Research Article

Agricultural Engineering., 49(1) (2026) 63 - 83

ISSN (P): 2588-526X

DOI: 10.22055/agen.2026.52264.1813

ISSN (E): 2588-5944

Effect of Iron-Loaded Tea Waste Biochar on DTPA-Extractable Iron in Soil and Iron Concentration in the Aerial Parts of Sorghum (*Sorghum bicolor*)

F. Taleshian Jeloudar[1], M. Baranimotlagh[*2], S.K. Hassaninejad-Darzi[3] and F. Sadeghzadeh[4]

1. Ph.D. Student, Department of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran.
2. Associate Professor, Department of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran.
3. Associate Professor, Department of Basic Sciences, Analytical Chemistry, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran.
4. Associate Professor, Department of Soil Science, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Sari, Iran.

Received: 01 April 2026 Accepted: 06 June 2026 *Corresponding Author: mbarani2002@yahoo.com

Abstract

Introduction Iron deficiency is a major nutritional problem in calcareous soils because high pH and carbonate content reduce Fe solubility and limit its uptake by plants. Although synthetic chelates such as Fe-EDDHA are effective in improving Fe deficiency, their high cost and limited sustainability have encouraged the search for alternative Fe sources. Iron-loaded biochar has attracted attention as a slow-release amendment due to its porous structure, high surface area, and reactive functional groups. In addition, converting agricultural wastes into biochar provides an environmentally sound strategy for recycling residues and improving soil fertility. Therefore, this study was conducted to identify a suitable biomass for preparing Fe-loaded biochar and to compare its effect with Fe-EDDHA on soil Fe availability and Fe concentration in sorghum grown in calcareous soil.

Materials and Methods Tea waste was collected from Lahijan, Guilan Province, and citrus residues including lemon, orange, and bitter orange were collected from Babol, Mazandaran Province, Iran. The biomasses were washed, oven-dried, ground, and sieved to less than 2 mm. Biochar was produced by slow pyrolysis at 450°C for 2 h with a heating rate of 10°C min^{-1}. The biochars were then crushed and sieved to obtain particles of 0.5-1 mm. Iron loading was performed by wetness impregnation method using FeSO4.7H2O solution containing 1000 mg L^{-1} Fe(II) at a solid-to-solution ratio of 1:50 and pH 6. The suspension was stirred for 8 h, filtered, dried, and calcined at 600°C for 1 h. To select the best biochar, total Fe and DTPA-extractable Fe were measured, and tea-waste biochar was selected for further study. An incubation experiment was carried out as a factorial in a completely randomized design with three replications. Treatments included control, Fe-loaded biochar at 10 mg Fe kg^{-1} soil, and Fe-EDDHA at 10 mg Fe kg^{-1} soil, sampled after 3, 360, and 720 h. DTPA-extractable Fe was measured at each time. A greenhouse experiment was also conducted in a completely randomized factorial design with three replications. The first factor was foliar application at two levels: distilled water and Fe-

© 2026 The Author(s). Published by Shahid Chamran University of Ahvaz. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

EDTA at 3%. The second factor was soil Fe application including 0, 5, and 10 mg Fe kg^{-1} from Fe-loaded biochar or Fe-EDDHA. Sorghum was grown in 5 kg soil pots under greenhouse conditions. After four months, shoot Fe concentration and post-harvest soil DTPA-extractable Fe were determined. Data were analyzed using SAS software, and means were compared by LSD at the 5% level.

Results and Discussion Among the tested feedstocks, tea-waste biochar had the highest total Fe content, about 373 mg kg^{-1}, and was therefore selected as the superior biochar. The results also showed that pyrolysis reduced DTPA-extractable Fe compared with the original biomasses, indicating transformation of Fe into more stable and less soluble forms during biochar production. In the incubation experiment, soil Fe treatment, incubation time, and their interaction had significant effects on DTPA-extractable Fe at the 1% probability level. Both Fe-loaded biochar and Fe-EDDHA increased soil Fe availability compared with the control. In the Fe-loaded biochar treatment, DTPA-extractable Fe increased by about 3.1%, 13%, and 30% over the control after 3, 360, and 720 h, respectively. In the Fe-EDDHA treatment, the corresponding increases were about 12.5%, 58%, and 86%. These results indicate that Fe-EDDHA was more effective in maintaining Fe in a readily available form in the short term, whereas Fe-loaded biochar showed a slower but progressive release pattern. In the greenhouse experiment, foliar application, soil Fe source, and their interaction significantly affected shoot Fe concentration and soil DTPA-extractable Fe. The lowest shoot Fe concentration was observed in the untreated control 126 mg kg^{-1}. Soil application of Fe-loaded biochar increased shoot Fe concentration to 169.39 and 280 mg kg^{-1} at 5 and 10 mg Fe kg^{-1}, respectively. The corresponding values for Fe-EDDHA were 205 and 270 mg kg^{-1}. Foliar Fe-EDTA further improved plant Fe status in all treatments. The highest shoot Fe concentration, 321 mg kg^{-1}, was recorded in the treatment receiving 10 mg Fe kg^{-1} as Fe-loaded biochar plus foliar Fe-EDTA. Soil DTPA-extractable Fe after harvest ranged from 3.18 to 5.49 mg kg^{-1}, with the highest value also observed in the same treatment. These findings suggest that Fe-loaded biochar can act as a slow-release Fe source and that its combined use with foliar Fe application enhances both soil Fe availability and plant Fe nutrition

Conclusion The results showed that tea waste is a suitable feedstock for producing Fe-loaded biochar. Although Fe-EDDHA was more effective in rapidly increasing DTPA-extractable Fe in calcareous soil, Fe-loaded tea-waste biochar significantly improved both soil Fe availability and Fe concentration in sorghum, especially at the higher application rate. The combined use of Fe-loaded biochar and foliar Fe-EDTA produced the best overall response. Therefore, Fe-loaded tea-waste biochar can be considered a promising and sustainable amendment for improving Fe nutrition in calcareous soils and reducing dependence on synthetic Fe chelates.

Acknowledgment The content presented in this paper has been extracted from the doctoral dissertation of Ms. Fatereh Taleshian Jeloudar. The authors gratefully acknowledge support from the Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources (9613474141).

Key words: Calcareous soil, DTPA-extractable Fe, Iron-loaded biochar, Tea-waste biochar

مقاله پژوهشی

تأثیر بیوچار تفاله چای بارگذاری‌شده با آهن بر آهن قابل‌استخراج (DTPA) در خاک و غلظت آهن در اندام هوایی سورگوم (*Sorghum bicolor*)

فاطره طالشیان جلودار[۱]، مجتبی بارانی مطلق*[۲]، سید کریم حسنی نژاد درزی [۳] و فردین صادق زاده [۴]

۱- دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. گرگان. ایران
۲- دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. گرگان. ایران
۳- دانشیار گروه علوم پایه، شیمی تجزیه، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل. بابل. ایران
۴- دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری. ساری. ایران

تاریخچه مقاله

دریافت: ۱۴۰۵/۰۱/۱۲

پذیرش نهایی: ۱۴۰۵/۰۳/۱۶

کلمات کلیدی:
آهن قابل‌استخراج با DTPA،
بیوچار تفاله چای،
بیوچار بارگذاری‌شده با آهن،
خاک آهکی

* عهده دار مکاتبات
Email: mbarani@gau.ac.ir

چکیده

کمبود آهن در خاک‌های آهکی دلیل pH بالا و تثبیت سریع آهن، یکی از محدودیت‌های اصلی تولید گیاهان زراعی است. این پژوهش با هدف تهیه و ارزیابی بیوچار باگذاری شده با آهن و مقایسه آن با کلات سکوسترین (Fe-EDDHA) انجام شد. بیوچار از تفاله چای و پسماند مرکبات (لیموترش، پرتقال و نارنج) در دمای ٤٥٠°C (گرماکافت آهسته) تولید و سپس با روش تلقیح آبی بامحلول ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر سولفات آهن در pH=6 بارگذاری و در دمای ٦٠٠ °C تکلیس شد. بیوچار برتر بر اساس آهن کل و آهن قابل استخراج با DTPA انتخاب گردید. سپس یک آزمایش انکوباسیون فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار شامل شاهد، بیوچار آهن دار و سکوسترین (۱۰ mg Fe kg^{-1}) در سه زمان ۳، ۳٦۰ و ۷۲۰ ساعت انجام و آهن قابل استخراج با DTPA اندازه‌گیری شد. همچنین آزمایش گلخانه‌ای فاکتوریل با دو سطح محلول‌پاشی (شاهد و Fe-EDTA سه در هزار) و منابع/مقادیر آهن خاکی (۱۰ mg Fe kg^{-1}، ٥ و ۰) از سکوسترین یا بیوچار آهن‌دار روی سورگوم اجرا شد و پس از ٤ ماه، آهن اندام هوایی و آهن قابل استفاده خاک تعیین گردید. نتایج نشان داد بیوچار تفاله چای به‌دلیل آهن کل بسیار بالاتر حدود ۳۷۳ میلی‌گرم آهن بر کیلوگرم نسبت به بیوچارهای مرکبات انتخاب شد. در انکوباسیون، هر دو منبع آهن موجب افزایش آهن قابل استخراج با DTPA شدند، به‌طوری‌که در تیمار BI10 افزایش نسبت به شاهد از حدود ۳/۱٪ (۳

ساعت) به ۳۰٪ (۷۲۰ ساعت) رسید، در حالی‌که تیمار Seq10 افزایش بیشتری (تا ۸۶٪ در ۷۲۰ ساعت) نشان داد. در گلخانه، اثر محلول‌پاشی، کاربرد خاکی و اثر متقابل آن‌ها بر آهن اندام هوایی و آهن قابل استفاده خاک معنی‌دار بود؛ بیشترین آهن اندام هوایی و آهن قابل استفاده خاک در تیمار بیوچار ۱۰ میلی‌گرم آهن بر کیلوگرم همراه با محلول‌پاشی S10BIEF) EDTA) با مقادیر به‌ترتیب۳۲۱ و ۵/۴۹ میلی‌گرم آهن بر کیلوگرم خاک مشاهده شد. به‌طور کلی، اگرچه سکوسترین در افزایش سریع‌تر آهن قابل استفاده مؤثرتر بود، بیوچار تفاله چای بارگذاری‌شده با آهن به‌ویژه در ترکیب با محلول‌پاشیFe-EDTA به‌عنوان گزینه‌ای پایدار توانست فراهمی آهن خاک و وضعیت تغذیه‌ای آهن سورگوم را بهبود دهد.

مقدمه

آهن (Fe) یکی از عناصر غذایی کم‌مصرف ضروری برای گیاهان است که نقش بسیار مهمی در متابولیسم، رشد و عملکرد گیاه ایفا می‌کند. آهن در ساختار بسیاری از آنزیم‌ها و پروتئین‌های انتقال‌دهنده الکترون شرکت دارد و کمبود آن به‌سرعت موجب اختلالات فیزیولوژیکی شدید در گیاه می‌شود (Marschner, 2012) این عنصر به‌طور مستقیم در فرآیند فتوسنتز دخالت داشته و جزء اصلی پروتئین‌های زنجیره انتقال الکترون مانند فردوکسین، سیتوکروم‌ها و پروتئین‌های آهن–سولفور است. همچنین آهن برای سنتز کلروفیل ضروری است، هرچند در ساختار مولکولی کلروفیل حضور مستقیم ندارد (Taiz et al., 2015). آهن در بسیاری از آنزیم‌های درگیر در تنفس سلولی، به‌ویژه در میتوکندری، نقش کلیدی دارد. سیتوکروم‌های تنفسی که انتقال الکترون و تولید ATP را کنترل می‌کنند، بدون حضور آهن قادر به عملکرد مناسب نیستند (Briat et al., 2015). اگرچه آهن یکی از فراوان‌ترین عناصر موجود در خاک است، اما در بسیاری از خاک‌ها، به‌ویژه خاک‌های آهکی و قلیایی، به فرم‌های نامحلول تبدیل شده و قابلیت جذب آن برای گیاه کاهش می‌یابد. در چنین شرایطی، گیاهان با ترشح ترکیبات کلات‌کننده در ناحیه ریزوسفر تلاش می‌کنند آهن را قابل جذب سازند (Römheld, 1978). کمبود آهن در خاک‌های آهکی سبب کاهش رشد، افت فتوسنتز، کاهش عملکرد و کیفیت محصول می‌شود و در بسیاری از محصولات زراعی و باغی با کاهش وزن خشک و اختلال در رشد رویشی همراه است (Rout and Saho., 2015).

در سال‌های اخیر استفاده از اصلاح‌کننده‌های کربنی، به‌ویژه بیوچار، به‌عنوان روشی مؤثر برای بهبود حاصلخیزی خاک و افزایش فراهمی عناصر غذایی مورد توجه قرار گرفته است. بیوچار ماده‌ای کربنی و متخلخل است که از پیرولیز زیست‌توده در شرایط کمبود اکسیژن تولید می‌شود و به‌دلیل سطح ویژه بالا، ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد و پایداری مناسب در خاک، می‌تواند به‌عنوان بستری مناسب برای نگهداری و آزادسازی تدریجی عناصر غذایی عمل کند (Lehmann and Joseph, 2015). بارگذاری بیوچار با عناصر غذایی از جمله آهن، رویکردی نوین برای افزایش کارایی آن در تأمین عناصر غذایی کم مصرف در خاک‌های آهکی محسوب می‌شود(Wang et al., 2020). یکی از روش‌های کارآمد در این زمینه، روش تلقیح آبی یا روش دو مرحله‌ای برای بارگذاری آهن بر روی بیوچار است. در این روش، بیوچار ابتدا به‌صورت مستقل تولید شده و سپس آهن از طریق محلول آبی بر سطح و درون ساختار آن تثبیت می‌شود. این روش با فراهم کردن امکان

کنترل بهتر مقدار آهن، یکنواختی توزیع و افزایش پایداری آن در ساختار بیوچار، نسبت به‌روش‌های تک‌مرحله‌ای برتری دارد (Leng et al., 2019). پس از تولید، انکوباسیون بیوچار بارگذاری‌شده با آهن در خاک می‌تواند موجب برقراری تعادل بین فاز جامد بیوچار و محیط خاک شود. طی این فرآیند، واکنش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی مختلفی رخ می‌دهد که باعث تثبیت تدریجی آهن، کاهش آبشویی آن و تنظیم سرعت آزادسازی برای گیاه می‌شود (Agegnehu et al., 2017). ساختار متخلخل بیوچار و حضور گروه‌های عاملی اکسیژنه مانند کربوکسیل و هیدروکسیل موجب می‌شود آهن به‌صورت کمپلکس‌های پایدار بر سطح آن نگه داشته شده و به‌تدریج در اختیار گیاه قرار گیرد (Joseph et al., 2021). مطالعات لی و همکاران (Li et al., 2022) نشان داد که بیوچار غنی‌شده با آهن، فراهمی این عنصر در ریزوسفر و تجمع آن در اندام هوایی را افزایش می‌دهد. وانگ و همکاران (Wang et al., 2021) نیز گزارش کردند کاربرد این بیوچار در خاک‌های آهکی موجب بهبود شاخص SPAD و کارایی فتوسنتزی می‌شود. در همین راستا، سان و همکاران (Sun et al., 2022) در پژوهش بر روی گندم، برنج و گوجه‌فرنگی بیان داشتند که این ترکیب با افزایش فعالیت آنزیم فریک‌کلات ردوکتاز ریشه، انتقال آهن به اندام هوایی و سنتز کلروفیل را بهبود بخشیده که منجر به ارتقای هدایت روزنه‌ای، نرخ تعرق و نهایتاً افزایش زیست‌توده می‌گردد. همچنین نتایج آن‌ها نشان داد که این بهبود وضعیت تغذیه‌ای، مستقیماً با افزایش وزن خشک و رشد رویشی گیاه در خاک‌های آهکی مرتبط است. افزون بر اثرات تغذیه‌ای، بیوچار بارگذاری‌شده با افزایش کربن آلی پایدار و تحریک فعالیت میکروارگانیسم‌ها جهت تولید سیدروفور، چرخه زیستی و فراهمی آهن در خاک را بهبود می‌بخشد (Joseph et al., 2021).

با توجه به گسترش خاک‌های آهکی و قلیایی در ایران و فراهمی پایین عنصر آهن به‌دلیل پدیده تثبیت و رسوب، گیاهان همواره با تنش کمبود این عنصر مواجه هستند؛ لذا استفاده از رویکردهای کارآمد، مقرون‌به‌صرفه و سازگار با محیط‌زیست ضرورتی اساسی دارد. در این راستا، کاربرد بیوچارهای بارگذاری شده با آهن به عنوان روشی نوین مطرح است. بهره‌گیری از پسماند تفاله چای به عنوان یک بستر کربنی غنی از گروه‌های عاملی جهت تولید کلات زیستی (Bio-chelate) است. این مطالعه نه تنها به دنبال مدیریت بهینه پسماندهای آلی است، بلکه برای نخستین بار کارایی این نوع بیوچار بارگذاری شده را به عنوان جایگزینی پایدار و ارزان قیمت برای کلات‌های مصنوعی و گران قیمت که صرفه اقتصادی ندارند، ارزیابی می‌کند .بر این اساس، هدف از این تحقیق، بررسی تأثیر بیوچار تفاله چای بارگذاری‌شده بر مقدار آهن قابل‌استخراج (DTPA) خاک و غلظت آهن در اندام هوایی سورگوم (*Sorghum bicolor*) بود.

مواد و روش‌ها

تولید بیوچار

تفاله چای(Tea Waste) به عنوان زیست‌توده برای تولید بیوچار از یک کارخانه چای در شهرستان لاهیجان در استان گیلان تهیه شد. همچنین تفاله لیموترش، پرتقال و نارنج از باغ‌های مرکبات واقع در شهرستان بابل در استان مازندران تهیه شدند.

زیست‌توده‌ها ابتدا چندین مرتبه با آب مقطر شسته و سپس در آون خشک شده، آنگاه خرد و از الک ۲ میلی متر عبور داده شد. سپس در داخل کوره الکتریکی (مدل EF-1200, Manufactured) با اکسیژن محدود در دمای ۴۵۰ درجه سلسیوس، با متوسط سرعت افزایش دمای ۱۰ درجه سلسیوس بر دقیقه و به مدت دو ساعت گرما کافت آهسته شد. بیوچار تولید شده خرد و سپس به‌ترتیب از الک‌های ۱ و ۰/۵ میلی‌متر عبور داده شدند. ذرات بیوچار بین ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر در ظروف سربسته نگه‌داری و برای آزمایش‌های بعدی استفاده شدند (Khater et al., 2024)

تهیه بیوچار بارگذاری شده با آهن

بارگذاری بیوچار با آهن به‌روش تلقیح آبی[1] یا روش دو مرحله‌ای صورت گرفت.

جرم معینی از بیوچار با حجم مشخصی از محلول سولفات آهن فرو ($FeSO_4.7H_2O$) با غلظت ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر آهن (II) با نسبت ۱:۵۰ وزنی/حجمی تلقیح و pH سوسپانسیون بر روی ۶ (با اسید سولفوریک) تنظیم شد. به منظور افزایش و گسترش ترتیب یکنواخت یون‌های آهن به درون ساختار زغال‌ها، نمونه‌ها در مدت زمان ۸ ساعت با هم زن مغناطیسی هم زده شدند. سپس زغال‌های تلقیح شده فیلتر شده و در آون خشک شدند. سپس در داخل کوره الکتریکی در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس با متوسط سرعت افزایش دمای ۱۰ درجه سلسیوس بر دقیقه و به مدت یکساعت تکلیس شدند. انتخاب این دما با هدف افزایش پایداری بارگذاری آهن، کاهش نشت آهن و تولید یک اصلاح‌کننده پایدار برای کاربرد در خاک انجام گرفت. فرآورده نهایی چندین مرتبه با آب دیونیزه و اتانول شستشو داده شد و سپس در آون خشک شد (Wang et al., 2024).

تعیین بیوچار برتر

به منظورتعیین بیوچار منتخب ، مقدار آهن بارگیری شده با بیوچارهای تهیه شده از زیست توده‌های مختلف و نیز مقدار آهن قابل استخراج با DTPA اندازه‌گیری شد تا از میان آن‌ها بیوچار با بیشترین ظرفیت بارگیری ، برای ادامه آزمایش‌ها و انجام کشت گلخانه‌ای انتخاب شود. مقدار آهن بارگیری شده پس از خاکستر نمودن نمونه‌ها در دمای ۵۵۰ سلسیوس در کوره الکتریکی و سپس هضم با محلول ۲ مولار HCl با دستگاه جذب اتمی (مدل PerkinElmer) تعیین شد (Hu et al., 2023). آهن قابل عصاره‌گیری با DTPA نیز با روش لیندزی و نورول (Lindsay and Norvell, 1978) اندازه‌گیری شد.

تعیین ویژگی‌های زیست‌توده و بیوچار

درصد عملکرد بیوچار با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد (رابطه ۱):

$$\text{درصد عملکرد بیوچار (۱)} = \frac{\text{جرم آون خشک بیوچار } (g)}{\text{جرم آون خشک زیست توده خام } (g)} \times 100$$

برای محاسبه محتوی خاکستر، بیوچار در دمای ۵۵۰ درجه‌ی سلسیوس در کوره الکتریکی خاکستر شد. پس از سرد شدن کوره به دمای اتاق، خاکستر تولید شده توزین و درصد خاکستر با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد (Cui et al., 2020) (رابطه ۲).

$$\text{درصد خاکستر بیوچار (۲)} = \frac{\text{جرم خاکستر } (g)}{\text{جرم خشک بیوچار } (g)} \times 100$$

برای تعیین pH وEC زیست‌توده و ،بیوچار از نسبت ۱:۱۰ آب مقطر به وزن ماده خشک استفاده شد (Huang et al., 2019)

برای تجزیه عنصری زیست‌توده و بیوچار، هر یک از نمونه‌های خاکستر با افزودن محلول HCl هضم و سپس با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف شد (Hu et al., 2015). آنگاه غلظت پتاسیم در عصاره ها با دستگاه فلیم فتومتر (Labtron- LFP-A10، ساخت انگلستان)، فسفر با استفاده ازروش اسید اسکوربیک و با دستگاه اسپکتروفتومتر (Shimadzu UV-1800 UV-Vis، ساخت آلمان) و غلظت کلسیم، منیزیم، آهن، منگنز، مس و روی با استفاده از دستگاه طیف سنج جذب اتمی (Perkin Elmer، ساخت امریکا) اندازه گیری شدند. کربن آلی قابل اکسایش نیز با استفاده از روش والکی–بلک و ظرفیت تبادل کاتیونی زیست‌توده و بیوچار با روش اصلاح شده استات آمونیوم نرمال (pH=7) اندازه گیری شد (Peiris et al., 2019).

1- Incipient wetness impregnation method or Two- step method

برای بررسی مورفولوژی سطح، ساختار و شکل بلوری از دستگاه میکروسکوپ الکترون روبشی (SEM) (مدل EVO 15، ساخت آلمان)، و نیز مطالعه گروه‌های عامل یا پیوندهای شیمیایی نمونه‌ها از دستگاه FTIR (مدل RX1، ساخت آلمان)استفاده شد.

نمونه برداری خاک و تعیین ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن

یک نمونه خاک از منطقه زیرکشت استان مازندران انتخاب و پس از خشک و کوبیده شدن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن با روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. بافت خاک به‌روش هیدرومتری، pH در نسبت ۱:۲ خاک به آب، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره‌ی اشباع، کربن آلی به وسیله‌ی اکسیداسیون با پتاسیم دی کرومات، نیتروژن کل به‌روش کجلدال، فسفر قابل جذب به‌روش اولسن، پتاسیم قابل استفاده خاک با استات آمونیوم، کربنات کلسیم معادل به‌روش خنثی‌سازی با اسید و تیتراسیون با سود، ظرفیت تبادل کاتیونی با جانشینی کاتیون‌ها با استات سدیم، رطوبت اشباع (SP) خاک به‌روش وزنی، رطوبت ظرفیت زراعی (FC) با استفاده از دستگاه صفحه فشاری و عناصر کم مصرف با DTPA-TEA تعیین شدند (Peiris et al., 2019).

آزمایش انکوباسیون

به منظور بررسی اثر بیوچار منتخب بر فراهمی آهن در خاک، یک آزمایش انکوباسیونی به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار انجام شد. فاکتور اول کاربرد خاکی آهن در ۳ سطح شامل ۱- شاهد (بدون کاربرد بیوچار) با علامت اختصاری (C)، ۲- تیمار بیوچار بارگزاری شده با آهن به میزان ۱۰ میلی‌گرم آهن در کیلوگرم خاک با علامت اختصاری (BI10)، ۳- تیمار سکوسترین آهن به میزان ۱۰ میلی‌گرم آهن در کیلوگرم خاک با علامت اختصاری (Seq10)، فاکتور دوم زمان در سه سطح ، ۳ ساعت، ۳۶۰ ساعت (۱۵ روز) و ۷۲۰ ساعت (۳۰ روز) بودند. نمونه‌های خاک تیمارشده (۳۰۰ گرم خاک) در دمای ۱± ۲۲ درجه سلسیوس و رطوبت ظرفیت زراعی به‌مدت ۳۰ روز انکوباسیون شدند و رطوبت نمونه‌ها روزانه به‌روش توزین مورد بررسی قرار گرفتند. بدین منظور برای حفظ رطوبت خاک در حد ظرفیت مزرعه، در طول دوره خوابانیدن، نمونه‌ها وزن و به مقدار کافی آب مقطر به نمونه‌ها اضافه شد. پس از رسیدن رطوبت به حد مناسب، نمونه‌ها به خوبی مخلوط شده و به ظروف پلاستیکی درب دار مناسب (پوشانده شده با پارافیلم) که دارای منافذ کافی برای برقراری تهویه باشند انتقال یافتند و خاک‌ها هر هفته نیز قبل از آبیاری به خوبی مخلوط شدند. در شروع سه دوره زمانی ۳ ساعت، ۳۶۰ ساعت (۱۵ روز) و ۷۲۰ ساعت (۳۰ روز) پس از خواباندن، نمونه‌ای از هر تیمار (حدود ۱۰ گرم خاک مرطوب) برای تعیین قابلیت استفاده آهن خاک به‌روش لیندزی و نورول (Lindsay and Norvell, 1978) DTPA برداشته شد. همزمان رطوبت وزنی نمونه‌ها با خشک نمودن جرم مشخصی (مثلا ۵ گرم) از نمونه در دمای ۱۰۵ درجه به مدت ۲۴ ساعت تعیین شده و تمام محاسبات بر اساس رطوبت جرمی انجام شد.

Table 1- Some physical and chemical properties of the soil used.

value	Unit	Property	value	Unit	property	Value	Unit	Property
12.3	(Cmolc kg^{-1})	CEC	5	(mg kg^{-1})	P_{ava}	لوم	-	Texture
						Loam		
36	%	%SP	280	(mg kg^{-1})	K_{ava}	7.51	-	(1:2) pH
14.7	%	FC	6.2	(mg kg^{-1})	Fe_{ava}	0.86	(dS m^{-1})	EC
			0.4	(mg kg^{-1})	Cu_{ava}	0.91	%	OC
			0.41	(mg kg^{-1})	Zn_{ava}	37	%	CCE
			0.88	(mg kg^{-1})	Mn_{ava}	0.06	%	TN

آزمایش گلخانه‌ای

به منظور بررسی اثر بیوچار بارگیری شده با آهن بر فراهمی آهن در خاک و نیز غلظت آهن در اندام هوایی گیاه سورگوم، یک آزمایش گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار انجام شد. فاکتور اول برگ‌پاشی آهن در دو سطح (محلول پاشی با آب مقطر به عنوان شاهد و محلول پاشی با محلول Fe-EDTA با غلظت ۳ در هزار) و فاکتور دوم کاربرد خاکی آهن در ۳ سطح شامل: ۱- شاهد بدون کاربرد آهن ۲- کاربرد خاکی آهن در سه سطح ۰، ۵ و ۱۰ میلی‌گرم آهن بر کیلوگرم خاک از منبع سکوسترین FeEDDHA (Seq) و ۳- کاربرد خاکی آهن در سه سطح ۰، ۵ و ۱۰ میلی‌گرم آهن بر کیلوگرم خاک از منبع بیوچار بارگیری شده با آهن. واحدهای آزمایشی گلدان‌های پلاستیکی حاوی ۵ کیلوگرم خاک بود. به هر گلدان اوره، سوپرفسفات تریپل، سولفات منگنز، سولفات مس و سولفات روی به عنوان منابع تأمین کننده نیتروژن، فسفر، منگنز، مس و روی قبل از کاشت بر اساس آزمون خاک اضافه شد. علاوه بر نیتروژن اضافه شده قبل از کشت، کود اوره یک بار یک ماه پس از کشت و بار دیگر در زمان وارد شدن گیاه به فاز زایشی به صورت سرک به خاک گلدان‌ها اضافه شد. گلدان‌ها به رطوبت ظرفیت مزرعه (FC) رسانیده شده و ۲ روز بعد از آن نسبت به کاشت بذر اقدام شد. سپس تعداد ۱۰ عدد بذر سورگوم رقم اسپید فید در عمق ۲ cm کاشته که پس از سبز شدن و استقرار کامل و گذشت دو هفته (مرحله ۴ برگچه‌ای)، تعداد بوته‌ها به ۳ عدد در هر گلدان تقلیل یافت. جهت حذف اثرات محیطی در طول دوره رشد جای گلدان‌ها دو بار در هفته به‌صورت تصادفی تغییر داده شد. عملیات آبیاری و وجین علف‌های هرز با دست انجام شد. رطوبت خاک گلدان‌ها در طول دوره رشد گیاه در حدود ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه به‌روش وزنی تأمین شد. محلول‌پاشی آهن با غلظت سه در هزار و در مرحله هشت برگی سورگوم و در غروب آفتاب انجام شد تا جذب محلول بهتر صورت گیرد و تبخیر محلول به حداقل برسد. به منظور افزایش مدت زمان ماندگاری ترکیب محلول‌پاشی شده بر روی بوته‌ها از ماده ای چسباننده و مومی (مویان) با نسبت ۰/۵ درصد حجمی استفاده شد (Saha et al., 2019).

تجزیه نمونه‌های گیاهی پس از برداشت

پس از پایان دوره رشد رویشی گیاه (۴ ماه)، گیاهان برداشت شده و سپس نمونه‌های گیاهی به‌مدت ۷۲ ساعت در دمای ۶۵ درجه سلسیوس در خشک کن تهویه دار تا رسیدن به‌وزن ثابت خشک شدند. نمونه‌ها پودر شده و پس از هضم نمونه‌های گیاهی به‌روش هضم خشک، غلظت آهن به‌وسیله دستگاه جذب اتمی تعیین شد.

اندازه‌گیری آهن قابل استفاده در خاک

بعد از برداشت گیاهان از خاک گلدان‌ها نمونه همگنی تهیه شد. سپس مقدار آهن قابل استفاده خاک به‌روش DTPA استخراج شد (۲۵).

تجزیه‌های آماری

داده‌های به دست آمده به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملا تصادفی با ۳ تکرار و با استفاده از نرم افزار SAS نسخه ۹/۴ (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) تجزیه شد. مقایسه میانگین‌ها در سطح اطمینان ۵ درصد با استفاده از آزمون LSD انجام شد.

نتایج و بحث

تعیین بیوچار برتر

مقدار آهن کل در زیست‌توده و بیوچار تهیه شده از سه تیمار نارنج، چای، پرتقال و لیمو ترش به‌روش هضم تر اندازه‌گیری شده و نمونه چای به‌دلیل آهن بیشتر نسبت به سایر تیمارها به عنوان تیمار اصلی در این پژوهش انتخاب شد. نتایج در جدول ۳ آمده است. با توجه نتایج جدول ۲، مقدار آهن کل در بیوچار چای ($mg\ kg^{-1}$ ۳۷۳) در مقایسه با

بیوچارهای حاصل از نارنج ($45/6$ mg kg^{-1})، پرتقال (55mg kg^{-1}) و لیموترش ($13/7$ mg kg^{-1}) به‌طور قابل توجهی بیشتر است. این مقدار بالاتر آهن نشان می‌دهد که بیوچار چای می‌تواند به‌عنوان منبع مناسب‌تری برای تأمین آهن در خاک مورد استفاده قرار گیرد. نتایج حاصل از ارزیابی محتوای آهن در زیست‌توده و بیوچار نشان داد که فرآیند پیرولیز موجب تغییرات قابل‌توجهی در رفتار و سرنوشت آهن در نمونه‌های مختلف شد. در برخی تیمارها، به‌ویژه چای و نارنج، کاهش نسبی غلظت آهن مشاهده شد که این روند می‌تواند ناشی از تغییر فرم شیمیایی آهن و تبدیل آن به ترکیبات معدنی پایدار طی فرآیند پیرولیز باشد. مطالعات نشان داده‌اند که در دماهای بالای پیرولیز، عناصر معدنی از جمله آهن ممکن است با ترکیبات سیلیکاتی و فسفاتی واکنش داده و به فازهای معدنی پایدارتر تبدیل شوند که استخراج آن‌ها با روش‌های متداول اسیدی دشوارتر است (Pituello et al., 2015). همچنین بخشی از عناصر معدنی ممکن است همراه با خاکسترهای ریز و مواد فرار از سیستم خارج شوند که این موضوع می‌تواند در کاهش غلظت برخی عناصر نقش داشته باشد (Tomczyk et al., 2020). در مقابل، افزایش محسوس آهن در بیوچار پرتقال را می‌توان با اثر تغلیظ عناصر معدنی ناشی از کاهش جرم زیست‌توده در اثر خروج مواد آلی فرار توضیح داد. در طی فرآیند پیرولیز، بخش عمده‌ای از سلولز، همی‌سلولز و ترکیبات آلی فرار تجزیه می‌شوند و در نتیجه وزن نهایی ماده کاهش یافته و غلظت نسبی عناصر معدنی باقی‌مانده افزایش می‌یابد (Wang et al., 2020). این روند در بسیاری از بیوچارهای گیاهی گزارش شده و به نوع زیست‌توده اولیه و شرایط پیرولیز وابسته است (Ippolito et al., 2020). بنابراین مشاهده هم‌زمان کاهش آهن در برخی نمونه‌ها و افزایش آن در نمونه پرتقال با رفتار شناخته‌شده عناصر معدنی در طی پیرولیز مطابقت دارد. کاهش قابل‌توجه آهن قابل‌استخراج به‌روش DTPA در بیوچارها نسبت به زیست‌توده اولیه نشان می‌دهد که فرآیند پیرولیز می‌تواند فراهمی زیستی آهن را کاهش دهد. در زیست‌توده خام، بخش قابل‌توجهی از آهن در قالب کمپلکس‌های آلی و فرم‌های نسبتاً محلول حضور دارد که به‌خوبی توسط عامل کلات‌کننده DTPAاستخراج می‌شوند، اما طی پیرولیز این ترکیبات آلی تخریب شده و آهن به فرم‌های معدنی پایدارتر تبدیل می‌شود (Houben et al., 2013). در داده‌های حاضر نیز زیست‌توده چای با مقدار ۵۹/۷ میلی گرم بر کیلوگرم بیشترین آهن قابل‌استخراج را نشان داد و پس از آن زیست‌توده نارنج، لیموترش و پرتقال قرار گرفتند که این اختلاف می‌تواند ناشی از تفاوت در ترکیب معدنی و ساختار لیگنوسلولزی مواد اولیه باشد .در مقابل، پس از تبدیل زیست‌توده به بیوچار، مقدار آهن قابل‌استخراج به‌طور محسوسی کاهش یافت؛ به‌طوری که مقدار آهن قابل‌استخراج در بیوچار چای به حدود ۱۱/۱۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در بیوچارهای نارنج، پرتقال و لیموترش به‌ترتیب به حدود ۱/۳۷، ۱/۶۵ و ۰/۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم رسید. این کاهش نشان می‌دهد که طی فرآیند پیرولیز، بخش قابل‌توجهی از آهن به فرم‌های معدنی پایدارتر و کم‌محلول‌تر تبدیل شده و قابلیت استخراج آن توسط محلول‌های کلات‌کننده کاهش یافته است(Pituello et al., 2015). یکی از مهم‌ترین دلایل کاهش آهن قابل‌استخراج، افزایش pH بیوچار در اثر تجمع خاکسترهای معدنی طی پیرولیز است که می‌تواند حلالیت آهن را کاهش داده و باعث رسوب آن به شکل هیدروکسیدها و اکسیدهای کم‌محلول شود (Mukherjee and Zimmerman, 2013). علاوه بر این، در دماهای بالاتر پیرولیز، آهن ممکن است به اکسیدهای کریستالی پایداری مانند هماتیت و مگنتیت تبدیل شود که قابلیت استخراج آن‌ها توسط DTPA محدود است همچنین ساختار متخلخل و سطح ویژه بالای بیوچار می‌تواند سبب جذب و تثبیت یون‌های فلزی شده و تحرک آن‌ها را در محیط کاهش دهد (Pituello et al., 2015).

Table 2. Total iron and DTPA-extractable Fe contents in the biomasses and their derived biochars

DTPA extractable Fe (mg kg $^{-1}$)	Total Fe (mg kg^{-1})	Treatment
59.7	398	Tea biomass
19.5	130	Bitter orange biomass
3.27	21.8	Orange biomass
7.30	48.7	Lemon biomass
11.19	373	Tea biochar
1.37	45.6	Bitter orange biochar
1.65	55	Orange biochar
0.41	13.7	Lemon biochar

ویژگی‌های زیست‌توده و بیوچار

نتایج نشان داد تفاله چای دارای ۴۴/۳۷ درصد کربن ، ۵/۶۷ درصد هیدروژن و ۲/۰۸ درصد نیتروژن بود. نسبت هیدروژن به کربن و همچنین نیتروژن به کربن به‌ترتیب برابر با ۱/۵۲ و ۰/۰۳۵ بود که این مقادیر برای تفاله چای با ساختار لیگنوسلولزی طبیعی قابل انتظار است مقدار نسبتاً بالای هیدروژن و حضور گروه‌های عاملی اکسیژنه نظیر کربوکسیل و هیدروکسیل نشان‌دهنده غالب بودن ساختارهای آلیفاتیک در اجزایی مانند سلولز، همی‌سلولز و لیگنین است (Leng et al., 2019). همچنین مقدار نسبتاً بالای نیتروژن می‌تواند ناشی از حضور ترکیبات نیتروژن‌دار طبیعی موجود در تفاله چای از جمله پروتئین‌ها و آلکالوئیدها باشد (Wang et al, 2020). در مقابل، بیوچار حاصل دارای ۶۰/۷۹ درصد کربن، ۲/۶۷ درصد هیدروژن و ۲/۹۹ درصد نیتروژن بود و نسبت هیدروژن به کربن آن به ۰/۵۲ کاهش یافت. این روند نشان‌دهنده وقوع واکنش‌های دهیدراتاسیون، دکربوکسیلاسیون و آروماتیزاسیون طی پیرولیز و تشکیل ساختارهای آروماتیک پایدارتر است (Weber and Quicker, 2018). کاهش نسبت هیدروژن به کربن معمولاً به افزایش آروماتیسیته و پایداری بیشتر بیوچار در خاک نسبت داده می‌شود (Leng et al., 2019). افزایش جزئی نسبت نیتروژن به کربن نیز می‌تواند ناشی از تغلیظ ترکیبات نیتروژنی پایدار در ساختار بیوچار باشد (Wang et al., 2020) مقادیر pH و EC پس از پیرولیز تغییر اندکی داشتند؛ به‌طوری‌که pH از ۵/۹۲ به ۵/۸۹ و EC از ۱/۷۱ به ۱/۶۸ کاهش یافت. این نتایج نشان می‌دهد که بخشی از املاح محلول در ساختار کربنی تثبیت شده‌اند و پیرولیز تغییر شدیدی در واکنش‌پذیری کلی ماده ایجاد نکرده است (Ippolito et al., 2020). همچنین مقادیر کلسیم و منیزیم اندکی کاهش یافت، در حالی‌که منگنز افزایش نشان داد که احتمالاً ناشی از تغلیظ نسبی عناصر معدنی پس از کاهش ماده آلی طی فرآیند حرارتی است (Zhang et al., 2013). روی و مس نیز کاهش یافتند که می‌تواند به تغییر گونه‌بندی و کاهش قابلیت استخراج‌پذیری این عناصر در بیوچار مربوط باشد .فسفر کاهش و پتاسیم تقریباً ثابت باقی ماند که نشان‌دهنده رفتار متفاوت این عناصر طی پیرولیز است؛ پتاسیم عمدتاً در خاکستر باقی می‌ماند، در حالی‌که بخشی از فسفر ممکن است در فازهای کم‌تحرک‌تر تثبیت شود (wang et al., 2024) همچنین ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)از ۱۴/۴۴ به ۱۵/۷۴ افزایش یافت که می‌تواند ناشی از تشکیل گروه‌های عاملی سطحی و افزایش بارهای منفی در ساختار بیوچار باشد (Blanco-Canqui, 2021). بیوچار حاصل از تفاله چای دارای عملکرد نسبتاً بالایی معادل ۳۸/۴ درصد و خاکستر ۱۸ درصد بود که نشان‌دهنده توانایی مناسب این زیست‌توده در حفظ کربن و تمرکز عناصر معدنی طی فرآیند پیرولیز است. مطالعات نشان داده‌اند که زیست‌توده‌های غنی از لیگنین و مواد معدنی معمولاً عملکرد بیوچار بیشتری تولید می‌کنند و پایداری حرارتی بالاتری دارند (Lee et al., 2019).

Table 3. Selected properties of tea biomass and biochar

value	Unit	Property	value	Unit	Property
	Biochar			**Tea Biomass**	
60.79	%	C	44.37	%	C
2.67	%	H	5.67	%	H
2.99	%	N	2.08	%	N
34.71	%	OC	38.61	%	OC
1.42	%	N	1.306	%	N
0.1	%	P	0.17	%	P
0.325	%	K	0.33	%	K
0.69	%	Ca	0.77	%	Ca
0.09	%	Mg	0.093	%	Mg
33.1	mg kg $^{-1}$	Zn	40.6	mg kg $^{-1}$	Zn
584	mg kg $^{-1}$	Mn	518	mg kg $^{-1}$	Mn
26	mg kg $^{-1}$	Cu	26.8	mg kg $^{-1}$	Cu
15.74	Cmolc kg^{-1}	CEC	14.99	Cmolc kg^{-1}	CEC
5.89	-	pH	5.92	-	pH
1.68	dS/m	EC	1.71	dS/m	EC
38.4	%	عملکرد			
18	%	خاکستر			

بررسی آنالیز میکروسکوپ میکروسکوپ الکترونی روبشی (FESEM) قبل از بارگذاری آهن

ریخت‌شناسی زیست‌توده چای (A) در شکل ۱ نشان‌دهنده ساختاری نامنظم و عمدتاً توده‌ای است که از تجمع ذرات با اشکال نامنظم و سطوح نسبتاً صاف تشکیل شده است (Lehmann and Joseph, 2015). وجود ذرات درشت‌تر با لبه‌های زاویه‌دار در کنار ذرات ریزتر بیانگر ساختار لیگنوسلولزی زیست‌توده خام است که هنوز تحت فرآیند حرارتی تخریب کامل قرار نگرفته است (Yang et al., 2007). خلل و فرج مشاهده‌شده در تصویر عمدتاً محدود و بین‌ذره‌ای هستند که ناشی از آرایش فیزیکی الیاف و اجزای سلولی گیاه می‌باشد و تخلخل واقعی درون‌ذره‌ای محسوب نمی‌شوند (Downie et al., 2009). یکنواخت نبودن اندازه ذرات و نبود شبکه متخلخل توسعه‌یافته نشان می‌دهد که زیست‌توده خام دارای سطح ویژه نسبتاً کمی است (Mukherjee and Zimmerman, 2013). این نوع ساختار معمولاً فعالیت جذب سطحی محدودی داشته و رفتار آن بیشتر تحت تأثیر ترکیبات آلی ناپایدار نظیر سلولز و همی‌سلولز قرار دارد (Keiluweit et al., 2010) شکل B مربوط به بیوچار سنتزشده از زیست‌توده چای است که دارای ساختاری متراکم‌تر و سطحی فعال‌تر می‌باشد. این ویژگی به تشکیل ساختارهای آروماتیک و باقی‌ماندن گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار بر سطح بیوچار مرتبط است (Libra et al., 2011). زبری سطح و ناهمگنی مورفولوژیکی مشاهده‌شده در تصاویرSEM ، پتانسیل بالای بیوچار برای برهم‌کنش‌های سطحی و جذب یون‌ها و عناصر مختلف را نشان می‌دهد (Zhao et al., 2013). گروه‌های عاملی نظیر هیدروکسیل، کربوکسیل و کربونیل که طی فرآیند کربونیزاسیون بر سطح بیوچار باقی می‌مانند، نقش مهمی در افزایش واکنش‌پذیری سطحی و ظرفیت جذب این ماده ایفا می‌کنند (Funke and Ziegler, 2010). در مجموع، ویژگی‌های ساختاری و مورفولوژیکی مشاهده‌شده نشان می‌دهد که بیوچار می‌تواند ماده‌ای مناسب برای کاربردهای زیست‌محیطی و کشاورزی، از جمله اصلاح خاک و افزایش قابلیت نگهداری عناصر غذایی و فلزات باشد (Libra et al., 2011).

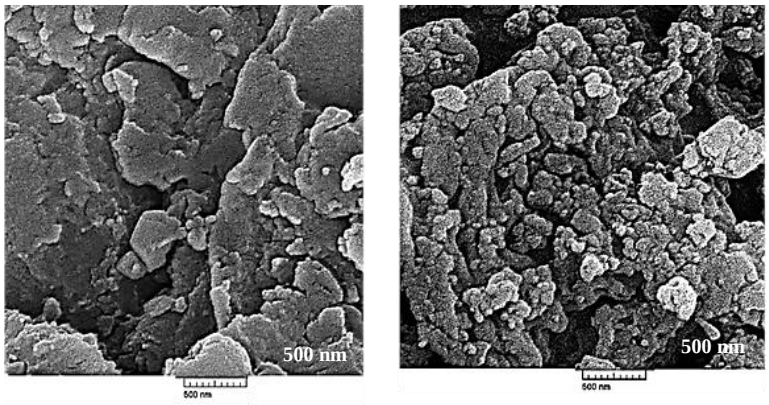


Figure 1- FESEM image of tea biomass samples (A), tea biochar (B) before iron loading.

آنالیز طیف سنج مادون قرمز (FTIR) قبل از بارگذاری آهن

با توجه به شکل ۲ (A) که مربوط به زیست‌توده چای است باند پهن مشاهده شده در ناحیه $۳۴۳۰cm^{-1}$ به ارتعاش کششی گروه‌های عاملی هیدروکسیل تعلق دارد. همچنین پیک مشاهده شده در دو ناحیه cm^{-1} ۲۸۵۰ و ۲۹۲۰ مربوط به ارتعاش کششی پیوندهای C-H آلیفاتیک بوده و نشان دهنده زنجیره‌های هیدروکربنی و لیگنین موجود در ساختار چای می‌باشد. باندهای مشاهده شده ناحیه $۱۴۰۰–۱۴۵۰cm^{-1}$ مربوط به گروه‌های عاملی COO^- و C-H هستند که حضور گروه اسیدهای آلی و گروه‌های جانبی لیگنین و سلولز را نشان می‌دهد و پایه‌ای برای ظرفیت تبادل یونی فراهم می‌کند. پیک ایجاد شده در ناحیه $۱۰۰۰–۱۱۰۰cm^{-1}$ ارتعاش پیوندهای C-O و C-O-C حضور الکل‌ها، اترها و پلی ساکاریدها را نشان می‌دهد که در جذب آب نقش بسیار مهمی دارند (Lehmann and Joseph, 2015). ارتعاش کششی گروه‌های عاملی هیدروکسیدی در بیوچار تلقیح آبی (B) در محدوده cm^{-1} ۳۴۳۲ هنوز قابل مشاهده است که نشان دهنده حفظ گروه‌های هیدروکسیل پس از فرایند پیرولیز است. این گروه‌ها در جذب آب و یون‌ها نقش اساسی دارند (Ippolito et al., 2020). پیک‌های C-H در محدوده ۲۸۵۵–۲۹۲۵ کمی جابجا شده و شدت آن کاهش یافته است که بیانگر حضور گروه‌های آلیفاتیک و افزایش درجه حالت آروماتیک ناشی از پیرولیز می‌باشد (Keiluweit et al., 2010). پیک قوی در حدود cm^{-1} ۱۷۳۵مربوط به ارتعاش کششی C=H (کربونیل) است که نشان دهنده تشکیل اسیدهای کربوکسیلیک و استرها است و نقش مهمی را در ظرفیت تبادل کاتیونی و تعامل با فلزات بارگذاری شده مانند آهن دارد (Coates, 2006). باندهای cm^{-1} ۱۴۰۰–۱۴۵۰ و cm^{-1} ۱۰۰۰– ۱۱۰۰ حضور گروه‌های اکسیژن دار سطحی مانند COO^- را تایید می‌کندکه سبب جذب عناصر غذایی و تبادل یونی بهتر می‌شود (Tan et al., 2015). باند ضعیف در ناحیه $۵۰۰–۶۰۰cm^{-1}$ باند ضعیفی از پیوند اکسیژن ب آعن مشاهده می‌شودو بیانگر بارگذاری موفق آهن روی بیوچار سنتز شده به‌روش تلقیح آبی می‌باشد (Xu et al., 2013).

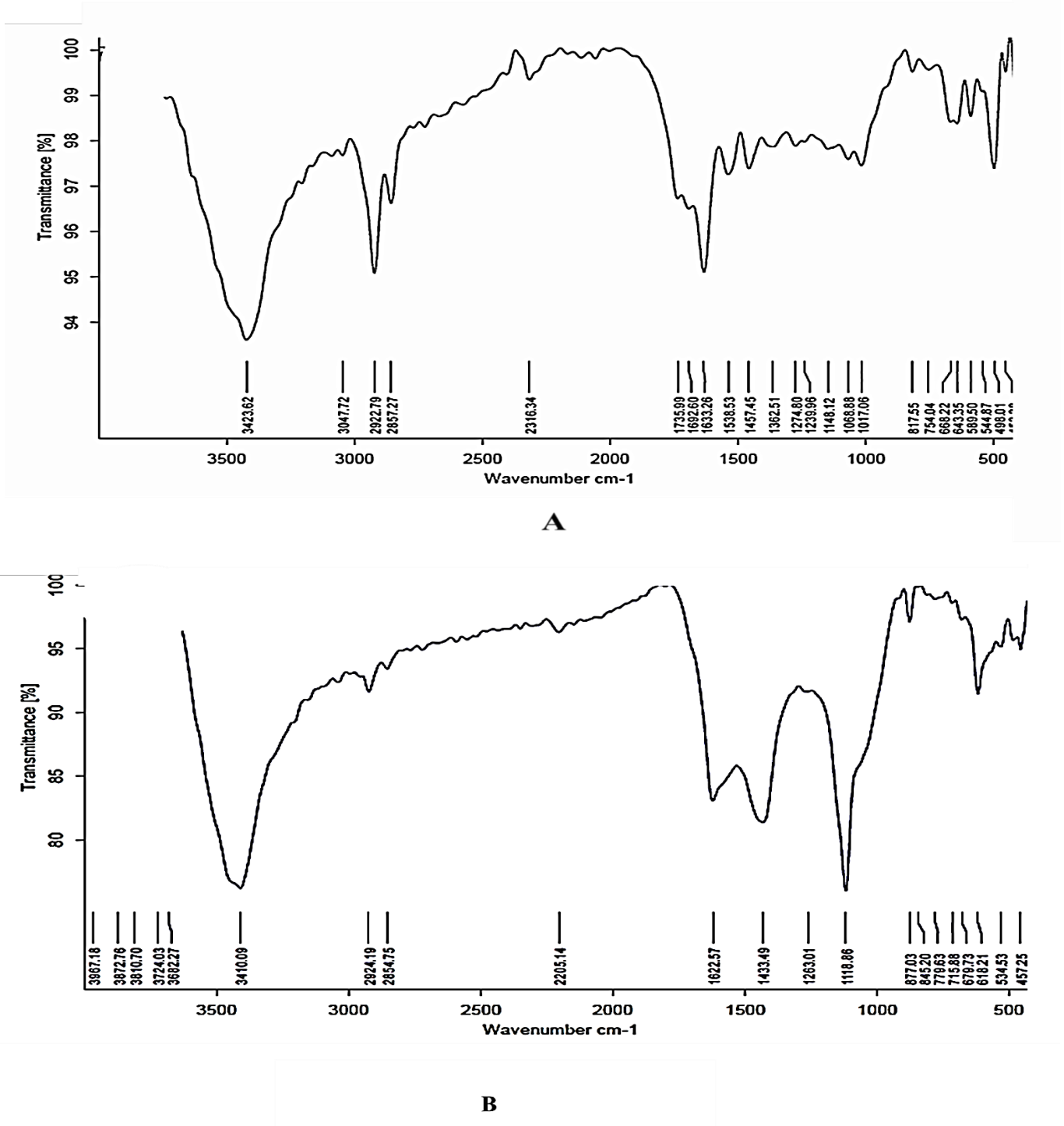


Figure 2. FTIR spectra of tea biomass samples (A) and biochar (B), before iron loading.

آزمون انکوباسیون

نتایج تجزیه واریانس و مقایسه میانگین غلظت آهن قابل عصاره‌گیری با DTPA در طول انکوباسیون در سه بازه زمانی ۳، ۳۶۰ و ۷۲۰ ساعت در جدول‌های ۴ و ۵ ارائه شده است. همچنین روند تغییرات آهن قابل استخراج با DTPA در سه دوره زمانی ۳ ساعت، ۳۶۰ ساعت (۱۵ روز) و ۷۲۰ ساعت (۳۰ روز) در غلظت‌های ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک نیز در شکل

۳ آمده است. با توجه به نتایج تجزیه واریانس داده‌ها (جدول ۴)، اثرات اصلی زمان انکوباسیون، کاربرد خاکی و اثرات متقابل زمان انکوباسیون در کاربرد خاکی کودها بر غلظت آهن قابل عصاره‌گیری بر DTPA در سطح ۱ درصد معنی‌دار بودند. با توجه به جدول ۵ و همچنین شکل ۳، تیمارهای آزمایشی در طول دوره ۳۰ روزه سبب افزایش غلظت آهن قابل استخراج با DTPA شدند. تحلیل جامع نتایج حاصل از انکوباسیون خاک در جدول ۵ و همچنین روند تغییرات در شکل ۳ نشان می‌دهد که پویایی آهن قابل‌استخراج تحت تأثیر نوع تیمار و مدت زمان انکوباسیون قرار دارد. در تیمار بیوچار بارگیری‌شده با آهن(BI10) ، غلظت آهن قابل‌استخراج با DTPA نسبت به شاهد در زمان ۳ ساعت حدود ۳/۱ درصد، در ۳۶۰ ساعت حدود ۱۳ درصد و در پایان دوره انکوباسیون (۷۲۰ ساعت) به میزان ۳۰ درصد افزایش یافت. این افزایش در تیمار سکوسترین (Seq10) نسبت به شاهد در زمان های ۳، ۳۶۰ و ۷۲۰ به‌ترتیب ۱۲/۵، ۵۸ و ۸۷ درصد بود. برتری تیمار سکوسترین به عنوان یک کلات پایدار در حفظ آهن در فرم قابل‌دسترس، با یافته‌های لوسنا (Lucena., 2003) همخوانی دارد که کلات‌های سنتزی را ابزاری بسیار مؤثر در افزایش پایداری آهن در خاک‌های حساس به کلروز می‌دانند. با این حال، عملکرد موفقیت‌آمیز بیوچار بارگیری‌شده با آهن (BI10) نشان می‌دهد که این اصلاح‌کننده با تکیه بر تخلخل بالا و گروه‌های عاملی سطحی، آهن را در فرم‌های آزادشونده حفظ کرده و از رسوب سریع آن جلوگیری می‌کند (Joseph et al., 2021). این روند افزایشی در تیمارها بیانگر آن است که مواد افزودنی، برخلاف شرایط شاهد، توانسته‌اند پایداری آهن در محلول خاک را در طول دوره انکوباسیون ارتقا دهند. دمیر کایا (Demirkaya et al., 2021) و همکاران نیز گزارش کرده‌اند که بیوچار غنی‌شده با آهن می‌تواند میزان آهن قابل‌استخراج را به‌طور معنی‌داری در مقایسه با شاهد افزایش دهد. همچنین، هو و همکاران (Hu et al., 2023) بیان کردند که بیوچارهای غنی‌شده با آهن به‌دلیل دارا بودن سطوح فعال و قابلیت تبادل بالا، می‌توانند رفتار و پایداری عناصر فلزی را در خاک تغییر داده و از تثبیت سریع آن‌ها جلوگیری کنند یوآن و همکاران (Yuan et al., 2024) تأکید کردند که کاربرد بیوچار سبب تغییر در فرآیندهای ژئوشیمیایی آهن در ریزوسفر شده و در نتیجه، دسترسی‌پذیری عناصر غذایی در بلندمدت بهبود می‌یابد. این موضوع می‌تواند تأییدی بر پتانسیل بیوچار آهن‌دار به‌عنوان راهکاری پایدار برای مدیریت کمبود آهن در خاک‌های آهکی باشد.. در مجموع، شکل ۳ نشان می‌دهد که رفتار سه تیمار در طول زمان متفاوت است :تیمار Seq10 روند افزایشی خطی و پایدار ، حاصل از پایداری بالای کلات را نشان داد (Lucena, 2003). تیمار BI10 نیز به صورت آهسته در طول زمان افزایش یافته است که دلیل آن اثرات فیزیکی-شیمیایی بیوچار و آزادسازی تدریجی آهن است (Joseph et al., 2021) این یافته‌ها با مطالعات مشابه از جمله جوزفو همکاران (۱۷) درباره رفتار بیوچارهای تلقیح‌شده با آهن در خاک‌های قلیایی وهمچنین مطالعات لوسنا (Lucena, 2003) درباره پایداری سکوسترین آهن در خاک‌های آهکی کاملا همسو است.

Table 4. Analysis of variance (ANOVA) for the effects of treatments on DTPA-extractable iron

Mean squares of DTPA extractable F	df	S.V
4.5**	2	Incubation time
0.7**	2	soil Fe application
4.2**	4	Incubation time × soil Fe application
	18	Error
7.43		CV

** Indicates significance at the 1% probability level.

Table 5. Comparison of treatment means for DTPA-extractable Fe

DTPA extractable Fe (mg kg^{-1})	Soil application	Abbreviation of treatments	(Time)
3.2ef	Control	C	3
3.3e	Fe- BI (10 mg kg^{-1})	BI10	
3.6d	Sequstrin(10 mg kg-1)	Seq10	
3.1f	Control	C	360
3.5de	Fe- BI (10 mg kg^{-1})	BI10	
4.9b	Sequstrin(10 mg kg-1)	Seq10	
3f	Control	C	720
3.9c	Fe- BI (10 mg kg^{-1})	$BI1_0$	
5.9a	Sequstrin(10 mg kg-1)	Seq_{10}	

BI: Biochar Injection, Seq: Sequestrine. C: Control

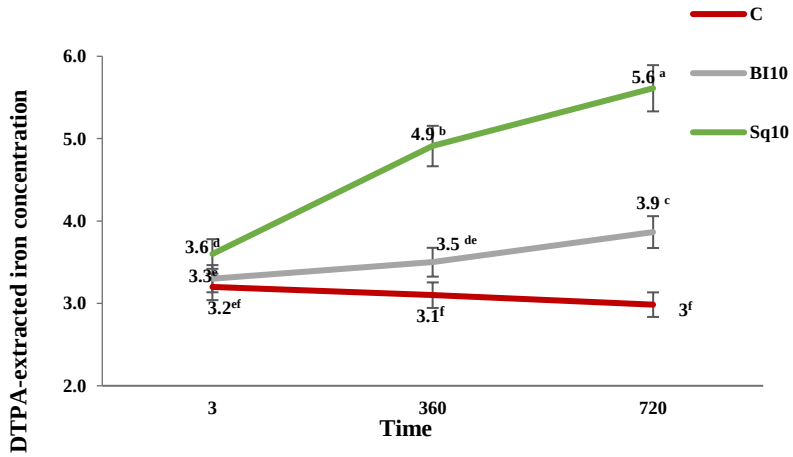


Figure 3. Changes in DTPA-extractable iron during the 30-day incubation period

غلظت آهن در گیاه و خاک

پس از پایان دوره رشد رویشی (۴ ماه)، گیاه سورگوم برداشت و غلظت کل آهن در اندام هوایی و همچنین آهن قابل استفاده گیاه در خاک به‌روش DTPA اندازه‌گیری شدند. نتایج مربوط به تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌های این پارامترها به‌ترتیب در جداول۶ و ۷ آوره شده است.

آهن کل اندام هوایی

بر اساس نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول ۶) اثرات محلول‌پاشی، کاربرد خاکی و همچنین اثرات متقابل محلول‌پاشی و کاربرد خاکی در سطح یک درصد معنی‌دار بودند. با توجه به جدول مقایسه میانگین‌ها (جدول ۷)، کاربرد خاکی آهن و محلول‌پاشی با EDTAهر دو نقش مؤثری در افزایش غلظت آهن در اندام هوایی گیاه داشتند و ترکیب این دو عامل بیشترین پاسخ را ایجاد کرد. کمترین مقدار آهن اندام هوایی در تیمار S_0BIWF برابر با ۱۲۶ میلی گرم بر گیلوگرم مشاهده شد که نشان‌دهنده محدودیت جذب آهن در شرایطی است که منبع مؤثر آهن در خاک وجود ندارد. در خاک‌های آهکی، فعالیت یون Fe^{2+} در محلول خاک بسیار پایین است و در نتیجه گیاه با کمبود آهن مواجه می‌شود (Abbaszadeh et al., 2020). در تیمار S_5BIWF مقدار آهن اندام هوایی به ۱۶۹/۳۹ میلی گرم بر گیلوگرم بود که نسبت به شاهد مقدار ۳۴/۴ درصد افزایش نشان داد. این افزایش احتمالاً ناشی از آزادسازی تدریجی آهن از بیوچار بارگذاری شده و افزایش دسترسی ریشه به این عنصر است. بیوچار می‌تواند با افزایش سطح ویژه و بهبود شرایط ریزوسفری، فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک و ترشح ترکیبات کلات‌کننده توسط ریشه را نیز افزایش دهد که در نهایت جذب آهن را تسهیل می‌کند (Joseph et al., 2021). در تیمار S_{10}BIWF مقدار آهن اندام هوایی به ۲۸۰ میلی گرم بر گیلوگرم رسید که نسبت به شاهد مقدار ۱۲۲/۲ درصد افزایش نشان داد. این افزایش قابل توجه نشان می‌دهد که افزایش مقدار آهن بارگذاری شده بر

بیوچار باعث افزایش تدریجی غلظت آهن در محلول خاک شده و در نتیجه جذب ریشه‌ای آهن افزایش می‌یابد (Yuan et al., 2024) در تیمارهای سکوسترین نیز افزایش قابل توجهی در آهن اندام هوایی مشاهده شد. مقدار آهن اندام هوایی در تیمار S_5SeqWF برابر ۲۰۵ میلی گرم بر گیلوگرم (معادل ۶۲/۷ درصد افزایش نسبت به شاهد) و در تیمار S_{10}SeqWF به ۲۷۰ میلی گرم بر گیلوگرم (۱۱۴/۳ درصد افزایش) بود. علت این افزایش آن است که کلات‌های آهن می‌توانند آهن را در فرم محلول و قابل انتقال در خاک نگه دارند و از تبدیل آن به ترکیبات نامحلول جلوگیری کنند، در نتیجه جذب ریشه‌ای آهن افزایش می‌یابد (Álvarez-Fernández et al., 2021) در تیمارهای دارای محلول‌پاشی Fe-EDTA افزایش بیشتری در آهن اندام هوایی مشاهده شد. در تیمار S_5BIEF مقدار آهن اندام هوایی ۱۸۳ میلی گرم بر گیلوگرم بود که نسبت به شاهد مقدار ۴۵/۲ درصد افزایش نشان داد. محلول‌پاشی آهن باعث می‌شود آهن مستقیماً از طریق کوتیکول و روزنه‌های برگ جذب شود و محدودیت‌های جذب ریشه‌ای در خاک‌های آهکی تا حد زیادی کاهش یابد (Sun et al., 2022) بیشترین مقدار آهن اندام هوایی در تیمار S_{10}BIEF برابر ۳۲۱ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که نسبت به شاهد مقدار ۱۵۴/۸ درصد نشان داد. این نتیجه نشان‌دهنده اثر هم‌افزایی بین بیوچار بارگذاری شده با آهن و محلول‌پاشی Fe-EDTA است، زیرا در این شرایط گیاه هم از طریق ریشه و هم از طریق برگ آهن دریافت می‌کند و در نتیجه غلظت آهن در اندام هوایی به حداکثر می‌رسد (Joseph et al., 2021) در تیمارهای سکوسترین همراه با محلول‌پاشی نیز افزایش قابل توجهی مشاهده شد. در تیمار S_{10}SeqEF مقدار آهن اندام هوایی ۳۱۱ میلی گرم بر گیلوگرم بود که نسبت به شاهد مقدار ۱۴۶/۸ درصد افزایش نشان داد. این افزایش به‌دلیل تأمین همزمان آهن پایدار در خاک توسط کلات‌ها و جذب سریع آهن از طریق محلول‌پاشی است که در مجموع باعث بهبود وضعیت تغذیه‌ای گیاه می‌شود(۳). عباس زاده دهاجی و همکاران (Abbaszadeh et al., 2020)گزارش کردند که محلول‌پاشی Fe-EDTA همراه با تیمارهای زیستی باعث افزایش چشمگیر آهن اندام هوایی سورگوم در خاک آهکی شد. جوزف و همکاران (Joseph et al., 2021) نیز نشان دادند که برگ‌پاشی Fe-EDTA به‌صورت تکی یا ترکیبی با کاربرد خاکی آهن، تا ۱۵۰٪ افزایش یافت و بیوچار بارگذاری‌شده با آهن موجب بهبود جذب آهن و افزایش ترسیب آن در اندام‌های رویشی می‌شود. آلوارز و فرناندز (Álvarez-Fernández., 2021) نیز اثبات کردند که ترکیب کلات‌های خاکی و محلول‌پاشی آهن پایدارترین و مؤثرترین شیوه تغذیه‌ای در شرایط خاک آهکی است

آهن قابل استخراج با DTPA در خاک

بر اساس نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول ۶) اثرات محلول‌پاشی، کاربرد خاکی و همچنین اثرات متقابل محلول‌پاشی و کاربرد خاکی بر آهن قابل استحراج با DTPA در سطح یک درصد معنی‌دار بودند. با توجه به جدول ۷ ، نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد آهن قابل استفاده خاک در تیمارهای مختلف تحت تأثیر نوع منبع آهن و روش کاربرد آن قرار گرفت. نتایج نشان داد که مقدار آهن قابل استفاده خاک تحت تأثیر تیمارهای مختلف بیوچار، سکوسترین و محلول‌پاشی Fe-EDTA بین ۳/۱۸ تا۵/۴۹ میلی گرم بر کیلوگرم متغیر بود. کمترین مقدار آهن قابل استفاده خاک یعنی ۳/۱۸ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S_0BIWF مشاهده شد که بیانگر محدودیت آهن در خاک آهکی است؛ زیرا pH بالا باعث رسوب سریع آهن به صورت هیدروکسیدها و اکسیدهای نامحلول می‌شود و ظرفیت جذب گیاه را محدود می‌سازد (Álvarez-Fernández., 2021) افزایش آهن خاک به ۳/۵۴ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S_5BIWF بیانگر ۱۱/۳ درصد افزایش بود که بارگذاری آهن بر بیوچار با غلظت ۵ میلی گرم بر کیلوگرم، با فراهم کردن یک منبع آهسته‌رهش، توانسته است بخشی از آهن را در اثر واکنش با کربنات‌ها حفظ کرده و به‌تدریج وارد محلول خاک کند. مکانیزم اصلی در این مرحله، اتصال سطحی آهن به گروه‌های کربوکسیل و فنلی بیوچار است که مانع رسوب سریع آن می‌شود (Hu et al., 2023) مقدار ۳/۵۹ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S_0SeqEF نیز بیا ۱۲/۹ درصد افزایش نسبت به شاهد نشان‌دهنده اثر اندک محلول‌پاشی بر باقی‌ماندن آهن در خاک است؛ زیرا برگ‌پاشی تنها در اثر شستشوی آبی مقدار کمی آهن را وارد خاک می‌کند .افزایش آهن خاک به ۴/۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S10BIWF با ۲۶/۱ درصد افزایش و ۴/۳۸ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S5BIEFبا ۳۷/۷

درصدافزایش نسبت به شاهد بیانگر افزایش مؤثر سرعت آزادسازی آهن از بیوچار آهن‌دار و همچنین نقش مکمل برگ‌پاشی در افزایش ورود آهن به خاک از طریق شستشو است. مطالعات نشان می‌دهند که بیوچارهای بارگذاری‌شده با آهن، آهن را به شکل پایدار و قابل حل‌تری در محیط ریزوسفری آزاد می‌کنند (Yuan et al., 2024). تیمارهای حاوی سکوسترین مانند S_5SeqWF با ۴/۴ میلی گرم بر کیلوگرم (۳۸/۳٪ افزایش) و S10SeqWF با ۴/۵۵ میلی گرم بر کیلوگرم (۴۳/۱٪ افزایش) نشان دادند که کلات‌های آهن به‌دلیل پایداری بسیار بالا در pH قلیایی، از تبدیل آهن محلول به ترکیبات نامحلول جلوگیری کرده‌اند. سکوسترین (EDDHA-Fe)یکی از پایدارترین کلات‌ها در محیط قلیایی است و آهن را در فرم قابل جذب و پایدار نگه می‌دارد (Lucena. 2003) مقدار ۴/۵۹ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S5Seq نیز با ۴۴/۳ درصد افزایش نسبت به شاهد نشان می‌دهد که ترکیب کلات خاکی و محلول‌پاشی می‌تواند آهن خاک را در مدت طولانی‌تری حفظ کند .در میان همه تیمارها، مقدار ۴/۹۲ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S10SeqEF با ۵۴/۷ درصد افزایش نسبت به شاهد نشان می‌دهد که استفاده همزمان از سکوسترین با دوز بالا و محلول‌پاشی Fe-EDTAموجب شده است آهن بیشتری در خاک باقی بماند. کلات‌های قوی مانند EDDHA-Fe در حضور EDTA از طریق رقابت کلاته‌سازی آهن بیشتری را در محلول حفظ می‌کنند (Álvarez-Fernández., 2021) بیشترین مقدار آهن قابل استفاده خاک با ۵/۴۹ میلی گرم بر کیلوگرم در تیمار S10BIEF مشاهده شد که بالغ بر ۷۲/۶ درصد افزایش نسبت به شاهد داشت. بیوچار بارگذاری‌شده با آهن با تأمین تدریجی آهن در ناحیه ریشه و افزایش فراهمی این عنصر، وضعیت تغذیه‌ای و فعالیت فتوسنتزی گیاه را بهبود می‌بخشد .این امر موجب افزایش سنتز کلروفیل، حفظ عملکرد روزنه‌ها و سلامت بافت برگ می‌شود. در چنین شرایطی، آهن محلول‌پاشی‌شده پس از عبور از کوتیکول و روزنه‌ها با کارایی بیشتری در بافت‌های برگ انتقال یافته و مورد استفاده قرار می‌گیرد؛ بنابراین، اثر هم‌افزایی بین تأمین آهن از طریق ریشه (بیوچار) و محلول‌پاشی، کارایی مصرف آهن را افزایش می‌دهد (Briat et al., 2015). در این تیمار، بیوچار به‌عنوان یک منبع آهسته‌رهش آهن عمل کرده و EDTA باعث افزایش موقت آهن محلول در برگ و خاک شده است.از دلایل افزایش مقدار آهن قابل دسترس در خاکدر تیمارهایی که با EDTA میمحلول‌پاشی شده‌اند ممکن است هنگان محلول پاشی برگی بخشی از محلول روی خاک ریخته و جذب خاک شده باشد و همین عامل نیز سبب افزایش فراهمی آهن قابل دسترس خاک شده است. مطالعات متعدد تأیید می‌کنند که ترکیب منابع خاکی و برگی، بیشترین افزایش آهن قابل استفاده در خاک‌های آهکی را ایجاد می‌کند (López-Rayo et al., 2019). طبق گزارش یوآن و همکاران (Yuan et al., 2024) بیوچار بارگذاری‌شده با آهن در خاک‌های قلیایی، میزان Fe قابل استخراج را تا دو برابر افزایش داده و اثر آهسته‌رهش دارد. همچنین جوزف و همکاران (Joseph et al., 2021) نشان دادند که بیوچارهای فلزگذاری‌شده با آهن ظرفیت نگهداری آهن را به‌طور چشمگیر افزایش داده و از تثبیت کربناتی جلوگیری می‌کنند. طی گزارش‌های لوسنا (Lucena., 2003) کلات EDDHA پایدارترین ترکیب آهن در pHهای بالاتر از ۷/۵ است و مؤثرترین ماده برای خاک‌های آهکی محسوب می‌شود. همچنین طی پژوهش لوپز رایو و همکاران (López-Rayo et al., 2019) در پژوهش خود نشان دادند که برگ‌پاشیFe-EDTA به موازات کاربرد خاکی آهن، جذب و بازگشت آهن به خاک را افزایش می‌دهد و باعث بالا رفتن Fe قابل استفاده می‌شود .

Table 6. Analysis of variance (ANOVA) for the effects of treatments on iron concentration in plants and soil

Mean squares of Soil available Fe	Mean squares of Total aerial Fe	df	.S. V
2.5**	64108**	1	foliar spraying
3.04**	14708.8**	2	Soil application
006**	4586.6**	2	foliar spraying × soil application
		12	Error
6.87	3.43		CV

** indicate significant at 1 probability levels respectivel.

Table 7. Comparison of treatment means for iron concentration in plants and soil.

Soil available Fe (mg kg^{-1}soil)	Aerial Fe (mg kg^{-1}dm)	Soil application	Abbreviation of treatments	Foliar spraying
3.18j	126j	BI (0 mg kg^{-1})	S_0BIWF	Distilled water
3.54gh	169.39h	BI (5 mg kg^{-1})	S_5BIWF	
4.01f	280c	BI (10 mg kg^{-1})	S_{10}BIWF	
3.21ij	130ij	Seq (0 mg kg^{-1})	S_0SeqWF	
4.4de	205f	Seq (5 mg kg^{-1})	S_5SeqWF	
4.55cd	270cd	Seq (10 mg kg^{-1})	S_{10}SeqWF	
3.25i	131i	BI (0 mg kg^{-1})	S_0BIEF	Fe EDTA sparing (3 per 1000)
4.38e	183g	BI (5 mg kg^{-1})	S_5BIEF	
5.49a	321a	BI (10 mg kg^{-1})	S_{10}BIEF	
3.59g	220e	Seq (0 mg kg^{-1})	S_0SeqEF	
4.59c	231d	Seq (5 mg kg^{-1})	S_5SeqEF	
4.92b	311b	Seq (10 mg kg^{-1})	S_{10}SeqEF	

BI: Biochar Injection, Seq: Sequestrine, WF: Water Foliar application،EF: EDTA-Fe Foliar application

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که تولید و به‌کارگیری بیوچار بارگیری‌شده با آهن حاصل از تفاله چای می‌تواند رویکردی مؤثر برای بهبود وضعیت آهن در خاک‌های آهکی باشد. یافته‌ها نشان داد که بیوچار بارگذاری‌شده با آهن علاوه بر آزادسازی تدریجی آهن، امکان پایداری بیشتر این عنصر را در محیط قلیایی خاک فراهم می‌سازد. نتایج آزمایش گلخانه‌ای نیز بیانگر آن بود که با افزایش مقدار کاربرد بیوچار آهن‌دار، غلظت آهن در اندام‌های هوایی سورگوم به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. این موضوع نشان می‌دهد که بیوچار علاوه بر بهبود فراهمی آهن در خاک، می‌تواند جذب این عنصر را توسط گیاه نیز تقویت کند. در میان تیمارها، کاربرد بیوچار بارگیری‌شده با آهن در سطح ۱۰ میلی‌گرم آهن بر کیلوگرم خاک به همراه محلول‌پاشی Fe-EDTA بیشترین اثر را بر افزایش آهن قابل استفاده خاک و آهن گیاه داشت. این نتیجه نشان‌دهنده وجود یک اثر هم‌افزایی میان کاربرد خاکی آهن (بیوچار) و منبع محلول‌پاشی (Fe-EDTA) است. به‌طور کلی، یافته‌ها نشان داد که بیوچار بارگیری‌شده با آهن می‌تواند به‌عنوان یک اصلاح‌کننده کارآمد، پایدار و دوست‌دار محیط‌زیست برای افزایش آهن قابل دسترس در خاک آهکی مورد مطالعه و بهبود جذب آهن در گیاه مورد استفاده قرار گیرد. از آنجا که این نوع خاک‌ها دارای مشکل تثبیت آهن و کاهش قابلیت جذب آن هستند، استفاده از بیوچار غنی‌شده نه تنها می‌تواند کمبود آهن را برطرف کند، بلکه با آزادسازی تدریجی، پایداری بیشتری را در طول زمان ایجاد کرده و نیاز به مصرف مکرر کودهای آهن را کاهش می‌دهد. بنابراین، این راهکار می‌تواند در سیستم‌های زراعی مناطق خشک و نیمه‌خشک، که معمولاً خاک‌های آهکی در آن‌ها غالب است، بسیار سودمند و راهگشا باشد. با وجود نتایج مثبت این پژوهش در بهبود وضعیت تغذیه آهن، باید توجه داشت که این مطالعه محدود به یک نوع خاک آهکی و یک رقم خاص از گیاه سورگوم در شرایط کنترل‌شده گلخانه‌ای بوده است. لذا، تعمیم این نتایج به سایر ارقام گیاهی و تیپ‌های مختلف خاک نیازمند احتیاط است. همچنین، با توجه به ماهیت کوتاه‌مدت آزمایش‌های گلخانه‌ای، پیشنهاد می‌شود در مطالعات آتی، کارایی و پایداری بیوچارهای بارگذاری‌شده در بازه‌های زمانی طولانی‌تر و در شرایط واقعی مزرعه مورد ارزیابی قرار گیرد تا تأثیرات تجمعی آن بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و عملکرد نهایی محصول به دقت بررسی شود

سپاس گزاری

مطالب ارائه‌شده در این مقاله برگرفته از رساله دکتری خانم فاطره طالشیان جلودار می‌باشد. نویسندگان مراتب سپاس خود را از حمایت مالی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان (۹۶۱۳۴۷۴۱۴۱) ابراز می‌دارند.

References

Abbaszadeh-Dahaji, P., Masalehi, F., & Akhgar, A. (2020). Improved growth and nutrition of sorghum (Sorghum bicolor) plants in a low-fertility calcareous soil treated with plant growth-promoting rhizobacteria and Fe-EDTA. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20(1), 31–42. https://doi.org/10.1007/s42729-019-00118-8.

Agegnehu, G., Srivastava, A. K., & Bird, M. I. (2017). The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review Applied Soil. *Ecology*, 119, 156–170. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.008.

Álvarez-Fernández, A., García-Marco, S., Lucena, J. J., & Abadía, J. (2021). Iron deficiency and iron chelates in plants: An overview of current approaches and future trends. *Agronomy*, 11(10), 1966. https://doi.org/10.3390/agronomy11101966.

Blanco-Canqui, H. (2021). Does biochar improve all soil ecosystem services? *GCB Bioenergy*, 13(2), 291–304. https://doi.org/10.1111/gcbb.12783.

Briat, J. F., Dubos, C., & Gaymard, F. (2015). Iron nutrition, biomass production, and plant product quality. *Trends in Plant Science*, 20(1), 33–40. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.07.005.

Coates, J. (2006). Interpretation of infrared spectra, a practical approach. In R. A. Meyers (Ed.), Encyclopedia of Analytical Chemistry. John Wiley & Sons.

Cui, X., Lu, M., Bila Khan, M., Lai, C., Yang, X., He, Z., Chen, G., & Yan, B. (2020). Hydrothermal carbonization of different wetland biomass wastes: Phosphorus reclamation and hydrochar production. *Waste Management*, 102, 106–113. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.050.

Demirkaya, S., Gülser, C., & Ay, A. (2021). The effect of iron enriched acidified and non-acidified biochars on DTPA extractable iron content of a calcareous soil. In Proceedings of the International *Soil Science Symposium on Soil Science and Plant Nutrition*. Samsun, Türkiye.

Downie, A., Crosky, A., & Munroe, P. (2009). Physical properties of biochar. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), Biochar for Environmental Management: *Science and Technology* (pp. 13–32). Earthscan.

Fang, J., Gao, B., Zimmerman, A. R., & Ro, K. S. (2015). Physicochemical properties and sorption characteristics of biochars produced from different biomass feedstocks. *Bioresource Technology*, 197, 314–321. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.129.

Funke, A., & Ziegler, F. (2010). Hydrothermal carbonization of biomass: A summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering. Biofuels, *Bioproducts and Biorefining*, 4(2), 160–177. https://doi.org/10.1002/bbb.198.

Houben, D., Evrard, L., & Sonnet, P. (2013). Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere*, 92(11), 1450–1457. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.055.

Hu, L., Zhang, P., Xu, X., Ren, J., Zhao, L., Qiu, H., & Cao, X. (2023). Immobilization of arsenic in different contaminated soils by zero-valent iron-embedded biochar: Effect of soil characteristics and treatment conditions. Science of the Total *Environment*, 868, 161597. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161597.

Hu, X., Ding, Z. H., Zimmerman, A. R., Wang, S. H., & Gao, B. (2015). Batch and column sorption of arsenic onto iron-impregnated biochar synthesized through hydrolysis. *Water Research*, 68, 206–216. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.051.

Huang, S. H., Liang, Q., Geng, J., Luo, H., & Wei, Q. (2019). Sulfurized biochar prepared by simplified technic with superior adsorption property towards aqueous Hg(II) and adsorption mechanisms. *Materials Chemistry and Physics*, 238, 121919. https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2019.121919.

Ippolito, J. A., Cui, L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J. M., Fuertes-Mendizabal, T., Cayuela, M. L., Sigua, G., Novak, J., Spokas, K., & Borchard, N. (2020). Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: A comprehensive meta-data analysis review. *Biochar*, 2(4), 421–438.

Joseph, S., Cowie, A. L., Van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M. L., Graber, E. R., Ippolito, J. A., Kuzyakov, Y., Luo, Y., Ok, Y. S., Palansooriya, K. N., Shepherd, J., Stephens, S., Weng, Z., & Lehmann, J. (2021). How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms

controlling soil and plant responses to biochar. *GCB Bioenergy*, 13(11), 1731–1764. https://doi.org/10.1111/gcbb.12885.

Keiluweit, M., Nico, P. S., Johnson, M. G., & Kleber, M. (2010). Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). *Environmental Science & Technology*, 44(4), 1247–1253. https://doi.org/10.1021/es9031419.

Khater, E.-S., Bahnasawy, A., Hamouda, R., Sabahy, A., Abbas, W., & Morsy, O. M. (2024). Biochar production under different pyrolysis temperatures with different types of agricultural wastes. *Scientific Reports*, 14, 2625. https://doi.org/10.1038/s41598-024-53041-2.

Lee, J., Sarmah, A. K., & Kwon, E. E. (2019). Production and formation of biochar. In Y. S. Ok, D. C. W. Tsang, N. Bolan, & J. M. Novak (Eds.), *Biochar from Biomass and Waste* (pp. 3–18). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811729-3.00001-4.

Lehmann, J., & Joseph, S. (Eds.). (2015). Biochar for environmental management: Science, technology and implementation (2nd ed.). Routledge.

Leng, L., Huang, H., Li, H., Li, J., & Zhou, W. (2019). Biochar stability assessment methods: A review. Science of the Total Environment, 647, 210–222. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.402.

Li, H., Dong, X., da Silva, E. B., de Oliveira, L. M., Chen, Y., & Ma, L. Q. (2017). Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. *Chemosphere*, 178, 466–478. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072.

Li, Y., Zhang, X., Chen, W., & Liu, J. (2022). Iron-modified biochar improves iron availability and plant growth in calcareous soils. *Science of the Total Environment*, 806, 150941. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150941.

Libra, J. A., Ro, K. S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N. D., Neubauer, Y., Titirici, M.-M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., & Emmerich, K. H. (2011). Hydrothermal carbonization of biomass residuals: A comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels*, 2(1), 71–106. https://doi.org/10.4155/bfs.10.81.

Lindsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421–428. https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x.

López-Rayo, S., Sanchis-Pérez, I., Ferreira, C. M. H., & Lucena, J. J. (2019). [S,S]-EDDS/Fe: A new chelate for the environmentally sustainable correction of iron chlorosis in calcareous soil. Science of the *Total Environment*, 647, 1508–1517. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.033.

Lucena, J. J. (2003). Fe chelates for remediation of Fe chlorosis in strategy I plants. *Journal of Plant Nutrition*, 26(10–11), 1969–1984. https://doi.org/10.1081/PLN-120024265.

Marschner, P. (2012). Marschner's mineral nutrition of higher plants (3rd ed.). Academic Press.

Mukherjee, A., & Lal, R. (2013). Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy*, 3(2), 313–339. https://doi.org/10.3390/agronomy3020313.

Mukherjee, A., & Zimmerman, A. R. (2013). Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar–soil mixtures. *Geoderma*, 193–194, 122–130. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.002.

Peiris, C., Nayanathara, O., Navarathna, C. M., Jayawardhana, Y., Nawalage, S., Burk, G., Karunanayake, A. G., Madduri, S. B., Vithanage, M., Kaumal, M., Mlsna, T., Hassan, E., Abeysundara, S., Ferez, F., & Gunatilake, S. R. (2019). The influence of three acid modifications on the physicochemical characteristics of tea-waste biochar pyrolyzed at different temperatures: A comparative study. *RSC Advances*, 9, 17612–17622. https://doi.org/10.1039/C9RA02423E.

Pituello, C., Francioso, O., Simonetti, G., Pisi, A., Torreggiani, A., Berti, A., & Morari, F. (2015). Characterization of chemical-physical and structural properties of biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures. *Journal of Soils and Sediments*, 15(4), 792–804. https://doi.org/10.1007/s11368-014-0964-7.

Römheld, V. (1987). Different strategies for iron acquisition in higher plants. *Physiologia Plantarum*, 70(2), 231–234. https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1987.tb02875.x.

Römheld, V., & Marschner, H. (1986). Evidence for a specific uptake system for iron phytosiderophores in roots of grasses. *Plant Physiology*, 80(1), 175–180. https://doi.org/10.1104/pp.80.1.175.

Rout, G. R., & Sahoo, S. (2015). Role of iron in plant growth and metabolism. *Reviews in Agricultural Science*, 3, 1–24. https://doi.org/10.7831/ras.3.1.

Saha, N., Saba, A., & Toufiq, R. (2019). Effect of hydrothermal carbonization temperature on pH, dissociation constants, and acidic functional groups on hydrochar from cellulose and wood. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 137, 138–145. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.11.005.

Sun, J., Li, M., Wang, H., & Zhao, Y. (2022). Iron-enriched biochar enhances ferric reductase activity and iron uptake in tomato plants grown in calcareous soil. *Plant and Soil*, 474, 237–252. https://doi.org/10.1007/s11104-022-05336-5.

Taiz, L., Zeiger, E., Møller, I. M., & Murphy, A. (2015). Plant physiology and development (6th ed.). Sinauer Associates.

Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., & Yang, Z. (2015). Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere*, 125, 70–85. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.058.

Tomczyk, A., Sokołowska, Z., & Boguta, P. (2020). Biochar physicochemical properties: Pyrolysis temperature and feedstock kind effects. Reviews in Environmental *Science and Bio/Technology*, 19(1), 191–215. https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3.

Wang, J., Wang, S., He, T., Hou, P., Chen, Y., & Qin, P. (2020). Characterization of nitrogen-containing functional groups in biochars derived from agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 152, 104945. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2020.104945.

Wang, L., Zhang, J., & Li, Y. (2024). Advances in iron-biochar composites for soil nutrient management: Mechanisms and field applications. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 5678–5692. https://doi.org/10.1007/s11356-023-31456-8.

Wang, S., Gao, B., Zimmerman, A. R., Li, Y., Ma, L., Harris, W. G., & Migliaccio, K. W. (2015). Removal of arsenic by magnetic biochar prepared from pinewood and natural hematite. *Bioresource Technology*, 175, 391–395. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.104.

Wang, X., Liu, Y., Zhan, W., & Huang, D. (2021). Effects of iron-loaded biochar on chlorophyll content and iron uptake in plants grown in calcareous soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111629. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111629.

Weber, K., & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *Fuel*, 217, 240–261. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054.

Xu, X., Cao, X., Zhao, L., Wang, H., Yu, H., & Gao, B. (2013). Removal of Cu, Zn, and Cd from aqueous solutions by the dairy manure-derived biochar. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(1), 358–368. https://doi.org/10.1007/s11356-012-0873-5.

Yang, H., Yan, R., Chen, H., Lee, D. H., & Zheng, C. (2007). Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. *Fuel*, 86(12–13), 1781–1788. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2006.12.013.

Yuan, J., Chen, H., Chen, G., Pokharel, P., Chang, S. X., Wang, Y., & Wang, D. (2024). Long-term biochar application influences phosphorus and associated iron and sulfur transformations in the rhizosphere. *Carbon Research*, 3, 25. https://doi.org/10.1007/s44246-024-00025-0.

Zhang, M., Gao, B., Varnoosfaderani, S., Hebard, A., Yao, Y., & Inyang, M. (2013). Preparation and characterization of a novel magnetic biochar for arsenic removal. *Bioresource Technology*, 130, 457–462. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.084.

Zhang, X., Wang, H., He, L., Lu, K., Sarmah, A. K., Li, J., Bolan, N. S., Pei, J., & Huang, H. (2013). Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(12), 8472–8483. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0.

Zhao, L., Cao, X., Zheng, W., Scott, J. W., Sharma, B. K., & Chen, X. (2013). Co-pyrolysis of biomass with phosphate fertilizers to improve biochar carbon retention, slow nutrient release, and stabilize heavy metals in soil. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1(9), 1080–1086. https://doi.org/10.1021/sc400181d.