌های رنگ تمایل بیشتری به محلول داشته و در

**جدول ۳:** ثابت‌ها و مشخصه‌های تعیین شده از مدل‌های ایزوترمی مختلف برای حذف CV توسط جاذب Fe-AC.

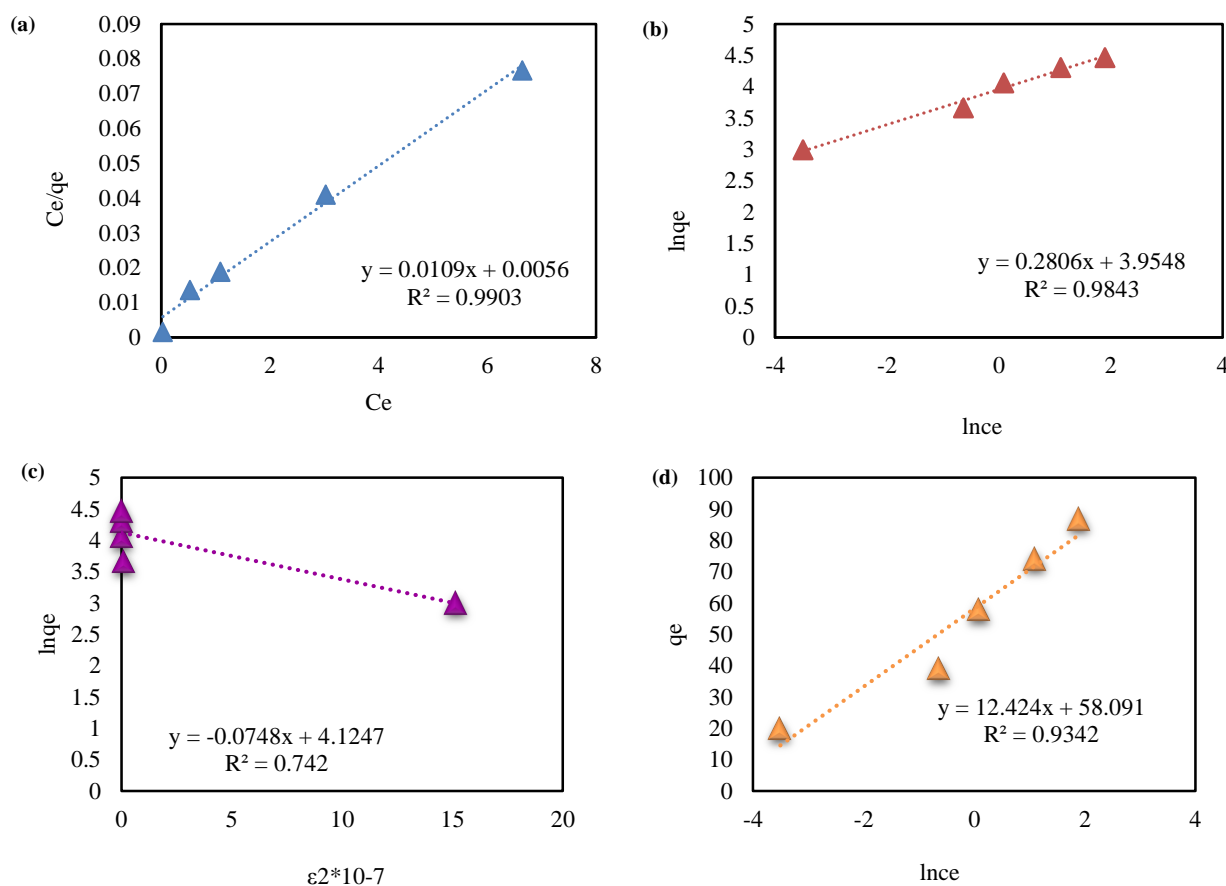
**Table 3:** Constants and parameters determined using different isotherm models for the removal of CV dye by Fe-AC adsorbent.

Parameter	Fe-AC
<b>Langmuir</b>	
$q_m$ (mg/g)	91.7431
$K_L$ (L/min)	1.9464
$R_L$	0.0101-0.0488
$R^2$	0.9903
<b>Freundlich</b>	
$n$	3.5637
$K_F$ (L/min)	51.9353
$R^2$	0.9843

جدول ۳: ادامه.

Table 3: Continue.

Parameter	Fe-AC
<b>D-R</b>	
$q_m(\text{mg/g})$	61.5592
$\beta \times 10^{-7} (\text{mol}^2 / \text{kJ}^2)$	0.0748
$E(\text{kJ/mol})$	2.5854
$R^2$	0.7420
<b>Temkin</b>	
$\beta(\text{KJ/mol})$	12.4240
$K_T(\text{L/g})$	107.3085
$R^2$	0.9342



شکل ۷: رابطه خطی ایزوترم‌های جذب بر روی داده‌های جذب CV (a) لانگمویر، (b) فروندلیچ، (c) دوبینین-رادوشکویچ و (d) تمکین.  
**Figure 7:** Linear relationship of adsorption isotherms on CV adsorption data (a) Langmuir (b) Freundlich (C) Dubinin-Radshkevich, and (d) Temkin.

است که نشان می‌دهد ظرفیت جذب محاسبه شده با استفاده از مدل سینتیکی شبه درجه اول (۶,۰۴۹۶) در مقایسه با ظرفیت جذب حاصل از داده‌های آزمایشگاهی (۱۹,۹۸۰۰) مقدار بسیار کمتری

### ۵-۳- بررسی سینتیک جذب

نمودارهای مربوط به سینتیک جذب شبه درجه اول و دوم در شکل ۸ ارائه شده‌است. نتایج حاصل از آن‌ها نیز در جدول ۴ ارائه شده

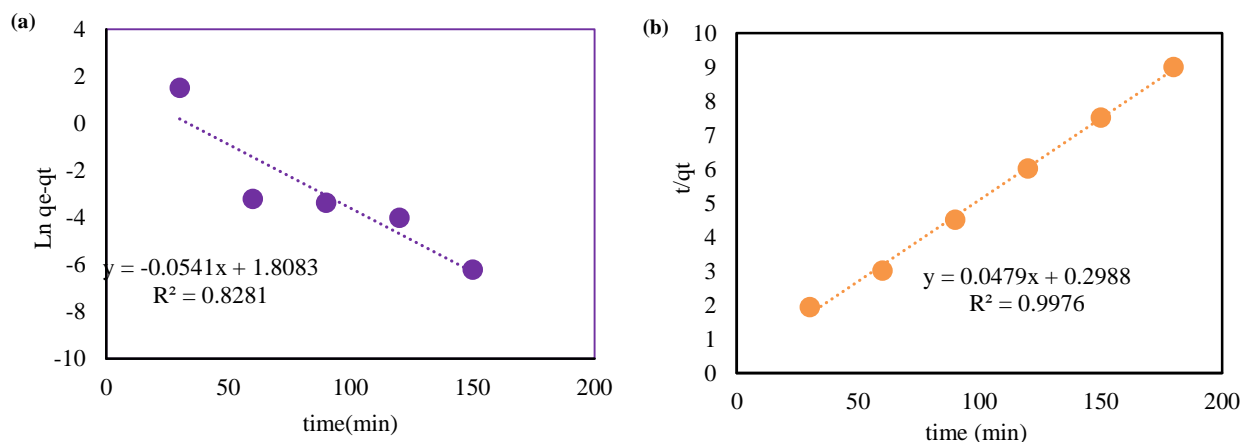
### ۳-۶- بررسی ترمودینامیک

نتایج حاصل از بررسی ترمودینامیک جذب در شکل ۹ ارائه شده است. مقادیر و مشخصه‌های محاسبه شده نیز در جدول ۵ گزارش شده است. مقدار منفی انرژی آزاد گیبس محاسبه شده، خودبه خودی بودن فرایند جذب سطحی را نشان می‌دهد. مشاهده می‌شود که با افزایش دما درجه خود به خودی بودن فرایند، کاهش یافته است که همین امر سبب کاهش میزان جذب در دماهای بالاتر می‌شود. مقدار آنتالپی محاسبه شده نیز دارای مقدار منفی است که به گرمازا بودن جذب اشاره دارد. بطوریکه افزایش دما نه تنها تأثیر مثبتی در بازدهی جذب نداشته، بلکه حتی به ضرر فرایند است.

داشته و هم‌خوانی ندارد. اما با مقایسه این مقادیر در سینتیک شبه مرتبه دوم مشاهده می‌شود که ظرفیت جذب حاصل از سینتیک  $(20,8768 \text{ mg/g})$  با ظرفیت جذب حاصل از داده‌های آزمایشگاهی  $(19,9800 \text{ mg/g})$  مطابقت و هم‌خوانی دارند. از طرفی ضریب همبستگی سینتیک مرتبه دوم  $0,9976$  به دست آمد که این مقدار بالا و نزدیک به ۱ نشان می‌دهد که فرایند جذب سطحی رنگ‌زای کریستال ویولت با استفاده از جاذب مورد نظر، از مدل سینتیک شبه مرتبه دوم پیروی می‌کند. علیرغم اینکه مولکول‌های CV تمایل بیشتری به برهم‌کنش فیزیکی با سطح جاذب دارند، اما به نظر می‌رسد که واکنش‌های شیمیایی نیز، در جذب تأثیرگذارند. به عبارت دیگر، علاوه بر پیوندهای فیزیکی، برهم‌کنش‌های شیمیایی نیز در فرایند جذب دخیل هستند.

جدول ۴: مشخصه‌های سینتیکی تعیین شده توسط مدل‌های سینتیکی مختلف در جذب CV.  
Table 4: Kinetic characteristics determined using different kinetic models in the adsorption of CV.

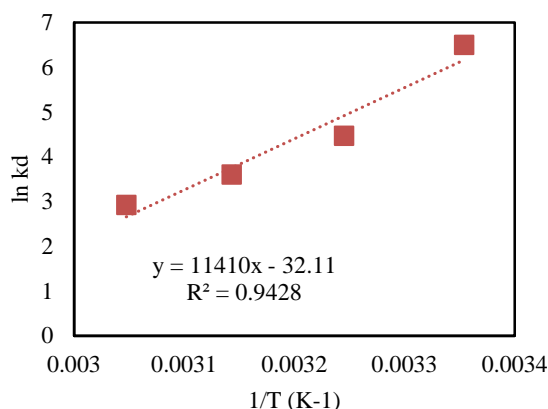
Parameter	Fe-AC
<b>Pseudo-first-order</b>	
$q_{e,cal}(\text{mg/g})$	6.0496
$q_{e,exp}(\text{mg/g})$	19.9800
$K_1(\text{L/min})$	0.1245
$R^2$	0.8281
<b>Pseudo-second-order</b>	
$q_{e,cal}(\text{mg/g})$	20.8768
$q_{e,exp}(\text{mg/g})$	19.9800
$K_2(\text{L/min})$	0.0076
$R^2$	0.9976



شکل ۸: بررسی مدل‌های سینتیکی بر روی داده‌های جذب CV (a) شبه مرتبه اول، (b) شبه مرتبه دوم.  
Figure 8: Kinetic models on CV adsorption data (a) pseudo-first-order, (b) pseudo-second-order.

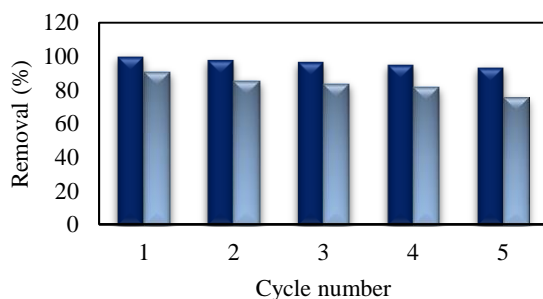


رنگزای CV، نشان می‌دهد که جاذب Fe-AC می‌تواند برای کاربردهای عملیاتی در حذف رنگزای CV از پساب به عنوان یک جاذب قابل اعتماد پیشنهاد گردد. لازم به ذکر است که جاذب کربن فعال مغناطیسی تهیه شده از هسته سنج، در هیچ یک از مطالعات قبلی مورد بررسی قرار نگرفته است.



شکل ۹: رسم رابطه خطی در مقابل  $1/T$  به منظور تعیین مشخصه‌های ترمودینامیکی جاذب CV.

Figure 9: Linear relationship between  $\ln k_d$  and  $1/T$  in order to determine the thermodynamic parameters of CV adsorption.



شکل ۱۰: بررسی رفتار واجذبی جاذب Fe-AC.

Figure 10: Desorption behavior of Fe-AC adsorbent.

فرایند جذب غالباً از نوع فیزیکی می‌باشد، به همین دلیل با افزایش دما نیروهای بین مولکول‌های رنگزا و سطح جاذب تضعیف شده و منجر به کاهش بازدهی جذب می‌شود (۵۶، ۵۷). مقدار آنتروپی نیز منفی به دست آمد، بدین معنی که با افزایش دما برخوردهای تصادفی بین مولکول‌های CV در فاز مایع و سطوح فعال جاذب در فاز جامد کاهش می‌یابد. لازم به ذکر است که نتایج حاصل از ترمودینامیک با نتایج حاصل از محاسبات تجربی نیز مطابقت دارد.

### ۷-۳- مطالعه واجذبی

به منظور بررسی توانایی جاذب مغناطیسی در بازیابی و استفاده مجدد، طی پنج چرخه متوالی عمل جذب - واجذب تکرار شده و نتایج حاصل در شکل ۱۰ ارائه شده است. مشاهده می‌شود که طی پنج چرخه واجذبی، بازدهی جذب حدود ۶ درصد کاهش یافته است. در اثر استفاده مجدد از جاذب این امکان وجود دارد که در ساختار جاذب تغییراتی ایجاد شود که موجب انسداد و گرفتگی سایت‌های فعال جاذب شده و میزان جذب را کاهش دهد. از طرفی امکان احیا و بازیابی جاذب به ماهیت فیزیکی جذب که ناشی از برهم‌کنش‌ها و پیوندهای ضعیف بین جاذب و جذب شونده می‌باشد، نسبت داده می‌شود. نتایج نشان می‌دهد که جاذب سنتز شده بعد از چندین مرحله احیا و استفاده مجدد، همچنان از میزان جذب بالایی برخوردار بوده و از نظر اقتصادی نیز قابلیت استفاده در سیستم‌های تصفیه آب را بعد از چندین چرخه واجذبی دارد.

### ۸-۳- مقایسه نتایج مطالعه حاضر با مطالعات دیگر

بیشینه ظرفیت جذب جاذب سنتز شده در این تحقیق با جاذب‌های دیگر مورد استفاده در سایر مطالعات در حذف کریستال ویولت مورد ارزیابی و مقایسه قرار گرفته و نتایج در جدول ۶ ارائه شده است. نتایج حاصل، برتری جاذب مغناطیسی سنتز شده در این پژوهش را نسبت به سایر جاذب‌های مورد مطالعه نشان داد. جاذب مغناطیسی Fe-AC از منبع کربنی فراوان و کم هزینه سنج تهیه شده و خاصیت مغناطیسی موجود قابلیت جداسازی آسان بعد از فرایند جذب را فراهم می‌کند. از طرفی جذب سریع و ظرفیت جذب بالای

جدول ۵: مشخصه‌های ترمودینامیکی تعیین شده برای فرایند جذب CV توسط Fe-AC

Table 5: Thermodynamic parameters determined for the CV adsorption process by Fe-AC adsorbent.

Adsorbent	T(K)	$\Delta G^\circ$ (kJ/mol)	$\Delta S^\circ$ (J/mol)	$\Delta H^\circ$ (kJ/mol)
Fe-AC	298.15	-16.115	-266	-94
	308.15	-11.438		
	318.15	-9.534		
	328.15	-7.981		

جدول ۶: مقایسه  $q_{max}$  جاذب‌های مختلف در حذف رنگ‌زای CV.Table 6: Comparison of  $q_{max}$  of different adsorbents in CV dye removal.

Adsorbents	$q_{max}$ (mg/g)	Reference
K <sup>+</sup> -cross-linked kappa-carrageenan nanocomposite beads	84.7	(58)
CarAlg/MMt nanocomposite hydrogels	88.8	(59)
NaOH-modified rice husk	44.9	(60)
Alginate-Calcium composite beads	29.0	(61)
Clin/Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> nanocomposite	44.0	(62)
magnetic clinoptilolite granules	15.7	(31)
Sulphuric acid activated carbon (male flowers coconut tree)	85.8	(63)
Palm kernel fiber	78.9	(64)
Banyan leaf powder	81.0	(65)
Jackfruit leaf powder (JLP)	43.3	(66)
Uncalcined ball clay	48.9	(67)
Tomato plant root	83.3	(68)
Grafted sodium alginate/ZnO/graphene oxide composite	13.8	(38)
Magnetite alginate	37.5	(69)
Pineapple leaf powder	78.2	(70)
3-MPA@PM NPs	88.6	(71)
Wood apple	40.1	(72)
Chitin nanowhiskers	59.5	(73)
Eucalyptus camdulensis sawdust-derived biochar (Ec-bio)	54.7	(74)
Potassium hydroxide activated carbon (oleaster seed)	89.2	(75)
Activated carbon	35.6	(76)
Film/AC-Fe	30.30	(77)
Polymer composite	20.92	(46)
Modified kaoline	20.64	(78)
Charred Rice Husks (CRH)	62.85	(79)
Carbon embedded zeolite from rice husk (Z-RHA)	19.28	(80)
Silica aerogel	50.12	(81)
Polyacrylamide-grafted Actinidia deliciosa	75.19	(82)
activated carbon from poultry litter	70.32	(83)
Fe-AC	91.74	This study

در یک سیستم ناپیوسته استفاده شد. لازم به ذکر است که جاذب مغناطیسی سنتز شده، در هیچ یک از مطالعات قبلی مورد بررسی قرار نگرفته است. در این مطالعه، به منظور بررسی ویژگی‌های جاذب مغناطیسی سنتز شده از آنالیزهای EDX-map، SEM و BET استفاده شد. آنالیزها تأیید کردند که اصلاح جاذب پودری بوسیله

#### ۴- نتیجه گیری

جاذب کربن فعال تهیه شده از هسته سنجد و فعال‌ساز اسیدی، با روش هم‌رسوبی توسط نانو ذرات اکسید آهن اصلاح گردید. از جاذب مغناطیسی حاصل (Fe-AC) جهت حذف رنگ‌زای کریستال ویولت،

دماهای پایین) می‌باشد. همچنین مطالعات واجدبی و استفاده مجدد نشان داد که جاذب Fe-AC بعد از چندین مرحله احیا کاهش قابل توجهی در بازدهی جذب نداشت. با توجه به دسترسی بالا در ایران به منبع مورد استفاده در این تحقیق، ظرفیت جذب بالای جاذب تهیه شده از آن، دارا بودن خاصیت مغناطیسی و داشتن قابلیت احیا مناسب به نظر می‌رسد این جاذب برای ادامه انجام تحقیقات آبی برای تبدیل آن به شکل گرانول (که مورد استفاده مصارف صنعتی است) گزینه امیدوارکننده‌ای باشد.

#### تشکر و قدردانی

بدینوسیله نویسندگان مقاله تقدیر خود را از دانشگاه تبریز جهت همکاری در این پایان نامه دوره کارشناسی ارشد اعلام می‌دارند.

#### تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان بیان نشده است.

نانوذرات اکسید آهن موفقیت‌آمیز بوده و این ذرات، میزان تخلخل روی سطح جاذب را افزایش داده‌است. برای دستیابی به بیشینه بازدهی جذب پارامترهای مؤثر بر جذب سطحی، از جمله pH و قدرت یونی محلول، مقدار جاذب، زمان تماس، دما و غلظت اولیه رنگ‌زا مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل بیانگر بیشترین بازدهی جذب رنگ‌زای کریستال ویولت در شرایط بهینه،  $pH = 8$ ، مقدار جاذب  $0.5 \text{ g/l}$ ، زمان تماس  $60 \text{ min}$ ، غلظت ماده رنگ‌زا  $10 \text{ mg/l}$  و دمای  $25^\circ \text{C}$  می‌باشد. ایزوترم‌های جذب، به منظور مطالعه بیشتر در رابطه با فرایند جذب و همچنین تعیین بیشینه ظرفیت جذب جاذب بررسی شد. مشاهده شد که ایزوترم لانگمویر با ضریب همبستگی بالاتر دارای برآزش بهتری با داده‌های تعادلی است. بیشترین ظرفیت جذب توسط این ایزوترم  $91.743 \text{ mg/g}$  گزارش شد. نتایج مطالعات سینتیکی، بیشترین تطابق داده‌ها را با سینتیک مرتبه دوم نشان دادند. نتایج حاصل از بررسی‌های ترمودینامیکی نیز بیان کرد که جذب روی جاذب Fe-AC، یک فرایند گرمازا و خود به خودی (در

#### ۵- مراجع

- Lu T, Xiang T, Huang X-L, Li C, Zhao W-F, Zhang Q, Zhao C-S. Post-crosslinking towards stimuli-responsive sodium alginate beads for the removal of dye and heavy metals. *Carbohydr Polym*. 2015;133:587-95. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2015.07.048>.
- Benkaddour S, Slimani R, Hiyane H, El Ouahabi I, Hachoumi I, El Antri S, Lazar S. Removal of reactive yellow 145 by adsorption onto treated watermelon seeds: kinetic and isotherm studies. *Sustainable Chem Pharm*. 2018;10:16-21. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2018.08.003>.
- Zainol Abidin NA. Activated Carbon-Limestone-Alginate beads for the simultaneous removal of color and turbidity of Kerian River. *Int J Integr Eng*. 2019;11(2). <https://doi.org/10.30880/ijie.2019.11.02.004>
- Amina A, Khodja HD, Zaghouane-Boudiaf H. Textile dyes removal from wastewater using recent promising composites: A review. *Algerian J Chem Eng AJCE*. 2021;1(2):49-65. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5451774>.
- Dutta S, Gupta B, Srivastava SK, Gupta AK. Recent advances on the removal of dyes from wastewater using various adsorbents: a critical review. *Mater Adv*. 2021;2(14):4497-531. <https://doi.org/10.1039/D1MA00354B>
- Bayomie OS, Kandeel H, Shoeib T, Yang H, Youssef N, El-Sayed MM. Novel approach for effective removal of methylene blue dye from water using fava bean peel waste. *Sci Rep*. 2020;10(1):7824. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64727-5>.
- Salah omer A, A.El Naem G, Abd-Elhamid AI, O.M. Farahat O, A. El-Bardan A, M.A. Soliman H, Nayl AA. Adsorption of crystal violet and methylene blue dyes using a cellulose-based adsorbent from sugarcane bagasse: characterization, kinetic and isotherm studies. *J Mater Res Technol*. 2022;19:3241-54. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2022.06.045>.
- P. Satheesh Kumar SS, Dr. N. Jayakumar Removal of Methylene Blue dye from aqueous solutions using Lagerstroemia indica seed (LIS) activated carbon *International J Mater Sci*. 2017;12:107-16.
- Prasad R, Yadav KD. Optimisation of crystal violet and methylene blue dye removal from aqueous solution onto water hyacinth using RSM. *Pollution*. 2021;7(4):799-814. <https://doi.org/10.22059/POLL.2021.322778.1072>.
- Pooladi H, Foroutan R, Esmaeili H. Synthesis of wheat bran sawdust/Fe(3)O(4) composite for the removal of methylene blue and methyl violet. *Environ Monit Assess*. 2021;193(5):276. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09051-9>
- Ohemeng-Boahen G, Sewu DD, Woo SH. Preparation and characterization of alginate-kelp biochar composite hydrogel bead for dye removal. *Environ Sci Pollut Res*. 2019;26:33030-42. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06421-2>.
- Arora C, Sahu D, Bharti D, Tamrakar V, Soni S, Sharma S. Adsorption of hazardous dye crystal violet from industrial waste using low-cost adsorbent *Chenopodium album*. *Desalin water Treat*. 2019;167:324-32. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24595>.
- Ayed L, Chaieb K, Cheref A, Bakhrouf A. Biodegradation of triphenylmethane dye Malachite Green by *Sphingomonas paucimobilis*. *World J Microbiol Biotechnol*. 2009;25(4):705-11. <https://doi.org/10.1007/s11274-008-9941-x>
- Oloo CM, Onyari JM, Wanyonyi WC, Wabomba JN, Muinde VM. Adsorptive removal of hazardous crystal violet dye from aqueous solution using *Rhizophora mucronata* stem-barks: Equilibrium and kinetics studies. *Environ Chem Ecotoxicol*. 2020;2:64-72. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2020.05.001>.
- Bertolini TC, Izidoro JC, Magdalena CP, Fungaro DA. Adsorption of crystal violet dye from aqueous solution onto zeolites from coal fly and bottom ashes. *Orbital: Electro J Chem*. 2014;5(3). <https://doi.org/10.17807/orbital.v5i3.488>
- Badeenezhad A, Azhdarpoor A. Efficiency of the activated

- carbon and clinoptilolite particles coated with iron oxide magnetic nanoparticles in removal of methylene blue. *Desalin Water Treat.* 2019;154:347-55. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24039>.
17. Puri C, Sumana G. Highly effective adsorption of crystal violet dye from contaminated water using graphene oxide intercalated montmorillonite nanocomposite. *Appl Clay Sci.* 2018;166:102-12. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2018.09.012>.
  18. Noori M, Tahmasebpour M. Simultaneous removal of methylene blue and crystal violet dyes from aqueous solutions using magnetic granular adsorbent based on Clinoptilolite/Alginate. *J Color Sci Tech.* 2023;17(1):33-50. <https://doi.org/10.1001.1.17358779.1402.17.1.3.2>. [In Persian]
  19. Bagheri AR, Ghaedi M, Asfaram A, Hajati S, Ghaedi AM, Bazrafshan A, Rahimi MR. Modeling and optimization of simultaneous removal of ternary dyes onto copper sulfide nanoparticles loaded on activated carbon using second-derivative spectrophotometry. *J Taiwan Inst Chem Eng.* 2016;65:212-24. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2016.05.004>.
  20. Ma CM, Hong GB, Wang YK. Performance evaluation and optimization of dyes removal using rice bran-based magnetic composite adsorbent. *Mater.* 2020;13(12):2764. <https://doi.org/10.3390/ma13122764>.
  21. Debnath S, Ballav N, Maity A, Pillay K. Competitive adsorption of ternary dye mixture using pine cone powder modified with  $\beta$ -cyclodextrin. *J Mol Liq.* 2017;225:679-88. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.10.109>.
  22. Zayed AM, Metwally BS, Masoud MA, Mubarak MF, Shendy H, Petrounias P, Abdel Wahed MSM. Facile synthesis of eco-friendly activated carbon from leaves of sugar beet waste as a superior nonconventional adsorbent for anionic and cationic dyes from aqueous solutions. *Arabian J Chem.* 2023;16(8):104900. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2023.104900>
  23. Jawad AH, Razuan R, Appaturi JN, Wilson LD. Adsorption and mechanism study for methylene blue dye removal with carbonized watermelon (*Citrullus lanatus*) rind prepared via one-step liquid phase  $H_2SO_4$  activation. *Surf Interfaces.* 2019;16:76-84. <https://doi.org/10.1016/j.surf.2019.04.012>.
  24. Al-Shehri HS, Almudaifer E, Alorabi AQ, Alanazi HS, Alkorbi AS, Alharthi FA. Effective adsorption of crystal violet from aqueous solutions with effective adsorbent: equilibrium, mechanism studies and modeling analysis. *Environ Pollut Bioavailability.* 2021; 33(1):214-26. <https://doi.org/10.1080/26395940.2021.1960199>.
  25. Vyavahare G, Jadhav P, Jadhav J, Patil R, Aware C, Patil D, et al. Strategies for crystal violet dye sorption on biochar derived from mango leaves and evaluation of residual dye toxicity. *J Cleaner Prod.* 2019;207:296-305. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.193>.
  26. Ahmed Mohammed Abbas FHA, Walaa Jubair Sabbar, Rusul Abdul Salam Faraj. Adsorption of dyes by activated carbon surfaces were prepared from plant residues: Review. *J Mater Environ Sci.* 2020;22(12):2007-15.
  27. Khangwichian W, Pattamasew S, Leesing R, Knijnenburg JTN, Ngernyen Y. Adsorption of cationic dye on activated carbon from hydrolyzed *Dipterocarpus alatus* leaves: Waste from biodiesel production. *Eng Appl Sci Res.* 2022;49(4):531-44. <https://doi.org/10.14456/easr.2022.52>.
  28. Nizam NUM, Hanafiah MM, Mahmoudi E, Halim AA, Mohammad AW. The removal of anionic and cationic dyes from an aqueous solution using biomass-based activated carbon. *Sci Rep.* 2021;11(1):8623. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88084-z>.
  29. Praipipat P, Ngamsurach P, Kosumphon S, Mokkarat J. Powdered and beaded sawdust materials modified iron (III) oxide-hydroxide for adsorption of lead (II) ion and reactive blue 4 dye. *Sci Rep.* 2023;13(1):531. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-27789-9>.
  30. Mirzapour P, Kamyab Moghadas B, Tamjidi S, Esmaeili H. Activated carbon/bentonite/ $Fe_3O_4$  nanocomposite for treatment of wastewater containing Reactive Red 198. *Sep Sci Technol.* 2021;56(16):2693-707. <https://doi.org/10.1080/01496395.2020.1843051>.
  31. Noori M, Tahmasebpour M. Novel low-cost magnetic clinoptilolite powders/granules for the removal of crystal violet in single and binary systems. *Iranian J Chem Chem Eng.* 2023. <https://doi.org/10.30492/IJCCCE.2023.1978057.5746>.
  32. Tahmasebpour M, Hosseini Nami S, Khatamian M, Sanaei L. Arsenate removal from contaminated water using  $Fe_2O_3$ -clinoptilolite powder and granule. *Environ Technol.* 2022;43(1):116-30. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1779821>.
  33. Ren Z, Yang X, Zhang W, Zhao Z. Preparation, characterization and performance of a novel magnetic Fe-Zn activated carbon for efficient removal of dyes from wastewater. *J Mol Struct.* 2023;1274:134407. <https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2022.134407>.
  34. Lestari I, Kurniawan E, Gusti DR, Yusnelti. Magnetite  $Fe_3O_4$ -activated carbon composite as adsorbent of rhodamine B dye. *IOP Conference Series: Earth Environ Sci.* 2020;483(1):012046. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/483/1/012046>.
  35. Jiang W, Zhang L, Guo X, Yang M, Lu Y, Wang Y, et al. Adsorption of cationic dye from water using an iron oxide/activated carbon magnetic composites prepared from sugarcane bagasse by microwave method. *Environ Technol.* 2021;42(3):337-50. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1627425>.
  36. Abdel-Ghani NT, El-Chaghaby GA, Rawash E-SA, Lima EC. Magnetic activated carbon nanocomposite from *Nigella sativa* L. waste (MNSA) for the removal of Coomassie brilliant blue dye from aqueous solution: Statistical design of experiments for optimization of the adsorption conditions. *J Adv Res.* 2019;17:55-63. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2018.12.004>.
  37. Nassar M, Abdelrahman E, Ahmed A, Mohamed T. A facile synthesis of mordenite zeolite nanostructures for efficient bleaching of crude soybean oil and removal of methylene blue dye from aqueous media. *J Mol Liq.* 2017;248:302-313. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.10.061>.
  38. Mohamed SK, Hegazy SH, Abdelwahab NA, Ramadan AM. Coupled adsorption-photocatalytic degradation of crystal violet under sunlight using chemically synthesized grafted sodium alginate/ZnO/graphene oxide composite. *International J Biol Macromol.* 2018;108:1185-98.
  39. Foroutan R, Peighambardoust SJ, Peighambardoust SH, Pateiro M, Lorenzo JM. Adsorption of Crystal Violet dye using activated carbon of lemon wood and activated carbon/ $Fe_3O_4$  magnetic nanocomposite from aqueous solutions: A kinetic, equilibrium and thermodynamic study. *Mol.* 2021;26(8):2241. <https://doi.org/10.3390/molecules26082241>.
  40. Li X, Lu H, Zhang Y, He F, Jing L, He X. Fabrication of magnetic alginate beads with uniform dispersion of  $CoFe_2O_4$  by the polydopamine surface functionalization for organic pollutants removal. *Appl Surf Sci.* 2016;389:567-77. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.07.162>.

41. Ramutshatsha-Makhwedzha D, Mavhungu A, Moropeng ML, Mbaya R. Activated carbon derived from waste orange and lemon peels for the adsorption of methyl orange and methylene blue dyes from wastewater. *Heliyon*. 2022;8(8):e09930. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09930>.
42. Kundu S, Naskar MK. Carbon-layered double hydroxide nanocomposite for efficient removal of inorganic and organic based water contaminants-unravelling the adsorption mechanism. *Mater Adv*. 2021;2(11):3600-12. <https://doi.org/10.1039/D1MA00064K>.
43. Hwang N, Barron AR. BET surface area analysis of nanoparticles. *The connexions project*. 2011:1-11.
44. Crini G. Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. *Prog Polym Sci*. 2005;30(1):38-70. <https://doi.org/10.1016/j.propolymsci.2004.11.002>.
45. Heibati B, Rodriguez-Couto S, Al-Ghouti MA, Asif M, Tyagi I, Agarwal S, Gupta VK. Kinetics and thermodynamics of enhanced adsorption of the dye AR 18 using activated carbons prepared from walnut and poplar woods. *J Mol Liq*. 2015;208:99-105. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.03.057>.
46. Sulyman M, Kucinska-Lipka J, Sienkiewicz M, Gierak A. Development, characterization and evaluation of composite adsorbent for the adsorption of crystal violet from aqueous solution: Isotherm, kinetics, and thermodynamic studies. *Arabian J Chem*. 2021;14(5):103115. <https://doi.org/10.1016/j.arabjch.2021.103115>.
47. Alver E, Metin AÜ, Brouers F. Methylene blue adsorption on magnetic alginate/rice husk bio-composite. *Int J Biol Macromol*. 2020;154(10):104-13. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.02.330>.
48. Pathania D, Sharma S, Singh P. Removal of methylene blue by adsorption onto activated carbon developed from *Ficus carica* bast. *Arabian J Chem*. 2017;10:S1445-S51. <https://doi.org/10.1016/j.arabjch.2013.04.021>.
49. Elsherif K, El-Dali A, Ewlad-Ahmed A, Treban A, Alkarewi A. Adsorption of crystal violet dye onto olive leaves powder: Equilibrium and kinetic studies. *Chem Int*. 2021;7(2):79-89. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4441851>.
50. Mouni L, Belkhir L, Bollinger J-C, Bouzaza A, Assadi A, Tirri A, et al. Removal of Methylene Blue from aqueous solutions by adsorption on Kaolin: Kinetic and equilibrium studies. *Appl Clay Sci*. 2018;153:38-45. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.11.034>.
51. Tahmasebpour M, Sanaei L, noori m. Efficiency of magnetic granular adsorbent based on natural zeolite/chitosan in removing arsenic from polluted water. *Iranian J Polym Sci Technol*. 2022;35(4):367-79. <https://doi.org/22063/JIPST.2022.3205.216910>. [In Persian]
52. Kurczewska J, Ceglowski M, Schroeder G. Alginate/PAMAM dendrimer-halloysite beads for removal of cationic and anionic dyes. *Int J Biol Macromol*. 2019;123: 398-408. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.11.119>.
53. Asif Tahir M, Bhatti HN, Iqbal M. Solar Red and Brittle Blue direct dyes adsorption onto *Eucalyptus angophoroides* bark: Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies. *J Environ Chem Eng*. 2016;4(2):2431-9. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.04.020>.
54. Siddiqui SH. The removal of  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  and Methylene Blue (MB) from aqueous solution using *Luffa Actangula* Carbon: Kinetics, thermodynamic and isotherm and response methodology. *Groundwater for Sustainable Development*. 2018;6:141-9. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.008>.
55. Nanthamathee C, Dechatiwongse P. Kinetic and thermodynamic studies of neutral dye removal from water using zirconium metal-organic framework analogues. *Mater Chem Phys*. 2021;258:123924. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2020.123924>.
56. Onal Y, Akmil-Başar C, Sarici-Ozdemir C. Elucidation of the naproxen sodium adsorption onto activated carbon prepared from waste apricot: kinetic, equilibrium and thermodynamic characterization. *J Hazard Mater*. 2007;148(3):727-34. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.037>.
57. Chaari I, Medhioub M, Jamoussi F, Hamzaoui A. Acid-treated clay materials (Southwestern Tunisia) for removing sodium leuco-vat dye: Characterization, adsorption study and activation mechanism. *J Mol Struct*. 2020;1223:128944. <https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2020.128944>.
58. Mahdavinia GR, Iravani S, Zoroufi S, Hosseinzadeh H. Magnetic and K<sup>+</sup>-cross-linked kappa-carrageenan nanocomposite beads and adsorption of crystal violet. *Iranian Polym J*. 2014;23(5):335-44. <https://doi.org/10.1007/s13726-014-0229-8>.
59. Mahdavinia GR, Aghaie H, Sheykhloie H, Vardini MT, Etemadi H. Synthesis of CarAlg/MMt nanocomposite hydrogels and adsorption of cationic crystal violet. *Carbohydr Polym*. 2013;98(1):358-65. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2013.05.096>.
60. Chakraborty S, Chowdhury S, Das Saha P. Adsorption of Crystal Violet from aqueous solution onto NaOH-modified rice husk. *Carbohydr Polym*. 2011;86(4):1533-41. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2011.06.058>.
61. Djelad A, Mokhtar A, Khelifa A, Bengueddach A, Sassi M. Alginate-whey an effective and green adsorbent for crystal violet removal: Kinetic, thermodynamic and mechanism studies. *Int J Biol Macromol*. 2019;139(1):944-54. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.08.068>.
62. Noori M, Tahmasebpour M, Hosseini Nami S. Adsorption removal of crystal violet in single and binary systems onto low-cost iron oxide nanoparticles coated clinoptilolite powders/granules2022. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1727993/v1>.
63. Senthilkumaar S, Kalaamani P, Subburaam CV. Liquid phase adsorption of Crystal violet onto activated carbons derived from male flowers of coconut tree. *J Hazard Mater*. 2006;136(3):800-8. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.01.045>.
64. El-Sayed GO. Removal of methylene blue and crystal violet from aqueous solutions by palm kernel fiber. *Desalination*. 2011;272(1):225-32. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.025>.
65. Khanam N, Uddin MT, Islam MA. Adsorptive removal of Crystal Violet by Banyan leaf powder: Batch and Column Study. *International Conference on Engineering Research, Innovation and Education 2017*. <https://www.researchgate.net/publication/328127055>.
66. Saha PD, Chakraborty S, Chowdhury S. Batch and continuous (fixed-bed column) biosorption of crystal violet by *Artocarpus heterophyllus* (jackfruit) leaf powder. *Colloids Surf B Biointerfaces*. 2012;92:262-70. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2011.11.057>.
67. Purushothaman M, Niwas R, Pugazhenth G. Utilization of ball clay adsorbents for the removal of crystal violet dye from aqueous solution. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 2011;13(1):141-51. <https://doi.org/10.1007/s10098-010-0292-6>.

68. Malarvizhi R, Ho Y-S. The influence of pH and the structure of the dye molecules on adsorption isotherm modeling using activated carbon. *Desalination*. 2010;264(1):97-101. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.010>.
69. Mohamed SK, Hegazy SH, Abdelwahab NA, Ramadan AM. Coupled adsorption-photocatalytic degradation of crystal violet under sunlight using chemically synthesized grafted sodium alginate/ZnO/graphene oxide composite. *Int J Biol Macromol*. 2018;108:1185-98. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.11.028>.
70. Al-wakeel K, El-Bindary A, El-Sonbati A, Hawas AR. Magnetic alginate beads with high basic dye removal potential and excellent regeneration ability. *Canadian J Chem*. 2017;95(8):807-15. <https://doi.org/10.1139/cjc-2016-0641>.
71. Chakraborty S, Chowdhury S, Saha PD. Insight into biosorption equilibrium, kinetics and thermodynamics of crystal violet onto Ananas comosus (pineapple) leaf powder. *Appl Water Sci*. 2012;2(2):135-41. <https://doi.org/10.1007/s13201-012-0030-9>.
72. Ali I, Peng C, Khan ZM, Sultan M, Naz I. Green synthesis of phytochemical magnetic nanoparticles and their applications in the adsorptive removal of crystal violet from aqueous solution. *Arabian J Sci Eng*. 2018;43(11):6245-59. <https://doi.org/10.1007/s13369-018-3441-6>.
73. Kannan C, Buvaneshwari N, Thayumanavan P. Removal of plant poisoning dyes by adsorption on tomato plant root and green carbon from aqueous solution and its recovery. *Desalin*. 2009;249. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.06.042>.
74. Druzian SP, Zanatta NP, Côrtes LN, Streit AFM, Dotto GL. Preparation of chitin nanowhiskers and its application for crystal violet dye removal from wastewaters. *Environ Sci Pollut Res*. 2019;26(28):28548-57. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3547-0>.
75. Amin MT, Alazba AA, Shafiq M. Successful application of eucalyptus camdulensis biochar in the batch adsorption of crystal violet and methylene blue dyes from aqueous solution. *Sustainability*. 2021;13(7):3600. <https://doi.org/10.3390/su13073600>.
76. Athari MJ, Tahmasebpoor M. Experimental study on the crystal violet dye removal from water using activated carbon prepared from oleaster seed and peel. *J Color Sci Tech*. 2023;16(4):325-41. <https://doi.org/10.17358/779.1401.16.4.4.2>. [In Persian]
77. Dil EA, Ghaedi M, Asfaram A. The performance of nanorods material as adsorbent for removal of azo dyes and heavy metal ions: Application of ultrasound wave, optimization and modeling. *Ultrason Sonochem*. 2017;34:792-802. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.07.015>.
78. Chaharkam M, Tahmasebpoor M. Preparation of a new adsorbent film based on magnetic activated carbon/ alginate and evaluation of its efficiency in crystal violet removal from water. *J Color Sci Tech*. 2023;17(2):169-88. <https://doi.org/10.17358/779.1402.17.2.6.7>. [In Persian]
79. Khan TA, Khan EA, Shahjahan. Removal of basic dyes from aqueous solution by adsorption onto binary iron-manganese oxide coated kaolinite: Non-linear isotherm and kinetics modeling. *Appl Clay Sci*. 2015;107. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.01.005>.
80. Homagai PL, Poudel R, Poudel S, Bhattarai A. Adsorption and removal of crystal violet dye from aqueous solution by modified rice husk. *Heliyon*. 2022;8(4):e09261. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09261>.
81. Islam T, Liu J, Shen G, Ye T, Peng C. Synthesis of chemically modified carbon embedded silica and zeolite from rice husk to adsorb crystal violet dye from aqueous solution. *Appl Ecology Environ Res*. 2018;16(4):3955-67. [https://doi.org/10.15666/aer/1604\\_39553967](https://doi.org/10.15666/aer/1604_39553967).
82. Sarvalkar PD, Vadanagekar AS, Karvekar OS, Kumbhar PD, Terdale SS, Thounaojam AS, et al. Thermodynamics of azo dye adsorption on a newly synthesized titania-doped silica aerogel by cogelation: A comparative investigation with silica aerogels and activated charcoal. *ACS Omega*. 2023;8(14):13285-99. <https://doi.org/10.1021/acsomega.3c00552>.
83. Ahmad R, Ansari K. Polyacrylamide-Grafted Actinidia deliciosa peels powder (PGADP) for the sequestration of crystal violet dye: isotherms, kinetics and thermodynamic studies. *Appl Water Sci*. 2020;10(8):195. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01263-7>.
84. Yusuff AS, Ajayi OA, Popoola LT. Application of Taguchi design approach to parametric optimization of adsorption of crystal violet dye by activated carbon from poultry litter. *Sci African*. 2021;13(3):e00850. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00850>.

**How to cite this article:**

Chaharkam M, Tahmasebpoor M, Yilmaz MS. Investigating the Performance of Activated Carbon Adsorbent Modified with Iron Oxide Nanoparticles in Removing Crystal Violet From Water. *J Color Sci Tech*. 2024;17(4):303-324. <https://doi.org/10.17358/779.1402.17.4.3.8> [In Persian]