نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد 2، شماره 3، پاییز 1389، ص. 382-372

Journal of Agroecology
Vol. 2, No. 3, fall 2010, p. 372-382

# پیامدهای حاصل از مدیریت متفاوت پسماند گیاه جو (*Hordeum vulgare* L.) بر شاخص‌های کربن زیست‌توده میکروبی، کربن آلی و نیتروژن کل در خاک

مریم السادات حسینی[1*]، غلامحسین حق نیا[2]، امیر لکزیان[3] و حجت امامی[4]

تاریخ دریافت: 89/3/29
تاریخ پذیرش: 89/7/7

## چکیده

ریزجانداران خاک از عوامل مهم چرخه عناصر غذایی و جریان انرژی در خاک‌اند که تا اندازه زیادی نسبت به تغییرهای محیط حساس می‌باشند. بنابراین از زیست توده میکروبی خاک می‌توان به عنوان شاخصی برای بررسی اثرات تنش‌ها بر خاک و ریزجانداران استفاده کرد. هدف از این مطالعه ارزیابی تأثیر مدیریت مقدار پسماند گیاه جو (*Hordeum vulgare* L.)، سوزاندن آن، کود نیتروژن و خاک‌ورزی بر کربن زیست توده میکروبی و وضعیت کربن آلی و نیتروژن کل در یک دوره 90 روزه بوده است. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام گردید. تیمارهای آزمایش شامل دو سطح کاه و کلش جو (3 و 6 تن در هکتار)، دو سطح سوزاندن (نسوزاندن و سوزاندن)، دو سطح کود اوره (صفر و 125 کیلوگرم در هکتار) و دو سطح خاک‌ورزی (بدون خاک‌ورزی و با خاک‌ورزی) بودند. نتایج آزمایش نشان داد افزودن مقدار 6 تن در هکتار پسماند جو مقادیر کربن آلی، نیتروژن کل و کربن زیست توده میکروبی را نسبت به تیمار 3 تن در هکتار به طور معنی‌داری افزایش داد. در حالی که سوزاندن کاه و کلش به کاهش معنی‌دار همه پارامترها منجر گردید. انجام خاک‌ورزی نیز موجب کاهش معنی‌دار کربن آلی و کربن زیست توده میکروبی شد اما بر نیتروژن کل خاک بی‌تأثیر بود. کود نیتروژن بر کربن زیست توده میکروبی هیچ تأثیری نداشت، در حالی که کاربرد اوره بر کربن آلی و نیتروژن کل خاک تأثیر مثبت و افزایشی داشت. این مطالعه نشان داد که شیوه بدون خاک‌ورزی و همراه با حفظ پسماند گیاهی در سطح 6 تن در هکتار و روش بدون سوزاندن مؤثرترین نوع مدیریت در حفظ و افزایش مقادیر کربن آلی خاک، کربن زیست توده میکروبی و نیتروژن کل بودند.

**واژه‌های کلیدی**: سوزاندن، خاک‌ورزی، کود اوره، ریزجانداران خاک

## مقدمه

ریزجانداران خاک یکی از اجزای اصلی در فرآیندهای بیولوژیک خاک و چرخه عناصر غذایی می‌باشند. به سبب درک اهمیت نقش ریزجانداران در نگهداری و رهاسازی انرژی و عناصر غذایی به خاک، در سال‌های اخیر توجه روز افزونی به برآورد زیست توده میکروبی در خاک شده است. نقش زیست‌توده میکروبی خاک در تغییر مواد آلی خاک مسلم است، به طوری که گردش[5] و معدنی‌شدن پیش‌ماده‌های آلی اغلب ناشی از فعالیت زیست توده میکروبی خاک می‌باشد (Wright et al., 2005). زیست توده میکروبی جزء زنده ماده آلی خاک و در برگیرنده باکتری‌ها، اکتینومایست‌ها، قارچ‌ها، پروتوزوآ، جلبک‌ها و میکروفونا می‌باشد و در نهایت حدود 2 درصد کل کربن آلی خاک و 5 درصد نیتروژن آلی را شامل می‌شود (Hu & Cao, 2007; Landi et al., 2000). معمولاً کربن زیست توده میکروبی را به عنوان برآوردی از فعالیت و حیات توده میکروبی خاک محسوب می‌کنند (Page et al., 1982). اغلب ریزجانداران خاک نسبت به تغییرات محیط حساس‌اند (Hernandez et al., 1997). مدیریت خاک به ویژه مدیریت پسماند آلی مانند پسماند کاه و کلش با تأثیر مستقیم و غیرمستقیم بر کیفیت و کمیت پسماند گیاهی موجود در خاک‌رخ می‌تواند وضعیت ریزجانداران خاک و به دنبال آن فعالیت‌های میکروبی را تغییر دهد (Alvear et al., 2005; Roldan et al., 2005a; Roldan et al., 2005b). انجام عملیات مختلف مانند خاک‌ورزی، کوددهی، تناوب زراعی، مالچ و غیره با اثر بر ویژگی‌های خاک می‌توانند بر تنوع میکروبی خاک، پویایی میکروبی، زیست توده

1، 2، 3 و 4- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استاد، دانشیار و استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: maryam.hoseini2007@Gmail.com)

5- Turnover

میکروبی و وضعیت انواع ریزجانداران خاک اثرگذار باشند (Ajwa et al., 1999; Deng & Tabatabai, 1997). معمولاً در سیستم‌های مدیریتی که ورودی زیاد مواد آلی به خاک را دارند، دارای بیشترین مقدار زیست توده و فعالیت میکروبی نیز می‌باشند. هرچند این موضوع بستگی به فراهمی و ساده بودن پیش‌ماده‌های آلی برای زیست توده میکروبی خاک و همین‌طور فاکتورهای محیطی دارد که ممکن است بازدارنده فعالیت زیست توده میکروبی خاک باشند. تنها بخش کوچکی از کل ماده آلی ورودی به خاک به راحتی مورد استفاده موجودات خاکزی قرار می‌گیرد. با تجزیه پسماند آلی، عناصر غذایی ضروری مانند نیتروژن، فسفر، کربن و گوگرد به خاک آزاد می‌شوند و این عناصر برای رشد گیاهان و ریزجانداران مورد استفاده قرار می‌گیرند (Roldan et al., 2005a). هرچند تفاوت‌های موجود در سرعت تجزیه پسماند آلی خاک به نسبت کربن به نیتروژن (C/N) پسماند آلی (Wright et al., 2005)، مقدار رطوبت، پیوستگی و ارتباط پسماند آلی با خاک وابسته است (Hu & Cao, 2007) محققین مختلف (Gil-Sotres et al., 2005 ; Hoyle et al., 2006) ضمن مرور منابع مختلف منتشر شده در سنجش شیوه‌های مختلف ارزیابی خاک به کمک ویژگی‌های بیوشیمیایی اظهار داشتند که کربن زیست توده میکروبی با کاربرد کودهای غیر آلی به ویژه کودهای نیتروژن‌دار رفتار نامنظّمی را از خود نشان داده است. کاربرد کودها در شرایط محدودیت عناصر غذایی اثر محرّک بر رشد میکروبی داشته است. در حالی که مقادیر زیاد کود می‌تواند به کاهش زیست توده میکروبی خاک منجر شده است (Hoyle, 2006). برخی از پژوهش‌ها نشان داده‌اند که کودهای شیمیایی موجب افزایش کربن و نیتروژن زیست توده میکروبی شدند (Sarathchandra et al., 2001). گزارش شده است که کاربرد کودهای غیرآلی در شرایط محدودیت عناصر غذایی می‌تواند اثر محرّک بر رشد میکروبی داشته باشد، در حالی که غلظت‌های زیاد کود می‌تواند سبب کاهش زیست توده میکروبی خاک شود (Hoyle et al., 2006). در مطالعه‌ای که به وسیله لوول و همکاران (Lovell et al., 1995) صورت گرفت نشان داده شد که کاربرد بلند مدت کود نیتروژن سبب کاهش فعالیت‌های میکروبی می‌شود و دلیل آن تولید ترکیب‌های سمی و مقاوم در طی کوددهی نیتروژن عنوان شد. یودوکیموف و همکاران (Yevdokimov et al., 2008) در بررسی تأثیر افزودن مقادیر مختلف کود نیتروژن بر کربن زیست توده میکروبی مشاهده کردند که مقادیر زیاد کود نیتروژن به تنش اسمزی و مرگ سلولی ریزجانداران حساس منجر می‌شود. سوزاندن مزرعه و آتش زدن پسماند گیاهی می‌تواند به تغییرهای کوتاه مدت یا بلند مدت در ویژگی‌های خاک منجر شود. اثر آتش بیشتر در افق‌های سطحی خاک مورد توجه است. آتش زدن سبب تغییر مقدار، ترکیب و گردش ماده آلی و چرخه عناصر غذایی می‌شود (Arocena & Opio, 2003). این تغییرها به ویژه در بخش‌های فعال[1]، اجزای آلی محلول در آب و لیپیدها آشکارتر است (Ajwa et al., 1999; Hernandez et al., 1997). نتایج گوناگونی از اثرات سوزاندن بر کربن زیست توده میکروبی خاک گزارش شده است (Boerner et al., 2000). برخی نتایج حاکی از بدون تغییر ماندن مقدار کربن زیست توده میکروبی (Groffman et al., 1993) و حتی افزایش آن پس از آتش‌سوزی است (Ojima et al., 1994; Singh et al., 1991). به طور معمول زیست توده میکروبی در طی آتش سوزی و افزایش شدید دما کاهش می‌یابد (Ross et al., 1997). نتایج تا حد زیادی بستگی به دمای بوجود آمده در خاک، مدت آتش سوزی، شدت و تکرار آتش، نوبت باران یا آبیاری بعدی، گونه‌های میکروبی باقیمانده پس از آتش‌سوزی و زمان نمونه‌گیری که معمولاً مرتبط با بهبودی خاک به دلیل رشد گیاهان است، دارد (Hernandez et al., 1997; Ross et al., 1997). خاک‌ورزی نیز با تغییر شرایط رطوبتی و دمایی خاک بر چرخه عناصر غذایی، مقدار ماده آلی خاک‌ها و فعالیت‌های میکروبی تأثیر می‌گذارد و این تغییرها بستگی به نوع و شدت خاک‌ورزی دارند (Roldan et al., 2005a). از این رو پژوهشگران از تغییرات کربن زیست توده میکروبی به عنوان شاخص و نمایش‌گر وضعیت بوم‌شناختی و حاصلخیزی خاک استفاده می‌نمایند (Ajwa et al., 1999; Boerner et al., 2000).

در ایران بررسی‌های علمی پیرامون تأثیر عملیات مختلف زراعی بر زیست توده میکروبی بسیار کم انجام شده است، با توجه به اهمیّت مدیریت زراعی در بهبود یا تنزّل رتبه خاک‌های کشور و نقشی که مدیریت پسماند گیاهی در کشاورزی پایدار می‌تواند داشته باشد، این پژوهش به بررسی مدیریت‌های مؤثر بر جامعه میکروبی مانند نگه‌داری و سوزاندن پسماند گیاهی، خاک‌ورزی و کود نیتروژن بر فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی خاک پرداخته است.

## مواد و روش‌ها

این پژوهش در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی در 10 کیلومتری جنوب شرقی مشهد انجام شد. عرض جغرافیایی منطقه ´15 °35 و طول جغرافیایی آن ´28 °59 شرقی و ارتفاع از سطح دریا 985 متر می‌باشد. برای انجام آزمایش کرت‌هایی با ابعاد 2×2 متر و فاصله 1 متر از یکدیگر آماده شدند. تیمارهای آزمایش دربرگیرنده دو سطح کاه و کلش جو (*Hordeum vulgare* L.) (3 تن در هکتار ($OM_1$) و6 تن درهکتار ($OM_2$))، دو سطح سوزاندن (نسوزاندن ($B_0$) و سوزاندن ($B_1$))، دو سطح کود اوره (صفر کیلوگرم در هکتار ($N_0$) و 125کیلوگرم در هکتار($N_1$)) و دو سطح خاک‌ورزی (بدون شخم ($P_0$) و با شخم ($P_1$)) بودند. آزمایش به

1- Labile fraction

صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در دو تکرار طراحی و اجرا شد. به منظور اعمال تیمارهای آزمایش ابتدا پسماند کاه و کلش توزین گشته و در سطح کرت‌ها قرار داده شد. سپس کاه و کلش کرت‌ها آتش زده شد. پس از سوزاندن کاه و کلش، کود اوره به کرت‌های مربوطه افزوده شد. در آخر تیمار خاک‌ورزی تا عمق 20 سانتی‌متری از خاک اعمال شد. در طول دوره 90 روزه آزمایش کرت‌ها به طور هفتگی به روش دستی با آب‌پاش به مقادیر مساوی آبیاری شدند. نمونه‌برداری از تیمارها به صورت مرکب از لایه سطحی و عمق 5 - 0 سانتی‌متری خاک صورت گرفت (Ajwa et al., 1999; Acosta-Martnez et al., 2003). به منظور نمونه‌برداری مرکب، از نقاط مختلف کرت نمونه‌های خاک جمع آوری و با یکدیگر مخلوط شدند. نمونه‌ها به سرعت به آزمایشگاه خاکشناسی منتقل و از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از اجرای طرح در جدول 1 آمده است. بافت خاک به روش هیدرومتری (Gee & Bauder., 1986)، pH خاک در گل اشباع و هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع اندازه‌گیری شدند (Mc Lean, 1982). فسفر قابل استفاده به روش اولسن (Olsen et al., 1954)، کربن آلی به روش اکسایش با دی‌کرومات (Walkley & Balck, 1934)، نیتروژن کل خاک به روش کجلدال و هضم با اسید سولفوریک (Bremner, 1970)، کربنات کلسیم نیز به روش خنثی سازی با اسید اندازه‌گیری شدند (FAO., 1990). کربن زیست‌توده میکروبی نیز به روش تدخین- انکوباسیون[1] (Jenkinson & Pawlson, 1976) تعیین شد. در این روش نمونه‌های خاک با رطوبت زراعی (50 گرم خاک خشک شده در آون) به کمک کلروفورم به مدت 24 ساعت در تاریکی تدخین شدند. پس از آن نمونه‌های تدخین شده با 10 میلی‌لیتر سوسپانسیون 1:10 خاک تلقیح شدند. سپس هر نمونه تدخین شده و نمونه تدخین نشده در معرض 50 میلی‌لیتر سود 0/5 نرمال و 10 میلی‌لیتر کلرور باریم 0/5 نرمال برای مدت 10 روز قرار گرفت. دی اکسید کربن تولید شده از تنفّس میکروبی خاک به روش تیتراسیون سود با اسید کلریدریک 0/5 نرمال تعیین می‌شود. کربن زیست توده میکروبی خاک از راه تقسیم کردن mg $CO_2$-C تولید شده به ازای هر کیلوگرم خاک تدخین شده و با در نظر گرفتن فاکتور $K_c$ = 0/41 به منظور تبدیل دی اکسید کربن به کربن محاسبه شد. نتایج به دست آمده با استفاده از نرم افزار MSTAT.C مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت و مقایسه میانگین داده‌های آزمایشی با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح 5 درصد انجام شد. برای رسم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده گردید.

## نتایج و بحث

### تأثیر تیمارهای آزمایش بر مقدار کربن آلی، نیتروژن کل و کربن زیست توده میکروبی

نتایج به دست آمده از آزمایش بیانگر تأثیر معنی‌دار ($p < 0/01$) تیمارهای آزمایش بر مقدار کربن آلی خاک است (جدول 2). به گونه‌ای که تیمار سوزاندن (B) بیشترین تأثیر را بر مقدار کربن آلی خاک داشت و مقدار آن 15/2 درصد در تیمار $B_1$ نسبت به تیمار $B_0$ کاهش نشان داد. با افزودن پسماند گیاهی به مقدار 6 تن در هکتار مقدار کربن ورودی به خاک نسبت به تیمار 3 تن در هکتار افزایش یافت. با توجه به اینکه کربن آلی حدود 50 درصد ماده آلی را تشکیل می‌دهد، افزودن پسماند کاه و کلش 6 تن در هکتار نسبت به تیمار 3 تن در هکتار سبب بهبود ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک شده و شرایط را برای تجزیه کاه و کلش و فعالیت ریزجانداران فراهم کرده است، از این رو کربن آلی کل خاک افزایش یافته است. با سوزاندن کاه و کلش، افزون بر حذف مستقیم مواد آلی از خاک، به دلیل افزایش دما و کاهش رطوبت در لایه سطحی نیز منجر به کاهش جمعیت و فعالیت ریزجانداران خاک در زمان آتش سوزی می‌شود. گرمای ناشی از آتش می‌تواند موجب سرعت گرفتن در اکسایش شیمیایی ماده آلی خاک و تغییر شکل کربن خاک شود (Certini, 2005). تفاوت مقدار کربن آلی در خاک‌های سوزانده شده در مقایسه با خاک‌های نسوزانده نشان داد که در منطقه مورد آزمایش مدت زمان سه ماه برای بهبود یافتن خاک و رسیدن کربن آلی به سطوح اولیه خود کافی نیست و نیاز به زمان بیشتری است. راس و همکاران (Ross et al., 1997) نیز تأثیر آتش را بر خصوصیات شیمیایی خاک در وضعیت مزرعه مطالعه کردند و دریافتند با گذشت یک تا دو سال پس از آتش زدن مقدار کربن آلی در محل آتش زده به طور معنی‌داری کمتر از خاک شاهد بود. نتایج بدست آمده از افزودن کود نیتروژن نیز نشان داد کربن آلی خاک در تیمار $N_1$ افزایش معنی‌داری ($p < 0/01$) نسبت به تیمار $N_0$ یافت. با گذشت سه ماه از آزمایش در کرت‌های کود داده شده در مقایسه با کرت‌های بدون کود، گیاهان خودروی بیشتری رشد کردند. احتمالاً افزودن کود نیتروژن موجب تحریک رشد گیاهان در کرت‌های دارای مصرف نیتروژن شده است. با رشد این گیاهان و فعالیت فتوسنتزی آن‌ها کربن آلی موجود در اتمسفر از طریق گیاه تبدیل بر ترکیبات آلی شده و بخشی از این ترکیبات از محل تولید (برگ‌ها) به ریشه‌ها منتقل می‌شوند و به شکل تراوش‌هایی وارد محیط خاک می‌شوند. از این رو در کرت‌های کود داده شده کربن آلی بیشتری نسبت به کرت‌های کود نداده مشاهده شد.

1- Fumigation-incubation

**جدول 1- خصوصیات فیزیکو شیمیایی خاک**

**Table 1- Soil physical and chemical properties**

| پارامتر Parameters | واحد اندازه‌گیری Unit | مقدار Amount |
|---|---|---|
| بافت (Soil Texture) | - | لوم رسی (Clay loam) |
| اسیدیته (pH) | - | 7.23 |
| رسانایی الکتریکی (EC) | $dS.m^{-1}$ | 1.52 |
| کربن آلی (OC) | % | 0.476 |
| فسفر (P) | $Mg.kg^{-1}$ | 8.658 |
| آهک ($CaCO_3$) | $g.kg^{-1}$ | 137.5 |

**جدول 2- مقایسه میانگین کربن آلی (OC)، نیتروژن کل (TN) و کربن زیست توده میکروبی (MBC)**

**Table 2- Mean comparisons of organic carbon (OC), total nitrogen (TN) and microbial biomass carbon (MBC)**

| کربن زیست‌توده میکروبی (میلی‌گرم کربن در کیلوگرم خاک) MBC ($mg\ C\ kg.soil^{-1}$) | نیتروژن کل (درصد) TN (%) | کربن آلی (درصد) OC (%) | شاخص | تیمارها |
|---|---|---|---|---|
| $190.88^{b}$ | $385.188^{b}$ | $0.492^{b}$* | $OM_1$ | پسماند کاه و کلش |
| $260.2^{a}$ | $424.9^{a}$ | $0.552^{a}$ | $OM_2$ | Straw residue |
| $290.79^{a}$ | $419.962^{a}$ | $0.565^{a}$ | $B_0$ | سوزاندن |
| $160.29^{b}$ | $390.125^{b}$ | $0.479^{b}$ | $B_1$ | Burning |
| $210.58^{a}$ | $394.875^{b}$ | $0.494^{b}$ | $N_0$ | کود نیتروژن |
| $240.51^{a}$ | $415.212^{a}$ | $0.55^{a}$ | $N_1$ | Nitrogen fertilizer |
| $270.49^{a}$ | $405.656^{a}$ | $0.543^{a}$ | $P_0$ | خاک‌ورزی |
| $180.6^{b}$ | $404.431^{a}$ | $0.502^{b}$ | $P_1$ | Tillage |

* میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون تفاوت معنی‌داری بر اساس آزمون دانکن در سطح 0/05 ندارند.

* For each column, values marked with the same letter are not signicantly different at the P = 0.05 level according to Duncan's multiple range test (DMRT).

ژانگ و کائو (Zhong & Cao, 2006) نیز نتایج مشابهی به دست آوردند. همچنین با انجام خاک‌ورزی کاهش معنی‌داری در کربن آلی خاک نسبت به تیمار بدون خاک‌ورزی مشاهده شد. انجام خاک-ورزی با ایجاد شکاف و گسستگی در خاک و خاکدانه‌ها و ورود ناگهانی اکسیژن به درون خاک، موجب تسریع در معدنی شدن ماده آلی به ویژه در لایه سطحی خاک شده است (Alvear et al., 2005). در برخی مطالعات نگهداری و افزایش کربن آلی خاک در روش بدون خاک‌ورزی به دلیل تخریب کمتر خاک در این روش بیان شده است (Cebel et al., 2000; Deng & Tabatabai, 1997; Martinez et al., 2003). در بررسی رولدان و همکاران (Roldan et al., 2005a) در بررسی تأثیر انواع شیوه‌های خاک‌ورزی و رژیم آبی بر توزیع ماده آلی در خاک‌رخ مشاهده کردند که کربن آلی و کربن محلول در آب در خاک شخم زده شده کمتر از خاک بدون شخم بودند که منجر به تضعیف خاکدانه‌ها و تنزّل ساختمان خاک در لایه سطحی (5- 0 سانتی‌متری) شد. کندی و همکاران (Kennedy et al., 2006) نیز گزارش کردند کربن آلی در بلند مدت در خاک بدون خاک‌ورزی افزایش یافت و به مقدار خاک طبیعی و دست نخورده نزدیک شد.

نتایج آزمایش حاکی از تأثیر تیمارهای OM ،B و N بر مقدار نیتروژن کل خاک بود. بیشترین تأثیر را تیمار پسماند گیاهی با 10/3 درصد افزایش در تیمار $OM_2$ نسبت به تیمار $OM_1$ داشت. تیمارهای سوزاندن و کود نیتروژن به ترتیب 7 درصد کاهش و 5 درصد افزایش را بر مقدار نیتروژن کل خاک داشتند. نیتروژن در بسیاری از ترکیب-های آلی خاک مانند اسیدهای هومیک، اسیدهای فولیک، اسیدهای آمینه و اسیدهای نوکلئیک وجود دارد و بیش از 90 درصد از کل نیتروژن خاک در پیش ماده‌های آلی است (Wright et al., 2005)، از این رو در طول مدت آزمایش در تیمار $OM_2$ نیتروژن بیشتری از پسماند گیاهی با تجزیه به خاک آزاد شده و نیتروژن خاک افزایش معنی‌داری در مقایسه با تیمار $OM_1$ داشت. علاوه بر این مقدار بیشتر پسماند جو با ایجاد محیط مرطوب‌تر و مناسب‌تری برای فعالیت ریزجانداران خاک، شرایط بهتری را برای تجزیه پسماند فراهم نموده و نیتروژن بیشتری از ترکیبات آلی نیتروژن‌دار به خاک آزاد شده است

(Deng & Tabatabai, 1997). کاهش نیتروژن کل خاک طی آتش زدن احتمالاً به دلیل کاهش ترکیبات آلی نیتروژن‌دار در طی سوختن و افزایش هدررفت نیتروژن معدنی خاک از راه تصعید[1] بوده است (Arocena & Opio, 2003). از سوی دیگر با سوزاندن کاه و کلش، احتمالاً جمعیت‌های میکروبی خاک کاهش یافته و به نظر می‌رسد آلی شدن میکروبی[2] نیتروژن کمتر صورت گرفته و هدررفت آن افزایش یافته (Boerner et al., 2000) و به تبع آن باعث کاهش نیتروژن خاک در مقایسه با تیمار بدون سوزاندن شده است. راس و همکاران (Ross et al., 1997) با بررسی اثرات آتش بر ویژگی‌های خاک بیان داشتند غلظت نیتروژن کل خاک در بخش‌های سوزانده شده 8 درصد کمتر از خاک‌های سوزانده نشده بود. فرند (Friend, 1989) نیز بیان نمود که با سوختن مواد آلی هدررفت عناصر غذایی به ویژه نیتروژن افزایش یافت. همچنین نتایج نشان داد که با افزودن کود اوره به خاک نیتروژن کل افزایش معنی‌داری ($p< 0/05$) داشت. ظاهراً با افزودن کود، بستر برای عمل ریزجانداران و آنزیم‌های خاک فراهم شده و با تجزیه اوره در خاک نیتروژن کل خاک افزایش یافته است. همچنین با اضافه شدن نیتروژن از منبع کود، تجزیه مواد آلی به وسیله ریزجانداران خاک ساده‌تر شده و طی تجزیه ماده آلی نیتروژن بیشتری از منابع آلی به خاک اضافه شده است.

نتایج تجزیه کربن زیست توده میکروبی نشان داد که تیمارهای OM، B و P تأثیر معنی‌داری بر مقدار کربن زیست توده میکروبی خاک گذاشتند. بیشترین تأثیر را تیمار سوزاندن با 45/3 درصد کاهش در تیمار $B_1$ نسبت به تیمار $B_0$ داشت. پس از آن تیمار خاک‌ورزی با 32/3 درصد کاهش و تیمار 6 تن در هکتار پسماند کاه و کلش 31/7 درصد افزایش بر مقدار کربن زیست توده میکروبی در خاک داشتند. از آنجا که مقدار کربن آلی خاک عامل محدود کننده رشد زیست توده میکروبی است، از اینرو با افزودن مقادیر بیشتر ترکیب‌های آلی کربن-دار کربن زیست توده میکروبی افزایش می‌یابد که به نظر می‌رسد پسماند 6 تن در هکتار باعث افزایش پیش ماده و ترکیبات کربن‌دار مانند قندها، اسیدهای آمینه و اسیدهای آلی در مقایسه با تیمار 3 تن در هکتار کاه و کلش شده است و به موجب آن انرژی بیشتری برای ریزجانداران فراهم گشته و فعالیّت عامل‌های زیستی خاک افزایش یافته است (Kaur et e., 2000). احتمالاً با افزودن مقدار 6 تن در هکتار کاه و کلش به دلیل جلوگیری از تبخیر زیاد از سطح خاک و جذب رطوبت به وسیله مواد آلی خاک، محیط از نظر تأمین رطوبت و عناصر غذایی مورد نیاز برای فعالیت ریزجانداران مناسب‌تر شده است. از این رو زیست توده میکروبی در تیمار $OM_2$ در مقایسه با تیمار $OM_1$ افزایش یافت. دینش و همکاران (Dinesh et al., 2004) گزارش کردند افزودن پسماند آلی قابل معدنی شدن منجر به افزایش پیش‌ماده‌های آنزیم‌ها شده و رشد میکروبی را افزایش داد. دلیل کاهش کربن زیست توده میکروبی در خاک‌های سوزانده شده را در درجه اول می‌توان افزایش دمای خاک بیشتر از حد آستانه گرمایی ریزجانداران (Liu et el., 2007) و احتمالاً تشکیل ترکیب‌های آلی سمی برای ریزجانداران خاک مانند فنول‌ها (Certini, 2005) عنوان کرد. البته در این مطالعه به دلیل فقدان اندازه‌گیری دمای خاک در طی سوزاندن این وضعیت به درستی آشکار نشده است. همچنین هرناندز و همکاران (Hernandez et al., 1997) علت کاهش مقدار کربن زیست توده میکروبی در خاک‌هایی که پسماند گیاهی سطح آن سوزانده شد را کاهش مقدار ترکیبات آلی ساده (مانند اسیدهای فولیک، کربوهیدرات‌ها، لیپیدها) عنوان نموده و کاهش 50 تا 80 درصدی کربن زیست توده میکروبی را در این خاک‌ها گزارش کردند. زیست توده میکروبی و فرآیندهای میکروبی در سطح خاک‌های بدون شخم به طور معنی‌داری ($p < 0/01$) بیشتر از خاک‌های شخم خورده است (Kandeler et al., 1999). بالوتا و همکاران(Balota et al., 2004) علت افزایش فعالیت‌های میکروبی در شیوه بدون خاک‌ورزی را بهبود یافتن زیستگاه میکروبی و تشکیل و پایداری خاکدانه‌های بزرگ که موجب ایجاد یک سکونتگاه کوچک[3] و مهم برای فعالیت‌های میکروبی و زیست توده میکروبی می‌شود، برشمردند. در حالی که انجام خاک‌ورزی موجب شکستن خاکدانه‌ها شده و ماده آلی درون خاکدانه‌ها را در معرض حمله میکروبی قرار می‌دهد. به همین دلیل در شیوه بدون خاک‌ورزی با افزایش ماده آلی لایه‌های سطحی، فعالیت ریزجانداران زیست توده میکروبی افزایش می‌یابد (Alvear et al., 2005). به دلیل ارتباط معکوس کربن آلی خاک با عمق خاک‌رخ، عموماً مقدار کربن زیست توده میکروبی نیز در طول خاک‌رخ کاهش می‌یابد (Kandeler et al., 1999). انجام خاک‌ورزی موجب نرم‌تر شدن خاک و کاهش چگالی ظاهری خاک شده و به افزایش تخلخل در سطح خاک منجر می‌شود (Salinas et al., 2002). خاک‌ورزی با آمیختن لایه‌های زیرین خاک با زیست توده میکروبی کم، با لایه سطحی موجب کاهش زیست توده میکروبی در خاک سطحی می‌شود (Roldan et al., 2005a; Wright et al., 2005). آلویر و همکاران (Alvear et al., 2005) در بررسی اثرات تخریب خاک بر فعالیت‌های میکروبی دریافتند کربن و نیتروژن زیست توده میکروبی در روش بدون خاک‌ورزی بیشتر از خاک شخم خورده است.

## برهمکنش تیمارهای آزمایش بر مقدار کربن آلی و نیتروژن کل خاک و کربن زیست توده میکروبی

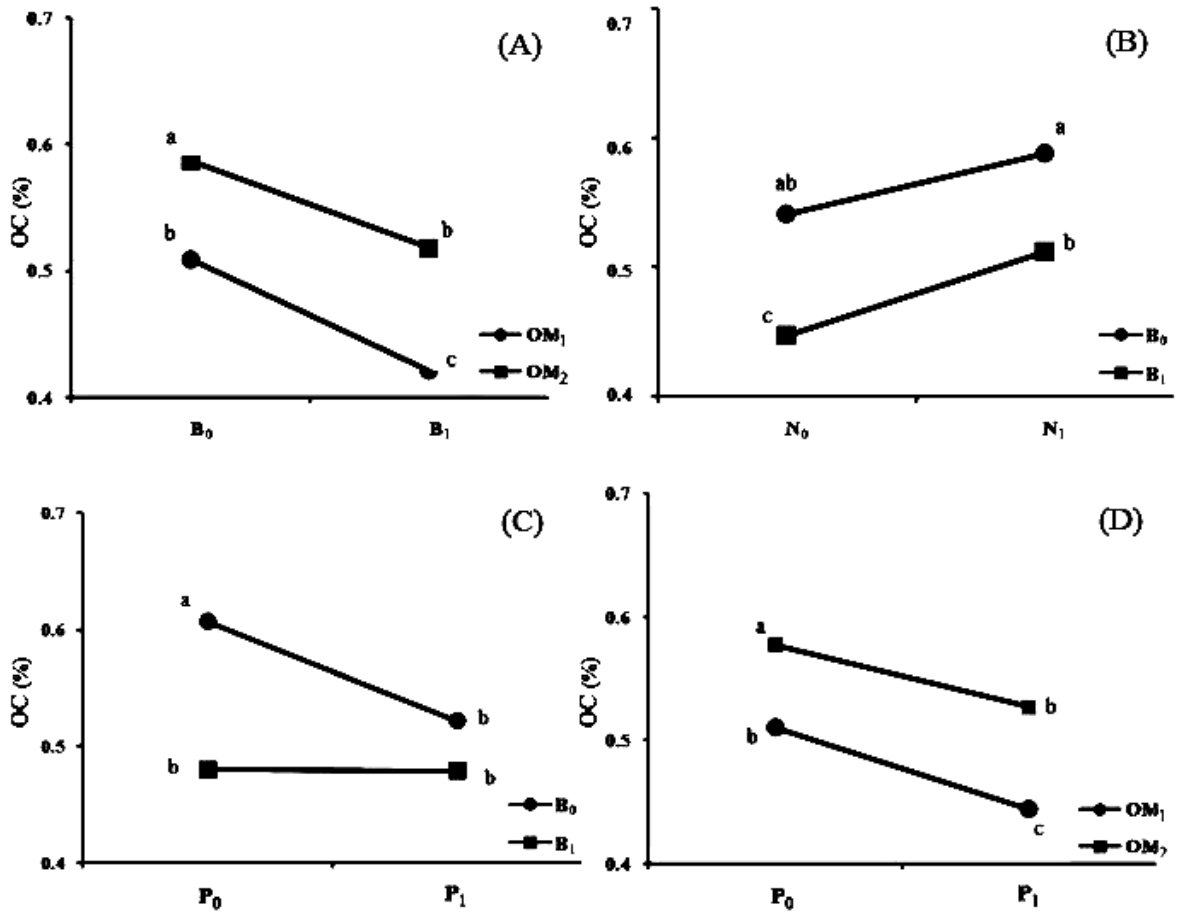
1- Volatilization
2- Microbial immobilization
3- Microhabitat

شکل 1 برهمکنش تیمارهای آزمایش را بر مقدار کربن آلی خاک نشان می‌دهد. بیشترین مقدار کربن آلی خاک در تیمار $B_0P_0$ با مقدار 0/607 درصد و کمترین مقدار در تیمار $B_1OM_1$ با 0/42 درصد مشاهده شد. همان گونه که در شکل 1- a مشاهده می‌شود سوزاندن پسماند 6 تن در هکتار کاهش کمتری را در مقدار کربن آلی خاک نسبت به زمان نسوزاندن پسماند دارد. علت را شاید بتوان به دلیل مقادیر بیشتر کاه و کلش نسوخته یا نیم سوخته در پسماند 6 تن در هکتار نسبت به پسماند 3 تن در هکتار دانست. این مواد در مدت زمان آزمایش به مرور تجزیه شده‌اند و اثرات مضر آتش را در خاک کاهش داده‌اند. هرناندز و همکاران (Hernandez et al., 1997) علت کاهش ماده آلی خاک را پس از آتش زدن بقایای گیاهی سطح خاک، هدررفت ماده آلی به وسیله آتش بیان داشتند. در شکل 1- b نیز مشاهده می‌شود با افزودن کود نیتروژن در تیمار سوزاندن شدت افزایش کربن آلی خاک بیش‌تر از وضعیت نسوزاندن بود. با افزودن کود نیتروژن به خاک، شاهد رشد بیشتر گیاهان در کرت‌های کود داده شده بودیم و همین مسئله موجب افزایش ورود ترکیبات آلی از گیاه به خاک شده است. با توجه به کاهش عمده ریزجانداران پس از آتش، با اضافه شدن منبع مواد غذایی از گیاهان و کود، فعالیت ریزجانداران باقی مانده و فرصت طلب افزایش یافته و همه این مسائل موجب افزایش مقدار کربن آلی خاک بیان کرد. شکل 1- c برهمکنش سوزاندن و خاک‌ورزی بر کربن آلی خاک را نشان می‌دهد. انجام خاک‌ورزی موجب کاهش چشمگیری در مقدار کربن آلی خاک در تیمار بدون سوزاندن شد، اما کربن آلی خاک در تیمار سوزاندن تغییر چندانی نکرد. سوزاندن کاه و کلش به سوختن و هدررفت ماده آلی و احتمالاً کاهش ریزجانداران در لایه سطحی خاک منجر شده است (Hernandez et al., 1997). انجام خاک‌ورزی باعث شده که مواد آلی از لایه‌های زیرین به سطح منتقل شده و از این رو مقدار کربن آلی خاک در تیمار سوزاندن کاهش نیابد. در شکل 1- d نیز به نظر می‌رسد با انجام خاک‌ورزی مقدار کربن آلی خاک در هر دو تیمار $OM_1$ و $OM_2$ کاهش می‌یابد. با انجام خاک‌ورزی در تیمار $OM_2$ به دلیل حجم بیشتر مواد گیاهی توزیع ماده آلی در لایه شخم یکنواخت‌تر بوده و ارتباط بیشتری میان ریزجانداران خاک و پسماند گیاهی است. از این رو با انجام خاک‌ورزی کربن آلی خاک به اندازه پسماند 3 تن در هکتار کاهش نمی‌یابد و خاک نظر رطوبت و دما وضعیت بهتری دارد. در تیمار $OM_1$ قرار گیری کمتر پسماند گیاهی در سطح خاک پس از انجام شخم موجب شد که کربن آلی موجود در لایه سطحی به وسیله ریزجانداران خاک به شدت تجزیه شود و کربن آلی سطح خاک کاهش شدیدتری در مقایسه با تیمار $OM_2$ داشته باشد. پژوهشگران دیگری نیز تجمع کربن و نیتروژن آلی را در سطح (2/5- 0 سانتی‌متری) در روش بدون خاک‌ورزی به همراه پسماند زراعی گزارش کردند (Havlin et al., 1990; Cebel et al., 2000).

شکل 2 برهمکنش تیمارهای آزمایش را بر مقدار نیتروژن کل در خاک نشان می‌دهد. برهمکنش تیمارهای N×B، OM×P و N×P بر مقدار نیتروژن کل معنی‌دار نبود. همان‌گونه که مشاهده می‌شود تیمار پسماند آلی و سوزاندن بیشترین تأثیر را بر مقدار نیتروژن کل در خاک داشتند. بیشترین مقدار نیتروژن کل در تیمار $OM_2B_0$ با مقدار $447/55\ mgKg^{-1}$ و کمترین مقدار در تیمار $OM_1N_0$ و $OM_1B_1$ به ترتیب با 378/875 و 378 مشاهده شد. شکل 2- a و 2- b نشان می‌دهد با افزایش سطح کاه و کلش به خاک مقدار نیتروژن کل خاک افزایش یافت. اما با افزودن کود نیتروژن مقدار نیتروژن کل در تیمار $OM_2$ افزایش معنی‌داری ($p<0/05$) یافت. احتمالاً افزودن کود نیتروژن به خاک به تجزیه بیشتر ماده آلی و کاه و کلش خاک کمک نموده است که در تیمار $OM_2$ نمود دارد. در شکل 2- b نیز مشاهده می‌شود که سوزاندن کاه و کلش در تیمار $OM_2$ در مقایسه با تیمار $OM_1$ منجر به کاهش شدیدی در مقدار نیتروژن کل خاک شده است. به نظر می‌رسد دمای بیشتر به وجود آمده در خاک پس از سوزاندن پسماند 6 تن در هکتار موجب کاهش ریزجانداران و رطوبت خاک و افزایش تبخیر و هدر رفت نیتروژن تا عمق بیشتری از خاک شده باشد. راس و همکاران (Ross et al., 1997) عنوان کردند که سوزاندن پسماند گیاهی موجب کاهش نیتروژن خاک به دلیل تصعید و تبخیر نیتروژن و به مقدار بسیار کمتر از راه آبشویی[1] می‌شود، در حالی که افزودن پسماند گیاهی به خاک و آلی شدن میکروبی نیتروژن معدنی موجب حفاظت نیتروژن خاک می‌شود. همان گونه که در شکل 2- c مشاهده می‌شود در روش بدون خاک‌ورزی با سوزاندن خاک مقدار نیتروژن کل خاک کاهش قابل ملاحظه‌ای یافت در حالی که با انجام خاک‌ورزی در تیمار بدون سوزاندن مقدار نیتروژن کل خاک کاهش لیکن در تیمار سوزاندن نیتروژن کل خاک افزایش یافت هرچند این افزایش معنی‌دار نبود. سوزاندن احتمالاً به دلیل نابودی ریزجانداران و حذف مواد آلی نیتروژن‌دار موجب کاهش نیتروژن کل خاک در لایه سطحی (5 — 0 سانتی‌متر) شده است، اما انجام خاک‌ورزی و مخلوط شدن لایه‌های خاک با یکدیگر موجب شده است که نیتروژن آلی یا معدنی موجود در لایه‌های زیرین به سطح خاک منتقل شوند و از این رو مقدار نیتروژن کل خاک در این حالت افزایش اندکی یابد.

شکل 3 برهمکنش تیمارهای OM، B و P را بر مقدار کربن زیست توده میکروبی نشان می‌دهد. همان گونه که مشاهده می‌شود سوزاندن و خاک‌ورزی موجب کاهش شدید در مقدار کربن زیست توده میکروبی در تیمارهای مختلف شد. بیشترین مقدار کربن زیست توده میکروبی در تیمار $P_0B_0$ با مقدار $403/87\ mg\,CO_2-C.Kg^{-1}$ و کمترین مقدار آن در تیمار $P_0B_1$ با 145/94 مشاهده شد.

1- Leaching




**شکل 1- برهمکنش تیمارهای مقدار پسماند کاه و کلش (OM)، سوزاندن کاه و کلش (B)، کود نیتروژن (N) و خاک‌ورزی (P) بر درصد کربن آلی خاک**

**Fig. 1- Interaction among crop residue (OM), burning (B), N fertilizer (N) and tillage (P) on soil organic carbon percentage**

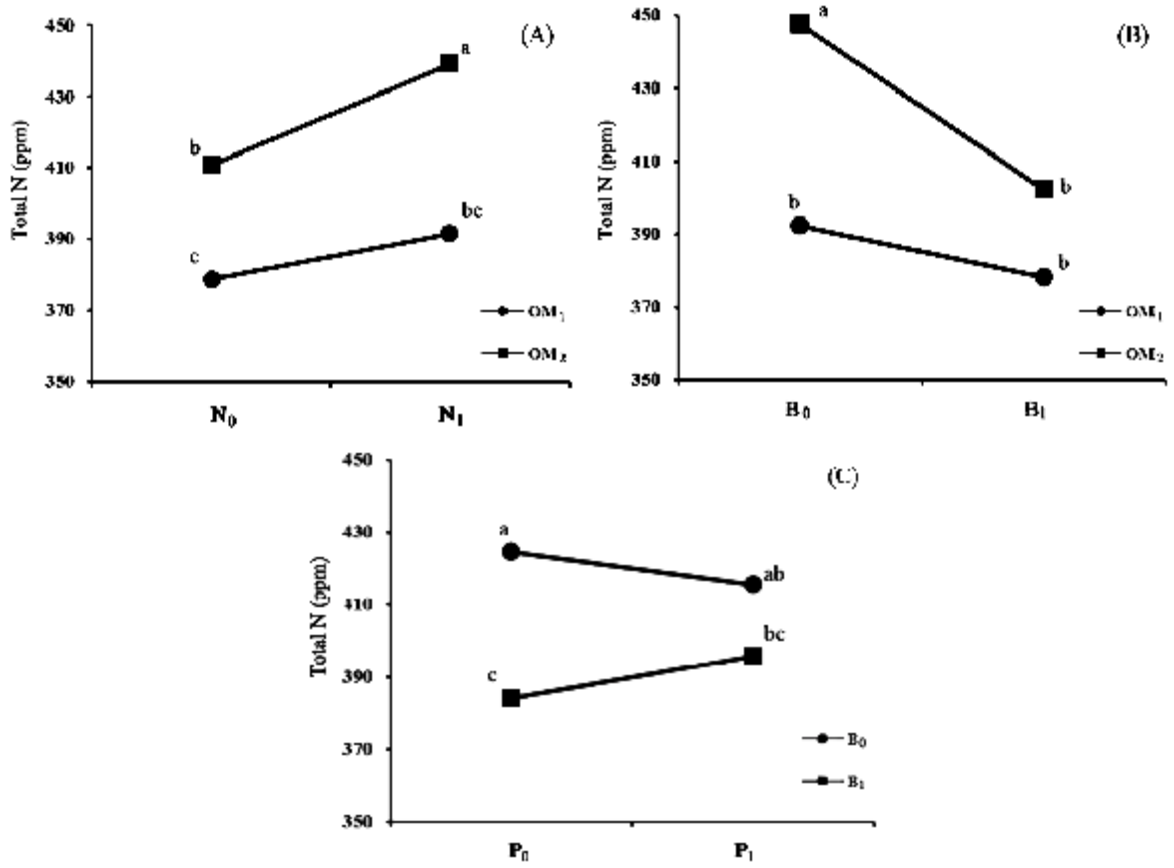
* میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر شکل تفاوت معنی‌داری بر اساس آزمون دانکن و سطح 5 درصد ندارند.

* For each Figure, values marked with the same letter are not signicantly different at the P = 0.05 level according to Duncan's multiple range test (DMRT).

به نظر می‌رسد که سوزاندن کاه و کلش خاک احتمالاً بـه علـت هدررفت رطوبت خاک، تبخیر برخی عناصر از جمله نیتروژن و افزایش دما در لایه سطحی منجر به کاهش در زیست توده میکروبـی خـاک شده است (Friend, 1989). گزارش شده است که در خاک‌ها پس از سوزاندن وضعیت سترونی[1] فوری پیش می‌آید که البته این وضعیت با تلقیح سریع و جـایگزینی ریزجانـداران موجـود در آب، هـوا، پسـماند گیاهی و یا خاک‌های سوزانده نشده ناپایـدار بـوده و تغییـر مـی‌کنـد (Hernandez et al., 1997). با افزودن کاه و کلش بیشتر به خـاک به دلیل حفظ بیشتر رطوبت و افزایش بستر برای فعالیت آنـزیم‌هـا و ریزجانداران، شاهد زیست توده میکروبی بیشتر در خاک هستیم. همان گونه که در شکل a -3 مشاهده می‌شود، شدت کاهش کربن زیست توده میکروبی در تیمار سوزاندن پسماند 6 تن در هکتار بیشتر از تیمار سوزاندن پسماند 3 تن در هکتار است که به دلیل دمـای بیشـتر بـه وجود آمده از سوزاندن مقدار بیشتر پسماند گیاهی در لایـه سـطحی، کاهش و تغییـر ترکیبـات آلـی (Certini, 2005) و نـابودی بیشـتر ریزجانداران در این لایه می‌باشد. انجام خـاک‌ورزی در تیمـار بـدون سوزاندن منجر به کاهش شدید کربن زیست توده میکروبی شد. انجام خاک‌ورزی به دلیل شکستن خاکدانه‌ها و تغییر در وضعیت خاک مانند دما، رطوبت و تهویه موجب کاهش در زیست توده میکروبی نسبت به روش بدون خاک‌ورزی شد (Roldan et al., 2005b). افزایش کربن

1- Sterilization

زیست توده میکروبی در روش بدون خاک‌ورزی نسبت به انجام خاک‌ورزی، به دلیل مقدار و فراهمی بیشتر پیش‌ماده‌های کربن‌دار برای رشد ریزجانداران خاک و شرایط فیزیکی شیمیایی بهتر خاک عنوان شده است (Alvear et al., 2005). نکته جالب در شکل 3- b این است که با سوزاندن پسماند گیاهی کاهش چشمگیری در مقدار کربن زیست توده میکروبی مشاهده شد که با انجام خاک‌ورزی در تیمار $P_1B_1$ مقدار آن نسبت به تیمار $P_0B_1$ افزایش یافت، هرچند این افزایش از نظر آماری معنی‌دار نبود. با سوزاندن کاه و کلش به علت از بین رفتن بخش عمده‌ای از ریزجانداران لایه بالایی خاک در اثر حرارت ناشی از آتش کاهش معنی‌داری در زیست توده میکروبی خاک رخ می‌دهد (Ajwa et al., 1999; Roldan et al., 2005b). مخلوط کردن 20 سانتی‌متری بالای خاک با انجام خاک‌ورزی از اثرات مضر سوزاندن در لایه سطحی کاسته و ریزجانداران لایه‌های پایین‌تر، که از اثرات آتش مصون مانده‌اند، را به سطح خاک منتقل می‌کند. بنابراین شاهد افزایش اندکی در کربن زیست توده میکروبی به رغم انجام شخم در تیمار سوزاندن بودیم.

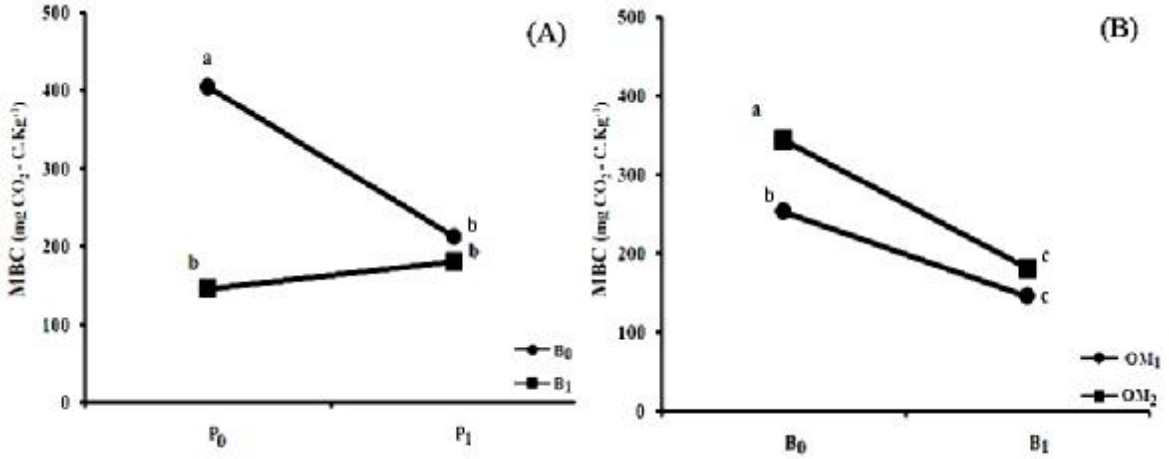



**شکل 2- برهمکنش تیمارهای مقدار پسماند کاه و کلش (OM)، سوزاندن (B)، کود نیتروژن (N) و خاک‌ورزی (P) بر مقدار نیتروژن کل خاک**

**Fig. 2- Interaction among crop residue (OM), burning (B), N fertilizer (N) and tillage (P) on soil total N**

* میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر شکل تفاوت معنی‌داری بر اساس آزمون دانکن و سطح 0/05 ندارند.

* For each Figure, values marked with the same letter are not signicantly different at the P = 0.05 level according to Duncan's multiple range test (DMRT).




**شکل 3- برهمکنش پسماند کاه و کلش (OM)، سوزاندن (B)، کود نیتروژن (N) و خاک‌ورزی (P) بر کربن زیست توده میکروبی خاک**

**Fig. 3- Interaction among crop residue (OM), burning (B), N fertilizer (N) and tillage (P) on soil MBC**

* میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر شکل تفاوت معنی‌داری بر اساس آزمون دانکن و سطح 0/05 ندارند.

* For each Figure, values marked with the same letter are not signicantly different at the P = 0.05 level according to Duncan's multiple range test (DMRT).

## نتیجه گیری

این پژوهش نشان داد که مدیریت متفاوت پسماند گیاهی تغییرات معنی‌داری را بر وضعیت کربن آلی، نیتروژن کل خاک و کربن زیست توده میکروبی داشت. این ویژگی‌ها نسبت به تغییرات سریع و کوتاه مدت در خاک واکنش نشان دادند که کربن زیست‌توده میکروبی در مقایسه با کربن آلی کل به تغییرهای خاک واکنش شدیدتری نشان داده و شاخص مناسب‌تری در ارزیابی وضعیت خاک پس از مدیریت‌های مختلف می‌باشد. در مقایسه میان مدیریت‌های مختلف، روش بدون خاک‌ورزی همراه با حفظ پسماند گیاهی در سطح 6 تن در هکتار و روش بدون سوزاندن مؤثرترین روش‌ها در حفاظت از ماده آلی، نیتروژن خاک و بهبود کربن زیست توده میکروبی در کوتاه مدت بودند. این شیوه‌ها کربن آلی خاک را افزایش داد و باعث نگه‌داری بیشتر رطوبت خاک شد و با بهبود این ویژگی‌ها موجب افزایش رشد میکروبی شد. با توجه به اهمیت کاه و کلش و پسماند فرآورده‌های کشاورزی برای تغذیه ریزجانداران و منبع تولید مواد آلی خاک سوزاندن آن‌ها موجب نابودی ریزجانداران خاک و کاهش حاصلخیزی خاک شد. با توجه به اقلیم منطقه مورد مطالعه و مناطق مشابه آن در ایران بهبود خاک‌های سوزانده سخت بوده و به زمان زیادی نیاز دارد، چون شرایط اقلیمی مانع از بهبود خاک‌ها بوده و حتی گاهی موجب کاهش بیشتر حاصلخیزی خاک می‌شوند. در این مطالعه مشاهده شد خاک‌هایی که پسماند گیاهی بیشتری دریافت کردند در مقایسه با افزودن کود شیمیایی حاصلخیزی بیشتری داشتند. اثر مثبت کود شیمیایی بیشتر به صورت غیر مستقیم بوده و نتایج نشان داد که مقدار نیتروژن خاک به طور مستقیم بر زیست توده میکروبی تأثیری نداشت، در حالی که کربن آلی خاک در تعیین رشد ریزجانداران فاکتور مهم‌تری بود. به بیانی دیگر اثر مثبت و بهبود دهنده کودهای شیمیایی بر حاصلخیزی خاک و فرآیندهای میکروبی محدود است. این پژوهش بار دیگر ضرورت برگرداندن پسماند گیاهانی مانند جو و گندم را به اراضی زیر کشت این محصول به منظور بهبود حاصلخیزی خاک، افزایش عملکرد زراعی و پایداری بوم‌نظام‌های کشاورزی مورد تأکید قرار می‌دهد.

## منابع


1- Acosta-Martnez, V., Zobeck, T.M., Gill, T.E., and Kennedy, A.C. 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. Biology and Fertility of Soils 38: 216–227.

2- Ajwa, A.H., Dell, C.J., and Rice, C.W. 1999. Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. Soil Biology and Biochemistry 31: 769-777.

3- Alvear, M., Rosas, A., Rouanet, J.L., and Borie, F. 2005. Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. Soil and Tillage Research 82: 195–202.

4- Arocena, J.M., and Opio, C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils.

Geoderma 113: 1–16.
5- Balota, E.L., Kanashiro, M., Filho, A.C., Andrade, D.S., and Dick, R.P. 2004. Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems in subtropical agro-ecosystems. Brazilian Journal of Microbiology 35: 300-306.
6- Boerner, R.E.J., Decker, K.L.M., and Sutherland, E.K. 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.
7- Bremner, J.M. 1970. Nitrogen total, regular kjeldahl method, In: Methods of Soil Analysis, Part2: Chemical and Microbiological Properties. 2nd ed. Agronomy 9(1). A.S.A. Inc., S.S.S.A. Inc., Madison publisher, Wisconsin., USA, pp. 610-616.
8- Cebel, N., Mullen, M., and Kircner, M. 2000. Comparison effect of conventional tillage and no tillage practices on some chemical, biochemical and microbiological properties of erosion plots soils. Canadian Journal of Soil Science 57: 397-408.
9- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia 143: 1–10.
10- Deng, S.P., and Tabatabai, M.A. 1997. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils. III. Phosphatases and arylsulfatase. Biology and Fertility of Soils 24: 141–146.
11- Dinesh, R., Suryanarayana, M.A., Chaudhuri, S.G., and Sheeja, T.E. 2004. Long-term influence of leguminous cover crops on the biochemical properties of a sandy clay loam Fluventic Sulfaquent in a humid tropical region of India. Soil and Tillage Research 77: 69–77.
12- FAO. 1990. Management of gypsiferous soils. Soil bulletin. No. 62, Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
13- Friend, A.L. 1989. Differences in Nutrient Distribution Between Adjacent Cut and Uncut East-Slope Cascade Forest Stands Suggest Nutrient Losses. Forestry Sciences Laboratory, P.N.W. Research Station, Wenatchee, WA.
14- Gee, G.W., and Bauder, J.W. 1986. Particle size analysis, In: Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods. 2nd ed. Agronomy 9(1). A.S.A., Inc., S.S.S.A. Inc., Madison Publisher, Wisconsin, USA.
15- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leiro´s, M.C., and Seoane, S. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. Soil Biology and Biochemistry 37: 877–887.
16- Groffman, P.M., Rice, C.W., and Tiedje, J.M. 1993. Denitrification in a tallgrass prairie landscape. Ecology 74: 855-862.
17- Havlin, J.L., Kissel, D.E., Maddux, L.D., Claassen, M.M., and Long, J.H. 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. Soil Science Society of America Journal 54: 448–452.
18- Hernandez, T., Garcia, C., and Reinhardt, I. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. Biology and Fertility of Soils 25: 109–116.
19- Hoyle, F.C., Murphy, D.V., and Fillery, I.R.P. 2006. Temperature changes and stubble management influence microbial $CO_2$-C evaluation and gross N transformation rates. Soil Biology and Biochemistry 38: 71-80.
20- Hu, C., and Cao, Z. 2007. Size and activity of the soil microbial biomass and soil enzyme activity in long-term field experiments. World Journal of Agricultural Sciences 3(1): 63-70.
21- Jenkinson, D.S., and Powlson, D.S. 1976. The effects of biocide treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. Soil Biology and Biochemistry 8: 209-213.
22- Kandeler, E., Palli, S., Stemmer, M., and Gerzabek, M.H. 1999. Tillage changes microbial biomass and enzyme activities in particle-size fractions of a Haplic Chernozem. Soil Biology and Biochemistry 31: 1253-1264.
23- Kaur, B., Gupta, S.R., and Singh, G. 2000. Soil carbon, microbial activity and nitrogen availability in agroforestry systems on moderately alkaline soils in northern India. Applied Soil Ecology 15: 283–294.
24- Kennedy, A.C., Schillinger, W.F., and Stubbs, T.L., 2006. Soil Quality and Conservation Tillage in the Palouse and Dryland Farming Regions of the Pacific Northwest, In: A.S.A.E. Annual Meeting.
25- Landi, L., Renella, G., Moreno, J.L., Falchini, L., and Nannipieri. P. 2000. Influence of cadmium in the metabolic quotient, L-, D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity, microbial biomass ratio under laboratory conditions. Biology and Fertility of Soils 32: 8-16.
26- Liu, W., Xu, W., Han, Y., Wang, C., and Wan, S. 2007. Responses of microbial biomass and respiration of soil to topography, burning, and nitrogen fertilization in a temperate steppe. Biology and Fertility of Soils 44: 259 –268.
27- Lovell, R.D., Jarvis, S.C., and Bardgett, R.D. 1995. Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: effects of management changes. Soil Biology and Biochemistry 27: 969- 975.
28- Martinez, V.A., Zobeck, T.M., Gill, T.E., and Kennedy, A.C. 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. Biology and Fertility of Soils 38: 216–227.
29- Mc Lean, E.D. 1982. Soil pH and lime requirement, In: Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties. 2nd ed. Agronomy 9(1). A.S.A. Inc., S.S.S.A. Inc., Madison Publisher, Wisconsin, USA. 199-209.
30- Ojima, D.S., Schimel, D.S., Parton, W.J., and Owensby, C.E. 1994. Long- and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. Biogeochemistry 24: 67-84.
31- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watenabe, F.S., and Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorous in soil by

extraction with sodium bicarbonate, U.S. Department of Agriculture Cris, 939. USA.
32- Page, A.L., Miller, R.H., and Keeney, D.R. 1982. Methods of Soil Analysis, Part2: Chemical and Microbiological properties. 2nd ed. A.A.C., Inc., Soil S.S.S.A., Inc., Madison Publisher, Wisconsin, USA.
33- Roldan, A., Salinas, G.J.R., Alguacil, M.M., Diaz, E., and Caravaca, F. 2005a. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. Soil Ecology 30: 11–20.
34- Roldan, A., Salinas, G.J.R., Alguacil, M.M., Diaz, E., and Caravaca, F. 2005b. Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage practices in sorghum cultivation under subtropical conditions. Geoderma 129: 178– 185.
35- Ross, D.J., Speir, T.W., Tate, K.R., and Feltham, C.W. 1997. Burning in New Zealand snow-tussock grassland: effects on soil microbial biomass and nitrogen and phosphorous availability. New Zealand Journal of Ecology 21(1): 63-71.
36- Salinas, G.J.R., Velazquez, G.J.J., Gallardo, V.M., Diaz, M.P., Caballero, H.F., Tapia-Vargas, L.M., and Rosales-Robles, E. 2002. Tillage effects on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in central-western Mexico. Soil and Tillage Research 66: 143–152.
37- Sarathchandra, S.U., Ghani, A., Yeates, G.W., Burch, G., and Cox, N.R. 2001. Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils. Soil Biology and Biochemistry 33: 953–964.
38- Singh, R.S., Srivastava, S.C., Raghubanshi, A.S., Singh, J.S., and Singh, S.P. 1991. Microbial C, N and P in dry tropical savanna: Effects of burning and grazing. Journal of Applied Ecology 28: 869-878.
39- Walkley, A., and Black, I.A. 1934. An examination of the Degtareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37: 29-38.
40- Wright, A.L., Hons, F.M., and Matocha, J.E. 2005. Tillage impacts on microbial biomass and soil carbon and nitrogen dynamics of corn and cotton rotations. Applied Soil Ecology 29: 85–92.
41- Yevdokimov, I., Gattinger, A., Buegger, F., Munch, J.C., and Schloter, M. 2008. Changes in microbial commu nity struct ure i n soil as a result of different amounts of nitrogen fertiliza tion. Biology and Fertility of Soils 44: 1103–1106.
42- Zhong, W.H., and Cao, Z.C. 2006. Long-term effects of inorganic fertilizers on microbial biomass and community functional diversity in a paddy soil derived from quaternary red clay. Applied Soil Ecology 36: 84–91.