پژوهش‌های آبخیزداری

دوره‌ی۳۵، شماره‌ی ۱، شماره‌ی پیاپی ۱۳۴، بهار ۱۴۰۱، صفحه‌های ۲۷-۱۶
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/WMRJ.2021.355077.1423

مقاله‌ی پژوهشی

CC BY

افزایش انباشت کربن در زمین‌های تخریب‌شده و کاهش دی‌اکسیدکربن جو با تلقیح صحرایی سیانوباکترها

حسین خیرفام

(نویسنده‌ی مسئول)* استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ایران

*رایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: h.kheirfam@urmia.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۹ تیر ۱۴۰۰ تاریخ پذیرش: ۲۹ شهریور ۱۴۰۰

چکیده

ریززیندگانِ پوسته‌ی زیستیِ خاک نقش عمده‌یی در چرخه‌ی کربن و حذف دی‌اکسیدکربن از جو دارند. این ظرفیت به‌دلیل تخریب زمین‌ها کاهش می‌یابد. در این پژوهش افزایش ظرفیت خاک‌های تخریب‌شده با تلقیح سیانوباکترها در افزایش نگه داشت (ترسیب) کربن از جو بررسی شد. سیانوباکترهای بومی (*Oscillatoria* sp.، *Nostoc* sp. و *Lyngbya* sp) مناسب برای نگه‌داشت کربن تکثیر، و روی خاک کرت‌های $40\ m^2$ در منطقه‌یی تخریب‌شده تلقیح شد. مقدار کربن آلی، کربن نگه داشته در خاک و معادل دی‌اکسیدکربن برداشته از جو در سه بازه‌ی زمانی آغاز (زمان صفر)، میانه (پس از ۸۳ روز) و پایان (پس از ۱۷۲ روز) آزمایش اندازه‌گیری شد. یافته‌ها نشان داد که در تیمار شاهد کربن نگه‌داشته در میانه و انتهای آزمایش به ترتیب ۰/۲۵ و ۰/۲۷ $g.m^{-2}.day^{-1}$ بود. تلقیح سیانوباکترها منجر به افزایش معنی‌دار نگه‌داشت کربن در میانه و پایان آزمایش به ترتیب ۳۱۲ و ۲۲۶٪ نسبت به تیمار شاهد شد. اندازه‌ی نگه‌داشت کربن و حذف دی‌اکسیدکربن با تلقیح سیانوباکترها پس از ۱۷۲ روز به‌ترتیب ۳/۵۹ و ۱۳/۱۷ $ton.ha^{-1}.year^{-1}$ تخمین زده شد که در تیمار شاهد به‌ترتیب ۱/۱۰ و ۴/۰۳ $ton.ha^{-1}.year^{-1}$ بود. یافته‌ها نشان داد که تلقیح سیانوباکترها به‌شکل آب تلقیحی قبل از شروع فصل مرطوب (آغاز پاییز) و به‌مقدار کمینه‌ی ۱/۵ $g.m^{-2}$ زی‌توده ضمن اثرگزاری مطلوب، از نظر اقتصادی نیز تأیید می‌شود. تلقیح سیانوباکترها در مقیاس صحرایی ابزاری زیستی است که باید در برنامه‌های توسعه‌ی پایدار برای نگه‌داشت کربن و احیای زمین به آن توجه شود.

واژگان کلیدی: احیای زمین، پوسته‌ی زیستی خاک، کربن آلی، گازهای گلخانه‌یی، گرم شدن جهانی

مقدمه

گرم‌شـدن جهانی و تغییرهای اقلیمی جدی‌ترین چالش جهانی اسـت، و انتشـار گازهای گلخانه‌یی از دلیل‌های اصلی آن است (روسی و همکاران ۲۰۱۵). برپایه‌ی آخرین آمارها و پیش‌بینی‌های جهانی، انتشـار گازهای گلخانه‌یی از Gt ۱۴/۱ در سـال ۱۹۷۱ به Gt ۴۰/۲ در سـال ۲۰۳۰ خواهد رسید (لی‌کوئره و همکاران ۲۰۰۹). دی‌اکسیدکربن بیش از ۷۶٪ از گازهای گلخانه یی است (آی‌پی‌سی‌سی ۲۰۱۴) که اندازه‌ی تجمع سالانه‌ی آن در جو به Gt ۳۷/۵ در ۲۰۱۴ رسیده بود (اولیویر و همکاران ۲۰۱۵). بنابراین، افزایش نگران‌کننده‌ی گازهای گلخانه‌یی، از جمله دی‌اکسیدکربن جو، دولت‌ها را مجاب به پذیرش تعهدنامه‌یی مبنی بر کاهش ۴۰ تا ۶۰٪ از گازهای گلخانه‌یی تا سال ۲۰۵۰ کرد (روسی و همکاران ۲۰۱۵). از این‌رو، امروزه تلاش‌های گسـترده‌یی برای کاستن از دی‌اکسـیدکربن جو که یکی از چالش‌های جدی جامعه‌ی بشری است، می‌شود (روسـی و همکاران ۲۰۱۵). راه‌کارهای پرشماری مانند کاهش مصرف سـوخت‌های فسـیلی، ایجـاد مخزن‌های نقطه‌یـی جذب دی اکسـیدکربن در پیرامـون تولیدکننده‌های بزرگ، و افزودن بر سـطح پوشـش گیاهی با هدف کاهش کربن از جو پیشـنهاد شـده اسـت (هرزوگ ۲۰۱۱). به‌دلیل افزایش روزافـزون جمعیّت کره‌ی زمین، و نبود تعادل و توازن در اندازه‌ی توسـعه‌یافتگی در همه‌ی دنیا، شیب کاهش مصرف سوخت‌های فسیلی زیاد نخواهد بود.

اقدام‌هـای فنی دیگر جذب دی‌اکسـیدکربن نیز بیش‌تر نقطه‌یی بوده است، در حالی‌که دی‌اکسیدکربن به گستردگی در جو زمین پراکنده است (هرزوگ ۲۰۱۱). هرچند، زیست‌بوم‌های اقیانوسی توانایـی جذب مقـدار زیـادی از کربن جـو را دارد (لی‌کوئره و همکاران ۲۰۰۹)، اندازه‌ی کربن جو کره‌ی زمین به سـبب تمرکز فعالیّت‌های انسانی بسیار زیاد اسـت، و کاستن از آن در مقیاس منطقه‌یی گریزناپذیر است.

از آن‌جـا که خاک بزرگ‌ترین مخزن جذب دی‌اکسـیدکربن جو بوده اسـت، افزایش ظرفیت خاک در زیسـت‌بوم‌های خشـک و نیمه‌خشـک نقش عمده‌یی در کاهش‌دادن تراز دی‌اکسـیدکربن جوی دارد (آلستروم ۲۰۱۵).

امروزه خاک کره‌ی زمین توانایی ذخیره‌ی کربن به مقدار Gt ۲/۵ تا ۵/۳ در سـال دارد (باتجس ۲۰۱۴). هرچند خاک بزرگ‌ترین مخزن زمینی ذخیره‌ی کربن شـناخته می‌شـود، تخریب کمّی و کیفـی خـاک در دهه‌های اخیر علاوه بر این کـه چالش جهانی مهمی در تأمین غذا اسـت، کاهش سـرعت و اندازه‌ی ذخیره‌ی کربن را نیز در پی داشـته اسـت (خیرفام ۲۰۲۰)، به‌گونه‌یی که باعث اختلال در چرخه‌ی کربن میان جو و خاک شـده، و انتشار دی‌اکسـیدکربن از خاک در برخی منطقه‌ها بیش‌تر از جذب آن شده است (شولز و همکاران ۲۰۱۵).

چرخه‌ی کربـن به دو شـکل درازمدّت (چند میلیون سـال) و کوتاه‌مـدّت (از چند دقیقه تا چند سـال) اسـت (وانگ و نمانی ۲۰۱۶). روی‌کردهـای پرشـماری مانند جنـگل‌کاری و احیای جنگل، کشـاورزی حفاظتی، مرتع‌کاری و احیـای مرتع، کاربرد افزودنی‌های خاک با هدف بهبـود عمل‌کرد گیاهان، و تله‌اندازی از روش‌هـای مهندسـی با هـدف افزایش نگه‌داشـت کربن در بوم سـازگان‌های گوناگون است (واشـبورن و همکاران ۲۰۱۵). با این‌حال، برخی محدودیت‌ها مانند شـرایط اقلیمی، اقتصادی، و فنـی، و درازمدت بـودن بازدهی، در اجـرای آن‌ها در مقیاس کلان چالش‌هایی به‌وجود آورده اسـت (خیرفام ۲۰۲۰). بنابراین مدیریت کردن چرخه‌ی کربن میان جو و خاک در کوتاه‌مدّت و در مقیاس منطقه‌یی و کوچک، دقیق‌تر و ارزشمندتر است (واشبورن و همـکاران ۲۰۱۵). بهره‌گیری از ظرفیت فتوسـنتز گیاهان در کاهش گازهـای گلخانه‌یی و ذخیره‌ی کربن از راه‌کارهای پایه‌یی اسـت. با این حال، بیش از ۴۰٪ از وسـعت کره‌ی زمین، زمین خشک و نیمه‌خشک و دربرابرتخریب یا تخریب شده است (استون ۲۰۰۸) و تنها ۰/۷٪ از پوشش گیاهی دنیا در منطقه‌های خشک و نیمه‌خشک است (ویلسـک و همکاران ۲۰۰۹). بنابراین بخش فراوانی از سطح کره‌ی زمین به‌سبب فقر پوشش گیاهی مشارکت چندانی در چرخه‌ی کربن جهانی از راه فتوسنتز ندارد.

در همین حال، پوسته‌های زیستی خاک در منطقه‌های خشک و نیمه‌خشک با فقر پوشش گیاهی، نقش بسزایی در فرآیند چرخه‌ی کوتاه‌مدّت کربن و کاهش آن از جو دارد (چائی و همکاران ۲۰۱۶). در پوسـته‌ی زیسـتی خاک این منطقه‌ها، ریززیندگان خاک‌زی به‌ویژه سـیانوباکترها نقـش پایه‌یی در بسـیاری از فرآیندهای زمین‌شیمیایی زیست‌بوم‌ها داشته اند (میرالس و همکاران ۲۰۱۱) که در نهایت باعث جذب دی‌اکسیدکربن از جو و ذخیره و تجمع آن در خاک (روسی و همکاران ۲۰۱۵) و بهبود کیفیت و کاهش تخریب خاک می‌شـود (خیرفام و همـکاران ۲۰۲۰)، به‌گونه‌یی که توانایی پوسـته‌های زیسـتی غنی خاک، جـذب و ذخیره‌ی سـالانه حدود Gt ۳/۹ کربن اسـت (برتراند و همکاران ۲۰۱۴). این زیسـت‌بوم‌ها ممکن اسـت نقش مهمی در ذخیره‌ی کربن داشته باشـد. در زیست‌بوم‌های منطقه‌های خشک و نیمه‌خشک، ریززیندگان پوسته‌های زیسـتی خاک از راه ترشح‌های برون‌ریز پلی‌سـاکاریدی خود منجر به تجمع ذره‌های خاک در کنار هم، و افزایش پایداری و کاهش تخریب خاک می‌شوند.

علاوه‌بر این، فعالیّت ریززیندگان پوسـته‌ی زیسـتی خاک منجر به افزایش نفوذپذیری و تخلخل، ظرفیت نگه‌داشـت آب و مواد غذایی در خاک می‌شـود، و در نتیجه ظرفیت ذخیره‌سازی کربن در خاک را افزایش می‌دهد (خیرفام و روحی ۲۰۲۰).

رونـد تخریب تدریجی در بیش از ۷۰٪ از منطقه‌های خشـک و نیمه‌خشـک باعث کاهش توانایی نگه‌داشت کربن در خاک شده اسـت (سـافریل ۲۰۰۷). احیا و ارتقای ظرفیت زیسـت‌بوم‌های ایـن منطقه‌ها در کاهش سـریع اندازه‌های دی‌اکسـیدکربن به

شـــکل ذخیره‌ی کربن در خاک به‌ویژه در زمین تخریب‌شـــده از راه‌کارهایی است که به آن توجه شده است (واشبورن و همکاران ۲۰۱۵). به‌تازگی احیای پوسته‌های زیستی خاک از معدنی‌سازی زیستی[1] (والنســـیا و همکاران ۲۰۱۴)، انتقال پوسته‌های زیستی منطقه‌های غنی به منطقه‌های تخریب‌شـــده و جای‌گزینی با آن (ژائو و همکاران ۲۰۱۴) و تلقیح مســـتقیم ریززیندگان سودمند بر ســـطح دامنه‌ها (خیرفام و همکاران ۲۰۲۰؛ صادقی و همکاران ۲۰۲۰) برای بهبود ویژگی‌های ســـاختمانی، زیستی و شیمیایی خاک، و افزایش توان ذخیره‌ی کربن (خیرفام ۲۰۲۰) مطرح شده است. انتقال پوسته‌های زیستی هزینه‌بر است و دست‌خوردگی و تخریب زمین در منطقه‌های برداشت را در پی دارد.

بنابراین، تلقیح مستقیم ریززیندگان خاک‌زی به‌ویژه سیانوباکترها بر ســـطح دامنه‌ها ممکن اســـت روش مؤثری باشـــد (خیرفام و همکاران ۲۰۲۰). ســـیانوباکترها از ریززیندگان فتوسنتزکننده‌ی ســـطح خاک اند، که به‌ســـبب داشتن ســـلول‌های کلروفیل‌دار، رنگیزه‌ها، و رنگ‌دانه‌های پرشـــمار، دی‌اکسیدکربن جو را در برابر نورخورشـــید جذب می‌کنند، کربن را بـــه درون خود می‌برند، و اکسیژن آزاد می‌کنند (باوکر ۲۰۰۵).

غنی‌ســـازی پوسته‌های زیســـتی با تلقیح ســـیانوباکترها ممکن اســـت ظرفیت زمین تخریب‌شـــده را در ذخیره‌کـــردن کربن در کوتاه مدّت (با توانایی نگه‌داشـــت کربن و زیســـت‌توده‌ی کربنی خود) و درازمدّت (با افزایش پوشش گیاهی) افزایش دهد. افزایش ظرفیت زمین تخریب‌شـــده در ذخیـــره‌ی کربن منجر به کاهش غلظت دی‌اکسیدکربن جوی خواهد شد.

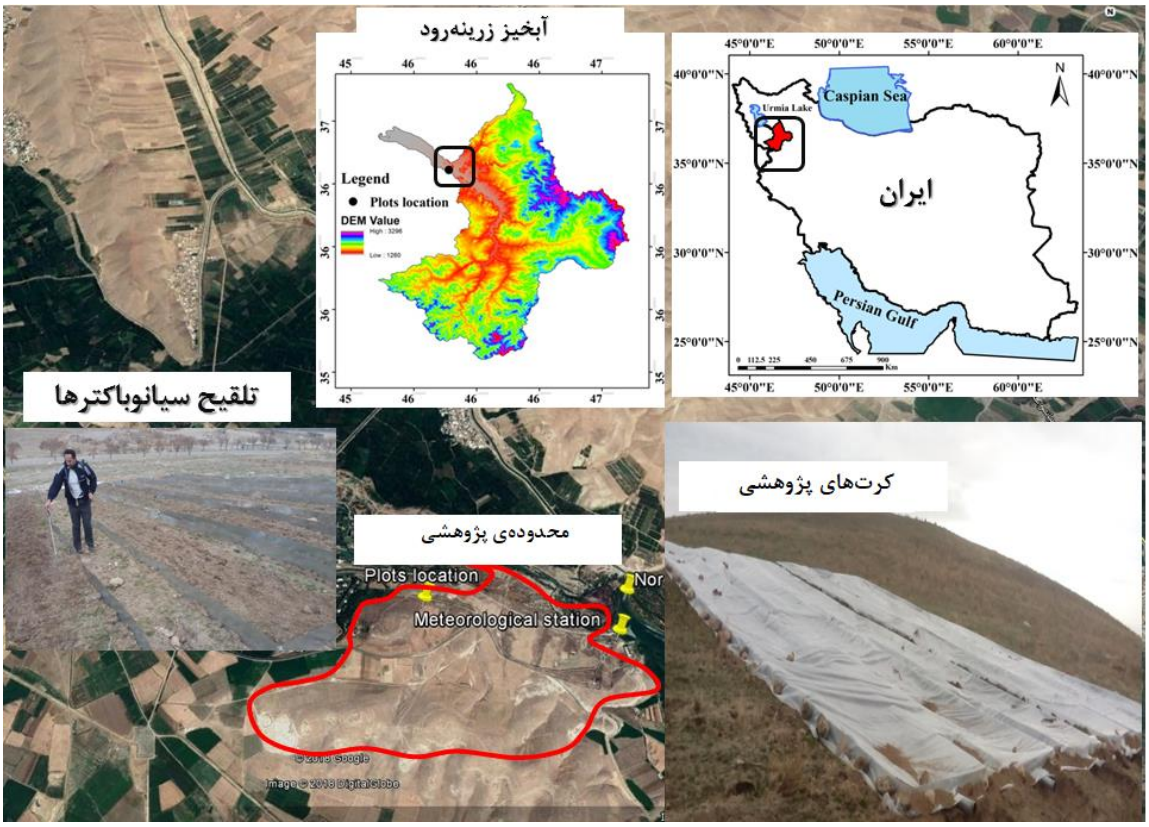
به‌تازگـــی پژوهش‌های موفقیت‌آمیـــزی از تلقیـــح ریززیندگان خاک‌زی در مقیاس آزمایشـــگاهی در راســـتای افزایش ذخیره‌ی کربن خاک انجام شـــده اســـت (خیرفام و همکاران ۲۰۱۷ الف؛ خیرفـــام و همکاران ۲۰۲۰). با این حـــال، اجرای آن در مقیاس گســـترده نیازمند پژوهش‌های تکمیلی و در مقیاس صحرایی در شرایط گوناگون محیطی برای رسیدن به دید همه‌جانبه و جامع است. این پژوهش با هدف ارزیابی‌کردن عمل‌کرد تلقیح صحرایی سیانوباکترها به خاک زمین‌های تخریب‌شده برای ایجاد پوسته‌ی زیســـتی، و در نهایت افزایش‌دادن ذخیره‌ی کربن و کاهش‌دادن دی‌اکســـیدکربن از جو در منطقه‌ی میاندوآب استان آذربایجان غربی انجام شد.

مواد و روش‌ها

زمینی تخریب‌شـــده از زمین دیم رهاشـــده در بالادســـت ســـد انحرافی نوروزلو در زیرحوزه‌ی آبخیز زرینه‌رود (آذربایجان غربی، میاندوآب) در بزرگ‌آبخیز دریاچه‌ی ارومیه انتخاب شد (شکل ۱). متوسط بارندگی سالانه‌ی محدوده‌ی پژوهشی بر پایه‌ی تجزیه و تحلیل داده‌های ایســـتگاه هواشناسی در سد نوروزلو (با فاصله‌ی ۳۰۰ متری از محل آزمایش)، ۲۵۴ میلی‌متر است.

دمـــای کمینـــه، میانگیـــن و بیشـــینه‌ی ســـالانه به‌ترتیـــب ۶/۹- °C، ۱۱/۴ °C و ۳۲/۵°C ثبت شـــده اســـت. ســـردترین ماه‌هـــای ســـال بهمـــن و دی (۰ °C) و گرم‌تریـــن آن‌ها مرداد (۲۲/۸°C) و تیر (۲۱/۸ °C) اســـت. احتمال یخبندان در شش ماهه‌ی دوم سال هست، و در مجموع در ۹۷ روز از سال در شرایط یخبندان است. بیش‌ترین مقدار یخبندان در دی با ۲۴/۶ روز ثبت شده اســـت. در مجموع اقلیم این منطقه بر پایه‌ی روش آمبرژه، خشـــک سرد و نیمه‌خشک ســـرد، و بر پایه‌ی رده‌بندی دومارتن نیمه‌خشـــک سرد تعیین شده اســـت. ایجاد سامانه‌های آبیاری و زه‌کشی پرشمار در بالادست و پایین‌دست سد نوروزلو در دهه‌های گذشـــته ضمن گسترش‌دادن کشـــاورزی در زمین مسطح، باعث تبدیل‌شدن کاربری‌های مرتع در شیب‌های زیاد به کشاورزی دیم شده اســـت، امّا این زمین امروزه به‌سبب فرسایش کمّی و کیفی خاکِ غنیِ سطحیِ دیم‌زارها بر اثر باران‌های فرساینده، و کاهش کیفی و کمّی محصول، رها شـــده و زمینی درتخریب با کمینه‌ی تراکم پوشش گیاهی است. بر پایه‌ی ارزیابی‌های صحرایی پوشش گیاهی در این محـــدوده از دو گونه‌ی *Peganum harmala* و *Poa bulbosa* به‌ترتیب با بیشینه‌ی ۳ و ۱۰٪ تراکم است.

1 - Biomineralization



شکل ۱- موقعیت عمومی منطقه، جای کرت‌های صحرایی، و شیوه‌ی تلقیح سیانوباکترها.

پس از انتخاب محل مناسب نمونه‌برداری در بازدیدهای صحرایی (شکل ۱)، نمونه‌برداری به‌شکل تصادفی از خاک از عمق صفر تا دو سانتی‌متری (چامیزو و همکاران ۲۰۱۲) برای کشت، استخراج، شناسایی، خالص‌سازی و تکثیر سیانوباکترهای خاک انجام شد. برای پراکنش مناسب جاهای نمونه‌برداری با الگوی شبکه‌یی ۲۵ جا برگزیده شد. خاک از عمق ۲ cm از سطح خاک با استوانه‌ی پلی‌وینیل کلراید مدرج (خیرفام و همکاران ۲۰۱۷ الف) برداشته شد. نمونه‌ها در کیسه‌های پلی‌اتیلن سترون‌شده به آزمایشگاه گروه علوم محیط زیست پژوهشکده‌ی مطالعات دریاچه‌ی ارومیه دانشگاه ارومیه برده شد، و تا پیش از انجام‌دادن آزمایش‌ها در دمای $^{\circ}C$ ۴ نگه‌داری شد (چامیزو و همکاران ۲۰۱۲).

برای خالص‌سازی سیانوباکترهای خاک محیط‌کشت عمومی سیانوباکترهای خاک‌زی به‌کار گرفته شد (اهلرز و همکاران، ۲۰۰۸). با تکیه بر پژوهش‌های پیشین (خیرفام و همکاران ۲۰۱۷الف و ب؛ خیرفام و همکاران ۲۰۲۰؛ صادقی و همکاران، ۲۰۲۰) محیط کشت عمومی Chu۱۰ با ترکیب ۰/۲۳۲ گرم کلسیم نیترات تتراهیدرات، ۰/۰۱ گرم دی‌پتاسیم فسفات، ۰/۰۲۵ گرم منزیم سولفات هپتاهیدرات، ۰/۰۲ گرم سدیم کربنات، ۰/۰۴۴ گرم سدیم متاسیلیکات پنتاهیدرات، ۰/۰۰۳۵ گرم سیترات آهن و ۰/۰۰۳۵ گرم اسید سیتریک در یک لیتر آب مقطر (اندرسون ۲۰۰۵) انتخاب، و برپایه‌ی شیوه‌نامه‌های بمعیار شرکت مرجع ساخته شد. پس از انتخاب محیط‌های کشت عمومی، برای رشد و شناسایی سیانوباکترها یک گرم از نمونه‌ی خاک به ظرف‌های پتری (سه تکرار) برده، ml ۵ محیط کشت Chu۱۰ در آن ریخته، و هر سه روز یک بار به آن‌ها محیط کشت افزوده شد (خیرفام و همکاران ۲۰۱۷ الف). برای پایش و شناسایی سیانوباکترها، لامل‌های mm ۲۰ × ۲۰ در ظرف‌های پتری گذاشته شد. باکتری‌ها در بازه‌ی زمانی ۱۵ روزه روزانه با میکروسکوپ با قدرت تفکیک زیاد برپایه‌ی ویژگی‌های ریخت شناسی (راهنماهای باکتری‌شناسی Bergey) شناسایی شد (گاریتی و همکاران ۲۰۰۱).

با ضرورت بیماری‌زا نبودن و اثرگزاری بیشینه‌ی فرآیند تلقیح در نگه‌داشت کربن، ویژگی‌های عمل‌کردی سیانوباکترهای شناسایی‌شده بر پایه‌ی تیواری و همکاران (۲۰۰۵) بررسی شد. سیانوباکترهایی که گزارشی از بیماری‌زایی‌شان نبود، و توانایی زیاد آن‌ها در نگه‌داشت کربن، و بیشینه‌بودن سازگاری‌شان با شرایط نامساعد محیطی برای تکثیر در حجم زیاد تأیید شده بود انتخاب شد (خیرفام و همکاران ۲۰۱۷الف و ب؛ خیرفام و

همکاران ۲۰۲۰؛ صادقی و همکاران، ۲۰۲۰).
سه جنس سیانوباکتر *Nostoc sp.* (با نسبت جمعیّت ۷۰٪)، *Oscillatoria sp.* (با نسبت جمعیّت ۲۰٪) و *Lyngbya sp.* (با نسبت جمعیّت ۹٪) برای تلقیح برگزیده شد. هرچند بودن برخی از سرده‌های سیانوباکتر مانند *Aphanothece sp.*، *Phormidium sp.* و تعدادی تاکسون از *Diatoma* و *Xanthophyta* (مجموعاً کم‌تر از ۱٪) در میان جمعیّت سیانوباکتریایی مشاهده شد، که به‌دلیل جمعیّت ناچیز و گزارش‌نشدن کارآیی آن‌ها در تلقیح برای هدف‌های گوناگون، برای تکثیر و تلقیح برگزیده نشد. سرده‌های انتخاب‌شده‌ی سیانوباکتر در چند مرحله با لامل‌های شیشه‌یی و سوزن‌های نوک‌باریک میکروبیولوژی (کومار و همکاران، ۲۰۱۳) به محیط کشت مایع Chu۱۰ برده و خالص‌سازی شد.
برای تلقیح‌شدن در سطح کرت‌ها سیانوباکترها به تعداد ۱۰۱۲ سلول در لیتر تکثیر شد (خیرفام و روحی ۲۰۲۰). برای این کار محیط کشت مایع Chu۱۰ به‌کاربرده شد. سیانوباکترها به‌ترتیب به محیط‌های مایع ۵۰، ۱۰۰، ۵۰۰، ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰ میلی لیتری منتقل شد، و پیوسته تا رسیدن به تعداد ۱۰۱۲ سلول در لیتر، با لام‌های شمارش نئوبار در زیر میکروسکوپ نوری، و با اسپکتروفتومتر شمارده شد (خیرفام و روحی ۲۰۲۰).
برای آماده‌کردن کرت‌های صحرایی بمعیار مدل جهانی تلفات خاک روی دامنه‌ها، ورقه‌های گالوانیزه‌ی ۳۰ cm × ۲۰۰ cm به منطقه برده شد. ورقه‌ها در محل دامنه در اندازه‌های کلی ۱/۸۳ m × ۲۲/۱ m متصل و کار گذاشته شد (یوشیمورا و همکاران ۲۰۱۵). یک تیمار تلقیح سیانوباکتر و یک تیمار شاهد بی‌تلقیح برنامه‌ریزی شد. برای افزایش اعتماد به نتیجه‌های به‌دست‌آمده از تیمارها سه تکرار در نظر گرفته شد.
سیانوباکترهای تکثیر شده با تراکم حدود ۱۰۱۲ عدد در لیتر با وزن زی‌توده‌ی ۲/۱۰۷ g/l با رعایت نسبت و اندازه‌ی اختلاط (بر پایه‌ی ترکیب جمعیّتی هر سرده در خاک) در ظرف‌های بمعیار و سترون‌شده به محل آزمایش برده شد. در ۵ دی ۱۳۹۶ با آب‌فشان‌های بمعیار (سم‌پاش پشتی) به مقدار ۰/۵ لیتر در هر مترمربع (تقریباً ۲۰ لیتر در هر کرت آزمایشی) روی سطح کرت‌ها پاشانده شد (وانگ و همکاران ۲۰۰۹).
در آغاز (۱۳۹۶/۱۰/۰۵)، میانه (۱۳۹۶/۱۲/۲۸) و انتهای (۱۳۹۷/۰۳/۲۷) دوره‌ی آزمایش، مقدار کربن آلی سطح خاک (۰ تا ۲ cm) با روش والکلی-بلک (۱۹۳۴) اندازه‌گیری شد. اندازه‌ی نگه‌داشت کربن خاک با رابطه‌ی ۱ (میرزمنز و همکاران ۲۰۰۸) تخمین زده شد.

$$SC = (SOC_E - SOC_I) \times S_{BD} \times D \qquad ۱$$

SC مقدار کربن آلی نگه‌داشته در زمان آزمایش (g/m^2)، SOC_E و SOC_I به‌ترتیب مقدار کربن آلی خاک (g/kg خاک) در زمان‌های اول و دوم آزمایش، SBD جرم مخصوص ظاهری خاک (۱/۲۸ Mg/m^3)، و D عمق خاک نمونه‌برداری شده (۰/۰۲ m) است.
برای تخمین توان دی‌اکسیدکربن جذب‌شده از جو رابطه‌ی ۲ به‌کاربرده شد (واشبورن و همکاران ۲۰۱۵).

$$RCO_2 = SC \times I_{3.67} \qquad ۲$$

RCO_2 مقدار بتوان حذف دی‌اکسیدکربن از جو در دوره‌ی آزمایش و جریان آن به خاک (g/m^2)، SC، مقدار کربن نگه‌داشته و عدد ثابت $I_{3.67}$ بر پایه‌ی جرم مولی دی‌اکسیدکربن (یک اتم کربن و دو اتم اکسیژن)

([1 x 12.0107 g mole^{-1}] + [2 x 15.9994 g mole^{-1}]
= 44.0095 g mole^{-1}.

است. بنابراین، با ذخیره شدن یک گرم کربن در خاک، ۳/۶۷ گرم دی اکسیدکرین از جو حذف می‌شود (واشبورن و همکاران ۲۰۱۵). به‌دلیل سطح بی‌پوشش کرت‌های آزمایش، نگه‌داشت کربن اندازه‌گیری شده در تیمارهای پژوهشی صرفاً از فعالیّت‌های میکروبی (هر دو تیمار) و سیانوباکتریایی (تیمار تلقیحی) بود. مقدار کربن آلی سلول‌های سیانوباکتریایی تلقیح‌شده به‌سبب زی‌توده‌ی بسیار اندک ناچیز است (خیرفام ۲۰۲۰). از طرفی، به‌سبب بهره‌گیری تیمار شاهد برای آزمایش، اثر ریززیندگان دیگر در خاک نیز در همه‌ی تیمارها ثابت بود، بنابراین، اثری بر نتیجه‌ی آزمایش نداشت.
برای انجام مقایسه‌های آماری، ابتدا بهنجار بودن یا نبودن داده‌ها با آزمون شاپیرو ویلک بررسی شد. اگر لازم می‌بود داده‌های نابهنجار به روش لگاریتم‌گیری به حالتی با توزیع بهنجار تبدیل کرده می‌شد. مقایسه‌ی میانگین‌های مؤلفه‌ها میان تیمار شاهد و تلقیح سیانوباکتر با آزمون t ناجفتی در تراز اطمینان ۹۵٪ و مقایسه‌ی اندازه‌های نگه‌داشت کربن و دی‌اکسیدکرین حذف‌شده از جو در زمان‌های متفاوت در هر تیمار با آزمون t جفتی در تراز اطمینان ۹۵٪ انجام شد. همه‌ی آزمون‌های آماری برای تحلیل داده‌ها در نرم‌افزار IBM SPSS Statistics ۲۰ انجام شد.

نتایج

نتیجه‌ها نشان داد که میانگین کربن آلی خاک اندازه‌گیری شده در آغاز (۱۳۹۶/۱۰/۰۵)، میانه (۱۳۹۶/۱۲/۲۸) و پایان (۱۳۹۷/۰۳/۲۷) دوره‌ی آزمایش در کرت‌های تیمار شاهد به‌ترتیب ۱۲/۳۴±۰/۴۴، ۱۳/۱۷±۰/۴۵ و ۱۴/۲۸±۰/۶۴ g/kg خاک، و در کرت‌های تیمار تلقیح سیانوباکتر به‌ترتیب ۱۲/۵۲±۰/۱۹، ۱۵/۹۴±۰/۰۱ و ۱۸/۸۷±۰/۵۴ g/kg خاک بود (شکل ۲).
تحلیل تغییرهای محتوای کربن آلی خاک (شکل ۲) در تیمار شاهد در زمان‌های گوناگون نشان داد که کربن آلی خاک

تغییرهای معنی‌داری در میانه‌ی آزمایش (۱۳۹۶/۱۲/۲۸) نسبت به آغاز (۱۳۹۶/۱۰/۰۵، پس از ۸۳ روز) و پایان (۱۳۹۷/۰۳/۲۷) نسبت به میانه‌ی آزمایش (۱۳۹۶/۱۲/۲۸، پس از ۱۲۰ روز) نداشت ($P>0/05$).

در حالی‌که اندازه‌ی داشته‌های کربن آلی خاک تیمار شاهد در پایان آزمایش (۱۳۹۷/۰۳/۲۷) نسبت به آغاز (۱۳۹۶/۱۰/۰۵، پس از ۱۷۲ روز) به‌شکل معنی دار ($P<0/05$) بیش از ۱۵/۷۳ ٪ افزایش یافت (شکل ۲). تحلیل نتیجه‌ها نشان داد که در تیمار تلقیح سیانوباکتر داشته‌های کربن آلی با گذشت زمان به‌شکل معنی‌دار ($P<0/05$) افزایش یافت، به‌گونه‌یی که در میانه‌ی آزمایش (۱۳۹۶/۱۲/۲۸) نسبت به آغاز (۱۳۹۶/۱۰/۰۵) افزایش ۲۷/۲۵ ٪ و در پایان (۱۳۹۷/۰۳/۲۷) نسبت به میانه (۱۳۹۶/۱۲/۲۸) و آغاز (۱۳۹۶/۱۰/۰۵) به ترتیب افزایش ۱۸/۳۵ و ۵۰/۶۰ ٪ داشت (شکل ۲).

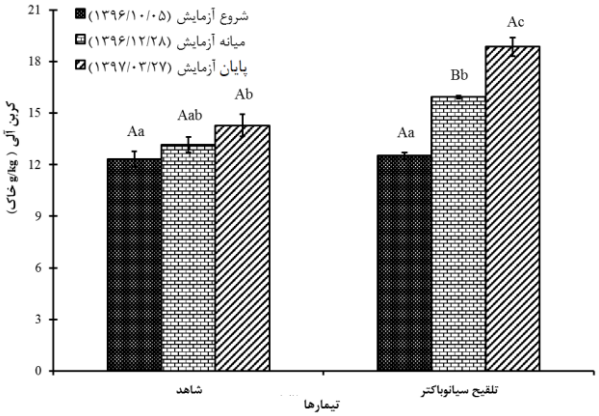
بر پایه‌ی نتیجه‌های تحلیل آماری، در آغاز آزمایش (۱۳۹۶/۱۰/۰۵) تفاوت معنی‌داری ($P<0/05$) در مقدار داشته‌های کربن آلی خاک در میان تیمارهای شاهد و تلقیح سیانوباکتر نبود (قبل از تلقیح؛ شکل ۲).

از طرفی، نتیجه‌ها نشان داد که با گذشت ۸۳ روز از شروع آزمایش (میانه؛ ۱۳۹۶/۱۲/۲۸)، داشته‌های کربن آلی خاک در کرت‌های تلقیح سیانوباکتر به‌شکل معنی‌دار ($P<0/05$) بیش از ۲۱٪ بیش‌تر از تیمار شاهد بود (شکل ۲). مقایسه‌ی داشته‌های کربن آلی خاک در پایان آزمایش (۱۳۹۷/۰۳/۲۷) میان تیمارهای شاهد و تلقیحی نشان‌دهنده‌ی این بود که اثرگزاری تلقیح سیانوباکترها بر افزایش کربن آلی خاک (۳۲٪) بیش‌تر از تیمار شاهد بود (شکل ۲).

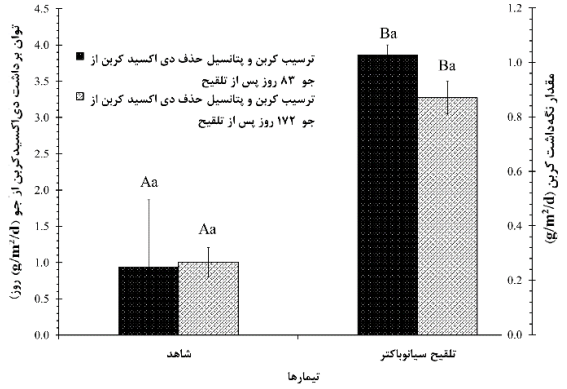
تفاوت معنی‌داری میان اندازه‌ی نگه‌داشت کربن و دی‌اکسیدکربن حذف‌شده از جو میان تیمارهای شاهد و تلقیح سیانوباکتر بود (شکل ۳). مقدار کربن نگه‌داشته در خاک و دی‌اکسیدکربن حذف‌شده از جو در تیمار شاهد پس از ۸۳ روز از شروع آزمایش (میانه؛ ۱۳۹۶/۱۲/۲۸) به‌ترتیب ۰/۲۵ و ۰/۹۳ $g.m^{-2}.day^{-1}$ و پس از ۱۷۲ روز (پایان؛ ۱۳۹۷/۰۳/۲۷) به‌ترتیب ۰/۲۷ و ۱ $g.m^{-2}.day^{-1}$ تخمین زده شد (شکل ۳). با این حال، بر پایه‌ی تحلیل‌های آماری تغییر مقدار نگه‌داشت کربن و دی‌اکسیدکربن حذف‌شده از جو در تیمار شاهد با گذشت زمان معنی‌دار ($P>0/05$) نبود (شکل ۳).

تحلیل رفتار تیمار تلقیح سیانوباکتر نشان داد که اندازه‌های کربن نگه‌داشته در میانه‌ی آزمایش (۱۳۹۶/۱۲/۲۸) و پایان (۱۳۹۷/۰۳/۲۷) به‌ترتیب ۴/۲۴ و ۳/۶۰ $g.m^{-2}.day^{-1}$ و مقدار دی‌اکسیدکربن حذف‌شده از جو به‌ترتیب ۱۵/۵۵ و ۱۳/۱۷ $g.m^{-2}.day^{-1}$ بود (شکل ۳).

از این‌رو، تلقیح سیانوباکترها به خاک منجر به افزایش معنی‌دار ($P<0/05$) به‌ترتیب ۳۱۲٪ (میانه‌ی آزمایش) و ۲۲۶ ٪(پایان آزمایش) نگه‌داشت کربن در مقیاس روزانه، و حذف دی‌اکسیدکربن از جو نسبت به شرایط بی‌تلقیح (شاهد) شد (شکل ۳). از طرفی، اختلاف مقدار نگه‌داشت کربن و دی‌اکسیدکربن حذف‌شده از جو با گذشت زمان در تیمار تلقیح سیانوباکترها معنی‌دار ($P>0/05$) نبود (شکل ۳).



شکل ۲- داشته‌های کربن آلی اندازه‌گیری شده در کرت‌های شاهد و تلقیح سیانوباکتر در بازه‌های زمانی گوناگون (نشانگان بزرگ مشابه: نبود اختلاف معنی‌دار در میان تیمارها، نشانگان کوچک مشابه: نبود اختلاف معنی‌دار میان زمان‌ها در هر تیمار).



شکل ۳- نگه‌داشت کربن و توان برداشت دی‌اکسیدکربن از جو در کرت‌های شاهد و تلقیح سیانوباکتر در بازه‌های زمانی گوناگون (نشانگان بزرگ مشابه: نبود اختلاف معنی‌دار در میان تیمارها در هر زمان، نشانگان کوچک مشابه: نبود اختلاف معنی‌دار در میان زمان‌ها در هر تیمار).

بحث و نتیجه‌گیری

هم‌راستا با یافته‌های این پژوهش، وانگ و همکاران (۲۰۰۹)، خیرفام و همکاران (۲۰۱۷الف و ب)، خیرفام و همکاران (۲۰۲۰) و صادقی و همکاران (۲۰۲۰) تلقیح سیانوباکترهای *Oscillatoria* sp، *Nostoc* sp. و *Lyngbya* sp. را برای هدف‌های حفاظت خاک نسبت به سرده‌های دیگر موفقیت‌آمیز گزارش کرده‌اند. از آن‌جا که سیانوباکترها فتوسنتزکننده اند، وابستگی‌شان به محیط خاک بسیار کم است، هرچند رطوبت و فضای رشد از محدودیت‌های تکثیر و فعالیّت آن‌ها است (لی و همکاران ۲۰۱۴). توانایی تثبیت نیتروژن و نگه‌داشت کربن از ویژگی‌های اصلی سیانوباکترهای تلقیح‌شده در این پژوهش است (خیرفام ۲۰۲۰).

توانایی حضور و گسترش در زیست‌بوم‌های گوناگون، تشکیل‌دادن کلنی‌هایی به‌شکل رشته‌های مهره‌یی زنجیروار در غلاف ژلاتینی، ترشح مواد چسبنده‌ی پلی‌ساکاریدی زیاد و رشد شبکه‌یی این سرده‌ها نیز از ظرفیت‌های دیگر سیانوباکترهای انتخاب شده بود، که امکان اتصال ذرّه‌های ریز و خاک‌دانه‌ها را به‌هم فراهم می‌کند (خیرفام و همکاران ۲۰۲۰). امّا از فراوان ترین توانایی‌های این سیانوباکترها به‌ویژه *Nostoc* sp. دیواره‌ی سلولی ارتجاعی، جذب سریع و زیاد آب، و در همان زمان انتشار تدریجی آن است. بنابراین، این توانایی علاوه بر جذب بیشینه‌ی آب و رطوبت در زمان‌های بارش و شبنم صبحگاهی است که امکان ذخیره‌ی آب در شرایط رطوبتی و بهره‌گیری از آن در شرایط خشکی را فراهم می‌کند (صادقی و همکاران ۲۰۲۰). ماکوبلا و همکاران (۲۰۰۹) تلقیح سیانوباکتر *Nostoc* sp. را به خاک مزرعه‌ی ذرت باعث افزایش عمل‌کرد، افزایش چسبندگی ذرّه‌های خاک، پایداری خاک‌دانه‌ها، تخلخل و نفوذپذیری، و میزان نگه‌داشت کربن خاک دانسته‌اند. پراسانا و همکاران (۲۰۱۲) نیز تلقیح سیانوباکتر *Anabaena* sp. به خاک مزرعه‌ی برنج را با هدف افزایش عمل‌کرد و تثبیت نیتروژن پیشنهاد کردند.

هرچند انتخاب سیانوباکترهای مناسب برای هدف‌های پژوهشی ضروری است، شیوه‌ی تلقیح سیانوباکترهای انتخاب شده نیز اهمیت ویژه‌یی دارد. از طرفی، هم‌راستا با روش تلقیح ترکیبی سرده‌های گوناگون سیانوباکترها، وانگ و همکاران (۲۰۰۹)، پراسانا و همکاران (۲۰۱۲)، اوشیو و همکاران (۲۰۱۳) و خیرفام و روحی (۲۰۲۰) نیز نشان دادند که تلقیح گونه‌ها و سرده‌های گوناگون سیانوباکترها به‌شکل ترکیبی به خاک ضمن حفظ تنوع گونه‌یی باعث افزایش، هم‌زیستی، هم‌افزایی و بهبود عمل‌کرد آن‌ها می‌شود.

سیانوباکترها پروکاریوت‌های فتوسنتزکننده (اتوتروف‌هایی) اند که با فرآیند جذب زیاد دی‌اکسیدکربن، سوخت‌وساز نیازداشته برای رشد و فعالیّت خود را تأمین می‌کنند (میگر و توماس ۲۰۱۱). نور در فتوسنتز مهم‌ترین عامل است که در کلروفیل-آ جذب می‌شود و در تولید NADPH به‌کار می‌رود. سپس NADPH از راه زنجیره‌ی الکترون‌های انتقال‌دهنده واکنش می‌دهد و ATP تولید می‌شود (برتوچی و همکاران ۱۹۹۰). در تولید ATP، کربن نیازداشته برای ذخیره‌ی کربوهیدرات‌ها و انرژی در سلول‌ها از دی‌اکسیدکربن جو گرفته می‌شود (هاوسمن و همکاران ۲۰۰۶). با این حال سیانوباکترهای خاک‌زی در فرآیند فتوسنتز به آب (دهنده‌ی الکترون) نیاز ضروری دارند. اما سیانوباکترها به‌سبب داشتن دیواره‌ی سلولی با توانایی ارتجاعی و توانایی جذب بیشینه‌ی رطوبت شبنم تشکیل‌شده در سطح زمین در هنگام شب با کاهش دما، آب محیط را تا ۱۰ برابر حجم سلول‌های خود جذب می‌کنند (پاول و همکاران ۲۰۱۵) و در طول روز به‌تدریج آن را در فرآیند فتوسنتز به‌کار می‌برند (کولیکا و همکاران ۲۰۱۴). نتیجه‌های وانگ و همکاران (۲۰۰۹) نشان داد که تلقیح سیانوباکترها با حمایت رطوبتی منظم، اندازه‌ی نگه‌داشت کربن پس از ۱۸ روز و سه سال به‌ترتیب تا ۳۱ و ۱۱۰ $kg.day^{-1}.ha^{-1}$

(۱۱ و ۴۰ $ton.year^{-1}.ha^{-1}$) افزایش یافت.

سیانوباکترها توانایی زیادی در ترشح پلی‌ساکاریدها دارند که منبع بزرگی از کربن است. از طرفی، ترشح‌های پلی‌ساکاریدی از راه اتصال ذرّه‌های خاک به هم و افزایش منفذهای خاک اندازه‌ی نفوذ نور، اکسیژن و دی‌اکسیدکربن به خاک را افزایش می دهد و باعث افزایش فعالیّت میکروبی خاک و ذخیره‌ی کربن در آن می‌شود (میگر و توماس ۲۰۱۱). هرچند با تشکیل خاک دانه‌ها و افزایش تهویه، ورود اکسیژن به خاک هم بیش‌تر می‌شود و می‌تواند اکسایش مواد آلی و انتشار دی اکسیدکربن را افزایش دهد. کربن آلی کل، بیش‌ترین بخش از کربن ذخیره‌شده در فرآیند فتوسنتز و ترشح پلی‌ساکاریدها است (میگر ۲۰۱۰). جفّریز و همکاران (۱۹۹۳) جذب رطوبت در شب، و بلنپ و همکاران (۲۰۰۵) جذب رطوبت در دمای کم ۴ تا $17\ ^{\circ}C$ در سیانوباکترها را مؤثرترین عامل‌ها در فتوسنتز معرفی کرده‌اند.

توانایی سیانوباکترها در افزایش‌دادن تا ۱۰۰۰ برابری ظرفیت زیست‌بوم‌ها برای ذخیره‌ی کربن جو به شکل کربن آلی گزارش شده است (کاپلان و همکاران ۱۹۹۴). کربن به روش‌های گوناگونی مانند زیستی، شیمیایی و ساختمانی در خاک ذخیره می شود (براکمورت ۲۰۱۱). سیانوباکترهای پوسته‌ی خاک توانایی افزایش $25\ g.m^{-2}$ و ذخیره‌ی یک میلیارد تن کربن در خاک در یک سال دارند (سیرز و پریشویراج ۲۰۱۰). این پژوهش نیز به چونین اندازه‌هایی دست یافت. یافته‌ها نشان داد که سیانوباکترها در رشد بهینه، به سبب رشد سریع نسبت به گیاهان، تا ۵۰ برابر بیش‌تر توانایی ذخیره کردن کربن دارند، به گونه‌یی که ۱۰۰ تن سلول خشک آن‌ها توانایی برداشت ۱۸۳ تن دی اکسیدکربن از جو را دارد (کوستا و همکاران ۲۰۰۰؛ روسی و همکاران ۲۰۱۵). نیشا و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند که اندازه‌ی ذخیره‌ی زیستی کربن در خاک‌های بی‌پوشش گیاهی بیش‌تر از حضور ریززیندگان خاک‌زی تأثیر می‌گیرد. از طرفی، ذخیره‌ی کربن در خاک از فرآیند فتوسنتز و جذب دی‌اکسیدکربن از جو در سیانوباکترهای خاک‌زی، و تبدیل آن با کمک انرژی نوری به اکسیژن و مواد آلی به شکل زنجیرهای Cx–Hy–Oz در باکتری‌های شیمیواتوتروف انجام می‌شود (روسی و همکاران ۲۰۱۵). بنابراین، در کرت‌های پژوهشی، افزایش ذخیره‌ی کربن خاک را ممکن است به باکتری‌های بومی خاک در هر دو تیمار شاهد و تلقیحی و سیانوباکترهای تلقیحی در تیمار تلقیح نسبت داد.

اندازه‌گیری و پایش چرخه‌ی دی‌اکسیدکربن میان جو و خاک بسیار پیچیده است و نیاز به بهره‌گیری ابزارهایی با فن‌آوری زیاد دارد. با این حال، می‌توان بر پایه‌ی پژوهش‌های پیشین، رابطه‌ی اندازه‌ی نگه‌داشت کربن با دی‌اکسیدکربن حذف‌شده از جو را تا حدودی تخمین زد. نتیجه‌ها نشان داد که اندازه‌ی دی‌اکسیدکربن حذف‌شده در تیمارهای شاهد و تلقیح سیانوباکترها به‌ترتیب ۴/۳۰ و ۱۳/۱۷ $ton.year^{-1}.ha^{-1}$ بود، که تلقیح سیانوباکتر منجر به افزایش ۲/۰۶ برابری ظرفیت خاک در نگه داشت کربن و در نتیجه‌ی حذف دی‌اکسیدکربن از جو شد. واشبورن و همکاران (۲۰۱۵) حذف ۸۵ $ton.year^{-1}.ha^{-1}$ گاز دی اکسیدکربن به‌وسیله‌ی کربنات سیلیکات در خاک‌های آهکی منطقه‌های شهری را گزارش کردند. هرچند احیای پوشش گیاهی (مرتعی و جنگلی) از راه‌کارهای مرسوم و مؤثر برای هدف‌های نگه‌داشت کربن در بوم‌سازگان‌ها است، محدودیت‌های اقلیمی و اقتصادی امکان اجرای این روی‌کرد در بسیاری از منطقه‌ها با شرایط اقلیمی خشک و نیمه‌خشک را با چالش مواجه می‌کند. سیانوباکترهای تلقیح‌شده توانایی زنده‌مانی و فعالیّت با کمینه‌ی شرایط رطوبتی و با بیشینه‌ی اندازه‌های دمایی را دارد (خیرفام و روحی ۲۰۲۰). از این‌رو، به‌نظر می‌رسد که هرچند بهره‌گیری از روی‌کرد افزودن گیاه نقش به‌سزایی در نگه داشت کربن دارد، در منطقه‌های با شرایط محیطی و اقلیمی نامطلوب ممکن است از تلقیح سیانوباکترها همچون راه‌کاری جای‌گزین بهره گرفت. نتیجه‌های صادقی و همکاران (۲۰۲۰) برتری و ارجحیت اقتصادی تلقیح سیانوباکتر نسبت به برخی روش‌های احیای زمین تخریب‌شده مانند زغال زیستی، خاک‌پوش‌های زیست‌بنیان و افزودنی‌های پلی‌مری را تأیید کردند.

یافته‌های پژوهش نشان داد که غنی‌سازی مصنوعی پوسته‌های زیستی از تلقیح سیانوباکترها در مقیاس صحرایی، راه‌کاری مؤثر برای افزایش‌دادن ظرفیت خاک‌های تخریب‌شده در جذب و ذخیره‌ی کربن آلی است، که در نهایت منجر به کاهش غلظت دی‌اکسیدکربن در جو می‌شود. بر پایه‌ی یافته‌های این پژوهش، تلقیح سیانوباکترها توان زمین تخریب‌شده را در نگه داشت کربن (از ۱/۱۰ به ۳/۶۰ t/ha/y) و در پی آن برداشت دی‌اکسیدکربن از جو (از ۴/۳۰ و ۱۳/۱۷ t/ha/y) به‌فراوانی افزایش می‌دهد. از آن‌جا که منطقه‌های خشک و نیمه‌خشک تقریباً ۴۰٪ از سطح کره‌ی زمین را تشکیل می‌دهد، و افزایش غلظت دی‌اکسیدکربن جو نگرانی‌یی جدی برای جامعه‌ی بشری است، احیای جمعیّت ریززیندگان خاک‌زی در این منطقه‌ها از راه تلقیح مستقیم سیانوباکترها ممکن است راه‌کاری مناسب و مؤثر در آینده‌ی نزدیک برای کاستن از گازهای گلخانه‌یی و افزودن به ظرفیت خاک‌های تخریب‌شده برای جذب آن‌ها باشد. از طرفی، بهبود مؤلفه‌های ساختمانی، شیمیایی و زیستی خاک (مؤثر در تحریک فعالیّت ریززیندگان خاک‌زی دیگر)، و کاشت و توسعه‌ی پوشش گیاهی از عمل‌کردهای مؤثر تلقیح سیانوباکترها است که شرایط را برای موفقیت در کنش‌های احیای زمین‌های تخریب‌یافته و مرتعی، و بیابان‌زدایی فراهم می کند. با این حال، ذخیره‌سازی کربن در خاک فرآیندی پیچیده است که نیاز به پژوهش‌های همه‌جانبه دارد. مقایسه‌ی عمل کرد کاشت گیاهان مرتعی بومی با تلقیح سیانوباکترها در نگه‌داشت کربن در زمین‌های دیم رهاشده پیشنهاد می‌شود.

فهرست منابع

Ahlström A, Raupach MR, Schurgers G, Smith B, Arneth A, Jung M, ... Zeng N. 2015. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO_2 sink.Science.348(6237): 895–899.

Andersen RA. (Ed.). 2005. Algal culturing techniques. Elsevier.

Batjes NH. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world.European Journal of Soil Science.47(2): 151–163.

Belnap J, Welter JR, Grimm NB, Barger N, Ludwig JA. 2005. Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid watersheds. Ecology. 86(2): 298–307.

Bertocchi C, Navarini L, Cesàro A, Anastasio M. 1990. Polysaccharides from cyanobacteria. Carbohydrate Polymers. 12(2): 127–153.

Bertrand I, Ehrhardt F, Alavoine G, Joulian C, Issa OM, Valentin C. 2014. Regulation of carbon and nitrogen exchange rates in biological soil crusts by intrinsic and land use factors in the Sahel area. Soil Biology and Biochemistry. 72: 133–144.

Bowker MA, Belnap J, Davidson DW Phillips SL. 2005. Evidence for micronutrient limitation of biological soil crusts: importance to arid-lands restoration. Ecological Applications 15(6): 1941–1951.

Bracmort K. 2011. Geoengineering: Governance and technology policy. DIANE Publishing, 39 p.

Chae N, Kang H, Kim Y, Hong SG, Lee BY, Choi T. 2016. CO_2 efflux from the biological soil crusts of the High Arctic in a later stage of primary succession after deglaciation, Ny-Ålesund, Svalbard, Norway. Applied Soil Ecology. 98: 92–102.

Chamizo S, Cantón Y, Miralles I, Domingo F. 2012. Biological soil crust development affects physicochemical characteristics of soil surface in semiarid ecosystems.Soil Biology and Biochemistry.49: 96–105.

Colica G, Li H, Rossi F, Li D, Liu Y, De Philippis R. 2014. Microbial secreted exopolysaccharides affect the hydrological behavior of induced biological soil crusts in desert sandy soils, Soil Biology and Biochemistry. 68: 62–70.

Costa JAV, Linde GA, Atala DIP, Mibielli GM, Krüger RT. 2000. Modelling of growth conditions for cyanobacterium Spirulina platensis in microcosms.World Journal of Microbiology and Biotechnology.16(1): 15–18.

Ehlers K, Bunemann EK, Oberson A, Frossard E, Frostegard A, Yuejian M, Bakken LR. 2008. Extraction of soil bacteria from a Ferralsol. Soil Biology and Biochemistry. 40: 1940–1946.

Garrity GM, Boone DR, Castenholz RW. 2001. Bergey's manual of systematic bacteriology. (2nd ed.). New York, USA. 1: 173 p.

Harvey RA. 2007. Microbiology. Lippincott Williams & Wilkins, 395 p.

Herzog HJ. 2011. Scaling up carbon dioxide capture and storage: From megatons to gig tons. Energy Economics. 33(4): 597–604.

Housman DC, Powers HH, Collins AD, Belnap J. 2006. Carbon and nitrogen fixation differ between successional stages of biological soil crusts in the Colorado Plateau and Chihuahuan Desert. Journal of Arid Environments. 66(4): 620–634.

IPCC. 2014. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Exit EPA Disclaimer Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer O.R. Pichs-Madruga Y. Sokona E. Farahani S. Kadner K. Seyboth A. Adler I. Baum S. Brunner P. Eickemeier B. Kriemann J. Savolainen S. Schlömer C. von Stechow T. Zwickel J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jeffries DL, Link SO, Klopatek JM. 1993. CO_2 fluxes of cryptogrammic crusts. New Phytol-

ogist. 125(1): 163–173.

Kaplan A, Schwarz R, Lieman-Hurwitz J, Ronen-Tarazi M, Reinhold L. 1994. Physiological and molecular studies on the response of cyanobacteria to changes in the ambient inorganic carbon concentration. In: Bryant D.A. (eds) The Molecular Biology of Cyanobacteria. Advances in Photosynthesis, vol 1. Springer, Dordrecht. pp. 469–485.

Kheirfam H. 2020. Increasing soil potential for carbon sequestration using microbes from biological soil crusts. Journal of Arid Environments. 172: 104022.

Kheirfam H, Roohi M. 2020. Accelerating the formation of biological soil crusts in the newly dried-up lakebeds using the inoculation-based technique. Science of the Total Environment. 706: 136036.

Kheirfam H, Sadeghi SHR, Homaee M, Zarei Darki B, 2017a. Quality improvement of an erosion-prone soil through microbial enrichment. Soil and Tillage Research. 165: 230–238.

Kheirfam H, Sadeghi SHR, Zarei Darki B. 2020. Soil conservation in an abandoned agricultural rain-fed land through inoculation of cyanobacteria. Catena. 187: 104341.

Kheirfam H, Sadeghi SHR, Zarei Darki B, Homaee M. 2017b. Controlling rainfall-induced soil loss from small experimental plots through inoculation of bacteria and cyanobacteria. Catena. 152: 40–46.

Kumar ChP, Yashoda P, Dinesh P, Shashwat N. 2013. Study of soil cyanobacteria to evaluate metabolite production during various incubations in their culture filtrate. Scholars Academic Journal of Biosciences (SAJB). 1(5): 154–158.

Le Quéré C, Raupach MR, Canadell JG, Marland G, Bopp L, Ciais P, Conway TJ. Doney SC, Feely RA, Foster P, Friedlingstein P, … Ian Woodward F. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. Nature Geoscience. 2(12): 831–836.

Li H, Rao B, Wang G, Shen S, Li D, Hu Ch, Liu Y. 2014. Spatial heterogeneity of cyanobacteria-inoculated sand dunes significantly influences artificial biological soil crusts in the Hopq Desert (China), Environmental Earth Sciences. 71: 245–253.

Mager DM. 2010. Carbohydrates in cyanobacterial soil crusts as a source of carbon in the southwest Kalahari, Botswana. Soil Biology and Biochemistry. 42(2): 313–318.

Mager DM, Thomas AD. 2011. Extracellular polysaccharides from cyanobacterial soil crusts: A review of their role in dryland soil processes. Journal of Arid Environments. 75(2): 91–97.

Maqubela MP, Mnkeni PNS, Malam Issa O, Fernández P, Teresa M, D'Acqui LP. 2009. Nostoc cyanobacterial inoculation in South African agricultural soils enhances soil structure, fertility, and maize growth. Plant and Soil. 315: 79–92.

Meersmans J, De Ridder F, Canters F, De Baets S, Van Molle M. 2008. A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium).Geoderma.143(1–2): 1–13.

Miralles I, Cantón Y, Solé-Benet A. 2011. Two-dimensional porosity of crusted silty soils: indicators of soil quality in semiarid rangelands?. Soil Science Society of America Journal. 75: 1289–1301.

Nisha R, Kaushik A, Kaushik CP. 2007. Effect of indigenous cyanobacterial application on structural stability and productivity of an organically poor semi-arid soil. Geoderma. 138(1): 49–56.

Olivier JGJ, Janssens-Maenhout G, Muntean M, Peters JAHW. 2015. Trends in global CO_2 emissions: 2015 Report, The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency: Ispra: European Commission, Joint Re-

search Centre.

Powell JT, Chatziefthimiou AD, Banack SA, Cox PA, Metcalf JS. 2015. Desert crust microorganisms, their environment, and human health. Journal of Arid Environments. 112: 127–133.

Prasanna R, Joshi M, Rana A, Shivay YS, Nain L. 2012. Influence of co-inoculation of bacteria-cyanobacteria on crop yield and C-N sequestration in soil under rice crop. World Journal of Microbiology and Biotechnology. 28(3): 1223–1235.

Rossi F, Olguín EJ, Diels L, De Philippis R. 2015. Microbial fixation of CO_2 in water bodies and in drylands to combat climate change, soil loss and desertification.New Biotechnology.32(1): 109–120.

Sadeghi SHR, Kheirfam H, Zarei Darki B. 2020. Controlling runoff generation and soil loss from field experimental plots through inoculating cyanobacteria, Journal of Hydrology. 585: 124814.

Safriel UN. 2007. The assessment of global trends in land degradation. In: Sivakumar M.V.K., Ndiang'ui N. (eds) Climate and Land Degradation. Environmental Science and Engineering (Environmental Science). Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 1–38.

Scholze M, Knorr W, Arnell NW, Prentice IC. 2006. A climate-change risk analysis for world ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences. 103(35): 13116–13120.

Sears JT, Prithiviraj B. 2012. Seeding of large areas with biological soil crust starter culture formulations: using an aircraft disbursable granulate to increase stability, fertility and CO_2 sequestration on a landscape scale. In2012 IEEE Green Technologies Conference.pp. 1–3.

Stone R. 2008. Have desert researchers discovered a hidden loop in the carbon cycle? Science. 320(5882): 1409–1410.

Tiwari ON, Singh BV, Mishra U, Singh AK, Dhar DW, Singh PK. 2005. Distribution and physiological characterization of Cyanobacteria isolated from arid zones of Rajasthan. Tropical Ecology, 46(2): 165–171.

Ushio M, Miki T, Balser TC. 2013. A coexisting fungal-bacterial bommunity stabilizes soil decomposition activity in a microcosm experiment. Plos One, 8(11): e80320, 1–7.

Valencia Y, Camapum J, Torres FA. 2014. Influence of biomineralization on the physico-mechanical profile of a tropical soil affected by erosive processes, Soil Biology and Biochemistry. 74: 98–99.

Walkley A, Black IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method.Soil Science.37(1): 29–38.

Wang W, Liu Y, Li D, Hu C, Rao B. 2009. Feasibility of cyanobacterial inoculation for biological soil crusts formation in desert area. Soil Biology and Biochemistry. 41(5): 926–929.

Wang W, Nemani R. 2016. Dynamic responses of atmospheric carbon dioxide concentration to global temperature changes between 1850 and 2010.Advances in Atmospheric Sciences.33(2): 247–258.

Washbourne CL, Lopez-Capel E, Renforth P, Ascough PL Manning DA. 2015. Rapid removal of atmospheric CO2 by urban soils.Environmental Science & Technology.49(9): 5434–5440.

Wilske B, Burgheimer J, Maseyk K, Karnieli A, Zaady E, Andreae MO, Yakir D, Kesselmeier J. 2009. Modeling the variability in annual carbon fluxes related to biological soil crusts in a Mediterranean shrubland. Biogeosciences Discussions. 6(4): 7295–7324.

Yoshimura K, Onda Y, Kato H. 2015. Evaluation of radiocaesium wash-off by soil erosion from various land uses using USLE plots.Journal of Environmental Radioactivity.139: 362–369.

Zhao Y, Qin N, Weber B, Xu M. 2014. Response of biological soil crusts to raindrop erosivity and underlying influences in the hilly Loess Plateau region, China. Biodiversity and Conservation. 23(7): 1669–1686.

Watershed Management Research

VOL. 35, No.1, Ser. No: 134, Spring 2022, pp. 16-27

DOI: 10.22092/WMRJ.2021.355077.1423

Research Paper

Increasing Carbon Stock Potential in Degraded Lands and Reducing Atmospheric CO_2 Through Field Inoculation of Cyanobacteria

Hossein Kheirfam

(Corresponding Author)* Assistant professor, Department of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, Iran

Corresponding Author's Email: h.kherfam@urmia.ac.ir

Received: 10 July 2021 Accepted: 20 September 2021

Abstract

Micro-organisms of biological soil crusts have a major role in carbon (C) cycling and atmospheric CO_2 removal. Currently, the ability of erodible soils to store atmospheric C is reduced. Thus, we assessed how inoculating soil cyanobacteria onto degraded soil affects C sequestration from the atmosphere. The existing cyanobacteria (*Nostoc* sp., *Oscillatoria* sp. and *Lyngbya* sp.) for the C sequestration were proliferated. They were inoculated on the 40 m^2 plots located in degraded land. After 83 (middle of the period) and 172 (end of the period) days, we measured the effect of this inoculation on soil organic C, calculated potential C sequestration, and potential CO_2 removal from the atmosphere. The results showed that in the control treatment, the sequestrated carbon in the middle and at the end of the experiment was 0.25 and 0.27 $g.m^{-2}.day^{-1}$, respectively. Inoculation of cyanobacteria led to a significant increase of 312% and 226% of C sequestration in the middle and end of the experiment, respectively. After 172 days, the rate of C sequestration and removal of CO_2 by inoculation of cyanobacteria was estimated to be 3.59 and 13.17 $ton.ha^{-1}.year^{-1}$, respectively, which was 1.10 and 4.0$ton.ha^{-1}.year^{-1}$ in control. The results showed that inoculation of cyanobacteria by hydro-seeding technique before the wet season (early autumn) and at least 1.5g. m^{-2} of biomass has the desired effect, and is also approved economically. Eventually, field-scale inoculation of cyanobacteria could be considered as a bio-based tool for sustainable development goals through carbon sequestration and rehabilitation of lands.

Keywords: **Biological soil crust, global warming, greenhouse gases, land rehabilitation, organic carbon**