نشریه دانش آب و خاک / جلد ۲۵ شماره ۴/۱ صفحه‌های ۱۲۹ تا ۱۴۲/ سال ۱۳۹۴

تأثیر سوزاندن بقایای گیاهی نیشکر و ذرت بر اشکال مختلف کربن در برخی خاک‌های استان خوزستان

ندا حقیقت‌خواه[۱]، سعید حجتی[۲*]، احمد لندی[۳]، حسین معتمدی[۴]

تاریخ دریافت: ۹۳/۰۲/۲۰ تاریخ پذیرش: ۹۳/۱۲/۲۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

۲- استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

۳- دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

۴- دانشیار گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید چمران اهواز

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: s.hojati@scu.ac.ir

چکیده

سوزاندن بقایای گیاهی اثرات مخرب و جبران‌ناپذیری بر خاک و محیط‌زیست دارد. اطلاعات کمی در ارتباط با تأثیر سوزاندن بقایای گیاهی بر اشکال مختلف کربن در خاک‌های زراعی کشور وجود دارد؛ لذا مطالعه‌ای به‌صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی با هدف بررسی تأثیر نوع بقایا، سوزاندن بقایای گیاهی و عمق نمونه‌برداری به‌عنوان عوامل آزمایشی بر اشکال مختلف کربن خاک شامل کربن آلی کل، کربن قابل اکسید شدن به‌وسیله پرمنگنات، کربن زیست‌توده میکروبی و کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت در برخی خاک‌های تحت کشت نیشکر و ذرت در استان خوزستان انجام شد. بر این اساس، ۲ مزرعه ذرت و ۲ مزرعه نیشکر حوالی شهرستان شوشتر انتخاب و نمونه‌برداری به‌صورت مرکب از این مزارع قبل و بعد از سوزاندن بقایا در هر مزرعه از ۵ نقطه و در سه تکرار از عمق‌های ۵-۰، ۱۵-۵ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری انجام گرفت. نتایج نشان داد که سوزاندن بقایای گیاهی باعث افزایش محتوای کربن آلی کل (از ۷/۲ به ۹/۰ گرم بر کیلوگرم در مزارع ذرت و ۱۳/۲ به ۱۴/۲ گرم بر کیلوگرم در مزارع نیشکر) و کربن آلی ذره‌ای ریز (۲/۳ به ۳/۱ گرم بر کیلوگرم در مزارع ذرت و ۳/۸ به ۴/۵ گرم بر کیلوگرم در مزارع نیشکر) و درشت خاک‌ها (۱/۴ به ۱/۶ گرم بر کیلوگرم در مزارع ذرت و ۲/۷ به ۲/۸۵ گرم بر کیلوگرم در مزارع نیشکر) در لایه سطحی گردیده است. همچنین نتایج نشان داد که سوزاندن بقایای گیاهی منجر به کاهش میزان کربن زیست‌توده میکروبی (۱۱۲ به ۶۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در مزارع نیشکر و ۱۵۵ به ۱۲۳ گرم بر کیلوگرم در مزارع ذرت) و کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات (۲۴۰ به ۲۰۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم در مزارع ذرت و ۳۶۲ به ۳۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در مزارع نیشکر) در عمق ۵-۰ سانتی‌متری شده است. به‌علاوه، نتایج نشان داد که مقادیر افزایش در شکل‌های مختلف کربن تحت تأثیر نوع بقایا متفاوت است. به‌گونه‌ای که مقادیر کربن آلی کل، کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات، کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت در مزارع تحت کشت نیشکر نسبت به مزارع تحت کشت ذرت بیشتر بود؛ حال‌آنکه مقادیر کربن زیست‌توده میکروبی در مزارع تحت کشت ذرت (۱۲۸/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیش از نیشکر (۶۰/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) مشاهده شد.

واژه‌های کلیدی: ذرت، زیست‌توده میکروبی، سوزاندن بقایا، کربن، نیشکر

Effects of Burning of Sugarcane and Maize Residues on Different Forms of Carbon in Some Soils of Khuzestan Province

N Haghighat Khah[1], S Hojati[1*], A Landi[1], H Motamedi[2]

Received: 10 May 2014 Accepted: 14 March 2015

1- M.Sc. student, Dept. of Soil Science, Shahid Chamran Univ. of Ahvaz, Iran
2- Assist. Prof., Dept. of Soil Science, Shahid Chamran Univ. of Ahvaz, Iran
3- Assoc. Prof., Dept. of Soil Science, Shahid Chamran Univ. of Ahvaz, Iran
4- Assoc. Prof., Dept. of Biology, College of Sciences, Shahid Chamran Univ. of Ahvaz, Iran

* Corresponding Author, E-mail: s.hojati@scu.ac.ir

Abstract

Burning of crop residues has adverse impacts on soil and environment. Limited information is available about the effects of crop residue burning on different forms of soil carbon. A factorial experiment with a complete randomized design was conducted to evaluate the effects of burning of sugarcane, and maize residues and different sampling depths as experimental factors on different forms of organic carbon including microbial biomass (MBC), permanganate-oxidizable (POX), total organic carbon (TOC), fine particulate organic carbon (FPOM) and coarse particulate organic carbon (CPOM) in some soils of Khuzestan Province. Composite soil samples with three replications were taken from 0-5, 5-15, and 15-30 cm depths in 5 points of the selected two sugarcane and two maize farms before and after burning of the plant residues. According to the results, the amounts of TOC (from 7.2 to 9.0 g kg^{-1} in maize and 13.2 to 14.2 g kg^{-1} in sugarcane farms), CPOM (from 1.4 to 1.6 g kg^{-1}in maize and 2.7 to 2.85 g kg^{-1}in sugarcane farms) and FPOM (from 2.3 to 3.1 in maize and 3.8 to 4.5 in sugarcane farms) were significantly increased in the soil 0-15 cm depth, due to the burning of both crops residues. The results also indicated that the burning of residues decreased the amounts of MBC (from 155 to 123 mg kg^{-1}in maize and 112 to 65 mg kg^{-1}in sugarcane farms) and POX (from 240 to 209 mg kg^{-1}in maize and 362 to 315 mg kg^{-1}in sugarcane farms) in the soil 0-5 cm depth. Also, the MBC and POX values in 5-15 and 15-30 cm depths were lower than those in 0-5 cm depth of the soil. However, burning of the sugarcane and maize residues had no influence on the amounts of MBC and POX parameters. The results also implied that the amounts of TOC, MBC, POX, FPOM and CPOM were affected by the type of residues. Accordingly, the TOC, POX, FPOM and CPOM values were higher in sugarcane farms, but maize farms showed higher amounts of MBC (128.7 mg kg^{-1} *vs.* 60.8 mg kg^{-1}).

Keywords: Burning of crop residues, Carbon, Maize, Microbial biomass, Sugarcane

مقدمه

کیفیت خاک عبارت است از توانایی خاصی از خاک برای کارکرد در شرایط طبیعی و یا در شرایط اکوسیستم طبیعی مدیریت‌شده به‌طوری‌که بتواند تولیدات پایدار گیاهی و حیوانی را تضمین کند، کیفیت آب‌وهوا را ثابت نگه دارد و یا بهبود بخشد و سلامتی انسان و موجوداتی را که در آن زندگی می‌کنند تأمین نمایند (کارلن و همکاران ۲۰۰۱). ماده آلی خاک برای

حفظ سلامت و ساختمان خاک، کاهش فرسایش خاک و افزایش عناصر غذایی و راندمان استفاده از آب مهم هست. مواد آلی با تأثیر بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک نقش مهمی در جهت افزایش تولید محصول ایفا می‌کنند (بالداک و نلسون ۱۹۹۹). بر این اساس، ضرورت دارد که مقدار ماده آلی خاک حفظ یا افزایش یابد. افزایش میزان ماده آلی خاک معمولاً از طریق کاربرد کودهای حیوانی، کمپوست، برگرداندن بقایای گیاهی و یا استفاده از گیاهان پوششی در تناوب زراعی انجام می‌شود. بااین‌حال، نیاز جمعیت رو به رشد زمین به غذا و تبدیل نواحی با پوشش طبیعی به اکوسیستم‌های کشاورزی موجب تلفات شدید ماده آلی خاک و در نتیجه کاهش سلامت اکوسیستم‌ها شده است (بات و بنیتس ۲۰۰۵).

در چرخه زیست‌محیطی کربن مقدار این عنصر ثابت بوده و فقط از شکلی به شکل دیگر تبدیل می‌شود. وارد شدن کربن به سیستم خاک- گیاه به‌منزله تثبیت شدن کربن بوده و خروج آن از این سیستم به‌منزله هدر رفت این منبع پر انرژی تلقی می‌شود (بات و بنیتس ۲۰۰۵). شاخص مدیریت کربن شامل کل مواد آلی و میزان کربن ناپایدار است که معیاری مناسب برای ارزیابی ظرفیت مدیریت سیستم‌های طبیعی و حفظ کیفیت خاک به شمار می‌رود (ویرا و همکاران ۲۰۰۷، شهریاری و همکاران ۲۰۱۱). آزمایش‌های مزرعه‌ای نشان داده است که نحوه مدیریت خاک موجب تغییر در وضعیت مواد آلی خاک می‌گردد و این تغییر در ذخایر لبایل (قابل تجزیه و سهل‌الوصول برای استفاده جوامع میکروبی) سریع‌تر از کربن آلی یا نیتروژن کل خود را نشان می‌دهد (کمپبل و همکاران ۱۹۹۹)؛ به‌همین دلیل ذخایر لبایل کربن خاک به‌عنوان شاخص‌های حساس، برای مشاهده روند تغییرات در مواد آلی خاک پیشنهاد شده‌اند (اسپارلینگ و همکاران ۱۹۹۸). زیست‌توده میکروبی خاک به‌عنوان بخش بسیار فعال و ناپایدار کربن آلی خاک است و کارکرد ویژه‌ای در تجزیه مواد آلی، چرخه عناصر و پایداری اکوسیستم دارد. بر این اساس، زیست‌توده میکروبی از مهم‌ترین شاخص‌های زیستی خاک محسوب می‌شود. نقش زیست‌توده میکروبی به‌عنوان مخزن قابل‌توجه عناصر غذایی (ویگ و همکاران ۲۰۰۳) و تغییر و تبدیلات مواد آلی خاک مسلم است، به‌طوری‌که گردش و معدنی شدن پیش ماده‌های آلی اغلب ناشی از فعالیت زیست‌توده میکروبی خاک است.

کربن قابل اکسید با پرمنگنات پتاسیم[1] یک شاخص از کربن آلی ناپایدار قابل اکسیداسیون شیمیایی خاک است که به تغییرات محیطی و مدیریتی بسیار حساس بوده و سریعاً می‌تواند تغییرات کربن لبایل را در خاک را نشان دهد. کولمن و همکاران (۲۰۱۲) با مطالعه ۱۳۷۹ نمونه خاک از مناطق جغرافیایی و اکوسیستم‌های مختلف کشور آمریکا رابطه مثبتی بین تغییرات کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات و کربن زیست‌توده میکروبی، مواد آلی ذره‌ای ریز و کربن آلی خاک مشاهده نمودند. ایشان همچنین گزارش نمودند که کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات در مقایسه با سایر شاخص‌های میکروبی مثل ماده آلی ذره‌ای و کربن زیست‌توده میکروبی به تغییرات مدیریتی (شامل خاکورزی) و محلی از حساسیت بیشتری برخوردار است و بنابراین می‌تواند به‌عنوان روشی سریع جهت ارزیابی بیولوژیکی کربن فعال خاک به‌کاربرده شود.

مواد آلی ذره‌ای[2] بخشی از مواد آلی است که از نظر مقدار تجزیه حد واسط بقایای گیاهی تازه و هوموس هست و به‌عنوان مخزن موقتی مواد آلی شناخته می‌شود. این بخش هر چند سهم ناچیزی از حجم خاک را به‌خود اختصاص می‌دهد ولی به‌دلیل داشتن زمان بازگشت کوتاه و نیز غنی بودن از عناصر غذایی و کربن یکی از شاخص‌های مهم کیفیت خاک به‌حساب می‌آید (هاینس ۲۰۰۵).

سوزاندن بقایای گیاهی از شیوه‌های رایج مدیریت بقایای گیاهی بوده که از دیرباز کشاورزان با انگیزه‌های مختلف به آن اقدام می‌نموده‌اند، این روش مدیریت بقایا اثرات مخرب و جبران‌ناپذیری بر خاک و

1 - Permanganate-oxidizable carbon
2 - Particulate organic matter

محیط‌زیست و تنوع زیستی وارد می‌نماید. سوزاندن بقایای گیاهی عملاً باعث از بین رفتن کربن خاک می‌شود و خود یکی از عوامل تأثیرگذار بر تصاعد گازهای گلخانه‌ای مانند دی‌اکسید کربن است که در اثر این عمل به‌مرور زمان کربن آلی خاک حذف شده و مقدار بیشتری زغال و خاکستر تولید می‌گردد که در برابر تجزیه میکروبی مقاوم هست (لندی و همکاران ۲۰۰۳). در ایران سالیانه چندین هزار هکتار اراضی زیر کشت بعد از برداشت محصول در معرض آتش‌سوزی قرارمی‌گیرند. این امر به‌خصوص در خوزستان به‌دلیل انجام دو کشت در سال و پتانسیل بالای خاک‌های استان برای کشاورزی صورت می‌گیرد (لندی و همکاران ۲۰۰۳). این در حالی است که بقایای گیاهی منبع تأمین کربن تازه برای تولید زیست‌توده میکروبی خاک به شمار می‌روند (بیس‌واز و همکاران ۱۹۷۰، مائو و همکاران ۲۰۱۲).

ازآنجایی‌که اطلاعات کمی در ارتباط با تأثیر سوزاندن بقایای گیاهی بر اشکال مختلف کربن در خاک‌های زراعی کشور وجود دارد؛ بنابراین این پژوهش با هدف بررسی تأثیر سوزاندن بقایای گیاهی بر میزان و اشکال مختلف کربن خاک شامل کربن آلی کل، کربن قابل اکسید شدن به‌وسیله پرمنگنات و کربن زیست‌توده میکروبی در برخی خاک‌های تحت کشت نیشکر و ذرت در استان خوزستان انجام شد.

جدول ۱- متوسط تغییرات دمای خاک در مزارع موردمطالعه قبل و بعد از سوزاندن بقایا در مهرماه ۱۳۹۱.

عمق خاک (cm)	دمای اندازه‌گیری شده (°C)	
	قبل از سوزاندن بقایا	بعد از سوزاندن بقایا
	مزرعه نیشکر	
۰-۵	۳۱/۲±۰/۵	۹۳/۰±۱/۱
۵-۱۵	۲۷/۴±۰/۵	۳۰/۰±۰/۹
۱۵-۳۰	۲۴/۷±۰/۱	۲۷/۲±۰/۴
	مزرعه ذرت	
۰-۵	۱۴/۵±۰/۱	۴۶/۰±۰/۶
۵-۱۵	۱۱/۶±۰/۱	۱۱/۶±۰/۴
۱۵-۳۰	۱۱/۰±۰/۲	۱۱/۰±۰/۲

جدول ۲- روش‌های مورداستفاده جهت اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی موردمطالعه.

ردیف	خصوصیت موردمطالعه	روش مورداستفاده
۱	کربن آلی	اکسیداسیون تر مواد آلی (والکلی-بلک ۱۹۳۴)
۲	ظرفیت تبادل کاتیونی	اشباع سازی با استات آمونیوم در pH =۷ (سامر و میلر ۱۹۹۶)
۳	بافت خاک	روش پیپت (جی و بادر ۱۹۹۶)
۴	هدایت الکتریکی	عصاره اشباع خاک (رودز ۱۹۹۶)
۵	نیتروژن کل	کجلدال (برمنر ۱۹۹۶)
۶	pH	گل اشباع (توماس ۱۹۹۶)

مواد و روش‌ها

منطقه موردمطالعه، بخشی از مزارع نیشکر (۲ مزرعه) و ذرت (۲ مزرعه) واقع در اطراف شهرستان شوشتر در استان خوزستان است که در محدوده عرض جغرافیایی ″۵۰ ′۵۷ °۳۱ تا ″۳۸ ′۵۸ °۳۱ شمالی و طول جغرافیایی ″۴۷ ′۴۹ °۴۸ تا ″۴۲ ′۴۹ °۴۸ شرقی قرار دارد. بر اساس گزارش ایستگاه‌های هواشناسی، منطقه به لحاظ اقلیمی، دارای میزان متوسط بارندگی سالانه ۳۲۲ میلی‌متر در سال است. میانگین بیشینه و کمینه دمای مطلق سالانه هوا به‌ترتیب ۵۰/۵ و ۵/۵-

درجه سلسیوس و میانگین دمای سالیانه هوا ۲۷/۵ درجه سلسیوس هست. رژیم رطوبتی منطقه Ustic و رژیم حرارتی منطقه Hyperthermic هست (بی‌نام ۱۳۹۱).

نمونه‌برداری اولیه بعد از برداشت محصول و قبل از سوزاندن بقایای گیاهی به‌صورت تصادفی از ۵ نقطه و در سه عمق ۵-۰، ۱۵-۵ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری و نمونه‌برداری دوم بلافاصله بعد از سوزاندن بقایای گیاهی زمانی که هنوز خاک گرم است از همان اعماق انجام شد. لازم به توضیح است که دمای خاک قبل و بلافاصله بعد از سوزاندن بقایا در هر سه عمق با استفاده از دستگاه ترمومتر دیجیتال ثبت گردید (جدول ۱). نمونه‌برداری به‌صورت مرکب با سه تکرار در پلات-های یک مترمربعی انجام شد. نمونه‌های برداشت‌شده پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک‌کردن از الک۲ میلی‌متری عبور داده‌شده و ویژگی‌های معمول فیزیکی و شیمیایی هر نمونه با استفاده از روش‌های استاندارد تعیین گردید (جدول ۲).

اندازه‌گیری کربن زیست‌توده میکروبی

جهت اندازه‌گیری کربن زیست‌توده میکروبی از روش تدخین- استخراج[۳] استفاده شد (جنکینسون و لاد ۱۹۸۱). بدین منظور ۲۰۰ گرم خاک مرطوب مزرعه با کلروفرم به‌مدت ۲۴ ساعت تدخین شد. سپس کلروفرم نمونه‌ها با دادن خلا حذف و خاک تدخین شده (یک قسمت) با محلول سولفات پتاسیم ۰/۵ مولار (پنج قسمت) مخلوط و سپس به‌مدت ۳۰ دقیقه تکان داده و صاف گردید. پس از تنظیم pH نمونه‌ها با استفاده از سود و اسید کلریدریک در محدوده ۶/۵ تا ۶/۸، کربن آلی نمونه‌ها به‌روش والکلی- بلک (۱۹۳۴) اندازه‌گیری و با استفاده از رابطه ۱ به کربن زیست‌توده میکروبی تبدیل گردید (ورونی و همکاران ۱۹۹۱).

$$MBC = \frac{C_f - C_{uf}}{۰/۳۵} \qquad [۱]$$

که در این رابطه MBC کربن زیست‌توده میکروبی برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم، C_f و C_{uf} نیز به‌ترتیب مقدار کربن موجود در نمونه‌های تدخین شده و تدخین نشده برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک هست.

اندازه‌گیری کربن قابل اکسید شدن به‌وسیله پرمنگنات

بدین منظور ابتدا ۳ گرم خاک هوا خشک که پیش‌تر از الک ۰/۵ میلی‌متری عبور داده‌شده بود با ۲۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۵ مولار پرمنگنات پتاسیم (pH =۷) ترکیب گردید. سوسپانسیون حاصل به‌مدت ۱۵ دقیقه در دمای آزمایشگاه و با شدت ۲۰۰ دور در دقیقه مخلوط و بعد به‌مدت ۱۵ دقیقه با شدت ۲۵۰۰ دور در دقیقه سانتریفوژ گردید. سپس ۰/۲ میلی‌لیتر از عصاره سانتریفوژ شده با ۱۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه مخلوط گردید و مقدار کربن موجود در نمونه‌ها با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر در طول موج ۵۵۰ نانومتر اندازه‌گیری شد (قانی و همکاران ۲۰۰۳). لازم به توضیح است که جهت کالیبراسیون دستگاه اسپکتروفتومتر و تهیه منحنی کالیبراسیون دستگاه از پنج محلول استاندارد پرمنگنات پتاسیم با غلظت‌های صفر، ۰/۰۰۵، ۰/۰۱، ۰/۰۱۵ و ۰/۰۲ مولار استفاده شد (ویل و همکاران ۲۰۰۳). تهیه استانداردها به‌صورت روزانه انجام پذیرفت.

اندازه‌گیری کربن آلی ذره‌ای ریز و آلی ذره‌ای درشت (POM)

ابتدا۳۰ گرم خاک را با استفاده از ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول هگزا متا فسفات سدیم با غلظت ۵ گرم در لیتر به‌مدت ۱۶ ساعت با شدت ۲۰ دور در دقیقه مخلوط شده و سوسپانسیون حاصل از غربال‌های با قطر ۰/۰۵۳ میلی‌متر (۲۷۰ مش)، ۰/۲۵ میلی‌متر(۶۰ مش) و ۱ میلی‌متر (۱۸ مش) عبور داده شد. موادی که بر روی غربال ۱ میلی‌متر جمع‌آوری‌شده است به‌عنوان کربن آلی ذره‌ای درشت و ذراتی که بر روی غربال‌های ۰/۲۵ و ۰/۰۵۳ میلی‌متر باقی‌مانده‌اند به‌عنوان کربن آلی ذره-ای ریز می‌باشند که ابتدا در دمای ۵۰ درجه سلسیوس خشک و توزین شده و سپس درصد کربن آن‌ها

1- Fumigation-Extraction

به‌روش والکلی-بلک اندازه‌گیری شد (نلسون و سامرز ۱۹۸۲).

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها و ترسیم نمودارها

آزمایش به‌صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی (در سه تکرار) اجرا شد. عامل‌های آزمایشی شامل تأثیر سوزاندن بقایا (قبل و بعد از سوزاندن)، نوع بقایا (ذرت و نیشکر) و عمق نمونه-برداری (۵-۰، ۱۵-۵ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری) است. داده-های به‌دست‌آمده از ویژگی‌های موردمطالعه با استفاده از نرم‌افزار SAS نسخه ۹/۱ تجزیه‌وتحلیل و مقایسه میانگین‌ها در سطح احتمال ۵ درصد با آزمون دانکن انجام شد. ترسیم نمودارها نیز با استفاده از نرم‌افزار Origin نسخه ۷ انجام پذیرفت.

نتایج و بحث

جدول ۳ ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های موردمطالعه را نشان می‌دهد. بر این اساس، خاک هر دو مزرعه موردمطالعه دارای بافت نسبتاً سنگین، غیر شور، آهکی و دارای واکنش قلیایی هستند. لیکن میزان کربن آلی کل خاک در مزارع ذرت از مزارع نیشکر کمتر است. کمتر بودن میزان کربن در مزارع ذرت را می‌توان به تفاوت در میزان بقایای تولیدشده در این مزارع نسبت به مزارع نیشکر نسبت داد. همان‌گونه که در جدول۳ مشاهده می‌شود مقدار بقایای تولیدی در هر مترمربع مزارع ذرت موردمطالعه به‌طور متوسط ۲۶۵ گرم است درصورتی‌که مقدار بقایای تولیدی در هر مترمربع مزارع نیشکر ۳۳۶ گرم اندازه‌گیری شده است.

جدول ۴ نتایج تجزیه واریانس اثرات عوامل آزمایشی شامل نوع بقایا، سوزاندن بقایای گیاهی و عمق نمونه‌برداری را بر شکل‌های مختلف کربن خاک‌نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود تأثیر کلیه تیمارهای آزمایشی شامل نوع بقایا، سوزاندن بقایا و عمق خاک و برهم‌کنش آن‌ها بر مقادیر کربن آلی کل، کربن زیست‌توده میکروبی و کربن قابل عصاره‌گیری با پرمنگنات معنی‌دار است. به‌عبارت‌دیگر به‌نظر می‌رسد که مقادیر مربوط به شکل‌های مختلف کربن در خاک با تغییر نوع عوامل آزمایشی موردمطالعه تغییر خواهد کرد. در این رابطه قابل توضیح است که تأثیر عامل آزمایشی سوزاندن بقایا بر تغییرات کربن زیست‌توده میکروبی و کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات در سطح احتمال ۰/۰۱ معنی‌دار است درصورتی‌که تأثیر این عامل بر تغییرات کربن آلی کل تنها در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی‌دار مشاهده گردید.

جدول ۳- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های موردمطالعه.

پارامتر	مزارع ذرت	مزارع نیشکر
شن (٪)	۱۷±۲	۱۷±۱
سیلت (٪)	۳۹±۴	۲۹± ۳
رس (٪)	۴۴± ۱	۵۴±۳
کلاس بافتی خاک	سیلتی رسی	لوم سیلتی رسی
کربن آلی (٪)	۰/۷۲±۰/۰۵	۱/۱۹±۰/۰۸
آهک (٪)	۴۹/۷±۱/۲	۴۹/۸±۰/۵
هدایت الکتریکی عصاره اشباع ($dS\ m^{-1}$)	۱/۱۲±۰/۱۱	۰/۷۴±۰/۰۷
پ- هاش گل اشباع	۸/۱۰±۰/۲۰	۸/۰۰±۰/۱۵
مقدار بقایای آلی تولیدی ($g\ m^{-2}$)	۲۶۵/۶۳ ±۶/۵	۳۳۶/۴۱ ±۸/۳

کربن آلی کل خاک

مقایسه میانگین اثرات سوزاندن بقایا بر تغییرات کربن آلی خاک‌نشان داد که سوزاندن بقایای گیاهی محتوای کربن آلی خاک را افزایش می‌دهد (جدول ۴). لیکن نتایج حاکی از آن است که مزرعه نیشکر از نظر محتوای کربن آلی خاک نسبت به مزرعه ذرت غنی‌تر

است (شکل ۱). افزایش میزان کربن آلی خاک در مزارع نیشکر نسبت به ذرت را می‌توان به حجم بیشتر بقایای گیاهی تولیدشده در مزارع نیشکر نسبت داد (جدول ۳). به‌علاوه، نتایج حاکی از آن است که محتوای کربن آلی خاک با افزایش عمق کاهش می‌یابد. بر این اساس، بیشترین محتوای کربن آلی خاک (۱۴/۸ گرم در کیلوگرم) پس از سوزاندن مزرعه نیشکر و در عمق ۰ تا ۵ سانتی‌متر و کمترین مقدار کربن آلی خاک نیز در عمق ۱۵ تا۳۰ سانتی‌متری خاک مزرعه ذرت مشاهده گردید (شکل ۱). لازم به توضیح است که اگرچه سوزاندن بقایای گیاهی مقدار کربن آلی کل را در هر دو خاک موردمطالعه افزایش داده است؛ لیکن این افزایش به‌استثنای سطح خاک (۵-۰ سانتی‌متری) در سایر اعماق موردمطالعه معنی‌دار نیست. لازم به ذکر است که افزایش میزان کربن آلی خاک پس از سوزاندن بقایای گیاهی را می‌توان به احتراق ناقص بقایا و باقی‌ماندن خاکستر حاصل از سوختن بقایا نسبت داد که باعث افزایش میزان کربن آلی کل خاک شده است. بیدربیک و همکاران (۱۹۹۸) هم افزایش مواد آلی را پس از سوزاندن کاه و کلش تنها در عمق یک الی پنج سانتی-متری سطح خاک گزارش نمودند. گراهام و همکاران (۲۰۰۲) نیز در آزمایش مزرعه‌ای چندساله مشاهده کردند که در سه نوع مدیریت بقایای گیاهی نیشکر شامل حذف کامل بقایا از سطح زمین، سوزاندن بقایا و باقی گذاشتن خاکستر حاصل بر روی سطح زمین و حفظ بقایا بر روی سطح خاک، کمترین مقدار کربن آلی از تیمار حذف کامل بقایا از سطح زمین حاصل‌شده است.

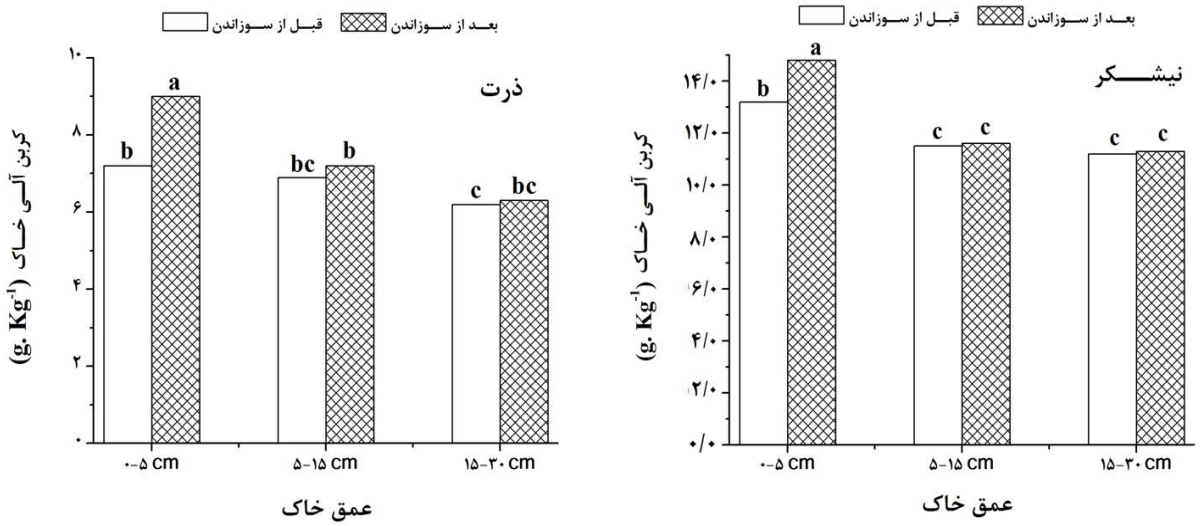
کربن زیست‌توده میکروبی

پژوهشگران از تغییرات کربن زیست‌توده میکروبی به‌عنوان شاخص و نمایشگر وضعیت بوم‌شناختی و حاصلخیزی خاک استفاده می‌نمایند (بورنر و همکاران ۲۰۰۰). مقایسه میانگین تغییرات محتوای کربن زیست‌توده میکروبی تحت تأثیر تیمارهای آزمایشی (شکل ۲ و جدول ۳) نشان داد که بیشترین تغییرات زیست‌توده میکروبی خاک مربوط به لایه سطحی است. نتایج نشان داد که تغییرات زیست-توده میکروبی در عمق‌های ۱۵-۵ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری قبل و بعد از سوزاندن بقایای گیاهی در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌داری با یکدیگر ندارند. نتایج نشان داد که سوزاندن بقایای نیشکر و ذرت محتوای کربن زیست‌توده میکروبی خاک را در لایه

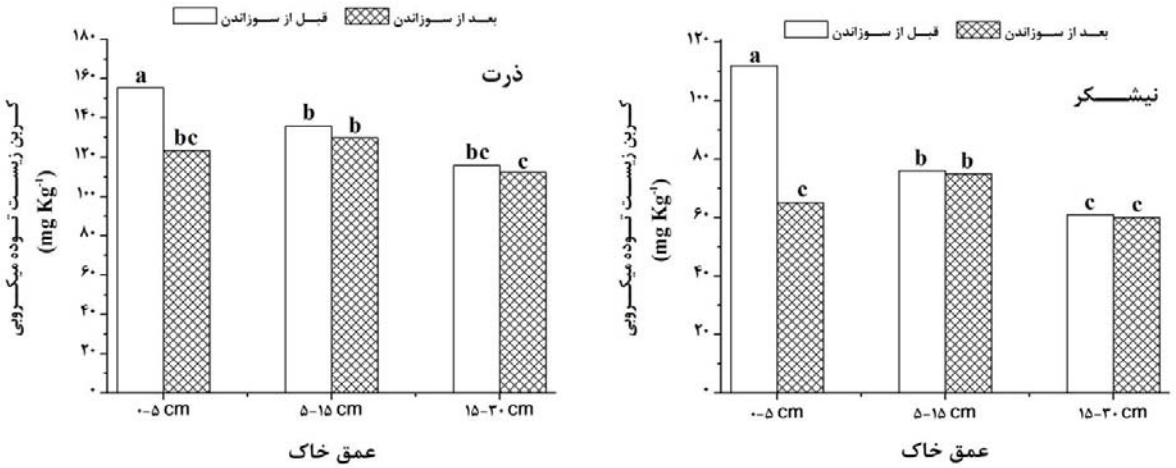
جدول ۴- تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای آزمایشی بر اشکال کربن موردمطالعه.

منابع تغییر	درجه آزادی	کربن آلی کل	کربن زیست‌توده	کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات	کربن آلی ذره‌ای ریز	کربن آلی ذره‌ای درشت
نوع بقایا	۱	۲/۱۵**	۲۱/۶۵**	۷۳/۳**	۰/۱۷**	۰/۱۴**
سوزاندن (قبل و بعد)	۱	۰/۰۸*	۴۴/۱۳**	۸۹/۰۹**	۰/۰۴**	۰/۰۲*
عمق	۲	۰/۱۴**	۵۰/۲۳**	۷۴/۵۱**	۰/۰۱**	۰/۰۴*
مزرعه× سوزاندن	۱	۰/۰۸*	۱۴/۲۹*	۱۸/۴۱*	۰/۰۰۸*	۰/۰۶*
عمق× مزرعه	۲	۰/۰۱*	۱۴/۰۵*	۹۰/۸۹**	۰/۰۰۹*	۰/۰۴*
عمق× سوزاندن × مزرعه	۴	۰/۰۰۷	۱۵/۹۳*	۱۹/۴۱*	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۰۸
خطا	۲۲	۰/۰۰۸	۱۲/۵۹	۱۰/۴۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۹
ضریب تغییرات ٪		۶/۴	۸/۸	۶/۲۹	۵/۵	۵/۲۶

* و ** به‌ترتیب نشان‌دهنده معنی‌داری اختلاف میانگین‌ها در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد هست



شکل ۱- تغییرات کربن آلی کل خاک با عمق قبل و بعد از سوزاندن بقایای گیاهی موردمطالعه (در هر مزرعه میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۰/۰۵ آزمون دانکن فاقد اختلاف معنی‌دار با یکدیگر می‌باشند).



شکل ۲- تغییرات کربن زیست‌توده میکروبی با عمق قبل و بعد از سوزاندن بقایای گیاهی موردمطالعه (در هر مزرعه میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۰/۰۵ آزمون دانکن فاقد اختلاف معنی‌دار با یکدیگر می‌باشند).

سطحی (۵-۰ سانتی‌متری) به‌ترتیب ۴۲ و ۲۰ درصد نسبت به قبل از سوزاندن بقایای گیاهی کاهش داده است. به‌طورکلی، کاهش میزان زیست‌توده میکروبی در مطالعه حاضر را می‌توان به افزایش دمای خاک پس از سوزاندن بقایای گیاهی نسبت داد (جدول ۱). بر این اساس، قابل توضیح است که کاهش بیشتر زیست‌توده میکروبی در مزارع نیشکر نسبت به ذرت احتمالاً به افزایش بیشتر دمای خاک در نتیجه سوزاندن بقایای نیشکر ارتباط دارد. به‌گونه‌ای که با افزایش دمای خاک جمعیت بیشتری از میکروارگانیسم‌های خاک از بین رفته و در نتیجه میزان زیست‌توده میکروبی افزایش‌یافته است.

نتایج گوناگونی از اثرات سوزاندن بقایا بر کربن زیست‌توده میکروبی خاک گزارش‌شده است. برخی نتایج حاکی از بدون تغییر ماندن مقدار کربن زیست‌توده میکروبی (گرافمن و همکاران ۱۹۹۳) و حتی افزایش آن پس از آتش‌سوزی است (سینگ و همکاران ۱۹۹۱، اوجیما و همکاران ۱۹۹۴)؛ حال‌آنکه اکثر مطالعات کاهش

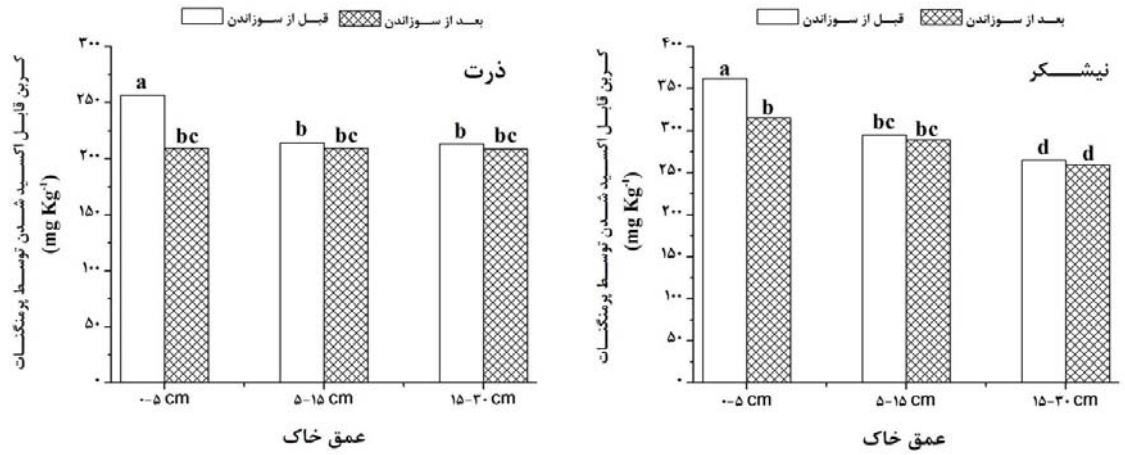
زیست‌توده میکروبی را در طی آتش‌سوزی و در نتیجه افزایش شدید دما گزارش می‌دهند (راس و همکاران ۱۹۹۷). حیدری و همکاران (۱۳۹۰) نیز نشان دادند که آتش تأثیر معنی‌داری بر جمعیت باکتری‌های خاک در عمق ۳-۰ سانتی‌متری دارد. تأثیر آتش بر جمعیت باکتری‌های موجود در عمق ۶-۳ سانتی‌متری اندک و روی باکتری‌های موجود در عمق ۹-۶ سانتی‌متری بی‌تأثیر بود. ایشان نتیجه‌گیری نمودند که سوزاندن بقایا تنها بر جمعیت باکتری‌های موجود در لایه‌های سطحی خاک اثر گذاشته و در عمق‌های متوسط و پایین‌تر(۶-۳ و ۹-۶ سانتی‌متری) بی‌تأثیر است.

کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات

بررسی تغییرات کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات (شامل کربن لبایل موجود در مواد هومیکی و پلی‌ساکاریدها) در اعماق مختلف نمونه‌برداری از خاک مزارع ذرت و نیشکر (شکل ۳) نشان داد که پس از سوزاندن بقایای گیاهی در هر دو مزرعه ذرت و نیشکر میزان کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات کاهش می‌یابد و این اختلاف در لایه صفر تا ۵ سانتی‌متری سطح خاک معنی‌دار است. بلیر و همکاران (۱۹۹۸) نیز کاهش میزان کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات را در لایه ۷/۵ سانتی‌متری سطح خاک پس از سوزاندن بقایای نیشکر گزارش نمودند.

نتایج همچنین نشان داد که مقدار کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات در اراضی تحت کشت نیشکر بیش از ذرت است و این افزایش را احتمالاً می‌توان به بیشتر بودن میزان کربن آلی کل در خاک مزارع نیشکر نسبت به ذرت مربوط دانست. به‌علاوه نتایج نشان می‌دهند که در هر دو مزارع موردمطالعه با افزایش عمق نمونه‌برداری مقدار کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات کاهش می‌یابد؛ به‌نحوی‌که با افزایش عمق تا ۵ سانتی‌متری کاهش کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات در مقایسه با سایر اعماق نمونه‌برداری شده بیشتر هست. مشابه با نتایج حاصل از تغییرات کربن زیست‌توده میکروبی سوزاندن بقایای گیاهی بر تغییرات کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات در اعماق ۱۵-۵ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری تأثیری نداشته است. کمترین کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات نیز از تیمار بعد از سوزاندن مزرعه ذرت (۲۰۹/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به‌دست آمد.

کربن قابل اکسید شدن با پرمنگنات پتاسیم یک شاخص از کربن آلی ناپایدار قابل اکسیداسیون شیمیایی خاک است که شدیداً تحت تأثیر مدیریت خاک هست (مندال و همکاران ۲۰۱۱). بر این اساس و با توجه به همخوانی تغییرات کربن قابل اکسیداسیون توسط پرمنگنات با کربن زیست‌توده میکروبی در اراضی موردمطالعه می‌توان از کربن قابل اکسیداسیون توسط پرمنگنات به‌عنوان شاخصی مناسب جهت ارزیابی تأثیر سوزاندن بقایا بر کربن خاک استفاده نمود. ویل و همکاران (۲۰۰۳) نیز بیان کردند که مقایسه بین کربن آلی کل خاک و کربن آلی فعال خاک (قابل اکسیداسیون به‌وسیله پرمنگنات پتاسیم) بسیار حساس به مدیریت خاک بوده و رابطه نزدیکی با میزان باروری خاک و ویژگی‌های بیولوژیکی خاک نظیر تنفس، زیست‌توده میکروبی و تشکیل خاکدانه‌ها دارد. ورما و همکاران (۲۰۱۳) نیز در مطالعه‌ای نشان دادند که میزان کربن زیست‌توده میکروبی و کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات در اراضی با تناوب کشت ذرت- گندم که علاوه بر استفاده از کودهای شیمیایی NPK جهت افزایش ماده آلی خاک‌ها کود سبز دریافت می‌نمایند به‌طور معنی‌داری نسبت به سایر اراضی بیشتر است.



شکل ۳- تغییرات عمقی کربن قابل اکسیدشدن توسط پرمنگنات قبل و بعد از سوزاندن بقایای گیاهی موردمطالعه (در هر مزرعه میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۰/۰۵ آزمون دانکن فاقد اختلاف معنی‌دار با یکدیگر می‌باشند).

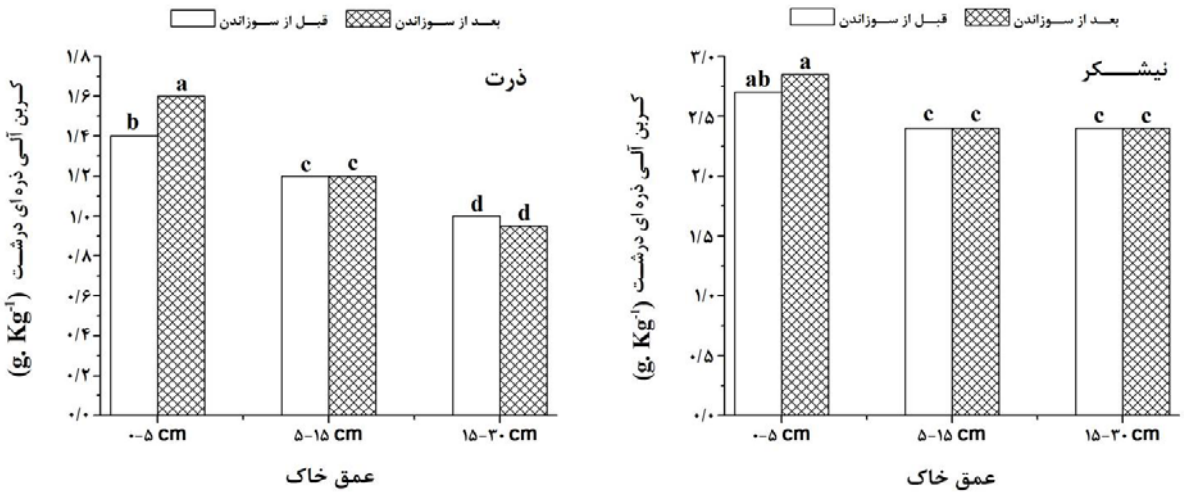
کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت

ارزیابی اثرات تیمارهای آزمایشی (نوع مزرعه، تغییرات قبل و بعد از سوزاندن و عمق) بر میزان کربن آلی ذره‌ای درشت در خاک نشان داد اثر ساده نوع مزرعه در سطح احتمال ۱ درصد، و اثر ساده تغییرات قبل و بعد از سوزاندن و عمق نمونه‌برداری در سطح احتمال ۵ درصد بر میزان کربن آلی ذره‌ای درشت معنی‌دار است. حال‌آنکه کلیه عوامل موردمطالعه (نوع بقایا، تغییرات قبل و بعد از سوزاندن و عمق نمونه‌برداری) در سطح احتمال ۱ درصد، کربن آلی ریز در خاک را تحت تأثیر قرار داده‌اند (جدول ۴). همچنین برهم‌کنش (نوع بقایا و تغییرات قبل و بعد از سوزاندن بقایا) و نیز برهم‌کنش (عمق و نوع بقایا) کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت خاک را در سطح احتمال ۵ درصد تحت تأثیر قرار داده‌اند. (جدول ۴). این در حالی است که در مقایسه با کربن زیست‌توده میکروبی و کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات، برهمکنش سه‌گانه فاکتورهای آزمایشی بر تغییرات کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت معنی‌دار نیست. بر این اساس، به‌نظر می‌رسد که کربن زیست‌توده میکروبی و کربن قابل اکسید شدن توسط پرمنگنات حساسیت بیشتری به عوامل آزمایشی داشته و شاخص‌های مناسب‌تری جهت ردیابی اثرات متقابل سوزاندن بقایای گیاهی، عمق خاک و نوع بقایا بر کیفیت کربن آلی اضافه‌شده به خاک می‌باشند.

بر طبق یافته‌های این پژوهش بیشترین محتوای کربن آلی ذره‌ای ریز (۴/۵ گرم بر کیلوگرم) و درشت خاک (۲/۸۵ گرم بر کیلوگرم) پس از سوزاندن بقایای گیاهی در عمق ۰ تا ۵ سانتی‌متری مزرعه نیشکر مشاهده شد (شکل ۴ و ۵). در این رابطه قابل ذکر است که افزایش میزان کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت در مزارع نیشکر نسبت به ذرت در تمامی اعماق موردمطالعه احتمالاً به‌دلیل تفاوت در میزان بقایای تولیدی در این مزارع نسبت به مزارع ذرت هست (جدول ۳). فلاح زاده و حاجی عباسی (۱۳۸۹) نیز در بررسی ذخایر کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت در دو کاربری مرتع تخریب‌شده و اراضی کشاورزی که بقایای گیاهی در آن حفظ می‌گردند، افزایش میزان کربن آلی ذره‌ای درشت را نسبت به کربن آلی ذره‌ای ریز در اراضی کشاورزی نسبت به اراضی مرتعی گزارش نموده و علت کاهش کربن آلی ذره‌ای درشت را در کاربری مرتع تخریب‌شده به تراکم کمتر پوشش گیاهی در این اراضی نسبت به اراضی کشاورزی مربوط دانستند.

بررسی تغییرات محتوای کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت در اعماق مختلف خاک هر دو مزرعه ذرت

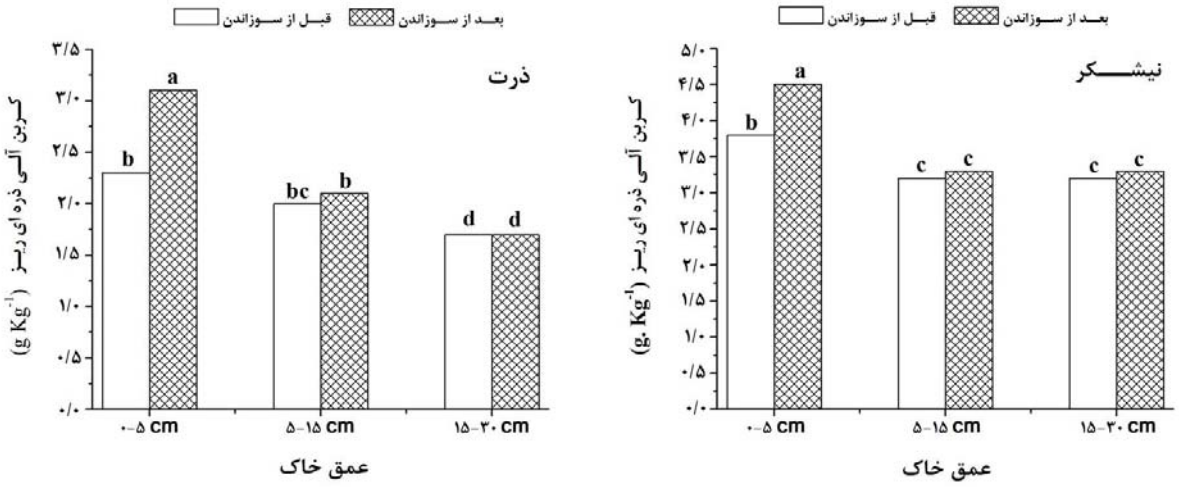
نیشکر نیز حاکی از کاهش محتوای کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت با افزایش عمق هست. افزایش میزان کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت در سطح خاک نسبت به سایر اعماق موردمطالعه احتمالاً به‌دلیل فزونی میزان ورودی ماده آلی در سطح نسبت به اعماق خاک باشد. به‌علاوه، افزایش میزان کربن آلی ذره‌ای ریز نسبت به کربن آلی ذره‌ای درشت در هر دو مزارع ذرت و نیشکر می‌تواند از یک‌سو نشان‌دهنده کاهش کیفیت مواد آلی پس از سوزاندن هر دو نوع بقایای گیاهی ذرت و نیشکر باشد و از سوی دیگر در درازمدت کاهش ذخیره کربن آلی خاک را پس از سوزاندن بقایای گیاهی باعث گردد. گریگوریچ و یانزن (۱۹۹۶) با مطالعه ۲۰ خاک جنگلی و ۲۰ خاک کشاورزی نتیجه‌گیری نمودند که کربن آلی ذره‌ای درشت در مقایسه با کربن آلی ذره‌ای ریز حاوی مقادیر بیشتری کربن آلی است. به‌علاوه، افزایش مقدار کربن در اجزای ریز خاک نشان می‌دهد که ماده آلی این جزء خاک از درجه هوموسی بالاتری برخوردار است (لورنز و همکاران ۲۰۰۸). مطالعات حاکی از آن است که مواد آلی موجود در جزء سیلت و رس خاک‌ها بیشتر شامل ترکیبات حلقوی (آروماتیک) بوده و نسبت به تجزیه میکروبی نسبتاً مقاوم هستند (کریستنسن ۲۰۰۱، لورنز و همکاران ۲۰۰۸).



شکل ۴- تغییرات عمقی کربن آلی ذره‌ای درشت قبل و بعد از سوزاندن بقایای گیاهی موردمطالعه (در هر مزرعه میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۰/۰۵ آزمون دانکن فاقد اختلاف معنی‌دار با یکدیگر می‌باشند).

نتیجه‌گیری کلی

به‌طورکلی نتایج این مطالعه نشان داد که در نتیجه سوزاندن بقایای گیاهی اگر چه مقدار کربن آلی کل خاک افزایش می‌یابد لیکن سایر شکل‌های مختلف کربن شامل کربن آلی ذره‌ای درشت، زیست‌توده میکروبی و کربن قابل اکسیداسیون توسط پرمنگنات به‌عنوان بخش لبایل کربن خاک به‌طور قابل‌توجهی کاهش می‌یابد و بیشترین میزان کاهش مربوط به لایه سطحی خاک (۵-۰ سانتی‌متری) است. بر این اساس، به‌نظر می‌رسد پاسخی که اجزاء مختلف کربن آلی مانند کربن زیست‌توده میکروبی و کربن قابل عصاره گیری با پرمنگنات به تیمارهای آزمایشی نشان می‌دهند نسبت به کربن آلی کل و کربن آلی ذره‌ای ریز و درشت شدیدتر بوده و این پارامترها حساسیت بیشتری نسبت به سوزاندن بقایای گیاهی و سایر عوامل آزمایشی موردمطالعه شامل نوع بقایا و عمق نمونه‌برداری از خود نشان می‌دهند.



شکل ۵- تغییرات عمقی کربن آلی ذره‌ای ریز قبل و بعد از سوزاندن بقایای گیاهی موردمطالعه (در هر مزرعه میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۰/۰۵ آزمون دانکن فاقد اختلاف معنی‌دار با یکدیگر می‌باشند).

به‌علاوه، بر اساس نتایج این مطالعه، به‌نظر می‌رسد در سایر مطالعات مربوط به بررسی تأثیرات سوزاندن بقایای گیاهی بر ویژگی‌های خاک به‌ویژه ماده آلی انتخاب عمق نمونه‌برداری (۱۵-۰ یا ۳۰-۰سانتی‌متری) نیز باید مورد تجدیدنظر قرار بگیرد؛ به‌طوری‌که بر اساس یافته‌های این مطالعه بیشترین تغییر در این ویژگی‌ها مربوط به لایه‌های سطحی‌تر خاک (لایه ۵-۰ سانتی‌متری) است. در کل نتایج این مطالعه حاکی از اثرات نامطلوب سوزاندن بقایای گیاهی بر کیفیت مواد آلی خاک است که می‌تواند در درازمدت پایداری تولید در اکوسیستم‌های زراعی را به خطر بیندازد.

منابع مورداستفاده

بی‌نام، ۱۳۹۱. آمارنامه منابع طبیعی استان خوزستان. اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان خوزستان.

حیدری ف، رسول‌زاده ع، سپاس‌خواه ع‌ر، اصغری ع، قویدل ا، ۱۳۹۰. تأثیر برگرداندن بقایای گیاهی و سوزاندن آنها بر پایداری خاکدانه‌ها و منحنی مشخصه آب خاک. مجموعه مقالات دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران، ۱۲ الی ۱۴ شهریور. دانشگاه تبریز، تبریز.

فلاح زاده ج و حاج عباسی مع، ۱۳۸۹. بررسی ذخایر مواد آلی خاک دانه در خاک های رسی تحت کاربری مرتع تخریب شده و کشاورزی در زاگرس مرکزی. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، جلد ۱۷، شماره ۳، صفحه های ۱۷۹ تا ۱۹۴.

Baldock JA and Nelson PN, 1999. Soil Organic Matter. Pp. B25-B84. In: Sumner ME (ed). Handbook of Soil Science, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Biederbeck VO, Campbell CA, Rasiah V, Zentner RP and Wen G, 1998. Soil quality attributes as influenced by annual legumes used as green manure. Soil Biology and Biochemistry 30:1177-l 185.

Biswas TD, Roy MR and Sahu BN, 1970. Effect of different source of organic manures on the physical properties of the soil growing rice. Journal of Indian Society of Soil Science 18: 233-242.

Blair GT, Chapman L, Whitbread AM, Ball-Coelho B, Larsen P and Tiessen H, 1998. Soil carbon changes resulting from sugarcane trash management at two locations in Queensland, Australia, and in North-East Brazil. Australian Journal of Soil Research 36: 873-881.

Boerner REJ, Decker KLM and Sutherland EK, 2000. Prescribed burning effects on soil enzyme activity in a southern Ohio hardwood forest: a landscape-scale analysis. Soil Biology and Biochemistry 32: 899-908.

Bot A and Benites J, 2005. The Importance of Soil Organic Matter. Food and Agriculture Organization of The United Nations, Rome, Italy.

Bremner JM, 1996. Nitrogen-Total. Pp. 1085-1122. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Leoppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT and Sumner ME (eds.). Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, USA.

Campbell CA, Biederbeck VO, Wen G, Zentner RP, Schoenau J, Hahn D, 1999. Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: Eeffects of crop rotation in the semiarid prairie. Canadian Journal of Soil Science 79: 73-84.

Christensen BT, 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. European Journal of Soil Science 52: 345-353.

Culman SW, Snapp SS, Freeman MA, Schipanski ME, Beniston J, Lal R, Drinkwater LE, Franzluebbers AJ, Glover JD, Grandy AS, Lee J, Six J, Maul JE, Mirksy SB, Spargo JT and Wander MM, 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. Soil Science Society of America Journal 76: 494–504.

Gee GW and Bauder JW,1996. Particle-size analysis. Pp. 383-411. In: Klute A (ed.). Methods of Soil Analysis Part 1: Physical and Mineralogical Methods. Soil Science Society of America and America Society of Agronomy, Madison, WI, USA.

Ghani A, Dexter M, Perrott KW, 2003. Hot-water extractable carbon in the soil: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. Soil Biology and Biochemistry 35: 1231-1243.

Graham MH, Hynes RJ and Meyer JH, 2002. Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention in a long-term sugarcane experiment in South Africa. Soil Biology and Biochemistry 34(1): 93-102.

Gregorich EG and Janzen HH, 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. Pp. 167– 190. In: Carter MR and Stewart BA (eds.). Structure and Organic Matter Agricultural Soils, ed. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Groffman PM, Rice CW and Tiedje JM, 1993. Denitrification in a tall grass prairie landscape. Ecology 74: 855-862.

Haynes RJ, 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. Advances in Agronomy 85: 221-268.

Jenkinson DS and Ladd JD, 1981. Micobial biomass in soil. Pp. 415-471. In: Paul EA and Ladd JN (eds.). Soil Biochemistry, Marcel Dekker, New York, USA.

Karlen DL, Andrews SS and Doran JW, 2001. Soil quality: current concepts and applications. Advances in Agronomy 74:1 – 39.

Landi A, Mermut AR and Anderson DW, 2003. Origin and rate of pedogenic carbonate accumulation in Saskatchewan soils, Canada. Geoderma 117: 143-156.

Lorenz K, Lal R and Shipitalo MJ, 2008. Chemical stabilization of organic carbon pools in particle size fractions in no-till and meadow soils. Biology and Fertility of Soils 44: 1043-1051.

Mandal UK, Yadav SK, Sharma KL, Ramesh V and Venkanna K, 2011. Estimating permanganate-oxidizable active carbon as quick indicator for assessing soil quality under different land-use system of rainfed Alfisols, Indian Journal of Agricultural Sciences 81 (10): 927-931.

Mao R, Zeng DH, Li LJ and Hu YL, 2012. Changes in labile soil organic matter fractions following land use change from monocropping to poplar-based agroforestry systems in a semiarid region of Northeast China, Environmental Monitoring and Assessment 184 (11): 6845-6853.

Nelson DW and Sommers LE, 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. Pp. 539–579. In: Page AL (ed). Methods of Soil Analysis, SSSA, Madison, WI, USA.

Ojima DS, Schimel DS, Parton WJ and Owensby CE, 1994. Long- and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tall grass prairie. Biogeochemistry 24: 67-84.

Rhoades JD, 1996. Electrical conductivity and total dissolved solids. Pp. 417-436. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Leoppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT and Sumner ME (eds.). Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, USA.

Ross DJ, Speir TW, Tate KR and Feltham CW, 1997. Burning in New Zealand snow-tussock grassland: effects on soil microbial biomass and nitrogen and phosphorus availability. New Zealand Journal of Ecology 21(1): 63-71.

Shahriari A, Khormali F, Kehl M, Ayoubi Sh and Welp G, 2011. Effect of a long-term cultivation and crop rotations on organic carbon in loess derived soils of Golestan Province, Northern Iran. International Journal of Plant Production 5 (2): 1735-6814.

Singh RS, Srivastava SC, Raghubanshi AS, Singh JS and Singh SP, 1991. Microbial C, N and P in dry tropical savanna: Effects of burning and grazing. Journal of Applied Ecology 28: 869-878.

Sparling G, Vojvodic M and Schipper LA, 1998. Hot- water- soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry 30 (10-11):1469-1472.

Summer ME and Miller WP,1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. Pp. 1201-1231. In: Sparks DL (ed.). Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods. Soil Science Society of America and America Society of Agronomy, Madison, WI, USA.

Thomas GW, 1996. Soil pH and soil acidity. Pp. 475-490. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Leoppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT and Sumner ME (eds.). Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, USA.

Verma BC, Datta SP, Rattan RK and Singh AK, 2013. Labile and stabilised factions of soil organic carbon in some intensively cultivated alluvial soils, Journal of Environmental Biology 34: 1069-1075.

Vieira FCB, Bayer C, Zanatta JA, Dieckow J, Mielniczuk J and He ZL, 2007. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. Soil & Tillage Research 96: 195–204.

Vig K, Megharaj M, Sthunathan N and Naidu R, 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. Advances in Environmental Research 8: 121-135.

Voroney RP, Winter JP and Gregorich EG, 1991. Microbe/plant soil interactions. Pp. 77-99. In: Coleman DC and Fry B (eds.). Carbon Isotope Techniques, Academic Press, New York, USA.

Walkley A and 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 63: 251-263.

Weil RR, Islam KR, Stine MA, Gruver JB and Samson-Liebig SE, 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. American Journal of Alternative Agriculture 18(1): 1-17.