



ارزیابی کارایی جاذب مغناطیسی قابل بازیافت نیکل فریت در حذف آلاینده رنگی از محیط آبی

سیده بهاره عظیمی^۱، زهرا منصف خوشحساب^۲، زهرا ایازی^۳

- ۱- گروه ارزیابی و مخاطرات محیط زیست، پژوهشکده محیط زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط زیست، تهران، ایران.
۲- گروه شیمی، دانشگاه پیام نور، قزوین، ایران.
۳- گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه شهید مدنی آذربایجان، تبریز، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: پژوهشی	در این پژوهش جاذب مغناطیسی نیکل فریت سنتز و مشخصه‌یابی شده و برای حذف رنگ از محیط آبی به روش جذب سطحی مورد استفاده قرار گرفته است. به این منظور تاثیر پارامترهای مختلف از قبیل غلظت اولیه رنگ، مقدار جاذب، زمان تماس و pH محلول به روش طراحی آزمایش بررسی، مدل و بهینه شده است. همچنین سینتیک فرایند بر اساس معادلات شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم بررسی شده و تطابق فرایند با الگوهای جذبی لانگمویر و فراندلیچ مورد ارزیابی قرار گرفته است. مشخصه‌یابی جاذب سنتز شده نشان داد که جاذب مغناطیسی به طور متوسط ۱۸ nm است. مدل سازی و بهینه سازی فرایند به روش آماری پاسخ سطح (RSM) در قالب طراحی مرکب مرکزی (CCD) انجام شد و نتایج نشان داد که در شرایط بهینه شامل غلظت اولیه رنگ ۱۱۰ mg/L، زمان تماس ۹۰ min، مقدار جاذب ۰/۰۵g و pH = ۳، مقدار جذب تعادلی ۳/۷۶ mg/g (معادل ۹۳/۲ درصد بازده حذف رنگ) است. بنابراین، با توجه به ساختار رنگ و نوع جاذب مورد استفاده بازده در شرایط اسیدی بهتر است. بررسی سینتیک و همدمای جذب نشان داد که فرایند از سینتیک شبه مرتبه دوم و همدمای لانگمویر تبعیت کرده و بر اساس معادله لانگمویر مقدار حداکثر ظرفیت جذب رنگ ۲۱/۱ mg/g است. با توجه به مغناطیسی بودن جاذب مورد استفاده، در پایان فرایند می توان جاذب را از محیط به راحتی و با کمترین هزینه جدا کرد.
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۶/۰۳	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۸/۱۱	
دسترسی آنلاین: ۱۴۰۵/۰۱/۱۹	
کلید واژه‌ها: تصفیه پساب، فرایند جذب سطحی، نانو ذرات مغناطیسی، نیکل فریت	

استناد: عظیمی، سیده بهاره، منصف خوشحساب، زهرا، و ایازی، زهرا. (۱۴۰۵). ارزیابی کارایی جاذب مغناطیسی قابل بازیافت نیکل فریت در حذف آلاینده رنگی از محیط آبی. *مجله پژوهش و فناوری محیط زیست*، ۱۱(۱۹)، ۱-۱۸.

doi: 10.66224/jert.52107.11.19.1

✉ پست الکترونیکی نویسنده مسئول: ayazi@azaruniv.ac.ir





Evaluation of the Efficiency of a Recyclable Magnetic Nickel Ferrite Adsorbent for Removing a Dye Pollutant from Aqueous Media

Seyedeh Bahareh Azimi¹, Zahra Monsef Khoshhesab², Zahra Ayazi^{3✉}

- 1- Research group of Environmental risks and Assessment, Research Center for Environment and Sustainable Development (RCESD), Department of Environment (DOE), Iran.
- 2- Department of Chemistry, Payame Noor University, Qazvin, Iran.
- 3- Department of Chemistry, Faculty of Basic Sciences, Shahid Madani University of Azerbaijan, Tabriz, Iran.

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:

Received:

2025/08/25

Accepted:

2025/11/02

Available online:

2026/04/08

Keywords:

Wastewater treatment,
Adsorption process,
Magnetic
nanoparticles,
Nickel ferrite

Abstract

In this study, a magnetic nickel ferrite adsorbent was synthesized, characterized, and used for dye removal from an aqueous medium through adsorption. To this end, the effects of various parameters, including initial dye concentration, adsorbent dosage, contact time, and solution pH, were investigated, modeled, and optimized using experimental design. Furthermore, the kinetics of the process were studied based on pseudo-first-order and pseudo-second-order equations, and the conformity of the process to the Langmuir and Freundlich adsorption isotherms was evaluated. Characterization of the synthesized adsorbent revealed that the magnetic nanoparticles had an average size of 18 conformity nm. Modeling and optimization of the process were carried out using response surface methodology (RSM) based on central composite design (CCD). The results showed that under optimal conditions, i.e., an initial dye concentration of 110 mg/L, a contact time of 90 min, an adsorbent dosage of 0.05 g, and pH = 3, the equilibrium adsorption capacity was 3.76 mg/g (equivalent to 93.2% dye removal efficiency). Therefore, considering the dye structure and the type of adsorbent used, the removal efficiency was higher under acidic conditions. The study of adsorption kinetics and isotherms indicated that the process followed pseudo-second-order kinetics and the Langmuir isotherm, and based on the Langmuir equation, the maximum dye adsorption capacity was 21.1 mg/g. Due to the magnetic nature of the adsorbent, it can be easily separated from the aqueous medium at the end of the process with minimal cost.

Cite this article: Azimi, S. B., Monsef Khoshhesab, Z., & Ayazi, Z. (2026). Evaluation of the efficiency of a recyclable magnetic nickel ferrite adsorbent for removing a dye pollutant from aqueous media. *Journal of Environmental Research and Technology*, 11(19), 1–18.

doi: 10.66224/jert.52107.11.19.1

✉Corresponding author E-mail address: ayazi@azaruniv.ac.ir



© The Author(s).

Publisher: Environmental Research Institute (ACECR)

مقدمه

امروزه منابع آبی کشور ایران محدود بوده و در معرض آلودگی قرار دارند. یکی از مهم ترین آلاینده های آلی که منجر به آلودگی منابع آبی می شود، رنگ های موجود در پساب های صنعتی است (وحیدیان^۱ و همکاران، ۲۰۱۵). رنگ ها به دلیل ساختار پیچیده، معمولاً پایدار و مقاوم به تجزیه بیولوژیک و غالباً سمی، سرطان زا و جهش زا بوده و در موارد خفیف تر می توانند باعث حساسیت و مشکلات پوستی نیز شوند (هاریدواموتها^۲ و همکاران، ۲۰۲۴؛ هامرس و آفمن^۳، ۱۹۸۵). مقدار زیادی از رنگ های آزو در منابع آب طبیعی تخلیه می شود، که برای هر نوع استفاده نامناسب است (سو^۴ و همکاران، ۲۰۱۱). طبق بررسی های انجام شده به نظر می رسد که در صنعت نساجی به ازاء رنگرزی هر کیلو الیاف در حدود ۳۰ الی ۶۰ لیتر آب مصرف می شود که به طور عمده به صورت پساب تخلیه می شود. تخلیه پساب های حاوی این مواد رنگی به محیط از قبیل رودخانه ها موجب کاهش انتقال نور، کاهش میزان اکسیژن محلول و افزایش اکسیژن شیمیایی مورد نیاز می شود که زندگی آبزیان را مختل می کند (کاندولوال^۵ و همکاران، ۲۰۲۴؛ کولیا و کانگ^۶، ۲۰۲۴). تصفیه فاضلاب های حاوی رنگ بسیار دشوار است، چون چون رنگ ها مولکول های آلی سرسخت، مقاوم به تجزیه بیولوژیک، پایدار در برابر نور، حرارت و عوامل اکسیدکننده هستند (کاپانگا^۷ و همکاران، ۲۰۲۴؛ کیو^۸ و همکاران، ۲۰۰۹).

در تصفیه پساب های صنعت نساجی و بطور کلی پساب های رنگی، معمولاً از روش های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک و یا روش های تلفیقی استفاده می شود (چاهان^۹ و همکاران، ۲۰۲۴؛ ان-لوتها^{۱۰} و همکاران، ۲۰۲۴؛ رویر^{۱۱} و همکاران، ۲۰۰۹). روش های اکسیداسیون شیمیایی و الکتروشیمیایی برای حذف رنگ بسیار موثر بوده اما استفاده از آن ها معمولاً در صنایع بزرگ هزینه بر است. بسیاری از رنگدانه ها در برابر تصفیه بیولوژیک مقاوم هستند، بنابراین استفاده از روش بیولوژیک نیز موثر نخواهد بود. فرایند جذب سطحی که یکی از روش های فیزیکی تصفیه پساب است با توجه به بازده بالا، عدم سمیت، جاذب های ارزان و در دسترس، ظرفیت بالا و قابلیت احیای جاذب، یک روش مناسب برای تصفیه پساب های صنعتی است (حسان و النمر^{۱۲}، ۲۰۱۳؛ روستا^{۱۳} و همکاران، ۲۰۱۴؛ ساتیام و پاترا^{۱۴}، ۲۰۲۴؛ زارعی^{۱۵} و همکاران، ۲۰۲۰). در فرایند جذب سطحی، زیاد بودن سطح جاذب منجر به افزایش ظرفیت جذب خواهد شد و با توجه به اینکه در نانو ذرات، نسبت سطح به حجم زیاد است، نانوذرات گزینه خوبی برای استفاده به عنوان جاذب می باشند. یکی از مشکلات استفاده از نانوذرات، محدودیت در جداسازی از محیط بعد از انجام فرایند است (موستمام^{۱۶} و همکاران، ۲۰۲۴؛ سلیمانی^{۱۷} و همکاران، ۲۰۲۳). در بین انواع نانو ذرات، ذرات مغناطیسی به دلیل جداسازی ساده با یک میدان مغناطیسی خارجی و ظرفیت بالای آن ها برای استفاده در زمینه های مختلف مثل تولید مواد پیشرفته،

-
- 1- Vahidian
 - 2- Haridevamuthu
 - 3- Hummers & Offeman
 - 4- Su
 - 5- Khandelwal
 - 6- Kolya & Kang
 - 7- Kapanga
 - 8- Qiu
 - 9- Chauhan
 - 10- N Lotha
 - 11- Royer
 - 12- Hassan & El-Nemr
 - 13- Roosta
 - 14- Satyam & patra
 - 15- Zarei
 - 16- Mustamam
 - 17- Soleymani

شیوه‌های تشخیص، پزشکی، مواد غذایی و انرژی و تهیه جاذب‌ها بیشترین توجه را به خود جلب کرده‌اند (بوردا^۱ و همکاران، ۲۰۰۵؛ دیوایانا^۲ و همکاران، ۲۰۲۴؛ کریلینگ^۳ و همکاران، ۲۰۱۰). یکی از پرکاربردترین ویژگی‌های نانو ذرات مغناطیسی، استفاده به عنوان جاذب است. امروزه، نانو جاذب‌های مغناطیسی مکرر به عنوان جاذب در تصفیه آب و پساب استفاده شده‌اند (عظیمی^۴، ۲۰۲۴؛ دنیاگرد^۵ و همکاران، ۲۰۱۷؛ مریخپور^۶ و همکاران، ۲۰۲۲؛ شن^۷ و همکاران، ۲۰۲۳). هامود و همکارانش در سال ۲۰۲۵، نانو ذرات فریت کبالت-کروم مغناطیسی را سنتز و به عنوان جاذب قابل جداسازی برای حذف رنگ از محیط آبی استفاده کرده‌اند. جاذب مغناطیسی سنتز شده بعد از ۳۰۰ min حدود ۸۴ درصد بازده حذف نشان داده و فرایند از ایزوترم لنگمویر پیروی می‌کند (هامود^۸ و همکاران، ۲۰۲۵). در پژوهشی که توسط علی و همکارانش در سال ۲۰۲۴ به چاپ رسیده، نانوذره مغناطیسی Fe_3O_4 سنتز، شناسایی و برای حذف رنگ از محیط آبی مورد استفاده قرار گرفته است. پارامترهای موثر در این کار بهینه شده و در شرایط بهینه بازده حذف رنگ حدود ۹۹ درصد بدست آمده است (علی^۹ و همکاران، ۲۰۲۴). جاذب مغناطیسی با ابعاد نانو از کیتوسان/فریت کبالت-روی نیز سنتز شده و برای حذف تتراسایکلین از محیط آبی استفاده شده است. در شرایط بهینه از جاذب برای حذف تتراسایکلین از پساب سنتزی و واقعی استفاده شده که بازده حذف حدود ۹۳ درصد برای پساب سنتزی و ۸۰ درصد برای پساب واقعی بدست آمده است (نصیری^{۱۰} و همکاران، ۲۰۲۴). حذف رنگ‌های قلیایی از محلول‌های آبی با استفاده از نانو ذرات مغناطیسی نیکل فریت ($NiFe_2O_4$) در کار دیگری انجام شده و نتایج این کار نشان داد که منحنی همدمای جذب سطحی رنگ روی جاذب مذکور از منحنی همدمای لانگمویر و سینتیک جذب آن از سینتیک شبه مرتبه دوم پیروی می‌کند (محمودی^{۱۱}، ۲۰۱۳). در خصوص حذف رنگ متیل اورانژ از محیط آبی توسط نانو ذرات مغناطیسی نیکل فریت ارزیابی شده است (سبحان‌اردکان و زندی‌پاک^{۱۲}، ۲۰۱۶). در این پژوهش حذف رنگ سانسیت یلو به وسیله فرایند جذب سطحی توسط جاذب نیکل فریت با روشی ساده و مقرون به صرفه مورد مطالعه قرار گرفته است. به این منظور جاذب مغناطیسی نیکل فریت سنتز و مشخصه‌یابی شده و برای حذف رنگ از محیط آبی مورد استفاده قرار گرفته است. به این منظور، اثر فاکتورهای مختلف مانند مقدار جاذب، pH، غلظت اولیه رنگ و زمان فرایند، بر میزان حذف رنگ به روش طراحی آزمایش بررسی و بهینه سازی و مدل شده است. همچنین سینتیک فرایند بر اساس معادلات شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم بررسی شده و تطابق فرایند با الگوهای جذبی لانگمویر و فراندلیچ ارزیابی شده است.

مواد و روش‌ها

در این کار از رنگ سانسیت یلو (Sunset Yellow) با فرمول شیمیایی $C_{16}H_{10}N_2Na_2O_7S_2$ که در سیستم کدگذاری اتحادیه اروپا (E-number) دارای کد E110 است، به عنوان آلاینده رنگی استفاده شد. به منظور سنتز نانو جاذب فریت نیکل از آمونیاک (NH_3) با خلوص ۲۵٪، نیترات نیکل $Ni(NO_3)_2$ و نیترات آهن $Fe(NO_3)_3 \cdot (H_2O)_9$ استفاده شد.

- 1- Burda
- 2- Deivayanai
- 3- Kreyling
- 4- Azimi
- 5- Donyagard
- 6- Merrikhpour
- 7- Shen
- 8- Hammod
- 9- Ali
- 10- Nasiri
- 11- Mahmoodi
- 12- Sobhanardakani & Zandipak

برای محلول سازی، آب مقطر دوبار تقطیر مورد استفاده قرار گرفت. به منظور مشخصه یابی نانوجاذب فریت نیکل سنتز شده از میکروسکوپ الکترونی عبوری (TEM) مدل (XL30 Scanning) ساخت شرکت مدل Philips، طیف سنج پراش اشعه ایکس (XRD) مدل PW1800 ساخت شرکت Philips، دستگاه تجزیه حرارتی DTA-TG مدل Perkin Elmer Pyris و طیف سنجی مادون قرمز FTIR مدل Jasco 4200، همچنین برای اندازه گیری غلظت نمونه ها، دستگاه اسپکتروفوتومتر UV-Vis مدل (CARY 50 Conc) و برای اندازه گیری pH محلول از pH متر مدل Mettler Toledo (AB204-S) با دقت چهار رقم اعشار استفاده شده است. به منظور جداسازی فریت نیکل مغناطیسی از آهنربای Nd-Fe-B با ابعاد $6 \text{ cm} \times 1/6 \text{ cm} \times 8 \text{ cm}$ استفاده شد. همچنین، به منظور تهیه آب مقطر از دستگاه یک بار تقطیر ساخت شرکت پارس آزما استفاده شد.

● سنتز نانو ذرات جاذب فریت نیکل

در این پژوهش نانو جاذب فریت نیکل به روش هم رسوبی سنتز شد. بدین منظور مقدار $14/4 \text{ g}$ از نمک $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ وزن شده و داخل ارلن ریخته و به مقدار 100 میلی لیتر آب به آن اضافه شد. سپس در یک ارلن دیگر مقدار $26/9 \text{ g}$ از نمک $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ وزن کرده، داخل ارلن ریخته و 100 میلی لیتر آب اضافه شد. محتوی هر دو ارلن در دمای 50°C هم زده شد تا همگن شود. سپس محتوای دو ارلن با یکدیگر مخلوط شده و در حمام آب تا دمای $50-60^\circ \text{C}$ حرارت داده شد. پس آن به منظور تنظیم pH برای رسوب گیری، محلولی حاوی 20 ml آمونیاک در 40 ml آب مقطر تهیه شده و قطره قطره به محلول قبل اضافه گردید تا pH به بالای ده برسد. در ادامه با هدف کامل شدن فرایند رسوب گیری، محلول به مدت یک ساعت هم زده شد و سپس رسوب به دست آمده جدا شده و چند بار با آب مقطر شسته شد. رسوب حاصل درون آون با دمای 40°C قرار گرفت و کاملاً خشک شد. بعد از خشک شدن کامل به مدت دو ساعت درون کوره قرار داده و تا دمای 300°C دما داده شد تا کلسینه شود (ساگادوان^۱ و همکاران، ۲۰۱۸).

● روش انجام فرایند

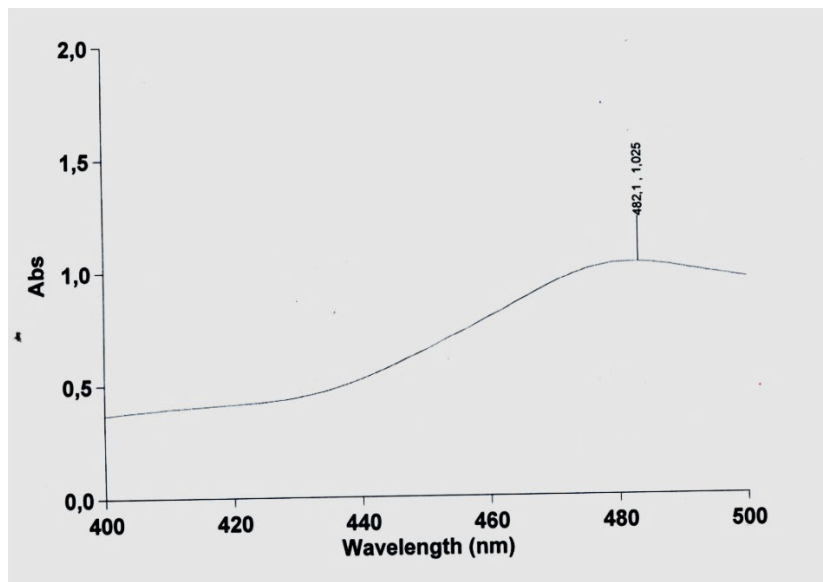
برای بررسی کارایی جذب رنگ سانسیت یلو توسط نانو جاذب فریت نیکل، 25 ml از محلول رنگ با غلظت 100 mg/L با مقدار معینی از جاذب مخلوط گردید و در بازه زمانی مشخصی با همزن مکانیکی مخلوط شد. بعد از جدا کردن جاذب از محلول به وسیله آهن ربای Nd-Fe-B با ابعاد $8.0 \text{ cm} \times 6.0 \text{ cm} \times 1.6 \text{ cm}$ ، مقدار جاذب محلول در طول موج ماکزیموم بعد و قبل از مجاورت با جاذب، ثبت شده و غلظت رنگ اندازه گیری و پس از آن ظرفیت جذب (q) با استفاده از رابطه (۱) و درصد جذب (R%) با استفاده از رابطه (۲) محاسبه شد (دنیاگرد و همکاران، ۲۰۱۷).

$$R\% = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

$$q = \frac{C_0 - C}{m} \times V \quad (2)$$

در این معادله ها C_0 غلظت اولیه رنگ و C غلظت رنگ باقیمانده در محلول بر حسب (mg/L)، q مقدار ماده جذب شده بر واحد جرم جاذب، V حجم محلول بر حسب (L)، m جرم جاذب بر حسب (g) هستند. برای اندازه گیری غلظت رنگ از نمودار کالیبراسیون استفاده شد. برای محاسبه طول موج جذب بیشینه (λ_{max})، جذب محلول رنگ سانسیت یلو در طول موج های مختلف اسکن شد و طول موج بیشینه، 482 نانومتر به دست آمد (شکل ۱). برای بهینه سازی

پارامترها از روش آماری طراحی آزمایش و تجزیه و تحلیل اطلاعات با استفاده از نرم افزار Minitab ۱۶ به روش طراحی مرکب مرکزی استفاده شده و ارزیابی مدل طراحی شده با آنالیز واریانس (ANOVA) انجام شده است.

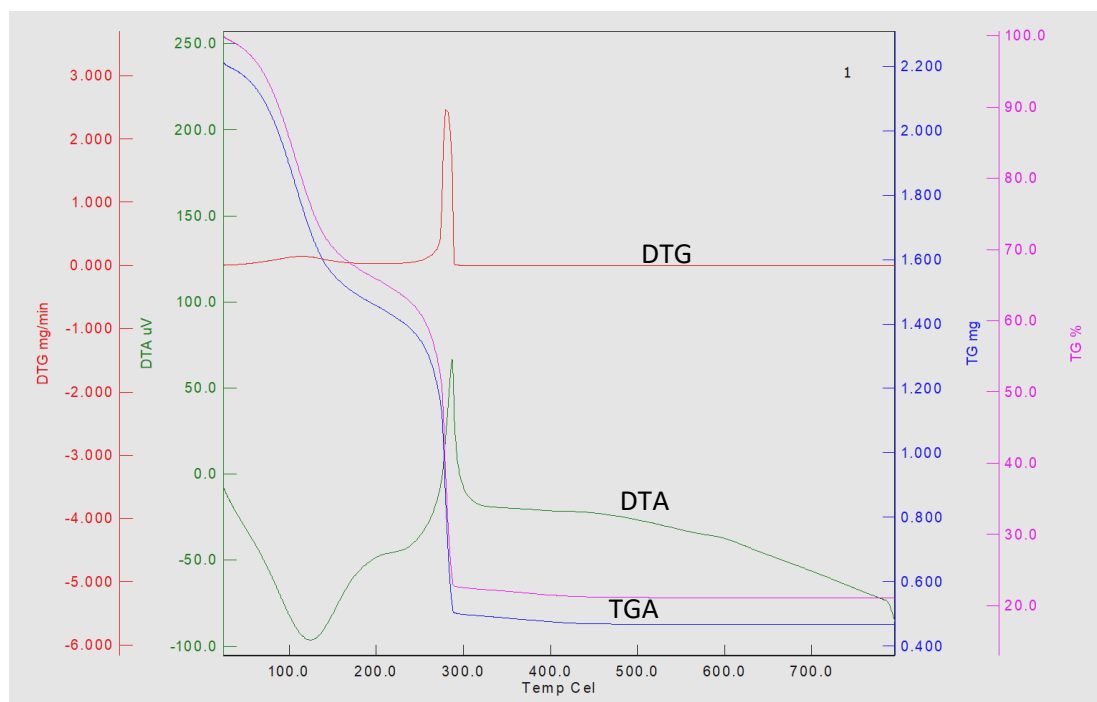


شکل (۱) نمودار طیف جذبی رنگ سانسیت یلو

یافته‌های پژوهش

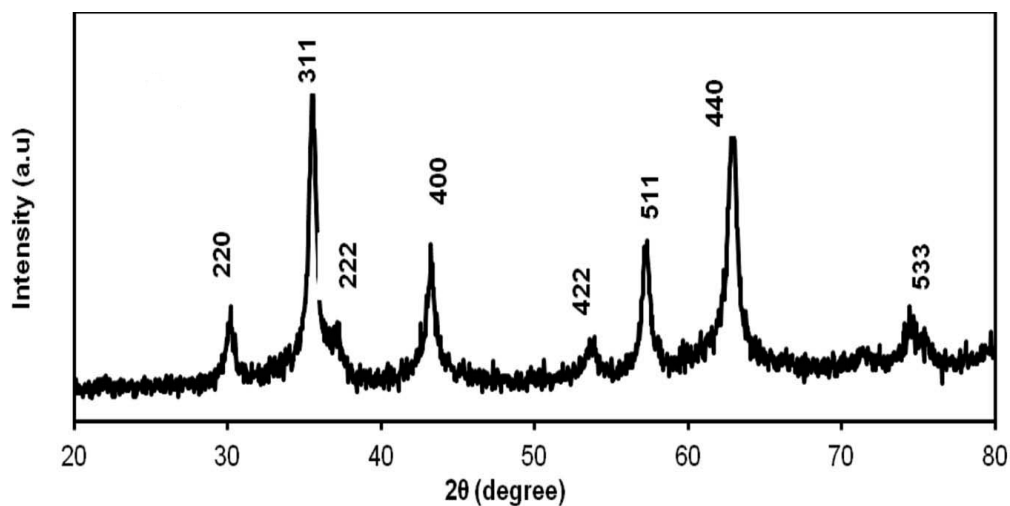
• مشخصه‌یابی نانوذرات سنتز شده

رسوب بدست آمده از فرایند هم‌رسوبی با استفاده از روش‌های تجزیه حرارتی تفاضلی (DTA) و تجزیه حرارتی گرما وزن سنجی (TGA) به منظور تعیین دمای مطلوب برای کلسینه کردن مورد مطالعه قرار گرفت که نتایج به دست آمده در شکل (۲) نشان داده شده است. همان‌طور که در نمودار TGA مشخص است؛ در اثر افزایش دما تا 300°C جرم نمونه کم شده و پس از آن تغییری در جرم ایجاد نمی‌شود. بنابراین دمای 300°C برای کلسینه کردن محصول انتخاب شد. همچنین در نمودار DTA دو پیک ماکزیمم و مینیمم مشاهده می‌شود. در DTA، فرایندهای گرماده، پیک ماکزیمم و فرایند گرماگیر، پیک مینیمم ایجاد می‌کنند. با مقایسه نمودارهای DTG و TGA، اولین کاهش جرم، مربوط به تبخیر آب‌های جذب شده است. این موضوع با توجه به تشکیل یک پیک مینیمم در نمودار DTA که نشان دهنده یک فرایند گرماگیر است، تایید می‌شود. همچنین کاهش جرم در محدوده 300°C که با یک پیک گرمازا در نمودار DTA همراه است را می‌توان به تشکیل بلورهای فریت نیکل نسبت داد که احتمالاً همراه با تجزیه حرارتی نیترات‌ها است. با توجه به پیک تجزیه نیترات‌ها، فریت نیکل سنتز شده خالص است.



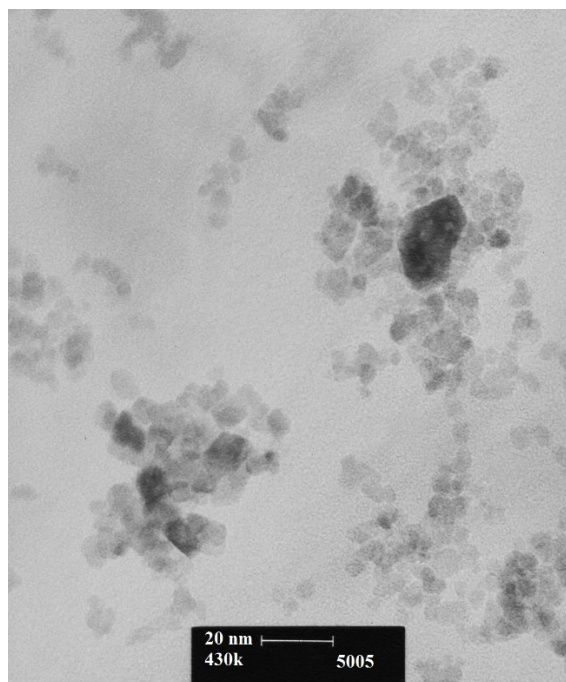
شکل (۲) نمودارهای TGA (-, -)/DTA(-)/DTG

الگوی پراش پرتو ایکس (شکل ۳)، ساختار اسپینل مکعبی ذرات سنتز شده را نشان می‌دهد (ردائی^۱ و همکاران، ۲۰۱۴). مشاهده نشدن هیچگونه پیک اضافه، تاییدی بر تشکیل فریت نیکل خالص، با ساختار کریستالی خوب است. بر اساس رابطه دبی-شرر اندازه ذرات سنتز شده ۱۸ nm بدست می‌آید. با توجه به الگوی پراش، پیک‌ها در 2θ های ۳۰/۱۲، ۳۷/۱۲، ۴۳/۲۵، ۴۵/۳۱، ۵۳/۶۸، ۵۷/۲۵ و ۶۲/۸۴ ظاهر شده است که کاملاً منطبق با طیف استاندارد فریت نیکل است (کارت استاندارد شماره ۱۰-۰۳۲۵).



شکل (۳) الگوی پراش پرتو X فریت نیکل

تصویر آنالیز TEM در شکل (۴) ارائه شده است. با توجه به تصویر برخی از ذرات بصورت تجمع یافته مشاهده می‌شود. با آنالیز اندازه ذرات حاصل از تصویر TEM اندازه ذرات به طور متوسط ۱۸ nm است که با نتیجه به دست آمده از نتایج XRD کاملاً همخوانی دارد.

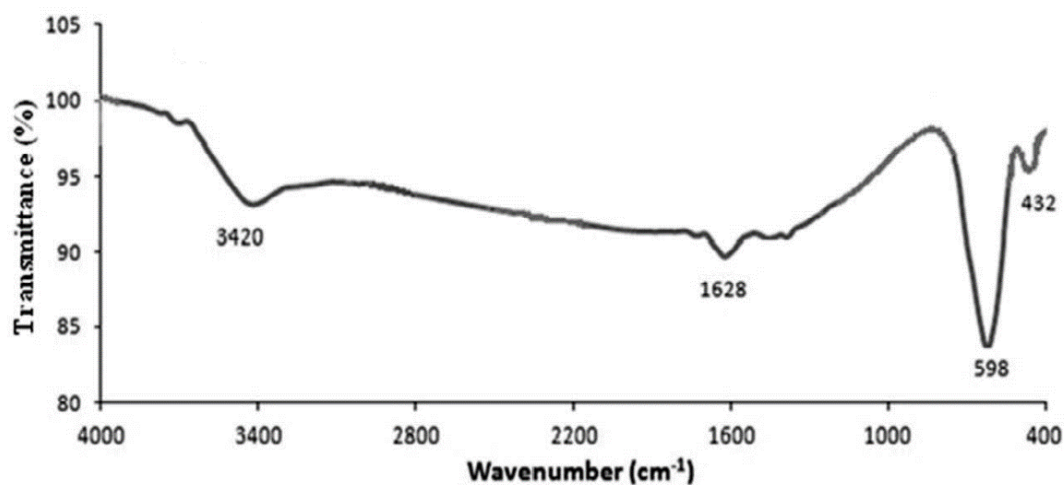


شکل (۴) تصویر TEM از فریت نیکل سنتزی

طیف FT-IR نانو ذره NiFe_2O_4 در شکل (۵) نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود قله‌های اصلی در 432 cm^{-1} ، 598 cm^{-1} ، 1628 cm^{-1} و 3420 cm^{-1} قرار دارند. در همه اسپینل‌ها به خصوص فریت‌ها، پیک‌های مربوط به ارتعاشات اکسیژن-فلز در مکان‌های هشت وجهی ضعیف‌ترین پیک و پیک‌های مربوط به ارتعاشات اکسیژن-فلز در مکان‌های چهار وجهی قوی‌ترین پیک است. پیک 432 cm^{-1} مربوط به ارتعاشات اکسیژن-نیکل در مکان‌های هشت وجهی است و پیک 598 cm^{-1} بیان‌کننده پیوند آهن با اکسیژن است که به طور رایج به دلیل ارتعاشات اکسیژن-آهن در مکان‌های چهاروجهی است. به طور کلی همه قله‌های زیر 1000 cm^{-1} مربوط به فلزات است. فریت‌ها غالباً در سطح خود دارای گروه عاملی OH هستند و پیک‌های 3420 cm^{-1} و 1628 cm^{-1} بیان‌کننده ارتعاشات یون هیدروکسید در فریت است (عبدزاید^۱ و همکاران، ۲۰۲۲؛ گوپال^۲ و همکاران، ۲۰۲۰).

1- AbdZaid

2- Gopale



شکل (۵) تصویر FT-IR از فریت نیکل سنتزی

• نتایج طراحی آزمایش

پارامترهای موثر و سطوح مربوطه در جدول (۱) نشان داده شده است. همچنین توسط نرم افزار برای چهار پارامتر، ۳۱ آزمایش طراحی شد که به همراه پاسخ مربوطه (ظرفیت جذب (qe) و درصد حذف رنگ (R%)) در جدول (۲) ارائه شده است.

جدول (۱) پارامترهای موثر بر فرایند به همراه سطوح مربوطه

پارامترها	-α	-1	0	+1	+α
pH	۳	۴/۲۵	۵/۵	۶/۷۵	۸
زمان تماس (min)	۱۰	۳۰	۵۰	۷۰	۹۰
مقدار جاذب (g)	۰/۰۵	۰/۱	۰/۱۵۰	۰/۲	۰/۲۵
غلظت رنگ (mg /L)	۱۰	۳۵	۶۰	۸۵	۱۱۰

جدول (۲) آزمایش های طراحی شده توسط نرم افزار به همراه پاسخ های مربوطه

آزمایش ها	pH	زمان تماس (min)	مقدار جاذب (g)	غلظت رنگ (mg L ⁻¹)	درصد بازده R%	ظرفیت جذب qe(mg/g)
۱	۵/۵	۹۰	۰/۱۵۰	۶۰	۲۶/۲۸	۲/۰۵
۲	۵/۵	۵۰	۰/۱۵۰	۶۰	۱۱/۶۸	۰/۹۰
۳	۵/۵	۵۰	۰/۰۵۰	۶۰	۱۰/۸۶	۲/۵۴
۴	۴/۲۵	۳۰	۰/۲۰۰	۳۵	۸/۸۱	۰/۲۹
۵	۵/۵	۵۰	۰/۱۵۰	۶۰	۱۲/۰۱	۰/۹۲
۶	۵/۵	۵۰	۰/۱۵۰	۱۰	۹/۵۴	۰/۱۳
۷	۴/۲۵	۳۰	۰/۱۰۰	۸۵	۸/۴۲	۱/۴۳
۸	۵/۵	۵۰	۰/۱۵۰	۶۰	۱۲/۲۸	۰/۹۳
۹	۶/۷۵	۷۰	۰/۲۰۰	۸۵	۲۰/۰۱	۱/۶۸
۱۰	۵/۵	۵۰	۰/۱۵۰	۱۱۰	۱۷/۹۴	۲/۶۷
۱۱	۵/۵	۱۰	۰/۱۵۰	۶۰	۲/۹۸	۰/۲۳
۱۲	۶/۷۵	۳۰	۰/۱۰۰	۸۵	۶/۰۶	۱/۰۰
۱۳	۶/۷۵	۳۰	۰/۲۰۰	۳۵	۱۲/۴۷	۰/۴۲

ظرفیت جذب qe(mg/g)	درصد بازده R%	غلظت رنگ (mg L ⁻¹)	مقدار جاذب (g)	زمان تماس (min)	pH	آزمایش‌ها
۱/۸۶	۲۲/۲۳	۸۵	۰/۲۰۰	۳۰	۴/۲۵	۱۴
۳/۰۹	۱۸/۸۱	۸۵	۰/۱۰۰	۷۰	۴/۲۵	۱۵
۰/۸۷	۱۱/۲۲	۶۰	۰/۱۵۰	۵۰	۵/۵	۱۶
۱/۳۱	۲۷/۹۰	۶۰	۰/۲۵۰	۵۰	۵/۵	۱۷
۰/۹۸	۱۲/۷۱	۶۰	۰/۱۵۰	۵۰	۵/۵	۱۸
۲/۹۵	۱۷/۹۰	۸۵	۰/۱۰۰	۷۰	۶/۷۵	۱۹
۰/۶۰	۸/۸۳	۳۵	۰/۱۰۰	۳۰	۶/۷۵	۲۰
۱/۷۲	۲۰/۲۶	۸۵	۰/۲۰۰	۷۰	۴/۲۵	۲۱
۱/۴۳	۱۹/۳۸	۳۵	۰/۱۰۰	۷۰	۶/۷۵	۲۲
۰/۸۶	۱۲/۹۰	۳۵	۰/۱۰۰	۳۰	۴/۲۵	۲۳
۰/۸۸	۱۱/۴۰	۶۰	۰/۱۵۰	۵۰	۵/۵	۲۴
۰/۷۹	۱۰/۱۲	۶۰	۰/۱۵۰	۵۰	۵/۵	۲۵
۰/۵۶	۱۵/۴۷	۳۵	۰/۲۰۰	۷۰	۶/۷۵	۲۶
۰/۶۴	۷/۶۷	۸۵	۰/۲۰۰	۳۰	۶/۷۵	۲۷
۱/۹۹	۲۵/۱۸	۶۰	۰/۱۵۰	۵۰	۳	۲۸
۰/۵۹	۷/۶۳	۶۰	۰/۱۵۰	۵۰	۸	۲۹
۱/۴۸	۲۰/۳۳	۳۵	۰/۱۰۰	۷۰	۴/۲۵	۳۰
۰/۷۰	۱۹/۶۷	۳۵	۰/۲۰۰	۷۰	۴/۲۵	۳۱

برای ارزیابی عملکرد مدل ریاضی یک شیوه قابل اطمینان، آنالیز واریانس است. بعد از تحلیل نتایج یک معادله ریاضی برای مدل‌سازی فرایند توسط نرم افزار ارائه شد که به صورت پارامترهای کدی در معادله (۳) ارائه شده است.

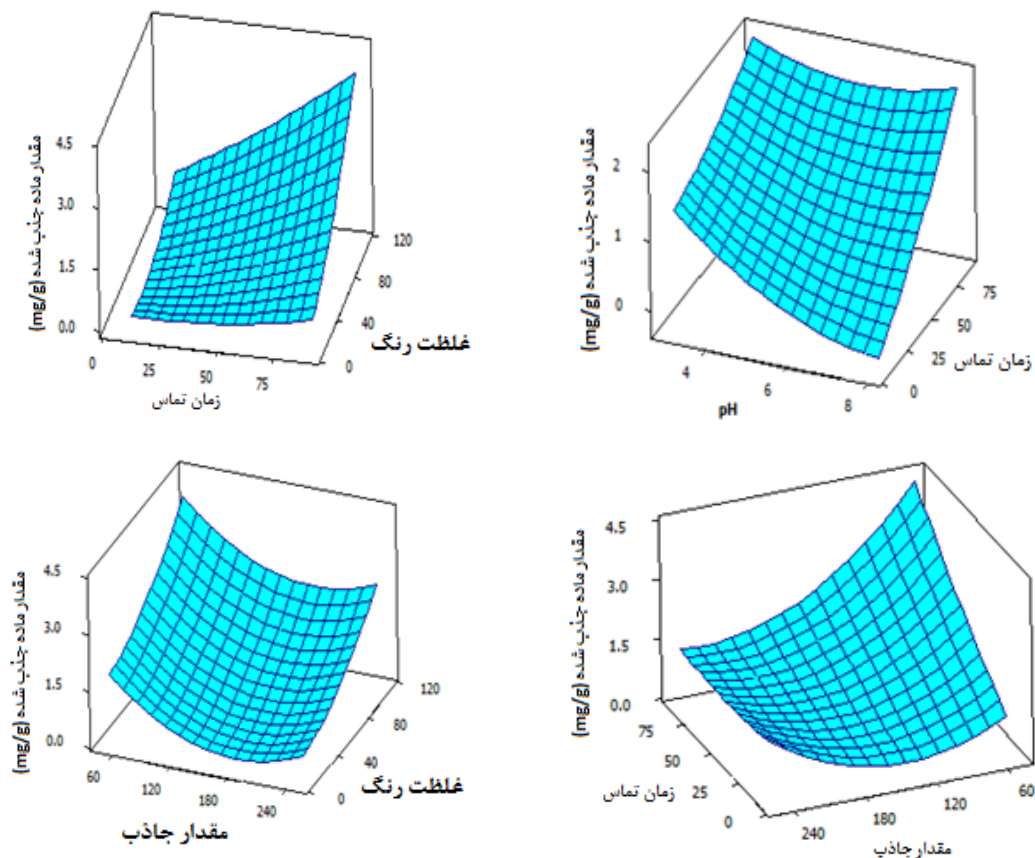
$$\begin{aligned}
 Y = & 2.57629 - 0.30073x_1 + 0.06399x_2 - 0.56214x_3 + 0.60197x_4 \\
 & + 0.11364x_1^2 - 0.22549x_2^2 - 0.23101x_3^2 \\
 & - 0.11999x_4^2 + 0.08439x_1x_2 + 0.17685x_1x_3 \\
 & - 0.19475x_1x_4 + 0.23913x_2x_3 - 0.14906x_2x_4 \\
 & - 0.02589x_3x_4
 \end{aligned} \quad (3)$$

در این معادله X_1 , X_2 , X_3 , X_4 به ترتیب pH، زمان فرایند، مقدار جاذب و غلظت رنگ است. بر اساس نتایج آنالیز واریانس، برای این مدل، مقدار F برابر ۱۴ و مقدار P کمتر از ۰/۰۵ است که تاییدکننده مطلوبیت مدل است. آزمون فقدان برازش یک مقیاس دیگر برای بررسی مدل و نتایج است. این آزمون بر طبق مقایسه باقیمانده، با خطای خالص به دست آمده از نقاط طراحی شده تکراری در سطح مرکزی متغیرها، انجام می‌شود. در این مدل اگر مقدار P کمتر از ۰/۰۵ باشد، مدل ریاضی مربوطه به طور قابل قبولی با مفهوم خواهد بود. با توجه به نتایج آنالیز واریانس، مقدار P از آزمون فقدان برازش، ۰/۳۲۳ است که بیشتر از ۰/۰۵ بوده و تایید کننده عملکرد مدل است. مضاف بر این، قیاس ظرفیت جذب (q_e) پیش بینی شده و به دست آمده نشان می‌دهد که مقدار R^2 برابر ۰/۷۸ است، برای یک برازش خوب از مدل، R^2 هر چقدر به یک نزدیکتر باشد مطلوبتر است، بنابراین R^2 به دست آمده قابل قبول است.

● اثر پارامترها

به منظور بررسی اثر پارامترهای مختلف بر فرایند جذب سطحی رنگ بر روی جاذب مغناطیسی فریت نیکل، از نمودارهای سه بعدی استفاده شد که در شکل (۶) نشان داده شده است. همانگونه که در شکل (۶) قابل مشاهده است،

با کاهش pH مقدار جذب رنگ به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد. با کاهش pH به مقادیر کمتر از ۷ به دلیل حضور یون‌های H^+ ، سطح جاذب دارای بار مثبت شده و با افزایش pH به مقادیر بیشتر از ۷ به علت حضور بیشتر ملکول‌های OH^- (بار منفی) در اطراف جاذب، سطح جاذب دارای بار منفی خواهد بود و از آنجا که رنگ سانسست یلو یک ترکیب آنیونی است، بنابراین نیروی جاذبه الکترواستاتیکی بین جاذب و آلاینده رنگی عامل اصلی افزایش ظرفیت جذب در شرایط اسیدی است. در pH های بالا به دلیل وجود نیروهای دافعه الکترواستاتیکی بین مولکول‌های رنگ آنیونی و جایگاه‌های دارای بار منفی در سطح جاذب، عمل جذب مطلوب نیست. در خصوص تغییرات غلظت رنگ مشاهده می‌شود که با افزایش غلظت رنگ مقدار جذب افزایش می‌یابد. در فرایند جذب سطحی با افزایش غلظت رنگ به دلیل افزایش برخورد بین مولکول رنگ و جاذب، بازده فرایند افزایش خواهد یافت. در مورد مقدار جاذب مشاهده می‌شود که با افزایش مقدار جاذب، جذب سطحی رنگ کاهش یافته است که می‌تواند به دلیل کاهش سطح قابل دسترس در اثرکنش متقابل بین ذرات جاذب و پخش نشدن آن باشد. در خصوص زمان تماس در فرایند جذب سطحی، به طور کلی با گذشت زمان در فرایند جذب سطحی بازده فرایند جذب افزایش می‌یابد تا اینکه سطح اشباع شده و فرایند به تعادل می‌رسد. در صورتی که تغییری در دیگر پارامترها رخ ندهد تعادل ثابت مانده و در برخی موارد با تغییر پارامترهای دیگر مانند pH ممکن است فرایند و جذب رخ داده و بازده کم شود. با توجه به شکل (۶) مشاهده می‌شود که در این کار با گذشت زمان، بازده افزایش یافته است که قابل پیش بینی بوده و روند منطقی است. نتایج این کار با کارهای مشابهی که در حذف رنگ توسط فریت‌های مختلف استفاده شده است هم‌خوانی دارد (هامود و همکاران، ۲۰۲۵؛ نصیری و همکاران، ۲۰۲۴).

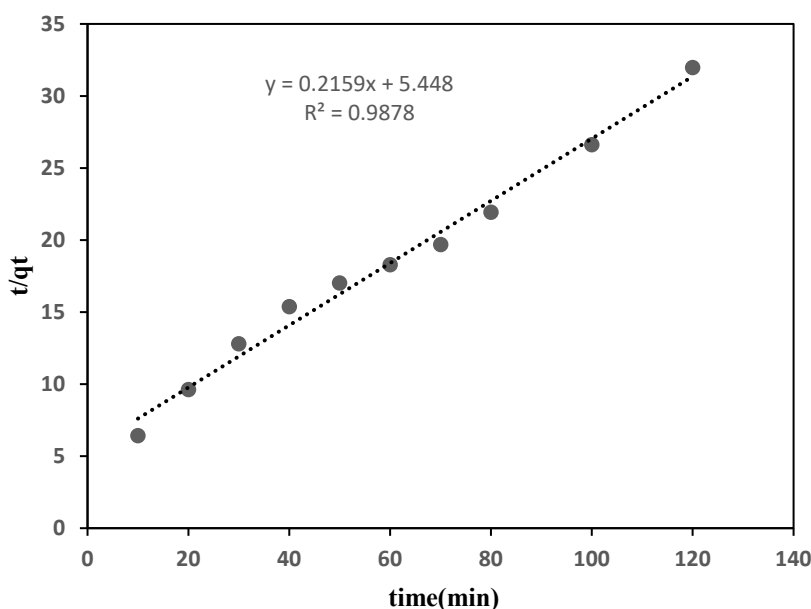


شکل (۶) اثر پارامترهای مختلف بر فرایند جذب سطحی رنگ بر روی جاذب

در ادامه برای تعیین مقادیر بهینه پارامترها، مقدار ظرفیت جذب جذب به عنوان پاسخ فرایند در مقدار بیشینه در نظر گرفته شد و بر اساس ارزیابی و پیشنهاد مدل مقادیر غلظت اولیه رنگ ۱۱۰ mg/L، زمان تماس ۹۰ min، مقدار جذب ۰/۰۵ g و pH = ۳ به عنوان بهینه در نظر گرفته شد. بعد از انجام تست در شرایط بهینه مشخص شده مقدار ظرفیت جذب تعادلی جذب ۳/۷۶ mg/g به دست آمد.

● بررسی سینتیک و همدمای جذب

برای انجام مطالعات سینتیکی برای رنگ سانسیت یلو معادلات شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم در شرایط بهینه مورد ارزیابی قرار گرفت. به این منظور ظرفیت جذب جذب در شرایط؛ غلظت اولیه ۱۱۰ mg/L، جرم جذب ۰/۰۵ g و pH = ۳ در بازه زمانی ۱۰-۱۲۰ min بررسی شد. نتایج نشان داد که فرایند با ضریب همبستگی حدود ۰/۹۹ از سینتیک شبه مرتبه دوم پیروی می کند. نمودار مربوطه در شکل (۷) نشان داده شده است. در این نمودار q_t مقدار رنگ جذب سطحی شده در زمان مشخص است.



شکل (۷) نمودار سینتیک شبه مرتبه دوم برای جذب رنگ سانسیت یلو توسط نیکل در شرایط بهینه

برای بررسی مکانیزم جذب سطحی فرایند، تبعیت فرایند از مدل های جذب سطحی فروندلیچ و لانگمویر مورد ارزیابی قرار گرفت. ایزوترم لانگمویر نشان می دهد که جذب بر روی جاذب بصورت همگن، یکنواخت و تک لایه ای است که بین مولکول های جاذب هیچگونه واکنشی اتفاق نمی افتد. معادله جذب سطحی لانگمویر به صورت زیر است.

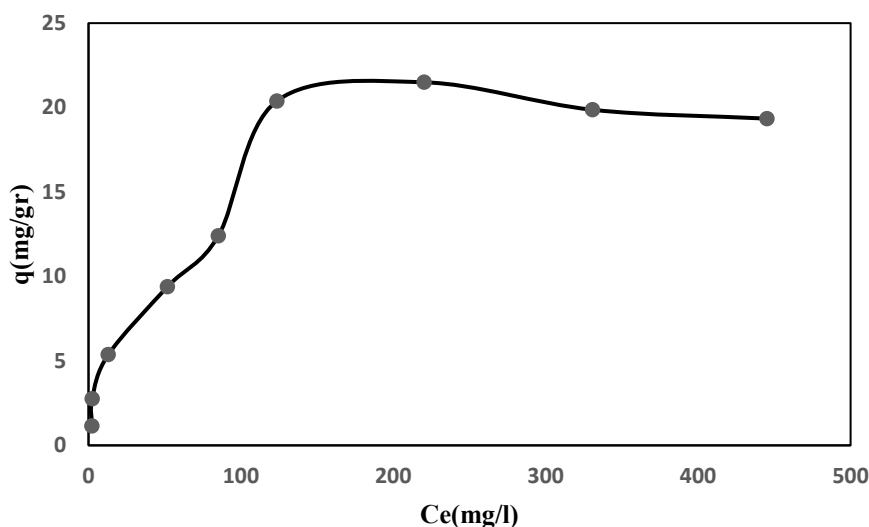
$$\frac{1}{q} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m b C_{eq}} \quad (5)$$

در این معادله، q مقدار رنگ جذب سطحی شده در شرایط آزمایش (mg/g) و C_{eq} غلظت حل شده در محلول در لحظه تعادل (غلظت تعادلی، mg/L) است و b و q_m ثابت های لانگمویر هستند که به ترتیب نشان دهنده ثابت تعادل جذب سطحی و ظرفیت جذب سطحی یک لایه اشباع شده ماکسیمم مقدار ظرفیت جذب می باشند. با توجه به معادله

(۵) نمودار $1/q$ در برابر $1/C_{eq}$ یک خط راست با شیب $1/qm$ b و عرض از مبدا $1/qm$ خواهد بود (بهاث^۱ و همکاران، ۲۰۱۲؛ جپ و کلیمت^۲، ۲۰۱۲). ایزوترم فروندلیچ نشان دهنده جذبی ناهمگن و هتروژن است که عمل جذب به صورت چند لایه ای است و سطح جاذب در فرآیند جذب دارای انرژی های متفاوتی است. معادله جذب سطحی فروندلیچ به صورت زیر است.

$$\log q = \log P + \frac{1}{n} \log C_{eq} \quad (۶)$$

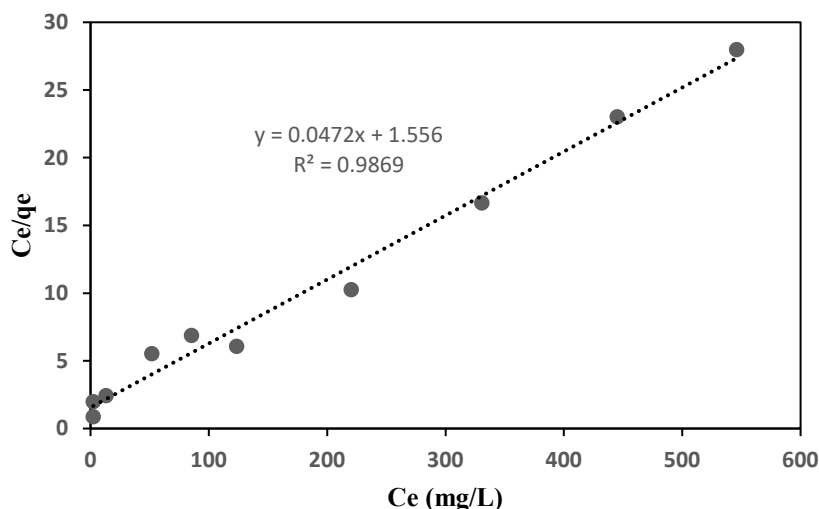
در این رابطه C_{eq} غلظت جذب شونده در محلول در لحظه تعادل بر حسب (mg/L) و q مقدار ماده جذب سطحی شده بر حسب (mg/g) و P و n ثابت های فروندلیچ هستند که به ترتیب ظرفیت جذب سطحی و میزان شدت جذب سطحی هستند. بنابراین نمودار $\log C_{eq}$ در برابر $\log q$ یک خط راست خواهد شد که شیب آن معادل $1/n$ و عرض از مبدا آن معادل $\log P$ است (جپ و کلیمت، ۲۰۱۲). به منظور بررسی ایزوترم های جذب سطحی و تعیین بیشترین ظرفیت جذب، غلظت های متفاوت رنگ مورد ارزیابی قرار گرفت و نمودار ظرفیت جذب بر حسب غلظت رسم شد که در شکل (۸) نشان داده شده است. در ادامه، برازش نتایج با ایزوترم های مذکور بررسی شد که برای معادله لانگمویر در شکل (۹) و فروندلیچ در شکل (۱۰) نشان داده شده است. با توجه به مقدار ضریب همبستگی (R^2) که در همدمای لانگمویر بیشتر از ضریب همبستگی فروندلیچ بوده و نزدیک به یک است می توان نتیجه گرفت که فرایند از ایزوترم لانگمویر تبعیت می کند. بنابراین مکانیسم جذب، شیمیایی و تک لایه بوده و همچنین جذب همگن است. بر اساس معادله لانگمویر مقدار حداکثر ظرفیت جذب رنگ mg/g ۲۱/۱ و ثابت تعادل جذب سطحی (L/mg) $۰/۰۳۰۴$ است.



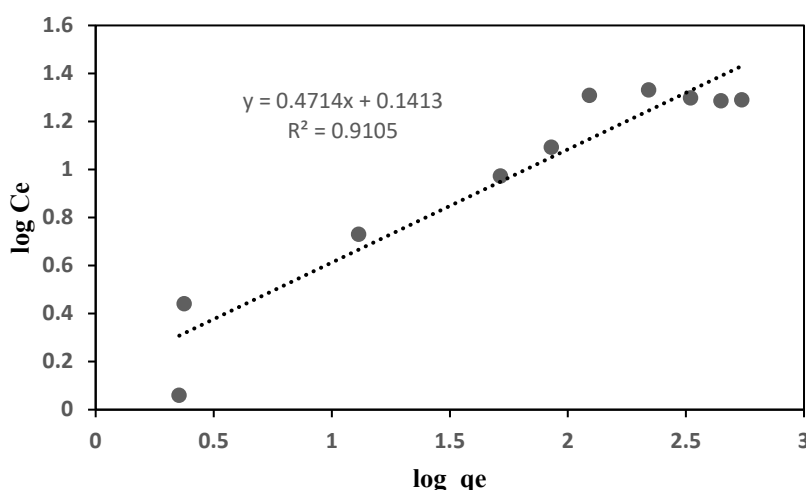
شکل (۸) مطالعه همدمای جذب رنگ سانست یلو با استفاده از فریت نیکل (در دمای $۲۵^{\circ}C$) با غلظت اولیه: $۵۰-۵۰۰ mg/L$ و مقدار جاذب: $۰/۰۵ g$

1- Bhatt

2- Jeppu & Clement



شکل (۹) برازش داده‌های تجربی جذب سطحی سانست یلو با استفاده از فریت نیکل بر اساس مدل جذب لانگمویر (در دمای ۲۵ °C) با غلظت اولیه: ۵۰-۵۰۰ mg/L و مقدار جاذب: ۰/۰۵ g



شکل (۱۰) برازش داده‌های تجربی جذب سطحی سانست یلو با استفاده از فریت نیکل بر اساس مدل فروندلیچ (در دمای ۲۵ °C) با غلظت اولیه: ۵۰-۵۰۰ mg/L و مقدار جاذب: ۰/۰۵ g

بحث و نتیجه‌گیری

هدف از این کار حذف رنگ سانست یلو از محیط آبی توسط فرایند جذب سطحی با استفاده از جاذب مغناطیسی فریت نیکل است. مطالعات مشخصه‌یابی، سنتز موفقیت‌آمیز نانوذرات فریت نیکل خالص را تأیید کرد. نتایج نمودارهای DTG و TGA در کنار نتایج XRD تأیید می‌کند که ترکیب خالص فریت نیکل سنتز شده است. نتایج TEM نشان داد که ابعاد جاذب مغناطیسی به طور متوسط ۱۸ nm است. این اندازه ذرات با نتایج XRD مطابقت دارد. برای مدل‌سازی و بهینه‌سازی فرایند از روش آماری سطح پاسخ استفاده شده است. نتایج آنالیز واریانس، تأییدکننده عملکرد مطلوب مدل

است. نتایج نشان داد که بازده فرایند در شرایط اسیدی بیشتر است. نیروی جاذبه الکترواستاتیکی بین جاذب و آلاینده رنگی عامل اصلی افزایش ظرفیت جذب در شرایط اسیدی است. 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 نیست. در خصوص اثر تغییرات غلظت رنگ، افزایش بازده با افزایش غلظت رنگ، به دلیل افزایش تعداد برخورد مولکول های رنگ و جاذب است. مدل سازی و بهینه سازی فرایند نشان داد که در شرایط بهینه با غلظت اولیه رنگ ۱۱۰ mg/L، زمان تماس ۹۰ min، مقدار جاذب ۰/۰۵g و pH = ۳ مقدار ظرفیت جذب تعادلی جاذب ۳/۷۶ mg/g بدست آمده است. با توجه به ساختار رنگ و نوع جاذب مورد استفاده بازده در شرایط اسیدی بهتر است. در پژوهشی که توسط انورحسن^۱ و همکارانش در سال ۲۰۲۵ گزارش شده، از جاذب نیکل فریت برای حذف رنگ ریمازول قرمز استفاده شده است. در این کار فریت نیکل با ابعاد حدود ۲۳ nm سنتز شده و به روش مشابه کار حاضر مشخصه یابی شده است. در این کار نیز شرایط اسیدی به عنوان pH بهینه گزارش شده و بازده فرایند ۹۹ درصد برای غلظت اولیه ۲۰ mg/L با مقدار جاذب بسیار بیشتر از کار حاضر بدست آمده است (انور حسن و همکاران، ۲۰۲۵). در کار مشابهی که در سال ۲۰۲۵ توسط اشرف^۲ و همکاران گزارش شده، از فریت فلزات مختلف از جمله نیکل برای حذف آلاینده رنگی استفاده شده است. در این کار عملکرد فریت های مختلف در حذف یک رنگ مقایسه شده است. در همه موارد pH اسیدی به عنوان بهینه گزارش شده است (اشرف و همکاران، ۲۰۲۵). نتایج بررسی سینتیک و همدمای جذب فرایند، نمایانگر این بود که فرایند جذب برای رنگ از سینتیک شبه مرتبه دوم و همدمای لانگمویر تبعیت می کند و بر اساس معادله لانگمویر مقدار حداکثر ظرفیت جذب رنگ ۲۱/۱ mg/g است. سینتیک مرتبه دوم یعنی درصد حذف سانست یلو به وسیله NiFe_2O_4 به غلظت رنگ حساس است. همچنین بر اساس نتایج همدمای جذب فرایند، جذب بر روی جاذب بصورت همگن، یکنواخت و تک لایه ای است و بین مولکول های جاذب هیچگونه کنش متقابل رخ نمی دهد. در مورد سینتیک و همدمای جذب، در مقایسه با کارهای مشابه گزارش شده برای حذف رنگ توسط فریت های مغناطیسی، مشابه این کار، تبعیت از سینتیک شبه مرتبه دوم و همدمای لانگمویر گزارش شده است (محمودی، ۲۰۱۳؛ سبحان اردکانی و زندی پاک، ۲۰۱۶). بر اساس منابع، چندین جاذب مختلف برای حذف رنگ سانست یلو از محیط آبی استفاده شده است. در یک مورد از ژئولیت اصلاح شده استفاده شده که در شرایط بهینه مقدار ظرفیت جذب برای حذف رنگ ۵/۰۶ mg/g (باقری^۳ و همکاران، ۲۰۲۴). همچنین در کار دیگری از پوست نارگیل و بادام زمینی استفاده شد که در شرایط بهینه بر اساس نتایج، ظرفیت جذب برای این رنگ حدود ۰/۶ mg/g گزارش شده است (آدموریو و انیو^۴، ۲۰۲۰). در مورد دیگری از پسماندهای نارگیل به عنوان جاذب برای حذف رنگ مورد بحث استفاده شده و بر اساس نتایج بیشترین ظرفیت جذب برای این جاذب ۸۲ mg/g است (کوماری^۵ و همکاران، ۲۰۲۴). از مقایسه نتایج با جاذب های مشابه، مشاهده شد که جاذب فریت نیکل مورد استفاده در این کار در مقایسه با جاذب های دیگر ظرفیت مطلوبی برای جذب رنگ سانست یلو دارد. با توجه به نتایج به دست آمده از این تحقیق، فریت نیکل، یک جاذب مطلوب و کاربردی برای حذف رنگ های آلی از پساب های آلوده است. از جمله مزیت های این روش می توان به مغناطیسی بودن جاذب فریت نیکل اشاره کرد که باعث جداسازی راحت آن از محیط بعد از انجام فرایند می شود.

1- Anvar-hasan

2- Ashraf

3- Bagheri

4- Ademoriyo & Enyoh

5- Kumari

منابع

- Abd-Zaid, A. A., Ahmed, L. M., & Mohammad, R. K. (2022). Synthesis of inverse spinel nickel ferrite like-broccoli nanoparticle and thermodynamic study of photo-decolorization of alkali blue 4B dye. *Journal of Nanostructures*, 12(3), 697-710. doi:10.22052/JNS.2022.03.022
- Ademoriyo, C. O., & Enyoh, C. E. (2020). Batch adsorption studies of sunset yellow and tartrazine using coconut and groundnut shells. *J. Biomed. Res. Environ. Sci*, 1(5), 163-172. doi:10.37871/jbres1138
- Ali, N. S., Khader, E. H., Abdulrahman, M. A., Salih, I. K., & Albayati, T. M. (2024). Removal of anionic azo dye from wastewater using Fe₃O₄ magnetic nanoparticles adsorbents in a batch system. *Desalination and Water Treatment*, 317, 100033. doi:10.1016/j.dwt.2024.100033
- Azimi, S. B. (2024). Preparation of Biochar and its Use to Remove Nitrophenol from Aqueous Media by Adsorption Method, *Environment And Interdisciplinary Development*, 9, 69-81. <https://www.sid.ir/journal/issue/297005/en>
- Ashraf, S., Munir, R., Sayed, M., Muneer, A., Yaseen, M., Zahid, M., & Noreen, S. (2025). Synthesis and applications of green waste-mediated nickel, manganese, cobalt, copper, and zinc green ferrites for wastewater remediation. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(17), 24001-24034. doi:10.1007/s13399-024-05664-5
- Bagheri, A., Khabbaz, S. H., & Rafati, A. A. (2024). Comparison of the natural and surfactant-modified zeolites in the adsorption efficiency of sunset yellow food dye from aqueous solutions. *Scientific Reports*, 14(1), 22511. doi:10.1038/s41598-024-72859-1
- Bhatt, A. S., Sakaria, P. L., Vasudevan, M., Pawar, R. R., Sudheesh, N., Bajaj, H. C., et al. (2012). Adsorption of an anionic dye from aqueous medium by organoclays: equilibrium modeling, kinetic and thermodynamic exploration. *RSC advances*, 2(23), 8663-8671. doi:10.1039/C2RA20347B
- Burda, C., Chen, X., Narayanan, R., & El-Sayed, M. A. (2005). Chemistry and properties of nanocrystals of different shapes. *Chemical reviews*, 105(4), 1025-1102. doi:10.1021/cr030063a
- Chauhan, P. S., Singh, K., Choudhary, A., Brighu, U., Singh, S., & Bhattacharya, S. (2024). Combined advanced oxidation dye-wastewater treatment plant: design and development with data-driven predictive performance modeling. *NPJ Clean Water*, 7(1), 15. doi:10.1038/s41545-024-00308-7
- Deivayanai, V., Karishma, S., Thamarai, P., Saravanan, A., & Yaashikaa, P. (2024). Efficient red azo dye removal from wastewater using magnetic nanoparticle impregnated Prosopis juliflora biomass: ANN modeling approach. *Desalination and Water Treatment*, 100746. doi:10.1016/j.dwt.2024.100746
- Donyagard, F., Zarei, A. R., & Rezaei-Vahidian, H. (2017). Application of magnetic carbon nanocomposites to remove melanoidin from aqueous media: kinetic and isotherm studies. *Research on Chemical Intermediates*, 43, 4639-4655. doi:10.1007/s11164-017-2902-y
- Gopale, S., Kakade, G., Kulkarni, G., Vinayak, V., Jadhav, S., & Jadhav, K. (2020). X-ray diffraction, infrared and magnetic studies of NiFe₂O₄ nanoparticles. *Paper presented at the Journal of Physics: Conference Series*. doi:10.1088/1742-6596/1644/1/012010
- Hammood, A. Y., Albehadili, M. H., AL-Tememi, M. K., Majed, A. A., & Radhi, W. A. (2025). Use of nano-magnetic materials for removal of Congo red dye from aqueous solutions. *Advances in Natural Sciences: Nanoscience and Nanotechnology*, 16(2), 025014. doi:10.1088/2043-6262/adc977
- Hassan, A.A., Ali, M.E.M., Abdel-Latif, S.A. et al. Efficient removal of Remazol Red dye from aqueous solution using magnetic nickel ferrite nanoparticles synthesized via aqueous reflux. *Sci Rep* 15, 17527 (2025). doi:10.1038/s41598-025-98478-y
- Haridevamuthu, B., Murugan, R., Seenivasan, B., Meenatchi, R., Pachaiappan, R., Almutairi, B. O., et al. (2024). Synthetic azo-dye, Tartrazine induces neurodevelopmental toxicity via mitochondria-mediated apoptosis in zebrafish embryos. *Journal of Hazardous Materials*, 461, 132524. doi:10.1016/j.jhazmat.2023.132524
- Hassan, M. S., & El-Nemr, K. F. (2013). Dye sorption characters of gamma irradiated foamed ethylene propylene diene monomer (EPDM) rubber/clay composites. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19(4), 1371-1376. doi:10.1016/j.jiec.2012.12.042
- Hummers Jr, W. S., & Offeman, R. E. (1958). Preparation of graphitic oxide. *Journal of the american chemical society*, 80(6), 1339-1339. doi:10.1021/ja01539a017
- Jeppu, G. P., & Clement, T. P. (2012). A modified Langmuir-Freundlich isotherm model for simulating pH-dependent adsorption effects. *Journal of contaminant hydrology*, 129, 46-53. doi:10.1016/j.jconhyd.2011.12.001

- Kapanga, P. M., Nyakairu, G. W. A., Nkanga, C. I., Lusamba, S. N., Tshimanga, R. M., & Shehu, Z. (2024). A review of dye effluents polluting African surface water: sources, impacts, physicochemical properties, and treatment methods. *Discover Water*, 4(1), 85. doi:10.1007/s43832-024-00129-2
- Khandelwal, D., Rana, I., Mishra, V., Ranjan, K. R., & Singh, P. (2024). Unveiling the impact of dyes on aquatic ecosystems through zebrafish—a comprehensive review. *Environmental Research*, 119684. doi:10.1016/j.envres.2024.119684
- Kolya, H., & Kang, C.-W. (2024). Toxicity of metal oxides, dyes, and dissolved organic matter in water: implications for the environment and human health. *Toxics*, 12(2), 111. doi:10.3390/toxics12020111
- Kreyling, W. G., Semmler-Behnke, M., & Chaudhry, Q. (2010). A complementary definition of nanomaterial. *Nano today*, 5(3), 165-168. doi:10.1016/j.nantod.2010.03.004
- Kumari, R., Sircar, A., Dey, S., Qaiyum, M., Bist, N., & Yadav, K. (2024). Sequestration of a food dye (sunset yellow) from wastewater using natural adsorbent: a kinetic, isotherm and interference study. *International Journal of Phytoremediation*, 26(11), 1716-1727. doi:10.1080/15226514.2024.2349964
- Mahmoodi, N. (2013). Basic Dyes Removal from Aqueous Media by Nickel-Zinc Ferrite Magnetic Nanoparticles. *Journal of Textile Science and Technology*, 3(1), 29-36, 20.1001.1. doi:21517162.1392.3.1.5.7
- Merrikhpour, H., Mobarakpour, S., & Azimi, S. B. (2022). Adsorption of Cd²⁺, Cu²⁺, and Ni²⁺ onto surfactant modified bentonite. *Desalination and Water Treatment*, 271, 157-165. doi:10.5004/dwt.2022.28768
- Mustamam, M. K., Elaissari, A., Fatehah, M. O., Aziz, H. A., & Wang, M.-H. S. (2024). Nano Pollutant Properties, Occurrence and Behavior in Water and Wastewater Streams. *Industrial Waste Engineering*, 279-332. doi:10.1007/978-3-031-46747-9_12
- N Lotha, T., Sorhie, V., Bharali, P., & Jamir, L. (2024). Advancement in sustainable wastewater treatment: A multifaceted approach to textile dye removal through physical, biological and chemical techniques. *ChemistrySelect*, 9(11), e202304093. doi:10.1002/slct.202304093
- Nasiri, A., Golestani, N., Rajabi, S., & Hashemi, M. (2024). Facile and green synthesis of recyclable, environmentally friendly, chemically stable, and cost-effective magnetic nanohybrid adsorbent for tetracycline adsorption. *Heliyon*, 10 (2). doi:10.1016/j.heliyon.2024.e24179
- Qiu, M., Qian, C., Xu, J., Wu, J., & Wang, G. (2009). Studies on the adsorption of dyes into clinoptilolite. *Desalination*, 243(1-3), 286-292. doi:10.1016/j.desal.2008.04.029
- Radaei, E., Alavi Moghaddam, M. R., & Arami, M. (2014). Removal of reactive blue 19 from aqueous solution by pomegranate residual-based activated carbon: optimization by response surface methodology. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12, 1-8. doi:10.1186/2052-336X-12-65
- Roosta, M., Ghaedi, M., Daneshfar, A., Darafarin, S., Sahraei, R., & Purkait, M. (2014). Simultaneous ultrasound-assisted removal of sunset yellow and erythrosine by ZnS: Ni nanoparticles loaded on activated carbon: Optimization by central composite design. *Ultrasonics sonochemistry*, 21(4), 1441-1450. doi:10.1016/j.ultsonch.2014.01.018
- Royer, B., Cardoso, N. F., Lima, E. C., Vagheti, J. C., Simon, N. M., Calvete, T., et al. (2009). Applications of Brazilian pine-fruit shell in natural and carbonized forms as adsorbents to removal of methylene blue from aqueous solutions—Kinetic and equilibrium study. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2-3), 1213-1222. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.09.028
- Sagadevan, S., Chowdhury, Z. Z., & Rafique, R. F. (2018). Preparation and characterization of nickel ferrite nanoparticles via co-precipitation method. *Materials Research*, 21, e20160533. doi:10.1590/1980-5373-mr-2016-0533
- Satyam, S., & Patra, S. (2024). Innovations and challenges in adsorption-based wastewater remediation: a comprehensive review. *Heliyon*. doi:10.1016/j.heliyon.2024.e29573
- Shen, Z., Kuang, Y., Zhou, S., Zheng, J., & Ouyang, G. (2023). Preparation of magnetic adsorbent and its adsorption removal of pollutants: an overview. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 167, 117241. doi:10.1016/j.trac.2023.117241
- Sobhanardakani, S., & Zandipak, R. (2016). Removal of methyl orange dye from aqueous solutions using NiFe₂O₄ nanoparticles: equilibrium and kinetic studies, 9, 2, 247-Pe258. <http://ijhe.tums.ac.ir/article-1-5566-en.html>.
- Soleymani, A. R., Tavassoli, A. M., & Rezaei-Vahidian, H. (2023). Assessment of back-side activation of titania thin film using a fixed-bed photocatalytic-reactor: kinetic study, operating cost and ANN

- modeling. *Chemical Engineering Research and Design*, 190, 759-776. doi:10.1016/j.cherd.2022.12.047
- Su, C.-C., Pukdee-Asa, M., Ratanatamskul, C., & Lu, M.-C. (2011). Effect of operating parameters on decolorization and COD removal of three reactive dyes by Fenton's reagent using fluidized-bed reactor. *Desalination*, 278(1-3), 211-218. doi:10.1016/j.desal.2011.05.022
- Vahidian, H. R., Soleymani, A. R., & Parsa, J. B. (2015). Development of a four-layered ANN for simulation of an electrochemical water treatment process. *Desalination and Water Treatment*, 56(2), 388-398. doi:10.1080/19443994.2014.937761
- Zarei, A., Hedayatinasab, F., & Rezaei-Vahidian, H. (2020). Photocatalytic degradation of nitro-aromatic explosives using visible-light-activated WO₃: Optimization and catalyst modification. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 39(4), e13386. doi:10.1002/ep.13386