



## Effect of Selenium-Enriched Biochar on Some Chemical Properties of Calcareous Soil Under Salinity Stress

Sajad Nezarnzhadian<sup>1</sup> | Nafiseh Rangzan<sup>2</sup>

1. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan, Mollasani, Khuzestan, Iran. E-mail: [sajad.nezarnzhadian@gmail.com](mailto:sajad.nezarnzhadian@gmail.com)  
2. Corresponding Author, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan, Mollasani, Khuzestan, Iran. E-mail: [rangzan@asnrkh.ac.ir](mailto:rangzan@asnrkh.ac.ir)

### Article Info

**Article type:** Research Article

**Article history:**

**Received:** Aug. 8, 2024

**Revised:** Aug. 26, 2024

**Accepted:** Sep. 7, 2024

**Published online:** Dec. 2024

**Keywords:**

Biochar,  
Salinity,  
Selenium,  
Soil Chemical Properties.

### ABSTRACT

A basic solution to reduce the harmful effects of salinity stress is to apply biochar, which can be improved by modifying and enriching it. For this purpose, a completely randomized design experiment with three replications was conducted with treatments including salinity (2 and 6 dS/m) and biochar prepared from landscape waste at four levels (zero and 5% without enrichment, 5% enrichment with selenium at the rate of 20 and 60 mg/kg). Biochar enrichment decreased soil pH. Enriched biochar at the level of 60 mg/kg increased soil salinity. The amount of soil organic carbon increased proportionally by increasing biochar. The lowest amount of phosphorus was observed in the treatment of saline soil without biochar at the rate of 2.47 mg/kg, and the highest amount was observed in the treatment of non-saline soil containing 5% enriched biochar at the level of 60 mg/kg at the rate of 3.55 mg/kg. The amount of available potassium showed an increasing trend with increasing salinity levels. Enriching biochar with selenium reduced the positive effects of biochar on increasing the amount of potassium, especially in saline soil. In non-saline soil, biochar enrichment increased soluble sodium by 16.6% compared to non enrichment biochar, and increasing the level of enrichment did not show a significant effect. The change in the amount of solutes in the soil changed its chemical characteristics, and these changes were manifested in different ways under the influence of biochar and the level of enrichment.

Cite this article: Nezarnzhadian, S., & Rangzan, N. (2024). Effect of Selenium-Enriched Biochar on Some Chemical Properties of Calcareous Soil Under Salinity Stress, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 55 (10), 1885-1901. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.380534.669776>

© The Author(s).

Publisher: The University of Tehran Press.



DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.380534.669776>



## EXTENDED ABSTRACT

### Introduction

Soil salinity is one of the main stresses, especially in arid and semi-arid regions. It significantly reduces available land, production, and quality of agricultural products. Khuzestan province, with five percent of the country's soil resources, is one of the most suitable regions of Iran for agricultural development. The presence of salts in the parent materials, the high level of underground water, high evaporation, and low rainfall have caused the lands of Khuzestan to need intensive management to deal with salinity problems. One basic strategy for reducing the negative effects of salinity stress on plants is to use biochar. Selenium has antioxidant properties and neutralizes oxygen free radicals in stress conditions, including salt stress. Considering that most past research has investigated the effects of biochar and enriched biochar on growth and plant production under different stresses, this study was considered to investigate the effect of selenium-enriched biochar on some chemical properties of soil under salinity stress.

### Materials and Methods

The experiment was conducted in a completely randomized design with three replications. For this purpose, a completely randomized design experiment with three replications was conducted with treatments including salinity (2 and 6 dS/m) and biochar prepared from landscape waste at four levels (zero (B0), 5% without enrichment (B5), 5% enrichment with selenium at the rate of 20 (B5Se20) and 60 mg/kg (B5Se60)). The required agricultural soil was collected from 0-30 cm depth. Basic physical and chemical properties were measured after passing the soil through a 2 mm sieve. At the end of the 120-day incubation period at 25°C, the moisture of field capacity, soil reaction in saturated paste, electrical conductivity in saturated extract, organic carbon, and concentration of phosphorus, potassium, and sodium were measured again. This research data analysis was done using SPSS software. Means were compared using Duncan's method at the 5% probability level. Excel software was used to draw graphs.

### Results and Discussion

Enriching biochar with selenium reduced soil pH. Applying biochar enriched with selenium at 60 mg/kg increased soil salinity. The amount of organic carbon in the soil increased in proportion to the addition of biochar, which, according to the available reports, more consumption amounts cause a more significant increase in the content of organic carbon in the soil. Enrichment of biochar with selenium increased the effect of biochar on increasing the amount of phosphorus in the soil. With the increase in enrichment, a decreasing trend was observed in saline soil. The amount of available potassium showed an increasing trend with the increase in salinity level. The enrichment of biochar with selenium reduced the positive effects of biochar on increasing the amount of potassium, especially in saline soil. In saline soil, adding biochar decreased the amount of soluble sodium, and the amount of enrichment changed the effectiveness of biochar.

### Conclusion

Changing the amount of solutes in the soil can change its chemical properties, and these changes manifest in different ways under the influence of biochar and the level of enrichment of biochar with selenium. According to this research, biochar enrichment at 20 mg/kg is suggested to increase biochar's efficiency in reducing salinity's adverse effects on the considered chemical properties.

### Author Contributions

All authors contributed equally to the conceptualization of the article and writing of the original and subsequent drafts.

### Data Availability Statement

Data available on request from the authors.

### Acknowledgements

The authors would like to thank all participants of the present study.

### Ethical considerations

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

### Conflict of interest

The author declares no conflict of interest.

## اثر بیوپار غنی شده با سلنیوم بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک آهکی تحت تنش شوری

سجاد نزارنژادیان<sup>۱</sup> | نفیسه رنگزن<sup>۲</sup><sup>۱</sup>. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان، ملاثانی، ایران.رایانامه: [sajad.nezamezhadian@gmail.com](mailto:sajad.nezamezhadian@gmail.com)<sup>۲</sup>. نویسنده مسئول، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان، ملاثانی، ایران.رایانامه: [rangzan@asnrkh.ac.ir](mailto:rangzan@asnrkh.ac.ir)

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	از جمله راهکارهای اساسی در راستای کاهش اثرات منفی تنش شوری استفاده از بیوپار است که با اصلاح و غنی سازی آن می‌توان اثرات آن را بهبود بخشید. به این منظور آزمایشی در قالب طرح پایه کاملاً تصادفی با سه تکرار و تیمارها شامل شوری (شوری برابر با ۲ و ۶ دسی‌زیمنس بر متر) و بیوپار حاصل از ضایعات فضای سبز در چهار سطح (صفر و ۵ درصد فاقد غنی‌سازی، ۵ درصد غنی‌سازی با سلنیوم به میزان ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و ۵ درصد غنی‌سازی با سلنیوم به میزان ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) صورت گرفت. غنی‌سازی بیوپار باعث کاهش میزان پ-هاس خاک گردید. بیوپار غنی‌سازی شده در سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، شوری خاک را افزایش داد. متناسب با افزودن بیوپار میزان کربن آلی خاک افزایش یافت. کمترین میزان فسفر قابل جذب در تیمار خاک شور فاقد بیوپار به میزان ۲/۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیشترین میزان آن در تیمار خاک غیر شور حاوی ۵ درصد بیوپار غنی‌سازی شده در سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به میزان ۳/۵۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. مقدار پتاسیم قابل جذب با افزایش سطح شوری روند افزایشی را نشان داد؛ غنی‌سازی بیوپار با سلنیوم باعث کاهش اثرات مثبت بیوپار بر افزایش مقدار پتاسیم به‌ویژه در خاک شور گردید. در خاک غیر شور غنی‌سازی بیوپار در مقایسه با عدم غنی‌سازی باعث افزایش سدیم محلول به میزان ۱۶/۶ درصد گردید که افزایش سطح غنی‌سازی تأثیر معنی‌داری بر میزان افزایش نشان نداد. تغییر میزان املاح موجود در خاک باعث تغییر ویژگی‌های شیمیایی خاک شد که این تغییرات تحت تأثیر بیوپار و سطح غنی‌سازی به صورت‌های متفاوتی بروز یافت.
تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۵/۱۸	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۶/۵	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۶/۱۷	
تاریخ انتشار: دیماه ۱۴۰۳	
واژه‌های کلیدی:	
بیوپار،	
سلنیوم،	
شوری،	
ویژگی‌های شیمیایی خاک.	

استناد: نزارنژادیان، سجاد؛ رنگزن، نفیسه، (۱۴۰۳). اثر بیوپار غنی‌شده با سلنیوم بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک آهکی تحت تنش شوری، مجله تحقیقات آب و

خاک ایران، ۵۵ (۱۰)، ۱۹۰۱-۱۸۸۵. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.380534.669776>

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.380534.669776>

## مقدمه

شوری خاک یکی از تنش‌های اصلی به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک است که به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای اراضی قابل کشت، تولید و کیفیت محصولات کشاورزی را کاهش می‌دهد (Shahbaz and Ashraf, 2013). شوری خاک به تجمع نمک‌های محلول در خاک اطلاق می‌شود؛ آنیون‌ها و کاتیون‌های انباشته شده در خاک شور شامل کلریدها، سولفات‌ها، کربنات‌ها و بی‌کربنات‌های سدیم، پتاسیم، منیزیم و کلسیم می‌باشند. استان خوزستان با دارا بودن پنج درصد از منابع خاکی کشور یکی از مستعدترین مناطق ایران جهت توسعه کشاورزی به شمار می‌آید. وجود املاح شور در مواد مادری، بالا بودن سطح آب زیرزمینی، تبخیر زیاد و بارندگی کم باعث شده است که اراضی این استان به مدیریت اصولی برای مقابله با تأثیرات منفی شوری نیاز داشته باشند (شهریاری، ۱۳۹۲). تنش‌های گوناگون محیطی از معضلات موجود در بهره‌وری تولیدات کشاورزی می‌باشند و تنش شوری یکی از این تنش‌ها است. افزایش یون‌های سدیم و کلر موجب کاهش قابلیت جذب یون‌های ضروری از جمله پتاسیم، کلسیم، آمونیم و نیترات شده و از فعالیت آنزیم‌ها کاسته و ساختار غشاء را برهم می‌زند. همچنین وجود مقدار زیادی سدیم باعث تخریب ساختمان خاک شده و نفوذپذیری خاک را نسبت به آب‌وهوا به‌شدت کاهش می‌دهد و سله بستن خاک را تشدید می‌کند (Demir Kaya et al., 2006).

با توجه به توسعه اراضی شور در جهان، یکی از راهکارهای اساسی برای کاهش اثرات منفی تنش شوری استفاده از بقایای گیاهی و بیوپچار (زغال زیستی) است (حجازی زاده و همکاران، ۱۳۹۵). بیوپچار، کربن غنی تهیه شده از زیست‌توده‌های گیاهی و ضایعات کشاورزی است که طی فرآیند پیرولیز در شرایط کمبود اکسیژن تولید می‌شود (Zhao et al., 2015). بیوپچار در طبیعت عمدتاً به‌عنوان محصول آتش‌سوزی جنگل‌ها شناخته می‌شود (Verheijen et al. 2010, Wang J et al. 2019). استفاده از بیوپچار در خاک به‌عنوان روشی جایگزین برای افزایش سطح کربن خاک در طولانی‌مدت ضمن افزایش کیفیت خاک، موجب افزایش بهره‌وری و تولید محصولات کشاورزی می‌گردد (O'toole et al., 2018). بیوپچار سبب اصلاح خاک شده و حاصلخیزی آن را افزایش می‌دهد. این نوع کود، عملکرد محصولات کشاورزی را افزایش داده و می‌تواند در برابر برخی بیماری‌های گیاهی، از گیاهان محافظت کند. طول عمر مفید این ماده در تأثیرگذاری و همچنین پایداری کیفیت ساختاری خاک در درازمدت، از ویژگی‌های مهم بیوپچار است. بیوپچار در خاک به‌عنوان یک ذخیره کربنی بیش از صدها سال برآورد شده است (Singla et al., 2014). وقتی که بیوپچار با خاک مخلوط می‌شود نقش مهمی را در ماهیت فیزیکی سیستم از جمله عمق مؤثر نفوذ ریشه، بافت، ساختمان، تخلخل و منافذ، جرم مخصوص خاک سطحی و توزیع اندازه ذرات ایفا می‌کند. بیوپچار می‌تواند به دلیل افزایش عمق مؤثر و در دسترس قرار دادن آب‌وهوا در منطقه ریشه بر رشد گیاه تأثیر مستقیم داشته باشد (Ma et al., 2016). Mukherjee (2013) & Zimmerman تأثیر فوق‌العاده بیوپچار بر چرخه عناصر و جلوگیری از هدرروی کربن، نیتروژن و فسفر در خاک را نشان دادند و بیان کردند که بیوپچار دارای دامنه‌ای از شکل‌های عناصر غذایی بوده که با سرعت‌های متفاوتی آزاد شده و تأثیر متفاوتی بر حاصلخیزی خاک دارند. شیرابه خروجی از خاک لومی تیمار شده با بیوپچار ضایعات گردو دارای مقادیر بالاتر پتاسیم و سدیم و مقدار کمتر فسفر، کلسیم، منیزیم و روی نسبت به خاک شاهد بود (Mukherjee & Zimmerman, 2013). Kim et al. (2016) عنوان کردند بیوپچار می‌تواند برای اصلاح اراضی کشاورزی که حاوی غلظت بالایی از املاح محلول هستند مورد استفاده قرار گیرد. بیوپچار غنی‌شده از طریق پوشش ذرات بیوپچار با رس، کود دامی و مواد معدنی و حرارت در دمای ۲۴۰-۲۰۰ درجه سانتی‌گراد تولید می‌شود (Chia et al., 2014). علاوه بر افزایش مقدار کربن آروماتیک محصول نهایی، مقدار گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار و مکان‌های با خاصیت اسیدی و بازی نیز افزایش می‌یابد که پتانسیل تشکیل کمپلکس با مواد آلی و معدنی را افزایش می‌دهد. در پژوهشی Zhang et al. (2022) با افزودن فسفات پتاسیم به ضایعات کشاورزی نظیر سبوس برنج و ضایعات ذرت و حرارت دادن آن‌ها در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد و تولید بیوپچار، از آن برای غیر متحرک نمودن عناصر سنگین استفاده نمودند. سلنیوم دارای خواص آنتی‌اکسیدانی بوده و در شرایط تنش از جمله تنش شوری سبب خنثی‌سازی رادیکال‌های آزاد اکسیژن می‌گردد (Xue et al., 2001). به همین دلیل سلنیوم به‌ویژه در محیط‌های تحت تنش اثرات مثبتی بر رشد و توسعه گیاهان دارد (Nawaz et al., 2015). Sajedi et al. (2008) بیان کردند که استفاده از سلنیوم به‌طور قابل‌قبولی اثرات ناشی از خسارت تنش را به دلیل افزایش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان، کاهش داده و باعث پایداری عملکرد می‌شود. Keling et al. (2013) بررسی نقش سلنیوم در گیاه خربزه در شرایط تنش شوری گزارش کردند که تیمار بذر با سلنیوم به‌طور مستقیم با تأثیر بر افزایش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان در گیاه موجب افزایش عملکرد ماده خشک گیاه گردید. با توجه به اینکه اکثر تحقیقات گذشته به بررسی اثرات بیوپچار و بیوپچار غنی‌شده روی رشد و عملکرد گیاهان در تنش‌های مختلف و همچنین بررسی عناصر مفید مانند سلنیوم، سیلیسیم و غیره به‌صورت محلول‌پاشی در تنش‌ها صورت پذیرفته و کمتر به بررسی تغییرات ویژگی‌های خاک‌هایی تحت این شرایط پرداخته شده است، لذا

این پژوهش با موضوع بررسی اثر بیوپچار غنی شده با سلیوم بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک تحت تنش شوری در شرایط خوابانیدن (دما و رطوبت ثابت) مدنظر قرار گرفت.

## روش‌شناسی پژوهش

به منظور مطالعه اثر بیوپچار غنی شده با سلیوم بر ویژگی‌های شیمیایی خاک تحت تنش شوری، آزمایش در قالب طرح پایه کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارها شامل شوری در دو سطح غیر شور (شوری برابر با ۲ دسی‌زیمنس بر متر) و شور (شوری برابر با ۶ دسی‌زیمنس بر متر) و بیوپچار حاصل از ضایعات فضای سبز (شاخ و برگ درختان و درختچه‌های زینتی) در چهار سطح صفر (B0)، ۵ درصد بیوپچار فاقد غنی‌سازی با سلیوم (B5)، ۵ درصد بیوپچار غنی‌سازی شده با سلیوم در سطح ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیوپچار معادل با ۱ میلی‌گرم سلیوم بر کیلوگرم خاک (B5Se20) و ۵ درصد بیوپچار غنی‌سازی شده با سلیوم در سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیوپچار معادل با ۳ میلی‌گرم سلیوم بر کیلوگرم خاک (B5Se60) در نظر گرفته شد که برای اعمال سطوح غنی‌سازی، تیمار حرارتی ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد اعمال گردید. برای انجام پژوهش، خاک زراعی با نمونه برداری مرکب به میزان مورد نیاز از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. پس از گذراندن خاک از الک ۲ میلی‌متر، آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی شامل بافت خاک به روش هیدرومتر بایکاس (Gee and Bauder, 1986)، قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع به وسیله هدایت سنج الکتریکی و واکنش گل اشباع به وسیله پ-هاش متر (United states salinity laboratory, 1954)، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با روش جایگزینی با استات سدیم (Chapman, 1965)، میزان کربن آلی خاک (درصد مواد آلی خاک) با استفاده از روش هضم تر (Walkely and Black, 1934)، مقدار آهک به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک و حرارت‌دهی (Nelson, 1982)، نیتروژن به روش کج‌دال، پتاسیم قابل جذب با استفاده از استات آمونیوم یک نرمال (pH=7) و سدیم محلول در عصاره گل اشباع (Jakson, 1973) و قرائت توسط دستگاه فلیم‌فوتومتر، فسفر قابل جذب خاک با محلول بیکرنات سدیم (pH=8/5) (Olsen et al., 1954) و قرائت توسط دستگاه اسپکتروفوتومتر انجام شد. جهت اندازه‌گیری مقدار عناصر آهن، مس، روی و منگنز قابل جذب از روش عصاره‌گیری با محلول DTPA (Lindsey and Norvell, 1978) و جهت اندازه‌گیری سلیوم کل، خاک به روش هضم تر (Quevauviller, 1998) عصاره‌گیری و قرائت توسط دستگاه جذب اتمی صورت گرفت. نتایج تجزیه فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک قبل از اعمال تیمارها در جدول ۱ نشان داده شده است. با توجه به اندازه‌گیری اولیه میزان شوری، نمک به مقدار مورد نیاز با استفاده از زه‌آب عمدتاً حاوی نمک کلرید سدیم) به نیمی از خاک‌ها جهت افزایش سطح شوری به میزان حدود ۶ دسی‌زیمنس بر متر اضافه شد.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از شروع آزمایش

کربن آلی (%) OC	ظرفیت تبادل کاتیونی (cmol(p/kg) (CEC)	نسبت جذب سدیم SAR	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	pH	بافت خاک Soil Texture	رس Clay (%)	سیلت Silt (%)	شن Sand (%)
۰/۳۶	۱۸/۲	۱/۶۷	۲/۴۵	۷/۶۹	لومی رسی	۳۶	۴۰	۲۴
منگنز قابل جذب (mg/kg) Mn	مس قابل جذب (mg/kg) Cu	روی قابل جذب (mg/kg) Zn	آهن قابل جذب (mg/kg) Fe	سلیوم کل (mg/kg) Se	پتاسیم قابل جذب (mg/kg) K	فسفر قابل جذب (mg/kg) P	نیتروژن (%) N	آهک CaCO <sub>3</sub> (%)
۱۷/۵	۰/۳۱	۰/۴۱	۲/۵۴	۰/۱۲	۱۲۵/۲	۳/۹۴	۰/۱	۳۸

## تهیه بیوپچار و بیوپچار غنی شده با سلیوم

به منظور تولید بیوپچار، از ضایعات حاصل از هرس فضای سبز (شاخ و برگ درختان و درختچه‌های زینتی) با حرارت‌دهی در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت سه ساعت، استفاده شد. برای اندازه‌گیری میزان کل عناصر در بیوپچار، مقدار یک تا دو گرم از آن را وزن نموده و به وسیله حرارت‌دهی در کوره، به روش خشک هضم گردید. مقدار کربن و نیتروژن با استفاده از دستگاه آنالیز عنصری، فسفر به روش رنگ‌سنجی در عصاره‌های حاصل از افزایش مولیبدات و انادات با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر، پتاسیم و سدیم با استفاده از دستگاه فلیم‌فوتومتر، آهن، روی، مس و منگنز با استفاده از دستگاه جذب اتمی در عصاره‌های حاصل اندازه‌گیری شدند (Al-Wabel et al., 2013). برای اندازه‌گیری پ-هاش و هدایت الکتریکی بیوپچار از نسبت ۱۰:۱ بیوپچار به آب استفاده شد (Rajkovich, 2011) (جدول ۲). با توجه به



استانداردهای منتشر شده توسط نهاد بین‌المللی بیوچار<sup>۱</sup> (۲۰۱۵) حداکثر مقدار مجاز سلیوم در بیوچار ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک است (IBI, 2015). جهت غنی‌سازی بیوچار با سلیوم در غلظت‌های ۲۰ و ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، از پودر سلیوم با خلوص ۹۹/۹ استفاده شد و پس از آماده‌سازی، محلول تهیه شده سلیوم روی بیوچار اسپری و یکنواخت گردید و سپس در دمای ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد (Chia et al., 2014).

پس از پایان دوره خواباندن ۱۲۰ روزه در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و رطوبت ظرفیت زراعی، واکنش خاک در گل اشباع، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع، کربن آلی، غلظت فسفر، پتاسیم و سدیم اندازه‌گیری شد. تجزیه و تحلیل داده‌های حاصل از این پژوهش با استفاده از نرم‌افزار SPSS v22 انجام شد. مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن در سطح احتمال ۵ درصد صورت گرفت. برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار اکسل (Excel) استفاده شد.

جدول ۲. ویژگی‌های شیمیایی بیوچار

فسفر کل (%) P	نسبت کربن به نیترژن C/N	نیترژن (%) N	کربن آلی (%) OC	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	pH	
۰/۱۸	۱۴۷/۷	۰/۴۸	۷۰/۹	۱/۹۷	۷/۹۳	
منگنز کل (mg/kg) Mn	مس کل (mg/kg) Cu	روی کل (mg/kg) Zn	آهن کل (mg/kg) Fe	سلیوم کل (mg/kg) Se	سدیم کل (%) Na	پتاسیم کل (%) K
۵۷/۵	۱۳/۴	۴۲/۵	۲۹۸	۴/۶۱	۰/۱۵	۱/۳۵

## یافته‌های پژوهش و بحث

همان‌گونه که در جدول ۱ مشاهده می‌شود، خاک دارای بافت لومی رسی است. میزان ماده آلی خاک کمتر از یک درصد است که بیانگر فقیر بودن خاک از لحاظ محتوای مواد آلی می‌باشد. پ-هاش بیوچار معمولاً از خنثی تا بازی متغیر است (Tenic et al. 2020). ترکیب عناصر موجود در بیوچار به مواد اولیه و شرایط تولید بستگی دارد. کودهای حیوانی و لجن فاضلاب منجر به تولید بیوچار می‌شوند که غنی از پتاسیم و فسفر است اما محتوای کربن نسبتاً پایینی دارد. بیوچار حاصل از مواد اولیه چوبی سرشار از مواد آلی کربنی است اما نیترژن، فسفر و پتاسیم نسبتاً کمی دارد. بقایای گیاهی مانند مواد برگ، ساقه‌ها، ریشه‌ها و غیره معمولاً حد واسط موارد ذکر شده قرار می‌گیرند درحالی‌که برخی از این مواد اولیه باعث افزایش یک عنصر غذایی خاص می‌شوند (Tenic et al. 2020). کاربرد بیوچار می‌تواند بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک و متعاقب آن بر افزایش رشد و بهره‌وری گیاه اثرگذار باشد (Naeem et al. 2018). تفاوت در بروز اثرات کاربرد بیوچار بر شرایط و ویژگی‌های خاک نیز به نوع خاک و بیوچار (نوع مواد اولیه)، شرایط تولید بیوچار (دما و مدت‌زمان تجزیه در اثر حرارت)، میزان کاربرد، اندازه ذرات و مدت‌زمان آزمایش بستگی دارد (Yanardag et al. 2022).

بر اساس نتایج تجزیه واریانس (جدول ۳) اثر تیمار شوری بر ویژگی‌های موردنظر به غیر از کربن آلی، در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار شد. اثر تیمار بیوچار بر پ-هاش، شوری، کربن آلی، فسفر قابل جذب، پتاسیم قابل جذب و سدیم محلول خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار گزارش شد. اثرات متقابل شوری و بیوچار بر پ-هاش، شوری، میزان کربن آلی، فسفر قابل جذب، پتاسیم قابل جذب و سدیم محلول خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود.

### اثر تیمارها بر تغییرات پ-هاش

اثر تیمارهای مورد مطالعه بر تغییرات پ-هاش خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). مقایسه میانگین‌های اثرات اصلی شوری و بیوچار غنی‌شده با سلیوم (جدول ۴) نشان داد افزایش سطح شوری خاک باعث کاهش پ-هاش خاک به میزان ۰/۱۶ واحد گردید که این اختلاف از نظر آماری معنی‌دار بود. در شرایط شوری با قلیابیت کم جایی که کربنات کلسیم از نظر کانی‌شناسی خاک، غالب است، پ-هاش خاک با افزایش شوری کاهش می‌یابد (Lai & Stewart, 1990). دلایل متعددی از جمله اثرات یونی معمول، کمپلکس شدن سولفات، تغییر در قدرت یونی محلول خاک و پتانسیل اتصال، برای این رفتار پیشنهاد شده است (McGeorge, 1938; Clark, 1964; Mahrous et al., 1983). مطالعات آماری حاکی از آن است که بین غلظت یون‌های کلسیم در محلول خاک و مقدار پ-هاش در خاک‌های آهکی رابطه معکوس قوی وجود دارد (Cresser et al., 1993).

جدول ۳. تجزیه واریانس اثر تیمارهای شوری و بیوجار بر پ-هاش، شوری، کربن آلی خاک، فسفر، پتاسیم و سدیم قابل جذب

میانگین مربعات							منابع تغییر
سدیم	پتاسیم	فسفر	کربن آلی	شوری	پ-هاش	درجه آزادی	
۷۶۵۹/۹۰۵**	۲۰۳۸/۷**	۱۳۹/۸**	۰.۰۴۲ <sup>ns</sup>	۱۱۹/۰۸**	۰/۱۵۵**	۱	شوری (S)
۷۴۶/۷۴۵**	۱۹۱۲/۶**	۷۳/۰۱**	۱۳/۳۹**	۲/۱۷۶**	۰/۱۵۹**	۳	بیوجار (B)
۱۹۸/۹۲۳**	۱۳۵/۳**	۱۰/۰۳**	۵/۷۵**	۰/۱۲۴**	۰/۰۱۴**	۳	شوری * بیوجار (S*B)
۰/۱۹۱	۲/۶۵	۰/۱۴	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۴	۱۴	خطا
۰/۸۹	۱/۰۴	۴/۶۵	۱/۹۸	۰/۶۱	۰/۸۵	-	ضریب تغییرات (%)

\*\*\*، \* و ns به ترتیب معنی‌داری در سطح ۱ درصد، معنی‌داری در سطح ۵ درصد، عدم وجود اختلاف معنی‌دار

جدول ۴. مقایسه میانگین‌های اثر تیمار شوری و کود بر پ-هاش، شوری، کربن آلی خاک، فسفر، پتاسیم و سدیم

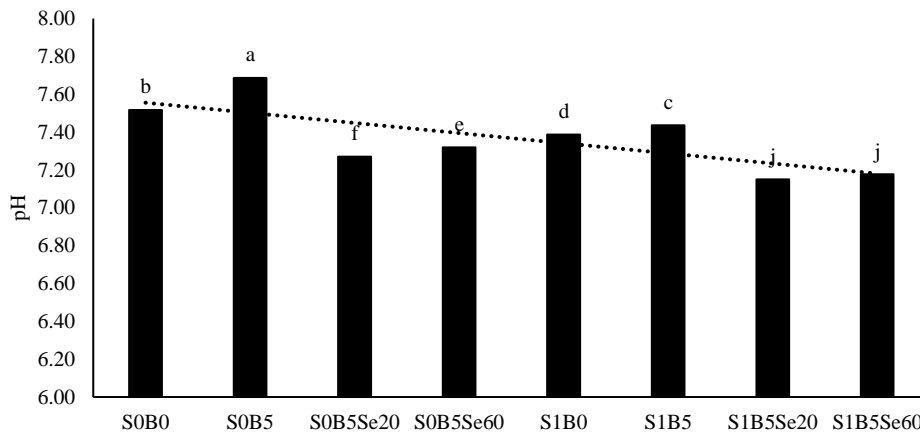
میانگین							تیمارها*
سدیم محلول Na (mg/kg)	پتاسیم قابل جذب K (mg/kg)	فسفر قابل جذب P (mg/kg)	کربن آلی OC (%)	شوری EC (dS/m)	پ-هاش pH		
۳۱/۴۴b	۱۴۶/۲b	۱۰/۶a	۲/۸۰a	۲/۹۲b	۷/۴۴a	S0	
۶۶/۵۲a	۱۶۴/۷a	۵/۸۲b	۲/۷۲a	۷/۳۷a	۷/۲۸b	S1	
۵۳/۳۳a	۱۲۸/۹d	۳/۰۹d	۰/۵۲d	۴/۶۴c	۷/۴۵b	B0	
۴۸/۳۴c	۱۶۶/۸a	۹/۲۶c	۳/۴۵c	۴/۶۸c	۷/۵۶a	B5	
۴۲/۳۷d	۱۶۱/۵c	۱۰/۷a	۳/۵۸a	۵/۳۵b	۷/۲۱c	B5Se20	
۵۱/۸۷b	۱۶۴/۷b	۹/۸۵b	۳/۴۹b	۵/۹۲a	۷/۲۴c	B5Se60	

\*: S0 (غیر شور) و S1 (شور)؛ B0 (فاقد بیوجار)، B5 (۵ درصد وزنی بیوجار)، B5Se20 (۵ درصد وزنی بیوجار غنی شده با سلنیوم در سطح ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، B5Se60 (۵ درصد وزنی بیوجار غنی شده با سلنیوم در سطح ۶۰ میلی گرم بر کیلوگرم). میانگین‌هایی با حروف مشترک در هر ستون در سطح ۵ درصد آزمون دانکن، اختلاف معنی‌داری باهم ندارند.

در تیمار بیوجار، بیشترین مقدار پ-هاش در تیمار حاوی ۵ درصد بیوجار با میانگین ۷/۵۶ مشاهده شد (۰/۱۱ واحد افزایش نسبت به تیمار فاقد بیوجار) و کمترین مقدار، مربوط به تیمار بیوجار غنی شده در سطح ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم با میانگین ۷/۲۱ گزارش گردید که اختلاف معنی‌داری با غنی‌سازی ۶۰ میلی گرم بر کیلوگرم نشان نداد. Yuan & Xu, (2010) گزارش کردند بین افزایش پ-هاش خاک و پ-هاش بیوجار مصرفی رابطه خطی وجود دارد. حضور گروه‌های عاملی با بار منفی بر سطح بیوجار باعث کاهش اسیدیته خاک می‌گردد چرا که اسیدیته از ویژگی‌های بار سطحی تأثیر می‌پذیرد (Chintala et al., 2013). اکسیداسیون کربن موجود در بیوجار به گروه عاملی کربوکسیل با خاصیت اسیدی ضعیف می‌تواند علت کاهش پ-هاش خاک در اثر مصرف بیوجار باشد که در حضور سلنیوم این روند مشاهده می‌شود؛ درحالی‌که انحلال کاتیون‌های قلیایی در بیوجار عامل افزایش پ-هاش خواهد بود (Lehmann et al. 2011). Li et al. (2020) نیز در یک آزمایش آنکوباسیون به مدت ۷۵ روز، کاهش معنی‌دار پ-هاش را در اثر افزودن یک درصد وزنی بیوجار بقایای ذرت مخلوط شده با کود سوپرفسفات تریپل بر یک خاک آهکی گزارش نمودند. دلیل کاهش پ-هاش با افزودن بیوجار در شرایط حضور گیاه می‌تواند به ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد بیوجار مرتبط باشد که باعث جذب بیشتر پتاسیم، کلسیم و منیزیم توسط ریشه گیاه و در نتیجه آزادسازی بیشتر پروتون جهت حفظ توازن الکتریکی می‌گردد (Hinsinger et al. 2003). بیوجار ۲۵۰ درجه سانتی‌گراد چمن زینتی باعث کاهش پ-هاش خاک شد؛ درحالی‌که بیوجار ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد پ-هاش خاک را در دو خاک اریدی سول افزایش داد (Ippolito et al. 2012). از طرف دیگر اثر کاربرد بیوجار بر تغییرات پ-هاش خاک با ظرفیت بافری خاک ارتباط ویژه‌ای دارد. Naeem et al. (2018) گزارش کردند در خاک آهکی با افزودن بیوجار کاه و کلش گندم تهیه شده در دمای ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد پس از ۵۰ هفته آنکوباسیون، پ-هاش خاک کاهش یافت؛ با این حال بر اساس گزارش‌ها Elzobair et al. (2016) کاربرد بیوجار هیچ تأثیری بر پ-هاش در خاک‌های اریدی سول



ندارد که علت آن را ظرفیت بافیری بالای اندازه‌گیری شده در این خاک‌ها عنوان کردند. به‌طور کلی پ-هاش نهایی در اثر افزودن بیوپچار به اختلاف پ-هاش اولیه خاک و پ-هاش بیوپچار مرتبط است (Liu & Zhang, 2012). با توجه به معنی‌دار شدن اثر متقابل تیمار شوری-بیوپچار در سطح یک درصد، بیشترین مقدار پ-هاش مربوط به اثر متقابل تیمار بیوپچار در خاک غیر شور با میانگین ۷/۶۸ و کمترین مربوط به تیمار بیوپچار غنی‌شده با ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سلیوم در خاک شور با میانگین ۷/۱۵ گزارش شد (شکل ۱). به‌طور کلی غنی‌سازی بیوپچار با سلیوم باعث بروز اثرات کاهش بر مقدار پ-هاش خاک در هر دو شرایط شور و غیر شور گردید. کاهش پ-هاش خاک در اثر کاربرد بیوپچار غنی‌شده با سلیوم را می‌توان به اثر افزایش میزان فعالیت میکروبی خاک نسبت داد (Kim et al., 2016). افزایش سطح غنی‌سازی سلیوم اثر معنی‌داری بر تغییرات پ-هاش نشان نداد.



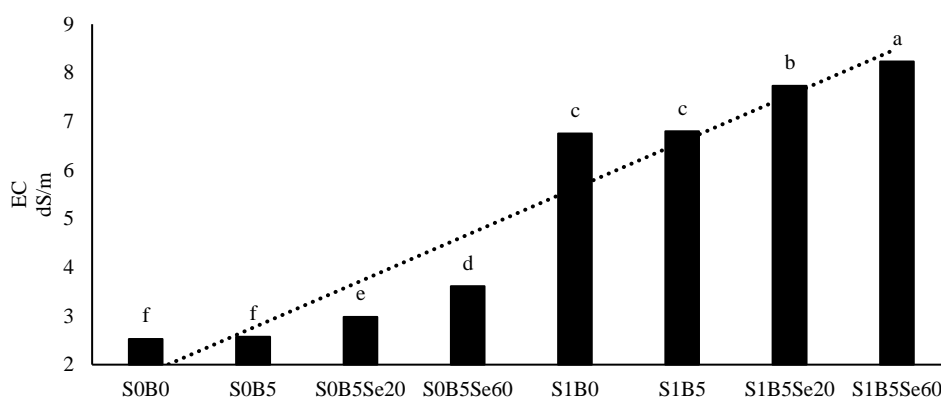
شکل ۱. مقایسه میانگین اثرات متقابل تیمارهای مورد مطالعه بر پ-هاش خاک

#### اثر تیمارها بر تغییرات شوری

اثر تیمارهای آزمایشی بر تغییرات شوری خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). بر اساس نتایج مقایسه میانگین‌ها (جدول ۴) افزودن بیوپچار فاقد سلیوم باعث تغییر معنی‌دار در میزان شوری خاک نگردید. بیشترین میزان شوری در خاک تیمار حاوی شوری و بیوپچار غنی‌شده در سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به میزان ۸/۲۳ دسی‌زیمنس بر متر گزارش شد و کمترین میزان شوری در خاک تیمار شاهد به میزان ۲/۵۳ دسی‌زیمنس بر متر مشاهده شد که تفاوت معنی‌داری با تیمار حاوی ۵ درصد بیوپچار فاقد غنی‌سازی نداشت. افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک با کاربرد بیوپچار به‌وسیله برخی پژوهشگران گزارش شده است (Song and Gua, 2012). Hammer et al., (2015) نیز در تحقیقات خود بیان کردند که افزودن بیوپچار سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک نسبت به تیمار شاهد شد. با گذشت زمان قابلیت هدایت الکتریکی در خاک‌های تیمار شده با بیوپچارهای مختلف نسبتاً کاهش معنی‌داری پیدا می‌کند که دلیل آن را می‌توان به جذب سطحی نمک توسط بیوپچار مرتبط دانست (Hammer et al., 2015).

برخی از محققین اثر بیوپچار بر تغییرات ویژگی‌های خاک از جمله شوری را متأثر از مقدار بیوپچار مصرفی، نوع خاک (از لحاظ کانی‌شناسی، بافت و مواد آلی) و سن بیوپچار (مدت‌زمان حضور در خاک که می‌تواند به‌صورت تازه و یا اثرات باقی‌مانده باشد) می‌دانند و اظهار کرده‌اند اثرات بیوپچار بر کیفیت خاک متغیر است (Mia et al., 2017). در خاک غیر شور در تیمار استفاده از بیوپچار با افزایش غنی‌سازی از صفر به ۲۰ و از ۲۰ به ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، میزان شوری به ترتیب از ۲/۵۷ به ۲/۹۸ و ۳/۶۱ دسی‌زیمنس بر متر افزایش یافت که از لحاظ آماری معنی‌دار گزارش گردید. همان‌گونه که قبلاً اشاره شده روند تغییرات پ-هاش و شوری به صورت‌های متفاوت در منابع مختلف ذکر گردیده است. در تحقیق حاضر نیز این روند معکوس مشاهده شد؛ به‌نحوی که با کاهش پ-هاش خاک پس از طی دوره انکوباسیون، میزان شوری در خاک غیر شور و شور روند افزایشی را نشان داد که احتمالاً علت آن انحلال نمک‌ها در اثر کاهش پ-هاش خاک است که به‌ویژه در تیمار حاوی بیوپچار با حداکثر سطح غنی‌سازی بروز یافته است. به‌عبارت‌دیگر کمترین میزان پ-هاش و بیشترین میزان شوری در تیمار حاوی ۵ درصد بیوپچار غنی‌شده در سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. Luo et al., (2017) روند کاهش پ-هاش در مقدار پ-هاش خاک با افزودن بیوپچار در بخش سطحی و زیرسطحی خاک تحت تأثیر نمک را به علت رهاسازی  $H^+$  به‌واسطه جایگزینی آن در مکان‌های تبادلی ذرات خاک به علت آزاد شدن کلسیم و منیزیم فراهم شده توسط بیوپچار دانستند.

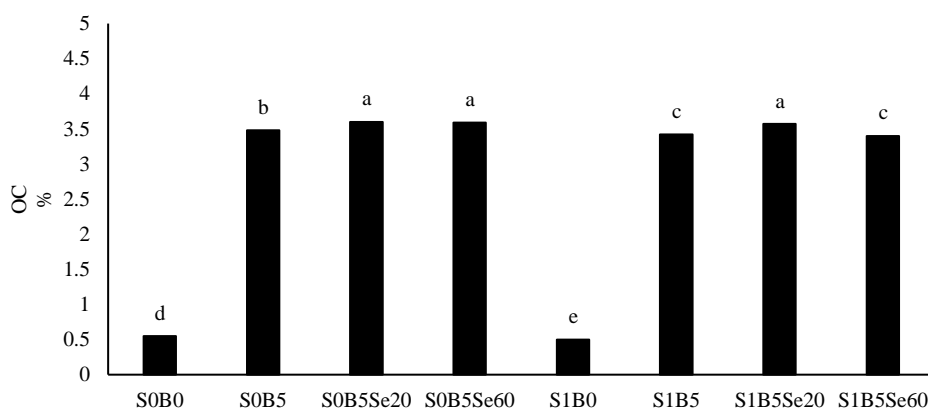




شکل ۲. مقایسه میانگین ترکیب تیمارهای مورد مطالعه بر شوری خاک

### اثر تیمارها بر تغییرات کربن آلی خاک

اثر شوری بر میزان کربن آلی خاک در طی دوره خواباندن ۱۲۰ روزه معنی‌دار نشد در حالی که اثر بیوپچار و اثرات متقابل شوری و بیوپچار بر تغییرات کربن آلی خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). بر اساس نتایج به دست آمده افزودن بیوپچار باعث افزایش حدود ۷ برابری میزان کربن آلی خاک گردید (جدول ۴). بیشترین مقدار کربن آلی در تیمار خاک غیر شور حاوی ۵ درصد بیوپچار غنی شده با ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سلنیوم با میانگین ۳/۶۰ درصد مشاهده شد که اختلاف معنی‌داری با سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم غنی‌سازی نشان نداد. کمترین مقدار در تیمار خاک شور فاقد بیوپچار با میانگین ۰/۵۰ درصد مشاهده شد (شکل ۳). نتایج نشان داده است که میزان کربن آلی خاک‌های تیمار شده با بیوپچار با مقادیر مصرف آن تناسب دارد؛ به نحوی که میزان مقادیر مصرفی بالاتر، موجب افزایش بیشتر در محتوای کربن آلی خاک می‌گردد (Lentz and Ippolito, 2012). علاوه بر تأثیر مستقیم افزودن بیوپچار بر افزایش سطح کربن آلی خاک، این ماده آلی با ارزش می‌تواند با اثرگذاری بر سایر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک سبب بهبود و افزایش سطح فعالیت‌های بیولوژیکی خاک گردد. به‌طور کلی افزودن مواد آلی به خاک باعث افزایش فعالیت موجودات ذره‌بینی و تکثیر فوق‌العاده آن‌ها می‌گردد. سطوح بیوپچار به علت جذب عناصر غذایی می‌تواند محیط مناسبی برای ریزجانداران خاکری باشد (Pietikainen *et al.*, 2000). علاوه بر آن منافذ ریز موجود در بیوپچار می‌تواند ریز جانداران را از شکار شدن توسط سایر موجودات مانند پروتوزوآها و نماتدها محافظت کند و محیط مناسبی برای کلونیزاسیون باکتری و قارچ فراهم آورد (Thies and Rillig, 2012).



شکل ۳. مقایسه میانگین ترکیب تیمارهای مورد مطالعه بر درصد کربن آلی خاک

### اثر تیمارها بر تغییرات فسفر خاک

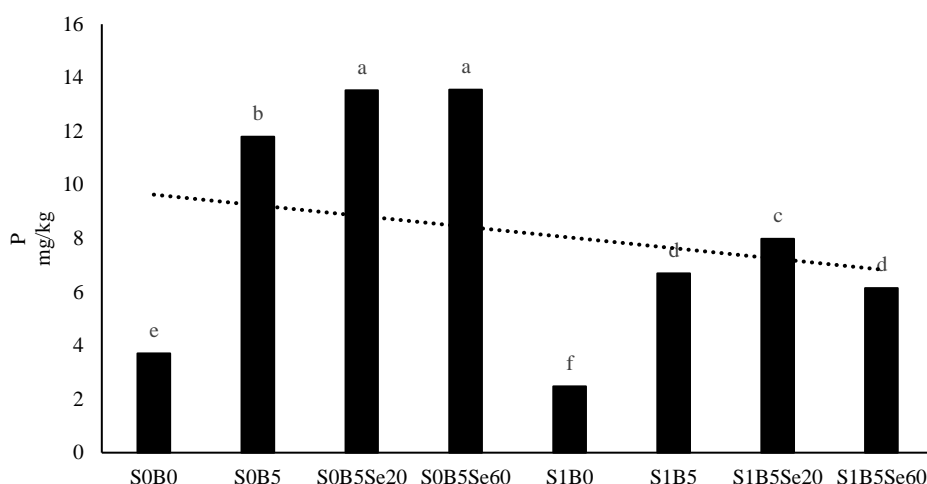
اثر تیمارهای مورد مطالعه بر تغییرات فسفر قابل جذب خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). بر اساس نتایج به دست آمده افزایش سطح شوری باعث کاهش مقدار فسفر قابل جذب (فسفر اولسن) به میزان ۴/۷۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم گردید (جدول ۴). به‌طور کلی بر اساس گزارش‌های موجود شوری خاک باعث کاهش شار فسفر محلول خاک می‌گردد (Duan & Kaushal, 2015). رابطه تضعیف‌کننده کلر و فسفر که در اغلب خاک‌های شور به‌واسطه زیاده‌بود کلر رخ می‌دهد دلیل دیگری بر کاهش میزان فسفر قابل جذب در خاک‌های با محدودیت حضور املاح اضافی است. کاهش فراهمی زیستی فسفر در خاک‌های تحت تأثیر نمک عمدتاً از دو عامل؛ سمیت



یونی و کمبود عناصر غذایی مورد نیاز گیاه نشئت می‌گیرد. حضور سدیم به مقدار زیاد در خاک‌های شور می‌تواند به شکل مستقیم به مسمومیت گیاهان منجر شود و از طرف دیگر تنش شوری باعث ایجاد رقابت منفی با عناصر مورد نیاز گیاه شده و از تغذیه معدنی متعادل جلوگیری می‌کند. van Dijk *et al.*, (2019) گزارش کردند افزایش میزان شوری خاک، فسفر قابل دسترس را هم به صورت کوتاه‌مدت و هم درازمدت تحت تأثیر قرار داده و منجر به کاهش مقادیر آن می‌شود.

کاربرد بیوپچار فاقد غنی‌سازی در سطح ۵ درصد وزنی باعث افزایش حدود ۳ برابری در میزان فسفر قابل جذب خاک گردید که غنی‌سازی سلنیوم به صورت معنی‌داری باعث تشدید این افزایش شد به نحوی که بیشترین میزان فسفر قابل دسترس به میزان ۱۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار غنی‌سازی ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سلنیوم مشاهده شد (جدول ۴). استفاده از بیوپچار باعث افزایش مقادیر ترکیبات محلول حاوی کربن آلی شده که این ترکیبات با رانشینی بر مکان‌های جذبی فسفر امکان جذب فسفر توسط ذرات خاک را کاهش داده و موجب افزایش فراهمی این عنصر در فاز محلول می‌گردد؛ رهاسازی ترکیبات هومیکی با کاهش شکل‌گیری رسوب بلوری فسفات کلسیم، قابلیت دسترسی فسفر را افزایش خواهد داد (Taghavimehr, 2015). افزایش نسبی در فراوانی و توزیع باکتری‌های حل‌کننده فسفات مانند تیوباسیلوس، سودوموناس و فلاووباکترها در خاک از اثرات افزودن بیوپچار به خاک گزارش شده است (Liu *et al.*, 2017). بررسی میانگین اثرات متقابل تیمارها نشان داد کمترین میزان فسفر قابل دسترس در تیمار خاک شور فاقد بیوپچار به میزان ۲/۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیشترین میزان آن در تیمار خاک غیر شور حاوی ۵ درصد بیوپچار غنی‌شده در سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به میزان ۳/۵۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که اختلاف معنی‌داری با سطح غنی‌سازی کمتر نشان نداد (شکل ۴). افزایش میزان فسفر خاک با کاربرد بیوپچار غنی‌شده با سلنیوم را می‌توان به کاهش پ-هاش خاک نسبت داد.

Singh & Malhotra, (1976) گزارش کردند کاربرد سلنیوم در سطح ۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم در خاک باعث افزایش جذب فسفر توسط گیاه شیدر به واسطه کاهش تثبیت فسفر و رهاسازی فسفر در پیوند با گروه‌های هیدروکسیل، گردید که با افزایش غلظت سلنیوم به ۸ و ۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم روند به صورت کاهشی مشاهده شد که علت آن را اثر نامطلوب سلنیوم در غلظت‌های زیاد بر رشد ریشه عنوان کردند. در خاک‌های تحت تأثیر نمک دو عامل پ-هاش و محتوای مواد آلی بر مقدار فسفر قابل دسترس اثرگذار هستند که معمولاً هر دو عامل در این خاک‌ها در سطح محدودکنندگی قرار می‌گیرند؛ بیشترین قابلیت دسترسی فسفر در پ-هاش بین ۵/۵ تا ۷ گزارش شده است (Naidue *et al.*, 1991). کاهش پ-هاش مقدار جذب سطحی فسفر را کاهش می‌دهد. افزودن بیوپچار در شرایطی که خاک با تنش شوری مواجه است هم از طریق اضافه شدن مستقیم عناصر غذایی که در ترکیب بیوپچار موجود است و هم از طریق اثرگذاری بر تغییر شرایط خاک به نفع حلالیت بیشتر عناصر غذایی از جمله فسفر، می‌تواند قابلیت دسترسی زیستی عناصر را افزایش دهد (Lashari *et al.*, 2013). Lashari *et al.*, (2013) گزارش کردند کاربرد بیوپچار باعث افزایش ۲ برابری مقدار قابل جذب در خاک شور گردید که علت آن محتوای فسفر بیوپچار و کاهش ۰/۳ واحدی در پ-هاش خاک عنوان شد. بر اساس گزارش‌های افزودن بیوپچار باعث افزایش ظرفیت نگهداری آب در خاک می‌گردد (Obia *et al.*, 2016) که همین عامل در خاک‌های تحت تأثیر نمک می‌تواند به رقیق شدن املاح و افزایش قابلیت دسترسی فسفر منجر شود. در مقابل برخی از تحقیقات بروز اثرات منفی بر مقدار فسفر قابل دسترس با افزودن بیوپچار را گزارش کرده‌اند. این اثر منفی به اثر بیوپچار بر افزایش پ-هاش و رسوب هرچه بیشتر فسفر نسبت داده شد (Xu *et al.*, 2016). برخی پژوهشگران معتقدند که در طی حرارت دادن ترکیبات آلی جهت تولید بیوپچار، ممکن است فسفر موجود در بیوپچار به دلیل خروج برخی ترکیبات گازی افزایش یافته و این فسفر به تدریج در خاک آزاد گردد (Rafique *et al.*, 2020). بروز اثرات مثبت و منفی بیوپچار بر قابلیت دسترسی فسفر و سایر عناصر غذایی را می‌توان با نوع مواد اولیه تولید بیوپچار، مدت‌زمان و دمای حرارت‌دهی و ویژگی‌های خاک مرتبط دانست (Mia *et al.*, 2017).



شکل ۴. مقایسه میانگین ترکیب تیمارهای مورد مطالعه بر فسفر قابل دسترس خاک

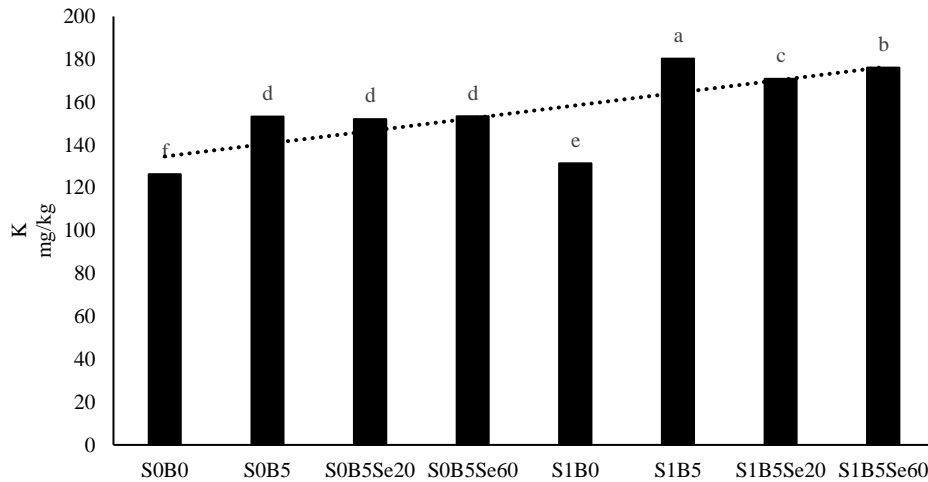
#### اثر تیمارها بر تغییرات پتاسیم خاک

اثر تیمارهای مورد مطالعه بر تغییرات پتاسیم قابل جذب خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). با افزایش سطح شوری از ۲ به ۶ دسی‌زیمنس بر متر، مقدار پتاسیم قابل دسترس (قابل استخراج با استات آمونیم به شکل محلول و تبدلی) به میزان ۱۲/۶ درصد افزایش یافت. افزایش مقدار پتاسیم قابل جذب با افزایش شوری در سایر پژوهش‌ها نیز گزارش شده است. (Jalali 2008) گزارش کرد با افزایش میزان شوری در آب آبیاری عمدتاً به علت زیادبود سدیم، میزان شستشوی پتاسیم از خاک افزایش می‌یابد. به عبارت دیگر آزاد شدن پتاسیم از مکان‌های تبدلی و ورود به محلول خاک عاملی برای افزایش پتاسیم قابل جذب در خاک تحت تأثیر شوری است. در خاک‌های شور علاوه بر زیادبود سدیم، حضور کاتیون‌های دو ظرفیتی مانند کلسیم و منیزیم و رقابت کاتیونی، منجر به آزاد شدن پتاسیم از سطوح تبدلی می‌گردد (Jalali, 2011). در مقابل (Wakeel 2013) گزارش کرد با توجه به زیادبود سدیم در خاک‌های شور مقدار پتاسیم قابل جذب کاهش می‌یابد؛ لذا تأمین مقادیر مناسب پتاسیم از طریق کوددهی منجر به افزایش عملکرد گیاه تحت تنش شوری می‌گردد.

با افزودن ۵ درصد بیوچار، مقدار پتاسیم قابل جذب به میزان ۲۹/۴ درصد افزایش یافت. جذب سطحی پتاسیم بر روی بیوچار مانع از تثبیت آن توسط کانی‌های معدنی خاک می‌گردد که می‌تواند باعث افزایش مقدار پتاسیم قابل جذب در خاک گردد (Ullah et al., 2018). (Haeefe et al. 2011) در مورد تأثیراتی که کاربرد بیوچار حاصل از بقایای برنج بر عناصر قلیایی خاک دارد، گزارش کردند بیوچار سبب افزایش قابلیت استفاده پتاسیم گردید و در مقابل مقدار کلسیم، منیزیم و سدیم قابل جذب را کاهش داد. بر اساس نتایج پژوهش Mastro et al. (2013) کاربرد بیوچار موجب افزایش مواد آلی خاک، نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل دسترس خاک گردید. افزایش این عناصر به افزایش پ-هاش خاک و اثر آهکی بیوچار در افزایش قابلیت جذب و افزوده شدن مستقیم پتاسیم توسط بیوچار نسبت داده شد. Khan et al. (2014) نیز گزارش کردند که کاربرد پنج تن در هکتار بیوچار تولید شده از سبوس برنج، ساقه برنج و خاک اره سبب افزایش فراهمی پتاسیم در خاک شد. افزودن مقادیر اضافی پتاسیم به خاک در صورت کافی بودن مقادیر اولیه پتاسیم قابل جذب، به دلیل ایجاد شرایط اسمزی بالا، باعث اختلال در جذب آب می‌گردد (Rajkovich et al., 2012). محتوای خاکستر موجود در بیوچار نقش مهمی در افزایش مقادیر قابل دسترس عناصر غذایی از جمله پتاسیم ایفا می‌کند (Rajkovich et al., 2012). بیشترین مقدار پتاسیم قابل جذب به میزان ۱۸۰/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در خاک شور حاوی ۵ درصد بیوچار فاقد سلنیوم گزارش شد که تفاوت معنی‌داری با سایر تیمارها داشت.

Lin et al. (2015) گزارش کردند استفاده از بیوچار در سطح ۱۶ تن در هکتار در خاک‌های شور، اثر معنی‌داری بر پ-هاش و غلظت قابل جذب عناصر سدیم، کلسیم و منیزیم نداشت؛ اگرچه مقدار پتاسیم قابل جذب را به میزان ۴۴ درصد افزایش داد که با نتایج تحقیق حاضر، همخوانی دارد. بر اساس تحقیقات انجام شده، نوع بیوچار و ویژگی‌های خاک نقش مهمی در تغییر میزان پتاسیم قابل جذب در خاک ایفا می‌کند (Taghavimehr, 2015). افزایش غنی‌سازی بیوچار از ۲۰ به ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم باعث افزایش حدود ۳ درصدی در میزان پتاسیم قابل جذب خاک گردید اگرچه به صورت کلی غنی‌سازی بیوچار در مقایسه با عدم غنی‌سازی باعث کاهش مقدار پتاسیم قابل جذب شد. با توجه به همبستگی مثبت و مستقیم مقدار پتاسیم قابل جذب در خاک و غلظت پتاسیم در گیاه، Hashim & Mohammed (2023) گزارش کردند استفاده همزمان از پتاسیم و سلنیوم، موجب افزایش غلظت پتاسیم در اندام هوایی گیاه لوبیا می‌گردد که این اثر افزایشی با

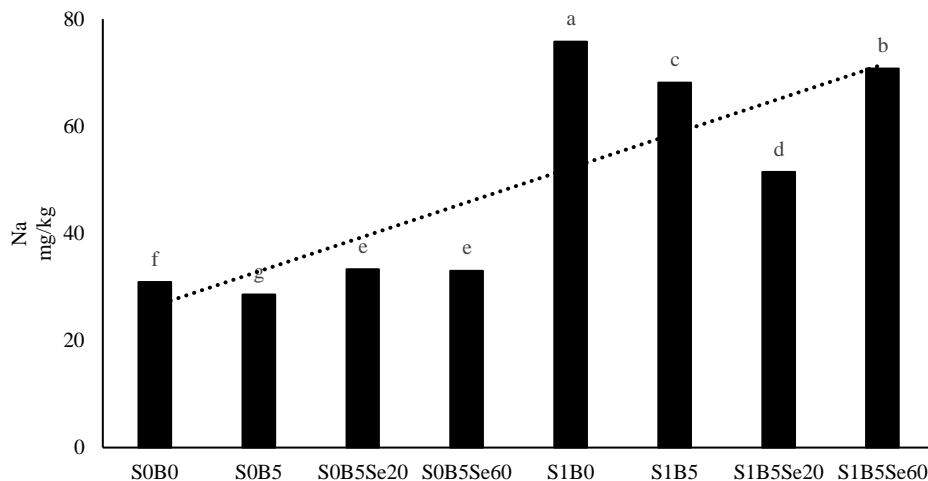
افزایش سطح پتاسیم کاربردی، نمایان‌تر است. (Hawrylak-Nowak 2008) گزارش کرد افزایش سطح سلنیوم در محلول غذایی از صفر به ۲۵ میکرومول در دسی‌متر مکعب، باعث افزایش مقدار پتاسیم در اندام هوایی ذرت از ۳/۷۰ به ۴/۵۵ درصد وزن خشک گیاه گردید که این روند با افزایش سطح سلنیوم به ۱۰۰ میکرومول در دسی‌متر مکعب به صورت معکوس مقدار پتاسیم گیاه را به ۲/۸۳ درصد وزن خشک کاهش داد.



شکل ۵. مقایسه میانگین ترکیب تیمارهای مورد مطالعه بر پتاسیم قابل دسترس خاک

#### اثر تیمارها بر تغییرات سدیم خاک

نتایج تجزیه واریانس نشان داد اثر تیمارهای شوری و بیوپچار (فاقد سلنیوم و حاوی سلنیوم) و اثرات متقابل آن‌ها بر سدیم محلول خاک در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود. بررسی اثرات اصلی شوری در جدول (۴) نشان دهنده آن است که بیشترین مقدار سدیم در تیمار خاک شور با میانگین ۶۶/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین مقدار، مربوط به تیمار خاک غیر شور با میانگین ۳۱/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. در خاک غیر شور افزودن بیوپچار منجر به کاهش ۷/۴۶ درصد در میزان سدیم محلول خاک گردید که در شرایط شور این میزان برابر با حدود ۱۰ درصد می‌باشد. لذا بیوپچار به نحو مؤثرتری در شرایط خاک شور غلظت سدیم محلول در خاک را کاهش داده است. بیشترین مقدار سدیم (شکل ۶) مربوط به اثر خاک شور فاقد بیوپچار با میانگین ۷۵/۷ و کمترین مربوط به تیمار خاک غیر شور حاوی ۵ درصد وزنی بیوپچار با میانگین ۲۸/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. (Hamam & Negin 2014) طی پژوهش خود گزارش کردند که افزایش شوری حاصل از کلرید سدیم سبب افزایش فراهمی عناصر پتاسیم، سدیم، کلسیم و منیزیم در خاک شد.



شکل ۶. مقایسه میانگین ترکیب تیمارهای مورد مطالعه بر سدیم محلول خاک

(Anegbe et al. 2015) گزارش کردند که کاربرد ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درصد وزنی بیوپچار سبب افزایش غلظت سدیم در خاک شد. در مطالعه‌ای که توسط Lashari et al. (2018) در مزرعه‌ای در چین با خاک شور (شوری ۱۲/۶ گرم نمک بر کیلوگرم خاک) انجام شد، اثر ۱۲ تن بیوپچار حاصل از کاه و کلش گندم در هکتار بر ویژگی‌های شیمیایی خاک پس از برداشت در طی دو سال مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بیوپچار در هر دو سال سبب کاهش پ-هاش، شوری خاک و میزان سدیم خاک گردید و میزان کلسیم را در خاک افزایش داد که با نتایج حاصل از این پژوهش منطبق است. نسبت جذب سدیم و درصد سدیم تبادلی بالا در خاک‌های شور و سدیمی را می‌توان از طریق افزودن مواد آلی و معدنی برای جایگزینی سدیم از محل‌های تبادل و به دنبال آن آبیاری برای انتقال سدیم به زیر ناحیه ریشه کاهش داد (Chhabra, 2004). استفاده از بیوپچار به‌عنوان اصلاحگر آلی در خاک‌های آهکی با افزایش فشار جزئی گاز دی‌اکسید کربن، رهاسازی کلسیم و جایگزینی آن با سدیم بر روی سطح ذرات خاک را تسهیل می‌نماید (Jalali & Ranjbar, 2009). کاهش شوری عصاره اشباع در خاک‌های تحت تأثیر نمک به‌واسطه جذب و نگهداری نمک‌های حاوی سدیم بر روی سطوح بیوپچار به‌صورت شیمیایی و یا به دام افتادن فیزیکی نمک‌ها در منافذ ریز بیوپچار رخ می‌دهد (Hammer et al. 2015). بر اساس نتایج حاصل از پژوهش حاضر، در خاک غیر شور غنی‌سازی بیوپچار در مقایسه با عدم غنی‌سازی باعث افزایش سدیم محلول به میزان ۱۶/۶ درصد گردید که افزایش سطح غنی‌سازی تأثیر معنی‌داری بر این میزان افزایش نشان نداد. در هر دو سطح غنی‌سازی مقدار سدیم محلول کمتر از تیمار شاهد فاقد بیوپچار گزارش شد. در خاک شور غنی‌سازی بیوپچار با سلینیوم در سطح ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، باعث کاهش سدیم محلول به میزان ۳۲/۴ درصد گردید و در مقابل افزایش سطح غنی‌سازی به ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم باعث افزایش ۳/۸۳ درصدی سدیم محلول در مقایسه با کاربرد بیوپچار فاقد غنی‌سازی گردید که این افزایش از نظر آماری معنی‌دار بود. لذا اثر سطح غنی‌سازی بر مقدار سدیم محلول در خاک تحت تأثیر نمک می‌تواند معنی‌دار باشد. لازم به ذکر است کاربرد بیوپچار غنی‌سازی شده در هر دو سطح باعث کاهش مقدار سدیم محلول در مقایسه با تیمار شاهد فاقد بیوپچار گردید. نظر به ارتباط بخش قابل جذب در خاک و غلظت عنصر در گیاه، (Kaur & Nayyar, 2015) گزارش کردند در خاک شور افزودن سلینیوم در سطح ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم باعث کاهش ۳۴/۹ درصد در مقدار سدیم برگ گیاه ماش گردید؛ در مقابل افزودن سلینیوم به میزان ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم باعث افزایش معنی‌دار غلظت سدیم در برگ گیاه شد. دلایل اساسی در ارتباط با اثر آنتاگونیستی سلینیوم بر سدیم به‌خوبی شناخته نشده است.

## نتیجه‌گیری

غنی‌سازی بیوپچار با سلینیوم باعث بروز اثرات کاهش پ-هاش خاک گردید. کاربرد بیوپچار غنی‌سازی شده با سلینیوم در سطح ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، بیشترین مقدار افزایش شوری خاک را نشان داد. میزان کربن آلی خاک متناسب با افزودن بیوپچار افزایش یافت که غنی‌سازی بیوپچار با سلینیوم باعث افزایش اثرگذاری بیوپچار بر افزایش میزان فسفر قابل جذب خاک گردید که با افزایش سطح غنی‌سازی، در خاک شور روند کاهش مشاهده شد. مقدار پتاسیم قابل جذب با افزایش سطح شوری روند افزایشی را نشان داد، غنی‌سازی بیوپچار با سلینیوم باعث کاهش اثرات مثبت بیوپچار بر افزایش مقدار پتاسیم به‌ویژه در خاک شور گردید. در خاک شور افزودن بیوپچار باعث کاهش میزان سدیم محلول شد و میزان غنی‌سازی باعث تغییر اثرگذاری بیوپچار گردید. تغییر میزان املاح موجود در خاک می‌تواند باعث تغییر ویژگی‌های شیمیایی خاک شود که این تغییرات تحت تأثیر بیوپچار و سطح غنی‌سازی بیوپچار با سلینیوم به صورت‌های متفاوتی بروز می‌یابد. با توجه به نتایج حاصل از این پژوهش، توجه به سطح غنی‌سازی بیوپچار با سلینیوم جهت افزایش کارایی بیوپچار در کاهش اثرات منفی شوری با در نظر گرفتن شوری اولیه خاک و در شرایط کشت، سطح تحمل گیاه به شوری، ضروری است.

## سپاس‌گزاری

بدینوسیله از دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان به عنوان حامی مالی این پژوهش در قالب پایان‌نامه کارشناسی ارشد، سپاسگزاری می‌گردد.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

## منابع

حجازی زاده، ابوالفضل؛ غلامعلی زاده آهنگر، احمد و قربانی، مریم (۱۳۹۵). تأثیر بیوپچار بر جذب سرب و کادمیم لجن فاضلاب کارخانه‌های کاغذ



توسط آفتابگردان (*Heliantus annus L.*) دانش آب و خاک، ۲۶ (۱-۲)، ۲۵۹-۲۷۱.

شهریاری، اسماعیل (۱۳۹۲). بررسی تغییرات مکانی برخی از ویژگی‌های خاک در اراضی عطاییه (استان خوزستان) با کاربرد روش‌های زمین‌آماری، میان‌یابی و GIS. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. به راهنمایی احمد لندی، آزاد دلاوری. اهواز: دانشگاه شهید چمران اهواز، دانشکده کشاورزی.

## REFERENCES

- Al-Wabel, M.I., Al-Omran, A., El-Naggar, A.H., Nadeem, M. & Usman, A.R. (2013). Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology*, 131, 374-379. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165>.
- Anegbe, B., Okuo, J.M., Ewekay, E.O., & Ogbeifun, D.E. (2015). Fractionation of lead-acid battery soil amended with Biochar. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences*, 7(2), 36. <https://doi.org/10.4314/bajopas.v7i2.8>.
- Chapman, H.D. (1965). Cation Exchange Capacity. In: Black, C.A., Ed., *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, 891-901.
- Chhabra, R. (2004). Classification of salt-affected soils. *Arid Land Research and Management*, 19, 61-79. <https://doi.org/10.1080/15324980590887344>.
- Chia, CH., Singh, BP., Joseph, S., Graber, ER., & Munroe, P. (2014). Characterization of an enriched biochar. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 108, 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.05.021>.
- Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T.E., Papiernik, S.K., Malo, D.D., Clay, D.E., Kumar, S., & Gulbrandson, D.W. (2013). Nitrate sorption and desorption in biochars from fast pyrolysis. *Microporous and Mesoporous Materials*, 179, 250-257. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2013.05.023>.
- Clark, J.S. (1964). An examination of the pH of calcareous soils. *Soil Science*, 98(3), 145-151. <https://doi.org/10.1097/00010694-196409000-00001>.
- Cresser, M., Killham, K., & Edwards, Tony. (1993). *Soil Chemistry and Its Applications*. Cambridge University Press. 10.1017/CBO9780511622939.
- Demir Kaya, M., Okçu, G., Atak, M., Yakup Çıkılı, Y., & Özer Kolsarıcı, O. (2006). Seed treatments to overcome salt and drought stress during germination in sunflower (*Helianthus annuus L.*). *European Journal of Agronomy*, 24 (4), 291-295. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2005.08.001>.
- Duan, S., & Kaushal, S.S. (2015). Salinization alters fluxes of bioreactive elements from stream ecosystems across land use. *Biogeosciences*, 12, 7331-7347. <https://doi.org/10.5194/bg-12-7331-2015>.
- Elzobair, KA., Stromberger, ME., Ippolito, JA., & Lentz, RD. (2016) Contrasting effects of biochar versus manure on soil microbial communities and enzyme activities in an Aridisol. *Chemosphere*, 142, 145-52. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere>.
- Gee, G.W., & Bauder, J.W. (1986). *Particle-Size Analysis*. In: Klute, A., Ed., *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, Agronomy Monograph. No. 9, 2nd Edition, American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, Madison, WI, 383-411.
- Haefele, S. M., Konboon, Y., Wongboon, W., Amarante, S., Maarifat, A. A., Pfeiffer, E. M., & Knoblauch, C.J.F.C.R. (2011). Effects and fate of biochar from rice residues in rice-based systems. *Field Crops Research*, 121(3), 430-440. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.01.014>.
- Hamam, Kh., & Negim, O. (2014). Evaluation of wheat genotypes and some soil properties under saline water irrigation. *Annals of Agricultural Sciences*. <https://doi.org/59.10.1016/j.aos.2014.11.002>.
- Hammer, EC., Forstreuter, M., Rillig, MC., & Kohler, J. (2015). Biochar increases arbuscular mycorrhizal plant growth enhancement and ameliorates salinity stress. *Applied Soil Ecology*, 96, 114-121. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.07.014>.
- Hashim, B.A., & Mohammed, H.A. (2023). Effect of adding potassium and selenium on the concentration of nutrients in climbing bean plant (*Phaseolus vulgaris*) affected by humidity stress. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 1262 (8), 082027. IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1262/8/082027>.
- Hawrylak-Nowak, B. (2008). Effect of Selenium on selected macronutrients in maize plants. *Journal of Elementology*, 13, 513-519.
- Hejazizadeh, A., Gholamalizadeh Ahangar, A., & Ghorbani, M. (2016). Effect of Biochar on Lead and Cadmium Uptake from Applied Paper Factory Sewage Sludge by Sunflower (*Heliantus annus L.*). *Water and Soil Science*, 26 (1-2), 259-271. (In Persian).
- Hinsinger, P., Plassard, C., Tang, C., & Jaillard, B. (2003). Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: A review. *Plant and Soil*, 248, 43-59. [https://doi.org/10.1007/978-94-010-0243-1\\_4](https://doi.org/10.1007/978-94-010-0243-1_4).

- International Biochar Initiative. (2015). Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil. IBI-STD-2.1. [https://biochar-international.org/wp-content/uploads/2020/06/IBI\\_Biochar\\_Standards\\_V2.1\\_Final2.pdf](https://biochar-international.org/wp-content/uploads/2020/06/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final2.pdf).
- Ippolito, J., Laird, D., & Busscher, W. (2012). Environmental benefits of biochar. *Journal of Environmental Quality*, 41, 967-72. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0151>.
- Jackson, M.L. (1973). *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall of India Pvt. Ltd., New Delhi, 498.
- Jalali, M. (2008). Effect of sodium and magnesium on kinetics of potassium release in some calcareous soils of western Iran. *Geoderma*, 145(3-4), 207-215. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.03.005>.
- Jalali, M., & Ranjbar, F. (2009). Effects of sodic water on soil sodicity and nutrient leaching in poultry and sheep manure amended soils, *Geoderma*, 153 (1-2), 194-204. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.004>.
- Kaur, S., & Nayyar, H. (2015). Selenium fertilization to salt-stressed mungbean (*Vigna radiata* L. Wilczek) plants reduces sodium uptake, improves reproductive function, pod set and seed yield. *Scientia Horticulturae*, 197, 304-317. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.09.048>.
- Keling, H., Ling, Z., JiTao, W., & Yang, Y. (2013). Influence of selenium on growth, lipid peroxidation and antioxidative enzyme activity in melon (*Cucumis melo* L.) seedlings under salt stress. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 82(3), 193-197. <https://doi.org/10.5586/asbp.2013.023>.
- Khan, K.T., Chowdhury, M.T.A., & Huq, S.I. (2014). Application of biochar and fate of soil nutrients. *Bangladesh Journal of Scientific Research*, 27(1), 11-25. <https://doi.org/10.3329/bjsr.v27i1.26221>.
- Kim, H.S., Kim, K.R., Yang, J.E., Ok, Y.S., Owens, G., Nehls, T., Wessolek, G., & Kim, K.H. (2016). Effect of biochar on reclaimed tidal land soil properties and maize (*Zea mays* L.) response. *Chemosphere*, 142, 153-159. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.041>.
- Lai R., & Stewart BA. (1990). *Salt-affected soils*. In Soil Degradation. Springer-Verlag: New York; 224-247.
- Lashari, M. S., Liu, Y., Li, L., Pan, W., Fu, J., Pan, G., & Yu, X. (2013). Effects of amendment of biochar-manure compost in conjunction with pyroligneous solution on soil quality and wheat yield of a salt-stressed cropland from Central China Great Plain. *Field Crops Research*, 144, 113-118. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.11.015>.
- Lashari, M.S., Bakht-un-Nisa Mangan, I.R., Ji, H., Pan, G., Lashari, A.A., & Nan, J. (2018). Improvement of soil fertility and crop yield through biochar amendment from salt affected soil of central china. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 8, 209. <https://doi.org/10.17265/2161-6264/2018.04.002>.
- Lehmann, L., Matthias, C., Rillig, J.T., Caroline, A., Masiello, W.C., & Hockaday, D.C. (2011). Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), 1812-1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>.
- Lentz, R.D., & Ippolito, J.A. (2012). Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrient concentrations and uptake. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1033-1043. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0126>.
- Li, Y., Xing, B., Ding, Y., Han, X., & Wang, Sh. (2020). A critical review of the production and advanced utilization of biochar via selective pyrolysis of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 312, 123614. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123614>.
- Lin, X.W., Xie, Z.B., Zheng, J.Y., Liu, Q., Bei, Q.C., & Zhu, J.G. (2015). Effects of biochar application on greenhouse gas emissions, carbon sequestration and crop growth in coastal saline soil. *European Journal of Soil Science*, 66(2), 329-338. <https://doi.org/10.1111/ejss.12225>.
- Lindsay, W.L., & Norvell, W.A. (1978). Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421-428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>.
- Liu, W., Huo, R., Xu, J., Liang, S., Li, J., Zhao, T., & Wang, S. (2017). Effects of biochar on nitrogen transformation and heavy metals in sludge composting. *Bioresource Technology*, 235, 43-49. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.052>.
- Liu, X.H., & Zhang, X.C. (2012). Effect of biochar on pH of alkaline soils in the loess plateau: results from incubation experiments. *International Journal of Agriculture & Biology*, 14, 745-750.
- Luo, X., Liu, G., Xia, Y., Chen, L., Jiang, Z., Zheng, H., & Wang, Z. (2017). Use of biochar-compost to improve properties and productivity of the degraded coastal soil in the Yellow River Delta, China. *Journal of Soils and Sediments*, 17, 780-789. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1361-1>.
- Ma, N., Zhang, L., Zhang, Y., Yang, L., Yu, C., Yin, G., Doane, T.A., Wu, Z., Zhu, P., & Ma, X. (2016). Biochar improves soil aggregate stability and water availability in a mollisol after three years of field application. *PLOS ONE*, 11(5), p.e0154091. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154091>.





- Mahrous, F.N., Mikkelsen, D.S., & Hafez, A.A. (1983). Effect of soil salinity on the electro-chemical and chemical kinetics of some plant nutrients in submerged soils. *Plant and Soil*, 75, 455-472. <https://doi.org/10.1007/BF02369980>.
- Masto, R.E., Ansari, M.A., George, J., Selvi, V.A., & Ram, L.C. (2013). Co-application of biochar and lignite fly ash on soil nutrients and biological parameters at different crop growth stages of *Zea mays*. *Ecological Engineering*, 58, 314-322. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.011>.
- McGeorge, W.T. (1938). Factor contributing to the reaction of soil sand their pH measurement. *Arizona Agricultural Experimental Station Technical Bulletin*, 78, 95-126.
- Mia, S., Dijkstra, F.A., & Singh, B. (2017). Long-term aging of biochar: a molecular understanding with agricultural and environmental implications. *Advances in Agronomy*, 141, 1-51. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.001>.
- Mukherjee, A., & Zimmerman, A.R. (2013). Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar-soil mixtures. *Geoderma*, 193-194, 122-130. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.002>.
- Naeem, M.A., Khalid, M., Aon, M., Abbas, G., Amjad, M., Murtaza, B., Khan, W.U.D., & Ahmad, N. (2018). Combined application of biochar with compost and fertilizer improves soil properties and grain yield of maize. *Journal of Plant Nutrition*, 41(1), 112-122. <https://doi.org/10.1080/01904167.2017.1381734>.
- Naidu, R., Syers, J.K., Tillman, R.W., & Kirkman, J.H. (1991). Assessment of plant-available phosphate in limed, acid soils using several soil-testing procedures. *Fertilizer Research*, 30, 47-53. <https://doi.org/10.1007/BF01048826>.
- Nawaz, F., Ahmad, R., Ashraf, M.Y., Waraich, E.A., & Khan, S.Z. (2015). Effect of selenium foliar spray on physiological and biochemical processes and chemical constituents of wheat under drought stress. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 113, 191-200. doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.12.003.
- Nelson, R.E., (1982). Carbonate and Gypsum. *Agronomy Journal*, 9, 181-197.
- O'toole, A., Moni, C., Weldon, S., Schols, A., Carnol, M., Bosman, B., & Rasse, D.P. (2018). Miscanthus biochar had limited effects on soil physical properties, microbial biomass, and grain yield in a four-year field experiment in Norway. *Agriculture*, 8(11), 171. <https://doi.org/10.3390/agriculture8110171>.
- Obia, A., Mulder, J., Martinsen, V., Cornelissen, G., & Børresen, T. (2016). In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. *Soil and Tillage Research*, 155, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.08.002>.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., & Watanabe, F.S. (1954). Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. USDA Circular No. 939, US Government Printing Office, Washington DC.
- Pietikäinen, J., Kiikkilä, O., & Fritze, H. (2000). Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*, 89, 231-242. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890203.x>.
- Quevauviller, P.H., (1998). Operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis I. Standardization. *Trends in Analytical Chemistry*, 17(5), 289-298. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(97\)00119-2](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(97)00119-2).
- Rafique, M., Ortas, I., Rizwan, M., Chaudhary, H.J., Gurmani, A.R., & Munis, M.F.H. (2020). Residual effects of biochar and phosphorus on growth and nutrient accumulation by maize (*Zea mays* L.) amended with microbes in texturally different soils. *Chemosphere*, 238, 124710. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124710>.
- Rajkovich, S., Enders, A., Hanley, K., Hyland, C., Zimmerman, A. R., & Lehmann, J. (2012). Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 271-284. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0624-7>.
- Rajkovich, S., Enders, A., Hanley, K., Hyland, C., Zimmerman, A.R., & Lehmann, J. (2011). Corn Growth and Nitrogen Nutrition after Additions of Biochars with Varying Properties to a Temperate Soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 271-284. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-011-0624-7>.
- Sajedi, N.A., Ardakani, M.R., Naderi, A., Madani, H., & Mashhadi Akbar Boojar, M. (2008). Effect of nutrition elements application on agronomical characters of hybrid maize (ksc.704) under water deficit stress at different growth stages. *Iranian Journal of Agronomy and Plant Breeding*, 4(1), 89-102. SID. <https://sid.ir/paper/190385/en>.
- Shahbaz, M., & Ashraf, M. (2013). Improving Salinity Tolerance in Cereals. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 32(4), 237-249. <https://doi.org/10.1080/07352689.2013.758544>.
- Shahriyari, E. (2013). Investigating the spatial changes of some soil characteristics in the lands of Atabieh

- (Khuzestan province) using geostatistics, interpolation and GIS methods. Master's Thesis, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz. (In Persian).
- Singh, M., & Malhotra, P.K. (1976). Selenium availability in berseem (*Trifolium alexandrinum*) as affected by selenium and phosphorus application. *Plant and Soil*, 44, 261-266. <https://doi.org/10.1007/BF00016977>.
- Singla, A., Dubey, S.K., Singh, A., & Inubushi, K. (2014). Effect of biogas digested slurry-based biochar on methane flux and methanogenic archaeal diversity in paddy soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 278-287. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.010>.
- Song, W., & Guo, M. (2012). Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 94, 138-145. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.11.018>.
- Taghavimehr, J. (2015). Effect of biochar on soil microbial communities, nutrient availability, and greenhouse gases in short rotation coppice systems of central Alberta. Master's Thesis, University of Alberta, Edmonton. <https://doi.org/10.7939/R32Z1311P>.
- Tenic, E., Rishikesh G., & Amit, D. (2020) Biochar-A Panacea for Agriculture or Just Carbon? *Horticulturae*, 6(3), 37. <https://doi.org/10.3390/horticulturae6030037>.
- Thies, J.E., & Rillig, M.C. (2012). *Characteristics of biochar: biological properties*. Biochar for Environmental Management, 117-138. Routledge.
- Ullah, S., Dahlawi, S., Naeem, A., Rangel, Z. & Naidu, R. (2018). Biochar application for the remediation of salt-affected soils: challenges and opportunities. *Science of the Total Environment*. 625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.257>.
- US Salinity Laboratory Staff. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. US Department of Agriculture Handbook 60, Washington, DC.
- van Dijk, G., Lamers, L. P., Loeb, R., Westendorp, P. J., Kuiperij, R., van Kleef, H. H., ... & Smolders, A. J. (2019). Salinization lowers nutrient availability in formerly brackish freshwater wetlands; unexpected results from a long-term field experiment. *Biogeochemistry*, 143, 67-83. <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00549-6>.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., Van Der Velde, M., & Diafas, I. (2010). Biochar application to soils: a critical scientific review of effects on soil properties processes and functions. Processes and Functions. EUR 24099 EN. Luxembourg (Luxembourg): *European Commission*. JRC55799.
- Wakeel, A. (2013). Potassium-sodium interactions in soil and plant under saline-sodic conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 176(3), 344-354. <https://doi.org/10.1002/jpln.201200417>.
- Walkley, A.J., & Black, I.A. (1934). Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38.
- Wang, J., & Wang Sh. (2019). Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *Journal of Cleaner Production*, 227, 1002-1022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.282>.
- Xu, G., Zhang, Y., Sun, J., & Shao, H. (2016). Negative interactive effects between biochar and phosphorus fertilization on phosphorus availability and plant yield in saline sodic soil. *Science of the Total Environment*, 568, 910-915. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.079>.
- Xue, T., Hartikainen, H. & Piironen, V. (2001). Antioxidative and growth-promoting effect of selenium on senescing lettuce. *Plant and Soil*, 237, 55-61. <https://doi.org/10.1023/A:1013369804867>.
- Yanardag, İ. H., Yanardağ, A. B., Mermut, A. R., & Cano, A. F. (2022). Carbon storage potential and its distributions in the particle size fractions in harran plain, Turkey. *Journal of Agricultural Sciences*, 28(3), 501-510. <https://doi.org/10.15832/ankutbd.907173>.
- Yuan, J.H., & Xu, R.K. (2010). Effects of rice-hull-based biochar regulating acidity of red soil and yellow brown soil. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 26(5), 472-476. <https://doi.org/10.5555/20103316564>.
- Zhang, H., Liao, W., Zhou, X., Shao, J., Chen, Y., Zhang, S., & Chen, H. (2022). Co-effect of pyrolysis temperature and potassium phosphate impregnation on characteristics, stability, and adsorption mechanism of phosphorus-enriched biochar. *Bioresource Technology*, 344 (B), 126273. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126273>.
- Zhao, R., Coles, N., Kong, Zh., & Wu, J. (2015). Effects of aged and fresh biochars on soil acidity under different incubation conditions. *Soil and Tillage Research*, 146 (B), 133-138. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.014>.