



Removal of the Ni(II) from Water Samples Using a Polymer-Grafted Magnetic Graphene Oxide Nanoadsorbent

Saba Moradi¹, Mahsasdat Miralinaghi^{2*}, Elham Moniri³, Shadab Shahsavari⁴, Mohsen Shabani⁵

1. PhD. Student in Chemical Engineering, Dept. of Chemical Engineering, Varamin-Pishva Branch, Islamic Azad University, Varamin, Iran

2. Assoc. Prof., Dept. of Chemistry, Faculty of Basic Sciences, Varamin-Pishva Branch, Islamic Azad University, Varamin, Iran (Corresponding Author) msmiralinaghi@iau.ac.ir and msmiralinaghi@gmail.com

3. Prof., Dept. of Chemistry, Faculty of Basic Sciences, Varamin-Pishva Branch, Islamic Azad University, Varamin, Iran

4. Assoc. Prof., Dept. of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Varamin-Pishva Branch, Islamic Azad University, Varamin, Iran

5. Assoc. Prof., Dept. of Chemistry, Faculty of Basic Sciences, Varamin-Pishva Branch, Islamic Azad University, Varamin, Iran



<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.555973.3526>

Original Paper

Abstract

Heavy metals such as nickel in aqueous environments pose significant risks to both human health and natural ecosystems, owing to their pronounced toxicity, environmental persistence, and tendency to bioaccumulate within food chains. In this study, a novel magnetic graphene oxide nanocomposite functionalized with an allylamine-vinyl imidazole copolymer (Poly-g-MGO) was synthesized and utilized as an efficient adsorbent for removing Ni(II) ions from aqueous solutions. Optimum adsorption conditions were established through batch experiments at pH=7, a contact time of 80 minutes, an adsorbent dosage of 0.25 g L⁻¹, and a temperature of 298 K, with an initial Ni(II) concentration of 20 mg L⁻¹. The removal efficiency of Ni(II) reached 90% under these conditions. The adsorption equilibrium data were best described by the Freundlich isotherm model, indicating a multilayer adsorption process on a heterogeneous surface. The Langmuir model estimated a maximum monolayer adsorption capacity of 133.366 mg g⁻¹. The adsorption capacity diminished as the temperature increased from 298 to 328 K, confirming the exothermic nature of the process. Kinetic studies revealed that the adsorption followed a pseudo-second-order kinetic model, with intra-particle diffusion playing a dominant role in the adsorption mechanism. The adsorbent's practical applicability was further evaluated in real water samples, including tap water, Zayandeh-rood river water, and spent caustic industrial wastewater. The lower removal efficiency in industrial wastewater was attributed to the competitive adsorption of coexisting ions. These findings demonstrate the high capability of Poly-g-MGO for Ni(II) removal and its potential for treating contaminated aqueous samples.

Keywords:
Adsorption, Heavy Metals, Nano Adsorbent, Magnetic Separation, Water Treatment.



Received: Mar. 30, 2025

Revised: May 29, 2025

Accepted: July 6, 2025

Use your device to scan and read the article online



To cite this article:

Moradi, S., Miralinaghi, M., Moniri, E., Shahsavari, Sh., Shabani, M., 2025. Removal of the Ni(II) from water samples using a polymer-grafted magnetic graphene oxide nanoadsorbent. *Water and Wastewater*, 36(3), 54-78.
<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.555973.3526>

© The Author(s).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



1. Introduction

The examination of past research shows that untreated industrial wastewater discharges have developed into a major environmental concern, which causes widespread water contamination across the planet. The most dangerous pollutants include heavy metals because these substances remain in the environment and build up in living organisms while their toxic properties continue to exist. The widespread presence of nickel ions as industrial wastewater contaminants necessitates the development of effective water purification methods for their elimination. Various treatment methods have been proposed, yet adsorption is considered one of the most efficient and practical approaches due to its simplicity and high performance. The development of magnetic graphene oxide composites as nanomaterials has recently attracted research interest because these materials provide both substantial surface area and multiple recycling possibilities. The research aims to produce a polymer-functionalized magnetic graphene oxide nanocomposite (Poly-g-MGO), which will function as a Ni(II) ion adsorbent from various aqueous solutions.

2. Methodology

2.1. Synthesis of Poly-g-MGO nanoadsorbent

The first stage of the procedure required the production of Fe₃O₄ nanoparticles through a controlled co-precipitation technique. The second step produced magnetic Fe₃O₄/CuS nanoparticles through the combination of nanoparticles with CuCl₂·2H₂O, Na₂S, and CTAB. The third step of the process used magnetic nanoparticles to create graphene oxide¹ sheets. The final Poly-g-MGO nanocomposite was created through the grafting of vinyl imidazole and allylamine onto GO sheets with AIBN serving as the polymerization initiator. Detailed experimental conditions and characterization data for this synthetic procedure are provided in a recently published article (Moradi et al., 2026).

2.2. Adsorption experiment

Batch adsorption tests were performed by mixing a measured amount of adsorbent with 40 mL of Ni(II) solution at a set concentration and controlled pH. After shaking at 200 rpm for a defined time, the adsorbent was magnetically separated, and the remaining Ni(II) was analyzed using AAS. Removal efficiency (R%) and adsorption capacity were then calculated using

¹ Graphene Oxide (GO)

Equations 1 and 2:

$$R(\%) = (C_0 - C_e) \times 100 / C_0 \quad (1)$$

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (2)$$

Where,

R (%) is the percentage removal of the metal ion, q_e (mg g⁻¹) is the amount of ions adsorbed per gram of adsorbent, C_0 (mg L⁻¹) and C_e are the initial and equilibrium concentrations of Ni(II) solution, m (g) is the mass of adsorbent, and V (L) is the volume of the solution.

2.3. Preparation of real samples

Four water samples were collected from diverse sources: deionized water, tap water from Tehran (Iran), Zayandeh-Rood river water from Isfahan (Iran), and spent caustic wastewater from the industrial olefin unit in Bandar Imam Khomeini, Mahshahr, Khuzestan (Iran). Each sample was centrifuged to strip out suspended solids. Their key physicochemical properties are listed in Table 1. The samples were then spiked with Ni(II) at 5, 10 and 20 mg L⁻¹, adjusting to optimum pH for each.

3. Results and discussion

3.1. Characterization of Poly-g-MGO nanocomposite

The structural, crystalline, and magnetic properties of the Poly-g-MGO nanocomposite were investigated using FTIR², XRD³, and VSM⁴ analyses. These characterization techniques confirmed the successful synthesis and appropriate physicochemical features of the adsorbent. Detailed synthesis procedures and complete characterization results have been reported in a recently published article by the authors (Moradi et al., 2026).

3.2. Operational parameters

3.2.1. Effect of pH

The influence of pH (3-9) on adsorption efficiency was explored to determine the optimum condition for Ni(II) uptake. As shown in Fig. 1, the highest adsorption capacity of 72 mg g⁻¹ and about 90% removal occurred at pH=7 (20 mg L⁻¹, 298 K, 80 min). At lower pH values (below the $pH_{pzc} \approx 5.6$), excess H⁺ ions compete

² Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)

³ X-Ray Diffraction (XRD)

⁴ Vibrating Sample Magnetometry (VSM)



with Ni(II) and protonate surface groups on Poly-g-MGO, creating positive charges that repel metal ions. Once the pH exceeds the pH_{pzc} , deprotonation generates negatively charged sites, which enhance electrostatic attraction and boost adsorption efficiency (Elkhaleefa et al., 2020; Ungureanu et al., 2024; Zhang et al., 2020).

Table 1. The parameters of pseudo-first-order, pseudo-second-order, and intra-particle diffusion kinetic models

Parameters	Kinetics models	Values
Pseudo-first order	k_1 (min^{-1})	0.313
	$q_{e,cal}$ (mg g^{-1})	66.214
	R^2	0.9947
	RMSE	4.6203
Pseudo-second order	k_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)	0.008
	$q_{e,cal}$ (mg g^{-1})	70.660
	R^2	0.9982
	RMSE	2.701
Intra-particle diffusion	k_i ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$)	2.578
	C (mg g^{-1})	49.867
	R^2	0.9999
	RMSE	0.3540

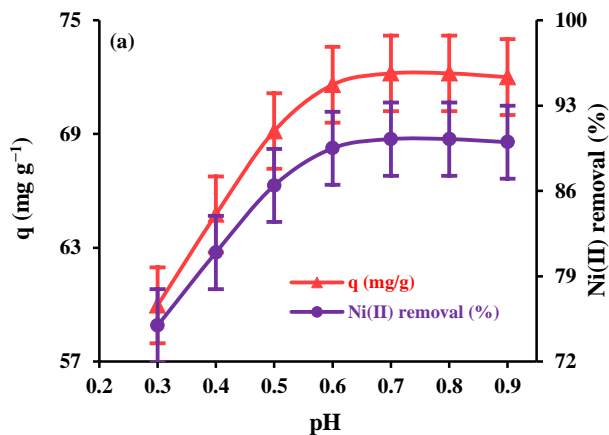


Fig. 1. Effect of pH on adsorption capacity and Ni(II) removal efficiency

3.2.2. Effect of adsorbent dosage

Determining the optimal adsorbent dosage is crucial for achieving high removal efficiency without compromising capacity. As shown in Fig. 2, increasing the dosage to 0.25 g L^{-1} boosted Ni(II) removal to about 90%, after which it

remained stable. This improvement results from more available active sites; however, further dosage increases reduce specific capacity due to particle aggregation, diminished surface area, and incomplete utilization of active sites (Chanda et al., 2021; Li et al., 2022).

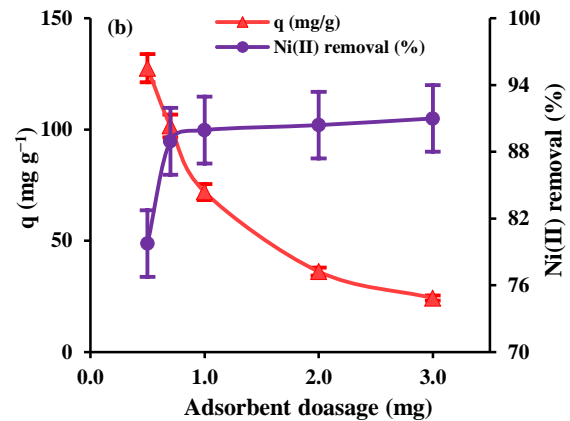


Fig. 2. Effect of adsorbent dosage on adsorption capacity and Ni(II) removal efficiency

3.2.3. Effect of contact time

As shown in Fig. 3, Ni(II) removal by Poly-g-MGO climbed rapidly-about 60% in the first five minutes-and reached nearly 90% after 80 minutes, where it leveled off, indicating equilibrium. The process involves two key stages: an initial fast phase driven by plentiful active sites and a strong concentration gradient (Tchakounte et al., 2024), followed by a slower stage as the sites fill up and electrostatic repulsion between adsorbed and remaining ions begins to limit further uptake (Saod et al., 2025).

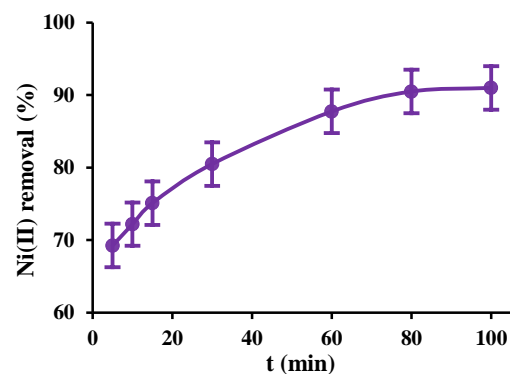


Fig. 3. Effect of contact time on Ni(II) removal efficiency

3.2.4. Effect of temperature

This study explored how temperature influences the removal of Ni(II) ions using the Poly-g-MGO



nanoadsorbent. The optimal conditions were determined to be pH=7.0, a contact time of 80 minutes, and an adsorbent dosage of 0.25 g L⁻¹. As the temperature increased from 298 to 328 K, removal efficiency declined from about 90 to 75%, confirming the exothermic nature of the adsorption process (Charazińska et al., 2022). At higher temperatures, greater ion mobility favors desorption, weakening the interactions between Ni(II) ions and the nanoadsorbent's functional groups, and ultimately lowering the overall adsorption capacity (Janani et al., 2024).

3.2.5. Effect of initial concentration

The initial Ni(II) concentration determines how well adsorption works, as shown in Fig. 4. The optimized conditions produced a maximum removal efficiency of 97% at 10 mg L⁻¹, which decreased to approximately 30% at 120 mg L⁻¹. The solution shows a pattern because active sites become less accessible when metal ion levels reach their highest points, and the solution contains fewer metal ions, which leads to easier adsorption, but at higher metal ion levels, the presence of competing Ni(II) ions restricts removal efficiency (Abdić et al., 2018; Mousavi et al., 2018).

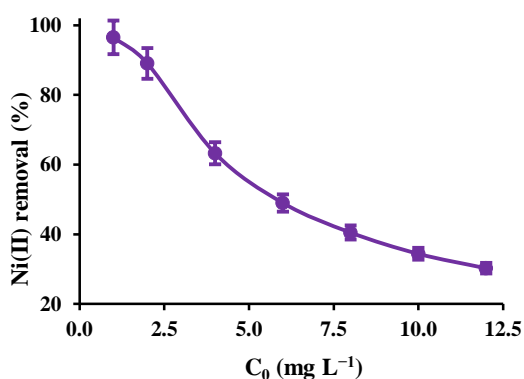


Fig. 4. Effect of initial Ni concentration on Ni(II) removal efficiency

3.2.6. Adsorption kinetics

Kinetic analysis was used to explore how Ni(II) adsorption occurs and how quickly it reaches equilibrium. The data collected at different contact times were compared with the pseudo-first-order, pseudo-second-order, and intraparticle diffusion models. As shown in Table 1, the best fit-supported by the highest R² and lowest RMSE-was achieved with the intraparticle diffusion model. The pseudo-second-order model also matched closely, giving a maximum Ni(II) adsorption capacity of 71 mg g⁻¹ for Poly-g-MGO.

3.2.7. Adsorption isotherm

The equilibrium data were fitted with the Langmuir (Es-Sahbany et al., 2019), Freundlich (Akinyeye et al., 2016), and Dubinin-Radushkevich (Tekin and Açikel, 2022) isotherm models. The results confirmed the Freundlich model as the most suitable, with the highest R² and lowest RMSE values. The parameters obtained from these models are summarized in Table 2. This implies that adsorption occurs on a heterogeneous surface in multiple layers. The value of n in the Freundlich model was mostly within the favourable adsorption range, i.e., the surface heterogeneity constant. Conversely, the Dubinin-Radushkevich model predicted an adsorption energy of 0.198 kJ/mol, suggesting a physical adsorption mechanism (Bayça, 2025).

Table 2. The parameters of Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich isotherm models

Parameters	Isotherm models	Values
Langmuir	q _m (mg g ⁻¹)	133.366
	K _L (L mg ⁻¹)	0.568
	R ²	0.9891
	RMSE	18.4937
Freundlich	(mg ^{1-1/n} L ^{1/n} g ⁻¹)	55.840
	K _F	4.604
	n	0.9992
	RMSE	2.9915
Dubinin-Radushkevich	q _{D-R} (mg g ⁻¹)	138.043
	K _{D-R} (mol ² J ⁻²) × 10 ⁻⁵	1.277
	E (kJ mol ⁻¹)	0.198
	R ²	0.9227
	RMSE	31.078

3.2.8. The removal percentage of Ni(II) in different water samples

Poly-g-MGO showed remarkable efficiency in removing Ni(II) from deionized water, with 98% removal at 5 mg L⁻¹. Its performance gradually declined in more realistic water samples-82% in tap water, 66% in river water, and 37% in spent caustic wastewater from Bandar Imam Khomeini's olefin unit in Mahshahr (Table 3). The reduction became even more noticeable at higher metal concentrations, dropping to 29% in wastewater at 20 mg L⁻¹. These results highlight that while Poly-g-MGO performs exceptionally well in clean systems, the presence of competing



Table 3. Ni(II) removal efficiency in different water samples*

Water samples	Found Ni(II) ions in the sample (mg L ⁻¹)	Found Ni(II) ions (before adsorption) (mg L ⁻¹)	Average of remaining Ni(II) ions in solution (mg L ⁻¹)	Removal efficiency (%) ^a	Relative standard deviation (%) ^a
Deionized water	<0.001	5	0.082	98.4	1.9
	<0.001	10	0.37	96.3	1.5
	<0.001	20	2.103	89.5	0.7
Tap water (Tehran, Iran)	<0.001	5	0.92	81.5	1.7
	<0.001	10	2.44	75.6	1.03
	<0.001	20	8.0	60.1	0.3
River water (Zayanderud, Isfahan, Iran)	0.51	5	1.71	65.8	0.6
	0.51	10	3.7	63.4	0.5
	0.51	20	9.0	55.2	0.2
Industrial wastewater (Bandar-e Mahshahr, Khuzestan, Iran)	0.302	5	3.12	37.6	0.6
	0.302	10	6.5	34.7	0.2
	0.302	20	14.2	29.1	0.2

*Experiment conditions: pH = 7, adsorbent dosage = 0.25 g L⁻¹, contact time = 80 min, and temperature = 298 K.

^a For three determinations.

ions and organic matter in natural and industrial waters significantly reduces its adsorption ability.

4. Conclusions

This study focused on the synthesis and application of the magnetic-polymer-graphene nanocomposite Poly-g-MGO for the removal of Ni(II) ions from aqueous solutions. Optimal adsorption was achieved at pH=7.0, 298 K, a contact time of 80 min, and an adsorbent dosage of 0.25 g L⁻¹, yielding a maximum adsorption capacity of 70.66 mg g⁻¹. Kinetic studies indicated pseudo-second-order and intra-particle diffusion mechanisms, while the Freundlich isotherm best described the adsorption, reflecting heterogeneity and multilayer adsorption.

Removal efficiencies varied with water type and concentration: at 5 mg L⁻¹, 98% for deionized water and 37% for industrial effluents; at 10 mg L⁻¹, 75%, 63%, and 34% for deionized, tap, and river water, respectively; and at 20 mg L⁻¹, 90%, 60%, 55%, and 29%, respectively. Lower efficiency in industrial wastewater was attributed to competitive ions reducing active binding sites. Overall, Poly-g-MGO, composed of Fe₃O₄, CuS, and GO functionalized with vinyl imidazole and allylamine, is a high-capacity, environmentally friendly, and recyclable adsorbent suitable for nano-adsorbent-based water treatment, with performance dependent on the physicochemical properties of the water.





حذف Ni(II) از نمونه‌های آبی با استفاده از نانو جاذب گرافن اکسید مغناطیسی پیوند خورده با پلیمر

صبا مرادی^۱، مهساسادات میرعلینقی^{۲*}، الهام منیری^۳، شاداب شهسواری^۴، محسن شعبانی^۵

- ۱- دانشجوی دکترای تخصصی مهندسی شیمی، گروه مهندسی شیمی، واحد ورامین- پیشوا، دانشگاه آزاد اسلامی، ورامین، ایران
- ۲- دانشیار، گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، واحد ورامین- پیشوا، دانشگاه آزاد اسلامی، ورامین، ایران
(نویسنده مسئول) msmiralinaghi@iau.ac.ir and msmiralinaghi@gmail.com
- ۳- استاد، گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، واحد ورامین- پیشوا، دانشگاه آزاد اسلامی، ورامین، ایران
- ۴- دانشیار، گروه مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی، واحد ورامین- پیشوا، دانشگاه آزاد اسلامی، ورامین، ایران
- ۵- دانشیار، گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، واحد ورامین- پیشوا، دانشگاه آزاد اسلامی، ورامین، ایران



<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.555973.3526>

مقاله پژوهشی

چکیده

فلزات سنگین موجود در محلول‌های آبی، از جمله نیکل، به دلیل سمیت بالا، پایداری زیست‌محیطی و قابلیت تجمع در زنجیره غذایی، از مهم‌ترین آلاینده‌های تهدیدکننده سلامت انسان و اکوسیستم‌ها هستند. از این رو، توسعه جاذب‌های کارآمد و مقرون‌به‌صرفه برای حذف یون‌های فلزی از محیط‌های آبی اهمیتی ویژه دارد. در این پژوهش، نانو کامپوزیت گرافن اکسید مغناطیسی اصلاح شده با کوپلیمر آیل آمین- وینیل ایمیدازول (Poly-g-MGO) سنتز و به‌عنوان جاذب مؤثر برای حذف یون Ni(II) ارزیابی شد. شرایط بهینه جذب در آزمایش‌های ناپیوسته شامل pH برابر ۷، زمان تماس ۸۰ دقیقه، مقدار جاذب ۰/۲۵ گرم در لیتر، دمای ۲۹۸ کلوین و غلظت اولیه ۲۰ میلی‌گرم در لیتر تعیین شد. در شرایط بهینه، درصد حذف یون Ni(II) به ۹۰ درصد رسید. داده‌های تعادلی بیشترین انطباق را با مدل فروندلیچ نشان دادند که بیانگر ماهیت ناهمگن و چندلایه‌ای فرایند جذب است. حداکثر ظرفیت جذب تک‌لایه بر اساس مدل لانگمیر ۱۳۳/۳۶۶ میلی‌گرم بر گرم محاسبه شد. کاهش ظرفیت جذب با افزایش دما از ۲۹۸ تا ۳۲۸ کلوین نشان‌دهنده ماهیت گرماده فرایند بود. نتایج سینتیکی نیز بیانگر نقش مؤثر نفوذ درون‌ذره‌ای در مکانیسم کنترل‌کننده جذب بودند. علاوه بر این، عملکرد جاذب در نمونه‌های واقعی شامل آب لوله‌کشی، آب رودخانه زاینده‌رود و پساب صنعتی اسپنت کاستیک بررسی شد که کاهش قابل توجه درصد حذف در نمونه پساب صنعتی ناشی از رقابت یون‌های مزاحم بود. یافته‌ها نشان دادند که نانو کامپوزیت Poly-g-MGO دارای ظرفیت جذب بالا، رفتار سینتیکی مناسب و عملکرد قابل قبول در حذف یون Ni(II) از نمونه‌های آبی است و قابلیت بالقوه‌ای برای کاربرد در تصفیه آب و پساب‌های صنعتی آلوده به یون نیکل دارد.

واژه‌های کلیدی:
جذب سطحی، فلزات
سنگین، نانو جاذب،
جداسازی مغناطیسی،
تصفیه آب



دریافت: ۱۴۰۴/۱/۱۰

اصلاح: ۱۴۰۴/۳/۸

پذیرش: ۱۴۰۴/۴/۱۵

از دستگاه خود برای اسکن و خواندن مقاله به صورت آنلاین استفاده کنید



برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام فرمایید:

مرادی، ص.، میرعلینقی، م.، منیری، ا.، شهسواری، ش.، شعبانی، م.، ۱۴۰۴، حذف Ni(II) از نمونه‌های آبی با استفاده از نانو جاذب گرافن اکسید مغناطیسی پیوند خورده با پلیمر. *آب و فاضلاب*. ۳۶(۳)، ۷۸-۵۴.

<https://doi.org/10.22093/wwj.2025.555973.3526>



© The Author(s).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



۱- مقدمه

آلودگی منابع آبی در مقیاس جهانی، به‌ویژه در پی صنعتی شدن سریع و گسترش شهرنشینی، به یک چالش زیست‌محیطی عمده تبدیل شده است. تخلیه بی‌رویه پساب‌های صنعتی، به‌طور خاص، منجر به آلودگی شدید محیط‌زیست شامل آب، خاک و هوا شده است. در میان آلاینده‌های مختلف، فلزات سنگین به دلیل سمیت، تجزیه‌ناپذیری و توانایی تجمع زیستی در زنجیره غذایی به‌عنوان آلاینده‌های بسیار خطرناک شناخته می‌شوند (Tchakounte et al., 2024, Rafique et al., 2022, Emrani et al., 2023, Sadat Hosseini Shekarabi et al., 2021)

نیکل، یکی از سمی‌ترین فلزات سنگین است که می‌تواند طیف وسیعی از بیماری‌ها و مشکلات جدی سلامتی را در انسان ایجاد کند. این مشکلات، شامل اختلالات عصبی، خستگی مزمن، سرگیجه، اختلال در تمرکز، بی‌خوابی، مشکلات گوارشی و عوارض سیستمیک (مانند فشارخون بالا، کاهش شنوایی و بینایی و ضعف سیستم ایمنی) است. همچنین، کودکان به دلیل آسیب‌پذیری بیشتر، در برابر اثرات سمی این فلز آسیب‌پذیرتر هستند (Kocyiğit et al., 2025). بنابراین، حذف مؤثر یون Ni(II) از آب‌های آلوده پیش از تخلیه به محیط‌زیست، ضروری است (Awual et al., 2024, Janthabut et al., 2025, Kamel et al., 2025)

سازمان بهداشت جهانی^۱ و آژانس حفاظت از محیط‌زیست^۲ استانداردهایی برای حداکثر میزان دبی قابل قبول در محیط‌زیست و کنترل آلودگی آب تعیین کرده‌اند. بر اساس گزارش‌های EPA، آژانس ثبت مواد سمی و بیماری‌ها^۳ و WHO، حداکثر غلظت Ni(II) مجاز در آب آشامیدنی ۰/۰۲ میلی‌گرم در لیتر است (Raval et al., 2016, Alsarayreh et al., 2025). این در حالی است که سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران، حد مجاز تخلیه پساب صنعتی به آب‌های سطحی و مصارف کشاورزی را ۲ میلی‌گرم در لیتر تعیین کرده است (Ministry of Energy, 2010)

چندین تکنیک برای حذف فلزات سنگین و سایر آلاینده‌ها از آب‌های آلوده توسعه یافته است. چنین تکنیک‌هایی عبارت‌اند از اکسایش پیشرفته (Manyepa et al., 2024)، تجمع زیستی (Nnaji

et al., 2023) تبادل یونی (Moosavirad et al., 2015)، رسوب‌دهی شیمیایی (Badmus et al., 2021)، اسمز معکوس (Li et al., 2017)، شناورسازی الکتریکی (Rincón and La Motta, 2014) فیلتراسیون غشایی (Altıntig et al., 2021)، انعقاد الکتریکی (Al-Shannag et al., 2015)، الکترودیالیز (Juve et al., 2022) جذب سطحی (Bai et al., 2020, Fadaei et al., 2024)، نانو فناوری (Vidu et al., 2020) و رسوب‌دهی الکتریکی (Wu et al., 2022) به‌کار برده می‌شود. از میان این روش‌ها، جذب سطحی به‌دلیل کارایی بالا، هزینه کم و سهولت استفاده در حذف فلزات سنگین از محیط‌های آبی به‌عنوان یکی از امیدوارکننده‌ترین روش‌ها شناخته می‌شود (Duan et al., 2023). بنابراین، توسعه یک جاذب کارآمد با ویژگی‌های کلیدی مانند ظرفیت جذب بالا، گزینش‌پذیری مناسب، سینتیک جذب و واجد سریع، قابلیت بازیابی مطلوب، پایداری زیاد، سازگاری با محیط‌زیست و قیمت مقرون‌به‌صرفه برای کاربرد در تصفیه آب‌های آلوده در مقیاس‌های آزمایشگاهی و صنعتی اهمیت زیادی دارد (Carolin et al., 2017)

نانو ذرات مغناطیسی^۴ (Fe₃O₄) به دلیل ویژگی‌های منحصر به فرد سوپر مغناطیسی، سطح ویژه بالا، زیست‌سازگاری عالی، غیر سمی بودن، قابلیت تولید در مقیاس بزرگ و قابلیت بازیابی و استفاده مجدد، توجه بسیاری را به خود جلب کرده‌اند. یکی از مزایای قابل توجه این نانو ذرات، وجود تعداد زیادی گروه‌های هیدروکسیل (-OH) بر روی سطح آن‌ها است که به‌عنوان سایت‌های فعال برای اتصال با اصلاح‌کننده‌های مختلف عمل می‌کنند. این ویژگی امکان تشکیل نانو کامپوزیت‌های چندمنظوره را فراهم می‌کند که در حوزه‌هایی مانند انرژی، زیست پزشکی و علوم محیط‌زیست کاربرد دارند (Dong et al., 2024, Song et al., 2024). نانو ذرات سولفید مس (CuS) نیز کارایی زیادی در تصفیه آب‌های آلوده به یون‌های فلزی سنگین نشان داده‌اند. این کارایی به‌دلیل خواص ذاتی گوگرد است که بر اساس نظریه اسید-باز لوئیس، الکترون‌گاتیوی کمتری نسبت به نیتروژن و اکسیژن دارد. این ویژگی باعث می‌شود که گوگرد تمایل بیشتری به اهدای جفت الکترون داشته باشد و به همین دلیل، پیوندهای قوی‌تر و پایدارتری با یون‌های فلزی سنگین تشکیل می‌دهد. این پیوندها

¹ World Health Organization (WHO)² Environmental Protection Agency (EPA)³ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)⁴ Magnetic Nanoparticles

منجر به جذب مؤثر یون‌های فلزی از محلول می‌شوند (Mashkoor et al., 2024, Gharibzadeh et al., 2024). در دهه اخیر، استفاده از گرافن اکسید^۱ به دلیل سطح ویژه بالا و سهولت عامل‌دار شدن، به عنوان جاذب برای حذف فلزات سنگین مورد توجه قرار گرفته است (Krishna et al., 2023, Ma et al., 2018). سطح و لبه‌های GO با گروه‌های عاملی مختلف مانند هیدروکسیل، اپوکسی، کربوکسیل و کربونیل پوشیده شده است. این گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار موجب پراکندگی عالی، آب‌دوستی و زیست‌سازگاری بالایی GO می‌شود و آن را به ماده‌ای مناسب برای ادغام با دیگر مواد یا اصلاح یا لیگاندهای دارای گروه‌های عاملی متفاوت تبدیل می‌کند (Jabbar et al., 2024).

۲-۲- دستگاہا

طیف مادون قرمز تبدیل فوریه^۴ با کمک طیف‌سنج FTIR-6100 و Spectrum Two از شرکت PerkinElmer، برای تحلیل گروه‌های عاملی در بازه ۴۰۰ تا ۴۰۰۰ cm⁻¹ در دمای اتاق تهیه شد. رفتار مغناطیسی نمونه‌ها با استفاده از دستگاہ مغناطیس‌سنج ارتعاشی^۵ ساخت شرکت Meghnatis Daghigh Kavir در دمای اتاق ۲۹۸ کلوین اندازه‌گیری شد. غلظت Ni(II) قبل و بعد از جذب توسط طیف‌سنج جذب اتمی شعله^۶ از شرکت Varian، مدل Spectra AA 220، اندازه‌گیری شد. pH محلول‌ها با استفاده از متر SenseLine F410 تنظیم شد. الگوی کریستالی نمونه‌ها با استفاده از پراش اشعه ایکس^۷ در محدوده ۲θ از ۱۰ تا ۷۰ درجه و با منبع تشعشع Cu Kα به طول موج ۰/۱۵۴۰۶ نانومتر و سرعت اسکن ۵ درجه در دقیقه، با مدل X' Pert Pro Panalytical مشخص شد.

۲-۳- سنتز نانو کامپوزیت Poly-g-MGO

در مرحله نخست، سنتز نانو ذرات مگنتیت (Fe₃O₄) به روش سنتز اصل‌هاشمی و همکاران انجام شد (Aslehashemi et al., 2025). ابتدا ۱/۹۹ گرم از پودر کلرید آهن ۴ آبه (FeCl₂·4H₂O) و مقدار ۵/۴ گرم از پودر کلرید آهن ۶ آبه (FeCl₃·6H₂O) یعنی با نسبت استوکیومتری ۱ به ۲ از Fe⁺² و Fe⁺³، سپس ۰/۲ گرم پلی‌وینیل پیرولیدون و ۱۵۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه افزوده و مدت ۲۵ دقیقه تحت امواج فراصوت قرار گرفت تا پلی‌وینیل پیرولیدون و

پلیمریزاسیون سطح GO با مونومرهایی مانند وینیل ایمیدازول^۲ و آلایل آمین^۳، روش مناسبی برای افزایش ظرفیت آن در حذف فلزات سنگین است، زیرا زنجیره‌های پلیمری، نقاط اتصال بیشتری را برای یون‌های فلزی فراهم می‌کنند. به علاوه، گروه‌های عاملی در این پلیمرها (مانند اتم‌های نیتروژن در وینیل ایمیدازول و گروه‌های آمینو در آلایل آمین) به‌طور مستقیم با یون‌های فلزی تشکیل کمپلکس‌های پایدار می‌دهند. همچنین، پلیمریزاسیون، با جلوگیری از تجمع ورقه‌های GO منجر به تماس مؤثرتر جاذب با آلاینده‌ها می‌شود (Hemmati et al., 2018, Kamal et al., 2023).

در این پژوهش، نانو کامپوزیت GO مغناطیسی اصلاح شده با کوپلیمر آلایل آمین - وینیل ایمیدازول (Poly-g-MGO) سنتز شد و به عنوان جاذب برای حذف یون Ni(II) از نمونه‌های آبی متفاوت شامل آب دیونیزه، آب آشامیدنی شهر تهران، آب رودخانه زاینده‌رود اصفهان و پساب صنعتی اسپنت کاستیک واحد الفین بندر امام خمینی ماهشهر استفاده شد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- مواد شیمیایی

کلرید مس (II) دی‌هیدراته، (CuCl₂·2H₂O; purity ≥ ۹۹٪)، سولفید سدیم (Na₂S)، هگزا دسیل تری متیل آمونیوم برومید

⁴ Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)

⁵ Vibrating Sample Magnetometry (VSM)

⁶ Flame Atomic Absorption Spectrophotometry (FAAS)

⁷ X-Ray Powder Diffraction (XRD)

¹ Graphene Oxide (GO)

² Vinylimidazole (VIM)

³ Allylamine (AA)



توسط دستگاه آنکوباتور مجهز به شیکر با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه به مدت مشخص هم زده شد. پس از جداسازی جاذب به وسیله آهن ربا، باقیمانده یون Ni(II) در محلول، توسط دستگاه جذب اتمی خوانده شد. در نهایت، درصد حذف (R%) و ظرفیت جذب تعادلی (q_e) با استفاده از معادلات ۱ و ۲ محاسبه شد (Martín et al., 2018; Abdulkareem et al., 2023)

$$\%R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} * 100 \quad (1)$$

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (2)$$

که در آنها

R (%) درصد حذف، q_e (mg g⁻¹) مقدار یون جذب شده، C_0 (mg L⁻¹) و C_e غلظت اولیه و تعادلی، m (g) جرم جاذب و V (L) حجم محلول است.

۲-۵- سینتیک جذب

برای آزمایش‌های سینتیک جذب در ارلن حاوی ۴۰ میلی‌لیتر محلول یون Ni(II) با غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر در pH بهینه ۷، مقدار بهینه جاذب ۰/۲۵ گرم در لیتر اضافه شد. محلول‌ها برای مدت‌زمان‌های متفاوت (۵ تا ۱۰۰ دقیقه) روی آنکوباتور مجهز به شیکر قرار داده شد. پس از سپری شدن زمان‌های فوق، نمونه‌ها به ترتیب از روی آنکوباتور برداشته، جاذب با استفاده از آهن ربا جدا شد و مقدار باقیمانده در محلول با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم و نفوذ درون ذره‌ای به منظور مطالعه سینتیک جذب بررسی شد. شکل غیر خطی مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول (Lagergren, 1898)، شبه مرتبه دوم (Ho and McKay, 1999) و نفوذ درون ذره‌ای (McLintock, 1967) به ترتیب، به وسیله معادلات ۳ تا ۵ نشان داده شده‌اند

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - \frac{k_1 t}{2.303} \quad (3)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e} + \frac{t}{q_e} \quad (4)$$

نمک‌های آهن کاملاً حل شود. سوسپانسیون به دست آمده تحت گاز نیتروژن در دمای ۳۵۳ کلوین به مدت ۲۰ دقیقه به صورت مداوم هم زده شد. پس از مدتی حدود ۳۰ میلی‌لیتر آمونیاک (۲۵ درصد) قطره‌قطره در مدت ۳۰ دقیقه در شرایط هم زدن شدید و مداوم افزوده شد تا pH به حدود ۱۰/۵ رسید. رسوب سیاه‌رنگی (با داشتن خاصیت مغناطیسی) حاصل شد.

در مرحله دوم، برای سنتز GO مزین به نانو ذرات سولفید مس مغناطیسی، ابتدا مقدار ۸/۵۴ گرم CuCl₂.2H₂O به ۱ گرم Fe₃O₄ اضافه شد. سپس مقدار ۳/۹۰ گرم محلول نمک Na₂S و ۰/۱ گرم CTAB قطره‌قطره در مدت ۴ دقیقه به ظرف حاوی مخلوط Fe₃O₄ و CuCl₂.2H₂O اضافه شد. مخلوط حاصل ۳ ساعت روی همزن در دمای ۳۲۳ کلوین هم زده شد تا واکنش کامل شود. نانو ذرات سولفید مس مغناطیسی با آهن ربا از محلول جدا شد. با مخلوط اتانول/آب دیونیزه شستشو و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۳۲۳ کلوین خشک شد (Yang et al., 2023, Raeisi and

Yousefipour, 2024) سپس، نانو ذرات سولفید مس مغناطیسی به سوسپانسیون GO که به مقدار ۱ گرم در آب دیونیزه (۵۰ میلی‌لیتر) تهیه شده بود به آرامی و کم‌کم طی ۴۵ دقیقه در شرایط هم زدن شدید روی همزن برقی اضافه شد. مخلوط واکنش به مدت ۳ ساعت در دمای ۳۵۳ کلوین در حضور گاز نیتروژن هم زده شد تا ذرات سولفید مس مغناطیسی میان ورقه‌های GO قرار گیرند. نانو کامپوزیت حاصل با آهن ربا جدا و پس از شستشو، در آون با دمای ۵۰ درجه خشک شد.

در مرحله نهایی، مقدار ۲ گرم از رسوب حاصل شده از مرحله قبل (GO مزین به نانو ذرات سولفید مس مغناطیسی)، ۰/۸ گرم از مونومر وینیل ایمیدازول و ۷ میلی‌لیتر مونومر آلایل آمین همراه با ۰/۱ گرم آغازگر AIBN به ۴۰ میلی‌لیتر اتانول اضافه شد و به مدت ۳۰ ساعت در دمای ۳۳۸ کلوین تحت گاز N₂ رفلاکس شد. رسوبات پلیمری حاصل (Poly-g-MGO)، چندین بار با اتانول شستشو و در دمای ۳۲۳ کلوین خشک شد.

۲-۴- آزمایش‌های ناپیوسته جذب سطحی

برای انجام آزمایش‌های جذب، مقدار مشخصی از جاذب به ۴۰ میلی‌لیتر محلول Ni(II) با غلظت معین در pH ثابت، اضافه شد و



که در آن

K_F ($\text{mg}^{1-1/n} \text{L}^{1/n} \text{g}^{-1}$) ثابت فروندلیچ که ظرفیت نسبی جذب را مشخص می‌کند، $1/n$ ، ثابت تجربی مربوط به شدت جذب و درجه ناهمگنی سطح جاذب است.

مدل دوپینین-رادوشکوویچ (Dubinin, 1947) فرایند جذب و انرژی آزاد جذب بر روی جاذبی که دارای ساختاری متخلخل یا جاذبی که دارای سطحی ناهمگن است، استفاده می‌شود که در معادله ۸ بیان شده است

$$q_e = (q_{DR}) e^{-K_{DR}\epsilon^2} \quad (۸)$$

که در آن

q_{DR} (mg g^{-1}) ظرفیت تک لایه دوپینین-رادوشکوویچ است. K_{DR} ، یک ثابت مربوط به انرژی جذب و ϵ پتانسیل پولانی است.

۲-۷- اثر بازیابی جاذب

قابلیت بازیابی و استفاده مجدد از جاذب، نقش مهمی در کاهش مصرف انرژی، افزایش بهره‌وری اقتصادی و حفظ محیط‌زیست دارد (Bai et al., 2020). به این منظور، عملکرد نانو کامپوزیت Poly-g-MGO طی هفت چرخه متوالی جذب و واجذب ارزیابی شد. در ابتدا، مقدار ۰/۵ گرم در لیتر از جاذب به ۴۰ میلی‌لیتر محلول Ni(II) با غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر در pH بهینه افزوده شد. پس از فرایند جذب، جاذب مصرفی از محلول جدا، با ۱۰ میلی‌لیتر HNO_3 (۰/۱ مولار) و ۱۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه شسته و برای چرخه بعدی آماده شد.

۲-۸- آماده‌سازی نمونه‌های حقیقی

چهار نمونه آب شامل آب دیونیزه، آب لوله‌کشی (تهران، ایران)، آب رودخانه (زاینده‌رود، اصفهان، ایران) و پساب صنعتی اسپنت کاستیک (بندر امام خمینی، ماهشهر، خوزستان، ایران) تهیه شدند. به‌منظور جداسازی ذرات معلق، هر نمونه سانتریفوژ شد. پارامترهای فیزیکی‌شیمیایی هر نمونه در جدول ۱ فهرست شده است. از هر نمونه، محلول‌های حاوی یون Ni(II) با غلظت‌های ۵ و ۲۰ میلی‌گرم در لیتر در pH بهینه آماده شد.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e} + \frac{t}{q_e} \quad (۵)$$

که در آن‌ها

q_e (mg g^{-1}) ظرفیت جذب در زمان تعادل، k_1 (min^{-1}) ثابت سرعت شبه‌مرتبه اول، k_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$) ثابت سرعت شبه‌مرتبه دوم، t (min) زمان، k_p ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1/2}$) ضریب سرعت نفوذ درون‌ذره‌ای، c (mg g^{-1}) ثابت ضریب نفوذ است.

۲-۶- هم‌دمای جذب

برای آزمایش‌های هم‌دمای جذب، ۴۰ میلی‌لیتر محلول یون Ni(II) با غلظت‌های مختلف ۲ تا ۱۲۰ میلی‌گرم در لیتر در دماهای ۲۹۸، ۳۰۸، ۳۱۸ و ۳۲۸ کلوین در pH بهینه تهیه و مقدار بهینه جاذب (۲۵/۰ گرم در لیتر) به هر یک افزوده شد. ارلن‌های حاوی محلول به مدت ۸۰ دقیقه روی انکوباتور مجهز به شیکر قرار داده و تکان داده شد. سپس، جاذب با آهن‌ریا از محلول جدا و مقدار Ni(II) باقیمانده در محلول با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. در این پژوهش، مدل‌های لانگمویر، فروندلیچ و دوپینین-رادوشکوویچ برای برازش داده‌های تجربی جذب به کار گرفته شده‌اند.

مدل لانگمویر (Langmuir, 1918) بر اساس جذب همگن و تک لایه‌های جذب‌شونده با انرژی‌های یکسان روی مکان‌های فعال جذب در سطح جاذب است، معادله ریاضی مدل به شرح معادله ۶ است

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (۶)$$

که در آن

q_m (mg g^{-1}) ظرفیت حداکثری و K_L (L mg^{-1}) ثابت هم‌دمای لانگمویر است.

مدل فروندلیچ (Freundlich, 1906) بر اساس جذب ناهمگن و چندلایه‌ای جذب‌شونده روی سطح جاذب است. معادله ریاضی این مدل به‌صورت معادله ۷ نوشته می‌شود

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (۷)$$



جدول ۱- ویژگی‌های نمونه‌های مختلف آب پیش از افزودن یون Ni(II)
Table 1. Characteristics of different water samples before spiking Ni(II)

Characteristics of water samples	Deionized water	Tap water (Tehran, Iran)	River water (Zayanderud, Isfahan, Iran)	Wastewater Spent Caustic Bandar-e Emam Khomeyni, Mahshahr, Khuzestan, Iran
Longitude ^o	–	–	51.367	–
Latitude ^o	–	–	32.377	–
pH	7.12	7.39	7.82	13.2
Conductivity ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	0.6	414	508	373000
NTU (Turb)	–	–	0.27	254
BOD ₅ (mg L ⁻¹)	<1	<1	3.6	550
COD (mg L ⁻¹)	<1	<1	8.72	30000
TDS (mg L ⁻¹)	0	275	325	182000
TSS (mg L ⁻¹)	0	–	0	461
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	20.4	94.24
K ⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	0.14
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	66.71	0
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	12.69	0
Mn ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	0.058	0.2
Fe ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	5.6
F ⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	0.21	trace
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	29.36	270
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	17.55	trace
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	trace
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	108750
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	178.12	0
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	64.76	108750
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	0.01	trace
As ⁵⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	< 0.00063	0.708
Pb ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	< 0.00068	3.89
Cd ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	< 0.00007	0.048
Zn ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	0.0376	1.518
Cu ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.06	0.958
Sb ⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	0.484
Ag ⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	0.342
Ni ²⁺ (mg L ⁻¹)	<0.001	<0.001	0.51	0.302



۳-۲- XRD

XRD برای تجزیه و تحلیل ساختار بلوری نانو کامپوزیت Poly-g-MGO در مقایسه با نانو ذرات Fe_3O_4 استفاده شد. یافته‌ها در شکل ۲ نشان داده شده است. در الگوی XRD مربوط به Fe_3O_4 ، پیک‌های پراش در زوایای $19/3$ ، $23/7$ ، $30/4$ ، $35/9$ ، $43/7$ ، $52/5$ ، $53/6$ و $63/2$ درجه مشاهده شد که بر اساس کارت استاندارد JCPDS شماره ۳۵۵۶-۶۵ مربوط به نانو ذرات مگنتیت با ساختار مکعبی هستند. در الگوی XRD مربوط به Poly-g-MGO پیک‌های ظاهر شده در زوایای $28/2$ و $32/3$ و $48/7$ درجه مربوط به صفحات بلوری CuS هستند (Mohammadian et al., 2022).

در الگوی XRD نانو کامپوزیت Poly-g-MGO، قله مشخصه GO در محدوده ۱۰ تا ۱۲ مشاهده نشد. این امر ناشی از جداسازی لایه‌ها و قرارگیری نانو ذرات Fe_3O_4 و CuS و زنجیره‌های پلیمری در میان لایه‌های GO و نیز سهم جرمی پایین در ماده نهایی GO است که همگی موجب محو شدن پیک ۰۰۱ می‌شوند (Rasoulzadehzali et al., 2025).

حفظ ماهیت بلوری نانو ذرات در الگوی پراش Poly-g-MGO، سنتز موفق این کامپوزیت را تأیید می‌کند.

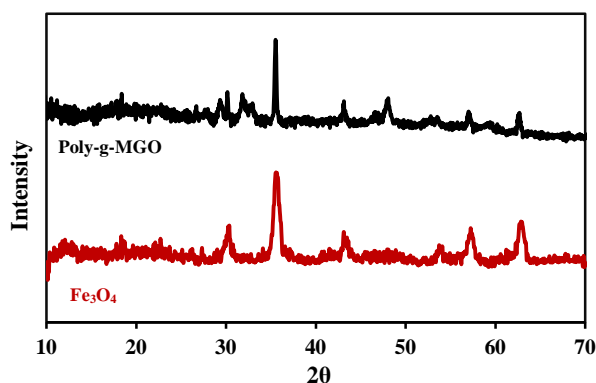


Fig. 2. XRD patterns
شکل ۲- الگوهای XRD

۳-۳- خواص مغناطیسی

منحنی‌های هیستریزس مغناطیسی نشان داده شده در شکل ۳، خواص مغناطیسی نانو کامپوزیت Poly-g-MGO را که در دمای محیط و با استفاده از دستگاه VSM اندازه‌گیری شد، به تصویر می‌کشد. منحنی S مانند بیانگر رفتار مغناطیسی نمونه است. مقدار

۳- نتایج و بحث

۳-۱- طیف FTIR

از تکنیک طیف‌سنجی FTIR برای شناسایی گروه‌های عاملی نانو کامپوزیت Poly-g-MGO استفاده و طیف FTIR آن در شکل ۱ نشان داده شد. در این طیف، ارتعاش کششی مربوط به پیوند آهن-اکسیژن (Fe-O) ناشی از هسته مگنتیت در عدد موجی 505 cm^{-1} و ارتعاش کششی متعلق به پیوند مس-گوگرد (Cu-S) ناشی از لایه سولفید مس در 1100 cm^{-1} مشاهده می‌شود (Sadegh et al., 2024).

پیک‌های مشخصه GO در 3442 cm^{-1} (کششی O-H)، 1740 cm^{-1} (کششی C=O گروه کربوکسیل)، 1606 cm^{-1} (کششی آروماتیک C-C) و 1100 cm^{-1} (کششی C-O الکوکسی) ظاهر شده‌اند (Matiyani et al., 2022).

همچنین، نوارهای جذبی در 1607 cm^{-1} و 1395 cm^{-1} به ترتیب، مربوط به ارتعاشات کششی گروه‌های عاملی H-N و CH_2 در مونومرهای وینیل ایمیدازول و آلایل آمین هستند. پیک‌های جذبی در 1741 ، 2925 و 3442 cm^{-1} نیز به ترتیب، به ارتعاشات کششی C=O، C-H، OH یا N-H مربوط می‌شوند (Teng et al., 2025, Kim and Lee, 2019).

این مشاهدات در مجموع، نشان‌دهنده سنتز موفق نانو ذرات سولفید مس مغناطیسی، قرارگیری این نانو ذرات در میان نانورقه‌های GO و تشکیل لایه پلیمری وینیل ایمیدازول-آلیل آمین برای ایجاد کامپوزیت Poly-g-MGO است.

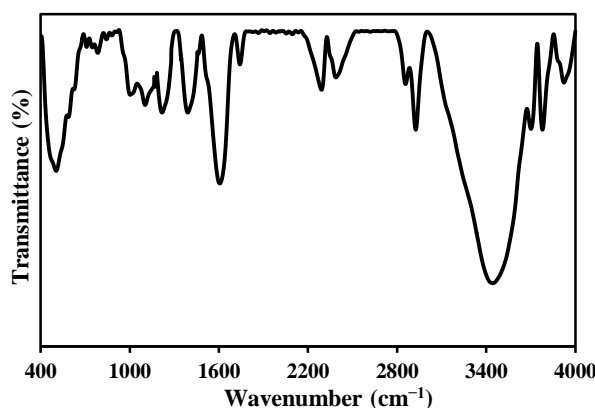


Fig. 1. FTIR spectrum of Poly-g-MGO nanomaterial
شکل ۱- طیف FTIR نانو ماده Poly-g-MGO



حذف، هر دو افزایش قابل‌ملاحظه‌ای دارند. در pH برابر ۷ ظرفیت جذب به ۷۲ میلی‌گرم بر گرم و بازده حذف به ۹۰ درصد می‌رسد و پس از آن، تغییر چشمگیری در کارایی جذب مشاهده نمی‌شود.

این روند وابسته به pH را می‌توان با نقطه بار صفر جاذب این روند وابسته به pH را می‌توان با نقطه بار صفر جاذب (pH_{pzc} ≈ 5.6) تفسیر کرد. در pH های کمتر از pH_{pzc}، سطح Poly-g-MGO عمدتاً بار مثبت دارد، زیرا گروه‌های کربوکسیل، هیدروکسیل و آمین به شدت پروتونه می‌شوند. دافعه الکترواستاتیکی میان سطح جاذب دارای بار مثبت و کاتیون‌های Ni(II) برقرار می‌شود. علاوه بر این، یون‌های H⁺ نیز برای اشغال مکان‌های فعال با یون فلزی رقابت می‌کنند. در نتیجه، جذب در محیط اسیدی به میزان محسوسی کاهش می‌یابد (Elkhaleefa et al., 2020). با عبور pH از مقدار pH_{pzc}، تعداد گروه‌های پروتونه کاسته شده و بار سطحی جاذب به سمت منفی شدن میل می‌کند؛ در نتیجه، جاذبه الکترواستاتیکی میان سطح جاذب و یون‌های Ni(II) تقویت شده و کارایی جذب افزایش می‌یابد (Ungureanu et al., 2024, Zhang et al., 2020).

۳-۵- اثر مقدار جاذب

انتخاب مقدار بهینه جاذب برای دستیابی به درصد حذف بالا و حفظ ظرفیت جذب مناسب اهمیت دارد. شکل ۴-b تأثیر مقدار جاذب را بر درصد حذف یون Ni(II) و همچنین ظرفیت جذب نشان می‌دهد. با افزایش مقدار جاذب تا ۲۵/۰ گرم در لیتر، درصد حذف Ni(II) به ۹۰ درصد افزایش می‌یابد؛ پس از آن، درصد حذف تقریباً ثابت می‌شود. افزایش مقدار جاذب، موجب افزایش تعداد مکان‌های فعال جذب و در نتیجه دسترسی یون‌های موجود در محلول به مکان‌های فعال جذب می‌شود. به همین دلیل، کارایی جاذب در حذف Ni(II) بالا می‌رود. با این حال، همان‌طور که نتایج شکل ۴-b نشان می‌دهد، با افزایش مقدار جاذب و ثابت ماندن غلظت یون آلاینده، ظرفیت جذب کاهش می‌یابد. این پدیده به این دلیل رخ می‌دهد که در مقدار زیاد جاذب، ذرات آن تجمع پیدا می‌کنند، سطح مؤثر جاذب کم می‌شود و در نتیجه، تمام مکان‌های فعال آن به‌طور کامل استفاده نمی‌شوند (Li et al., 2022, Chanda et al., 2021).

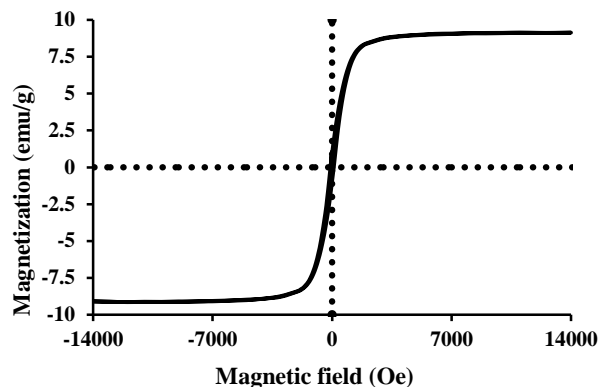


Fig. 3. VSM curve for Poly-g-MGO
شکل ۳- منحنی VSM ارتعاشی برای Poly-g-MGO

مغناطش اشباع^۱ برای نانو کامپوزیت Poly-g-MGO برابر با ۹/۱ emu g⁻¹ به دست آمد. نبود مغناطش باقیمانده و نیروی هیستریزس در منحنی هیستریزس، نشان‌دهنده رفتار سوپر پارامغناطیسی این مواد است. کاهش مقدار مغناطش اشباع در Poly-g-MGO به دلیل حضور فازهای غیر مغناطیسی در ساختار کامپوزیت، شامل زنجیره‌های پلیمری بر پایه مونومرهای وینیل ایمیدازول-آلیل آمین، لایه‌های GO و نانو ذرات CuS نسبت داده می‌شود. کاهش مشابهی در مطالعات مربوط به CS- PAA/Fe₃O₄ توسط دوآن و همکاران (Doan et al., 2025) و همچنین در PANI/PMMA-Fe₃O₄ (Elamin et al., 2023) گزارش شده است. در نتیجه، خواص مغناطیسی به دست آمده نشان می‌دهد که نانو کامپوزیت Poly-g-MGO حساسیت کافی نسبت به میدان مغناطیسی خارجی دارد و جداسازی آسان آن از محیط آبی را امکان‌پذیر می‌سازد، به طوری که می‌تواند گزینه‌ای مناسب برای حذف یون‌های فلزی و سایر آلاینده‌ها تحت اعمال میدان مغناطیسی باشد.

۳-۴- اثر pH

به منظور بررسی تغییرات pH بر عملکرد جاذب در گستره pH بین ۳ تا ۹ بررسی شد. شکل ۴-a تغییرات ظرفیت جذب و درصد حذف را در محلول Ni(II) با غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر، زمان تماس ۸۰ دقیقه در دمای ۲۹۸ کلوین را نشان می‌دهد. مطابق شکل ۴-a با افزایش pH از ۳ تا حدود ۷، ظرفیت جذب و درصد

¹ Saturation Magnetization (SM)



فرایند جذب آلاینده توسط نانو کامپوزیت از دو مرحله اصلی تشکیل شده است: در مرحله نخست، سرعت جذب زیاد بوده که ناشی از فراوانی مکان‌های فعال بر سطح جاذب و اختلاف غلظت زیاد بین یون‌های فلزی در محلول و سطح جاذب است (Tchakounte et al., 2024). در مرحله بعدی، با اشباع شدن تدریجی مکان‌های جذب، نیروی دافعه میان یون‌های فلزی باقیمانده در محلول و یون‌های جذب شده بر سطح نانو جاذب افزایش می‌یابد و در نتیجه سرعت جذب کاهش پیدا می‌کند تا در نهایت تعادل برقرار شود (Saod et al., 2025).

۳-۷- اثر دما

شکل ۵-b تأثیر دما بر درصد حذف یون Ni(II) توسط نانو جاذب Poly-g-MGO را در شرایط بهینه شامل pH برابر با ۷، زمان تماس ۸۰ دقیقه و مقدار جاذب ۰/۲۵ گرم در لیتر نشان می‌دهد. مطابق شکل ۵-b، با افزایش دما از ۲۹۸ به ۳۲۸ کلوین، درصد حذف از ۹۰ به ۷۵ درصد کاهش می‌یابد. روند کاهشی نشان‌دهنده ماهیت گرماده فرایند جذب سطحی Ni(II) روی جاذب است (Charazińska et al., 2022). در دمای بالاتر، تحرک یون‌های Ni(II) بیشتر می‌شود و تمایل آن‌ها به جدا شدن از سطح جاذب و ورود به محلول افزایش می‌یابد. به علاوه، بالا بردن دما، پیوندهای تشکیل شده میان Ni(II) و گروه‌های عاملی سطح نانو جاذب را تضعیف می‌کند. در نتیجه، میزان جذب کمتر می‌شود (Janani et al., 2024).

۳-۸- اثر غلظت اولیه

شکل ۵-c نشان‌دهنده تأثیر غلظت اولیه یون Ni(II) بر درصد حذف آن توسط نانو جاذب Poly-g-MGO در شرایط بهینه است. طبق شکل ۵-c، در غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، میزان حذف یون Ni(II) ۹۷ درصد است، اما با افزایش اولیه یون فلزی به غلظت ۱۲۰ میلی‌گرم در لیتر، بازده حذف به ۳۰ درصد کاهش می‌یابد. این پدیده به این علت رخ می‌دهد که در غلظت‌های کم، تعداد مکان‌های فعال سطح جاذب بیش از تعداد یون‌های فلزی موجود در محلول است، بنابراین احتمال برخورد و برهم‌کنش یون‌های جذب‌شونده با سطح جاذب بیشتر است. در مقابل، در

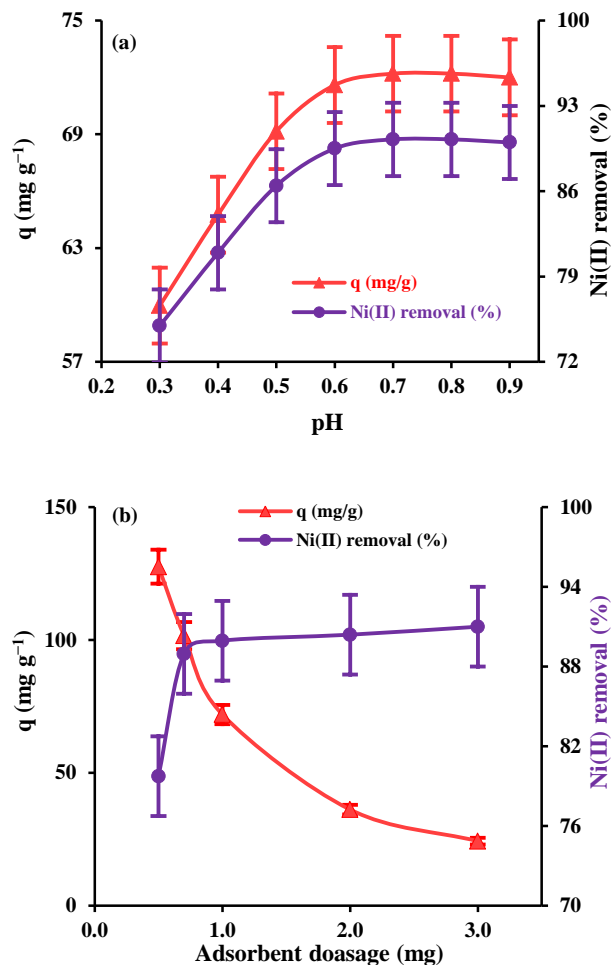


Fig. 4. Effect of (a) pH and (b) adsorbent dosage on the adsorption capacity and Ni(II) removal efficiency
شکل ۴- تأثیر (a) pH و (b) مقدار جاذب بر ظرفیت جذب و درصد حذف Ni(II)

۳-۶- اثر زمان تماس

زمان تماس نقش مهمی در دستیابی به تعادل جذب دارد و برای حداکثر بهره‌وری باید به دقت بهینه‌سازی شود (Saod et al., 2023). شکل ۵-a نمودار وابستگی درصد حذف Ni(II) به زمان تماس را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، پس از تنها ۵ دقیقه ۶۰ درصد یون‌های فلزی توسط Poly-g-MGO حذف می‌شوند که نشان‌دهنده سینتیک سریع فرایند جذب یون Ni(II) روی نانو جاذب است. با افزایش زمان تماس تا ۸۰ دقیقه، درصد حذف به ۹۰ درصد می‌رسد؛ پس از آن تغییر محسوسی رخ نمی‌دهد که بیانگر دستیابی سیستم به تعادل جذب است.



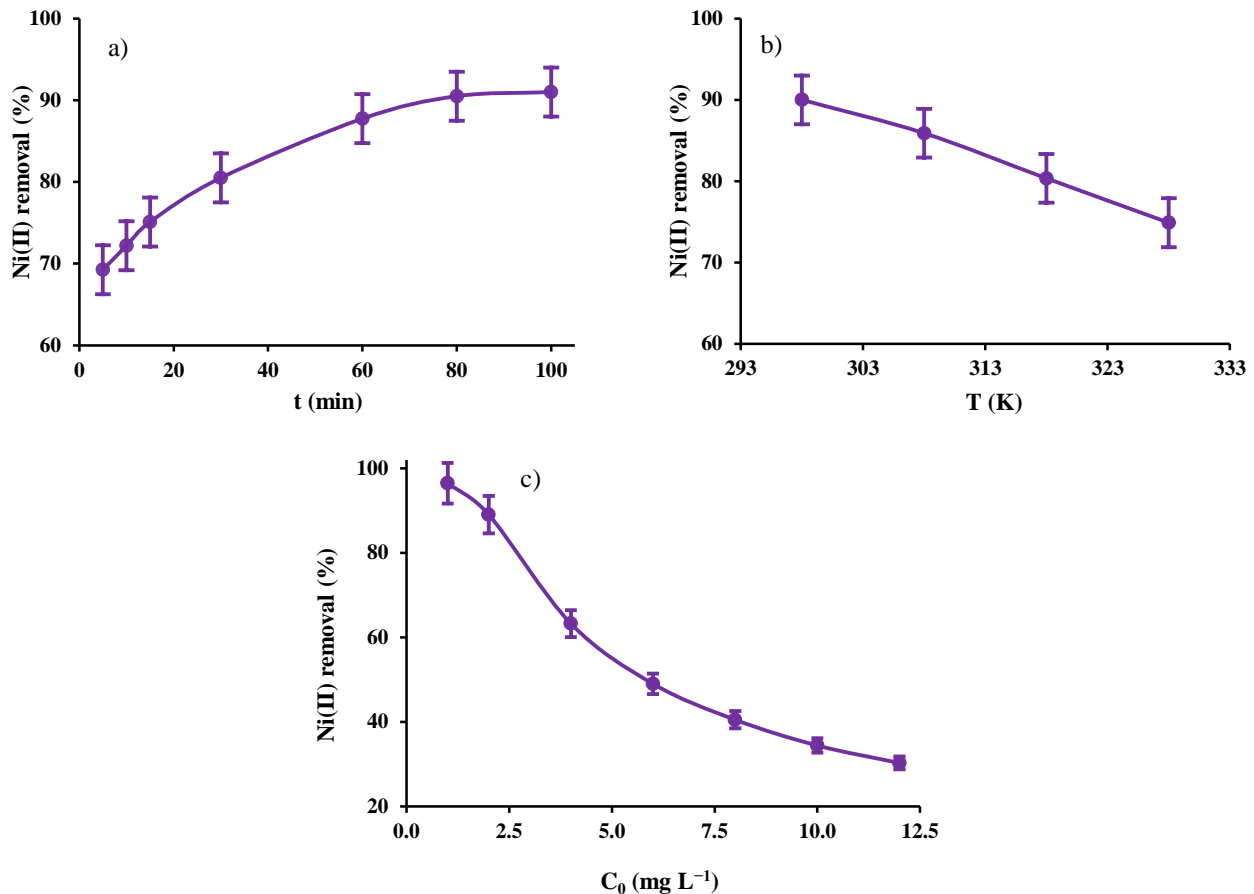


Fig. 5. Effect of (a) contact time, (b) temperature, and (c) initial Ni(II) concentration on Ni removal efficiency

شکل ۵- تأثیر (a) زمان تماس، (b) دما و (c) غلظت اولیه Ni(II) بر درصد حذف Ni

پارامترهایی مانند ضریب هم‌بستگی (R^2) و ریشه میانگین مربعات خطا^۱ استفاده شد. پارامترهای سینتیکی در جدول ۲ گزارش شدند. منحنی‌های حاصل از برازش داده‌های تجربی با مدل‌های سینتیکی در شکل ۶ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که مدل نفوذ درون‌ذره‌ای با R^2 نزدیک به ۱ و RMSE کوچک، بهترین تطابق را با داده‌های سینتیکی دارد. ظرفیت جذب Poly-g-MGO برای Ni(II) با استفاده از مدل شبه‌مرتبه دوم ۷۱ میلی‌گرم بر گرم تعیین شد که با داده‌ی تجربی هم‌خوانی مناسبی داشت.

۳-۱۰- مدل‌سازی هم‌دمایی جذب سطحی

هم‌دمایی جذب برای ارزیابی رابطه میان ظرفیت جذب و غلظت تعادلی در دمای ثابت استفاده می‌شود.

غلظت‌های زیاد، تعداد مکان‌های فعال در نانو کامپوزیت مغناطیسی Poly-g-MGO نسبت به تعداد یون‌های آلاینده موجود در محلول کاهش می‌یابد و رقابت میان یون‌های Ni(II)، برای اشغال این مکان‌ها شدت می‌گیرد؛ در نتیجه درصد حذف کمتر می‌شود (Abdić et al., 2018, Mousavi et al., 2018).

۳-۹- مدل‌سازی سینتیکی جذب سطحی

بررسی سینتیک جذب معمولاً به منظور ارزیابی مکانیسم و سرعت فرایند جذب انجام می‌شود. داده‌های تجربی ظرفیت جذب در فواصل زمانی مختلف با استفاده از شکل‌های غیرخطی مدل‌های شبه‌مرتبه اول (Aly and Gamal, 2024)، شبه‌مرتبه دوم (Phung et al., 2024) و نفوذ درون‌ذره‌ای (Amadi et al., 2024) برازش شدند. برای ارزیابی تطابق مدل‌ها با داده‌های تجربی از

¹ Root Mean Square Error (RMSE)



جدول ۲- پارامترهای مدل‌های سینتیکی شبه‌مرتبه اول، شبه‌مرتبه دوم و نفوذ درون-ذره‌ای

Table 2. The parameters of pseudo-first-order, pseudo-second-order, and intra-particle diffusion kinetic models

Parameters	Models Kinetic	Values
Pseudo-first order	k_1 (min^{-1})	0.313
	$q_{e,cal}$ (mg g^{-1})	66.214
	R^2	0.9947
	RMSE	4.6203
Pseudo- second order	k_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)	0.008
	$q_{e,cal}$ (mg g^{-1})	70.660
	R^2	0.9982
	RMSE	2.701
Intra-particle diffusion	k_i ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$)	2.578
	C (mg g^{-1})	49.867
	R^2	0.9999
	RMSE	0.3540

که به سود حذف آلاینده است. با این حال، با افزایش بیشتر غلظت اولیه یون فلزی، مکان‌های جذب در دسترس جاذب به صورت کامل اشغال می‌شوند و در نتیجه، ظرفیت جذب تقریباً بدون تغییر باقی می‌ماند.

داده‌های تعادلی جذب با شکل‌های غیرخطی مدل‌های هم‌دمایی مختلف از جمله لانگمویر (Es-Sahbany et al., 2019)، فروندلیچ (Tekin and Akinoye et al., 2016) و دوینین-رادوشکوویچ (Tekin and Açikel, 2022) برآزش شدند. پارامترهای هم‌دمایی در جدول ۳ و منحنی‌های حاصل از برآزش در شکل ۷ ارائه شده است (Bai et al., 2020; Ghaffari et al., 2017). طبق جدول ۳، مدل فروندلیچ با توجه به مقدار زیاد R^2 و مقدار کم RMSE، بهترین انطباق را با داده‌ها نشان می‌دهد. بنابراین، فرایند جذب در این سیستم روی سطحی ناهمگن با انرژی‌های متفاوت و به صورت چندلایه رخ می‌دهد. مدل هم‌دمای فروندلیچ فرایند جذب بر روی سطوح ناهمگن را توصیف می‌کند. مقدار ثابت ناهمگنی سطح (n)، در مدل فروندلیچ برای جذب نامطلوب کمتر از ۱ است و برای جذب مطلوب در محدوده ۱ تا ۱۰ قرار دارد. بررسی داده‌های جدول ۳ نشان داد که جذب Ni(II) در دمای ۲۹۸ کلوین عمدتاً مطلوب بوده است (Farouq and Yousef, 2015).

مدل دوینین-رادوشکوویچ (D-R) می‌تواند انرژی جذب را

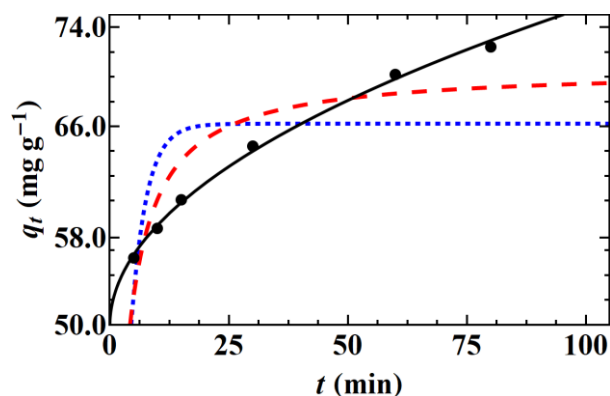


Fig. 6. Nonlinear plots of pseudo-first-order (dashed line), pseudo-second-order (solid line), and intra-particle diffusion (dotted line) kinetics models

شکل ۶- نمودارهای غیرخطی مدل‌های سینتیکی شبه‌مرتبه اول (خط چین)، شبه‌مرتبه دوم (خط تیره) و نفوذ درون ذره‌ای (نقطه‌چین)

ظرفیت جذب تجربی برحسب غلظت تعادلی یون Ni(II) در شکل ۷ نمایش داده شده است. مطابق شکل، با افزایش غلظت آلاینده یونی، ظرفیت جذب نانو کامپوزیت پلیمری به صورت پیوسته افزایش می‌یابد. این پدیده ممکن است به دلیل غلظت اولیه پایین Ni(II) و اشباع نبودن مکان‌های اتصال Poly-g-MGO باشد. علاوه بر این، غلظت بیشتر آلاینده، نیروی محرک مقاومت در برابر انتقال جرم میان جاذب و محلول را افزایش می‌دهد. در نتیجه، احتمال برخورد میان یون‌های فلزی و نانو کامپوزیت را بالا می‌برد



بر مول، نشان‌دهنده ماهیت شیمیایی فرایند و مقدار بین ۸ تا ۱۶ کیلوژول بر مول باشد، بیانگر مکانیسم تبادل یونی است. در این پژوهش، مقدار انرژی جذب محاسبه شده ۰/۱۹۸ کیلوژول بر مول برای انرژی جذب بود که به‌وضوح نشان می‌دهد مکانیسم جذب از نوع فیزیکی است (Bayça, 2025).

۱۱-۳- بازیابی جاذب

به‌منظور ارزیابی قابلیت استفاده مجدد از Poly-g-MGO هفت چرخه جذب/واجذب با استفاده از HNO₃ (۱/۰ مولار) و آب دیونیزه به‌عنوان شوینده برای شستشوی جاذب اشباع شده از یون فلزی انجام شد.

بر اساس نتایج حاصل از شکل ۸ درصد حذف یون Ni(II) طی چهار چرخه اول تقریباً ثابت بود و پس‌از آن روند کاهشی داشت، به‌طوری‌که در چرخه هفتم به ۶۸ درصد رسید. این افت کارایی را می‌توان به مسدود شدن بخشی از مکان‌های فعال سطحی جاذب و هدررفت جاذب در اثر شست‌وشوهای مکرر با نیتریک اسید و آب دیونیزه نسبت داد.

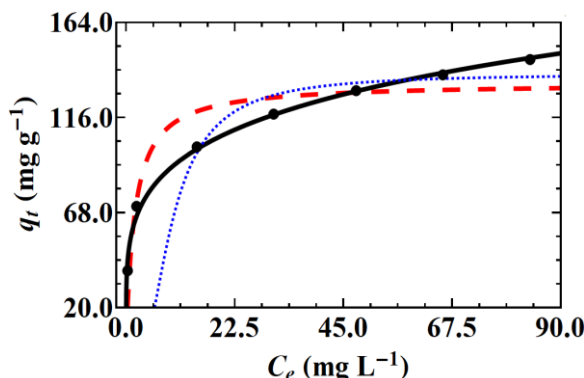


Fig. 7. Nonlinear plots of Langmuir (dashed line), Freundlich (solid line), and Dubinin-Radushkevich (dotted line) isothermal models

شکل ۷- نمودارهای غیرخطی مدل‌های هم‌دمایی لانگمویر (خط چین)، فروندلیچ (خط تیره)، و دوبینین-رادوشکوویچ (نقطه‌چین) پیش‌بینی و از این طریق مکانیسم جذب را تعیین کند. مقدار انرژی جذب، اطلاعاتی در مورد ماهیت فرایند (فیزیکی یا شیمیایی) فراهم می‌کند. مقدار انرژی کمتر از ۸ کیلوژول بر مول، دلالت بر ماهیت فیزیکی جذب دارد. انرژی بیشتر از ۱۶ کیلوژول

جدول ۳- پارامترهای مدل‌های هم‌دمایی لانگمویر، فروندلیچ و دوبینین-رادوشکوویچ

Table 3. The parameters of Langmuir, Freundlich, and Dubinin-Radushkevich isotherm models

Parameters	Isotherm models	Values
Langmuir	q_m (mg g^{-1})	133.366
	K_L (L mg^{-1})	0.568
	R^2	0.9891
	RMSE	18.4937
Freundlich	K_F ($\text{mg}^{1-1/n} \text{L}^{1/n} \text{g}^{-1}$)	55.840
	n	4.604
	R^2	0.9992
	RMSE	2.9915
Dubinin-Radushkevich	q_{D-R} (mg g^{-1})	138.043
	K_{D-R} ($\text{mol}^2 \text{J}^{-2}$) $\times 10^{-5}$	1.277
	E (kJ mol^{-1})	0.198
	R^2	0.9227
	RMSE	31.078



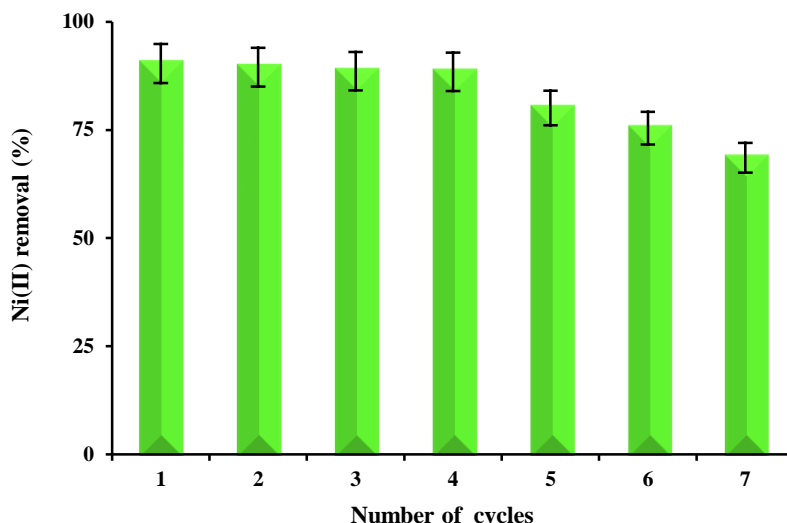


Fig. 8. The reusability of the adsorbent for Ni(II) ion removal

شکل ۸- قابلیت استفاده مجدد از جاذب برای حذف یون Ni(II)

همچنین، در پساب صنعتی تنها ۳۴ درصد از یون Ni(II) حذف شد. کاهش حذف نسبت به آب دیونیزه، مشابه سایر غلظت‌ها، به دلیل وجود یون‌های مزاحم و رقابت آن‌ها برای جایگزینی در سایت‌های فعال سطح جاذب است.

با افزایش غلظت اولیه یون Ni(II) به ۲۰ میلی‌گرم در لیتر، روند کاهشی درصد حذف Ni(II) در تمامی نمونه‌ها تشدید شد. این غلظت، درصد حذف در آب دیونیزه به ۹۰ درصد و در آب لوله‌کشی و آب رودخانه به ترتیب، به ۶۰ و ۵۵ درصد رسید، در صورتی‌که در پساب صنعتی تنها ۲۹ درصد از یون نیکل حذف شد. این کاهش معنادار، بیانگر محدودیت ظرفیت جاذب در غلظت‌های بالای آلاینده و اشباع سریع‌تر مکان‌های فعال آن است.

به‌طور کلی، نتایج نشان می‌دهد که عملکرد Poly-g-MGO به‌شدت تحت تأثیر غلظت اولیه یون فلزی و حضور یون‌های مزاحم قرار دارد. کاهش کارایی جاذب در نمونه‌های با ماتریکس پیچیده‌تر، ناشی از رقابت یون‌ها برای اشغال مکان‌های فعال جاذب و محدودیت ظرفیت جذب است. این یافته‌ها، اهمیت در نظر گرفتن ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های آبی و به‌ویژه پساب‌ها را هنگام طراحی سامانه‌های تصفیه بر پایه نانو جاذب را برجسته می‌کند.

۱۲-۳- درصد حذف Ni(II) در نمونه‌های آبی مختلف

برای بررسی کاربردهای عملی نانو جاذب Poly-g-MGO، میزان حذف یون‌های Ni(II) در چهار نمونه شامل آب دیونیزه، آب لوله‌کشی (تهران)، آب رودخانه زاینده‌رود (اصفهان) و پساب اسپنت کاستیک واحد الفین بندر امام خمینی (ماهشهر، خوزستان) ارزیابی شد. آزمایش‌ها در سه غلظت ۱۰، ۵ و ۲۰ میلی‌گرم در لیتر از Ni(II) و در pH بهینه با سه تکرار برای هر غلظت انجام شد. نتایج ارائه شده در جدول ۴ نشان می‌دهد که درصد حذف Ni(II) کاملاً به غلظت اولیه یون فلزی در محلول و ترکیب شیمیایی نمونه‌ها وابسته است.

برای غلظت اولیه ۵ میلی‌گرم در لیتر از یون فلزی، درصد حذف در آب دیونیزه بسیار زیاد (۹۸ درصد) بود. در مقابل، در آب لوله‌کشی شهر تهران و آب زاینده‌رود، درصد حذف به ترتیب، به ۸۲ و ۶۶ درصد کاهش یافت. افت کارایی جاذب در ماتریکس‌های پیچیده‌تر مانند پساب صنعتی مشهود بود؛ به‌طوری‌که تنها ۳۷ درصد از Ni(II) به‌وسیله جاذب حذف شد. این روند کاهشی را می‌توان به حضور یون‌های مزاحم (جدول ۱) نسبت داد که با یون Ni(II) برای جذب در مکان‌های فعال جاذب رقابت می‌کنند.

برای غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر یون Ni(II)، میزان حذف در آب دیونیزه به ۹۶ درصد رسید. این مقدار در آب لوله‌کشی تهران و آب رودخانه زاینده‌رود به ترتیب به ۷۵ و ۶۳ درصد کاهش یافت.



جدول ۴- درصد حذف Ni(II) در نمونه‌های آبی مختلف

Table 4. Ni(II) removal efficiency in different water samples*

Water samples	Found Ni(II) ions in the sample (mg L ⁻¹)	Found Ni(II) ions (before adsorption) (mg L ⁻¹)	Average of remaining Ni(II) ions in solution (mg L ⁻¹)	Removal efficiency (%) ^a	Relative standard deviation (%) ^a
Deionized water	<0.001	5	0.082	98.4	1.9
	<0.001	10	0.37	96.3	1.5
	<0.001	20	2.103	89.5	0.7
Tap water (Tehran, Iran)	<0.001	5	0.92	81.5	1.7
	<0.001	10	2.44	75.6	1.03
	<0.001	20	8.0	60.1	0.3
River water (Zayanderud, Isfahan, Iran)	0.51	5	1.71	65.8	0.6
	0.51	10	3.7	63.4	0.5
	0.51	20	9.0	55.2	0.2
Industrial wastewater (Bandar-e Mahshahr, Khuzestan, Iran)	0.302	5	3.12	37.6	0.6
	0.302	10	6.5	34.7	0.2
	0.302	20	14.2	29.1	0.2

*Experiment conditions: pH = 7, adsorbent dosage = 0.25 g L⁻¹, contact time = 80 min, and temperature = 298 K.

^a For three determinations.

۴- نتیجه‌گیری

(۲/۹۹۱۵) نسبت به مدل‌های دیگر انطباق بهتری با داده‌ها دارد، که نشان‌دهنده جذب ناهمگن و چندلایه‌ای روی سطح جاذب است. منحنی هیستریزس مغناطیسی که با VSM در دمای اتاق اندازه‌گیری شد، رفتار سوپر پارامغناطیسی کامپوزیت Poly-g-MGO رو تأیید کرد. مقدار اشباع مغناطیسی آن به حدود ۹/۱ emu g⁻¹ رسید. این کاهش جزئی را می‌توان به حضور اجزای غیر مغناطیسی مانند زنجیره‌های پلیمری وینیل ایمیدازول-آلیل آمین، GO لایه‌ای و نانو ذرات پراکنده CuS در ماتریس کامپوزیت نسبت داد. Poly-g-MGO، پس از چندین چرخه جذب-واجذب، پایداری ساختاری و خاصیت مغناطیسی خود را حفظ کرد و طی هفت چرخه متوالی قابلیت استفاده مجدد مطلوبی داشت. درصد حذف یون Ni(II) در شرایط بهینه در نمونه‌های مختلف آب، شامل آب دیونیزه، آب لوله‌کشی تهران، آب رودخانه زاینده‌رود و پساب صنعتی، به ترتیب ۹۸، ۸۲، ۶۶ و ۳۷ درصد برای غلظت ۵

در این پژوهش، نانو کامپوزیت پلیمر-گرافن مغناطیسی Poly-g-MGO به منظور حذف مؤثر یون Ni(II) از محلول‌های آبی سنتز و بررسی شد. نتایج تحلیل FTIR نشان داد حضور گروه‌های عاملی کلیدی شامل هیدروکسیل (-OH)، کربونیل (C=O)، کربوکسیل (-COOH)، اپوکسی (C-O-C)، آمین (-NH₂) و آلکوکسی (C-O) را تأیید کرد که نقش مهمی در برهم‌کنش‌های سطحی و پیوندهای شیمیایی با یون فلزی ایفا می‌کنند. شرایط بهینه، pH معادل ۷، دمای ۲۹۸ کلوین، زمان تماس ۸۰ دقیقه و مقدار جاذب ۰/۲۵ گرم در لیتر به دست آمد. ظرفیت جذب حداکثر نانو جاذب ۷۰/۶۶ میلی‌گرم بر گرم در شرایط بهینه تعیین شد. داده‌های سینتیکی نشان داد که فرایند جذب از مدل شبه‌مرتب دوم و همچنین نفوذ درون‌ذره‌ای پیروی می‌کند. مطالعات هم‌دمایی نشان داد که مدل فروندلیچ به دلیل مقدار زیاد R² (۰/۹۹۸۶) و RMSE کم



به شدت وابسته به غلظت اولیه یون فلزی و حضور یون‌های مزاحم است. این امر، ضرورت توجه به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های آبی، به‌ویژه پساب‌ها را هنگام طراحی سامانه‌های تصفیه بر پایه نانو جاذب‌ها نشان می‌دهد.

۵- قدردانی

نویسندگان، مراتب سپاس خود را از معاونت پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی واحد ورامین- پیشوا برای همکاری در اجرای پژوهش اعلام می‌کند.

میلی‌گرم در لیتر، ۹۶، ۷۵، ۶۳ و ۳۴ درصد برای غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر و ۹۰، ۶۰، ۵۵ و ۲۹ درصد برای غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر گزارش شد. کاهش کارایی در پساب صنعتی به حضور یون‌های مزاحم بر اساس جدول ۱ نسبت داده شد که موجب رقابت با یون Ni(II) برای اتصال به مکان‌های فعال سطح جاذب می‌شوند. نتایج این پژوهش نشان داد که نانو ماده چند جزئی شامل CuS، Fe₃O₄ و GO اصلاح شده با مونومرهای وینیل ایمیدازول و آلیل آمین، جاذبی با ظرفیت بالا، سازگاری زیست‌محیطی و قابلیت بازیابی است. با این حال، کاربرد عملی آن در پساب‌های صنعتی،

References

- Abdić, Š., Memić, M., Šabanović, E., Sulejmanović, J. and Begić, S., 2018. Adsorptive removal of eight heavy metals from aqueous solution by unmodified and modified agricultural waste: tangerine peel. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(12), 2511-2518. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1645-7>.
- Abdulkareem, A. S., Hamzat, W. A., Tijani, J. O., Egbosubi, T. C., Mustapha, S., Abubakre, O. K. et al., 2023. Isotherm, kinetics, thermodynamics and mechanism of metal ions adsorption from electroplating wastewater using treated and functionalized carbon nanotubes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(1), 109180. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.109180>.
- Akinyeye, O. J., Ibigbami, T. B. and Odeja, O., 2016. Effect of chitosan powder prepared from snail shells to remove lead (II) ion and nickel (II) ion from aqueous solution and its adsorption isotherm model. *American Journal of Applied Chemistry*, 4(4), 146-156. <https://doi.org/10.11648/j.ajac.20160404.15>.
- Alsarayreh, A. A., Nsaif, R. Z., Nsaif, M. M., Nsaif, Z. M. and Abbas, M. N., 2025. Nickel remediation by adsorption technique achieving the concept of zero residue level. *Jordan Journal of Civil Engineering*, 19(1), <https://doi.org/10.14525/JJCE.v19i1.02>.
- Al-Shannag, M., Al-Qodah, Z., Bani-Melhem, K., Qtaishat, M. R. and Alkasrawi, M., 2015. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: kinetic study and process performance. *Chemical Engineering Journal*, 260, 749-756. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.09.035>.
- Altıntig, E., Yenigun, M., Sari, A., Altundag, H., Tuzen, M. and Saleh, T. A., 2021. Facile synthesis of zinc oxide nanoparticles loaded activated carbon as an eco-friendly adsorbent for ultra-removal of malachite green from water. *Environmental Technology and Innovation*, 21, 101305. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101305>.
- Aly, M. I. and Gamal, R., 2024. Kinetics and equilibrium studies for sorption of cobalt (II) and nickel (II) ions from aqueous solution using zeolite-Y. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 1-13. <https://doi.org/10.1080/01932691.2024.2312828>.
- Amadi, O., Odih, C. and Nwachukwu, O., 2024. Kinetics and mechanism modelling of Pb (II) and Ni (II) ions sorption from aqueous medium: evaluating the performance of curcuma longa rhizome in the treatment of waste water. *Journal of Chemical Society of Nigeria*, 49(1), <https://doi.org/10.46602/jcsn.v49i1.954>.
- Aslehashemi, A., Miralinaghi, M. and Heydarinasab, A., 2025. A magnetic/pH dual-sensitive nanocarrier based on biopolymer-grafted mesoporous Fe₃O₄@SiO₂ for imatinib delivery: fabrication, characterization and study of the in-vitro release kinetics. *Inorganic Chemistry Communications*, 174, 113970. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2025.113970>.



- Awual, M. E., Salman, M. S., Hasan, M. M., Hasan, M. N., Kubra, K. T., Sheikh, M. C. et al., 2024. Ligand imprinted composite adsorbent for effective Ni (II) ion monitoring and removal from contaminated water. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 131, 585-592. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2023.10.062>.
- Badmus, S. O., Oyehan, T. A. and Saleh, T. A., 2021. Synthesis of a novel polymer-assisted AlNiMn nanomaterial for efficient removal of sulfate ions from contaminated water. *Journal of Polymers and the Environment*, 29(9), 2840-2854. <https://doi.org/10.1007/s10924-021-02077-7>.
- Bai, C., Wang, L. and Zhu, Z., 2020. Adsorption of Cr (III) and Pb (II) by graphene oxide/alginate hydrogel membrane: characterization, adsorption kinetics, isotherm and thermodynamics studies. *International Journal of Biological Macromolecules*, 147, 898-910. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.09.249>.
- Bayça, F., 2025. Effective removal of rhodamine B dyestuff using colemanite as an adsorbent: isotherm, kinetic, thermodynamic analysis and mechanism. *Heliyon*, 11(1), <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40743>.
- Carolyn, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J. and Naushad, M., 2017. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: a review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2782-2799. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>.
- Chanda, R., Mithun, A. H., Hasan, M. A. and Biswas, B. K., 2021. Nickel removal from aqueous solution using chemically treated mahogany sawdust as biosorbent. *Journal of Chemistry*, 2021(1), 4558271. <https://doi.org/10.1155/2021/4558271>.
- Charazińska, S., Burszta-Adamiak, E. and Lochyński, P., 2022. Recent trends in Ni (II) sorption from aqueous solutions using natural materials. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 21(1), 105-138. <https://doi.org/10.1007/s11157-021-09599-5>.
- Doan, L., Nguyen, T., Le, Q. N., Huynh, K. G., Tran, K. and Pham, N. H., 2025. Surface modifications of superparamagnetic iron oxide nanoparticles with citric acid, selenium, and silver combining with polymer blend as antibacterial agent. *Discover Nano*, 20(1), 1-25. <https://doi.org/10.1186/s11671-025-04372-x>.
- Dong, L., Chen, G., Liu, G., Huang, X., Xu, X., Li, L. et al., 2024. A review on recent advances in the applications of composite Fe₃O₄ magnetic nanoparticles in the food industry. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 64(4), 1110-1138. <https://doi.org/10.1080/10408398.2022.2113363>.
- Duan, G., Li, X., Ma, X., Zhong, W. and Wang, S., 2023. High-efficiency adsorption removal for Cu (II) and Ni (II) using a novel acylamino dihydroxamic acid chelating resin. *Science of The Total Environment*, 864, 160984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160984>.
- Dubinina, M. M., 1947. The equation of the characteristic curve of activated charcoal. In *Dokl. Akad. Nauk. SSSR*. 55, 327-329. [Link]
- Elamin, N. Y., Modwi, A., Abd El-Fattah, W. and Rajeh, A., 2023. Synthesis and structural of Fe₃O₄ magnetic nanoparticles and its effect on the structural optical, and magnetic properties of novel poly (methyl methacrylate)/polyaniline composite for electromagnetic and optical applications. *Optical Materials*, 135, 113323. <https://doi.org/10.1016/j.optmat.2022.113323>.
- Elkhaleefa, A., Ali, I. H., Brima, E. I., Elhag, A. and Karama, B., 2020. Efficient removal of Ni (II) from aqueous solution by date seeds powder biosorbent: adsorption kinetics, isotherm and thermodynamics. *Processes*, 8(8), 1001. <https://doi.org/10.3390/pr8081001>.
- Emrani, S., Ebrahimi, M., Zhiani, R. and Motavalizadehkakhky, A. R., 2023. Removal of Pb (II) from aqueous solutions using magnetic mesoporous silica nanocomposites: modeling and optimization based on response surface methodology. *Journal of Water and Wastewater*, 33(6), 67-92. <https://doi.org/10.22093/wwj.2023.379990.3314>.



- Es-Sahbany, H., Berradi, M., Nkhili, S., Hsissou, R., Allaoui, M., Loutfi, M. et al., 2019. Removal of heavy metals (nickel) contained in wastewater-models by the adsorption technique on natural clay. *Materials Today: Proceedings*, 13, 866-875. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.04.050>.
- Fadaei, Z., Daraei, A. and Pakravan, P., 2024. Adsorptive removal of heavy metals by utilizing activated carbon derived from natural bitumen. *Journal of Water and Wastewater*, 35(4), 1-22. (In Persian). <https://doi.org/10.22093/wwj.2025.487432.3447>.
- Farouq, R. and Yousef, N., 2015. Equilibrium and kinetics studies of adsorption of copper (II) ions on natural biosorbent. *International Journal of Chemical Engineering and Applications*, 6(5), 319. <https://doi.org/10.7763/IJCEA.2015.V6.503>.
- Freundlich, H. M. F., 1906. Over the adsorption in solution. *The Journal of Physical Chemistry*, 57(385471), 1100-1107.
- Ghaffari, H. R., Pasalari, H., Tajvar, A., Dindarloo, K., Goudarzi, B., Alipour, V. et al., 2017. Linear and nonlinear two-parameter adsorption isotherm modeling: a case-study. *International Journal of Engineering Science*, 6(9), 01-11.
- Gharibzadeh, F., Shirvani, H., Karimi, S., Mehrabi, M. and Labkhandepoor, E., 2024. CuS-NPs, GQD, MSN-NPs and doxorubicin: an excellent nano-compound for cancer treatment by chemo-photodynamic therapy. *Journal of Alloys and Compounds*, 980, 173624. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2024.173624>.
- Hemmati, M., Rajabi, M. and Asghari, A., 2018. Magnetic nanoparticle based solid-phase extraction of heavy metal ions: a review on recent advances. *Microchimica Acta*, 185, 1-32. <https://doi.org/10.1007/s00604-018-2670-4>.
- Ho, Y. S. and McKay, G., 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34(5), 451-465. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5).
- Jabbar, A. A., Hussain, D. H., Latif, K. H., Albukhaty, S., Jasim, A. K., Sulaiman, G. M. et al., 2024. Extremely efficient aerogels of graphene oxide/graphene oxide nanoribbons/sodium alginate for uranium removal from wastewater solution. *Scientific Reports*, 14(1), 1285. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52043-1>.
- Janani, R., Gurunathan, B., Sivakumar, K. and Senthilkumar, P., 2024. Strychnos potatorum seeds derived magnetic graphene oxide nanocomposite for removal of nickel from wastewater: adsorption performance, isotherm, kinetic and desorption behavior. *Desalination and Water Treatment*, 319, 100463. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100463>.
- Janthabut, P., Athikaphan, P., Jekrukand, P., Kanjungsi, P., Kongkoed, P., Nijpanich, S. et al., 2025. Adsorption of nickel (II) ions onto activated carbon from tamarind seeds for synthetic wastewater treatment: isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Environmental Challenges*, 101243. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101243>.
- Juve, J. M. A., Christensen, F. M. S., Wang, Y. and Wei, Z., 2022. Electrodialysis for metal removal and recovery: a review. *Chemical Engineering Journal*, 435, 134857. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.134857>.
- Kamal, I., Kabeb, S., López-Mesas, M. and Samah, N. A., 2023. Arsenic removal using ion imprinted polymer: synthesis and characterization. *Current Science and Technology*, 3(1), 16-25. <https://doi.org/10.15282/cst.v3i1.9665>.
- Kamel, M., Bastaweesy, A. M. and Hefny, R. A., 2025. Optimized removal of Cr(VI) and Ni(II) from wastewater using corncob-derived activated carbon. *Water, Air and Soil Pollution*, 236(2), 93. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07711-3>.
- Kim, S. and Lee, T. G., 2019. Removal of Cr(VI) from aqueous solution using functionalized poly (GMA-co-EGDMA)-graft-poly (allylamine). *Reactive and Functional Polymers*, 134, 133-140. <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2018.11.016>.
- Koçyiğit, H., Gök, G. and Çelebi, H., 2025. From garbage to biosorbent: overview raw and hexane purified almond shells for nickel (II) ions removal. *Applied Water Science*, 15(7), 165. <https://doi.org/10.1007/s13201-025-02520-3>.



- Es-Sahbany, H., Berradi, M., Nkhili, S., Hsissou, R., Allaoui, M., Loutfi, M. et al., 2019. Removal of heavy metals (nickel) contained in wastewater-models by the adsorption technique on natural clay. *Materials Today: Proceedings*, 13, 866-875. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.04.050>.
- Fadaei, Z., Daraei, A. and Pakravan, P., 2024. Adsorptive removal of heavy metals by utilizing activated carbon derived from natural bitumen. *Journal of Water and Wastewater*, 35(4), 1-22. (In Persian). <https://doi.org/10.22093/wwj.2025.487432.3447>.
- Farouq, R. and Yousef, N., 2015. Equilibrium and kinetics studies of adsorption of copper (II) ions on natural biosorbent. *International Journal of Chemical Engineering and Applications*, 6(5), 319. <https://doi.org/10.7763/IJCEA.2015.V6.503>.
- Freundlich, H. M. F., 1906. Over the adsorption in solution. *The Journal of Physical Chemistry*, 57(385471), 1100-1107.
- Ghaffari, H. R., Pasalari, H., Tajvar, A., Dindarloo, K., Goudarzi, B., Alipour, V. et al., 2017. Linear and nonlinear two-parameter adsorption isotherm modeling: a case-study. *International Journal of Engineering Science*, 6(9), 01-11.
- Gharibzadeh, F., Shirvani, H., Karimi, S., Mehrabi, M. and Labkhandepoor, E., 2024. CuS-NPs, GQD, MSN-NPs and doxorubicin: an excellent nano-compound for cancer treatment by chemo-photodynamic therapy. *Journal of Alloys and Compounds*, 980, 173624. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2024.173624>.
- Hemmati, M., Rajabi, M. and Asghari, A., 2018. Magnetic nanoparticle based solid-phase extraction of heavy metal ions: a review on recent advances. *Microchimica Acta*, 185, 1-32. <https://doi.org/10.1007/s00604-018-2670-4>.
- Ho, Y. S. and McKay, G., 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34(5), 451-465. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5).
- Jabbar, A. A., Hussain, D. H., Latif, K. H., Albukhaty, S., Jasim, A. K., Sulaiman, G. M. et al., 2024. Extremely efficient aerogels of graphene oxide/graphene oxide nanoribbons/sodium alginate for uranium removal from wastewater solution. *Scientific Reports*, 14(1), 1285. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52043-1>.
- Janani, R., Gurunathan, B., Sivakumar, K. and Senthilkumar, P., 2024. Strychnos potatorum seeds derived magnetic graphene oxide nanocomposite for removal of nickel from wastewater: adsorption performance, isotherm, kinetic and desorption behavior. *Desalination and Water Treatment*, 319, 100463. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100463>.
- Janthabut, P., Athikaphan, P., Jekrukand, P., Kanjungsi, P., Kongkoed, P., Nijpanich, S. et al., 2025. Adsorption of nickel (II) ions onto activated carbon from tamarind seeds for synthetic wastewater treatment: isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Environmental Challenges*, 101243. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101243>.
- Juve, J. M. A., Christensen, F. M. S., Wang, Y. and Wei, Z., 2022. Electrodialysis for metal removal and recovery: a review. *Chemical Engineering Journal*, 435, 134857. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.134857>.
- Kamal, I., Kabeb, S., López-Mesas, M. and Samah, N. A., 2023. Arsenic removal using ion imprinted polymer: synthesis and characterization. *Current Science and Technology*, 3(1), 16-25. <https://doi.org/10.15282/cst.v3i1.9665>.
- Kamel, M., Bastaweesy, A. M. and Hefny, R. A., 2025. Optimized removal of Cr(VI) and Ni(II) from wastewater using corncob-derived activated carbon. *Water, Air and Soil Pollution*, 236(2), 93. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07711-3>.
- Kim, S. and Lee, T. G., 2019. Removal of Cr(VI) from aqueous solution using functionalized poly (GMA-co-EGDMA)-graft-poly (allylamine). *Reactive and Functional Polymers*, 134, 133-140. <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2018.11.016>.
- Koçyiğit, H., Gök, G. and Çelebi, H., 2025. From garbage to biosorbent: overview raw and hexane purified almond shells for nickel (II) ions removal. *Applied Water Science*, 15(7), 165. <https://doi.org/10.1007/s13201-025-02520-3>.



- Moradi, S., Miralinaghi, M., Moniri, E., Shahsavari, S. and Shabani, M., 2026. Construction of poly (vinylimidazole-allylamine)-grafted graphene oxide nanosheets decorated with magnetic copper sulfide as a mesoporous, reusable adsorbent for efficient removal of heavy metal ions from aqueous media. *Applied Materials Today*, 48(103096). <https://doi.org/10.1016/j.apmt.2026.103096>.
- Nnaji, N. D., Onyeaka, H., Miri, T. and Ugwa, C., 2023. Bioaccumulation for heavy metal removal: a review. *SN Applied Sciences*, 5(5), 125. <https://doi.org/10.1007/s42452-023-05351-6>.
- Phung, T. L., Nguyen, T. K. G., Ho, P. H. and Pham, T. N., 2024. Study on the equilibrium and kinetics of nickel (II) adsorption on cellulose from peanut shell modified with chitosan. *Vietnam Journal of Science, Technology and Engineering*, 66(1), 24-33. [https://doi.org/10.31276/VJSTE.66\(1\).24-33](https://doi.org/10.31276/VJSTE.66(1).24-33).
- Raeisi, I. and Yousefipour, Z., 2024. Dual-responsive drug carrier based on zeolitic imidazolate framework-8 incorporated into gold nanoparticles/chitosan/copper sulfide for controlled drug delivery. *Journal of Drug Delivery Science and Technology*, 98, 105883. <https://doi.org/10.1016/j.jddst.2024.105883>.
- Rafique, M., Hajra, S., Tahir, M. B., Gillani, S. S. A. and Irshad, M., 2022. A review on sources of heavy metals, their toxicity and removal technique using physico-chemical processes from wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(11), 16772-16781. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18638-9>.
- Rasoulzadehzali, M., Namazi, H., Larsen, K. L., Mahoutforoush, A. and Kazeminava, F., 2025. Engineering pH-sensitive CA/GO nanocomposite beads for dual-drug oral delivery: improved therapeutic efficacy against breast cancer cells. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 138081. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2025.138081>.
- Raval, N. P., Shah, P. U. and Shah, N. K., 2016. Adsorptive removal of nickel (II) ions from aqueous environment: a review. *Journal of Environmental Management*, 179, 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.045>.
- Rincón, G. J. and La Motta, E. J., 2014. Simultaneous removal of oil and grease, and heavy metals from artificial bilge water using electro-coagulation/flotation. *Journal of Environmental Management*, 144, 42-50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.004>.
- Sadat Hosseini Shekarabi, H., Hashemzadeh, F., Javid, A. H. and Hasani, A., 2021. Investigation of nickel removal from water by electrospun alumina nanofiber adsorbent. *Journal of Water and Wastewater*, 32(2), 1-14. (In Persian). <https://doi.org/10.22093/wwj.2020.236920.3043>.
- Sadegh, F., Wongniramaikul, W., Apiratikul, R. and Choodum, A., 2024. Magnetically recyclable Fe₃O₄-CuS@SiO₂ catalyst for synergistic adsorption and photodegradation of methyl orange in wastewater under visible light. *Environmental Technology and Innovation*, 33, 103545. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103545>.
- Saad, W. M., Alaallah, N. J., Abdulkareem, E. A., Hilal, N. N. and AlBiajawi, M. I., 2025. Study of effective removal of nickel and cobalt from aqueous solutions by FeO@mSiO₂ nanocomposite. *Results in Chemistry*, 13, 101992. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2024.101992>.
- Saad, W. M., Oliver, I. W., Thompson, D. F., Holborn, S., Contini, A. and Zhoblenko, V., 2023. Magnesium oxide loaded mesoporous silica: synthesis, characterisation and use in removing lead and cadmium from water supplies. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 20, 100817. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100817>.
- Song, X., Xu, C., Wang, Y., Ke, H., Li, Y., Wei, Q. et al., 2024. Optimization on magnetic properties of Nd-doped Fe₃O₄ nanoparticles for magnetic shielding fabrics. *Journal of Rare Earths*, 42(4), 683-689. <https://doi.org/10.1016/j.jre.2023.06.008>.
- Tchakounte, A., Kede, C., Shikuku, V., Lenou, I. and Dika, J., 2024. Adsorption of nickel (II) from aqueous solutions with clay-supported nano-scale zero-valent iron synthesized from green tea extract. *Desalination and Water Treatment*, 320, 100771. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100>.



- Tekin, B. and Açikel, U., 2022. Adsorption isotherms for removal of heavy metal ions (copper and nickel) from aqueous solutions in single and binary adsorption processes. *Gazi University Journal of Science*, 36(2), 495-509. <https://doi.org/10.35378/gujs.1066137>.
- Teng, C., Zhang, K., Guo, J., Li, T. and Xu, Y., 2025. Construction of two-dimensional zeolitic-imidazolate frameworks for enhanced Pb (II) and Cd (II) removal in industrial wastewater. *Desalination*, 119254. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2025.119254>.
- Ungureanu, E., Samuil, C., Țopa, D. C., Ungureanu, O. C., Tofanica, B. M., Fortună, M. E. et al., 2024. Adsorption of Ni (II) from aqueous media on biodegradable natural polymers-sarkanda grass lignin. *Crystals*, 14(4), 381. <https://doi.org/10.3390/cryst14040381>.
- Vidu, R., Matei, E., Predescu, A. M., Alhalaili, B., Pantilimon, C., Tarcea, C. et al., 2020. Removal of heavy metals from wastewaters: a challenge from current treatment methods to nanotechnology applications. *Toxics*, 8(4), 101. <https://doi.org/10.3390/toxics8040101>.
- Wu, C., Gao, J., Liu, Y., Jiao, W., Su, G., Zheng, R. et al., 2022. High-gravity intensified electrodeposition for efficient removal of Cd²⁺ from heavy metal wastewater. *Separation and Purification Technology*, 289, 120809. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120809>.
- Yang, P., Chen, W., Li, J., Cao, S., Bi, X. and Shi, J., 2023. Hollow CuS nanoparticles equipped with hydroxyapatite/hyaluronic acid coating for NIR/pH dual-responsive drug delivery. *International Journal of Biological Macromolecules*, 253, 127150. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.127150>.
- Zhang, H., Xu, F., Xue, J., Chen, S., Wang, J. and Yang, Y., 2020. Enhanced removal of heavy metal ions from aqueous solution using manganese dioxide-loaded biochar: behavior and mechanism. *Scientific Reports*, 10(1), 6067. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63000-z>.

