نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۲۶۵- ۲۸۵
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.360183.319

نقش بیوچار در تغییرات نیتروژن خاک

یاسر عظیم‌زاده*

استادیار بخش تحقیقات مدیریت منابع، مؤسسه تحقیقات کشاورزی دیم کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مراغه، ایران.
yaser.azimzadeh@gmail.com

دریافت: آذر ۱۴۰۱ و پذیرش: شهریور ۱۴۰۲

چکیده

بیوچار، یک ماده جامد سیاه‌رنگ دارای کربن پایدار است که اثرات مثبت متعددی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک دارد. ازجمله اثرهای مثبت بیوچار بر خاک، تحت‌تأثیر قرار دادن تحرک و پویایی عناصر غذایی ازجمله نیتروژن در خاک است. بیوچار دارای سطوح با بار الکتریکی منفی بوده و می‌تواند یون‌های آمونیوم (NH_4^+) و مولکول‌های آلی کوچک دارای نیتروژن را جذب و نگهداری کند. همچنین با رهاسازی مقادیری نیتروژن به خاک و با تغییر نسبت کربن به نیتروژن (C/N)، می‌تواند تعادل معدنی‌شدن-آلی‌شدن نیتروژن را در خاک تحت‌تأثیر قرار دهد. علاوه‌بر آن، بیوچار با تغییر pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، قابلیت هدایت الکتریکی، کربن آلی، فعالیت زیستی، فراهمی عناصر غذایی، تخلخل، تهویه، روابط آبی و سایر ویژگی‌های خاک، به‌طور غیرمستقیم چرخه و پویایی نیتروژن را در خاک تحت‌تأثیر قرار می‌دهد و با تأمین آب، هوا و عناصر غذایی مورد نیاز ریزجانداران خاک، می‌تواند به‌عنوان زیستگاه مناسبی برای ریزجانداران خاک عمل کرده و تثبیت زیستی نیتروژن را بهبود بخشد. بیوچار همچنین با کاهش تصعید نیتروژن خاک، انتشار گاز گلخانه‌ای N_2O از خاک را کاهش می‌دهد. به‌طورکلی، بیوچار با نیتروژن دارای برهم‌کنش هم‌افزایی بوده و می‌تواند میزان مصرف کودهای نیتروژنی را کاهش دهد. بااین‌حال، تغییرات نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک، به‌ویژه خاک‌های آهکی هنوز به‌خوبی مشخص نشده و پژوهش‌های بیشتری نیاز است تا تأثیر بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌ها و شرایط دمایی مختلف بر تحرک و فراهمی عناصر غذایی به‌ویژه نیتروژن در خاک‌های آهکی مورد بررسی قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: چرخه نیتروژن، گرماکافت، ویژگی‌های خاک

* – آدرس ایمیل نویسنده مسئول: yaser.azimzadeh@gmail.com

نوع مقاله: فنی – ترویجی

مقدمه

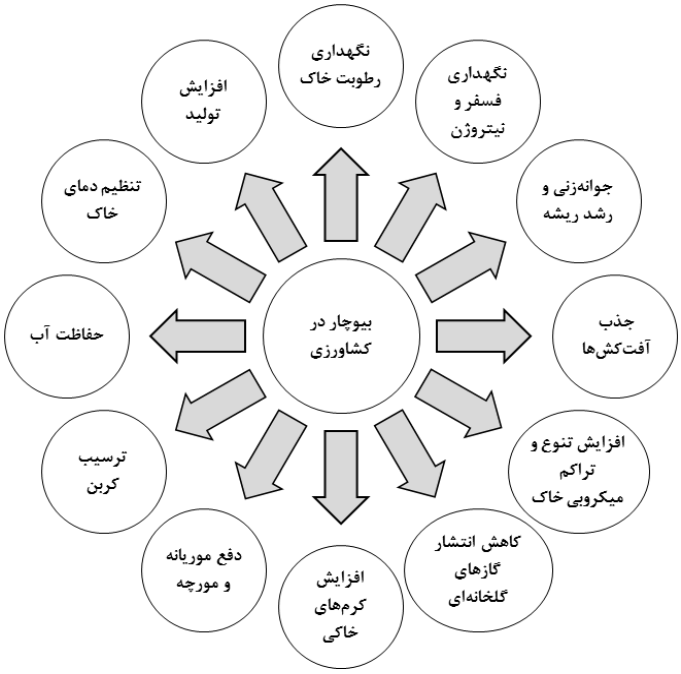
در کربنیزه‌شدن گرمایی[1]، زیست‌توده یا هر نوع ماده آلی دیگر در محیط عاری از اکسیژن و یا با اکسیژن محدود در دمای معمولاً کمتر از ۷۰۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده می‌شود. این عمل را اصطلاحاً گرماکافت[2] می‌نامند. ماده آلی اولیه[3] در طی فرآیند گرماکافت، تبدیل به سه فاز گاز، مایع و جامد می‌شود. فاز گازی این فرآیند را اصطلاحاً گاز زیستی[4]، فاز مایع را روغن زیستی[5] و فاز جامد را بیوچار[6] می‌نامند. با تغییر شرایط فرآیند گرماکافت (دما، زمان حرارت‌دهی و سرعت افزایش دما) می‌توان درصد سهم هر یک از این فازها را در خروجی سامانه کم یا زیاد کرد. بااینکه هر کدام از این سه محصول دارای کاربردهای خاص خود می‌باشند ولی معمولاً از فرآیند گرماکافت بیشتر برای تولید بیوچار استفاده می‌شود. شرایط گرماکافت و نوع ماده آلی اولیه بیشترین تأثیر را بر ویژگی‌های بیوچار تولید شده دارد (Joseph and Lehmann, 2009). شکل ۱ کارکردهای مختلف بیوچار در ارتباط با کشاورزی را نشان می‌دهد.

بیوچار با ویژگی‌های منحصر به‌فردی که دارد می‌تواند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تحت‌تأثیر قرار داده و با بهبود حاصلخیزی خاک، افزایش کارآیی مصرف آب و عناصر غذایی، باعث افزایش رشد و عملکرد محصولات کشاورزی شود. بیوچار می‌تواند با افزایش تعداد، تنوع و فعالیت ریزجانداران خاک، فعالیت زیستی خاک را بهبود بخشد. همچنین، می‌تواند با جذب و تجزیه سموم شیمیایی و انواع آلاینده‌های آلی و تثبیت فلزات سنگین خاک، سلامت خاک و محصولات کشاورزی را ارتقاء بخشد (Haider et al., 2022). بنابراین، افزودن بیوچار به خاک، نه‌تنها منجر به ترسیب کربن و کاهش کربن اتمسفر می‌شود بلکه ویژگی‌های خاک را نیز اصلاح می‌کند (Azimzadeh, 2019).

اثر بیوچار بر پویایی عناصر غذایی خاک

تغییر شکل عناصر غذایی در خاک توسط بسیاری از عوامل زنده و غیرزنده تحت‌تأثیر قرار می‌گیرد. اولین مسئله‌ای که در مورد اثر بیوچار بر تغییر شکل عناصر غذایی خاک مطرح است این است که خود بیوچار چه میزانی از عناصر را وارد محیط خاک می‌کند. آیا محتوای عناصر غذایی موجود در بیوچار به‌قدری است که بتوان آن را به‌عنوان یک کود در نظر گرفت؟ به‌طورکلی، بیوچار را نمی‌توان به‌عنوان یک کود در نظر گرفت مگر این‌که از زیست‌توده‌های کودی نظیر کود مرغی، کود گاوی و لجن فاضلاب تولید شده باشد و یا توسط عناصر غذایی به‌قدری غنی‌سازی شده باشد که اثر غذایی آن قابل‌توجه باشد. در واقع بیوچار بیشتر به‌عنوان یک اصلاح‌گر و بهبوددهنده وضعیت خاک مطرح است که به‌طور مستقیم و غیرمستقیم برخی از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد؛ هر چند که ممکن است برخی از عناصر غذایی پرمصرف و کم‌مصرف را به خاک اضافه کند (Clough et al., 2013). نقش بیوچار در عناصر غذایی خاک، به نوع زیست‌توده اوّلیه بستگی دارد. ازآنجایی‌که میزان عناصر موجود در زیست‌توده گیاهان مختلف متفاوت است، نوع زیست‌توده اوّلیه، عامل کلیدی در تعیین میزان عناصر موجود در بیوچار است (Krull et al., 2009).

1. -Thermal carbonization
2. -Pyrolysis
3. -Feed stock
4. -Syngas
5. -Bio oil
6. -Biochar



شکل ۱- نقش‌های مفید بیوچار در کشاورزی (Haider et al., 2022)

Figure 1- Beneficial roles of biochar in agriculture (Haider et al., 2022)

معمولاً بیوچارهای تولیدشده از زیست‌توده‌های علفی در مقایسه با بیوچارهای تولیدشده از زیست‌توده‌های چوبی دارای میزان عناصر غذایی بیشتری هستند و بیشترین میزان عناصر غذایی را می‌توان در بیوچارهای تولیدشده از کودهای آلی مانند کود مرغی و لجن فاضلاب مشاهده کرد (Haider et al., 2022). Piash et al. (2021) گزارش کردند که میزان فسفر و پتاسیم موجود در بیوچارهای تولید شده از کودهای مرغی و گاوی با افزایش دمای گرماکافت افزایش می‌یابد و غلظت فسفر و پتاسیم این بیوچارها به اندازه‌ای است که می‌تواند نیاز گیاه را تأمین نماید. درجه حرارت، مدت زمان حرارت‌دهی و سرعت افزایش دما به‌طور مستقیم ویژگی‌های شیمیایی بیوچار را تحت تأثیر قرار می‌دهد. برای عناصر موجود در زیست‌توده در طی فرایند گرماکافت، ممکن است یکی از سه اتفاق زیر رخ دهد:
۱) بر اثر حرارت به‌صورت گاز از زیست‌توده خارج شود، ۲) به‌صورت شکل‌های مقاوم‌تر در داخل ساختار زیست‌توده (بیوچار) تثبیت شود، ۳) به‌صورت اکسیدهای محلول از زیست‌توده خارج و وارد بخش مایع (روغن زیستی) شود (Krull et al., 2009).

در برخی از مواد آلی مانند لجن فاضلاب و کودهای دامی، مقادیر زیادی از بخش‌های قابل هیدرولیزِ نیتروژن آلی مانند آمینواسیدها وجود دارد که با افزایش دمای گرماکافت، به دلیل تخریب شکل فراهم نیتروژن در گرماکافت در دمای زیاد از بیوچار خارج می‌شود (Wang et al., 2012a). علاوه بر آن، با خروج بیشتر هیدروژن و اکسیژن از ساختار زیست‌توده، میزان حلقه‌ای شدن[1] کربن در بیوچار افزایش یافته و نیتروژن در داخل ساختارهای حلقوی تشکیل شده به همراه کربن به دام می‌افتد (Almendros et al., 2003).

نیتروژن محدودکننده‌ترین عنصر غذایی گیاهان محسوب می‌شود که در خاک عمدتاً (حدود ۹۸٪) در ساختمان ترکیب‌های آلی وجود دارد (Cassman et al., 2002). نیتروژن آلی خاک به‌عنوان منبع ذخیره نیتروژن خاک است که قبل از جذب توسط بسیاری از گیاهان

1 -Aromatization

زراعی ابتدا باید به آمونیوم و سپس به نیترات تبدیل شود (معدنی‌شدن[1]). میانگین جهانی کارآیی جذب نیتروژن توسط گیاهان از کودهای نیتروژن حدود ۳۳ درصد است که این کارآیی کم به یک چالش زیست‌محیطی جهانی تبدیل‌شده است (Cassman et al., 2002). نیتروژنِ جذب‌نشده که درصد بیشتری از نیتروژن کودهای شیمیایی را شامل می‌شود از دو طریق به شرح زیر از دسترس گیاه خارج می‌شود که مهم‌ترین راه‌های هدررفت نیتروژن در زمین‌های کشاورزی محسوب می‌شوند:

۱) از طریق روانآب و یا آبشویی از خاک وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی شده و منجر به غنی‌شدن زیستی[2] و پدید آمدن مشکلات زیست‌محیطی می‌شود.

۲) توسط باکتری‌های خاک از طریق نیترات‌زدایی و به‌صورت گاز از خاک خارج می‌شود. ارزش اقتصادی این هدررفت بیش از ۱۵۰ میلیون دلار در سال تخمین زده می‌شود. این نوع هدررفت علاوه‌بر تحمیل هزینه‌های اقتصادی، با تولید گاز N_2O بر مشکل افزایش گازهای گلخانه‌ای و گرم‌شدن کره زمین می‌افزاید (Cassman et al., 2002).

افزودن بیوچار به خاک، منبع دیگری از نیتروژن و کربن را به خاک اضافه می‌کند. گزارش‌های متعدد و گاهاً متناقض از اثر بیوچار بر معدنی‌شدن و آلی‌شدن (بی‌تحرک‌شدن[3]) نیتروژن خاک ارائه شده است. با افزوده‌شدن بیوچار به خاک، کاهش خالص معدنی‌شدن نیتروژن (Dempster et al., 2012a)، افزایش خالص معدنی‌شدن نیتروژن (Castaldi et al., 2011؛ Piash et al., 2021)، عدم تأثیر بر معدنی‌شدن نیتروژن (Schomberg et al., 2012)، افزایش آلی‌شدن نیتروژن (Bruun et al., 2012) و یا عدم تأثیر معنادار بر آلی‌شدن نیتروژن مشاهده شده است (Cheng et al., 2012). بنابراین، آنچه که مسلم است این است که بیوچار می‌تواند پویایی نیتروژن را در خاک تحت‌تأثیر قرار دهد (Cai et al., 2022; Clough and Condron, 2010). بیوچار از راه‌های زیر بر چرخه نیتروژن خاک تأثیر می‌گذارد:

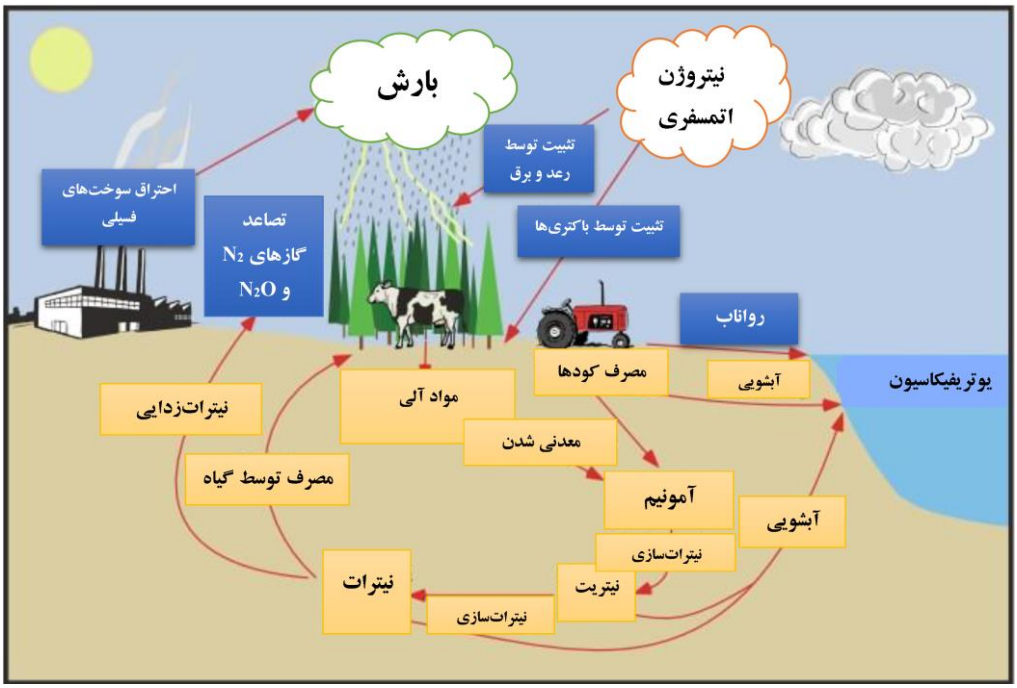
۱) با جذب سطحی، میزان نیترات و آمونیوم محلول خاک را کاهش می‌دهد.

۲) انتشار نیتروژن به‌صورت N_2O از خاک و آبشویی نیتروژن را کاهش می‌دهد.

۳) جمعیت باکتری‌های نیترات‌ساز را افزایش می‌دهد.

مکانیسم اول و دوم زمانی قابل توجه است که بیوچار دارای اندازه ذرات کوچک‌تر و سطح ویژه بالاتری باشد. مکانیسم سوم از طریق سطح ویژه و افزایش pH خاک انجام می‌شود (Clough and Condron, 2010). شکل ۲ چرخه نیتروژن در محیط‌زیست را به‌صورت خلاصه نشان می‌دهد.

1 -Mineralization
2 -Eutrophication
3. -Immobilization



شکل ۲- چرخه نیتروژن (Inglett et al., 2011)

Figure 2- Nitrogen cycle (Inglett et al., 2011)

تغییر مقدار نیتروژن در بیوچار

دمای تصعید متفاوت عناصر، نقش مهمی در نسبت جرمی نیتروژن به سایر عناصر ازجمله نسبت C/N/P/S در بیوچار ایفا می‌کند. کربن، فراوان‌ترین عنصر موجود در بیوچار است (۷۰ تا ۸۰ درصد جرمی) که در دمای ۱۰۰ درجه سلسیوس شروع به تغییر می‌کند و برخی از ترکیب‌های آن به‌تدریج از زیست‌توده خارج می‌شود؛ ولی مقدار نیتروژن در بیوچار بسته به نوع زیست‌توده و شرایط واکنش متغیر بوده و معمولاً کمتر از سه درصد جرمی است. درصد جرمی نیتروژن و گوگرد بیوچار با افزایش دمای گرماکافت کاهش می‌یابد. به‌طوری‌که بسیاری از ترکیب‌های نیتروژن و گوگرد به‌ترتیب در دماهای بیشتر از ۲۰۰ و ۳۷۵ درجه سلسیوس و پتاسیم و فسفر در دمای بین ۷۰۰ تا ۸۰۰ درجه سلسیوس دچار تغییر شده و به‌تدریج از زیست‌توده خارج می‌شوند. تصاعد منیزیم، کلسیم و منگنز در دمای بیشتر از ۱۰۰۰ درجه سلسیوس اتفاق می‌افتد (Neary et al., 1999; Krull et al., 2009; Joseph and Lehmann, 2009). در دمای بیشتر از ۲۰۰ درجه سلسیوس بخشی از آمونیوم زیست‌توده به نیترات و سپس به اکسیدهای نیتروژن تبدیل شده و به‌صورت گاز از ساختار زیست‌توده خارج می‌شود. این روند، یعنی خارج‌شدن ترکیب‌های آلی نیتروژن‌دار از زیست‌توده تا دمای حدود ۴۰۰ درجه سلسیوس ادامه می‌یابد. در دماهای بیشتر از ۵۰۰ درجه سلسیوس کم‌ترین مقدار ترکیب‌های آلی فرّار تولید می‌شود و نیتروژن باقی‌مانده نیز به‌همراه کربن در ساختارهای چندحلقه‌ای نیتروژن‌دار[1] به دام می‌افتد (Novak et al., 2009). نیتروژن بیشتر از سایر عناصر پرمصرف به حرارت حساس است و با افزایش درجه حرارت در طی فرآیند گرماکافت، نیتروژن سریع‌تر از سایر عناصر از زیست‌توده خارج می‌شود؛ بنابراین، بسیاری از بیوچارها در دماهای بین ۴۵۰ تا ۵۵۰ درجه سلسیوس تولید می‌شوند؛ در نتیجه از نظر نیتروژن و گوگرد نسبتاً تخلیه می‌شوند. بااین‌حال، تولید بیوچار از زیست‌توده‌های غنی از نیتروژن و در دمای گرماکافت کم می‌تواند تا حدود ۵۰ درصد نیتروژن و تمام گوگرد زیست‌توده اولیه را در بیوچار حفظ کند. به‌طورکلی با افزایش دمای

1. -N-heterocyclic aromatic structures

گرماکافت، غلظت NH_4^+ و PO_4^{3-} قابل‌استخراج بیوچار کاهش می‌یابد و در دماهای بیشتر، بخشی از NH_4^+ به بخش کوچکی از NO_3^- که قابل‌تبادل است اکسید می‌شود (DeLuca et al., 2006). بسیاری از بیوچارهای با منشأ چوب، دارای نسبت‌های C/P و C/N بالا می‌باشند. درحالی‌که این نسبت‌ها در بیوچارهای با منشأ گیاهی، کودهای دامی و ضایعات غذایی بسیار کمتر است و بیوچارهای با منشأ کودها، دارای مقادیر بالای عناصر غذایی نسبت به کربن می‌باشند. بیوچارهای غنی از عناصر (بیوچارهای غیرچوبی) نسبت به بیوچارهای غنی از کربن (بیوچارهای چوبی) که دارای ساختار حلقوی می‌باشند، مقاومت کمتری در برابر فرآیندهای تجزیه و پوسیدگی در خاک دارند. دماهای گرماکافت زیاد (۸۰۰ درجه سلسیوس) باعث افزایش pH و EC و نیترات قابل‌استخراج و دمای گرماکافت کمتر (۳۵۰ درجه سلسیوس)، باعث افزایش فنول‌ها، فسفر و آمونیوم قابل‌استخراج در بیوچار می‌شود (Azimzadeh and Najafi, 2017a; Azimzadeh et al., 2017).

بیوچار، به‌ویژه بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌های با نیتروژن زیاد مانند کود مرغی وقتی به خاک افزوده می‌شوند بر اثر فرایندهای اکسید شدن و انحلال می‌توانند مستقیماً مقادیری نیتروژن به خاک اضافه نمایند (Piash et al., 2021). Joseph et al. (2021) سه مرحله از واکنش‌های بیوچار در خاک را شناسایی کردند که عبارت‌اند از: حل شدن، توسعه سطح واکنش‌پذیر و مسن شدن[1] که این مراحل در خاک به ترتیب به مدت ۳-۱ هفته، ۶-۱ ماه و بیش از شش ماه طول می‌کشد. وقتی بیوچار به‌تنهایی به خاک افزوده شود به‌علت نسبت C/N زیاد (بیشتر از ۴۰۰) ممکن است باعث غیرمتحرک‌شدن و کمبود نیتروژن در گیاهان شود و احتمالاً یکی از دلایل کاهش عملکرد محصول در سال اول افزودن بیوچار به خاک، به غیرمتحرک‌شدن نیتروژن مربوط باشد. بااین‌حال، کربن و نیتروژن قابل‌دسترس میکروب‌ها در بیوچار محدود است. علاوه‌بر آن، بیوچار ممکن است مولکول‌های آلی با C/N زیاد را از محلول خاک جذب کرده و معدنی‌شدن نیتروژن را افزایش دهد (Gundale and DeLuca, 2007). بااین‌حال، نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد که کاربرد بیوچار همراه با کودهای نیتروژن، می‌تواند از غیرمتحرک شدن نیتروژن و کاهش عملکرد محصول بکاهد (Ghorbani et al., 2022).

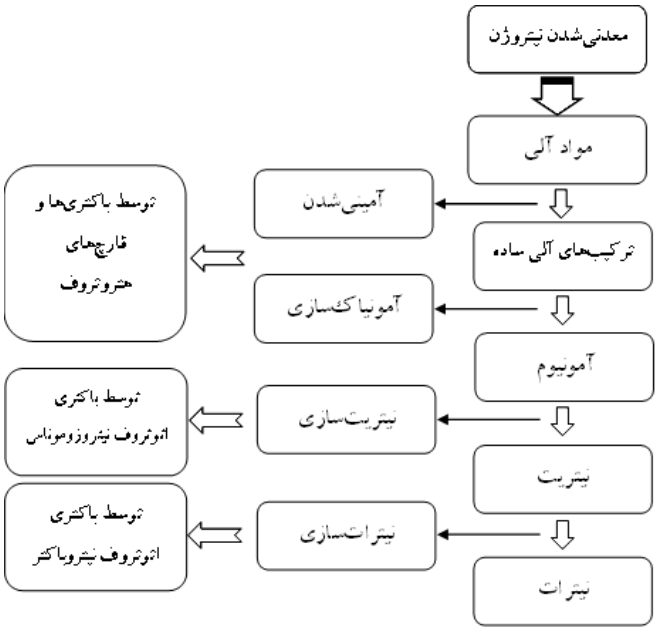
اثرات بیوچار بر معدنی‌شدن نیتروژن (آمونیاک‌سازی و نیترات‌سازی)

معدنی‌شدن نیتروژن فرآیندی است که در طی آن، نیتروژن آلی به نیتروژن معدنی تبدیل می‌شود. به‌طورکلی، معدنی‌شدن نیتروژن، سازوکارهای آمینی‌شدن[2]، آمونیاک‌سازی[3] و نیترات‌سازی[4] را در بر می‌گیرد. در طی فرآیند آمینی‌شدن، مواد آلی توسط باکتری‌ها و قارچ‌های هتروتروف[5] به ترکیب‌های آلی ساده‌تر شکسته می‌شوند. آمونیاک‌سازی فرآیندی است که به‌واسطه موجودات زنده انجام می‌شود. از این جهت یک فرآیند زیستی زنده است که در آن، نیتروژن موجود در مولکول‌های آلی و ترکیب‌های آلی ساده توسط باکتری‌های هتروتروف و انواع قارچ‌ها به آمونیوم تبدیل می‌شود. نیترات‌سازی نیز یک فرآیند به‌شدت زنده است که بیشتر توسط موجودات اتوتروف[6]، از جمله باکتری‌ها و آرکی‌باکتری‌های[7] موجود در خاک‌های کشاورزی، مرتعی و جنگلی انجام می‌شود و طی آن، آمونیوم به نیترات تبدیل می‌شود. نیترات‌سازی را می‌توان به دو مرحله تقسیم کرد. مرحله اول نیتریت‌سازی[8] است که در طی آن، آمونیوم توسط باکتری نیتروزوموناس به نیتریت تبدیل می‌شود و مرحله دوم نیترات‌سازی است که طی آن نیترات توسط باکتری نیتروباکتر از نیتریت تشکیل می‌شود. هر دو باکتری از نوع

1 -Aging

2 -Aminization
3 -Ammonification
4 -Nitrification
5 -Heterotroph
6 -Autotroph
7 -Archaebacteria
8 -Nitritation

باکتری‌های اتوتروف است (شکل ۳) (Havlin et al., 1999). DeLuca et al. (2006) افزایش میزان خالص نیترات‌سازی به موجب افزودن بیوچار به خاک جنگل‌های معتدل که قبلاً نیترات‌سازی کمی داشته و یا بدون نیترات‌سازی بودند را گزارش کردند که علت آن ممکن است به اثر آهک بیوچار، حذف مواد بازدارنده مانند پلی‌فنول‌ها یا تانین‌ها توسط بیوچار و یا افزایش باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک مربوط باشد (Lehmann et al., 2011; Clough et al., 2013). نداشتن اثر مثبت بیوچار بر نیترات‌سازی در برخی از زیست‌بوم‌های کشاورزی ممکن است به‌این‌علت باشد که در زیست‌بوم‌های کشاورزی قبلاً نیترات‌سازی انجام شده است (Clough et al., 2013). همچنین، گزارش شده است که افزودن بیوچار به خاک باعث تولید اتیلن در برخی از خاک‌ها می‌شود (Spokas et al., 2010). ترکیب‌های آلی فرّار موجود در بیوچار با تولید اتیلن می‌تواند نیترات‌سازی را کاهش دهد. بیوچار ممکن است در منطقه ریشه با تولید اتیلن باعث کاهش باکتری‌های نیترات‌ساز شود (Spokas et al., 2010). بعد از فرآیند گرماکافت، انواع مختلفی از ترکیب‌های غیرحلقوی (خطی) در سطوح بیوچار باقی می‌ماند که اتیلن نیز ممکن است یکی از این ترکیب‌ها باشد. علاوه‌بر آن، اخیراً مشخص شده است که اتیلن ممکن است توسط ریزجانداران در حضور بیوچار تولید شود که می‌تواند تا حدودی علت کاهش تولید دی‌اکسیدکربن در خاک را توجیه نماید و یا به کاهش تولید اکسید نیترو ارتباط پیدا کند (Spokas et al., 2010). بیوچار غیرچوبی تولید شده در دماهای کم، نسبت به خاک با سرعت بیشتری اتیلن تولید می‌کند؛ در حالیکه بیوچار چوبی و کربن فعال ممکن است اتیلن تولید شده را جذب کنند. Spokas et al. (2010) نشان دادند که تولید اتیلن در خاک در حضور ریزجانداران می‌تواند تا بیش از ۲۰۰ درصد بیشتر از خاک استریل باشد.



شکل ۳- فرآیند معدنی شدن نیتروژن آلی (Lee et al., 2022)

Figure 3- Organic nitrogen mineralization process (Lee et al., 2022)

گزارش شده است که بیوچار سرعت معدنی‌شدن نیتروژن را در خاک در مقایسه با زیست‌توده‌های غیرزغالی کندتر کرده است (Clough et al., 2013). بیوچارهای تازه و تولید شده در دمای کم،

حاوی مقادیری کربن فراهم می‌باشند که به‌راحتی توسط ریزجانداران خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد و هنگامی‌که این نوع بیوچارها به خاک افزوده شود، ممکن است در مدت کوتاهی باعث آلی‌شدن نیتروژن و بروز کمبود موقتی نیتروژن خاک شود (Clough et al., 2013). Bruun et al. (2012) با استفاده از کلش گندم به‌روش گرماکافت آهسته و سریع بیوچار تولید کرده و به خاک افزودند. بیوچار گرماکافت سریع حاوی مقادیری کربوهیدرات‌های گرماکافت نشده و فراهم بود. در طی ۶۵ روز، بیوچار گرماکافت سریع باعث آلی‌شدن نیتروژن معدنی، ولی بیوچار گرماکافت آهسته باعث معدنی‌شدن خالص نیتروژن خاک شد. بنابراین، با اینکه ممکن است بیوچار دارای مقادیری نیتروژن فراهم باشد ولی معدنی‌شدن و آزادشدن آن به عواملی ازجمله میزان پایداری بیوچار، نسبت C/N در بیوچار و خاک، مقدار ذخیره کربن و نیتروژن خاک و بیوچار و به زیست‌بوم مورد مطالعه بستگی خواهد داشت (Woolf and Lehmann, 2012).

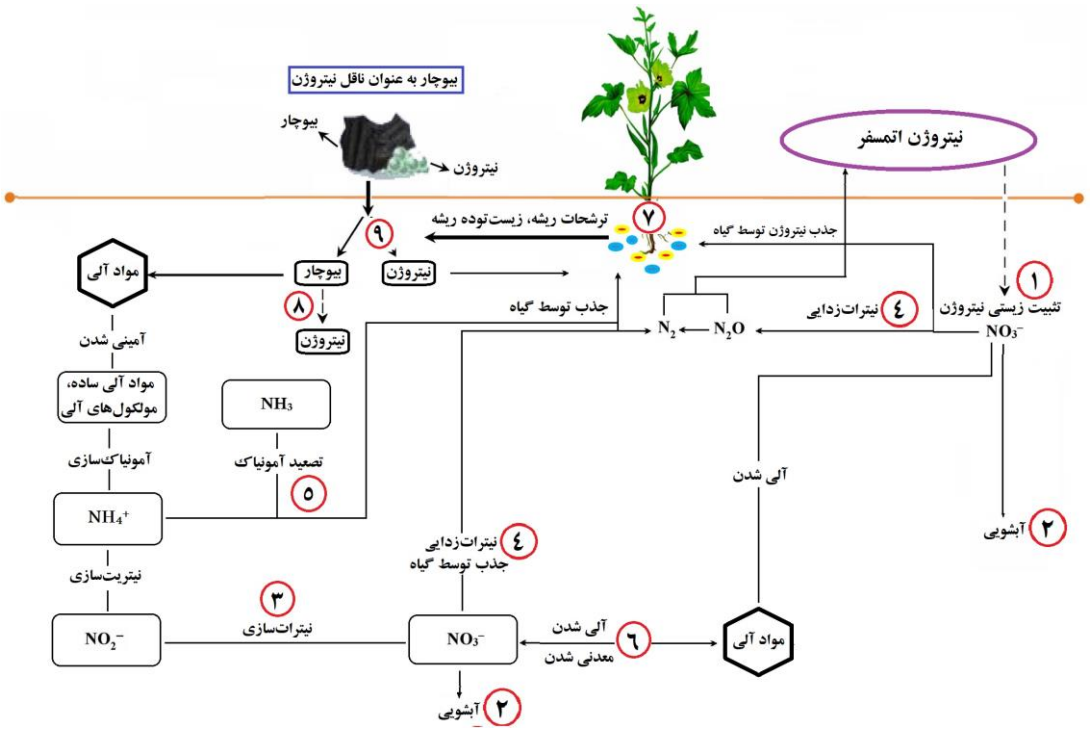
Luo et al. (2014) با بررسی اثر بیوچارهای تولید شده از گیاه چمن فیلی (*Miscanthus giganteus*) در دمای ۳۵۰ و ۷۰۰ درجه سلسیوس بر نیتروژن معدنی خاک‌های با pH های مختلف، متوجه شدند که بیوچار تولید شده در دمای بالاتر دارای pH بیشتری بوده و تمایل بیشتری به جذب نیترات و آمونیوم داشت. در نتیجه، خاک حاوی بیوچار تولید شده در دمای پایین در مقایسه با خاک حاوی بیوچار تولید شده در دمای بالا نیترات و آمونیوم بیشتری داشت. بااین‌حال، آنان مشاهده کردند که بیوچار تولید شده در دمای بالاتر، آمونیوم را بیشتر از نیترات جذب کرد. باکتری‌های نیتراتساز[1] در pH قلیایی و در حضور مقدار کافی اکسیژن فعالیت بهتری دارند و بیوچار تهویه خاک را بهبود می‌بخشد و با داشتن pH بالا باعث افزایش pH خاک می‌شود، ولی جذب بیشتر آمونیوم نسبت به نیترات توسط بیوچارهای با pH بالا باعث کاهش غلظت آمونیوم به‌عنوان ماده اولیه نیترات‌سازی در محلول خاک شده و در نتیجه، باعث کاهش نیترات‌سازی می‌شود. علاوه‌بر آن، برخی از بیوچارها، به‌ویژه بیوچارهای تولید شده در دماهای پایین ممکن است دارای مقادیری از ترکیبات آلی سمی باشند که برای فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز محدودیت ایجاد کرده و منجر به کاهش نیترات‌سازی شوند (Alkharabsheh et al., 2021).

آلی‌شدن نیتروژن (بی‌تحرک شدن)

در حین فرآیند گرماکافت، بخشی از نیتروژن زیست‌توده از ساختمان آن خارج شده و بدین ترتیب، بیوچارها (به‌ویژه بیوچارهای تولید شده در دماهای بالا) محتوای نیتروژن کمی داشته و یک ماده با نسبت C/N بالا می‌باشند (Joseph et al., 2021). نسبت C/N بیوچار از مهم‌ترین عواملی است که بر چرخه نیتروژن خاک اثر می‌گذارد (شکل ۴). نسبت C/N در بیوچارهای چوبی ممکن است بسیار بالا بوده و تا ۱۰۰۰ نیز برسد. وقتی بیوچار با نسبت C/N بیشتر از ۳۲ به خاک افزوده شود، نیتروژن معدنی خاک به نیتروژن آلی تبدیل می‌شود که به آن آلی‌شدن یا غیرمتحرک‌شدن نیتروژن گفته می‌شود (Hamer et al., 2004). آلی‌شدن نیتروژن در خاک ممکن است باعث بروز کمبود موقتی نیتروژن در گیاهان شود و احتمالاً یکی از دلایل کاهش عملکرد گیاه پس از مصرف بیوچار در خاک، به غیرمتحرک‌شدن نیتروژن مربوط است. بااین‌حال، در برخی از تحقیقات نیز عدم کاهش نیتروژن خاک بر اثر افزودن بیوچار به خاک گزارش شده است؛ چرا که کربن و نیتروژن قابل‌استفاده برای میکروب‌ها در بیوچار کم است و حتی ممکن است بیوچار مولکول‌های آلی با C/N زیاد را از محلول خاک جذب کرده و معدنی‌شدن را افزایش دهد (Gundale and DeLuca, 2007). بیوچارهای تولید شده در دمای پایین، حاوی مواد فرّار بیشتری بوده و هنگامی که به خاک‌های معدنی افزوده می‌شوند، می‌توانند سبب تحریک

1 -Nitrifying bacteria

بی‌تحرک‌شدن خالص نیتروژن خاک شوند. این فرآیند یک منبع موقت نیتروژن آلی را در خاک ایجاد می‌کند که می‌تواند پتانسیل هدررفت نیتروژن معدنی از طریق آبشویی را در خاک‌های با پتانسیل آبشویی بالا کاهش دهد (Steiner et al., 2007). بااین‌حال، تغییرهای نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک هنوز به‌خوبی مشخص نشده است و تحقیقات بیش‌تری نیاز است تا اثرهای کوتاه‌مدّت و بلندمدّت بیوچار بر معدنی‌شدن و بی‌تحرّک‌شدن نیتروژن در خاک را مشخص سازد.



شکل ۴- نقش بیوچار در چرخه نیتروژن خاک

Figure 4- The role of biochar in the soil nitrogen cycle

(۱): بیوچار با بهبود شرایط زیستی ریزجانداران تثبیت‌کننده نیتروژن، تثبیت زیستی نیتروژن را در خاک افزایش می‌دهد. (۲): بیوچار با جذب رطوبت و جذب و نگهداری نیترات، آمونیوم و مولکول‌های آلی نیتروژن‌دار، آبشویی نیتروژن خاک را کاهش می‌دهد. (۳): بیوچار با افزایش pH خاک و حذف مواد بازدارنده، فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز را بهبود داده و نیترات‌سازی را در خاک‌هایی که نیترات‌سازی در آن‌ها ضعیف است، افزایش می‌دهد. (۴): بیوچار با بهبود تهویه خاک و کاتالیز کردن تبدیل N_2O به N_2، میزان تولید و انتشار گاز N_2O را کاهش می‌دهد. (۵): بیوچار با جذب آمونیاک و افزایش نیترات‌سازی، تصعید آمونیاک از خاک را کاهش می‌دهد. (۶): بیوچار غالباً دارای نسبت C/N زیادی بوده و در ابتدای افزودن به خاک منجر به آلی شدن و بعد از مدتی منجر به معدنی‌شدن نیتروژن خاک می‌شود. (۷): بیوچار با افزایش رطوبت مورد نیاز گیاه، بهبود تهویه خاک، افزایش فعالیت زیستی خاک و افزایش مقاومت گیاه به تنش‌های زیستی و غیرزیستی، رشد و عملکرد و درنتیجه میزان جذب نیتروژن گیاه را افزایش می‌دهد. (۸): بیوچار بسته به نوع زیست‌توده اولیه و شرایط تولید، دارای مقادیری نیتروژن است که آن را در گذر زمان به خاک آزاد می‌نماید. (۹): بیوچار ممکن است به‌عنوان حامل نیتروژن استفاده شود (Zhang et al., 2021).

نیترات‌زدایی و انتشار گاز گلخانه‌ای N_2O

نیترات‌زدایی[1] یکی از فرآیندهای منتهی به هدررفت نیتروژن از خاک است که عمدتاً به‌صورت زیستی انجام می‌شود و در آن، NO_3^- در غیاب O_2 به گاز N_2 احیا می‌شود. این فرآیند توسط باکتری‌های هتروتروف بی‌هوازی انجام می‌شود، هرچند که در شرایط خاصی به‌صورت شیمیایی و بدون دخالت میکروب‌ها نیز قابل‌انجام است. بیوچار می‌تواند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم نیترات‌زدایی را تحت‌تأثیر قرار دهد. فرآیند نیترات‌زدایی نیاز به حضور ماده زمینه یا سوبسترا[2] (کربن قابل‌استفاده) و یک پذیرنده نهایی الکترون، مانند NO_3^- دارد. بنابراین، شرایط مساعد برای نیترات‌زدایی شامل نبود اکسیژن، در دسترس بودن نیترات و وجود رطوبت و ماده آلی کافی است. زمانی که شرایط مناسب برای احیای کامل NO_3^- به N_2 وجود نداشته باشد، در طول این فرآیندِ احیایی، چند ترکیب واسطه (از جمله گازهای NO و N_2O) تشکیل و در اتمسفر خاک انتشار می‌یابد. بیوچار می‌تواند احیای N_2O به N_2 را کاتالیز کرده و باعث کاهش انتشار این گاز گلخانه‌ای مهم به اتمسفر شود. همچنین بیوچار با تغییر روابط آبی خاک، فراهمی اکسیژن، نیتروژن و کربن را در خاک تحت‌تأثیر قرار داده، می‌تواند انتشار گازهای گلخانه‌ای ازجمله N_2O از خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد (Zhang et al., 2010). علاوه بر آن، بیوچار ممکن است از طریق سازوکارهایی مانند جذب سطحی NH_3، تغییر در جوامع باکتریایی و قارچی خاک، واکنش‌های اکسایش و کاهش و برهم‌کنش با سایر عناصر و ترکیب‌های آلی و معدنی خاک، تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد. بااین‌حال، تاکنون مدرک محکمی در رابطه با این سازوکارهای احتمالی ارائه نشده است (Lehmann et al., 2011). سازوکارهای اصلی کاهش انتشار N_2O در نتیجه افزودن بیوچار به خاک شامل موارد زیر است (Clough et al., 2013):

۱) بیوچار با افزایش تهویه خاک به‌علت فراهم‌شدن اکسیژن زیاد، باعث کاهش نیترات‌زدایی می‌شود.

۲) کربن فراهم موجود در بیوچار در اختیار باکتری‌های هتروتروف نیترات‌زدا قرار گرفته و باعث تشدید نیترات‌زدایی و تولید N_2 می‌شود.

۳) pH زیاد بیوچار، محیط مناسبی برای فعالیت آنزیم N_2O–ریداکتاز فراهم کرده و تشکیل N_2 و نسبت N_2/N_2O را افزایش می‌دهد.

۴) بیوچار با جذب سطحی آمونیوم و یا نیترات، تصعید آمونیاک، بی‌تحرک‌شدن نیتروژن و افزایش رشد گیاه، باعث کاهش ذخیره نیتروژن معدنی خاک می‌شود.

سازوکارهای اصلی افزایش انتشار N_2O در نتیجه افزودن بیوچار به خاک شامل موارد زیر است (Clough et al., 2013):

۱) نیتروژن موجود در بیوچار به خاک آزاد می‌شود و ذخیره نیتروژن معدنی خاک افزایش می‌یابد.

۲) بیوچار با جذب و نگهداری رطوبت، باعث افزایش رطوبت خاک می‌شود که شرایط را برای نیترات‌زدایی مساعدتر می‌سازد.

۳) تأمین نیتروژن معدنی و مواد کربنی مورد نیاز ریزجانداران که باعث افزایش جمعیت میکروب‌های نیترات‌زدا می‌شود.

Gao et al. (2022) گزارش کردند که بیوچار با کاهش آبشویی نیترات و کاهش نیترات‌زدایی و جلوگیری از تصعید آمونیاک، هدرروی نیتروژن افزوده شده به خاک را کاهش و کارایی مصرف کود نیتروژنی را افزایش می‌دهد. Case et al. (2012) نشان دادند که کاهش انتشار N_2O با افزودن ۱۰ درصد وزنی بیوچار به خاک به‌علت افزایش تهویه خاک بود. آنان خاک را در حالت ظرفیت زراعی نگه‌داشته و انتشار N_2O را از خاک مخلوط با بیوچار اندازه گرفتند و کاهش بیش از دو درصد انتشار N_2O و افزایش نیتروژن آلی خاک را مشاهده

1 -Denitriffication
2 -Substrate

کردند و آن را به افزایش بی‌تحرک‌شدن نیترات نسبت دادند. Saarnio et al. (2013) اثر رقابت گیاه برای دستیابی به نیتروژن بر انتشار N_2O را بررسی و نشان دادند که در نبود گیاه، میزان انتشار N_2O از خاک افزایش یافت؛ زیرا گیاه در مصرف نیتروژن با میکروب‌ها رقابت می‌کند. بنابراین، مقدار و طول زمان انتشار N_2O از خاک مخلوط شده با بیوچار، نتیجه برآیند عوامل مختلفی نظیر میزان نیتروژن فراهم بیوچار و خاک، رطوبت و حاصلخیزی خاک، اقلیم و رقابت برای نیتروژن فراهم بین گیاه و میکروب‌ها است (Clough et al., 2013). سازوکارهای جزئی‌تر در مورد اثر بیوچار بر انتشار N_2O توسط Spokas et al. (2012) بررسی شده است. آنان همچنین به نقش اتیلن در کاهش انتشار N_2O از خاک اشاره کرده‌اند. بااین‌حال، اطلاعات در این زمینه محدود بوده و نقش اتیلن در خاک‌های مخلوط با بیوچار در کاهش انتشار N_2O نیازمند تحقیقات بیشتری است (Azimzadeh and Najafi, 2017b).

جذب سطحی و آبشویی نیترات

آبشویی، علت اصلی هدررفت نیتروژن از بسیاری از خاک‌ها است. نیتروژن خاک عمدتاً به شکل نیترات (NO_3^-) است. اگرچه تجزیه و تخریب تمام موجودات زنده خاک منجر به تولید NH_4^+ در خاک می‌شود، ولی در خاک‌های گرم و هوازده، ریزجانداران NH_4^+ را به‌سرعت به نیترات تبدیل کرده و در اختیار گیاه قرار می‌دهند و حتی ممکن است در شرایطی، نیترات به مقدار بیش از نیاز گیاه در خاک افزایش یابد. نیترات در داخل آب موجود در حفرات خاک به‌صورت محلول است و این آبِ حاوی نیترات ممکن است به زیر منطقه ریشه نفوذ کند و یا توسط گیاه جذب شود. نتایج مطالعات متعدد نشان داده‌اند که بیوچار باعث کاهش آبشویی نیترات از خاک می‌شود (Gao et al., 2022). سازوکارهای متعددی برای نگهداری نیتروژن توسط بیوچار ارائه شده است که شامل جذب سطحی آمونیوم یا نیتروژن آلی توسط بیوچار، واکنش‌های تبادل یون و تقویت بی‌تحرک‌سازی نیتروژن در نتیجه افزودن کربن فراهم موجود در بیوچار به خاک است (Clough et al., 2013).

Zhou et al. (2011) اثر بیوچار تولیدشده از کلش ذرت را بر آبشویی نیترات از خاک بررسی کرده و نشان دادند که افزودن کود دامی به خاک، باعث افزایش میزان آبشویی نیتروژن از خاک شد. درحالی‌که با افزودن بیوچار به خاک، میزان آبشویی نیتروژن به مقدار قابل‌توجهی کاهش یافت. بیوچار، نیتروژن آلی را بیشتر از نیتروژن معدنی جذب و نگهداری می‌کند. به‌عنوان‌مثال Zhou et al. (2011) نشان دادند که بیوچار ترکیب‌های آلی نیتروژن را در خاک (۸۸٪) بیشتر از نیترات نگهداری می‌کند. این نتایج بعداً توسط Xinxiang et al. (2014) نیز تأیید شد. آنان مقادیر مختلفی از بیوچار را به خاک افزوده و خاک را در بیش از ۱۰ نوبت آبشویی کرده و مشاهده کردند که ۹۷/۳ تا ۹۸ درصد نیتروژن خارج شده از خاک، به شکل نیترات بود. با افزایش میزان بیوچار، میزان نیتروژن آبشویی شده از خاک در هر دو شکل نیترات و آمونیوم کاهش یافت. یک علت برای این کاهش این است که بیوچار دارای تخلخل و سطح ویژه زیادی بوده و می‌تواند نیترات و آمونیوم را به‌صورت فیزیکی جذب نماید. علاوه برآن، ظرفیت نگهداری آب خاک را افزایش و میزان آبشویی را کاهش می‌دهد. Lehmann et al. (2011) بیان کردند که سطح ویژه و تخلخل زیاد بیوچار باعث فراهم کردن مکان‌های جذب الکترواستاتیک[1] شده و توان نگهداری آب و عناصر را در خاک افزایش می‌دهد. اثر بیوچار بر آبشویی نیتروژن از خاک علاوه بر نوع بیوچار، به شکل غالب نیتروژن در خاک (نیترات یا آمونیوم) نیز بستگی دارد (Yao et al., 2012).

با افزودن بیوچار به خاک‌های کشاورزی مناطق استوایی، هم کاهش قابلیت دسترسی و جذب نیتروژن

1 -Electrostatic

(Lehmann et al., 2003) و هم افزایش آن (Steiner et al., 2007) گزارش شده است. کاهش قابلیت دسترسی نیتروژن ممکن است به‌دلیل نسبت C/N زیاد بیوچار و در نتیجه، بروز بی‌تحرک‌شدن خالص نیتروژن و یا به‌دلیل جذب NH_4^+ به سطوح بیوچار باشد. جذب آمونیوم توسط بیوچار به نوبه خود می‌تواند تلفات آبشویی نیتروژن از خاک را کاهش دهد و منجر به حفظ حاصلخیزی خاک شود (Steiner et al., 2007). بیوچار تولید شده در دمای پایین با تحریک بی‌تحرک‌شدن، نیتروژن معدنی خاک را در یک منبع نیتروژن آلی در خاک موقتاً ذخیره می‌کند و بدین ترتیب، پتانسیل هدررفت نیتروژن معدنی از طریق آبشویی را در خاک‌های با پتانسیل آبشویی بالا کاهش دهد (Steiner et al., 2007). نتایج مطالعات مختلف نشان داده‌اند که بیوچار با این که دارای خالص بار سطحی منفی است ولی می‌تواند علاوه بر NH_4^+، NO_3^- را نیز از محلول خاک جذب کند (Lehmann et al., 2006). با وجود این که جذب نیترات و آمونیوم توسط بیوچار باعث کاهش موقتی غلظت نیتروژن معدنی در محلول خاک می‌شود، ممکن است نیتروژن برای استفاده میکروبی در خود بیوچار تغلیظ شود.

معمولاً بیوچارهای تولید شده در دماهای بالاتر توانایی بیشتری برای جذب نیترات از خود نشان می‌دهند. به‌طوری‌که حداقل دمای مناسب برای تولید بیوچارهای با ظرفیت جذب نیترات، ۶۰۰ درجه سلسیوس است و با کاهش دمای گرماکافت از ۶۰۰ درجه سلسیوس، از ظرفیت جذب نیترات توسط بیوچار کاسته می‌شود. البته نوع زیست‌توده نیز در توانایی جذب نیترات توسط بیوچار مؤثر است. بااین‌حال، برای اطلاع از این‌که چه ویژگی‌هایی از زیست‌توده در توانایی جذب سطحی بیوچار اثرگذارند نیاز به تحقیقات بیشتری است. Kameyama et al. (2012) با بررسی اثر بیوچارهای تولیدشده از باگاس نیشکر در دماهای ۴۰۰ و ۸۰۰ درجه سلسیوس بر ظرفیت نگهداری نیترات توسط یک خاک آهکی مشاهده کردند که نیترات به‌طور ضعیف به بیوچارها جذب شد ولی جذب نیترات با افزایش دمای تولید بیوچار افزایش یافت که به‌علت تشکیل گروه‌های عاملی بازی در سطوح بیوچار بود. بااین‌حال، Ippolito et al. (2012) بیوچارهای تولیدشده از ارزن (*Panicum virgatum* L.) در دو دمای ۲۵۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس را به یک خاک اریدی‌سول اضافه کرده و ۳۴، ۶۲، ۹۲ و ۱۲۷ روز بعد از شروع آزمایش، میزان نیترات آبشویی شده تجمعی از خاک را اندازه‌گیری و مشاهده کردند که خاک حاوی بیوچار تولید شده در دمای پایین، میزان کمتری از آبشویی نیترات را نشان داد. آنان در بیان علت، اظهار داشتند که بیوچار تولید شده در دمای پایین میزان بیشتری از کربن فراهم را در اختیار ریزجانداران قرار داده و باعث افزایش بی‌تحرک شدن نیتروژن و کاهش آبشویی نیترات شده است. عصاره‌گیری با محلول دو مولار KCl نیز میزان نیترات کمتر در خاک مخلوط شده با بیوچار دمای پایین را تأیید کرد. البته ممکن است علت آبشویی کمتر نیترات به نیرات‌زدایی نیز مربوط باشد که با افزوده‌شدن کربن فراهم به خاک، ممکن است تحریک شود. بااین‌حال، در تحقیق آنان میزان نیرات‌زدایی اندازه‌گیری نشد. Schomberg et al. (2012) پنج نوع بیوچار را به خاک افزوده و بعد از ۱۲۷ روز کاهش آبشویی نیترات را مشاهده کردند ولی علت این کاهش را به نگهداری نیترات توسط بیوچار مربوط ندانستند بلکه علت آن را به افزایش هدررفت نیتروژن از طریق تصعید آمونیاک ارتباط دادند که به افزایش pH ناشی از حضور بیوچار در خاک مربوط می‌شود. یعنی به عقیده آنان، با کاهش آبشویی نیترات و افزایش انتشار گاز آمونیاک، نوعی تعویض آلودگی[1] رخ می‌دهد که نمی‌تواند مشکل هدررفت نیتروژن از زمین‌های کشاورزی را حل نماید. بی‌تحرک‌شدن نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک ممکن است تنها برای مدت کوتاهی اتفاق افتد و ممکن است آبشویی نیترات را به تأخیر اندازد. بنابراین، تحقیقات

1 -Pollution swapping

زیادی باید انجام شود تا سازوکارهای این کاهش و این‌که سهم هر مکانیسم در این کاهش چقدر است مشخص شود.

Yao et al. (2012) با بررسی اثر دو درصد وزنی از بیوچارهای تولید شده در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس بر جلوگیری از آبشویی نیترات از یک خاک شنی مشاهده کردند که بیوچار، آبشویی نیترات را به‌میزان ۳۴ درصد کاهش داد. بنابراین، باید ویژگی‌های بیوچار که مرتبط با ظرفیت نگهداری آب است شناسایی‌شده و بیوچارهای با ویژگی‌های مناسب برای این منظور استفاده شود. Kameyama et al. (2012) با افزودن بیوچار تولیدشده از باگاس در مقادیر صفر، ۵ و ۱۰ درصد وزنی به خاک، پایداری جذب سطحی نیترات را بررسی کردند. آنان به این نتیجه رسیدند که نیترات به‌طور ضعیف به بیوچار جذب می‌شود و می‌تواند توسط آب واجذب شود. بدین‌ترتیب، گیاه برای جذب نیترات فرصت بیشتری پیدا می‌کند. بنابراین، نقش بیوچار در کاهش آبشویی نیترات به ظرفیت جذب سطحی نیترات در بیوچار و آن هم به دمای گرماکافت و نوع زیست‌توده بستگی دارد. بااین‌حال، تحقیقات بیشتری در مورد اثر بیوچار بر آبشویی نیترات در لایسیمتر[1] و در زمان‌های بلندمدت در مقیاس مزرعه مورد نیاز است. علاوه‌بر آن، اثر عوامل مختلف مانند اندازه ذرات بیوچار، نوع زیست‌توده، دما و زمان گرماکافت و غیره بر میزان آبشویی نیترات باید مورد بررسی بیشتری قرار گیرد.

Major et al. (2012) نشان دادند که با افزودن بیوچار به‌میزان ۲۰ تن بر هکتار به یک خاک اکسی‌سول، عمق آبشویی عناصر به نصف کاهش یافت. Schomberg et al. (2012) نه بیوچار مختلف را به‌مقدار ۴۰ تن بر هکتار به یک خاک آلتی‌سول افزودند و در طی ۱۲۷ روز آن را آبشویی کردند. نتایج نشان داد که برخی از بیوچارها آبشویی نیتروژن را کاهش دادند ولی شکل‌های مختلف نیتروژن خاک با افزودن بیوچار به خاک افزایش نیافت. مقدار زیادی از این کاهش آبشویی به خاطر تصعید آمونیاک از بیوچارهای با خاکستر زیاد است. Hass et al. (2012) با افزودن بیوچار تولید شده از کود مرغی در مقادیر ۰، ۵، ۱۰، ۲۰ و ۴۰ گرم بر کیلوگرم (معادل ۰، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ تن بر هکتار) به یک خاک آلتی‌سول، میزان فراهمی و آبشویی عناصر را در مدت هشت هفته بررسی کردند. نتایج نشان داد که بیوچار فراهمی عناصر گوگرد، پتاسیم و فسفر را کاهش ولی فراهمی مس و روی را افزایش داد. همچنین بیوچار باعث افزایش غلظت فسفات در زه‌آب شد که نشان می‌دهد مصرف بیوچار تولید شده از کود مرغی به‌علت ورود فسفر به آب‌های زیرزمینی ممکن است مشکل‌آفرین باشد. Brewer et al. (2012) یک مالی‌سول شنی را با ۰/۵ درصد از بیوچارهای تولیدشده در شرایط گرماکافت مختلف مخلوط و مشاهده کردند که فسفر، پتاسیم، منگنز و آهن فراهم خاک افزایش یافت. آنان همچنین تفاوت اندکی در غلظت نیترات در خاکی که بیوچار دریافت کرده بود مشاهده کردند و بیان داشتند که حتی بیوچارهای تولید شده در دماهای پایین باعث بی‌تحرک شدن نیتروژن نشدند.

جذب سطحی و آبشویی آمونیوم

نتایج پژوهش‌ها نشان می‌دهد که بیوچار نه‌تنها می‌تواند یون‌های نیترات را در خاک جذب کرده و هدررفت آن از طریق آبشویی را بکاهد، بلکه درصورتی‌که در مقادیر زیاد (۱۰ یا ۲۰ درصد جرمی) به خاک افزوده شود، می‌تواند با جذب و نگهداری یون‌های آمونیوم، به‌طور مؤثر از آبشویی آمونیوم از خاک نیز جلوگیری کند. بااین‌حال این اثر، به نوع بیوچار و خاک، غلظت نیتروژن بیوچار و همچنین زمان تماس[2] بیوچار با خاک بستگی دارد (Lehmann et al., 2003) ؛ به‌طوری‌که در اوایل افزوده‌شدن بیوچار با مقدار نیتروژن زیاد به خاک ممکن است آبشویی برخی از عناصر (مانند نیترات) از خاک افزایش یابد. اگرچه افزودن بیوچار تازه تولید شده به

1 -Lysimeter

2-Aging

خاک، اثر اندکی در جلوگیری از آبشویی آمونیوم از خاک دارد، ولی با گذشت زمان (حدود پنج ماه) بیوچار تولید شده از چوب و کود مرغی در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس، آبشویی آمونیوم را از خاک آلفی‌سول به‌میزان ۵۵ تا ۶۵ درصد کاهش داد. درحالیکه این اثر در بیوچارهای تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس مشاهده نشد (Singh et al., 2010). Yao et al. (2012) توان ۱۳ بیوچار مختلف در جذب نیترات و آمونیوم را بررسی و نشان دادند که نه بیوچار از ۱۳ بیوچار مورد مطالعه، آمونیوم را از محلول حاوی ۱۰ میلی‌گرم آمونیوم بر لیتر، بسته به نوع زیست‌توده و دمای گرماکافت به‌میزان ۱/۸ تا ۱۵/۷ درصد حذف کردند و بسیاری از این بیوچارها توان اندکی در جذب نیترات از محلول نشان دادند. درحالی‌که وقتی این بیوچارها به خاک افزوده شدند، بیوچار تولید شده از فلفل دلمه‌ای در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس آبشویی نیترات و آمونیوم را به‌ترتیب به‌میزان ۳۴ و ۳۴/۷ درصد کاهش داد. Dempster et al. (2012b) مشاهده کردند که وقتی بیوچار تولید شده از اوکالیپتوس در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس با ظرفیت تبادل کاتیونی ۱۰ سانتی‌مول بر کیلوگرم به یک خاک شنی با CEC برابر با دو سانتی‌مول بر کیلوگرم افزوده شد، ۲۱ روز بعد از کوددهی با سولفات آمونیوم، آبشویی آمونیوم به‌میزان ۴۰ کیلوگرم نیتروژن بر هکتار کاهش یافت و علت این کاهش را به جذب آمونیوم توسط بیوچار نسبت دادند. بنابراین، افزودن بیوچار نگه‌دارنده آمونیوم به خاک می‌تواند باعث کاهش آبشویی آمونیوم از خاک شود. معمولاً اکثر مطالعات انجام شده در مورد اثر بیوچار بر خاک با استفاده از بیوچار تازه انجام شده که CEC پایینی دارد. درحالی‌که CEC بیوچار با گذشت زمان و به اصطلاح با پیرشدن بیوچار افزایش می‌یابد و شدت این تغییرها به شرایط اقلیمی بستگی دارد (Cheng et al., 2006, 2008). ممکن است افزودن بیوچار به خاک‌های با مقادیر زیاد مواد آلی و رس، نقش معنادار در میزان آبشویی آمونیوم نداشته باشد. آمونیوم جذب‌شده توسط بیوچار که به CEC بیوچار مربوط می‌شود را می‌توان به‌راحتی با عصاره‌گیر پتاسیم کلرید عصاره‌گیری و تعیین کرد. با این‌که سازوکار دقیق نگهداری آمونیوم توسط بیوچار هنوز به‌درستی مشخص نیست، ولی احتمالاً به دام افتادن آمونیوم در ساختار حفره‌ای بیوچار[1] مهم‌ترین نقش را داشته باشد. منافذ موجود در ساختمان بیوچار اندازه بسیار متنوعی دارند و قطر یون آمونیوم برابر با ۲۸۶ پیکومتر[2] است که می‌تواند در دامنه اندازه منافذ بیوچار باشد (Clough et al., 2013).

جذب سطحی و آبشویی نیتروژن آلی محلول (DON[3])

در مقایسه با آبشویی نیتروژن معدنی (نیترات و آمونیوم)، مطالعات نسبتاً کمتری در مورد آبشویی نیتروژن آلی محلول از خاک انجام شده است و از این میان سهم مطالعات انجام‌شده در مورد اثر بیوچار بر این آبشویی بسیار اندک است.Dempster et al. (2012b) مشاهده کردند که بیوچار اثر معنادار بر سطح DON آبشویی شده از یک خاک شنی نداشت. بنابراین، با توجه به این‌که ترکیب‌های DON معمولاً دارای بار منفی می‌باشند و در تحقیقات مختلف اثبات شده است که بیوچار باعث کاهش نیترات‌سازی در خاک می‌شود، این فرضیه تا حدودی تقویت می‌شود که نقش بیوچار در کاهش آبشویی نیترات از خاک، بیشتر به کاهش نیترات‌سازی مربوط می‌شود تا جذب سطحی نیترات (Clough et al., 2013). Kameyama et al. (2012) نیز در میزان نیترات آبشویی شده تجمعی از یک خاک شنی بعد از افزودن بیوچار به خاک تفاوت معنادار مشاهده نکردند.

تثبیت زیستی نیتروژن

تثبیت زیستی N_2 در خاکی که سایر منابع نیتروژن در آن محدود باشد اهمیت به‌سزایی دارد.

1 -Physical entrapment
2 -Picometer = 10-12 meter
3 -Dissolver organic nitrogen

بنابراین، اثر بیوچار بر موجودات زنده تثبیت‌کننده N_2 هم‌زیست و آزادزی خاک حائز اهمیت است. Rondon et al. (2007) نشان دادند که افزودن بیوچار به خاک، تثبیت N_2 را افزایش داد. یک فرضیه برای این افزایش، بهبود قابلیت دسترسی فلزات کم‌مصرف نظیر نیکل، آهن، بور، تیتانیوم و مولیبدون است. بااین‌حال، کاربرد بیوچار در مقادیر زیاد می‌تواند تثبیت زیستی N_2 را کاهش دهد. بیوچار ممکن است مانع عملکرد کافی و مناسب علامت‌دهنده‌ها[1] در خاک شده و بدین‌وسیله می‌تواند گره‌زایی ریزوبیوم‌ها[2] را در لگوم‌ها تحت‌تأثیر قرار دهد (Warnock et al., 2007). فلاونوئیدها[3]، نمونه‌ای از این ترکیب‌های علامت‌دهنده پلی‌فنولی هستند که تشکیل گره‌های ریشه در گیاهان لگوم را تحریک می‌کنند. تحقیقات نشان می‌دهد که بیوچار می‌تواند انواع ترکیب‌های فنولی از جمله فلاونوئیدها را جذب نماید (Jain and Nainawatee, 2002).

بیوچار به‌عنوان ناقل نیتروژن

علی‌رغم وجود مقادیر هرچند کم نیتروژن در بیوچار که ممکن است بعد از افزودن به خاک آزاد شده و مورد استفاده گیاه و ریزجانداران قرار گیرد، تلاش‌هایی برای استفاده از بیوچار به‌عنوان ناقل عناصر غذایی مانند غنی‌سازی بیوچار با برخی از عناصر غذایی انجام گرفته است. به‌عنوان‌مثال، Sarkhot et al. (2012) بیوچار را با پساب گاوداری[4] مخلوط و سپس خشک کرده و میزان نیتروژن بیوچار را اندازه‌گیری کرده و مشاهده کردند که نیتروژن بیوچار به میزان ۸/۳ درصد افزایش یافت. آنان وقتی دو بیوچار غنی‌شده و غنی‌نشده را به خاک افزودند، در طی ۸ هفته نیترات‌سازی خالص به‌ترتیب به‌میزان ۶۸ و ۷۵ درصد و آمونیاک‌سازی به‌میزان به‌ترتیب ۲۲۱ و ۲۲۹ درصد کاهش یافت. همچنین هر دو بیوچار تقریباً به یک اندازه بر میزان انتشار گاز N_2O از خاک اثر داشتند به‌طوری‌که انتشار N_2O در هر دو مورد به میزان ۲۶ درصد کاهش یافت. بنابراین، غنی‌سازی بیوچار با نیتروژن بر میزان انتشار N_2O از خاک اثر معنادار نداشت. کاهش انتشار N_2O به‌علت فرآیند جذب سطحی و نه آلی‌شدن است. چون در تیمارهای مخلوط شده با بیوچار، میزان CO_2 کمتر از تیمارهای بدون بیوچار بود. آنان نتیجه گرفتند که می‌توان از بیوچار غنی‌شده با نیتروژن به‌عنوان کود کندرهای نیتروژن استفاده کرد.

آمونیاک (NH_3) می‌تواند توسط انواع مواد کربنی حاصل از تبدیل ترموشیمیایی زیست‌توده‌های آلی ازجمله بیوچار جذب سطحی شود. با جذب سطحی آمونیاک بر سطوح کربنی، آمیدها و آمین‌ها تشکیل می‌شوند. جذب سطحی آمونیاک توسط مواد کربنی در ارتباط با تعداد گروه‌های عاملی اسیدی سطحی آن‌ها است (Spokas et al., 2012). Taghizadeh-Toosi et al. (2011) محتوای نیتروژن بیوچار را از طریق جذب سطحی آمونیاک افزایش دادند تا بتوانند از بیوچار تولیدشده به‌عنوان کود نیتروژن استفاده کنند. آنان بیوچارهای مختلف را با آمونیاک نشان‌دار شده با ^{15}N مخلوط کرده و به خاک افزودند. ۲۵ روز بعد از افزودن این بیوچارها به خاک، زیست‌توده گیاه تا سه برابر افزایش یافت. درحالی‌که بیوچار تیمار نشده با آمونیاک بر رشد گیاه اثر معنادار نداشت. آنان مشاهده کردند که میزان غنی‌شدن نیتروژن در بیوچار اسیدی بیشتر بود و نیتروژن بیوچار به خاک منتقل (۲/۵ تا ۱۰/۶ درصد بازیابی ^{15}N) و سپس توسط گیاه جذب شد (۱۰/۹ تا ۲۶/۱ درصد بازیابی ^{15}N). Doydora et al. (2011) بیوچارهای تولید شده از چوب کاج و پوست بادام‌زمینی در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس را با استفاده از محلول HCl اسیدی نموده و سپس به خاک افزودند. علاوه بر بیوچار، کود مرغی را نیز به دو صورت مخلوط با خاک و پخش سطحی به این خاک‌های حاوی بیوچار افزودند. فرضیه آنان این بود که بیوچار اسیدی باعث کاهش تصعید آمونیاک از خاک خواهد شد. ۲۱ روز بعد از انکوباسیون، آنان مشاهده

1 -Signaling
2 -Rhizobium
3 -Flavonoid
4- Liquid dairy manure

کردند که تصعید آمونیاک از خاک مخلوط با کود مرغی و پخش سطحی شده (که هر دو خاک دارای بیوچار اسیدی بودند) به‌ترتیب به‌میزان ۵۸-۶۳ و ۵۶-۶۰ درصد کاهش یافت. آنان در آزمایش خود از کشت گیاه استفاده نکردند. با توجه به نتایج، اگر در این شرایط از گیاه استفاده می‌شد، میزان مصرف کود نیتروژنی کاهش و عملکرد گیاه افزایش می‌یافت.

اثر کاربرد بیوچار بر جذب نیتروژن توسط گیاه

بر اثر فرآیند گرماکافت (به‌ویژه گرماکافت در دماهای پایین) مقادیری از ترکیبات آلی با وزن مولکولی کم تشکیل و بر روی سطوح بیوچار قرار می‌گیرند که بخش کربن فراهم بیوچار را تشکیل می‌دهند. این ترکیبات علاوه بر کربن، دارای مقادیری نیتروژن نیز می‌باشند که در نسبت کربن به نیتروژن بیوچار نقش مهمی دارند. بیوچارهای تازه تولید معمولاً دارای نسبت کربن به نیتروژن بزرگ‌تر از ۳۰ هستند و بعد از افزودن بیوچار به خاک ممکن است در ابتدا به علت بی‌تحرک کردن نیتروژن، منجر به کمبود موقتی نیتروژن در خاک شوند (Haider et al., 2022). بااین‌حال، نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد که کاربرد مقادیری از کودهای نیتروژن‌دار همراه با بیوچار، می‌تواند از کمبود موقتی نیتروژن خاک جلوگیری کرده و کارایی مصرف نیتروژن کود مصرفی و جذب نیتروژن توسط گیاه را نیز افزایش دهد. به‌عنوان مثال، Ghorbani et al. (2022) برهم‌کنش بین بیوچار و کودهای شیمیایی و زیستی نیتروژن را بررسی و گزارش کردند که بیوچار با کود اوره، کمپوست و کود سبز (لگوم) برهم‌کنش هم‌افزایی داشت؛ به‌طوری‌که کاربرد بیوچار همراه با هر یک از کودهای اوره، کمپوست و کود سبز توانست جذب نیتروژن توسط گیاه گندم و عملکرد آن را در مقایسه با کاربرد کود اوره، کمپوست و یا کود سبز به‌صورت تنها افزایش دهد. با کاربرد کودهای نیتروژنی در شرایط غرقاب ممکن است تصاعد گاز آمونیاک به گیاهان صدمه وارد نماید و یا به‌علت بروز شرایط بی‌هوازی، نیتراتزدایی و انتشار گازهای N_2 و N_2O از خاک افزایش و کارایی مصرف کودهای نیتروژنی کاهش یابد. کاربرد بیوچار در چنین شرایطی می‌تواند از تصاعد آمونیاک و گازهای N_2 و N_2O جلوگیری کرده و کارایی مصرف نیتروژن کود مصرفی را افزایش و جذب نیتروژن توسط گیاه را افزایش دهد (Cai et al., 2022).

با توجه به پایداری زیاد بیوچار در خاک، اثرات مثبت بیوچار بر ویژگی‌های خاک و برهم‌کنش‌های هم‌افزایی بین بیوچار و کودهای نیتروژن (Bolan et al., 2022) ، در چند سال اخیر تولید انواع کودهای نیتروژنی بر پایه بیوچار مورد توجه زیادی قرار گرفته است. این کودها به علت رهایش آهسته و هوشمند نیتروژن، میزان هدرروی نیتروژن و آلودگی‌های ناشی از زیادی مصرف کودهای نیتروژنی را کاهش و کارایی مصرف نیتروژن را افزایش می‌دهند (Gao et al., 2022). به‌عنوان مثال، Azimzade (2019) با استفاده از نانوذرات هیدروکسید دوگانه لایه‌ای، بیوچار و هیدروچار نوعی کود هوشمند بر پایه بیوچار و هیدروچار را تولید کرد که بر اثر قرار گرفتن در ریزوسفر و تحت‌تأثیر ترشحات اسیدی ریشه، عنصر غذایی خود را به محلول خاک رهاسازی می‌نماید.

جمع‌بندی و رهیافت ترویجی

بیوچار ماده کربنی متخلخل پایدار با سطح ویژه زیاد، pH قلیایی، بارهای سطحی منفی و حاوی مقادیری از عناصر غذایی است که پویایی و فراهمی همه عناصر غذایی موجود در خاک را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد. بااین‌حال، تأثیر آن بر تغییرات برخی از عناصر غذایی ازجمله نیتروژن بسیار پیچیده و متنوع است. بخش زیادی از تغییرشکل‌های نیتروژن خاک به‌صورت زیستی و توسط ریزجانداران خاک انجام می‌شود و بیوچار با بهبود تهویه و حفظ رطوبت خاک و همچنین تأمین کربن مورد نیاز ریزجانداران و حذف مواد بازدارنده، فعالیت زیستی خاک را بهبود داده و از این طریق جمعیت باکتری‌های تثبیت‌کننده زیستی نیتروژن و باکتری‌های معدنی‌کننده

نیترون خاک را افزایش داده و فراهمی نیتروژن معدنی خاک را افزایش می‌دهد. همچنین، علاوه‌بر این‌که بسته به نوع زیست‌توده اولیه و شرایط تولید، می‌تواند مقادیری نیتروژن آلی و معدنی به خاک وارد کند، می‌تواند ۱) نیتروژن آلی و معدنی (یون‌های آمونیوم و نیترات) خاک را جذب و نگهداری کرده و از آبشویی آن‌ها بکاهد. ۲) به‌علت داشتن مقادیری کربن فراهم و نسبت C/N نسبتاً زیاد، در ابتدای افزوده شدن به خاک منجر به کمبود موقتی نیتروژن خاک شده ولی در ادامه به روش‌های مستقیم و غیرمستقیم، فراهمی نیتروژن معدنی خاک را افزایش می‌دهد. ۳) با تغییر میزان فراهمی نیتروژن معدنی خاک، تغییر جمعیت و فعالیت باکتری‌های نیترات‌زدا و کاتالیز کردن تبدیل N_2O به N_2، میزان انتشار گاز N_2O از خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد؛ بنابراین، به‌طورکلی می‌توان گفت بیوچار با نیتروژن دارای برهم‌کنش هم‌افزایی[1] بوده و می‌تواند میزان مصرف کودهای نیتروژنی را کاهش دهد. بااین‌حال، تغییرات نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک هنوز به‌خوبی مشخص نشده است و پژوهش‌های بیشتری نیاز است تا اثرات کوتاه‌مدّت، میان‌مدّت و بلندمدّت بیوچار بر پویایی عناصر غذایی ازجمله نیتروژن در خاک مورد بررسی قرار گیرد. لذا با توجه به اثرپذیری ویژگی‌های بیوچار از نوع زیست‌توده اولیه و شرایط تولید و نقش زیاد این ویژگی‌ها در اثرگذاری بیوچار بر ویژگی‌ها و حاصلخیزی خاک، پیشنهاد می‌شود تأثیر بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌های مختلف و در شرایط دمایی مختلف بر تحرک و فراهمی عناصر غذایی به‌ویژه نیتروژن در خاک‌های آهکی مورد بررسی قرار گیرد.

1- Synergistic interaction

Reference

1. Alkharabsheh, H.M., Seleiman. M.F., Battaglia. M.L., Shami, A., Jalal, R.S., Alhammad, B.A., Almutairi, K.F., Al-Saif, A.M., 2021. Biochar and Its broad impacts in soil quality and fertility, nutrient leaching and crop productivity: A Review. Agronomy. 11(5):1-29.
2. Almendros, G., Knicker, H., and Gonzalez-Vila, F.G., 2003. Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive thermal oxidation as determined by solid-state ^{13}C-and ^{15}N-NMR spectroscopy. Organic Geochemistry. 34:1559-1568.
3. Azimzadeh, Y. 2019. Synthesis of biochar/hydrochar-based layered double hydroxide composites for sorption of phosphate and the feasibility of their using as slow-release fertilizer. Ph.D. Thesis. Faculty of Agriculture, University of Tabriz. Tabriz. [in Persian].
4. Azimzadeh, Y., and Najafi, N., 2017a. Effects of biochar on soil physical, chemical, and biological properties. Land Management Journal, 4(2):161-173. (in Persian).
5. Azimzadeh, Y., and Najafi, N., 2017b. Biochar: the material with unique properties for carbon sequestration and global warming mitigation. Land Management Journal, 5(1):51-63. (in Persian).
6. Azimzadeh, Y., Najafi, N., Amirloo, B., and Abdolmaleki, E. 2017. Investigating the properties of the biochars produced from different organic materials. 15th Iranian Soil Science Congress. 28-30 August 2017, Isfahan, Iran. (in Persian).
7. Bolan, N., Hoang, S.A., Beiyuan, J., Gupta, S., Hou, D., Karakoti, A., Joseph, S., and Jung, S., 2022. Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. International Materials Reviews. 67(2):150-200.
8. Brewer, C.E., Hu, Y.Y., Schmidt-Rohr, K., Loynachan, T.E., Laird, D.A., and Brown R.C., 2012. Extent of pyrolysis impacts on fast pyrolysis biochar properties. Journal of Environmental Quality. 41:1115-1122.
9. Bruun, E.W., Ambus, P., Egsgaard, H., and 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.
10. Cai, Y., Zhu, M., Meng, X., Zhou, J.L., Zhang, H., and Shen, X., 2022. The role of biochar on alleviating ammonia toxicity in anaerobic digestion of nitrogen-rich wastes: A review. Bioresource Technology. 351:126-134.
11. Case, S.D., McNamara, N.P., Reay, D.S., and Whitaker, J., 2012. The effect of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from a sandy loam soil–The role of soil aeration. Soil Biology and Biochemistry. 51:125-134.
12. Cassman, K.G., Dobermann, A., and Walters, D.T., 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. AMBIO: A Journal of the Human Environment. 31:132-140.
13. Castaldi, S., Riondino, M., Baronti, S., Esposito, F., Marzaioli, R., Rutigliano, F., Vaccari, F., and Miglietta, F., 2011. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. Chemosphere. 85:1464-1471.
14. Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., and Burton, S.D., 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. 113:20-27.
15. Cheng, C.-H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., and Engelhard, M., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. Organic Geochemistry. 37:1477-1488.
16. Cheng, Y., Cai, Z.c., Chang, S.X., Wang, J., and Zhang, J.b., 2012. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N_2O production in a cultivated Black Chernozem. Biology and Fertility of Soils. 48:941-946.
17. Clough, T.J., and Condron, L.M., 2010. Biochar and the nitrogen cycle: introduction. Journal of Environmental Quality. 39:1218-1223.
18. Clough, T.J., Condron, L.M., Kammann, C., and Müller, C., 2013. A review of biochar and soil nitrogen dynamics. Agronomy. 3:275-293.
19. DeLuca, T., MacKenzie., M., Gundale, M., and. Holben, W., 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. Soil Science Society of America Journal. 70:448-453.

20. Dempster, D., Gleeson, D., Solaiman, Z.i., Jones, D., and Murphy, D., 2012a. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralization with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. Plant and Soil. 354:311-324.
21. Dempster, D.N., Jones, D.L., and Murphy, D.V., 2012b. Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. Soil Research. 50:216-221.
22. Doydora, S.A., Cabrera, M.L., Das, K.C., Gaskin, J.W., Sonon, L.S., and Miller, W.P., 2011. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter amended with acidified biochar. International Journal of Environmental Research and Public Health. 8:1491-1502.
23. Gao, Y., Fang, Z., Van Zwieten, L., Bolan, N., Dong, D., Quin, B.F., Meng,. J., Li, F., Wu, F., Wang, H., and Chen, W., 2022. A critical review of biochar-based nitrogen fertilizers and their effects on crop production and the environment. Biochar. 4(36):22-36.
24. Ghorbani, M., Konvalina, P., Neugschwandtner, R.W., Kopecký, M., Amirahmadi, E., Bucur, D., and Walkiewicz, A., 2022. Interaction of biochar with chemical, green and biological nitrogen fertilizers on nitrogen use efficiency indices. Agronomy. 12(9):211-220.
25. Gundale, M.J., and DeLuca, T.H., 2007. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of Koeleria macrantha in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem. Biology and Fertility of Soils. 43:303-311.
26. Haider, F.U., Coulter, J.A., Cai, L., Hussain, S., Cheema, S.A., Wu, J., and Zhang, R., 2022. An overview on biochar production, its implications, and mechanisms of biochar-induced amelioration of soil and plant characteristics. Pedosphere. 32(1):107–130.
27. Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S., and Amelung, W., 2004. Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. Organic Geochemistry. 35:823-830.
28. Hass, A., Gonzalez, J.M., Lima, I.M., Godwin, H.W., Halvorson, J.J., and Boyer, D.G., 2012. Chicken manure biochar as liming and nutrient source for acid Appalachian soil. Journal of Environmental Quality. 41:1096-1106.
29. Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., 1999. Soil Fertility and Fertilizers, 6th Edition. Upper Saddle River, N.J: Prentice-Hall, Inc. 499 p.
30. Inglett, P.W., Rivera-Monroy, V.H., and Wozniak, J.R., 2011. Biogeochemistry of nitrogen across the everglades landscape. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 41: 6:187-216.
31. Ippolito, J., Novak, J., Busscher, W., Ahmedna, M., Rehrah, D., and Watts, D., 2012. Switchgrass biochar affects two Aridisols. Journal of environmental quality. 41:1123-1130.
32. Jain, V., and Nainawatee, H., 2002. Plant flavonoids: signals to legume nodulation and soil microorganisms. Journal of Plant Biochemistry and Biotechnology. 11:1-10.
33. Jones, D., Rousk, J., Edwards-Jones, G., DeLuca, T., and Murphy, D., 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. Soil Biology and Biochemistry. 45:113-124.
34. José, M., and Knicker, H., 2011. Bioavailability of N released from N-rich pyrogenic organic matter: an incubation study. Soil Biology and Biochemistry. 43:2368-2373.
35. Joseph, S., Cowie, A.L., Van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M.L., Graber, E.R., Ippolito, J.A., and Kuzyakov, Y., 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.
36. Joseph, S., and Lehmann, J., 2009. Biochar for environmental management: Science and technology. Earthscan, London, UK.
37. Kameyama, K., Miyamoto, T., Shiono, T., and Shinogi, Y., 2012. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcaric dark red soil. Journal of Environmental Quality. 41:1131-1137.

38. Kammann, C.I., Linsel., S., Gößling, J.W., and Koyro, H.W., 2011. Influence of biochar on drought tolerance of Chenopodium quinoa Willd and on soil–plant relations. Plant and Soil. 345:195-210.
39. Krull, E.S., Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., and Smernik, R.J., 2009. Characteristics of Biochar: Organo-chemical Properties, In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology. J. Lehmann, S. Joseph (Eds.), Earthscan, London, UK, pp. 53–66.
40. Lehmann, J., Gaunt, J., and Rondon, M., 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems–a review. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. 11:395-419.
41. Lehmann, J., da Silva., J.P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., and Glaser, B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. Plant and soil. 249:343-357.
42. Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., and Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota–a review. Soil Biology and Biochemistry. 43:1812-1836.
43. Lentz, R., and Ippolito, J., 2012. Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrient concentrations and uptake. Journal of Environmental Quality. 41:1033-1043.
44. Li, X., Wang, R., Shao, C., Li, D., Bai, S., Hou, N., and Zhao, X., 2022. Biochar and Hydrochar from Agricultural Residues for Soil Conditioning: Life Cycle Assessment and Microbially Mediated C and N Cycles. ACS Sustainable Chemistry & Engineering. 10 (11):3574-3583.
45. Luo, Y., Zhao, X., Li, G., Zhao, L., Meng, H., and Lin, Q., 2014. Effect of biochar on mineral nitrogen content in soils with different pH values. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering. 30:166-173.
46. Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S.J., and Lehmann, J., 2012. Nutrient leaching in a Colombian savanna Oxisol amended with biochar. Journal of Environmental Quality. 41:1076-1086.
47. Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F., and Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. Forest Ecology and Management. 122:51-71.
48. Novak, J.M., Busscher, W.J., Laird, D.L., Ahmedna, M., Watts, D.W., and Niandou, M.A., 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. Soil Science. 174:105-112.
49. O'Toole, A., Knoth de Zarruk, K., Steffens, M., and Rasse, D., 2013. Characterization, stability, and plant effects of kiln-produced wheat straw biochar. Journal of Environmental Quality. 42:429-436.
50. Piash, M.I., Iwabuchi, K., Itoh., T., and Uemura, K., 2021. Release of essential plant nutrients from manure- and wood-based biochars. Geoderma. 397:115-127.
51. Prendergast-Miller, M.T., Duvall, M., and Sohi, S.P., 2011. Localisation of nitrate in the rhizosphere of biochar-amended soils. Soil Biology and Biochemistry. 43:2243-2246.
52. Rondon, M.A., Lehmann, J., Ramírez, J., and Hurtado, M., 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (Phaseolus vulgaris L.) increases with bio-char additions. Biology and Fertility of Soils. 43:699-708.
53. Saarnio, S., Heimonen, K., and Kettunen, R., 2013. Biochar addition indirectly affects N_2O emissions via soil moisture and plant N uptake. Soil Biology and Biochemistry. 58:99-106.
54. Sarkhot, D.V., Berhe, A.A., and Ghezzehei, T.A., 2012. Impact of biochar enriched with dairy manure effluent on carbon and nitrogen dynamics. Journal of Environmental Quality. 41:1107-1114.
55. Schomberg, H.H., Gaskin., J.W., Harris, K., Das, K., Novak, J.M., Busscher, W.J., Watts, D.W., Woodroof, R.H., Lima, I.M., and Ahmedna, M., 2012. Influence of biochar on

nitrogen fractions in a coastal plain soil. Journal of Environmental Quality. 41:1087-1095.

56. Singh, B.P., B.J Hatton., B. Singh., A.L. Cowie., and A. Kathuria. 2010. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. Journal of Environmental Quality. 39:1224-1235.
57. Spokas, K.A., Baker, J.M., and Reicosky, D.C., 2010. Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. Plant and Soil. 333:443-452.
58. Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macêdo, J.L.V., Blum, W.E., and. Zech, W., 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. Plant and Soil. 291:275-290.
59. Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T.J., Condron, L.M., Sherlock, R.R., Anderson, C.R., and Craigie, R.A., 2011. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. Journal of Environmental Quality. 40:468-476.
60. Uzoma, K., Inoue, M., Andry, H., Fujimaki, H., Zahoor, A., and Nishihara, E., 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. Soil Use and Management. 27:205-212.
61. Wang, T., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., and Bishop, P., 2012b. Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. Plant and Soil. 357:173-187.
62. Wang, T., Arbestain, M.C., Hedley, M., and Bishop, P., 2012a. Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. Organic Geochemistry. 51:45-54.
63. Warnock, D.D., Lehmann, J., Kuyper, T.W., and Rillig, M.C., 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil–concepts and mechanisms. Plant and Soil. 300:9-20.
64. Woolf, D., and Lehmann, J., 2012. Modelling the long-term response to positive and negative priming of soil organic carbon by black carbon. Biogeochemistry. 111:83-95.
65. Xinxiang, C., Xusheng, H., and Wen, Z., 2014. Effects of quantity of biochar on nitrogen leaching in simulated soil columns and soil moisture parameters in field. Agricultural Research in the Arid Areas. 32:110-139.
66. Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., and Zimmerman, A.R., 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. Chemosphere. 89:1467-1471.
67. Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Zheng, J., and Crowley, D., 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. Agriculture, Ecosystems & Environment. 139:469-475.
68. Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., Zhang, R., 2021. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies. GCB Bioenergy. 13(12):1859-1873.
69. Zhou, Z., Li, X., Xing, Y., Fang, B., Zhang, L., and Peng, Y., 2011. Effect of biochar amendment on nitrogen leaching in soil. Earth and Environment. 39:278-284.

The Role of Biochar in Soil Nitrogen Cycle

Y. Azimzadeh*

Assistant Prof., Natural Resources Management Research Department; Dryland Agricultural Research Institute; Agricultural Research, Education, and Extension Organization (AREEO); Maragheh, Iran.

yaser.azimzadeh@gmail.com

Received: December 2022and Accepted: September 2023

Abstract

Biochar is a black solid containing stable carbon with many positive effects on the physical, chemical, and biological properties of soil. One important positive effect of biochar on soil is its contribution to nutrient (e.g., nitrogen) mobility and dynamics in soil. Negatively charged on the surface, biochar is capable of adsorbing and storing ammonium ions (NH_4^+) and small nitrogen-containing organic molecules. It also releases nitrogen into the soil to change the carbon to nitrogen ratio (C/N), whereby the mineralization-immobilization balance of nitrogen is affected. Moreover, biochar indirectly affects soil nitrogen cycle and dynamics by changing such soil properties as pH, cation exchange capacity, electrical conductivity, organic carbon, biological activity, nutrient availability, porosity, ventilation, and water relations, among others. It is through these changes that water, air, and nutrients are provided to make soil a suitable habitat favorable to soil microorganisms that help improve biological fixation of nitrogen. Biochar also reduces N_2O emission, as a greenhouse gas, from the soil by reducing soil nitrogen sublimation. In general, biochar has a synergistic interaction with nitrogen and can enhance nitrogen use efficiency to reduce nitrogen fertilizer consumption. However, only scant knowledge is presently available on soil nitrogen changes induced by biochar, especially in calcareous soils. Further research is needed to investigate the effects of biochars produced from different types of biomass under different temperatures on the mobility and availability of nutrients, especially nitrogen, in calcareous soils.

Keywords: Pyrolysis, Nitrogen cycle, Soil properties

* - Corresponding author's email: yaser.azimzadeh@gmail.com