



Effect of Biochar Particle Size and Chemical Activation on the Bioavailability of Some Heavy Metals in Co-Compost of Municipal Solid Waste

Kamal Khalkhal^{1✉} | Adel Reyhanitabar² | Shahin Oustan³ | Nasser Aliasgharzad⁴

1. Corresponding Author, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail:

k.khalkhal@tabrizu.ac.ir

2. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: areyhani@tabrizu.ac.ir

3. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: oustan@hotmail.com

4. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: aliasghar@tabrizu.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: May. 28, 2025

Revised: July. 9, 2025

Accepted: July. 14, 2025

Published online: Sep. 2025

Keywords:

Biochar,
Co-composting,
Heavy metals,
Bioavailability,
Municipal solid waste

ABSTRACT

Biochar is commonly used to mitigate the adverse effects of the composting process and enhance the quality of final co-compost product. In this research, municipal solid waste (MSW) was mixed thoroughly biochar of particle sizes (B2-4mm, B1-2mm, B0.5-1mm), and activated biochars (H₂SO₄-AB0.5-1mm and NaOH-AB0.5-1mm) and co-composted. Results demonstrated that chemical activation of biochar, which involved surface degradation, created rougher and more irregular structures. In co-composting, NaOH-AB (5%) showed the longest thermophilic period (7 days), the highest temperature (71.5°C), total nitrogen content (1.37%) and germination index (131%). The highest organic matter content (38%) was recorded in B1-2mm (10%). Among the biochar treatments, special attention should be given to the H₂SO₄-AB (10%) treatment due to its lowest Zn and Mn concentrations, the B1-2mm (10%) treatment for having the lowest Fe and Pb concentrations, and the NaOH-AB (10%) treatment for exhibiting the lowest Cd concentration in final co-compst ($p < 0.05$). Based on the permissible limits for heavy metals established by the national standard of Iran, the concentrations of Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, and Cd in the composts produced in this study were all below the allowable limits. However, the control exhibited the highest total and DTPA-extractable HM concentrations. Overall, the addition of biochar, especially activated biochar (H₂SO₄-AB and NaOH-AB) and those with smaller particle sizes (0.5-2 mm), led to a reduction in both total concentration and bioavailability of HMs. In conclusion, the addition of biochar—particularly activated biochar and smaller particle sizes (0.5–2 mm)—to MSW during composting reduces both the total and bioavailable concentrations of HMs. Therefore, further research on co-composting and its implications is of great importance.

Cite this article: Khalkhal, K., Reyhanitabar, A., Oustan, S., & Aliasgharzad, N, (2025). Effect of Biochar Particle Size and Chemical Activation on the Bioavailability of Some Heavy Metals in Co-Compost of Municipal Solid Waste., *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56 (7), 1967-1986. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.396242.669951>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.396242.669951>



EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Municipal solid waste (MSW) management is a global concern due to the continuous increase in MSW generation driven by industrialization and population growth. Without urgent intervention, MSW production is projected to reach 3.8 billion tons by 2050. The environmental impacts of illegal dumping or improper management of MSW include climate change, biodiversity loss, and contamination of air, water, and soil. Therefore, effective MSW management-aimed at minimizing waste generation, maximizing reuse, recycling, composting, and utilizing environmentally friendly alternative materials-must be rigorously implemented. Composting is of interest in various waste management strategies due to its low operating costs as well as social and environmental benefits. However, compost production and application face challenges such as greenhouse gas emissions (CH₄, CO₂, and N₂O), odor generation, nitrogen loss, and contamination of water and soil resources with heavy metals. To mitigate these negative effects and improve compost quality, the use of additives such as biochar at the initial stage of composting-known as co-composting-has been proposed. This study aims to investigate the effects of biochar particle size and its activation by NaOH and H₂SO₄ on the mobility of macronutrients and heavy metals in MSW compost with a low initial C/N ratio.

Materials and methods

MSW was collected from the Municipal Waste Management Organization, Tabriz, Iran. The waste biomass for the production of biochar, was prepared by mixing the pruning branches of plum and pomegranate trees. Biochar was produced by slow pyrolysis at 400 °C with a heating rate of 10 °C per minute and a one-hour holding time at the target temperature. The biochar was separated using 0.5-1 mm (B0.5-1 mm), 1-2 mm (B1-2 mm), and 2-4 mm (B2-4 mm) sieves. For biochar activation, the biochar (B0.5-1mm) was activated with solutions of 2M NaOH and/or H₂SO₄ at a solid-to-solution ratio of 1:2 (w/v) with gentle stirring for 2 hours. In this research, the MSW were mixed thoroughly with different-sized biochars (B0.5-1mm, B1-2mm and B2-4mm) and activated biochars (NaOH-AB and H₂SO₄-AB) and co-composted for 90 days until compost maturity. The biochar properties were analyzed using various techniques, including CHNS, FTIR and SEM, while the co-compost samples were subjected to some physicochemical analyses. Repeated measures ANOVA was used for the statistical analysis.

Results

The results revealed that the activation of biochar with NaOH and H₂SO₄ solutions caused the appearance of a mesh structure with irregularly sized cavities and deep pores by modifying the biochar surface structure. The activation of biochar with NaOH and H₂SO₄ compared to biochar each produced a peak of approximately 1260 to 1270 cm⁻¹ related to the presence of C-O in aryl esters (aromatic structure). On the other hand, H₂SO₄-AB produced a peak of approximately 1384 cm⁻¹ compared to NaOH-AB and NAB (related to the presence of C-H in CH₂ or CH₃ (aliphatic structure)). In co-compost, NaOH-AB (5%, w/w) showed the highest temperature (71.5°C), the longest thermophilic period (7 days), total nitrogen content (1.37%) and germination index (130.9%). The highest organic matter content (OM) (37.9%) was recorded in B1-2mm (10%, w/w). Among the biochar treatments, special attention should be given to the H₂SO₄-AB (10%) treatment due to its lowest Zn and Mn concentrations, the B1-2mm (10%) treatment for having the lowest Fe and Pb concentrations, and the NaOH-AB (10%) treatment for exhibiting the lowest Cd concentration ($p < 0.05$). In this research, biochar particle size had no significant effect on the temperature of compost in the thermophilic phase ($P > 0.05$).

Conclusion

Based on the permissible limits for heavy metals in the national standard of Iran, the composts produced in this study contained heavy metal concentrations below the allowable limits. However, the control treatment exhibited the highest total and DTPA-extractable heavy metal concentrations. High-quality co-compost was produced through the incorporation of 10% biochar rather than 5% biochar (w/w). The addition of biochar, especially activated biochar (H₂SO₄-AB and NaOH-AB) and biochar with smaller particle sizes (0.5 to 2 mm), led to a reduction in both the total concentration and bioavailable of heavy metals. Therefore, further research on co-composting and its implications is of great importance.

Author Contributions

Kamal Khalkhal: Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Resources, Data Curation, Writing - Original Draft, Writing - Review and Editing. Adel Reyhanitabar: Conceptualization, Validation, Resources, Supervision, project administration, funding acquisition, Writing -

Review and Editing. Shahin Oustan: Supervision, Validation, project administration, Writing - Review and Editing. Nasser Aliasgharzad: Supervision, Validation, Writing - Review and Editing.

Data availability

Data will be available based on request from the authors.

Acknowledgments

This paper is published as a part of a Ph.D. dissertation supported by the Vice Chancellor for Research and Technology of the University of Tabriz, Iran. We thank Dr. Mohammad Moghaddam Vahed Professor of the Department of Plant Biotechnology and Breeding at University of Tabriz for his help in statistical analysis.

Funding.

This work is based upon research funded by the Iran National Science Foundation (INSF) under project No. 4004390.

Ethical considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

Competing interests

The author declares no conflict of interest.

تأثیر اندازه و فعال سازی شیمیایی بیوجار بر زیست‌فراهمی برخی فلزات سنگین در کمپوست مشترک پسماند جامد شهری

کمال خلخال^۱ | عادل ریحانی‌تبار^۲ | شاهین اوستان^۳ | ناصر علی اصغرزاد^۴

۱. نویسنده مسئول، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: k.khalkhal@tabrizu.ac.ir

۲. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: areyhani@tabrizu.ac.ir

۳. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: oustan@hotmail.com

۴. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: aliasghar@tabrizu.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۳/۷	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۴/۱۸	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۴/۲۳	
تاریخ انتشار: مهر ۱۴۰۴	
واژه‌های کلیدی: بیوجار، پسماند، زیست‌فراهمی، فلزات سنگین، کمپوست مشترک.	بیوجار به منظور کاهش اثرات نامطلوب فرایند کمپوست‌شدن و ارتقای کیفیت کمپوست نهایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این پژوهش بخش آلی پسماند جامد شهری با بیوجار ۲ تا ۴ میلی‌متر (B2-4mm)، بیوجار ۱ تا ۲ میلی‌متر (B1-2mm)، بیوجار ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر (B0.5-1mm)، بیوجار فعال شده با H_2SO_4 (AB0.5-1mm- H_2SO_4) و $NaOH$ (AB0.5-1mm- $NaOH$) برای تهیه کمپوست مشترک مخلوط شد. نتایج نشان داد که فعال‌سازی شیمیایی بیوجار با تخریب سطح بیوجار باعث ایجاد سطوح ناهموار و ساختار نامنظم شد. در کمپوست مشترک حاصله بالاترین دما (C 5/71)، طولانی‌ترین دوره ترموفیلی (۷ روز)، بیشترین شاخص جوانه‌زنی (۱۳۱٪) و درصد نیتروژن کل (۳۷٪) مربوط به ۵٪ AB- $NaOH$ و بالاترین غلظت ماده آلی (۳۸٪)، مربوط به ۱۰٪ B1-2mm بود. در کمپوست نهایی تیمار ۱۰٪ AB- H_2SO_4 دارای کمترین غلظت روی و منگنز، تیمار ۱۰٪ B1-2mm دارای کمترین غلظت آهن و سرب و تیمار ۱۰٪ AB- $NaOH$ دارای کمترین غلظت کادمیوم بود ($p < 0.05$). بر اساس حد مجاز فلزات سنگین در استاندارد ملی ایران، غلظت Cd ، Pb ، Cu ، Mn ، Zn ، Fe در کمپوست‌های تولید شده در این تحقیق کمتر از حد مجاز بودند. اما تیمار شاهد از نظر غلظت کل و غلظت فلزات سنگین عصاره‌گیری شده با DTPA دارای بیشترین مقدار بود. در نهایت چنین نتیجه‌گیری می‌شود که چون افزودن بیوجار به‌ویژه بیوجار فعال شده و بیوجار در اندازه کوچک‌تر (۰/۵ الی ۲ میلی‌متر) به پسماند جامد شهری در حال کمپوست‌شدن باعث کاهش غلظت کل و غلظت زیست‌فراهم فلزات سنگین می‌شود، لذا توجه به موضوع کمپوست مشترک و تحقیقات بعدی حائز اهمیت است.

استناد: خلخال، کمال؛ ریحانی‌تبار، عادل؛ اوستان، شاهین؛ و علی‌اصغرزاد، ناصر. (۱۴۰۴). تأثیر اندازه و فعال‌سازی شیمیایی بیوجار بر زیست‌فراهمی برخی فلزات سنگین در کمپوست مشترک پسماند جامد شهری. مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۶ (۷)، ۱۹۶۷-۱۹۸۶.



<https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.396242.669951>

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.396242.669951>

مقدمه

مدیریت پسماندهای جامد شهری، یک نگرانی جهانی است؛ چرا که با صنعتی شدن و افزایش جمعیت جهان، تولید پسماند جامد به طور مداوم در حال افزایش است. برنامه محیط زیست سازمان ملل متحد گزارش کرده است که در سال ۲۰۲۰، تولید پسماند جامد شهری جهانی به ۱/۵ میلیارد تن در سال رسید و با توجه به رشد اقتصادی و جمعیت، پیش بینی می شود که اگر اقدامات فوری انجام نشود، این میزان تا سال ۲۰۵۰ به ۳/۸ میلیارد تن برسد که نمایانگر افزایش ۵۶ درصدی است (UNEP, 2024). بر اساس اطلاعات بانک جهانی، سرانه تولید پسماند در کشور ایران به ازای هر نفر در روز بین ۰/۵ تا ۰/۹۹ کیلوگرم و به صورت متوسط ۰/۶۵ کیلوگرم به ازای هر نفر در روز اعلام شده است (Kaza et al., 2018). براساس اطلاعات سایت worldpopulationreview در سال ۲۰۲۵، جمعیت ایران حدود ۹۲ میلیون نفر (۹۲,۴۱۷,۷۰۰) تخمین زده شده است و اگر این عدد را در ۰/۶۵ کیلوگرم ضرب کنیم، روزانه تقریباً ۶۰,۰۰۰ تن پسماند تولید می شود. اثرات زیست محیطی ناشی از تخلیه غیرقانونی زباله های جامد شهری یا مدیریت نادرست آن می تواند منجر به تغییر اقلیم، کاهش تنوع زیستی، آلودگی هوا، آب و خاک شود (UNEP, 2024). بنابراین مدیریت صحیح پسماند شهری یعنی به حداقل رساندن تولید پسماند جامد شهری، به حداکثر رساندن استفاده مجدد، بازیافت، تولید کمپوست و استفاده از مواد جایگزین سازگار با محیط زیست بایستی به جد اجرا شود (Ingle et al., 2017). در میان روش های مختلف مدیریت پسماند، کمپوست کردن به دلیل هزینه های عملیاتی کم و مزایای اجتماعی و زیست محیطی، مورد توجه است. اما تولید و مصرف کمپوست با مشکلاتی همچون انتشار گازهای گلخانه ای (CH_4 , CO_2 and N_2O) و بوی بد، هدررفت نیتروژن و آلودگی منابع آب و خاک به فلزات سنگین همراه است (Nguyen et al, 2022; Li et al, 2023). یگانه و همکاران (۱۴۰۴) گزارش کردند که نتایج پایش کمپوست های تولیدی از پسماند جامد شهری کل کشور نشان داد که هیچ کدام از کمپوست های تولید شده در کشور، شرایط پایدار کمپوست استاندارد را ندارند و لازم است از نظر محتوای کربن آلی، مواد خارجی، سرب و نیکل مورد بررسی قرار بگیرند و کیفیت آن ها بهبود یابد، در غیر این صورت برای استفاده در زمین های کشاورزی مناسب نیستند. آنان همچنین بیان کردند که مهم ترین عواملی که عدم انطباق آن باید به طور جدی مورد اصلاح قرار بگیرد، ابتدا درصد کربن آلی و سپس غلظت فلزات سنگین است (یگانه و همکاران، ۱۴۰۴). بنابراین برای کاهش اثرات منفی کمپوست و بهبود کمپوست تولیدی، لازم است از یک سری مواد افزودنی مانند بیوچار در ابتدای فرایند کمپوست شدن که به "کو کمپوستینگ" معروف است استفاده شود (Barthod et al., 2018). اصلاح پارامترهای فیزیکی شیمیایی کلیدی در مواد اولیه مانند درصد کربن آلی، نسبت C/N و pH توسط بیوچار باعث بهبود جنبه های منفی کمپوست پسماند شهری همچون هدررفت نیتروژن و آلودگی به فلزات سنگین می شود. حذف فلزات سنگین در طول فرایند کمپوست سازی دشوار است؛ بنابراین، کاهش فراهمی زیستی فلزات سنگین، راهکار اصلی برای کاهش آلودگی ناشی از این فلزات در طی کمپوست سازی محسوب می شود (Chen et al., 2022).

بیوچار ماده جامد غنی از کربن است که از تبدیل ترموشیمیایی زیست توده در شرایط بدون اکسیژن بدست می آید (IBI, 2012). از جنبه های مفید آن می توان به بهبود کیفیت و حاصلخیزی خاک، کاهش گرمایش جهانی با ترسیب کربن و نگهداری گازهای گلخانه ای (CH_4 , CO_2 و N_2O)، رفع آلودگی خاک از فلزات سنگین و آلاینده های آلی و همچنین اخیراً به عنوان افزودنی در فرایند کمپوست شدن مشترک اشاره کرد (Barthod et al., 2018). بیوچار به دلیل ساختار متخلخل، سطح ویژه بالا، تبادل یونی بالا، گروه های عاملی اکسیژن دار فعال و کربن آروماتیک و مقاوم به تجزیه، باعث افزایش تهویه و تجزیه سریع تر مواد سمی در اثر متابولیسم مشترک، هوموسی شدن، کاهش فراهمی زیستی و تحرک فلزات سنگین، کاهش هدررفت نیتروژن، کاهش انتشار گازهای گلخانه ای و کاهش مدت زمان کمپوست شدن می شود (Nguyen et al, 2022; Awasthi et al. 2017a, b). خصوصیات فیزیکی شیمیایی بیوچار ممکن است بر کارایی آن برای بهبود کیفیت کمپوست تأثیر گذارد. یکی از این ویژگی ها اندازه فیزیکی ذرات بیوچار است. اندازه ذرات بیوچار بر توزیع منافذ در توده کمپوست و در نتیجه بر ریز محیط های هوازی و قرار گرفتن در معرض مواد شیمیایی با گروه های عاملی روی سطوح بیوچار تأثیر می گذارد (He et al, 2019). با این حال، مطالعات قبلی بینش محدودی در مورد تأثیر اندازه ذرات بیوچار بر فرایند کمپوست مشترک ارائه داده اند.

از طرف دیگر فعال سازی باعث افزایش سطح ویژه، قطر منافذ و همچنین بهبود تخلخل می شود (Panwar and Pawar, 2020). روش های فعال سازی فیزیکی و شیمیایی متداول ترین فرایندهای مورد استفاده برای تهیه بیوچار فعال هستند (Lee et al., 2018). هر دو روش بر ویژگی های فیزیکی محصول نهایی، مانند شکل و اندازه آن تأثیر می گذارند (Ali, 2010). اما فعال سازی شیمیایی (که به آن



اکسیداسیون تر نیز گفته می‌شود) (Puziy et al., 2002)، نسبت به فعال‌سازی فیزیکی کاربرد گسترده‌تری دارد، زیرا (۱) نیاز به زمان فرایند و دمای فعال‌سازی کمتری دارد. (۲) سطح ویژه و بازده بیوپار افزایش می‌دهد و (۳) باعث ایجاد ساختار میکرومتخلخل می‌شود (Panwar and Pawar, 2020). Ye et al, (2019) گزارش کردند که بیوپار تهیه شده از بقایای ذرت و فعال شده با HCl ۱ مولار نسبت به بیوپار فعال نشده به دلیل افزایش تخلخل، نانوذرات، سطح ویژه و در نتیجه افزایش فراهمی زیستگاه‌ها برای ریزجانداران موجود در کمپوست (تهیه شده از زیست توده اولیه کلش گندم و سبزیجات) باعث افزایش تهویه، افزایش نگهداشت عناصر غذایی، بهبود رشد و فعالیت میکروبی و افزایش دمای فاز ترموفیلی (افزایش شدت تنفس میکروبی) کمپوست شد. اگرچه در چند سال اخیر تحقیقات محدودی در سطح جهانی در مورد کمپوست مشترک بیوپار صورت گرفته اما درخصوص استفاده از بیوپار فعال‌شده و اندازه ذرات بیوپار در کمپوست‌سازی اطلاعات بسیار محدود است. هدف این پژوهش مطالعه تأثیر اندازه ذرات و فعال‌سازی بیوپار با NaOH و H₂SO₄ بر تحرک عناصر غذایی و فلزات سنگین در کمپوست پسماند شهری با C/N اولیه و پایین برای اولین بار در ایران بود.

مواد و روش‌ها

تهیه بیوپار، تفکیک اندازه و فعال‌سازی شیمیایی

بیوپار به روش پیرولیز آهسته در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس از زیست‌توده ضایعات حاصل از هرس درختان آلو و انار در شرایط بدون اکسیژن با عبور جریان گاز آرگون (با دبی ورودی ۲٫۵ لیتر در دقیقه) تهیه شد. پس از آماده‌سازی زیست‌توده، از الک ۴ میلی‌متری عبور داده شد و سپس درون کوره قرار گرفت. با تغییر ۱۰ درجه سلسیوس در هر دقیقه دما به ۴۰۰ درجه سلسیوس رسانده شد و زیست‌توده یک ساعت در این دما نگهداری شد (Singh et al, 2017). بیوپار تهیه شده با استفاده از الک در اندازه‌های ۰٫۵ تا ۱ (B_{0.5-1mm})، ۱ تا ۲ (B_{1-2mm}) و ۲ تا ۴ میلی‌متر (B_{2-4mm}) تفکیک شد. برای فعال‌سازی از بیوپار در اندازه ۰٫۵ تا ۱ میلی‌متر استفاده شد. بیوپار تهیه شده (B_{0.5-1mm}) با محلول NaOH و H₂SO₄ ۲ مولار با نسبت ۲:۱ (بیوپار ۱: محلول ۲) به مدت ۲ ساعت زیر هود مخلوط شد، سپس سوسپانسیون صاف و بیوپار صاف شده چندین بار با آب مقطر شسته شد تا زمانی که pH در حدود ۷ ثابت شد. بیوپار شسته شده به مدت ۱۲ ساعت در آون در دمای ۶۵ درجه سلسیوس قرار داده شد تا خشک شد (اصلاح شده روش Fan et al., 2010).

جمع‌آوری و آماده‌سازی پسماند جامد شهری

پسماند جامد شهری از محل دفن شهرداری کلان شهر تبریز جمع‌آوری و بعد از تفکیک و انتقال به ایستگاه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز (در طول شرقی ۴۶ درجه و ۲۳ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۲۷ دقیقه و عرض شمالی ۳۸ درجه و ۰۰ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۰۲ دقیقه) به اندازه کمتر از ۵ سانتی‌متر خرد شد.

تجزیه شیمیایی بیوپارها و پسماند جامد شهری

pH و EC بیوپار در نسبت ۱ به ۱۰ با آب مقطر (Singh et al, 2017)، CEC بیوپار به روش Wang و همکاران (۲۰۱۳) و محتوای کربن، نیتروژن، هیدروژن و گوگرد کل نیز به روش آنالیز CHNS (Elementar vario EL III آلمان) اندازه‌گیری شدند. برای اندازه‌گیری مقدار خاکستر، ابتدا بیوپار در ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۲ ساعت در آون خشک شد و سپس در کوره با دمای ۷۵۰ درجه سلسیوس به مدت ۶ ساعت حرارت دید و با استفاده از رابطه (۱) غلظت خاکستر بدست آمد. پس از محاسبه درصد اکسیژن با استفاده از روش تفاضل (رابطه ۲) نسبت‌های H/C، C/N، O/C نیز محاسبه شدند (Singh et al, 2017):

$$\text{Ash\%} = \frac{\text{Weight residue after 750 oC}}{\text{Weight 105 oC dried}} \times 100 \quad \text{رابطه ۱}$$

$$(\%w/w) O = 100 - (\%w/w) \text{ Ash} - C (\%w/w) - H (\%w/w) - N (\%w/w) - S (\%w/w) \quad \text{رابطه ۲}$$

غلظت کل عناصر (P, K, Na, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd و Ni) در بیوپار و پسماند جامد شهری با هضم خاکستر به وسیله مخلوط دو اسید با نسبت ۳ به ۱ (۳۰۰ میلی‌لیتر HCl غلیظ و ۱۰۰ میلی‌لیتر HNO₃ غلیظ که مجموعاً با آب مقطر به حجم یک لیتر رسانده شد) تعیین شد (Jones Jr & Case, 1990). فسفر قابل دسترس با روش بی‌کربنات سدیم (Kuo, 1996)، پتاسیم و سدیم محلول در آب مقطر با استفاده از نسبت ۱ به ۱۰ و با دستگاه فلیم‌فوتومتر (مدل Corning 410)، Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cd و Ni عصاره‌گیری شده با DTPA (Lindsay & Norvell, 1978) و با دستگاه جذب اتمی (Shimadzu, AA-6300) اندازه‌گیری شد. گروه‌های عاملی بیوپار از طریق تکنیک FTIR (Bruker شرکت Tensor 27) و مورفولوژی سطح بیوپار از طریق SEM (G-SEM MIRA3 FE)

تولید کمیوست مشترک بیوجار و پسماند جامد شهری

تجزیه شمایی، کمیوست مشترک

$$\%C = \frac{(100 - \%ash)}{1.8} \times 100 \quad \text{رابطه ۳}$$

$$\%GI = \frac{\text{seed germination rate in treatment (\%)} \times \text{root length in treatment (mm)}}{\text{seed germination rate in control (\%)} \times \text{root length in control (mm)}} \times 100 \quad \text{رابطه ۴}$$
$$LSD = t_{0.05, df} \times S_d \quad (5)$$

$(S_d = \sqrt{(2 \times MSE) \div r})$ MSE - میانگین مربعات خطا - S_d - انحراف معیار r - تعداد تکرار

ویژگی‌های مواد اولیه

1. European Biochar Certificate

بیش از ۰/۷ نشانه‌ای از خصوصیات غیر پیرولیتیک یا کاستی‌های پیرولیز است (Schimmelpfennig and Glaser, 2012). نسبت O/C نیز برای توصیف بیوپار و متمایز کردن آن از سایر محصولات کربن‌سازی مرتبط است (Schimmelpfennig and Glaser, 2012). نسبت مولی H/C در تمام بیوپارها کمتر از ۰/۷ بوده و همانند نتایج خواجوی‌شجاعی و همکاران (۱۴۰۰) فعال‌سازی بیوپار با اسید سولفوریک باعث افزایش نسبت مولی O/C و H/C و کاهش نسبت C/N شد. به عبارت دیگر فعال‌سازی بیوپار با H_2SO_4 باعث کاهش درصد خاکستر، هیدروژن، کربن و نیتروژن و افزایش درصد اکسیژن و گوگرد در این تحقیق شد. خواجوی‌شجاعی و همکاران (۱۴۰۰) گزارش کردند که اسید سولفوریک باعث کاهش درصد خاکستر و کربن (غیرفعال یا تثبیت شده) در بیوپار شد، چراکه فعال‌سازی بیوپار با اسید سبب تجزیه مواد لیگنوسلولزی، آلیفاتیک و آروماتیک (Fierro et al., 2010) و با تجزیه این مواد، بخش باقیمانده کربن پایدار در ساختار بیوپار فعال شده با اسید نسبت به بیوپار اولیه کاهش می‌یابد. Vithanage و همکاران (۲۰۱۵) نیز گزارش کردند که اکسیداسیون بیوپار توسط عامل اکسید کننده مانند اسید سولفوریک باعث اضافه شدن گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن (هیدروکسیل، کربوکسیل و کربونیل) به سطح بیوپار شد که این می‌تواند دلیل افزایش درصد اکسیژن و نسبت O/C در بیوپار فعال شده با اسید باشد. افزایش نسبت H/C با فعال‌سازی اسید ممکن است به دلیل کاهش کربن و آروماتیک بودن باشد. افزایش نسبت مولی O/C و H/C نشان‌دهنده کاهش خاصیت آگریزی است (Chun et al. 2004) که کاهش آگریزی بیوپار باعث افزایش نگهداشت آب می‌شود. برخلاف بیوپار فعال شده با H_2SO_4 ، فعال‌سازی بیوپار با NaOH باعث افزایش درصد کربن، نیتروژن، هیدروژن و کاهش خاکستر، گوگرد، اکسیژن و نسبت‌های مولی O/C و H/C شد. در طول کربنیزاسیون زیست توده، آزدایی (آزادابی) (آزادابی) که طی آن توسط گرما یا واکنش شیمیایی مولکول‌های آب از یک ماده حذف می‌شوند، کربوکسیلاسیون^۲ (افزودن یک گروه کربوکسیل $COOH$ به یک ترکیب آلی) و متاناسیون^۳ (آزادابی) که طی آن دی‌اکسید کربن و هیدروژن به متان تبدیل می‌شوند) سه مسیر اصلی برای کاهش نسبت‌های اتمی H/C و O/C بودند (Chen et al., 2005). اصلاح بیوپار بسته به ماهیت ماده اصلاح کننده باعث تغییر pH شد. بدین ترتیب که فعال‌سازی بیوپار با NaOH باعث افزایش و فعال‌سازی بیوپار با H_2SO_4 باعث کاهش pH شد. همانطور که در جدول ۱ مشاهده می‌شود قابلیت هدایت الکتریکی (EC) بیوپار فعال شده با H_2SO_4 نسبت به بقیه بیوپارها بیشتر بود که احتمالاً دلیل آن H^+ حاصل از اسید سولفوریک است. اصلاح بیوپار با H_2SO_4 و NaOH باعث افزایش گروه‌های عاملی کربوکسیل و هیدروکسیل و در نتیجه افزایش CEC شد، چون CEC به‌طور مستقیم به بار سطح وابسته است و بار سطح نشأت گرفته از گروه‌های عاملی موجود در سطح می‌باشد. بیوپار معمولی دارای مقدار پتاسیم، فسفر، کلسیم، منیزیم، آهن و منگنز کل بیشتری نسبت به بیوپارهای فعال شده است که با توجه به اینکه دارای بیشترین درصد خاکستر (۲۵٪) می‌باشد این موضوع قابل توجه است.

تأثیر فعال‌سازی شیمیایی بر ویژگی‌های بیوپار

شکل ۱ مرفولوژی و سطح بیوپار و بیوپار فعال شده را در ۲ بزرگمایی ۱۰۰ و ۱۰۰۰ برابر نشان می‌دهد. اصلاح بیوپار با NaOH و H_2SO_4 با تخریب سطح بیوپار باعث ایجاد سطوح ناهموار و ساختار نامنظم شد ولی تخریب سطوح توسط H_2SO_4 بیشتر از NaOH بود. همان‌طور که در شکل ۱c هم مشاهده می‌شود، فعال‌سازی بیوپار با اسید سبب شکستن دیواره منافذ و گسترش منافذ میکرو به منافذ مزو و ماکرو می‌شود که در نتیجه آن گروه‌های عاملی مانند هیدروکسیل، کربوکسیل، کتون و سایر گروه‌های اکسیژن‌دار بیشتری ایجاد می‌شوند (Li et al., 2014). همانند نتایج این تحقیق، Yang و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که فعال‌سازی بیوپار با NaOH باعث ایجاد ساختار متخلخل و منافذ عمیق نسبت به بیوپار اولیه شد که این نشان می‌دهد بیوپار فعال شده یک جاذب موثر با سطح ویژه و حجم منافذ بیشتر در مقایسه با بیوپار اولیه است. An و همکاران (۲۰۲۰) گزارش کردند که فعال‌سازی شیمیایی بیوپار به طور قابل توجهی ساختار سطح بیوپار را تغییر داد و باعث افزایش سطح ویژه شد.

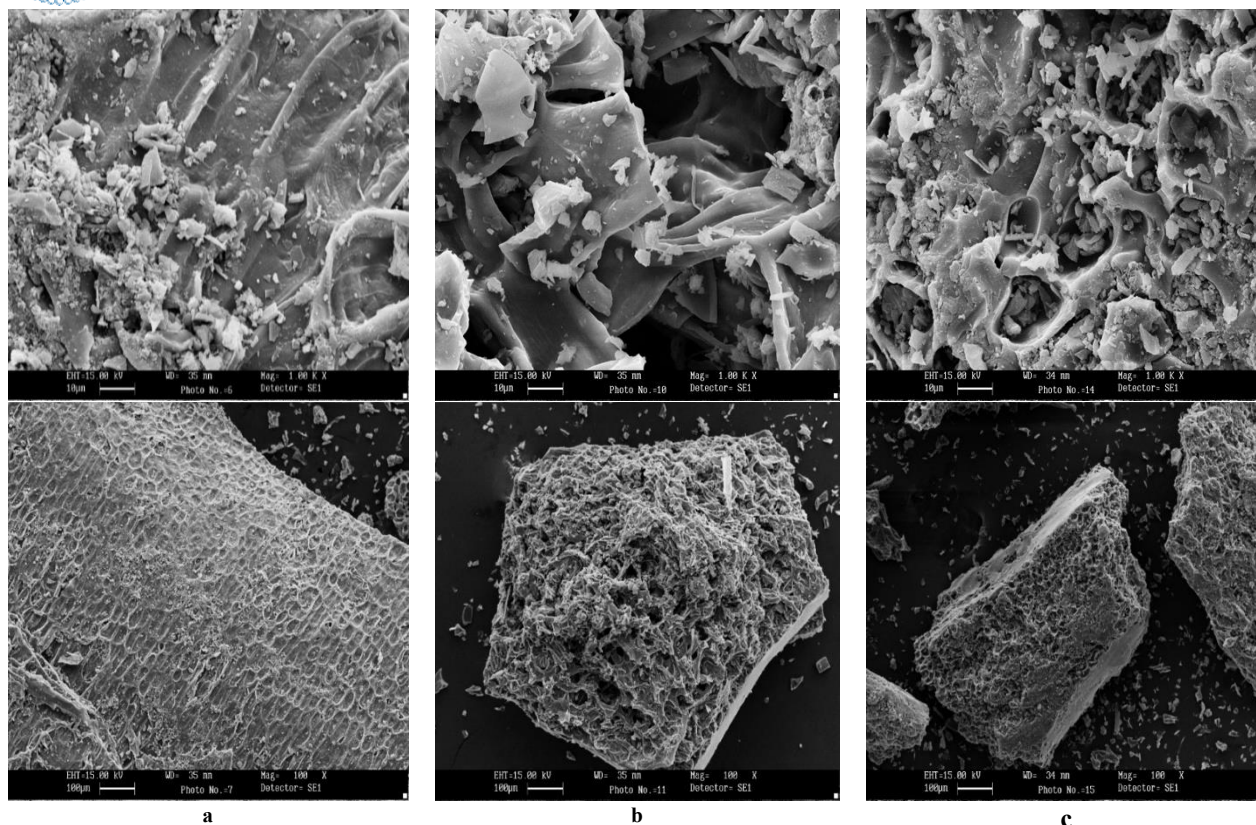
در شکل ۲ پیک بلند و پهن در ناحیه 3400 cm^{-1} بیانگر هیدروکسیل فنلی، ناحیه 2840 cm^{-1} الی 2950 cm^{-1} مربوط به حضور C-H در CH_2 (ساختار آلیفاتیک)، ناحیه 1540 cm^{-1} الی 1660 cm^{-1} مربوط به حضور C=C (ساختار آروماتیک) و حضور C=O گروه کربونیل کربوکسیلیک، ناحیه 1450 cm^{-1} الی 1460 cm^{-1} مربوط به حضور C-H در CH_3 (ساختار آلیفاتیک)، ناحیه 1110 cm^{-1} الی 1130 cm^{-1} مربوط به حضور C-O در الکل‌ها و یا اترهای ثانویه و ناحیه 1000 cm^{-1} الی 1100 cm^{-1} مربوط به حضور C-O در پلی ساکاریدها یا پیوند Si-O متعلق

به ناخالصی سیلیکات‌ها است (Enev et al, 2014). همانند نتایج (Dehkhoda et al (2014) فعال سازی شیمیایی بیوجار از شدت پیک‌های ذکر شده کاست که نشان‌دهنده حذف یا کاهش برخی اتم‌هاست. فعال سازی بیوجار با NaOH و H_2SO_4 هر کدام یک پیک در ناحیه cm^{-1} ۱۲۶۰ الی ۱۲۷۰ مربوط به حضور C-O در اریل استرها (ساختار آروماتیک) ایجاد کردند و H_2SO_4 یک پیک در ناحیه ۱۳۸۴ (مربوط به حضور C-H در CH_2 یا CH_3) (ساختار آلیفاتیک) ایجاد کرد.

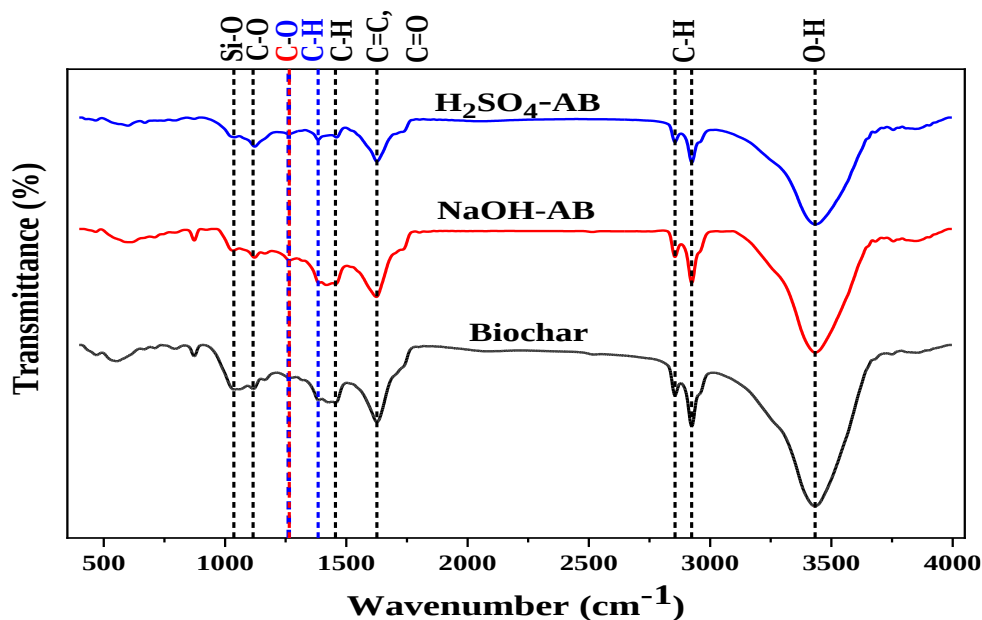
جدول ۱. خصوصیات انواع بیچار و پسماند جامد شهری

Properties	Unit	MSW	B* (0.5-1mm)	B* (1-2mm)	B* (2-4mm)	NaOH-AB**	H ₂ SO ₄ -AB**
Ash	(g/100g)	۷۲/۰۵	۲۵/۵۷	۱۹/۷۵	۱۹/۰۲	۱۸/۸	۱۷/۹۵
C	(g/100g)	۱۶/۰۳	۵۴/۴۷	۵۴/۴۷	۵۴/۴۷	۶۳/۶۱	۵۰/۶۷
H	(g/100g)	-/۷۵	۱/۶	۱/۶	۱/۶	۱/۶۹	۱/۵۴
N	(g/100g)	۱/۲۸	۱/۰۱	-/۸۸	-/۸۵	۱/۲۲	-/۹۵
S	(g/100g)	-/۷۴	-/۳۶	-/۳۶	-/۳۶۰	-/۲۷	۱/۸۱
O	(g/100g)	۸/۸۸	۱۶/۹۹	۲۲/۹۴	۲۳/۷	۱۴/۴۱	۲۷/۰۸
O/C	-----	-/۴۲	-/۲۳	-/۳۲	-/۴۴	-/۱۷	-/۴
H/C	-----	-/۵۶	-/۳۵	-/۳۵	-/۳۵	-/۳۲	-/۳۶
C/N	-----	۱۲/۵۲	۵۳/۹۳	۱۶/۹	۶۴/۰۸	۵۲/۱۴	۵۳/۳۴
CEC	(Cmolc/kg)	-	۲۵/۰۴	۱۴/۷۴	۱۱/۷۶	۲۸/۳۴	۲۵/۵۷
pH	-----	۷/۵۷	۸/۶۶	۹/۰۶	۹/۱۸	۹/۲	۷/۷
EC	(dS/m)	۸/۲	-/۵۵	-/۳۴	-/۲۸	-/۴۷	۱/۷۶
Total P	(g/kg)	۱/۴۱	۱/۱۶	۱/۱۳	۱/۱۲	-/۹۴	-/۷۲
Total K	(g/kg)	۱۰/۶۶	۵/۰۳	۵/۰۳	۵/۱۳	۲/۶۷	۲/۴۷
Total Na	(g/kg)	۲/۶۴	-/۸۶	-/۷۸	-/۷۹	۲/۰۴	-/۳۵
Total Fe	(g/kg)	۱/۲۸	۱/۱۸	۱/۰۷	-/۸۳	۱/۱	۱/۰۱
Total Mn	(mg/kg)	۱۴۳/۳۴	۱۱۰/۷۸	۶۸/۷۳	۶۱/۲	۹۸/۸۷	۸۴/۰۴
Total Zn	(mg/kg)	۴۹/۴۷	۳۰/۱	۲۸/۳	۲۵/۴	۱۶۳/۷۱	۱۳۸/۲۱
Total Cu	(mg/kg)	۵۸/۰۱	۲۰/۶۷	۱۳/۸۵	۱۴/۱۸	۲۴/۲۴	۱۶/۷۷
Total Pb	(mg/kg)	۱۸۰/۵۲	۱۶۱/۱۳	۱۶۳/۹	۱۶۳/۹	۱۷۲/۲۱	۱۶۶/۶۷
Total Ni	(mg/kg)	۸۱/۹۱	۷۳/۱۲	۷۱/۶۶	۷۰/۱۹	۸۱/۱۸	۷۴/۵۹
soluble K	(g/kg)	۵/۸	۱/۴۴	۱/۳۴	۱/۰۵	-/۲۸	-/۶۵
soluble Na	(g/kg)	۲/۳۶	-/۶۶	-/۵	-/۳۷	۱/۷۱	-/۱۸
Olsen-P	(mg/kg)	۱۶۳/۵	۵۱/۷۵	۲۴/۵	۱۱/۵	۳۷/۳۸	۱۱/۳۱
DTPA- Fe	(mg/kg)	۵۲۱/۳۲	۲۹/۸۱	۲۶/۹۸	۲۵/۶۵	۲۷/۳۱	۱۹/۶۴
DTPA- Mn	(mg/kg)	۳۵/۵۴	۴/۴۶	۱/۰۴	۰/۱	۵/۵۷	۱/۸۹
DTPA- Zn	(mg/kg)	۴۷/۹۴	۱۰/۹۷	۲/۰۱	۵/۳۶	۲۷/۳۴	۳
DTPA- Cu	(mg/kg)	۲۳/۳۵	۸/۷۴	۷/۰۲	۷/۳۶	۸/۶۳	۷/۵۹
DTPA- Pb	(mg/kg)	۷/۴۷	-/۳	-/۰۴	-/۳	-/۰۰	-/۱۷
DTPA- Ni	(mg/kg)	۴۰/۳۷	۵/۳۴	۶/۰۵	۶/۰۵	-/۰	۴/۹۲
DTPA- Cd	(mg/kg)	-/۱۲	-/۰۰	-/۰۰	-/۰۰	-/۰۰	-/۰۰

*B=Biochar **AB=Activated biochar



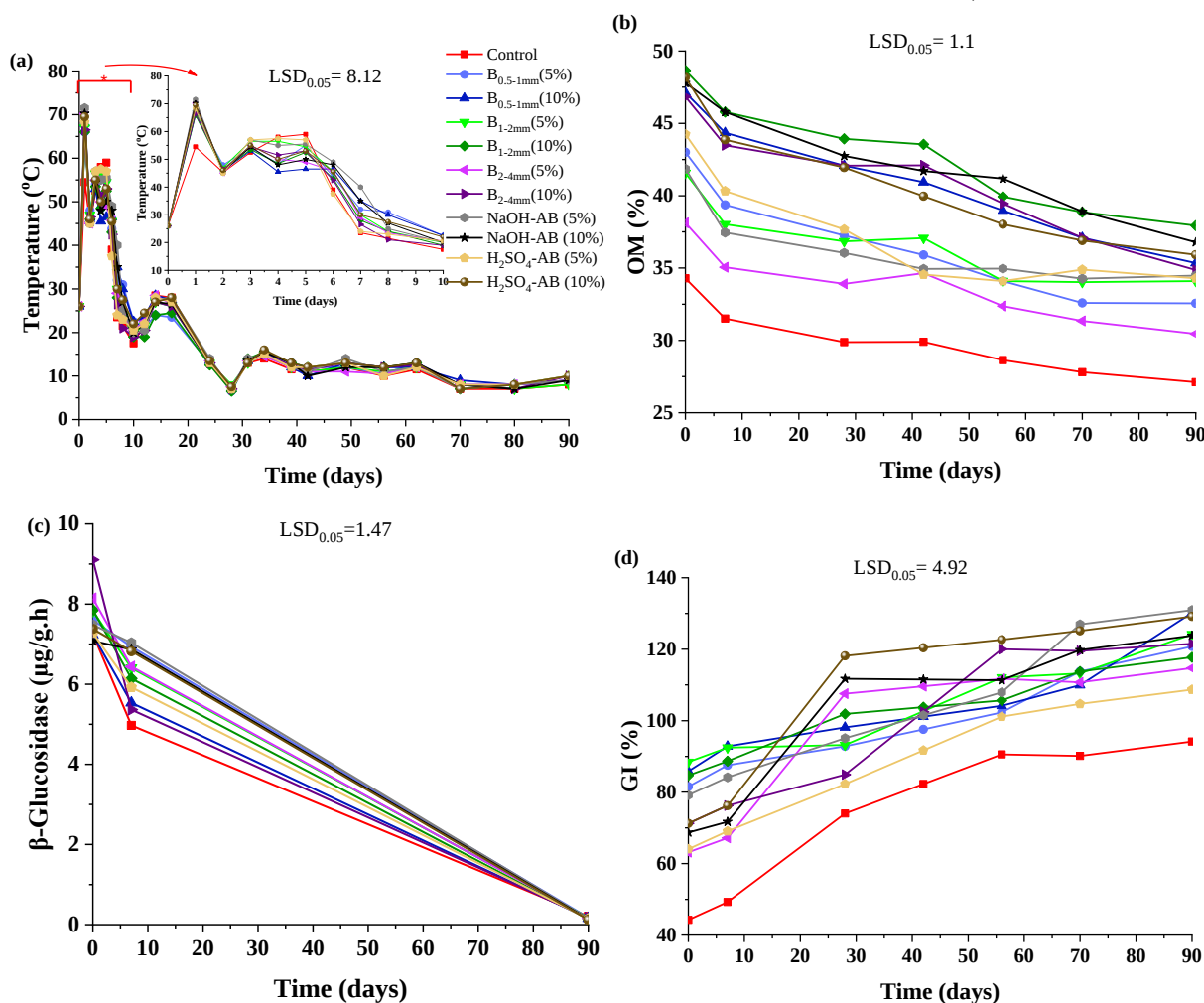
شکل ۱. تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) از ساختارهای منافذ سطحی بیوچار (a)، بیوچار فعال شده با NaOH (b) و H_2SO_4 (c)



شکل ۲. طیف FTIR بیوچار و بیوچار فعال شده (NaOH-AB and H_2SO_4 -AB)

تغییرات دما، غلظت ماده آلی، فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز و شاخص جوانه‌زنی در طول کمپوست شدن تغییرات روزانه دما به عنوان شاخصی از فعالیت‌های میکروبی در بازه زمانی کمپوست شدن مشترک اندازه‌گیری شد. افزودن بیوچار دما را در فاز ترموفیلی افزایش داد ($p < 0.05$) که نشان‌دهنده اثر بیوچار بر فعالیت میکروبی است (شکل ۳a). تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی فاکتور زمان و برهمکنش تیمار $\times$ زمان معنادار ($p < 0.01$) بودند (جدول ۲). به غیر از تیمار شاهد و 5% $AB-H_2SO_4$ که طول دوره ترموفیلی آن‌ها ۵ روز بود، بقیه کمپوست‌های دریافت کننده بیوچار طول دوره ترموفیلی بیشتری (۶ و ۷ روز) داشتند. در روز اول فاز

ترموفیل، پایین ترین دما ($54/5^{\circ}\text{C}$) مربوط به تیمار شاهد و بالاترین دما ($71/5^{\circ}\text{C}$) و طولانی ترین دوره ترموفیلی (۷ روز) مربوط به تیمار 5% AB-NaOH بود که این اختلاف احتمالاً به دلیل افزایش فعالیت میکروبی ناشی از حضور بیوپار فعال شده با NaOH با سطح ویژه بالا و گروه های عاملی حاوی اکسیژن زیاد است. نتایج این تحقیق نشان داد که اندازه ذرات بیوپار بر دمای مرحله ترموفیلی تأثیر معناداری نداشت ($p>0.05$). در این پژوهش تیمارهای بیوپار نسبت به شاهد با تحریک فعالیت میکروبی منجر به شروع زود هنگام فاز ترموفیلی، افزایش دما و طولانی تر شدن این مرحله شدند که موافق با نتایج دیگر محققان نیز می باشد (Behera & Samal, 2022; Manu et al., 2021; Chen et al., 2010).



شکل ۳. تغییرات دما (a)، غلظت ماده آلی (b)، فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز (c) و شاخص جوانه زنی (d) در طول فرایند کمپوست شدن مشترک.

جدول ۴. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوپار بر برخی پارامترهای رسیدگی در طول کمپوست شدن مشترک

منبع	درجه آزادی	دما	درجه آزادی	ماده آلی	درجه آزادی	B-glucosidase	درجه آزادی	شاخص جوانه زنی
تیمار	۱۰	۱۱/۷۵ ns	۱۰	۲۱۶/۳۵**	۱۰	۰/۷Ns	۱۰	۱۲۱۹/۱**
خطا (تیمار)	۱۱	۷/۱۳	۱۱	۰/۰۹	۱۱	۰/۵۹	۱۱	۳۲/۴۳
زمان	۳/۶۵	۳۹۱۰۶/۴**	۱/۳۱	۱۱۷۹/۷**	۲	۳۶۰/۴۱**	۶	۶۷۲۸/۲۴**
تیمار×زمان	۳۶/۵۵	۵۰/۵۸**	۱۳/۰۵	۱۰**	۲۰	۰/۸۱Ns	۶۰	۱۰۰/۶۱**
خطا (زمان)	۴۰/۲	۱۶/۱۵	۱۴/۳۶	۰/۲۵	۲۲	۰/۵	۶۶	۶/۰۸
ضریب تغییرات (%)		۷۰/۱		۱۳/۳		۳۲		۲۰

* معنی دار در سطح احتمال ۹۹%، ** معنی دار در سطح احتمال ۹۵% و ns غیر معنی دار

تجزیه واریانس نشان داد که همه فاکتورها (تیمار، زمان، تیمار×زمان) بر تغییرات غلظت ماده آلی معنادار بودند ($p<0.01$) (جدول ۲). روند تغییرات ماده آلی کاهشی بود که به دلیل مصرف کربن توسط ریزجانداران در طول فرایند کمپوست شدن می باشد (شکل ۳b). پس

از دوره ترموفیلی روند کاهشی در غلظت ماده آلی کند شد. در این مرحله دما کاهش یافته و فعالیت میکروبی به دلیل کاهش مواد آلی به راحتی تجزیه پذیر، کاهش یافت. در کمپوست نهایی بالاترین درصد ماده آلی (۳۷,۹۳٪) مربوط به B_{1-2mm} 10٪ و کمترین درصد ماده آلی (۲۷,۱٪) مربوط به تیمار شاهد بود ($p < 0.05$). این موضوع نشان از بهبود یکی از مهمترین مشکلات کمپوست‌های پسماند جامد شهری کشور (کمبود مواد آلی) توسط بیوجار است. به طور کلی در تیمارهای بیوجار در سطح ۱۰ درصد، ماده آلی بیشتر از سطح ۵ درصد همین تیمارها بودند. بیوجار به دلیل مقاومت شیمیایی ساختار آروماتیک آن در طول کمپوست‌شدن دچار تخریب شدید نمی‌شود (Behera and Samal, 2022). در بین تیمارها، میزان تجزیه زیستی و کاهش مقدار OM برای تیمارهای بیوجار ۱۰٪ < تیمارهای بیوجار ۵٪ < شاهد بود که با نتایج (Manu et al, 2021) مطابقت داشت. کاهش مواد آلی در تیمار $AB-H_2SO_4$ 10٪ بیشترین (۲۵,۵٪) و در شاهد کمترین (۲۰,۵٪) بود. تاثیر عمده بیوجار بر کاهش مواد آلی (OM) با توانایی آن در افزایش فعالیت میکروبی و شدت تجزیه زیستی در مخلوط کمپوست مرتبط است. بر اساس مقدار مشخص شده در سازمان استاندارد ملی ایران کمپوست‌های بیوجار در سطح ۱۰ درصد H_2SO_4 -AB (10٪)، AB (10٪)، NaOH-AB (10٪)، B_{1-2mm} (10٪) و $B_{0.51mm}$ (10٪) به عنوان کمپوست درجه ۱ (حداقل ۳۵٪ ماده آلی) و بقیه کمپوست درجه ۲ (حداقل ۲۵٪ ماده آلی) به حساب می‌آیند (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۶).

آنزیم بتاگلوکوزیداز مسئول تبدیل واحدهای سلوبیوزی (دی‌ساکارید) به گلوکز به عنوان آخرین مرحله تجزیه سلولز محسوب می‌شود. تجزیه واریانس برای آنزیم بتاگلوکوزیداز نشان داد که تنها اثر اصلی فاکتور زمان معنادار بود ($p < 0.01$). همانند نتایج (Lin et al, 2022) در این پژوهش تیمارهای بیوجار در سطح ۵ و ۱۰٪ (به صورت میانگین ۲۱ درصد) فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز بیشتری در فاز ترموفیلی نسبت به شاهد داشتند. روند تغییرات فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز نسبت به آنزیم‌های دهیدروژناز، اوره‌آز و تنفس میکروبی در مطالعه Khalkhal و همکاران (۲۰۲۶) متفاوت و کاهشی بود و کاهش فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز در پایان کمپوست‌شدن به نزدیک صفر رسید (شکل ۳c). چون اکثر مواد سلولزی از زمان شروع تا پایان دوره ترموفیلی هیدرولیز می‌شوند لذا پس از فاز ترموفیل، سوبسترای سلولز بسیار اندک خواهد بود و در نتیجه بتاگلوکوزیداز فعالیت اندک خواهد داشت.

یکی از مهمترین تست‌های ارزیابی کیفیت کمپوست شاخص جوانه‌زنی است که معمولاً با استفاده از روش Zucconi و همکاران (۱۹۸۱) انجام می‌شود و مقدار استاندارد آن بیش از ۸۰ درصد تعیین شده است (Zucconi et al, 1981). تجزیه واریانس در طول کمپوست‌شدن نشان داد که اختلاف بین بیوجارها، زمان و همچنین اثر متقابل تیمار×زمان در مورد شاخص جوانه زنی معنادار بود ($p < 0.01$) و شاخص جوانه زنی در طول دوره کمپوست شدن مشترک یک روند افزایشی را داشت (شکل ۴d). شاخص جوانه‌زنی در ابتدا برای تمامی تیمارها پایین بود و این امر به دلیل تجزیه سریع مواد آلی در مراحل اولیه کمپوست، تولید مقادیر زیادی اسیدهای چرب فرار (VFAs) و آمونیوم است که برای جوانه‌زنی بذر سمی هستند (Jiang et al, 2018). در کمپوست نهایی، تیمار شاهد کمترین (۹۴٪) و تیمار AB-5٪ NaOH بیشترین شاخص جوانه‌زنی (۱۳۱٪) را به خود اختصاص دادند ($p < 0.05$). همانند نتایج این تحقیق برخی از محققان نیز گزارش کردند که شاخص جوانه‌زنی در کمپوست حاوی بیوجار بیشتر از بدون بیوجار بود (Wang et al, 2023; Manu et al, 2021). بر اساس معیارهای استاندارد ملی ایران تمام تیمارهای این پژوهش کمپوست درجه ۱ حساب می‌شوند چون شاخص جوانه زنی بیشتر از ۷۰ درصد داشتند (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۶).

تغییرات غلظت کل عناصر در طول کمپوست‌شدن

در این پژوهش، غلظت کل نیتروژن ابتدا به شدت کاهش و سپس به تدریج افزایش پیدا کرد ($p > 0.05$) (شکل ۴d). دلیل کاهش غلظت نیتروژن در فاز ترموفیلی می‌تواند تولید و فرار گاز در دنتریفیکاسیون و تصاعد آمونیاک باشد. شیب افزایش غلظت نیتروژن بعد از ۴ هفته در حضور انواع بیوجار به خصوص بیوجار فعال‌شده با NaOH بیشتر از تیمار شاهد بود که می‌تواند به دلیل جذب آمونیاک در منافذ داخلی بیوجار یا مناسب بودن بیوجار به عنوان زیستگاه برای باکتری‌های نیترات‌ساز باشد که آمونیوم را به نیترات تبدیل و از تصاعد آمونیاک جلوگیری می‌کنند (Behera and Samal, 2022; Jindo et al., 2020). در شرایط این پژوهش و در کمپوست نهایی بیشترین غلظت کل نیتروژن مربوط به کمپوست مشترک (5٪) NaOH-AB (۱,۳۷٪) بود. بر اساس استاندارد مشخص شده توسط سازمان استاندارد ملی ایران کمپوست‌های مشترک (10٪) B_{1-2mm} ، (5٪) NaOH-AB، (10٪) NaOH-AB، (5٪) H_2SO_4 -AB را به عنوان کمپوست درجه ۱ (مقدار استاندارد نیتروژن ۱,۲۵ تا ۱,۶۶٪) و بقیه کمپوست‌ها درجه ۲ به حساب می‌آیند (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۶).

تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی فاکتورهای تیمار، زمان و اثر متقابل تیمار×زمان برای غلظت کل عناصر (Fe, Na, K, P, Zn, Mn, Cu, Pb, Cd, Ni و Cr) معنادار بودند ($p < 0.01$) (جدول ۳ و ۴). همانند نتایج Zhang et al. (2016) و Awasthi et al. (2017b) روند تغییرات غلظت عناصر کل P و K مطابق با نتایج Awasthi et al. (2017b, 2020) و Li et al. (2015) و غلظت کل فلزات سنگین نیز در طول کمپوست شدن افزایشی بود (شکل ۴). دلیل افزایش غلظت کل عناصر در طول کمپوست شدن می تواند کاهش رطوبت، کاهش وزن و حجم محصول نهایی در اثر تجزیه باشد. به غیر از فسفر و آهن کل بیشترین افزایش در دوره ترموفیلی مشاهده شد. در این پژوهش در کمپوست نهایی، غلظت عناصر کل P, Fe, Cu, Pb و Cd در تیمار شاهد به طور معنادار ($p < 0.05$) بیشتر از بقیه تیمارها بود. بنابراین تمام تیمارهای بیوجار باعث کاهش غلظت فلزات سنگین به دلیل اثر رقت یا کاهش فراهمی عناصر غذایی به دلیل جذب سطحی بر روی بیوجار، شدند (Banegas et al, 2007). تیمار B_{1-2mm} (10%) در کمپوست نهایی دارای کمترین غلظت کل K, Fe, Ni, Cd و تیمار B_{0.5-1mm} (10%) دارای کمترین غلظت سرب بود. بر اساس حد مجاز فلزات سنگین در استاندارد ملی ایران کمپوست-های تولید در این پژوهش کمتر از حد مجاز آلودگی به فلزات سنگین و کمپوست درجه یک می باشد.

جدول ۵. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوجار بر غلظت برخی عناصر پرمصرف در طول کمپوست شدن مشترک

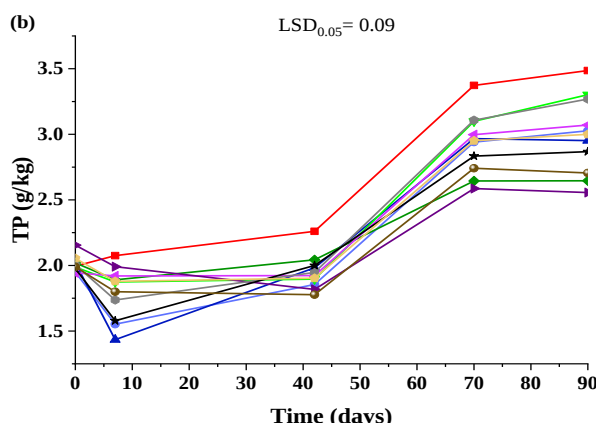
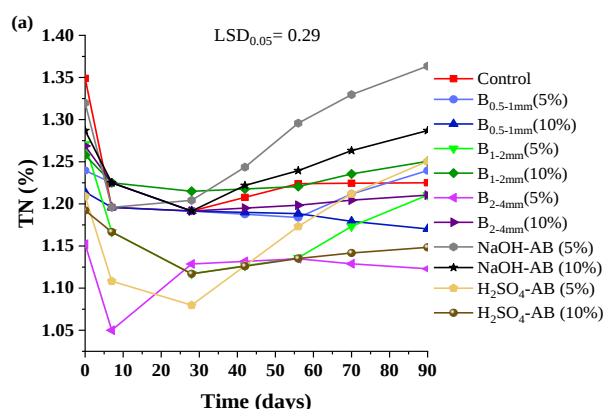
منبع	درجه آزادی	N	درجه آزادی	P	درجه آزادی	K
تیمار	۱۰	۰/۰۳ *	۱۰	۰/۱۶ **	۱۰	۲/۴۱ **
خطا (تیمار)	۱۱	۰/۰۱	۱۱	۰/۰۱ **	۱۱	۰/۱۷
زمان	۱/۱۸	۰/۱۴ *	۴	۱۴/۲۳ **	۲/۶	۵/۷۳ **
تیمار×زمان	۱۱/۷۷	۰/۰۱ ns	۴۰	۰/۱۱ **	۱۲/۴۶	۱/۷۸ **
خطا (زمان)	۱۲/۹۴	۰/۰۲	۴۴	۰/۰۰	۱۳/۷	۰/۱۲
ضریب تغییرات (%)		۶/۴		۲۱/۳		۱۱/۷

* معنی دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی دار در سطح احتمال ۹۵٪ و ns غیر معنی دار

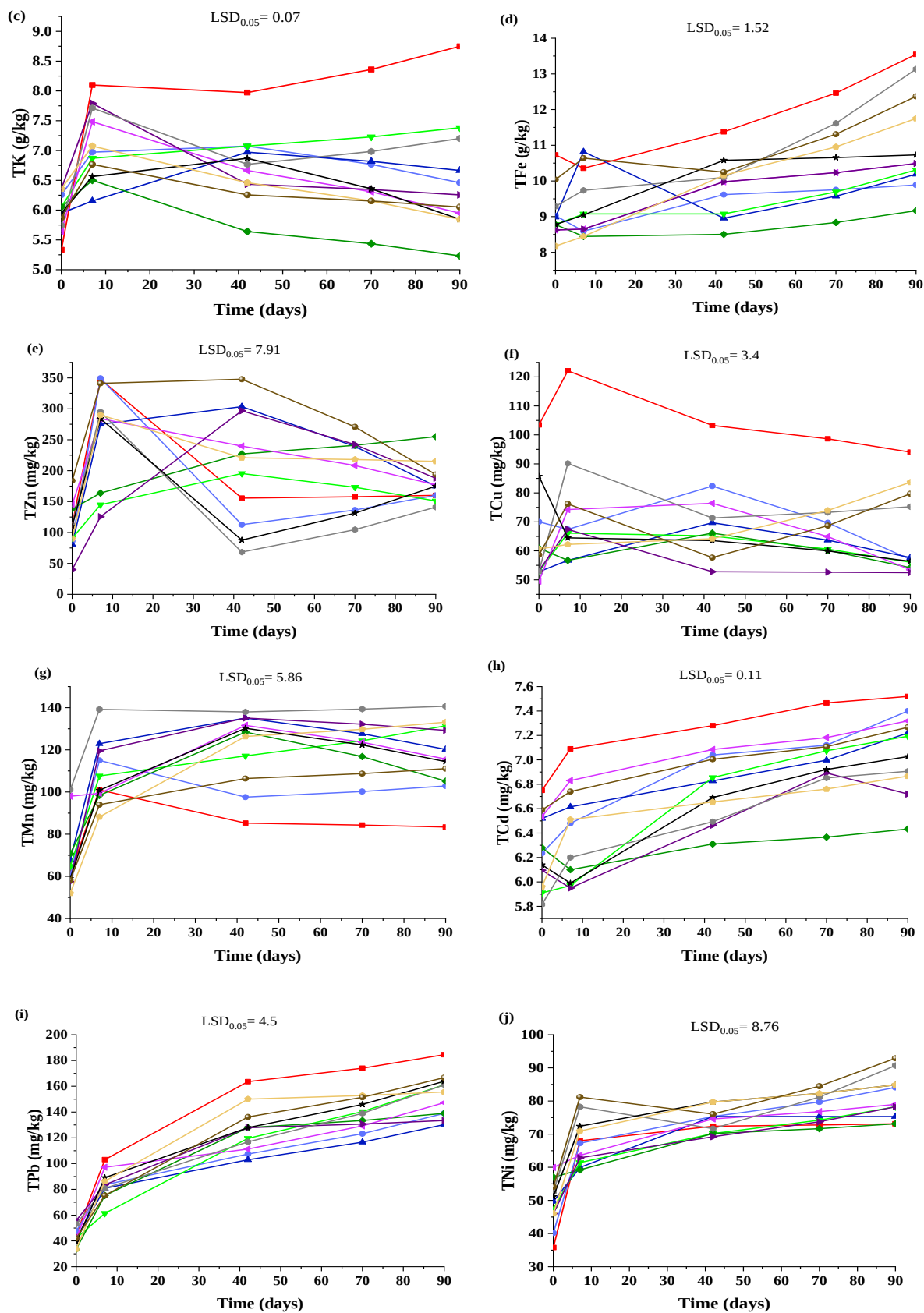
جدول ۶. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوجار بر غلظت کل فلزات سنگین در طول کمپوست شدن مشترک

منبع	درجه آزادی	Fe	درجه آزادی	Zn	Cu	Mn	Pb	Ni	درجه آزادی	Cd
تیمار	۱۰	۶۹۴۶۸۵۴ **	۱۰	۱۱۸۸۱/۳۸ **	۱۶۸۸/۲۳ **	۱۲۶۷/۳۵ **	۱۰۷۰/۸۹ **	۱۸۸/۹۶ **	۱۰	۰/۸۱ **
خطا (تیمار)	۱۱	۳۴۳۸۷۹	۱۱	۸۷/۹۵	۲/۳۳	۴۰/۸۹	۲۱/۷	۳۶/۹	۱۱	۰/۰۰
زمان	۱/۳۱	۳۸۹۲۹۹۲۱ **	۴	۲۶۶۷۸۶ **	۳۱۰/۲۸ **	۸۶۵۷/۲ **	۴۵۰۱۴/۴ **	۳۵۶۴/۹۷ **	۳/۱۱	۳/۶ **
تیمار×زمان	۱۳/۰۹	۲۶۷۷۵۲۴ **	۴۰	۸۴۰۲/۱۸ **	۱۶۷/۰۴ **	۳۵۸/۹۶ **	۲۴۲/۹۱ **	۴۳/۹۹ **	۳۱/۰۶	۰/۰۷ **
خطا (زمان)	۱۴/۴	۵۰۴۵۱۲	۴۴	۱۵/۵۷	۲/۵۸	۷/۶۵	۵/۰۴	۱۹/۱۱	۳۴/۱۶	۰/۰۰
ضریب تغییرات (%)		۱۲/۳		۴۷/۴	۲۲/۲	۲۹/۸	۳۹/۳	۱۸/۹	۱۸/۹	۶/۷

* معنی دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی دار در سطح احتمال ۹۵٪ و ns غیر معنی دار



شکل ۴. تغییرات غلظت کل برخی عناصر پرمصرف و فلزات سنگین در طول کمپوست شدن مشترک: نیتروژن (a)، فسفر (b)، پتاسیم (c)، آهن (d)، روی (e)، مس (f)، منگنز (g)، کادمیوم (h)، سرب (i) و نیکل (j).



ادامه شکل ۴. تغییرات غلظت کل برخی عناصر پرمصرف و فزات سنگین در طول کمپوست‌شدن مشترک: نیتروژن (a)، فسفر (b)، پتاسیم (c)، آهن (d)، روی (e)، مس (f)، منگنز (g)، کادمیوم (h)، سرب (i) و نیکل (j).

تحرك عناصر غذایی و فلزات سنگین در طول کمپوست شدن

تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی فاکتورهای تیمار و زمان برای غلظت قابل دسترس عناصر P, K, Na, Fe, Zn, Mn, Cu و Pb و Cd معنادار بودند (جدول ۵ و ۶). اثر فاکتور تیمار تنها برای Ni غیر معنادار بود. روند تغییرات غلظت عناصر P, K, Na افزایشی، عناصر Fe, Mn, Zn, Cu و Pb و Cd کاهش و Ni برخلاف بقیه عناصر روند خاصی نداشت (شکل ۵). در کمپوست نهایی تیمار شاهد برای عناصر P, K, Na ($p < 0.05$)، Fe, Zn, Mn, Cu و Cd ($p > 0.05$) دارای بیشترین غلظت قابل دسترس بود که می تواند منجر به آلودگی منابع آب و خاک شود. همانند نتایج Awasthi et al, (2017b) زیست فراهمی فلزات سنگین عصاره گیری شده با DTPA در تیمارهای بیوچار نسبت به شاهد کمتر است (شکل ۵). در کمپوست نهایی تیمار $AB-H_2SO_4$ 10% دارای کمترین غلظت Zn و Mn تیمار B_{1-2mm} 10% دارای کمترین غلظت Fe و Pb و تیمار $AB-NaOH$ 10% دارای کمترین غلظت Cd بود ($p < 0.05$). از جمله خواص بیوچار می توان به افزایش گروه های عاملی، pH ، CEC ، فعالیت میکروبی و مواد هیومیکی اشاره کرد که فراهمی فلزات سنگین و آلاینده های آلی را کاهش می دهد (Chen et al., 2022; Prost et al., 2013). Prost و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که کاهش زیست فراهمی فلزات سنگین در کوکمپوست بیوچار با پدیده تشکیل گروه های عاملی کاهنده اکسیژن مرتبط است که عمدتاً در نتیجه اکسیداسیون مربوط به فعالیت میکروبی اتفاق می افتد و باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی بیوچار و در نتیجه جذب فلزات سنگین می شود. از طرف دیگر چن و همکاران (۲۰۲۲) گزارش کردند که افزودن بیوچار مستقیماً فلزات سنگین را جذب نمی کند، بلکه که جامعه میکروبی، ماده آلی را به طور موثر تجزیه و تشکیل هیومیک اسید را افزایش می دهد و در نتیجه کاهش فراهمی زیستی فلزات سنگین را بهبود می بخشد.

جدول ۷. تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بیوچار بر برخی عناصر غذایی

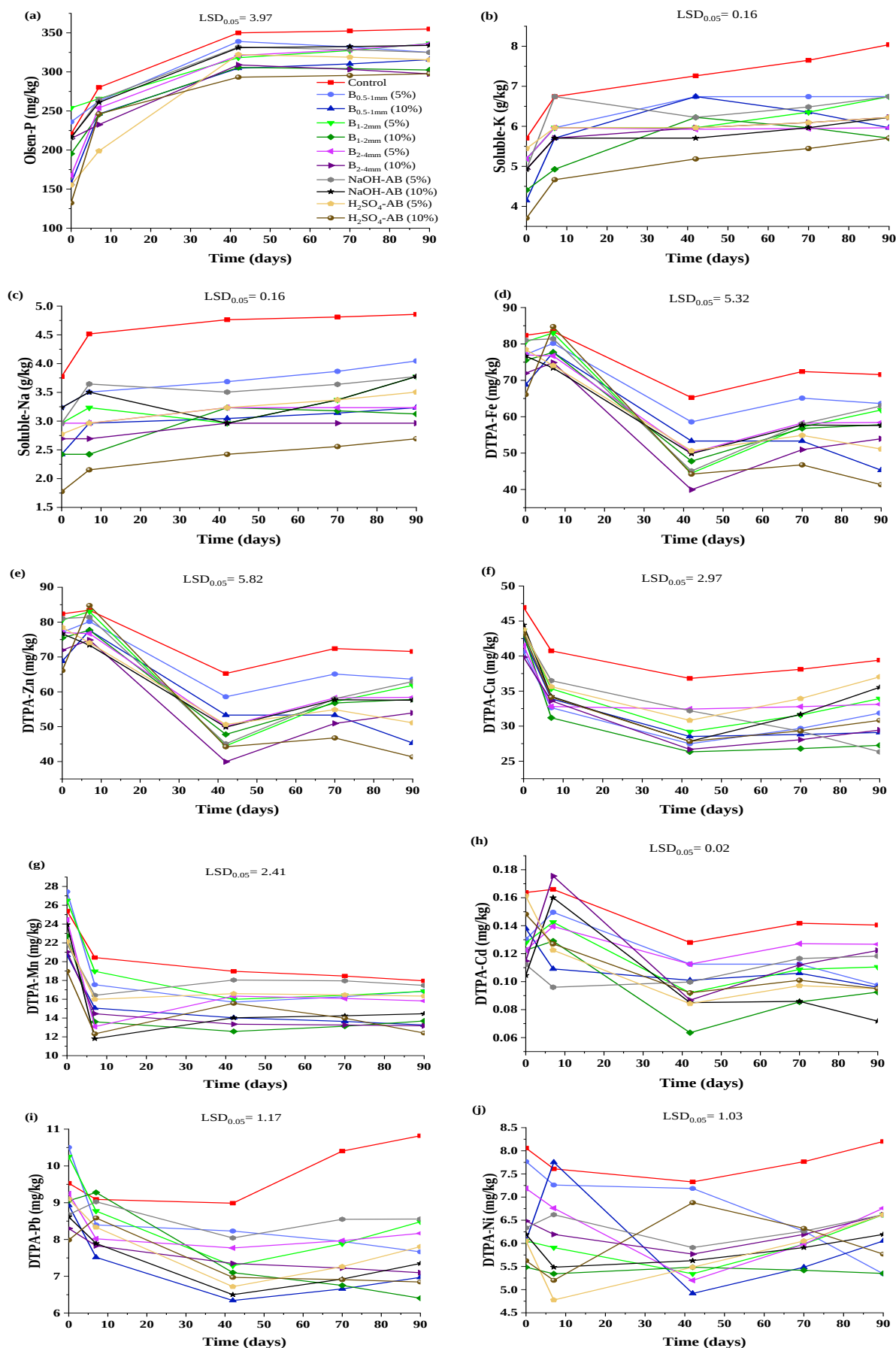
منبع	درجه آزادی	Olsen-P	Soluble-K	Soluble-Na
تیمار	۱۰	۳۵۰۰/۳۴**	۲/۸۶**	۳/۱۷**
خطا (تیمار)	۱۱	۶۴/۹۲	۰/۰۴	۰/۰۱
زمان	۴	۷۰۷۲۳/۲۶**	۸/۲۱**	۱/۶۴**
تیمار × زمان	۴۰	۵۳۷/۱**	۰/۲**	۰/۰۶**
خطا (زمان)	۴۴	۳/۸۹	۰/۰۱	۰/۰۱
ضریب تغییرات (%)		۲۰	۱۳/۶	۱۹

* معنی دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی دار در سطح احتمال ۹۵٪ و ns غیر معنی دار

جدول ۸. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوچار بر غلظت فلزات سنگین عصاره گیری با DTPA که در طول کمپوست مشترک

منبع	درجه آزادی	Zn	Cu	Mn	Cd	Pb	Ni	درجه آزادی	Fe
تیمار	۱۰	۱۸۶**	۳۵/۵۸**	۳۶/۶۵*	۰/۰۰۲*	۶/۷۹**	۲/۱۱ns	۱۰	۴۱۱۱/۷**
خطا (تیمار)	۱۱	۲۹/۳۴	۱۱/۱۲	۱۱/۳۸	۰/۰۰	۱/۰۵	۱/۷۲	۱۱	۳۷/۹۵
زمان	۴	۳۷۷۴/۸**	۱۰۹۹/۷**	۲۶۶**	۰/۰۲**	۲۶/۷۶**	۱/۱۱**	۳/۹۵	۲۰۷۶۲**
تیمار× زمان	۴۰	۳۵/۸۹**	۵/۴۸**	۳/۵۸**	۰/۰۰**	۰/۷۹**	۱/۰۳**	۳۹/۴۷	۳۴۸/۷۴**
خطا (زمان)	۴۴	۸/۳۵	۲/۱۷	۱/۴۳	۰/۰۰	۰/۳۴	۰/۲۶	۴۳/۴۲	۶/۹۶
ضریب تغییرات (%)		۲۶/۹	۲۶/۷	۲۳/۷	۳۵	۲۱/۱	۱۵/۴		۲۸/۴

* معنی دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی دار در سطح احتمال ۹۵٪ و ns غیر معنی دار



شکل ۵. تغییرات غلظت عناصر غذایی و فلزات سنگین (عصاره‌گیری شده با DTPA) در طول کمپوست مشترک: فسفر (a)، پتاسیم (b)، سدیم (c)، آهن (d)، روی (e)، مس (f)، منگنز (g)، کادمیوم (h)، سرب (i) و نیکل (j).

نتیجه گیری

این پژوهش تأثیر مثبت استفاده از بیوچار فعال شده و اندازه ذرات آن را بر فرایند کمپوست سازی پسماندهای شهری نشان داد. فعال سازی بیوچار با NaOH و H_2SO_4 به دلیل ایجاد ساختار متخلخل و افزایش گروه های عاملی، ظرفیت جذب فلزات سنگین را افزایش ولی از تحرک آنها در کمپوست کاست. همچنین، بیوچار با بهبود فعالیت میکروبی، دمای فرایند کمپوست سازی را افزایش داد و مدت زمان فاز ترموفیلی را طولانی تر کرد. تیمارهای بیوچار در سطح ۵ و ۱۰٪ (به صورت میانگین ۲۱ درصد) فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز بیشتری در فاز ترموفیلی نسبت به شاهد داشتند. افزودن بیوچار به پسماند جامد شهری در حال کمپوست شدن باعث بهبود برخی شاخص های پایداری و رسیدگی شد. تیمار شاهد کمترین کیفیت را از نظر شاخص های مذکور داشت و بالاترین میزان فلزات سنگین کل و عصاره گیری شده با DTPA را نشان داد. تیمارهای (10%) AB-NaOH، (10%) AB- H_2SO_4 ، (10%) B_{1-2mm} و (10%) $B_{0.5-1mm}$ بیشترین تأثیر را در کاهش زیست فراهمی فلزات سنگین داشتند. اندازه بیوچار بر دمای مرحله ترموفیلی تأثیر معناداری نداشت. برای دستیابی به نتایج جامع تر، پیشنهاد می شود تأثیر روش های مختلف فعال سازی فیزیکی و شیمیایی بیوچار بر فرایند کمپوست شدن مشترک در تحقیقات آینده بررسی شود.

منابع

استاندارد ملی ایران. (۱۳۸۶). کمپوست-ویژگی های فیزیکی و شیمیایی. چاپ اول. شماره ۱۰۷۱۶.

خواجوی شجاعی، شیدا؛ معزی، عبدالامیر؛ نوروزی مصیر، مجتبی؛ تقوی زاهد کلائی، مهدی. (۱۴۰۰). بررسی تأثیر روش های مختلف اصلاح شیمیایی و سطحی بر ویژگی های بیوچارهای تهیه شده از نی و بقایای ذرت. *تحقیقات کاربردی خاک*. ۲۹(۲)، ۸۶-۷۳.

یگانه، مژگان؛ بازرگان، کامبیز؛ شهبازی، کریم؛ حامدی، فردین؛ کشاورز، پیمان؛ بایوردی، احمد؛ رحمانی، حمیدرضا و سادات هاشمی نسب، کبر. (۲۰۲۵). بررسی کیفیت کمپوست زباله شهری تولید شده در ایران. *تحقیقات آب و خاک ایران*. ۵۶(۲)، ۲۹۳-۳۰۷.

REFERENCES

- Ali, I. (2010). The quest for active carbon adsorbent substitutes: Inexpensive adsorbents for toxic metal ions removal from wastewater. *Separation and Purification Reviews*, 39(3-4), 95–171. <https://doi.org/10.1080/15422119.2010.527802>
- An, Q., Miao, Y., Zhao, B., Li, Z., & Zhu, S. (2020). An alkali modified biochar for enhancing Mn^{2+} adsorption: Performance and chemical mechanism. *Materials Chemistry and Physics*, 248, 122895. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2020.122895>
- Awasthi, M. K., Wang, M., Chen, H., Wang, Q., Zhao, J., Ren, X., Li, D., Awasthi, S. K., Shen, F., Li, R., & Zhang, Z. (2017a). Heterogeneity of biochar amendment to improve the carbon and nitrogen sequestration through reduce the greenhouse gases emissions during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 224, 428–438. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.014>
- Awasthi, M. K., Wang, Q., Chen, H., Wang, M., Ren, X., Zhao, J., Li, J., Guo, D., Li, D., & Zhang, Z. (2017b). Evaluation of biochar amended biosolids co-composting to improve the nutrient transformation and its correlation as a function for the production of nutrient-rich compost. *Bioresource Technology*, 237, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.044>
- Banegas, V., Moreno, J. L., Moreno, J. I., García, C., León, G., & Hernández, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*, 27(10), 1317–1327. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.09.008>
- Barthod, J., Rumpel, C., & Dignac, M. F. (2018). Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2), 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0491-9>
- Behera, S., & Samal, K. (2022). Sustainable approach to manage solid waste through biochar assisted composting. *Energy Nexus*, 7, 100121. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100121>
- Bremner, J. M. (1996). *Nitrogen—Total*. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis*. Part 3—Chemical methods (pp. 1085–1121). SSSA Inc.
- Chen, B. L., Johnson, E. J., Chefetz, B., Zhu, L. Z., & Xing, B. S. (2005). Sorption of polar and nonpolar aromatic organic contaminants by plant cuticular materials: Role of polarity and accessibility. *Environmental Science & Technology*, 39(16), 6138–6146. <https://doi.org/10.1021/es050622q>
- Chen, X., Du, Z., Liu, D., Wang, L., Pan, C., Wei, Z., Jia, L., & Zhao, R. (2022). Biochar mitigates the biotoxicity of heavy metals in livestock manure during composting. *Biochar*, 4(1), 48.



<https://doi.org/10.1007/s42773-022-00174-x>

- Chen, Y. X., Huang, X. D., Han, Z. Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D. Z., & Wu, W. X. (2010). Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*, 78(9), 1177–1181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.029>
- Chun, Y., Sheng, G., Chiou, C. T., & Xing, B. (2004). Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. *Environmental Science & Technology*, 38(17), 4649–4655. <https://doi.org/10.1021/es035034w>
- Dehkhoda, A. M., Ellis, N., & Gyenge, E. (2014). Electrosorption on activated biochar: Effect of thermo-chemical activation treatment on the electric double layer capacitance. *Journal of Applied Electrochemistry*, 44(1), 141–157. <https://doi.org/10.1007/s10800-013-0616-4>
- Enev, V., Pospíšilová, L., Klučáková, M., Liptaj, T., & Doskočil, L. (2014). Spectral characterization of selected humic substances. *Soil and Water Research*, 9(1), 9–17. <https://doi.org/10.17221/39/2013-SWR>
- Everitt, B. S. (1995). The analysis of repeated measures: a practical review with examples. *Journal of the Royal Statistical Society: Series D (The Statistician)*, 44(1), 113–135. <https://doi.org/10.2307/2348622>
- Fierro, V., Muñiz, G., Basta, A.H., El-Saied, H., & Celzard, A. (2010). Rice straw as precursor of activated carbons: Activation with ortho-phosphoric acid. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3): 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.062>
- He, X., Yin, H., Han, L., Cui, R., Fang, C., & Huang, G. (2019). Effects of biochar size and type on gaseous emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into multivariate-microscale characterization and microbial mechanism. *Bioresource Technology*, 271, 375–382. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.104>
- IBI (International Biochar Initiative). (2015). *The Use of Biochar in Composting*. URL www.biochar-international.org.
- Ingle, P., Bhange, H., Gavit, B., & Purohit, R. (2017). Urban organic solid wastes as farmland manure and fertilizers: A review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6, 1487–1495.
- Iran National Standard Organization. (2007). *Compost - Physical and chemical characteristics* (1st ed., Standard No. 10716). Tehran, Iran. (In Persian)
- Jiang, J. S., Kang, K., Wang, C. J., Sun, X. J., Dang, S., Wang, N., Wang, Y., Zhang, C. Y., Yan, G. X., & Li, Y. B. (2018). Evaluation of total greenhouse gas emissions during sewage sludge composting by the different dicyandiamide added forms: Mixing, surface broadcasting, and their combination. *Waste Management*, 81, 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.003>
- Jindo, K., Canellas, L. P., Albacete, A., Figueiredo dos Santos, L., Frinhani Rocha, R. L., Carvalho Baia, D., Canellas, N. O. A., Goron, T. L., & Olivares, F. L. (2020). Interaction between humic substances and plant hormones for phosphorous acquisition. *Agronomy*, 10(5), 640. <https://doi.org/10.3390/agronomy10050640>
- Jones Jr., J. B., & Case, V. W. (1990). *Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples*. In R. L. Westerman (Ed.), *Soil testing and plant analysis* (pp. 389–427). SSSA Inc.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.
- Khajavi-Shojaei, S., Moezzi, A., Norouzi Masir, M., & Taghavi, M. (2021). Investigating the effect of various surface and chemical modification approaches on corn residue and common reed derived-biochar traits. *Applied Soil Research*, 9(2): 73–86. (In Persian).
- Kuo, S. (1996). Phosphorus. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis: Chemical methods*. Part 3—Chemical methods (pp. 869–919). SSSA, ASA.
- Lee, H. W., Kim, Y. M., Kim, S., Moon, D. H., Kwon, E. E., & Tsang, Y. F. (2018). Review of the use of activated biochar for energy and environmental applications. *Carbon Letters*, 26(1), 1–10. <https://doi.org/10.5714/CL.2018.26.001>
- Li, D., Manu, M. K., Varjani, S., & Wong, J. W. (2023). Role of tobacco and bamboo biochar on food waste digestate co-composting: Nitrogen conservation, greenhouse gas emissions, and compost quality. *Waste Management*, 156, 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.10.022>
- Li, R., Wang, Q., Zhang, Z., Zhang, G., Li, Z., Wang, L., & Zheng, J. (2015). Nutrient transformation during aerobic composting of pig manure with biochar prepared at different temperatures. *Environmental Technology*, 36(7), 815–826. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.963692>
- Li, Y., Shao, J., Wang, X., Deng, Y., Yang, H., & Chen, H. (2014). Characterization of modified biochars derived from bamboo pyrolysis and their utilization for target component (furfural) adsorption. *Energy and Fuels*, 28(8): 5119–5127. <https://doi.org/10.1021/ef500725c>

- Lin, X., Wang, N., Li, F., Yan, B., Pan, J., Jiang, S., Peng, H., Chen, A., Wu, G., Zhang, J., Zhang, L., Huang, H., Luo, L. (2022). Evaluation of the synergistic effects of biochar and biogas residue on CO₂ and CH₄ emission, functional genes, and enzyme activity during straw composting. *Bioresource Technology*, 360: 127608. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127608>
- Lindsay, W. L., & Norvell, W. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil science society of America journal*, 42(3), 421-428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>
- Manu, M. K., Wang, C., Li, D., Varjani, S., Xu, Y., Ladumor, N., Lui, M., Zhou, J., & Wong, J. W. (2021). Biodegradation kinetics of ammonium enriched food waste digestate compost with biochar amendment. *Bioresource Technology*, 341, 125871. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125871>
- Nguyen, M. K., Lin, C., Hoang, H. G., Sanderson, P., Dang, B. T., Bui, X. T., Nguyen, N. S. H., Vo, D. V. N., & Tran, H. T. (2022). Evaluate the role of biochar during the organic waste composting process: A critical review. *Chemosphere*, 299, 134488. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134488>
- Panwar, N. L., & Pawar, A. (2020). Influence of activation conditions on the physicochemical properties of activated biochar: A review. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12(3), 1–23. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00870-3>
- Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Séquaris, J.-M., Möller, A., & Amelung, W. (2013). Biochar affected by composting with farmyard manure. *Journal of Environmental Quality*, 42(1), 164–172. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0064>
- Puziy, A. M., Poddubnaya, O. I., Martínez-Alonso, A., Suárez-García, F., & Tascón, J. M. D. (2002). Characterization of synthetic carbons activated with phosphoric acid. *Applied Surface Science*, 200(1-4), 196–202. [https://doi.org/10.1016/S0169-4332\(02\)00883-7](https://doi.org/10.1016/S0169-4332(02)00883-7)
- Schimmelpfennig, S., & Glaser, B. (2012). One step forward toward characterization: Some important material properties to distinguish biochars. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1001–1013. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0147>
- Schmidt, H. P., Bucheli, T., Kammann, C., Glaser, B., Abiven, S., & Leifeld, J. (Eds.). (2020). European biochar certificate—Guidelines for a sustainable production of biochar. European Biochar Foundation (EBC). <http://www.european-biochar.org>
- Schmidt, H. P., Bucheli, T., Kammann, C., Glaser, B., Abiven, S., & Leifeld, J. (2016). European Biochar Certificate—Guidelines for a sustainable production of Biochar. *European Biochar Foundation (EBC)*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4658.7043>
- Singh, B., Camps-Arbestain, M., & Lehmann, J. (Eds.). (2017). *Biochar: A guide to analytical methods*. CSIRO Publishing.
- Tabatabai, M.A., 1994. *Soil Enzymes*, in: Weaver, R.W., Angel, S., Bottomlet, P., Bezdicek, D., Smith, S., Tabatabai, A., Wollum, A. (Eds.), *Methods of Soil Analysis*, 2nd Ed. SSSA, Inc, Madison Wisconsin, USA, 775–833.
- UNEP (United Nations Environment Programme) & International Solid Waste Association. (2024). *Global Waste Management Outlook 2024—Beyond an age of waste: Turning rubbish into a resource*.
- Vithanage, M., Rajapaksha, A. U., Zhang, M., Thiele-Bruhn, S., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2015). Acid-activated biochar increased sulfamethazine retention in soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(3), 2175–2186. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3435-1>
- Wang, Y., Hu, Y., Zhao, X., Wang, S., & Xing, G. (2013). Comparisons of biochar properties from wood material and crop residues at different temperatures and residence times. *Energy & Fuels*, 27(10), 5890–5899. <https://doi.org/10.1021/ef400972z>
- Wang, Z., Xu, Y., Yang, T., Liu, Y., Zheng, T., & Zheng, C. (2023). Effects of biochar carried microbial agent on compost quality, greenhouse gas emission and bacterial community during sheep manure composting. *Biochar*, 5(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00202-w>
- Yang, J., Yu, M., & Chen, W. (2015). Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution by activated carbon prepared from longan seed: Kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 414–422. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.02.054>
- Ye, S., Zeng, G., Wu, H., Liang, J., Zhang, C., Dai, J., Xiong, W., Song, B., Wu, S., & Yu, J. (2019). The effects of activated biochar addition on remediation efficiency of co-composting with contaminated wetland soil. *Resources, Conservation and Recycling*, 140, 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.004>
- Yeganeh, M., Bazargan, K., Shahbazi, K., Hamed, F., Keshavarz, P., Bybordi, A., Rahmani, H. and Hasheminasab, K. (2025). Monitoring the quality of municipal solid waste compost produced in



Iran. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56(2), 293-307.
<https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.384512.669824>. (In Persian).

Zhang, J., Chen, G., Sun, H., Zhou, S., & Zou, G. (2016). Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. *Bioresource Technology*, 200, 876–883.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.002>

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., & De Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54–57.