

اندوخته و پویایی کربن خاک پس از آتش سوزی در مراتع نیمه استپی چهارمحال و بختیاری

جلال حیدری¹، شجاع قربانی دشتکی^{2*}، فایز رئیسی³ و پژمان طهماسبی⁴

تاریخ دریافت: 91/07/01 تاریخ پذیرش: 92/01/27

^{1,2,3} به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، استادیار و استاد گروه خاکشناسی دانشگاه شهرکرد

⁴ استادیار گروه مرتع و آبخیزداری دانشگاه شهرکرد

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: shoja2002@yahoo.com

چکیده

آتش سوزی پوشش گیاهی مراتع یکی از دخالت‌های مهم بشر در اکوسیستم است که می تواند فرایندهای این اکوسیستم‌ها به ویژه معدنی شدن کربن خاک را دگرگون سازد. هدف از این پژوهش، بررسی پیامد آتش سوزی پوشش گیاهی بر توزیع ماده آلی و توان معدنی شدن کربن خاک (تنفس میکروبی) در مراتع نیمه استپی کرسنک واقع در استان چهارمحال و بختیاری بود. برای آن، مراتعی با تاریخچه‌ی آتش سوزی گوناگون که در سال‌های 1387، 1388 و 1389 به ترتیب 3، 2 و 1 سال پیش از این بررسی دچار آتش سوزی شده بودند، گزینش گردید. نمونه برداری از دو لایه رویین (0-10 سانتی متر) و زیرین (15-25 سانتی متر) خاک، از هر جایگاه دچار آتش سوزی و جایگاه کنار آن که دچار آتش نشده بود (شاهد) در 9 تکرار (سرهم 108 نمونه) انجام شد. سپس پیامد آتش بر اندوخته ماده آلی خاک، معدنی شدن کربن، تندی معدنی شدن کربن در کل خاک و خاکدانه‌های درشت و ریز با آزمون t مستقل در سطح احتمال 5 درصد بررسی شد. این پژوهش نشان داد که اندوخته ماده آلی خاک در نمونه‌های رویین، 1 و 2 سال پس از آتش سوزی در برابر شاهد به طور معنی دار کاهش یافت. آتش سبب کاهش معنی دار معدنی شدن کربن تنها در لایه رویین 1 سال پس از آتش شد، به گونه‌ای که کربن معدنی شده خاک در برابر شاهد 22 درصد کاهش یافت. پیامد آتش سوزی بر تندی معدنی شدن کربن خاک 1 و 2 سال پس از آتش در برابر مناطق شاهد معنی دار بود و تندی معدنی شدن کربن خاک در این تیمارها در برابر شاهد به ترتیب 34 و 22 درصد افزایش یافت. افزون بر آن، معدنی شدن کربن در لایه رویین و زیرین بخش درشت ماده آلی در تیمار 1 سال پس از آتش در برابر شاهد کاهش معنی دار نشان داد. در مجموع می توان دریافت که آتش سوزی در سال‌های نخستین پس از رخداد آن سبب کاهش تندی انباشت کربن¹ در خاک شد، که با گذشت زمان پیامدهای زیانبار آن بر خاک تا اندازه‌ای کاهش یافت.

واژه‌های کلیدی: آتش سوزی، انباشت کربن، اندوخته ماده آلی، تنفس میکروبی، مراتع نیمه استپی

¹ Carbon sequestration

Pool and Dynamics of Soil Carbon after Firing the Semi Steppe Rangelands of Chaharmahal and Bakhtiari

J Heidary¹, Sh Ghorbani Dashtaki^{*2}, F Raiesi³ and P Tahmasebi⁴

Received: 22 September 2012 Accepted: 16 April 2013

^{1,2,3} Respectively Former M.Sc. Student, Assist. Prof., and Prof., Soil Sci. Dept., Faculty of Agric., Shahrekord Univ., Iran

⁴ Assist. Prof., Rangeland and Watershed Management Dept., Shahrekord Univ., Iran

*Corresponding Author Email: shoja2002@yahoo.com

Abstract

Firing the vegetal coverage of rangelands is one of the human important interferences in natural ecosystems and specially may lead to change in the ecosystem processes such as soil carbon (C) mineralization. The objective of this study was to investigate the impact of fire on soil organic matter distribution and C mineralization in semi-steppe rangeland of Karsanak region in Chaharmahal and Bakhtiari province. Therefore, three rangeland sites affected by fire in three, two and one years prior to this study (i.e. 2008, 2009 and 2010, respectively) were selected. The soil samples were taken from two depths (0-10 cm and 15-25 cm) of each site with 9 replications; the numbers of soil samples for laboratory analysis were 108. Then, the impacts of fire on the Organic matter pool, C mineralization, and C mineralization rate in the whole soil and its fine and coarse aggregates were analyzed statistically using the independent t-test ($p \leq 0.05$). The results showed that the soil organic matter pool in the surface layer reduced significantly in 1 and 2 years after firing. C mineralization in the surface layer decreased significantly just 1 year after firing and the reduction was 22 percent compared with the control site. C mineralization rate in the surface layer increased significantly in 1 and 2 years after firing, and the increased amounts were 34 and 22 percent compared with the control site, respectively. Furthermore, C mineralization of the macro fraction in the surface and subsurface layers decreased significantly in 1 year after fire. Totally, it was concluded that firing reduced the rate of soil carbon sequestration during the primary years after firing, but by increasing time its negative effects on soil decreased, relatively.

Keywords: C sequestration, Firing, Microbial respiration, Organic matter pool, Semi-steppe rangeland

مقدمه

فرناندز و همکاران (1997). معدنی شدن کربن خاک یا تنفس میکروبی به عنوان یکی از شاخص‌های مهم فعالیت کل میکروفلور خاک بشمار می‌رود (اندرسون و همکاران 2004). تنفس میکروبی نه تنها مشخص‌کننده وضعیت و فعالیت عمومی ریزجانداران خاک می‌باشد، بلکه مشخص‌کننده روند تعادل و چگونگی تجزیه ماده آلی، فعالیت آنزیمی و چرخه برخی از عناصر غذایی خاک نیز است (لیو و ژاو 2006). تنفس خاک یکی از عوامل مؤثر بر تغییرات جهانی اقلیم و رهاسازی دی اکسید کربن به اتمسفر به شمار می‌رود (کیفت و روزاچر 1991) و یکی از قدیمی‌ترین و متداول‌ترین پارامترهای بیولوژیک مورد استفاده در سنجش فعالیت‌های میکروبی خاک و عکس‌العمل ریزجانداران (حیا و همکاران 2007) و همچنین پی بردن به تغییر و تحولات بیوشیمیایی خاک بر اثر آشفته‌گی‌های ناشی از تغییر مدیریت خاک است. اکثر پژوهش‌های انجام شده در زمینه معدنی شدن کربن بر نقش کلیدی این ویژگی بر حاصلخیزی خاک اشاره داشته است. یافته‌ها نشان دهنده آن است که معدنی شدن کربن به عواملی مانند نوع خاک، کیفیت هوموس، درصد رطوبت خاک (مریلا و اوتونن 1997) دما (ویل‌دانگ و همکاران 1975) خاکورزی، بافت خاک (فرانز‌لوپرز و آرشاد 1997) و عمق خاک (رویرا و والجو 1997) وابسته است. آتش‌سوزی پوشش گیاهی مراتع به عنوان یکی از دخالت‌های مهم بشر، می‌تواند فرایندهای این اکوسیستم‌ها به ویژه میزان معدنی شدن میکروبی کربن را دگرگون سازد. آتش‌سوزی به گونه مستقیم از راه سوزاندن جامعه میکروبی خاک و به گونه غیرمستقیم از راه کاهش مواد آلی، تغییر کیفیت ماده آلی خاک و دگرگونی دیگر ویژگی‌های خاک، جمعیت، فراوانی، تنوع، فعالیت و بیوماس میکروبی را دستخوش تغییر می‌نماید (ونوها و شیجیانگ 2008).

با توجه به حساسیت بالای فعالیت میکروبی خاک به آشفته‌گی‌های محیطی، معدنی شدن کربن خاک

آتش‌سوزی می‌تواند بر بخش‌های سازنده هر اکوسیستم پیامدهای سودمند یا زیانبار داشته باشد. آتش‌سوزی به عنوان یک عامل آشفته‌گی خاک¹ در مقیاس جهانی شناخته شده است (بومن و همکاران 2009، گنزال و همکاران 2004) که در برابر دیگر آشفته‌گی‌های طبیعی تأثیر بیشتری بر خاک دارد (لاورل و همکاران 2007). تغییر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک و ساختار و ترکیب پوشش گیاهی یکی از بارزترین پیامدهای آتش‌سوزی در اکوسیستم‌های طبیعی از جمله مراتع نیمه استپی است (دبانو و همکاران 2000). یکی از اثرات اکولوژیکی و زیست محیطی آتش‌سوزی مراتع، سوختن ماده آلی خاک است که از مهمترین منابع قابل توجه تولید گازهای گلخانه‌ای بوده و یک خطر جهانی محسوب می‌شود (کالوش 1998). هنگامی که مراتع تحت تأثیر برخی فعالیت‌های انسان مانند رخداد آتش‌سوزی‌های مکرر قرار می‌گیرند، دگرگونی ماده آلی خاک دستخوش تغییر شده و این عامل می‌تواند بر باروری و ساختار جمعیت این اکوسیستم طبیعی مؤثر باشد (پاستور و پست 1986) زیرا ماده آلی بر فراهمی عناصر غذایی برای گیاهان (برگ و تام 1991)، ترکیب ماده آلی در هوموس (واردل 1992) و ساختمان خاک تأثیرگذار است. چگونگی تأثیر آتش‌سوزی بر مقدار ماده آلی خاک دارای تغییرپذیری زیادی است و به عوامل گوناگونی از جمله نوع آتش (آتش تاج پوشش، سطح زمین یا زیر سطحی)، شدت آتش، درصد رطوبت، نوع خاک، نوع مواد سوختنی و حتی به شیب زمین بستگی دارد. این عوامل ممکن است دامنه تخریب و خروج کربن خاک را افزایش و یا کاهش دهند (چاندلر و همکاران 1983).

آتش‌سوزی پوشش گیاهی مراتع پویایی کربن خاک را دگرگون می‌کند (باهوس و همکاران 1993،

¹ Soil disturbance

آتش‌سوزی آزمایشی بر ریزجانداران خاک و رهاسازی دی‌اکسیدکربن (CO_2) را در ساوانای گرمسیری بررسی کردند. آنان نشان دادند که 12 روز پس از آتش‌سوزی تنفس خاک در کرت‌های سوخته شده در برابر شاهد به میزان 21 درصد کاهش یافت.

از آنجا که در سال‌های نخستین پس از رخداد آتش، جمعیت گونه‌های گیاهی چوبی کاهش و گیاهان علفی افزایش می‌یابد، سوزاندن پوشش گیاهی مراتع برای کاهش گونه‌های خشبی و چوبی و افزایش گونه‌های علفی از دیر باز در همه نقاط جهان متداول بوده است (هاوینساک و همکاران 2009). این پدیده یکی از دلایل اصلی روی آوردن دامداران به آتش زدن پوشش گیاهی مراتع در سال‌های گذشته می‌باشد، اما با توجه به کمبود مواد آلی در خاک‌های سرزمین‌های خشک و نیمه خشک، رخداد آتش‌سوزی‌های سالانه در مراتع، زیان‌هایی بر ویژگی‌های خاک و اکوسیستم‌های خشک وارد می‌کند. اگرچه تغییرات معدنی شدن کربن پس از آتش‌سوزی از اهمیت فراوانی برخوردار است اما پژوهش‌های اندکی در این زمینه در جهان انجام شده و تاکنون پژوهشی در این زمینه در مراتع کشور انجام نشده است. لذا هدف از این پژوهش بررسی پیامد آتش‌سوزی پوشش گیاهی بر پویایی کربن خاک در مراتع نیمه استپی کرسنک واقع در استان چهارمحال و بختیاری است.

مواد و روش‌ها

مراتع نیمه استپی کرسنک با میانگین بلندی 2574 متر از سطح دریا و میانگین بارندگی 560 میلی‌متر در سال و مختصات جغرافیایی $32^{\circ} 30' 19''$ تا $32^{\circ} 32' 33''$ عرض شمالی و $4^{\circ} 26' 50''$ تا $50^{\circ} 27' 50''$ طول شرقی در شمال غربی شهرستان شهرکرد واقع شده و فاصله آن تا شهرستان شهرکرد (مرکز استان چهارمحال و بختیاری) 67 کیلومتر است (شکل 1). اقلیم منطقه خشک و نیمه خشک و میانگین

می‌تواند به عنوان شناسه شایسته‌ای برای بیان پیامد سریع آتش‌سوزی بر زندگی ریزجانداران خاک و تندی بازگشت و بهبود شرایط خاک بکار رود. از دیگر سو، معدنی شدن کربن خاک پتانسیل چشم‌گیری برای تغییر پس از دگرگونی اقلیم و مدیریت انسان در دراز مدت دارد. از این رو، بررسی دگرگونی معدنی شدن کربن خاک پس از آتش‌سوزی یک نیاز است. بیشتر پژوهش‌ها نشان دهنده کاهش ماده آلی خاک پس از آتش‌سوزی است (بیرد و همکاران 1999، آبریل و همکاران 2005، نف و همکاران 2005) که می‌تواند وابسته به سوختن پوشش گیاهی و کم شدن ورودی سالانه ماده آلی در سرزمین‌های سوخته شده باشد. پژوهش‌های پیشین در زمینه پیامد آتش بر ماده آلی خاک نشان دهنده کاهش حدود 42 درصدی اندوخته کربن خاک¹ پس از آتش‌سوزی است (نوارا و همکاران 2010). گرانجید و همکاران (2011) نیز تغییرات تدریجی ویژگی‌های خاک مناطق مدیترانه‌ای در طول 3 سال پس از آتش‌سوزی آزمایشی را مطالعه کردند. آنان گزارش کردند که ماده آلی در طول 3 سال آتش‌سوزی نسبت به شرایط قبل از آتش کاهش یافت و در نتیجه کاهش درصد ماده آلی و تغییر بافت خاک پس از آتش‌سوزی، جرم ویژه ظاهری خاک افزایش و پایداری خاکدانه‌ها کاهش یافت. فرناندز و همکاران (1999) در مطالعه‌ای پویایی معدنی شدن کربن خاک را پس از آتش‌سوزی زمین‌های جنگلی بررسی نموده و گزارش کردند که اندوخته ماده آلی خاک در لایه رویین کاهش معنی‌دار نشان داد (53 درصد) ولی تغییرات آن در لایه زیرین چشم گیر نبود. افرون بر آن، بی‌درنگ و یک سال پس از رخداد آتش‌سوزی معدنی شدن کربن در لایه رویین به گونه چشم‌گیری کاهش یافت اما پس از گذشت 2 سال از زمان رخداد آتش‌سوزی برگشت کربن آلی و معدنی شدن آن آشکار بود. در پژوهشی دیگر که آندرسون و همکاران (2004) انجام دادند، پیامد

¹ Soil carbon pool

به کمک معادله زیر برآورد شد (تارنوسای و همکاران 2009):

$$Pool = D \times BD \times C \quad [1]$$

که در آن Pool اندوخته ماده آلی خاک (kg/m^2),
D ضخامت لایه رویین (m), C غلظت ماده آلی (kg/kg),
BD جرم ویژه ظاهری خاک (kg/m^3) است.

تنفس میکروبی (معدنی شدن کربن) در توده خاک یا خاک بخش‌بندی نشده³ و خاک بخش‌بندی شده (به روش الک تر) بر پایه اندازه خاکدانه‌ها در دو بخش⁴ درشت (2-0/25-2 میلی‌متر) و ریز (0/25-0/053 میلی‌متر) (سرهم 324 نمونه) برای یک ماه اندازه‌گیری شد. برای آن هر 7 روز یکبار از روش آندرسون بهره‌گیری شد (آندرسون 1982). در این روش برای اندازه‌گیری تنفس خاک، نخست نیاز به یک گام پیش‌انکوباسیون برای 3 روز در دمای 25 ± 1 درجه سلسیوس و رطوبت معادل 70 درصد گنجایش مزرع‌ای بود. 10 گرم خاک از هر نمونه در قوطی‌هایی که درون جارهای پلاستیکی گذاشته شده بود، ریخته شد. در این آزمایش از روش اندازه‌گیری دی‌اکسیدکربن رها شده از تنفس میکروبی به کمک تیتراسیون برگشتی با سود (NaOH) مانده، بهره‌گیری شد (آندرسون 1982). مقدار 10 میلی‌لیتر سود 0/5 نرمال در قوطی‌های پلاستیکی ریخته و در کنار قوطی‌های دارای خاک درون جار گذاشته شد و بیدرنگ درب جار محکم بسته شد. جارها درون انکوباتور در دمای 25 ± 1 درجه سلسیوس قرار گرفتند. پس از 7 روز قوطی‌های دارای سود بیرون آورده و یک قوطی جدید دارای سود جایگزین شد. سود مانده با اسید کلریدریک تیتراژ گردید. پیش از تیتراسیون سود مانده به درون ارلن‌های شیشه‌ای ریخته و به هر ارلن 5 میلی‌لیتر کلرید باریم 10 درصد افزوده شد تا کربنات به صورت کربنات باریم ته نشین شود و دی‌اکسید کربن که با سود

دمای سالانه آن 9/91 درجه سلسیوس است. رژیم رطوبتی منطقه زیرک¹ و رژیم حرارتی آن مزیک² است. این منطقه شامل 3 تیپ عمده گیاهی شامل *Agropyron repense* *Astragalus adscendense* و *Broumus tomentelus* است.

منطقه کرسنک، دارای مراتعی با تاریخچه متفاوت آتش‌سوزی است (حدود 75 هکتار) که در تابستان سال‌های 1387، 1388 و 1389 دچار آتش‌سوزی شده بودند (طهماسبی و همکاران 1389). افزون بر آن، در کنار (فواصل حدود یک متر) جایگاه‌های سوخته شده مناطق بدون آتش‌سوزی نیز دیده می‌شود که به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. این نقاط از نظر توپوگرافی، پوشش گیاهی و دیگر عوامل مؤثر بر ویژگی‌های خاک شرایط یکسانی با جایگاه‌های سوخته داشتند به گونه‌ای که بقایای خاکستر ناشی از آتش مرز بین نقاط شاهد و آتش‌سوزی شده بود. در این پژوهش 6 تیمار شامل 3 تیمار آتش‌سوزی که به ترتیب 3، 2 و 1 سال پیش از این پژوهش دچار آتش‌سوزی شده بودند و 3 تیمار شاهد (بدون آتش‌سوزی) در کنار آن‌ها انتخاب شد. برای هر کدام از تیمارهای یاد شده، 9 تکرار واقعی لحاظ و آزمایش‌های مربوطه در هر تکرار انجام گردید. بنابراین، تعداد نقاط جهت نمونه‌برداری از خاک 54 نقطه و تعداد نمونه‌های خاک برای پژوهش‌های آزمایشگاهی با توجه به دو لایه رویین (0-10 سانتی‌متر) و زیرین (15-25 سانتی‌متر)، 108 نمونه بود که جامعه آماری این پژوهش را می‌ساختند. نمونه‌های خاک به آزمایشگاه ارسال و پس از هوا خشک شدن برای اندازه‌گیری ویژگی‌های مورد نظر از الک 2 میلی‌متری عبور داده شد.

در این بررسی اندوخته ماده آلی خاک (Pool) در لایه رویین خاک (0-10 سانتی‌متر) به روش عمق ثابت

³ Bulk soil

⁴ Fraction

¹ Xeric moisture regime

² Mesic thermal regime

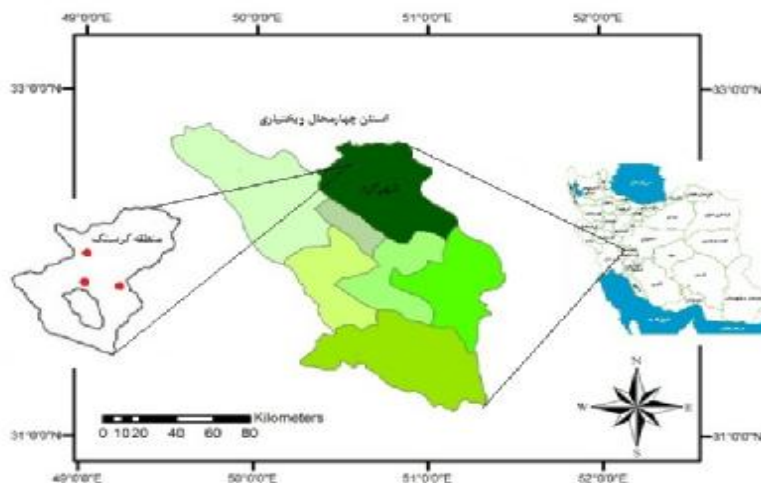
میلی‌لیتر، S حجم اسید بکاررفته برای نمونه بر حسب میلی‌لیتر، N نرمالیه اسید بکاررفته، E وزن اکسی و آلان کربن (C;6)، W وزن خاک آون خشک بر حسب گرم و 1000 ضریب تبدیل گرم خاک به کیلوگرم خاک است.

پس از تعیین ویژگی‌های یاد شده، آماده‌سازی داده‌ها و تجزیه و تحلیل‌های آماری به ترتیب به کمک نرم‌افزارهای Excel و SPSS 17 انجام گردید. برای مقایسه میانگین‌های ویژگی‌ها در مناطق سوخته شده و شاهد از آزمون t مستقل در سطح احتمال 5 درصد استفاده شد.

واکنش داده بود قادر به برگشت نباشد. سود مانده با اسید کلریدریک 0/25 نرمال تیترا گردید. با محاسبه اختلاف حجم اسید بکاررفته برای نمونه شاهد و خاک در تیتراسیون، و بهره‌گیری از فرمول زیر، مقدار دی-اکسیدکربن رها شده از خاک برآورد گردید (آندرسون 1982):

$$C_i = [(B-S).N.E.1000].W^{-1} \quad [2]$$

که در آن C_i مقدار دی‌اکسید کربن رها شده از تنفس میکروبی بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم، B حجم اسید بکاررفته برای شاهد (بدون خاک) بر حسب



شکل 1- منطقه مورد مطالعه در چراگاه‌های نیمه استپی کرسنگ، استان چهارمحال و بختیاری.

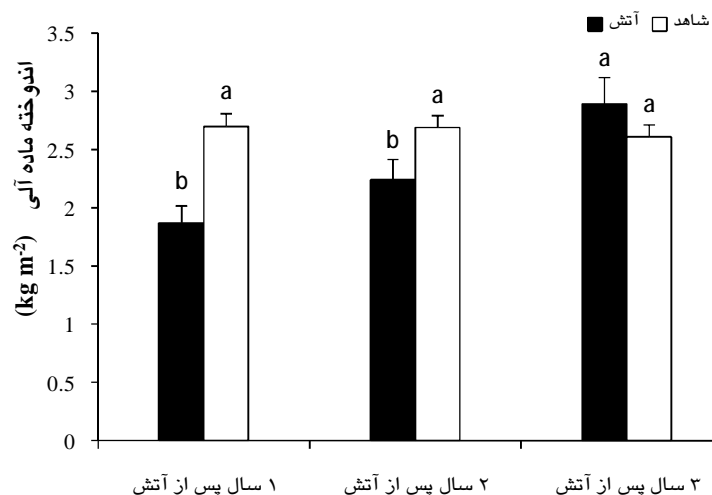
ماده آلی در لایه رویین (0-10 سانتی‌متر) جایگاه‌های سوخته شده از 0/996 تا 3/59 و در لایه رویین جایگاه‌های شاهد از 1/77 تا 3/41 کیلوگرم در متر مربع (kg/m^2) متغیر بود. مقایسه میانگین‌ها نشان داد که اندوخته ماده آلی در تیمارهای 1 و 2 سال پس از آتش در برابر شاهد کاهش معنی‌دار داشت ($p < 0/05$)، به گونه‌ای که اندوخته ماده آلی در این تیمارها در برابر شاهد به ترتیب 30 و 17 درصد کاهش یافت. افزون بر آن، اندوخته ماده آلی در تیمار 3 سال پس از آتش در برابر شاهد افزایش داشت اما ناهمانندی آن‌ها از دیدگاه آماری معنی‌دار نبود. کاهش اندوخته ماده آلی در سال-

نتایج و بحث

اندوخته ماده آلی (Pool) در لایه رویین خاک 1، 2 و 3 سال پس از آتش و شاهد در شکل 2 نشان داده شده است. اندوخته ماده آلی نشان می‌دهد که در یک عمق مشخص چه مقدار کربن در واحد سطح یا حجم خاک اندوخته شده است. به عبارت دیگر، اندوخته کربن را در حجم مشخصی از خاک با توجه به تغییرات جرم ویژه ظاهری خاک در مقابل ذخیره وزنی آن مشخص می‌نماید. میانگین جهانی کربن آلی خاک تا عمق یک متری 11/3 کیلوگرم در هر متر مربع برآورد شده است (تارنوسای و همکاران 2009). نتایج نشان داد اندوخته

گزارش کردند که ماده آلی خاک در لایه رویین تیمارهای 1 و 2 سال پس از آتش‌سوزی به گونه چشم گیر کاهش یافت و جرم ویژه ظاهری خاک نیز در مدت 3 سال پس از رخداد آتش‌سوزی افزایش معنی‌دار نشان داد.

های نخستین رخداد آتش‌سوزی را می‌توان به کاهش ماده آلی و افزایش جرم ویژه ظاهری خاک پس از آتش‌سوزی نسبت داد. در پژوهشی حیدری و قربانی دشتکی (1391) با بررسی پیامد آتش‌سوزی پوشش گیاهی بر کیفیت خاک در مراتع نیمه استپی کرسنگ



شکل 2- اندوخته ماده آلی در لایه رویین خاک 1، 2 و 3 سال پس از آتش‌سوزی و شاهد (منظور از 1، 2 و 3 سال پس از آتش‌سوزی و شاهد، به ترتیب آتش‌سوزی و شاهد در سال‌های 1389، 1388 و 1387 است).

برابر شاهد شد، به گونه‌ای که کربن معدنی شده کل خاک در تیمار 1 سال پس از آتش در برابر شاهد در لایه رویین 22 درصد کاهش یافت. اگرچه این روند کاهشی معدنی شدن کربن خاک در لایه رویین و زیرین سایر تیمارها در برابر شاهد دیده شد اما ناهمانندی آن‌ها از دیدگاه آماری معنی‌دار نبود. افزون بر آن همانگونه که در جدول 1 دیده می‌شود مقدار معدنی شدن کربن کل خاک در 2 و 3 سال پس از آتش در برابر 1 سال پس از آتش افزایش یافت و به شرایط جایگاه‌های شاهد خود نزدیک شد که آن را ناشی از مانده‌های گیاهی سوخته نشده و ریشه‌های مرده گیاهان دانست که تا اندازه‌ای مایه بازگشت و بهبودی ماده آلی خاک و در پی آن معدنی شدن کربن خاک پس

معدنی شدن تجمعی کربن در کل خاک و بخش-های درشت (2-0/25 میلی‌متر) و ریز (0/25-0/053 میلی‌متر) در 28 روز انکوباسیون آزمایشگاهی (70FC و $25 \pm 1^\circ\text{C}$) و تندی معدنی شدن کربن (%) در جایگاه‌های سوخته شده و شاهد در جدول 1 ارائه گردیده است. دامنه تغییرات کربن معدنی شده کل خاک در جایگاه‌های سوخته شده در لایه رویین 270 تا 435 و در لایه زیرین 195 تا 315 و در جایگاه‌های شاهد در لایه رویین 285 تا 480 و در لایه زیرین 225 تا 330 میلی‌گرم بر کیلوگرم (mg/kg) بود. نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان دهنده اثر معنی‌دار آتش بر کربن معدنی شده کل خاک بود و آتش سبب کاهش معنی‌دار آن تنها در لایه رویین تیمار 1 سال پس از آتش در

رویین کل خاک در تیمار 3 سال پس از آتش همانند شاهد است. روند معدنی شده کربن در لایه زیرین کل خاک نیز در تیمارهای 1، 2 و 3 سال پس از آتش همانند جایگاه‌های شاهد بود و آتش پیامد چندانی بر معدنی شدن کربن در لایه زیرین کل خاک در تیمارهای 1، 2 و 3 سال پس از آتش در برابر شاهد نداشت. افزون بر آن با توجه به شکل 3 می‌توان گفت که معدنی شدن کربن در لایه رویین خاک بیشتر از لایه زیرین بود، که دلیل آن را می‌توان در ارتباط با کاهش ماده آلی خاک با افزایش عمق و همچنین خاکدانه‌بندی و ناهمبندی سرشت مواد آلی در لایه رویین و زیرین خاک دانست (حیدری و قربانی دشتکی 1391).

از آتش‌سوزی در این تیمارها شده‌اند. در این راستا تراباود (1983) گزارش کرد که اندام‌های زیرزمینی مانده گیاهان پس از آتش‌سوزی که در نزدیکی سطح خاک است در بازگشت و بهبودی ماده آلی خاک کارایی ویژه‌ای دارند.

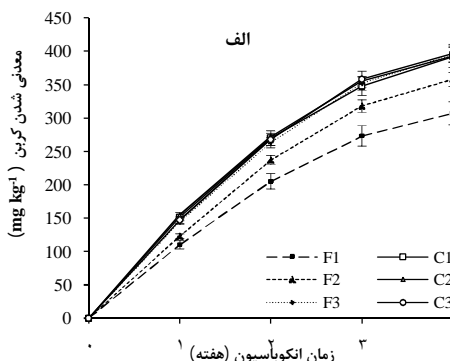
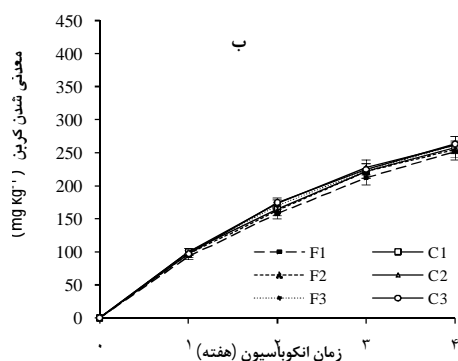
روند معدنی شدن تجمعی کربن کل خاک (C- mg CO₂/kg) در جایگاه‌های سوخته شده و شاهد در مدت 28 روز انکوباسیون آزمایشگاهی (70FC و 25±1°C) در لایه رویین (الف) و زیرین (ب) در شکل 3 گزارش گردیده است. همانگونه که در شکل دیده می‌شود روند معدنی شدن کربن در لایه رویین کل خاک در تیمار 1 و 2 سال پس از آتش کمتر از جایگاه‌های شاهد است، این در حالی است که روند معدنی شدن کربن در لایه

جدول 1- مقایسه میانگین‌ها (t) معدنی شدن تجمعی کربن در کل خاک و بخش‌های آن در خاکدانه‌های درشت و ریز در زمان 28 روز انکوباسیون آزمایشگاهی (70 FC و 25±1°C) و تندی معدنی شدن آن در 1، 2 و 3 سال پس از آتش‌سوزی و شاهد.

ویژگی	عمق (cm)	1 سال پس از آتش سوزی			2 سال پس از آتش سوزی			3 سال پس از آتش سوزی		
		آتش	شاهد	سطح احتمال	آتش	شاهد	سطح احتمال	آتش	شاهد	سطح احتمال
کربن معدنی شده کل خاک (mg C-CO ₂ /kg)	0-10	306	391	0/002	358	393	0/061	395	397	0/949
	15-25	251	258	0/677	255	261	0/709	261	263	0/912
تندی معدنی شدن کربن کل خاک (%)	0-10	2/29	1/71	0/007	2/05	1/68	0/008	1/85	1/82	0/419
	15-25	2/28	1/85	0/142	1/71	1/72	0/925	1/90	2/00	0/226
خاکدانه‌های درشت (mg C-CO ₂ /kg soil)	0-10	150	247	0/000	217	239	0/075	231	254	0/109
	15-25	119	150	0/003	142	143	0/945	158	143	0/266
تندی معدنی شدن کربن خاکدانه‌های درشت (%)	0-10	1/34	1/48	0/081	1/65	1/51	0/047	1/48	1/46	0/797
	15-25	1/83	1/51	0/000	1/52	1/46	0/530	1/57	1/41	0/087
خاکدانه‌های ریز (mg C-CO ₂ /kg soil)	0-10	79/2	67/2	0/089	68/7	62/5	0/243	60/5	63/1	0/501
	15-25	59/2	54/8	0/453	57/2	51/7	0/581	51/9	57/2	0/558
تندی معدنی شدن کربن خاکدانه‌های ریز (%)	0-10	0/42	0/44	0/461	0/353	0/41	0/013	0/32	0/37	0/071
	15-25	0/53	0/52	0/943	0/50	0/53	0/845	0/48	0/55	0/132

* منظور از 1، 2 و 3 سال پس از آتش سوزی، به ترتیب آتش‌سوزی در سال‌های 1389، 1388 و 1387 است.

مشابه تغییرات ماده آلی خاک در این جایگاه‌ها را دارد بنابراین کاهش معدنی شدن کربن خاک را می‌توان در ارتباط با کاهش ماده آلی پس از آتش‌سوزی دانست (حیدری و قربانی دشتکی 1391). رابطه بین معدنی شدن جمعی کربن کل خاک در 4 هفته انکوباسیون (Cmin) با ماده آلی (SOM) در لایه رویین و زیرین در شکل 4 گزارش شده است. همانگونه که در شکل دیده می‌شود بین ماده آلی و کربن معدنی شده در لایه رویین و زیرین خاک رابطه مثبت و معنی‌دار در سطح احتمال 0/01 وجود دارد ($r=0/775-0/882$).



شکل 3- معدنی شدن جمعی کربن ($\text{mg C-CO}_2/\text{kg}$) طی 28 روز انکوباسیون آزمایشگاهی ($70\% \text{ FC}$ و $25 \pm 1^\circ \text{C}$) در لایه

رویین (الف) و زیرین (ب) کل خاک 1، 2 و 3 سال پس از آتش‌سوزی و شاهد.

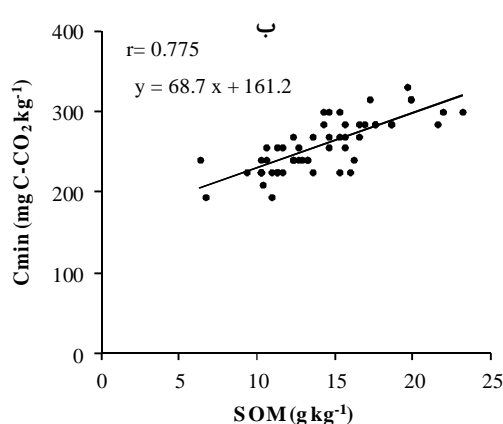
(C1: شاهد 1 سال پس از آتش‌سوزی، C2: شاهد 2 سال پس از آتش‌سوزی، C3: شاهد 3 سال پس از آتش‌سوزی، F1: 1 سال پس از آتش‌سوزی، F2: 2 سال پس از آتش‌سوزی، F3: 3 سال پس از آتش‌سوزی)

بررسی‌ها نشان می‌دهد که حدود 80 درصد بقایای گیاهی در فرآیندهای میکروبی اکسیده شده و 20 درصد باقی مانده به ترکیبات آلی خاک (هوموس) می‌پیوندد. این مواد سبب تولید بیوماس میکروبی و یا ترکیباتی می‌شود که به راحتی توسط ریزجانداران قابل تجزیه نیستند و فعالیت‌های بیولوژیکی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند. از سوی دیگر، خاکستری که پس از سوختن

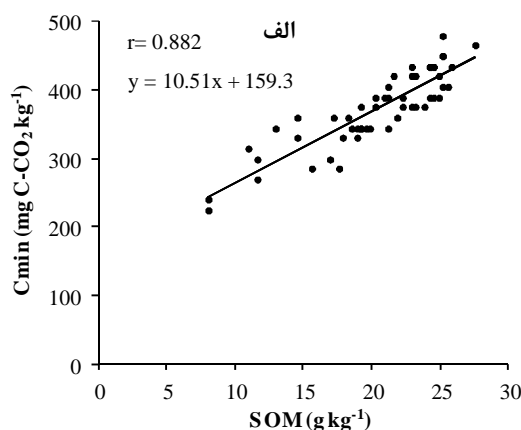
از آنجا که ماده آلی خاک تنها منبع کربن و انرژی لازم برای فعالیت ریزجانداران تجزیه‌کننده و هتروتروف خاک است، هرگونه کاهش در مواد آلی خاک موجب اختلال در فعالیت این جانداران و کاهش تجزیه مواد آلی می‌شود (جیا و همکاران، 2007). از سوی دیگر ماده آلی یکی از مهم‌ترین عوامل کنترل‌کننده مقدار معدنی شدن کربن خاک است و با هرگونه دگرگونی ماده آلی خاک در نتیجه آتش‌سوزی پوشش گیاهی، مقدار معدنی شدن کربن (تنفس میکروبی) نیز دستخوش تغییر می‌شود. تغییرات معدنی شدن کربن کل خاک در جایگاه‌های سوخته شده و شاهد تقریباً روندی

تاکنون اطلاعات بسیار کمی در خصوص تأثیر آتش بر حیات بیولوژیکی خاک بدست آمده است. یکی از دلایل پیشنهاد شده برای کاهش فعالیت ریزجانداران پس از آتش‌سوزی، از بین رفتن آن‌ها بر اثر حرارت ناشی از آتش است. افزون بر آن، آتش میزان مواد آلی خاک را که منبع غذایی (کربن و انرژی) میکروبی‌های خاک هستند را به شدت کاهش می‌دهد (آگرن 1974).

استپی در دو سال متوالی اندازه‌گیری و گزارش کردند که تنفس خاک در سال اول و دوم پس از آتش‌سوزی به ترتیب 20/8 و 26/2 درصد کمتر از پلات‌های شاهد بود. در مطالعه‌های دیگر، فریتز و همکاران (1994) دریافتند که تنفس پایه خاک پس از آتش‌سوزی طراحی شده با شدت کم، کاهش یافت. با این وجود این کاهش به اندازه کاهش کربن زیست توده میکروبی نبود.



پوشش گیاهی ایجاد می‌شود نمی‌تواند به عنوان یک منبع غذای کافی برای ریزجانداران خاک باشد و به عنوان پشتوانه‌ای برای آن‌ها عمل کند. بنابراین فعالیت ریزجانداران و جمعیت آن‌ها رو به کاهش می‌گذارد و فرآیندهای بیولوژیکی خاک دچار اختلال می‌شود (آدینینی 2010). در این زمینه، ونهوا و شیجیانگ (2008) در پژوهشی تنفس خاک را تحت آتش‌سوزی مراتع نیمه



شکل 4- همبستگی بین معدنی شدن تجمعی کربن طی 4 هفته انکوباسیون (Cmin) با ماده آلی خاک (SOM) (الف) در لایه رویین و (ب) لایه زیرین.

معدنی شده کل خاک در این تیمارها در برابر شاهد به ترتیب 34 و 22 درصد افزایش یافت. این نسبت در واقع شاخصی از کیفیت مواد آلی است و افزایش این شاخص نشان دهنده کیفیت بهتر ماده آلی خاک برای تجزیه توسط ریزجانداران خاک است (ونهوا و شیجیانگ 2008). معمولاً بر اثر آتش‌سوزی، بقایای گیاهان چوبی و خشبی که مقاومت زیادی در برابر تجزیه میکروبی دارند، می‌سوزند و پس از آتش‌سوزی گیاهان علفی افزایش می‌یابند که بقایای آن‌ها دارای مقاومت کمتری در برابر تجزیه میکروبی می‌باشد و با سهولت و تندی بیشتری تجزیه می‌شوند. بنابراین با توجه به افزایش تندی معدنی شدن کربن بر اثر آتش‌سوزی، می‌توان گفت که افزایش تندی تجزیه ماده آلی نشان دهنده افزایش تجزیه‌پذیری ماده آلی خاک است. به عبارت

تندی معدنی شدن کربن یا ضریب تجزیه، نشان دهنده تندی تجزیه مواد آلی ورودی به خاک است. به دیگر سخن هر چه کیفیت بقایای گیاهی ورودی به خاک از نظر نسبت کربن به عناصر غذایی (کربن به نیتروژن، کربن به فسفر و ...) بیشتر باشد ضریب تجزیه نیز بیشتر خواهد بود. برای محاسبه تندی معدنی شدن کربن، مقدار کربن معدنی شده در هر تیمار بر غلظت آن تقسیم شد و تندی کربن معدنی شده کل خاک در سال-های مختلف آتش‌سوزی با جایگاه‌های همجوارشان (شاهد) مقایسه شد و اختلافاتی که در این شاخص در سال‌های مختلف وجود داشت، آشکار گردید. نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که اثر آتش‌سوزی بر تندی کربن معدنی شده کل خاک در تیمارهای 1 و 2 سال در برابر جایگاه‌های شاهد معنی‌دار بود و تندی کربن

توان در ارتباط با تعدیل شرایط خاک دانست که برای توسعه ریزجانداران مناسب می‌باشد. مانند افزایش pH پس از آتش‌سوزی یا افزوده شدن خاکستر به لایه رویین خاک که موجب افزایش فراهمی عناصر غذایی برای ریزجانداران می‌شود (حیدری و قربانی دشتکی 1391، ماریون و همکاران 1991، پریگو فرناندر و همکاران 1993، فریتز و همکاران 1994).

فرناندز و همکاران (1997) در پژوهش‌های خود به این موضوع اشاره کردند که پیامد آتش بر پتانسیل معدنی شدن کربن خاک متغیر است. این محققان گزارش کردند که افزایشی در نرخ معدنی شدن کربن در خاک‌های جنگلی تحت *Quercus Rotundifolia*، *Suber* و *Pinus Sylvestris* پس از آتش‌سوزی دیده شد در حالی که معدنی شدن کربن در خاک‌های جنگلی تحت دیگر گونه‌های کاج که شدیداً تحت تأثیر آتش-سوزی بودند کاهش یافت. این پژوهشگران علت این تفاوت را قابلیت بالای احتراق گیاهان صمغی و بقایای حاصل از آن دانستند. ریو و همکاران (2009) پیامد آتش‌سوزی در جنگل‌های کاج بر تنفس را مورد بررسی قرار دادند و کاهش تندی تنفس در جایگاه‌های سوخته شده در برابر شاهد را گزارش کردند. در پژوهشی دیگر آیدین و همکاران (2006) بیان کردند که تندی تنفس خاک در جایگاه‌های شاهد بین 0/8 تا 2/24 و در جایگاه‌های سوخته شده بین 0/91 تا 2/42 ($g C/m^2 d$) بود.

برای فهم درست و بهتر تأثیر آتش‌سوزی بر معدنی شدن کربن خاک، علاوه بر مطالعه تأثیر آتش بر پویایی کربن در کل خاک، مطالعه تأثیر آتش بر پویایی کربن در دو بخش درشت و ریز نیز ضروری می‌باشد. پژوهش‌های انجام شده نشان داده است که مواد آلی تجزیه نشده و تازه در تشکیل خاکدانه‌های درشت، در حالی که مواد قدیمی‌تر و هوموسی‌تر در تشکیل خاکدانه‌های ریز نقش مهمی دارند (سیکس و همکاران 2002). از آنجایی که در بین خاکدانه‌ها، خاکدانه‌های

دیگر می‌توان استنباط کرد که آتش‌سوزی کمیت و تندی ورود مواد آلی به خاک را کاهش می‌دهد، این در حالی است که با اضافه کردن عناصر به فرم معدنی موجب افزایش سرعت تجزیه ماده آلی خاک می‌شود (هوبیه 1996). در این راستا، هاوبسانک و همکاران (2009) بیان داشتند که در سال‌های اول پس از آتش‌سوزی، گیاهان خشبی چندساله کاهش و گیاهان علفی یک ساله پس از آتش‌سوزی بیشتر خواهد شد.

به‌طور معمول از سال سوم و چهارم پس از آتش‌سوزی، گیاهان چند ساله مجدداً افزایش می‌یابند. گیاهان خشبی چند ساله منبع بالقوه ترکیبات سخت در خاک می‌باشند (لورنز و همکاران 2007، لیاو و باوتن 2008) و به دلیل غلظت‌های بالای لیگنین، تانن و دیگر ترکیبات ثانویه، دارای ترکیبات مقاوم به تجزیه میکروبی بیشتری در برابر گیاهان علفی یک‌ساله می‌باشند (هوبیه 1996، کراوس و همکاران 2003). بنابراین، با کاهش گیاهان خشبی و افزایش گیاهان علفی در سال‌های نخستین پس از رخداد آتش‌سوزی کیفیت ماده آلی خاک افزایش یافته و سبب افزایش تندی معدنی شدن کربن کل خاک در سال اول پس از آتش‌سوزی در برابر شاهد شده است.

همچنین، افزایش تندی معدنی شدن کربن خاک پس از آتش‌سوزی می‌تواند در ارتباط با اضافه شدن ماده آلی ناپایدار (لبایل) در جایگاه‌های تحت تأثیر آتش-سوزی باشد. مواد آلی ناپایدار قابلیت دسترسی بیشتری برای ریزجانداران خاک دارند و به سادگی پس از متابولیسم ریزجانداران دگرگون شده و سبب افزایش فعالیت ریزجانداران پس از آتش‌سوزی می‌شود. منشاء مواد آلی ناپایدار می‌تواند تغییر شکل ترکیبات آلی مقاوم به تجزیه باشد، به طوری که آلمندوز و همکاران (1988) دریافتند که پس از افزایش حرارت خاک تا 210 درجه سلسیوس لیپیدهای با زنجیره کوتاه افزایش معنی‌دار نشان دادند. علاوه بر آنچه گفته شد، افزایش تندی معدنی شدن کربن خاک پس از آتش‌سوزی را می‌-

معدنی شدن کربن در بخش درشت بیشتر از ریز و همچنین میزان معدنی شدن در لایه رویین هر دو بخش درشت و ریز بیشتر از لایه زیرین است. این نتایج نشان می‌دهد که قسمت اعظم کاهش تنفس میکروبی در کل خاک پس از گذشت یک سال از آتش‌سوزی ناشی از خروج کربن از خاکدانه‌های درشت می‌باشد.

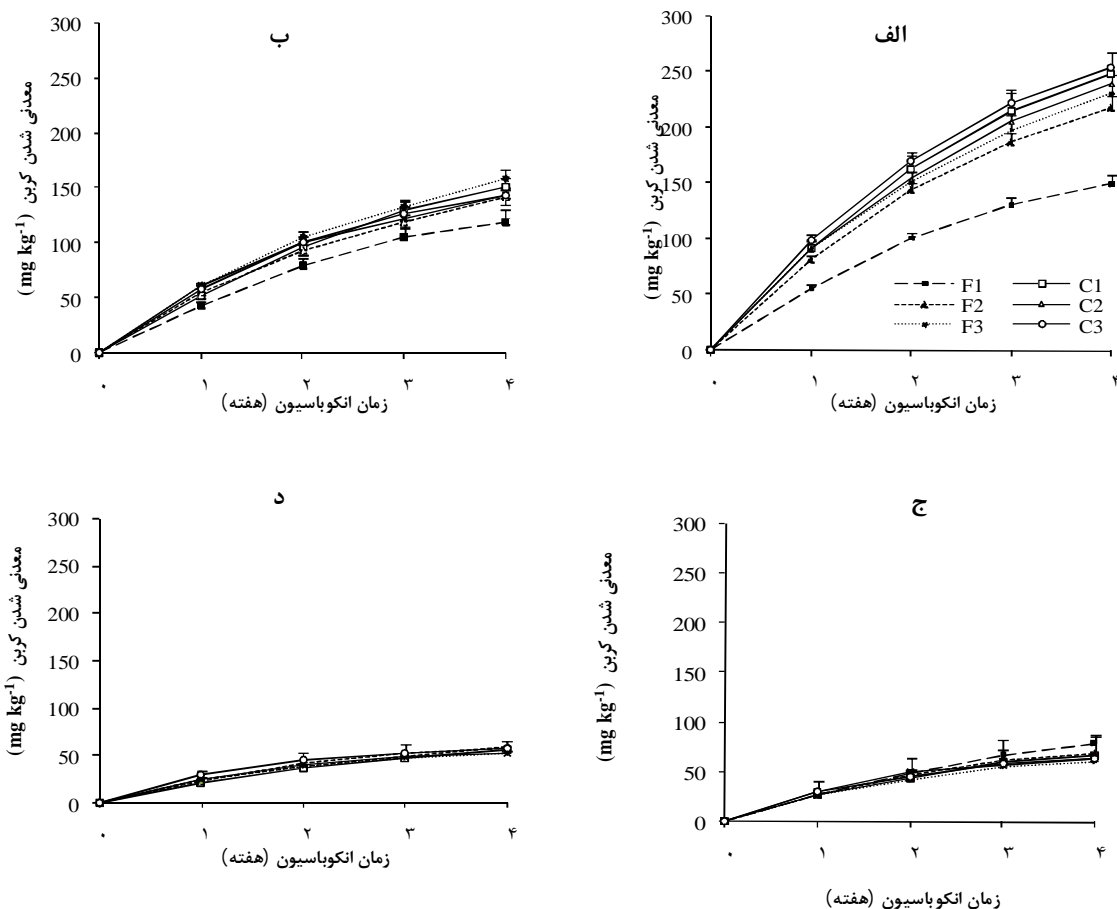
کاهش معدنی شدن کربن خاک در بخش درشت پس از آتش‌سوزی به این دلیل است که اغلب ریشه‌ها، هیف‌های قارچی و قطعات بزرگ و تجزیه نشده گیاهی که قسمت اعظم ماده آلی خاک را تشکیل می‌دهند، در بین خاکدانه‌های درشت (2-0/25 میلی‌متر) وجود دارند، در حالی که مواد تجزیه شده بیشتر در داخل خاکدانه‌های ریز (کوچکتر از 0/25 میلی‌متر) قرار دارند (سیکس و همکاران 2002). بنابراین در نتیجه آتش‌سوزی، ماده آلی درشت بیشتر در معرض حرارت ناشی از آتش قرار می‌گیرد و کاهش می‌یابد، و در نهایت منجر به خرد و شکسته شدن خاکدانه‌های درشت و تبدیل آن‌ها به خاکدانه‌های ریز می‌گردد و در نتیجه کاهش معدنی شدن کربن خاک در بخش درشت را به همراه دارد.

همچنین با توجه به جدول 1 نتایج نشان دهنده اثر معنی‌دار آتش‌سوزی بر تندی معدنی شدن کربن در بخش درشت در لایه زیرین تیمار 1 سال پس از آتش و لایه رویین تیمار 2 سال پس از آتش در مقایسه با جایگاه‌های شاهد بود و تندی معدنی شدن کربن در بخش درشت در این تیمارها در برابر شاهد به ترتیب 21 و 9 درصد افزایش یافت. افزون بر آن، تندی معدنی شدن کربن در بخش ریز در لایه رویین تیمار 2 سال پس از آتش در مقایسه با جایگاه‌های شاهد به صورت معنی‌دار کمتر بود و تندی معدنی شدن کربن در بخش ریز در این تیمار در برابر شاهد 15 درصد کاهش یافت. این نتایج نشان دهنده ماهیت کربن آلی در بخش درشت است که مقدار کربن آلی در بخش درشت بیشتر از مقدار آن در بخش ریز بود (جدول 1).

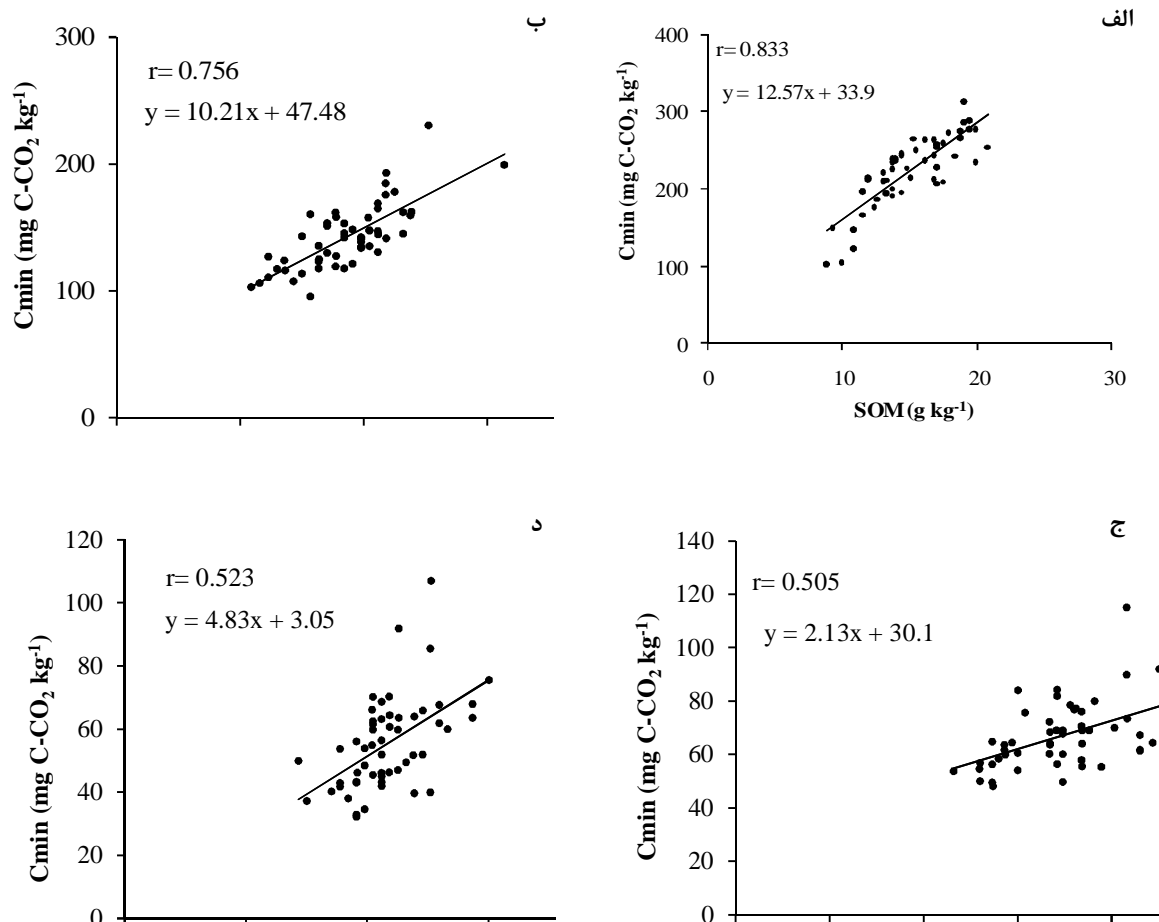
درشت در برابر خاکدانه‌های ریز دارای درصد بالاتر کربن آلی بوده و در برابر تغییرات اعمال شده مانند آتش‌سوزی و اعمال مدیریت‌های مختلف حساس‌تر از خاکدانه‌های ریز می‌باشند، در نتیجه عواملی که پایداری و تخریب خاکدانه‌های درشت را کنترل کنند، می‌توانند بر ذخایر کربن آلی خاک نیز مؤثر باشند. دامنه تغییرات کربن معدنی شده در بخش درشت در جایگاه‌های سوخته شده در لایه رویین به ترتیب 101 تا 284 و در لایه زیرین 96 تا 230 میلی گرم بر کیلوگرم و در جایگاه‌های شاهد در لایه رویین به ترتیب 196 تا 312 و در لایه زیرین 118 تا 185 میلی گرم بر کیلوگرم بود. با توجه به نتایج مقایسه میانگین‌ها بین کربن معدنی شده در بخش درشت در تیمارهای 1، 2 و 3 سال پس از آتش و شاهد آشکار شد که کربن معدنی شده در بخش درشت در لایه رویین و زیرین تیمار 1 سال پس از آتش به صورت معنی‌دار کمتر از شاهد بود و به ترتیب 39 و 21 درصد در برابر لایه رویین و زیرین شاهد کاهش نشان داد. دامنه تغییرات معدنی شدن کربن در بخش ریز در جایگاه‌های سوخته شده در لایه رویین به ترتیب 50 تا 115 و در لایه زیرین 32 تا 107 میلی گرم بر کیلوگرم و در جایگاه‌های شاهد در لایه رویین به ترتیب 50 تا 84 و در لایه زیرین 33 تا 92 میلی گرم بر کیلوگرم بود. نتایج نشان داد کربن معدنی شده در بخش ریز در لایه رویین و زیرین تیمارهای 1 و 2 سال پس از آتش اختلاف معنی‌داری نداشت. افزون بر آن، کربن معدنی شده در بخش ریز در لایه رویین و زیرین تیمارهای 3 سال پس از آتش کمتر از شاهد بود اما اختلاف آن‌ها از نظر آماری معنی‌دار نبود. روند معدنی شدن جمعی کربن ($\text{mg C-CO}_2/\text{kg}$) در 28 روز انکوباسیون آزمایشگاهی (70FC و 125°C) در لایه رویین (الف) و زیرین (ب) بخش درشت (2-0/25 میلی-متر) و لایه رویین (ج) و زیرین (د) بخش ریز (25/0-0/053 میلی‌متر) در جایگاه‌های سوخته شده و شاهد در شکل 5 نشان داده شده است. با توجه به شکل 5 میزان

توجه به رابطه قوی ماده آلی با معدنی شدن کربن در کل خاک و بخش‌های درشت و ریز می‌توان گفت که ماده آلی خاک کنترل‌کننده پویایی کربن خاک است و کاهش معدنی شدن کربن پس از آتش‌سوزی را می‌توان به کاهش ماده آلی خاک پس از آتش‌سوزی نسبت داد (حیدری و قربانی دشتکی 1391).

رابطه بین معدنی شدن تجمعی کربن در 4 هفته انکوباسیون (Cmin) با ماده آلی (SOM) در لایه سطحی و زیرسطحی بخش‌های درشت و ریز در شکل 6 گزارش شده است. همانگونه که در شکل دیده می‌شود در لایه رویین و زیرین بخش‌های درشت و ریز بین ماده آلی و کربن معدنی شده رابطه مثبت و معنی‌دار در سطح احتمال 0/01 وجود داشت ($r = 0/505 - 0/833$). با



شکل 5- معدنی شدن تجمعی کربن ($\text{mg C-CO}_2/\text{kg}$) طی 28 روز انکوباسیون آزمایشگاهی ($25 \pm 1^\circ \text{C}$ و $70\% \text{ FC}$) در لایه رویین (الف) و زیرین (ب) بخش درشت و لایه رویین (ج) و زیرین (د) بخش ریز 1، 2 و 3 سال پس از آتش‌سوزی و شاهد. (C1): شاهد 1 سال پس از آتش‌سوزی، (C2): شاهد 2 سال پس از آتش‌سوزی، (C3): شاهد 3 سال پس از آتش‌سوزی، (F1): 1 سال پس از آتش‌سوزی، (F2): 2 سال پس از آتش‌سوزی، (F3): 3 سال پس از آتش‌سوزی.



شکل 6- همبستگی بین معدنی شدن تجمعی کربن طی 4 هفته انکوباسیون (Cmin) با ماده آلی خاک (SOM) در لایه رویین (الف) و زیرین (ب) بخش درشت و لایه رویین (ج) و زیرین (د) بخش ریز 1، 2 و 3 سال پس از آتش‌سوزی و شاهد.

نتیجه‌گیری کلی

آید. بنابراین، آتش‌سوزی در سال‌های نخستین پس از رخداد آن سبب کاهش تندی انباشت کربن در خاک می‌گردد. کاهش تنفس میکروبی پس از آتش‌سوزی نشان می‌دهد که کربن آلی ناپایدار (لبایل) که برای ریزجانداران به سهولت قابل استفاده می‌باشد، پس از آتش‌سوزی کاهش می‌یابد اما پس از گذشت 3 سال تغییری نمی‌یابد. اگرچه آتش‌سوزی پوشش گیاهی مراتع می‌تواند اثرات چشم‌گیری بر ویژگی‌های خاک و به ویژه بر چرخه کربن داشته باشد، اما با توسعه آگاهی و دانش ما از چگونگی تأثیر آتش بر خاک و تسریع بهبودی جایگاه‌های سوخته شده، می‌توان اثرات

نتایج این پژوهش نشان داد که سوزاندن پوشش گیاهی مراتع اثرات فوری و مستقیمی بر اندوخته ماده آلی و معدنی شدن کربن خاک دارد. به‌طور کلی، پیامد آتش بر ویژگی‌های خاک در نخستین سال پس از آتش‌سوزی بیشتر از 2 و 3 سال پس از آتش‌سوزی بود و با گذشت زمان از رخداد آتش‌سوزی اثرات منفی آن بر خاک به‌طور نسبی کاهش یافت. به بیان ساده‌تر، پس از گذشت 3 سال از رخداد آتش‌سوزی شاخص‌های مورد آزمایش در اکوسیستم مورد مطالعه بهبود می‌یابد و شرایطی تقریباً مشابه شرایط شاهد بوجود می‌-

منفی آتش بر خاک را کاهش داد. به هرحال، برنامه-
ریزی دقیق و کاملی جهت اطمینان از حفظ باروری دراز
مدت اکوسیستم‌هایی که تحت تأثیر آتش و تغییرات
خاک قرار گرفته‌اند، نیاز است.
سیاسگزاری
نگارندگان از دانشگاه شهرکرد که اعتبار مالی لازم
برای انجام این پژوهش را فراهم نمود تشکر و قدردانی
می‌نمایند.

منابع مورد استفاده

- حیدری ج و قربانی دشتکی ش، 1391. تأثیر آتش‌سوزی پوشش گیاهی بر کیفیت خاک مراتع نیمه استپی کرسنک، چهارمحال و بختیاری. پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، در انتظار چاپ.
- طهماسبی پ، خدری ح، شیرمردی ح و ابراهیمی ع. 1389. آتش در مناطق نیمه استپی: یک عامل تخریبی یا ابزار مدیریتی. مجله علمی و پژوهشی مرتع و آبخیزداری، در انتظار چاپ.
- Abril A, Bartfeld P and Bucher EH, 2005. The effect of fire and overgrazing disturbers on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *Forest Ecology and Management* 206: 399-405.
- Adeniyi AS, 2010. Effects of slash and burning on soil microbial diversity and abundance in the tropical rainforest ecosystems, Ondo State, Nigeria. *African Journal of Plant Science* 4: 322-329.
- Almendros G, Martin F and Gonzalez-Vila FJ, 1988. Effects of fire on humic and lipid fractions in a dystric xerochrept in Spain. *Geoderma* 42: 115-127.
- Anderson JPE, 1982. Soil respiration. Pp: 831-871. In: Page AL and Miller RH (eds). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. ASA Madison, Wisconsin.
- Andersson M, Michelsen A, Jensen M and Kjoller A, 2004. Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 849-858.
- Ahlgren IF, 1974. The effect of fire on soil organisms. Pp:1-23. In: Kozłowski TT and Ahlgren CE (eds). *Fire and Ecosystems*. Academic press, New York.
- Bauhus J, Khanna PK and Raison RJ, 1993. The effect of fire on carbon and nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil. *Australian Journal of Soil Research* 31: 621-639.
- Berg B and Tamm CO, 1991. Decomposition and nutrient dynamics of litter in long-term optimum nutrition experiments. I. Organic matter decomposition in *Picea abies* needle litter. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10: 108-109.
- Bird MI, Veenendaal EM, Moyo C, Lloyd J and Frost P, 1999. Effect of fire and soil texture on soil carbon in a sub-humid savanna (Matopos, Zimbabwe). *Geoderma* 94: 71-90.
- Bowman DMJS, Balch JK, Artaxo P, Bond WJ, Carlson JM, Cochrane MA, Antonio CM, DeFries RS, Doyle JC, Harrison SP, Johnston FH, Keeley JE, Krawchuk MA, Kull CA, Marston JB, Moritz MA, Prentice IC, Roos CI, Scott AC, Swetnam TW, Werf GR and Pyne SJ, 2009. Fire in the earth system. *Science* 324: 481-484.
- Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L and Williams D, 1983. *Fire in Forestry. Vol. I. Forest Fire Behavior and Effects*. John Wiley, New York.
- DeBano LF, 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments. *Journal of Hydrology* 232: 195-206.
- Fernandez I, Cabaneiro A and Carballas T, 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 1-11.
- Fernandez I, Cabaneiro A and Carballas T, 1999. Carbon mineralization dynamics in soils after wildfires in two Galician forests. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1853-1865.
- Franzluebbers AJ and Arshad MA, 1997. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1382-1386.
- Fritze H, Smolander A, Levula T, Kitunen V and Malkonen E, 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: effects on the organic layer, microbial biomass and microbial activity. *Biology and Fertility of Soils* 17: 57-63.
- Gonzalez-Perez JA, Gonzalez-Vila FJ, Almendros G and Knicker H, 2004. The effect of fire on soil organic matter (a review). *Environment International* 30: 855-870.
- Haubensak K, Antonio CD and Wixon D, 2009. Effect of fire and environmental variables and composition in grazed salt desert shrub lands of the Great Basin (USA). *Journal of Arid Environments* 73: 643-650.

- Hobbie SE, 1996. Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan arctic tundra. *Ecological Monographs* 66: 503-522.
- Jia B, Zhou G, Wang F, Wang Y and Weng E, 2007. Effects of grazing on soil respiration of *Leymus chinensis* steppe. *Climatic Change* 82: 211-223.
- Kieft TL and Rosacher LL, 1991. Application of respiration and adenylate- based soil microbiological assay to deep subsurface terrestrial sediments. *Soil Biology and Biochemistry* 23: 563-568.
- Kraus TEC, Dahlgren RA and Zasoski RJ, 2003. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems: a review. *Soil* 256:41-66.
- Kuhlbusch TAJ, 1998. Black carbon and the carbon cycle. *Science* 280: 1903-1914.
- Lavorel S, Flannigan MD, Lambin EF and Scholes MC, 2007. Vulnerability of land systems to fire: interactions among humans, climate, the atmosphere, and ecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12: 33-55.
- Liao JD and Boutton TW, 2008. Soil microbial biomass response to woody plant invasion of grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 1207-1216.
- Lorenz K, Lal R, Preston CM and Nierop KGJ, 2007. Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contributions from recalcitrant aliphatic biomolecules. *Geoderma* 142: 1-10.
- Luo YQ and Zhou X, 2006. *Soil Respiration and the Environment*. Academic Press, Elsevier, London, British. 334 p.
- Marion GM, Moreno JM and Oechel WC, 1991. Fire severity, ash deposition and clipping effects on soil nutrients in chaparral. *Soil Science Society of America Journal* 55: 235-240.
- Merila P and Ohtonen R, 1997. Soil microbial activity in the coastal Norway spruce (*Pinea abies* (L.)Karst.) Forests of the Gulf of Bothnia in relation to humus-layer quality, moisture and soil types. *Biology and Fertility of Soils* 25: 361-365.
- Neff JC, Harden JW and Gleixner G, 2005. Fire effects on soil organic matter content, composition, and nutrients in boreal interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2178-2187.
- Novora A, Gristina L, Bodi MB and Cerda A, 2010. The impact of fire on redistribution of soil organic matter on a mediterranean hillslope under maquia vegetation type. *Land Degradation and Development* 10:102-117.
- Pastor J and Post WM, 1986. Influence of climate, soil moisture and succession on forest carbon and nitrogen cycles. *Biogeochemistry* 2: 3-27.
- Prieto-Fernandez A, Villar MC, Carballas M and Carballas T, 1993. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 1657-1664.
- Rovira R and Vallejo VR, 1997. Organic carbon and nitrogen mineralization under Mediterranean climatic conditions: the effects of incubation depth. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 1509-1520.
- Ryu SR, Amy C, Jiquan C, Malcolm N and Siyan M, 2009. Prescribed burning and mechanical thinning effects on belowground conditions and soil respiration in a mixed conifer forest, California. *Forest Ecology and Management* 257: 1324-1332.
- Six J, Conant RT, Paul EA and Paustian K, 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176.
- Tarnocai C, Canadell JG, Schuur EAG, Kuhry P, Mazhitova Gand Zimov S, 2009. Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region. *Global Biogeochemical Cycles* 23: 1029-1040.
- Trabaud L, 1983. The effect of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifer* garrigue. Pp: 233-243. In: Kruger, F.J., Mitchell, D.T., Jarvis, J.U.M. (Eds.), *Mediterranean-type Ecosystems. The Role of Nutrients*. Springer-Verlag, Berlin.
- Wardle DA, 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 67: 321-358.
- Wenhua X and Shiqiang W, 2008. Water- and plant-mediated responses of soil respiration to topography, fire, and nitrogen fertilization in semi-arid grassland in northern China. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 679-687.
- Wildung RE, Garland TR and Buschborn RL, 1975. The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 7: 373-378.