تأثیرپذیری برخی شاخص‌های اکوفیزیولوژیک خاک از تغییر کاربری اراضی در جلگه سلدوز (نقده - آذربایجان‌غربی)

سیدعلی ابراهیم‌زاد[1*]، ناصر علی‌اصغرزاد[2]، نصرت‌اله نجفی[3]

تاریخ دریافت: 91/04/20 تاریخ پذیرش: 92/06/27

1- فارغ التحصیل کارشناسی‌ارشد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

2- استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

3- دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

*. مسئول مکاتبه: E-mail: S.A.Ebrahimzad@gmail.com

چکیده

شاخص‌های اکوفیزیولوژیک خاک بسیار حساس بوده و از طریق آن‌ها می‌توان به میزان و نوع تغییرات در اکوسیستم خاک پی برد. این مطالعه به صورت فاکتوریل و در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور کاربری اراضی در سه سطح (مرتع، باغ سیب و زراعت) و عمق خاک در دو سطح (30-0 و 60-30 سانتی‌متر) و با پنج تکرار در منطقه میرآباد جلگه سلدوز نقده واقع در استان آذربایجان‌غربی در پهنه‌ای به مساحت 200 هکتار انجام گردید. شاخص‌های اکوفیزیولوژیک خاک شامل تنفس پایه، تنفس ناشی از بستره، کربن بیوماس میکروبی، نیتروژن بیوماس میکروبی، فسفر بیوماس میکروبی، کربوهیدرات‌ها، سهم متابولیک، سهم میکروبی و شاخص‌های شیمیایی شامل کربن آلی، pH، EC، درصد کربنات کلسیم معادل و شاخص‌های فیزیکی شامل بافت خاک و درصد خاکدانه‌های پایدار در آب اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد که شاخص‌های اکوفیزیولوژیک خاک در کاربری‌های زراعت و باغ سیب نسبت به مرتع دست نخورده (شاهد) کاهش معنی‌داری دارند. کاهش تنفس پایه در کاربری باغ سیب و زراعت نسبت به کاربری مرتع در عمق 30 – 0 به ترتیب 49/29، 43/97 درصد و در عمق 60 – 30 به ترتیب 67/1، 65/79 درصد بود. کاهش معنی‌دار تنفس پایه با افزایش عمق خاک به ترتیب در کاربری‌های مرتع، باغ سیب و زراعت 54/79، 49/98، 52/95 درصد به دست آمد. نتیجه این تحقیق نشان داد که کیفیت و سلامت خاک در اثر تغییر کاربری از مرتع به زراعت و باغ سیب طی 50 سال اخیر در منطقه مورد مطالعه کاهش معنی‌داری پیدا کرده است.

واژه‌های کلیدی: شاخص‌های اکوفیزیولوژیک خاک، سلامت خاک، کاربری اراضی، کیفیت خاک، تنفس پایه خاک.

Impressionability of Some Soil Ecophysilogical Indices by land Use Changes in Suldoz Plain (Naqadeh, West Azarbaijan)

SA Ebrahimzad[1*], N Aliasgharzad[2] and N Najafi[3]

Received: July 10, 2012 Accepted: September 18, 2013
[1]Graduate MSc, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Tabriz
[2]Prof, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Tabriz
[3]Assoc Prof, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Tabriz
Corresponding author E-mail: S.A.Ebrahimzad@gmail.com

Abstract

Soil ecophysilogical indices are very sensitive to changes in the soil ecosystem. This study was accomplished as factorial on the basis of randomized complete block design with two treatments containing land use and soil depth and five repetitions in an area of about 200 ha which has located in Mirabad region, Suldoz plain (west Azerbaijan, Iran). Three types of land use (pasture, cultivation and apple orchards), and two vertical soil depths (0-30 cm and 30-60 cm) were considered in this experiment. Soil basal and substrate induced respirations (BR and SIR), microbial biomass carbon (MBC), microbial biomass nitrogen (MBN), microbial biomass phosphorus (MBP), soil carbohydrates (SC) were measured as biological indices. Metabolic and microbial quotients (q_{CO2} and q_{mic}) were determined as ecophysiological parameters. Some important soil physical and chemical properties such as organic carbon, pH, EC, carbonate calcium equivalent (CCE), soil texture and water aggregate stability (WAS) were also determined. Soil quality and health indices were significantly decreased in apple orchard and crop production fields compared to the intact grassland. Decline in BR in orchards and crop fields at 0-30 cm depth were 49.29% and 43.97%, and at 30-60 were 67.10% and 65.79%, respectively. The decrease in BR by increasing of soil depth in grassland, orchard and crop field were 54.79%, 49.98% and 52.95%, respectively. Soil quality and health indices were significantly decreased in apple orchard and crop production fields compared to the intact grassland.

Key word: Land use, Soil ecophysilogical indices, Soil quality, Soil basal respiration, Soil health

مقدمه

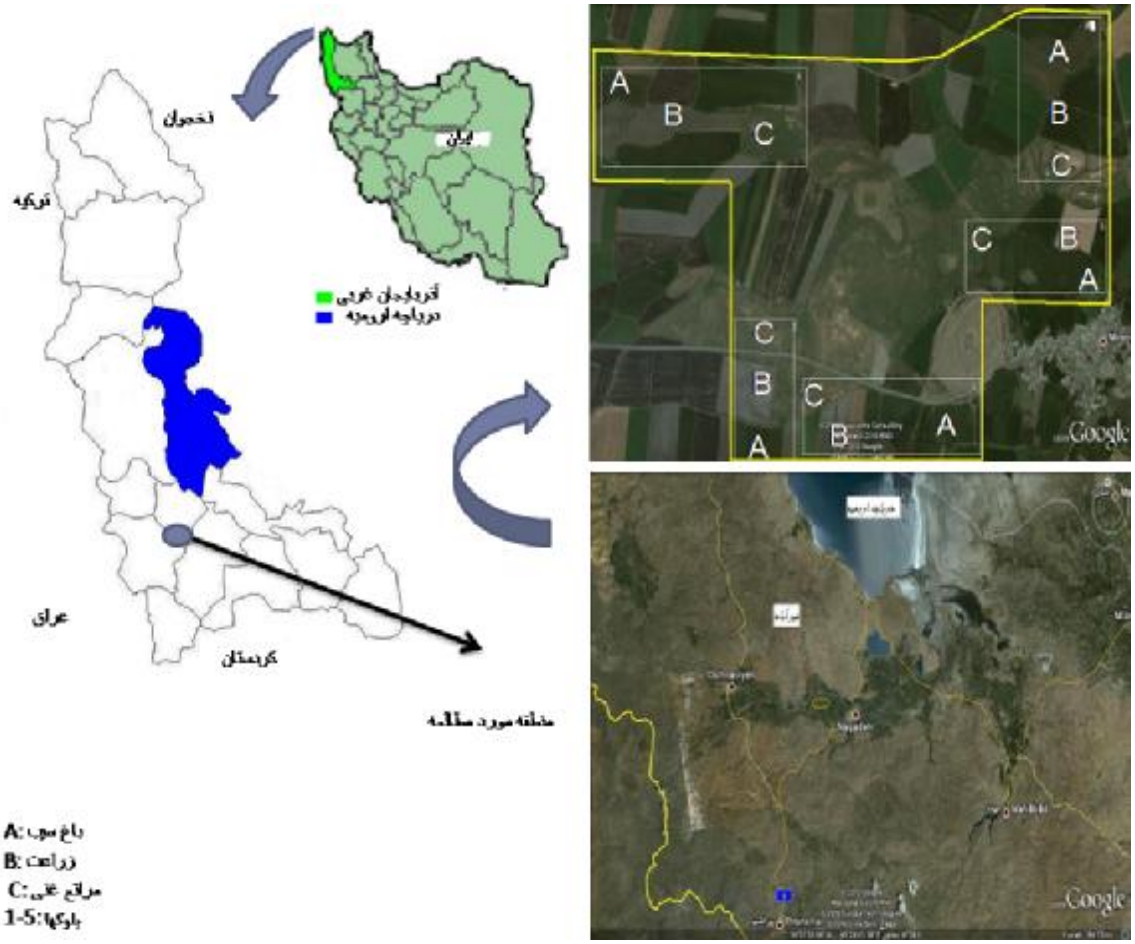
توان تولید خاک حاصل فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن می‌باشد. توازن پایدار این فرایندها به همراه مدیریت مناسب بهره‌برداری از خاک، موجب تداوم باروری آن می‌شود. هر گونه اقدام در جهت بر هم زدن این تعادل ممکن است اثرات جبران ناپذیری به دنبال داشته باشد. مدیریت گذشته طبیعت

برای دستیابی به نیازهای غذا و سوخت جمعیت در حال رشد باعث تخریب اراضی کشاورزی شده است و ادامه این روند تهدید بزرگی برای خاک‌ها و منابع طبیعی است. در اکثر کشورهای در حال توسعه بیشتر جمعیت روستایی برای امرار معاش به زمین وابسته‌اند، این جمعیت روستایی خیلی سریع رشد کرده و اثرات زیادی روی منابع می‌گذارد. از این اثرات می‌توان تغییر کاربری و پوشش زمین را نام برد. تخریب ذخایر طبیعی منتج به کاهش نواحی تحت کشت گیاهان طبیعی و تبدیل آنها به کاربری‌ها و پوشش‌های دیگر زمین می‌شود که تحت سیستم مدیریت انسان می‌باشد (بوکت و استروسینجدر 2003). به طور کلی تخریب خاک به دلیل تغییر کاربری یک مشکل جهانی می‌باشد. تغییرات شگرفی در کاربری زمین‌های خشک و نیمه‌خشک آسیا طی قرن بیستم رخ داده است و بیشترین افزایش زمین‌های کشاورزی در آسیا در 30 سال گذشته به‌خصوص دهه قبل بوده‌است. در فاصله سال‌های 1980–1970 نواحی جنگلی و مرتعی در آسیا 313 میلیون هکتار کاهش یافته که بیشترین مقدار کاهش در جهان بود (چالون و اجمیا 2002). برای حفظ این منابع و خاک‌ها برای نسل‌های آینده باید نظام مدیریتی توسعه یابند تا موجب حفظ و افزایش کیفیت خاک‌ها و سایر منابع طبیعی گردند. بر پایه اهداف کشاورزی، کیفیت خاک عبارت از توانایی تولید پایدار خاک است. بهره‌برداری پایدار از منابع خاک، امری اجتناب ناپذیر است. بخشی از ناپایداری سیستم کشاورزی به دلیل کاهش کیفیت خاک در طول زمان می‌باشد. پس حفاظت و نگهداری کیفیت خاک راهبرد مهمی برای پیشرفت اقتصادی و بهبود وضعیت کیفیت محیط زیست است. بر همین اساس انتخاب نوع عملیات مدیریتی و بهره‌برداری از اراضی بایستی با در نظر گرفتن حفظ کیفیت خاک انجام گیرد (لال و همکاران 1999). بنابراین ارتباط قوی بین کشاورزی پایدار و کیفیت خاک وجود دارد. سلامت خاک متأثر از فرایندهای میکروبیولوژیک است. ریزجانداران توانایی ویژه‌ای در سنجش کیفیت و سلامت خاک دارند و سریعاً به تغییرات محیطی واکنش نشان می‌دهند. تغییراتی که در کوتاه مدت در سلامت خاک ایجاد می‌شود توسط پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مثل بافت خاک، EC، pH و غیره قابل سنجش نیستند. این پارامترها در دراز مدت تحت تأثیر قرار می‌گیرند ولی پارامترهای بیولوژیک و اکوفیزیولوژیک سریعاً تحت تأثیر قرار گرفته و با اندازه‌گیری آنها می‌توان به میزان و نوع تغییرات در اکوسیستم خاک پی برد (دوران 1980؛ دیک 1984؛ گوپتا و جرمیدا 1988). سهم متابولیک و سهم میکروبی از جمله شاخص‌های اکوفیزیولوژیک هستند که برای تعیین وضعیت میکروبی خاک مورد ارزیابی قرار می‌گیرند. خاک‌های حاوی کود آلی دارای سهم متابولیکی کمتری نسبت به خاک‌های حاوی کود معدنی هستند (علی‌اصغرزاد1390). اعمال مدیریت‌های مربوط به کشاورزی متداول، ماده آلی و فعالیت میکروبی خاک را کاهش می‌دهد. ماده آلی کلید حاصلخیزی و باروری خاک است. برای حفظ مقدار حاصلخیزی و قدرت تولید یک خاک، میزان ماده آلی آن باید در سطح مناسبی حفظ گردد. متأسفانه سطح مواد آلی خاک‌های زراعی ایران عمدتاً کمتر از یک درصد است که این ناشی از مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی به‌خصوص کودهای نیتروژنی و عدم استفاده از کودهای آلی در سالیان اخیر است (محمدیان و ملکوتی 1381). ذخایر ناپایدار کربن خاک به عنوان شاخص‌های حساس، برای مشاهده روند تغییرات در مواد آلی خاک پیشنهاد شده است (اسپارلینگ 1998). ذرات مواد آلی بخشی از مواد آلی است که از نظر مقدار تجزیه حد واسط بقایای گیاهی تازه و هوموس می‌باشد و به عنوان مخزن موقتی مواد آلی شناخته می‌شود. این بخش هر چند سهم ناچیزی از حجم خاک را به خود اختصاص می‌دهد ولی به دلیل داشتن زمان بازگشت کوتاه و نیز غنی بودن از عناصر غذایی و کربن از شاخص‌های مهم کیفیت خاک به حساب می‌آید (هاینز و

همکاران 2005). هریک از عملیات زراعی که ویژگی‌های خاک و پوشش گیاهی را تغییر دهد، موجودات خاک را نیز تحت تأثیر قرار خواهد داد. تعداد زیادی از عملیات زراعی وجود دارد که هر یک از آنها ممکن است مقدار آب خاک، دما، تهویه، pH، مقدار نیتروژن و کربن آلی را به‌طور متناوب تحت تأثیر قرار دهند. یکی از این عوامل، عملیات خاک‌ورزی است. به دنبال شخم معمولی فعالیت میکروبی افزایش می‌یابد که این افزایش در نتیجه تخریب خاکدانه‌ها، بهبود تهویه و در معرض قرار گرفتن سطح مواد قابل تجزیه می‌باشد (علی‌اصغرزاد 1389). تغییر کاربری از جنگل یا مرتع به کشاورزی باعث تخریب خاک می‌شود. تخریب به معنی کاهش موقت یا دائمی ظرفیت تولید است. در بررسی کیفیت خاک چهار کاربری (اراضی کشاورزی، اراضی کشاورزی تبدیل شده به مرتع، جنگل اقاقیا و جنگل طبیعی به عنوان شاهد) که در کشور بنگلادش انجام گرفت، کیفیت خاک در اراضی کشاورزی 44% افت نشان داد. در اراضی کشاورزی که به مرتع و جنگل اقاقیا تبدیل شده بودند کیفیت خاک 6% تا 16% بهبود یافت. تخریب کیفیت خاک در نتیجه کاهش و شکسته شدن خاکدانه‌های بزرگ و کاهش بیوماس میکروبی و ماده آلی خاک بر اثر کشت و کار می‌باشد (اسلام و ویل 1998). البته لازم به ذکر است که تغییر کاربری به کشاورزی همواره سبب تخریب خاک و کاهش کیفیت آن نمی‌شود. اگر مدیریت صحیح انجام گیرد ممکن است شاخص‌های کیفیت خاک بهبود یابند. همچنین تبدیل زمین‌های بایر با پوشش گیاهی ضعیف به کشاورزی و اعمال مدیریت‌های مناسب، منجر به بهبود کیفیت خاک می‌گردد (علی-اصغرزاد 2010). سازمان خواربار جهانی پس از بررسی 9 کشور آسیایی در گزارشی در سال 1994 ایران را از جمله کشورهایی دانسته که اراضی کشاورزی و عرصه‌های منابع طبیعی آن به شدت تحت تأثیر فرسایش و تخریب هستند (فائو 1994). هدف از این تحقیق بررسی تأثیر تغییر کاربری صورت گرفته در اراضی منطقه مورد مطالعه (جلگه سلدوز) طی 50 سال اخیر و از مرتع به زراعت و باغ سیب بر کیفیت و سلامت خاک بود.

مواد و روش‌ها

این آزمایش طی بهار سال 89 در دشت سلدوز واقع در منطقه میرآباد نقده (استان آذربایجان‌غربی) در پهنه‌ای به مساحت تقریبی 200 هکتار انجام گرفت. موقعیت جغرافیایی محدوده مطالعاتی، "48/22 ′18 °45 تا "35/64 ′17 °45 طول شرقی و "35/89 ′59 °36 تا "56/83 ′58 °36 عرض شمالی با ارتفاعی حدود 1325 متر از سطح می‌باشد. میانگین بارندگی منطقه در دوره 26 ساله آبی 1358 تا 1384 326/3میلی‌متر، بیشترین و کم‌ترین میزان بارندگی به ترتیب مربوط به فصل زمستان با بارندگی 113/2 میلی‌متر و فصل تابستان با بارندگی 4/6 میلی‌متر است. در دوره 26 ساله 1358 تا 1384 میانگین درجه حرارت سالیانه 12/8°C حداکثر دما42°C و حداقل دما 20°C- می‌باشد. این مطالعه به‌صورت فاکتوریل بر پایه طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور کاربری اراضی در سه سطح (سه نوع کاربری) شامل: 1- باغ سیب توأم با زراعت یونجه (کشت مخلوط) با قدمت بیش از 10 سال، 2- زمین زراعی با تناوب (گندم ـ چغندرقند ـ ذرت ـ کلزا)، 3- مرتع درجه یک با تراکم بالای 90% پوشش گیاهان مرتعی (به عنوان بوم‌نظام شاهد) و عمق خاک در دو سطح (30-0 و 60-30 سانتی‌متر) در پنج تکرار (بلوک) پیاده شد از هر کاربری داخل هر بلوک دو نمونه مرکب از عمق‌های 30 – 0 و 60 - 30 سانتی‌متر برداشته شده و در محل نمونه‌برداری از الک 2 میلی‌متری عبور داده، و بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شد.



شکل1- موقعیت منطقه مورد مطالعه و بلوک‌بندی.

نمونه‌ها به منظور تجزیه‌های بیولوژیکی در دمای 4°C نگهداری شدند. تنفس پایه[1]، تنفس تحریک شده با بستره[2]، کربن بیوماس میکروبی[3]، نیتروژن بیوماس میکروبی[4]، فسفر بیوماس میکروبی[5] و کربوهیدرات‌های خاک[6] به عنوان شاخص‌های اکوفیزیولوژیک مد نظر قرار گرفتند. چون با تغییر کاربری این شاخص‌ها سریعاً تحت تأثیر قرار گرفته و با اندازه‌گیری آنها می‌توان به میزان و نوع تغییرات در اکوسیستم خاک پی برد بدین منظور این شاخص‌ها انتخاب و به روشهای زیر اندازه‌گیری گردیدند.

تنفس پایه

نمونه‌های خاک در ظروف بسته در دمای 25°C نگهداری شده و مقدار دی‌اکسیدکربن تولید شده، توسط هیدروکسید سدیم جذب گردیده و بوسیله تیتراسیون تعیین گردید (آیزر مایر 1952).

تنفس ناشی از بستره

نمونه‌های خاک با گلوکز مخلوط شده و به مدت حداقل 24 ساعت انکوبه و سپس همانند تنفس پایه اندازه‌گیری شد (آندرسون و دامش 1986).

کربن بیوماس میکروبی

نمونه‌های خاک با کلروفرم تدخین شده و با محلول سولفات پتاسیم استخراج (عصاره‌گیری) شدند (اسپارلینگ و وست، 1988). مقدار کربن آلی موجود در

[1]Basal respiration
[2]Substrate induced respiration
[3] Microbial biomass carbon
[4]Microbial biomass nitrogen
[5]Microbial biomass phosphorus
[6]Soil carbohydrates

عصاره خاک به‌وسیله محلول دی‌کرومات پتاسیم اکسید شده، و در نهایت مقدار دی‌کرومات پتاسیم باقیمانده به وسیله تیتراسیون با فروآمونیوم سولفات (اشوت و اشنپل، 1981، اصلاح شده) اندازه‌گیری گردید.

نیتروژن بیوماس میکروبی

نمونه‌های خاک پس از تدخین با کلروفرم ، با محلول سولفات پتاسیم عصاره‌گیری و عصاره‌ها تا موقع اندازه‌گیری در دمای 4°C نگهداری شدند (بروکس و همکاران 1985). مقدار نیتروژن موجود در عصاره‌ها به روش ایندوفنل (ریلی و سین هاسنی 1957) با اندکی اصلاحات اندازه‌گیری شد.

فسفر بیوماس میکروبی

فسفر بیوماس از طریق تفاوت فسفر معدنی قابل استخراج از خاک تدخین شده و تدخین نشده تعیین گردید (بروکس و همکاران، 1982).

کربوهیدرات‌های خاک

کربوهیدرات‌های خاک در سه گروه کربوهیدرات‌های محلول در آب سرد[1]، کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ[2]، و کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک 0/25 مولار[3]، اندازه‌گیری گردید. بدین منظور، 2 میلی‌متر از عصاره را برداشته و به آن 0/06 میلی‌لیتر فنل 80 درصد وزنی و 5 میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ (98 درصد) جهت ایجاد رنگ زرد متمایل به نارنجی اضافه شد و مقدار جذب با استفاده از اسپکتروفتومتر در طول موج 490 نانومتر قرائت گردید (دوبیوس و همکاران 1956).

سهم متابولیک

سهم متابولیک از تقسیم دی اکسید کربن (میلی‌گرم کربن) آزاد شده در هر ساعت از هر گرم خاک (در تنفس پایه) بر کربن بیوماس میکروبی خاک (گرم) محاسبه شد (مارتنز 1991)

سهم میکروبی

سهم میکروبی از تقسیم دو پارامترکربن بیوماس میکروبی خاک بر حسب میلی‌گرم بر کربن آلی خاک بر حسب گرم محاسبه شد، در این نسبت از کربن بیوماس میکروبی خاک و کربن آلی موجود در نمونه‌های هوا خشک خاک استفاده شد. (مارتنز 1991).

بافت خاک به روش هیدرومتر (بایوکس 1962)، کربن آلی به روش والکلی ـ بلک (بلک‌مور و همکاران 1972)، درصد کربنات کلسیم معادل خاک به روش جکسون (1958)، pH وEC خاک در عصاره گل اشباع (پیج و همکاران 1987) اندازه‌گیری گردید. تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌ها (با آزمون دانکن در سطح احتمال یک درصد) با استفاده از نرم افزار MSTATC انجام گرفت. از نرم افزار SPSS در سطح احتمال پنج درصد برای تعیین رگرسیون چند متغیره استفاده شده و نمودارها با نرم افزار Excel ترسیم گردید.

نتایج وبحث

با توجه نتایج به دست آمده از تجزیه‌های شیمیایی و فیزیکی نمونه خاک‌های مورد آزمایش، بافت خاک لوم رسی و رسی، pH خاک در محدوده 8/40-7/53، EC خاک بر حسب دسی‌زیمنس بر متر در محدوده 5/4-0/47، ، پایداری خاکدانه‌ها در حالت مرطوب از 55/77 تا 99/08 درصد و کربن آلی خاک در محدوده 0/85 تا 7/44 درصد است. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد آزمایش در جدول (1) تنظیم شده است.

[1] Cold water extractable carbohydrates
[2] Hot water extractable carbohydrates
[3] Sulfuric acid water extractable carbohydrates

تنفس میکروبی خاک

تنفس پایه

با توجه به شکل (2) بیشترین میزان تنفس پایه در کاربری مرتع و در عمق 30-0 سانتی‌متری ($1/05\ mg_{CO2}.g^{-1}.h^{-1}$) و کمترین میزان تنفس پایه در کاربری زراعت و در عمق 60 - 30 سانتی‌متری ($0/16\ mg_{CO2}.g^{-1}.h^{-1}$) بوده‌است. تغییر کاربری اراضی باعث تغییر شاخص‌های بیولوژیکی خاک شده است. تغییرات تنفس پایه در عمق‌های 30 – 0 و 60 – 30 سانتی‌متری در کاربری باغ به ترتیب 49/29 و 43/97 درصد ودر کاربری زراعت به ترتیب 67/1 و 65/79 درصد نسبت به کاربری مرتع افت کرده‌است. با افزایش عمق خاک در همه کاربری‌ها میزان تنفس پایه کاهش معنی‌دار نشان داد، افت تنفس پایه با افزایش عمق خاک در کاربری‌های مرتع، باغ سیب و زراعت، به ترتیب 54/79، 49/98، 52/95 درصد است. با توجه به نتایج حاصل از تجزیه رگرسیون چندمتغیره (جدول 2) رابطه مثبتی بین کربوهیدرات‌های محلول در آب گرم، فسفر بیوماس میکروبی، سهم متابولیک و کربن بیوماس میکروبی با تنفس پایه برقرار است. کربوهیدرات‌های محلول در آب گرم اکثراً شامل ترشحات ریشه می‌باشند که باعث تحریک تنفس میکروبی خاک می‌شوند، هر قدر بیوماس میکروبی خاک بالا باشد میزان تنفس میکروبی خاک نیز افزایش خواهد یافت. با توجه به اینکه در محاسبه سهم متابولیک، میلی‌گرم کربنCO_2 آزاد شده در تنفس پایه در صورت کسر قرار دارد لذا رابطه میان این دو پارامتر مثبت خواهد بود.

تنفس ناشی از بستره

بیشترین میزان تنفس ناشی از بستره در کاربری مرتع عمق 30-0 سانتی‌متری ($2/36\ mg_{CO2}.g^{-1}.h^{-1}$) است. تنفس ناشی از بستره در عمق 30–0 سانتی‌متری در کاربری باغ 37/74 و کاربری زراعت 38/3 درصد نسبت به کاربری مرتع کاهش یافته است. افت تنفس ناشی از بستره بر اثر افزایش عمق خاک در کاربری-های مرتع، باغ سیب و زراعت، به ترتیب 69/57، 57/35 و 55/17 درصد است (شکل 2). تنفس ناشی از بستره با کربن بیوماس میکروبی و درصد سیلت رابطه منفی و با کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ رابطه مثبت دارد (جدول 2). در تنفس ناشی از بستره اکثراً ریزجانداران غیر بومی خاک دخیل بوده که این ریزجانداران در بیوماس میکروبی خاک نقش چندانی ندارند و پس از تمام شدن ماده غذایی سهل‌الوصول مانند گلوکز جمعیت آنها به شدت کاهش می‌یابد. با افزایش درصد سیلت خاک منافذ لازم برای تهویه خاک کاهش می‌یابد، کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ ترکیبات غذایی سهل‌الوصول بوده و تحریک کننده تنفس است.

نسبت تنفس ناشی از بستره بر تنفس پایه

بیشترین میزان نسبت تنفس ناشی از بستره بر تنفس پایه در کاربری زراعت عمق 60 - 30 سانتی-متری (6/45) بوده و کمترین میزان آن در کاربری مرتع در همان عمق (1/55) است. پس در کاربری زراعت در عمق 60 – 30 سانتی‌متری شرایط زیستی نامساعد بوده و ریزجانداران به حالت کم‌فعال درآمده، و میزان جمعیت ریزجانداران کم‌فعال از ریزجانداران فعال در کاربری زراعت نسبت به سایر کاربری‌ها بیشتر است. ونگ و همکاران (2007) پارامترهای تنفس خاک را در دو جامعه گیاهی چمنزار دست نخورده و چمنزار دست خورده مقایسه کردند و در پایان دوره آزمایشی (فصل رویش) مشاهده کردند که شدت تنفس در چمنزار دست خورده 28 درصد کمتر ازچمنزار دست نخورده است. محققین دیگری چون یوسفی‌فرد و همکاران (1385) اسلام و ویل (1998) نتایج مشابهی گزارش کرده‌اند.

بیوماس میکروبی خاک

کربن بیوماس میکروبی خاک

تغییر کاربری اراضی باعث تغییر مقدار کربن بیوماس

میکروبی خاک شده است. این تغییرات در عمق‌های 30 – 0 و 60 – 30 سانتی‌متری در کاربری باغ به ترتیب 74/24 و 52/52 درصد و در کاربری زراعت به ترتیب و 70/23 و 69/33 درصد نسبت به کاربری مرتع کاهش یافته است.

تغییر عمق خاک تأثیر معنی‌داری بر مقدار کربن بیوماس میکروبی خاک نداشته‌است. با توجه به نتایج حاصل از تجزیه رگرسیون چند متغیره (جدول 2) رابطه میان درصد کربن آلی خاک، سهم متابولیک و نیتروژن بیوماس میکروبی با کربن بیوماس میکروبی مثبت است. هر قدر کربن آلی خاک بالا باشد محیط مناسبی برای فعالیت میکروارگانیسم‌ها فراهم شده و بیوماس میکروبی خاک نیز افزایش می‌یابد.

نیتروژن بیوماس میکروبی خاک

نیتروژن بیوماس میکروبی خاک نسبت به کاربری مرتع در کاربری باغ و زراعت در عمق 30 – 0 سانتی‌متری به ترتیب 60/44 و 65/99 درصد کاهش، در کاربری مرتع سطوح نیتروژن بیوماس میکروبی خاک با افزایش عمق خاک، 56/88 درصد کاهش یافته است. با توجه به نتایج حاصل از تجزیه رگرسیون چند متغیره (جدول 2) رابطه بین کربن بیوماس میکروبی و کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک با نیتروژن بیوماس میکروبی مثبت است.

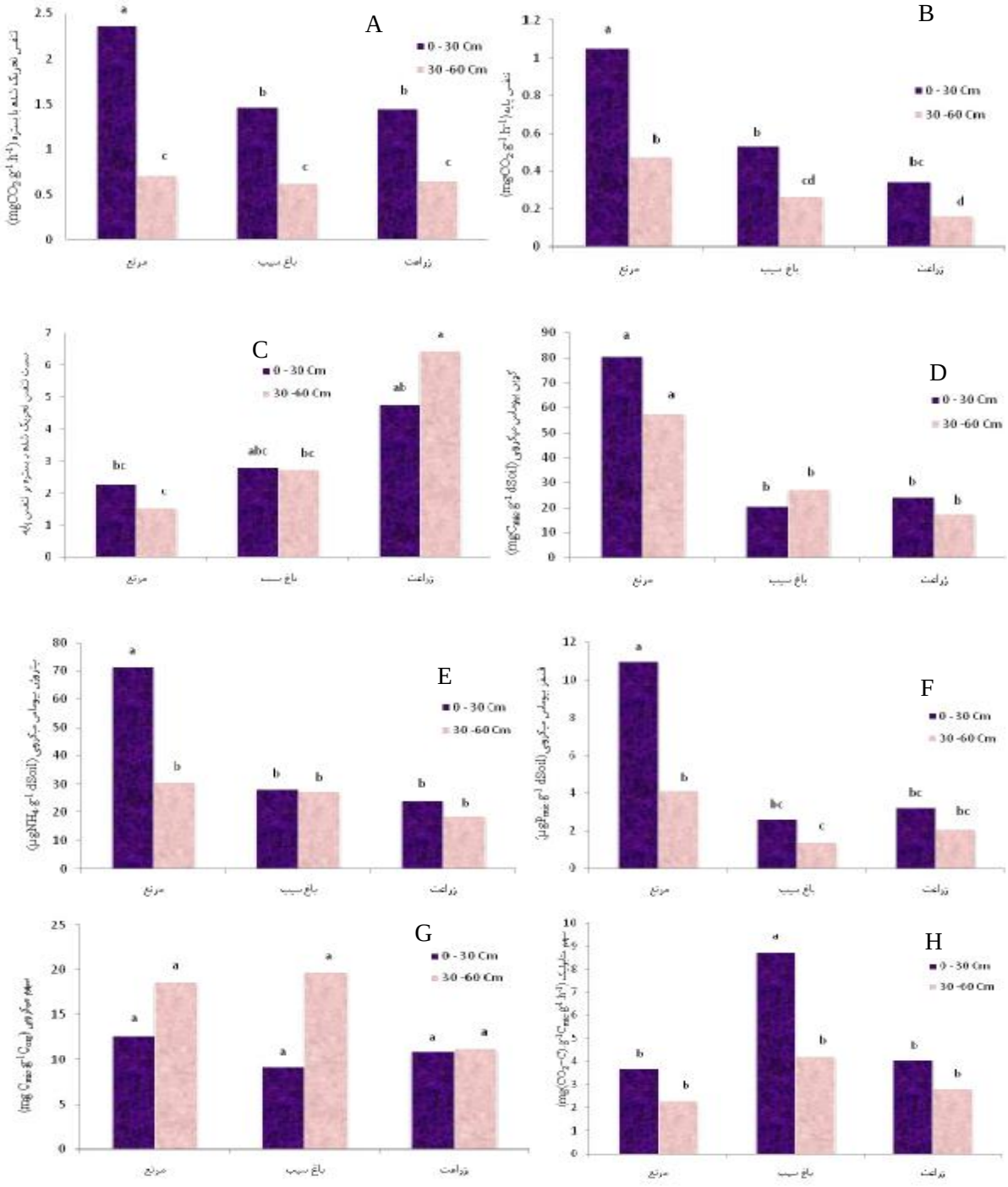
فسفر بیوماس میکروبی خاک

سطوح فسفر بیوماس میکروبی در کاربری باغ و زراعت نسبت به کاربری مرتع در عمق 30–0 سانتی‌متری به ترتیب 76/22 و 70/62 درصد کاهش یافته‌است. در عمق 60 – 30 سانتی‌متری اختلاف معنی‌دار در سطح فسفر بیوماس میکروبی در بین کاربری باغ سیب و مرتع وجود داشته و سطح فسفر بیوماس میکروبی در باغ سیب نسبت به مرتع 66/47 درصد کاهش یافته است. در کاربری‌های زراعت و باغ سیب در اعماق مورد مطالعه اختلاف معنی دار مشاهده نشد ولی در کاربری مرتع اختلاف معنی‌دار در سطح فسفر بیوماس میکروبی در اعماق مورد مطالعه مشاهده شد، بطوریکه با افزایش عمق به 60 – 30 سانتی‌متری فسفر بیوماس میکروبی 62/13 درصد کاهش یافت. نتایج رگرسیون چند گانه برای متغیر وابسته فسفر بیوماس میکروبی حاکی از وجود رابطه مثبت با شاخص میکروبی تنفس پایه و کربوهیدراتهای محلول در آب سرد خاک و رابطه منفی با درصد سیلت خاک است. به عقیده تیت و سالسیدو (1988) ریزجانداران خاک مخازن بالقوه عناصر غذایی قابل جذب برای گیاهان هستند و فسفر بیوماس میکروبی به عنوان یک منبع مهم فسفر برای آنها می‌باشد (کنو و همکاران 1994). دوران (1987) اثر درازمدت خاک‌ورزی را بر خاک‌های مختلف آزمایش و دریافت که بیوماس میکروبی در لایه سطحی خاک‌های بدون خاک‌ورزی، بطور متوسط 50 درصد بیشتر از خاک‌هایی است که درآنها خاک‌ورزی صورت گرفته است. وی همچنین گزارش کرد که بیوماس میکروبی با توزیع کربن آلی خاک و محتوای رطوبتی خاک توسط نوع خاک‌ورزی همبستگی نزدیک دارد. نتایج مشابه توسط فولت و شیمل (1989) و اسلام و ویل (1998) نیز گزارش شده است.

جدول1- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های منطقه مورد مطالعه

عمق خاک (cm)	نوع کاربری	بلوک	بافت خاک	pH	EC (dS/m)	CCE (%)	WAS (%)	OC (%)
0 -30	مرتع	1	لوم رسی	7/9	1/1	56/7	99/1	7/4
		2	لوم رسی	7/6	1/4	49/6	92/8	6/4
		3	لوم رسی	7/8	0/9	30	94/8	7/1
		4	لوم رسی	7/8	1/6	31/8	94/8	6/1
		5	لوم رسی	7/6	1/7	46/8	93/6	6/8
	باغ سیب	1	رسی	7/7	0/7	17	95/8	2/8
		2	رسی	7/7	0/7	26/2	94/4	2/3
		3	رسی	7/7	0/5	4/1	95/1	2/5
		4	رسی	7/7	1/1	10/9	74/4	2/2
		5	رسی	7/7	0/8	20/8	94/5	2/4
	زراعت	1	رسی	7/8	1/1	36/9	89/2	2/7
		2	رسی	7/8	0/1	17/4	83/5	1/8
		3	لوم رسی	7/5	0/9	9/5	55/8	1/8
		4	رسی	7/7	1/5	19/4	78/3	2/8
		5	رسی	7/6	1/3	20/7	84/2	2
30 -60	مرتع	1	رسی	7/7	3/4	57/7	90	3/4
		2	رسی	7/6	3/1	68/6	93/9	3/1
		3	رسی	7/7	1/3	26/3	93/2	3/3
		4	لوم رسی	7/7	4/5	34	91/9	3/5
		5	رسی	7/5	5/4	37/2	94/5	3/3
	باغ سیب	1	لوم رسی	7/7	0/5	21/9	98/7	1/5
		2	رسی	8/04	0/5	38/5	96/6	1/8
		3	رسی	7/7	0/5	19/5	92/7	1/2
		4	رسی	7/7	1/2	18	57/9	0/8
		5	رسی	7/9	0/7	22/4	92/8	1/8
	زراعت	1	رسی	7/9	0/9	54/1	96/7	2/5
		2	رسی	7/6	0/7	42/3	91/5	1/8
		3	رسی	7/6	0/8	8/3	78/5	1/3
		4	رسی	7/6	1/5	27	77/5	1/8
		5	رسی	7/5	0/8	20/8	97/3	1/7

pH: واکنش، **EC**: هدایت الکتریکی، **CCE**: درصد کربنات کلسیم معادل، **WAS**: خاکدانه‌های پایدار در آب، **OC**: کربن آلی.



شکل 2 - مقایسه میانگین‌های شاخص‌های اکوفیزیولوژیک در کاربری‌های مختلف ($P \leq 0/05$).

A: تنفس پایه، B: تنفس ناشی از بستره، C: نسبت تنفس ناشی ازبستره بر تنفس پایه، D، E و F به ترتیب کربن، نیتروژن و فسفر بیوماس میکروبی، G: سهم میکروبی، H: سهم متابولیک.

جدول2- معادلات حاصل از رگرسیون چند متغیره در 30 نمونه مورد آزمایش

روابط آماری	R^2
$BR = 0/0002\ HWEC + 0/022\ P_{mic} + 0/04\ q_{CO2} + 0/005\ C_{mic} - 0/137$	$0/93^{**}$
$SIR = 0/002\ HWEC - 0/017\ C_{mic} - 0/051\ Silt\% + 2/087$	$0/75^{**}$
$C_{mic} = 9/87\ OC\% + 1/47\ q_{mic} + 0/262\ N_{mic} - 20/41$	$0/89^{**}$
$N_{mic} = 0/554\ C_{mic} + 0/016\ SAEC + 1/299$	$0/68^{**}$
$P_{mic} = 0/066\ CWEC + 4/92\ BR - 0/213\ Silt\% + 5/195$	$0/86^{**}$
$q_{CO2} = -0/143\ q_{mic} - 0/067\ CCE - 0/52\ SIR/BR + 0/143\ Clay\% + 2/132\ SIR - 0/3\ CWEC + 2/279$	$0/77^{**}$
$q_{mic} = -0/77\ q_{CO2} - 0/653\ SIR/BR - 4/138\ OC\% + /285\ C_{mic} + 20/867$	$0/71^{**}$
$CWEC = 7/645\ P_{mic} + 2/218\ Silt\% + 63/858 pH - 547/87$	$0/82^{**}$
$HWEC = 218/842\ OC\% + 0/213\ SAEC + 120/36\ SIR + 21/089\ Silt\% - 849/63$	$0/96^{**}$
$SAEC = 1/66\ HWEC - 330/693\ OC\% + 501/12$	$0/65^{**}$
$\%OC = 0/003\ HWEC + 0/021\ CCE\% + 0/034\ Sand\% - 0/0006\ SAEC - 0/353$	$0/96^{**}$

BR: تنفس پایه، SIR: تنفس ناشی از بستره، C_{mic}: کربن بیوماس میکروبی، N_{mic}: نیتروژن بیوماس میکروبی، P_{mic}: فسفر بیوماس میکروبی، CWEC: کربوهیدرات-های محلول در آب سرد، HWEC: کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ، SAEC: کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک، q_{CO2}: سهم متابولیک، q_{mic}: سهم میکروبی، OC%: درصد کربن آلی خاک، pH: واکنش خاک، EC: هدایت الکتریکی خاک، CCE%: درصد آهک فعال خاک، Sand%: درصد شن خاک، Silt%: درصد سیلت خاک، Clay%: درصد رس خاک، WAS%: درصد خاک‌دانه‌های پایدار در آب، R^2: ضریب تبیین.

سهم متابولیک

بیشترین میزان سهم متابولیک در کاربری باغ سیب عمق 30 - 0 و کمترین میزان سهم متابولیک در کاربری مرتع است. سهم متابولیک در عمق 30 – 0 سانتی‌متری در کاربری باغ 137/5 درصد نسبت به کاربری مرتع افزایش نشان داد. افزایش سهم متابولیک در کاربری باغ سیب احتمالاً ناشی از تنش مصرف بی-رویه سموم دفع آفات است. وقتی میزان تنش بوم‌نظام زیاد است مقادیر سهم متابولیک بالا خواهد بود (آندرسون 1994؛ اسپارلینگ 1997). با توجه به جدول (2) سهم متابولیک با سهم میکروبی خاک، میزان آهک خاک، نسبت تنفس ناشی از بستره بر تنفس پایه و کربوهیدرات‌های محلول در آب سرد خاک رابطه منفی و با رس خاک و تنفس ناشی از بستره رابطه مثبت دارد. واردل و قانی (1995) در استفاده از سهم متابولیک به عنوان یک شاخص زیستی[1] تردید دارند زیرا قادر به تشخیص اثرات تنش به‌هم‌خوردگی خاک نمی‌باشد.

سهم میکروبی

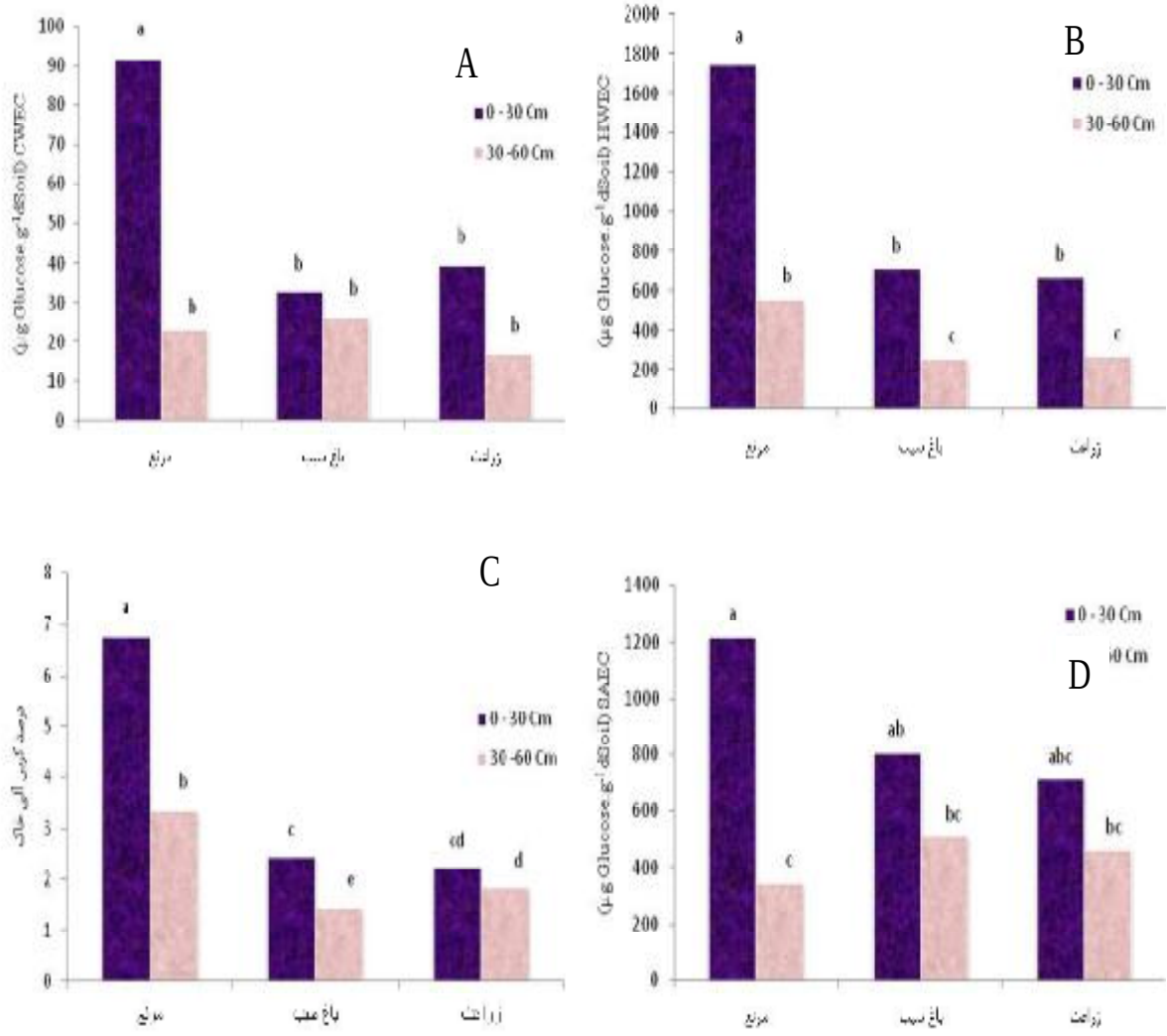
از لحاظ سهم میکروبی خاک در بین کاربری‌ها و اعماق مورد مطالعه خاک اختلاف معنی‌داری وجود ندارد (شکل 2). روابط آماری حاصله در جدول 2 نشان می‌دهد رابطه بین سهم متابولیک و SIR/BR و کربن آلی با سهم میکروبی خاک منفی و رابطه بین کربن بیوماس میکروبی خاک با سهم میکروبی خاک مثبت است. سهم میکروبی رابطه کربن میکروبی را با کربن آلی خاک نشان می‌دهد. از روی این نسبت می‌توان دینامیک کربن در خاک را بررسی کرد. نسبت‌های بالاتر از این اعداد نشانگر تجمع کربن در خاک و بر عکس نسبت‌های پایین بیانگر اتلاف یا کاهش کربن است (علی‌اصغرزاد 1390). لذا در کاربری‌های مورد مطالعه تعادل کربنی برقرار است.

[1] Bio-Indicator

مواد آلی خاک

کربوهیدرات‌های محلول در آب سرد

با توجه به شکل (3) تغییر کاربری اراضی باعث تغییر سطح کربوهیدرات‌های محلول در آب سرد شده-است. این تغییرات نسبت به کاربری مرتع در کاربری باغ و زراعت در عمق 30 – 0 سانتی‌متری به ترتیب 64/31 و 56/93 درصد کاهش یافته است. در کاربری مرتع با تغییر عمق خاک نسبت به خاک سطحی کربوهیدرات‌های محلول در آب سرد 74/63 درصد کاهش یافت. با توجه به جدول (2) رابطه بین فسفر بیوماس میکروبی، درصد سیلت و pH با کربوهیدرات-های محلول در آب سرد مثبت است.



شکل 3- مقایسه میانگین‌های کربوهیدرات‌های خاک در کاربری‌ها و عمق‌های مورد مطالعه ($P \leq 0/05$)

A، B وC به ترتیب کربوهیدرات‌های محلول در آب سرد، محلول در آب گرم و محلول در اسید سولفوریک ، D: کربن آلی خاک

کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ

با توجه به شکل (3) کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ نسبت به کاربری مرتع در کاربری باغ و زراعت در عمق‌های 30 – 0 و 60 - 30 سانتی‌متری به ترتیب 59/26، 54/67 و 61/68، 51/68 درصد کاهش یافته است. در کاربری‌های مرتع، باغ سیب و زراعت با تغییر عمق خاک نسبت به خاک سطحی کربوهیدرات-های محلول در آب داغ به ترتیب 68/11، 64/51 و

59/78 درصد کاهش یافت. با توجه به نتایج حاصل از تجزیه رگرسیون چند متغیره (جدول 2) رابطه کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ با کربن آلی خاک، کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک و تنفس ناشی از بستره خاک و درصد سیلت خاک مثبت است. کربوهیدرات‌های قابل عصاره‌گیری با آب داغ در پاسخ به تغییرات کوتاه مدت مدیریتی بسیار سریع‌تر ازکربن آلی خاک تغییر می‌کنند (هاینز و همکاران 1991).

کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک

با توجه به مقایسه میانگین‌ها (شکل 3) از لحاظ کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک در بین کاربری‌ها مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری وجود ندارد. در کاربری مرتع با افزایش عمق خاک کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک 71/77 درصد کاهش یافته است. در دیگر کاربری‌ها افزایش عمق خاک تأثیری بر روی پارامتر مذکور ندارد. با توجه به جدول (2) کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک رابطه مثبت با کربوهیدراتهای محلول در آب داغ خاک و رابطه منفی با درصد کربن آلی خاک دارد.

کربن آلی خاک

با توجه به شکل (3) کربن آلی خاک نسبت به کاربری مرتع در کاربری باغ و زراعت در عمق‌های 30 – 0 و 60 - 30 سانتی‌متری به ترتیب 63/81 ، 57/15 و 66/99 ، 44/77 درصد کاهش یافته است. در کاربری-های مرتع، باغ سیب با تغییر عمق خاک نسبت به خاک سطحی کربن آلی خاک به ترتیب 50/77 و 41/68 درصد کاهش یافت. با توجه به نتایج حاصل از تجزیه رگرسیون چند متغیره (جدول 2) رابطه بین کربوهیدرات‌های محلول در آب داغ، آهک خاک و درصد شن خاک با متغیر وابسته (کربن آلی خاک) مثبت، و رابطه بین کربوهیدرات‌های محلول در اسید سولفوریک خاک با کربن آلی خاک منفی است.

ماده آلی خاک شامل دو بخش مواد هوموسی و ترکیبات سهل‌الوصول[1] می‌باشد. ذخایر مواد آلی تعریف شده در بخش سهل‌الوصول عبارتند از: ذرات مواد آلی[2]، کربن بیوماس میکروبی، کربن محلول، کربن قابل معدنی شدن و کربن قابل استخراج با عصاره‌گیرهای مختلف (هاینز و همکاران 2005). آزمایش‌های مزرعه‌ای نشان داده است که مدیریت موجب تغییر در وضعیت مواد آلی می‌شود و این تغییر در ذخایر سهل‌الوصول به‌طور سریع کربن آلی یا نیتروژن کل خود را نشان می‌دهد (کمپل و همکاران 1999). یکی دیگر از ذخایر ناپایدار کربن خاک، مواد آلی محلول است که متشکل از ترکیبات آلی آلیفاتیک، فنل‌ها، اسیدهای فنلی، اسیدهای آمینه آزاد، کربوهیدرات‌ها و مجموعه‌های مولکولی اسیدهای هیومیک با وزن مولکولی متفاوت می‌باشد (استونسون 1994). در حدود 25-5 درصد مواد آلی خاک را کربوهیدرات‌ها تشکیل می‌دهند که اغلب به فرم پلی‌ساکارید می‌باشند (چشایر 1979). برخی از محققان گزارش کرده‌اند که اندازه خاکدانه‌ها در حالت مرطوب با کاهش مقدار کربوهیدرات‌های خاک، کاهش می‌یابد (مباگوا و همکاران 1998). انجام عملیات کشاورزی نظیر شخم باعث بهبود تهویه خاک و تسریع تجزیه مواد آلی خاک و افت آن شده، که محققان دیگری چون محمدیان و ملکوتی (1381) و علی‌اصغرزاد (1390) نتایج مشابهی را گزارش کردند.

نتیجه گیری کلی

تغییر کاربری اراضی از مرتع به باغ سیب و زراعت در منطقه مورد مطالعه باعث افت شاخص‌های اکوفیزیولوژیک خاک شد. بالاترین سطوح تنفس پایه، تنفس ناشی از بستره، کربن بیوماس میکروبی، نیتروژن بیوماس میکروبی، فسفر بیوماس میکروبی و مواد آلی خاک در کاربری مرتع بوده و تغییر کاربری اراضی باعث افت شدید شاخص‌های مذکور در کاربری‌های زراعت و باغ سیب شده‌است لذا تغییر کاربری انجام یافته تهدیدی بر کیفیت و سلامت خاک در منطقه مورد مطالعه است.

[1] labile

[2] Particulate Organic Matter (POM)

منابع مورد استفاده

علی اصغرزاد ن، 1389. میکروبیولوژِی و بیوشیمی خاک، ترجمه، چاپ دوم، انتشارات دانشگاه تبریز.

علی اصغرزاد ن، 1390 . روش‌های آزمایشگاهی در بیولوژی خاک. ترجمه، چاپ دوم، انتشارات دانشگاه تبریز.

محمدیان م و ملکوتی م.ج، 1381. ارزیابی تأثیر دو نوع کمپوست بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و عملکرد ذرت. مجله علوم خاک و آب جلد 16- شماره 2. ص. 151-144.

یوسفی‌فرد م، خادمی ح و جلالیان ا، 1385. تنزل کیفیت خاک طی تغییر کاربری اراضی مرتعی منطقه چشمه علی استان چهار محال و بختیاری. علوم کشاورزی و منابع طبیعی فروردین- اردیبهشت 1386; 14(ویژه نامه منابع طبیعی (ضمیمه)):38-28.

Aliasgharzad N, Jafarzadeh A, Alipour L and Tavassoli A, 2010. Assessing land use impacts on soil quality using biological indicators. Proceedings of 16th AAS and 1st ISAT, Bangkok, Thailand.

Anderson TH, Domsch, KH, 1986. Carbon assimilation and microbial activity in soil. Zeitschrift fur Pflanzenernahrung and Bodenkunde. 149:457- 486.

Anderson TH, 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil: Applications and limitations. In: Beyond the Biomass. Ritz k D J and Giller, k E (eds.). John Wiley, pp. 67-76.

Bewket W, Stroosnijder L, 2003. Effects of agroecological land use succession on soil properties in Chemoga watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. Geoderma., 111:85-98.

Blakemore LC, Searle PL, Daley BK, 1972. Methods for Chemical Analysis of Soils. New Zealand Soil Bureau Report 10 A. GovernmentPrinter,Wellington.

Bouyoucos GJ, 1962. Hydrometer method improved for making particale size analysis of Soils. Agronomy Journal. 54:464-465.

Brooks PC, Powlson DS, Jenkinson DS, 1982. Measurement of microbial biomass phosphorous in Soil. Soil Biology and Biochemistry. 14: 319- 329.

Brookes PC, Landman A, Pruden, Jenkinson DS, 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction measure microbial biomass nitrogen in Soil. Soil Biology and Biochemistry. 17: 837-842.

Campbell CA, Lalond GP, Biederbeck O, Wen G, Schoenau J and Hahn D, 1999. Seasonal trends in Soil biochemical attributes: Effect of crop management on a black Chernozem. Canadian Journal of Soil Science. 79:85-97.

Cheshire MV, 1979. Nature and Origin of Carbohydrates in Soil. Academic Press., London.

Chuluun T, Ojmia D, 2002. Land use change and carbon cycle in arid land use east and central Asia. Science in china.45: 48-54.

Dick WA, 1984. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. Soil. Sci. Soc. Am. J. 48:569-574.

Doran JW, 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. Soil Science Society of America Journal. 44: 756-771.

Doran JW, 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distribution in no- tillage and plowed soils. Biology and Fertility of Soils. 5: 68- 75.

Dubois M, Gilles KA, Hamilton JK, Rebers PA and Smith F, 1956. Colorimetric method of determination of sugars and related substances. Analytical Chemistry. 28: 350-356.

FAO, UNDP and UNEP. 1994. Land degradation in south Asia: its severity causes and effects upon the people. World Soil Resources Reports No. 78.

Follet RF, Schimel DS, 1989. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. Soil Science Society of America Journal. 53: 1091-1096.

Gupta VVSR, Germida JJ, 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size closes as affected by cultivation. Soil Biology and Biochemistry. 20: 777-786.

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

Isermeyer H, 1952. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenmung und der Carbonate im Boden. Zpflanzenernaehr Bodenkd. 56:26-38.(In German)

Islam KR, Weil RR, 1998. Land use effect on soil quality in tropical forest ecosystem of Bangladesh. Agriculture, Ecosystems and Environment. 79: 9-16.

Jackson ML, 1958. Soil Chemical Analysis. Prentice- Hall Inc.

Kounu K, Lukito HP, Ando T, Brookes PC, 1994. Microbial biomass P dynamics in soil. Trans 15_{th} World Congr Soil Sci Vol, 4b. Acapulco, Mexico, pp. 85-86.

Lal R, Mokma D, Lowery B, 1999. Relation between soil quality and erosion, In: Lal R (eds.). Soil Quality and Soil Erosion, 39-56, Soil and Water Conservation Society and CRC Press, Boca Raton.

Martens R, 1991. Methodenzur quanttitativen Bestimmung undcharakterisierungder mikrobiellen Biomasse in Boden. Eigenverlag des Institutes fur Bodenbiobgie der FAL Braunschweig.

Mbagwa JSC, and A Piccolo, 1998. Water-dispersible clay in aggregates of forest and cultivated soil in southern Nigeria in relation to organic matter constituents. PP.71-83. In: Bergstrom, L Kirchman, (Eds.). Carbon and Nutrient Dynamic in Tropical Aricultural Ecosystems. CAB International, Wallingford, UK.

Page MC, Sparks DL, Woll MR and Hendricks GJ, 1987. Kinetics andmechanisms of potassium release from sandy Middle Atlantic coastal plain Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 51:1460-1465.

Railey JP and Sinhaseni P, 1957. The determination of ammonia and total ionic nitrogen in sea water. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 36: 161- 168.

Schwedt G, Schnepel FM, 1981. Analytisch-chemisches Umweltpraktikum An- leitungen zur Untersuchung von Luft, Wasser und Boden“, Georg Thieme Verlag Stuttgrat. New York, S. 33- 36.

Sparling GP, 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International Wallingford, pp. 97- 119.

Sparling GP, West AW, 1988. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration in situ using microbial respiration and C14 labeled cells. Soil Biology and Biochemistry. 20: 337- 343.

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

Stevenson FJ, 1994. Humus Chemistry: Genesis, Composition. Reactions. John Wiley Pub., New York.

Tate KR, Salcedo I, 1988. Phosphorus control of soil organic matter accumulation and cycling. Biogeochem. 5: 99- 107.

Wang W, Guo J and Oikawa T, 2007. Contribution of root to soil respiration and carbon balance in disturbed and undisturbed grassland communities, northeast China. Journal of Biosciences. 32: 375- 384.

Wardle DA, Ghani A, 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (q_{CO2}). As a bioindicator of disturbance and ecosystem development. Soil Biology and Biochemistry. 27: 1601- 1610.