Review Paper

Print ISSN: 2251-7480
Online ISSN: 2251-7400

Journal of
Water and Soil Resources Conservation (WSRCJ)

Web site:
https://wsrcj.srbiau.ac.ir

Email:
iauwsrcj@srbiau.ac.ir
iauwsrcj@gmail.com

Vol. 13
No. 3 (51)

Received:
2023-08-01

Accepted:
2023-11-20

Pages: 121-136

Interaction of Biochar with Soil Components and its Stability with During Time

Yaser Azimzadeh[1*] and Arash Mohammadzadeh[2]

1) Assistant Professor of Natural Resources Management Research, Dryland Agricultural Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Maragheh, Iran.
2) Assistant Professor of Natural Resources Management Research, Dryland Agricultural Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Maragheh, Iran.
* Corresponding author email: yaser.azimzadeh@gmail.com

Abstract:

Background and Aim: Biochar is a carbon-rich charcoal material resistant to decomposition, which is produced by heating biomasses in an oxygen-free environment or with limited oxygen. It is used with the aim of increasing organic carbon and improving the physical, chemical and biological characteristics of the soil. Thus its use in the low-fertile soils of hot and dry regions of Iran, which are often deficient in organic carbon, is important. Addition to its high stability in the soil, biochar can sequester atmospheric carbon dioxide in the soil for several hundred to several thousand years. In addition, it can improve soil fertility for a long time by affecting its physical, chemical, and biological properties. The stability of biochar is affected by several factors, such as the characteristics of biochar and soil, the interaction of biochar with soil components and environmental factors, which are examined in this article. Therefore, it is important to use biochar in the soils of arid and semi-arid regions of Iran, which are often deficient in organic carbon.

Method: In this review article, while investigating the evidences of the high stability of biochar in the soils, the most effective factors the fate of biochar in the soil, including the mechanisms of biochar removal from the soil, biochar stabilization in the soil, and interactions of biochar with soil components, and the gaps and required research areas are presented.

Results: Biochar is higher resistant to degradation than the original carbon compounds in biomass. However, by interacting with soil components, biochar undergoes changes over time and is removed from the soil. The intensity of these changes and biochar residence time in the soil depends a lot on the type of biochar; So, biochars produced from grassy biomass and biochars produced at low temperatures are less stable. In addition, biochar interacts with all soil components, including organic matter, mineral particles, nutrients, living organisms, and soil water and atmosphere, and the result of these interactions determines the stability of biochar in soil. External factors such as the presence of plant and induced root changes, wind and water erosions, leaching, and fire also affect the fate of biochar in the soil. Among these, considering the interactions between microorganisms and biochar in soil, it seems that soil microorganisms play the most important role in the decomposition and destruction of biochar in soil. However, mechanisms such as the entrapment of biochar particles inside aggregates, binding of biochar with organic and inorganic components of soil, and inactivation of soil enzymes by biochar can increase the stability and durability of biochar in soil.

Conclusion: Considering the very high stability of biochar in soil and the necessity of increasing soil organic carbon as the main factor of soil fertility factor, the use of biochar in Iranian soils it can directly and indirectly improve the fertility of these soils while increasing soil organic carbon. However, after biochar is added to the soil, it interacts with the soil components and its characteristics change and evolve over time (aging). However, due to the novelty of biochar technology and the wide range of its application fields, our information on its interactions with various soil components, its long-term changes and developments in the soil and environment, and its long-term effects on the soil and the environment are not yet clearly defined and much research is needed in this field.

Keywords: Carbon sequestration, Soil properties, Organic carbon

10.30495/WSRCJ.2023.74483.11397

مقاله مروری

شاپا چاپی: ۷۴۸۰-۲۲۵۱
شاپا الکترونیکی: ۷۴۰۰-۲۲۵۰

نشریه حفاظت منابع آب و خاک

آدرس تارنما:
https://wsrcj.srbiau.ac.ir

پست الکترونیک:
iauwsrcj@srbiau.ac.ir
iauwsrcj@gmail.com

سال سیزدهم
شماره ۳ (۵۱)

تاریخ دریافت:
۱۴۰۲/۰۵/۱۰

تاریخ پذیرش:
۱۴۰۲/۰۸/۲۹

صفحات: ۱۳۶-۱۲۱

برهم‌کنش بیوچار با اجزای خاک و پایداری آن در طول زمان

یاسر عظیم‌زاده[1*]، آرش محمدزاده[2]

۱) استادیار بخش تحقیقات مدیریت منابع، مؤسسه تحقیقات کشاورزی دیم کشور، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، مراغه، ایران.
۲) استادیار بخش تحقیقات مدیریت منابع، مؤسسه تحقیقات کشاورزی دیم کشور، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، مراغه، ایران.
* ایمیل نویسنده مسئول: yaser.azimzadeh@gmail.com

چکیده:

زمینه و هدف: بیوچار یک ماده کربنی مقاوم به تجزیه است که از حرارت دادن انواع زیست‌توده‌های آلی در یک محیط عاری از اکسیژن و یا با اکسیژن محدود تولید می‌شود و با هدف افزایش کربن آلی و بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک به کار برده می‌شود. بنابراین کاربرد آن در خاک‌های کم‌حاصلخیز مناطق گرم و خشک ایران که غالباً دچار کمبود کربن آلی هستند، حائز اهمیت است. علاوه‌بر آن، بیوچار به علت پایداری بسیار زیاد در خاک، می‌تواند دی‌اکسیدکربن اتمسفری را برای مدت چند صد الی چند هزار سال در خاک ترسیب نماید. همچنین، می تواند حاصلخیزی خاک را برای مدت طولانی با تأثیر بر خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن بهبود ببخشد. بنابراین، پایداری بیوچار تحت‌تأثیر عوامل متعددی همچون ویژگی‌های بیوچار و خاک، برهم‌کنش بیوچار با اجزای خاک و عوامل محیطی قرار می‌گیرد که در این مقاله مورد بررسی قرار می‌گیرد. استفاده از بیوچار در خاک های مناطق خشک و نیمه خشک ایران که اغلب دارای کمبود کربن آلی هستند، حائز اهمیت است.

روش پژوهش: در این مقاله مروری، ضمن بررسی شواهدی از پایداری زیاد بیوچار در خاک‌ها، مهم‌ترین عوامل مؤثر در سرنوشت بیوچار شامل سازوکارهای خروج بیوچار از خاک، تثبیت بیوچار و برهم‌کنش‌های بیوچار با اجزای خاک مورد بررسی قرار گرفته و خلأها و زمینه‌های تحقیقاتی مورد نیاز در این زمینه ارائه می‌شود.

یافته‌ها: بیوچار در مقایسه با اجزای اصلی کربن در زیست‌توده مقاومت بیشتری برای تجزیه و تخریب دارد. با این حال، با برهم‌کنش با اجزای خاک، به مرور زمان دچار تغییر و تحول شده و از خاک خارج می‌شود. شدت این تغییر و تحول‌ها و مدت‌زمان ماندگاری بیوچار در خاک به نوع بیوچار بستگی دارد؛ به‌طوری که بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌های علفی و بیوچارهای تولید شده در دماهای پایین پایداری کمتری دارند. علاوه‌برآن، بیوچار با تمام اجزای خاک شامل، مواد آلی، ذرات معدنی، عناصر غذایی، موجودات زنده و آب و هوای خاک برهم‌کنش داشته و برآیند این برهم‌کنش‌ها میزان پایداری بیوچار در خاک را تعیین می‌نماید. عوامل بیرونی مانند حضور گیاه و تغییرات القایی ریشه، فرسایش‌های بادی و آبی، آبشویی و آتش‌سوزی نیز بر سرنوشت بیوچار در خاک تأثیر می‌گذارند. از این میان، با توجه به برهم‌کنش‌های بین ریزجانداران و بیوچار در خاک، به نظر می‌رسد ریزجانداران خاک مهم‌ترین نقش را در تجزیه و تخریب بیوچار ایفا می‌کنند. با این حال، سازوکارهایی مانند حبس شدن ذرات بیوچار در داخل خاک‌دانه‌ها، پیوند بیوچار با اجزای آلی و معدنی خاک و غیرفعال‌سازی آنزیم‌های خاک توسط بیوچار می‌تواند پایداری و ماندگاری بیوچار را در خاک افزایش دهد.

نتایج: با توجه به پایداری بسیار زیاد بیوچار در خاک و ضرورت افزایش کربن آلی خاک به‌عنوان اصلی‌ترین عامل حاصلخیزی، کاربرد بیوچار در خاک‌های ایران می‌تواند ضمن افزایش کربن آلی خاک، به‌طور مستقیم و غیرمستقیم حاصلخیزی این خاک‌ها را بهبود بخشد. با این حال، بیوچار بعد از افزوده شدن به خاک، با اجزای خاک وارد برهم‌کنش شده و ویژگی‌های آن در طی زمان دچار تغییر و تحول می‌شود و به‌علت نوظهور بودن فناوری بیوچار و گستردگی زمینه‌های کاربرد آن، هنوز اطلاعات ما در زمینه برهم‌کنش‌های آن با اجزای مختلف خاک و تغییر و تحولات بلندمدت آن در خاک و محیط زیست به روشنی مشخص نشده و تحقیقات زیادی در این زمینه مورد نیاز است.

کلیدواژه‌ها: ترسیب کربن، کربن آلی، ویژگی‌های خاک

10.30495/WSRCJ.2023.74483.11397

مقدمه

گیاهان دی‌اکسیدکربن هوا را جذب و در طی فرآیند فتوسنتز به انواع ترکیبات کربنی تبدیل می‌کنند که بخشی از آن توسط گیاه مجدداً به اتمسفر باز می‌گردد و بخشی به شکل انواع ترکیبات آلی در ساختار گیاه تثبیت می‌شود. کربن تثبیت شده در گیاه بعد از مرگ در طی فرآیندهای تجزیه و تخریب در نهایت به صورت دی‌اکسیدکربن به اتمسفر باز می‌گردد. با تبدیل زیست‌توده به بیوچار، این چرخه متوقف شده و به‌علت پایداری بسیار زیاد بیوچار در خاک، بازگشت کربن به اتمسفر برای سال‌های زیاد به تعویق افتاده و کربن اتمسفر در خاک تثبیت می‌شود (Yang et al., 2022). بیوچار یک ماده جامد کربنی غنی از کربن پایدار است که از حرارت دادن زیست‌توده‌های مختلف در محیط عاری از اکسیژن و یا با اکسیژن محدود تولید می‌شود. فرایند تبدیل زیست‌توده به بیوچار گرماکافت نامیده می‌شود و شرایط دمایی گرماکافت ازجمله حداکثر دما، سرعت افزایش دما و میزان حرارت‌دهی در دمای حداکثر، از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر ویژگی‌های بیوچار تولیدی می‌باشند. به‌طوری که با افزایش دمای گرماکافت، درصد وزنی بیوچار تولید شده نسبت به زیست‌توده اولیه کاهش ولی درصد خاکستر و عناصر معدنی و همچنین pH و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) آن افزایش می‌یابد (Seyedi et al., 2022). در طی فرآیند گرماکافت بخش زیادی از اکسیژن و هیدروژن و بخش کمی از کربن، از ساختار زیست‌توده خارج شده و حدود ۵۰ درصد از کربن زیست‌توده در بیوچار باقی می‌ماند. بخش اندکی از کربن بیوچار که کربن فراهم (Labile) نامیده می‌شود، در برابر فرآیندهای تجزیه، مقاومت چندانی نداشته و بعد از افزوده شدن بیوچار به خاک، در طی روزها و هفته‌های اول طی فرآیندهای تجزیه و تخریب از خاک خارج می‌شود؛ اما بخش زیادی از آن که کربن پیروژنیک (Pyrogenic) نامیده می‌شود، به‌علت ساختار آروماتیک، در برابر فرایندهای تخریب زیستی و غیرزیستی مقاوم بوده و بخش پایدار بیوچار را تشکیل می‌دهد (Azimzadeh and Najafi, 2017). از این رو، امروزه فن‌آوری بیوچار به‌عنوان یکی از راهکارهای ترسیب کربن و کاهش دی‌اکسیدکربن اتمسفر به شمار می‌رود (Yang et al., 2022).

تبدیل زیست‌توده به بیوچار علاوه‌بر ترسیب کربن، مزایای دیگری نیز دارد که از آن جمله می‌توان به افزایش حاصلخیزی خاک، تولید سوخت زیستی، مدیریت پسماند و کنترل آلاینده‌ها اشاره کرد. از این میان، بیشترین کاربرد بیوچار در حوزه کشاورزی می‌باشد که به‌عنوان اصلاحگر و بهبود دهنده ویژگی‌های خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد. بیوچار به‌علت ویژگی‌های منحصربه‌فردی که دارد، می‌تواند به‌عنوان یک اصلاح‌گر و بهبوددهنده ویژگی‌های خاک عمل کرده و حاصلخیزی خاک و عملکرد محصول را افزایش دهد. اثرات باقی‌مانده بیوچار در خاک و ظرفیت آن برای ترسیب کربن به ویژگی‌های بیوچار و میزان پایداری آن در خاک بستگی دارد (Azimzadeh, 2023). بیوچار بعد از افزوده شدن به خاک، بر اثر برهم‌کنش با اجزای خاک و تحت‌تأثیر فرآیندهای خشک و خیس شدن و گرم و سرد شدن، دچار تغییر و تحول شده و بخشی از آن در طی چند ماه تا چند سال تخریب و از خاک خارج می‌شود اما بخش زیادی از آن پایداری بیشتری داشته و مدت زمان بیشتری در خاک باقی می‌ماند. با این‌حال، پایداری بیوچار در خاک تابع ویژگی‌های بیوچار، ویژگی‌های خاک و شرایط اقلیمی است (Lehmann et al., 2006). از مهم‌ترین ویژگی‌های بیوچار که پایداری آن را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد می‌توان به سطح ویژه، تخلخل، میزان کربن و گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار اشاره کرد که تحت‌تأثیر نوع زیست‌توده و دمای گرماکافت قرار می‌گیرد. همچنین، میزان دما و رطوبت خاک از مهم‌ترین عوامل محیطی مؤثر بر پایداری بیوچار در خاک هستند (Wang et al., 2022). یانگ[1] و همکاران (۲۰۲۲) نشان دادند که با افزایش دمای گرماکافت و میزان رس خاک، معدنی شدن کربن بیوچار کاهش می‌یابد. با این حال، آنان نشان دادند که با افزایش زمان اقامت بیوچار در خاک، اثر بافت خاک بر معدنی شدن بیوچار کاهش می‌یابد. جینگ[2] و همکاران (۲۰۲۲) گزارش کردند که بیوچار تولید شده از زیست‌توده‌های با لیگنین زیاد، دارای پایداری بیشتری هستند. همچنین، گزارش شده است که بیوچارهای غنی از کربن (تولید شده از مواد چوبی) دارای ساختار آروماتیک بیشتری بوده و نسبت به بیوچار با درصد کربن کمتر (تولید شده از زیست‌توده‌های علفی) پایداری بیشتری دارند (Anand et al., 2023). نتایج تجزیه عنصری، طیف‌سنجی رزونانس مغناطیسی هسته (NMR) و مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR) نشان می‌دهد که سلولز، لیگنین و پکتین که بخش عمده زیست‌توده خشک گیاه را تشکیل می‌دهند، با افزایش دما به ۲۵۰ درجه سلسیوس با فرآیند آب‌زدایی به فنول، فوران، ساختارهای آروماتیک و آلکیل کربن به‌همراه مقادیری از اکسیژن، هیدروژن و گوگرد تبدیل می‌شوند. با افزایش دما به ۴۰۰ درجه سلسیوس و بیشتر از آن، واکنش‌های شکستن پلیمرها، از دست دادن گروه‌های عاملی، از دست دادن هیدروژن و آروماتیک شدن کربن منجر به تشکیل صفحات بزرگی از حلقه‌های آروماتیک به‌هم پیوسته می‌شود. این ساختارهای کربنی در مقابل تخریب‌های زیستی و غیرزیستی مقاومت بالایی دارند (Knicker et al., 2008; Keiluweit et al., 2010).

از مهم‌ترین سازوکارهای تجزیه و تخریب و خروج بیوچار از خاک می‌توان به معدنی شدن کربن بیوچار، آبشویی، فرسایش،

آتش‌سوزی و انحلال اشاره کرد. برهم‌کنش بیوچار با اجزای خاک در طول زمان منجر به تغییر ویژگی‌های بیوچار می‌شود که به آن مسن شدن (aging) بیوچار گفته می‌شود و می‌تواند پایداری بیوچار را تحت‌تأثیر قرار دهد. با این حال، سازوکارهایی نیز وجود دارد که سبب تثبیت و ماندگاری بیشتر بیوچار در خاک می‌شود. در مقاله حاضر، ضمن اشاره به شواهدی از پایداری بیوچار در خاک، برهم‌کنش‌های بیوچار و خاک و مهم‌ترین سازوکارهای تثبیت و خروج بیوچار از خاک مورد بررسی قرار می‌گیرد.

شواهدی از پایداری مواد شبیه به بیوچار

ایده تولید بیوچار برای مصارف کشاورزی از زمانی شکل گرفت که خاک‌های غنی از مواد زغالی با حاصلخیزی زیاد به نام تراپرتا (Terra preta) در جنگل‌های آمازون یافت شد. محققان، علت حاصلخیزی این خاک‌ها را به وجود مواد زغالی با قدمت هزاران سال مربوط دانسته‌اند (Lehmann and Joseph, 2015). علاوه‌بر خاک‌های تراپرتا، گزارش‌هایی از مواد زغالی و شبیه به بیوچار با قدمت چندهزار ساله در سایر نقاط دنیا نیز ارائه شده است (Anand et al., 2023). به‌عنوان مثال، رسوبات زغالی با قدمت بیش از ۹۵۰۰ سال در خاک جنگل‌های مرطوب مناطق حارّه‌ای (Hammond et al., 2007)، بیش از ۶۰۰۰ سال در خاک جنگل‌های آمازون و بیش از ۲۳۰۰۰ سال در خاک‌های مناطقی از کاستاریکا (Titiz and Sanford, 2007) یافت شده است. مطالعه‌ای که در حوزه شمالی اقیانوس آرام انجام شده نشان داده است که قدمت ذرات زغال موجود در رسوبات دریایی به چند ده میلیون سال قبل باز می‌گردد (Herring, 1985). در ساواناها که به‌طور دوره‌ای دچار آتش‌سوزی می‌شوند، مواد کربنی برجای مانده از آتش‌سوزی، بخش مهمی از کربن آلی خاک را تشکیل می‌دهد (Novotny et al., 2009). گزارش شده است که اثر آهکی و اثر کودی خاکستر حاصل از این آتش‌سوزی‌ها می‌تواند تا دو سال در خاک‌های ساوانای برزیل که بومیان منطقه آنها را خاک‌های سرادو (Cerrado) می‌نامند باقی بماند (Pivello et al., 2010). روسکو[3] و همکاران (۲۰۰۲) مشاهده کردند که در خاک سطحی چراگاه ۲۳ ساله در ساوانای برزیل، ۵۰ درصد از کل کربن آلی خاک شامل مواد زغال شده حاصل از آتش‌سوزی می‌باشد. جانتالیا[4] و همکاران (۲۰۰۷) تخمین زدند که تا ۴۰ درصد از کل کربن آلی خاک در خاک‌های فرال‌سول به‌صورت کربن پیروژنیک می‌باشد. میانگین مدت زمان پایداری برخی از مواد زغالی طبیعی یافت شده در مناطق مختلف جهان در جدول ۱ ارائه شده است.

پایداری بیوچار

بیوچار نسبت به سایر مواد آلی خاک مقاومت و پایداری بسیار بیشتری دارد؛ به‌طوری که ماندگاری قسمت پایدار آن در خاک، بیش از ۱۰۰۰ سال تخمین زده می‌شود (Anand et al., 2023). آزمایش‌های متعددی برای تعیین و یا تخمین میزان پایداری بیوچار در خاک انجام شده و معادلات مختلفی برای ارزیابی سرعت تخریب بیوچار در خاک ارائه شده است. اغلب آزمایش‌های انجام شده در مورد پایداری بیوچار در محیط آزمایشگاه و بر روی بیوچار و یا مخلوط بیوچار و خاک و با اندازه‌گیری میزان CO_2 آزاد شده تعیین شده است. در انکوباسیون‌های آزمایشگاهی ضعف‌هایی وجود دارد که اجتناب‌ناپذیر بوده و نمی‌توان بر آنها غلبه کرد. این ضعف‌ها باعث می‌شوند که مدل‌هایی که برای روند تخریب بیوچار ارائه می‌شوند دقت و صحت کافی در تخمین میزان تخریب بیوچار را نداشته باشند. چند مورد از این ضعف‌ها عبارتند از (Cravo-Laureau et al., 2011; Jones et al., 2011):

- نمونه‌ای که در محیط بسته آزمایشگاه بررسی می‌شود هرگز نمی‌تواند به‌طور واقعی سیستم باز خاک را شبیه‌سازی کند.
- برخی از عوامل مانند قرار گرفتن در معرض اشعه UV، آب باران، آشفتگی زیستی، اثرضمنی مثبت مواد آلی خاک و اثر احتمالی بازدارندگی برخی از مواد معدنی خاک و همچنین مواد آلی جذب سطحی شده که در محیط واقعی مزرعه بر تخریب تأثیرگذارند، معمولاً در آزمایشگاه در نظر گرفته نشده و اعمال نمی‌شوند.
- تغییرهای زیاد پارامترهای اقلیمی مانند دما، چرخه‌های انجماد و آب شدن و اشباع و غیراشباع شدن می‌تواند باعث تحریک تخریب میکروبی شود.
- در آزمایشگاه معمولاً میزان دی‌اکسیدکربن آزاد شده از بیوچار یا مخلوط بیوچار و خاک اندازه‌گیری می‌شود و تنفس میکروبی و تخریب غیرزیستی معمولاً در نظر گرفته نمی‌شود.
- ممکن است در برخی از بیوچارها مقادیر قابل‌توجهی از کربن معدنی نظیر کربنات‌ها وجود داشته باشند که به‌عنوان کربن آلی بیوچار در نظر گرفته شوند.

جدول ۲، نتایج برخی از آزمایش‌های انجام شده در مورد پایداری بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌های مختلف و شرایط دمایی مختلف را به‌طور خلاصه نشان می‌دهد.

جدول ۱. قدمت مواد زغالی شبیه به بیوچار در نقاط مختلف جهان

منبع ماده زغالی	مکان	میانگین زمان ماندگاری بیوچار	منبع
چوب مانگو	کلمبیا (ساوانا)	۳۶۲۴ سال	(Major et al., 2010)
پوشال برنج	شالیزارهای تایلند و فیلیپین	بیش از ۱۰۰۰ سال	(Haefele et al., 2011)
پوشال برنج	شالیزارهای فیلیپین	نزدیک به هزار سال	(Knoblauch et al., 2011)
جمع‌آوری از بقایای کوره‌های تولید زغال	شمال‌شرق آمریکا	۵۶۵ سال	(Cheng et al., 2008)
حاصل آتش‌سوزی طبیعی	روسیه (استپ)	۲۹۳ سال	(Hammes et al., 2008)

جدول ۲. نتایج برخی از تحقیقات انجام شده در مورد پایداری کربن بیوچار

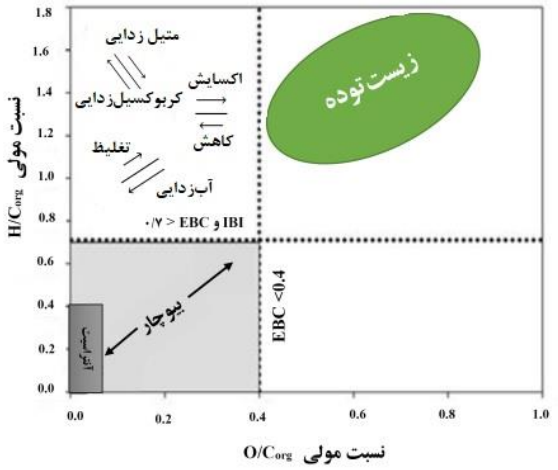
نوع بیوچار (زیست‌توده، شرایط تولید)	نیم‌عمر کربن بیوچار (سال)	میانگین زمان پایداری بیوچار (سال)	درصد کربن معدنی شده بیوچار	درصد جرمی کربن بیوچار	زمان انکوباسیون (روز)	روش انکوباسیون	منبع
پوست کاج، ۲۰۰-۳۵۰ °C، ۷۲ ساعت	-	-	<٪۲	۶۷/۳-۴۷/۹	۱۲۰	۲۵ °C	(Baldock and Smernik, 2002)
ذرت، ۳۵۰ °C، ۲ ساعت	۱۴/۶	۲۱/۰	۰/۸	۶۶/۴	۶۰	۲۰ °C	(Hamer et al., 2004)
کلش چاودار، ۳۵۰ °C، ۲ ساعت	۱۵/۸	۲۲/۷	۰/۷	۶۶/۳	۶۰	۲۰ °C	″
چوب بلوط، ۸۰۰ °C، ۲۴-۲۰ ساعت	۴۳/۸	۶۳/۱	۰/۳	۷۸/۵	۶۰	۲۰ °C	″
بقایای ذرت، ۳۵۰ °C، ٪۶۰ WHC	۲/۹	۴/۲	۲۱/۲	۶۷/۵	۳۶۵	تعیین کربن از دست رفته با محاسبه اختلاف TOC	(Nguyen and Lehmann, 2009)
بقایای ذرت، ۶۰۰ °C، ٪۶۰ WHC	۵/۸	۸/۴	۱۱/۲	۷۹/۰	۳۶۵		″
چوب بلوط، ۳۵۰ °C، ٪۶۰ WHC	۸/۲	۱۱/۸	۸/۱	۷۵/۹	۳۶۵		″
چوب بلوط، ۶۰۰ °C، ٪۶۰ WHC	۷/۴	۱۰/۷	۸/۹	۸۸/۴	۳۶۵		″
بقایای ذرت، ۳۵۰ °C، ٪۱۰۰ WHC	۶/۰	۸/۷	۱۰/۹	۶۷/۵	۳۶۵	″	″
بقایای ذرت، ۶۰۰ °C، ٪۱۰۰ WHC	۷/۰	۱۰/۱	۹/۴	۷۹/۰	۳۶۵	″	″
چوب بلوط، ۳۵۰ °C، ٪۱۰۰ WHC	۱۰/۸	۱۵/۶	۶/۲	۷۵/۹	۳۶۵	″	″
چوب بلوط، ۶۰۰ °C، ٪۱۰۰ WHC	۷/۷	۱۱/۱	۸/۶	۸۸/۴	۳۶۵	″	″
بلوط، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۴۵	۶۵	۱/۵	۵۵/۲	۳۶۵	استریل	(Zimmerman, 2010)
گراس، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۶۵	۹۳	۱/۱	۵۲/۷	۳۶۵	استریل	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۱۱۷	۱۶۹	۰/۶	۷۸/۸	۳۶۵	استریل	″
گراس، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۱۵۳	۲۲۰	۰/۵	۶۳/۸	۳۶۵	استریل	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۷۲ ساعت	۲۲۸	۳۲۹	۰/۳	۷۷/۳	۳۶۵	استریل	″
بلوط، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۲۷	۳۹	۲/۵	۵۵/۲	۳۶۵	استریل	″
گراس، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۵۹	۸۵	۱/۲	۵۲/۷	۳۶۵	استریل	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۸۶	۱۲۴	۰/۸	۷۸/۸	۳۶۵	-	″
گراس، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۶۴	۹۲	۱/۱	۶۳/۸	۳۶۵	-	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۷۲ ساعت	۱۹۳	۲۷۸	۰/۴	۷۷/۳	۳۶۵	-	″
بلوط، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۶۵	۹۳	۳/۴	۵۵/۲	۱۱۷۳	استریل	[۱] (Zimmerman, 2010)
گراس، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۷۲	۱۰۴	۳/۰	۵۲/۷	۱۱۷۳	استریل	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۲۰۶	۲۹۸	۱/۱	۷۸/۸	۱۱۷۳	استریل	″
گراس، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۲۴۳	۳۵۱	۰/۹	۶۳/۸	۱۱۷۳	استریل	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۷۲ ساعت	۴۵۶	۶۵۸	۰/۵	۷۷/۳	۱۱۷۳	استریل	″
بلوط، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۵۶	۸۱	۳/۹	۵۵/۲	۱۱۷۳	-	″
گراس، ۲۵۰ °C، ۳ ساعت	۱۰۸	۱۵۶	۲/۰	۵۲/۷	۱۱۷۳	-	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۱۹۳	۲۷۹	۱/۱	۷۸/۸	۱۱۷۳	-	″
گراس، ۶۵۰ °C، ۳ ساعت	۱۱۵	۱۶۶	۱/۹	۶۳/۸	۱۱۷۳	-	″
بلوط، ۶۵۰ °C، ۷۲ ساعت	۴۰۷	۵۸۷	۰/۵	۷۷/۳	۱۱۷۳	-	″
ذرت، ۳۵۰ °C، گرماکافت آهسته	۶/۶	۹/۶	۹/۹	۶۷/۵	۳۶۵	۴ °C	(Nguyen and Lehmann, 2009)
″	۲/۸	۴/۰	۲۲/۲	۶۷/۵	۳۶۵	۶۰ °C	″
ذرت، ۶۰۰ °C، گرماکافت آهسته	۱۲/۵	۱۸/۰	۵/۴	۷۹	۳۶۵	۴ °C	″

نوع بیوچار (زیست‌توده، شرایط تولید)	نیم‌عمر کربن بیوچار (سال)	میانگین زمان پایداری بیوچار (سال)	درصد کربن معدنی شده بیوچار	درصد جرمی کربن بیوچار	زمان انکوباسیون (روز)	روش انکوباسیون	منبع
"	۳/۴	۴/۹	۱۸/۴	۷۹	۳۶۵	۶۰ °C	"
بلوط، ۳۵۰ °C، گرماکافت آهسته	۲۰/۷	۲۹/۸	۳/۳	۷۵/۹	۳۶۵	۴ °C	"
بلوط، ۳۵۰ °C، گرماکافت آهسته	۴/۱	۶/۰	۱۵/۴	۷۵/۹	۳۶۵	۶۰ °C	"
بلوط، ۶۰۰ °C، گرماکافت آهسته	۸۶/۳	۱۲۴/۵	۰/۸	۸۸/۴	۳۶۵	۴ °C	"
"	۴/۷	۶/۸	۱۳/۶	۸۸/۴	۳۶۵	۶۰ °C	"
باگاس نیشکر، ۳۵۰ °C، ۴۰ دقیقه	۳/۳	۴/۷	۰/۸	۵۶/۲	۱۴	-	(Cross and Sohi, 2011)
باگاس نیشکر، ۵۵۰ °C، ۴۰ دقیقه	۱۰/۲	۱۴/۷	۰/۳	۵۹/۳	۱۴	-	"
کاه و کلش گندم، ۵۲۵ °C، ۲ ساعت	۴/۲	۶/۱	۲/۹	۶۹/۹	۶۵	WHC ٪۳۵	(Bruun et al., 2012)
کاه و کلش گندم، ۵۲۵ °C، چند ثانیه	۲/۲	۳/۱	۵/۵	۴۹/۳	۶۵	-	"

WHC: ظرفیت نگهداری رطوبت، ۱: داده‌های منتشر نشده از (Zimmerman, 2010) به نقل از (Ladygina and Rineau, 2013).

به‌علت طولانی بودن زمان انکوباسیون بیوچار، تعیین پایداری آن مشکل است، به‌همین علت، پایداری بیوچار معمولاً به‌طور غیرمستقیم و از روی نسبت‌های O/C_{org} و H/C_{org} و یا میزان آروماتیک بودن کربن تعیین می‌شود (Spokas, 2010). معمولاً میزان مواد فرار در بیوچار (به استثنای بیوچارهای غنی از خاکستر)، با نسبت‌های O/C_{org} و H/C_{org} همبستگی خوبی دارد (Haefele et al., 2011). از طرف دیگر، نسبت‌های O/C_{org} و H/C_{org} با پایداری بیوچار نیز همبستگی نشان می‌دهد (Spokas, 2010). پژوهشگران بدین وسیله برآورد کرده‌اند که بیوچارهای با نسبت O/C_{org} کمتر از ۰/۲ نیم‌عمر بیشتر از ۱۰۰۰ سال دارند (Lepik and Tenno, 2012). دیاگرام ون-کرولن نسبت مولی O/C_{org} را در مقابل H/C_{org} ترسیم می‌کند (شکل ۱). این نمودار روند تغییر زیست‌توده به بیوچار را نشان می‌دهد که در آن، نسبت‌های O/C و H/C بیوچار بر اساس حدود پیشنهاد شده از سوی مؤسسه بین‌المللی نوآوری بیوچار (International Biochar Initiative, IBI) و گواهی اروپایی بیوچار (European Biochar Certificate, EBC) مشخص شده است. همچنین در این نمودار، جهت واکنش‌های مرتبط با کربونیزه شدن شامل کربوکسیل‌زدایی، متیل‌زدایی، آب‌زدایی، غلیظ شدن، اکسایش و کاهش نیز مشخص شده است. علاوه‌بر آن، موقعیت زیست‌توده و آنتراسیت (Anthracite) در این نمودار برای مقایسه با بیوچار نشان داده شده است (شکل ۱) (Steiner, 2015).

مؤسسه IBI و EBC برای پیش‌بینی پایداری بیوچار، استفاده از نسبت H/C_{org} را توصیه و پیشنهاد کرده‌اند؛ به‌طوری که اگر نسبت H/C_{org} مواد آلی کربونیزه شده کمتر از ۰/۷ باشد به‌عنوان بیوچار در نظر گرفته می‌شود. علاوه‌بر آن، EBC نسبت O/C_{org} کمتر از ۰/۴ را نیز معیار بیوچار بودن مواد آلی کربونیزه شده پیشنهاد کرده است (Steiner, 2015).



شکل ۱. نمودار ون‌کرولن و حدود O/C و H/C بیوچار (Steiner, 2015)

سازوکارهای خروج بیوچار از خاک

بیوچار با وجود مقاومت بسیار زیاد، با گذشت زمان بر اثر فرآیندهای تجزیه و تخریب زیستی و غیرزیستی، یکپارچگی ساختمان خود را از دست داده و از خاک خارج می‌شود. علاوه‌برآن، هریک از ترکیب‌های مختلف موجود در ساختمان بیوچار ممکن است با سرعت و روند متفاوتی دچار تخریب شده و از ساختمان بیوچار خارج شوند. از مهم‌ترین سازوکارهای تخریب بیوچار و خروج آن از خاک می‌توان به معدنی‌شدن، آبشویی، فرسایش، آتش‌سوزی و انحلال اشاره کرد که هر کدام از این سازوکارها تحت تأثیر عوامل مختلفی قرار می‌گیرد.

معدنی‌شدن (اکسایش و کاهش) بیوچار

بیوچار به‌عنوان یک ماده آلی به مرور زمان در خاک معدنی می‌شود. معدنی‌شدن بیوچار عبارت است از تبدیل کربن آن به شکل‌های معدنی که شامل اکسایش به CO_2 و یا کاهش به CH_4 می‌باشد. این اکسایش و کاهش ممکن است به‌صورت

زیستی و یا غیرزیستی انجام شود. تفکیک معدنی‌شدن زیستی و غیرزیستی بیوچار در خاک کار آسانی نیست. با اینکه برخی گزارش‌ها حاکی از آن است که میزان معدنی‌شدن بیوچار در غیاب میکروب‌ها بسیار ناچیز است ولی نتایج برخی دیگر از گزارشات نشان می‌دهد که فرایندهای غیرزیستی نقش مهم و شاید نقش غالب را در معدنی‌شدن بیوچار در خاک بازی می‌کنند (Santos et al., 2012). به‌عنوان مثال، زیمزمن (۲۰۱۰) با انکوباسیون بیوچارهای مختلف در مدت یک سال، میزان CO_2 آزاد شده از تیمار استریل شده را ۵۰ تا ۹۰ درصد میزان CO_2 آزاد شده از تیمار تلقیح شده با میکروب به‌دست آورد. چنگ[5] و همکاران (۲۰۰۶) نشان دادند که افزودن میکروب، تغییر معنی‌داری در میزان اکسیداسیون بیوچار در مدت چهار ماه ایجاد نکرد. همچنین، نوین[6] و همکاران (۲۰۰۹) نشان دادند که نرخ معدنی‌شدن بیوچار با افزایش دما از ۴ به ۶۰ درجه سلسیوس افزایش یافت؛ درحالی‌که بیشترین شدت فرآیندهای میکروبی در دمای حدود ۳۰ درجه سلسیوس می‌باشد. نتایج برخی از تحقیقات نشان می‌دهد که ممکن است جمعیت میکروبی خاک با افزوده شدن بیوچار به خاک کاهش یابد و علت این کاهش را می‌توان به مقدار کم کربن فراهم بیوچار، پایداری زیاد بیوچار، جذب کربن آلی فراهم خاک توسط بیوچار و یا آزاد شدن برخی از ترکیب‌های سمی از بیوچار نسبت داد (Raiesi and Besharati, 2018). در مقابل، ممکن است به‌علت مقادیر زیاد عناصر غذایی (نیتروژن و فسفر) و کربن آلی فراهم بیوچار، جمعیت و فعالیت میکروبی خاک افزایش یابد (Karami et al., 2021). بنابراین، جمعیت میکروبی خاک به‌شدت تحت‌تأثیر نوع و مقدار بیوچار قرار می‌گیرد و در صورتی که بیوچار منجر به افزایش جمعیت میکروبی خاک شود، ممکن است معدنی‌شدن و یا اکسایش بیوچار را افزایش دهد. با این‌حال، به احتمال زیاد، هم فرآیندهای اکسیداسیون زیستی و هم غیرزیستی در معدنی‌شدن بیوچار نقش مهمی داشته و مکمل هم و وابسته به هم می‌باشند (Kolb et al., 2009).

تعداد و نوع جمعیت میکروبی، میزان اکسیژن، فراوانی عناصر غذایی در محیط و نسبت بیوچار به خاک از فاکتورهای مؤثر بر معدنی‌شدن بیوچار در خاک می‌باشد (Ladygina and Rineau, 2013). علاوه‌بر ویژگی‌های خود بیوچار و شرایط خاک، شرایط آزمایش نیز بر معدنی‌شدن بیوچار تأثیرگذار است. از میان فاکتورهای آزمایش که میزان معدنی‌شدن بیوچار را افزایش می‌دهند می‌توان به افزایش دمای انکوباسیون (Nguyen and Lehmann, 2009)، سطح رطوبت (Nguyen and Lehmann, 2009) و کاهش اندازه ذرات بیوچار (Zimmerman, 2010) اشاره کرد.

آبشویی بیوچار از خاک

بیوچارهای تولید شده در دماهای پایین، دارای مواد فرار بیشتری بوده (Raiesi and Besharati, 2018) و بر اثر آبشویی، میزان کربن بیشتری آزاد می‌کنند. همچنین بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌های علفی میزان کربن بیشتری نسبت به بیوچارهای چوبی آزاد می‌کنند. علاوه‌بر آن، ذرات بسیار ریز بیوچار ممکن است همراه با حرکت آب در طول پروفیل خاک جابه‌جا شوند. با افزایش زمان و تعداد مراحل آبشویی، میزان کل کربن از دست رفته بیوچار از طریق آبشویی افزایش می‌یابد. بنابراین، میزان از دست رفتن کربن بیوچار از طریق آبشویی به عوامل مختلفی مانند نوع زیست‌توده اولیه، دمای گرماکافت، اندازه ذرات و سطح ویژه بیوچار و همچنین شرایط آبشویی نظیر زمان و تعداد دفعات آبشویی بستگی دارد. سرنوشت مواد کربنی آزاد شده از بیوچار بسته به نوع بیوچار، خاک و اقلیم ممکن است شامل موارد زیر باشد (Zimmerman, 2010):

۱) ممکن است توسط ذرات آلی و غیرآلی خاک جذب و نگهداری شود.
۲) ممکن است توسط فرآیندهای تخریب زیستی و غیرزیستی معدنی شود.
۳) ممکن است در خاک نفوذ کرده و وارد آب‌های زیرزمینی شود.

بنابراین، با این‌که آبشویی بیوچار می‌تواند به‌عنوان یک سازوکار هدررفت کربن محسوب شود، ولی کربن شسته شده از بیوچار ممکن است در خاک دوباره جذب شده و یا معدنی شود. زیمرمن[7] (۲۰۱۰) نشان داد که در طی ۳۱۳ روز در دمای ۳۰ درجه سلسیوس، میزان معدنی‌شدن کربن موجود در زه‌آب حاصل از آبشویی بیوچار در تیمار بدون میکروب بین ۱۰-۶۱ درصد (میانگین ۳۵ درصد) ولی در حضور میکروب بین ۷۵-۳۷ درصد (میانگین ۵۶ درصد) بود. وی با اینکه بین نوع بیوچار و میزان معدنی‌شدن کربن زه‌آب ارتباط خاصی مشاهده نکرد، ولی نشان داد که زه‌آب بیوچارهای تولید شده در دماهای بالا همانند خود بیوچار در مقابل معدنی‌شدن نسبتاً مقاوم بودند. بنابراین، میزان معدنی‌شدن کربن بیوچار ممکن است توسط واجذب و معدنی‌شدن کربن محلول بیوچار نیز کنترل شود؛ زیرا اولاً، مقدار کربن معدنی‌شده بیوچار (حدود ۱ الی ۲ درصد در سال) تقریباً برابر با مقدار کربن زه‌آب بود. ثانیاً، بین کربن معدنی‌شده بیوچار و میزان مواد فرّار یک همبستگی قوی به‌دست آمد. با این‌حال، نتایج برخی از بررسی‌ها نشان می‌دهد که میزان کربن پیروژنیک آبشویی شده از خاک‌های آغشته به بیوچار در مزرعه بسیار کم می‌باشد. به‌عنوان مثال، ماجور[8] و همکاران (۲۰۱۰) میزان کربن خارج شده از یک خاک اکسی‌سول آغشته به بیوچار

را با استفاده از لایسی‌متر در طول دو سال در حدود ۰/۰۲ درصد کربن کل بدست آوردند. جونز[۹] و همکاران (۲۰۱۱) بیوچار تولید شده از چوب در دمای ۴۵۰ درجه سلسیوس را به‌مدت ۴۸ ساعت با آب شستشو کرده و مشاهده کردند که تنها ۰/۰۴ درصد از کل کربن بیوچار در شستشوهای مکرر از بیوچار آزاد شد. هوکادای[۱۰] و همکاران (۲۰۰۶) نشان دادند که بعد از شستشوی زغال ۱۰۰ ساله چوب با اسیدکلریدریک (pH=۴/۴) به‌مدت ۴۸ ساعت، تنها ۰/۲ درصد از کربن کل بیوچار آزاد شد. این مقدار از کربن بیوچار با این‌که مقدار قابل‌توجهی نیست ولی بسته به نوع بیوچار و مدت شستشو می‌تواند قابل‌توجه باشد.

فرسایش بیوچار

یکی از فرضیه‌ها برای خروج بیوچار از خاک، پدیده فرسایش است. ذرات بیوچار به‌علت داشتن اندازه کوچک و چگالی کم، ممکن است بیشتر از سایر مواد آلی خاک در معرض فرسایش باشند. علاوه‌برآن، بیوچار ممکن است دارای خاصیت آب‌گریزی بوده و در صورتی که سطح خاک را پوشش دهد ممکن است منجر به کاهش نفوذپذیری و افزایش فرسایش رواناب شود. احتمالاً یک منبع برای مواد پیروژنیک ریزدانه‌ای که در آب‌های سطحی یافت می‌شود مربوط به فرسایش کربن از خاک می‌باشد. بررسی‌های بسیار اندکی در مورد حرکت افقی (فرسایش) و عمودی (آبشویی) بیوچار در خاک انجام شده است. با وجود این‌که در خاک‌های کشاورزی که بیوچار به‌خوبی با خاک مخلوط می‌شود، احتمال از دست رفتن بیوچار از طریق فرسایش ناچیز است، ولی حرکت عمودی ذرات کلوئیدی، محلول یا ذرات مجزای بیوچار در پروفیل خاک‌ها ممکن است قابل‌توجه باشد (Skjernstad et al., 1999).

آتش‌سوزی بیوچار

نقش آتش‌سوزی در میزان کربن پیروژنیک خاک اگرچه به‌صورت مستقیم مورد بررسی قرار نگرفته است، ولی بررسی خاک بعد از آتش‌سوزی‌های پی‌درپی، نقش آتش‌سوزی را در کربن خاک نمایان می‌سازد. با این‌حال، اطلاعات بسیار اندکی در این زمینه در دسترس می‌باشد. بیوچار به‌علت رنگ سیاه، ضریب آلبدو کمی داشته و نور خورشید را جذب می‌کند. بنابراین، در مواردی که بیوچار در مقادیر زیاد به سطح خاک افزوده شود، ممکن است تابش طولانی‌مدت و مستقیم نور خورشید و دمای زیاد هوا باعث ایجاد آتش‌سوزی شود. آتش‌سوزی علاوه‌بر از بین بردن موجودات زنده خاک (میکروب‌ها و جانوران و گیاهان)، باعث از بین رفتن کربن پیروژنیک خاک شده و خاکستر آن در خاک باقی می‌ماند. آتش‌سوزی علاوه‌بر از بین بردن بیوچار و سایر مواد کربنی سطح خاک، ممکن است آبگریزی و فرسایش خاک را افزایش دهد. احتمال آتش گرفتن بیوچار یکی از محدودیت‌های افزودن مقادیر زیاد بیوچار به خاک‌های مناطق گرم و خشک می‌باشد (Knicker et al., 2006).

انحلال ترکیب‌های معدنی بیوچار

انحلال ترکیب‌های معدنی یا فازهای بی‌شکل بیوچار و واجذب CO_2، از دیگر سازوکارهای احتمالی خروج کربن از بیوچار می‌باشند؛ هرچند که هر یک از این سازوکارها ممکن است موقتی و کوتاه‌مدت باشند. نتایج برخی از مطالعات نشان داده‌اند که در بیوچارهای تولید شده در دماهای بین ۳۰۰ تا ۵۰۰ درجه سلسیوس ممکن است مقداری کلسیت نیز تشکیل شود (Yuan et al., 2011). با این‌حال، انتظار نمی‌رود که کلسیت در بیوچارهای تولید شده در دماهای بالا وجود داشته باشد، چون تجزیه گرمایی کلسیت از دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس شروع شده و در دمای ۸۵۰ درجه سلسیوس کامل می‌شود (Rodriguez-Navarro et al., 2009). برون[۱۱] و همکاران (۲۰۰۸) با استفاده از کربن ۱۴ (^{14}C) نشان دادند که در بیوچار تولید شده از ریشه جو در دمای ۳۷۵ درجه سلسیوس، میزان کربنات ۱۱٪ وزن بیوچار بود. جونز و همکاران (۲۰۱۱) مشاهده کردند که بعد از شستن بیوچار با آب و افزودن آن به خاک، مقدار CO_2 آزاد شده ۵۰ درصد کاهش یافت در حالی‌که بعد از شستشو با اسید و افزودن به خاک، میزان آزاد شدن CO_2 پنج برابر کاهش نشان داد. بنابراین، علاوه بر کربن آلی، کربن غیرآلی بیوچار نیز باید در مطالعات تخریب بیوچار مورد توجه قرار گیرد. علاوه‌بر کربن و ترکیبات معدنی مانند کلسیت، انحلال و خروج برخی از عناصر غذایی از ساختمان بیوچار ممکن است پایداری بیوچار را کاهش دهد. به‌عنوان مثال، با خروج یون‌های PO_4^{3-}، Ca^{2+}، Mg^{2+}، Na^{+}، K^{+} و Fe^{3+} از ساختمان بیوچار، پایداری ساختمان کربنی بیوچار کاهش می‌یابد. میزان عناصر معدنی موجود در بیوچار به نوع زیست‌توده و دمای گرماکافت بستگی دارد. معمولاً مقدار خاکستر بیوچارهای تولید شده از چوب، کمتر از بیوچارهای علفی می‌باشد که نشان می‌دهد مقدار عناصر معدنی زیست‌توده علفی بیشتر از چوب می‌باشد. بیوچار علفی (به‌ویژه در دمای گرماکافت بالا) دارای عناصر فسفر، کلسیم، پتاسیم، سدیم و منیزیم بیشتری نسبت به بیوچار چوبی است. با این حال، اطلاعات خیلی اندکی در رابطه با چگونگی حل‌پذیری و خروج عناصر معدنی از بیوچار وجود دارد (Shi et al., 2023).

نقش برهم‌کنش‌های بیوچار-خاک در پایداری بیوچار

بیوچار بسته به نوع زیست‌توده و دمای گرماکافت، می‌تواند تخلخل، سطح ویژه، گروه‌های عاملی، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و پایداری زیادی داشته باشد. بنابراین، به‌عنوان یک

ماده کربنی با ویژگی‌های منحصر به فرد، می‌تواند به‌طور مستقیم و غیرمستقیم ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد. به‌عنوان مثال، تانگ[۱۲] و همکاران (۲۰۲۳) گزارش کردند که بیوچار به علت ساختار کربنی متخلخل و سطح ویژه و گروه‌های عاملی زیاد، می‌تواند رطوبت، کربن و عناصر غذایی مورد نیاز ریزجانداران خاک را تأمین کرده و آنها را از دسترس شکارچیان طبیعی حفاظت نماید. بدین ترتیب، زیستگاه مناسبی برای فعالیت ریزجانداران خاک فراهم کرده و تنوع، فعالیت و فراوانی نسبی آنها را تحت‌تأثیر قرار دهد. دای[۱۳] و همکاران (۲۰۲۱) گزارش کردند که بیوچار به علت ساختار متخلخل، کربن فراهم زیاد، pH قلیایی و خواص الکتروشیمیایی، نقش مهمی در فراوانی و فعالیت ریزجانداران و فرآیندهای مربوط به چرخه عناصر غذایی ازجمله نیتروژن و فسفر در خاک دارد. علاوه‌بر آن، گزارش شده است که بیوچار می‌تواند کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، پایداری خاکدانه‌ها، تخلخل و ظرفیت نگهداری رطوبت خاک را افزایش داده و pH و چرخه عناصر غذایی خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد (Tang et al., 2023). اصولی و همکاران (۲۰۲۱) نتیجه گرفتند که بیوچارها بسته به مقدار، نوع و اندازه ذرات، اثرات متفاوتی بر ویژگی‌های خاک دارند. شکوهی‌فر و همکاران (۲۰۲۱) گزارش کردند که با کاربرد بیوچار، pH، کربن آلی و کربن زیست‌توده میکروبی خاک افزایش یافت. آنان مشاهده کردند که نوع و شدت تغییراتی که بیوچار در خاک ایجاد می‌کند، به ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی و همچنین میزان رطوبت خاک بستگی دارد. به‌طورکلی می‌توان گفت که بیوچارهای تولید شده در دماهای کم‌تر، دارای مقادیر بیشتری از ترکیبات آلی با وزن مولکولی کم هستند که به صورت لایه‌ای بر روی سطوح بیوچار قرار می‌گیرند. این بیوچارها می‌توانند با افزودن مقادیر بیشتری کربن فراهم به خاک، فعالیت میکروبی را تشدید و معدنی شدن کربن آلی خاک را افزایش دهند (Seyedi et al., 2022). براساس نوع زیست‌توده و شرایط فرآیند گرماکافت، چگالی بیوچار بین ۰/۰۸ تا ۰/۴۳ گرم بر سانتی‌متر مکعب متغیر است که بسیار کمتر از چگالی کانی‌های معمول در خاک (۱/۱۶ تا ۲ گرم بر سانتی‌متر مکعب) می‌باشد. بنابراین، بیوچار اگر به مقدار کافی به خاک افزوده شود، می‌تواند جرم مخصوص ظاهری خاک را کاهش داده و خاکدانه‌سازی، تخلخل و بافت آن را بهبود بخشد (Farrokhian Firouzi et al., 2022). در این رابطه، فرخیان فیروزی و همکاران (۲۰۲۲) گزارش کردند که با افزودن بیوچار به خاک، جرم مخصوص ظاهری خاک کاهش و تخلخل، ظرفیت نگهداری رطوبت و محتوای رطوبت قابل‌دسترس خاک افزایش یافت. شکفته و همکاران (۲۰۲۳) نیز نشان دادند که بیوچار سبب کاهش جرم مخصوص ظاهری و افزایش ظرفیت نگهداری رطوبت خاک شد و خاکدانه‌سازی را در خاک‌های با بافت شنی و رسی تقویت کرد. حسن‌پور و همکاران (۲۰۲۲) با افزودن بیوچار به دو نوع خاک آهکی با بافت‌های متفاوت (شنی و لوم رسی) مشاهده کردند بعد از ۶ ماه، هر دو بیوچار توانستند در هر دو نوع خاک، pH را کاهش و قابلیت هدایت الکتریکی، میزان کربن آلی، نیتروژن کل و غلظت فسفر، پتاسیم، آهن، روی، مس و منگنز قابل‌جذب خاک را افزایش دهند. رسولی و همکاران (۲۰۲۲) گزارش کردند که با افزودن بیوچار به خاک، pH، EC، CEC و فراهمی فسفر، پتاسیم، آهن، روی، منگنز و مس خاک افزایش یافت. آنان نشان دادند که بیوچارهای تولید شده در دماهای بیشتر، فراهمی عناصر غذایی خاک به‌ویژه پتاسیم را به میزان بیشتری افزایش داد.

بنابراین، بیوچار با اجزای خاک دارای برهم‌کنش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی و یا ترکیبی از آن‌ها می‌باشد و این برهم‌کنش‌ها ممکن است بر پایداری بیوچار در خاک نیز اثرگذار باشد. بیش‌ترین میزان از دست رفتن کربن بیوچار از طریق فرآیندهای زیستی و غیرزیستی می‌باشد، ولی برهم‌کنش بین خاک و بیوچار بر میزان این هدررفت تأثیر فراوانی دارد. به‌عنوان مثال، ممکن است بخشی از بیوچار در داخل خاکدانه‌های کوچک به دام افتاده و به‌علت عدم دسترسی به اکسیژن، آنزیم‌ها و میکروب‌ها، با سرعت کم‌تری تخریب شود. مواد آلی خاک نسبت به بیوچار، حاوی منبع فراهم‌تر کربن بوده و می‌تواند باعث تحریک تولید آنزیم‌های برون‌سلولی میکروبی شده و از این طریق، بر تخریب بیوچار تأثیر بگذارد. به‌عبارت دیگر، کربن فراهم باعث تشدید معدنی‌شدن ماده کربنی مقاوم می‌شود. بیوچار نیز بسته به شرایط خاک، می‌تواند معدنی‌شدن مواد آلی خاک را افزایش و یا کاهش دهد (Brodowski et al., 2006). بیوچار دارای ساختمان متخلخل بوده و تمایل زیادی به جذب مواد آلی بومی خاک دارد، بنابراین می‌توان انتظار داشت که مواد آلی غیربیوچار خاک در داخل شبکه منافذ بیوچار به دام افتاده و از اکسیدکننده‌ها، آنزیم‌ها و در نتیجه از تجزیه و تخریب محافظت شود و یا ممکن است بیوچار عناصر غذایی خاک را جذب کند و بدین‌ترتیب فعالیت میکروبی خاک را محدود سازد. از طرف دیگر، بیوچار ممکن است با فراهم کردن عناصر غذایی یا فراهم کردن زیستگاه مناسب برای ریزجانداران، معدنی‌شدن مواد آلی خاک را تشدید کند (Lehmann and Joseph, 2015). همچنین بیوچار ممکن است با افزایش رشد گیاه باعث تحریک فعالیت میکروبی در ریزوسفر شود. پژوهشگران در بررسی‌های مختلف با افزودن بیوچار به خاک، میزان CO_2 منتشر شده از خاک را اندازه‌گیری کرده‌اند. در این بررسی‌ها هم افزایش میزان انتشار CO_2 از خاک و هم عدم تأثیر بر میزان انتشار CO_2 از خاک مشاهده

شده است (Ladygina and Rineau, 2013). برای فهم بهتر روابط پیچیده بین بیوچار و مواد آلی خاک باید معدنی‌شدن بیوچار از معدنی‌شدن مواد آلی خاک تفکیک و به‌صورت جداگانه بررسی شود. با افزوده شدن بیوچار به خاکی که دارای مواد آلی کمتری می‌باشد، معدنی‌شدن مواد آلی خاک کاهش می‌یابد (Zimmerman et al., 2011). اثر منفی و عدم تأثیر بیوچار بر معدنی‌شدن مواد آلی خاک توسط کوزایاکو[۱۴] (۲۰۰۹) و سانتوس[۱۵] (۲۰۱۲) گزارش شده است. لیانگ[۱۶] و همکاران (۲۰۱۰) دریافتند که معدنی‌شدن کربن آلی بومی خاک در آنتروسول غنی از بیوچار، ۸۲-۶۴ درصد کمتر از خاک‌های فقیر از بیوچار اطراف آن بود. این نشان می‌دهد که وقتی بیوچار به خاک افزوده می‌شود، در ابتدا با یک اثر اولیه مثبت می‌تواند بر معدنی‌شدن کربن آلی بومی خاک تأثیر مثبت داشته باشد و بعد از مدتی، معدنی‌شدن مواد آلی خاک به‌علت جذب توسط بیوچار و احتمالاً کپسولی‌شدن در داخل خاک‌دانه‌های ریز (مخلوطی از بیوچار، ماده آلی و مواد معدنی خاک)، کاهش یابد (Zimmerman et al., 2011). با انتشار آهسته نانوذرات مواد آلی به درون منافذ ریز سطوح بیوچار (منافذ با ابعاد نانومتر)، سرعت جذب مواد آلی توسط بیوچار محدود می‌شود.

یانگ و همکاران (۲۰۱۶) از ترکیبات $FeCl_3$, $AlCl_3$, $CaCl_2$ و کائولینایت برای شبیه‌سازی ذرات معدنی خاک استفاده و بیوچار را با هر یک از این ترکیبات مخلوط و تغییرات ساختاری بیوچار را بعد از ۴ ماه بررسی کردند. آنان مشاهده کردند که در مدت ۴ ماه، رسوبات از جنس $Fe_8O_8(OH)_8Cl_{1.35}$ و $AlCl_3{\cdot}6H_2O$ در روی سطوح داخلی و خارجی بیوچار تشکیل شد. همچنین کمپلکس‌های آلی-معدنی مانند Fe-O-C در سطح مشترک بیوچار با ذرات معدنی تشکیل شد. در طی ۴ ماه با تداوم فرآیند اکسید شدن بیوچار، میزان گروه‌های عاملی کربوکسیلی (COOH) و باندهای C-O به طور معنی‌دار کاهش یافت. آنان به این نتیجه رسیدند که بیوچار در خاک‌های معدنی پایداری بسیار بیشتری دارد که برای ترسیب کربن در خاک بسیار سودمند است. جینگ و همکاران (۲۰۲۲) نشان دادند که کانی‌های رس، پیوندهای آروماتیک C-C و C=C را به پیوندهای آلی-معدنی C-O و C-H پایدار تبدیل می‌کنند. همچنین، کانی‌های رس، پیوندهای پایدار C-O-M و C-OH-M بیوچار را به پیوندهای آلیفاتیک C-C و C=C (مستعد اکسید شدن) تغییر دادند. همچنین، رس مونت‌موریلونایت با ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) زیاد و پیوندهای بین‌لایه‌ای ضعیف، از دست رفتن کربن بیوچار را تسریع کرد درحالی که رس کائولینایت پایداری بیوچار را افزایش داد.

سازوکارهای تثبیت بیوچار

تثبیت مواد آلی (از جمله بیوچار) را می‌توان پایداری آن در برابر هدررفت از طریق تخریب، فرسایش و یا آبشویی تعریف کرد. پایداری مولکولی و شیمیایی، اصلی‌ترین عامل مؤثر در تثبیت بیوچار می‌باشد. با این حال، این سؤال مطرح می‌شود که آیا برهم‌کنش بیوچار با مواد آلی و معدنی خاک یا محبوس شدن آن در داخل خاک‌دانه‌ها به‌صورت فیزیکی نیز باعث تثبیت آن می‌شود؟ تاکنون تحقیقات زیادی برای پاسخ به این سؤال انجام شده است. برای مثال، لیانگ و همکاران (۲۰۰۸) مشاهده کردند که در بخش آلی-معدنی آنتروسول‌های غنی از بیوچار حدود ۹۰-۷۲ درصد وزنی کربن وجود داشت. نوین و همکاران (۲۰۰۹) مشاهده کردند که ۳۰ سال بعد از افزوده شدن بیوچار به خاک، مقادیری آلومینیوم، سیلیسیم و مقادیر زیادی آهن در سطوح ذرات بیوچار وجود داشت. با وجود این که نقش عناصر و ترکیب‌های معدنی خاک در تثبیت بیوچار اثبات شده است، ولی یک همبستگی قوی بین فراوانی کربن بومی خاک و کربن افزوده شده به خاک وجود دارد که نشان می‌دهد کربن افزوده شده به خاک (بیوچار) و مواد آلی بومی خاک با فرآیندهای یکسانی نظیر تشکیل پل یونی توسط Ca^{2+} و یا پیوند با هیدروکسیدهای آلومینیوم و آهن تثبیت می‌شوند. کارآیی این فرآیندها می‌تواند با اکسیداسیون سطح بیوچار افزایش یابد. شاید به همین علت است که خاک‌های غنی از بیوچارهای با قدمت زیاد، مانند خاک‌های تراپرتا (Terra Preta) از مواد آلی غیربیوچار نیز غنی می‌باشند. جذب شدن مواد آلی به سطوح و منافذ بسیار ریز مواد معدنی خاک، یک سازوکار دیگر حفاظت مواد آلی می‌باشد. جذب مواد آلی به سطوح بیوچار و نفوذ به داخل منافذ آن می‌تواند یک سازوکار حفاظتی دوطرفه باشد که علاوه‌بر حفاظت بیوچار، مواد آلی خاک را نیز محافظت می‌کند. با این حال، اندازه منافذ بیوچار ممکن است آنقدر کوچک باشد (در حد نانومتر) که امکان ورود آنزیم‌های میکروبی و حتی آب و اکسیدکننده‌ها به این منافذ وجود نداشته و یا از نظر سینتیکی بسیار ضعیف باشد (Leng et al., 2021).

یک سازوکار دیگر برای تثبیت بیوچار در خاک که کمتر مورد توجه قرار گرفته است، غیرفعال‌سازی آنزیم‌های میکروبی تخریب‌کننده می‌باشد. آنزیم‌ها برهم‌کنش‌های متنوع و زیادی با مواد معدنی یا مواد آلی خاک دارند که بسیاری از این برهم‌کنش‌ها منجر به محدود شدن فعالیت آنزیم‌ها می‌شود (Zimmerman et al., 2011). علاوه‌بر آن، نسبت C:N بالا در بیوچار می‌تواند سرعت تجزیه و تخریب بیوچار را کاهش دهد؛ زیرا نیتروژن موجود در بیوچار به شکل ترکیب‌های آروماتیک با زنجیره‌های ناهمگن بوده و فراهمی آن برای ریزجانداران بسیار کم می‌باشد. این مسئله باعث طولانی‌تر شدن اثر بیوچار با C:N بالا بر خاک می‌شود (Hamer et al., 2004).

فرآیند مسن شدن بیوچار

استفاده از بیوچار به‌عنوان اصلاح‌گر خاک مستلزم این است که بدانیم بیوچار افزوده شده به خاک با گذشت زمان دچار چه تغییر و تحول‌هایی می‌شود و این تغییرها چه اثرهایی بر خاک و محیط زیست می‌گذارد. تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بیوچار در خاک در طول زمان را اصطلاحاً مسن شدن بیوچار می‌گویند (Wang et al., 2020). از آنجایی‌که بیوچار تمایل به برهم‌کنش‌های بیوژئوشیمیایی با ریشه گیاه، ریزجانداران و اجزای خاک دارد، علی‌رغم ماندگاری زیاد در خاک، ویژگی‌های آن در طول زمان اقامت در خاک دچار تغییر می‌شود. واکنش‌های اکسایش و جذب مواد و ترکیب‌های محیطی به‌ویژه مواد آلی بومی خاک، از مهم‌ترین عوامل مؤثر در مسن شدن بیوچار می‌باشند (Joseph et al., 2010). پژوهشگران فرضیات مختلفی را در مورد برهم‌کنش‌های مواد معدنی، مواد آلی و بیوچار ارائه کرده‌اند که از جمله این فرضیات می‌توان به موارد زیر اشاره کرد (Joseph et al., 2010):

۱) ممکن است در سطوح بیوچار، مواد آلی خاک و کانی‌های رسی، واکنش‌های آب‌گریز و آب‌دوست اتفاق افتد که عمدتاً بر اساس مدل مفهومی برهم‌کنش‌های آلی-معدنی می‌باشد.

۲) ممکن است برهم‌کنش‌های اکسایش-کاهش (ریداکس) بین ترکیب‌های آروماتیک (بیوچار) و سطوح مواد معدنی و یا بین دو ترکیب آروماتیک اتفاق افتد.

۳) ممکن است ترکیب‌های آلی محلول آزاد شده از ذرات بیوچار یا از سایر مواد آلی خاک در داخل کانی‌های رسی ۲:۱ و ۱:۱ به دام افتد.

به‌علت فراوانی منافذ درشت با قطر بزرگ‌تر از یک میکرون در بیوچار، بعد از بارندگی، یک شیب پتانسیل آبی بزرگ بین بخش بیرونی و درونی کانال‌های منافذ تشکیل می‌شود. در این شرایط، نیروهای موئینگی، محلول خاک حاوی ذرات آلی و معدنی کوچک را به درون کانال‌های منافذ می‌راند. واکنش‌ها در درون منافذ ممکن است بسیار پیچیده بوده و تنوع و پیچیدگی ترکیب‌های آلی و معدنی و طبیعت ناهمگن سطوح بیوچار بر این پیچیدگی می‌افزاید. با برهم‌کنش بیوچار با ریزجانداران، ساختار سطح و ترکیب شیمیایی بیوچار دچار تغییر می‌شود. ممکن است ریزجانداران با ترشح اسیدها و آنزیم‌ها، مواد معدنی را حل کنند و یا مواد آلی جذب شده توسط بیوچار و نفوذ یافته به درون منافذ بیوچار توسط ریزجانداران تجزیه شود (Lehmann and Joseph, 2015). جوزف[17] و همکاران (۲۰۱۳) نشان دادند که وقتی سیستم ریشه به ذره بیوچار می‌رسد، ریشه‌های موئین وارد منافذ درشت پر از آب بیوچار شده و یا به سطوح بیوچار متصل می‌شود. بیوچار می‌تواند ترکیب‌های آلی آزاد شده از ریشه‌های درحال رشد که شامل ترکیب‌های آلی با وزن مولکولی کم، مواد ژلاتینی با وزن مولکولی زیاد، سلول‌ها و بافت‌های ریزان و مواد حاصل از تجزیه این سلول‌ها می‌باشند را جذب سطحی نماید. این ترکیب‌ها به لایه‌های معدنی موجود در بیوچار و یا مستقیماً به سطوح کربنی بیوچار متصل می‌شوند (Kolb et al., 2009).

بیوچارهای دارای خاکستر زیاد (مانند بیوچارهای تولید شده از کود دامی) که حاوی عناصر بیش‌تری هستند، بعد از رسیدن به ریشه‌های موئین می‌توانند با یک بارندگی و یا آبیاری، میزان قابل‌توجهی از عناصر را به ریزوسفر گیاه آزاد کنند. بعد از آزاد شدن اولیه عناصر، اکسیداسیون سطوح بیوچار آغاز می‌شود و سپس کمپلکس‌های فاز آلی-معدنی تشکیل می‌شود که ممکن است منجر به افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی بیوچار شود (Joseph et al., 2010). از معیارهای مهم کیفیت بیوچار می‌توان به سطح ویژه، ظرفیت تبادل کاتیونی، جذب سطحی و میزان و نوع مواد فرار (قطران‌ها، رزین‌ها و سایر ترکیب‌های با ماندگاری کم) اشاره کرد. در طول زمان، میزان مواد فرار و ظرفیت جذب سطحی بیوچار کاهش می‌یابد در حالی‌که ظرفیت تبادل کاتیونی آن افزایش می‌یابد. همچنین، سطح ویژه بیوچار با گذشت زمان ممکن است افزایش یا کاهش یابد (Anand et al., 2023).

بیوچار با گذشت زمان انواع مواد آلی و معدنی را در خاک جذب می‌نماید؛ در نتیجه سطح‌ویژه و توزیع اندازه منافذ آن ممکن است توسط مواد آلی و معدنی جذب شده کاهش یابد. مواد فرار تخلخل بیوچار را بلوکه کرده و جذب سطحی اولیه آن را کاهش می‌دهد ولی آن را در معرض تجزیه زیستی قرار می‌دهد. مواد آلی طبیعی می‌تواند در گذر زمان با بلوکه کردن منافذ ریز بیوچار، از جذب شدن آلاینده‌های آلی توسط بیوچار جلوگیری کند. همچنین حضور یون‌های فلزی مختلف مانند مس و نقره در غلظت مناسب (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) ممکن است شیمی سطح و یا ساختمان شبکه‌ای منافذ بیوچار را از طریق تشکیل کمپلکس دچار تغییر کند (Wang et al., 2020). فلزات ممکن است در طول زمان، مانند ماسک در سطوح بیوچار قرار گرفته و با پوشش سطح بیوچار، ظرفیت جذب ترکیب‌های آلی مانند آلاینده‌های آلی (آفت‌کش‌ها و سایر مواد شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی) توسط بیوچار را کاهش دهند. در این رابطه، آهنگر[18] و همکاران (۲۰۰۸) نشان دادند که بعد از حذف عناصر پارامغناطیس (مانند سزکویی‌اکسیدها) از خاک، جذب آفت‌کش توسط زغال چوب طبیعی در خاک، ۲ تا ۳ برابر افزایش یافت که نشان می‌دهد طی فرآیند مسن شدن بیوچار در خاک، ممکن است سطوح بیوچار توسط عناصر و مواد پوشیده شود و ظرفیت جذب آن کاهش یابد.

دی‌لاروسا[۱۹] و همکاران (۲۰۱۸) با افزودن بیوچار به خاک، فرآیند مسن شدن بیوچار را در طی ۲۴ ماه در شرایط واقعی مزرعه بررسی و مشاهده کردند با گذشت زمان، ریزجانداران خاک مانند قارچ‌ها و باکتری ها به داخل فضاهای خالی بیوچار نفوذ کرده و ذرات بیوچار دچار فروپاشی شدند. آنان گزارش کردند که درجه مسن شدن بیوچار به ماهیت زیست توده اولیه بستگی دارد. همچنین، در طی فرآیند مسن شدن بیوچار در خاک، ذرات بیوچار در خاک در طول زمان خردتر و ریزتر می شوند. آنان همچنین گزارش کردند که بسته به ترکیب شیمیایی عناصر محلول خاک، سطوح بیوچار ممکن است یون‌های مختلفی را از محلول خاک جذب نماید که در پایداری و یا ناپایداری آن مؤثر است.

با گذشت زمان، گروه‌های عاملی کربوکسیلی و فنولی سطح بیوچار افزایش و بارهای سطحی مثبت کاهش می‌یابد (Wang et al., 2020). چینتالا[۲۰] و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند که با گذشت زمان، جایگاه‌های با بار منفی در سطوح بیوچار افزایش یافته و ظرفیت تبادل کاتیونی بیوچار افزایش یافت. در طول زمان، مقدار کربن بیوچار کاهش و مقدار اکسیژن و هیدروژن و فراهمی عناصری مانند فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم برای گیاه افزایش می‌یابد. با مسن شدن بیوچار، اگرچه اکسیداسیون زیستی و غیرزیستی، بخش‌هایی از بیوچار را حل کرده و در اختیار میکروب‌ها قرار می‌دهد ولی ممکن است کربن پیروژنیک بعد از حل شدن، طی سازوکارهای نظیر پل کاتیونی و جذب، به‌تدریج تبدیل به کربن آلی معمولی خاک شود. با این‌حال، تثبیت فیزیکی بیوچار از طریق پوشش آن با مواد معدنی خاک و تشکیل خاک‌دانه در هر زمانی در خاک امکان‌پذیر است و در گذر زمان، این سازوکار در خاک می‌تواند تداوم داشته باشد. درواقع همین فرآیندها هستند که منجر به تشکیل خاک‌های تراپرتا و سایر خاک‌های غنی از کربن پیروژنیک و غیرپیروژنیک در طول زمان شده‌اند (Chintalla et al., 2014).

برخی از عوامل محیطی نیز سرنوشت بیوچار را با گذشت زمان در خاک تحت‌تأثیر قرار می‌دهد. به‌عنوان مثال، گزارش شده است که اکسید شدن بیوچار در محیط مرطوب تشدید می‌شود. حضور آب، به‌ویژه آب با میزان بالای عناصر و ریزجانداران نقش اساسی در تغییر شکل بیوچار در اولین ماه بعد از افزوده شدن به خاک دارد (Joseph et al., 2010). وقتی خاک مرطوب است، در صورتی که انحلال نمک‌ها (کربنات‌های سدیم و پتاسیم و اکسیدها) در خاک اطراف بیوچار وجود داشته باشد، pH خاک اطراف ذرات بیوچار ممکن است افزایش یابد. با خشک شدن خاک، ممکن است رسوب نمک‌های معدنی رخ دهد و فعالیت یونی در محلول افزایش یابد. احتمالاً این واکنش‌ها بیشتر در درون منافذ کوچک بیوچار اتفاق می‌افتند (Lehmann and Joseph, 2015). اگر بیوچار به‌همراه مواد دیگری به خاک افزوده شود، ممکن است برهم‌کنش‌های بیوچار در خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد. کیم[۲۱] و همکاران (۲۰۲۱) به منظور بررسی فرآیند مسن شدن بیوچار در خاک، بیوچارهای تولید شده از خاک اره، کاه برنج و تفاله قهوه در دماهای ۳۰۰ و ۷۰۰ درجه سلسیوس را به صورت مکرر به تعداد ۲۵ دور در چرخه‌های مرطوب و خشک شدن، یخ زدن و آب شدن و در معرض نور و تاریکی قرار دادند و مشاهده کردند که با گذشت زمان، میزان آبشویی کربن آلی محلول از خاک افزایش یافت و چرخه‌های مرطوب و خشک شدن نقش بیشتری در افزایش آبشویی کربن آلی محلول از خاک داشت. همچنین، قرار دادن همان بیوچارها در محیط با غلظت CO_2 زیاد، با کاهش میزان اکسید شدن بیوچار، میزان آبشویی کربن آلی محلول را نسبت به محیط دارای N_2 زیاد کاهش داد که نشان می‌دهد غلظت بالای CO_2 باعث افزایش پایداری بیوچار می‌شود.

نتیجه‌گیری

بیوچار به‌علت پایداری بسیار زیاد و ویژگی‌های منحصربه‌فرد مانند تخلخل، سطح‌ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد می‌تواند دی‌اکسیدکربن اتمسفر را در خاک ترسیب کرده و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی و همچنین حاصلخیزی خاک را برای مدت زیادی بهبود بخشد. بنابراین، شاید بتوان پایداری زیاد بیوچار را به‌عنوان مهم‌ترین و منحصربه‌فردترین ویژگی بیوچار در نظر گرفت. با این حال، تمام بیوچارهای تازه‌تولید را می‌توان به دو بخش فراهم و مقاوم تقسیم کرد که بخش فراهم آن عمدتاً شامل کربن غیرآروماتیک بوده و در طی روزها و هفته‌های ابتدایی دچار تجزیه و تخریب شده و از خاک خارج می‌شود؛ اما بخش مقاوم آن عمدتاً شامل کربن آروماتیک بوده و در برابر فرآیندهای تجزیه زیستی و غیرزیستی مقاوم بوده و برای صدها تا هزاران سال در خاک پایدار باقی می‌ماند. این درحالی است که در خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران، به‌علت ورودی کم کربن آلی به خاک از یک‌سو و خروج زیاد کربن آلی از خاک از سوی دیگر، میزان کربن آلی خاک‌ها عمدتاً کمتر از حد بهینه می‌باشد. بنابراین، با توجه به ضرورت افزایش کربن آلی خاک به‌عنوان اصلی‌ترین عامل حاصلخیزی خاک و پایداری بسیار زیاد بیوچار در خاک، کاربرد بیوچار در خاک‌های ایران اهمیت بسزایی دارد. با این حال، بیوچار بعد از افزوده شدن به خاک، با تمام اجزای خاک شامل، مواد آلی، ذرات معدنی، عناصر غذایی، موجودات زنده، آب و هوای خاک وارد برهم‌کنش شده و ویژگی‌های آن در طی زمان دچار تغییر و تحول می‌شود (مسن‌شدن). علاوه‌برآن، برخی از عوامل بیرونی و محیطی مانند تغییرات القایی ریشه، فرسایش بادی، فرسایش آبی، آبشویی و آتش‌سوزی نیز بر فرآیند مسن‌شدن و سرنوشت بیوچار در خاک تأثیر می‌گذارند. در مقابل، سازوکارهایی نیز وجود دارند که با تثبیت بیوچار، از تغییر و تحول

بیوچار در خاک جلوگیری کرده و فرآیند مسن‌شدن یا تجزیه و تخریب بیوچار در خاک را به تعویق می‌اندازند که از آن جمله می‌توان حبس شدن ذرات بیوچار در داخل خاک‌دانه‌ها، پیوند شدن اجزای آلی و معدنی خاک به بیوچار و غیرفعال‌سازی برخی از آنزیم‌های خاک توسط بیوچار را نام برد. با این حال، به‌علت نوظهور بودن فن‌آوری بیوچار و گستردگی زمینه‌های کاربرد آن (علوم کشاورزی، محیط زیست، انرژی و ...)، هنوز اطلاعات ما در زمینه برهم‌کنش آن با اجزای مختلف خاک، تغییر و تحولات آن در بلند مدت در خاک و اثرهای بلندمدت آن بر خاک و محیط زیست به روشنی مشخص نشده است و تحقیقات زیادی در این زمینه مورد نیاز است.

Reference:

Ahangar, A. G., Smernik, R. J., Kookana, R. S., & Chittleborough, D. J. (2008). Separating the effects of organic matter–mineral interactions and organic matter chemistry on the sorption of diuron and phenanthrene. *Chemosphere*, 72, 886-890.

Anand, A., Gautam, S., & Ram, L. C. (2023). Feedstock and pyrolysis conditions affect suitability of biochar for various sustainable energy and environmental applications. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 170, 105881.

Azimzadeh, Y. (2023). The role of biochar on soil fertility and crop productivity in arid and semi-arid regions: Challenges and opportunities. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, doi:10.22059/ijswr.2023.361817.669530

Azimzadeh, Y., & Najafi, N. (2017). Biochar: the Material with Unique Properties for Carbon Sequestration and Global Warming Mitigation. *Land Management Journal*, 5(1), 51-63. [in Persian]

Baldock, J. A., & Smernik, R. J. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered Pinus resinosa (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33, 1093-1109.

Brodowski, S., John, B., Flessa, H., & Amelung, W. (2006). Aggregate- occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*, 57, 539-546.

Bruun, E. W., Ambus, P., Egsgaard, H., & Hauggaard-Nielsen, H. (2012). Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 46, 73-79.

Bruun, S., Jensen, E. S., & Jensen, L. S. (2008). Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Geochemistry*, 39, 839-845.

Cheng, C.-H., Lehmann, J., & Engelhard, M. H. (2008a). Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72, 1598-1610.

Cheng, C.-H., Lehmann, J., Thies, J. E., Burton, S. D., & Engelhard, M. H. (2006). Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37, 1477-1488.

Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T. E., Malo, D. D., & Julson, J. L. (2014). Effect of biochar on chemical properties of acidic soil. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60, 393-404.

Cravo-Laureau, C., Hernandez-Raquet, G., Vitte, I., Jézéquel, R., Bellet, V., Godon, J.-J., Caumette, P., Balaguer, P., & Duran, R. (2011). Role of environmental fluctuations and microbial diversity in degradation of hydrocarbons in contaminated sludge. *Research in Microbiology*, 162, 888-895.

Cross, A., & Sohi, S. P. (2011). The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 2127-2134.

Dai, Z., Xiong, X., Zhu, H., Xu, H., Leng, P., Li, J., & Xu, J. (2021). Association of biochar properties with changes in soil bacterial, fungal and fauna communities and nutrient cycling processes. *Biochar*, 3, 239-254.

De la Rosa, J. M., Rosado, M., Paneque, M., Miller, A. Z., & Knicker, H. (2018). Effects of aging under field conditions on biochar structure and composition: Implications for biochar stability in soils. *Science of The Total Environment*, 613–614, 969–976.

Enders, A., Hanley, K., Whitman, T., Joseph, S., & Lehmann, J. (2012). Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresource Technology*, 114, 644-653.

Farrokhian Firouzi, A., Biria, M., Moezzi, A., & Rahnama, A. (2023). Effect of Conocarpus erectus biochar on some physical and mechanical properties of a calcareous soil under corn cultivation. *Water and Soil Management and Modelling*, DOI: 10.22098/mmws.2023.12233.1217. [In Persian].

Haefele, S., Konboon, Y., Wongboon, W., Amarante, S., Maarifat, A., Pfeiffer, E., & Knoblauch, C. (2011). Effects and fate of biochar from rice residues in rice-based systems. *Field Crops Research*, 121, 430-440.

Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S., & Amelung, W. (2004). Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. *Organic Geochemistry*, 35, 823-830.

Hammes, K., Torn, M. S., Lapenas, A. G., & Schmidt, M. W. (2008). Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. *Biogeosciences*, 5, 1339-1350.

Hammond, D. S., Steege, H. t., & Van Der Borg, K. (2007). Upland soil charcoal in the wet tropical forests of central Guyana. *Biotropica*, 39, 153-160.

Hasanpour, I., Shirvani, M., Hajabbasi, M., & Majidi, M. (2022). Effect of Acidic Biochars on Some Chemical Properties and Nutrient Availabilities of Calcareous Soils. *Journal of Water and Soil Science*, 26(2), 39-59. [In Persian]

Herring, J. R. (1985). Charcoal fluxes into sediments of the North Pacific Ocean: the Cenozoic record of burning. *The Carbon Cycle and Atmospheric CO: Natural Variations Archean to Present*, 419-442.

Hockaday, W. C., Grannas, A. M., Kim, S., & Hatcher, P. G. (2006). Direct molecular evidence for the degradation and mobility of black carbon in soils from ultrahigh-resolution mass spectral analysis of dissolved organic matter from a fire-impacted forest soil. *Organic Geochemistry*, 37, 501-510.

Jantalia, C. P., Resck, D. V., Alves, B. J., Zotarelli, L., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2007). Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil and Tillage Research*, 95, 97-109.

Jing, F., Sun, Y., Liu, Y., Wan, Z., Chen, J., & Tsang, D. C. W. (2022). Interactions between biochar and clay minerals in changing biochar carbon stability. *Science of The Total Environment*, 809, 151124.

Jones, D., Murphy, D., Khalid, M., Ahmad, W., Edwards-Jones, G., & DeLuca, T. (2011). Short-term biochar-induced increase in soil CO_2 release is both biotically and abiotically mediated. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1723-1731.

Joseph, S., Camps-Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C., Hook, J., Van Zwieten, L., Kimber, S., Cowie, A., & Singh, B. (2010). An investigation into the reactions of biochar in soil. *Soil Research*, 48, 501-515.

Joseph, S., Graber, E., Chia, C., Munroe, P., Donne, S., Thomas, T., Nielsen, S., Marjo, C., Rutlidge, H., & Pan, G. (2013). Shifting paradigms: development of high-efficiency biochar fertilizers based on nano-structures and soluble components. *Carbon Management*, 4, 323-343.

Karami, S., landi, A., enayatizamir, N., & zalaghi, R. (2021). Effect of Corn and Sugarcane Biochars on Some Soil Biological Properties and Carbon Sequestration. *Journal of Environmental Science and Technology*, 23(5), 57-69. doi: 10.30495/jest.2018.15363.2383. [In Persian]

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, 1247-1253.

Kim, H.-B., Kim, J.-G., Kim, T., Alessi, D. S., & Baek, K. (2021). Interaction of biochar stability and abiotic aging: Influences of pyrolysis reaction medium and temperature. *Chemical Engineering Journal*, 411, 128441.

Knicker, H., Almendros, G., González- Vila, F. J., González- Pérez, J. A., & Polvillo, O. (2006). Characteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: a solid- state ^{13}C NMR study. *European Journal of Soil Science*, 57, 558-569.

Knicker, H., Hilscher, A., González-Vila, F. J., & Almendros, G. (2008). A new conceptual model for the structural properties of char produced during vegetation fires. *Organic Geochemistry*, 39, 935-939.

Knoblauch, C., Maarifat, A.-A., Pfeiffer, E.-M., & Haefele, S. M. (2011). Degradability of black carbon and its impact on trace gas fluxes and carbon turnover in paddy soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1768-1778.

Kolb, S. E., Fermanich, K. J., & Dornbush, M. E. (2009). Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1173-1181.

Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., & Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 210-219.

Ladygina, N., & Rineau, F. (2013). Biochar and soil biota, CRC Press, Boca Raton, FL.

Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). Biochar for environmental management: science, technology and implementation, London, Routledge, Abingdon.

Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems–a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11, 395-419.

Leng, L., Xiong, Q., Yang, L., Li, H., Zhou, Y., Zhang, W., ... & Huang, H. (2021). An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. *Science of the total Environment*, 763, 144204.

Lepik, R., & Tenno, T. (2012). Determination of biodegradability of phenolic compounds, characteristic to wastewater of the oil-shale chemical industry, on activated sludge by oxygen uptake measurement. *Environmental Technology*, 33, 329-339.

Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S. P., Thies, J. E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., & Neves, E. G. (2010). Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry*, 41, 206-213.

Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Sohi, S., Thies, J. E., Skjemstad, J. O., Luizao, F. J., Engelhard, M. H., Neves, E. G., & Wirick, S. (2008). Stability of biomass-derived black carbon in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72, 6069-6078.

Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., & Goodale, C. (2010). Fate of soil- applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 16, 1366-1379.

Nguyen, B. T., & Lehmann, J. (2009). Black carbon decomposition under varying water regimes. *Organic Geochemistry*, 40, 846-853.

Nguyen, B. T., Lehmann, J., Kinyangi, J., Smernik, R., Riha, S. J., & Engelhard, M. H. (2009). Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. *Biogeochemistry*, 92, 163-176.

Novotny, E. H., Hayes, M. H., Madari, B. E., Bonagamba, T. J., Azevedo, E. R. d., Souza, A. A. d., Song, G., Nogueira, C. M., & Mangrich, A. S. (2009). Lessons from the Terra Preta de Índios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 20, 1003-1010.

Osooli, H., Karimi, A., shirani, H., & Tabatabaei, S. H. (2021). The effect of type, particle size and amount of biochar on some physical and mechanical properties of calcareous soil. *Journal of Water and Soil Resources Conservation*, 11(1), 113-128. [In Persian].

Pivello, V. R., Oliveras, I., Miranda, H. S., Haridasan, M., Sato, M. N., & Meirelles, S. T. (2010). Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant and Soil*, 337, 111-123.

Rasuli, F., Owliaie, H., Najafi-Ghiri, M., & Adhami, E. (2022). Effect of biochar on potassium fractions and plant-available P, Fe, Zn, Mn and Cu concentrations of calcareous soils. *Arid Land Research and Management*, 36(1), 1-26.

Raiesi, F., & Besharati, H. (2018). The effects of corn biochar on the chemical and microbiological characteristics of two calcareous clay and sandy soils. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 8(1), 25-47. [In Persian].

Rodriguez-Navarro, C., Ruiz-Agudo, E., Luque, A., Rodriguez-Navarro, A. B., & Ortega-Huertas, M. (2009). Thermal decomposition of calcite: Mechanisms of formation and textural evolution of CaO nanocrystals. *American Mineralogist*, 94, 578-593.

Roscoe, R., Buurman, P., Velthorst, E., & Vasconcellos, C. (2001). Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the 13 C/12 C isotopic ratio in a Cerrado's oxisol. *Geoderma*, 104, 185-202.

Santos, F., Torn, M. S., & Bird, J. A. (2012). Biological degradation of pyrogenic organic matter in temperate forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 115-124.

Seyedi, N., Ahmadyousefi, M., Amiri nejad, M., Zahedi far, M., Alizadeh, F., & Zahed, M. (2022). The assessment of biomasses effect and pyrolysis temperatures on some chemical and physical properties of biochar. *Journal of Environmental Science and Technology*, 24(8), 133-150. [In Persian].

Shekofteh, H., Nabizadeh Rafsanjani, A., & Jalali, G. (2023). Effects of biochar derived from various feedstock sources on some physical and chemical properties of soil. *Environmental Erosion Research*, 13(3), 48-172. [in Persian]

Shi, R. Y., Ni, N., Wang, R. H., Nkoh, J. N., Pan, X. Y., Dong, G., & Li, J. Y. (2023). Dissolved biochar fractions and solid biochar particles inhibit soil acidification induced by nitrification through different mechanisms. *Science of The Total Environment*, 874, 162464.

Shokuhifar, Y., Ghahsareh, A.M., Shahbazi, K. (2023). Biochar and wheat straw affecting soil chemistry and microbial biomass carbon countrywide. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13, 5407–5417.

Skjernstad, J., Taylor, J., & Smernik, R. (1999). Estimation of charcoal (char) in soils. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 30, 2283-2298.

Spokas, K. A., Baker, J. M., & Reicosky, D. C. (2010). Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. *Plant and Soil*, 333, 443-452.

Steiner, C. (2015). Considerations in Biochar Characterization. In: Agricultural and Environmental Applications of Biochar: Advances and Barriers. M. Guo, Z. He, and S. M. Uchimiya, (Eds.), SSSA Special Publication, Madison, USA.

Tang, H., Chen, M., Wu, P., Faheem, M., Feng, Q., Lee, X., & Wang, B. (2023). Engineered biochar effects on soil physicochemical properties and biota communities: A critical review. *Chemosphere*, 311, 137025.

Titiz, B., & Sanford, R. L. (2007). Soil Charcoal in Old- Growth Rain Forests from Sea Level to the Continental Divide. *Biotropica*, 39, 673-682.

Wang, H., Nan, Q., Waqas, M., & Wu, W. (2022). Stability of biochar in mineral soils: assessment methods, influencing factors and potential problems. *Science of The Total Environment*, 806, 150789.

Wang, L., O'Connor, D., Rinklebe, J., Ok, Y. S., Tsang, D. C., Shen, Z., & Hou, D. (2020). Biochar aging: mechanisms, physicochemical changes, assessment, and implications for field applications. *Environmental Science & Technology*, 54(23), 14797-14814.

Yang, F., Zhao, L., Gao, B., Xu, X., & Cao, X. (2016). The interfacial behavior between biochar and soil minerals and its effect on biochar stability. *Environmental Science & Technology*, 50(5), 2264–2271.

Yang, Y., Sun, K., Han, L., Chen, Y., Liu, J., & Xing, B. (2022). Biochar stability and impact on soil organic carbon mineralization depend on biochar processing, aging and soil clay content. *Soil Biology and Biochemistry*, 169, 108657.

Yuan, J.-H., Xu, R.-K., & Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*, 102, 3488-3497.

Zimmerman, A. R. (2010). Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environmental Science & Technology*, 44, 1295-1301.

Zimmerman, A. R., Gao, B., & Ahn, M.-Y. (2011). Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1169-1179.

یادداشت ها

[1] Yang
[2] Jing
[3] Roscoe
[4] Jantalia
[5] Cheng
[6] Nguyen
[7] Zimmerman
[8] Major
[9] Jones
[10] Hockaday
[11] Bruun
[12] Tang
[13] Dai
[14] Kuzyakov
[15] Santos
[16] Liang
[17] Joseph
[18] Ahangar
[19] De la Rosa
[20] Chintalla
[21] Kim