

بررسی اثرات تخریب و تغییر کاربری در اکوسیستم مرتعی بر میزان انتشار گاز گلخانه‌ای دی‌اکسید کربن از خاک (مطالعه موردی ذخیره‌گاه فندقلوی اردبیل)

شعله حاج‌آقا معمار^۱، فرشاد کیوان بهجو^{۲*}، کیومرث سفیدی^۳ و بهزاد بهتری^۴

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مرتعداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

۲- نویسنده مسئول، دانشیار، گروه علوم و صنایع چوب و کاغذ، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران،

پست الکترونیک: f_keyvan@uma.ac.ir

۳- استادیار، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

۴- دانشجوی دکتری مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی، ساری، ایران

تاریخ دریافت: ۹۳/۶/۳ تاریخ پذیرش: ۹۳/۱۰/۲۹

چکیده

هدف از پژوهش، بررسی میزان انتشار دی‌اکسیدکربن و سرعت معدنی شدن کربن خاک در اثر تغییر کاربری اکوسیستم در ذخیره‌گاه جنگلی فندقلوی اردبیل بود. به این منظور از مرتع چرا شده، مرتع تخریب شده و زمین زراعی که در مجاور هم قرار داشتند، نمونه‌برداری خاک از سه عمق ۰ تا ۳۰ برداشت شد. انتشار دی‌اکسیدکربن در جریان انکوباسیون با روش جذب قلیا تعیین شد. بالاترین میزان انتشار دی‌اکسیدکربن و سرعت معدنی شدن کربن در مرتع چرا شده، عمق ۱۰ تا ۲۰ سانتی‌متری با مقدار عددی به ترتیب $0.968 \text{ (mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil)}$ و $0.314 \text{ (mol C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1})$ و کمترین مقادیر در مرتع تخریب شده عمق ۰ تا ۱۰ با مقادیر عددی به ترتیب $0.4693 \text{ (mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil)}$ و $0.015 \text{ (mol C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1})$ مشاهده شد که تفاوت معنی‌داری با تمامی اکوسیستم‌ها در سطوح مختلف عمقی نشان داد. با توجه به نتایج می‌توان گفت فعالیت میکروارگانیسم‌ها در تجزیه مواد آلی، در اکوسیستم‌های مورد بررسی، تفاوت‌های معنی‌داری داشتند. پویایی پوشش گیاهی و بازگشت ریشه‌های ظریف به خاک مرتع چرا شده سبب بالا بودن انتشار گاز شده است. در اکوسیستم زراعی به دلیل شرایط نسبتاً مرطوب منطقه و عدم برگشت ماده آلی به خاک، تجزیه ماده آلی غیر قابل دسترس توسط میکروارگانیسم‌ها سبب کاهش ماده آلی خاک و کم بودن انتشار دی‌اکسید کربن شده است.

واژه‌های کلیدی: انکوباسیون، جذب قلیا، معدنی شدن کربن، میکروارگانیسم.

مقدمه

شده است. در مقیاس جهانی خاک‌ها محتوای حدود ۳۲۰۰ پتا گرم کربن هستند، که بین ۴ تا ۵ برابر بیشتر از کربن آلی ذخیره شده در پوشش گیاهی زنده است (Lal, 2004) و (Jassal et al., 2012). بنابراین اکوسیستم‌های زمینی نقش مهمی در تنظیم غلظت گازهای گلخانه‌ای اتمسفر دارند (Smith, 2012 و Cerri et al., 2004). دی‌اکسیدکربن از این جهت که تأثیر مهمی بر روی تعادل بازتابش زمینی دارد،

چرخه بیوژئوشیمیکیال (biogeochemical) کربن در اکوسیستم‌های خاکی در دهه‌های اخیر به صورت جهانی مورد توجه قرار گرفته است، زیرا انتشار شکل اکسید آنها به اتمسفر سهم زیادی در گرمایش جهانی دارد (Fu et al., 2010). خاک به عنوان منبع اصلی ذخیره کربن آلی محسوب شده و بیش از ۷۵ درصد کربن آلی زمین در خاک ذخیره

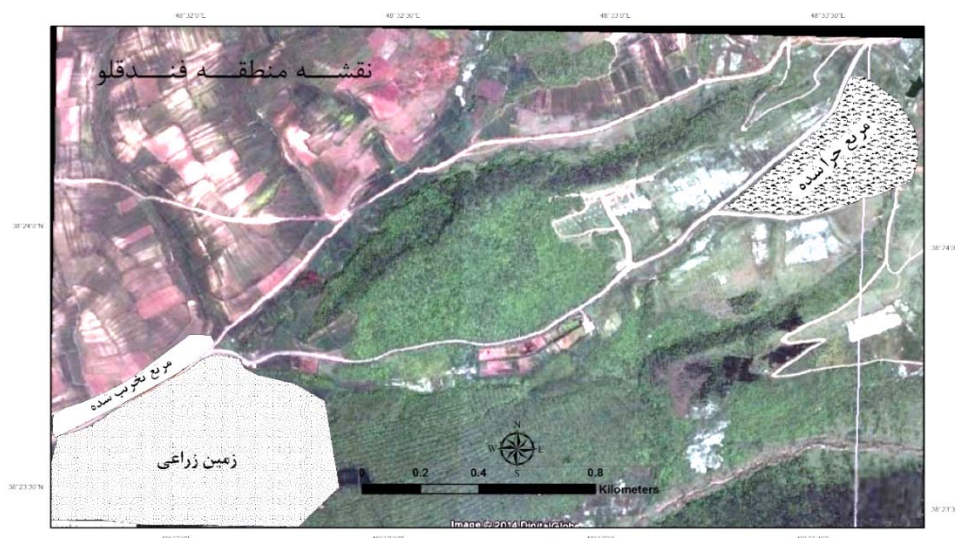
کربن بطور زیادی تأثیر می‌گذارد (Cheng *et al.*, 2011; Sousa *et al.*, 2012 و Sun *et al.*, 2011). خاک مراتع بطور کلی غنی از مواد آلی است اما ضعف مدیریت، تغییرات اقلیمی و پوشش گیاهی، ذخیره ماده آلی خاک را در بسیاری از نقاط جهان کاهش داده است (Asner *et al.*, 2004 و Bai *et al.*, 2008). در مقابل آگاهی در مورد تأثیر مدیریت مراتع بر روی ترسیب کربن خاک بسیار محدود است (Conant *et al.*, 2001; Follett, 2001; Lal, 2002; Derner and Schuman, 2007). بنابراین هدف اصلی از این پژوهش، بررسی میزان انتشار گاز گلخانه‌ای دی‌اکسیدکربن و سرعت معدنی شدن ماده آلی خاک در اثر تغییر کاربری اکوسیستم، از مرتع به زمین زراعی و همچنین تأثیر تخریب اکوسیستم مرتع بر میزان انتشار این گاز در سه اکوسیستم مجاور هم در ذخیره‌گاه جنگلی فندقلوی اردبیل بود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

ذخیره‌گاه جنگلی فندقلو در ۲۵ کیلومتری شمال شرقی اردبیل به طرف آستارا در امتداد کوه‌های تالش واقع شده است. این ذخیره‌گاه بین عرض جغرافیایی $38^{\circ}22'$ و $38^{\circ}24'$ شمالی و طول جغرافیایی $48^{\circ}31'$ و $48^{\circ}34'$ شرقی واقع شده است. حداقل ارتفاع از سطح دریا ۱۳۵۰ متر و حداکثر آن ۱۵۰۰ متر می‌باشد. طبق آمار ۲۵ ساله ایستگاه کليما تولوژی نمین، میانگین درجه حرارت سالیانه $8/8$ درجه سانتی‌گراد، متوسط بارندگی سالیانه $378/9$ میلی‌متر می‌باشد. مساحت کل این ذخیره‌گاه حدود ۴۶۹۸ هکتار است که از این مقدار ۹۱۳ هکتار پوشش جنگلی، ۳۵۵۳ هکتار مراتع تخریب نشده، ۲۱۲ هکتار مراتع تخریب شده و ۷ هکتار زراعت است (شکل ۱).

یکی از مهمترین گازهای گلخانه‌ای محسوب می‌شود. خاک‌ها محتوای ۲ تا سه برابر بیشتر از اتمسفر دارای کربن هستند و انتشار دی‌اکسیدکربن از خاک یا تنفس خاک تأمین‌کننده بیشترین دی‌اکسیدکربن اتمسفر است (Subke & Bahn, 2010). تنفس یک فرایند بیوشیمیایی حاصل از ارگانیسم‌های زنده بوده و سرعت و مقدار دی‌اکسیدکربن تولیدی در این فرایندها تحت تأثیر فعالیت بیولوژیکی ارگانیسم‌ها و متغیرهای محیطی است (Risk *et al.*, 2002). بیش از نصف انتشار دی‌اکسید کربن خاک که به‌عنوان تنفس خاک شناخته شده، در اثر تنفس هتروتروفیکی است، که حاصل از فعالیت‌های تجزیه‌ای میکروارگانیسم‌ها و معدنی شدن ماده آلی خاک است (Bond-Lamberty *et al.*, 2004). هرگونه افزایش در تنفس اکوسیستم‌های جهانی ممکن است سبب تغییر حالت کربن از سینک (sink) به منبع (source) شده و در نتیجه باعث تشدید غلظت دی‌اکسیدکربن اتمسفر شود (Hamdi *et al.*, 2013). برآورد شده است که حدود ۸٪ از کربن اتمسفر در هر سال در خاک ترسیب شده و دوباره به اتمسفر برمی‌گردد (IPCC, 2000). هر اکوسیستمی توان ترسیب یا رهاسازی مقادیری از دی‌اکسیدکربن را داشته که تحت تأثیر عوامل مختلف و از جمله مدیریت سرزمین تغییر می‌کند (Glenn *et al.*, 1993; White *et al.*, 1999; Post & Kwon, 2000; Schimel *et al.*, 2000). برآورد جهانی کربن در خاک‌های زراعی حدود ۱۰ درصد از ذخائر کل خاک است (Paustian *et al.*, 2000). در حالی که مراتع حاوی حدود ۳۰٪ از کل این مقدار است (Sarapatka & Cizkova, 2013). خاک مراتع دارای کربن آلی بالا و همچنین شامل سیستم‌های متراکم از ریشه‌های فیبری است که باعث بوجود آمدن محیطی ایده‌آل برای فعالیت‌های میکروبی در خاک می‌شوند (Conant *et al.*, 2001). مشخص شده است که تغییرات کاربری و نوع مدیریت اعمال شده در اکوسیستم‌های مرتعی بر میزان ذخیره



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی محل‌های نمونه‌برداری در ذخیره‌گاه فندقلوی اردبیل

نمونه‌برداری و آنکوباسیون

اکوسیستم مرتعی چرا شده، مرتع تخریب شده و زمین زراعی به‌عنوان سه اکوسیستم که در مجاور هم قرار داشتند، انتخاب شد. نمونه‌برداری اواخر مهرماه ۱۳۹۳ انجام شد. پوشش گیاهی غالب مرتع چرا شده در زمان نمونه‌برداری گندمیان چند ساله به حالت چمنی و کوتاه و گونه‌هایی از *Potentilla* و *Trifolium* بود. در اکوسیستم تخریب شده گونه مهاجم *Xanthium spinosum* وجود داشت. اکوسیستم زراعی از تبدیل اکوسیستم مرتع در حدود ۱۹ سال پیش بوجود آمده بود. نوع محصول کشت شده در زمین زراعی گندم به‌صورت دیم بوده و در زمان نمونه‌برداری زمین زراعی بدون پوشش و شخم خورده بود.

برای از بین بردن اثرات حاشیه‌ای، نمونه‌برداری در مرکز اکوسیستم‌ها انجام شد (Losi et al., 2003). برای این منظور ۳ ترانسکت ۱۰۰ متری به‌طور کاملاً تصادفی در هر سه اکوسیستم قرار داده شد و از ۵ نقطه با فاصله منظم در طول ترانسکت نمونه‌های خاک از ۳ عمق ۰ تا ۱۰، ۱۰ تا ۲۰ و ۲۰ تا ۳۰ (Song et al., 2010) با استفاده از یک

سیلندر (d=40mm V=50cm³) برداشت شد (Uri et al., 2012). در اکوسیستم زراعی بدلیل شخم عمیق امکان تعیین سطوح عمقی ممکن نبود و نمونه ترکیبی تا عمق ۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. سپس نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل شد. به‌منظور همگن‌سازی، نمونه‌های برداشت شده در طول هر ترانسکت باهم مخلوط و ریشه‌ها و سنگ‌ها از آن جدا شد. سپس در دمای ۴ درجه، در یخچال قرار داده شد. رطوبت اولیه خاک با روش جرمی (Blake & Hartge, 1986)، ماده آلی خاک به روش والکی بلک (Nelson & Sommers, 1996)، نیتروژن با روش کج‌دال (Bremner & Kovar, 1982)، فسفر به روش اولسن (Mulvaney, 1982)، درصد نسبی رس، سیلت و شن به روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962) و pH خاک به نسبت ۱ به ۲ خاک و آب مقطر تعیین شد (McLean, 1982). به‌منظور تعیین تنفس میکروبی خاک و معدنی شدن کربن، نمونه‌ها درون محفظه بسته در جریان آنکوباسیون در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفت. روش ارائه شده برای تعیین مقدار دی‌اکسیدکربن بر اساس روش جذب قلیا

شده، مرتع تخریب شده و زمین زراعی) و سطوح عمقی (۰ تا ۱۰، ۱۰ تا ۲۰ و ۲۰ تا ۳۰) بر روی داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار (MSTAT-C State University) انجام شد. برای بررسی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک از تجزیه واریانس یک‌طرفه استفاده شد. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از روش چند دامنه‌ای دانکن در سطح ۵ درصد انجام شد. همبستگی پیرسون برای بررسی ارتباط بین ویژگی‌های خاک با میزان انتشار دی‌اکسیدکربن مورد استفاده قرار گرفت.

نتایج

نتایج تجزیه واریانس نشان داد، اثرات اصلی اکوسیستم‌های مورد بررسی (زمین زراعی، مرتع چراشده و تخریب شده) و اثرات متقابل بین اکوسیستم‌های مختلف در سطوح عمقی ۰-۱۰، ۱۰-۲۰ و ۲۰-۳۰ تفاوت معنی‌داری را در سطح آماری ۱ درصد در میزان انتشار گاز و معدنی شدن کربن نشان دادند. نتایج بررسی خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک در سطوح عمقی مورد مطالعه در اکوسیستم‌ها در جدول ۱ ارائه شد.

(alkali absorption method)، که توسط Zibilske (1994) و Anderson (1978) ارائه شده بود اندازه‌گیری شد. به طور خلاصه در این روش ۵۰ گرم (برابر خاک خشک) در داخل شیشه‌های دربسته ریخته شد و بعد محتوای رطوبتی نمونه‌ها به حدود ۶۰ درصد ظرفیت نگهداری آب رسانده شد. در داخل شیشه محتوای خاک، ظرف اسکات ۱۰۰ میلی لیتر به میزان ۳۰ میلی لیتر هیدروکسید سدیم یک نرمال قرار گرفت. تعدادی ظرف بدون خاک برای تعیین میزان دی‌اکسید کربن فضای داخل شیشه‌های دربسته نیز در نظر گرفته شد. نمونه‌ها داخل انکوباتور قرار داده شد. میزان دی‌اکسیدکربن انتشار یافته بعد از انکوباسیون بوسیله تیتراسیون هیدروکسید سدیم یک نرمال، در مقابل اسیدکلریدیک ۰/۵ نرمال تعیین شد. سپس سرعت معدنی شدن کربن از رابطه زیر بدست آمد (Hopkins, 2007):

مقدار CO₂ (مول کربن) = سرعت معدنی شدن کربن
 (مدت زمان انکوباسیون (ساعت) × حجم خاک (گرم)) /
 آنالیز داده‌ها
 آنالیز واریانس با دو فاکتور اصلی اکوسیستم (مرتع چرا

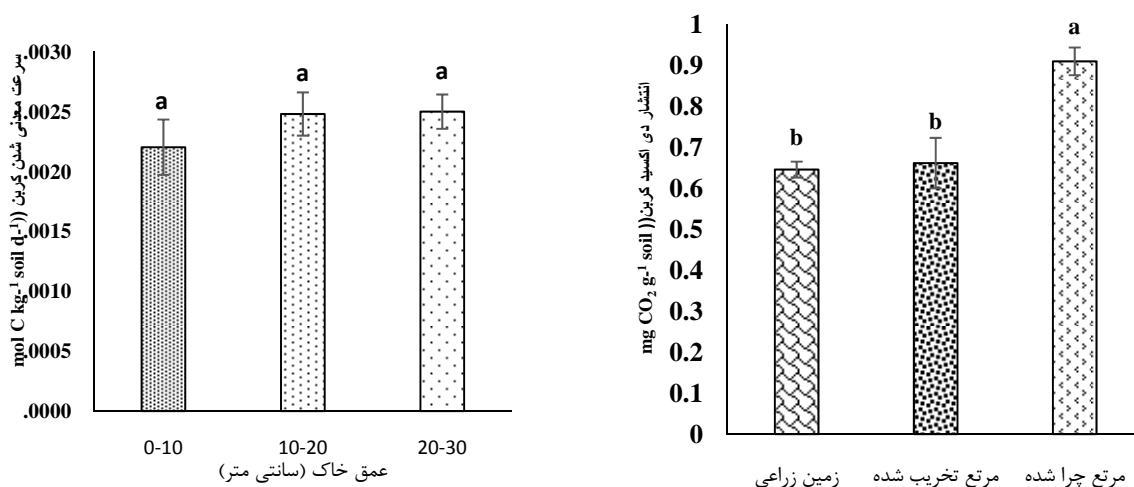
جدول ۱- ویژگی‌های خاک در سه سطح عمقی در اکوسیستم مرتع چرا شده، مرتع تخریب شده و زمین زراعی

| نسبت C/N | ویژگی‌های خاک | | | | | | عمق خاک (cm) | اکوسیستم | | |
|----------|---------------|----------|--------|-------|------------|--------------|--------------|----------|--------------|----------------|
| | شن (%) | سیلت (%) | رس (%) | pH | فسفر (ppm) | کربن آلی (%) | | | ماده آلی (%) | ازت (%) |
| ۶۷/۳۳a | ۷۲/۶۶b | ۱۱/۶۶c | ۱۶d | ۶/۲۷c | ۳۸/۰۷b | ۲/۶۶a | ۰/۳۱۳c | ۰/۱۶۴a* | ۰-۱۰ | مرتع چرا شده |
| ۱۵/۰۹a | ۷۸/۸۳a | ۵/۱۶d | ۱۶d | ۵/۸۳d | ۳۶/۵۶bc | ۱/۲۶b | ۲/۱۶۷a | ۰/۰۹۴ab | ۱۰-۲۰ | |
| ۱۷/۷۵a | ۷۴/۱۶ab | ۸/۱۶cd | ۱۷/۶۶d | ۶/۰۵d | ۳۷/۸۸b | ۰/۵۵۴c | ۰/۹۵۴b | ۰/۰۳۱ab | ۲۰-۳۰ | |
| ۹/۹۲a | ۵۹/۳۳c | ۲۵/۶۶b | ۱۵d | ۷/۶۶a | ۳۷/۵۹b | ۰/۴۳cd | ۰/۷۳۹bc | ۰/۰۴۵ab | ۰-۱۰ | مرتع تخریب شده |
| ۲۲/۱۴a | ۵۴d | ۲۴/۶۶b | ۲۱/۳۳c | ۷/۸۰a | ۳۶/۰۶bc | ۰/۳۱۵cd | ۰/۵۴۱bc | ۰/۰۱۴b | ۱۰-۲۰ | |
| ۲/۴۴a | ۵۲/۱۶d | ۲۲/۵۰b | ۲۵/۳۳b | ۷/۷۳a | ۴۴/۸۵a | ۰/۱۴۵d | ۰/۲۴۹c | ۰/۰۵۹ab | ۲۰-۳۰ | |
| ۲/۹۲a | ۲۴/۳۳e | ۴۳a | ۳۲/۶۶a | ۷/۳۳b | ۳۰/۶۹c | ۰/۱۸۲d | ۰/۳۱۳c | ۰/۰۶۲ab | ۰-۳۰ | زمین زراعی |

*: میانگین‌ها با حرف غیر مشترک در هر ستون از لحاظ آماری معنی‌دار می‌باشند (آزمون چند دامنه‌ای دانکن).

در میزان انتشار دی اکسید کربن و سرعت معدنی شدن کربن در زمین زراعی با مرتع تخریب شده مشاهده نشد. ولی به لحاظ میانگین عددی مرتع تخریب شده (به ترتیب $\text{mol C kg}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/0021$ و $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/9093$ d^{-1}) میانگین بالاتری نسبت به اکوسیستم زمین زراعی (به ترتیب $\text{mol C} \cdot 0/0021$ و $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/6453$ $\text{kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$) نشان داد.

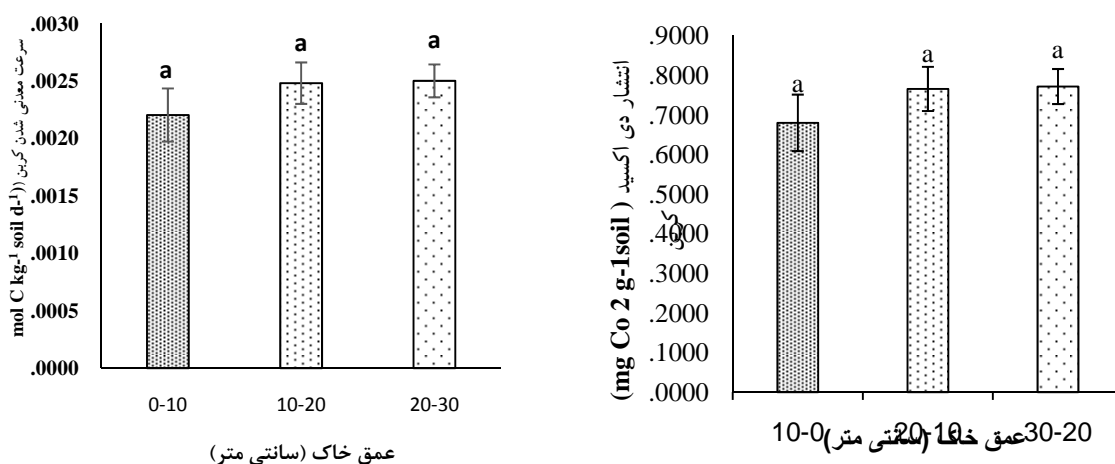
بر اساس مقایسه میانگین اثرات اصلی اکوسیستم‌های مورد بررسی (شکل ۲)، بالاترین میزان انتشار دی اکسید کربن و سرعت معدنی شدن در اکوسیستم مرتعی چرا شده مشاهده شد (به ترتیب $\text{mol} \cdot 0/0029$ و $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/6612$ $\text{C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$) که تفاوت معنی داری با سایر اکوسیستم‌های مورد بررسی یعنی زمین زراعی و مرتع تخریب شده داشت. بر اساس همین نتایج، تفاوت معنی داری



شکل ۱- مقایسه میانگین انتشار دی اکسید کربن ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil}$) و سرعت معدنی شدن کربن ($\text{mol C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$) بین اکوسیستم‌های زمین زراعی، مرتع چرا شده و تخریب شده

نتایج اثرات اصلی سطوح عمقی ۰-۱۰، ۱۰-۲۰ و ۲۰-۳۰ سانتی‌متر تفاوت معنی داری را در میزان انتشار دی اکسید کربن و سرعت معدنی شدن کربن نشان نداد (شکل ۳). ولی بالاترین میانگین عددی در عمق سوم (۲۰-۳۰) با میانگین عددی (به ترتیب $\text{mol C kg}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/0022$ و $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/6796$ $\text{C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$) دیده شد.

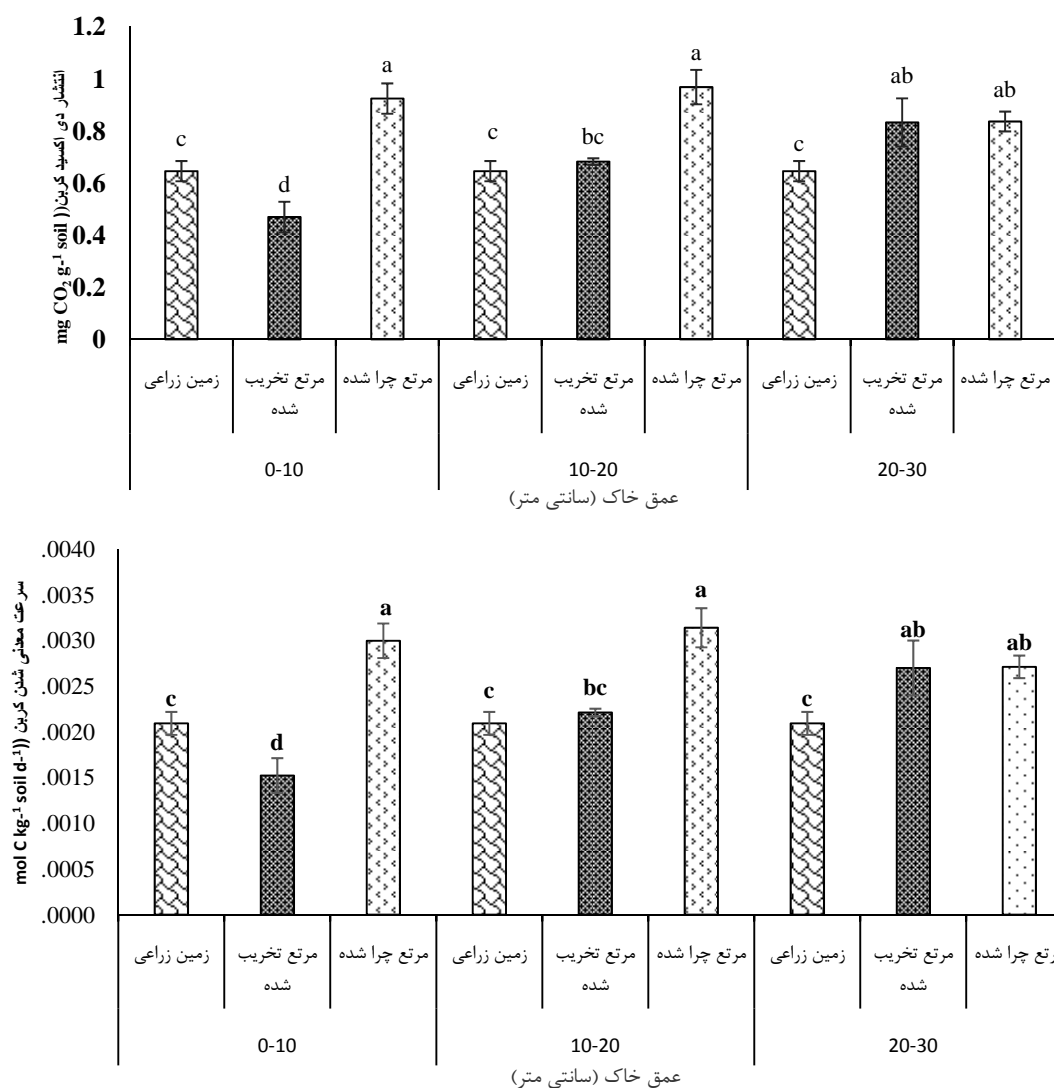
نتایج اثرات اصلی سطوح عمقی ۰-۱۰، ۱۰-۲۰ و ۲۰-۳۰ سانتی‌متر تفاوت معنی داری را در میزان انتشار دی اکسید کربن و سرعت معدنی شدن کربن نشان نداد (شکل ۳). ولی بالاترین میانگین عددی در عمق سوم (۲۰-۳۰) با میانگین عددی (به ترتیب $\text{mol C kg}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/0022$ و $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil} \cdot 0/6796$ $\text{C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$) دیده شد.



شکل ۲- مقایسه میانگین (SE±) میزان انتشار دی اکسید کربن (mg CO₂ g⁻¹ soil) و سرعت معدنی شدن کربن (mol C kg⁻¹ soil d⁻¹) بین سطوح عمقی مختلف

تفاوت معنی داری با تمامی اکوسیستم‌ها در سطوح مختلف نشان داد. به نحوی که با افزایش عمق در مرتع تخریب شده میزان انتشار دی اکسید کربن و معدنی شدن کربن به طور معنی داری افزایش یافت. به طوری که کمترین میزان انتشار دی اکسید کربن و معدنی شدن کربن در اکوسیستم تخریب شده در عمق اول (۰-۱۰ سانتی متر) با مقادیر عددی (۰/۴۶۹۳ mg CO₂ g⁻¹ soil و ۰/۰۰۱۵ mol C kg⁻¹ soil d⁻¹) و بالاترین مقدار در عمق سوم (۲۰-۳۰) با مقادیر عددی (۰/۸۳۲۳ mg CO₂ g⁻¹ soil و ۰/۰۰۲۷ mol C kg⁻¹ soil d⁻¹) مشاهده شد.

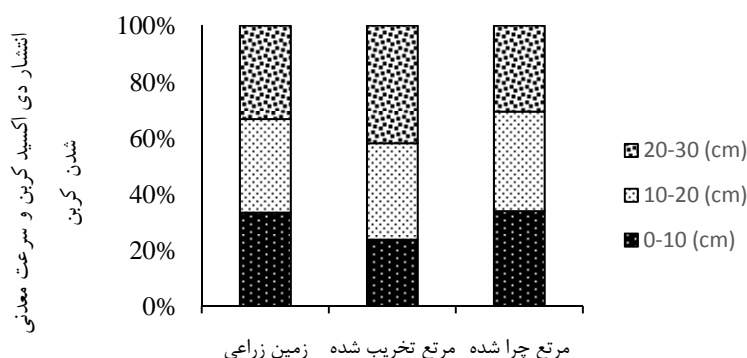
مقایسه میانگین اثرات متقابل بین اکوسیستم‌های مختلف و سطوح عمقی در شکل ۳ قابل مشاهده است. بالاترین میزان انتشار دی اکسید کربن و سرعت معدنی شدن کربن، در عمق دوم مرتع چرا شده، با مقدار عددی (به ترتیب ۰/۹۶۸ mg CO₂ g⁻¹ soil و ۰/۰۰۳۱۴ mol C kg⁻¹ soil d⁻¹) مشاهده شد. سه عمق بررسی شده در این اکوسیستم به لحاظ آماری تفاوت معنی داری نشان نداد. کمترین میزان انتشار دی اکسید کربن و سرعت معدنی شدن کربن در اکوسیستم مرتع تخریب شده عمق سطحی (۰ تا ۱۰) با مقادیر عددی (به ترتیب ۰/۴۶۹۳ mg CO₂ g⁻¹ soil و ۰/۰۰۱۵ mol C kg⁻¹ soil d⁻¹) مشاهده شد، به طوری که



شکل ۳- مقایسه میانگین (SE±) اثرات متقابل انتشار دی اکسید کربن (mg CO₂ g⁻¹ soil) و سرعت معدنی شدن کربن (mol C kg⁻¹ soil d⁻¹) بین اکوسیستم‌های زمین زراعی، مرتع چرا شده و تخریب شده در سطوح عمقی مختلف

دوم مشاهده شد و در مرتع تخریب شده عمق پایینی (۲۰-۳۰) درصد انتشار دی اکسید کربن و معدنی شدن بالاتری را نسبت به دو عمق دیگر نشان داد.

درصد نسبی میزان انتشار دی اکسید کربن و سرعت معدنی شدن در سه عمق در اکوسیستم‌های مورد بررسی در شکل ۵ نشان داده شد. در مرتع چرا شده بالاترین درصد در عمق



شکل ۴- درصد نسبی انتشار دی‌اکسیدکربن ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil}$) و سرعت معدنی شدن کربن در اکوسیستم‌های زمین زراعی، مرتع چرا شده و تخریب شده ($\text{mol C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$)

بحث

درصد بالایی از میزان انتشار و معدنی شدن کربن در نتیجه فعالیت‌های تجزیه‌ای میکروارگانیسم‌های خاک رخ می‌دهد و طی این عمل ماده آلی خاک توسط میکروارگانیسم‌ها مصرف می‌شود (Fóti *et al.*, 2014). تغییر کاربری می‌تواند با تغییر میزان ورودی ماده آلی و سایر

عوامل بر روی جمعیت میکروارگانیسم‌های خاک به‌عنوان اصلی‌ترین منبع تجزیه و انتشار دی‌اکسید کربن تأثیرگذار باشد. در این مطالعه همبستگی معنی‌داری در سطح ۰/۰۱ بین انتشار دی‌اکسیدکربن با کربن آلی خاک در اکوسیستم‌ها مشاهده شد (جدول ۲).

جدول ۲- همبستگی پیرسون بین برخی از ویژگی‌های خاک با میزان انتشار دی‌اکسیدکربن ($n=27$)

| ویژگی‌های خاک | | | | | پارامتر |
|---------------|----------|----------|------------|--------------|--|
| شن (%) | سیلت (%) | pH | فسفر (ppm) | کربن آلی (%) | انتشار دی‌اکسیدکربن ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil}$) |
| ۰/۵۶۴** | -۰/۶۶۶** | -۰/۶۴۷** | ۰/۴۱۸* | ۰/۵۴۳** | |

*، ** : به ترتیب همبستگی معنی‌دار در سطح ۰/۰۱ و ۰/۰۵

شده و کمترین میزان در اکوسیستم زمین زراعی وجود داشت. این نتایج با نتایج Zhage (۲۰۱۳) مطابقت داشت، آنان مشاهده کردند که کاربری زمین و عمق خاک تأثیر معنی‌داری در توزیع مقادیر کربن آلی و نیتروژن کل خاک داشت.

در مرتع تخریب شده کاهش ماده آلی ورودی در اثر تخریب پوشش و تخریب شدید خاکدانه در اثر فرسایش، کاهش خلل و فرج خاک و افزایش شدید دمای سطح خاک از مهمترین دلایل کم بودن انتشار دی‌اکسیدکربن در

با توجه به نتایج حاصل از میزان انتشار دی‌اکسیدکربن و سرعت معدنی شدن کربن در اکوسیستم‌های مجاور هم، احتمال دارد که فعالیت میکروارگانیسم‌های دخیل در تجزیه مواد آلی، در اکوسیستم‌های زمین زراعی، مرتع چرا شده و تخریب شده تفاوت‌های معنی‌داری داشته باشند.

فاکتورهای متعددی در میزان انتشار دی‌اکسید کربن و سرعت معدنی شدن کربن مانند دما، رطوبت، کیفیت و کمیت لاشبرگ موثر است. در این میان بالاترین میزان انتشار دی‌اکسیدکربن و معدنی شدن کربن در اکوسیستم مرتع چرا

در این مطالعه میزان تنفس و انتشار دی‌اکسیدکربن و معدنی شدن کربن در سایت چرا شده بیشتر بود. در این اکوسیستم با توجه به وضعیت مرتع، چرای سبک در مرتع انجام می‌شد و چشم‌انداز کلی مرتع حکایت از وضعیت متوسط مرتع داشت. بنابراین این احتمال وجود دارد که برداشت پوشش گیاهی در اکوسیستم چرا شده توسط دام یا برداشت دستی سبب افزایش میزان دریافت نور و پیامد آن افزایش دمای سطح خاک تا حد متوسطی شده باشد؛ که این عامل می‌تواند سبب بیشتر شدن جمعیت میکروارگانیسم‌ها نسبت به سایر اکوسیستم‌ها شده و همین عامل میزان تجزیه بیشتر و در نتیجه انتشار بیشتر دی‌اکسید کربن را در مرتع چرا شده موجب شده است (Correia *et al.*, 2012; Yuste *et al.*, 2007). از طرف دیگر با توجه به شرایط اقلیمی حاکم بر منطقه (متوسط بارندگی سالیانه ۳۷۸/۹ میلی‌متر و وجود شرایط مه‌آلود در بیشتر فصول سال) این احتمال وجود دارد که میزان رشد و بازگشت ریشه‌های ظریف در سایت چرا شده سبب افزایش ماده آلی با کیفیت بالاتر نسبت به اکوسیستم‌های دیگر شده باشد و این عامل سبب افزایش فعالیت میکروارگانیسم‌ها و در نتیجه خروج بیشتر دی‌اکسید کربن و معدنی شدن کربن گردد. تجزیه ریشه، به‌ویژه ریشه‌های نازک از فرایندهای مهمی هستند که تراکم و ذخیره کربن خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Steele *et al.*, 1997).

تحقیقات نشان داده با وجود کم شدن شاخص سطح برگ در سایت‌های مرتعی چرا شده، میزان جذب دی‌اکسید کربن بالاتر بوده است (Wang *et al.*, 2012). به‌طوری‌که ممکن است میزان جذب بالای دی‌اکسیدکربن جوبا در بالا بودن انتشار دی‌اکسیدکربن در سایت‌های چرا شده در ارتباط باشد.

بر اساس نتایج (شکل ۳) سایت مرتعی چرا شده با وجود تبعیت نسبی به لحاظ میانگین، از لحاظ آماری تفاوتی در سه سطح عمقی نشان نداد ولی در اکوسیستم تخریب شده روند کاملاً مشخص افزایشی در میزان انتشار دی‌اکسیدکربن و سرعت معدنی شدن با افزایش عمق مشاهده شد. در علت

اکوسیستم‌های تخریب شده می‌تواند باشد. به‌طوری‌که همبستگی معنی‌دار مثبت انتشار دی‌اکسید کربن (سطح ۰/۰۱) با درصد شن در این مطالعه (جدول ۲) می‌تواند در ارتباط با تأثیر میزان اکسیژن موجود در خاک با فعالیت میکروارگانیسم‌ها باشد، زیرا ذرات شن سبب بهبود تهویه خاک می‌شوند (Van Schöll & NieuweSnhuis, 2004).

پیامد مهم در ارتباط با تغییر اکوسیستم‌های بومی به زمین‌های زراعی، کاهش میزان ماده آلی خاک است (Houghton *et al.*, 1983). در این مطالعه کمترین میزان ماده آلی در خاک اکوسیستم زراعی دیده شد (جدول ۱). زراعت در اکوسیستم گراسلندهای آلی در چین بمدت ۸، ۱۶ و ۴۱ سال نشان داد که سبب کاهش ۲۵٪، ۳۹٪ و ۵۵٪ کربن آلی خاک شده است (Wu & Tiessen, 2002). در این تحقیق کمترین میزان انتشار دی‌اکسیدکربن و معدنی شدن مربوط به زمین زراعی بود. شخم عمیق و بهم خوردن افق‌های خاک، فرسایش و افزایش دمای سطح خاک، تأثیرات منفی کودهای شیمیایی و سموم می‌تواند دلایل این کاهش باشد. همچنین زراعت سبب شکسته شدن خاکدانه‌های خاک، کاهش تخلخل کل و تشدید تجزیه و معدنی شدن ماده آلی خاک به دلیل در معرض قرار گرفتن ماده آلی خاک که قبلاً غیر قابل دسترس برای تجزیه توسط میکروارگانیسم‌ها بوده می‌شود (Sparling *et al.*, 1992; Haynes 1999; Shepherd *et al.*, 2001). از طرفی کاهش مواد غذایی خاک همانند ازت و فسفر (جدول ۱) نیز می‌تواند سبب کاهش فعالیت میکروارگانیسم‌ها شده باشد، به‌طوری‌که در این مطالعه همبستگی مثبتی بین انتشار دی‌اکسیدکربن و فسفر خاک دیده شد (جدول ۲). بنابراین می‌توان گفت ۱۹ سال زراعت در این اکوسیستم بدلیل شرایط نسبتاً مرطوبی که در منطقه حاکم است به سرعت سبب مصرف و تجزیه ماده آلی غیر قابل دسترس توسط میکروارگانیسم‌ها شده و دیگر منبعی برای تجزیه توسط میکروارگانیسم‌ها پس از این مدت در خاک باقی نمانده است که همین عامل سبب کم بودن انتشار دی‌اکسیدکربن در این اکوسیستم شده است.

- (eds.) *Methods of Soil Analysis Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition. Agronomy Society of America, Madison, WI.
- Bond-Lamberty, B. and Thomson, A., 2010a. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464: 579-582.
- Bond-Lamberty, B., Wang, C.K. and Gower, S.T., 2004. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? *Global Change Biology* 10: 1756-1766.
- Bouyoucos, G. S., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal*, 54, 464-465
- Bujalsky, L., Kaneda, S., Dvorscık, P. and Frouz, J., 2014. In situ soil respiration at reclaimed and unreclaimed post-miningsites: Responses to temperature and reclamation treatment. *Ecological Engineering*, 68 : 53-59.
- Cerri, C. C., Bernoux, M., Cerri, C. E. and Feller, C., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. *Soil Use and Management* 20: 248-254.
- Cheng, J., Wu, G. L., Zhao, L. P., Li, Y., Li, W. and Cheng, J. M., 2011. Cumulative effects of 20-year exclusion of livestock grazing on above- and belowground biomass of typical steppe communities in arid areas of the Loess Plateau, China. *Plant Soil Environment*, 57: 40-44.
- Conant, R. T., Paustian, K., Elliott and Lilisand.E. T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecology Applications*, 11: 343-355.
- Correia, A. C., Minunno, F., Caldeira, M.C., Banza, J., Mateus, J., Carneiro, M., Wingate, L., Shvaleva, A., Ramos, A., Jongen, M., Bugalho, M. N., Nogueira, C., Lecomte, X. and Pereira, J. S., 2012. Soil water availability strongly modulates soil CO₂ efflux in different Mediterranean ecosystems: Model calibration using the Bayesian approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 161: 88-100
- Dermer, J. D. and Schuman, G. E., 2007. Carbon sequestration and rangelands: a synthesis of land management and precipitation effects. *Journal of Soil Water Conserv*, 62: 77e85.
- Follett, R. F., 2001. Soil management concepts and carbon sequestration zin cropland soils. *Soil Tillage Research*, 61: 77-92.
- Fu, X. L., Shao, M. A., Wei, X. R. and Robertm, H., 2010. Soil organic carbon and total nitrogenas affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. *Geoderma*, 155, 31-35.
- Hamdi, S., Moyano F., Sall S., Bernoux, M. and Chevallier, T., 2013. Synthesis analysis of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods
- چرایی چنین رخدادی می‌توان گفت که احتمالاً با تخریب پوشش گیاهی و کم شدن ریشه گیاهان و تردد، خاک متراکم شده و این تراکم سبب کاهش اکسیژن و در نتیجه مرگ و یا کم شدن جمعیت میکروبی خاک شده است. در حالی که عمق میانی و پایینی تراکم نسبی کمتری نسبت به لایه سطحی داشته و در نتیجه فعالیت میکروبی تا حدودی وجود داشته و همین عامل سبب این تفاوت معنی‌داری شده است.
- در کل با پذیرفتن این اصل که انتشار زیاد گاز دی اکسید کربن در نتیجه جذب بیشتر دی‌اکسیدکربن است (اثرات جبرانی) می‌توان این احتمال را مطرح کرد که اکوسیستم مرتعی چرا شده سینک مناسبی برای جذب گاز دی اکسید کربن در مقایسه با دیگر اکوسیستم‌های ذکر شده در این پژوهش بود و از این لحاظ می‌تواند به‌عنوان اکوسیستمی پویا در جذب دی‌اکسیدکربن جو مطرح شود. در اکوسیستم زراعی و مرتع تخریب شده با نبود پوشش گیاهی تنها اکسید و شکستن ترکیبات هوموسی که طی سالیان تداوم حیات، در خاک ذخیره شده اتفاق افتاده و سبب خروج کربن بدون جایگزینی شده و در اثر کاهش مواد آلی ورودی جمعیت میکروبی کاهش یافته و در نتیجه میزان انتشار دی اکسید کربن در اکوسیستم‌های تغییر یافته کم شده است.

منابع مورد استفاده

- Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10: 215-221.
- Asner, G. P., Elmore, A. J., Olander, L. P., Martin, R. E. and Harris, A. T., 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Ann. Rev. Environ. Resour.* 29: 261-299.
- Bai, Z. G., Dent, D. L., Olsson, L. and Schaepman, M. E., 2008. Global Assessment of Land Degradation and Improvement. 1. Identification by Remote Sensing. *World Soil Information*, Wageningen.
- Blake, G. R., and Hartge., K. H., 1986. Bulk Density. In A. Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 1 - Physical and Mineralogical Methods* Second Edition. American Society of Agronomy, Madison WI.
- Bremner, J. M. and Mulvaney, C. S., 1982. Nitrogen—Total. In Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney

- Biology, 35: 453- 459.
- Shepherd, T. G., Saggarr, S., Newman, R. H., Ross, C. W. and Dando, J. L., 2001. Tillage induced changes to soil structure and soil organic carbon fractions in New Zealand soils. *Australian Journal of Soil Research* 39, 465-489.
- Smith, P., 2012. Agricultural greenhouse gas mitigation potential globally, in Europe and in the UK: what have we learnt in the last 20 years? *Global Change Biology* 18: 35-43.
- Song, M., Jiang J., Cao G. and Xu X., 2010. Effects of temperature, glucose and inorganic nitrogen inputs on carbon mineralization in a Tibetan alpine meadow soil. *European Journal of Soil Biology*. 46, 375-380
- Songa, M., Jianga, J., Caod, G. and Xu. X., 2010. Effects of temperature, glucose and inorganic nitrogen inputs on carbon mineralization in a Tibetan alpine meadow soil. *European Journal of Soil Biology*. 46, 375-380.
- Sousa, F. P., Ferreira, T. O., Mendonca, E. S., Romero, R. E. and Oliveira, J. G. B., 2012. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 148, 11-21.
- Sparling, G. P., Shepherd, T. G. and Kettles, H. A., 1992. Changes in soil organic C, microbial C and aggregate stability under continuous maize and cereal cropping, and after restoration to pasture in soils from Manawatu region, New Zealand. *Soil & Tillage Research* 24, 225-241.
- Subke, J. A. and Bahn, M., 2010. On the 'temperature sensitivity' of soil respiration: can we use the immeasurable to predict the unknown? *Soil Biol. Biochem.* 42:1653-1656.
- Sun, D. S., Wesche, K., Chen, D. D., Zhang, S. H., Wu, G. L., Du, G. Z. and Comerford, N. B., 2011. Grazing depresses soil carbon storage through changing plant biomass and composition in a Tibetan alpine meadow. *Plant Soil Environ.* 57, 271-278.
- Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M. and Lõhmus, K., 2012. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 267, 117-126.
- Van Schöll, L. and Nieuwe Shuis, R., 2004. Soil fertility management. *Agrodok 2*. Wageningen (The Netherlands): Agromisa Foundation.
- Wang, Y. F., Cui, X. Y., Hao, Y. B., Mei, X. R., Yu, G. R., Huang, X. Z., Kang, X. M. and Zhou, X. Q., 2011. The fluxes of CO₂ from grazed and fenced temperate steppe during two drought years on the Inner Mongolia Plateau, China. *Science of the Total Environment*, 410-411, 182-190
- Wu, R. and Tiessen, H., 2002. Effect of land use on and soil conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 115-126.
- Haynes, R. J., 1999. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 210-216.
- Hopkins, D. W., 2007. Carbon Mineralization. 89-606. In : M. Carter, R. and Gregorich, E. G., (Eds.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science Publication .
- Houghton, R.A., J.E. Hobbie, J.M. Melillo, B. Moore, B.J. Peterson, G.R. Shaver, and G.M. Woodwell. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: A net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecological Monographs*, 53:235-262.
- IPCC: Climate change, 2000: The scientific basis. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jassal, R. S., Black, T. A. and Nesic, Z., 2012. Biophysical controls of soil CO₂ efflux in two coastal Douglas-fir stands at different temporal scales. *Agricultural and Forest Meteorology* 153, 134-143.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623-1627.
- Lloyd, J. and Taylor, J. A., 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Function Ecology*, 8: 315-323.
- Losi, C. J., Siccama, T. G., Juan, R. C. and Morales, E., 2003: Analysis of alternative Methods for estimating carbon stock in young tropical plantations. *Forest Ecology and Management*, 184: 355-368.
- McLean, E. O., 1982. Soil pH and lime requirement. 107-138. In *Methods of Soil Analysis*. Miller, A. L., R. H. and Keeney, D. R., (Eds.) Part 2: Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Society of America, Madison, WI.
- Nelson, D. W., Sommers, L. E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. 961-1010. In : *Methods of soil analysis*. Sparks, D.L., PA Helmke, P. A., Loeppert, P. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A. and Johnston, C. A., (Eds.). Part 3: Chemical methods'. Soil Science Society of America, Inc., American Society of Agronomy, Inc.: Madison, WI
- Paustian, K., J. Six, Elliot and Harison, H. W. 2000. Hunt: Management options for reducing CO emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry*, 48: 147-163.
- Risk, D., Kellman, L., Beltrami, H., 2002. Carbon dioxide in soil profiles: Production and temperature dependence. *Geophysical Research Letters*, 29, 4p.
- Sarapatka, B. and Cizkova, S., 2013. The influence of different types of grassland on soil quality in upland areas of Czech Republic. *Journal of Environmental*

- organic carbon and total nitrogen storage as affected by land use in a small watershed of the Loess Plateau, China. *European Journal of Soil Biology* 54, 16-24.
- Zibilske, L. M., 1994, Carbon mineralization. In *Methods of soil analysis, Part 2*, R. W. Weaver et al., eds., pp. 835-863, SSSA Book Ser. 5 SSSA, Madison, WI.
- soil degradation in Alpine grassland soil, China. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1648-1655
- Yuste, J. C., Baldocchi, D. D., Gershenson, A., Goldstein, A., Misson, L. and Wong, S., 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology*, 13: 2018-2035.
- Zhang, C., Liu, G., Xue, S. and Sun, C., 2013. Soil

Impact of land use management on soil CO₂ greenhouse gas emissions (Case study: Fandoghloo Forest Reserve)

Sh. Hajagha Memar¹, F. Keivan Behjou^{2*}, K. Sefidi³ and B. Behtari⁴

1-Former M.Sc. Student in Range Management, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

2*-Corresponding author, Associate Professor, Department of Wood and Paper Science and Technology, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran, Email: f_keyvan@uma.ac.ir

3- Assistant Professor, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

4-Ph.D. Student in Range Management, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Iran

Received:8/25/2014

Accepted:1/19/2015

Abstract

The aim of this study was to investigate the impact of ecosystem change on emissions and carbon mineralization rate in Fandoghloo region. Soil sampling was performed at three depths (0-30 cm) from the grazing rangeland ecosystem, degraded rangeland ecosystem, and agricultural, ecosystem. Carbon dioxide emissions were measured during incubation with alkali absorption method. The highest and lowest emissions of carbon dioxide and carbon mineralization rate were obtained in the grazing rangeland ecosystem ($0.968 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil}$ and $0.00314 \text{ mol C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$), and the degraded rangeland ecosystem ($4693 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ soil}$, and $0.0015 \text{ mol C kg}^{-1} \text{ soil d}^{-1}$), respectively, showing a significant difference with other ecosystems at different depth levels. According to the results, significant differences were found for the activity of microorganisms in decomposition of organic matter in the study ecosystems. The dynamics of vegetation and returned fine roots caused high emissions of CO₂ in soil of grazing rangeland ecosystem. In the agricultural ecosystem, due to the relatively wet conditions and failure to return organic matter to the soil, the decomposition of inaccessible organic matter caused to decreased soil organic matter and low carbon dioxide emissions.

Keywords: Incubation, alkali absorption, carbon mineralization, microorganism.