Journal of Water and Soil Science
Vol. 30, No. 3, 2026, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781

Enhancing the Efficiency of Magnetic Biochar Produced from Sugarcane Bagasse for Sodium Ion Removal from Agricultural Wastewater under a Magnetic Field

Jalil Kermannezhad[1], Hassan TorabiPoodeh[1*], Elham Ghanbari-Adivi[2*] and Babak ShahiNejad[1]

(Received: March 5-2026; Revised: June 6-2026; Accepted: June 14-2026)

1. Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Lorestan University, Khoramabad, Iran.
2. Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Shahrekord University, Shahrekord, Iran
*: Corresponding author, Email: torabi.ha@lu.ac.ir, ghanbariadivi@sku.ac.ir

Abstract

Conventional methods for desalination of water and wastewater are usually not economically viable for providing the water required for agricultural production due to high energy consumption and equipment costs. This study aimed to evaluate the efficiency of magnetic nanobiochar produced from sugarcane bagasse to remove sodium ions from agricultural wastewater under the influence of a magnetic field. Non-nanoactive, nanoactive, and magnetic nanoactive adsorbents were produced using a pyrolysis process in an electric furnace at 600 °C, chemical activation with potassium hydroxide, and magnetization with a combination of hexahydrate ferric chloride and heptahydrate ferric sulfate. The results showed that the highest removal rates of chloride ions (44.6%) and sodium ions (58.3%) were obtained in the magnetically activated nano-biochar under the influence of a magnetic field of 0.5 Tesla, for an activator-to-biochar ratio of 3, a microwave power of 400 W, and an activation time of 10 minutes. Surface analyses including FT-IR spectroscopy and scanning electron microscopy (SEM) confirmed that the hydroxyl, carboxyl, and carbonyl functional groups on the surface of the adsorbent play a key role in the adsorption of sodium and chloride ions. It was also observed that the application of a magnetic field improved the orientation of the ions towards the adsorbent and weakened the hydrogen bonds in water, which led to an increase in the efficiency of the adsorption process. This study shows that magnetic nano-biochar, under a magnetic field, could be an economical and sustainable solution for reducing the salinity of agricultural wastewater.

Keywords: Agricultural drainage water, Sodium ion removal, External magnetic field, Magnetic nanobiochar, Microwave activation

How to cite this article: Kermannezhad, J., H. TorabiPoodeh, E. Ghanbari-Adivi and B. ShahiNejad. 2026. Enhancing the Efficiency of Magnetic Biochar Produced from Sugarcane Bagasse for Sodium Ion Removal from Agricultural Leachate under a Magnetic Field. *J. Water and Soil Sci.* 30(3): 13-46. DOI: DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781

Copyright © 2026 Kermannezhad et al. Published by Isfahan University of Technology.

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Noncommercial 4.0 International license (https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/). Non-commercial uses of the work are permitted, provided the original work is properly cited.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]
[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

نشریه علوم آب و خاک
سال سی‌ام/ شماره سوم / پاییز ۱۴۰۵/مقاله علمی-پژوهشی: صفحات ۱۳ تا ۴۶
DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781

افزایش کارایی نانو بیوچار مغناطیسی باگاس نیشکر در حذف یون سدیم از زه‌آب‌های کشاورزی تحت تأثیر میدان مغناطیسی

جلیل کرمان‌نژاد[۱]، حسن ترابی پوده*[۱]، الهام قنبری عدیوی*[۲] و بابک شاهی‌نژاد[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۱۲/۱۴ ؛ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۳/۱۶ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۳/۲۴)

۱. گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.
۲. گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.
*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: torabi.ha@lu.ac.ir, ghanbariadivi@sku.ac.ir

چکیده

روش‌های متعارف شوری‌زدایی از آب‌ها و پساب‌ها به دلیل مصرف انرژی زیاد و هزینه تجهیزات، معمولاً برای تأمین آب مورد نیاز برای تولید محصولات کشاورزی از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه نیستند. این پژوهش با هدف ارزیابی کارایی نانوبیوچار مغناطیسی تولیدشده از باگاس نیشکر در حذف یون‌های سدیم از زه‌آب‌های کشاورزی تحت تأثیر میدان مغناطیسی انجام شد. جاذب‌های غیر نانو فعال، نانو فعال و نانو فعال مغناطیسی با استفاده از فرایند گرماکافت در کوره الکتریکی در دمای ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد، فعال‌سازی شیمیایی با هیدروکسید پتاسیم و مغناطیسی‌سازی با ترکیب کلرید آهن شش‌آبه و سولفات آهن هفت‌آبه تولید شدند. نتایج نشان داد که بیشترین میزان حذف یون‌های سدیم (۵۸/۳٪) در جاذب نانو فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی ۰/۵ تسلا، به‌ازای نسبت فعال‌ساز به بیوچار برابر ۳، توان ماکروویو ۴۰۰ وات و مدت‌زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه به‌دست آمد. نتایج آنالیزهای سطحی و طیف‌سنجی FT-IR نشان داد که علاوه‌بر نقش گروه‌های عاملی در جذب الکترواستاتیک یون سدیم، حضور نانوذرات اکسید آهن روی سطح بیوچار با ایجاد سایت‌های مثبت، عامل اصلی جذب یون سدیم بوده است. همچنین اعمال میدان مغناطیسی با ضعیف‌کردن لایه هیدراتاسیون آب، نفوذ یون‌ها به منافذ جاذب را تسهیل کرد. این مطالعه نشان می‌دهد که استفاده از نانوبیوچار مغناطیسی تحت تأثیر میدان مغناطیسی می‌تواند به‌عنوان راه‌حلی اقتصادی و پایدار برای کاهش شوری زه‌آب‌های کشاورزی مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: زه‌آب کشاورزی، حذف یون سدیم، میدان مغناطیسی خارجی، نانوبیوچار مغناطیسی، فعال‌سازی ماکروویو

حق انتشار این مستند، متعلق به دانشگاه صنعتی اصفهان است. ۱۴۰۴ ©.
این مقاله تحت گواهی زیر منتشر شده و هر نوع استفاده غیرتجاری از آن مشروط به استناد صحیح به مقاله و با رعایت شرایط مندرج در آدرس زیر مجاز است: (https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]
[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

مقدمه

بحران کم‌آبی به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک از جمله ایران، چالشی جدی در بخش کشاورزی محسوب می‌شود. در این شرایط، استفاده از منابع آبی نامتعارف از جمله زه‌آب‌های کشاورزی اهمیت ویژه‌ای پیدا کرده است. زه‌آب‌های تولیدشده از مزارع نیشکر در استان خوزستان به‌دلیل دارا بودن غلظت زیاد یون‌های سدیم و کلراید (به‌ترتیب ۸۲۰ و ۱۷۰۴ میلی‌گرم بر لیتر) نیازمند فرایند شوری‌زدایی هستند (۱). روش‌های متعارف شوری‌زدایی مانند اسمز معکوس و تبادل یونی به‌دلیل هزینه‌های زیاد عملیاتی و مصرف انرژی زیاد، برای کاربردهای کشاورزی از نظر اقتصادی توجیه‌پذیر نیستند.

در عصر حاضر، تأمین آب با کیفیت مناسب برای مصارف مختلف از جمله کشاورزی، صنعت و مصرف انسانی به یکی از چالش‌های اساسی توسعه پایدار تبدیل شده است. آلودگی منابع آبی به‌ویژه با فلزات سنگین و املاح محلول، خطرات جدی را برای سلامت انسان و اکوسیستم‌های آبی به‌وجود آورده است (۲۱). از دیرباز، کربن فعال به‌عنوان یکی از مؤثرترین جاذب‌ها در تصفیه آب‌وفاضلاب از سال ۱۸۸۳ میلادی مورد استفاده قرار گرفته است؛ با این حال، هزینه زیاد تهیه و بازیابی آن، استفاده از جاذب‌های ارزان‌قیمت و در دسترس را در دهه‌های اخیر ضروری ساخته است. در سال‌های اخیر، توسعه نانوبیوچارهای مغناطیسی به عنوان نسل جدیدی از جاذب‌های هوشمند، تحولی در فناوری تصفیه آب‌های شور ایجاد کرده است (۴ و ۴۱). مطالعات اخیر نشان داده‌اند که اصلاح سطح بیوچار با اکسیدهای فلزی و اعمال میدان مغناطیسی خارجی، نه تنها چالش جداسازی جاذب را حل می‌کند، بلکه با تغییر در ساختار هیدراتاسیون یون‌ها، راندمان حذف آنیون‌هایی نظیر سدیم را به طرز معناداری افزایش می‌دهد (۲۰، ۴۶ و ۴۷).

با توجه به اینکه کربن فعال از مواد ارزان‌قیمتی مانند چوب، زغال سنگ، نفت، کک، خاک‌اره و ضایعات گیاهی ساخته می‌شود، از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه است. این ماده توانایی زیادی در حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های آلی و معدنی را از محیط‌های آبی و گازی دارد (۲۷ و ۲۸). جاذب‌های زیستی ارزان‌قیمت که شامل پوسته برنج، خاک‌اره، تفاله نیشکر، سبوس گندم و سایر بقایای گیاهی می‌شوند، علاوه‌بر فراوانی و در دسترس بودن، دارای گروه‌های عاملی مانند هیدروکسیل، کربوکسیل و فنل هستند که توانایی برقراری پیوند قوی با فلزات سنگین را دارند (۲ و ۲۱).

در این میان، زغال زیستی (بیوچار) حاصل از پیرولیز ضایعات کشاورزی در بازه دمایی ۳۰۰ تا ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد و در محیط بدون اکسیژن، به‌دلیل ساختار متخلخل، سطح ویژه زیاد و حضور گروه‌های عاملی فعال اکسیژن‌دار، توجه پژوهشگران را به‌خود جلب کرده است (۴، ۴۱ و ۴۴). برخلاف پیرولیز دمای زیاد (بیش از ۷۰۰ درجه) که منجر به گرافیتی شدن ساختار و حذف گروه‌های عاملی می‌شود، پیرولیز در دمای متوسط و کم (حدود ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد) تعادلی بهینه میان حفظ ساختار متخلخل کربنی و نگهداری سایت‌های فعال سطحی برای جذب یون‌ها ایجاد می‌کند. بیوچار سبوس برنج به‌عنوان نمونه، دارای مساحت سطح ۴۴۱ مترمربع بر گرم و مقدار کربن ثابت ۳۱/۷۸٪ گزارش شده که این ویژگی‌ها آن را به جاذبی مؤثر برای حذف آلاینده‌ها تبدیل می‌کند (۳۸).

در سال‌های اخیر، استفاده از جاذب‌های زیستی ارزان‌قیمت به‌ویژه بیوچار تولیدشده از ضایعات کشاورزی به‌عنوان جایگزینی پایدار مورد توجه قرار گرفته است. بیوچار ماده‌ای کربنی با ساختار متخلخل است که از فراوری مواد زیستی تحت شرایط کمبود اکسیژن (گرماکافت) تولید می‌شود و دارای ویژگی‌های منحصربه‌فردی از جمله سطح ویژه زیاد، پایداری شیمیایی و زیست‌محیطی و قابلیت جذب مؤثر آلاینده‌هاست. بیوچار به‌طور معمول از طریق کربنیزه کردن که شامل حرارت دادن مواد در شرایط کمبود اکسیژن (یا حضور گازهای نیتروژن، دی اکسید کربن و...) است، به‌دست می‌آید. این فرایند موجب کاهش مواد آلی و ایجاد ساختار متخلخل و کربنی می‌شود. از

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

جمله ویژگی‌های بیوچار می‌توان به سازگاری با محیط‌زیست، پایداری در محیط‌های مختلف و جاذبی مناسب برای جذب آلاینده‌ها از محیط‌های آبی، خاکی و گازی اشاره کرد (۱۸). با این حال، چالش اصلی در استفاده از بیوچار، جداسازی آن از محلول پس از فرایند جذب است که به‌دلیل اندازه ریز ذرات، فرایندی دشوار و پرهزینه محسوب می‌شود (۱۶). به طور کلی به علت اندازه کوچک ذرات زغال زیستی جداسازی آنها که معمولاً با استفاده از روش صافی و سانتریفیوژ انجام می‌شود، سخت است. به منظور غلبه بر مشکل جداسازی زغال زیستی بعد از فرایند جذب از محلول آبی، زغال زیستی مغناطیسی تولید شد. در واقع این ماده همان زغال زیستی است که به سطح آن یون‌های مختلف فلزی مانند آهن، نیکل و غیره متصل شده و بنابراین زغال زیستی دارای خاصیت مغناطیسی شده و بعد از فرایند جذب آلاینده‌ها می‌تواند به راحتی با استفاده از یک آهنربا از محلول جدا شود.

علاوه‌بر این، مطالعه‌های اخیر نشان داده‌اند که اعمال میدان مغناطیسی خارجی نه‌تنها به‌طور مستقیم بر فرایند جذب تأثیرگذار است، بلکه می‌تواند کارایی حذف آلاینده‌ها را به طرز معناداری افزایش دهد (۲۰ و ۲۴). مکانیسم این اثر شامل بهبود جهت‌گیری مولکول‌های جذب‌شونده، تضعیف پیوندهای هیدروژنی در ساختار آب (کاهش اثر پوشش هیدراتاسیون یون‌ها) و افزایش نفوذپذیری آلاینده‌ها به درون منافذ جاذب است (۴). برای نمونه، لو و همکاران (۲۴) گزارش کردند که حضور میدان مغناطیسی موجب افزایش حذف فلزات سنگین و رنگ‌ها به ترتیب به میزان ۱۱۴ و ۵۵ درصد شده است.

توسعه زغال زیستی مغناطیسی به‌عنوان نسل جدید جاذب‌ها، تحولی مهم در فناوری تصفیه آب ایجاد کرده است. زغال زیستی مغناطیسی که از ترکیب زیست‌توده با ترکیبات آهن‌دار) مانند Fe_2O_3 تولید می‌شود، علاوه‌بر خواص جذبی ذاتی، قابلیت جداسازی آسان با استفاده از میدان مغناطیسی خارجی را داراست که چالش بازیابی جاذب‌های سنتی را برطرف می‌کند (۴۰). مطالعه‌ها نشان داده‌اند که کاربرد میدان مغناطیسی در فرایند جذب سطحی می‌تواند با بهبود جهت‌گیری مولکول‌های جذب‌شونده، ضعیف‌کردن پیوندهای هیدروژنی آب و افزایش مناطق فعال سطح جاذب، کارایی فرایند را تا ۶۳٪ برای کادمیوم و ۱۵٪ برای روی افزایش دهد (۱۱). همچنین، پژوهش‌های ژانگ و همکاران (۲۰۱۳) و وانگ و همکاران (۲۰۱۵) کارایی زیاد زغال زیستی مغناطیسی حاصل از چوب کاج و برگ اکالیپتوس را در حذف آرسنیک و فلزات سنگین تأیید کرده‌اند (۱۱)

با وجود پیشرفت‌های حاصل‌شده، چالش‌هایی در زمینه بهینه‌سازی فرایند تولید بیوچار مغناطیسی، درک مکانیسم‌های تعامل میدان مغناطیسی با سطح جاذب و کاربرد هم‌زمان این فناوری‌ها در تصفیه آب‌های شور و آلوده باقی مانده است. به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک که با کاهش آب رودخانه‌ها و افزایش شوری آب‌های زیرزمینی مواجه‌اند، توسعه فناوری‌های کم‌هزینه و پایدار برای شوری‌زدایی و حذف آلاینده‌ها ضرورت دارد (۴۰). با توجه به حجم قابل‌توجه ضایعات کشاورزی مانند باگاس نیشکر که سالانه در کارخانه‌های تولید شکر تولید می‌شود، استفاده از این مواد برای تولید بیوچار مغناطیسی می‌تواند راه‌حلی اقتصادی و زیست‌محیطی برای تصفیه زه‌آب‌های شور و آلوده ارائه دهد.

هدف از این پژوهش، توسعه و بهینه‌سازی بیوچار مغناطیسی حاصل از باگاس نیشکر و بررسی اثر هم‌زمان میدان مغناطیسی خارجی بر کارایی آن در حذف یون‌های شوری‌زا (سدیم) از محیط‌های آبی است. در واقع نوآوری اصلی این پژوهش در رویکرد هم‌افزای سه‌جانبه آن نهفته است: نخست، هدف‌گیری هم‌زمان یون‌های اصلی شوری (سدیم) در زه‌آب‌های کشاورزی، درحالی‌که بیشتر مطالعات پیشین بر حذف فلزات سنگین یا آلاینده‌های آلی متمرکز بوده‌اند. دوم، سنتز نانو بیوچار مغناطیسی با فعال‌سازی ماکروویو – شیمیایی برای ایجاد ساختار متخلخل چندمقیاسی و سوم، اعمال میدان مغناطیسی خارجی ۰.۵ تسلا بر محلول زه‌آب که فراتر از خاصیت مغناطیسی ذاتی جاذب، با تأثیر بر ساختار مولکولی

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

آب و لایه هیدراتاسیون یون‌ها، به عنوان یک کاتالیزور فیزیکی برای افزایش نفوذپذیری یون‌ها به درون منافذ نانو عمل می‌کند.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش از باگاس نیشکر به‌عنوان زیست‌توده اولیه برای تهیه زغال زیستی استفاده شد. بیوچار یک ماده کربنی با قابلیت جذب زیاد است که از فراوری مواد زیستی (مانند زباله‌های کشاورزی، چوب و سایر بقایای گیاهی) تحت شرایط خاص تولید می‌شود. بیوچار به‌طور معمول از طریق کربنیزه کردن که شامل حرارت‌دادن مواد در شرایط کمبود اکسیژن است، به‌دست می‌آید. این فرایند موجب کاهش مواد آلی و ایجاد ساختار متخلخل و کربنی می‌شود. از جمله ویژگی‌های بیوچار می‌توان به سازگاری با محیط‌زیست، پایداری در محیط‌های مختلف و جاذبی مناسب برای جذب آلاینده‌ها از محیط‌های آبی، خاکی و گازی اشاره کرد.

به همین منظور آزمایش‌های مختلفی به منظور تولید جاذب از باگاس نیشکر در آزمایشگاه‌های مؤسسه تحقیقات و آموزش شرکت توسعه نیشکر و صنایع جانبی خوزستان انجام شده است که به طور کلی می‌توان به تولید بیوچار، فعال‌سازی شیمیایی بیوچار، تولید نانو بیوچار، مغناطیسی کردن بیوچار و همچنین بررسی اثر میدان مغناطیسی بر قابلیت جاذب‌ها در حذف یون‌های سدیم اشاره کرد. بر همین اساس جاذب‌هایی که در این مطالعه ساخته شده‌اند، شامل: ۱- جاذب غیر نانو فعال ۲- نانوجاذب فعال ۳- نانوجاذب فعال مغناطیسی می‌باشد. به طور کلی ۸۱ نوع جاذب مختلف بر اساس اعمال شرایط در مراحل تولید تهیه شد. با توجه به تعداد نمونه جاذب‌ها، نمونه‌های مختلف زه‌آب و همچنین درنظرگرفتن ۳ تکرار و آزمایش‌های مجزا برای یون‌های بررسی حذف یون‌های سدیم، به طور کلی بالغ بر ۲۰۰۰ نمونه مورد آزمایش قرار گرفته است.

در این پژوهش، جاذب‌های کربنی مبتنی بر باگاس نیشکر با ویژگی‌های ساختاری و عملکردی متنوع به منظور حذف یون‌های شوری‌زا (سدیم) از زه‌آب‌های کشاورزی تولید و بهینه‌سازی شد. روش‌شناسی پژوهش در چهار بخش اصلی ارائه می‌شود:

۱- آماده‌سازی زیست‌توده اولیه

باگاس نیشکر به‌عنوان ماده اولیه، پس از شست‌وشوی چندمرحله‌ای با آب معمولی و مقطر برای حذف املاح سطحی، در هوای آزاد خشک و سپس در آون با دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک‌تر شد. نمونه‌ها پس از آسیاب صنعتی و آسیاب کوچک، از الک‌های مش ۶۰ و ۱۰۰ عبور داده شد تا ذرات یکنواخت با اندازه کنترل‌شده به‌دست آید.

۲- سنتز جاذب‌های کربنی

زغال زیستی (بیوچار): تبدیل زیست‌توده به بیوچار از طریق فرایند گرماکافت در کوره الکتریکی با کنترل دمای دقیق (نرخ افزایش دما ۵ درجه سانتی‌گراد بر دقیقه) در دمای نهایی ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ ساعت و تحت اتمسفر بی‌اکسیژن نیتروژن انجام شد. بازده تولید در این شرایط حدود ۲۵٪ محاسبه شد.

نانوزغال زیستی: بیوچار تولیدشده با استفاده از آسیاب گلوله‌ای سیاره‌ای (نسبت وزنی گلوله به نمونه ۱۵:۱، سرعت ۳۰۰ دور بر دقیقه) در فواصل زمانی ۱ تا ۶ ساعت نانوسازی شد. یکنواختی ذرات با دستگاه دانه‌بندی لیزری (Horiba LA-910) تأیید شد.

فعال‌سازی شیمیایی: بیوچار با هیدروکسید پتاسیم (KOH) در نسبت‌های وزنی ۱:۲، ۳:۱ و ۴:۱ (KOH:BC) تحت هم‌زدن در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ ساعت و سپس خشک‌شدن در آون (۱۰۵ درجه سانتی‌گراد، ۲۴ ساعت) آغشته شد. فعال‌سازی نهایی در دستگاه مایکروویو تحت اتمسفر

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]
[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

نیتروژن در توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات و زمان‌های ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه انجام پذیرفت.

مغناطیسی‌سازی: جاذب‌ها با استفاده از محلول ترکیبی کلرید آهن شش‌آبه و سولفات آهن هفت‌آبه (نسبت مولی ۱:۲) در غلظت ۰/۰۵ مولار تحت هم‌زدن (۶ دور بر دقیقه، ۸۰ درجه سانتی‌گراد، ۲ ساعت) مغناطیسی شدند و پس از خشک‌شدن در آون، تحت فعال‌سازی مایکروویو قرار گرفتند.

۳- کاربرد میدان مغناطیسی و آزمایش‌های جذب

نمونه‌های زه‌آب از زهکش‌های اراضی نیشکر جمع‌آوری و غلظت اولیه یون‌های سدیم (۴/۶ گرم بر لیتر) با استفاده از نمک‌های استاندارد به مقادیر ۳، ۵ و ۱۰ گرم بر لیتر تنظیم شد. این بازه غلظتی با هدف شبیه‌سازی شرایط بحرانی و حد نهایی شوری در زه‌آب‌های خروجی از اراضی پایین‌دست مزارع نیشکر در استان خوزستان (که به دلیل تبخیر زیاد و تجمع املاح، شوری بسیار شدیدی دارند) طراحی شده است تا ظرفیت واقعی جاذب در شرایط اشباع و رقابت یونی شدید ارزیابی شود.

به منظور اعمال میدان مغناطیسی خارجی، نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت بین دو آهن‌ربای نیکل – وانادیوم با شدت میدان ۰/۵ تسلا (اندازه‌گیری‌شده با دستگاه میدان‌سنج Lutron MG-3003SD) قرار گرفتند. آزمایش‌های جذب به‌صورت گسسته با افزودن ۰/۷۵ گرم جاذب به ۳۰ میلی‌لیتر زه‌آب و هم‌زدن (۲۰۰ دور بر دقیقه، ۴ ساعت) انجام شد. پارامترهای کیفی آب pH و هدایت الکتریکی با دستگاه‌های پرتابل اندازه‌گیری و غلظت باقیمانده یون‌ها با اسپکتروفتومتر تعیین شد.

۴- مشخصه‌یابی و مدل‌سازی

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی جاذب‌ها با تکنیک‌های پیشرفته شامل طیف‌سنجی مادون‌قرمز تبدیل فوریه (FTIR)، میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM)، سطح سنجی بر اساس نظریه BET و آنالیز عنصری بررسی شد. داده‌های سینتیک جذب با مدل‌های شبه‌مرتبه اول، شبه‌مرتبه دوم و نفوذ درون‌ذره‌ای و داده‌های هم‌دمای جذب با مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ برازش شدند. صحت مدل‌ها با پارامترهای آماری ضریب همبستگی (R^2) و خطای استاندارد تخمین (SEE) ارزیابی شد.

این روش‌شناسی جامع امکان مقایسه سیستماتیک تأثیر پارامترهای سنتز (دمای پیرولیز، نسبت فعال‌ساز، شرایط مایکروویو، مغناطیسی‌سازی) و کاربرد هم‌زمان میدان مغناطیسی خارجی بر کارایی جذب یون‌های شوری‌زا را فراهم آورده و چارچوبی علمی برای توسعه فناوری‌های پایدار تصفیه آب‌های شور ارائه می‌دهد.

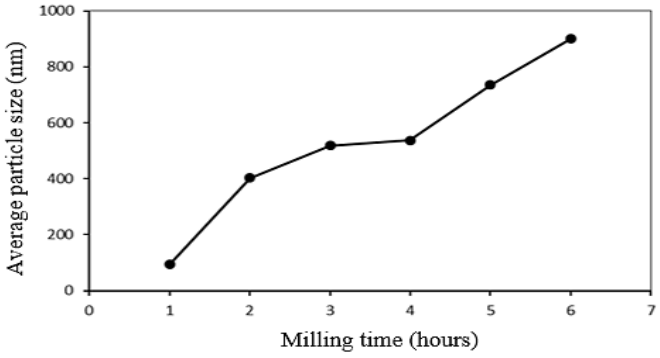
نتایج و بحث

۱- تحلیل آزمون دانه‌بندی ذرات جاذب‌ها

در این مطالعه به منظور تولید نانوذرات، بیوچار باگاس با اندازه ذرات اولیه حدود ۱۵۰ میکرون به‌ازای مدت‌زمان‌های ۱، ۲، ۴، ۵ و ۶ ساعت و سرعت ۳۰۰ دور در دقیقه آسیاب شد. کاپ و گلوله‌ها از جنس سرامیک بود. نسبت وزن بیوچار به وزن گلوله‌ها ۱ به ۱۵ تنظیم شد. برای جلوگیری از افزایش دما و سوختن ذرات بیوچار، دستگاه به‌صورت ۳ دقیقه آسیاب و ۱ دقیقه استراحت تنظیم گردید. طبق شکل ۱ به‌ازای مدت‌زمان انجام آسیاب ۱ ساعت کمترین میزان میانگین اندازه ذرات (۹۳/۴ نانومتر) به دست آمده است. با توجه به اینکه اندازه ذرات تولیدشده کمتر از ۱۰۰ نانومتر است؛ ازاین‌رو در دسته‌بندی نانوذرات قرار می‌گیرد (۸، ۱۵ و ۱۸). در ادامه با افزایش مدت‌زمان آسیاب به دلیل سوختن و چسبیدن ذرات بیوچار به یکدیگر میانگین قطر ذرات افزایش یافته است. نقدی و همکاران (۲۰۱۷) شرایط بهینه تولید نانو بیوچار چوب کاج را به‌ازای شرایط مختلف انجام فرایند آسیاب بررسی کردند. ایشان به‌ازای نسبت‌های مختلف وزنی بیوچار به گلوله‌ها، زمان و سرعت آسیاب مقادیر اندازه ذرات را گزارش کردند. طبق نتایج ایشان شرایط بهینه تولید نانوبیوچار شامل مدت‌زمان آسیاب ۱.۶ ساعت، سرعت ۵۷۵ دور در دقیقه، نسبت وزن گلوله‌ها به بیوچار ۴.۴ گزارش شد که در

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۱. تاثیر مدت زمان آزمان آسیاب بر اندازه متوسط ذرات

Figure 1. Effect of milling time on the average particle size

این شرایط اندازه ذرات بیوچار ۶۰ نانومتر اندازه‌گیری شده است (۲۹). در شکل ۱ تأثیر مدت‌زمان آسیاب بر میانگین اندازه ذرات ارائه شده است.

طبق شکل ۱ با افزایش مدت‌زمان آسیاب، متوسط اندازه ذرات افزایش یافته است؛ به‌طوری که فقط به‌ازای مدت‌زمان یک ساعت اندازه ذرات کمتر از ۱۰۰ نانومتر بوده است. مارکوس و همکاران به بررسی تأثیر پارامترهای مختلف آسیاب گلوله‌ای سیاره‌ای بر اندازه ذرات بیوچار به‌دست‌آمده از ضایعات گیاهی پرداختند. سرعت آسیاب ۵۰۰-۴۰۰ دور در دقیقه، نسبت وزنی گوله ها به بیوچار ۱۰ گرم بر گرم، جنس گلوله‌ها استیل و نحوه آسیاب ۳۰ دقیقه کار و ۱۵ دقیقه استراحت بود. طبق نتایج ایشان با افزایش مدت‌زمان از ۱ به ۶ ساعت اندازه ذرات بیوچار کاهش یافته است (۲۶). همان‌طور که گفته شد، در این مطالعه با افزایش زمان آسیاب اندازه ذرات افزایش یافته است که برخلاف مطالعات بررسی‌شده می‌باشد. دلیل این موضوع ممکن است به دلیل نسبت وزنی گلوله به نمونه یا مدت‌زمان کار و استراحت و همچنین سرعت آسیاب باشد. با توجه به اینکه هدف این مطالعه تولید ذرات با اندازه نانو است و به‌ازای ۱ ساعت آسیاب این ذرات تولید شده‌اند؛ ازاین‌رو از بررسی بیشتر در مورد اصلاح موارد یادشده صرف نظر شده و به عنوان بررسی تکمیلی در مطالعات آینده پیشنهاد می‌شود.

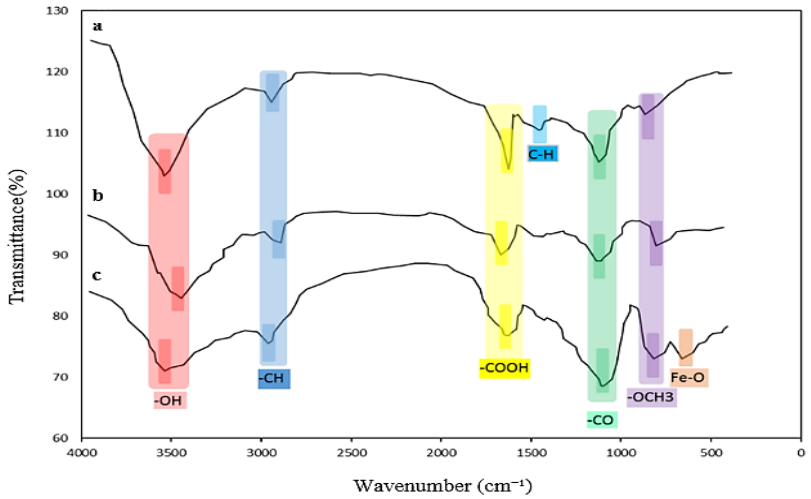
۲- طیف‌سنجی FT-IR

در شکل ۲ گروه‌های عاملی اصلی سطح جاذب‌ها، (a) جاذب یرنانو فعال، (b) نانوجاذب فعال و (c) نانوجاذب فعال مغناطیسی نشان داده شده است.

باند ۳۵۰۷-۳۴۴۶ cm^{-1} نشان‌دهنده ارتعاشات کششی هیدروکسیل (OH^-) و باند ۲۹۴۵ cm-1 به دلیل وجود کشش نامتقارن CH- است. لی و همکاران (۲۴) جاذب‌های ساخته شده از باگاس نیشکر را مورد طیف‌سنجی قرار دادند و نشان دادند که باند ۳۴۴۸-۳۴۲۸ cm-1 مربوط به گروه عاملی (OH^-) و باند ۲۹۲۵ cm^{-1} به دلیل وجود CH- است. همچنین باند ضعیف ۱۶۶۹-۱۶۲۴ cm^{-1} نشان‌دهند ارتعاشات کششی COOH- است. حذف روی و مس را با استفاده از بیوچار تفاله چغندرقند بررسی کردند. ایشان وجود باند ضعیف در ۱۶۲۸/۵۹، ۱۵۰۹/۰۳ و ۱۴۲۸/۰۳ cm^{-1} را نشان‌دهنده وجود ارتعاشات کششی ناشی از $COOH^-$ گزارش کردند. طبق شکل ۲ باند ضعیف ۱۴۴۱/۷۷ cm^{-1} به دلیل وجود ارتعاش CH^{-2} است. همان‌طور که در بخش قبلی گفته شد، باند قوی ۱۱۱۵-۱۱۰۰ cm^{-1} ناشی از ارتعاشات کششی آروماتیک C-O ایجاد شده است. قله جدید ۶۵۹/۵۱ cm^{-1} که در بیوچار فعال مغناطیسی دیده می‌شود، به دلیل ارتعاشات کششی Fe-O است. اکسید آهن مغناطیسی و گروه‌های اکسیژن‌دار موجود در سطح جاذب تأثیر قابل توجهی در جذب دارد (۶).

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۲. نتایج طیف سنجی مادون قرمز جاذب‌ها. (a) جاذب غیر نانو فعال، (b) نانوجاذب فعال، (c) نانوجاذب فعال مغناطیسی

Figure 2. FTIR spectra results of the adsorbents. (a) Non-activated adsorbent, (b) Activated nano-adsorbent, (c) Magnetic activated nano-adsorbent

۱-۲- تأثیر جذب سدیم بر نتایج FT-IR نانوجاذب فعال

در رابطه با طیف‌سنجی FTIR، شدت نور جذب‌شده توسط نمونه در یک عدد موج خاص به عنوان پارامتر "جذب" شناخته می‌شود. مقادیر جذب بیشتر به این مفهوم است که مقدار بیشتری نور در یک عدد موج خاص توسط نمونه جذب می‌شود که نشان‌دهنده حضور قوی گروه‌های عاملی خاص مرتبط با آن عدد موج است. به همین ترتیب جذب کمتر، نشان‌دهنده جذب کمتر نور است؛ زیرا برهمکنش‌های کمتر یا ضعیف‌تری با نور در آن فرکانس خاص رخ داده است (۲۲).

بررسی پارامتر "جذب" به شناسایی گروه‌های عاملی در موادی مانند باگاس نیشکر کمک می‌کند. تغییرات در پارامتر "جذب" قبل و بعد از فرایند حذف آلاینده می‌تواند اطلاعاتی در مورد تغییرات شیمیایی یا فعل‌وانفعالات درون جاذب ارائه دهد (۱۹) .

تغییراتی که ممکن است در نتایج طیف‌سنجی جاذب به دلیل جذب آلاینده رخ دهد شامل:

۱. جابه‌جایی در عدد موج قله‌ها:

جابه‌جایی آبی: درصورتی‌که به دلیل جذب آلاینده به جاذب، نوع پیوندهای گروه‌های عاملی سطح جاذب تغییر کند و این تغییر موجب افزایش عدد موج شود، این جابه‌جایی را از نوع آبی طبقه‌بندی می‌کنند.

جابه‌جایی قرمز: اگر علاوه‌بر جذب آلاینده به جاذب گروه‌های الکترون‌دهنده ایجاد شوند، ممکن است تغییر به یک عدد موج کمتر رخ دهد که بر طول یا قدرت پیوند تأثیر می‌گذارد و منجر به تغییرات فرکانس ارتعاشی می‌شود.

۲. تشکیل گروه‌های جدید:

یون‌های ماده جذب‌شونده ممکن است با گروه‌های عاملی برهمکنش داشته باشند که منجر به تشکیل پیوندها یا گونه‌های شیمیایی جدید شده و منجر به نوارهای جذب جدید در اعداد موج جدید شود.

۳. تغییر در شدت:

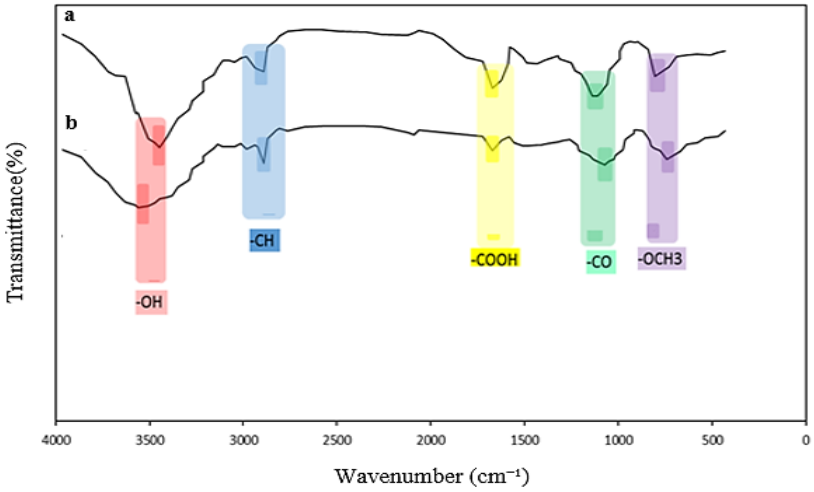
درحالی‌که تغییری در عدد موج وجود ندارد، شدت پیک‌های موجود نیز می‌تواند تغییر کند که منعکس‌کننده تعاملات بین ماده جذب‌شونده و گروه‌های عاملی است (۱۲).

در شکل ۳ نتایج طیف‌سنجی جاذب نانو فعال قبل و بعد از حذف یون‌های سدیم ارائه شده است.

باگاس نیشکر دارای ترکیبات لیگنوسلولوزی و ساختارهای ساخته‌شده از سلولوز هستند که به‌صورت میکروفیبریل‌ها شکل

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۳. (a) طیف سنجی نانو جاذب فعال قبل از حذف، (b) طیف سنجی نانو جاذب فعال بعد از حذف Na^+

Figure 3. (a) Spectra of the activated nano-adsorbent before removal, (b) Spectra of the activated nano-adsorbent after Na^+ removal

گرفته‌اند و توسط مواد همی سلولوزی، لیگنین، پکتین و مقادیر کمی پروتئین احاطه شده‌اند (۳۰). در شکل ۳ نتایج طیف‌سنجی IR، نانوبیوچار فعال قبل و بعد از جذب Na+ به‌ازای طول موج ۴۰۰۰-۴۰۰ cm^{-1} به منظور تعیین گروه‌های عاملی سطح جاذب ارائه شده است. طبق نتایج طیف‌سنجی جاذب قبل از جذب قله‌ای در محدوده ۳۴۴۶/۸۴ cm^{-1} دیده شده است که به دلیل وجود گروه‌های هیدروکسیل (OH^-) است.

طبق شکل ۳-b قله باند مربوط به پیوند OH^- به ۳۵۶۰/۷۶ cm^{-1} افزایش یافته است. همچین دیده می‌شود که شدت این قله نیز کاهش یافته است. به دلیل بار منفی در گروه هیدروکسیل بین یون‌های Na^+ و OH^- پیوند الکترواستاتیک ایجاد شده و موجب جذب یون‌های Na^+ به سطح بیوچار می‌شود. با جذب‌شدن یون‌های Na^+ توسط گروه هیدروکسیل پیوند بین اکسیژن و هیدروژن تحت تأثیر قرار گرفته و شکل و شدت قله ثبت‌شده گروه هیدروکسیل تغییر کرده است.

در شکل ۳-a قله ۲۸۹۲/۴ cm^{-1} به دلیل ارتعاشات کششی گروه عاملی C–H– در سطح جاذب است. در شکل ۳-b نیز همان قله به‌ازای عدد موج ۲۸۹۲/۴ cm^{-1} تقریباً بدون تغییر در شدت قله دیده می‌شود؛ ازاین‌رو می‌توان گفت که گروه عاملی C–H– نقش مؤثری در جذب یون‌های Na^+ نداشته است. در شکل ۳-a قله ۱۶۶۹/۶۲ cm^{-1} نشان‌دهند گروه عاملی COOH– است. در شکل ۳-b نیز قله ۱۶۶۹/۶۲ cm^{-1} نشان‌دهنده وجود ارتعاشات کششی گروه کربوکسیل است که شدت این قله در مقایسه با شکل ۳-a تغییر قابل توجهی داشته است. این موضوع نشان‌دهنده جذب قابل توجه یون‌های Na^+ توسط گروه‌های کربوکسیل است. گروه‌های کربوکسیل به شکل یونی $RCOO^-$ درمی‌آیند و می‌توانند بار منفی بگیرند؛ بنابراین قادر به جذب یون‌های مثبت مانند سدیم هستند (۴۷). در شکل ۳-a قله ۱۱۱۱ cm^{-1} به دلیل ارتعاشات کششی گروه عاملی کربونیل C=O در سطح جاذب است، ولی در شکل ۳-b شدت و عدد موج قله تغییر زیادی داشته و در عدد موج ۱۰۷۰ cm^{-1} قله تشکیل شده است. این تغییر احتمالاً به دلیل ایجاد پیوند الکترواستاتیکی بین یون‌های سدیم و اتم اکسیژن موجود در گروه کربونیل و تحت تأثیر قرار گرفتن پیوند کربن با اکسیژن ایجاد شده است. کاهش عدد قله موج از ۱۱۱۱ به ۱۰۷۰ cm^{-1} نشان دهند جابه‌جایی قرمز است. در شکل ۳-a قله ۸۰۳/۷۹ cm^{-1} به دلیل ارتعاشات کششی گروه عاملی متوکسی OCH-3– در سطح جاذب است. در شکل ۳-b قله متناظر با گروه عاملی متوکسی در عدد موج ۷۴۰،۹۲ cm^{-1} تشکیل شده است. این جابه‌جایی قرمز در عدد موج به دلیل نقش گروه عاملی متوکسی

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

در گروه‌های متوکسی به دلیل وجود اتم اکسیژن، خاصیت قطبی دارند. این ویژگی باعث می‌شود که متوکسی‌ها بتوانند با یون‌های مثبت مانند سدیم تعامل داشته باشند و تمایل به جذب این یون‌ها را افزایش دهند (۲۳).

۲-۲- تأثیر جذب سدیم بر نتایج FT-IR بیوچار فعال مغناطیسی

مشابه بخش قبلی تأثیر جذب یون‌های سدیم توسط بیوچار فعال مغناطیسی روی نتایج طیف‌سنجی FT-IR مورد بررسی قرار گرفته است. در شکل ۴ طیف‌سنجی FT-IR بیوچار فعال مغناطیسی قبل و بعد از جذب یون‌های سدیم ارائه شده است.

در شکل ۴ نتایج طیف‌سنجی IR، نانوبیوچار فعال مغناطیسی قبل و بعد از جذب Na^+ و Cl^- به‌ازای طول موج ۴۰۰۰-۴۰۰ cm^{-1} به منظور تعیین گروه‌های عاملی سطح جاذب ارائه شده است. طبق نتایج طیف‌سنجی جاذب قبل از جذب قله‌ای در محدوده ۳۵۳۷.۹۷ cm^{-1} دیده شده است که به دلیل وجود گروه‌های هیدروکسیل (OH^-) است. طبق شکل ۴-ب قله باند مربوط به پیوند OH^- در همان عدد موج ثبت شده است؛ ولی شدت این قله کاهش یافته است. بین یون‌های Na^+ و OH^- پیوند الکترواستاتیک ایجاد شده و موجب کاهش ارتعاشات کششی بین هیدروژن و اکسیژن در گروه هیدروکسیل شده است.

در شکل ۴-a قله ۲۹۶۰/۷۶ cm^{-1} نشان‌دهنده وجود گروه عاملی C–H– در سطح جاذب است. در شکل ۴-b نیز همان قله به‌ازای عدد موج ۲۹۶۰/۷۶ cm^{-1} تقریباً بدون تغییر در شدت قله دیده می‌شود؛ ازاین‌رو می‌توان گفت که گروه عاملی C–H– نقش مؤثری در جذب یون‌های Na^+ نداشته است. در شکل ۴-a قله ۱۶۲۴/۰۵ cm^{-1} نشان‌دهنده گروه عاملی COOH– است؛ ولی در شکل ۴-b قله ۱۶۵۰ cm^{-1} نشان‌دهنده وجود ارتعاشات کششی گروه کربوکسیل است که البته شدت این قله در مقایسه با شکل ۴-a کاهش یافته است. این کاهش شدت قله موج به دلیل ایجاد پیوند الکترواستاتیک بین یون‌های Na^+ و گروه کربوکسیل است.

در شکل ۴-a قله ۱۱۰۰ cm^{-1} به دلیل ارتعاشات کششی گروه عاملی کربونیل C=O در سطح جاذب است؛ ولی در شکل ۴-b شدت و عدد موج قله تغییر زیادی داشته و در عدد موج ۱۱۲۲/۷۸ cm^{-1} قله تشکیل شده است. این تغییر احتمالاً به دلیل ایجاد پیوند یونی بین یون‌های سدیم و اتم اکسیژن موجود در گروه کربونیل ایجاد شده است. افزایش عدد قله موج از ۱۱۰۰ به ۱۱۲۲/۷۸ cm^{-1} نشان دهند جابه‌جایی آبی می‌باشد.

در شکل ۴-a قله ۸۱۸.۸۹ cm^{-1} به دلیل ارتعاشات کششی گروه عاملی متوکسی (OCH^{-3-}) در سطح جاذب است. در شکل ۴-b قله متناظر با گروه عاملی متوکسی تقریباً از بین رفته است که نشان‌دهنده تأثیر قابل توجه این گروه عاملی در جذب یون سدیم توسط نیروهای الکترواستاتیکی داشته است (۲۳).

وجود نمک‌های آهن در سطح نانوبیوچار فعال مغناطیسی موجب تشکیل قله‌ای در عدد موج ۶۵۹/۴۹ cm^{-1} شده است. در شکل ۴-b با وجود اینکه قله در همان عدد موج تشکیل شده است، ولی از شدت قله کاسته شده است. وجود یون‌های کلراید و همچنین سولفات در سطح بیوچار موجب ایجاد پیوند الکترواستاتیکی با یون‌های سدیم شده است (۳۹).

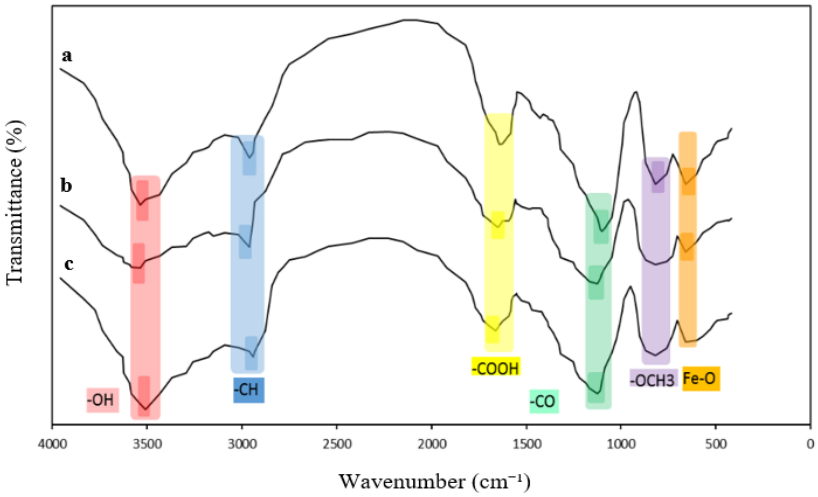
مشاهده شیفت قرمز (Red-shift) در عدد موج گروه کربونیل (از ۱۱۱۱ به ۱۰۷۰ cm^{-1}) پس از جذب سدیم، نشان‌دهنده کاهش ثابت نیروی پیوند (Force Constant) در اثر برهمکنش الکترواستاتیک بین اتم اکسیژن (با چگالی بار منفی جزئی) و یون سدیم است. این پدیده منجر به افزایش طول پیوند و کاهش فرکانس ارتعاشی می‌شود که تأییدی مستقیم بر نقش کلیدی گروه‌های اکسیژن‌دار در به‌دام‌اندازی کاتیون‌ها از طریق مکانیسم کمپلکس‌شدن سطحی (Surface Complexation) است.

۳- مورفولوژی و تخلخل با میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM)

به منظور مشاهده ریزساختار حفره‌ها، بزرگنمایی‌های ۳۰، ۵۰ و ۷۰ هزار برابر به کار گرفته شد. نتایج نشان داد که اندازه ذرات تولیدی در محدوده‌ای از کمتر از ۱۰۰ تا بیش از ۵۰۰ نانومتر

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۴. (a) طیف سنجی نانوبیوچار فعال مغناطیسی قبل از حذف، (b) طیف‌سنجی نانوبیوچار فعال مغناطیسی بعد از حذف Na^+

Figure 4. (a) Spectra of the magnetic activated nanobiochar before removal, (b) Spectra of the magnetic activated nanobiochar after Na^+ removal

متغیر است. این گستره اندازه ذرات، منجر به ایجاد طیف وسیعی از اندازه‌های منافذ شده که این تنوع، قابلیت جاذب را در جذب آلاینده‌های گوناگون افزایش می‌دهد (۹). وجود هم‌زمان نانو، میکرو و مزوحفره‌ها در مواد نانومتخلخل، جذب هم‌زمان ذرات کوچک و بزرگ را میسر می‌کند و حفره‌های ماکرو نفوذپذیری بیشتری فراهم می‌کنند؛ اما ممکن است نیروی کافی برای نگهداری ذرات جذب‌شده را نداشته باشند. در مقابل، جاذب‌هایی که تنها دارای نانو و مزوحفره باشند، نفوذپذیری کمتری خواهند داشت (۳۵).

شکل ذرات بیوچار به وضوح نامنظم و دارای شکستگی‌های متعددی بود که این وضعیت ناشی از فرایندهای آسیاب گلوله‌ای و همچنین فرایند فعال‌سازی با پتاسیم هیدروکسید است. فعال‌سازی با KOH موجب تجزیه ساختار لیگنین موجود در باگاس نیشکر شده است (۳).

بررسی جاذب نانو بیوچار فعال مغناطیسی قبل از جذب نشان داد که فرایند مغناطیسی‌سازی باعث شده ذرات آهن، برخی از منافذ سطحی و عمقی را اشغال کنند. اشغال منافذ توسط یون‌های آهن، احتمالاً تأثیر منفی بر ظرفیت جذب فیزیکی سطح جاذب خواهد داشت (۴۲). با این حال، در مقایسه با نمونه فعال غیرمغناطیسی، در جاذب مغناطیسی به دلیل جذب ذرات آهن بر سطح، برخی از شکستگی‌ها و زوایای ذرات تا حدی کاهش یافته است. همچنان در ساختار نانوبیوچار مغناطیسی، حفره‌هایی با اندازه‌های مختلف مشاهده شد که امکان حذف طیف وسیعی از آلاینده‌ها را حفظ می‌کند. پس از جذب یون‌های سدیم، تصاویر SEM از جاذب نانوبیوچار فعال نشان داد که توزیع آلاینده‌ها بر سطح کاملاً یکنواخت نیست. این عدم یکنواختی ممکن است ناشی از عواملی مانند ماهیت زیست‌توده اولیه، تماس غیریکنواخت با عامل فعال‌کننده، توزیع نامتوازن حرارت در فرایند پیرولیز، یا تفاوت در جذب امواج مایکروویو باشد (۴۵).

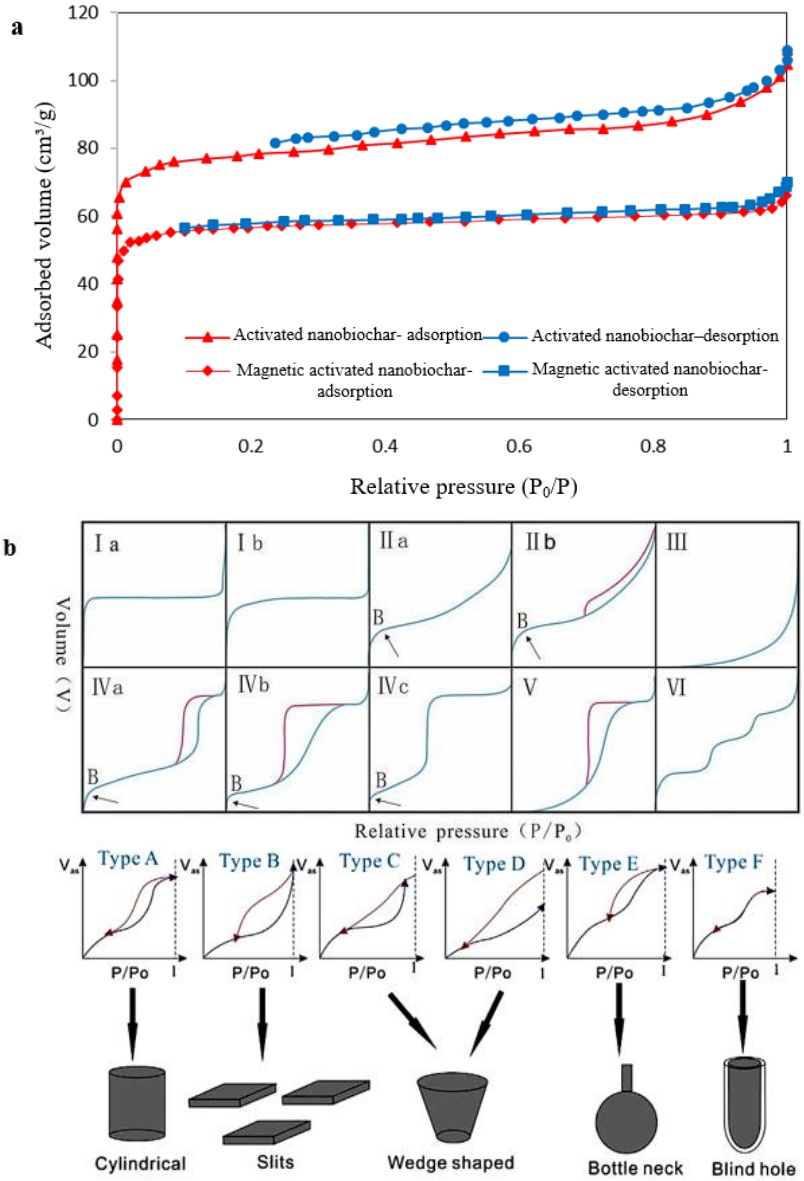
۴- آنالیز سطح ویژه BET

نمودار جذب و واجذب گاز نیتروژن برای هر دو جاذب نانو بیوچار فعال و مغناطیسی در شکل ۵ ارائه شده است. این نمودار، اطلاعاتی همچون سطح ویژه و مشخصات اندازه و شکل حفره‌ها را مشخص می‌کند. دیده می‌شود که مسیرهای جذب و واجذب یکسان نیستند که این عدم انطباق به عنوان هیسترزیس (پسماند) شناخته می‌شود.

همان‌طور که گفته شد، با استفاده از نمودار جذب - واجذب نیتروژن می‌توان اندازه و شکل منافذ نمونه را بررسی

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۵. (a) نتایج جذب و واجذب نیتروژن، (b) تصویر انواع استاندارد ایزوترم‌های جذب به همراه انواع شکل منافذ

Figure 5. (a) Nitrogen adsorption–desorption results, (b) schematic representation of standard adsorption isotherm types and pore shapes

کرد. طبق دسته‌بندی استاندارد که در شکل ۵ نشان داده شده است، ایزوترم جذب نمونه‌ها بیشتر شبیه به ایزوترم‌های نوع یک (I) و نوع چهارم (IV) است؛ ازاین‌رو می‌توان انتظار داشت که منافذ جاذب از نوع میکرو و مزو باشد (۴). شکل و موقعیت حفرات جاذب تأثیر مستقیمی بر کارایی و توانایی جذب آن دارد. برای نمونه حفرات بسته هیچ‌گونه تأثیری بر افزایش میزان جذب ندارند و تنها باعث کاهش دانسیته و تراکم ماده می‌شوند (۱۴). طبق شکل ۵ و بر اساس مقایسه نمودار باز جذب نیتروژن مشخص می‌شود که حفرات تشکیل‌شده در جاذب‌های نانوبیوچار فعال و نانو بیوچار فعال مغناطیسی شکل حفرات از نوع A و F هستند. همان‌طور که دیده می‌شود، در محدوده فشار نسبی بین ۰ تا ۰/۰۵ نمودار با نرخ زیادی افزایش یافته که نشان‌دهنده وجود منافذ میکرو است (۳۴). مساحت سطح نانوبیوچار فعال و نانوبیوچار فعال مغناطیسی به ترتیب ۸۳۴/۴۵

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

و ۷۲۱/۱۶ مترمربع بر گرم اندازه‌گیری شد. کاهش مساحت سطحی در جاذب مغناطیسی به دلیل اشغال برخی از منافذ سطح جاذب توسط ذرات مغناطیسی است (۴). با توجه به نوع نمودار واجذب و بر اساس شکل ۵، منافذ موجود در جاذب‌ها بیشتر از نوع منافذ استوانه‌ای باز و بسته است. در جدول ۱ برخی از خصوصیات فیزیکی جاذب ارائه شده است.

برای جذب یون‌های سدیم توسط جاذب، اندازه منافذ باید به‌گونه‌ای باشد که توانایی جذب این یون‌ها را داشته باشند. به طور کلی، قطر یون سدیم حدود ۰/۱۱۶ نانومتر در حالت کریستالی است (۳۶)؛ بنابراین، بهترین محدوده برای اندازه منافذ جاذب باید بزرگ‌تر از این مقدار باشد تا بتوانند به راحتی یون‌های سدیم را جذب کند. به عنوان یک قاعده کلی، منافذی با قطر حدود ۰.۲ تا ۰.۵ نانومتر معمولاً مناسب برای جذب یون‌های کوچک محسوب می‌شوند (۴۶). با توجه به متوسط قطر منافذ اندازه‌گیری‌شده در جاذب نانوبیوچار فعال و نانوبیوچار فعال مغناطیسی، می‌توان گفت که اندازه حفرات در این جاذب‌ها برای جذب یون‌های سدیم مناسب است.

آنالیز BET نشان داد که فرایند مغناطیسی‌سازی موجب کاهش ۱۳/۵ درصدی سطح ویژه (از ۸۳۴/۴ به ۷۲۱/۱ m^2/g) و کاهش ۲۳/۵ درصدی حجم حفره‌ها شده است. این کاهش کمی در ویژگی‌های بافتی، به طور مستقیم با نتایج آماری (جدول ۵) همخوانی دارد؛ به طوری که راندمان حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی نسبت به نمونه غیرمغناطیسی کاهش معنی‌داری یافت ($p=۰/۰۰۴$). این همبستگی کمی تأیید می‌کند که اشغال منافذ میکرو و مزو توسط نانوذرات اکسید آهن، اگرچه قابلیت جداسازی مغناطیسی را فراهم می‌کند، اما به قیمت کاهش سایت‌های فعال فیزیکی تمام می‌شود؛ با این حال، اعمال میدان مغناطیسی خارجی توانست با مکانیسم‌های هم‌افزا، این افت عملکرد ناشی از کاهش BET را تا حد زیادی جبران کند.

۵- خواص شیمیایی جاذب‌ها

خواص شیمیایی بیوچار تحت اثر پارامترهای مختلفی مانند اسیدیته (pH)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، نسبت کربن به نیتروژن (C/N)، عناصر معدنی و ترکیبات آلی است که بر ویژگی‌ها و کارایی بیوچار تأثیر می‌گذارند. pH بیوچار می‌تواند بر قابلیت تبادل کاتیونی و جذب عناصر تأثیر بگذارد. pH های بیشتر معمولاً نشان‌دهنده قلیائیت و pH های کمتر نمایانگر اسیدیته هستند. ظرفیت تبادل کاتیونی نشان‌دهنده توانایی بیوچار در جذب و نگهداری کاتیون‌ها (مانند Mg^{2+}، Ca^{2+} و K^+) است. نسبت C/N در بیوچار می‌تواند بر فعل‌وانفعالات بیوشیمیایی و تجزیه‌پذیری آن تأثیر بگذارد. نسبت‌های کمتر معمولاً نشان‌دهنده تجزیه‌پذیری بیشتر هستند. حضور عناصری مانند نیتروژن، فسفر، پتاسیم، سایر عناصر معدنی و ترکیبات آلی بر کارایی بیوچار تأثیر می‌گذارد.

۵-۱- آنالیز عنصری بیوچار باگاس

به منظور تعیین عناصر کربن، نیتروژن و هیدروژن به روش سوزاندن نمونه و از دستگاه تحلیل عنصری مدل ELIII elementar vario- ساخت کشور آلمان استفاده شد. همچنین میزان رطوبت، مواد فرار (متشکل از گازها و بخارات خارج شده در طی پیرولیز)، کربن ثابت، خاکستر (باقیمانده معدنی باقی مانده پس از احتراق نمونه) و ارزش حرارتی بیوچار (بر اساس احتراق کامل نمونه به دی اکسید کربن و آب مایع) در جدول ۲ نتایج آنالیز عنصری بیوچار باگاس نیشکر ارائه شده است.

۵-۲- ظرفیت تبادل کاتیونی

ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) وابسته به شرایط تهیه، فرایند تولید و ویژگی‌های خاص هر نمونه مانند درجه حرارت گرماکافت، مدت‌زمان پیرولیز، بیومس، شرایط تهیه بیوچار و... است. ظرفیت تبادل کاتیونی یکی از ویژگی‌های مهم بیوچار است که نشان‌دهنده توانایی جذب و نگهداری کاتیون‌ها توسط بیوچار را نشان می‌دهد. در جدول ۳ ظرفیت تبادل کاتیونی باگاس، بیوچار فعال باگاس و بیوچار فعال مغناطیسی باگاس نیشکر ارائه شده است.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

جدول ۱. خصوصیات نانوبیوچار فعال و نانوبیوچار فعال مغناطیسی

Table 1. Properties of activated nanobiochar and magnetic activated nanobiochar

Parameter	Nano Biochar Activated	Nano Biochar Activated Magnetic
Apparent Density (g/cm³)	513.354	748.312
Surface Area (m²/g)	834.413	721.135
Average Pore Diameter (nm)	1.104	0.827
Total Pore Volume (cm³/g)	0.612	0.468

جدول ۲. نتایج آنالیز عنصری و خصوصیات شیمیایی بیوچار

Table 2. Elemental analysis results and chemical properties of biochar

Elemental analysis of biochar by XRF (%)	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	MgO	SO_3	K_2O	Na_2O	Ti_2O_3	P_2O_5	Mn_2O_3
Nano-activated adsorbent	73.1	1.7	2.6	2.1	0.3	0.2	13.2	0.5	0.3	0.8	0.2
Magnetic nano-activated adsorbent	41.3	0.43	32.7	1.3	0.2	0.1	8.9	0.4	0.1	0.5	0.1

Elemental analysis by combustion (%)	C	O	N	C/N	H	pH
Nano-activated adsorbent	66.7	23.6	0.6	111.17	5.1	7.8
Magnetic nano-activated adsorbent	21.3	6.1	0.4	143.25	3.8	7.2

Properties of biochar	Volatile matter (%)	Fixed carbon (%)	Ash (%)	Moisture (%)	Heating value (kJ/g)
Nano-activated adsorbent	61.8	19.8	15.4	2.8	24.1

طبق جدول ۳ ظرفیت تبادل کاتیونی بیوچار فعال بیش از ۶ برابر باگاس اندازه‌گیری شد. همچنین ظرفیت تبادل کاتیونی نانوجاذب فعال مغناطیسی، حدود ۱۵٪ نسبت به نانوجاذب فعال کاهش داشت. از جمله دلایلی که ممکن است موجب کاهش ظرفیت تبادل کاتیونی بیوچار مغناطیسی شود، می‌توان به تغییر در ساختار میکروسکوپی، آسیب به گروهای فعال شیمیایی، رسوب مواد مغناطیسی در سطح جاذب و تغییر در بار سطحی جاذب اشاره کرد (۳۲). سینگ و همکاران با استفاده بیوچار مغناطیسی تولیدشده از ضایعات گیاهی، حذف فسفر از محیط آبی را بررسی کردند. طبق نتایج ایشان فرایند مغناطیسی کردن، موجب کاهش ۱۲ درصدی میانگین ظرفیت تبادلی بیوچار مغناطیسی در مقایسه با بیوچار معمولی شده است (۳۷). البته در مقابل تعدادی از مطالعات مانند (۷، ۱۳ و ۴۳) به افزایش ظرفیت تبادلی بیوچار مغناطیسی در مقایسه با بیوچار معمولی اشاره کردند.

۶- نتایج حذف شوری از زه آب توسط جاذب‌ها

در این مطالعه، قابلیت حذف یون سدیم توسط چهار نوع بیوچار (غیرنانو فعال، نانو فعال، نانومغناطیسی و نانومغناطیسی تحت میدان) با متغیرهای نسبت KOH/BC (۲، ۳ و ۴)، توان ماکروویو (۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات)، زمان فعال‌سازی (۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه) و غلظت اولیه سدیم (۳، ۵ و ۱۰ گرم بر لیتر) بررسی شد. تمرکز اصلی بر جاذب تحت میدان مغناطیسی بوده و نتایج سایر جاذب‌ها به‌صورت خلاصه ارائه شده است (برای مطالعه بیشتر ارجاع به مقالات کرمان‌نژاد و همکاران (۱۶ و ۱۷)).

نتایج نشان داد بیشترین حذف سدیم (۶۱/۴٪) توسط نانوبیوچار فعال در شرایط بهینه (نسبت KOH/BC=3، توان ۴۰۰ ۴۰۰ وات، زمان ۱۰ دقیقه و غلظت ۱۰ گرم بر لیتر) به‌دست آمد. در جاذب غیرنانو فعال، توان ۴۰۰ وات بیشترین میانگین حذف را داشت (به‌ترتیب ۴۴/۳٪ و ۳۶٪ بهتر از ۷۰۰ و ۲۰۰ وات).

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

جدول ۳. مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی جاذب‌های تولیدشده

Table 3. Cation exchange capacity values of the synthesized adsorbents

Cation Exchange Capacity (cmol/kg)	Bagasse	Nano-activated adsorbent	Magnetic nano-activated adsorbent
Values of Cation Exchange Capacity of the Produced Adsorbents	6.2	39.4	33.5

زمان بهینه فعال‌سازی ۱۰ دقیقه بود که به‌ترتیب ۱۴/۸٪ و ۳۱/۸٪ نسبت به ۵ و ۱۵ دقیقه برتری داشت. همچنین نسبت بهینه KOH/BC برابر ۳ به‌دست آمد که در آن نسبت ۲ با وجود مصرف کمتر فعال‌ساز، ۱۸/۹٪ بهتر از نسبت ۴ عمل کرد. این نسبت بهینه (۳) برای نانوجاذب فعال نیز تأیید شد.

درنهایت، بررسی‌های تکمیلی روی نانوجاذب فعال نیز نشان داد که توان ۴۰۰ وات ماکروویو با اختلاف معناداری (به‌ترتیب ۱۷/۹٪ و ۱۹/۵٪ بیشتر) نسبت به توان‌های ۷۰۰ و ۲۰۰ وات، بیشترین راندمان حذف یون سدیم را در غلظت‌های اولیه مختلف دارد.

۱-۶- تأثیر مدت‌زمان فعال‌سازی در حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال

ارزیابی تأثیر زمان فعال‌سازی ماکروویو بر نانوجاذب فعال نشان داد که زمان ۱۰ دقیقه به‌ترتیب ۶/۲٪ و ۱۷/۶٪ بهتر از ۵ و ۱۵ دقیقه عمل کرد. با این حال، زمان ۵ دقیقه نیز با وجود راندمان ۱۰/۷٪ بیشتر نسبت به ۱۵ دقیقه، به دلیل مصرف انرژی کمتر، گزینه‌ای بهینه و مقرون‌به‌صرفه است. همچنین، افزایش غلظت اولیه سدیم (۱۰، ۵ و ۳ گرم بر لیتر) راندمان حذف را به‌طور معناداری افزایش داد (همسو با یافته‌های ۵ و ۳۳)؛ به‌طوری که میزان حذف در غلظت ۱۰ گرم بر لیتر، ۱/۳ برابر غلظت ۵ و ۲/۲ برابر غلظت ۳ گرم بر لیتر بود. همچنین غلظت ۵ گرم بر لیتر نیز ۱/۶ برابر غلظت ۳ گرم بر لیتر راندمان بیشتری داشت. در نانوجاذب فعال مغناطیسی، توان ماکروویو ۴۰۰ وات بهترین عملکرد را داشت و به‌ترتیب ۲۹/۶٪ و ۲۱/۷٪ بیشتر از توان‌های ۲۰۰ و ۷۰۰ وات حذف ایجاد کرد. بررسی نسبت فعال‌ساز (KOH/BC) نیز نشان داد که نسبت ۳، به‌ترتیب ۹/۴٪ و ۲۶/۳٪ بهتر از نسبت‌های ۲ و ۴ عمل می‌کند. جالب آنکه نسبت ۲ با مصرف نصف KOH، ۱۵/۴٪ بهتر از نسبت ۴ بود و درنهایت نسبت ۳ به‌عنوان نسبت بهینه تأیید شد.

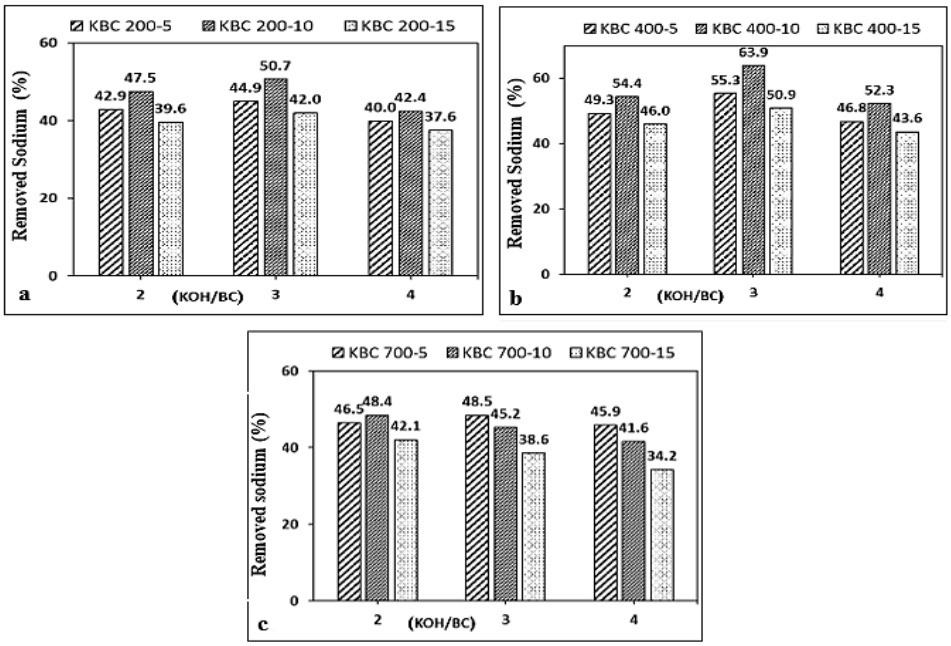
درنهایت، اعمال میدان مغناطیسی (۰.۵ تسلا به مدت ۲ ساعت پیش از افزودن جاذب) با کاهش همگنی سطح و افزایش مساحت سطحی جاذب (۲۰) و تأثیر بر خواص فیزیکوشیمیایی آب (۳۱)، به‌عنوان روشی ساده و مؤثر برای افزایش ظرفیت جذب یون سدیم شناسایی شد.

در شکل‌های ۶ الی ۸ نتایج حذف یون سدیم توسط جاذب‌های نانو فعال مغناطیسی تحت اثر میدان به‌ازای غلظت‌های اولیه یون سدیم ۱۰، ۵ و ۳ گرم بر لیتر ارائه شده است.

طبق شکل ۶-a، افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳ موجب افزایش میانگین حذف یون‌های سدیم به میزان ۵/۸٪ شد. افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴ موجب کاهش میانگین حذف یون‌های سدیم به میزان ۱۲/۷٪ شد. در شکل ۶-b، افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳ موجب افزایش میانگین حذف یون‌های سدیم به میزان ۱۳/۶٪ شد. افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴ موجب کاهش میانگین حذف یون‌های سدیم به میزان ۱۶/۱٪ شد. همان‌طور که قبلاً گفته شد، تأثیر نسبت فعال‌ساز، زمان فعال‌سازی و توان ماکروویو بر کیفیت و کمیت منافذ جاذب به‌گونه‌ای است که افزایش یا کاهش آنها نسبت به حالت بهینه موجب تأثیر منفی بر منافذ جاذب دارد و از طرفی این نتایج هریک از این پارامترها مستقل از دیگری نبوده و تأثیر

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

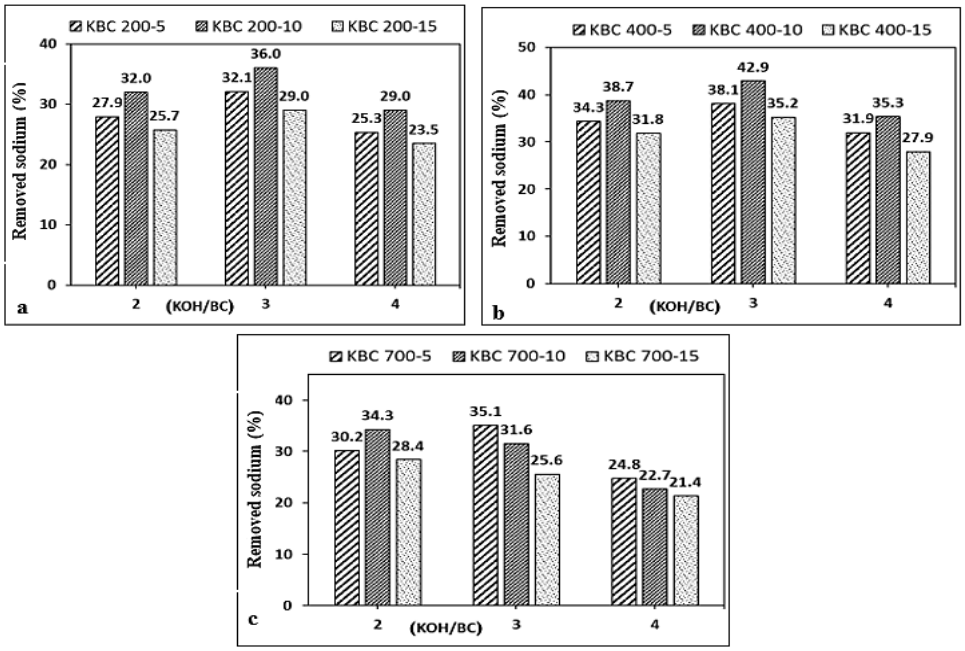
[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۶. نتایج حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به ازای غلظت اولیه سدیم ۱۰ گرم بر لیتر.

(a) توان ماکروویو ۲۰۰ وات، (b) توان ماکروویو ۴۰۰ وات، (c) توان ماکروویو ۷۰۰ وات

Figure 6. Sodium ion removal results by magnetic activated nanoadsorbent under a magnetic field for an initial sodium concentration of 10 g/L. (a) Microwave power 200 W, (b) Microwave power 400 W, (c) Microwave power 700 W



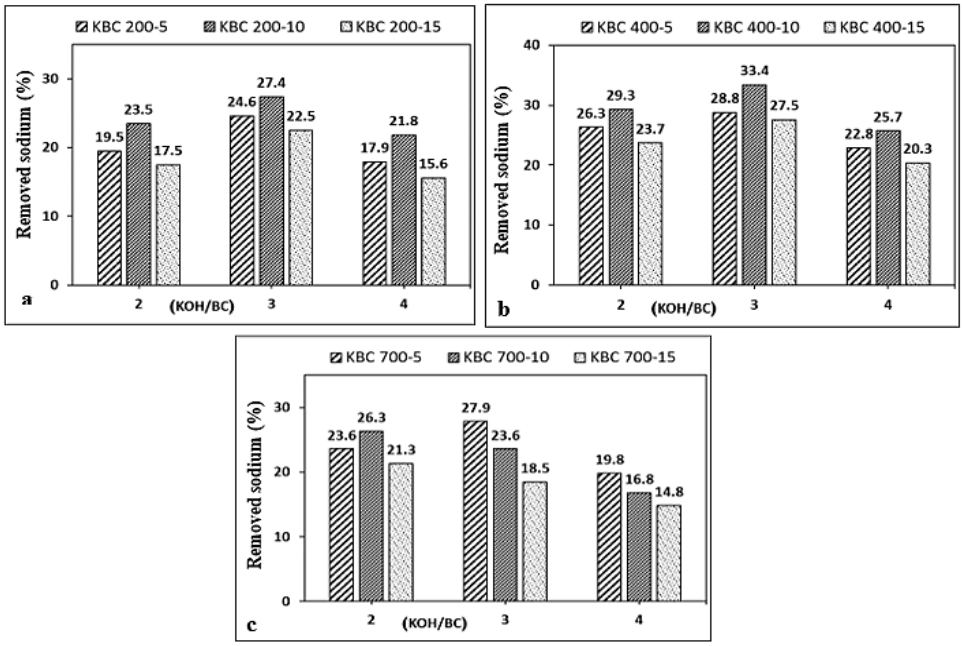
شکل ۷. نتایج حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به ازای غلظت اولیه سدیم ۵ گرم بر لیتر.

(a) توان ماکروویو ۲۰۰ وات، (b) توان ماکروویو ۴۰۰ وات، (c) توان ماکروویو ۷۰۰ وات

Figure 7. Sodium ion removal results by magnetic activated nanoadsorbent under a magnetic field for an initial sodium. (a) Microwave power 200 W, (b) Microwave power 400 W, (c) Microwave power 700 W concentration of 5 g/L

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۸. نتایج حذف سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به ازای غلظت اولیه ۳ گرم بر لیتر.

(a) توان ماکروویو ۲۰۰ وات، (b) توان ماکروویو ۴۰۰ وات، (c) توان ماکروویو ۷۰۰ وات

Figure 8. Sodium removal results by magnetic activated nanoadsorbent under a magnetic field for an initial concentration of 3 g/L. (a) Microwave power of 200 W, (b) microwave power of 400 W, and (c) microwave power of 700 W

زیادی بر نتایج یکدیگر دارند. تأثیر منفی افزایش دمای فعال‌سازی به بیش از مقدار بهینه در شکل ۶ ج قابل مشاهده است. به دلیل دمای زیاد ایجادشده در تیمار ۷۰۰ وات، برخلاف شکل‌های ۶-a و ۶-b، افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳ در تیمار مدت‌زمان ۱۰ و ۱۵ دقیقه، به ترتیب موجب ۶/۶٪ و ۸/۳٪ کاهش توانایی جاذب در حذف یون‌های سدیم شده است. در تیمار مدت ۵ دقیقه، به دلیل عدم آسیب منافذ جاذب با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳، میزان حذف یون سدیم ۴.۳٪ افزایش یافت که در ادامه با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴، به دلیل افزایش دما و تخریب برخی از منافذ، حذف یون سدیم ۵/۳٪ کاهش یافت. بیشترین درصد حذف سدیم در تیمار KOH/BC برابر ۳، توان ماکروویو ۴۰۰ وات و مدت‌زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه به میزان ۶۳/۹ درصد و کمترین درصد حذف سدیم، در تیمار KOH/BC برابر ۴، توان ماکروویو ۷۰۰ وات و مدت‌زمان فعال‌سازی ۱۵ دقیقه و به میزان ۳۴/۲٪ اندازه‌گیری شد. لو و همکاران حذف فلزات سنگین و رنگ‌ها را با استفاده کربن تجاری مغناطیسی در حضور میدان مغناطیسی بررسی کردند. ایشان گزارش کردند که حضور میدان مغناطیسی موجب افزایش حذف فلزات سنگین و رنگ‌ها به ترتیب به میزان ۱۱۴٪ و ۵۵٪ شده است (۲۵).

نتایج حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به‌ازای غلظت اولیه یون سدیم برابر ۵ گرم بر لیتر در شکل ۷-a تا ۷-c ارائه شده است.

طبق شکل ۷-a، دیده می‌شود که تأثیر افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳، موجب افزایش حذف یون‌های سدیم به میزان ۱۳.۴٪ شد؛ ولی افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴، تأثیر منفی بر قابلیت حذف یون‌های سدیم توسط جاذب داشت و میانگین درصد حذف را به میزان ۱۹/۸٪ کاهش داد. میانگین حذف سدیم در تیمار با نسبت فعال‌ساز ۲ در مقایسه با تیمار با نسبت فعال‌ساز ۴ به میزان ۱۰٪ بیشتر است. طبق شکل ۷-b، افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳، موجب افزایش ۱۰/۸٪ میانگین درصد حذف یون سدیم شده است. افزایش نسبت

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

فعال‌ساز از ۳ به ۴، موجب کاهش ۱۸/۱٪ میانگین درصد حذف یون سدیم شده است. همچنین دیده می‌شود که میانگین حذف سدیم در تیمار با نسبت فعال‌ساز ۲ در مقایسه با تیمار با نسبت فعال‌ساز ۴ به میزان ۱۰/۱٪ بیشتر است. مشابه توضیحات بخش‌های قبلی در شکل ۷، نسبت فعال‌ساز دارای یک مقدار بهینه برابر ۳ است؛ به‌نحوی که با کاهش یا افزایش نسبت فعال در مقایسه با مقدار بهینه مقدار توانایی جاذب در حذف یون سدیم کاهش یافته است. البته با افزایش توان ماکروویو و زیاد شدن دمای نمونه اثر نسبت فعال‌ساز تحت تأثیر قرار می‌گیرد؛ ازاین‌رو همان‌طور که در شکل ۷-c تیمار ۱۰ و ۱۵ دقیقه دیده می‌شود، با افزایش نسبت فعال‌ساز ۲ و ۳ با افزایش نسبت فعال‌ساز، توانایی جاذب در حذف یون سدیم به ترتیب ۷/۸٪ و ۹/۸٪ کاهش یافته است. البته در شکل ۷-c در تیمار مدت‌زمان ۵ دقیقه با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳ مقدار حذف یون سدیم به میزان ۱۶/۲٪ افزایش یافته است. البته در همین تیمار نیز با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴، میزان حذف یون سدیم به میزان ۲۹/۳٪ کاهش یافته است. بیشترین درصد حذف سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، در تیمار KOH/BC برابر ۳، توان ماکروویو ۴۰۰ وات و مدت‌زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه به میزان ۴۲/۹٪ اندازه‌گیری شد. کمترین درصد حذف نیز در تیمار KOH/BC برابر ۴، توان ماکروویو ۷۰۰ وات و مدت‌زمان فعال‌سازی ۱۵ دقیقه به میزان ۲۱/۴٪ اندازه‌گیری شد. حذف روی و کادمیوم را با استفاده از کربن فعال تجاری تحت اثر میدان مغناطیسی بررسی کردند. طبق نتایج ایشان میدان مغناطیسی موجب افزایش حذف یون‌های کادمیوم و روی به ترتیب به میزان ۶۳٪ و ۱۵٪ شد (۱۰). در ادامه در شکل ۸-a تا ۸-c نتایج حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به‌ازای غلظت اولیه یون سدیم برابر ۳ گرم بر لیتر ارائه شده است.

طبق شکل ۸-a، افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳ موجب افزایش میانگین حذف یون‌های سدیم به میزان ۲۳/۱٪ شده است؛ ولی افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴ موجب کاهش میانگین حذف یون‌های سدیم به میزان ۲۵/۷٪ شده است. همچنین تیمار با نسبت فعال‌ساز ۲ به میزان ۹/۴٪ نسبت به تیمار با نسبت فعال‌ساز ۴، توانایی بیشتری در حذف یون سدیم دارد. به همین ترتیب در شکل ۸-b، افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳، موجب افزایش ۳۰/۳٪ میانگین حذف یون‌های سدیم شد. افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴، موجب کاهش میانگین حذف یون‌های سدیم به میزان ۲۳/۲٪ شد. همچنین میزان حذف یون سدیم در تیمار با نسبت فعال‌ساز ۲، به میزان ۱۵/۲٪ بیشتر از تیمار با نسبت فعال‌ساز ۴ اندازه‌گیری شد. در شکل ۸-c، در تیمار مدت ۱۰ و ۱۵ دقیقه، با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳، حذف سدیم به ترتیب به میزان ۱۰/۲٪ و ۱۳/۱٪ کاهش یافته است. همچنین با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۴، حذف سدیم به میزان ۱۶/۱٪ کاهش یافته است. این موضوع به دلیل افزایش دمای زیاد نمونه در تیمار ۷۰۰ می‌باشد که موجب آسیب به ساختار منافذ بیوچار شده است. در تیمار ۵ دقیقه به دلیل عدم افزایش زیاد دما، منافذ جاذب دچار آسیب کمتری شده و ازاین‌رو افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳ موجب افزایش میانگین حذف سدیم به میزان ۱۸/۲٪ شده است. البته در این مورد نیز با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۳ به ۴، بازهم تأثیر مخرب مقدار زیاد هیدرواکسید پتاسیم موجب کاهش میانگین حذف سدیم به میزان ۲۸/۸٪ شده است. بیشترین درصد حذف سدیم در تیمار KOH/BC برابر ۳، توان ماکروویو ۴۰۰ وات و مدت‌زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه به میزان ۳۳/۴٪ اندازه‌گیری شد. کمترین درصد حذف نیز در تیمار KOH/BC برابر ۴، توان ماکروویو ۷۰۰ وات و مدت‌زمان فعال‌سازی ۱۵ دقیقه به میزان ۱۴/۸٪ اندازه‌گیری شد.

با هدف تعیین اثر توان ماکروویو بر قابلیت حذف یون‌های سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، به‌ازای غلظت‌های اولیه ۱۰، ۵ و ۳ گرم بر لیتر سدیم، از درصد حذف تیمارها با توان ماکروویو یکسان میانگین گرفته شد که در شکل ۹ نشان داده شده است.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

طبق شکل ۹ بیشترین میانگین درصد حذف سدیم در غلظت اولیه یکسان به ترتیب در توان ۴۰۰، ۲۰۰ و ۷۰۰ وات اندازه‌گیری شد. به طور میانگین درصد حذف یون سدیم در تیمار ۴۰۰ وات به ترتیب ۱۸/۹٪ و ۱۹/۹٪ از تیمار ۲۰۰ و ۷۰۰ وات بیشتر است. میانگین نتایج حذف سدیم در تیمار ۲۰۰ وات به طور متوسط ۰/۷ ٪ بیشتر از تیمار ۷۰۰ وات اندازه‌گیری شد.

۲-۶- تأثیر مدت‌زمان فعال‌سازی در حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

تأثیر مدت‌زمان فعال‌سازی بر قابلیت حذف یون‌های سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، به‌ازای غلظت‌های اولیه ۱۰، ۵ و ۳ گرم بر لیتر سدیم، با استفاده از محاسبه میانگین درصد حذف تیمارها با مدت‌زمان فعال‌سازی یکسان بررسی شد که در شکل ۱۰ نشان داده شده است.

طبق شکل ۱۰ بیشترین میانگین درصد حذف سدیم به‌ازای غلظت اولیه یکسان به ترتیب در مدت ۱۰، ۵ و ۱۵ دقیقه اندازه‌گیری شده است. میانگین درصد حذف یون سدیم در تیمار ۱۰ دقیقه از تیمار ۵ و ۱۵ دقیقه به ترتیب ۶/۱٪ و ۲۰/۲٪ بیشتر است. همچنین میانگین نتایج حذف سدیم در تیمار مدت ۵ دقیقه ۱۳/۳٪، بیشتر از تیمار مدت ۱۵ دقیقه اندازه‌گیری شد؛ بنابراین، مدت‌زمان بهینه در حذف یون‌های سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان، برابر ۱۰ دقیقه خواهد بود. همچنین حذف یون سدیم در مدت‌زمان ۵ دقیقه علاوه‌بر اینکه راندمان بیشتری نسبت به مدت‌زمان ۱۵ دقیقه داشته، بلکه انرژی کمتری نیز مصرف برای تولید جاذب مصرف شده است.

۳-۶- تأثیر نسبت فعال‌ساز به بیوچار در حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

همان‌طور که در بخش‌های قبلی ارائه شد، مقدار هیدرواکسید پتاسیم می‌تواند موجب بهبود یا تخریب ساختار بیوچار و تأثیر در کیفیت و کمیت منافذ بیوچار شود. در این قسمت تأثیر مقدار نسبت فعال‌ساز به نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی بررسی شده است. به همین منظور به‌ازای غلظت‌های اولیه ۱۰، ۵ و ۳ گرم بر لیتر یون سدیم، میانگین حذف سدیم به‌ازای نسبت فعال‌ساز یکسان محاسبه شد که نتایج آن در شکل ۱۱ ارائه شده است.

طبق شکل۱۱ بیشترین میانگین درصد حذف سدیم در غلظت اولیه یکسان به ترتیب در نسبت فعال‌ساز ۳، ۲ و ۴ اندازه‌گیری شد. میانگین درصد حذف یون سدیم در تیمار نسبت فعال‌ساز ۳، از تیمارهای نسبت فعال‌ساز ۲ و ۴، به ترتیب ۷/۶٪ و ۲۲/۲٪ بیشتر است. میانگین نتایج حذف سدیم در نسبت فعال‌ساز ۲، به طور متوسط ۱۳/۵٪ بیشتر از تیمار نسبت فعال‌ساز ۴، اندازه‌گیری شد. تیمار نسبت فعال‌ساز ۲، با وجود استفاده از نصف هیدرواکسید پتاسیم در مقایسه با تیمار نسبت فعال‌ساز ۴، توانسته راندمان حذف بیشتری ثبت کند. همچنین مقدار بهینه نسبت فعال‌ساز در جذب سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی نیز مشابه جاذب‌های قبلی، نسبت هیدرواکسید پتاسیم به بیوچار برابر ۳ است.

۴-۶- تأثیر غلظت اولیه در حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

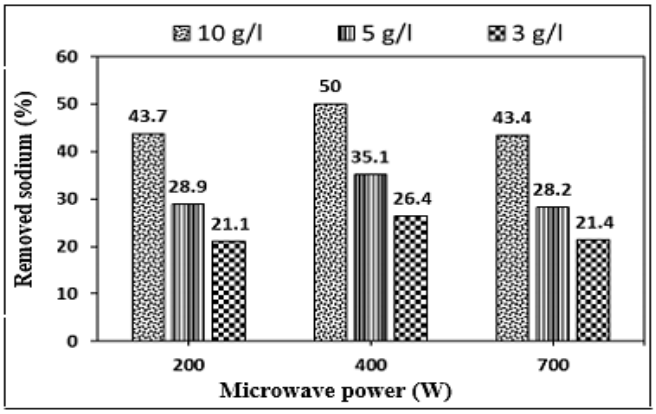
به منظور تعیین اثر غلظت اولیه یون سدیم بر قابلیت حذف آن توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، میانگین درصد حذف به‌ازای غلظت‌های اولیه ۱۰، ۵ و ۳ گرم بر لیتر سدیم محاسبه شد که در شکل ۱۲ ارائه شده است.

طبق شکل ۱۲ بیشترین میزان حذف سدیم به ترتیب در غلظت اولیه ۱۰، ۵ و ۳ گرم بر لیتر اندازه‌گیری شد. میانگین درصد حذف سدیم در غلظت اولیه ۱۰ گرم بر لیتر، ۱.۵ برابر میانگین حذف سدیم در غلظت اولیه ۵ گرم بر لیتر و ۲ برابر میانگین حذف سدیم در غلظت اولیه ۳ گرم بر لیتر اندازه‌گیری شد.

بر اساس مطالعات پیشین، اعمال میدان مغناطیسی می‌تواند با تأثیر بر ساختار خوشه‌ای مولکول‌های آب و تضعیف پیوندهای هیدروژنی، لایه هیدراتاسیون اطراف یون‌ها را کاهش دهد (۲۵).

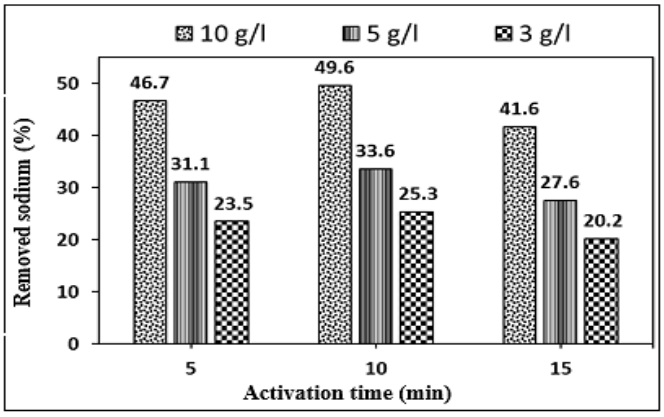
[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



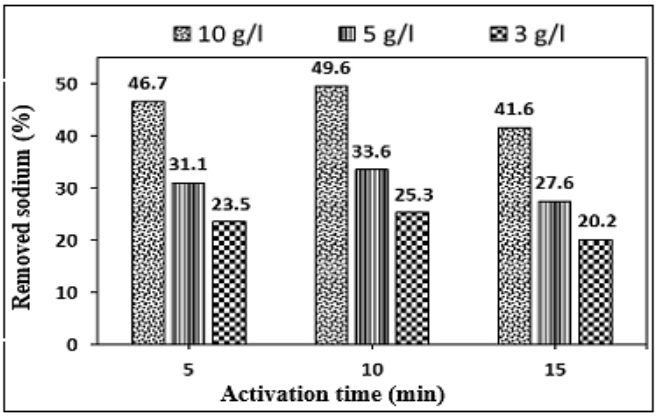
شکل۹. میانگین نتایج حذف سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به ازای توان یکسان ماکروویو

Figure 9. Mean sodium removal results by magnetic activated nanoadsorbent under a magnetic field at constant microwave power



شکل۱۰. میانگین نتایج حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان به ازای مدت فعالسازی یکسان

Figure 10. Mean sodium ion removal results by magnetic activated nanoadsorbent under a magnetic field at constant activation time

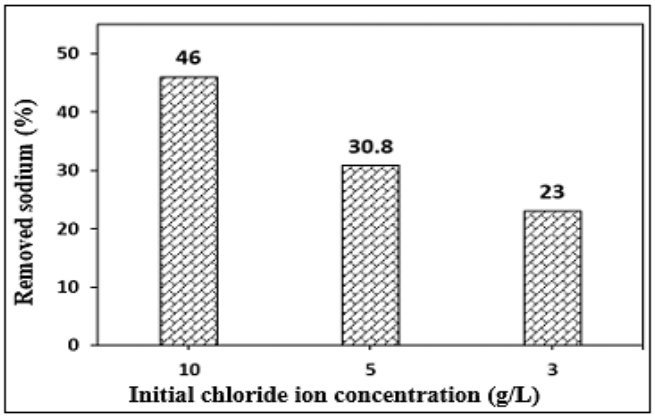


شکل ۱۱. میانگین نتایج حذف سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان به ازای نسبت فعالساز یکسان

Figure 11. Mean sodium removal results by magnetic activated nanoadsorbent under a magnetic field at constant activation ratio

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۱۲. تأثیر غلظت اولیه بر میانگین حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 12. Effect of initial concentration on the mean sodium ion removal by magnetic activated nanoadsorbent under a magnetic field

اگرچه در این پژوهش مکانیسم دقیق مولکولی با تکنیک‌هایی مانند دینامیک مولکولی بررسی نشد، اما نتایج ماکروسکوپیک (افزایش معنی‌دار راندمان حذف در حضور میدان) با فرضیات مطرح‌شده در ادبیات موضوع همخوانی دارد و نشان می‌دهد که میدان مغناطیسی به عنوان یک کاتالیزور فیزیکی، سد نفوذی لایه هیدراتاسیون را کاهش داده است.

۵-۶- مقایسه کارایی جاذب‌ها با ویژگی‌های مختلف در حذف یون سدیم

۱-۵-۶- مقایسه تأثیر توان ماکروویو در حذف یون‌های سدیم

به منظور مقایسه تأثیر توان ماکروویو بر قابلیت حذف یون‌های سدیم توسط جاذب‌های ساخته‌شده در این مطالعه (جاذب غیر نانو فعال، نانوجاذب فعال مغناطیسی و نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی)، میانگین نتایج حذف یون‌های سدیم به‌ازای توان ماکروویو یکسان در جاذب‌های مختلف در شکل ۱۳ ارائه شده است.

طبق شکل ۱۳ به‌ازای توان یکسان ماکروویو، به ترتیب نانوجاذب فعال، نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، نانوجاذب فعال مغناطیسی و جاذب غیرنانو فعال بیشترین مقدار حذف یون‌های سدیم را ثبت کرده‌اند. به طور کلی در تمام جاذب‌ها با افزایش توان ماکروویو از ۲۰۰ به ۴۰۰ وات حذف یون‌های سدیم افزایش یافته و با افزایش توان از ۴۰۰ به ۷۰۰ وات مقدار حذف یون سدیم کاهش یافته است؛ ازاین‌رو توان ۴۰۰ وات به عنوان مقدار توان بهینه در این مطالعه تعیین می‌شود.

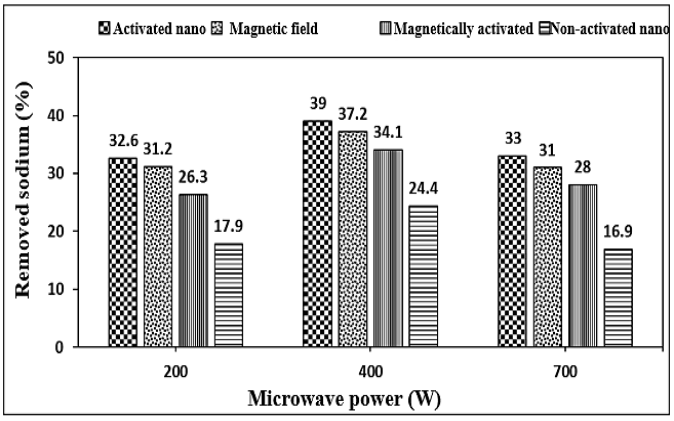
۲-۵-۶- مقایسه تأثیر مدت‌زمان فعال‌سازی در حذف یون‌های سدیم

زمان فعال‌سازی در ماکروویو نیز همانند توان ماکروویو می‌تواند بر دمای نمونه تأثیر گذاشته و موجب بهبود و یا تخریب منافذ موجود در ساختار شود؛ به‌طوری که کم‌بودن زمان فعال‌سازی موجب عدم واکنش مناسب فعال‌ساز با بیوچار شده و همچنین افزایش بیش از اندازه زمان فعال‌سازی موجب افزایش زیاد دمای نمونه و تخریب منافذ خواهد شد. به منظور مقایسه تأثیر زمان فعال‌سازی بر قابلیت حذف یون‌های سدیم توسط جاذب‌های ساخته‌شده، میانگین نتایج حذف یون‌های سدیم به‌ازای توان ماکروویو یکسان در جاذب‌های مختلف در شکل ۱۴ ارائه شده است.

طبق شکل ۱۴ به‌ازای زمان فعال‌سازی یکسان در ماکروویو، به ترتیب نانوجاذب فعال، نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، نانوجاذب فعال مغناطیسی و جاذب غیرنانو فعال بیشترین مقدار حذف یون‌های سدیم را ثبت کرده‌اند. به طور کلی در تمام جاذب‌ها با افزایش زمان فعال‌سازی از ۵ به ۱۰ دقیقه، حذف یون‌های سدیم افزایش یافته

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۱۳. تاثیر توان ماکروویو در حذف یون سدیم توسط جاذب‌ها

Figure 13. Effect of microwave power on sodium ion removal by adsorbents

*Each of the columns in the aforementioned figures represents the mean of values obtained from 27 treatments, with three replicates for each (a total of 54 data points).

و با افزایش زمان فعال‌سازی از ۱۰ به ۱۵ دقیقه مقدار حذف یون‌های سدیم کاهش یافته است؛ ازاین‌رو زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه به عنوان مقدار زمان بهینه در این مطالعه تعیین می‌شود.

۳-۵-۶- مقایسه تأثیر نسبت فعال‌ساز در حذف یون‌های سدیم

به منظور مقایسه تأثیر نسبت فعال‌ساز بر قابلیت حذف یون‌های سدیم توسط جاذب‌ها، میانگین نتایج حذف یون‌های سدیم به‌ازای نسبت فعال‌ساز یکسان در جاذب‌های مختلف در شکل ۱۵ ارائه شده است.

طبق شکل ۱۵ به‌ازای مقدار یکسان نسبت فعال‌ساز، به ترتیب نانوجاذب فعال، نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، نانوجاذب فعال مغناطیسی و جاذب غیرنانو فعال بیشترین مقدار حذف یون‌های سدیم را ثبت کرده‌اند. به طور کلی در تمام جاذب‌ها با افزایش نسبت فعال‌ساز از ۲ به ۳، حذف یون‌های سدیم افزایش یافته و با افزایش این نسبت از ۳ به ۴ مقدار حذف یون‌های سدیم کاهش یافته است؛ ازاین‌رو نسبت فعال‌ساز ۳ به عنوان مقدار بهینه در این مطالعه تعیین می‌شود.

۴-۵-۶-مقایسه تأثیر غلظت اولیه در حذف یون‌های سدیم

افزایش غلظت اولیه آلاینده موجب افزایش احتمال برخورد و جذب مولکول‌های آلاینده به جاذب، افزایش سرعت جذب و تغییر در سینتیک جذب از حالت خطی به نمایی خواهد شد. در شکل ۱۶ میانگین نتایج حذف یون‌های سدیم توسط جاذب‌های مختلف، مقایسه شده است.

طبق شکل ۱۶ به‌ازای غلظت اولیه یکسان یون‌های سدیم، به ترتیب نانوجاذب فعال، نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، نانوجاذب فعال مغناطیسی و جاذب غیرنانو فعال بیشترین مقدار حذف یون سدیم را ثبت کرده‌اند. به طور کلی در تمام جاذب‌ها با افزایش غلظت اولیه یون سدیم، حذف یون سدیم افزایش است. این موضوع که با افزایش غلظت اولیه یون‌های سدیم تا غلظت ۱۰ گرم بر لیتر همچنان میزان حذف یون‌های سدیم افزایشی است که نشان‌دهنده این موضوع است که جاذب‌های تولیدشده تا غلظت اولیه ۱۰ گرم بر لیتر یون‌های سدیم، به مرحله اشباع نرسیده‌اند.

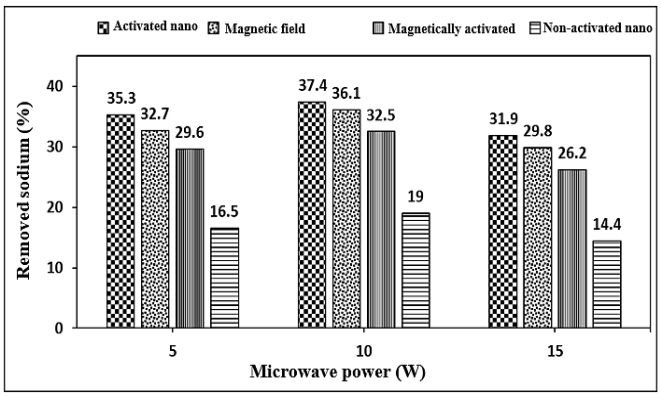
۷- مدل‌های سینتیک جذب

۱-۷- سینتیک جذب سدیم

در این قسمت، تأثیر زمان تماس در مقدار حذف یون‌های سدیم بررسی شده است. در شکل ۱۷ نتایج حذف یون سدیم در زمان تماس‌های مختلف توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی (نسبت فعال‌ساز ۳، مدت فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) تحت اثر میدان مغناطیسی ارائه شده است.

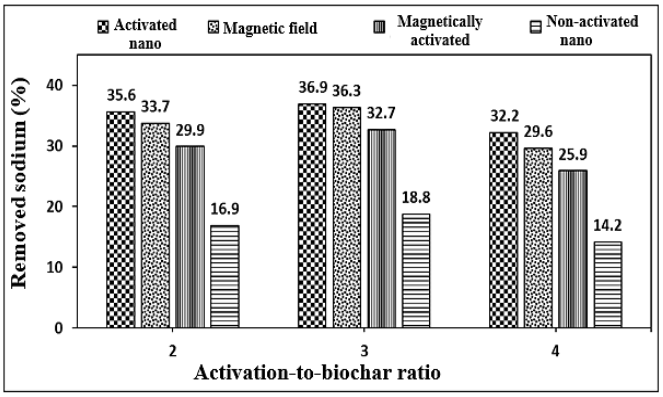
[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



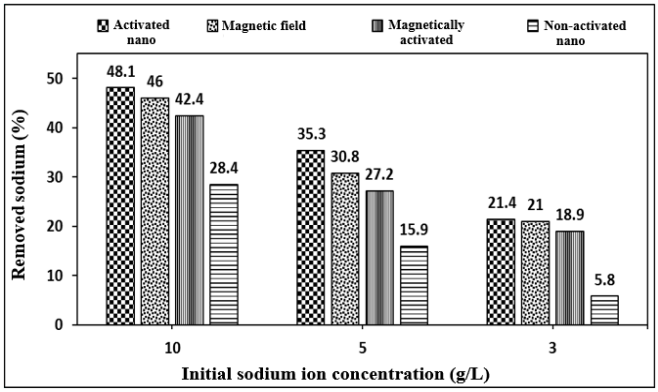
شکل ۱۴. تأثیر زمان فعالسازی در حذف یون سدیم توسط جاذب

Figure 14. Effect of activation time on sodium ion removal by adsorbent



شکل ۱۵. تأثیر نسبت فعالساز در حذف یون سدیم توسط جاذب‌ها

Figure 15. Effect of activation-to-biochar ratio on sodium ion removal by adsorbents



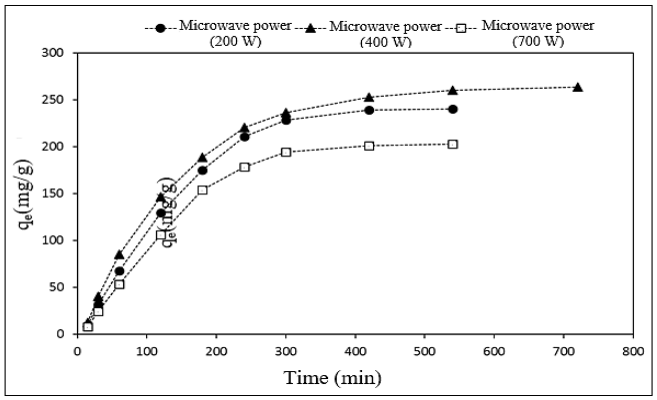
شکل ۱۶. تأثیر غلظت اولیه در حذف یون سدیم توسط جاذب‌ها

Figure 16. Effect of initial sodium ion concentration on sodium ion removal by adsorbents

تیمار با توان ماکروویو ۲۰۰ و ۷۰۰ وات بعد از ۴۸۰ دقیقه و تیمار با توان ماکروویو ۴۰۰ وات پس از ۵۴۰ دقیقه به تعادل رسیده‌اند. طبق شکل ۱۷ با گذشت زمان سرعت جذب کاهش یافته است و بعد از رسیدن به زمان تعادل سرعت جذب تقریباً صفر شده است. دلیل این رفتار را می‌توان به مکانیسم‌های اثرگذار در فرایند جذب نسبت داد؛ به این صورت که ابتدا

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۱۷. تأثیر مدت زمان تماس در مقدار حذف یون سدیم توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 17. Effect of contact time on sodium ion removal by magnetically activated nanobiochar under a magnetic field

یون‌های سدیم تا زمان ۲۴۰ دقیقه روی سطح جاذب جذب شده و پس از جذب یون‌های سدیم در سطح و منافذ درون جاذب، فرایند جذب تا رسیدن به زمان تعادل از طریق نفوذ یون‌های سدیم به درون حفرات جاذب ادامه یافته است. مشابه حذف یون‌های کلراید در این قسمت نیز دیده می‌شود که در تیمار توان ۴۰۰ وات علاوه بر اینکه مقدار یون سدیم بیشتری جذب شده، مدت‌زمان بیشتری نیز طول کشیده تا به تعادل برسد. افزایش مدت‌زمان رسیدن به تعادل و بیشتر بودن سدیم جذب‌شده توسط تیمار توان ۴۰۰ وات، نشان‌دهنده این موضوع است که کیفیت و کمیت منافذ در تیمار ۴۰۰ وات در مقایسه با دو جاذب دیگر بهتر است. مقدار یون‌های سدیم حذف‌شده توسط جاذب‌های تیمار ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات در زمان تعادل به ترتیب ۲۳۹، ۲۶۰ و ۲۰۲.۵ میلی‌گرم بر گرم اندازه‌گیری شد.

۲-۷- مدل سینتیکی شبه مرتبه اول جذب سدیم

در شکل ۱۸ به‌ازای ۳ نوع نانوجاذب فعال مغناطیسی (نسبت فعالساز ۳، مدت فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) و تحت اثر میدان مغناطیسی، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول روی داده‌های اندازه‌گیری‌شده برازش داده شده است. طبق شکل ۱۸ مقادیر ضریب همبستگی به‌ازای نانوجاذب ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات به ترتیب برابر ۰/۹۹، ۰/۹۵ و ۰/۹۷ محاسبه شد. طبق مقادیر ضریب همبستگی، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول برازش قابل قبولی با داده‌های واقعی داشته است. در هر سه جاذب شیب خط برازش داده شده منفی است؛ زیرا با افزایش زمان مقدار بیشتری سدیم روی سطح جاذب، جذب شده است.

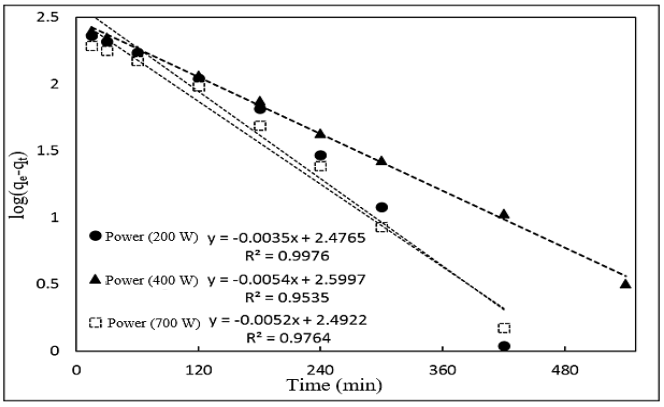
۳-۷- مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم جذب سدیم

با استفاده از نتایج اندازه‌گیری‌شده حذف یون سدیم توسط ۳ نوع نانوجاذب فعال مغناطیسی (نسبت فعال‌ساز ۳، مدت فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) و تحت اثر میدان مغناطیسی، مدل شبه مرتبه دوم بر داده‌های اندازه‌گیری‌شده برازش داده شد. در شکل ۱۹ نتایج برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر داده آزمایشگاهی ارائه شده است.

مشابه نتایج برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر حذف سدیم در این بخش نیز طبق شکل ۱۹ دیده می‌شود که مقادیر ضریب همبستگی در مقایسه با مدل شبه مرتبه اول به میزان زیادی کاهش یافته است. همان‌طور که قبلا توضیح داده شد، از ابتدای شروع آزمایش تا زمان ۶۰ دقیقه، نرخ جذب سدیم زیاد بوده و مقادیر بیشتری سدیم روی سطح جاذب، جذب شده است؛ ازاین‌رو نسبت t/q_t روندی کاهشی دارد. پس از زمان ۶۰ دقیقه با کاهش سرعت جذب، روند t/q_t صعودی شده است. از آنجا که مدل شبه مرتبه دوم برازش مناسبی بر کل داده‌های زمانی نداشته است، ازاین‌رو داده‌ها به

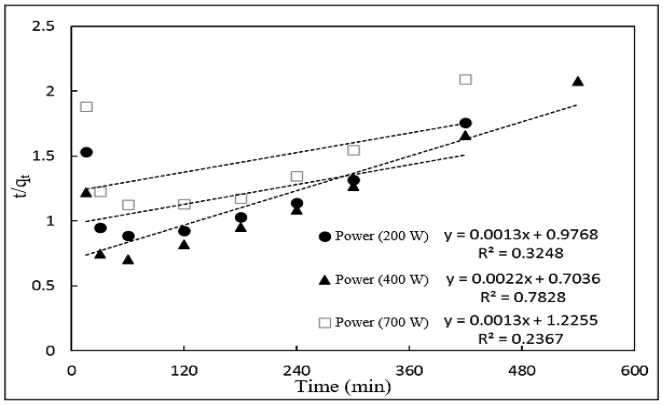
[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۱۸. برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه اول بر نتایج اندازه‌گیری‌شده حذف سدیم در نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 18. Pseudo-first-order kinetic model fitting to the measured sodium removal results of magnetically activated nanoadsorbents under a magnetic field



شکل۱۹. برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر نتایج اندازه‌گیری‌شده حذف سدیم در نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 19. Pseudo-second-order kinetic model fitting to the measured sodium removal results of magnetically activated nanoadsorbents under a magnetic field

دو بازه قبل از زمان ۶۰ دقیقه (a) و بعد از زمان ۶۰ دقیقه (b) تقسیم شد و مدل شبه مرتبه دوم به طور جداگانه روی این دو بازه برازش داده شد. در شکل ۲۰ نتایج برازش مدل شبه مرتبه دوم روی مقادیر تفکیک شده ارائه شده است.

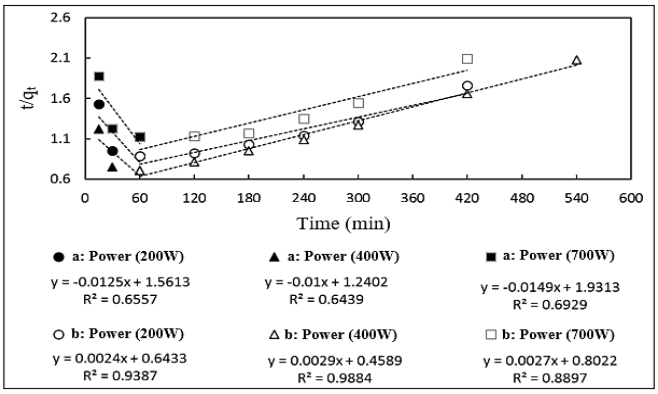
طبق شکل ۲۰ به‌ازای زمان‌های کمتر از ۶۰ دقیقه، مدل سینتیکی طبق شکل ۲۰ به‌ازای زمان‌های کمتر از ۶۰ دقیقه، مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم برازش مناسبی با داده‌های اندازه‌گیری‌شده ندارد؛ ولی در زمان‌های بیشتر از ۶۰ دقیقه این همبستگی بیشتر شده است. همان‌طور که پیش از این گفته شد، با توجه به اینکه تبعیت داده‌های سینتیک از مدل شبه مرتبـه دوم نشان‌دهنده قالب بودن جذب شیمیایی در فرایند جذب است؛ ازاین‌رو می‌توان گفت در بعد از مدت‌زمان ۶۰ دقیقه، فرایند جذب بیشتر تحت تأثیر قابلیت جذب شیمیایی جاذب‌ها بوده است.

۴-۷- مدل سینتیکی نفوذ درون‌ذره‌ای جذب سدیم

در این بخش مدل سینتیکی نفوذ درون‌ذره‌ای روی مقادیر آزمایشگاهی حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی ارائه شده است. به همین

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۲۰. برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر آزمایشگاهی حذف سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی (تفکیک‌شده)

Figure 20. Pseudo-second-order kinetic model fitting to the experimental sodium removal values by magnetically activated nanoadsorbents under a magnetic field (separated)

منظور از نتایج نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی (نسبت فعال‌ساز ۳، مدت فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) برای بررسی این مدل استفاده شد. در شکل ۲۱ نتایج برازش مدل سینتیکی نفوذ درون‌ذره‌ای بر مقدار اندازه‌گیری‌شده حذف یون سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی ارائه شده است.

برازش مدل سینتیکی نفوذ درون‌ذره‌ای بر داده‌های آزمایشگاهی حاصل از جذب یون سدیم با جاذب‌های یادشده، نشان‌دهنده همبستگی زیاد مدل و مقادیر اندازه‌گیری‌شده است. وجود رابطه خطی با همبستگی زیاد بین مدل نفوذ درون‌ذره‌ای و داده‌های واقعی نشان‌دهنده این موضوع است که فرایند نفوذ یون‌های سدیم در جاذب‌ها با نرخ تقریباً یکنواختی انجام شده است؛ ازاین‌رو نفوذ درون‌ذره‌ای از ابتدای فرایند جذب، جزء عوامل مؤثر در جذب سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی می‌باشد.

به منظور کمی‌سازی سهم هر مرحله از فرایند سنتز، نتایج با جاذب پایه مقایسه شد. نتایج نشان داد که فرایند نانو کردن و فعال‌سازی با KOH به تنهایی توانست راندمان حذف سدیم را نسبت به بیوچار خام (غیرفعال) به طور متوسط ۴۵٪ افزایش دهد. افزودن فاز مغناطیسی (اکسید آهن) به دلیل اشغال بخشی از منافذ، موجب کاهش جزئی راندمان (حدود ۸٪) نسبت به نانوجاذب فعال غیرمغناطیسی شد؛ اما قابلیت جداسازی آسان را فراهم کرد. درنهایت، اعمال میدان مغناطیسی خارجی ۰/۵ تسلا توانست این افت عملکرد را جبران کرده و با ایجاد اثر هم‌افزا، راندمان حذف را مجدداً به بیشترین حد خود (۵۸/۳٪) برساند.

۸- مدل‌های هم‌دمای جذب

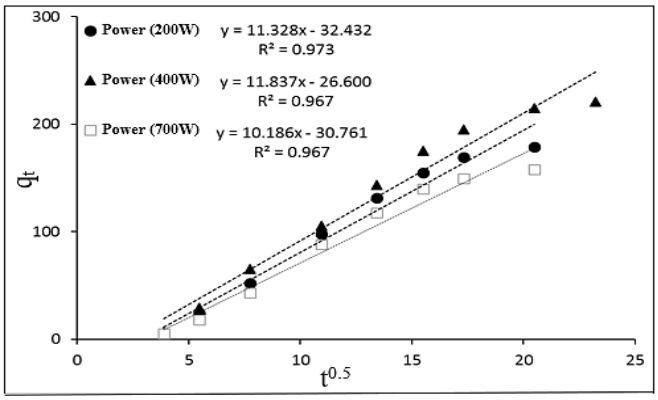
۸-۱- مدل‌های هم‌دمای جذب سدیم

در شکل ۲۲ مقادیر حذف سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی (نسبت فعال‌ساز ۳، مدت فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) تحت اثر میدان مغناطیسی به‌ازای غلظت‌های مختلف سدیم ارائه شده است

با افزایش غلظت اولیه یون سدیم به تدریج شیب نمودار در هر سه جاذب کاهش یافته است و تقریباً به‌ازای غلظت‌های بیشتر از ۲۰ گرم بر لیتر، هر سه نمودار تقریباً افقی شده‌اند. این موضوع نشان‌دهنده پدیده اشباع جاذب‌ها در غلظت‌های زیاد است. طبق نتایج به‌دست‌آمده به‌ازای نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی، غلظت ۲۰ گرم بر لیتر به عنوان حد اشباع جاذب‌ها تعیین شد.

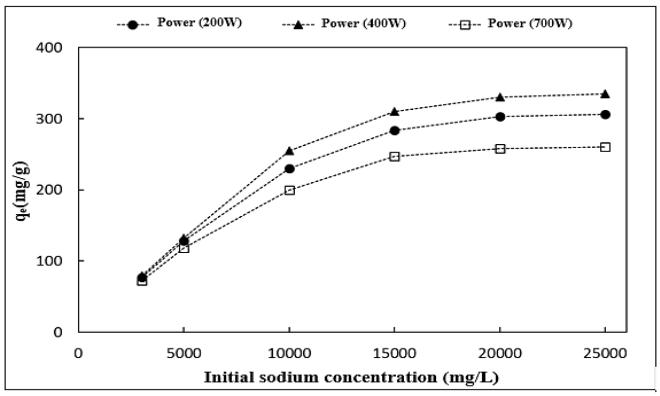
[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۲۱. برازش مدل سینتیکی نفوذ درون ذره‌ای بر مقادیر آزمایشگاهی حذف یون سدیم توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 21. Intraparticle diffusion kinetic model fitting to the experimental sodium ion removal values by magnetically activated nanoadsorbent under a magnetic field



شکل ۲۲. تأثیر غلظت اولیه یون سدیم در مقدار حذف توسط نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 22. Effect of initial sodium ion concentration on the amount removed by magnetically activated nanoadsorbent under a magnetic field

۲-۸- مدل هم‌دمای لانگمویر

در شکل ۲۳ برازش مدل هم‌دمای لانگمویر بر مقدار آزمایشگاهی حذف یون سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی (نسبت فعال‌ساز ۳، مدت فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) تحت اثر میدان مغناطیسی ارائه شده است. مدل هم‌دمای لانگمویر مطابقت زیادی با مقادیر اندازه‌گیری‌شده دارد و به طور میانگین ضریب همبستگی ۹۸٪ است؛ ازاین‌رو جذب سدیم روی سطح نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به‌صورت تک‌لایه انجام شده است. همچنین بیشینه مقدار جذب طبق مدل هم‌دمای لانگمویر، برای جاذب‌ها در تیمار ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات به ترتیب ۳۷۰/۳، ۴۱۶/۷ و ۳۱۲/۵ میلی‌گرم بر گرم محاسبه شد.

۳-۸- مدل‌های هم‌دمای فروندلیچ

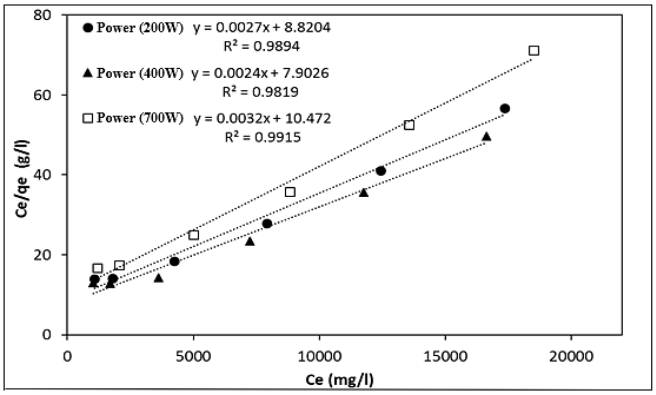
در مدل فروندلیچ فرض می‌شود که ذرات به‌صورت چندلایه روی سطح جاذب قرار می‌گیرند. در شکل ۲۴ برازش مدل فروندلیچ بر نتایج آزمایشگاهی حذف سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی (نسبت فعال‌ساز ۳، مدت فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و توان‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) تحت اثر میدان مغناطیسی ارائه شده است.

طبق شکل ۲۴، میانگین مقادیر ضریب همبستگی بین داده‌های اندازه‌گیری‌شده و مدل فروندلیچ حدود ۹۰٪ است که در مقایسه با میانگین ضریب همبستگی در مدل لانگمویر کمتر است.

در یک مقایسه کلی می‌توان گفت برازش بهتر داده‌ها با مدل

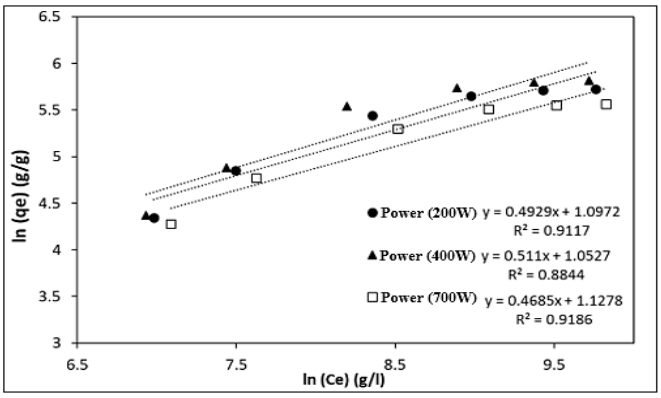
[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]



شکل ۲۳. برازش مدل هم‌دمای جذب لانگمویر بر مقادیر اندازه‌گیری‌شده یون سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 23. Langmuir adsorption isotherm model fitting to the measured sodium ion values by magnetically activated nanoadsorbents under a magnetic field



شکل ۲۴. برازش مدل فروندلیچ بر مقادیر حذف سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی

Figure 24. Freundlich isotherm model fitting to the sodium removal values by magnetically activated nanoadsorbents under a magnetic field

ایزوترم لانگمویر (R^2=۰/۹۸۳) نشان‌دهنده تشکیل یک لایه تک‌مولکولی از یون‌های سدیم روی سطح همگن نانو بیوچار است که در آن سایت‌های جذب از انرژی یکسانی برخوردار بوده و هیچ‌گونه برهمکنش قابل‌توجهی بین یون‌های جذب‌شده وجود ندارد. از سوی دیگر، تطابق داده‌های سینتیکی با مدل شبه‌مرتبه اول (R^2=۰/۹۶) بیانگر آن است که فرایند جذب عمدتاً فیزیکی بوده و مرحله کنترل‌کننده سرعت، نفوذ یون‌ها از طریق فیلم مایع اطراف ذرات جاذب (Film Diffusion) است، نه واکنش‌های شیمیایی پیچیده در سطح. این امر با ماهیت برهمکنش‌های الکترواستاتیک بین یون‌های سدیم و گروه‌های عاملی سطح جاذب همخوانی دارد.

۴-۸- مقایسه مدل‌های هم‌دمای جذب سدیم

به منظور مقایسه و بررسی مدل‌های هم‌دمای لانگمویر و فروندلیچ در جذب سدیم نتایج به‌دست‌آمده برای مدل‌های مذکور که شامل ضرایب استفاده‌شده در معادلات (Ka، Kf و nf)، مقادیر بیشینه جذب (Qm)، ضریب همبستگی و SEE در جدول ۴ ارائه شده است.

طبق نتایج جدول ۴، میانگین ضریب همبستگی به‌ازای مدل لانگمویر و فروندلیچ در جذب سدیم توسط نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی به ترتیب ۰/۹۸/۳ و ۰/۹۰ محاسبه شد؛ ازاین‌رو مدل هم‌دمای لانگمویر در مقایسه با

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

جدول ۴. برازش مدل‌های هم‌دمای جذب بر مقادیر آزمایشگاهی حذف سدیم

Table 4. Adsorption isotherm model fitting to the experimental sodium removal values

Langmuir	Power	SEE	R^2	Ka	Qm
	200 W	15.5	0.98	0.000306	307.3
	400 W	42.4	0.98	0.000304	416.6
	700 W	37.7	0.99	0.000306	312.5
Freundlich	Power	SEE	R^2	k_f	$1/n_f$
	200 W	38.2	0.91	2.97	0.49
	400 W	54	0.88	2.85	0.51
	700 W	30	0.91	3.06	0.46

با مدل فروندلیچ تطابق بهتری با داده‌های اندازه‌گیری‌شده دارد. مقدار پارامتر nf در مدل فروندلیچ در جاذب‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات به ترتیب ۲/۰۴، ۱/۹۶ و ۲/۱۷ محاسبه شد. با توجه به اینکه مقادیر پارامتر nf در نانوجاذب‌های فعال مغناطیسی بیشتر از ۱ بوده است؛ ازاین‌رو فرایند جذب سدیم توسط جاذب‌ها بیشتر به‌صورت فیزیکی انجام شده است.

۹- آنالیز آماری

همان‌طور که در بخش مواد و روش‌ها گفته شد، متغیرهای مستقل در این مطالعه شامل توان ماکروویو (۲۰۰،۴۰۰،۷۰۰ وات)، زمان فعال‌سازی (۵،۱۰،۱۵ دقیقه)، نسبت فعال‌ساز (۲،۳،۴) و غلظت اولیه آلاینده (۳،۵،۱۰ گرم بر لیتر) و متغیر وابسته میزان حذف یون‌های سدیم می‌باشد. به منظور بررسی نرمال‌بودن یا نبودن توزیع داده‌ها، روش‌های مختلفی وجود دارد که در اینجا روش کولموگروف - اسمیرنوف، شاپیرو - ویلک و همچنین بررسی میزان چولگی و کشیدگی داده استفاده شد که نتایج آن در جدول‌های ۶ و ۵ ارائه شده است.

طبق جدول ۵ در سطح احتمال ۹۵٪ فرض نرمال‌بودن تمامی متغیرها به هر دو روش کولموگروف - اسمیرنوف و شاپیرو - ویلک رد شده است. البته همان‌طور که گفته شد، با توجه به نوع مقادیر بهتر است از روش بررسی چولگی و کشیدگی مقادیر متغیرها استفاده شود. در جدول ۶ نتایج محاسبه چولگی و کشیدگی در داده‌ها ارائه شده است.

طبق نتایج جدول ۶ برای متغیرهای جاذب، توان، زمان، نسبت فعال‌ساز و غلظت اولیه نسبت کشیدگی به خطای استاندارد تقریباً ۵ به دست می‌آید که در بازه (۲، ۲-) قرار ندارد. همچنین برای متغیرهای جاذب، توان، زمان، نسبت فعال‌ساز و غلظت اولیه نسبت چولگی به خطای استاندارد به ترتیب برابر ۰، ۱/۷۷، ۰، ۰ و ۳/۶ به دست می‌آید؛ بنابراین می‌توان گفت توزیع متغیرهای یادشده نرمال نیست؛ ازاین‌رو برای بررسی آماری داده‌ها بایستی از روش‌های غیر پارامتریک استفاده شود. به همین منظور از روش کروسکال والیس به منظور آنالیز نتایج استفاده شده است.

۹-۱- آزمون کروسکال والیس

آزمون کروسکال والیس یکی از آزمون‌های غیرپارامتریک است که به مقایسه سه یا چند گروه مستقل می‌پردازد و به‌طور خاص برای داده‌هایی که توزیع نرمال ندارند یا از مقیاس رتبه‌ای استفاده می‌شود، بسیار مناسب است. برای استفاده از این آزمون باید داده‌ها مستقل باشند، داده‌ها باید به صورت رتبه‌ای یا از نوع گسسته باشند و اینکه حداقل باید سه گروه وجود داشته باشد. بر همین اساس با استفاده نرم‌افزار SPSS ۲۷ داده‌ها مورد تحلیل قرار گرفت که نتایج آن در شکل ۲۵ ارائه شده است. تمام متغیرهای توان ماکروویو، زمان فعال‌سازی، نسبت فعال‌ساز، غلظت اولیه و نوع جاذب مقادیر p-value کمتر از ۰/۰۵ را کسب کرده‌اند؛ ازاین‌رو تمامی متغیرها موجب ایجاد تفاوت معناداری در حذف یون‌های سدیم در سطح احتمال ۹۵٪ شده‌اند.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

جدول ۵. بررسی نرمال‌بودن متغیرها به روش کولموگروف - اسمیرنوف و شاپیرو – ویلک

Table 5. Normality testing of variables using Kolmogorov-Smirnov and Shapiro-Wilk tests

	Absorbent	Kolmogorov-Smirnov[a]			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Chloride removal	Non-nano	.102	81	.038	.948	81	.003
	Nano-active	.147	81	<.001	.924	81	<.001
	Magnetically active	.121	81	.005	.946	81	.002
	Magnetic field	.157	81	<.001	.933	81	<.001
Sodium Elimination	Non-nano	.092	81	.086	.946	81	.002
	Nano-active	.082	81	.200*	.963	81	.020
	Magnetically active	.130	81	.002	.942	81	.001
	Magnetic field	.109	81	.018	.965	81	.025

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

جدول ۶. بررسی نرمال‌بودن متغیرها به روش محاسبه چولگی و کشیدگی

Descriptive Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Skewness		Kurtosis	
	Statistic	Statistic	Statistic	Statistic	Std. Error	Statistic	Std. Error
Absorbent	324	2.50	1.120	.000	.135	-1.362	.270
Power	324	433.33	205.798	.240	.135	-1.505	.270
Time	324	10.00	4.089	.000	.135	-1.505	.270
Activator ratio	324	3.00	.818	.000	.135	-1.505	.270
Initial concentration	324	6.00	2.948	.473	.135	-1.505	.270
Valid N (listwise)	324						

Test Statistics[a,b]

	حذف_کلرایِد	حذف_سدیم
Kruskal-Wallis H	18.971	17.358
df	2	2
Asymp. Sig.	<.001	<.001

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable: توان

Test Statistics[a,b]

	حذف_کلرایِد	حذف_سدیم
Kruskal-Wallis H	45.564	64.704
df	3	3
Asymp. Sig.	<.001	<.001

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable: جاذب

Test Statistics[a,b]

	حذف_کلرایِد	حذف_سدیم
Kruskal-Wallis H	11.324	12.064
df	2	2
Asymp. Sig.	.003	.002

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable: نسبت_فعالساز

Test Statistics[a,b]

	حذف_کلرایِد	حذف_سدیم
Kruskal-Wallis H	10.587	10.405
df	2	2
Asymp. Sig.	.005	.006

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable: زمان

Test Statistics[a,b]

	حذف_کلرایِد	حذف_سدیم
Kruskal-Wallis H	217.615	203.708
df	2	2
Asymp. Sig.	<.001	<.001

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable: غلظت_اولیه

شکل ۲۵. نتایج تحلیل کروسکال والیس در رابطه تأثیر متغیرهای مستقل در حذف سدیم

Figure 25. Kruskal-Wallis test results regarding the effect of independent variables on sodium removal

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

جدول ۷. مقایسه معنی‌داری در هر گروه طبق آزمون مان - ویتنی طبق نتایج حذف سدیم

Table 7. Significant difference comparison within each group based on Mann-Whitney U test results for sodium removal

Treatment (Group)	Comparison	p-value	Treatment (Group)	Comparison	p-value
Power (W)	200-400	<0.001	Time (minutes)	5-10	0.227*
	400-700	<0.001		10-15	0.002
	200-700	0.620*		5-15	0.041*
Ratio Activator	2-3	0.224*	Initial Concentration (g/L)	5-10	<0.001
	2-4	0.024		3-10	<0.001
	3-4	<0.001		3-5	<0.001
Adsorbent Type	Non-nano-active - Nano-active	<0.001	Adsorbent Type	Nano-active - Magnetic nano-active	0.004
	Non-nano-active - Magnetic nano-active	<0.001		Nano-active - Magnetic	0.387
	Non-nano-active - Magnetic	<0.001		Magnetic - Magnetic	0.02

۲-۹- آزمون مان - ویتنی

آزمون‌های پس از کروسکال والیس به عنوان نوعی تحلیل غیرپارامتری در آمار برای مقایسه چند گروه مستقل استفاده می‌شود. وقتی که آزمون کروسکال والیس نشان می‌دهد که تفاوت معناداری بین گروه‌ها وجود دارد، برای تعیین اینکه کدام گروه‌ها با یکدیگر متفاوت هستند، نیاز به آزمون‌های پس از کروسکال والیس داریم. یکی از این آزمون ها، آزمون مان - ویتنی است که در جدول ۷ ارائه شده است.

طبق جدول ۷ بین توان ۲۰۰ و ۷۰۰ وات، بین نسبت فعال‌ساز ۲ و ۳، بین زمان فعال‌سازی ۵ و ۱۰ دقیقه و ۵ و ۱۵ دقیقه تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۹۵٪ در حذف یون‌های سدیم دیده نشد. همچنین بین نتایج نانوجاذب فعال و نانوجاذب فعال مغناطیسی و همچنین بین نانوجاذب فعال و نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان و تفاوت معناداری در سطح احتمال ۹۵٪ در رابطه با حذف یون‌های سدیم دیده نشد؛ اما بین نانوجاذب فعال مغناطیسی و نانوجاذب فعال مغناطیسی تحت اثر میدان مغناطیسی تفاوت معنی‌دار وجود دارد.

نتیجه‌گیری

در این پژوهش، نانوبیوچار مغناطیسی مشتق از باگاس نیشکر با موفقیت سنتز و برای حذف یون‌های سدیم از زه‌آب‌های کشاورزی ارزیابی شد. نتایج نشان داد که شرایط بهینه سنتز شامل نسبت KOH/BC برابر ۳، توان ماکروویو ۴۰۰ وات و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه است. آنالیزهای FT-IR و BET تأیید کردند که گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار و ساختار متخلخل میکرو - مزویی، سایت‌های اصلی جذب را تشکیل می‌دهند. مدل‌سازی داده‌ها نشان داد که جذب سدیم عمدتاً فیزیکی، از نوع تک‌لایه و مطابق با مدل لانگمویر با بیشینه ظرفیت جذب ۴۱۶/۷ mg/g است.

تحلیل‌های آماری غیرپارامتری به طور قاطع نشان دادند که اعمال میدان مغناطیسی خارجی ۰/۵ تسلا، اثری مستقل و هم‌افزا بر افزایش راندمان حذف دارد ($p<0/05$) که احتمالاً ناشی از تضعیف لایه هیدراتاسیون یون‌ها و تسهیل نفوذ آنها به منافذ نانو است.

با این حال، محدودیت‌هایی در این مطالعه وجود دارد، از جمله: عدم بررسی اثر رقابت یونی در حضور کاتیون‌های دوظرفیتی و مواد آلی محلول، عدم تأیید مکانیسم‌های مولکولی میدان مغناطیسی با تکنیک‌هایی مانند DFT یا NMR و انجام آزمایش‌ها به صورت ناپیوسته (Batch)؛ بنابراین، توصیه می‌شود مطالعات آتی بر ارزیابی عملکرد جاذب در ستون‌های

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

پیوسته، بررسی پایداری بلندمدت و نشت یون آهن در شرایط
واقعی زه‌آب‌های کشاورزی متمرکز شوند.

References

منابع مورد استفاده

1. Alinnor I. 2007. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by fly ash. *Fuel* 86: 853-857 .
2. Basso, M.C., E.G. Cerrella and A.L. Cukierman. 2005. Lignocellulosic materials as potential biosorbent of trace toxic metal from wastewater. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 41(15):3580 – 3585.
3. Carvalho, J.T.T., P.A. Milani, J.L. Consonni, G. Labuto and E.N.V.M. Carrilho. 2021. Nanomodified sugarcane bagasse biosorbent: synthesis, characterization, and application for Cu (II) removal from aqueous medium. *Environmental Science and Pollution Research* 28(19): 24744-24755.
4. Chang, J., S. Yu, Y. Liao, X. Guan, H. Gao and Y. Li. 2022. One-step pyrolysis fabrication of magnetic bagasse biochar composites with excellent lead adsorption performance. *ACS Omega* 7(47): 42854-42864.
5. Chuah, T.G., A. Jumasiah, I. Azni, S. Katayon and T. choong. 2005. Rice husk as apotentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye remival: an overview. *Desalination* 175:305-316.
6. Dai, J., F. Ren and C. Tao. 2012. Adsorption of Cr (VI) and speciation of Cr (VI) and Cr (III) in aqueous solutions using chemically modified chitosan. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9(5):1757-1770.
7. Dorani, A. 2011. Nano porous activated carbon from waste bark of walnuts. *Agricultural New Technology Report News* 5: 24-29.
8. El Shahawy, A., I.A. Ahmed, R. Wagdy, A.H. Ragab and N.H. Shalaby. 2021. Phragmites australis (Reed) as an efficient, eco-friendly adsorbent for brackish water pre-treatment in reverse osmosis: A kinetic study. *Molecules* 26(19): 6016.
9. Farajzadeh, M.A. and A.B. Monji. 2004. Adsorption characteristics of wheat bran towards heavy metal cations. *Separation and Purification Technology* 38(3): 197–207.
10. González Vázquez, O.F., M.D.R. Moreno Virgen, V. Hernandez Montoya, R. Tovar Gomez, J.L. Alcantara Flores, M.A. Pérez Cruz and M.A. Montes Morán. 2016. Adsorption of heavy metals in the presence of a magnetic field on adsorbents with different magnetic properties. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 55(34): 9323-9331.
11. Gray, C.W., R.G. McLaren, A.H.C. Roberst and L.M. Condron. 2003.Cadmium adsorption and desorption in sand. *In*: Seminnars at the center for Water Research, Australia .
12. Hettiarachchi, E., R. Perera, A.D.L. Chandani Perera and N. Kottegoda. 2016. Activated coconut coir for removal of sodium and magnesium ions from saline water. *Desalination and Water Treatment* 57(47): 22341-22352.
13. IAEA. 1996-2000. Treatment of liquid effluent from uranium mines and mills. Report of Aco-ordinated Research Project.
14. Karthikeyan, T., S. Rajgopal and L.R. Miranda. 2005. Chromium (VI) adsorption from aqueous solution by Hevea Brasilinesis sawdust activated carbon. *Journal of Hazardous Materials* 124 (1): 192–199.
15. Kermannezhad, J. , H. Torabipoodeh, E. Ghanbari-Adivi and B. ShahiNejad. 2024. Agricultural drainage water sodium removal by biochar. *Water and Soil Management and Modelling* 4(3): 285-304. doi: 10.22098/mmws.2023.13129.1308
16. Kermannezhad, J., H. Torabipoodeh, E. Ghanbariadivi and B. Shahinejad. 2023. Chlorine Removal from Agrictultural Watewater using Sugarcane Bagasse Magnetic Nano Biochar. *Water and Soil Management and Modelling* 4(2): 189-210 (in Farsi). doi: 10.22098/mmws.2023.12425.1240
17. kermannezhad, J., H. Torabipoodeh, E. Ghanbariadivi and B. Shahinejad. 2025. Removal Efficiency of Sugarcane Bagasse Biochar for Uptake of Sodium Ion from Aqueous Solution: Nonlinear isotherm and kinetics modelling. *Journal of Drought and Climate change Research* 2(4): 31-54. doi: 10.22077/jdcr.2024.7510.1067
18. kermannezhad, J., H. Torabipoodeh, E. Ghanbariadivi and B. Shahinejad. 2024. Removal of Pollutants from Aqueous Solution with Magnetic Biochar: A Mini Review. *Journal of Particulate Science and Technology* 2(4): 31-54. doi: 10.1080/02726351.2023.2255834
19. Kietlinska A. and G. Renman. 2005.An evaluation of reactive filter media for Treating landfill leachate. *Chemosphere* 61: 933-940 .
20. Kim, G.M., S.M. Park and S.W. Park. 2023. Chloride removal of calcium aluminate cements: Reaction and physicochemical characteristics. *Case Studies in Construction Materials* 18: e01975.
21. Kim, S.J., B.C. Bai, M.I. Kim and Y.S. Lee. 2020. Improved specific capacitance of pitch-based activated carbon by KOH/KMnO4 agent for supercapacitors. *Carbon Letters* 30(5): 585-591.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

22. Lehrfeld J. 1996. Conversion of agricultural residues in to cation exchange materials. J. *Applied polymer Science* 61: 2099-2150
23. Leng, L., R. Liu, S. Xu, B.A. Mohamed, Z. Yang, Y. Hu, J. Chen, S. Zhao, Z. Wu, H. Peng and H. Li. 2022. An overview of sulfur-functional groups in biochar from pyrolysis of biomass. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 10(2): 107185.
24. Li, J., G. Yu, L. Pan, C. Li, F. You, S. Xie, Y. Wang, J. Ma and X. Shang. 2018. Study of ciprofloxacin removal by biochar obtained from used tea leaves. *Journal of Environmental Sciences* 73: 20e30.
25. Luo, D., F. Li and D. Niu. 2024. Study on the deterioration of concrete performance in saline soil area under the combined effect of high low temperatures, chloride and sulfate salts. *Cement and Concrete Composites* 150: 105531.
26. Markus, A.A., J.R. Parsons, E.W.M. Roex, P. De Voogt and R.W.P.M. Laane. 2015. Modeling aggregation and sedimentation of nanoparticles in the aquatic environment. *Science of the Total Environment* 506: 323-329.
27. Mehrabinia, P., E. Ghanbari-Adivi, H.A. Samimi and R. Fattahi. 2022. Phosphate Removal from Agricultural Drainage Using Biochar. *Water Conservation Science and Engineering* 7(4): 405-417.
28. Mehrabinia, P., E. Ghanbari-Adivi, R. Fattahi, H. Samimi-Shalamzari and J. Kermanezhad. 2021. Nitrate removal from agricultural effluent using sugarcane bagasse active nanosorbent. *Journal of Applied Water Engineering and Research* 10(3): 238-249.
29. Naik. S., V.V. Goud, P.K. Rout, K. Jacobson and A.K. Dalai. 2010. Characterization of Canadian biomass for alternative renewable biofuel. *Renewable Energy* 35(8):1624–1631.
30. Nikkhah, A., H. Ziluee and A. Keshavarz. 2016. Study the effect of structural adjustment of polyurethane foam by activated carbon on the absorption of oil pollutants from water. *Journal of Water and Wastewater* 27(2): 84-93.
31. Patkowski, J., D. Myśliwiec and S. Chibowski. 2014. Adsorption of polyethyleneimine (PEI) on hematite. Influence of magnetic field on adsorption of PEI on hematite. *Materials Chemistry and Physics* 144(3): 451-461.
32. Rahal, Z., A. Khechekhouche, A. Barkat, S.A. Sergeevna and C. Hamza. 2023. Adsorption of Sodium in an Aqueous Solution in Activated Date Pits. *Indonesian Journal of Science and Technology* 8(3): 387-412.
33. Rahman I. A., J. Ismail and H. Osman. 1997. Effect of nitric acid digestion on organic materials and silica in rice husk. *Journal of Materials Chemistry* 7(8): 1505–1509.
34. Rosa, B.F., R.F. dos Santos Salazar, M.N. Esperança and A.L. de Castro Peixoto. 2024. Adsorption of carotenoids, chloride, and sulfate from annatto dye agro-industrial effluent,*Global NEST Journal* 26: 06047.
35. Senturk, H. B., D. Ozdes, A. Gundogdu, C. Duran and M. Soylak. 2009. Removal of phenol from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials* 172(1): 353-362.
36. Sharma, N., K. Kaur and S. Kaur. 2008. Kinetic and equilibrium studies on the removal of Cd ions from water using polyacrylamide grafted rice (Oryza sativa) husk and (Tectona grandis) sawdust. *Journal of Hazardous Materials* 163(2-3): 1154-1159.
37. Singh, K. K., S.H. Hasan, M. Talat, V.K. Singh and S.K. Gangwar. 2009. Removal of Cr (VI) from aqueous solutions using wheat bran. *Chemical Engineering Journal* 151(1): 113–121.
38. Siyal, A.A., A.G. Siyal and Z.A. Abro. 2002. Salt affected soil their identification and reclamation. *Pakestan Journal of Applied Sciences* 2(5): 537-540.
39. Thornton, A.T., 1973. Redox reactions of halogen radical anions with transition metal cations. Doctoral thesis, University of Adelaide, Australia.
40. Ullah, I., R. Nadeem, M. Iqbal and Q. Manzoor. 2013. Biosorption of chromium onto native and immobilized sugarcane bagasse waste biomass. *Ecological Engineering* 60: 99–107.
41. Wei, S., Y. Tao, M. Ma, W. Tong, F. Bi, L. Wang, J. Qu and Y. Zhang. 2025. One-step microwave-assisted synthesis of MgO-modified magnetic biochar for enhanced removal of lead and phosphate from wastewater: Performance and mechanisms. *Separation and Purification Technology* 354:128936.
42. Wu, H., V.K. Thakur, M.R. Kessler. 2016. Novel low-cost hybrid composites from asphaltene/SBS tri-block copolymer with improved thermal and mechanical properties. *Journal of Materials Science* 51(5): 2394–2403.
43. Xia, H., J. Wu, C. Srinivasakannan, J. Peng and L. Zhang. 2016. Effect of activating agent on the preparation of bamboo-based high surface area activated carbon by microwave heating. *High Temperature Materials and Processes* 35(6): 535-541.
44. Yab, M. J. S. and E. Oliveira. 2003. Heavy metals removal in industrial effluents by sequential adsorbent treatment, *Advances in Environmental Research* 7(2): 263–272 .
45. Yu, J., J.S. Chang, H. Guo, S. Han and D.J. Lee. 2023. Sodium ions removal by sulfuric acid-modified biochars. *Environmental Research* 235: 116592.
46. Zengeya, M.A., D. Ge, X. Li, N. Zhu, P. Zhou, P. Xie and S. Huang. 2024. Porous carbon endows mayenite with high activity to achieve closed-loop removal of chloride ionsfrom desulfurization wastewater. *Chemical Engineering Journal* 490: 151834.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]

47. Zhang, L., Y. Wang, Y. Liu, S. Lv, R. Wang, X. Hu, Y. Liu, Z. Dong, K. Lin and L. Liu. 2023. Chloride removal from sewage using bismuth trioxide: Characterization and optimization by response surface methodology (RSM). *Journal of Environmental Chemical Engineering* 11(5): 110868.

[Downloaded from iutjournals.iut.ac.ir on 2026-10-17]

[DOI: 10.47176/jwss.30.3.74781]