

Agricultural drainage water sodium removal by biochar

Jalil Kermannezhad¹ , Hassan Torabipoodeh^{2*} , Elham Ghanbari-Adivi³ , Babak ShahiNejad⁴ 

¹ Ph.D. Student, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Lorestan University, KhoramAbad, Iran

² Associate Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Lorestan University, KhoramAbad, Iran

³ Associate Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Shahrekord University, Shahrekord, Iran

⁴ Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Lorestan University, KhoramAbad, Iran

Extended Abstract

Introduction

The increased fresh-water demand due to the population growth will cause the pressure on water resources to increase in the future causing the water supply through saline and unconventional water to become a serious issue, especially in areas facing water scarcity. As reuse of the agricultural wastewater reduces the pressure on water resources and improves environmental conditions, and some field wastewater is rich in sodium, this research has studied the sodium removability by sugarcane bagasse sorbents. agriculture is the greatest water consumer in the world where saline water not only reduces the products but also destroys the soil structure and damages the environment. Wastewater desalination and its reuse is a relatively new approach in the water industry that solves saline-water problems through various methods, but it is uneconomical due to high equipment costs and energy consumption, especially in agriculture where water consumption and costs are much higher. Therefore, inexpensive primary saline-water modification methods can reduce desalination costs. To remove pollutants, various studies have used different adsorbents such as biochar, activated carbon, zeolite, and resin among which biochar can effectively remove pollutants from aquatic environments because it is an effective, inexpensive, polar, high-porosity adsorbent.

Materials and Methods

To produce biochar, this study utilized sugarcane bagasse as the primary biomass. The process involved several steps: 1. Washing and drying: the bagasse was washed multiple times with both ordinary and distilled water, then air-dried to eliminate residual salts. 2. Crushing and drying: it was crushed using an industrial mill and then placed in an oven at 60°C for 24 h to remove excess moisture. 3. Grinding: the dried bagasse was further ground using a small mill. 4. Sieving: the ground bagasse was passed through 60 and 100 mesh sieves in two stages to ensure uniformity. 5. Storage: the processed bagasse was stored in closed containers. The biomass was then converted to biochar using a heat-programmable electric furnace, with the temperature increased at a rate of 5°C.min⁻¹ for even heat distribution. The bagasse was placed in a steel reactor, and nitrogen gas was injected at a constant flow rate to prevent oxidation. The biomass was maintained at 600°C for 2 h, after which the furnace was turned off, and the temperature was gradually reduced to room temperature while continuing the nitrogen gas flow. Each batch consisted of 20 g of biomass, yielding approximately five grams of biochar, resulting in a production efficiency of about 25%. Nano biochar (N-BC) was produced using a planetary ball mill with ceramic cups and bullets, maintaining a bullet-to-biochar weight ratio of 15:1.

Results and Discussion

In all treatments, increasing the initial sodium concentration enhances removability, with activated nano biochar showing higher removability under similar conditions compared to non-nano adsorbent. The greatest difference between the two is 179.5% in the treatment with 200 W microwave power for an initial sodium concentration of two g/l. Magnetic-activated nano biochar's removability is 18.8% less than that of activated biochar. The highest reductions are 40.3% and 68% for initial concentrations of four g/l and two g/l in activated non-nano adsorbent, while the lowest are 24.9% and 46.9% for similar concentrations in activated nano adsorbent. This indicates that sodium removability by activated nano adsorbent is less affected by reductions in initial sodium concentration, performing better at low sodium concentrations than the other two adsorbents. The highest reductions are 25.5% and 15.5% at 200W and 700 W powers for activated non-nano adsorbent, and the lowest are 12.9% and 5.8% at similar powers for activated nano adsorbent. This shows that activated nano adsorbent is less affected by non-optimal microwave power. The highest cavities that removed 99.9% of methylene blue were at 900W and 20 minutes. Average correlation coefficients are 0.994 and 0.886 for Langmuir and Freundlich models, respectively, with the former being more consistent with the measured data. The n_f parameter is greater than one for all three



adsorbents, indicating that the sodium adsorption process is mostly physical. According to the results, Langmuir and Freundlich linear models better match the real values, with the Langmuir model providing more accurate estimates than the Freundlich model.

Conclusion

Wastewater desalination and its reuse is a relatively new approach in the water industry that solves saline-water problems through various methods, but it is uneconomical due to high equipment costs and energy consumption, especially in agriculture where water consumption and costs are much higher. Irrigation water salinity is a very serious problem in different parts of the world, especially in arid and semi-arid regions. The present research showed that increasing the initial sodium concentration enhanced sodium removal, with activated nano biochar. In addition, magnetizing nano-adsorbents reduced sodium removal. The highest sodium removal for all three adsorbents (activated non-nano, activated nano, and magnetically activated nano) in the 200 and 400 W treatments was observed at an activator-to-biochar ratio of three. The average correlation coefficients for the Langmuir and Freundlich models were 0.994 and 0.886, respectively, indicating that the Langmuir isothermal model better matched the measured data than the Freundlich model.

Keywords: Microwave, Nano active magnetic biochar, Sodium, Sugarcane bagasse

Article Type: Research Article

Acknowledgment

This study was funded by the Lorestan University. The support of this organization is appreciated. Besides, the authors are grateful to the Khuzestan Sugar Cane Research and Training Institute for financial support.

Conflicts of interest

The authors of this article declared no conflict of interest regarding the authorship or publication of this article.

Data availability statement:

The datasets are available upon a reasonable request to the corresponding author.

Authors' contribution

Jalil Kermannezhad: Writing-original draft preparation, methodology, formal analysis and investigation; **Hassan Torabipoodeh:** Resources, manuscript editing, conceptualization; **Elham Ghanbari-Adivi:** Formal analysis and investigation; **Babak ShahiNejad:** Visualization, supervision

*Corresponding Author, E-mail: Torabi.ha@lu.ac.ir

Citation: Kermannezhad, J., Torabipoodeh, H., Ghanbari-Adivi, E., & Shahinejad, B. (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

Received: 13 June 2023, Received in revised form: 25 July 2023, Accepted: 05 August 2023, Published online: 05 August 2023

Water and Soil Management and Modeling, Year 2024, Vol. 4, No. 3, pp. 285-304

Publisher: University of Mohaghegh Ardabili

© Author(s)





حذف سدیم از زه آب کشاورزی با استفاده از زغال زیستی

جلیل کرمان نژاد^۱، حسن ترابی پوده^{۲*}، الهام قنبری عدیوی^۳، بابک شاهی نژاد^۴

^۱ دانشجوی دکتری، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان، خرم آباد، ایران

^۲ دانشیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان، خرم آباد، ایران

^۳ دانشیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران

^۴ استادیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان، خرم آباد، ایران

چکیده

زه آب مزارع نیشکر در منطقه جنوب غربی ایران، دارای مقادیر بالایی سدیم بوده و به عنوان عاملی محدودکننده در استفاده مجدد از این زه آبها شناخته می شود. در این مطالعه توانایی جذب های تولید شده از باگاس نیشکر در حذف سدیم موجود در زه آب این مزارع بررسی شده است. فرآیند تولید زغال زیستی در کوره الکتریکی و فعال سازی آن با استفاده از هیدرو اکسید پتاسیم و حرارت دهی در مایکروویو انجام شده است. از کلرید آهن شش آبه و سولفات آهن هفت آبه با نسبت (۲:۱) جهت مغناطیسی کردن زغال زیستی استفاده شده است. جاذبها به ازای سه نسبت فعال ساز به زغال زیستی (دو، سه و چهار)، سه توان مایکروویو (۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) و سه زمان فعال سازی (پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه) تولید شده اند. مقدار سدیم نمونه های زه آب با استفاده از نیترات سدیم به میزان دو، چهار و هشت گرم بر لیتر تنظیم شده است. طبق نتایج در تمامی تیمارها با افزایش غلظت اولیه سدیم، مقدار حذف افزایش یافته است. حذف سدیم توسط نانو زغال زیستی فعال به طور میانگین ۱/۶ برابر زغال زیستی غیر نانو فعال بوده است. فرآیند مغناطیسی کردن جاذبها به طور میانگین موجب کاهش ۲۰ درصدی حذف سدیم شده است. بیشترین میزان حذف سدیم با استفاده از نانو زغال زیستی فعال و نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ترتیب ۶۱/۴ و ۵۸/۳ درصد اندازه گیری شده است. این مقادیر بیشینه به ازای تیمار با نسبت زغال زیستی به زغال زیستی برابر سه، سه، توان مایکروویو برابر ۴۰۰ وات و مدت زمان فعال سازی برابر ۱۰ دقیقه اندازه گیری شده اند. با توجه به مقادیر ضریب همبستگی و مجموع مربعات خطا، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و مدل نفوذ درون ذره ای بیشترین تطابق را با داده های اندازه گیری شده داشتند. هم چنین، مدل همدمای لانگمویر در مقایسه با مدل فروندلیچ تطابق بهتری با داده های اندازه گیری شده دارد. طبق نتایج، نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی باگاس نیشکر می تواند به عنوان جاذبی با راندمان بالا و ارزان قیمت جهت حذف سدیم از محیط های آبی استفاده شود.

واژه های کلیدی: باگاس نیشکر، سدیم، ماکروویو، نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی

نوع مقاله: پژوهشی

*مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: Torabi.ha@lu.ac.ir

استناد: کرمان نژاد، جلیل، ترابی پوده، حسن، قنبری عدیوی، الهام، و شاهی نژاد، بابک (۱۴۰۳). حذف سدیم از زه آب کشاورزی با استفاده از زغال زیستی.

مدل سازی و مدیریت آب و خاک، ۴(۳)، ۲۸۵-۳۰۴.

DOI: 10.22098/mmws.2023.13129.1308

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۳/۲۳، تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۴/۰۳، تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۴/۱۴، تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۴/۱۴

مدل سازی و مدیریت آب و خاک، سال ۱۴۰۳، دوره ۴، شماره ۳، صفحه ۲۸۵ تا ۳۰۴

ناشر: دانشگاه محقق اردبیلی © نویسندگان



۱- مقدمه

تصفیه و استفاده مجدد از زه‌آب‌های کشاورزی موجب کاهش فشار بر منابع آبی و بهبود شرایط محیط زیستی منطقه می‌شود. شوری منابع آب آبیاری یکی از مهم‌ترین مشکلات در مناطق مختلف دنیا، به‌خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک است. افزایش تقاضای آب شیرین به دلیل رشد جمعیت موجب می‌شود که فشار بر منابع آبی در آینده بیش‌تر شود. بنابراین، تأمین نیاز آبی با استفاده از آب‌های شور و نامتعارف به‌خصوص در مناطقی که با کمبود منابع آبی مواجه هستند اهمیت بیش‌تری دارد. از طرفی کشاورزی بیش‌ترین مصرف‌کننده آب در دنیا بوده و استفاده از آب شور نه تنها موجب کاهش محصولات کشاورزی می‌شود، بلکه موجب تخریب ساختار خاک و ایجاد صدمه به محیط زیست خواهد شد (Abrol et al., 1988). در این زمینه برخی از اقدامات جهت استفاده از آب شور در آبیاری نظیر آب‌شویی، آبیاری‌های موضعی، کشت محصولات مقاوم به شوری و اختلاط آب شور و شیرین انجام شده، ولی این اقدامات مشکل شوری آب را برطرف نکرده و بیش‌تر اثرات کوتاه‌مدت دارند (Ayers and Westcot, 1985; Dudley et al., 2006).

یکی از بخش‌های با اهمیت در مدیریت آب کشور، مدیریت زه‌آب کشاورزی است. زه‌آب‌ها که امروزه به طایلی خاکستری شناخته می‌شوند، می‌توانند نقش به‌سزایی در کاهش فشار وارد بر منابع آبی و نیز کمک به احیای محیط زیست ایفا کنند. بنابراین، با توجه به اهمیت موضوع به‌خصوص در زمینه محیط زیستی، بایستی به‌دنبال روش‌هایی بود که مقرون به صرفه بوده و قابلیت اجرایی شدن بالایی نیز داشته باشند (Ghanbari Adivi et al., 2020). در این راستا، استفاده از جاذب‌هایی نظیر زغال‌زیستی، کربن فعال، زئولیت و رزین در حذف آلاینده‌ها در تحقیقات مختلفی مورد بررسی قرار گرفته است (Wasay et al., 1999; Gupta et al., 2009). زغال‌زیستی به‌عنوان ماده‌ای ارزان قیمت که دارای خاصیت قطبی بوده و تخلخل بالایی دارد می‌تواند به‌عنوان جاذبی مؤثر در حذف آلاینده‌ها از محیط‌های آبی استفاده شود. مکانیسم‌های مختلفی نظیر تبادل یونی، تشکیل کمپلکس، جذب سطحی، اشتراک الکترون، برهم‌کنش بین گروه‌های عاملی روی زغال در فرآیند جذب مؤثر هستند. از طرفی وجود بار منفی روی سطح زغال و بار مثبت روی یون‌های فلزی موجب بهبود فرآیند جذب می‌شود (Breck, 1973; Duan et al., 2003). با توجه به این‌که کربن فعال از مواد ارزان قیمتی نظیر چوب، زغال سنگ، نفت، کک، خاکاره و ضایعات گیاهی ساخته می‌شود، از نظر اقتصادی مقرون به صرفه است. این ماده توانایی بالایی در

حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های آلی و معدنی را از محیط‌های آبی و گازی دارد (Jamil et al., 2010; Mehrabinia and Ghanbari-Adivi, 2022; Mehrabinia et al., 2021). مواد طبیعی و ضایعات کشاورزی و صنعتی به دلیل هزینه کم، در دسترس بودن و دارا بودن گروه‌های عاملی از قبیل هیدروکسیل، کربوکسیل و فنل، جاذب‌های مناسبی هستند. البته به دلیل پیچیدگی این مواد پیش‌بینی دقیق فرآیندهای اثرگذار بر جذب مشکل است. بنابراین، کاربرد این مواد در حذف آلاینده‌ها به مقدار زیادی به درک شیمی آن‌ها و فرآیندهای مؤثر بر پیوندها وابسته است (Kietlinska and Renman, 2005; Oliveira et al., 2005). ماده اصلی تشکیل‌دهنده فرآورده‌های جنبی محصولات کشاورزی، سلولز است. سطح سلولزی وقتی در آب فرو می‌رود به‌طور جزئی دارای بار منفی می‌شود و فعل و انفعالاتی با انواع کاتیون‌های موجود در آب انجام می‌دهد. ظرفیت بالای جذب انواع کاتیون‌ها روی جاذب‌ها نتیجه اصلی نیروهای کولومبیک است (Shang et al., 2003). در تحقیقی، Rostamian et al. (2015) کاربرد زغال زیستی تهیه شده از شلتوک برنج در شوری‌زدایی آب آبیاری را بررسی نمودند. نتایج بررسی آن‌ها کارایی زغال‌زیستی در کاهش شوری تا ۴۶/۸ درصد را نشان داد. از بین املاح موجود در آب بیش‌ترین ظرفیت جذب مربوط به یون کلر و سدیم گزارش شد که این ظرفیت به میزان غلظت اولیه املاح وابسته است. در میان جاذب‌های مورد بررسی جاذب دارای بیش‌ترین سطح ویژه و حجم حفره قدرت جذب بالاتری نسبت به سایر جاذب‌ها داشت.

از سایر مطالعات، Hettiarachchi et al. (2016) از زغال‌زیستی پوشال نارگیل به‌صورت فعال شده جهت حذف یون سدیم استفاده نمود. حذف یون‌های سدیم از محلول‌های استاندارد ۰/۲ مول در دسی‌متر مکعب NaCl و MgCl₂ تقریباً به میزان ۵۰ درصد برآورد شده است. نتایج نشان داد که در صورت تکرار عملیات فیلتراسیون می‌توان میزان حذف را تا ۸۰ درصد افزایش داد. در تحقیق دیگری، Gasco et al. (2005) پتانسیل جاذب‌های کربنی را در توانایی کاهش غلظت سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم آب شور ارزیابی نمودند. نتایج، توانایی قابل قبول این جاذب‌ها را به‌عنوان یک جاذب ارزان قیمت و دوست‌دار محیط زیست نشان داد. همچنین، Singh et al. (2017) با استفاده از خاکستر پوسته شلتوک، زغال کاه شلتوک، زغال فعال و کوکوپیت میزان کاهش نسبت جذب سدیم در آب‌های شور را بررسی نمودند. میزان کاهش نسبت جذب سدیم توسط خاکستر پوسته شلتوک ۲۷/۸۳، زغال کاه شلتوک ۲۵/۵۲، زغال فعال

وات) و سه زمان (پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه) در ماکروویو قرار داده شد. در حین فرآیند فعال سازی، گاز نیتروژن به محفظه ماکروویو تزریق شد (Mehrabinia et al., 2022).

نمونه‌های آب شور از زه آب زهکش‌های اراضی نیشکر استفاده شد. سدیم موجود در زه آب حدود چهار گرم بر لیتر اندازه‌گیری شد. محدوده یون سدیم در زهکش‌های اراضی نیشکر در محدوده بین دو تا هشت گرم بر لیتر اندازه‌گیری شد، لذا با استفاده از نترات سدیم و آب دیونیزه مقدار سدیم نمونه‌ها به میزان دو، چهار و هشت گرم بر لیتر تنظیم شد. در ادامه جهت بررسی توانایی حذف سدیم از زه آب توسط جاذب‌های تولید شده به روش گسسته انجام شد. مقدار ۰/۷۵ گرم جاذب در ۵۰ میلی لیتر زه آب اضافه شد و سوسپانسیون در محیط آزمایشگاه با سرعت ۱۵۰ دور دقیقه به مدت ۱۲ ساعت با دستگاه شیکر هم زده شد. سپس سوسپانسیون از کاغذ صافی عبور داده شد و مقدار سدیم محلول اندازه‌گیری شد. ۷۲۹ نمونه (سه تکرار) برای بررسی کارایی جاذب‌ها در حذف سدیم، بررسی شده است. تعداد ۱۳۸ نمونه برای بررسی سینتیک و ایزوترم حاکم بر فرآیند جذب سدیم توسط نانو زغال‌زیستی فعال (MKN-BC) بررسی شده است.

برای بررسی سینتیک جذب سدیم توسط زغال‌زیستی، در ۱۰ ظرف مجزا مقدار ۰/۷۵ گرم جاذب به ۵۰ میلی لیتر محلول، حاوی ۱۰ گرم بر لیتر یون سدیم اضافه شد و به وسیله شیکر (۱۵۰ دور بر دقیقه) در دمای اتاق هم زده شد. سپس هر ظرف در زمان صفر تا ۷۲۰ دقیقه از شیکر خارج شد و پس از عبور سوسپانسیون از کاغذ صافی، سدیم محلول اندازه‌گیری شد. مدت زمان تماس بهینه توسط آزمایش‌های سینتیک جذب تعیین شد. آزمایش‌ها به ازای جاذب نانو زغال فعال مغناطیسی (KOH:BC=3)، زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه) انجام شد. مقدار یون‌های سدیم جذب شد به وسیله زغال‌زیستی، از تفاوت غلظت اولیه و غلظت تعادلی یون‌ها در محلول باقی‌مانده با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد (Zhan et al., 2016; Ahmadpari et al., 2019).

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (1)$$

در رابطه بالا، C_0 و C_e به ترتیب غلظت‌های اولیه و تعادلی عناصر مورد نظر در محلول (میلی گرم بر لیتر)، V حجم سوسپانسیون (لیتر) و m جرم جاذب (گرم) است. برای بررسی سینتیک فرآیند جذب از مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم و پخشیدگی به فرم‌های آورده شده در زیر (به ترتیب رابطه‌های ۲، ۳ و ۴) استفاده شد. فرم خطی رابطه مدل سینتیکی شبه مرتبه اول به صورت زیر ارائه است:

۲۲/۲۱ و کوکویت ۱۵/۴۶ درصد گزارش شده است. در نهایت، Chowdhury et al. (2022) با استفاده از پوسته شلتوک برنج و خاک لاتریت اقدام به کاهش شوری آب نمودند. نتایج بررسی آن‌ها نشان داد که بیش‌ترین میزان در کاهش شوری معادل ۴۲/۸۶ درصد است. هدف از این مطالعه نیز تهیه زغال‌زیستی از باگاس نیشکر، نانوکردن، فعال‌سازی و مغناطیسی کردن زغال‌زیستی مورد نظر و بررسی تأثیر اقدامات انجام شده بر میزان جذب سدیم موجود در زه آب کشاورزی است.

۲- مواد و روش‌ها

در این تحقیق از باگاس نیشکر به عنوان زیست‌توده اولیه جهت تهیه زغال‌زیستی استفاده شده است. ابتدا باگاس با آسیاب صنعتی سپس با آسیاب کوچک جهت خرد شدن بیشتر، آسیاب شده است. به منظور یکنواخت شدن زیست‌توده در دو مرحله از الک مش ۶۰ و ۱۰۰ عبور داده شد. در ادامه، برای تبدیل زیست‌توده آسیاب شده به زغال‌زیستی (BC: Biochar) از کوره الکتریکی استفاده شد. سپس جهت تولید نانو زغال‌زیستی (N-BC) از آسیاب گلوله‌ای (Mohammadi Vala et al., 2023) با کاپ و گلوله‌های سرامیکی استفاده شد. طبق روش Kathiresan et al. (2016) نسبت وزن گلوله‌ها به زغال‌زیستی ۱۵ به یک و سرعت چرخش ۳۰۰ دور در دقیقه در نظر گرفته شد. فعال‌سازی نانو زغال‌زیستی (N-BC) به روش شیمیایی و با استفاده از هیدرواکسید پتاسیم (KOH) با نسبت‌های وزنی نسبت دو به یک، سه به یک و چهار به یک (KOH:N-BC) انجام شده است.

جهت فعال‌سازی زغال‌زیستی ترکیب شده با هیدروکسید پتاسیم از یک دستگاه ماکروویو خانگی با قابلیت تنظیم توان و زمان طبق روش Nasri et al. (2017) استفاده شد. نمونه‌ها به ازای زمان و توان مختلف در حضور گاز نیتروژن در ماکروویو قرار داده شد (سه مدت زمان پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و سه توان ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات). پس از انجام فرآیند گرم‌ماکافت نمونه‌ها چندین مرتبه با آب دیونیزه داغ شست و شو داده شد تا pH نمونه‌ها به حد خنثی برسد. سپس نمونه‌ها (KN-BC) به مدت ۲۴ ساعت در آون و دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شدند (Mehrabinia et al., 2022). مغناطیسی نمودن جاذب‌ها طبق روش Nasri et al. (2017) و Wu et al. (2018) انجام شده است. به این صورت که با استفاده از کلرید آهن شش آبه و سولفات آهن هفت آبه (نسبت دو به یک، سه به یک و چهار به یک)، نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی (MKN-BC) تولید شده است. زغال‌زیستی مغناطیسی جهت فعال‌سازی به ازای سه توان (۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰

یک باشد، فرآیند جذب به صورت شیمیایی است و اگر بالای یک باشد، جذب به صورت فیزیکی است.

جهت مقایسه و بررسی صحت مدل‌های استفاده شده در این مطالعه، از دو پارامتر آماری ضریب تبیین و خطای استاندارد تخمین (SSE) استفاده شد. خطای استاندارد تخمین طبق رابطه (۷) محاسبه می‌شود. در آن Y_o ، Y_p و N به ترتیب مقادیر مشاهده شده، مقدار پیش‌بینی شده و تعداد کل نمونه‌ها است (Beard, 1962).

$$SEE = \sqrt{\frac{\sum(Y_o - Y_p)^2}{N - 1}} \quad (7)$$

۳- نتایج و بحث

در این تحقیق برای بررسی میزان کارایی زغال‌زیستی در حذف سدیم از زه‌آب و افزایش این کارایی اقداماتی انجام شد. این اقدامات شامل تهیه جاذب اولیه از باگاس نیشکر و نانوکردن، فعال‌سازی و مغناطیسی کردن این زغال‌زیستی جهت افزایش کارایی آن است که در ادامه به عمکرد هر کدام از این جاذب‌ها بر حذف سدیم از زه‌آب کشاورزی به تفکیک پرداخته شده است. البته در ابتدا جهت اطمینان از صحت نتایج آزمایشگاهی استخراج شده اقدام به بررسی‌های آمای و انجام تحلیل معناداری روی داده‌ها شد که نتایج آن نیز در ادامه آورده شده است.

۳-۱- مقایسه آماری آزمایش‌ها

بر اساس تحلیل‌های آماری نرم‌افزار Minitab روی داده‌های نرمال، اثر سه مرحله تکرار آزمایش‌ها بر بازدهی حذف سدیم توسط جاذب‌های تعریف شده بررسی شد (جدول ۱). باتوجه به مقدار P-value نتیجه می‌شود که در سطح پنج درصد اختلاف معنادار بین تکرارهای هر جاذب وجود ندارد. به همین منظور میانگین سه تکرار در بررسی‌های انجام شده در این تحقیق در نظر گرفته شد.

جدول ۱- تحلیل واریانس آزمایش‌های سدیم

Table 1- Variance analysis of sodium experiments					
منابع	درجه آزادی	مجزور	میانگین مربعات	F	P
سدیم	2	0.43	0.25	0.07	0.945
کل	726	273.67	3.36		
خطا	728	274.12			

۳-۲- مقایسه آماری میانگین درصد حذف سدیم

بر اساس مقادیر درصد حذف یون سدیم، اثر ۲۴۳ تیمار به کار برده شده در حذف سدیم در جدول ۲ باهم مقایسه شد. با توجه به مقدار P-value نتیجه می‌شود که در سطح پنج درصد اختلاف معنادار

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \log\left(\frac{k_1 t}{2.303}\right) \quad (2)$$

در رابطه (۲)، q_t مقدار یون جذب شده در زمان t (میلی‌گرم بر گرم)، q_e مقدار یون جذب شده در زمان تعادل (میلی‌گرم بر گرم)، k_1 ثابت سرعت مدل شبه مرتبه اول (لیتر بر دقیقه) و t زمان (دقیقه) است. از ترسیم $\log(q_e - q_t)$ در مقابل t رابطه خطی حاصل می‌شود که k_1 و q_e به ترتیب شیب و عرض از مبدأ خط ترسیمی خواهد بود (Ahmadpari et al., 2019). رابطه خطی سینتیکی شبه مرتبه دوم که بر پایه ظرفیت جذب است، به صورت زیر ارائه شده است (Ramachandran et al., 2011; Ahmadpari et al., 2019).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} \frac{t}{q_e} \quad (3)$$

مدل پخشیدگی و یا رابطه مدل نفوذ درون ذره‌ای به شکل زیر ارائه شده است.

$$q_t = k_p t^{0.5} + c \quad (4)$$

در رابطه بالا، K_p ثابت سرعت نفوذ درون ذره‌ای (میلی‌گرم بر گرم در جذر دقیقه) و C (میلی‌گرم بر گرم) نشان‌دهنده ضخامت لایه مرزی (پارامتر اثرگذار بر افزایش یا کاهش میزان نفوذ) است. شیب خط رگرسیون q_t در مقابل $t^{0.5}$ پارامتر K_{diff} و عرض از مبدأ این خط مقدار C را تعیین می‌نماید (Ramachandran et al., 2011). سپس برای تعیین ظرفیت جذب از مدل‌های ایزوترمی لانگمویر و فروندلیچ استفاده شد. مدل جذب لانگمویر و فروندلیچ به صورت رابطه (۵) و (۶) بیان می‌شود.

$$\frac{c_e}{q_e} = \frac{1}{k_a Q_m} + \frac{1}{Q_m} \times c_e \quad (5)$$

$$\ln q_e = \ln k_f + \frac{1}{n_f} \ln c_e \quad (6)$$

در رابطه (۵)، C_e غلظت تعادلی فاز مایع (میلی‌گرم بر لیتر)، q_e ظرفیت جذب جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، Q_m بیشینه ظرفیت جذب جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، K_a ثابت تعادلی جذب (لیتر بر میلی‌گرم) است که مربوط به انرژی ظاهری جذب می‌شود. رسم C_e/q_e در مقابل C_e باید یک خط مستقیم با شیب $1/Q_m$ را نشان دهد (Foo et al., 2010). در رابطه (۶)، q_e ظرفیت جذب جاذب در زمان تعادل (میلی‌گرم بر گرم)، C_e غلظت تعادلی ماده جذب شونده در محلول (میلی‌گرم بر لیتر)، K_f ثابت فروندلیچ (لیتر بر گرم) است که مربوط به انرژی پیوند بوده و نشان‌دهنده مقدار یون جذب شده روی جاذب بر واحد غلظت تعادلی است. $1/n_f$ پارامتر ناهمگنی است و n_f میزان انحراف از خط جذب است. اگر مقدار n_f برابر یک باشد، جذب به صورت خطی است، اگر کم‌تر از

۳-۳- عملکرد نانو زغال زیستی فعال در حذف سدیم

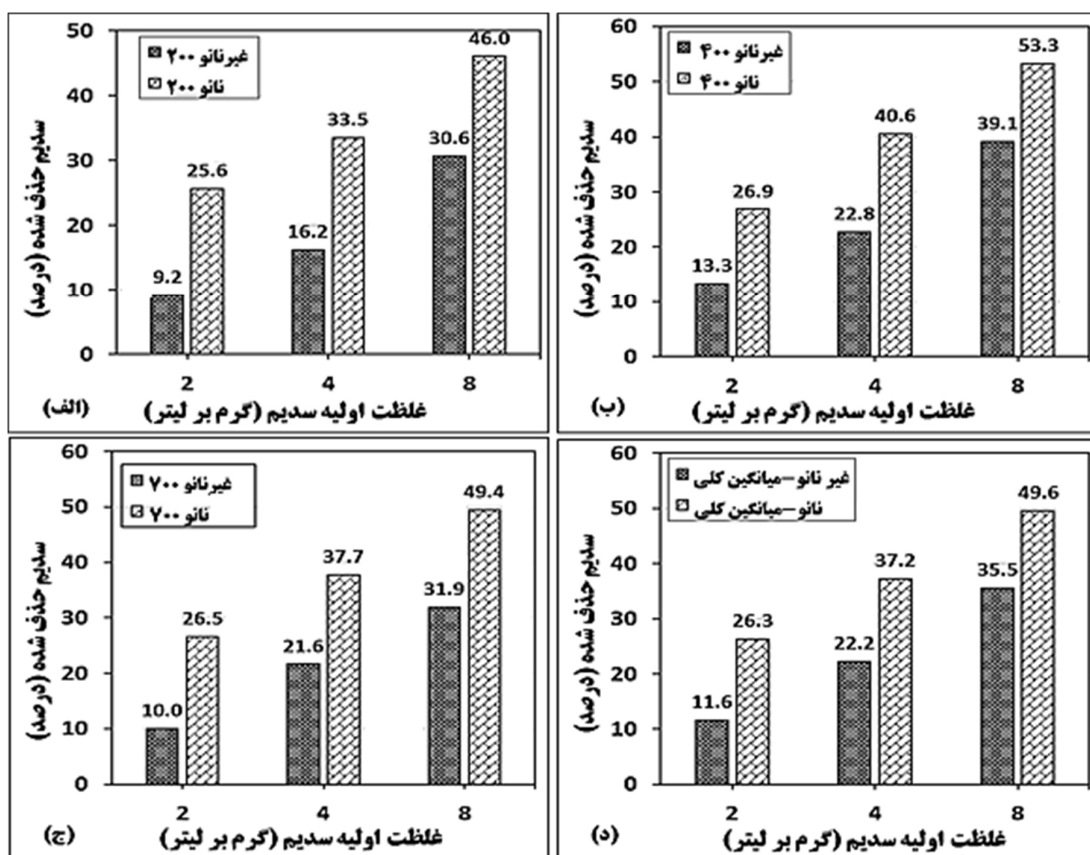
در شکل ۱ نتایج میزان قابلیت حذف سدیم توسط نانو زغال زیستی فعال و زغال زیستی فعال غیرنانو ارائه شده است. طبق شرایط ذکر شده در بخش قبلی زغال زیستی با استفاده از آسیاب گلوله‌ای سیاره‌ای به نانو ذرات زغال زیستی تبدیل شد. طبق نتایج تحلیل دانه‌بندی ذرات، میانگین اندازه ذرات نانو زغال زیستی به ازای مدت زمان آسیاب دو، چهار و شش ساعت به ترتیب برابر ۸۷، ۱۲۸ و ۲۰۶ نانومتر اندازه‌گیری شد. لذا مدت زمان دو ساعت جهت تولید نانو زغال زیستی انتخاب شد.

بین کارایی جاذب‌ها وجود دارد. بنابراین، تیمارهای تعریف شده به‌درستی انتخاب شده است.

جدول ۲- مقایسه میانگین درصد حذف شده سدیم توسط تیمارهای مختلف

Table 2- Comparison of the sodium removal average percentage by different treatments

منابع	درجه آزادی	مجذور مربعات	میانگین مربعات	F	P
میانگین حذف سدیم	4	184	142	3.71	0.032
خطا	240	871.5	61.3		
کل	242	1200.5			



شکل ۱- مقایسه توانایی حذف سدیم توسط نانو زغال فعال و زغال زیستی فعال غیرنانو

Figure 1- Comparison of sodium removal ability by nano-activated biochar and non-nano-activated biochar

افزایش غلظت اولیه سدیم، اختلاف بین حذف سدیم توسط جاذب نانو و غیر نانو کاهش می‌یابد. به‌طور متوسط با افزایش غلظت اولیه سدیم از دو به چهار و هشت میلی‌گرم بر لیتر میزان درصد اختلاف حذف سدیم بین جاذب نانو و غیرنانو به‌ترتیب از ۱۴۳/۵ به ۸۴/۴ و ۴۶/۵ درصد کاهش می‌یابد. طبق نتایج به‌دست آمده از تمامی تیمارها، به‌طور متوسط جاذب نانو ۷۴/۵ درصد بیش‌تر از جاذب غیرنانو توانایی حذف سدیم را دارد. در

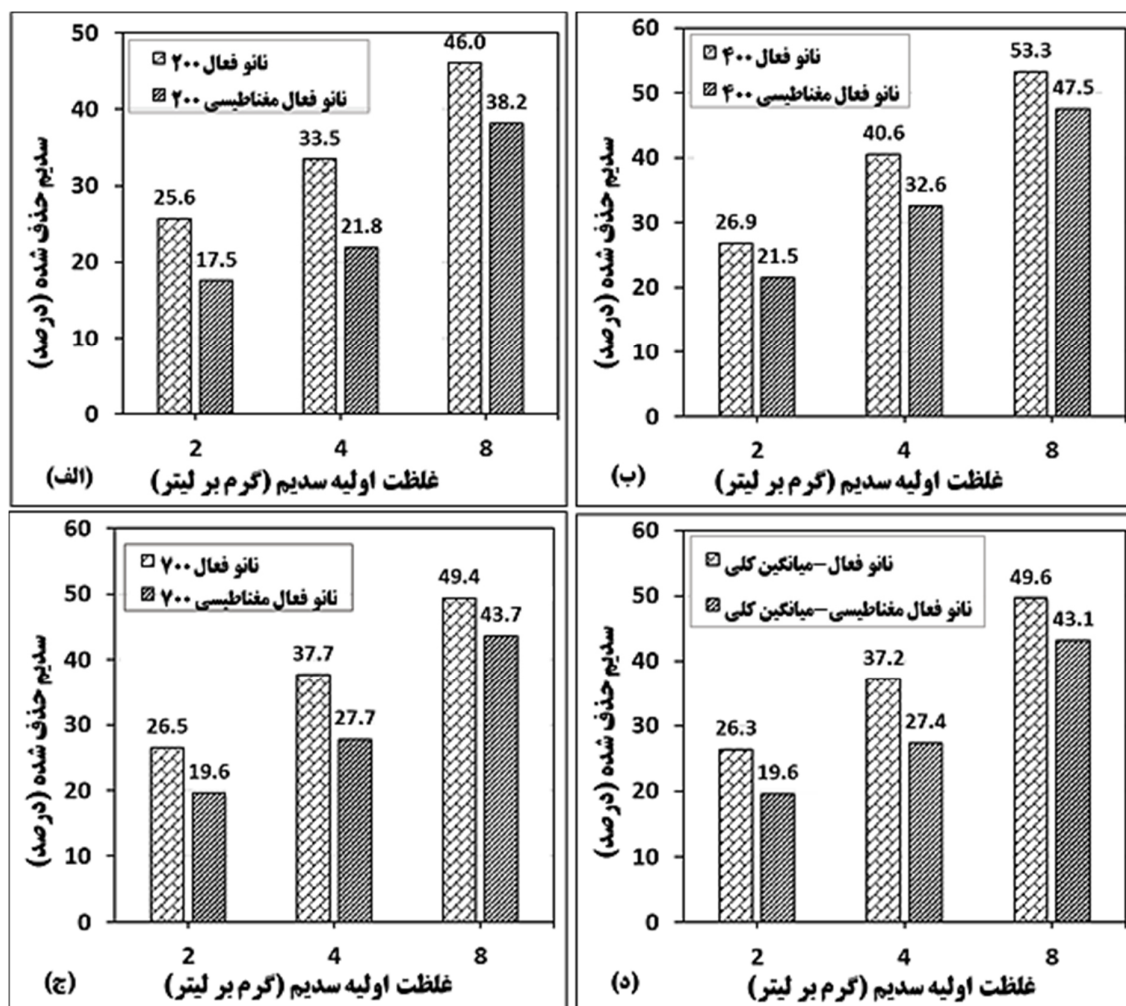
طبق شکل ۱ در تمامی تیمارها با افزایش غلظت اولیه سدیم، میزان درصد حذف افزایش یافته است. توانایی حذف سدیم نانو زغال زیستی فعال به ازای شرایط یکسان از زغال زیستی غیرنانو فعال بیش‌تر بوده است. بیش‌ترین اختلاف حذف سدیم بین جاذب نانو و غیرنانو به میزان ۱۷۹/۵ درصد در تیمار با قدرت ۲۰۰ وات مایکروویو و به ازای غلظت اولیه دو گرم بر لیتر سدیم، اندازه‌گیری شده است. به ازای تیمار با توان یکسان مایکروویو با

در تمامی تیمارها شده است. به‌طور میانگین و براساس تمامی تیمارها، توانایی حذف سدیم توسط نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی ۱۸/۸ درصد کمتر از زغال‌زیستی فعال بوده است. در این راستا، Karunanayake et al. (2018) حذف سرب و کادمیوم را به‌وسیله زغال‌زیستی مغناطیسی نوعی درخت بررسی نمودند. بیش‌ترین میزان حذف سرب و کادمیوم به‌وسیله زغال‌زیستی معمولی به‌ترتیب ۴۰ و ۱۶ میلی‌گرم بر گرم و برای زغال‌زیستی مغناطیسی به‌ترتیب ۲۷ و ۱۱ میلی‌گرم بر گرم بوده است. مغناطیسی کردن زغال‌زیستی موجب کاهش سطح ویژه جاذب از ۷۴۵ به ۴۵۹ متر مربع بر گرم شده است. علت کاهش درصد حذف یون سدیم توسط جاذب مغناطیسی مربوط به کاهش سطح ویژه جاذب به‌دلیل استقرار یون‌های آهن در سطح جاذب است. هم‌چنین، جایگزینی یون‌های آهن موجب کاهش پیوندهای گروه‌های C-C، COO و COH با یون سدیم می‌شود.

تحقیقی، Yang et al. (2018) حذف مس، سرب و روی را با نانو زغال‌زیستی مغناطیسی ساقه ذرت بیان کردند که میزان حذف مس، سرب و روی با استفاده از زغال‌زیستی فعال به‌ترتیب ۲۴/۰۴، ۵۴/۰۴ و ۱۶/۷۴ درصد و با استفاده از نانو زغال‌زیستی فعال به‌ترتیب ۸۰/۹۶، ۹۷/۵۱ و ۵۴/۸۴ درصد اندازه‌گیری شده است. به‌طور متوسط جاذب نانو ۱/۵ برابر جاذب غیرنانو توانایی حذف آلاینده‌های مورد بررسی را داشته است.

۳-۴- عملکرد نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی در حذف سدیم

به‌منظور مقایسه توانایی حذف سدیم توسط نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی و غیرمغناطیسی، میانگین حذف سدیم در تیمارهای مختلف مقایسه شده است. در شکل ۲ میانگین حذف سدیم به ازای تیمارهای مختلف ارائه شده است. طبق شکل ۲ فرآیند مغناطیسی کردن جاذب موجب کاهش درصد حذف سدیم



شکل ۲- مقایسه توانایی حذف سدیم توسط نانو زغال‌زیستی فعال و نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی

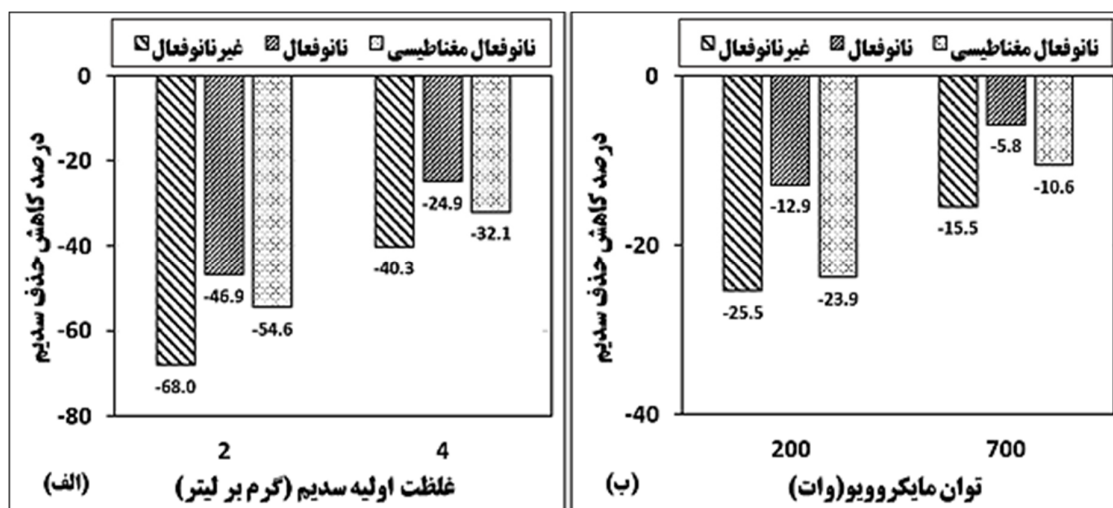
Figure 2- Comparison of sodium removal ability by activated nano biochar and magnetically activated nano biochar

بیشترین درصد کاهش حذف سدیم به ازای غلظت اولیه به چهار و دو گرم بر لیتر در جاذب غیرنانو فعال به ترتیب ۴۰/۳ و ۶۸ درصد اندازه گیری شد. کمترین درصد کاهش حذف سدیم با کاهش غلظت اولیه به چهار و دو گرم بر لیتر در جاذب نانو فعال به ترتیب ۲۴/۹ و ۴۶/۹ درصد اندازه گیری شد. بنابراین، توانایی حذف سدیم توسط جاذب نانوفعال کمتر تحت اثر کاهش غلظت اولیه سدیم قرار گرفته است. لذا، این جاذب در غلظت‌های کم سدیم راندمان بهتری نسبت به دو جاذب دیگر دارد. طبق شکل ۳-ب، بیشترین افت حذف سدیم به ازای توان ۲۰۰ و ۷۰۰ وات به ترتیب ۲۵/۵ و ۱۵/۵ درصد به ازای جاذب غیرنانو فعال اندازه گیری شد. کمترین میزان افت حذف سدیم به ازای توان ۲۰۰ و ۷۰۰ وات به ترتیب ۱۲/۹ و ۵/۸ درصد به ازای جاذب نانو فعال اندازه گیری شد. در این حالت نیز جاذب نانو فعال، اثرپذیری کمتری در برابر عدم بهینه بودن توان میکروویو داشته است. در تحقیقی (Mubarak et al. (2014) میزان توانایی زغال زیستی مغناطیسی تهیه شده از خوشه پالم را در حذف متیلن آبی بررسی نمودند. زغال مغناطیسی در میکروویو به ازای قدرتهای ۶۰۰-۱۲۰۰ وات و زمان ۳۰-۱۰ دقیقه قرار گرفته است. بیشترین حرقات به ازای قدرت ۹۰۰ وات و زمان ۲۰ دقیقه بوده که به میزان ۹۹/۹ درصد متیلن آبی را حذف نموده است.

۳-۵- تأثیر غلظت اولیه سدیم و توان میکروویو در حذف

یون سدیم

به ازای تمامی تیمارهای قدرت میکروویو با افزایش غلظت اولیه سدیم در محلول، میانگین درصد حذف سدیم افزایش یافته است. بین غلظت اولیه سدیم و مقدار کاهش حذف سدیم، رابطه‌ای معکوس وجود دارد. همچنین، مقدار کاهش درصد حذف سدیم، با افزایش توان میکروویو از ۲۰۰ به ۴۰۰ وات، کاهش یافته است. با افزایش توان میکروویو از ۴۰۰ به ۷۰۰ وات، مقدار کاهش درصد حذف سدیم، افزایش داشته است. بیشترین کاهش درصد حذف سدیم مربوط به تیمار با توان ۲۰۰ وات و غلظت اولیه دو گرم بر لیتر و به میزان ۳۱/۶ درصد بوده است. کمترین میزان کاهش درصد حذف سدیم مربوط به تیمار با توان ۴۰۰ وات و غلظت اولیه هشت گرم بر لیتر و به میزان ۱۰/۹ درصد بوده است. با توجه به این که بیشترین میزان حذف یون سدیم در غلظت هشت گرم بر لیتر اندازه گیری شد، لذا به منظور بررسی مقدار اثر کاهش غلظت اولیه یون سدیم بر مقدار حذف، تیمارهای غلظت دو و چهار گرم بر لیتر با تیمار هشت گرم بر لیتر مقایسه شده‌اند. شکل ۳ میزان کاهش حذف سدیم به ازای تیمارهای دو و چهار گرم بر لیتر در مقایسه با تیمار غلظت هشت گرم بر لیتر و توان ۴۰۰ وات ارائه شده است. طبق شکل ۳-الف،



شکل ۳- تأثیر غلظت اولیه و توان میکروویو در کاهش حذف سدیم

Figure 3- The effect of initial concentration and microwave power in reducing sodium removal

مغناطیسی و جاذب نانو فعال به ترتیب ۲۱/۶، ۳۰/۶ و ۳۷/۷ درصد بوده است. به ازای تمام جاذب‌ها میزان حذف سدیم در تیمار ۲۰۰ و ۷۰۰ وات به نسبت تیمار ۴۰۰ وات کم‌تر بوده است. به عبارت دیگر با افزایش قدرت میکروویو از ۲۰۰ وات به ۴۰۰

در جدول ۳ نتایج میانگین درصد حذف سدیم به ازای تیمارهای مختلف توسط جاذب غیرنانو فعال، نانو جاذب فعال و نانو جاذب فعال مغناطیسی ارائه شده است. طبق جدول ۳ متوسط حذف سدیم توسط جاذب غیرنانو فعال، جاذب نانو فعال

ماکروویو از ۲۰۰ به ۴۰۰ وات، به دلیل افزایش حجم منافذ در سطح و درون جاذب است، ولی با افزایش قدرت ماکروویو به ۷۰۰ وات به دلیل بالا رفتن زیاد دما، موجب سوختن و ذوب شدن جاذب شده و منافذ جاذب از بین رفته و توانایی جاذب در جذب آلاینده کاهش یافته است.

وات توانایی جاذب‌ها در حذف سدیم افزایش یافته ولی با افزایش قدرت ماکروویو از ۴۰۰ به ۷۰۰ وات توانایی این جاذب‌ها در حذف سدیم کاهش یافته است. علت این موضوع طبق نتایج مشابه در مطالعه Mubarak et al. (2014)، را می‌توان این‌گونه استدلال نمود که کاهش مقدار حذف سدیم با افزایش قدرت

جدول ۳- تأثیر غلظت اولیه و توان ماکروویو در قابلیت حذف سدیم
Table 3- Effect of initial concentration and microwave power on sodium removal ability

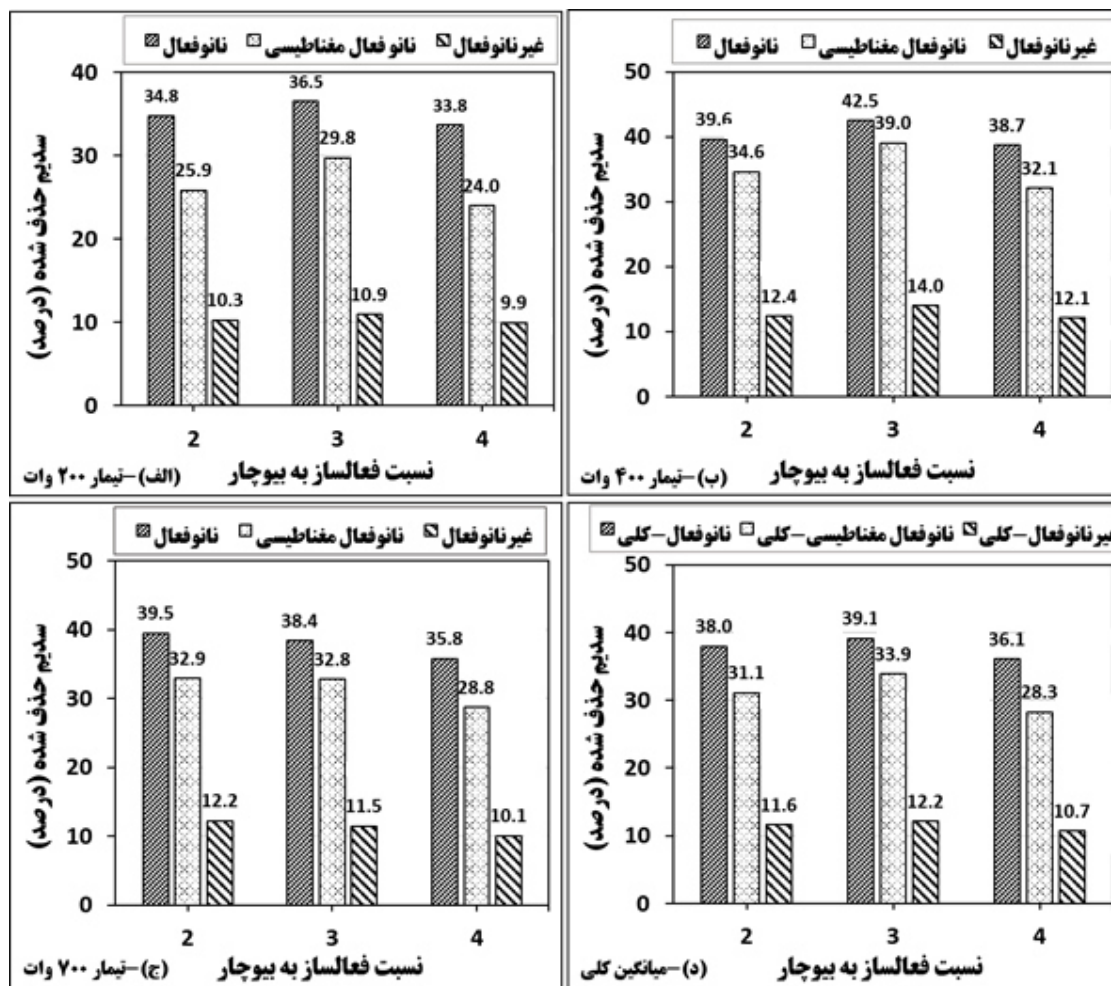
جاذب	توان (وات)	غلظت اولیه سدیم (گرم بر لیتر)			میانگین (توان برابر)	میانگین (جاذب یکسان)
		2	4	8		
نانو فعال	200	25.6	33.5	46	35	37.7
	400	26.9	40.6	53.3	40.2	
	700	26.5	37.7	49.4	37.9	
نانو فعال مغناطیسی	200	17.5	23.4	38.2	26.4	30.6
	400	21.5	34.8	47.5	34.6	
	700	19.6	29.6	43.7	31	
غیر نانو فعال	200	9.2	16.2	30.6	18.7	21.6
	400	13.3	22.8	39.1	25	
	700	10	21.6	31.9	21.2	

شده و به صورت گاز از درون جاذب خارج شده و موجب افزایش منافذ جاذب می‌شود (Yang et al., 2018). لذا در تیمار ۲۰۰ و ۴۰۰ وات با افزایش نسبت فعال‌ساز از دو به سه مقدار KOH نفوذ کرده به درون جاذب افزایش یافته و در مرحله حرارت‌دهی طبق نتایج دیگر محققین، منافذ بیش‌تری در جاذب ایجاد شده و توانایی جاذب در حذف کلراید افزایش یافته است. با افزایش نسبت فعال‌ساز به چهار، به دلیل افزایش بیش از اندازه KOH درون جاذب، در مرحله حرارت‌دهی و تجزیه KOH منافذ بیش از اندازه بزرگی در ساختار جاذب ایجاد شده که عملاً این منافذ توانایی جذب و نگهداری یون کلراید را درون خود نداشته و موجب کاهش حذف کلراید توسط جاذب می‌شود (Azmi et al., 2016). ولی در تیمار ۷۰۰ وات ماکروویو (شکل ۶-ع)، با افزایش نسبت فعال‌ساز به زغال‌زیستی از دو به سه و چهار، درصد حذف کلراید روند کاهشی داشته است. به دلیل نرخ جذب بالای امواج ماکروویو توسط زغال، در تیمار ۷۰۰ وات دمای جاذب به مقدار زیادی بالا رفته و موجب می‌شود که منافذ جاذب تخریب شده و ظرفیت جذب جاذب کاهش یابد. در این راستا، Azmi et al. (2016) توانایی زغال‌زیستی فعال باگاس نیشکر را در حذف رنگ، COD و آمونیاک بررسی نمودند. نسبت وزنی فعال‌ساز به بیومس بین ۰/۵ تا سه بوده است و بیش‌ترین حذف آلاینده‌ها به ازای نسبت ۱/۵۵، اندازه‌گیری شده است.

۳-۶- تأثیر نسبت فعال‌ساز به جاذب در حذف سدیم

باتوجه به این‌که در این مطالعه روش فعال‌سازی شیمیایی جهت تولید جاذب استفاده شده است. لذا، تعیین نسبت فعال‌ساز به جاذب در تعیین شرایط بهینه اهمیت دارد. در شکل ۴ تأثیر نسبت‌های مختلف فعال‌ساز به جاذب به ازای مقادیر یکسان توان ماکروویو ارائه شده است. طبق شکل ۴ در تیمار ۲۰۰ و ۴۰۰ وات، بیش‌ترین میزان حذف سدیم، در تیمار با نسبت فعال‌ساز به زغال‌زیستی سه اندازه‌گیری شده است. با افزایش نسبت از دو به سه، درصد حذف سدیم افزایش و سپس با افزایش نسبت به چهار، درصد حذف سدیم کاهش یافته است. در تیمار ۷۰۰ وات، با افزایش نسبت فعال‌ساز به زغال‌زیستی، درصد حذف سدیم روند کاهشی داشته است. هم‌چنین، مشاهده می‌شود در تمام تیمارها به ازای نسبت فعال‌ساز به زغال‌زیستی برابر چهار، همواره حذف سدیم کم‌تر از نسبت برابر سه است. لذا نسبت وزنی فعال‌ساز به زغال‌زیستی برابر با سه به عنوان نسبت بهینه انتخاب شده است.

فرآیند فعال‌سازی شیمیایی با KOH از دو جهت موجب افزایش قابلیت جذب جاذب می‌شود. اول این‌که با واکنش KOH با سطح جاذب، گروه‌های هیدروکسیل و کربوکسیل روی سطح جاذب ایجاد شده و موجب افزایش توانایی جذب جاذب می‌شود. دوم این‌که با نفوذ ملکول‌های KOH درون ساختار زغال‌زیستی، در مرحله حرارت‌دهی ملکول‌های KOH تجزیه



شکل ۴- تأثیر نسبت فعال‌ساز به جاذب در حذف سدیم

Figure 4- Effect of activator to adsorbent ratio on sodium removal

۳-۷- سینتیک جذب یون سدیم

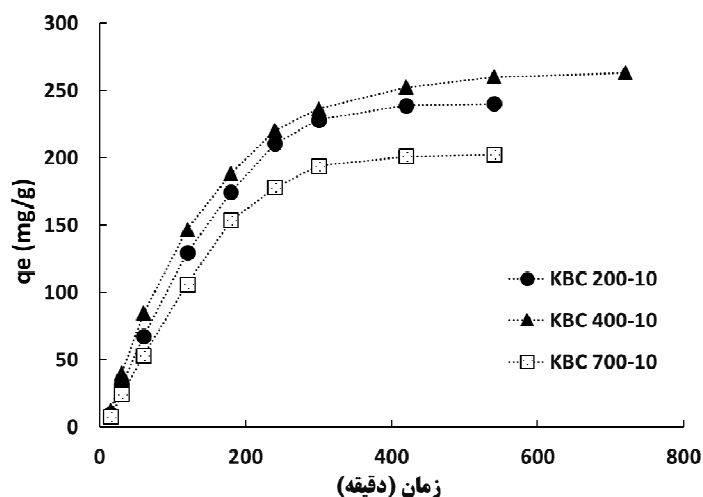
طبق توضیحات بخش مواد و روش‌ها، تأثیر زمان تماس در مقدار حذف یون‌های سدیم بررسی شده است. در شکل ۵ نتایج برای نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی (KOH:BC=3)، زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه) ارائه شده است.

تیمار با توان مایکروویو ۲۰۰ و ۷۰۰ وات بعد از ۴۸۰ دقیقه و تیمار با توان مایکروویو ۴۰۰ وات پس از ۵۴۰ دقیقه به تعادل رسیده‌اند. طبق شکل ۵ با گذشت زمان سرعت جذب کاهش یافته است و بعد از رسیدن به زمان تعادل سرعت جذب تقریباً صفر شده است. شیب نمودار بعد از زمان ۲۰۰ دقیقه در هر سه جاذب کاهش یافته است. دلیل این رفتار را می‌توان به مکانیسم‌های اثرگذار در فرآیند جذب نسبت داد. ابتدا یون‌های سدیم تا زمان ۲۰۰ دقیقه روی سطح جاذب جذب شده و پس از اشباع شدن سطح جاذب، فرآیند جذب تا رسیدن به زمان تعادل از طریق نفوذ یون‌های

براساس مقادیر شکل ۴، کاهش نسبت فعال‌ساز از سه به دو در جاذب‌های غیرنانوفعال، نانوفعال و نانوفعال مغناطیسی به‌طور متوسط به ترتیب موجب چهار، سه و هشت درصد کاهش حذف سدیم شده است. همچنین، افزایش نسبت فعال‌ساز از سه به چهار در جاذب‌های غیرنانوفعال، نانوفعال و نانوفعال مغناطیسی به ترتیب موجب ۱۲، هشت و ۱۶ درصد کاهش حذف سدیم شده است. افزایش غلظت اولیه یون سدیم در محلول موجب افزایش مقدار جذب سدیم توسط جاذب‌های مورد بررسی شد. با افزایش غلظت اولیه سدیم از سه به ۲۵ گرم بر لیتر، به ازای تیمارهای ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات، میزان جذب سدیم به ترتیب ۳/۵، ۳/۶ برابر شده است.

میلی گرم بر گرم اندازه گیری شد. در تحقیقی، Tomin and Yazdani (2022) گزارش نمودند که در ابتدا حذف فسفات به تدریج افزایش یافت و بعد از ۱۸۰ دقیقه سرعت حذف صفر شد، لذا، زمان تماس سه ساعت به عنوان زمان فرآیند بهینه برای دستیابی به راندمان حذف مطلوب و صرفه جویی در انرژی و زمان انتخاب شد.

سدیم به درون حفرات جاذب ادامه یافته است. مقدار جذب در ابتدا کم و به تدریج با گذشت زمان افزایش یافته است. زیرا با افزایش زمان تماس یون های سدیم فرصت بیشتری دارند تا توسط گروه های عاملی در سطح جاذب، جذب شوند (Zhang et al., 2019). مقدار یون های سدیم حذف شده توسط جاذب های تیمار ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات در زمان تعادل به ترتیب ۲۳۹، ۲۶۰ و ۲۰۱



شکل ۵- تأثیر مدت زمان تماس در مقدار حذف سدیم توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی (KBC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و کدهای بعدی نیز به صورت مشابه)

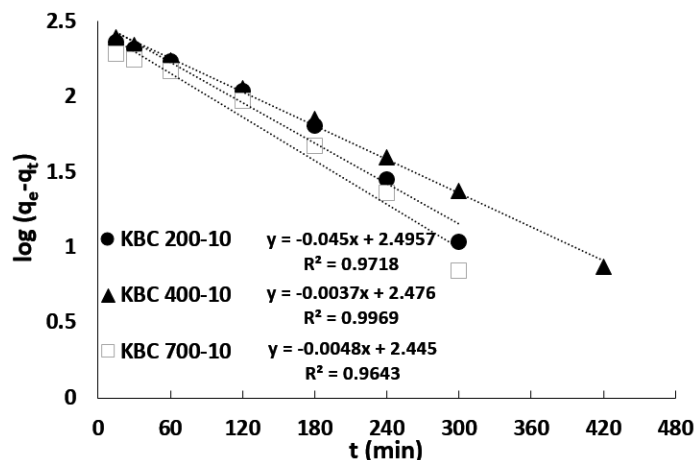
Figure 5- The effect of contact time on the amount of sodium removal by magnetically active nano biochar (KBC-200-10: Nano activated magnetic biochar for 200 W microwave power and 10 minutes activation time and the following codes are similar)

۳-۷-۲- مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم

با برازش مدل شبه مرتبه دوم بر داده های اندازه گیری شده مشخص شد که مقادیر ضریب تبیین در مقایسه با مدل شبه مرتبه اول به میزان زیادی کاهش یافته است. علت این است که از ابتدای شروع آزمایش تا زمان ۶۰ دقیقه، نرخ جذب سدیم بالا بوده و مقادیر بیش تری سدیم روی سطح جاذب، جذب شده و نسبت t/q_t روند کاهشی داشته است. پس از این زمان با کاهش سرعت جذب، روند t/q_t صعودی شده است (شکل ۷).

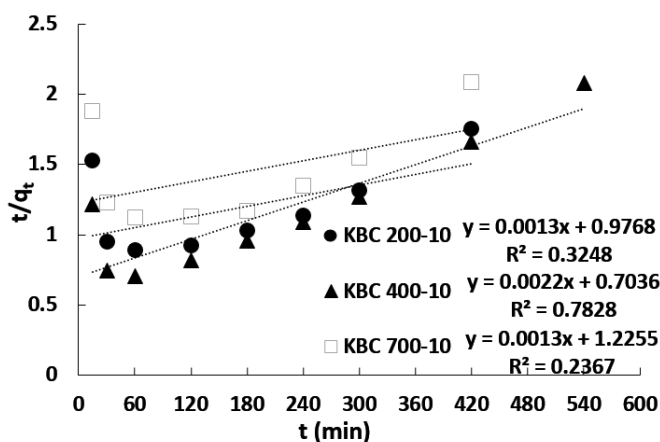
۳-۷-۱- مدل سینتیکی شبه مرتبه اول

در شکل ۶ به ازای سه جاذب، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول روی داده های اندازه گیری شده برازش داده شده است. مقادیر ضریب تبیین به ازای جاذب با KBC 200-10، KBC 400-10 و KBC 700-10 به ترتیب برابر ۰/۹۷، ۰/۹۹ و ۰/۹۶ محاسبه شده است. طبق مقادیر ضریب تبیین، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول برازش قابل قبولی با داده های واقعی داشته است. همچنین، بیش ترین و کم ترین مقدار سرعت ثابت جذب به ترتیب در جاذب KBC 700-10 و KBC 400-10 اندازه گیری شد. در هر سه جاذب شیب خط برازش داده شده منفی است. زیرا با افزایش زمان مقدار بیش تری سدیم روی سطح جاذب، جذب شده است.



شکل ۶- برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه اول بر مقادیر اندازه گیری شده (KBC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و کدهای بعدی نیز به صورت مشابه)

Figure 6- Fitting the pseudo-first-order kinetic model on the measured values (KBC-200-10: Nano activated magnetic biochar for 200 W microwave power and 10 minutes activation time and the following codes are similar)

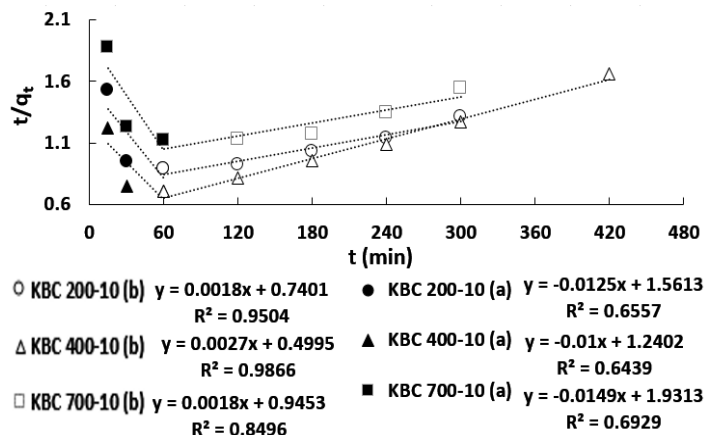


شکل ۷- برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر اندازه گیری شده (KBC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و کدهای بعدی نیز به صورت مشابه)

Figure 7- Fitting the pseudo-second-order kinetic model on the measured values (KBC-200-10: Nano activated magnetic biochar for 200 W microwave power and 10 minutes activation time and the following codes are similar)

در زمان‌های بیش‌تر از ۶۰ دقیقه این همبستگی بیش‌تر شده است. لذا می‌توان گفت در زمان‌های بیش‌تر از ۶۰ دقیقه، جذب شیمیایی پدیده قالب در فرآیند جذب است (Kermannezhad et al., 2023). هم‌چنین، (Tomin and Yazdani (2022) گزارش نمودند که در حذف فسفات با استفاده از زغال زیستی مغناطیسی خاکاره، داده‌های تجربی برازش خوبی ($R^2 = 0.97$) با مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم داشتند که نشان‌دهنده غالب بودن جذب شیمیایی است.

از آن‌جایی‌که مدل شبه مرتبه دوم برازش مناسبی بر داده‌های کل بازه زمانی نداشته است، لذا داده‌ها به دو بازه قبل و بعد از ۶۰ دقیقه تقسیم شده و مدل شبه مرتبه دوم به‌طور جداگانه روی این دو بازه برازش داده شده است (شکل ۸). با توجه به شکل ۸ شیب خط برازش داده شده به ازای زمان‌های بیش‌تر از ۶۰ دقیقه، در جاذب KBC 400-10 بیش از بقیه بوده که نشان‌دهنده ظرفیت جذب بیش‌تر این جاذب است. مطابق شکل به ازای زمان‌های کم‌تر از ۶۰ دقیقه، مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم برازش مناسبی با داده‌های اندازه‌گیری شده ندارد. ولی



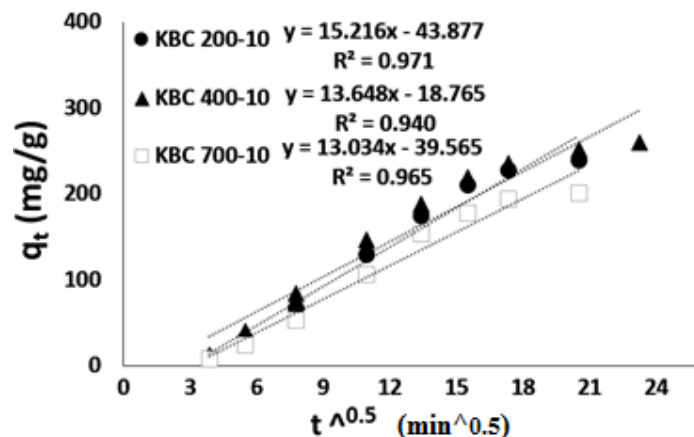
شکل ۸- برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر اندازه گیری شده (تفکیک شده) KBC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و کدهای بعدی نیز به صورت مشابه

Figure 8- Fitting the pseudo-second-order kinetic model to the measured values (disaggregated) (KBC-200-10: Nano activated magnetic biochar for 200 W microwave power and 10 minutes activation time and the following codes are similar)

بعد از ۳۰۰ دقیقه مقدار نرخ جذب در جاذب های KBC 200-10 و KBC 700-10 تقریباً صفر شده است. در جاذب KBC 400-10، بعد از زمان ۴۲۰ دقیقه نرخ جذب تقریباً صفر شده است. افزایش مدت زمان رسیدن به تعادل و بیش تر بودن سدیم جذب شده توسط جاذب (q_t)، نشان دهنده این موضوع است که ساختار حفرات جاذب KBC 400-10، برای جذب سدیم در مقایسه با دو جاذب دیگر بهتر بوده است. در جدول ۴ نتایج بررسی مدل های سینتیک جذب سدیم توسط جاذب های نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی ارائه شده است. مقایسه مقادیر مجموع مربعات خطا، نشان می دهد که مدل شبه مرتبه اول در مقایسه با مدل شبه مرتبه دوم، حداکثر مقدار جذب سدیم را نزدیک تر به مقادیر واقعی برآورد نموده است. با توجه به مقادیر ضریب تبیین و مجموع مربعات خطا، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و مدل نفوذ درون ذره ای بیش ترین تطابق را با داده های اندازه گیری شده داشتند.

۳-۷-۳- مدل سینتیکی نفوذ درون ذره ای

برازش داده های حاصل از جذب با مدل سینتیکی نفوذ درون ذره ای، نشان از همبستگی بالای خط برازش داده شده و مقادیر اندازه گیری شده دارد. وجود رابطه خطی با همبستگی بالا بین مدل نفوذ درون ذره ای و داده های واقعی نشان دهنده این موضوع است که فرآیند نفوذ یون های سدیم در جاذب ها با نرخ تقریباً یکنواختی انجام شده است. لذا نفوذ درون ذره ای از ابتدای فرآیند جذب، جزء عوامل مؤثر در سرعت جذب سدیم است. در تحقیقی، Phuong and Loc (2022) تطابق مدل های سینتیکی شبه مرتبه دوم و نفوذ درون ذره ای را با نتایج جذب سفرانین (Safranin) توسط زغال زیستی پوسته برنج بررسی نمودند. طبق نتایج ایشان نفوذ درون ذره ای شامل سه مرحله است: ۱) نفوذ از فاز مایع به سطح جاذب، ۲) انتقال از سطح به درون منافذ جاذب ۳) اشباع شدن جاذب. سرعت جذب در مرحله یک بیش تر از دو مرحله دیگر بود و در مرحله سه سرعت جذب تقریباً صفر شد. همان طور که در شکل ۹ نشان داده شده است به ازای زمان های



شکل ۹- برازش مدل سینتیکی نفوذ درون ذره‌ای بر مقادیر اندازه‌گیری شده (KBC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و کدهای بعدی نیز به صورت مشابه)

Figure 9- Fitting the intraparticle diffusion kinetic model on the measured values (KBC-200-10: Nano activated magnetic biochar for 200 W microwave power and 10 minutes activation time and the following codes are similar)

جدول ۴- نتایج برازش مدل‌های سینتیکی بر مقادیر اندازه‌گیری شده

Table 4- The results of fitting the kinetic models on the measured values

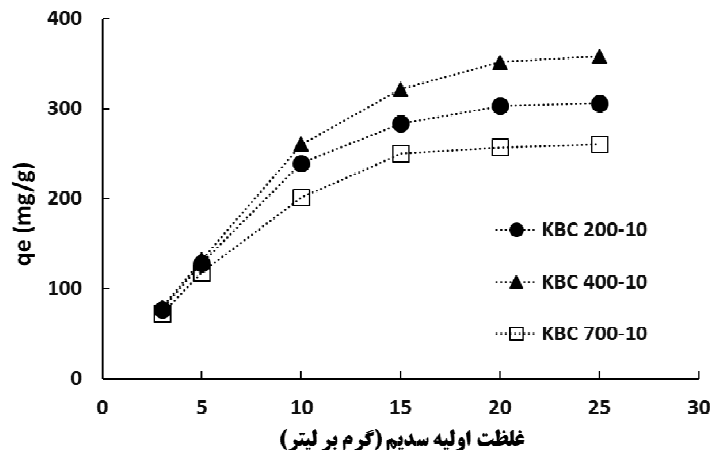
شبه مرتبه اول	SSE	R ²	K1	Qe
KBC 200-10 (KOH/BC=3)	0.091	0.9718	0.0103635	313.11221
KBC 400-10 (KOH/BC=3)	0.032	0.9969	0.0085211	299.22646
KBC 700-10 (KOH/BC=3)	0.111	0.9643	0.0110544	278.61212
شبه مرتبه دوم	SSE	R ²	k2	Qe
KBC 200-10 (KOH/BC=3)	0.289	0.3248	1.73014E-06	769.23077
KBC 400-10 (KOH/BC=3)	0.292	0.7828	2.04662E-06	833.33333
KBC 700-10 (KOH/BC=3)	0.319	0.2367	2.93758E-07	1666.6667
شبه مرتبه دوم (تفکیک شده)	SSE	R ²	k2	Qe
KBC 200-10 (KOH/BC=3)	0.03883	0.9504	4.37779E-06	555.55556
KBC 400-10 (KOH/BC=3)	0.04199	0.9866	1.45946E-05	370.37037
KBC 700-10 (KOH/BC=3)	0.07096	0.8496	3.42748E-06	555.55556
نفوذ درون ذره‌ای	SSE	R ²	Kp	c
KBC 200-10 (KOH/BC=3)	0.011	0.9714	15.216	-43.877
KBC 400-10 (KOH/BC=3)	0.019	0.9404	13.648	-18.765
KBC 700-10 (KOH/BC=3)	0.011	0.9652	13.034	-39.565

۳-۸- مدل‌های هم‌دمای جذب
به‌منظور فهم مکانیسم جذب می‌توان از مدل‌های هم‌دمای تجربی دو، سه و یا حتی چهار پارامتری استفاده کرد، اما مدل‌های دو پارامتری به‌دلیل سادگی نسبت به بقیه ترجیح داده می‌شوند. در میان مدل‌های هم‌دمای لانگمویر و مدل فرندلیچ از مدل‌های دو پارامتری متداول و با کاربرد گسترده هستند (Mousavi et al., 2010). لذا از این دو مدل به‌منظور بررسی رفتار و ظرفیت جاذب‌ها استفاده شد. در شکل ۱۰ مقادیر حذف سدیم توسط سه جاذب نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی

۳-۸- مدل‌های هم‌دمای جذب
به‌منظور فهم مکانیسم جذب می‌توان از مدل‌های هم‌دمای تجربی دو، سه و یا حتی چهار پارامتری استفاده کرد، اما مدل‌های دو پارامتری به‌دلیل سادگی نسبت به بقیه ترجیح داده می‌شوند. در میان مدل‌های هم‌دمای لانگمویر و مدل فرندلیچ از مدل‌های دو پارامتری متداول و با کاربرد گسترده هستند (Mousavi et al., 2010). لذا از این دو مدل به‌منظور بررسی رفتار و ظرفیت جاذب‌ها استفاده شد. در شکل ۱۰ مقادیر حذف سدیم توسط سه جاذب نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی

۳-۸- مدل‌های هم‌دمای جذب
به‌منظور فهم مکانیسم جذب می‌توان از مدل‌های هم‌دمای تجربی دو، سه و یا حتی چهار پارامتری استفاده کرد، اما مدل‌های دو پارامتری به‌دلیل سادگی نسبت به بقیه ترجیح داده می‌شوند. در میان مدل‌های هم‌دمای لانگمویر و مدل فرندلیچ از مدل‌های دو پارامتری متداول و با کاربرد گسترده هستند (Mousavi et al., 2010). لذا از این دو مدل به‌منظور بررسی رفتار و ظرفیت جاذب‌ها استفاده شد. در شکل ۱۰ مقادیر حذف سدیم توسط سه جاذب نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی

۳-۸- مدل‌های هم‌دمای جذب
به‌منظور فهم مکانیسم جذب می‌توان از مدل‌های هم‌دمای تجربی دو، سه و یا حتی چهار پارامتری استفاده کرد، اما مدل‌های دو پارامتری به‌دلیل سادگی نسبت به بقیه ترجیح داده می‌شوند. در میان مدل‌های هم‌دمای لانگمویر و مدل فرندلیچ از مدل‌های دو پارامتری متداول و با کاربرد گسترده هستند (Mousavi et al., 2010). لذا از این دو مدل به‌منظور بررسی رفتار و ظرفیت جاذب‌ها استفاده شد. در شکل ۱۰ مقادیر حذف سدیم توسط سه جاذب نانو زغال‌زیستی فعال مغناطیسی



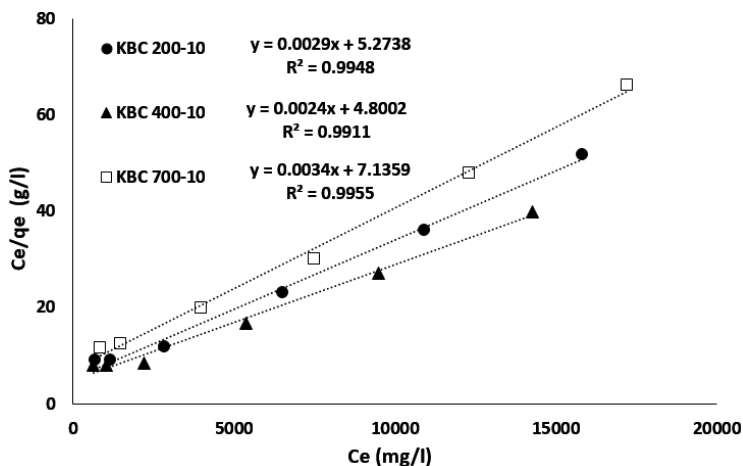
شکل ۱۰- تأثیر غلظت سدیم در مقدار حذف سدیم توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی

Figure 10- The effect of sodium concentration on the amount of removal by activated magnetic nanobiochar

میلی گرم بر گرم محاسبه شده است. طبق شکل ۱۱، مدل همدمای لانگمویر مطابقت بالایی با مقادیر اندازه گیری شده داشته و در هر سه جاذب ضریب تبیین بالای ۹۹ درصد است. لذا جذب سدیم روی سطح جاذبها به صورت تک لایه انجام شده است.

۳-۸-۱- مدل همدمای لانگمویر

در شکل ۱۱ برازش مدل لانگمویر بر داده ها ارائه شده است. بیشینه مقدار جذب طبق مدل همدمای لانگمویر، برای جاذبها در تیمار ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات به ترتیب ۳۴۴/۸، ۴۱۶/۶ و ۲۹۴/۱



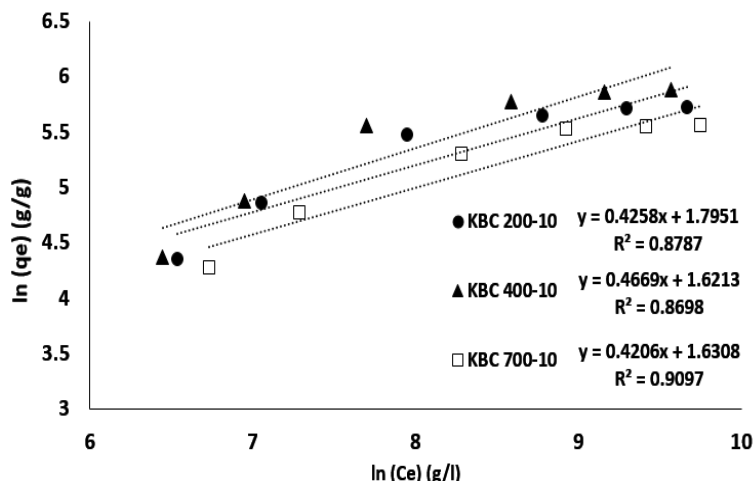
شکل ۱۱- برازش مدل همدمای جذب لانگمویر بر مقادیر اندازه گیری شده

Figure 11- Fitting the Langmuir adsorption isothermal model to the measured values

۰/۹۹۴ و ۰/۸۸۶ محاسبه شد. لذا مدل همدمای لانگمویر در مقایسه با مدل فروندلیچ تطابق بهتری با داده های اندازه گیری شده دارد، یا به بیانی دیگر مدل لانگمویر مقادیر دقیق تری را نسبت به مدل فروندلیچ برآورد کرده است. پارامتر n_f به ازای هر سه جاذب بالاتر از یک بوده، لذا فرآیند جذب سدیم بیشتر به صورت فیزیکی انجام شده است.

۳-۸-۲- مدل همدمای فروندلیچ

در شکل ۱۲ برازش مدل فروندلیچ بر داده ها ارائه شده است. مقادیر ضرایب تبیین بین داده های اندازه گیری شده و مدل فروندلیچ حدود ۹۰ درصد بوده است که در مقایسه با مدل لانگمویر کمتر است در ادامه در جدول ۵ پارامترهای مدل های همدمای لانگمویر و فروندلیچ ارائه شده است. طبق نتایج جدول ۵ میانگین ضریب تبیین به ازای مدل لانگمویر و فروندلیچ به ترتیب



شکل ۱۲- برازش مدل همدمای جذب فروندلیچ بر مقادیر اندازه‌گیری شده

Figure 12- Fit of the Freundlich adsorption isotherm model on the measured values

جدول ۵- برازش مدل‌های همدمای جذب بر مقادیر اندازه‌گیری شده

Table 5- Fit of isothermal absorption models on the measured values

لانگمویر	SSE	R ²	Ka	Qe
KBC 200-10 (KOH/BC=3)	1.28	0.9948	0.00055	344.82
KBC 400-10 (KOH/BC=3)	1.23	0.9911	0.0005	416.66
KBC 700-10 (KOH/BC=3)	1.55	0.9955	0.00047	294.11
فروندلیچ	SSE	R ²	k _f	1/n _f
KBC 200-10 (KOH/BC=3)	0.2	0.8787	6.02	0.4258
KBC 400-10 (KOH/BC=3)	0.3	0.8698	5.06	0.4669
KBC 700-10 (KOH/BC=3)	0.16	0.9097	5.10	0.4206

داشته است. مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم در زمان‌های کم‌تر از ۶۰ دقیقه همبستگی مناسبی با داده‌ها نداشته لذا مکانیسم قالب جذب در این بازه از نوع شیمیایی است. نفوذ درون ذره‌ای از ابتدای فرآیند جذب، جزء عوامل مؤثر در جذب سدیم است. با توجه به مقادیر ضریب تبیین و مجموع مربعات خطا، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و مدل نفوذ درون ذره‌ای بیش‌ترین تطابق را با داده‌های اندازه‌گیری شده داشتند. میانگین ضریب تبیین به ازای مدل لانگمویر ۰/۹۹۴ و فروندلیچ ۰/۸۸۶ برآورد شد. لذا مدل لانگمویر در مقایسه با مدل فروندلیچ تطابق بهتری با داده‌های اندازه‌گیری شده دارد.

سپاسگزاری

نویسندگان این مقاله از همیاری و حمایت مالی دانشگاه لرستان و مؤسسه تحقیقات و آموزش توسعه نیشکر خوزستان تشکر می‌نمایند.

تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ‌گونه تضاد منافی در خصوص نگارش و انتشار مطالب و نتایج این تحقیق وجود ندارند.

۴- نتیجه‌گیری

در تمامی تیمارها با افزایش غلظت اولیه سدیم، حذف سدیم افزایش یافته است. حذف سدیم توسط نانو زغال‌زیستی فعال به‌طور متوسط ۷۴/۴ درصد بیش‌تر از زغال‌زیستی غیرنانو فعال بوده است. فرآیند مغناطیسی کردن جاذب‌های نانو به‌طور متوسط موجب کاهش حذف سدیم به میزان ۱۸/۸ درصد شده است. بیش‌ترین و کم‌ترین کاهش حذف سدیم ناشی از مغناطیسی کردن جاذب به‌ترتیب ۳۱/۶ و ۱۰/۹ درصد بوده است. بیش‌ترین میزان حذف سدیم در هر سه جاذب غیرنانو فعال، نانو فعال و نانو فعال مغناطیسی (تیمار ۲۰۰ و ۴۰۰ وات)، به ازای نسبت فعال‌ساز به زغال‌زیستی برابر سه اندازه‌گیری شده است. بر اساس نتایج به‌دست آمده جذب سدیم توسط نانو جاذب فعال مغناطیسی در تیمار با توان میکروویو ۲۰۰ و ۷۰۰ وات بعد از ۴۸۰ دقیقه و در تیمار با توان میکروویو ۴۰۰ وات پس از ۵۴۰ دقیقه به تعادل رسیده‌اند. با افزایش غلظت اولیه سدیم از سه به ۲۵ گرم بر لیتر، حذف سدیم توسط نانو جاذب فعال مغناطیسی با توان میکروویو ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات، به‌ترتیب سه، ۳/۵ و ۲/۶ برابر شده است. مدل سینتیکی شبه مرتبه اول همبستگی قابل‌قبولی با داده‌ها

دسترسی به داده‌ها

داده‌ها و نتایج استفاده شد در این تحقیق از طریق مکاتبه با نویسنده مسئول در اختیار قرار خواهد گرفت.

مشارکت نویسندگان

جلیل کرمان‌نژاد: مفهوم‌سازی، انجام تحلیل‌های نرم‌افزاری/آماري، نگارش نسخه اولیه مقاله؛ حسن ترابی‌پوده: راهنمایی، مفهوم‌سازی، ویرایش و بازبینی مقاله، کنترل نتایج؛ الهام قنبری عدیوی: مشاوره، بازبینی متن مقاله، کنترل نتایج؛ بابک شاهی‌نژاد: مشاوره و کنترل نتایج.

منابع

رستمیان رخساره، حیدرپور منوچهر، موسوی سید فرهاد، و افیونی، مجید (۱۳۹۴). بررسی کاربرد زغال‌زیستی تهیه شده از شلتوک برنج در شوری‌زدایی آب آبیاری. *علوم آب و خاک*، ۱۹(۷۱)، ۲۱-۳۰. <https://www.sid.ir/paper/14587/fa>

قنبری عدیوی، الهام، مهرابی‌نیا، پریسا، و کرمان‌نژاد، جلیل (۱۳۹۹). بررسی روش‌های جذب نیترات از آب‌های آلوده با استفاده از زغال زیستی. *آب و توسعه پایدار*، ۷(۱)، ۷۹-۹۰. doi: 10.22067/jwsd.v7i1.81367

محمدی والا، دنیا، مرادی، ندا، و معزی، عبدالامیر (۱۴۰۲). تأثیر نانویوچار بر سینتیک و همدمای جذب کادمیوم در خاک آهکی. *مدل‌سازی و مدیریت آب و خاک*، doi: 10.22098/mmws.2023.13348.1328

موسوی، سید علی، اسدی، حسین، و اسفندی، مریم (۱۳۸۹). کارایی فرابند تبادل یونی در حذف نیترات از آب هم‌دماهای تعادلی جذب نیترات توسط رزین Purolite A-400. *دانش آب و خاک*، ۴(۲۷)، ۱۸۵-۲۰۰. https://water-soil.tabrizu.ac.ir/article_1387.html

کرمان نژاد، جلیل، ترابی‌پوده، حسن، قنبری عدیوی، الهام، شاهی‌نژاد، بابک (۱۴۰۳). حذف کلراید از زه‌آب کشاورزی با استفاده از نانو زغال زیستی مغناطیسی باگاس نیشکر. *مدل‌سازی و مدیریت آب و خاک*، ۴(۲)، ۱۸۹-۲۱۰. doi: 10.22098/mmws.2023.12425.1240

References

- Abrol, I.P., Yadav, J.S.P., & Massoud, F.I. (1988). Salt-affected soils and their management (Vol. 39). *Food & Agriculture Org*. <https://www.fao.org/4/x5871e/x5871e00.htm>
- Ahmadpari, H., Noghany, M.E., Ladez, B.R., Mehrparvar, B., & Momeni, S. (2019). Kinetics modeling and isotherms for adsorption of nitrate from aqueous solution by wheat straw. *Tecnologia e Ambiente*, 25, 203-214. doi:10.18616/ta.v25i0.5301
- Ayers, R.S., & Westcot, D.W. (1985). Water quality for agriculture (Vol. 29, p. 174). Rome: *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. https://www.academia.edu/download/94774091/book_rs_ayers_and_wetscot.pdf
- Azmi, N.B., Bashir, M.J., Sethupathi, S., Aun, N.C., & Lam, G.C. (2016). Optimization of preparation conditions of sugarcane bagasse activated carbon via microwave-induced KOH activation for stabilized landfill leachate remediation. *Environmental Earth Sciences*, 75, 1-11. doi:10.1007/s12665-016-5698-y
- Breck, D.W., & Breck, D.W. (1973). Zeolite molecular sieves: structure, chemistry, and use. John Wiley & Sons.
- Beard, L. R. (1962). *Statistical methods in hydrology*. Army Engineer District, Sacramento., Book, 378 pages. <https://www.google.com/books?hl=en&lr=&id=dSpkftHynF4C&oi=fnd&pg=PP10&dq=Statistical+Methods+in+Hydrology&ots=By7Po97UsB&sig=NudiyazMCox4yeTUVK5UYcRrhw>
- Chowdhury, T., Miah, J., & Banik, B.K. (2022). Low-Cost salinity treatment for drinking purpose using indigenous materials. In *advances in civil engineering: select proceedings of ICACE 2020* (pp. 37-44). Springer Singapore. doi:10.1007/978-981-16-5547-0_4
- Duan, J., Wilson, F., Graham, N., & Tay, J.H. (2003). Adsorption of humic acid by powdered activated carbon in saline water conditions. *Desalination*, 151(1), 53-66. doi:10.1016/S0011-9164(02)00972-4
- Dudley, L., Ben-Gal, A., & Shani, U. (2006). Influence of plant, soil and water properties on the leaching fraction. In *Agronomy Abstracts P* (Vol. 25711). <https://scisoc.confex.com/crops/2006am/techprogram/P25711.HTM>
- Foo, K.Y., & Hameed, B.H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2-10. doi:10.1016/j.cej.2009.09.013
- Gasco, G., Mendez, A., & Gasco, J.M. (2005). Preparation of carbon- based adsorbents from sewage sludge pyrolysis to remove metals from water. *Desalination*, 180, 245-251. doi:10.1016/j.desal.2005.01.006
- Ghanbari Adivi, E., Mehrabania, P., & Kermannezhad, J. (2020). Investigation of Nitrate absorption methods from contaminated waters using biochar. *Journal of Water and*

- Sustainable Development*, 7(1), 79-90. doi: 10.22067/jwsd.v7i1.81367. [In Persian]
- Gupta, B.S., Curran, M., Hasan, S., & Ghosh, T.K. (2009). Adsorption characteristics of Cu and Ni on Irish peat moss. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 954-960. doi:10.1016/j.jenvman.2008.02.012
- Hettiarachchi, E., Perera, R., Chandani Perera, A.D. L., & Kottogoda, N. (2016). Activated coconut coir for removal of sodium and magnesium ions from saline water. *Desalination and Water Treatment*, 57(47), 22341-22352. doi:10.1080/19443994.2015.1129649
- Jamil, T.S., Ibrahim, H.S., Abd El-Maksoud, I.H., & El-Wakeel, S.T. (2010). Application of zeolite prepared from Egyptian kaolin for removal of heavy metals: I. Optimum conditions. *Desalination*, 258(1-3), 34-40. doi:10.1016/j.desal.2010.03.05
- Karunanayake, A.G., Todd, O.A., Crowley, M., Ricchetti, L., Pittman Jr, C.U., Anderson, R., Mohan, D., & Mlsna, T. (2018). Lead and cadmium remediation using magnetized and nonmagnetized biochar from Douglas fir. *Chemical Engineering Journal*, 331, 480-491. doi:10.1016/j.ccej.2017.08.124
- Kathiresan, M., & Sivaraj, P. (2016). Preparation and characterization of biodegradable sugarcane bagasse nano reinforcement for polymer composites using ball milling operation. *International Journal of Polymer Analysis and Characterization*, 21(5), 428-435. doi:10.1080/1023666X.2016.1168061
- Kermanezhad, J., Torabipoodeh, H., Ghanbariadi, E., & Shahinejad, B. (2024). Chlorine removal from agricultural wastewater using sugarcane bagasse magnetic nano biochar. *Water and Soil Management and Modelling*, 4(2), 189-210. doi: 10.22098/mmws.2023.12425.1240. [In Persian]
- Kietlinska, A., & Renman, G. (2005). An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere*, 61(7), 933-940. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.03.036
- Mehrabinia, P., & Ghanbari-Adivi, E. (2022). Examining nitrate surface absorption method from polluted water using activated carbon of agricultural wastes. *Modeling Earth Systems and Environment*, 8(2), 1553-1561. doi:10.1007/s40808-021-01221-5
- Mehrabinia, P., Ghanbari-Adivi, E., Fattahi, R., Samimi, H. A., & Kermanezhad, J. (2021). Nitrate removal from agricultural effluent using sugarcane bagasse active nanosorbent. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 10(3), 238-249. doi:10.1080/23249676.2021.1982030
- Mehrabinia, P., Ghanbari-Adivi, E., Samimi, H. A., & Fattahi, R. (2022). Phosphate removal from agricultural drainage using biochar. *Water Conservation Science and Engineering*, 7(4), 405-417. doi:10.1007/s41101-022-00150-3
- Mohammadi Vala, D., Moradi, N., & Moezzi, A. (2023). Effect of nanobiochar on the kinetics and isotherm of cadmium adsorption in calcareous soil. *Water and Soil Management and Modelling*. doi: 10.22098/mmws.2023.13348.1328
- Mousavi, A., Asadi, H., Esfandbod, M. (2010). Ion Exchange efficiency of nitrate removal from water 1- equilibrium sorption isotherms for nitrate on resin purolite a-400. *Water and Soil Science*, 20(4), 185. https://water-soil.tabrizu.ac.ir/article_1387.html. [In Persian]
- Mubarak, N.M., Kundu, A., Sahu, J.N., Abdullah, E.C., & Jayakumar, N.S. (2014). Synthesis of palm oil empty fruit bunch magnetic pyrolytic char impregnating with FeCl₃ by microwave heating technique. *Biomass and Bioenergy*, 61, 265-275. doi:10.1016/j.biombioe.2013.12.021
- Nasri, N.S., Zain, H.M., Sidik, H.U., Abdulrahman, A., & Rashid, N.M. (2017). Adsorption Isotherm breakthrough time of acidic and alkaline gases on treated porous synthesized KOH-FeCl₃·6H₂O sustainable agro-based material. *Chemical Engineering Transactions*, 61, 1243-1248. doi:10.3303/CET1761205
- Oliveira, E.A., Montanher, S.F., Andrade, A.D., Nobrega, J.A., & Rollemberg, M.C. (2005). Equilibrium studies for the sorption of chromium and nickel from aqueous solutions using raw rice bran. *Process Biochemistry*, 40(11), 3485-3490. doi:10.1016/j.procbio.2005.02.026
- Phuong, D.T.M., & Loc, N.X. (2022). Rice straw biochar and magnetic rice straw biochar for safranin O adsorption from aqueous solution. *Water*, 14(2), 186. doi:10.3390/w14020186
- Ramachandran, P., Vairamuthu, R., & Ponnusamy, S. (2011). Adsorption isotherms, kinetics, thermodynamics and desorption studies of reactive Orange 16 on activated carbon derived from Ananas comosus (L.) carbon. *Journal of Engineering and Applied Sciences*, 6(11), 15-26. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=f3a8a37aa3420c6718cc0e9bd649620df11cde95>
- Rostamian, R., Heidarpour, M., Mousavi, S., & Afyuni, M. (2015). Application of rice husk biochar to desalinate irrigation water. *Journal of Water and Soil Science*, 19(71), 21-30. <https://www.sid.ir/paper/14587/en> [In Persian]
- Shang, H., Ouyang, T., Yang, F., & Kou, Y. (2003). A biomass-supported Na₂CO₃ sorbent for flue gas desulfurization. *Environmental Science &*

- Technology*, 37(11), 2596-2599. doi:10.1021/es021026o
- Singh, P., Garg, S., Satpute, S., & Singh, A. (2017). Use of rice husk ash to lower the sodium adsorption ratio of saline water. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6(6), 448-458. doi:10.20546/ijcmas.2017.606.052
- Tomin, O., & Yazdani, M.R. (2022). Production and characterization of porous magnetic biochar: before and after phosphate adsorption insights. *Journal of Porous Materials*, 29(3), 849-859. doi:10.1007/s10934-022-01217-1
- Wasay, S.A., Barrington, S., & Tokunaga, S. (1999). Efficiency of GAC for treatment of leachate from soil washing process. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116, 449-460. doi:10.1023/A:1005115820429
- Wu, J., Huang, D., Liu, X., Meng, J., Tang, C., & Xu, J. (2018). Remediation of As (III) and Cd (II) co-contamination and its mechanism in aqueous systems by a novel calcium-based magnetic biochar. *Journal of Hazardous Materials*, 348, 10-19. doi:10.1016/j.jhazmat.2018.01.011
- Yang, F., Zhang, S., Sun, Y., Cheng, K., Li, J., & Tsang, D.C. (2018). Fabrication and characterization of hydrophilic corn stalk biochar-supported nanoscale zero-valent iron composites for efficient metal removal. *Bioresource Technology*, 265, 490-497. doi:10.1016/j.biortech.2018.06.029
- Zhan, T., Zhang, Y., Yang, Q., Deng, H., Xu, J., & Hou, W. (2016). Ultrathin layered double hydroxide nanosheets prepared from a water-in-ionic liquid surfactant-free microemulsion for phosphate removal from aquatic systems. *Chemical Engineering Journal*, 302, 459-465. doi:10.1016/j.cej.2016.05.073
- Zhang, S., Ji, Y., Dang, J., Zhao, J., & Chen, S. (2019). Magnetic apple pomace biochar: Simple preparation, characterization, and application for enriching Ag (I) in effluents. *Science of the Total Environment*, 668, 115-123. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.318