

Effects of Enriched Biochars on the Availability and Fractions of Phosphorus in the Saline Soils of Lake Urmia Basin

ROGHAYEH MOUSAVI¹, MIRHASSAN RASOULI-SADAGHIANI^{1*}, EBRAHIM SEPEHR¹, MOHSEN BARIN¹,
MARYAM KHEZRI²

1. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran.
2. Department of Plant Protection, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran.
(Received: Dec. 23, 2019- Revised: Nov. 8, 2020- Accepted: Nov. 17, 2020)

ABSTRACT

In order to reduce the problems of biochar application in calcareous soils, by changing the surface properties of apple-grape biochar by phosphoric and chloric acids, the effects of enriched biochars on the fraction of phosphorus (P) forms in saline soils of Lake Urmia was investigated as a factorial incubation experiment in a completely randomized design with two factors: fertilizer treatments (control (Cont), biochar (BC), phosphate fertilizer (TSP), Biochar-Rock phosphate (BC-RP) and enriched-biochar (EB) types (BC-HCl-RP and BC-H₃PO₄-RP)) and 2 calcareous soils with different EC (2 and 15 dSm⁻¹). Olsen-P, pH and different forms of inorganic P were determined by sequential extraction method at 7, 30 and 60 days of incubation. The results showed that on average, the BC-HCl-RP and BC-H₃PO₄-RP treatments reduced the pH of S1 and S2 soils, 0.5 and 1 unit, respectively. BC-H₃PO₄-RP and BC-HCl-RP treatments increased Olsen-P of S1 soil from 6.7 to 57.5 and 55.5 mgkg⁻¹ and soil S2 from 7.4 mgkg⁻¹ to 71.3 and 62 mgkg⁻¹, respectively. Enriched biochars significantly ($p < 0.01$) altered the distribution and amount of inorganic P forms. Thus, BC-H₃PO₄-RP and BC-HCl-RP treatments increased the amount of Ca₂-P fraction in the S1 soil by 2.9 and 2.6 times and in the S2 soils by 1.06 and 0.97 times, respectively. However, the amounts of Ca₈-P, Al-P and Ca₁₀-P fractions reduced significantly. Olsen-P positively and significantly correlated with Ca₂-P, Fe-P, and Ca₁₀-P fractions and positively but not significantly with the Al-P fraction, suggesting that in the extraction of Olsen-P, phosphorus is released from these mineral fractions. In general, EBs application may cause P to remain in the plant-available forms over the time. Therefore, it can help to improve P nutrition, reduce salinity stress, and eliminate the common problems of biochar application in these soils.

Keywords: Inorganic Phosphorus Fractions, Phosphorus Availability, Saline Soils, Biochar, Enriched-Biochar.

تأثیر انواع بیوچار غنی شده بر قابلیت استفاده و توزیع شکل‌های معدنی فسفر در خاک شور اطراف دریاچه ارومیه

رقیه موسوی^۱، میرحسن رسولی صدقیانی^{۱*}، ابراهیم سپهر^۱، محسن برین^۱، مریم خضری^۲

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

۲. گروه گیاه‌پزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۰/۲ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۹/۸/۱۸ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۹/۸/۲۷)

چکیده

به منظور کاهش مشکلات مصرف بیوچار در خاک‌های آهکی، با تغییر خواص سطحی بیوچار سیب وانگور به وسیله انواع اسیدها، در یک آزمایش انکوباسیون فاکتوریل در قالب طرح کامل تصادفی با ۶ تیمار شامل (بیوچار غنی شده با اسید فسفریک-خاک فسفات (BC-H₃PO₄-RP)، اسید هیدروکلریک-خاک فسفات (BC-HCl-RP) و خاک فسفات (BC-RP)، بیوچار معمولی (BC)، کود فسفات (TSP) و شاهد (Cont)) و ۲ نوع خاک آهکی با قابلیت هدایت الکتریکی مختلف (S₁=۲ و S₂=۱۵ دسی‌زیمنس بر متر)، تأثیر انواع بیوچار غنی شده بر توزیع اشکال معدنی فسفر در خاک‌های شور اطراف دریاچه ارومیه بررسی شد. فسفر اولسن، pH و اجزاء فسفر معدنی در زمان‌های ۷، ۳۰ و ۶۰ روز انکوباسیون اندازه‌گیری و از لحاظ آماری تحلیل گردید. بر اساس نتایج، تیمارهای BC-HCl-RP و BC-H₃PO₄-RP به طور متوسط pH خاک S₁ و S₂ را به ترتیب ۰/۵ و ۱ واحد کاهش دادند. تیمارهای BC-HCl-RP و BC-H₃PO₄-RP فسفر اولسن خاک S₁ را از ۶/۷ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به ترتیب به ۵۷/۳ و ۵۵/۵ و در خاک S₂ از ۷/۴ به ۷۱/۳ و ۶۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش دادند. بیوچارهای غنی شده توزیع و مقدار اشکال فسفر معدنی خاک‌ها را به طور معنی‌دار تغییر دادند. به طوریکه تیمارهای BC-HCl-RP و BC-H₃PO₄-RP مقدار دی‌کلسیم فسفات خاک S₁ را به ترتیب ۲/۹ و ۲/۶ برابر و خاک S₂ را به ترتیب ۱/۰۶ و ۰/۹۷ برابر افزایش دادند. در مقابل مقادیر اکتاکلسیم فسفات، فسفات‌های آلومینیوم و آپاتیت به طور معنی‌دار کاهش یافت. فسفر اولسن با دی‌کلسیم فسفات، آپاتیت و فسفر پیوندشده با آهن همبستگی معنی‌دار داشت و احتمالاً در عصاره‌گیری فسفر اولسن، فسفر از این اجزاء معدنی آزاد می‌شود. بنابراین می‌توان گفت استفاده از بیوچار غنی شده باعث می‌شود فسفر برای مدت طولانی در فاز لبایل و قابل جذب برای گیاه باقی بماند. از اینرو می‌تواند به بهبود تغذیه فسفر گیاه، کاهش تنش شوری و رفع مسائل مصرف بیوچار معمولی در این خاک‌ها کمک کند.

واژه‌های کلیدی: اجزاء فسفر معدنی، فراهمی فسفر، خاک‌های شور، بیوچار، بیوچار غنی شده.

مقدمه

افزایش شور شدن خاک یکی از اصلی‌ترین عوامل محدودکننده تولید محصول در مناطق خشک و نیمه‌خشک است. بر اساس برآوردهای اخیر، ۱۲۸ میلیون هکتار از اراضی جهان تحت تأثیر شور و سدیمی شدن قرار گرفته است (Wicke et al., 2011). امروزه کاملاً مسجل شده غلظت زیاد املاح در خاک بسیاری از فرایندهای متابولیکی گیاه را تحت تأثیر قرار داده و رشد و عملکرد گیاه را کاهش می‌دهد (Panuccio et al., 2014). به طور کلی، رشد گیاه در محیط‌های شور از برهمکنش پیچیده اثرات اسمزی، عدم تعادل هورمونی، اختلال تغذیه‌ای و سمیت ویژه یونی تأثیر می‌پذیرد (Parihar et al., 2015). به منظور تامین امنیت غذایی جمعیت روبه رشد، اصلاح و احیاء اراضی شور که پتانسیل و

قابلیت کشت و کار در آنها وجود دارد امری ضروری است. از این رو برای اصلاح خاک‌های شور و سدیمی، روش‌های مختلفی توسط متخصصان اتخاذ شده است (Qadir et al., 2001; Valzano et al., 2001; Wong et al., 2009). اما در خاک‌های شور علاوه بر مشکل شوری، کم بودن میزان ماده آلی و عناصر غذایی مورد نیاز گیاه نیز مطرح هست. از این رو امروزه استفاده از بقایای گیاهی به صورت بیوچار می‌تواند به عنوان بهترین گزینه برای مقابله با اثرات مضر شوری و یک استراتژی محبوب و پایدار برای افزایش بهره‌وری محصول در خاک‌های متأثر از نمک باشد (Akhtar et al., 2015; Komal et al., 2016).

امروزه استفاده از بیوچار به عنوان یک فناوری کم هزینه، اصلاح کننده تجدیدپذیر، راهکار هوشمندانه برای بازیافت بقایای

ارزیابی قابلیت فراهمی فسفر برای گیاهان یک چالش در مدیریت فسفر محسوب می‌گردد (Hinsinger *et al.*, 2011). فسفر خاک در اشکال شیمیایی مختلف شامل فسفر محلول، تبدلی، فسفات‌های آلی، فسفات‌های کلسیمی، فسفات‌های آهن و آلومینیوم و فسفر باقیمانده یافت می‌شود. این اشکال اختلاف قابل توجهی در زیست فراهمی، تحرک و رفتارهای شیمیایی دارند. اطلاع در مورد اشکال فسفر می‌تواند در درک منابع و مخازن فسفر خاک که در مدیریت کارآمد فسفر در اراضی کشاورزی ضروری است، موثر واقع گردد. روش‌های مختلفی برای مطالعه اشکال، مقدار و دینامیک چرخه فسفر گسترش یافته است. یکی از این روش‌ها جزء بندی شیمیایی متوالی است که در دهه‌های اخیر به طور گسترده برای مطالعه اجزاء و دینامیک فسفر خاک مورد استفاده قرار گرفته است (Chimdi *et al.*, 2014). جزء بندی شیمیایی موقعیت و نوع پیوند فسفر در داخل خاک و تأثیر فرایندهای پدوژئوشیمیایی بر توزیع فسفر را ارزیابی می‌کند. و فرض بر این است که عصاره گیرها با قدرت‌های مختلف، قابلیت فراهمی و پیوندهای شیمیایی متفاوت اجزاء معدنی و آلی فسفر را برآورد می‌کند (Guo *et al.*, 2000; Yang and Post, 2011). هنگام مطالعه شیمی خاک و ارزیابی وضعیت فسفر موثر بر کیفیت زیست محیطی و خاک، در نظر گرفتن اجزاء مختلف فسفر از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است.

طی سال‌های اخیر، توجه زیادی به رویکردهای یکپارچه برای بهبود عملکرد محصولات جهت مقاومت در برابر شرایط خشکسالی، شوری، کمبود عناصر غذایی و یا سایر اشکال تخریب خاک شده است. در این بین، اهمیت فسفر نسبت به سایر عناصر غذایی برجسته‌تر است زیرا به علت تجدیدناپذیر بودن منابع سنگ فسفات جایگزینی برای فسفر در گیاهان وجود ندارد. چندین دهه است که گمانه‌زنی‌های زیاد در ارتباط با کاهش ذخایر جهانی فسفات از نظر کمی و کیفی وجود دارد. از طرفی فسفر مصرفی دستخوش واکنش‌های مختلف با اجزاء آلی و معدنی خاک می‌گردد که منجر به تولید ترکیبات با درجه حلالیت متفاوت می‌شود. اطلاع از اشکال شیمیایی فسفر برای درک پویایی فسفر خاک، مدیریت فسفر در کشاورزی و اثر متقابل آن در خاک‌های متأثر از نمک ضروری است. اطلاعات محدودی در ارتباط با تأثیر کاربرد بیوچار بر رشد گیاه در خاک‌های قلیایی در دسترس هست. از طرفی دیگر، رشد و باروری گیاه در این خاک‌ها به علت قابلیت فراهمی کم عناصر ضروری ماکرو نظیر فسفر و عناصر میکرو نظیر آهن، روی و مس محدود می‌گردد. از این رو استفاده از بیوچارهای اسیدی در این خاک‌ها به شدت پیشنهاد شده است (Haowei *et al.*, 2019). بدین منظور پژوهش حاضر با هدف کاهش مسائل

آلی و سازگار محیط‌زیست مورد توجه ویژه قرار گرفته است (Lehmann and Joseph, 2015). بیوچار در اثر حرارت غیرمستقیم مواد آلی در شرایط عدم حضور اکسیژن در دمای ۳۰۰-۷۵۰ درجه سانتیگراد (پیرولیز) تولید می‌گردد (Cantrell *et al.*, 2012) ترکیب عناصر معدنی مواد خام در طی فرایند پیرولیز به طور قابل توجهی تغلیظ شده و بیوچار بطور بالقوه به یک منبع مغذی به تدریج قابل جذب برای گیاهان تبدیل می‌شود (Agblevor *et al.*, 2010). کاهش حجم مواد خام اولیه، کاهش خطرات بیماری‌زای مرتبط، افزایش تثبیت کربن در خاک-ها و متعاقباً کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای در نتیجه فرایند پیرولیز قبلاً توسط Wang *et al.* (2012) توصیف شده است. امروزه کاملاً مشخص شده بیوچار به طور بالقوه کیفیت خاک و در نتیجه رشد و عملکرد گیاه را از طریق افزایش ظرفیت نگهداری آب و عناصر غذایی، ظرفیت تبادل کاتیونی و کاهش آسیب‌پذیری خاک در برابر فرسایش بهبود می‌بخشد (Cantrell *et al.*, 2012; Joseph *et al.*, 2011). بخش عمده فسفر موجود در ساختار مواد خام در طی فرایند پیرولیز در داخل بیوچار باقی می‌ماند از این رو بیوچار یک منبع مهم فسفر (اغلب در شکل معدنی) محسوب می‌گردد که حاصلخیزی خاک را از طریق اثرات مفید بر قابلیت فراهمی فسفر افزایش می‌دهد اما مکانیسم‌های افزایش هنوز به خوبی مشخص نیست (Sohi *et al.*, 2009; Kloss *et al.*, 2012). مطالعات نشان داده است کاربرد بیوچار در خاک‌های شور و سدیمی باعث کاهش تنش شوری و بهبود رشد گیاه می‌شود (Dahlawi *et al.*, 2018). بهبود رشد گیاه بطور مستقیم با آزادسازی عناصر غذایی ضروری گیاه (پتاسیم، فسفر، کلسیم، منیزیم، مس، منگنز و روی) و جذب سطحی سدیم در سطح بیوچار و یا از طریق نفوذ سدیم در داخل منافذ بیوچار و به طور غیرمستقیم از طریق بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی خاک (افزایش ظرفیت نگهداری آب و فعالیت میکروبی) صورت می‌گیرد. افزایش فراهمی پتاسیم در خاک‌های متأثر از نمک در نتیجه کاربرد بیوچار و به دنبال آن افزایش نسبت پتاسیم/سدیم در بافت گیاه از مکانیسم‌های موثر در کاهش تنش شوری عنوان شده است (Lashari *et al.*, 2015). Akhtar *et al.* (۲۰۱۵) در مطالعه خود سه مکانیسم احتمالی که بواسطه آن بیوچار تنش شوری در گیاهان را کاهش می‌دهد (۱) میل ترکیبی زیاد بیوچار به جذب ناپایدار Na^+ از محلول خاک که منتج به کاهش جذب سدیم توسط گیاهان می‌شود. (۲) حفظ تعادل یونی با آزادسازی مواد مغذی معدنی در محلول خاک و (۳) رقیق کردن محلول خاک با افزایش رطوبت خاک و متعاقباً کاهش تنش اسمزی در گیاهان عنوان کردند.

۰) اراضی اطراف دریاچه ارومیه، دو نمونه خاک با EC متفاوت و مقدار فسفر اولسن پایین انتخاب گردید. پس از هوا خشک کردن و عبور از الک دو میلی متری، برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها از جمله بافت خاک به روش هیدرومتری (Klute, 1986)، قابلیت هدایت الکتریکی و pH در عصاره گل اشباع خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش جایگزینی با استات آمونیوم (Chapman, 1965)، درصد کربن آلی (Nelson and Sommers, 1982)، کربنات کلسیم معادل به روش کلسیمتری (Nelson and Sommers, 1982)، فسفر قابل جذب (Olsen and Sommers, 1982) اندازه‌گیری گردید (جدول ۱).

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد استفاده در این آزمایش

خاک	pH	EC (dS/m)	CEC (cmol/kg)	OC %	ESP %	SAR (meq/l) ^{0.5}	CCE %	Sand %	Silt %	Clay %	P-ava (mg/kg)
S ₁	۸/۱	۲	۱۹	۰/۱۶	۳	۲/۰۸	۱۸/۵	۳۶	۳۰	۳۴	۵
S ₂	۷/۶	۱۵	۱۵	۰/۰۹	۹	۶/۷	۱۰/۵	۳۶	۳۴	۳۰	۷

از روش جایگزینی آمونیوم (Xiang et al., 2017) سایر خصوصیات همانند خاک اندازه‌گیری شد (جدول ۲). به منظور تغییر خواص سطحی بیوپچار و تهیه بیوپچار غنی شده، از خاک فسفات، اسید فسفریک و اسید کلریدریک استفاده شد. در تهیه تمام کمپلکس‌ها از مخلوط بیوپچارهای سیب و انگور با نسبت ۱:۱ استفاده گردید.

جدول ۲- برخی خصوصیات شیمیایی بیوپچارهای مورد استفاده

	H %	N %	C %	P (g kg ⁻¹)	CEC (cmol.kg ⁻¹)	EC (dSm ⁻¹)	pH	
بیوپچار سیب	۳/۸۹	۰/۷	۶۶	۷/۲	۶۴/۵	۱/۲	۷/۶	
بیوپچار انگور	۳/۶	۰/۸۵	۷۶	۱۲	۵۹	۱/۶	۸/۲	
بیوپچار اسیدی - H ₃ PO ₄	۴/۸	۲/۵	۵۶	۴۸	-	۱/۸	۵/۱	
بیوپچار اسیدی - HCl	۴/۱	۱/۷	۶۱	۲۴	-	۲/۱	۴/۹	

اسید فسفریک استفاده شد. در تهیه بیوپچار-اسید کلریدریک (BC-HCl)، از نسبت ۱:۱ مخلوط بیوپچارها و اسید کلریدریک استفاده شد. بعد از ۲ ساعت بهم‌زدن، بیوپچارهای اسیدی حاصل به‌طور جداگانه به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۷۵ درجه سانتیگراد در داخل آون خشک گردیدند (Chia et al., 2014).

جهت تهیه کمپلکس بیوپچار اسیدی - خاک فسفات (BC-H₃PO₄-RP و BC-HCl-RP)، بیوپچارهای اسیدی با نسبت ۴:۱ (۴ گرم بیوپچار اسیدی، ۱ گرم خاک فسفات) مخلوط شد سپس نسبت ۲۰:۶ به مخلوط حاصل آب‌جوش اضافه شد و به مدت ۲ ساعت بهم‌زده شد، بعد به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۷۵ درجه سانتیگراد در داخل آون خشک گردید و در نهایت در کوره الکتریکی با نرخ افزایش دمایی ۹ درجه در دقیقه تا دمای ۲۲۰

مصرف بیوپچار در خاک-های آهکی و شور (افزایش pH و EC) با تغییر خواص سطحی بیوپچار سیب و انگور به‌وسیله اسیدهای معدنی (اسید فسفریک و کلریدریک) و غنی سازی با سنگ فسفات، به بررسی تأثیر انواع بیوپچارهای غنی شده بر قابلیت فراهمی، تثبیت و تغییر اشکال شیمیایی فسفر در خاک‌های شور حوضه دریاچه ارومیه پرداخته است.

مواد و روش‌ها

نمونه‌های بیوپچار و خاک

از بین ۲۵ نمونه خاک نمونه‌برداری شده از افق سطحی (۰-۳۰ cm)

بیوپچار مورد استفاده در این پژوهش از پیرولیز بقایای سیب و انگور در دمای ۳۵۰ درجه سانتی‌گراد در کوره الکتریکی با نرخ افزایش دمایی ۹ درجه در دقیقه، به مدت ۱۲۰ دقیقه به‌دست آمد. بعد از عبور از الک یک میلی متری، برای اندازه‌گیری pH و EC بیوپچار از نسبت ۱:۵ (بیوپچار/ آب مقطر دیونیزه) بعد از ۳۰ دقیقه شیک استفاده شد. برای اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی

برای تهیه کمپلکس بیوپچار-خاک فسفات (BC-RP) مخلوط بیوپچار سیب-انگور با نسبت ۴:۱ (۱ گرم خاک فسفات یاسوج با ۷/۵ درصد فسفر به شکل P₂O₅، ۴ گرم بیوپچار) مخلوط شده سپس آب جوش با نسبت ۲۰:۶ (۲۰ واحد بیوپچار- خاک فسفات، ۶ واحد آب جوش) اضافه شد و به مدت ۲ ساعت بهم‌زده شد. مخلوط حاصل بعد از خشک شدن به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۷۵ درجه سانتیگراد در داخل آون، داخل راکتور قرارداده شد و در کوره با نرخ افزایش دمایی ۹ درجه در دقیقه تا دمای ۲۲۰ درجه سانتیگراد گرم شد (Chia et al., 2014).

برای تهیه بیوپچارهای اسیدی از اسید فسفریک و اسید هیدروکلریک (۵/۲ نرمالیت) استفاده شد. به منظور تهیه بیوپچار-اسید فسفریک (BC-H₃PO₄)، از نسبت ۱:۱ مخلوط بیوپچارها و

برای اعمال تیمارها براساس نیاز استاندارد فسفر (SPR) ، با استفاده از هم دماهای جذب لانگمویر مقدار فسفر لازم برای رسیدن به غلظت تعادلی $0/3$ میلی گرم فسفر بر لیتر به‌عنوان نیاز استاندارد فسفر تعیین شد (Halford, 1979). SPR برای خاک S1 معادل ۴۵ و برای خاک S2 معادل ۳۶ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک اندازه گیری شد. بر این اساس مقدار تیمارها برای هر دو خاک در جدول (۳) آورده شده است.

جدول ۳- مقدار کود فسفاته مصرفی برحسب گرم فسفر در کیلوگرم خاک

خاک	BC	BC-RP	BC-HCl-RP	BC-H ₃ PO ₄ -RP	TSP
S ₁	۴/۱	۱/۹	۱/۹	۰/۸۳	۰/۰۷۳
S ₂	۳/۳	۱/۵	۱/۵	۰/۷	۰/۰۶

BC: بیوچار معمولی سیب-انگور، BC-RP: کمپلکس بیوچار-خاک فسفات، BC-HCl-RP: کمپلکس بیوچار اسیدی-خاک فسفات، BC-H₃PO₄-RP: کمپلکس بیوچار اسیدی-خاک فسفات، TSP: سوپرفسفات تریپل

تجزیه داده‌ها

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار SAS ، تجزیه واریانس (ANOVA) برای تعیین اختلاف معنی‌دار بین تیمارها با استفاده از آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد انجام و برای رسم نمودارها از برنامه اکسل استفاده شد.

نتایج

تأثیر تیمارها بر pH، فسفر اولسن و فسفر کل خاک‌ها

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان داد اثرات اصلی تیمار، زمان، خاک و اثر متقابل آنها بر pH خاک در طول دوره انکوباسیون معنی‌دار بود. اندازه گیری pH خاک‌ها در طول دوره انکوباسیون، کاهش نسبتاً زیاد و ثابت ($1/0 - 0/2$ واحد) pH خاک‌ها در اثر کاربرد تیمارهای آزمایش را نشان داد. مقایسه میانگین اثر تیمارها، تأثیر معنی‌دار انواع بیوچارهای غنی شده بر کاهش pH هر دو خاک را نشان داد (جدول ۵). به‌طور متوسط pH خاک S1 و S2 در اثر اعمال تیمارهای BC-HCl-RP و BC- H₃PO₄-RP بترتیب $0/5$ و 1 واحد کاهش یافت، که دلیل این امر pH اسیدی تیمارها می‌تواند باشد. کاهش زیاد pH خاک S2 را می‌توان به ظرفیت بافری پایین (کربنات کلسیم، رس و CEC) خاک نسبت داد. در این پژوهش، مصرف بیوچار معمولی مخلوط سیب و انگور (BC) هیچ کدام از خاک‌ها را تحت تأثیر قرار نداد. شاید دلیل این امر کم بودن مقدار بیوچار مصرفی باشد. در اغلب مطالعاتی که بیوچار در pH خاک موثر واقع شده است مقدار بیوچار مصرفی بیش از ۱ درصد (w/w) بوده است (Hong and Lu, 2018; Gerdelidani and Mirseyed Hosseini, 2018). اما در این پژوهش مقادیر $0/4$ و $0/3$ درصد وزنی (w/w) بیوچار معمولی سیب-انگور مصرف شد. Gerdelidani و Mirseyed

درجه سانتیگراد گرم شدند (Chia et al., 2014).

آزمایشات انکوباسیون

۱۰۰ گرم خاک هوا-خشک درون ظروف پلاستیکی درپوش دار ریخته سپس تیمارها مطابق جدول (۳) اعمال و به مدت دو ماه در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد خوابانیده شد. آزمایش به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کامل تصادفی با سه تکرار انجام گرفت.

جزءبندی شیمیایی فسفر معدنی خاک

طول دوره انکوباسیون تیمارها، ۷، ۳۰ و ۶۰ روز بود که در انتهای هر دوره از هر ظرف یک گرم خاک با سه تکرار به‌منظور عصاره-گیری متوالی برداشته شد. در این پژوهش به دلیل آهکی بودن خاک‌ها، روش جیانگ و جو (۱۹۸۹) برای جزءبندی اشکال معدنی فسفر استفاده شد. به‌طور خلاصه، نمونه‌های خاک به‌صورت متوالی توسط عصاره‌گیرهای زیر مورد استخراج قرار گرفتند: ۵۰ میلی لیتر بیکربنات سدیم ($NaHCO_3$) $0/25$ مولار برای استخراج دی کلسیم فسفات (Ca_2-P)، ۵۰ میلی لیتر استات آمونیوم $0/5$ مولار (NH_4AC) برای استخراج اکتا کلسیم فسفات (Ca_8-P)، ۵۰ میلی لیتر فلورید آمونیوم $0/5$ مولار برای استخراج فسفات‌های جذب سطحی شده بر اکسیدهای آلومینیوم ($Al-P$)، ۵۰ میلی لیتر سود و کربنات سدیم $0/1$ مولار ($Na_2CO_3 - NaOH$) برای استخراج فسفات‌های جذب سطحی شده توسط اکسیدهای آهن ($Fe-P$)، ۵۰ میلی لیتر اسید سولفوریک $0/5$ مولار (H_2SO_4) برای استخراج فسفات بصورت آپاتیت ($Ca_{10}-P$) استفاده شد پس از هر مرحله استخراج متوالی، خاک‌ها سانتریفیوژ شدند و دو بار با الکل و یا محلول اشباع NaCl شسته شدند. غلظت فسفر در عصاره‌ها بلافاصله با روش رنگ‌سنجی تعیین گردید (Murphy and Riley, 1962).

برای استخراج فسفر قابل جذب گیاه از عصاره‌گیر اولسن (محلول بی‌کربنات سدیم $0/5$ مولار (pH= 8.5) و فسفر کل از روش هضم دو اسید استفاده شد (Olsen and Sommers, 1982). به دلیل کم بودن مقدار ماده آلی نمونه خاک‌ها از فسفر آلی چشم‌پوشی گردید. بدین ترتیب فسفر باقیمانده (Residual-P) از اختلاف بین اجزاء معدنی فسفر از فسفر کل محاسبه گردید.

معدنی فسفر اجزاء - فسفر کل = باقی‌مانده فسفر

در نتیجه کاربرد ۴۰ تن در هکتار کمپوست قارچ مصرفی و افزایش معنی‌دار pH خاک لومی-شنی در نتیجه کاربرد ۳۰ تن در هکتار بیوجار بعد از ۶۰ روز انکوباسیون و عدم تأثیر تیمارها بر pH خاک‌ها بعد از ۱۴ و ۱۲۰ روز انکوباسیون را گزارش کردند.

Hosseini (۲۰۱۸) در بررسی اثرات بیوجار باگاس نیشکر (۱۵ و ۳۰ تن در هکتار) و کمپوست قارچ مصرفی (۲۰ و ۴۰ تن در هکتار) بر اجزاء شیمیایی فسفر در سه خاک آهکی با کلاس‌های بافتی متفاوت، کاهش معنی‌دار pH همه خاک‌های مورد مطالعه

جدول ۴- تجزیه واریانس تأثیر تیمارها بر فسفر قابل استفاده و شکل‌های مختلف فسفر در خاک‌ها

میانگین مربعات										منابع تغییرات
Rs-P	Ca ₁₀ -P	Fe-P	Al-P	Ca ₈ -P	Ca ₂ -P	P-total	P-olsen	pH	درجه آزادی	
۶۷/۷ ^{**}	۱۲۷۳ ^{ns}	۳۸۷۸ ^{**}	۳۲۹ ^{**}	۱۴۸۶۸ ^{**}	۹۲۲ ^{**}	۵۸۶۷ ^{**}	۳۱۷/۸ ^{**}	۳۴۶/۴ ^{**}	۱	خاک
۲۰۴ [*]	۲۷/۴ ^{**}	۸۸۶ ^{**}	۱۰۵ ^{**}	۴۸۳۴ ^{**}	۲۰۷۷ ^{**}	۵۴/۴ ^{ns}	۲۵۶۲ ^{**}	۳۲۷/۸ ^{**}	۵	تیمار
۷۰۰۸ ^{ns}	۸۲۳ ^{ns}	۵۷/۲ ^{**}	۷/۷ ^{**}	۱۵۵۴ ^{**}	۴۷۹ ^{**}	۲۳/۷ ^{ns}	۲۰۹۲ ^{**}	۳۹۲۴ [*]	۲	زمان
۲۸۴۳ ^{**}	۱۳۴/۶ ^{ns}	۳۰۹/۹ ^{**}	۴/۴ ^{**}	۱۵۳/۷ ^{**}	۴۵/۵ ^{**}	۳۴۱ ^{ns}	۶۲۵/۵ ^{**}	۴۱۹ ^{**}	۵	خاک×تیمار
۳۴۹ ^{ns}	۱۲۸/۳ ^{ns}	۱۰/۱ ^{**}	۱/۲ ^{**}	۲۸/۴ ^{**}	۲۲/۶ [*]	۲۱۳/۷ ^{ns}	۲۴/۸ ^{**}	۹۵۷/۴ ^{**}	۲	خاک×زمان
۲۸۸۷ ^{ns}	۴۱۲ ^{ns}	۱۱۰ ^{**}	۸/۲ ^{**}	۵۲۳ ^{**}	۸۳/۵ ^{**}	۱۲۳۴ ^{ns}	۴۴۰/۵ ^{**}	۳۲/۵ ^{**}	۲۰	خاک×تیمار×زمان
۵/۵	۰/۱۲	۰/۸	۰/۲	۲/۷	۴/۷	۰/۶۴	۰/۷	۲/۱	۷۰	خطا
۱۶/۷	۱۳/۷	۴/۵	۴/۳	۱/۲	۹/۶	۱۰/۴	۱۱/۷	۹/۴		CV (%)

* و ** به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ و ۱٪ و ns معنی‌دار نیست

جدول ۵- اثر تیمارهای آزمایش بر pH خاک‌های مورد آزمایش بعد از ۳۰ روز انکوباسیون

طول زمان انکوباسیون							تیمارهای آزمایش
۶۰ روز		۳۰ روز		۷ روز			
S2 خاک	S1 خاک	S2 خاک	S1 خاک	S2 خاک	S1 خاک		
۰/۰۲ ± ۷/۵	۰/۰۲ ± ۸/۱	۷/۶ ± ۰/۰۶	۸/۰ ± ۰/۰۱	۷/۵۴ ± ۰/۰۴	۸/۱ ± ۰/۰۲	Cont	
۰/۰۲ ± ۷/۵	۸/۱ ± ۰/۰۳	۷/۶ ± ۰/۰۳	۸/۱۲ ± ۰/۰۱۲	۷/۶ ± ۰/۰۳	۸/۱ ± ۰/۰۲	BC	
۰/۰۲ ± ۷/۶	۸/۰ ± ۰/۰۱	۷/۵۶ ± ۰/۰۲	۸/۱۴ ± ۰/۰۱۶	۷/۶ ± ۰/۰۶	۸/۱۳ ± ۰/۰۱	BC-RP	
۰/۰۱ ± ۶/۵	۷/۴ ± ۰/۰۲	۶/۶ ± ۰/۰۱	۷/۵ ± ۰/۰۵	۷/۲ ± ۰/۰۱	۷/۸ ± ۰/۰۱	BC-HCl-RP	
۶/۵ ± ۰/۰۵	۷/۳ ± ۰/۰۳	۶/۵ ± ۰/۰۲	۷/۶ ± ۰/۰۶	۷/۱ ± ۰/۰۱	۷/۸ ± ۰/۰۱	BC-H ₃ PO ₄ -RP	
۷/۵ ± ۰/۰۲	۸/۲ ± ۰/۰۲	۷/۳۴ ± ۰/۰۲	۸/۱۴ ± ۰/۰۲	۷/۷ ± ۰/۰۵	۸/۲ ± ۰/۰۲	TSP	
۰/۱۵	۰/۱۹	۰/۱۷	۰/۲	۰/۱۴	۰/۱۳	LSD	
۲/۲	۲/۲	۳/۲	۲/۲	۳/۲	۲/۲	CV (%)	

BC: بیوجار معمولی سیب-انگور، BC-RP: کمپلکس بیوجار-خاک فسفات، BC-HCl-RP: کمپلکس بیوجار اسیدی-خاک فسفات، BC-H₃PO₄-RP: کمپلکس بیوجار اسیدی-خاک فسفات، TSP: سوپرفسفات تریپل

بحث

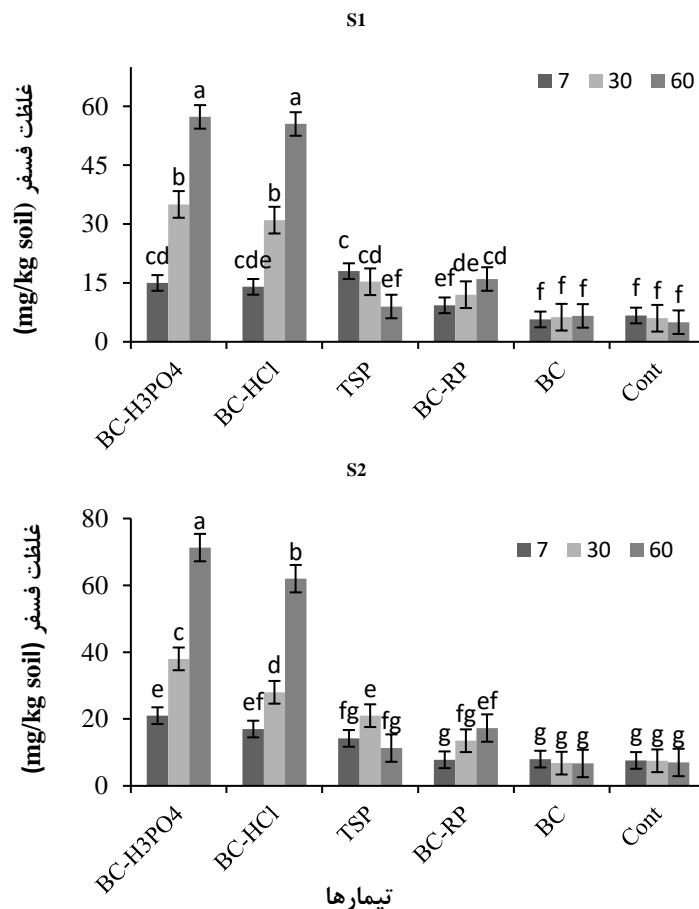
تیمارها افزایش دادند. با توجه به اسیدی بودن و بالا بودن مقدار فسفر در ساختار این تیمارها و کاهش معنی‌دار pH خاک‌ها (جدول ۵) در نتیجه اعمال این تیمارها و متعاقباً افزایش حلالیت ترکیبات نامحلول فسفات کلسیم، افزایش مقدار فسفر قابل جذب خاک‌ها در طول دوره انکوباسیون دور از انتظار نبود. بیش‌ترین مقدار فسفر قابل جذب توسط بیوجارهای غنی شده در طی انکوباسیون، در زمان ۶۰ روز مشاهده شد (شکل ۱). افزایش میزان فسفر اولسن بعد از ۶۰ روز انکوباسیون، با نتایج کاهش فسفر قابل جذب با گذشت زمان به دلیل فرایندهای جذب و رسوب به شکل کانیهای فسفات کلسیم (Ca-P) در مطالعات متعدد مغایرت داشت (Huck et al., 2012; Sharpley, 1993; Opala et al., 2012). در تحقیق انجام گرفته توسط Gerdelidani و Mirseyed Hosseini (۲۰۱۸) اعمال ۱۵ و ۳۰ تن بیوجار باگاس نیشکر تأثیر معنی‌دار در مقدار فسفر اولسن خاک‌های آهکی با کلاس‌های بافتی متفاوت

فسفر قابل دسترس به عنوان عامل اصلی در ارزیابی ظرفیت فراهمی فسفر و تعیین میزان کود فسفاته در نظر گرفته می‌شود. در خاک‌های آهکی غلظت فسفر اولسن شاخص خوبی در ارزیابی قابلیت فراهمی فسفر خاک است (Wang et al., 2010). نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان داد اثرات اصلی و متقابل فاکتورهای آزمایش بر pH خاک در طول دوره انکوباسیون معنی‌دار بود. نتایج آزمایشات انکوباسیون به‌طور واضح بیانگر اثر معنی‌دار تیمارهای آزمایش بر مقدار فسفر اولسن خاک‌ها در هر سه زمان انکوباسیون بود. بر اساس نتایج شکل (۱)، به استثناء تیمار BC، سایر تیمارها فسفر اولسن هر دو خاک را به‌طور معنی‌دار (P<0.01) افزایش دادند. به‌طوری که تیمارهای BC-H₃PO₄-RP و BC-HCl-RP مقدار فسفر اولسن خاک‌ها را بیشتر از سایر

فسفر قابل جذب و فسفر کل خاک‌های اصلاح شده با بیوجار را افزایش دهد. در این پژوهش نیز علی‌رغم بالا بودن مقدار فسفر در بیوجار سیب وانگور، تیمار BC تأثیری در فسفر قابل جذب خاک‌ها نداشت. تیمار BC-RP تغییر قابل توجهی در مقدار فسفر اولسن خاک‌ها را در روز ۷ انکوباسیون سبب نشد اما با افزایش طول دوره انکوباسیون فسفر قابل جذب هر دو خاک را بطور معنی‌دار نسبت به شاهد افزایش داد اما به حد مطلوب غلظت فسفر خاک برای رشد گیاه (۱۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) نرساند (شکل ۱). *et al Xu* (۲۰۱۶) در بررسی اثرات متقابل بین بیوجار و کود فسفاته بر قابلیت فراهمی فسفر و عملکرد گیاه در خاک شور و سدیمی نشان دادند کاربرد همزمان بیوجار و کودفسفاته در خاک شور-سدیمی واکنش‌های جذب/رسوب فسفر را افزایش می‌دهد. بدین‌طریق کاهش قابلیت فراهمی فسفر را از اثرات متقابل مصرف بیوجار و کود فسفاته در خاک‌های شور و سدیمی عنوان کردند.

(لومی، لومی - شنی و لومی -رسی) بعد از ۱۴ و ۶۰ روز انکوباسیون در مقایسه با شاهد را نداشت، اما بعد از ۱۲۰ روز انکوباسیون افزایش قابل توجهی در فسفر قابل جذب خاک آهکی با بافت لومی مشاهده کردند. دلیل این امر در اغلب مطالعات افزایش فعالیت بیولوژیکی و تشکیل کمپلکس مواد آلی و مشتقات آن با کاتیون‌های کلسیم، آهن و آلومینیوم فعال و کاهش تثبیت فسفر خاک عنوان شده است (*Iyamuremye et al., 1996*; *Lambers et al., 2008*). *et al Huck* (۲۰۱۴) در بررسی قابلیت فراهمی فسفر در یک خاک اسیدی با استفاده از اصلاح‌کننده‌های آلی حاصل از بقایای کشاورزی و صنعتی، افزایش قابلیت فراهمی فسفر با زمان انکوباسیون را به فعالیت میکروبی و معدنی شدن فسفر آلی خاک نسبت دادند.

در اغلب مطالعات بالا بودن مقدار فسفر در ساختار انواع بیوجارها گزارش شده است (*Hong and Lu, 2018*; *Huck et al., 2012*). بنابراین، مصرف بیوجار به‌طور مستقیم می‌تواند مقدار



شکل ۱- مقایسه میانگین تأثیر تیمارهای آزمایش بر فسفر قابل‌استفاده خاک

BC: بیوجار معمولی سیب-وانگور، BC-RP: کمپلکس بیوجار-فسفات، BC-HCl-RP: کمپلکس بیوجار اسیدی-خاک فسفات، BC-H₃PO₄-RP: کمپلکس بیوجار اسیدی-خاک فسفات، TSP: سوپرفسفات تریپل. حروف مشترک نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار به روش آزمون LSD در سطح احتمال ۱٪.

نتایج نشان داد افزایش غلظت فسفر قابل جذب با کاهش pH خاک‌ها منطبق شده و همبستگی منفی و معنی‌دار ($P < 0.01$)

بین غلظت فسفر اولسن و pH خاک ($r = -0.89$) وجود دارد. بنابراین، کاهش pH در خاک‌های اصلاح شده با بیوچار غنی شده می‌تواند به عنوان عامل بسیار مهم در کنترل قابلیت فراهمی فسفر در خاک‌های مورد مطالعه باشد. از این رو در این خاک‌ها بیوچار با pH و اسیدیته پایین نسبت به بیوچار معمولی با pH و قلیائیت بالا موثرتر واقع شده است. از طرف دیگر، قابلیت واجذب فسفر جذب سطحی شده در خاک اصلاح شده با بیوچار بطور قابل توجه بیشتر از خاک اصلاح نشده است که نشان می‌دهد بیوچار می‌تواند باعث افزایش آزادسازی فسفر جذب سطحی شده در خاک گردد (Hong and Lu, 2018).

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان داد تنها اثر اصلی خاک بر مقدار فسفر کل خاک‌ها در طول دوره انکوباسیون معنی‌دار بود. میزان فسفر کل خاک‌ها در دامنه ۲۷۸-۳۱۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک قرار داشت. پایین بودن میزان فسفر کل خاک‌ها شاید دال بر عدم کوددهی خاک‌ها باشد. تیمارهای آزمایش فسفر کل خاک‌ها را تحت تأثیر قرار ندادند. دلیل این امر شاید کم بودن طول دوره انکوباسیون و یا مصرف تیمارها براساس نیاز استاندارد فسفر خاک‌ها و کم بودن مقدار بیوچار مصرفی باشد. Mahmoud *et al.* (2019) افزایش ۳۵ درصدی در فسفر کل خاک سطحی (۳۰-۰ سانتی‌متری) در نتیجه اعمال ۱۰ تن در هکتار بیوچار هرس درخت مرکبات را مشاهده کردند. آنها گزارش کردند این افزایش عمدتاً (۲۸/۵۴ درصد) به شکل فسفر آلی بود. Hong و Lu (۲۰۱۸) در بررسی تأثیر انواع بیوچار (بیوچار پوسته برنج، بیوچار خیزران، بیوچار نی، بیوچار کاه و کلش برنج و بیوچار برگ درخت برگریز) در مقادیر ۱ و ۲ درصد بر اجزاء فسفر معدنی دو خاک اسیدی گزارش دادند تنها بیوچار کاه و کلش برنج با مقدار فسفر کل (۱۸/۸ گرم در کیلوگرم بیوچار) توانست بعد از ۹۰ روز انکوباسیون، فسفر کل هر دو خاک مورد مطالعه را بطور معنی‌دار افزایش دهد.

تأثیر تیمارهای آزمایش بر اشکال معدنی فسفر

فسفات‌های کلسیم (Ca-P)

فسفات‌های کلسیم به‌عنوان غالب‌ترین مخزن فسفر به سه شکل دی‌کلسیم فسفات (Ca₂-P)، اکتاکلسیم فسفات (Ca₈-P) و آپاتیت (Ca₁₀-P) در خاک‌های آهکی وجود دارند که واکنش‌های رداکس خاک حلالیت آن‌ها را تحت تأثیر قرار نمی‌دهد (Abolfazli *et al.*, 2007; Shariatmadari *et al.*, 2012). نتایج تجزیه واریانس نشان می‌دهد که اثرات اصلی خاک، زمان و تیمارها و اثرات متقابل آنها بر مقدار دی‌کلسیم فسفات معنی‌دار ($P < 0.01$) بود (جدول ۴). بر اساس نتایج مقایسه میانگین (جداول ۶ و ۷)، به استثناء

تیمارهای BC و BC-RP، سایر تیمارها مقدار دی‌کلسیم فسفات (Ca₂-P) هر دو خاک را در طول دوره انکوباسیون بطور معنی‌دار افزایش دادند. بعد از ۷ روز، بیشترین مقدار دی‌کلسیم فسفات در اثر اعمال تیمارهای BC-H₃PO₄-RP و BC-HCl-RP بترتیب با ۶۶ و ۴۶ درصد افزایش نسبت به شاهد برای خاک S1 با ۴۸ و ۴۰ درصد افزایش نسبت به شاهد برای خاک S2 به‌دست آمد (جدول ۶ و ۷). در اوایل دوره انکوباسیون، تیمار BC-RP تأثیری در افزایش مقدار دی‌کلسیم فسفات خاک‌ها نداشت. اما بعد از ۳۰ روز، مقدار دی‌کلسیم فسفات هر دو خاک را به‌طور معنی‌دار افزایش داد و در سطح آماری یکسان با تیمار TSP قرار گرفت. در مقابل در تیمار TSP با گذشت زمان مقدار (Ca₂-P) در هر دو خاک کاهش یافت، بطوریکه بعد از ۶۰ روز، مقدار Ca₂-P در تیمار BC-RP بالاتر از تیمار TSP بود. دلیل احتمالی این امر می‌تواند افزایش تثبیت فسفر با گذشت زمان و در نتیجه افزایش تبدیل دی‌کلسیم فسفات به اکتاکلسیم فسفات باشد.

بعد از ۳۰ روز، بیش‌ترین مقدار Ca₂-P در تیمار BC-H₃PO₄-RP با ۲۹۸ درصد افزایش برای خاک S1 و با ۱۰۶/۵ درصد افزایش برای خاک S2 و در تیمار BC-HCl-RP با ۲۶۲/۹ درصد افزایش برای خاک S1 و ۹۷/۳ درصد افزایش برای خاک S2 نسبت به شاهد بدست آمد و روند افزایشی تا آخر دوره انکوباسیون ثابت بود (جدول ۶ و ۷). افزایش Ca₂-P پس از اعمال این تیمارها را می‌توان به حل شدن CaCO₃ بر اثر کاهش pH خاک نسبت داد (شکل ۱). بین خاک‌های مورد مطالعه از لحاظ غلظت دی‌کلسیم فسفات اختلاف معنی‌دار ($p < 0.05$) مشاهده شد. مقدار دی‌کلسیم فسفات خاک S1 کمتر از خاک S2 بود. دلیل این امر بالا بودن pH، مقدار کربنات کلسیم و مقدار رس این خاک می‌تواند باشد که باعث افزایش ظرفیت جذب خاک S1 نسبت به خاک S2 شده است (جدول ۱). بخشی از فسفر اضافه شده به خاک‌های آهکی چند روز بعد از مصرف بصورت Ca₂-P تغییر شکل می‌یابد سپس به شکل کم محلول اکتاکلسیم فسفات Ca₈-P تبدیل می‌شود. اما اگر مقدار کربنات کلسیم خاک زیاد باشد به‌طور مستقیم به Ca₈-P تبدیل می‌شود (Olsen *et al.*, 1977). از طرفی با افزایش pH و زمان تماس تغییر شکل دی‌کلسیم فسفات به اکتاکلسیم فسفات افزایش می‌یابد (Bell and Black 1970). بنابراین در خاک S1 با مقدار کربنات کلسیم و pH زیاد تغییر شکل مستقیم فسفر محلول به اکتاکلسیم فسفات دور از انتظار نیست.

بر اساس نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴)، اثرات اصلی تیمار، زمان، خاک و اثر متقابل آنها بر مقدار اکتاکلسیم فسفات (Ca₈-P) خاک‌ها در طول دوره انکوباسیون معنی‌دار بود. مقایسه

آهکی هست. تبدیل فسفات‌های محلول و کم محلول به شکل پایدار آپاتیت فرآیند کندی است و انتظار نمی‌رود که در طول دوره کوتاه مدت انکوباسیون پژوهش حاضر، تغییرات قابل ملاحظه‌ای در این شکل فسفات کلسیم صورت گیرد. در زمان های ۳۰ و ۶۰ روز انکوباسیون مقدار میانگین آپاتیت اندازه‌گیری شده در تیمارهای BC-HCl-RP و BC-H₃PO₄-RP نسبت به سایر تیمارها کاهش معنی‌دار نشان داد و با افزایش طول دوره انکوباسیون میزان کاهش افزایش یافت. دلیل این امر می‌تواند اسیدی بودن pH بیوچارهای غنی شده باشد که سبب انحلال فسفر تثبیت شده در خاک شده است. کاهش جزء آپاتیت (HCl-P) در اثر اعمال مواد آلی می‌تواند به دلیل تغییر شکل مخزن HCl-P به فسفر محلول در آب و دی کلسیم فسفات (Ca₂-P) باشد که هر دو مخزن فسفر قابل جذب گیاه را تشکیل می‌دهد (Sui *et al.*, 1999). تیمار TSP مقدار آپاتیت خاک‌ها را تحت تأثیر قرار نداد شاید دلیل این امر مصرف TSP بر اساس SPR خاک‌ها و کوتاه بودن طول دوره انکوباسیون باشد. افزایش جزء آپاتیت (HCl-P) با مصرف کود فسفاته می‌تواند به احتمال زیاد به دلیل کاتیون‌های قابل تبادل کلسیم و منیزیم باشد که به‌طور قابل توجهی جذب فسفر در خاک‌های آهکی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Mahmoud *et al.*, 2019). آپاتیت پایدارترین ترکیب فسفات کلسیم در خاک‌های آهکی است مقدار آن در اثر اعمال کودهای شیمیایی و آلی در طول ۴ سال آزمایش ثابت بود. که بیانگر این است مقادیر زیاد فسفر تثبیت شده در خاک‌های آهکی مسئول آزادسازی فسفر توسط فرایندهای پدولوژیکی است (Song *et al.*, 2017). Uygur و Karabatak (2009) در بررسی تأثیر انواع اصلاح‌کننده‌های آلی بر اجزاء معدنی فسفر در خاک‌های آهکی، کاهش معنی‌دار درصد فسفات‌های کلسیم در اثر اعمال کود دامی و انواع کمپوست را نشان دادند و میزان این کاهش در خاک آهکی با کلاس بافتی درشت حتی در اوایل دوره انکوباسیون خاک نیز زیاد بود.

فسفات آلومینیوم (Al-P) و فسفات آهن (Fe-P)

فسفر در خاک به صورت اشکال مختلف وجود دارد که قابلیت جذب آنها برای گیاه در زمان‌های مختلف متفاوت است. بعد از آپاتیت و اکتاکلسیم فسفات، فسفات‌های آلومینیوم فراوان‌ترین 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 می‌باشند (Cui *et al.*, 2011). نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان می‌دهد که اثر اصلی تیمار، خاک، زمان و اثر متقابل آنها بر شکل Al-P معنی‌دار ($P < 0.01$) بود. مقایسه میانگین اثر اصلی تیمارها نشان می‌دهد (جدول ۶ و ۷) که تیمار BC-HCl-RP و BC-H₃PO₄-RP در طول ۶۰ روز انکوباسیون

میانگین اثر اصلی تیمارها نشان داد تیمارهای BC-HCl-RP و BC-H₃PO₄-RP در هر سه دوره انکوباسیون خاک شکل Ca₈-P خاک را نسبت به سایر تیمارها به‌طور معنی‌دار ($P < 0.01$) کاهش داد. با افزایش زمان انکوباسیون، تأثیر این تیمارها در انحلال Ca₈-P به‌طور معنی‌دار ($P < 0.01$) افزایش یافت (شکل ۲). دلیل این امر می‌تواند اسیدی بودن pH این تیمارها باشد که باعث انحلال اکتاکلسیم به شکل‌های کم محلول و محلول فسفر شده است. روند تغییرات فسفر در خاک‌های آهکی در طول زمان از دی-کلسیم فسفات به اکتاکلسیم فسفات و سپس آپاتیت می‌باشد. بنابراین تغییر شکل بخشی از دی‌کلسیم فسفات به اکتاکلسیم فسفات با گذشت زمان دور از انتظار نیست و مقدار این تبدیل به مقدار فسفر محلول اضافه شده به خاک بستگی دارد. علی‌رغم اینکه Pierzynski *et al.* (1990) زمان لازم برای تعادل اکتاکلسیم فسفات را ۴۲ تا ۱۰۵ روز گزارش کردند. و از طرفی اعمال تیمارها بر اساس SPR خاک‌ها، تیمار BC-RP با تغییر شکل Ca₂-P به Ca₈-P سبب افزایش مقدار اکتاکلسیم فسفات بعد از ۳۰ و ۶۰ روز انکوباسیون گردید. اما تیمار TSP جزء Ca₈-P را تحت تأثیر قرار نداد. در طی یک آزمایش مزرعه‌ای طولانی مدت صورت گرفته توسط Jun *et al.* (2010) افزایش جزء اکتاکلسیم فسفات تنها در صورت مصرف مقادیر زیاد فسفر (۷۹ میلی‌گرم در کیلوگرم) گزارش شده است. Abolfazli *et al.* (2012) نیز عنوان کردند مصرف مواد آلی هیچگونه تأثیری بر فسفات‌های کلسیم خاک نداشت. در بررسی تأثیر کمپوست قارچ مصرفی و بیوچار باگاس نیشکر بر قابلیت استفاده و جزءبندی فسفر معدنی در یک خاک آهکی توسط Gerdeldani و Mirseyed Hosseini (2018) مصرف ۱۵ و ۳۰ تن بیوچار تأثیری در مقدار اکتاکلسیم فسفات خاک نداشت اما در اثر اعمال ۴۰ تن کمپوست قارچ مصرفی بعد از ۱۲۰ روز انکوباسیون، مقدار Ca₈-P به‌طور معنی‌دار افزایش نشان داد. Song *et al.* (2017) در پژوهش خود دلیل افزایش مقدار اجزاء Ca₂-P و Ca₈-P را اشغال مکان‌های جذب فسفر توسط مشتقات مواد آلی، کاهش ابقاء فسفر و افزایش قابلیت فراهمی فسفر در اثر اعمال مواد آلی عنوان کردند.

بر اساس نتایج تجزیه واریانس، فقط اثرات اصلی تیمارهای آزمایش بر جزء آپاتیت معنی‌دار ($P < 0.01$) بود (جدول ۴). در هر دو خاک جزء آپاتیت بیشتر از سایر اجزاء معدنی فسفر بود که موید غالب بودن جزء معدنی آپاتیت در خاک‌های آهکی است (Adhami *et al.*, 2005). در خاک S1 با کربنات کلسیم معادل بیشتر (۹/۵ درصد) مقدار آپاتیت بیشتر از مقدار آپاتیت در خاک S2 بود. بر اساس نتایج مقایسه میانگین (جدول ۶ و ۷) در روز ۷، در اثر اعمال تیمارهای آزمایش تغییر معنی‌دار در جزء آپاتیت مشاهده نشد. آپاتیت پایدارترین شکل و مخزن فسفر در خاک‌های

نیازمند $pe+pH < 3$ است. پتانسیل رداکس تعداد محدودی از خاک‌های آهنی برای تشکیل Fe-P تا این محدوده کاهش می‌یابد. از اینرو با توجه به بالا بودن pH خاک‌های آهنی تشکیل Ca-P بویژه بعد از تثبیت تجزیه اصلاح کننده‌های آلی دور از انتظار نیست. Farrell *et al.* (2014) افزایش فسفات‌های آهن و آلومینیوم بعد از مصرف ۵ تن در هکتار بیوجار در خاک‌های آهنی را گزارش کردند. Karabatak و Uygur (2017) در بررسی تأثیر انواع اصلاح کننده‌های آلی بر جزءبندی فسفر معدنی در خاک‌های آهنی، بعد از ۱۵ روز انکوباسیون افزایش معنی‌دار در مقدار Fe-P مشاهده کردند. اما بعد از ۳۰-۴۵ روز انکوباسیون بسته به نوع خاک، مقدار و نوع بقایای آلی مقدار Fe-P کاهش یافته و قابل چشم‌پوشی بود. آنها بیان کردند فسفر محلول اضافه شده به خاک‌های آهنی بلافاصله به Ca-P پایدار تبدیل می‌گردد. Khorasani *et al.* (2009) ۸۲ درصد تغییرات مقدار Ca₂-P و ۸۳ درصد تغییرات Fe-P خاک‌های آهنی مورد مطالعه را به میزان کربن آلی خاک نسبت دادند. آنها اظهار کردند ماده آلی خاک با ایجاد پوششی بر روی اکسیدهای آهن و آلومینیوم و کاهش جذب فسفر در سطح این ترکیبات مقدار دی‌کلسیم فسفات خاک را افزایش می‌دهد. از طرف دیگر، با تجزیه مواد آلی اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم آزاد می‌شود که با یون‌های فسفات بر سر مکان‌های جذب رقابت می‌کنند (Tisdale *et al.*, 2002).

خاک شکل Al-P را به طور معنی‌دار کاهش داد. اما تیمارهای دیگر از لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار با شاهد نداشتند. براساس نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) فسفات آهن (Fe-P) نیز بطور معنی‌دار تحت تأثیر تیمارهای آزمایش، نوع خاک و زمان انکوباسیون قرار گرفت. نتایج اغلب مطالعات حاکی از آن است که سطح فسفات‌های آلومینیوم در خاک‌های آهنی چندین برابر فسفات‌های آهن است که در تعادل با سایر اشکال فسفر می‌باشد (Gerdelidani and Mirseyed Hosseini, 2018; Samadi and Song *et al.*, 2012) اما در پژوهش حاضر مقدار فسفات آهن بیشتر از فسفات آلومینیوم بود. Song *et al.* (2017) افزایش متناسب مقدار Fe-P در نتیجه کاهش ثابت pH خاک آهنی را عنوان کرده‌اند. اما در این پژوهش، علیرغم کاهش ثابت pH هر دو خاک در طول انکوباسیون در اثر کاربرد تیمارهای BC-HCl-RP و BC-H₃PO₄-RP، مقدار فسفات آهن خاک‌ها تنها در روز ۷ انکوباسیون افزایش نشان دادند. Karabatak و Uygur (2017) نشان دادند مقدار فسفات آهن در خاک‌های آهنی در اوایل دوره انکوباسیون به‌طور معنی‌دار افزایش یافت. اما بعد از ۳۰-۴۵ روز مقدار فسفات آهن خاک‌ها بطور معنی‌دار کاهش یافت. برخلاف گزارش‌های Halford و Mattingly (1975)، تشکیل فسفات‌های آهن به عنوان یک فاز پایدار در خاک‌های آهنی فقیر ممکن نیست. زیرا تشکیل Fe-P در خاک‌های خنثی

جدول ۶- مقایسه میانگین اثر تیمارهای آزمایش بر اشکال معدنی فسفر در خاک SI در طول دوره انکوباسیون

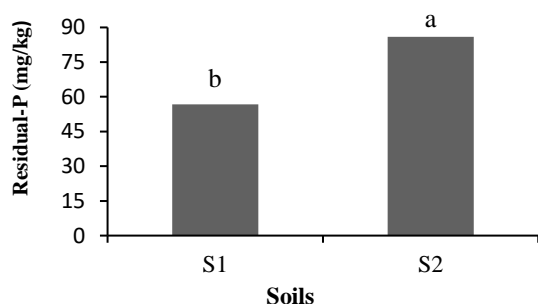
بعد از ۷ روز						تیمارهای آزمایش
Residual-P	Ca ₁₀ -P	Fe-P	Al-P	Ca ₈ -P	Ca ₂ -P	
۵۷b	۱۶۱/۷a	۹/۶b	۱۴/۴a	۲۵/۸a	۱۰/۵b	Cont
۵۵/۷b	۱۶۰/۳a	۹/۱b	۱۵/۴a	۲۵/۵a	۹/۶b	BC
۵۶b	۱۵۹/۳a	۱۰/۲b	۱۵/۳a	۲۷/۳a	۱۱/۵b	BC-RP
۶۳a	۱۴۶/۳b	۱۱/۳a	۱۲/۱b	۲۱/۹b	۱۵/۴a	BC-HCl-RP
۶۴a	۱۴۸/۳b	۱۱/۶a	۱۲/۲b	۲۲/۴b	۱۷/۵a	BC-H ₃ PO ₄ -RP
۵۷b	۱۶۲a	۸/۹b	۱۴/۲a	a۲۶/۵	۹/۶b	TSP
بعد از ۳۰ روز						تیمارهای آزمایش
Residual-P	Ca ₁₀ -P	Fe-P	Al-P	Ca ₈ -P	Ca ₂ -P	
۵۷b	۱۶۲/۲a	۹/۳b	۱۴/۴a	۲۵/۳b	۱۰/۸c	Cont
۵۴b	۱۶۴/۳a	۹/۷b	۱۴/۴a	۲۶/۶ab	۱۰/۸c	BC
۵۶b	۱۶۰/۳a	۹/۷b	۱۵/۳a	۲۸/۳a	۱۵/۳b	BC-RP
۶۹a	۱۲۳/۶b	۸/۳b	۹/۴c	۱۶/۷c	۳۹/۲a	BC-HCl-RP
۶۸a	۱۲۴b	۷/۶b	۸/۸c	۱۷/۸c	۴۳a	BC-H ₃ PO ₄ -RP
۵۴b	۱۶۴a	۱۱/۹b	۱۲/۸b	۲۷ab	۱۵/۳b	TSP
بعد از ۶۰ روز						تیمارهای آزمایش
Residual-P	Ca ₁₀ -P	Fe-P	Al-P	Ca ₈ -P	Ca ₂ -P	
۶۰b	۱۵۹b	۹/۳a	۱۴/۴a	۲۵/۸b	۹/۶c	Cont
۵۶b	۱۶۱b	۹/۷a	۱۵/۴a	۲۷/۱b	۱۰/۳c	BC
۵۶b	۱۷۳a	۹/۷a	۱۵/۳a	۳۰/۹a	۱۸/۲b	BC-RP
۷۸a	۱۰۹/۳c	۸/۳a	۷/۴c	۱۲/۳c	۴۶/۴a	BC-HCl-RP
۸۱a	۱۰۶c	۷/۹a	۷/۸c	۱۲/۸c	۴۳/۹a	BC-H ₃ PO ₄ -RP
۵۸b	۱۶۷a	۹/۹a	۱۲/۸b	۲۷b	۸/۶c	TSP

جدول ۷- مقایسه میانگین اثر تیمارهای آزمایش بر اشکال معدنی فسفر در خاک S2 در طول دوره انکوباسیون

بعد از ۷ روز						
Residual-P	Ca ₁₀ -P	Fe-P	Al-P	Ca ₈ -P	Ca ₂ -P	تیمارهای آزمایش
۸۵b	۱۳۳/۵a	۷/۵b	۱۰/۳a	۴۶/۰a	۱۹/۵b	Cont
۸۷b	۱۳۷a	۷/۳b	۱۰/۴a	۴۴/۹a	۱۸/۶b	BC
۸۷b	۱۳۳a	۶/۸b	۱۰/۳a	۴۵/۴a	۱۷/۹b	BC-RP
۹۴a	۱۳۵/۲	۱۰/۴a	۷/۷b	۴۰/۶a	۲۷/۴a	BC-HCl-RP
۹۶a	۱۳۶a	۱۱/۳a	۷/۷b	۴۱/۱a	۲۹a	BC-H ₃ PO ₄ -RP
۸۷b	۱۳۲/۶a	۶/۲b	۹/۷a	۴۵a	۲۰/۴b	TSP
بعد از ۳۰ روز						
۸۵b	۱۳۶/۲a	۷/۵a	۱۰/۳b	۴۴/۶b	۱۸/۴c	Cont
۸۷b	۱۳۳/۲a	۷/۳a	۱۰/۴b	۵۳/۲a	۱۷/۹c	BC
۸۷b	۱۳۳/۳a	۶/۸a	۱۰/۳b	۴۶/۳b	۲۵/۷b	BC-RP
۹۸a	۱۰۱/۳b	۸/۴a	۵/۷c	۲۴/۵c	۳۶/۳a	BC-HCl-RP
۱۰۱a	۱۱۳/۳b	۸/۳a	۴/۷c	۲۶/۹c	۳۸a	BC-H ₃ PO ₄ -RP
۸۷b	۱۳۶/۳a	۷/۲a	۱۲a	۴۹/۹ab	۱۶/۷c	TSP
بعد از ۶۰ روز						
۸۶b	۱۳۵/۴a	۷/۵a	۱۱/۱b	۴۶/۳b	۲۰/۲c	Cont
۸۷b	۱۳۹a	۷/۳a	۱۲/۴ab	۴۹/۲b	۱۸cd	BC
۸۷b	۱۳۷/۴a	۶/۸a	۱۱/۳b	۴۷/۴b	۲۷/۴b	BC-RP
۱۰۲a	۸۷/۳b	۹/۴a	۳/۷c	۱۷/۴c	۴۴a	BC-HCl-RP
۱۰۶a	۸۳/۲b	۹/۳a	۲/۷c	۱۸/۳c	۴۶a	BC-H ₃ PO ₄ -RP
۸۷b	۱۳۵/۵a	۷/۲a	۱۳/۵a	۵۷/۴a	۱۵d	TSP

BC: بیوجار معمولی سیب-انگور، BC-RP: کمپلکس بیوجار-خاک فسفات، BC-HCl-RP: کمپلکس بیوجار اسیدی-خاک فسفات، BC-H₃PO₄-RP: کمپلکس بیوجار اسیدی-خاک فسفات، TSP: سوپرفسفات تریپل. حروف متفاوت نشان دهنده تفاوت معنی‌دار آماری (P<0.01) است.

اسیدی، افزایش مقدار فسفر باقیمانده در خاک آهکی در نتیجه کاربرد مواد آلی را به احیاء Fe³⁺ به Fe²⁺ و افزایش حلالیت آهن و متعاقباً به افزایش آهن قابل تبادل بعد از انکوباسیون خاک نسبت دادند.



شکل ۲- اثر اصلی نوع خاک بر مقدار فسفر باقیمانده خاک‌ها. S1 و S2 به ترتیب خاک با قابلیت هدایت الکتریکی ۲ و ۱۵ دسی‌زیمنس بر متر

توزیع شکل‌های فسفر تحت اثر تیمارهای مورد مطالعه

توزیع اشکال مختلف فسفر معدنی و فسفر قابل استفاده برای تیمارهای مختلف در شکل (۲) آورده شده است. توزیع شکل‌های فسفر در خاک S1 به صورت آپاتیت (۵۸٪) < فسفر باقیمانده (۲۰/۴٪) < اکتاکلسیم فسفات (۱۰/۲٪) < فسفات آلومینیوم (۵/۲٪) < دی‌کلسیم فسفات (۳/۸٪) < فسفات آهن (۳/۴٪) < فسفر قابل استفاده (۱/۴٪) بود. توزیع اشکال فسفر در اثر اعمال

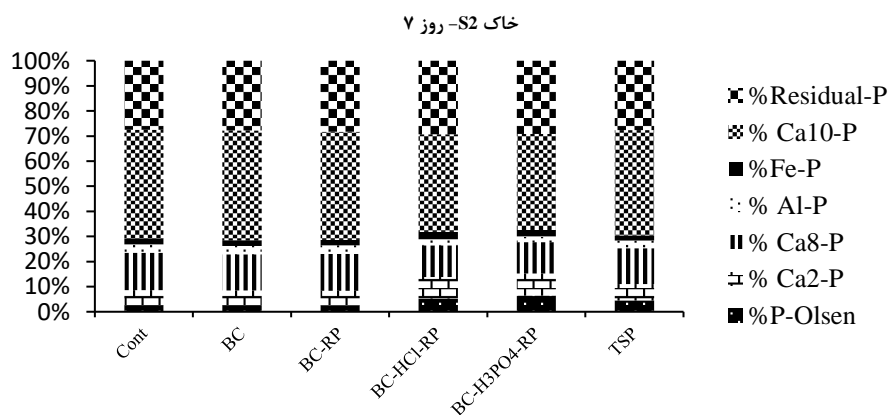
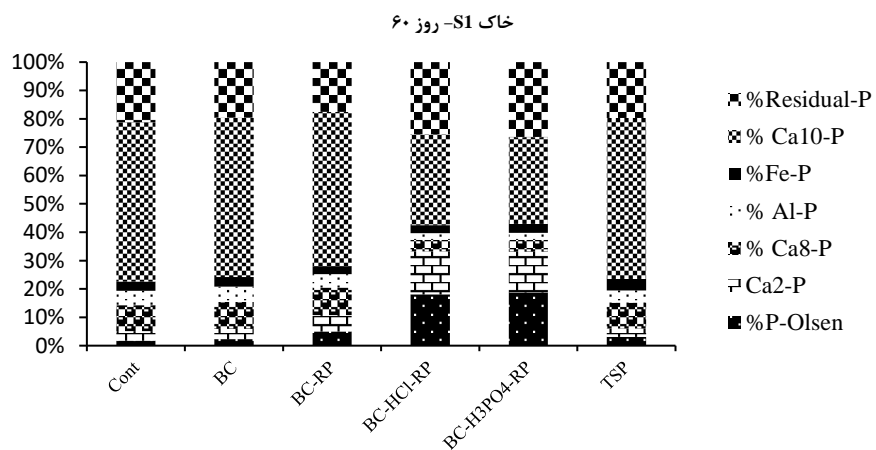
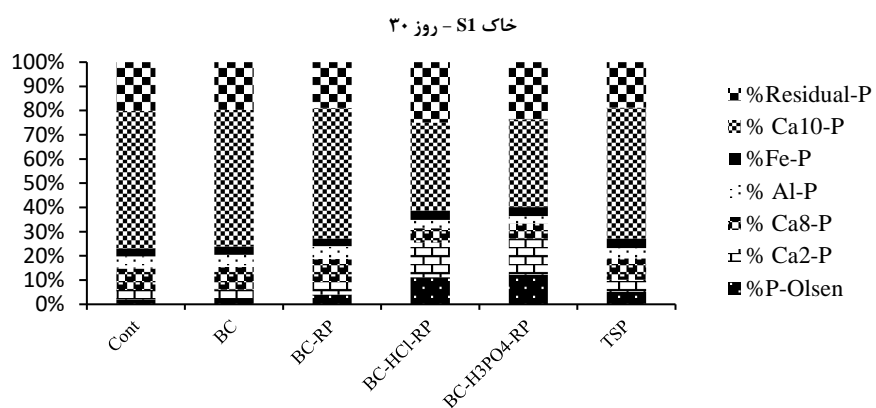
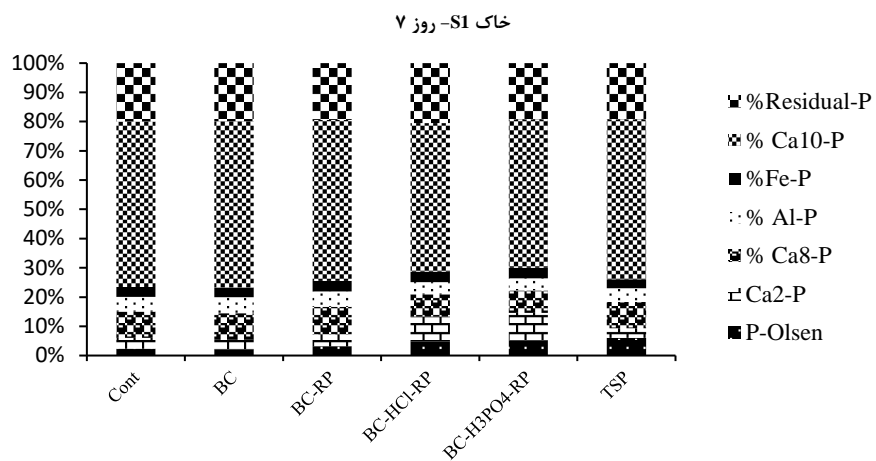
فسفر باقیمانده (Residual-P)

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان می‌دهد که اثر اصلی خاک، تیمار و اثر متقابل خاک و تیمار بر جزء باقیمانده فسفر معنی‌دار (P<0.01) بود. فسفر باقیمانده خاک S1 و S2 در تیمار شاهد به ترتیب ۵۷ و ۸۵/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم به دست آمد که به ترتیب ۲۰/۴ و ۲۸/۲ درصد فسفر کل خاک‌ها را تشکیل داد. اعمال بیوجارهای غنی شده مقدار فسفر باقیمانده خاک‌ها را به طور معنی‌دار افزایش داد. در بین خاک‌های مورد مطالعه نیز اختلاف معنی‌دار در مقدار فسفر باقیمانده مشاهده شد (شکل ۲). Sharma و Scherer (2002) در بررسی تأثیر انواع مواد آلی (۵ و ۱۰ تن در هکتار کود دامی، ۱۲/۲۵، ۲۴/۵ و ۴۹ تن در هکتار کمپوست، ۱/۸۶، ۳/۷۲ و ۷/۴۴ تن در هکتار لجن فاضلاب) بر جزءبندی فسفر، کاهش معنی‌دار جزء باقیمانده در همه تیمارها برخلاف سایر اجزاء فسفر را گزارش کردند به استثناء در تیمارهای مصرف ۱۲/۲۵ تن کمپوست و ۱/۸۶ تن لجن فاضلاب که به ترتیب منجر به افزایش ۸۲ و ۶۹ درصدی در جز باقیمانده فسفر شدند. Mackenzie و Zhang (۱۹۹۷) دلیل کاهش مقدار جزء باقیمانده را تشکیل کانیهای ثانویه فسفات‌های آهن و آلومینیوم عنوان کردند. et al Abolfazli (۲۰۱۲) در بررسی اثر کودهای شیمیایی و آلی بر جزءبندی فسفر در خاک‌های آهکی و

و کود دامی را گزارش کردند. در بررسی تأثیر بیوجار و کودشیمیایی بر جزءبندی فسفر و عملکرد گندم در شرایط مزرعه-ای در یک خاک آهکی، فسفر باقیمانده (۰/۳۹) و آپاتیت (۰/۲۷) دارای بیشترین فراوانی نسبی بودند (Farrell et al., 2014). Jalali و Tabar (2011) در بررسی جزءبندی فسفر در طیف وسیعی از خاک‌های آهکی با بارندگی کمتر از ۳۰۰ میلی‌متر و با کاربری‌های متفاوت گزارش کردند آپاتیت و فسفر باقیمانده دارای بیشترین فراوانی نسبی بود. دلیل این امر را ماهیت و غالبیت CaCO_3 و همچنین اکسیدهای آهن در پیوند با فسفر در خاک‌های آهکی عنوان کردند.

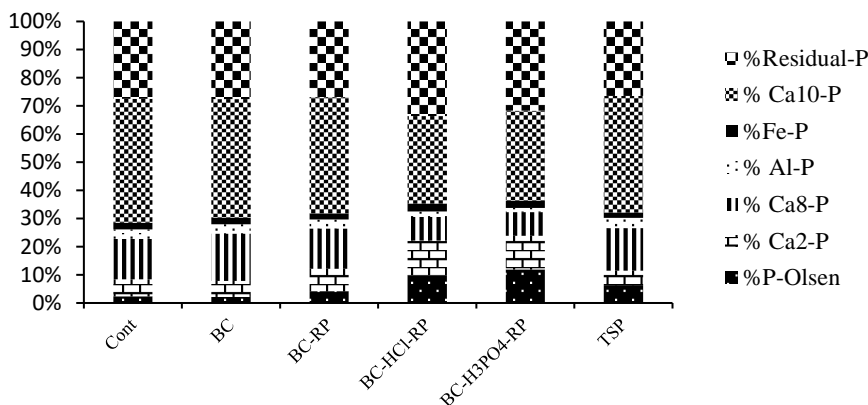
همبستگی شکل‌های مختلف فسفر با فسفر قابل دسترس خاک بر اساس نتایج مطالعات همبستگی بین اجزای مختلف فسفر، همبستگی مثبت و معنی‌دار بین فسفر اولسن با اجزاء معدنی $\text{Ca}_2\text{-P}$ ، Fe-P و Residual مشاهده شد. که می‌تواند بیانگر برگشت-پذیر بودن فسفر جذب شده توسط این اجزاء باشد. یا به عبارتی فسفر استخراج شده توسط عصاره‌گیر اولسن احتمالاً از این اجزاء معدنی آزاد می‌شود. ضریب همبستگی منفی بین فسفر اولسن و $\text{Ca}_8\text{-P}$ و $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ و عدم همبستگی معنی‌دار بین فسفر اولسن و Al-P می‌تواند بیانگر این باشد که این اجزاء معدنی فسفر در تامین فسفر قابل جذب گیاه در کوتاه مدت نقشی ندارند. Khorasgani et al. (2009) همبستگی مثبت و معنی‌دار بین فسفر اولسن با $\text{Ca}_2\text{-P}$ ، Fe-P و Al-P نشان داده و بیان کردند این اجزاء معدنی فسفر می‌تواند منبع اصلی فسفر قابل جذب گیاه در خاک‌های آهکی باشند. ضریب همبستگی مثبت و معنی‌دار بین $\text{Ca}_2\text{-P}$ با $\text{Ca}_8\text{-P}$ و Fe-P و فسفر باقیمانده نشان دهنده تعادل پویا و دینامیک بین اجزاء معدنی فسفر می‌باشد. Abolfazli et al. (۲۰۱۲) گزارش کردند در بین اجزاء معدنی فسفر، فقط فسفر باقیمانده با فسفر اولسن همبستگی مثبت ($r = 0/59$) و معنی‌دار ($P < 0.01$) داشت. نتایج Shen et al. (2011) نشان داد فسفر اولسن بطور معنی‌دار با $\text{Ca}_2\text{-P}$ و $\text{Ca}_8\text{-P}$ همبستگی داشت اما با آپاتیت ارتباط معنی‌دار نداشت. دلیل این امر را پایداری و غالبیت آپاتیت در خاک‌های آهکی بیان کردند. بالاترین ضریب همبستگی مربوط به P-Olsen و شکل $\text{Ca}_2\text{-P}$ بود که احتمالاً دلیل این امر حلالیت بالای دی‌کلسیم فسفات در مقایسه با دیگر شکل‌ها بوده است.

تیمارهای $\text{BC-H}_3\text{PO}_4\text{-RP}$ و BC-HCl-RP بعد از ۳۰ روز انکوباسیون، به‌طور میانگین به‌صورت آپاتیت (۰/۴۳) < باقیمانده (۰/۲۴) < دی‌کلسیم فسفات (۰/۱۷) < فسفر قابل استفاده (۰/۱۴) < اکتاکلسیم فسفات (۰/۷) < فسفات آهن (۰/۴/۵) < فسفات آلومینیوم (۰/۴) تغییر یافت. بعد از ۶۰ روز ترتیب اشکال فسفر معدنی به‌صورت آپاتیت (۰/۴۱) < باقیمانده (۰/۲۴) < فسفر قابل استفاده (۰/۲۵) < دی‌کلسیم فسفات (۰/۲۰) < اکتاکلسیم فسفات (۰/۵) < فسفات آهن (۰/۴) < فسفات آلومینیوم (۰/۳/۳) تغییر یافت. به‌عبارتی در نتیجه کاربرد بیوجارهای غنی‌شده بخش آپاتیت، اکتاکلسیم و فسفات آلومینیوم به دی‌کلسیم فسفات تبدیل شدند و قابلیت فراهمی فسفر بطور قابل ملاحظه‌ای افزایش یافت اما سایر تیمارهای آزمایش توزیع فسفر در خاک‌ها را تحت تأثیر قرار ندادند. ترتیب توزیع اشکال فسفر در خاک S_2 به‌صورت آپاتیت (۴۴/۲٪) < باقیمانده (۲۸/۲٪) < اکتاکلسیم فسفات (۱۶٪) < دی‌کلسیم فسفات (۶/۵٪) < فسفات آلومینیوم (۳/۴٪) < فسفات آهن (۲/۵٪) < فسفر قابل استفاده (۱/۶٪) بود. در اثر اعمال تیمارهای $\text{BC-H}_3\text{PO}_4\text{-RP}$ و BC-HCl-RP بعد از ۳۰ روز، به‌صورت آپاتیت (۰/۳۷) < باقیمانده (۰/۳۳) < دی‌کلسیم فسفات (۱۴/۵٪) < فسفر اولسن (۱۲/۴٪) < اکتاکلسیم فسفات (۱۴/۴٪) < فسفات آلومینیوم (۰/۲) < فسفات آهن (۳/۳٪) < تغییر یافت. کاهش درصد آپاتیت، اکتاکلسیم فسفات و فسفات آلومینیوم و افزایش درصد دی‌کلسیم فسفات و فسفر اولسن می‌تواند نشان دهنده افزایش قابلیت فراهمی فسفر باشد. در اثر اعمال بیوجارهای غنی‌شده بعد از ۶۰ روز انکوباسیون، برخلاف خاک S_1 ، توزیع اشکال فسفر در خاک S_2 نسبت به روز ۳۰ به‌صورت باقیمانده (۰/۳۳) < آپاتیت (۰/۳۷) < دی‌کلسیم فسفات (۱۴/۵٪) < فسفر اولسن (۱۲/۴٪) < اکتاکلسیم فسفات (۱۴/۴٪) < فسفات آلومینیوم (۰/۲) < فسفات آهن (۳/۳٪) < تغییر کرد. به‌طور کلی در همه تیمارها جزء آپاتیت و باقیمانده بیشترین سهم نسبی فسفر معدنی را به خود اختصاص دادند. در پژوهش انجام گرفته توسط Song et al. (2017) نسبت فراوانی اجزای مختلف فسفر در یک خاک آهکی را به‌صورت فسفر حبس شده در اکسید آهن (۴۸/۹۹-۴۶/۰۸) < فسفر پیوند شده با آهن (۱۹/۴-۱۷/۵) < فسفات‌های کلسیم (۱۷-۱۸/۶) < و فسفر در پیوند با آلومینیوم (۱۷-۱۵) نشان دادند. آنها افزایش معنی‌دار غلظت Ca-P ، Fe-P و Al-P در نتیجه کاربرد پیوسته (۴ سال) مواد آلی

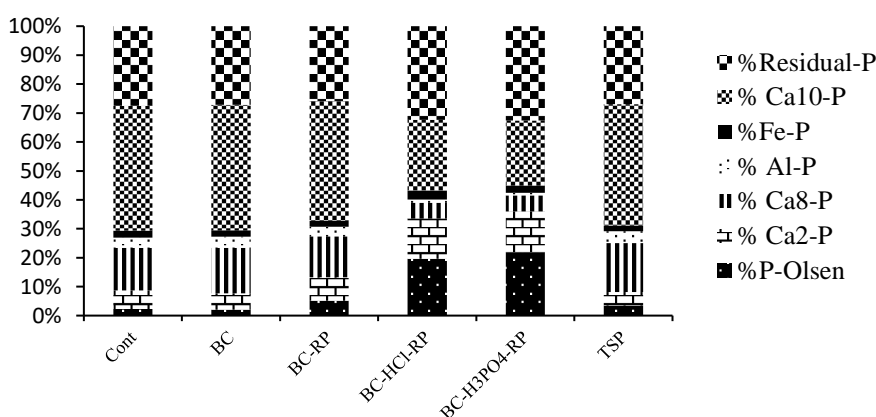


خاک S2 - ۳۰ روز

شکل ۳- توزیع نسبی شکل‌های فسفر معدنی حاصل از عصاره‌گیری متوالی در تیمارهای مختلف



خاک S2- روز ۶۰



ادامه شکل ۳- توزیع نسبی شکل‌های فسفر معدنی حاصل از عصاره‌گیری متوالی در تیمارهای مختلف

جدول ۸- ضریب همبستگی بین اجزاء مختلف فسفر معدنی در تیمارهای مورد استفاده

Ca ₁₀ -P	Fe-P	Al-P	Ca ₈ -P	Ca ₂ -P	P-Olsen	
-	-	-	-	-	۱	P-Olsen
-	-	-	-	۱	۰/۹۸**	Ca ₂ -P
-	-	-	۱	۰/۹۳**	-۰/۷۶**	Ca ₈ -P
-	-	۱	-۰/۳۷ ^{ns}	۰/۴۵ ^{ns}	۰/۴۱ ^{ns}	Al-P
-	۱	-۰/۵۱*	۰/۷۶**	۰/۵۴**	۰/۷۹**	Fe-P
۱	۰/۷۴**	-۰/۳۰ ^{ns}	۰/۹۵**	-۰/۷۳**	-۰/۷۵**	Ca ₁₀ -P
۰/۳۱ ^{ns}	-۰/۷۹**	-۰/۲۸ ^{ns}	-۰/۷۶**	۰/۸۲**	۰/۷۱**	Residual-P

ns، ** و * بی‌معنی، معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ و ۱٪ بترتیب

نتیجه‌گیری

HCl-RP بود به‌طوری‌که بعد از ۷ روز، به‌ترتیب سبب افزایش ۶۶ و ۴۶ درصدی مقدار دی کلسیم فسفات (Ca₂-P) در خاک S1 و افزایش ۴۸ و ۴۰ درصدی در خاک S2 نسبت به شاهد شد و این روند افزایشی تا آخر دوره انکوباسیون ادامه داشت. تیمار BC-RP در اوایل دوره انکوباسیون تأثیری در مقدار Ca₂-P خاک‌ها نداشت. اما بعد از ۳۰ روز، مقدار دی کلسیم فسفات هر دو خاک را به‌طور معنی‌دار افزایش داد. نتایج مطالعات همبستگی نشان داد که فسفر قابل جذب گیاه (فسفر اولسن) همبستگی مثبت و معنی‌دار با دی کلسیم فسفات، فسفر باقیمانده و فسفر پیوندشده با آهن و با اکتاکلسیم فسفات و آپاتیت همبستگی منفی و معنی‌دار داشت.

نتایج پژوهش نشان داد در اثر اعمال بیوچارهای غنی شده، pH خاک‌ها به‌طور ثابت و معنی‌دار ($P < 0.01$) کاهش یافت. همچنین قابلیت استفاده و حلالیت فسفر در خاک‌ها در طول دوره انکوباسیون بسته به نوع خاک به‌طور معنی‌دار افزایش نشان داد. با توجه به معضل مدیریت فسفر در خاک‌های آهکی و شور (بالا بودن pH خاک) چنین شیوه مدیریتی می‌تواند فراهمی فسفر را در خاک‌های آهکی و شور مناطق خشک و نیمه خشک در کوتاه مدت و بلند مدت افزایش دهد. در بین تیمارهای مورد مطالعه، بیشترین اثر مثبت مربوط به تیمارهای BC-H₃PO₄-RP و BC- و

به نتایج بهتر، تحقیقات گسترده گلخانه‌ای و مزرعه‌ای با در نظر گرفتن عوامل محیطی مختلف و شیوه‌های مدیریتی تحت شرایط رشد گیاه برای برون‌یابی این نتایج به شرایط مزرعه مورد نیاز است.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

- Abolfazli, F., Forghani, A., & Norouzi, M. (2012). Effects of phosphorus and organic fertilizers on phosphorus fractions in submerged soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 12(2), 349-362.
- 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.
- Agblevor, F. A., Beis, S., Kim, S. S., Tarrant, R., & Mante, N. O. (2010). Biocrude oils from the fast pyrolysis of poultry litter and hardwood. *Waste Management*, 30(2), 298-307.
- Akhtar, S. S., Andersen, M. N., & Liu, F. (2015). Biochar mitigates salinity stress in potato. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 201(5), 368-378.
- Bell, L. C., & Black, C. A. (1970). Transformation of Dibasic Calcium Phosphate Dihydrate and Octacalcium Phosphate in Slightly Acid and Alkaline Soils 1. *Soil Science Society of America Journal*, 34(4), 583-587.
- Cantrell, K. B., Hunt, P. G., Uchimiya, M., Novak, J. M., & Ro, K. S. (2012). Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource technology*, 107, 419-428.
- Ch'ng, H. Y., Ahmed, O. H., & Majid, N. M. A. (2014). Improving phosphorus availability in an acid soil using organic amendments produced from agroindustrial wastes. *The Scientific World Journal*, 2014.
- Chapman, H. D. (1965). Cation-exchange capacity 1. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, (methodsofsoilanb), 891-901.
- Chia, C. H., Singh, B. P., Joseph, S., Graber, E. R., & Munroe, P. (2014). Characterization of an enriched biochar. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 108, 26-34.
- Chimdi, A., Esala, M., & Ylivainio, K. (2014). Sequential fractionation patterns of soil phosphorus collected from different land use systems of Dire Inchine District, West Shawa Zone, Ethiopia. *American-Eurasian Journal of Scientific Research*, 9(3), 51-57.
- Cui, H. J., Wang, M. K., Fu, M. L., & Ci, E. (2011). Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. *Journal of Soils and Sediments*, 11(7), 1135.
- Dahlawi, S., Naeem, A., Rengel, Z., & Naidu, R. (2018). Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities. *Science of The Total Environment*, 625, 320-335.
- Farrell, M., Macdonald, L. M., Butler, G., Chirino-Valle, I., & Condron, L. M. (2014). Biochar and fertiliser applications influence phosphorus fractionation and wheat yield. *Biology and Fertility of Soils*, 50(1), 169-178.
- Gerdelidani, A. F., & Mirseyed Hosseini, H. M. (2018). Effects of sugar cane bagasse biochar and spent mushroom compost on phosphorus fractionation in calcareous soils. *Soil Research*, 56(2), 136-144.
- Guo, F., Yost, R. S., Hue, N. V., Evensen, C. I., & Silva, J. A. (2000). Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1681-1689.
- Halford, I. C. R. (1979). Evaluation of Soil Phosphate Buffering Indices, *Australian Journal Soil Research*. 17. 495-504 .
- Hinsinger, P., Brauman, A., Devau, N., Gérard, F., Jourdan, C., Laclau, J. P. & Plassard, C. (2011). Acquisition of phosphorus and other poorly mobile nutrients by roots. Where do plant nutrition models fail?. *Plant and Soil*, 348(1-2), 29.
- 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.
- Iyamuremye, F., Dick, R. P., & Baham, J. (1996). Organic amendments and phosphorus dynamics: I. Phosphorus chemistry and sorption. *Soil Science*, 161(7), 426-435.
- Jalali, M., & Tabar, S. S. (2011). Chemical fractionation of phosphorus in calcareous soils of Hamedan, western Iran under different land use. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174(4), 523-531.
- Jun, W. A. N. G., Wen-Zhao, L. I. U., Han-Feng, M. U., & Ting-Hui, D. A. N. G. (2010). Inorganic phosphorus fractions and phosphorus availability in a calcareous soil receiving 21-year superphosphate application. *Pedosphere*, 20(3), 304-310.
- Khorasgani, M. N., Shariatmadari, H., & Atarodi, B. (2009). Interrelation of Inorganic Phosphorus Fractions and Sorghum-Available Phosphorus in

- Calcareous Soils of Southern Khorasan. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40(15-16), 2460-2473.
- Kloss, S., Zehetner, F., Dellantonio, A., Hamid, R., Ottner, F., Liedtke, V., Soja, G. (2012). Characterization of slow pyrolysis biochars: effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 990-1000.
- Klute, A. (1986). Methods of soil analysis, part 1 physical and mineralogical methods, Arnold Klute ed. *Agronomy*. 9, (part 1).
- Lambers, H., Raven, J. A., Shaver, G. R., & Smith, S. E. (2008). Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(2), 95-103.
- Lashari, M. S., Ye, Y., Ji, H., Li, L., Kibue, G. W., Lu, H., ... & Pan, G. (2015). Biochar-manure compost in conjunction with pyroligneous solution alleviated salt stress and improved leaf bioactivity of maize in a saline soil from central China: a 2-year field experiment. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95(6), 1321-1327.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). Biochar for environmental management: an introduction. In *Biochar for environmental management* (pp. 33-46). Routledge.
- Mahmoud, E., Ibrahim, M., Abd El-Rahman, L., & Khader, A. (2019). Effects of Biochar and Phosphorus Fertilizers on Phosphorus Fractions, Wheat Yield and Microbial Biomass Carbon in Vertic Torrfluvents. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 50(3), 362-372.
- Murphy, J. A. M. E. S., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica chimica acta*, 27, 31-36.
- Nelson, D. W., & Sommers, L. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter 1. *Methods of Soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, (methodsofsoilan2), 539-579.
- Nelson, R.E. (1982). Carbonate and gypsum. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (eds), *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madis, WI, USA. pp. 181-197
- Nugues, M. M., & Roberts, C. M. (2003). Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. *Coral Reefs*, 22(4), 507-516.
- Opala, P. A., Okalebo, J. R., & Othieno, C. O. (2012). Effects of organic and inorganic materials on soil acidity and phosphorus availability in a soil incubation study. *ISRN Agronomy*, 2012.
- Pierzynski, G. M., Logan, T. J., & Traina, S. J. (1990). Phosphorus chemistry and mineralogy in excessively fertilized soils: Solubility equilibria. *Soil Science Society of America Journal*, 54(6), 1589-1595.
- Qadir, M., Schubert, S., Ghafoor, A., & Murtaza, G. (2001). Amelioration strategies for sodic soils: a review. *Land Degradation & Development*, 12(4), 357-386.
- Samadi, A., & Gilkes, R. J. (1998). Forms of phosphorus in virgin and fertilised calcareous soils of Western Australia. *Soil Research*, 36(4), 585-602.
- Scherer, H., & Sharma, S. (2002). Phosphorus fractions and phosphorus delivery potential of a luvisol derived from loess amended with organic materials. *Biology and Fertility of Soils*, 35(6), 414-419.
- Shariatmadari, H., Shirvani, M., & Dehghan, R. A. (2007). Availability of organic and inorganic phosphorus fractions to wheat in toposequences of calcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38(19-20), 2601-2617.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J., & Bain, W. R. (1993). Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils. *Soil Science Society of America Journal*, 57(4), 1131-1137.
- Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., ... & Zhang, F. (2011). Phosphorus dynamics: from soil to plant. *Plant physiology*, 156(3), 997-1005.
- Sohi, S., Loez-Capel, E., Krull, E., & Bol, R. (2009). Biochar's roles in soil and climate change: A review of research needs. *CSIRO Land and Water Science Report*, 5(09), 1-57.
- 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.
- Sui, Y., Thompson, M. L., & Shang, C. (1999). Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5), 1174-1180.
- Uygur, V., & Karabatak, I. (2009). The effect of organic amendments on mineral phosphate fractions in calcareous soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(3), 336-345.
- Valzano, F. P., Greene, R. S. B., Murphy, B. W., Rengasamy, P., & Jarwal, S. D. (2001). Effects of gypsum and stubble retention on the chemical and physical properties of a sodic grey Vertosol in western Victoria. *Soil Research*, 39(6), 1333-1347.
- Wang, T., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., & Bishop, P. (2012). Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. *Plant and Soil*, 357(1-2), 173-187.
- Wong, V. N., Dalal, R. C., & Greene, R. S. (2010). Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: a laboratory incubation. *Applied Soil Ecology*, 41(1), 29-40.
- 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.

Yang, X., & Post, W. M. (2011). Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. *Biogeosciences*, 8(10), 2907-2916.

Zhang, T. Q., & MacKenzie, A. F. (1997). Changes of phosphorous fractions under continuous corn production in a temperate clay soil. *Plant and Soil*, 192(1), 133-139.