Research Article

Agricultural Engineering., 49(1) (2026) 99 -128

ISSN (P): 2588-526X

DOI: 10.22055/AGEN.2026.49973.1781 ISSN (E): 2588-5944

Chemical Fractionation of Soil Inorganic Phosphorus as Affected by Biochar and Carbon Black under Different Soil Moisture Regimes

H. Naseri[1], N. Rangzan[2]* and M.R. Ansari [3]

1. M.Sc student, Department of Soil Science, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan
2. Associate Professor, Department of Soil Science, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan
3. Assistant professor, Department of Soil Science, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan

Received: 23 January 2026 Accepted: 30 April 2026 *Corresponding Author: rangzan@asnrukh.ac.ir

Abstract

Introduction Phosphorus is one of the essential macronutrients required for plant growth, playing a critical role in processes such as photosynthesis, energy transfer, and cell division. However, inorganic phosphorus in soil is often present in insoluble and plant-unavailable forms, particularly in soils with high pH or elevated levels of phosphorus-fixing elements. Consequently, phosphorus use efficiency in agricultural systems is generally low, leading to excessive application of chemical fertilizers, which in turn raises significant environmental concerns. In recent years, the use of biological soil amendments such as biochar and carbon black has gained attention as a sustainable approach to improving nutrient stability and availability in soils. Biochar, produced through the pyrolysis of biomass under low-oxygen conditions, is characterized by its porous structure, high cation exchange capacity, and strong sorption ability, all of which contribute to nutrient retention and controlled release. Similarly, carbon black -a by-product of incomplete combustion of carbonaceous materials- can influence soil phosphorus dynamics due to its unique chemical properties. Moreover, soil moisture acts as a crucial factor in nutrient dynamics. Variations in moisture levels can affect the physical, chemical, and biological processes in soil, thereby altering the distribution and chemical forms of inorganic phosphorus. Given the increasing frequency of droughts and irregular irrigation due to climate change, it is essential to investigate the combined effects of moisture regimes and soil amendments on phosphorus behavior. Therefore, this study aims to evaluate the simultaneous effects of carbon black and biochar on the chemical distribution of inorganic phosphorus in soil under different moisture conditions. The findings of this research are expected to provide valuable insights for optimizing phosphorus management and enhancing the sustainability of agricultural systems.

Materials and Methods In this study, a factorial experiment with four replications was conducted in 2023 using a completely randomized design to investigate the chemical distribution of inorganic phosphorus in soil affected by carbon black and biochar under different moisture conditions. The experimental factors included: 5% w/w/ carbon black, 5% w/w biochar, a combination of 2.5% carbon black and 2.5% biochar, and a control; two moisture levels (field capacity and saturation); and two incubation periods (30 and 60 days). The chemical forms of phosphorus were determined using the sequential fractionation method proposed by Jiang and Gu (1989).

Results and Discussion The results showed that the application of biochar and carbon black under different moisture conditions led to significant changes in the availability of various chemical forms of phosphorus. Specifically, the use of carbon black as a soil amendment resulted in increases of 76.5% in octacalcium phosphate, 99% in occluded phosphate, and 46% in total phosphorus. Application of biochar led to an 88% increase in dicalcium phosphate, and 81% increase in available phosphorus.The combined

application of both amendments caused a 37% increase in aluminum phosphate and a 53% increase in apatite. However, this treatment also led to a 1% reduction in soil iron phosphate.
Conclusion Overall, the use of biochar and carbon black presents a promising approach for enhancing phosphorus availability in soil and improving plant health.
Acknowledgment The authors would like to express their sincere appreciation to Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan for providing the facilities and support necessary to conduct this research as part of a Master's thesis.

Keywords: ***Phosphorus fractionation, Available phosphorus, Phosphorus fixation, Organic amendment, Soil moisture***

مقاله پژوهشی

بررسی توزیع شکل‌های شیمیایی فسفر معدنی خاک تحت تأثیر دوده‌کربن و بیوچار در شرایط مختلف رطوبتی

هاجر ناصری[۱] ، نفیسه رنگ‌زن[۲*] و محمدرضا انصاری[۳]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
۲- دانشیار، عضو هیات علمی گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
۳- استادیار، عضو هیات علمی گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان

تاریخچه مقاله

دریافت: ۱۴۰۴/۱۱/۰۳

پذیرش نهایی: ۱۴۰۵/۰۲/۱۰

کلمات کلیدی:
جزءبندی فسفر،
فسفر قابل جذب،
تثبیت فسفر،
اصلاح‌کننده آلی،
رطوبت خاک

* عهده دار مکاتبات

Email: rangzan@asnrukh.ac.ir

چکیده

فسفر خاک یکی از مهم‌ترین عناصر معدنی برای رشد گیاهان است و شکل‌های شیمیایی مختلفی از فسفر در خاک وجود دارد که تحت تأثیر شرایط فیزیکوشیمیایی محیط تغییر می‌کنند. این پژوهش با هدف بررسی تأثیر دوده کربن و بیوچار بر توزیع شیمیایی فسفر معدنی خاک در شرایط رطوبتی مختلف انجام شد. آزمایش به‌صورت طرح فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با چهار تکرار در سال ۱۴۰۲ اجرا گردید. فاکتورها شامل چهار سطح ماده اصلاحی (صفر، ۵ درصد وزنی دوده کربن، ۵ درصد وزنی بیوچار، ۲/۵ درصد بیوچار + ۲/۵ درصد دوده کربن)، دو سطح رطوبت (ظرفیت زراعی و اشباع) و دو سطح زمان (۳۰ و ۶۰ روز) بودند. نتایج این تحقیق نشان داد که برهم‌کنش بیوچار، دوده کربن، زمان و رطوبت موجب افزایش معنی‌دار اکثر شکل‌های شیمیایی فسفر خاک شد. به‌طور خاص، دوده کربن به‌عنوان ماده اصلاحی باعث افزایش ۵/۷۶ درصدی اکتاکلسیم فسفات، ۹۹ درصدی فسفات محبوس و ۴۶ درصدی فسفر کل خاک گردید. بیوچار نیز به‌طور قابل توجهی دی‌کلسیم فسفات را ۸۸ درصد و فسفر قابل جذب را ۸۱ درصد افزایش داد. استفاده هم‌زمان از دوده کربن و بیوچار منجر به افزایش ۳۷ درصدی فسفات آلومینیوم و ۵۳ درصدی آپاتیت خاک شد، از طرف دیگر، مقدار فسفات آهن خاک کاهش ۱ درصدی را نشان داد. نتایج به‌دست‌آمده نشان‌دهنده تأثیرات مثبت دوده کربن و بیوچار در بهبود توزیع شیمیایی فسفر خاک است. دوده کربن، با افزایش اکتاکلسیم فسفات و فسفات محبوس، به نظر می‌رسد که به تثبیت فسفر خاک کمک می‌کند

و ممکن است فسفر را به شکلی غیرقابل دسترس برای گیاهان نگه دارد، ولی در عین حال با افزایش فسفر کل خاک، ظرفیت خاک برای ذخیره‌سازی فسفر بهبود می‌یابد. بیوچار می‌تواند به‌طور چشمگیری فسفر قابل جذب را افزایش دهد. افزایش دی‌کلسیم فسفات و فسفر قابل جذب نشان‌دهنده افزایش دسترسی گیاهان به فسفر است که این امر می‌تواند موجب بهبود رشد گیاهان و افزایش بهره‌وری کشاورزی گردد. استفاده هم‌زمان از دوده کربن و بیوچار، ترکیبی ایجاد کرده که با افزایش فسفات آلومینیوم و آپاتیت، منابع طولانی‌مدت فسفر نیز به خاک اضافه می‌شود. نتایج نشان داد که ترکیب دوده کربن و بیوچار، به‌ویژه در شرایط رطوبتی اشباع، می‌تواند تأثیرات چشمگیری بر تغییرات شکل‌های مختلف فسفر خاک بگذارد. دوده کربن به‌طور خاص باعث تثبیت و ذخیره‌سازی فسفر در خاک می‌شود، در حالی که بیوچار باعث افزایش دسترسی گیاهان به فسفر قابل جذب خاک می‌گردد. این نتایج می‌تواند به‌ویژه در خاک‌های فقیر از فسفر یا در خاک‌هایی که در معرض فرسایش و کاهش مواد آلی هستند، کاربرد داشته باشد. بنابراین، استفاده از این مواد اصلاحی به‌ویژه در کشاورزی پایدار و برای بهبود دسترسی گیاهان به منابع فسفر در خاک‌های کشاورزی می‌تواند تأثیرات مثبتی داشته باشد.

مقدمه

از منظر کشاورزی، محیط زیست، تغییر شرایط خاک و حفاظت پایدار از آن، فسفر از عناصر مهم و ضروری است که بسیار مورد توجه پژوهشگران قرارگرفته است (Meissner et al., 2008). منبع غالب فسفر در خاک، سنگ مادر یا به طور دقیق‌تر، مواد معدنی موجود در آن است. اکثر سنگ‌ها و مواد معدنی اولیه در خاک حاوی مقادیر کمی فسفر هستند (Harley and Gilkes, 2000). به طور متوسط، محتوای فسفر در خاک‌های معدنی (خاک سطحی) تقریباً ۵۰۰ تا ۸۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است، اما نسبت فرم آلی آن می‌تواند بسیار متفاوت و از ۲۰ تا ۸۰ درصد متغیر باشد (Mengel et el., 2001). هرچه فرآیندهای خاک شرایط بهتری را برای افزایش پایداری و تبلور کانی‌های حاوی فسفر فراهم کند میزان ترکیبات تثبیت شده خاک بیشتر شده و مقادیر قابل جذب آن کاهش می‌یابد (Saleque et al., 2001). به طور کلی، فسفر قابل استخراج با اسید کلریدریک (فسفر در پیوند با کلسیم) و فسفر باقیمانده بیشترین فسفر خاک را تشکیل می‌دهند و فسفر قابل جذب (محلول) کمترین نسبت را در طول زمان استفاده از کودها دارد (Lu et al., 2024). بیش از ۷۰ درصد فسفر مصرفی از سوپرفسفات ساده در خاک آهکی طی مدت ۳۰ روز بی‌حرکت و فسفر حاصل از کود در درجه اول پس از ۶۷ روز به Ca_2-P (۳۲/۲ درصد) و سپس به Ca_8-P (۳۲/۷ درصد) تبدیل می‌شود (Feng et al., 1996). تنها بخش کوچکی (کمتر از ۱ درصد، عمدتاً به شکل آنیون ارتوفسفات) از کل فسفر موجود در خاک به راحتی برای جذب گیاه در دسترس است (Zhu et al., 2018).

حفظ منابع فسفر در خاک در سطوح مناسب، نیازمند استفاده از ترکیبات مختلفی است که می‌توان آنها را به کودهای شیمیایی، آلی و زیستی تقسیم کرد (Barlog et al., 2025). کودهای آلی در مقایسه با کودهای معدنی، با محتوای کمتر عناصر غذایی که مستقیماً در دسترس گیاهان قرار می‌گیرند، مشخص می‌شوند (Tambone et al., 2017). این کودها نه تنها حاوی عناصر غذایی، از جمله فسفر و پتاسیم هستند بلکه تأثیر مثبتی بر برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک دارند که آنچه را به عنوان "خاک سالم" شناخته می‌شود، تعریف می‌کنند (Chen et al., 2018). نشان داده شده است که استفاده مداوم از کاه و کود سبز همراه با کودهای معدنی، سطح فسفر قابل جذب، فسفر آلی و فسفر معدنی قابل استخراج با هیدروکسید سدیم (فسفر متصل به آهن و آلومینیوم) را در خاک شالیزار به طور قابل توجهی افزایش می‌دهد (Lee et al., 2004؛ Li et al., 2015). زمانی که کربن آلی خاک[1] به آستانه خاصی برسد، کود آلی می‌تواند به طور کامل جایگزین کودهای شیمیایی شود (Li et al., 2015؛Li et al., 2017).

فسفر خاک دارای شکل‌های مختلف شیمیایی و بیوشیمیایی است که به‌طور بسیار مؤثری تحت تأثیر شرایط فیزیکوشیمیایی محیط هستند (Beauchemin et al., 2003). شرایط محیطی، نوع ماده آلی و فعالیت میکروبیولوژیکی خاک نیز از عوامل مهم در تعیین تفاوت در محتوای بخش‌های فسفر هستند (Debicka, 2024). استفاده از شکل‌های مختلف کودهای آلی با ماهیت فیزیکی متفاوت (کودهای مایع و جامد) نیز می‌تواند بر توزیع شیمیایی شکل‌های مختلف فسفر تأثیرگذار باشد (Barlog et al., 2025). افزایش سطح کربن آلی خاک می‌تواند محتوای فسفر موجود در خاک و ضریب فعال‌سازی فسفر را به طور قابل توجهی افزایش دهد (Yang et al., 2019). افزودن کودهای آلی می‌تواند منبع کربنی برای میکروارگانیسم‌ها فراهم کند تا فعالیت آلکالین فسفاتاز خاک را بهبود بخشد، که معدنی شدن فسفر آلی را افزایش می‌دهد (Zhou et al., 2016). کربن بلک[2] یا دوده کربن گونه از کربن پایه است که به‌صورت ذرات کلوئیدی از سوختن ناقص هیدروکربن‌های مایع یا گازی تحت شرایط کنترل شده بدست می‌آید. این ماده به‌صورت گرد ریز سیاه رنگ همانند مواد حاصل از سوختن هیدروکربن‌ها یا زغال سنگ و یا دوده اگزوز به چشم می‌آید. کربن سیاه شامل بیشتر از ۹۴ درصد کربن آمورفی یا بی‌شکل و غیرشفاف و مقدار کمی اکسیژن، هیدروژن و نیتروژن می‌باشد (Karen et al., 2009). این ماده با ساختار نانوکروی، دارای سطح ویژه قابل توجه (حدود ۷۰ تا ۱۵۰ مترمربع بر گرم) و تخلخل زیاد است؛ این ویژگی‌ها، همراه با پایداری شیمیایی بالا و حضور گروه‌های عاملی فعال در سطح، موجب شده دوده کربن در بهبود ویژگی‌های خاک نقش مؤثری ایفا کند (Bucur and Maniu, 2020). بیوچار به عنوان یک ماده سازگار با محیط زیست با بهبود ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک می‌تواند زیستگاه و منبع تغذیه خوبی برای میکروب‌های خاک باشد (Lehmann et al., 2011). اولین مزیت استفاده از بیوچار، افزایش محتوای مواد آلی خاک است. روش‌های مختلفی برای افزایش مواد آلی خاک وجود دارند که می‌توان به افزودن کودهای دامی، مالچ، کشت گیاهان پوششی و برگرداندن بقایای گیاهی به خاک اشاره کرد با این تفاوت که بخش عمده این مواد در مقابل تجزیه میکروبی پایدار نبوده و به‌سرعت تجزیه شده و از خاک خارج می‌گردد (Lehmann et al., 2011). افزودن بیوچار به خاک‌های اسیدی به سبب افزایش پ‌هاش خاک، باعث افزایش ظرفیت نگه‌داری آب، جذب قارچ‌ها و میکروب‌های مفید، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، نگه‌داشت عناصرغذایی و افزایش حاصلخیزی و بهبود کیفیت خاک می‌شود (Steinbeiss et al., 2009). در عین حال، تخلخل بالای بیوچار امکان ذخیره آب در خاک را افزایش می‌دهد (Krull et al., 2009).

1. SOC
2.Carbon Black

تغییر شرایط رطوبتی خاک با تأثیر بر ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک باعث تغییر توزیع شیمیایی فسفر بویژه بخش قابل جذب توسط گیاه می‌گردد (Xiao et al., 2025). بر اثر غرقاب نمودن خاک، مقدار فسفات آهن کاهش می‌یابد ولی فسفات‌های آلومینیوم و فسفات‌های کلسیم (آپاتیت) تغییری نمی‌کنند (Mandal, 1964).

فسفر در خاک‌ها به شکل‌های معدنی و آلی وجود دارد و در دسترس بودن آنها معمولاً با تجزیه فسفر خاک ارزیابی می‌شود. استفاده از روش‌های جزءبندی فسفر، محققان را قادر می‌سازد تا درک دقیق‌تری از سرنوشت و تبدیل شکل‌های افزوده شده فسفر از اصلاح‌کننده‌های شیمیایی یا آلی تحت شرایط محیطی مختلف داشته باشند. برخی از روش‌های رایج، روش ارائه شده توسط چانگ و جکسون (۱۹۵۷) با تمرکز بر شکل‌های معدنی فسفر، بومن و کول (۱۹۷۸) با تمرکز بر شکل‌های آلی فسفر و هدلی و همکاران (Hedley et al., 1982) با تمرکز بر شکل‌های معدنی و آلی فسفر و فراهمی آن می‌باشند (Jin et al., 2021). به عنوان مثال روش هدلی و همکاران (Hedley et al., 1982) فسفر قابل جذب که می‌تواند مستقیماً توسط گیاهان جذب شود یا در مدت زمان کوتاهی توسط میکروارگانیسم‌ها مورد استفاده قرار گیرد (فسفر محلول در آب و فسفر عصاره‌گیری شده توسط بی‌کربنات سدیم) و همچنین فسفر متصل به کلسیم (فسفر استخراج‌شده توسط اسید کلریدریک) و فسفر معدنی متصل به آهن و آلومینیم (فسفر عصاره‌گیری شده با هیدروکسید سدیم) که حلالیت کمی دارند و نمی‌توانند مستقیماً توسط گیاهان در کوتاه‌مدت استفاده شوند را مورد ارزیابی قرار می‌دهد (Hedley et al., 1982). این روش‌ها در طول ۶۰ سال گذشته به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته‌اند؛ زیرا برای درک پویایی فسفر خاک در اکوسیستم‌های مختلف طبیعی و مدیریت شده بسیار مفید هستند (Gatiboni and Condron, 2021). در خاک‌های آهکی، تجزیه فسفر به روش توسعه داده شده توسط چانگ و جکسون (۱۹۵۷) به طور گسترده پذیرفته شده است که بعدها توسط جیانگ و گو (Jiang and Gu, 1989) اصلاح شد. این اصلاح، فسفر پیوند شده با کلسیم (فسفات کلسیم) را به سه بخش با حلالیت و فراهمی متفاوت تقسیم کرد. فسفات کلسیم به‌طور خاص به دی کلسیم فسفات (Ca_2-P)، اکتا کلسیم فسفات (Ca_8-P) و آپاتیت (Ca_{10}-P) تقسیم شد.

با توجه به اینکه اطلاعات جامعی در ارتباط با اثر تغییر شرایط رطوبتی و همچنین استفاده از دوده کربن به عنوان ماده اصلاحی بر توزیع شیمیایی فسفر ارائه نگردیده است؛ لذا این پژوهش به‌منظور بررسی اثر تغییر شرایط رطوبت خاک، کاربرد کربن از منابع مختلف شامل دوده کربن و بیوچار حاصل از بقایای فضای سبز و برهمکنش تیمارهای مورد مطالعه بر توزیع شیمیایی فسفر معدنی تحت تأثیر زمان انکوباسیون انجام شد.

مواد و روش‌ها

برای انجام این پژوهش، خاک زراعی از مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان، به میزان مورد نیاز از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. پس از گذراندن خاک از الک ۲ میلی‌متر، آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی جهت اندازه‌گیری بافت خاک به‌روش هیدرومتری (Gee and Bauder, 1986)، pH خاک توسط دستگاه pH سنج (USDA, 1954)، هدایت الکتریکی (EC) خاک توسط دستگاه هدایت سنج در عصاره گل اشباع (USDA, 1954؛ Jackson, 1973)، کربن آلی به‌روش اکسیداسیون تر (Walky and Black, 1934)، درصد کربنات کلسیم معادل خاک به‌روش انحلال در اسید (Estefan, 2013)، درصد رطوبت اشباع به‌صورت وزنی و درصد رطوبت ظرفیت مزرعه به‌روش صفحات فشاری اندازه‌گیری گردید (Dane and Topp, 2002).

جهت بررسی توزیع شیمیایی فسفر معدنی خاک تحت تأثیر کاربرد دوده کربن و بیوچار در شرایط مختلف رطوبتی آزمایش به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی شامل فاکتور اول اصلاح‌کننده در چهار سطح شامل ۵ درصد وزنی دوده کربن (C5%)، ۵ درصد وزنی بیوچار (B5%)، ۲/۵ درصد وزنی دوده کربن+ ۲/۵ درصد وزنی بیوچار (C2.5%+B2.5%) و

شاهد، فاکتور دوم رطوبت در دوسطح ظرفیت مزرعه و اشباع و فاکتور سوم زمان در دو سطح ۳۰ و ۶۰ روز در چهار تکرار انجام شد. دوده کربن استفاده شده، تولید شرکت کربن ایران با کد تجاری N-330 بود. این ماده با قرار گرفتن فرآورده‌های نفتی سنگین در دمای بسیار بالا در فرآیند احتراق ناقص کنترل شده در شرایط کمبود اکسیژن، تولید می‌شود (ICC, 2020). بر اساس دستورالعمل‌های استاندارد ASTM، این ماده دارای میانگین قطر ذرات برابر با ۳۳ نانومتر و pH برابر با ۷/۴۲ می‌باشد (Paul et al., 2023). ترکیب شیمیایی دوده کربن N-330 بوسیله دستگاه CHNS به‌صورت میانگین سه روش استاندارد تعیین‌شده توسط ASTM D5373، ASTM D4239 و ASTM D3172-07 انجام و نتیجه میانگین سه آزمایش بر مبنای درصد وزنی، ۹۴/۲۴ درصد کربن، ۰/۴۴۶ درصد هیدروژن، ۰/۱۳ درصد نیتروژن و ۰/۳۴۸ درصد سولفور نشان داده شد (Paul et al., 2023).

به‌منظور تولید بیوچار، از ضایعات حاصل از هرس فضای سبز (شاخ و برگ درختان و درختچه‌های زینتی)، فرآیند پیرولیز در شرایط اکسیژن محدود در کوره الکتریکی با نرخ افزایش دمای ۱۰ درجه سانتی‌گراد در دقیقه تا دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد صورت گرفته و ضایعات به مدت ۳ ساعت در این دما نگهداری شدند. جهت اندازه‌گیری مقدار کل عناصر در بیوچار، مقدار یک تا دو گرم از آن، وزن و به‌وسیله 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 مولیبدات وانادات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر، پتاسیم و سدیم با استفاده از دستگاه فلیم‌فتومتر، آهن، روی، مس و منگنز با استفاده از دستگاه جذب اتمی در عصاره‌های حاصل اندازه‌گیری شدند (Al-Wabel et al., 2013). برای اندازه‌گیری pH و هدایت الکتریکی بیوچار از نسبت ۱۰:۱ بیوچار به آب مقطر استفاده شد (Rajkovich et al., 2012) (جدول ۱).

فسفر کل از روش هضم دو اسید (Olsen et al., 1982)، اندازه‌گیری فسفر قابل جذب با استفاده از بی‌کربنات سدیم (Olsen et al., 1954) و توزیع شیمیایی فسفر معدنی خاک به روش جیانگ و گو (۱۹۸۲) انجام شد (Jiang and Gu, 1989). علاوه بر اندازه‌گیری اولیه، پس از گذشت زمان انکوباسیون ۳۰ و ۶۰ روزه، جداسازی و تعیین شکل‌های معدنی فسفر در خاک صورت گرفت. روش جیانگ و گو (Jiang and Gu, 1989)، فسفر را به شکل‌های دی‌کلسیم فسفات (Ca_2-P)، اکتاکلسیم فسفات (Ca_8-P)، فسفات‌های آلومینیوم (Al-P)، فسفات‌های آهن (Fe-P)، فسفر محبوس (OC-P) و آپاتیت (Ca_{10}-P) بر اساس حلالیتشان در محلول‌های مختلف، جداسازی می‌کند (Jiang and Gu, 1989) (جدول ۳). بلافاصله در هر مرحله، غلظت فسفر به روش رنگ سنجی تعیین گردید (Murphy and Riley, 1962). تجزیه تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS و مقایسه میانگین‌ها توسط آزمون چند دامنه دانکن در سطح احتمال ۵ درصد و ترسیم نمودارها به کمک نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول (۲) ارائه شده است. با توجه به نتایج، بافت خاک لوم بوده و مقدار کربن آلی آن ۰/۳۷ درصد (کمتر از ۰/۵ و در محدوده کم) می‌باشد. pH این خاک در محدوده خنثی قرار داشت (۷/۲)؛ همچنین هدایت الکتریکی خاک ۲/۳۵ دسی‌زیمنس بر متر بود. نتایج اولیه توزیع شیمیایی فسفر معدنی خاک، فسفر قابل جذب و فسفر کل در جدول (۴) قابل مشاهده است.

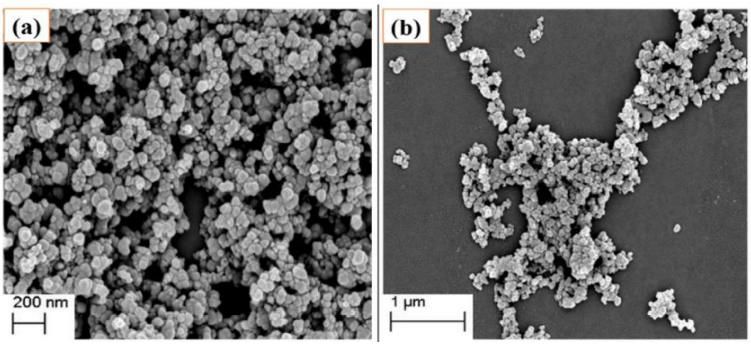


Figure 1. Field Emission Scanning Electron Microscopy (FESEM) images of carbon black N-330 (Paul et al., 2023).

Table 1. Some chemical properties of biochar.

Total-Na	Total-K	Total-P	C/N	N	C	EC	pH
%	%	%		%	%	dS m^{-1}	
0.15	1.35	0.18	147.7	0.48	70.9	1.97	7.93

Total-Mn	Total-Cu	Total-Zn	Total-Fe
mg kg^{-1}			
57.5	13.4	42.5	298

Table 2. Some physical and chemical properties of the studied soil.

Soil texture	Clay	Silt	Sand	CCE	OC	EC	pH
			%			dS m^{-1}	
Loam	21	30	49	19.75	0.37	2.35	7.2

Table 3. Summary of Jiang and Gu (1989) sequential extraction method for determining the chemical fractions of soil inorganic phosphorus.

Shaking Time	Concentration of Extractor	Extractor	Inorganic form of phosphorus
1	0.25	(pH=7.5) ($NaHCO_3$)	Ca_2-P
1	0.5	(pH=4.2) (NH_4OAC)	Ca_8-P
1	0.5	(pH=8.2) (NH_4F)	Al-P
2-2	0.1-0.1	(NaOH)(Na_2CO_3)	Fe-P
16	0.3-1-0.5	($NaHCO_3$)($Na_2S_2O_4$)(Na_3Cit)	OC-P
1	0.25	(H_2SO_4)	Ca_{10}-P

Table 4. Preliminary results of the chemical fractionation of soil inorganic phosphorus, available phosphorus and total phosphorus.

Olsen-P	Ca_2-P	Ca_8-P	Al-P	Fe-P	OC-P	Ca_{10}-P	Total-P
			mg kg^{-1}				
10.7	9.6	314	39	28	26	283	1027

تأثیر تیمارها بر توزیع شیمیایی فسفر معدنی خاک

تأثیر تیمارها بر دی‌کلسیم فسفات

نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای مورد مطالعه بر توزیع شیمیایی فسفر معدنی خاک در جدول (۵) ارائه شده است. بر اساس این نتایج، اثر اصلی رطوبت در سطح احتمال ۵ درصد و اثر اصلی اصلاح‌کننده‌ها در سطح احتمال ۱ درصد بر غلظت دی‌کلسیم فسفات معنی‌دار بود، در حالی که اثر اصلی زمان بر تغییرات دی‌کلسیم فسفات معنی‌دار گزارش نشد. معنی‌دار نبودن اثر زمان نشان می‌دهد که تغییرات دی‌کلسیم فسفات بیش از آن‌که تابع گذر زمان باشد، تحت تأثیر شرایط شیمیایی و مدیریتی خاک قرار دارد. با این حال، اثرات متقابل فاکتورهای مورد بررسی در سطح احتمال ۱ درصد بر غلظت دی‌کلسیم فسفات معنی‌دار گزارش گردید که بیانگر واکنش‌پذیری بالای این شکل از فسفر نسبت به برهم‌کنش هم‌زمان عوامل مختلف است.

بررسی اثر مواد اصلاحی نشان داد که بیش‌ترین مقدار دی‌کلسیم فسفات در تیمار حاوی ۵ درصد وزنی بیوچار با میانگین ۱۴/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد، در حالی که کم‌ترین مقدار آن به تیمار حاوی ۲/۵ درصد بیوچار به همراه ۲/۵ درصد دوده کربن با میانگین ۴/۹۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم اختصاص داشت (شکل ۲). این نتایج نشان می‌دهد که نوع و مقدار ماده اصلاحی نقش تعیین‌کننده‌ای در توزیع شکل‌های فسفات کلسیم در خاک دارد.

بر اساس نتایج ارائه‌شده در جدول (۶)، مقایسه میانگین اثرات متقابل فاکتورهای رطوبت، بیوچار، دوده کربن و زمان نشان داد که بیش‌ترین غلظت دی‌کلسیم فسفات مربوط به تیمار M1A1T2 با میانگین ۶/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود، در حالی که کم‌ترین غلظت دی‌کلسیم فسفات در تیمار M1A3T2 با میانگین ۱/۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده گردید. این اختلاف قابل توجه بیانگر حساسیت بالای دی‌کلسیم فسفات به شرایط رطوبتی و نوع اصلاح‌کننده مصرفی است.پژوهشگران در مطالعه‌ای بر روی تعدادی از خاک‌های آهکی ایران گزارش کردند که دی‌کلسیم فسفات کم‌ترین سهم را در میان فسفات‌های کلسیمی این خاک‌ها به خود اختصاص می‌دهد. افزایش مقدار دی‌کلسیم فسفات پس از اعمال تیمارها را می‌توان به حل شدن کربنات کلسیم در خاک نسبت داد که این فرآیند عمدتاً در اثر کاهش pH خاک رخ می‌دهد (Adhami et al., 2005). کاهش pH می‌تواند با افزایش انحلال کربنات کلسیم، شرایط لازم برای تشکیل شکل‌های ناپایدارتر فسفر کلسیمی نظیر دی‌کلسیم فسفات را فراهم آورد. از سوی دیگر، کاهش دی‌کلسیم فسفات در برخی از خاک‌ها پس از اعمال تیمارهای آزمایشی می‌تواند ناشی از ناپایدار بودن این شکل از فسفر و تبدیل تدریجی آن به اکتاکلسیم فسفات باشد (Najafi and Towfighi, 2011؛ Najafi and Towfighi, 2014). در خاک‌های آهکی استفاده از بیوچار باعث تغییر اندک در pH خاک می‌شود که این تغییر به خاصیت بافری شدید این خاک‌ها نسبت داده شد (Elzobair et al., 2016). افزودن بیوچار به خاک به دلیل افزایش pH خاک، افزایش ظرفیت نگهداری آب، جذب قارچ‌ها و میکروب‌های مفید، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، نگهداری و ابقاء عناصر غذایی، باعث ارتقاء حاصلخیزی و بهبود کیفیت خاک می‌شود (Steinbeiss et al., 2009). نتایج نشان داد استفاده از سطوح ۱۰، ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار بیوچار منجر به افزایش ۲ تا ۵ درصدی pH خاک و ۱۶ تا ۵۲ درصدی کربن آلی خاک می‌شود (Cui et al., 2013). مطالعات اخیر نشان داده‌اند که بیوچارهای با pH پایین‌تر یا غنی‌شده، با کاهش ظرفیت بافری خاک‌های آهکی، می‌توانند شکل‌های نسبتاً متحرک فسفات کلسیم را افزایش دهند (Cui et al., 2011؛ Wang et al., 2021؛ Li, 2023). در مقابل، کاهش Ca_2-P در برخی تیمارها بیانگر ناپایداری این شکل و تبدیل آن به اکتاکلسیم فسفات در طول زمان است که با گزارش‌ها درباره مسیرهای ترمودینامیکی تبدیل فسفات‌های کلسیمی همخوانی دارد (Zhang et al., 2020). مطابق با نتایج پژوهش‌های اخیر، دی‌کلسیم فسفات در خاک‌های آهکی به‌عنوان یک فاز واسطه و گذرا در مسیر تبدیل فسفر معدنی شناخته می‌شود و پایداری آن به‌شدت تحت تأثیر شرایط شیمیایی خاک قرار دارد. مطالعات انجام‌شده نشان داده‌اند که کاربرد بیوچار می‌تواند با ایجاد تغییرات موضعی در pH، افزایش سطح ویژه و فراهم‌سازی جایگاه‌های واکنشی فعال، انحلال نسبی کربنات کلسیم را تسهیل کرده و در نتیجه تشکیل دی‌کلسیم فسفات را افزایش دهد (Wang et al., 2021؛ Li, 2023). در مقابل، حضور دوده کربن، به‌ویژه در

ترکیب با بیوچار، می‌تواند فرآیند تبدیل دی‌کلسیم فسفات به شکل‌های پایدارتر فسفر کلسیمی را تسریع نماید. نتایج پژوهش‌ها نشان می‌دهند که دوده کربن به دلیل ساختار آروماتیک پایدار و ظرفیت جذب سطحی بالا، قادر است فسفر آزادشده را جذب کرده و مسیر رسوب آن را به سمت اکتاکلسیم فسفات و در مراحل بعدی آپاتیت هدایت کند(Chen et al., 2022؛ El-Naggar et al., 2022). همچنین معنی‌دار بودن اثرات متقابل رطوبت، اصلاح‌کننده و زمان نشان می‌دهد که دی‌کلسیم فسفات به‌شدت تحت تأثیر شرایط دینامیکی خاک قرار دارد. مطالعات اخیر تأکید می‌کنند که رطوبت خاک نقش کلیدی در کنترل واکنش‌های انحلال–رسوب فسفرهای کلسیمی ایفا می‌کند و در شرایط رطوبتی مناسب، دی‌کلسیم فسفات تنها به‌عنوان یک مخزن کوتاه‌مدت فسفر عمل کرده و به‌سرعت به شکل‌های پایدارتر فسفر معدنی تبدیل می‌شود (Ahmad et al., 2023؛Zhou et al., 2022).

تأثیر تیمارها بر اکتا کلسیم فسفات

نتایج تجزیه واریانس ارائه شده در جدول (۵) نشان داد که اثر اصلی عامل زمان بر تغییرات غلظت اکتا کلسیم فسفات غیرمعنی‌دار بوده است، در حالی که اثر اصلی اصلاح‌کننده‌ها شامل بیوچار و دوده کربن در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار گزارش شد. تحلیل اثرات متقابل نشان داد که تمامی تعاملات، از جمله اثر متقابل بیوچار– دوده کربن (اصلاح‌کننده‌ها) و زمان، اثر متقابل بیوچار، دوده کربن و رطوبت، اثر متقابل زمان و رطوبت و همچنین اثر متقابل رطوبت، ماده اصلاحی و زمان در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار بود. بر اساس نتایج مقایسه میانگین‌ها، کم‌ترین غلظت اکتا کلسیم فسفات مربوط به تیمار شاهد با مقدار **۲۶۳/۲۹** میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیش‌ترین غلظت مربوط به تیمار ۵ درصد دوده کربن با مقدار **۴۶۴/۶۵** میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۳). همچنین، بررسی تعاملات فاکتورهای زمان، رطوبت، بیوچار و دوده کربن نشان داد که بیش‌ترین غلظت اکتا کلسیم فسفات به تیمار M1A3T2 با میانگین **۲۲۲/۵۵** میلی‌گرم بر کیلوگرم و کم‌ترین آن به تیمار M1A2T2 با میانگین **۲۶/۱** میلی‌گرم بر کیلوگرم تعلق دارد.

پژوهش‌های پیشین بیان کرده‌اند که افزایش اجزاء دی‌کلسیم فسفات و اکتا کلسیم فسفات پس از اعمال مواد آلی می‌تواند ناشی از اشغال جایگاه‌های جذب فسفر توسط مشتقات مواد آلی، کاهش پایداری فسفر در خاک و بهبود قابلیت فراهمی فسفر باشد (Song et al., 2017). این موضوع نشان می‌دهد که افزودن اصلاح‌کننده‌های کربنی می‌تواند نقش مؤثری در انتقال فسفر از فرم‌های کمتر فعال به فرم‌های نسبتاً پایدارتر و در عین حال قابل دسترس برای گیاهان ایفا کند. افزایش غلظت اکتاکلسیم فسفات در تیمارهای دوده کربن نشان می‌دهد که این ماده با ایجاد سطوح فعال و تغییر شرایط اکسیداسیون–احیاء، مسیر تبدیل فسفر را به سمت شکل‌های کم‌محلول‌تر هدایت می‌کند. پژوهش‌های اخیر تأکید کرده‌اند که مواد کربنی پایدار می‌توانند با اشغال جایگاه‌های جذب فسفر رویاکسیدهای آهن و آلومینیوم، انتقال فسفر ازشکل‌های فعال به فازهای کلسیمی پایدارتر را تسهیل کنند (Chen et al., 2022؛ Huang et al., 2024).

افزایش اکتا کلسیم فسفات در حضور دوده کربن می‌تواند ناشی از اثرات فیزیکی و شیمیایی این ماده بر ساختار خاک باشد. دوده کربن با افزایش سطح تماس و ظرفیت تبادل کاتیونی، به تثبیت کلسیم و فسفر کمک می‌کند (Li et al., 2021). از سوی دیگر، بیوچار می‌تواند با تغییر موضعی pH و افزایش فعالیت میکروبی، فرآیند تبدیل دی‌کلسیم فسفات به اکتا کلسیم فسفات را تسهیل کند. این یافته‌ها مؤید این است که استفاده هم‌زمان از مواد آلی و کربنی در خاک‌های آهکی سبب افزایش قابلیت فراهمی فسفر و کاهش اتلاف آن می‌شود (Zhang et al., 2022). مطالعات اخیر نشان داده‌اند که بیوچار می‌تواند به‌عنوان یک تنظیم‌کننده واکنش‌های فسفر–کلسیم عمل کند و با کاهش انرژی فعال‌سازی تبدیل دی‌کلسیم فسفات به اکتاکلسیم فسفات، چرخه تثبیت فسفر در خاک‌های آهکی را تسریع نماید (Wang et al., 2021). این پدیده به‌ویژه در شرایط رطوبت زراعی تشدید می‌شود، زیرا افزایش رطوبت موجب افزایش تحرک یون‌ها و تسهیل واکنش‌های انحلال–رسوب می‌گردد (Wang et al., 2021). از سوی دیگر، دوده کربن به دلیل ساختار آروماتیک پایدار و سطح ویژه بالا، تمایل بیشتری به مشارکت در فرآیندهای جذب سطحی و تثبیت بلندمدت فسفر دارد. تحقیقات جدید نشان می‌دهد که دوده کربن می‌تواند به‌عنوان یک مخزن ژئوشیمیایی عمل کرده و فسفر آزادشده از شکل‌های

متحرک را به سمت فازهای پایدارتر مانند اکتاکلسیم فسفات و آپاتیت هدایت کند، به‌ویژه در شرایطی که خاک تحت نوسانات رطوبتی قرار دارد (Chen et al., 2022؛ Huang et al., 2024). نتایج این تحقیق نشان‌دهنده اهمیت مدیریت اصلاح‌کننده‌های کربنی برای بهبود وضعیت فسفر قابل استفاده در خاک است، به ویژه در خاک‌های آهکی که تثبیت فسفر محدودیت عمده‌ای برای رشد گیاهان ایجاد می‌کند.

تأثیر تیمارها بر فسفات آلومینیوم

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی زمان فاقد اختلاف معنی‌دار است (جدول ۵). در مقابل، تمامی اثرات دیگر از جمله اثر متقابل رطوبت و زمان، اثر متقابل زمان، بیوچار و دوده کربن، و همچنین اثر متقابل رطوبت، بیوچار و دوده کربن در سطح آماری ۱ درصد معنی‌دار بودند. علاوه بر این، برهمکنش کامل فاکتورهای زمان، رطوبت، بیوچار و دوده کربن نیز در سطح آماری ۱ درصد معنی‌دار گزارش شد. کم‌ترین غلظت فسفات آلومینیوم در تیمار شاهد با میانگین ۴۳/۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیش‌ترین مقدار آن در تیمار حاوی ۲/۵ درصد بیوچار به همراه ۲/۵ درصد دوده کربن با میانگین ۵۶/۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۴).

بر اساس بررسی اثر برهمکنش فاکتورهای زمان، رطوبت، بیوچار و دوده کربن (جدول ۴)، بیش‌ترین غلظت فسفات آلومینیوم مربوط به تیمار M2A4T1 با میانگین ۱۳۷/۷۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کم‌ترین غلظت در تیمار M1A3T1 با میانگین ۳۵/۶۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است.

تحقیقات نشان داده‌اند که مقدار فسفات آلومینیوم در برخی خاک‌ها پس از دوره انکوباسیون در حالت غرقاب افزایش می‌یابد، در برخی کاهش و در برخی دیگر بدون تغییر باقی می‌ماند (Gupta and Singh, 1975). مقایسه خاک‌های آهکی و اسیدی نشان می‌دهد که مقدار فسفات آلومینیوم در خاک‌های اسیدی بیشتر از خاک‌های آهکی است. این تفاوت می‌تواند ناشی از افزایش حلالیت ترکیبات آلومینیومی در خاک‌های اسیدی، بالا بودن میزان بارندگی و آبشویی در این خاک‌ها باشد، که باعث کاهش پایداری فسفات آلومینیوم و در نتیجه کاهش مقدار آن می‌شود (Najafi and Towfighi, 2014).

مطالعات دیگر نشان داده‌اند که در خاک‌های آهکی، بخش عمده کود فسفره به فسفات آلومینیوم تبدیل می‌شود، در حالی که در خاک‌های اسیدی، سهم بیشتری از کود فسفر به شکل فسفات آهن تثبیت می‌شود. هنگامی که خاک در شرایط غرقاب قرار گیرد، یوانیت $Fe_3(Fe_4)_2.8H_2O$ پایدارترین گونه کانی می‌شود و بخش قابل توجهی از فسفات آلومینیوم به این کانی تبدیل می‌شود که سبب کاهش غلظت فسفات آلومینیوم در خاک می‌گردد (Najafi and Towfighi, 2011).

نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که اصلاح‌کننده‌های آلی مانند بیوچار و دوده کربن می‌توانند با تغییر پایداری و تبدیل بین شکل‌های فسفات، توزیع شیمیایی فسفر را در خاک تحت تأثیر قرار دهند. افزایش فسفات آلومینیوم در برخی تیمارها می‌تواند ناشی از اشغال جایگاه‌های جذب فسفر توسط ترکیبات آلی، کاهش تثبیت فسفر و افزایش قابلیت دسترسی آن به گیاهان باشد (Li et al., 2021). افزایش فسفات آلومینیوم در برخی تیمارهای ترکیبی بیوچار و دوده کربن بیانگر نقش هم‌زمان رطوبت و مواد اصلاحی در پایداری ترکیبات آلومینیومی است. گزارش شده است که در خاک‌های آهکی، حضور مواد آلی کربنی می‌تواند با کمپلکس‌سازی آلومینیوم و تغییر بار سطحی کانی‌ها، سبب افزایش موقتی Al-P شود؛ اما در شرایط غرقاب و احیایی، این شکل ناپایدار بوده و کاهش می‌یابد (Liu et al., 2020). مطالعات اخیر بر خاک‌های آهکی و شنی تأکید می‌کنند که Al-P نقش مهمی در کنترل دسترسی طولانی‌مدت فسفر دارد و اصلاح‌کننده‌ها مانند بیوچار با ایجاد سطح فعال و توانایی جذب آلومینیوم، می‌توانند سهم Al-P را افزایش دهند (Huang et al., 2021؛ Li, 2023).

Table 5. Analysis of variance of the effects of the investigated treatments on the chemical fractions of soil inorganic phosphorus, available phosphorus (Olsen), total phosphorus and pH.

Source of Variation	Df	Mean Square								
		Olsen-P	Ca_2-P	Ca_8-P	Al-P	Fe-P	OC-P	Ca_{10}-P	Total- P	pH
Moisture	1	109.03*	126.87*	806642.61**	1874.54**	979.42*	3516.34**	2039325.73**	45136.64^{ns}	0.18*
Amendment	3	285.11**	277.04**	141409.55*	520.57**	282.42^{ns}	2215.26^{ns}	200224.88^{ns}	72769.008**	0.04^{ns}
Time	2	18.36^{ns}	38.51^{ns}	89577.57^{ns}	177.46^{ns}	323.25^{ns}	69.95^{ns}	8841362.82^{ns}	899318.17^{ns}	0.01^{ns}
M*A	3	31.81**	49.94**	466572.07**	552.39**	1542.06**	1572.88**	271107.26**	190560.42**	0.01^{ns}
M*T	1	50.84**	71.12**	63369.31**	173.54**	3885.43**	5247.37**	130172.76**	189091.15**	0.01^{ns}
A*T	3	30.26**	71.82**	102045.06**	191.98**	1589.648**	2120.18**	739551.51**	179898.33**	0.002^{ns}
M*A*T	3	33.05**	74.18**	41775.13**	570.67**	249.88**	1233.92**	125304.32**	359320.59**	0.003^{ns}
Error	45	0.097	0.85	0.113	0.135	0.176	0.111	2.018	0.068	0.048
CV%	_	3.57	3.17	0.08	0.73	1.11	0.90	0.25	0.02	2.94

^{ns}، *، ** به ترتیب غیرمعنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد

Table 6. Comparison of averages of treatment combinations of different levels of moisture, biochar, carbon black, and time on the chemical fractions of soil inorganic phosphorus, available phosphorus (Olsen) and total soil phosphorus.

Triple interaction effect	Olsen-P	Ca_2-P	Ca_8-P	Al-P	Fe-P	OC-P	Ca_{10}-P	Total -P
	mg kg^{-1}							
M1A1T1	29.22^{a}	3.42^{c}	42.02^{l}	55.31^{m}	35.47^{b}	33.44^{e}	697.13^{g}	1040.25^{f}
M1A1T2	28.43^{b}	6.25^{a}	29.30^{n}	56.50^{l}	17.57^{f}	19.46^{j}	611.55^{i}	739.45^{j}
M1A2T1	27.29^{c}	2.05^{fg}	55.54^{j}	81.58^{h}	19.16^{e}	60.5^{c}	214.78^{n}	1019.27^{g}
M1A2T2	21.68^{h}	1.450^{h}	26.1^{k}	116.25^{b}	3.43^{k}	53.49^{d}	1494.50^{b}	2014.11^{a}
M1A3T1	21.24^{a}	1.455^{h}	127.55^{c}	35.69^{o}	24.3^{d}	25.47^{f}	456.76^{l}	733.02^{k}
M1A3T2	25.30^{e}	1.01^{i}	222.55^{a}	18.45^{p}	3.51^{k}	12.56^{l}	472.60^{k}	782.26^{i}
M1A4T1	18.30^{j}	1.53^{h}	96.31^{a}	57.55^{k}	4.59^{j}	20.43^{i}	743.79^{e}	1023.31^{g}
M1A4T2	19.35^{i}	2.63^{d}	118.3^{d}	64.26^{i}	5.67^{i}	11.52^{m}	1417.44^{c}	1821.40^{c}
M2A1T1	16.62^{k}	2.48^{de}	32.52^{m}	102.74^{d}	19.36^{e}	72.49^{b}	1580.53^{a}	1920.30^{b}
M2A1T2	18.54^{j}	2.22^{ef}	27.65^{o}	84.61^{f}	31.62^{c}	364.83^{a}	4.27^{p}	616.38^{m}
M2A2T1	20.68^{h}	1.55^{h}	186.61^{b}	103.57^{c}	4.63^{j}	33.22^{e}	14.75^{o}	646.43^{l}
M2A2T2	22.38^{f}	3.46^{c}	117.87^{d}	83.56^{g}	7.31^{h}	23.54^{g}	482.52^{j}	1019.06^{g}
M2A3T1	18.41^{j}	2.25^{ef}	77.68^{g}	53.54^{n}	8.96^{g}	21.61^{h}	674.59^{h}	988.25^{h}
M2A3T2	19.52^{i}	2.79^{d}	65.53^{i}	97.27^{e}	4.72^{j}	53.67^{d}	244.47^{m}	616.60^{m}
M2A4T1	25.35^{e}	1.79^{gh}	79.50^{f}	137.76^{a}	216.34^{a}	23.39^{g}	734.02^{f}	1389.47^{e}
M2A4T2	26.49^{d}	5.50^{b}	72.66^{h}	59.19^{j}	34.99^{b}	18.59^{k}	1138.50^{d}	1541.50^{d}

میانگین‌های با حروف مشترک در سطح ۵ درصد آزمون دانکن، اختلاف معنی‌دار ندارند.

M1، M2، A1، A2، A3، A4، T1، T2 به ترتیب رطوبت در حالت اشباع، ظرفیت مزرعه، شاهد، بیوچار ۵ درصد، دوده کربن ۵ درصد، بیوچار۲/۵ + دوده کربن ۲/۵ درصد، زمان در دوره ۳۰ روزه و زمان در دوره ۶۰ روزه.

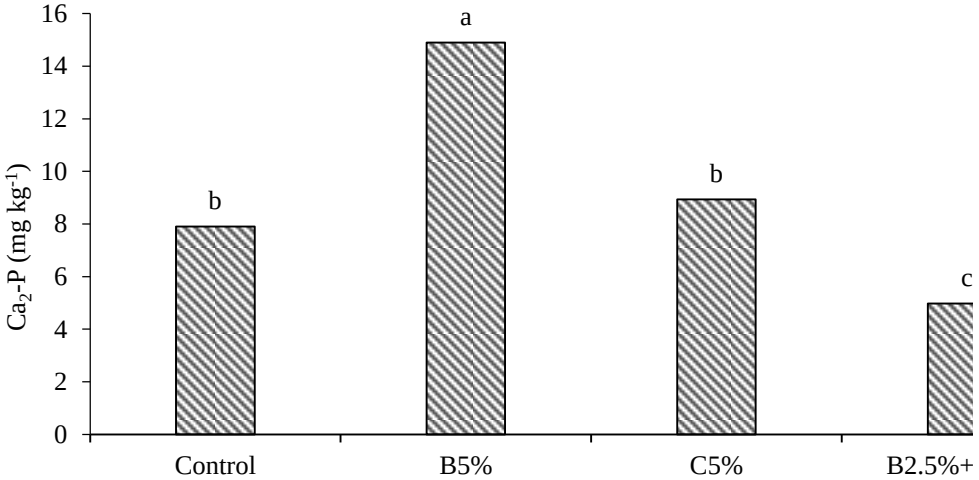


Figure 2. Effect of biochar and carbon black treatments on dicalcium phosphate (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

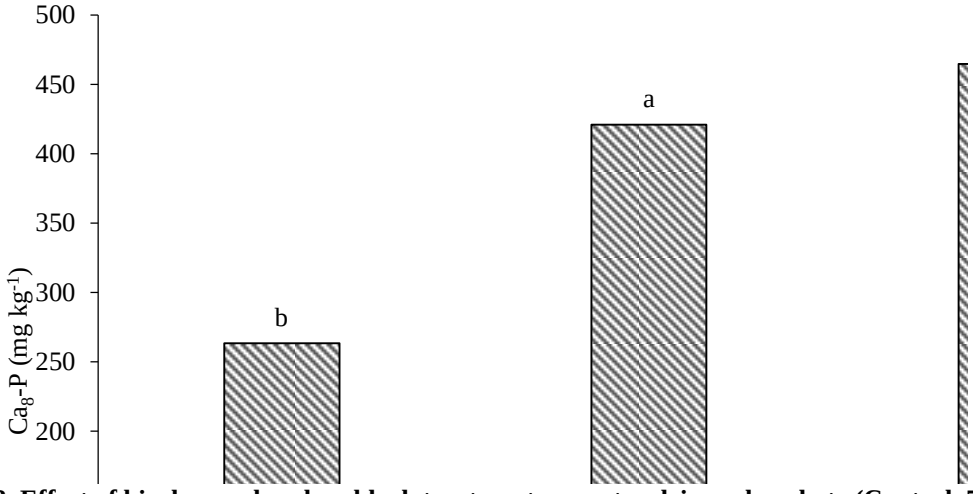


Figure 3. Effect of biochar and carbon black treatments on octacalcium phosphate (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

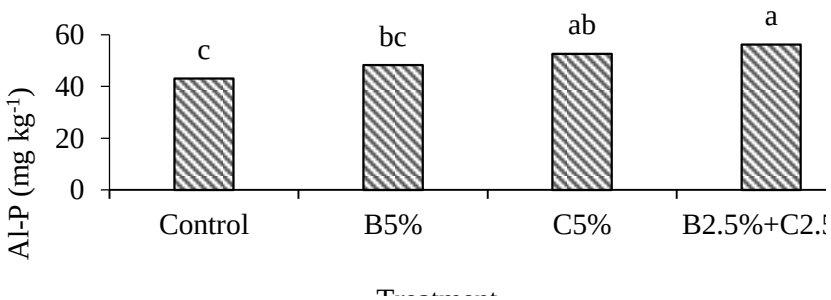


Figure 4. Effect of biochar and carbon black treatments on aluminum phosphate (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

تأثیر تیمارها بر فسفات آهن

نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارها بر فسفات آهن (جدول ۵) نشان می‌دهد که اثر اصلی زمان و اثر اصلاح‌کننده معنی‌دار نشد؛ کلیه اثرات دیگر از جمله اثر اصلی رطوبت در سطح ۵ درصد و اثر رطوبت و ماده اصلاحی، اثر زمان و ماده اصلاحی، و اثر زمان و رطوبت و اثر سه‌گانه فاکتورهای رطوبت، زمان، اصلاح‌کننده‌ها در در سطح آماری ۱ درصد معنی‌دار شد. اثر سطوح مختلف بیوچار و دوده کربن بر فسفات آهن (شکل ۵) نشان داد که بیش‌ترین اثر بر غلظت فسفات آهن در تیمار شاهد با میانگین ۴۰/۳۹ میلی‌گرم در کیلوگرم و کم‌ترین آن در تیمار ۵ درصد دوده کربن با میانگین ۳۱/۵۹ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد. پژوهشگران گزارش کردند میزان فسفات‌های آهن و آلومینیوم بعد از مصرف ۵ تن در هکتار بیوچار در خاک‌های آهکی افزایش یافت (Farrell et al., 2014). با بررسی جدول (۶) و برهمکنش فاکتورهای زمان، رطوبت، بیوچار، دوده کربن نتایج نشان داد که بیش‌ترین اثر بر تیمار M2A4T1 با میانگین ۲۱۶/۳۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کم‌ترین غلظت در تیمار M1A4T2 با میانگین ۳/۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. فسفر در خاک به‌صورت شکل‌های مختلف وجود دارد که قابلیت جذب آنها برای گیاه در زمان‌های مختلف متفاوت بوده‌است. پس از آپاتیت و اکتاکلسیم فسفات، فسفات‌های آلومینیوم فراوان ترین شکل فسفر در خاک‌های آهکی هستند که در پیوند با اکسیدهای آهن و آلومینیوم بخشی کریستالی و یا آمورف با قابلیت دسترسی پایین برای گیاهان را تشکیل می‌دهند (Cui et al., 2013). کاهش مقدار فسفات آهن را می‌توان به احیاء شدن Fe^{3+} به Fe^{2+} در شرایط غرقاب نسبت داد که باعث انحلال فسفات‌های Fe^{3+} می‌شود و غلظت آن‌ها کاهش می‌یابد (Najafi and Towfighi, 2014). نتایج نشان می‌دهد که بیوچار با افزایش ظرفیت جذب سطحی خاک و فراهم کردن جایگاه‌های واکنشی برای آهن، باعث افزایش فسفات آهن قابل استخراج می‌شود، اما حضور دوده کربن ممکن است موجب تغییر مسیر فسفر به شکل‌های کمتر محلول گردد (Zhang et al., 2022). این اثرات متقابل، اهمیت هم‌زمانی فاکتورهای شیمیایی و فیزیکی خاک در تثبیت فسفر را برجسته می‌سازد و نشان می‌دهد که تنها اعمال یک اصلاح‌کننده ممکن است نتایج متفاوتی نسبت به ترکیب آن با سایر مواد داشته باشد. مطالعات نشان می‌دهند که مواد کربنی می‌توانند شدت شرایط احیایی را افزایش داده و آزادسازی فسفر از فازهای در پیوند با آهن را تسریع کنند (Liu et al., 2020). این پدیده می‌تواند در کوتاه‌مدت موجب افزایش فراهمی فسفر و در بلندمدت سبب انتقال آن به شکل‌های پایدارتر شود. در ارتباط با فسفات‌های آهن و آلومینیوم، مطالعات تأکید دارند که مواد کربنی می‌توانند شرایط احیایی موضعی در خاک ایجاد کرده و باعث کاهش پایداری فسفات‌های آهن شوند. این فرآیند منجر به آزادسازی فسفر و انتقال آن به شکل‌های کلسیمی یا محبوس می‌شود. نتایج این پژوهش نیز این الگو را تأیید می‌کند، به‌گونه‌ای که کاهش فسفات آهن هم‌زمان با افزایش فسفات‌های پایدارتر مشاهده گردید (Liu et al., 2020).

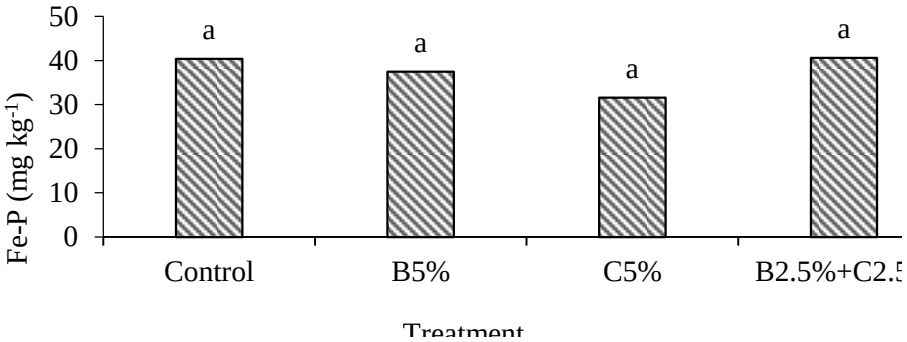


Figure 5. Effect of biochar and carbon black treatments on iron phosphate (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

تأثیر تیمارها بر فسفات محبوس

بررسی نتایج تجزیه واریانس (جدول ۵) نشان داد اثر اصلی زمان و اصلاح‌کننده غیرمعنی‌دار و اثر رطوبت و اثرات متقابل تیمارها در سطح آماری ۱ درصد معنی‌دار شد. مقایسه میانگین اثر سطوح مختلف بیوچار و دوده کربن بر غلظت فسفات محبوس (شکل ۶) نشان داد که بیش‌ترین غلظت فسفات محبوس در تیمار ۵ درصد دوده کربن با میانگین ۵۱/۹۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کم‌ترین آن در تیمار آزمایشی شاهد با میانگین ۲۶/۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. طبق جدول (۶) برهمکنش سه فاکتور رطوبت، زمان و ماده اصلاحی نشان می‌دهد تیمار M2A1T2 با میانگین ۳۶۴/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیش‌ترین غلظت فسفات محبوس و کم‌ترین غلظت را تیمار M1A4T2 با میانگین ۱۱/۵۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم دارا می‌باشد. نتایج پژوهشی دیگر نشان داد که همه اجزاء معدنی فسفر با کاربرد لجن فاضلاب افزایش یافت. هر چند این افزایش در تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار لجن نسبت به شاهد برای شکل‌های متحرک و فسفر محبوس در اکسیدهای آبدار آهن معنی‌دار نبود. این معنی‌دار نبودن در مجموع اجزاء معدنی فسفر در تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار لجن نسبت به شاهد نیز مشاهده شد. در خاک شاهد، اجزای مختلف فسفر معدنی به ترتیب زیر بود: فسفر متحرک < فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده < فسفر محبوس در اکسیدهای آهن بلوری < فسفات‌های کلسیم محلول < فسفات‌های کلسیم کم محلول. در مقابل، ترتیب اجزاء ناشی از اعمال تیمارها به‌طور عمده به‌صورت زیر تغییر یافت: فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده < فسفر محبوس در اکسیدهای آهن بلوری< فسفر متحرک < فسفات‌های کلسیم محلول < فسفات‌های کلسیم کم محلول (Sefidgar et al., 2013). افزایش فسفات محبوس در تیمارهای دوده کربن نشاندهنده نقش این ماده در تثبیت فسفر در شبکه اکسیدهای آهن بلوری است. نتایج پژوهش‌ها حاکی از آن است که مواد کربنی با سطح ویژه بالا می‌توانند به عنوان پل بین یونهای فلزی و فسفات عمل کرده و سهم فسفر محبوس را افزایش دهند (Xu et al., 2014).

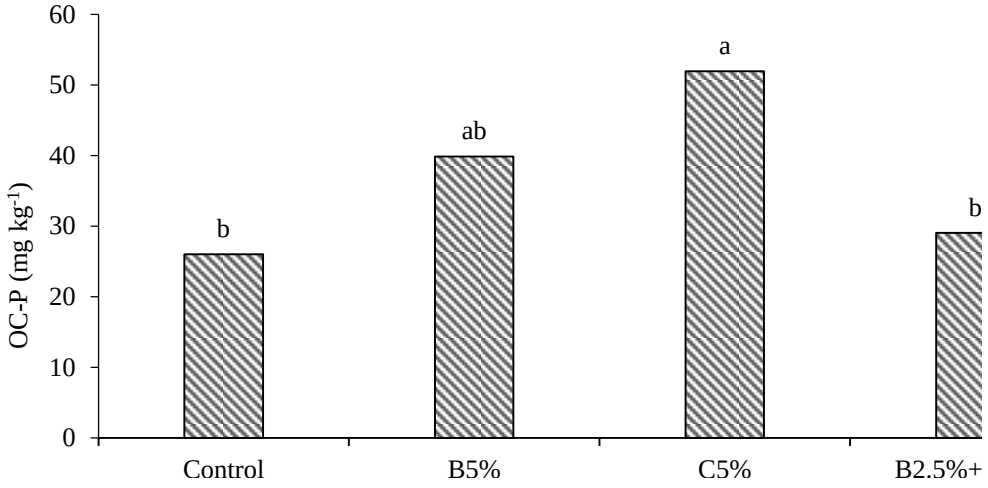


Figure 6. Effect of biochar and carbon black treatments on occluded phosphate (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

تأثیر تیمارها بر آپاتیت

طبق نتایج تجزیه واریانس ارائه‌شده در جدول (۵)، اثرات اصلی زمان و تیمار بیوچار–دوده کربن بر غلظت آپاتیت معنی‌دار نبودند، در حالی که اثر رطوبت در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار شد. این نتیجه نشان می‌دهد که تغییرات رطوبتی خاک نقش تعیین‌کننده‌تری نسبت به زمان و کاربرد اصلاح‌کننده‌های کربنی در کنترل پویایی آپاتیت ایفا می‌کند. با این حال، اثرات متقابل رطوبت و زمان، زمان و بیوچار–دوده کربن و رطوبت و بیوچار–دوده کربن همگی در سطح آماری ۱ درصد معنی‌دار شدند که بیانگر واکنش پیچیده شکل‌های فسفر معدنی خاک به تغییرات هم‌زمان شرایط فیزیکی و شیمیایی خاک است. افزون بر این، معنی‌دار شدن اثر متقابل سه‌گانه رطوبت، زمان و بیوچار–دوده کربن نشان می‌دهد که رفتار آپاتیت را نمی‌توان صرفاً بر اساس اثرات منفرد عوامل تبیین کرد و این رفتار نتیجه برهم‌کنش هم‌زمان عوامل مدیریتی و محیطی است (Zhang et al., 2025). بیش‌ترین غلظت آپاتیت در تیمار حاوی ۲/۵ درصد بیوچار به همراه ۲/۵ درصد دوده کربن با میانگین ۶۸۹/۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد، در حالی که کم‌ترین مقدار آن در تیمار شاهد با میانگین ۴۴۸/۸۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد (شکل ۷). افزایش غلظت آپاتیت در تیمارهای حاوی بیوچار و دوده کربن را می‌توان به افزایش pH خاک، افزایش فعالیت یون کلسیم و فراهم شدن سطوح فعال برای هسته‌زایی و رسوب فسفات‌های کلسیمی نسبت داد. پژوهش‌های اخیر نشان داده‌اند که بیوچار با تغییر ویژگی‌های سطحی خاک و افزایش ظرفیت واکنش‌پذیری آن، می‌تواند مسیر تبدیل فسفر به شکل‌های پایدارتر مانند آپاتیت را تسهیل کند (Gupta et al., 2024؛ Zhang et al., 2025).

نتایج مقایسه میانگین اثر برهم‌کنش فاکتورهای بیوچار-دوده کربن، زمان و رطوبت در جدول (۶) ارائه شده است. کم‌ترین غلظت آپاتیت در تیمار M2A1T2 با میانگین ۴/۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیش‌ترین آن در تیمار M2A1T1 با میانگین ۱۵۸۰/۵۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. این اختلاف قابل توجه نشان می‌دهد که تغییر شرایط رطوبتی و زمانی می‌تواند مسیرهای متفاوتی از تبدیل شکل‌های فسفر معدنی را فعال کند، به‌طوری‌که در برخی شرایط، رسوب آپاتیت تشدید

و در برخی دیگر کاهش می‌یابد (Mandal, 1964؛ Mahapatra and Patrick, 1969). مطالعات جدید نیز تأکید دارند که پاسخ فسفر خاک به بیوچار به‌شدت وابسته به شرایط رطوبتی و زمان ماند تیمار در خاک است (Solaiman et al., 2025).
بر اساس گزارش‌ها آپاتیت در خاک‌ها رفتار یکنواختی از خود نشان نمی‌دهد و رطوبت خاک می‌تواند نقش دوگانه‌ای در پایداری یا انحلال آن ایفا کند (Gupta and Singh, 1975). در برخی خاک‌ها، شرایط غرقاب موجب افزایش آپاتیت و در برخی دیگر سبب کاهش آن می‌شود که این تفاوت رفتاری به ویژگی‌های خاک از جمله مقدار کربنات کلسیم، نسبت Ca/P و شرایط اکسایش–کاهش وابسته است. پژوهش‌ها نشان داده‌اند که در شرایط غرقاب، آزادسازی فسفر از شکل‌های ناپایدارتر می‌تواند به افزایش رسوب آپاتیت در خاک‌های غنی از کلسیم منجر شود (Gupta and Singh, 2024). کاهش شکل‌های دی‌کلسیم فسفات و اکتاکلسیم فسفات و افزایش هم‌زمان آپاتیت که در برخی تیمارها مشاهده شد، می‌تواند بیانگر تبدیل تدریجی این شکل‌های ناپایدارتر به آپاتیت در طول زمان باشد. در شرایط غرقاب، افزایش فسفات و کلسیم محلول خاک می‌تواند مسیر تبدیل دی‌کلسیم فسفات به اکتاکلسیم فسفات و در نهایت به آپاتیت را تقویت کند. مطالعات اخیر نیز نشان داده‌اند که بیوچار و مواد کربنی می‌توانند این مسیرهای تبدیل را با افزایش فعالیت شیمیایی کلسیم و فسفر تسریع کنند (Zhang et al., 2025).

از سوی دیگر، کاهش فسفات‌های آهن در برخی تیمارها می‌تواند یکی دیگر از دلایل افزایش آپاتیت باشد. در شرایط غرقاب، کاهش آهن سه‌ظرفیتی به آهن دوظرفیتی سبب انحلال فسفات‌های آهن و آزادسازی فسفر می‌شود که این فسفر آزادشده در حضور کلسیم مستعد رسوب به صورت آپاتیت است. مطالعات جدید نشان می‌دهند که در چنین شرایطی، پایداری آپاتیت نسبت به فسفات‌های آهن بیشتر بوده و این امر می‌تواند سبب غالب شدن آپاتیت در مجموعه شکل‌های فسفر معدنی خاک شود (Najafi and Towfighi, 2011). با توجه به تفاوت در حلالیت و پایداری شکل‌های مختلف فسفر معدنی خاک، می‌توان نتیجه گرفت که عامل زمان الزاماً اثرات یکنواختی بر این شکل‌های ایجاد نمی‌کند و مسیرهای تبدیل فسفر می‌توانند در بازه‌های زمانی مختلف متفاوت باشند. نتایج پژوهش‌های جدید نیز نشان داده‌اند که در برخی خاک‌ها، میزان آپاتیت در ماه‌های ابتدایی پس از غرقاب کاهش یافته و سپس با گذشت زمان افزایش می‌یابد که این امر بیانگر ماهیت پویا و وابسته به شرایط محیطی این شکل از فسفر است (Zhang et al., 2025).
در مجموع، در تمامی تیمارهای آزمایشی، آپاتیت سهم بیشتری از سایر شکل‌های فسفر معدنی خاک را به خود اختصاص داد که نشان‌دهنده تمایل غالب فسفر معدنی به رسوب به صورت شکل پایدار آپاتیت است. در خاک‌های آهکی، این فرایند از طریق واکنش یون کلسیم با فسفر و تشکیل منوکلسیم فسفات آغاز شده و سپس با تبدیل به دی‌کلسیم فسفات و اکتاکلسیم فسفات، در نهایت به رسوب آپاتیت منجر می‌شود (Patrick and Mahapatra, 1968). شواهد نشان می‌دهد که کاربرد بیوچار می‌تواند این مسیر تثبیت را تقویت کرده و نقش مهمی در مدیریت پایدار فسفر خاک ایفا کند (Solaiman et al., 2025).

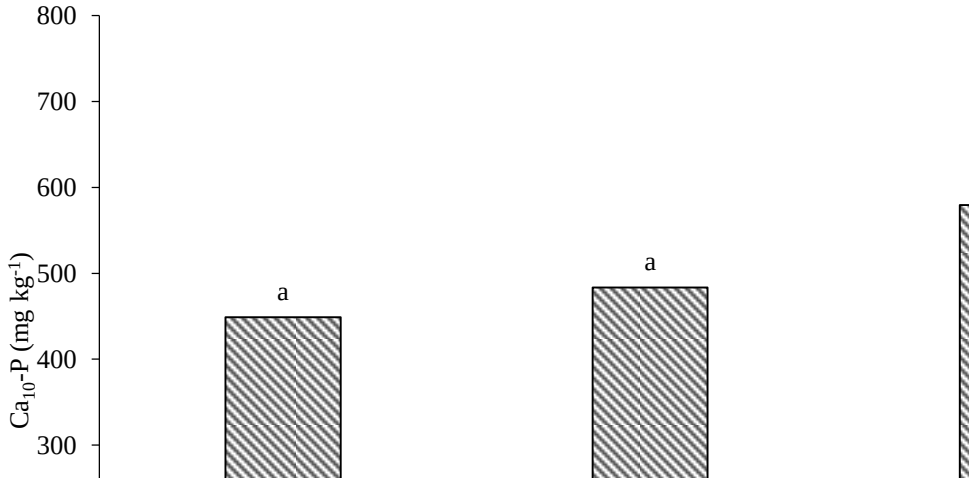


Figure 7. Effect of biochar and carbon black treatments on apatite (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

تأثیر تیمارها بر فسفر قابل جذب خاک

بر اساس نتایج تجزیه واریانس ارائه‌شده در جدول (۵)، اثر رطوبت بر فسفر قابل جذب خاک در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار شد، در حالی که اثر اصلی زمان معنی‌دار نبود. این نتیجه نشان می‌دهد که تغییرات رطوبتی خاک نقش مؤثرتری نسبت به عامل زمان در کنترل فراهمی فسفر قابل جذب ایفا می‌کند. با این حال، اثرات متقابل رطوبت و زمان، اثر متقابل بیوچار–دوده کربن و زمان، اثر متقابل بیوچار–دوده کربن و رطوبت و همچنین اثر اصلی بیوچار–دوده کربن همگی در سطح آماری ۱ درصد معنی‌دار شدند. افزون بر این، اثر متقابل سه‌گانه زمان، رطوبت و بیوچار–دوده کربن نیز معنی‌دار گزارش شد که بیانگر واکنش پیچیده و غیرخطی فسفر قابل جذب خاک به برهم‌کنش هم‌زمان عوامل فیزیکی، زمانی و مدیریتی است. معنی‌دار شدن اثر اصلی رطوبت و نیز اثرات متقابل مرتبط با آن نشان می‌دهد که وضعیت رطوبتی خاک می‌تواند با تغییر شرایط شیمیایی و زیستی خاک، مسیرهای جذب، واجذب و تبدیل فسفر را تحت تأثیر قرار دهد. نتایج حاصل از پژوهش‌ها نیز تأیید کرده‌اند که رطوبت خاک از طریق تغییر شرایط اکسایش–کاهش، فعالیت میکروبی و انحلال ترکیبات فسفاته، نقش کلیدی در تنظیم فسفر قابل جذب ایفا می‌کند (Zhang et al., 2025؛ Gupta et al., 2024).

بیش‌ترین اثر سطوح بیوچار و دوده کربن بر فسفر قابل جذب خاک در تیمار آزمایشی ۵ درصد بیوچار با میانگین ۱۴/۶۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد، در حالی که کم‌ترین مقدار آن در تیمار ۲/۵ درصد بیوچار به همراه ۲/۵ درصد دوده کربن با میانگین ۴/۷۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد (شکل ۸). این اختلاف نشان می‌دهد که پاسخ فسفر قابل جذب به سطوح مختلف بیوچار و دوده کربن الزاماً خطی نیست و می‌تواند تحت تأثیر نسبت مصرف اصلاح‌کننده‌ها، ویژگی‌های شیمیایی آن‌ها و شرایط محیطی خاک تغییر کند. در مطالعات گزارش شده است که بیوچار در سطوح بالاتر می‌تواند با افزایش سطح ویژه، ظرفیت تبادل کاتیونی و تغییر pH خاک، آزادسازی فسفر تثبیت‌شده را تسهیل کند، در حالی که مصرف هم‌زمان منابع کربنی مختلف ممکن است در برخی شرایط موجب رقابت برای جایگاه‌های جذب یا تغییر مسیرهای تثبیت فسفر شود (Zhang et al., 2025).

نتایج مقایسه میانگین اثر برهم‌کنش فاکتورهای زمان، رطوبت و بیوچار–دوده کربن در جدول (۶) ارائه شده است. بیش‌ترین مقدار فسفر قابل جذب خاک در تیمار M1A1T1 با میانگین ۲۹/۲۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کم‌ترین مقدار آن در تیمار M2A1T1 با میانگین ۱۶/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. این تفاوت قابل توجه بیانگر آن است که تغییرات هم‌زمان زمان و رطوبت می‌تواند مسیرهای متفاوتی از جذب و آزادسازی فسفر را در حضور بیوچار و دوده کربن فعال کند. پژوهش‌ها نشان داده‌اند که اثر بیوچار بر فسفر قابل جذب به‌شدت وابسته به شرایط رطوبتی و مدت زمان ماند آن در خاک است، به‌گونه‌ای که در برخی شرایط افزایش فسفر قابل جذب و در برخی دیگر کاهش یا تثبیت آن مشاهده می‌شود (Solaiman et al., 2025). نتایج یک پژوهش نشان داد که افزایش غلظت فسفر قابل جذب خاک با کاهش pH خاک تطابق دارد و بین فسفر قابل جذب و pH خاک همبستگی منفی و معنی‌داری وجود دارد. بر این اساس می‌توان اظهار کرد که کاهش pH در خاک‌های اصلاح‌شده با بیوچار غنی‌شده می‌تواند به‌عنوان عامل بسیار مهمی در کنترل قابلیت فراهمی فسفر در خاک‌های مورد مطالعه مطرح باشد. در این خاک‌ها، بیوچارهایی با pH پایین و اسیدیته کمتر نسبت به بیوچارهای اصلاح نشده با pH و قلیائیت بالا اثر بیشتری بر افزایش فسفر قابل جذب از خود نشان داده‌اند. مطالعات جدید نیز تأیید می‌کنند که بیوچارهای با واکنش اسیدی یا خنثی می‌توانند با کاهش تثبیت فسفر توسط کلسیم و افزایش انحلال ترکیبات فسفاته، فراهمی فسفر را بهبود بخشند (Amin, 2024؛ Gupta et al., 2024). از سوی دیگر، قابلیت واجذب فسفر جذب سطحی‌شده در خاک اصلاح‌شده با بیوچار به‌طور قابل ملاحظه‌ای بیشتر از خاک اصلاح‌نشده گزارش شده است که این موضوع نشان می‌دهد بیوچار می‌تواند موجب افزایش آزادسازی فسفر جذب‌شده در خاک شود (Hong and Lu, 2018). این ویژگی به حضور گروه‌های عاملی فعال بر سطح بیوچار، افزایش رقابت آنیون‌ها برای جایگاه‌های جذب و تغییر انرژی پیوند فسفر با ذرات خاک نسبت داده می‌شود. پژوهش‌های اخیر نیز نشان داده‌اند که بیوچار می‌تواند پویایی واجذب فسفر را افزایش داده و فسفر تثبیت‌شده را به شکل‌های قابل جذب‌تر تبدیل کند (Zhang et al., 2025). افزایش فسفر قابل جذب در خاک با وجود افزایش pH به دلیل ویژگی‌های خاص بیوچار است. بیوچار می‌تواند با جذب کاتیون‌ها و افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، حتی در شرایط قلیایی فسفر را در شکلی قابل جذب برای گیاهان نگه‌دارد (DeLuca et al., 2018). همچنین، بیوچار ممکن است به‌عنوان یک منبع برای فعالیت میکروبی مفید عمل کند و با تسهیل تجزیه ترکیبات فسفاته، فسفر را از ترکیبات تثبیت‌شده آزاد کند (Lehmann et al., 2006). علاوه بر این، بیوچارهایی که از مواد آلی با ویژگی‌های خاص تولید شده‌اند، می‌توانند با ایجاد محیطی مناسب، فسفر را از تثبیت توسط کلسیم خارج کرده و در دسترس گیاه قرار دهند (Zhang et al., 2017). این تأثیرات مثبت نشان‌دهنده اهمیت استفاده از بیوچار در بهبود فراهمی فسفر در خاک‌های قلیایی است. بیوچار همچنین به‌عنوان منبع مستقیم برخی عناصر غذایی از جمله پتاسیم، کلسیم، فسفر، روی و مس شناخته می‌شود. افزایش فراهمی عناصر غذایی پس از افزودن بیوچار به خاک می‌تواند از طریق افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، تغییر pH خاک و یا ورود مستقیم عناصر از بیوچار به خاک صورت گیرد (Lehmann and Joseph, 2009). تحقیقات اخیر نشان داده‌اند که بیوچارهای تولیدشده از منابع آلی غنی می‌توانند سهم قابل توجهی در تأمین فسفر قابل جذب خاک داشته باشند و هم‌زمان با بهبود ویژگی‌های شیمیایی خاک، کارایی مصرف کودهای فسفاته را افزایش دهند (Amin, 2024؛ Solaiman et al., 2025).

محققان گزارش کرده‌اند که با گذشت زمان، حضور بیوچار در خاک و در تعامل با مواد هومیکی موجب کاهش تحرک نیتروژن و در مقابل افزایش فراهمی عناصری نظیر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم می‌شود. در یک پژوهش مزرعه‌ای، افزودن بیوچار تولیدشده از کود حیوانی به خاک فروسول سبب افزایش معنی‌دار فسفر قابل جذب گیاه شد، در حالی که افزودن بیوچار تولیدشده از بقایای گیاهی چنین اثری را نشان نداد (Yao et al., 2010). پژوهش‌های دیگر نیز این تفاوت را به اختلاف در ترکیب شیمیایی، میزان خاکستر، محتوای کلسیم و فسفر و ویژگی‌های سطحی بیوچارهای با منشأ مختلف نسبت می‌دهند (Gupta et al., 2024؛ Zhang et al., 2025).

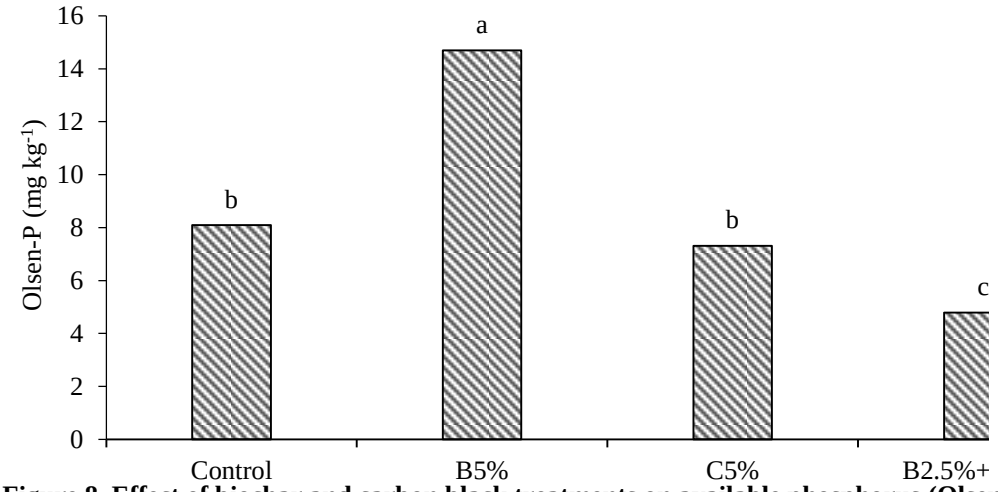


Figure 8. Effect of biochar and carbon black treatments on available phosphorus (Olsen) (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

تأثیر تیمارها بر فسفر کل خاک

بررسی نتایج تجزیه واریانس ارائه‌شده در جدول (۵) نشان داد که اثرات اصلی رطوبت و زمان بر غلظت فسفر کل خاک از نظر آماری معنی‌دار نبودند. با این حال، اثرات متقابل بیوچار و دوده کربن، رطوبت و بیوچار–دوده کربن، رطوبت و زمان، و همچنین بیوچار–دوده کربن و زمان، در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار شدند. افزون بر این، اثر متقابل سه‌عاملی رطوبت، زمان و بیوچار–دوده کربن نیز در سطح آماری ۱ درصد معنی‌دار گزارش گردید که بیانگر پاسخ متفاوت فسفر کل خاک به ترکیب هم‌زمان این عوامل است. نتایج مقایسه میانگین‌ها (شکل ۹) نشان داد که کمترین مقدار فسفر کل خاک مربوط به تیمار شاهد با میانگین ۱۰۱۴/۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیشترین مقدار آن مربوط به تیمار حاوی ۵ درصد دوده کربن با میانگین ۱۴۸۹/۷۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است. این افزایش معنی‌دار بیانگر نقش قابل توجه مواد کربنی اصلاح‌کننده خاک در افزایش ذخیره فسفر کل می‌باشد؛ موضوعی که در مطالعات اخیر نیز گزارش شده است (Ahmad et al., 2024؛ Wang et al., 2024).

بر اساس جدول مقایسه میانگین‌ها (جدول ۶)، کمترین غلظت فسفر کل خاک در تیمار M1A2T2 با میانگین ۲۰۱۴/۱۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیشترین مقدار آن در تیمار M2A1T2 با میانگین ۶۱۶/۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. این تفاوت‌ها نشان می‌دهد که نوع و سطح مصرف بیوچار و دوده کربن، در تعامل با شرایط رطوبتی و زمانی، نقش تعیین‌کننده‌ای در تغییرات فسفر کل خاک دارند که با نتایج گزارش‌شده توسط چن (۲۰۲۵) همخوانی دارد (Chen et al., 2025).

محققان گزارش کرده‌اند که کاربرد بیوچار حاصل از بقایای گیاهی نظیر کاه و کلش گندم می‌تواند با کاهش تثبیت فسفر توسط اجزای جامد خاک، قابلیت دسترسی فسفر را افزایش دهد (Ahmad et al., 2024). این پدیده عمدتاً از طریق تغییر در ویژگی‌های شیمی سطح خاک و کاهش شدت واکنش فسفر با اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن، آلومینیوم و کلسیم

رخ می‌دهد. همچنین تغییرات pH و اسیدیته موضعی ناشی از کاربرد بیوچار می‌تواند فعالیت کاتیون‌هایی نظیر Al^{3+}، Fe^{3+} و Ca^{2+} را که در فرآیندهای تثبیت فسفر نقش دارند، تحت تأثیر قرار داده و موجب افزایش واجذب فسفر از سطوح خاک شود (Zhang et al., 2020؛ Wang et al., 2024). از دیدگاه شیمی سطح، یون‌هایی نظیر K^+ به‌صورت غیر اختصاصی بر روی سطوح بیوچار جذب می‌شوند، اما به دلیل اندازه بزرگ و بار الکتریکی کم، جای‌گیری مؤثری در شبکه ساختاری بیوچار ندارند. در مقابل، اگرچه یون‌های فسفات و سطوح بیوچار هر دو دارای بار الکتریکی منفی هستند، فسفر می‌تواند از طریق مکانیسم‌هایی نظیر پیوند هیدروژنی، کمپلکس‌سازی سطحی و برهم‌کنش‌های الکترواستاتیکی ضعیف بر روی سطوح بیوچار جذب شود (Wang et al., 2024). گزارش شده است که در غلظت‌های یونی برابر، جذب سطحی یون $H_2PO_4^-$ به دلیل ظرفیت بالای تشکیل پیوند هیدروژنی و شدت کمتر دافعه الکترواستاتیکی، به‌مراتب بیشتر از یون‌های HPO_4^{2-} و PO_4^{3-} می‌باشد. این رفتار جذب سطحی به حضور گروه‌های عاملی اکسیژنه نظیر گروه‌های کربوکسیلی و فنولیکی بر سطح بیوچار نسبت داده می‌شود که قادر به ایجاد پیوند هیدروژنی با یون $H_2PO_4^-$ هستند (Wang et al., 2024؛Ahmad et al., 2024). بنابراین، بسته به شرایط شیمیایی محیط خاک از جمله pH، قدرت یونی و نوع بیوچار مصرفی، مکانیسم‌های مختلفی می‌توانند در جذب یا آزادسازی فسفر مشارکت داشته باشند (Beaton et al., 1960). جذب سطحی فسفر در خاک و میزان فراهمی آن به‌شدت تحت تأثیر pH خاک قرار دارد، به‌طوری‌که بیشترین فراهمی فسفر معمولاً در محدوده pH حدود ۴ تا ۸/۵ گزارش شده است. بیوچار می‌تواند با افزایش pH خاک‌های اسیدی، فراهمی عناصر سمی نظیر آلومینیوم، مس و منگنز را کاهش داده و هم‌زمان موجب افزایش فراهمی عناصر غذایی ضروری از جمله فسفر، نیتروژن، کلسیم، منیزیم و مولیبدن گردد (Zhao et al., 2025 ؛Atkinson et al., 2010). مطالعات نشان داده‌اند که مواد کربنی پایدار نظیر بیوچار و دوده کربن، علاوه بر افزایش فسفر کل، الگوی توزیع شکل‌های شیمیایی فسفر را نیز به سمت فرم‌های بالقوه قابل استفاده برای گیاه تغییر می‌دهند (Chen et al., 2025). حضور بیوچار با سطح ویژه بالا و گروه‌های عاملی فعال سبب افزایش ذخیره فسفر آلی و معدنی و کاهش تبدیل آن به فرم‌های بسیار پایدار و غیرقابل استفاده می‌شود (Ahmad et al., 2024). همچنین گزارش شده است که تعامل هم‌زمان رطوبت و زمان با اصلاح‌کننده‌های کربنی، فرآیند پیرسازی بیوچار و تغییر واکنش‌پذیری آن را تسریع کرده و در نتیجه دینامیک فسفر خاک را به‌صورت معنی‌داری تحت تأثیر قرار می‌دهد (Chen et al., 2025). در مجموع، نتایج این پژوهش با یافته‌های دیگر همخوانی داشته و تأیید می‌کند که کاربرد هدفمند بیوچار و دوده کربن می‌تواند به‌عنوان راهبردی مؤثر در مدیریت فسفر خاک، به‌ویژه در خاک‌های مستعد تثبیت فسفر، مورد توجه قرار گیرد.

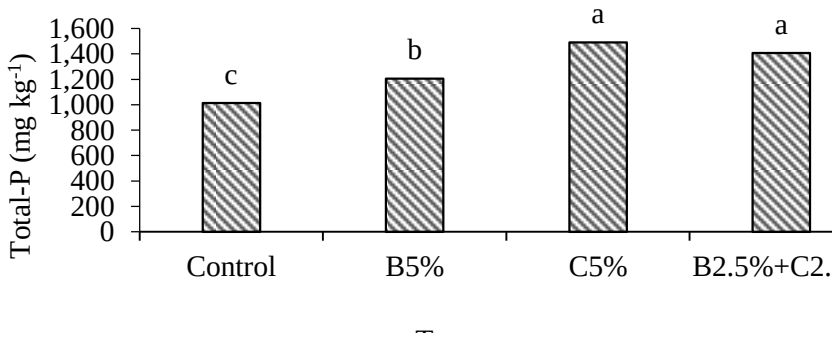


Figure 9. Effect of biochar and carbon black treatments on total phosphorus (Control, 5% Biochar, 5% Carbon black, and 2.5% Biochar + 2.5% Carbon black).

*میانگین‌های دارای حرف مشترک فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد می‌باشند.

*For all variables with the same letter, the difference between the means is not statistically significant at the level of 5%.

نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که دی‌کلسیم فسفات و اکتاکلسیم فسفات عمدتاً تحت تأثیر رطوبت و نوع اصلاح‌کننده دچار تغییر می‌شوند. فسفات آلومنیوم و فسفات آهن بیشترین حساسیت را نسبت به برهمکنش اصلاح‌کننده‌ها و ویژگی‌های خاک داشتند. دوده کربن، با افزایش اکتاکلسیم فسفات و فسفات محبوس، سبب افزایش تثبیت فسفر در خاک و کاهش فراهمی آن شد. بیوچار به‌طور چشمگیری فسفر قابل جذب را در خاک افزایش داد. افزایش دی‌کلسیم فسفات و فسفر قابل جذب در اثر کاربرد بیوچار نشان‌دهنده افزایش دسترسی به فسفر است که این امر می‌تواند موجب بهبود رشد گیاهان و افزایش بهره‌وری کشاورزی گردد. به طور کلی، کاربرد بیوچار عمدتاً موجب افزایش شکل‌های متحرک‌تر فسفر و فراهمی آن گردید؛ در حالی که دوده کربن سبب تغییر شکل‌های فسفر به سمت شکل‌های با فراهمی کم‌تر شد.

سپاس‌گزاری

بدینوسیله از دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان به دلیل فراهم آوردن امکانات انجام این پژوهش در قالب پایان‌نامه دانشجویی، تشکر و قدردانی می‌گردد.

References

Adhami, A., Chafteh, M., Ronaghi, A., & Karimian, N. (2005). *Investigating different forms of phosphorus in several selected lime soils of the province*. Proceedings of the 9th Iranian Soil Science Congress. [In Persian].

Ahmad, M., Lee, S. S., Dou, X., Mohan, D., Sung, J. K., Yang, J. E., & Ok, Y. S. (2024). Biochar-induced changes in phosphorus dynamics and availability in agricultural soils: A mechanistic review. *Science of the Total Environment*, 906, 167423.

Ahmad, M., Usman, A. R. A., & Al‐Wabel, M. I. (2023). Stabilization and transformation of soil phosphorus under biochar amendment: Implications for sustainable nutrient management. *Environmental Pollution*, 316, 120511.

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. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.12.165.

Amin, A. E. A. Z. (2024). Using bone char as a renewable resource of phosphate fertilizers in sustainable agriculture and its effects on phosphorus transformations and remediation of contaminated soils as well as the growth of plants. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 24, 6980-6998. DOI: 10.1007/s42729-024-02018-y.

Atkinson, C.J., Fitzgerald, J.D., & Hipps, N.A. (2010). Potential mechanisms forachieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant and Soil*, 337, 1-18. DOI: 10.1007/s11104-010-0464-5.

Barłóg, P., Hlisnikovský, L., Łukowiak, R., & Kunzová, E. (2025). Soil Phosphorus and Potassium Fractions in Response to the Long-Term Application of Pig Slurry and NPK Mineral Fertilizers. *Agronomy*, 15(5), 1183. DOI: 10.3390/agronomy15051183.

Beaton, J.D., Peterson, H.B., & Bauer, N. (1960). Some aspects of phosphate adsorption by charcoal. *Soil Science Society of America Journal*, 24, 340-346.

Beauchemin, S., Hesterberg, D. Chou, J., Beauchemin, M., Simard, R.R., & Sayers, D.E. (2003). Speciation of phosphorus in phosphorus-enriched agricultural soils using X-ray absorption near-edge structure spectroscopy and chemical fractionation. *Journal of Environmental Quality*, 32, 1809-1819. DOI: 10.2134/jeq2003.1809.

Bucur, C. B., & Maniu, M. (2020). Structural and morphological characterization of carbon black materials. *Applied Surface Science*, 507, 145150. DOI: 10.1016/j.apsusc.2019.145150.

Chen, L., Huang, Q., & Shen, J. (2022). Role of black carbon in regulating phosphorus stabilization and mobility in agricultural soils. *Applied Soil Ecology*, 173, 104386. DOI: 10.1016/j.apsoil.2022.104386.

Chen, Y., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Singh, B., & Cayuela, M.L. (2018). The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: A meta-analysis and review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 111, 103-125. DOI: 10.1007/s10705-018-9918-0.

Chen, Z., Liu, X., Zhang, Y., & Li, Y. (2025). Interactive effects of biochar aging and soil moisture on phosphorus retention and release mechanisms. *Geoderma*, 443, 116812. DOI: 10.1016/j.geoderma.2025.116812.

Cui, H. J., Wang, M. K., Fu, M. L., & Ci, E. (2011). Enhancing phosphorus availability in phosphorusfertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. *Journal of Soils and Sediments*, 11(7), 1135. DOI: 10.1007/s11368-011-0406-9.

Cui, L., Yan, J., Yang, Y., Li, L., Quan, G., Ding, C., Chen, T., Fu, Q., & Chang, A. (2013). Biochar for heavy metals in soil. *Bioresources*, 8, 5536-5548.

Dane, J. H., & Topp, G. C. (Eds.). (2002). *Methods of soil analysis. Part 4: Physical methods*. Soil Science Society of America. DOI: 10.2136/sssabookser5.4.

Dębicka, M. (2024). The Role of Organic Matter in Phosphorus Retention in Eutrophic and Dystrophic Terrestrial Ecosystems. *Agronomy*, 14, 1688. DOI: 10.3390/agronomy14081688.

DeLuca, T. H., MacKenzie, M. D., & Gundale, M. J. (2015). *Biochar's role in the soil environment. Biochar for Environmental Management*, 2nd ed., A. Jeffery, S. G. Lee, L. S. McKinley, & J. A. McHenry (Eds.), Routledge, pp. 17-33.

El‐Naggar, A., Lee, S. S., & Rinklebe, J. (2022). Biochar application increases phosphorus availability and alters P fractions in alkaline soils. *Journal of Environmental Management*, 305, 114348. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.114348.

Elzobair, K.A., Stromberger, M.E., Ippolito, J.A., & Lentz, R.D. (2016). Contrasting effects of biochar versus manure on soil microbial communities and enzyme activities in an Aridisol. *Chemosphere*, 142,145-152. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.06.086.

Estefan, G. (2013). Methods of soil, plant and water analysis: a manual for the west Asia and Norht Africa region. International Center for agricultural Research in Dry Areas (ICARDA).

Farrell, M., Macdonald, L. M., Butler, G., ChirinoValle, I., & Condron, L. M. (2014). Biochar and fertiliser applications influence phosphorus fractionation and wheat yield. *Biology and Fertility of Soils*, 50(1), 169-178. DOI: 10.1007/s00374-013-0847-x.

Feng, G., Yang, M.Q., Bai, D.S., and Huang, Q.S. (1996). Study on changes in fractions and availability of phosphorus in calcareous soil by 32P tracer method. *Acta Pedologica Sinica*, 3, 301-307.

Gatiboni, L. C., & Condron, L. M. (2021). A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. *Geoderma*, 385, 114893. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114893.

Gee, G. W., & Bauder, J. W. (1986). Particle of size analysis, hydrometer method. p. 404-408. In A. Klute et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis, Part 1*, American. Society. Agronomy, Madison, WI.

Gupta, R. K. & Singh, T. A. (1975). Laboratory study of phosphorus forms and test procedures on soils under aerobic and anaerobic conditions. *Geoderma*, 14, 255-260.

Gupta, R. K., Vashisht, M., Naresh, R. K., Singh, R., & Singh, A. (2024). Biochar influences nitrogen and phosphorus dynamics in two texturally different soils. Scientific Reports, 14, 6533.

Harley, A., & Gilkes, R. (2000). Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: A geochemical overview. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56, 11-36.

Hedley, M.J., Stewart, J.W.B., & Chuhan, B.S. (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorousfractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal*, 46, 970-976.

Hong, C., & Lu, S. (2018). Does biochar affect the availability and chemical fractionation of phosphate in soils? *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8725-8734. DOI: 10.1007/s11356-018-1233-0.

Huang, M., Xu, S., & Li, Y. (2024). Carbonaceous amendments control phosphorus speciation through redox‐mediated processes in soils. *Soil & Tillage Research*, 235, 105742.

Huang, R., Zhang, L., Wang, J., Liu, S., et al., (2021). Aluminum-bound phosphorus in biochar-amended calcareous soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 319, 107575.

Iran Carbon Company (ICC). (2020). Products Brochure. https://iran-carbon.com/.

Jackson, M. L. (1973). *Soil Chemical Analysis*. Iowa State University Department of Agronomy.

Jiang, B. & Gu, Y. (1989). A suggested fractionation scheme of inorganic phosphorus in calcareous soils. *Fertility Research*, 20, 159-165.

Jin, X., Hu, C., Khan, A., Zhang, S., Yang, X., Jia, L., & Sun, R. (2021). Comparison of fractionation methods for soil phosphorus with soils subjected to various long-term fertilization regimes on a calcareous soil. *PeerJ Inorganic Chemistry*, 3:e3 https://doi.org/10.7717/peerj-ichem.3.

Karen, B., Andrew, E., & Bilal, H. (2009). *Black carbon*. Denise Mauzerall, Associate Professor of Public and International Affairs, Woodrow Wilson School.

Krull, E.S., Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., & Smernik, R.J. (2009). Characteristics of biochar: organochemical properties. Biochar for environmental management. *Science and technology*, 53, 85-98. DOI: 10.4324/9781849770552.

Lee, C.H., Park, C.Y., Park, K.D., Jeon, W.T. & Kim, P.J. (2004). Long-term effects of fertilization on the forms and availability of soil phosphorus in rice paddy. *Chemosphere*, 56, 299-304.

Lehmann, J. & S. Joseph. (2009). Biochar for environmental management. In: J.Lehmann and S. Joseph (Eds.). *Biochar for and Technology*. 3rd Ed, London, Earthscan, 405 p.

Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11, 395-419. DOI: 10.1007/s11027-005-9006-5.

Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2011). Biochar sequestration in terrestrial ecosystems- a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15(5), 403-427.

Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1812-1836. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.04.022.

Li, H., Feng, W. T., He, X. H., Zhu, P., Gao, H. J., Sun, N., & Xu, M. G. (2017). Chemical fertilizers could be completely replaced by manure to maintain high maize yield and soil organic carbon (SOC) when soc reaches a threshold in the northeast china plain. *Journal of Integrative Agriculture*, 16, 937-946. DOI: 10.1016/S2095-3119(16)61476-7.

Li, J. (2023). Long-term stabilization of phosphorus in amended calcareous soils. *Journal of Environmental Quality*, 52(1), 89-102.

Li, X., Chen, B., & Wang, H. (2021). Mechanisms of phosphorus retention and release in biochar-amended soils: Implications for soil fertility management. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (15), 19045-19058.

Li, Y.Y., Yang, R., Gao, R., Wei, H. A., Chen, A. L., & Li, Y. (2015). Effects of Long-Term Phosphorus Fertilization and Straw Incorporation on Phosphorus Fractions in Subtropical Paddy Soil. *Journal of Integrative Agriculture*, 14, 365-373. DOI: 10.1016/S2095-3119(14)60817-9.

Liu, J., Gao, S., & Zhou, W. (2020). Reductive dissolution of iron‐bound phosphorus in flooded soils amended with carbon materials. *Journal of Soils and Sediments*, 20, 3456‐3468.

Lu, E., Li, C., Geng, Y., Liang, T., & Zhang, J. (2024). Effects of Long-Term Fertilization on Phosphorus Form and Availability in Black Soil. *Applied Sciences*, 14(24), 11673.

Mahapatra, I.C. & Patrick, W.H. (1969). Inorganic phosphate transformation in waterlogged soils. *Soil Science*, 107, 281-288.

Mandal, L. N. (1964). Effect of time, starch and lime on the transformation of inorganic phosphorus in waterlogged rice soil. *Soil Science*, 97, 127-132.

Meissner, R., Leinweber, P., Rupp, H., Shenker, M., Litaor, M.I., Robinson, S., Schlichting, A., & Koehn, J. (2008). Mitigation of diffuse phosphorus pollution during rewetting of fen peat soils: a Trans-European case study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 188: 111-126.

Mengel, K., Kirkby, E.A., Kosegarten, & Appel, T. (2001). *Phosphorus. In Principles of Plant Nutrition* (Eds). Springer: Dordrecht, the Netherlands. 453-479.

Murphy I. C. R., & Riley J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytia Chimica Acta*, 27, 31-143. DOI: 10.1016/S0003-2670(00)88444-5.

Najafi, N., & Towfighi, H. (2011). Effects of moisture regime and phosphorus fertilizer on available phosphorus and inorganic phosphorus fractions in selected paddy soils of northern Iran. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 42(2), 257-269 [in Persian with English Abstract].

Najafi, N., & Towfighi, H. (2014). Changes in available phosphorus and native inorganic phosphorus fractions following flooding in paddy soils of northern Iran. *Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources (Soil and Water Sciences)*, 18(67) [in Persian with English Abstract].

Olsen S. R., Sommers L. E., & Page A. L. (1982). *Methods of Soil Analysis. Part, 2*, 403-430.

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular 939. Pezeshki, S.R. 2001. Wetland plant responses to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 46, 299 - 312.

Patrick, W. H. & Mahapatra, I. C. (1968). Transformation and availability to rice of nitrogen and phosphorus in waterlogged soils. *Advances in Agronomy*, 20, 323-359.

Paul, S., Rahaman, M., Ghosh, S.K. (2023). Recycling of waste tire by pyrolysis to recover carbon black: an alternative reinforcing filler. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 25, 1470-1481.

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.

Saleque, M.A., Adedin, M.J. Ahmed, Z.U. Hasan, M.A. & Panaullah, M. (2001). Influences of phosphorus deficiency on the uptake of nitrogen, potassium, calcium, magnesium, sulfur, and zinc in lowland rice varieties. *Journal of Plant Nutrition*, 24, 1621-1632.

Sefidgar Shahkolaei, S., Barani Motlagh, M., & Dordipour, A. (2013). Availability and fractionation of inorganic phosphorus in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Soil Management and Sustainable Production*, 3, 53-73 [in Persian with English Abstract].

Solaiman, Z. M., Blackwell, P., Shafi, M. I., Abbott, L. K., & O'Hara, G. (2025). Co-application of biochar and phosphorus increases soil microbial biomass, mycorrhizal colonization, growth, and nutrition of subterranean clover. *AIMS Microbiology*, 11 (1), 59-73.

Song, K., Winters, C., Xenopoulos, M. A., Marsalek, J., & Frost, P. C. (2017). Phosphorus cycling in urban aquatic ecosystems: connecting biological processes and water chemistry to sediment P fractions in urban stormwater management ponds. *Biogeochemistry*, 132(1-2), 203-212.

Steinbeiss, S. Gleixner, G. & Antonietti, M. (2009). Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 41,1301 - 1310.

Tambone, F. Orzi, V., D'Imporzano, G., & Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource Technology*, 243, 1251-1256.

United States Department of Agriculture (USDA). (1954). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. *Agriculture handbook* No. 60. Riverside, CA: United States Salinity Laboratory.

Walky A., & Black I.A. (1934). An examination of degtgareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis. 1. Experimental. *Soil Science Society American Journal*, 79: 459-465.

Wang, J., Huang, Q., & Zhang, L. (2024). Surface chemistry of biochar and its role in phosphate adsorption under variable pH conditions. *Journal of Environmental Management*, 352, 120091.

Wang, Y., Liu, R., & Zhang, Z. (2021). Biochar effects on phosphorus availability and fractionation in calcareous soils under different moisture regimes. *Science of the Total Environment*, 770, 145345.

Xiao, D., Tang, X., Chen, S., Chu, G., Liu, Y., Wang, D. & Xu, C. (2025). Aeration treatment promotes transformation of soil phosphorus fractions to plant-available phosphorus by modulating rice rhizosphere microbiota, *Soil and Tillage Research*, 245: 106318.

Xu, G., Sun, J., Shao, H., & Chang, S. X. (2014). Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecological Engineering*, 62, 54-60. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.10.027.

Yang, X., Chen, X., & Yang, X. (2019). Effect of Organic Matter on Phosphorus Adsorption and Desorption in a Black Soil from Northeast China. *Soil Tillage Research*, 187, 85-91.

Yao, F.X., Arbestain, M.C., Virgel, S., Blanco, F., Arostegui, J., Macia-Agullo, J.A., & Macias, F. (2010). Simulated geochemical weathering of a mineral ash-rich biochar in amodified Soxhlet reactor. *Chemosphere*, 80,724-732. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.04.026.

Zhang, A., et al. (2017). Effects of biochar on phosphorus availability in soil: A review. *Science of the Total Environment*, 595, 106-115.

Zhang, H., Chen, Y., & Wang, X. (2020). Transformation pathways of calcium phosphates in calcareous soils amended with carbon materials. *Geoderma*, 366, 114248.

Zhang, L., Chang, L., Liu, H., Wang, Y., & Li, X. (2025). Biochar application to soils can regulate soil phosphorus availability: A review. *Biochar*, 7, Article 13.

Zhang, Y., Liu, J., & Xu, Z. (2022). Combined application of biochar and carbon-rich materials improves phosphorus availability in calcareous soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330, 107901.

Zhao, S., Xu, R., & Jiang, J. (2025). Carbonaceous amendments regulate phosphorus fractionation and bioavailability in calcareous and acidic soils. *Soil Use and Management*, 41 (1), 112-125.

Zhou, J., Bing, H., Wu, Y., Yang, Z., Wang, J., Sun, H., & Liang, J. (2016). Rapid weathering processes of a 120-year-old chronosequence in the Hailuogou Glacier Foreland, Mt. Gongga, SW China. *Geoderma*, 267, 78-91.

Zhou, J., Wang, L., & He, Z. (2022). Long‐term fate of inorganic phosphorus forms in calcareous soils amended with organic carbon sources. *Soil Biology and Biochemistry*, 168, 108632.

Zhu, J., Li, M., & Whelan, M. (2018). Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. *Science of the Total Environment*, 612, 522-537. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.095.