

اثر تخریب جنگل و تغییر کاربری اراضی بر شاخص‌های اکوفیزیولوژی کربن و نیتروژن خاک

یحیی کوچ^{۱*} و نگار مقیمیان^۲

^۱استادیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

^۲دانشجوی دکتری جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۶/۱۴؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۴/۳)

چکیده

دی‌اکسید کربن، متان و نیتروز اکسید مهم‌ترین گازهای گلخانه‌ای محسوب می‌شوند که تغییرات آنها تا حد زیادی متأثر از تغییرپذیری شاخص‌های اکوفیزیولوژی کربن و نیتروژن خاک است. با هدف بررسی تأثیر تخریب جنگل و تغییر کاربری اراضی بر شاخص‌های اکوفیزیولوژی کربن و نیتروژن خاک، سه کاربری جنگل (توده کمتر دست‌خورده با گونه‌های ممرز و انجیلی)، مرتع (زمین لخت همراه با پوشش‌های علفی تنک) و کشاورزی (تحت کشت برنج) مدنظر قرار گرفت. نمونه‌برداری از خاک به صورت تصادفی سیستماتیک (ده نقطه در هر کاربری) از دو عمق ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متری صورت پذیرفت. وزن مخصوص ظاهری، بافت، رطوبت، اسیدیته، کربن آلی، نیتروژن کل و مشخصه‌های اکوفیزیولوژی (تنفس میکروبی، زیست‌توده میکروبی کربن و نیتروژن، ضریب متابولیک) در محیط آزمایشگاه سنجیده و محاسبه شد. تجزیه واریانس مشخصه‌های اکوفیزیولوژی خاک، حاکی از آن است که مقادیر تنفس میکروبی، زیست‌توده میکروبی کربن و نیتروژن در عمق‌های اول (۱/۲۲، ۶۶۵/۶۶ و ۷۱/۳۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و دوم (۱/۱۰، ۵۰۸/۴۴ و ۵۶/۷۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) خاک کاربری جنگل به‌طور معنی‌دار بیشتر از سایر کاربری‌ها بوده است. بیشترین مقدار ضریب متابولیکی نیز به‌طور معنی‌دار به عمق‌های اول و دوم (۴/۱۱ و ۶/۲۳ میکروگرم دی‌اکسید کربن بر میلی‌گرم زیست‌توده میکروبی کربن در روز) خاک کاربری کشاورزی اختصاص داشت. نتایج این پژوهش مؤید تأثیر شایان توجه انواع کاربری بر شاخص‌های زیستی کیفیت خاک است، به‌طوری که با تبدیل کاربری جنگل به سایر کاربری‌ها کیفیت زیستی خاک کاهش معنی‌داری یافته است.

واژه‌های کلیدی: تنفس میکروبی، زیست‌توده میکروبی کربن، زیست‌توده میکروبی نیتروژن، ضریب متابولیک.

مقدمه و هدف

استفاده پایدار از منابع طبیعی و ایجاد تعادل بین مقدار تولید و حفظ و بهبود کیفیت منابع طبیعی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است (شکل آبادی و همکاران، ۱۳۸۶). تلاش برای حفظ این منابع، نه تنها استقلال اقتصادی و رفیع وابستگی و حفظ محیط زیست را در پی دارد، بلکه سبب استقلال فرهنگی، سیاسی و نظامی، که از دیگر شاخصه‌های توسعه پایدار است، می‌شود (حاج عباسی و همکاران، ۱۳۸۱). تقاضای زیاد برای مسکن، تهیه چوب از جنگل به منظور تأمین سوخت، تهیه الوار به صورت صنعتی، چرای مفرط و آتش‌سوزی‌های کنترل نشده سبب از بین رفتن منابع طبیعی به شکل جنگل‌زدایی و تخریب مراتع در اغلب نقاط ایران و جهان شده است (بهشتی آل‌آقا و همکاران، ۱۳۹۰). نتایج پژوهش‌ها در مناطق مختلف جهان نشان می‌دهد که تغییر کاربری اکوسیستم‌های طبیعی به اکوسیستم‌های مدیریت‌شده، آثار زیانباری بر خصوصیات خاک دارد (نیک‌نهاد قرماخر و همکاران، ۱۳۹۰). قطع یکسره درختان جنگل‌ها و تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی، موجب تخریب یا اخلال در اکوسیستم‌های طبیعی و کاهش ظرفیت تولید فعلی یا آینده خاک می‌شود. این امر ممکن است به دلیل فرسایش، کاهش حاصلخیزی، تغییر در رطوبت خاک، شور شدن خاک یا تغییر در فلور و فون خاک باشد (نیک‌نهاد قرماخر و همکاران، ۱۳۹۰). عملکرد خاک را می‌توان به کمک خصوصیات مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک تعیین کرد و بر این اساس، اغلب از همین خصوصیات برای ارزیابی کیفیت خاک استفاده می‌شود (توکلی و همکاران، ۱۳۸۷). از جمله شاخص‌های زیستی کیفیت خاک که ارزیابی می‌شوند، می‌توان به تنفس خاک (معدنی شدن کربن)، مقدار زیست‌توده میکروبی کربن و نیتروژن اشاره کرد (Peterson and Hogbom, 2004; Yadav et al., 2010). این شاخص‌ها بسیار پویا بوده و نسبت به تغییر

کاربری اراضی بسیار حساس‌اند (بهشتی آل‌آقا و همکاران، ۱۳۹۰). ضریب متابولیسی یا تنفس ویژه، شاخصی اکوفیزیولوژیکی است که مقدار کربن متصاعدشده از واحد کربن توده زنده میکروبی در واحد زمان را نشان می‌دهد (بهشتی آل‌آقا و همکاران، ۱۳۹۰).

بهشتی آل‌آقا و همکاران (۱۳۹۰) در بررسی تأثیر کاربری اراضی از مرتع به زمین زراعی اذعان داشتند که تغییر کاربری اراضی سبب کاهش تنفس میکروبی (۳۷-۱۳ درصد)، کربن (۶۰-۳۰ درصد) و نیتروژن (۵۶-۱۸ درصد) زیست‌توده میکروبی و نسبت کربن به نیتروژن (۱۷-۹ درصد) زیست‌توده میکروبی می‌شود. مطابق با پژوهش قدرت و همکاران (۱۳۹۱) شاخص‌های میکروبی خاک به دلیل حساسیت زیاد به تخریب و تغییر کاربری می‌توانند در ارزیابی آثار این تغییر کاربری در کیفیت و سلامت خاک‌ها استفاده شوند. کریمی و همکاران (۱۳۹۱) اشاره داشتند که در اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به دیم، تنفس میکروبی خاک، بیشتر از ۲۰ درصد، کاهش پیدا می‌کند. (Margarita et al., 2004) در مطالعه خود تأکید داشتند که سنجش زیست‌توده میکروبی و تنفس خاک، ابزاری مفید برای ارزیابی تغییرات زیستی کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف به‌شمار می‌روند. (Kara and Bolat, 2007) در بررسی کاربری‌های مختلف (جنگل، مرتع و زمین زراعی) بر روی زیست‌توده میکروبی کربن و نیتروژن خاک در استان بارتین شمال ترکیه به این نتیجه رسیدند که تغییر کاربری جنگل به مرتع و زمین زراعی، سبب کاهش ۳۰ درصدی زیست‌توده میکروبی خاک می‌شود. (Moscatelli et al., 2007) در بررسی کاربری‌های مختلف اراضی اشاره داشتند که بیشترین مقدار ضریب متابولیسی به خاک‌های زراعی (۰/۴ میکروگرم دی‌اکسید کربن بر میلی‌گرم زیست‌توده میکروبی کربن در روز) و کمترین آن به خاک‌های جنگلی (۰/۱ میکروگرم دی‌اکسید کربن بر

میانگین دمای سالانه، ۱۵/۹ درجه سانتی‌گراد ثبت شده است. به‌طور کلی خاک‌های منطقه مورد بررسی دارای منشأ مادری آهکی و مارنی و در بعضی نقاط شیل‌های زغالی است. سری مورد بحث دارای خاکی تکامل یافته و نسبتاً عمیق تا عمیق و در نقاط مرتفع گاهی کم‌عمق، و بافت خاک عموماً نیمه‌سنگین تا سنگین با درصد رس بیش از ۳۰ تا ۳۵ درصد با وضعیت زهکشی ضعیف خاک است (کوچ و همکاران، ۱۳۸۸). در پژوهش پیش‌رو سه نوع کاربری متداول به‌شرح زیر در منطقه تحقیق مورد توجه قرار گرفته است:

- توده کمتر دست‌خورده با گونه‌های ممرز و انجیلی؛

- زمین لخت همراه با پوشش‌های علفی تنک؛
- زمین کشاورزی تحت کشت برنج.

در این تحقیق، به‌منظور سهولت بیان، هر یک از این کاربری‌ها به‌ترتیب با عناوین کاربری جنگل، مرتع و کشاورزی خوانده خواهد شد. در این مطالعه، بخش‌هایی از این کاربری‌ها انتخاب شده که به‌هم پیوسته بودند و حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا، حداقل تغییر درصد و جهت شیب، در آنها مشاهده شده است.

نمونه‌برداری خاک و تجزیه آزمایشگاهی

پس از بازدید و شناسایی دقیق منطقه، با استفاده از شبکه آماربرداری به ابعاد ۵۰ × ۱۰۰ متر (روش تصادفی سیستماتیک)، ده نقطه در هر یک از کاربری‌های مورد مطالعه انتخاب و به نمونه‌برداری خاک از دو عمق ۰-۱۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متری به‌وسیله استوانه فلزی (قطر ۸ سانتی‌متر) اقدام شد (اسدیان و همکاران، ۱۳۹۲). به‌طور کلی سعی شد که به‌منظور کاهش تأثیرات مرزی، حاشیه کاربری‌ها برای نمونه‌برداری در نظر گرفته نشود و نمونه‌برداری‌ها متمایل به بخش مرکزی هر کاربری باشد (Kooch et al., 2012). نمونه‌های خاک نیز در فضای

میلی‌گرم زیست‌توده میکروبی کربن در روز) اختصاص دارد.

مستندات حاکی از آن است که غلظت گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر در حال افزایش است که افزایش گرمای جهانی زمین را در پی دارد (Kooch et al., 2015). دی‌اکسید کربن (CO₂)، متان (CH₄) و نیتروز اکسید (N₂O) مهم‌ترین گازهای گلخانه‌ای به‌شمار می‌روند که در حدود ۸۰ درصد گرمایش جهانی زمین را سبب می‌شوند (Christiansen et al., 2012). پژوهش‌ها حاکی از آن است که تغییرات این گازها تا حد زیادی متأثر از تغییرپذیری شاخص‌های اکوفیزیولوژی کربن و نیتروژن خاک است (Von Arnold, 2004). با توجه به تخریب اکوسیستم‌های جنگلی به‌ویژه در شمال ایران و تغییر کاربری‌های اراضی، فرض بر آن است که عوامل کنترل‌کننده غلظت گازهای گلخانه‌ای نیز تغییرات معنی‌داری را نمایش دهند. پژوهش حاضر نیز با هدف تحلیل و بررسی تأثیر تخریب جنگل و تغییر کاربری اراضی بر شاخص‌های اکوفیزیولوژی کربن و نیتروژن خاک مورد توجه قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

منطقه تحقیق

این تحقیق در محدوده جنگل‌های سری سوم از حوضه آبخیز کرکود و در محدوده آبخیز شماره ۳۸ واقع در عرض جغرافیایی ۳۳°۱۵' تا ۳۶°۳۶'۴۵" شمالی و طول جغرافیایی ۴۵°۲۳'۴۵" تا ۵۱°۲۷' شرقی انجام گرفت. متوسط ارتفاع از سطح دریا ۵۰ متر است. براساس گزارش‌های نزدیک‌ترین ایستگاه هواشناسی، ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر، بارندگی سالیانه در این محدوده ۱۳۰۰ میلی‌متر است که حداقل آن در تیر و حداکثر آن در مهر است. گرم‌ترین ماه‌های سال، تیر و مرداد با میانگین دمای ۲۹/۲ درجه سانتی‌گراد و سردترین ماه سال، بهمن با میانگین دمای ۲/۶ درجه سانتی‌گراد است. همچنین

این محلول اضافه شد. پس از آن ۳ قطره (۰/۳ میلی لیتر) از محلول شناساگر اضافه شد و در نهایت با استفاده از فرو آمونیوم سولفات، تیتراسیون نمونه‌ها صورت گرفت. با توجه به تفاوت کربن آلی استخراج شده از خاک نمونه‌ها (تدخین شده) و خاک شاهد (تدخین نشده) مقدار کربن زیست توده میکروبی خاک بر مبنای میلی گرم بر کیلوگرم محاسبه شد (علی اصغرزاد، ۱۳۸۹).

برای اندازه‌گیری زیست توده میکروبی نیتروژن خاک، به روش تدخین- استخراج، نمونه‌های خاک پس از تدخین با کلروفرم، با محلول سولفات پتاسیم عصاره‌گیری شده و عصاره‌ها تا موقع اندازه‌گیری در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. در نهایت مقدار نیتروژن زیست توده میکروبی به روش ایندوفنل بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شد (علی اصغرزاد، ۱۳۸۹). مشخصه ضریب متابولیکی، از تقسیم دی‌اکسید کربن (میلی گرم کربن) آزاد شده در هر ساعت از هر گرم خاک (در تنفس میکروبی) بر زیست توده میکروبی کربن خاک (گرم) محاسبه شد (علی اصغرزاد، ۱۳۸۹) و بر حسب میکروگرم دی‌اکسید کربن بر میلی گرم زیست توده میکروبی کربن در روز گزارش شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار اکسل به‌عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. سپس به منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمالیتت آنها با آزمون کولموگروف اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون، آزمایش شد. به منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مختلف خاک در ارتباط با کاربری‌های مختلف و عمق‌های خاک، از تجزیه واریانس دوطرفه استفاده شد. آزمون دانکن نیز به منظور مقایسه چندگانه میانگین به کار گرفته شد. برای بررسی ارتباط شاخص‌های اکوفیزیولوژی و مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک همبستگی پیرسون به کار گرفته شد.

باز پخش شد و پس از خشک شدن، خاک حاصل خرد و از الک دو میلی متری عبور داده شد. وزن مخصوص ظاهری به روش سیلندر، بافت خاک (درصد اجزای تشکیل دهنده خاک) با استفاده از روش هیدرومتری، رطوبت خاک به روش توزین، اسیدیته به روش پتانسیومتری از طریق دستگاه pH متر الکتریکی، کربن آلی به روش والکلی بلاک، و نیتروژن کل به روش کج‌لدال در محیط آزمایشگاه اندازه‌گیری شد (غازان‌شاهی، ۱۳۸۵).

به منظور اندازه‌گیری مشخصه‌های اکوفیزیولوژی، از نمونه‌های تازه خاک استفاده شد. برای اندازه‌گیری تنفس میکروبی خاک از روش بطری بسته استفاده شد. بدین منظور، ۲۰ میلی لیتر محلول هیدروکسید سدیم درون ظروف شیشه‌ای دارای درپوش ریخته شد و ۲۵-۲۰ گرم خاک مرطوب، داخل کیسه‌های نایلونی، در درون ظروف شیشه‌ای قرار داده شد. در قسمت بالای کیسه، منافذ ریز ایجاد شد و در کنار محلول هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه انکوباسیون شد. برای تهیه نمونه شاهد، همان روش بدون خاک اجرا شد. پس از پایان انکوباسیون، ۲ سی سی کلرید باریم نیم مولار به نمونه‌ها اضافه و ۳-۴ قطره محلول شناساگر افزوده شد و با اسید کلریدریک ۰/۱ مولار تیترا شدند. در نهایت میزان تنفس میکروبی خاک بر مبنای میلی گرم بر کیلوگرم محاسبه شد (علی اصغرزاد، ۱۳۸۹).

به منظور اندازه‌گیری زیست توده میکروبی کربن، به روش تدخین- استخراج، ابتدا خاک مرطوب با کلروفرم به مدت ۲۴ ساعت در درون دسیکاتور تدخین شد. سپس خاک تدخین شده، با محلول عصاره‌گیر سولفات پتاسیم نیم مولار (۲۰ میلی لیتر) به مدت ۳۰ دقیقه شیک و عصاره‌گیری شد. همین کار با خاک شاهد (تدخین نشده) هم انجام گرفت. ۴ میلی لیتر از عصاره استخراج شده برداشته و به درون لوله‌های هضم انتقال داده شد. سپس ۲ میلی لیتر پتاسیم دی‌کرومات و ۵ میلی لیتر اسید سولفوریک غلیظ به

(جدول های ۱ و ۲). همچنین، بیشترین مقدار درصد سیلت (به ویژه در عمق اول) به کاربری مرتع و بیشترین مقادیر درصد شن (به ویژه در عمق اول) و pH (در هر دو عمق) به کاربری کشاورزی اختصاص داشت و تفاوت های آماری معنی داری حاصل شد (جدول های ۱ و ۲). سایر مشخصه های مورد بررسی (وزن مخصوص ظاهری و نسبت کربن به نیتروژن) تفاوت های آماری معنی داری در عمق های مختلف خاک کاربری های مورد مطالعه نشان ندادند (جدول های ۱ و ۲).

همه تجزیه و تحلیل های آماری در بسته نرم افزاری SPSS نسخه ۱۶ انجام پذیرفت.

نتایج

مشخصه های فیزیکی و شیمیایی خاک

تجزیه و آریانس مشخصه های فیزیکی و شیمیایی خاک حاکی از آن است که بیشترین درصد رس (به ویژه در عمق اول)، درصد رطوبت، کربن آلی (در هر دو عمق) و نیتروژن کل (در هر دو عمق) در کاربری جنگل مشاهده شد که تفاوت های آماری معنی داری را با کاربری های دیگر نشان دادند

جدول ۱- تجزیه و آریانس مشخصه های فیزیکی و شیمیایی و شاخص های اکوفیزیولوژی خاک

مشخصه	منبع تغییرات	مجموع مربعات	مشخصه	منبع تغییرات	مجموع مربعات
وزن مخصوص ظاهری	کاربری	۰/۱۶۹ns	نیتروژن کل	کاربری	۰/۱۵۴**
	عمق	۰/۲۰۶ns		عمق	۰/۰۷۲**
	کاربری × عمق	۰/۳۶۷ns		کاربری × عمق	۰/۰۰۲ ns
شن	کاربری	۱۴۳۷/۰۳۰**	نسبت کربن به نیتروژن	کاربری	۷۶/۱۲۰ns
	عمق	۴/۲۶۷ns		عمق	۱۲/۹۸۶ns
	کاربری × عمق	۳۱۶/۰۳۳ns		کاربری × عمق	۱۸۵/۲۹۹ns
سیلت	کاربری	۴۷۱/۱۰۰*	تنفس میکروبی	کاربری	۰/۷۸۴**
	عمق	۷/۳۵۰ns		عمق	۰/۲۴۳ ns
	کاربری × عمق	۲۰۷/۷۰۰ns		کاربری × عمق	۰/۰۰۶ns
رس	کاربری	۶۴۸/۴۰۰**	زیست توده میکروبی کربن	کاربری	۱۴۸۶۹۱۲/۸۴۷ **
	عمق	۲۵/۳۵۰ ns		عمق	۳۶۴۵۹۵/۵۳۵**
	کاربری × عمق	۲۴/۴۰۰ ns		کاربری × عمق	۲۸۳۰۸/۷۷۸ ns
رطوبت	کاربری	۵۴۰/۸۰۲ns	زیست توده میکروبی نیتروژن	کاربری	۲۰۹۵۰/۱۱۱**
	عمق	۱۱۵۲/۸۵۲**		عمق	۳۴۳۰/۷۲۳**
	کاربری × عمق	۱۵۷/۶۴۲ns		کاربری × عمق	۳۱۴/۷۵۹ns
pH	کاربری	۳/۶۹۵**	ضریب متابولیکی	کاربری	۹۹/۱۲۲**
	عمق	۰/۱۳۱ns		عمق	۲۵/۷۳۳**
	کاربری × عمق	۰/۰۹۸ns		کاربری × عمق	۷/۲۷۶ns
کربن آلی	کاربری	۳۱/۰۳۴**			
	عمق	۶/۴۶۳*			
	کاربری × عمق	۲/۱۳۷ns			

ns بیانگر معنی دار نبودن؛ * و ** به ترتیب بیانگر معنی داری در سطح ۹۵ و ۹۹ درصد.

اختصاص داشت و تفاوت آماری معنی‌داری حاصل شد (جدول ۱ و شکل ۱ د). بررسی همبستگی بین شاخص‌های اکوفیزیولوژیکی و مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک بر این موضوع دلالت دارد که مشخصه‌های شیمیایی خاک تأثیر معنی‌داری بر تغییرپذیری هر یک از مشخصه‌های اکوفیزیولوژی خاک در سطح کاربری‌های مختلف دارند (جدول ۳).

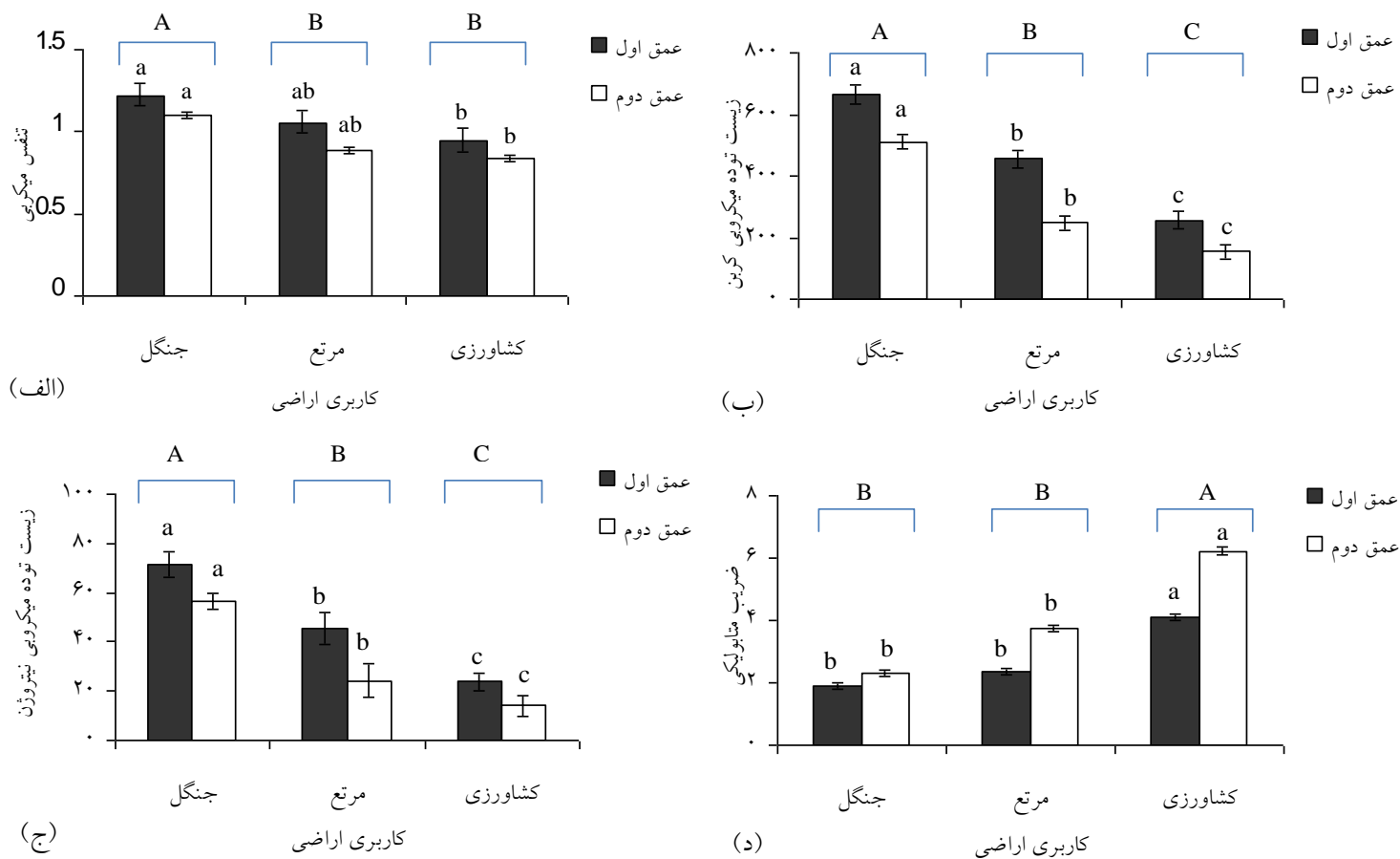
مشخصه‌های اکوفیزیولوژی خاک

تجزیه واریانس مشخصه‌های اکوفیزیولوژی خاک حاکی از آن است که بیشترین مقادیر تنفس میکروبی (در هر دو عمق)، کربن زیست‌توده میکروبی (در هر دو عمق) و نیتروژن زیست‌توده میکروبی (در هر دو عمق) در کاربری جنگل مشاهده شد که تفاوت‌های آماری معنی‌داری را با کاربری‌های دیگر نشان دادند (جدول ۱ و شکل ۱ الف - ج). بیشترین مقدار ضریب متابولیسی (در هر دو عمق) نیز به کاربری کشاورزی

جدول ۲- میانگین (اشتباه معیار) مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در کاربری‌ها و عمق‌های مختلف

کشاورزی	مرتع	جنگل	عمق خاک (سانتی‌متر)	مشخصه
۱/۴۴ ± ۰/۰۹	۱/۵۴ ± ۰/۰۳	۱/۳۳ ± ۰/۱۰	۰-۱۰	وزن مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)
۱/۶۹ ± ۰/۲۱	۱/۴۴ ± ۰/۰۵	۱/۵۴ ± ۰/۰۹	۱۰-۲۰	
۱/۵۷ ± ۰/۱۱	۱/۴۹ ± ۰/۰۳	۱/۴۴ ± ۰/۰۷	میانگین کل	
۴۷/۴۰ ± ۳/۰۹a	۳۴/۳۰ ± ۶/۷۰b	۳۰/۸۰ ± ۲/۴۴b	۰-۱۰	شن (درصد)
۴۰/۸۰ ± ۴/۵۷	۳۴/۸۰ ± ۴/۶۲	۳۵/۳۰ ± ۴/۵۶	۱۰-۲۰	
۴۴/۱۰ ± ۶/۷۹A	۳۴/۵۵ ± ۲/۴۷B	۳۳/۰۵ ± ۲/۵۷B	میانگین کل	
۲۵/۰۰ ± ۳/۳۸b	۳۵/۴۰ ± ۱/۹۸a	۳۲/۳۰ ± ۲/۱۲ab	۰-۱۰	سیلت (درصد)
۲۹/۵۰ ± ۲/۷۱	۳۲/۸۰ ± ۲/۸۷	۲۸/۳۰ ± ۲/۷۰	۱۰-۲۰	
۲۷/۶۰ ± ۱/۳۵B	۳۴/۱۰ ± ۱/۷۲A	۳۰/۳۰ ± ۱/۷۳AB	میانگین کل	
۳۰/۳۰ ± ۲/۰۹	۳۰/۳۰ ± ۲/۰۹	۳۶/۹۰ ± ۱/۶۲	۰-۱۰	رس (درصد)
۲۹/۹۰ ± ۲/۷۲	۳۲/۴۰ ± ۳/۰۹	۳۶/۴۰ ± ۲/۱۰	۱۰-۲۰	
۲۸/۷۵ ± ۱/۵۰B	۳۱/۳۵ ± ۱/۸۳B	۳۶/۶۵ ± ۱/۲۹A	میانگین کل	
۱۴/۹۱ ± ۱/۸۳	۲۱/۶۲ ± ۲/۸۱	۲۵/۷۴ ± ۶/۴۰	۰-۱۰	رطوبت (درصد)
۹/۵۰ ± ۰/۶۵	۱۳/۸۸ ± ۱/۱۶	۱۲/۵۹ ± ۲/۷۳	۱۰-۲۰	
۱۲/۲۰ ± ۱/۱۳B	۱۷/۷۵ ± ۱/۷۳AB	۱۹/۱۶ ± ۱/۷۱A	میانگین کل	
۵/۹۷ ± ۰/۱۶a	۵/۷۹ ± ۰/۰۷a	۵/۳۳ ± ۰/۱۵b	۰-۱۰	pH
۶/۰۹ ± ۰/۱۷a	۵/۷۷ ± ۱/۰۷ab	۵/۵۲ ± ۰/۱۴b	۱۰-۲۰	
۶/۰۳ ± ۰/۱۱A	۵/۷۸ ± ۰/۰۵A	۵/۴۲ ± ۰/۱۰B	میانگین کل	
۱/۳۴ ± ۰/۰۳b	۲/۲۳ ± ۰/۴۷ab	۳/۲۱ ± ۰/۴۰a	۰-۱۰	کربن آلی (درصد)
۱/۱۱ ± ۰/۰۴b	۱/۰۸ ± ۰/۰۸b	۲/۶۳ ± ۰/۵۴a	۱۰-۲۰	
۱/۲۳ ± ۰/۰۳B	۱/۶۶ ± ۰/۲۶B	۲/۹۲ ± ۰/۳۳A	میانگین کل	
۰/۱۵ ± ۰/۰۰c	۰/۲۰ ± ۰/۰۲b	۰/۲۸ ± ۰/۰۱a	۰-۱۰	ازت کل (درصد)
۰/۰۹ ± ۰/۰۰b	۰/۱۲ ± ۰/۰۱b	۰/۲۱ ± ۰/۰۲a	۱۰-۲۰	
۰/۱۲ ± ۰/۰۰C	۰/۱۶ ± ۰/۰۱B	۰/۲۴ ± ۰/۰۱A	میانگین کل	
۹/۲۵ ± ۰/۶۲	۱۳/۱۱ ± ۳/۷۷	۱۱/۳۰ ± ۱/۲۶	۰-۱۰	نسبت کربن به نیتروژن
۱۲/۱۳ ± ۱/۲۲	۹/۱۰ ± ۱/۰۶	۱۵/۲۲ ± ۳/۸۱	۱۰-۲۰	
۱۰/۶۹ ± ۰/۷۴	۱۱/۱۱ ± ۱/۹۶	۱۳/۲۶ ± ۲/۰۰	میانگین کل	

حروف کوچک انگلیسی در داخل جدول بیانگر تفاوت آماری معنی‌دار در عمق‌های مختلف (به صورت مجزا) خاک کاربری‌ها بوده و حروف بزرگ بیانگر تفاوت آماری معنی‌دار (میانگین دو عمق) در کاربری‌هاست.



شکل ۱- میانگین تنفس میکروبی ($\text{mg CO}_2\text{-C g soil}^{-1} \text{ day}^{-1}$) (الف)، زیست توده میکروبی کربن (mg kg^{-1}) (ب)، زیست توده میکروبی نیتروژن (mg kg^{-1}) (ج) و ضریب متابولیسی ($\mu\text{g CO}_2\text{-C mg}^{-1} \text{ MBC day}^{-1}$) (د) خاک به تفکیک عمق (حروف کوچک) و کاربری های مختلف (حروف بزرگ)

جدول ۳- همبستگی پیرسون (سطح معنی داری) بین شاخص‌های اکوفیزیولوژیکی و مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

مشخصه خاک	عمق (سانتی‌متر)	وزن مخصوص ظاهری	شن	سیلت	رس	رطوبت	pH	کربن	نیترژن	نسبت کربن به نیترژن
تنفس میکروبی	۰-۱۰	-۰/۰۶۸ (۰/۷۲۱)	-۰/۲۵۳ (۰/۱۷۸)	-۰/۰۰۴ (۰/۹۸۲)	-۰/۰۰۴ (۰/۹۸۲)	۰/۴۱۷ (۰/۰۲۲)	۰/۱۶۹ (۰/۳۷۳)	-۰/۰۹۷ (۰/۶۰۹)	۰/۱۱۷ (۰/۵۳۷)	-۰/۱۳۲ (۰/۴۸۷)
	۱۰-۲۰	-۰/۰۲۰ (۰/۹۱۵)	۰/۰۶۵ (۰/۷۳۳)	-۰/۰۶۴ (۰/۷۳۶)	-۰/۰۳۵ (۰/۸۵۴)	-۰/۰۳۴ (۰/۸۵۷)	-۰/۳۱۷ (۰/۰۸۸)	۰/۲۵۲ (۰/۱۸۰)	۰/۱۸۸ (۰/۳۱۹)	۰/۱۶۶ (۰/۳۸۲)
زیست‌توده میکروبی کربن	میانگین کل	-۰/۰۷۴ (۰/۵۷۵)	-۰/۰۷۴ (۰/۵۷۵)	-۰/۰۲۱ (۰/۸۷۱)	-۰/۱۴۹ (۰/۲۵۵)	۰/۲۰۳ (۰/۱۲۱)	-۰/۲۱۳ (۰/۱۰۲)	۰/۲۲۳ (۰/۰۸۷)	۰/۳۵۷ (۰/۰۰۵)	-۰/۰۰۴ (۰/۹۷۶)
	۰-۱۰	-۰/۰۷۵ (۰/۶۹۵)	-۰/۶۳۲ (۰/۰۰۰)	۰/۴۳۰ (۰/۰۱۸)	۰/۴۳۹ (۰/۰۱۵)	۰/۱۶۶ (۰/۳۸۲)	-۰/۵۷۹ (۰/۰۰۱)	۰/۵۱۲ (۰/۰۰۴)	۰/۶۹۴ (۰/۰۰۰)	۰/۱۱۲ (۰/۵۵۶)
زیست‌توده میکروبی نیترژن	۱۰-۲۰	-۰/۱۲۰ (۰/۵۲۷)	-۰/۱۲۶ (۰/۵۰۵)	۰/۰۰۰ (۰/۹۹۸)	۰/۲۱۰ (۰/۲۶۵)	۰/۰۴۳ (۰/۸۲۰)	-۰/۴۱۷ (۰/۰۲۲)	۰/۷۳۹ (۰/۰۰۰)	۰/۵۸۸ (۰/۰۰۱)	۰/۳۷۰ (۰/۰۴۴)
	میانگین کل	-۰/۱۵۲ (۰/۲۴۷)	-۰/۳۱۵ (۰/۰۱۴)	۰/۲۲۹ (۰/۰۷۸)	۰/۲۵۱ (۰/۰۵۳)	۰/۲۶۰ (۰/۰۴۵)	-۰/۴۹۸ (۰/۰۰۰)	۰/۶۴۵ (۰/۰۰۰)	۰/۷۰۳ (۰/۰۰۰)	۰/۱۹۳ (۰/۱۴۰)
ضریب متابولیسم	۰-۱۰	-۰/۱۱۳ (۰/۵۵۳)	-۰/۶۴۸ (۰/۰۰۰)	۰/۴۲۶ (۰/۰۱۹)	۰/۴۷۲ (۰/۰۰۸)	۰/۱۷۱ (۰/۳۶۵)	-۰/۵۷۸ (۰/۰۰۱)	۰/۵۱۳ (۰/۰۰۴)	۰/۶۹۵ (۰/۰۰۰)	۰/۱۰۲ (۰/۵۹۲)
	۱۰-۲۰	-۰/۰۹۹ (۰/۶۰۳)	-۰/۱۰۹ (۰/۵۶۷)	-۰/۰۲۸ (۰/۸۴۱)	۰/۲۱۸ (۰/۲۴۸)	۰/۰۴۴ (۰/۸۱۵)	-۰/۴۳۰ (۰/۰۱۸)	۰/۷۲۸ (۰/۰۰۰)	۰/۵۸۱ (۰/۰۰۱)	۰/۳۶۴ (۰/۷۸۳)
میانگین کل	-۰/۱۴۸ (۰/۲۵۸)	-۰/۳۱۶ (۰/۰۱۴)	۰/۲۰۷ (۰/۱۱۲)	۰/۲۷۹ (۰/۰۳۱)	۰/۲۴۲ (۰/۰۶۲)	-۰/۵۰۷ (۰/۰۰۰)	۰/۶۴۲ (۰/۰۰۰)	۰/۶۸۸ (۰/۰۰۰)	۰/۱۹۸ (۰/۱۳۰)	
	۰-۱۰	-۰/۰۲۷ (۰/۸۸۸)	۰/۵۹۵ (۰/۰۰۱)	۰/۶۰۹ (۰/۰۰۰)	-۰/۱۳۴ (۰/۴۷۹)	-۰/۲۱۵ (۰/۲۵۴)	۰/۵۶۴ (۰/۰۰۱)	-۰/۴۰۵ (۰/۰۲۷)	-۰/۱۳۸ (۰/۴۶۶)	۰/۱۲۰ (۰/۵۲۷)
میانگین کل	۱۰-۲۰	۰/۳۸۵ (۰/۰۳۶)	۰/۱۹۵ (۰/۳۰۲)	-۰/۱۲۲ (۰/۵۲۰)	-۰/۲۰۱ (۰/۲۸۸)	-۰/۲۳۶ (۰/۲۰۹)	۰/۱۹۵ (۰/۳۰۲)	-۰/۳۶۳ (۰/۰۴۹)	-۰/۴۲۶ (۰/۰۱۹)	-۰/۱۰۵ (۰/۵۸۲)
	میانگین کل	۰/۳۰۴ (۰/۰۱۸)	۰/۲۹۸ (۰/۰۲۱)	-۰/۲۹۹ (۰/۰۲۰)	-۰/۱۴۵ (۰/۲۷۰)	-۰/۲۷۵ (۰/۰۳۳)	۰/۳۳۸ (۰/۰۰۸)	-۰/۴۱۱ (۰/۰۰۱)	-۰/۰۹۱ (۰/۴۹۱)	۰/۰۳۳ (۰/۸۰۵)

بحث

تنفس میکروبی

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که تبدیل اراضی جنگلی به اراضی مرتعی یا کشاورزی، به کاهش تنفس میکروبی خاک منجر شده است. یکی از علل موثر بر وجود تنفس میکروبی بیشتر در اکوسیستم جنگلی، مناسب بودن شرایط برای فعالیت میکروبی از جمله عرضه کافی کربن، لایه لاشبرگ مورد استفاده میکروارگانیسم‌های خاک است (Kara and Bolat, 2007). مطالعه Khormali and Shamsi (2009) نشان داد که تنفس میکروبی خاک در اراضی کشاورزی به طور معنی‌داری کمتر از کاربری جنگل است. آنها دلیل زیاد بودن تنفس در اراضی جنگلی را به مواد آلی زیادی که سالیانه به سطح خاک اضافه می‌شود نسبت داده‌اند و هدررفت مواد آلی در نتیجه عملیات شخم و مدیریت نامناسب در اراضی کشت شده را علت کاهش تنفس خاک در این اراضی دانسته‌اند. نتایج بررسی ناهیدیان و نوربخش (۱۳۸۸) نیز نشان داد که با تخریب جنگل و کشت و کار، تنفس میکروبی خاک به طور معنی‌دار کاهش می‌یابد که نتایج تحقیق حاضر را تأیید می‌کند. به طور کلی تغییر نوع کاربری اراضی می‌تواند از طریق تغییر در نسبت اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک نیز بر مقادیر تنفس میکروبی اثرگذار باشد. به عبارت دیگر، اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک بر فضاهای بین ذرات خاک و همچنین انتشار دی‌اکسید کربن اثرگذار است (Lacasta et al., 2006; Alvaro-Fuentes et al., 2008). وقتی که ذرات رس غالب باشد، تخلخل‌ها بزرگ‌ترند و همین موضوع سبب انتشار بیشتر گاز دی‌اکسید کربن ناشی از تنفس میکروبی خاک می‌شود (Lacasta et al., 2006). برپایه تحقیق حاضر نیز بیشترین درصد رس به کاربری جنگل اختصاص داشت و همبستگی مثبت معنی‌داری بین این جزء بافت خاک و میزان تنفس میکروبی مشاهده شد. علاوه

بر اجزای بافت، مشخصه نیتروژن خاک نیز می‌تواند به عنوان کنترل‌کننده میزان تنفس میکروبی در اکوسیستم‌های مختلف لحاظ شود (Wang et al., 2013). در پژوهش حاضر نیز بیشترین مقدار نیتروژن خاک در کاربری جنگل (به ویژه در لایه بالایی خاک) مشاهده شد که دارای بیشترین میزان تنفس میکروبی نیز بوده است.

زیست توده میکروبی کربن

کربن زیست توده میکروبی خاک نیز یکی از مهم‌ترین پارامترهای زیستی کیفیت خاک به شمار می‌رود که تحت تأثیر فعالیت‌های مختلف تغییرات شدیدی را نشان می‌دهد. در مطالعه حاضر نیز تغییرات کاربری از جنگل به سمت مرتع و کشاورزی، به کاهش این مشخصه از کیفیت خاک منجر شده است. براساس یافته‌های فروغی فر و همکاران (۱۳۹۰)، در خاک‌های محتوی رس بیشتر و pH کمتر، مقدار کربن زیست توده میکروبی بیشتر است که در پژوهش حاضر این شرایط در کاربری جنگل مشاهده گردید لذا بالاترین مقادیر زیست توده میکروبی را نیز به خود اختصاص داد. در تحقیقی، Raiesi and Asadi (2006) اذعان داشتند که تخریب جنگل و چرای دام می‌تواند از طریق کاهش ورود بقایای گیاهی به سطح خاک سبب کاهش فعالیت میکروبی و کربن زیست توده میکروبی در خاک شود. در تطابق با نتایج پژوهش حاضر، شکل‌آبادی و همکاران (۱۳۸۶) بیان کردند که همبستگی بین مقدار کربن آلی، نیتروژن کل خاک و کربن زیست توده میکروبی خاک به صورت مثبت و معنی‌دار است و از روند مشخص و یکسانی تبعیت می‌کند. در تحقیق حاضر نیز بیشترین مقادیر مشخصه‌های یادشده در کاربری جنگل مشاهده شد. بنابر یافته‌های (Islam and Weil, 2000) تغییر کاربری جنگل‌های طبیعی به زمین‌های کشاورزی موجب کاهش چشمگیر کربن توده میکروبی شد، که این یافته‌ها با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. با توجه

نیتروژن کل خاک گرفته می‌شود، ارتباط معنی‌داری بین نیتروژن کل خاک و کربن آلی وجود دارد. بنابراین علت افزایش نیتروژن زیست‌توده میکروبی در کاربری جنگل، تجمع کربن و نیتروژن آلی در سطح خاک و نامحدود بودن این دو عنصر است. این نتایج با مطالعه Norton *et al.* (2003) همخوانی دارد. سودایی مشاعی و همکاران (۱۳۸۶) و لطفی و همکاران (۱۳۸۶) در تحقیقات خود نشان دادند که افزایش رطوبت خاک به افزایش نیتروژن زیست‌توده میکروبی منجر خواهد شد که این شرایط در کاربری جنگل تحقیق حاضر نیز مشاهده می‌شود. از طرفی لطفی و همکاران (۱۳۸۶) عنوان کردند که کمترین مقدار نیتروژن زیست‌توده میکروبی مربوط به خاکی است که لایه سطحی آن به علت نبود اشکوب فوقانی توسط فرسایش از بین رفته باشد. چنین شرایطی در تحقیق حاضر نیز در کاربری‌های مرتع و کشاورزی مشاهده می‌شود، از این رو دارای کمترین مقدار نیتروژن زیست‌توده میکروبی‌اند. به گفته برخی محققان، افزایش نیتروژن زیست‌توده میکروبی و معدنی شدن خالص نیتروژن در خاک‌های اسیدی بیشتر از خاک‌های قلیایی اتفاق می‌افتد (Kooijman and Helenas, 2009). در تحقیق حاضر نیز کاربری جنگل دارای مقادیر کمتر pH نسبت به دو کاربری دیگر بود و همین امر سبب افزایش نیتروژن زیست‌توده میکروبی خاک شد.

ضریب متابولیکی

ضریب متابولیکی نشان‌دهنده مقدار کربن متصاعدشده (تنفس پایه) از هر واحد کربن زیست‌توده میکروبی در واحد زمان است که به‌طور معمول از این نسبت به‌عنوان شاخص مناسب برای تعیین تنش در اکوسیستم خاک استفاده می‌شود (Raiesi and Asadi, 2006). تحت شرایط تنش (مانند تخریب جنگل و تغییر کاربری) این ضریب افزایش می‌یابد، زیرا ریزجانداران خاک برای حفظ

به نتایج به‌دست‌آمده، بیشترین مقدار کربن زیست‌توده میکروبی در بخش‌های سطحی خاک تجمع می‌یابد و با افزایش عمق به‌دلیل کاهش کربن خاک کاهش پیدا می‌کند (Kooijman and Smit, 2009).

رطوبت خاک نیز بر وضعیت فیزیولوژی باکتری‌ها تأثیر مستقیم دارد، زیرا دسترسی به آب، دسترسی به مواد آلی را نیز تنظیم می‌کند که خود بر جمعیت میکروبی خاک تأثیر دارد. رطوبت خاک با تأثیر بر مقدار ترشحات ریشه به‌طور غیرمستقیم نیز بر ترکیب جامعه میکروبی خاک مؤثر است (Chen *et al.*, 2006). از این رو با توجه به بیشتر بودن مقادیر رطوبت خاک در کاربری جنگل و همچنین همبستگی مثبت معنی‌دار این مشخصه با زیست‌توده میکروبی کربن، محتوای رطوبت نیز می‌تواند یکی از پارامترهای بسیار مؤثر بر مقدار زیست‌توده میکروبی کربن خاک در این کاربری قلمداد شود. رطوبت زیاد در کاربری جنگل را می‌توان به‌دلیل زیاد بودن مقدار مواد آلی در خاک این پهنه دانست، زیرا مواد آلی با کاهش تبخیر و تعرق و افزایش نرخ نفوذ آب در خاک منجر به نگهداشت مقدار زیادی رطوبت در خاک می‌شوند (Andrews *et al.*, 2003). به‌طور کلی تحقیقات نشان می‌دهد تغییراتی که پس از جنگل‌تراشی و اجرای عملیات زراعی اتفاق می‌افتد، می‌تواند موجب کاهش مواد آلی خاک شود (Lemenih *et al.*, 2005; Vagen *et al.*, 2006) که در پژوهش حاضر نیز مشاهده شد.

زیست‌توده میکروبی نیتروژن

بررسی مقدار نیتروژن زیست‌توده میکروبی نیز حاکی از آن است که اثر تخریب جنگل و پیدایش کاربری‌های دیگر سبب کاهش نیتروژن زیست‌توده میکروبی شده است. در همین زمینه Norbakhsh *et al.* (2002) گزارش کردند که مقدار زیست‌توده میکروبی نیتروژن به نیتروژن آلی خاک وابسته است و با توجه به اینکه نیتروژن آلی خاک از

منابع

اسدیان، مریم، سید محمد حجتی، محمدرضا پورمجیدیان و اصغر فلاح، ۱۳۹۲. تأثیر انواع مختلف کاربری اراضی روی کیفیت خاک در جنگل الندان ساری، پژوهش‌های جغرافیای طبیعی، ۴۵ (۳): ۶۵-۷۶.

بهشتی آل آقا، علی، فائز رئیسی و احمد گلچین، ۱۳۹۰. تأثیر تغییر کاربری اراضی از مرتع به زمین زراعی بر شاخص‌های میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک، نشریه آب و خاک، ۲۵ (۳): ۵۴۸-۵۶۲.

توکلی، مهران، فائز رئیسی و محمدحسن صالحی، ۱۳۸۷. مطالعه برخی از شاخص‌های کیفیت خاک در باغات بادام واقع در شیب‌های شمالی و جنوبی منطقه سامان شهرکرد، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، ۱۵ (۳): ۳۱-۴۳.

حاج‌عباسی، محمدعلی، احمد جلالیان، سید جمال‌الدین خواجه‌الدین و حمیدرضا کریم‌زاده، ۱۳۸۱. مطالعه موردی تأثیر تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی، حاصلخیزی و شاخص کشت‌پذیری خاک در بروجن، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، ۱۶ (۱): ۱۴۹-۱۶۱.

سودایی مشاعی صاحب، ناصر علی‌اصغرزاد و شاهین اوستان، ۱۳۸۶. سینتیک معدنی شدن نیتروژن در یک خاک تیمار شده با کمپوست، ورمی کمپوست و کود دامی، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، ۱۱ (۴): ۴۰۵-۴۱۴.

شکل‌آبادی، محسن، حسین خادمی، مصطفی کریمیان اقبال و فرشید نوربخش، ۱۳۸۶. تأثیر اقلیم و قرق درازمدت بر برخی شاخص‌های بیولوژیکی کیفیت خاک در بخشی از مراتع زاگرس مرکزی، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، ۴۱ (۱۱): ۱۰۳-۱۱۶.

علی‌اصغرزاد، ناصر، ۱۳۸۹. روش‌های آزمایشگاهی در بیولوژی خاک، انتشارات دانشگاه تبریز، ۵۲۲ ص.

غازان‌شاهی، جواد، ۱۳۸۵. آنالیز خاک و گیاه، انتشارات هما، ۲۷۲ ص.

توده زنده خود به صرف انرژی بیشتری نیاز دارند (Zeng et al., 2009). زیاد بودن این ضریب در هر دو عمق خاک کاربری کشاورزی حاکی از آن است که کربن خاک بیشتر صرف تولید انرژی شده است، در حالی که کم بودن این ضریب در کاربری جنگل نشان می‌دهد که کربن خاک بیشتر صرف رشد میکروبی شده است (Moscatteli et al., 2007). در پژوهشی، Moscatelli et al. (2007) ضریب متابولیکی را در سه کاربری اراضی جنگل، مرتع و زراعی بررسی و مشاهده کردند که ضریب متابولیکی در خاک‌های زراعی دارای بیشترین و در خاک‌های جنگل دارای کمترین مقدار بود که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. براساس یافته‌های (Zeng et al., 2009) ضریب متابولیکی با غلظت کربن آلی، نیتروژن کل و مقدار کربن زیست‌توده میکروبی رابطه منفی دارد که با یافته‌های این مطالعه همسوست. بر همین اساس کاربری کشاورزی با کمترین مقدار کربن آلی، نیتروژن کل و کربن زیست‌توده میکروبی دارای بیشترین ضریب متابولیکی بوده است.

تغییر کاربری اراضی از جنگل به مرتع و کشاورزی در منطقه مورد مطالعه سبب ایجاد تغییراتی در شاخص‌های زیستی کیفیت خاک شد. بالاترین سطوح تنفس میکروبی، زیست‌توده میکروبی کربن و نیتروژن در کاربری جنگل و بیشترین مقدار ضریب متابولیکی در کاربری کشاورزی مشاهده شد. نتایج حاکی از آن است که تغییر کاربری اراضی سبب افت شدید شاخص‌های مذکور در کاربری‌های مرتع و کشاورزی شده است، از این رو تغییر کاربری صورت گرفته تهدید کننده کیفیت و سلامت خاک در منطقه تحقیق است که در مدیریت اکوسیستم‌های طبیعی تخریب‌یافته باید به این موضوع توجه خاصی شود.

Alvaro-Fuentes, J., M.V. Lopez, J.L. Arrue, and C. Cantero-Martínez, 2008. Management effects on soil carbon dioxide fluxes under semiarid Mediterranean conditions, *Soil Science Society of America Journal*, 72(2): 194-200.

Andrews, S.S., C.B. Flora, J.P. Mitchell, and D.L. Karlen, 2003. Growers perceptions and acceptance of soil quality indices, *Geoderma*, 114(4):187-213.

Chen, M.M., Y.G. Zhu, Y.H. Su, B.D. Chen, B.J. Fu, and P. Marschner. 2006. Effects of soil moisture and plant interactions on the soil microbial community structure, *European Journal of Soil Biology*, 43 (2): 31-38.

Christiansen, J.R., L. Vesterdal, and P. Gundersen, 2012. Nitrous oxide and methane exchange in two small temperate forest catchments – effects of hydrological gradients and implications for global warming potentials of forest soils, *Biogeochemistry*, 107: 437-454.

Islam, K.R., and R.R. Weil, 2000. Soil quality indicator properties in mid- Atlantic soils as influenced by conservation management, *Soil and Water Conservation Journal*, 55(3): 69-78.

Kara, O., and I. Bolat, 2007. The effect of different land uses on soil microbial biomass carbon and nitrogen in Barton Province, *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 32(2): 281-288.

Khormali, F., and S. Shamsi, 2009. Micromorphology and quality attributes of the loess derived soils affected by land use change: a case study in Ghapan watershed, northern Iran, *Journal of Mountain Science*, 6 (2): 197-204.

Kooch, Y., S.M. Hosseini, C. Zaccane, H. Jalilvand, and S.M. Hojjati, 2012. Soil organic carbon sequestration as affected by afforestation: the Darab Kola forest (North of Iran) case study, *Journal of Environmental Monitoring*, 14(3): 2438 - 2446.

Kooch, Y., S. Mollaei Darabi, and S.M. Hosseini, 2015. The effects of pits and mounds following windthrow events on soil features and greenhouse gas fluxes in a temperate forest, *Pedosphere*, 25: 1-13.

فروغی‌فر، حامد، علی‌اصغر جعفرزاده، حسین ترابی گلسفیدی و ناصر علی‌اصغرزاده، ۱۳۹۰. تأثیر واحدهای لندفرم بر توزیع فراوانی و تغییرات مکانی ویژگی‌های بیولوژیکی خاک در دشت تبریز. نشریه دانش آب و خاک، ۲۱ (۴): ۱-۱۸.

قدرت، کریم، حبیب خداوردی‌لو، محمد صدقیانی و سعید رضاپور، ۱۳۹۱. اثرات جنگل‌زدایی و تغییر کاربری اراضی بر برخی شاخص‌های فیزیکی و مکانیکی کیفیت خاک (استان آذربایجان غربی)، دومین کنفرانس ملی برنامه‌ریزی و مدیریت محیط زیست، ۲۶-۲۷ اردیبهشت، دانشگاه تهران، ۱۲۰-۱۲۸.

کریمی، فریده، احمد جلالیان، عبدالمحمد محنت‌کش و ناصر هنرجو، ۱۳۹۱. تأثیر تغییر کاربری اراضی بر شاخص تنفس میکروبی خاک و گرم شدن هوا در بخش زاگرس مرکزی، همایش بین‌المللی بحران‌های زیست‌محیطی ایران و راهکارهای بهبود آن، ۲۶-۲۵ بهمن، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات اهواز، ۱۱-۲۶.

کوچ، یحیی، حمید جلیوند، محمدعلی بهمنیار و محمدرضا پورمجیدیان، ۱۳۸۸. تفکیک واحدهای اکوسیستمی جنگل‌های پایین‌بند حاشیه خزری و ارتباط آن‌ها با برخی ویژگی‌های خاک، مجله منابع طبیعی ایران (جنگل و فرآورده‌های چوب)، ۶۲ (۱): ۹۳-۱۰۷.

لطفی یزدان، فرشید نوربخش و مجید افیونی، ۱۳۸۶. پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در یک خاک آهکی تیمار شده با دو نوع کود آلی، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، ۱۱ (۴۲): ۳۶۷-۳۷۷.

ناهیدیان، صبا و فرشید نوربخش، ۱۳۸۸. تأثیر تاریخچه مدیریت کربن آلی خاک بر حساسیت آنزیم بتاگلوکزیداز به فلزات سنگین. مجموعه مقالات یازدهمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه گرگان، ۳۴-۳۵.

نیک‌نهاد قرماخر، حمید، مشهدقلی مارامایی و گلدی محمدقلی‌زاده، ۱۳۹۰. مطالعه اثرات تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات خاک (مطالعه موردی: حوزه آبخیز کچیک)، مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، ۱ (۲): ۸۱-۹۶.

- Kooijman, A.M., and A. Smit, 2009. Paradoxical differences in N – dynamics between Luxembourg soils: litter quality or parent material?, *European Journal of Forest Research*, 128(6): 555-565.
- Kooijman, A.M., and L. Helenas, 2009. Changes in nutrient availability from calcareous to acid wetland habitats with closely related brownmoss species: increase instead of decrease in N and P, *Plant and Soil*, 45(1): 321-329.
- Lacasta, C., N. Benítez, M. Maire, and R. Meco, 2006. Efecto de la textura del suelo sobre diferentes parámetros bioquímicas. VII Congreso SEAE., *Agricultura y Alimentación Ecológica*, 11(3):110-115.
- Lemenih, M., E. Karlton, and M. Olsson, 2005. Assessing soil chemical and physical property responses to deforestation and subsequent cultivation in smallholders farming system in Ethiopia, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105(4): 373-386.
- Margarita, C., G. Fernando, and F. Lillian, 2004. Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial Eucalyptus grandis (Hill ex Maiden) plantations in Uruguay, *Applied Soil Ecology*, 27(4): 233-125.
- Moscatelli, M.C., A.D. Tizio, S. Marinari, and S. Grego, 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems, *Soil and Tillage Research*, 97 (2): 51-59.
- Norbakhsh, F., C.M. Moneral, G. Emtiazy, and H. Dinel, 2002. Asparagines activity in some soils of central Iran, *Arid Land Management*, 16(4): 377- 384.
- Norton, B.J., J.A. Sandor, and C.S.White, 2003. Hill slope soils and organic matter dynamics within native American agro ecosystem of the Colorado Plateau, *Soil Sciences Society of America Journal*, 67(3): 225-234.
- Peterson, F., and L. Hogbom, 2004. Long-term growth effects following forest nitrogen fertilization in *Pinus sylvestris* and *Picea abies* stands in Sweden, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(4): 339-347.
- Raiesi, F., and E. Asadi, 2006. Soil microbial activity and litter turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a semiarid ecosystem, *Biology and Fertility of Soils*, 43(3):76-82.
- Vagen, T.G., M.A.A. Andrianorofanomezana, and S. Andrianorofanomezana, 2006. Deforestation and cultivation effects on characteristics of Oxisols in the highlands of Madagascar, *Geoderma*, 131(2): 190-200.
- Von Arnold, K., 2004. Forests and greenhouse gases: Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained forests on organic soil. Department of Water and Environmental Studies, Utnitryck, Linkoping, 45 p.
- Wang, H., S. Liu, J. Wang, Z. Shi, L. Lu, J. Zeng, and H. Yu, 2013. Effects of tree species mixture on soil organic carbon stocks and greenhouse gas fluxes in subtropical plantations in China, *Forest Ecology and Management*, 300(5): 4-13.
- Yadav, R.S., B.L. Yadav, B.R. Chipa, S.K. Dhyani, and M. Ram, 2010. Soil biological properties under different tree based traditional agroforestry systems in a semi - arid region of Rajasthan, India, *Agroforestry System*, 81(3): 195-202.
- Zeng, D.H., Y.L. Hu, S.X. Chang, and Z.P. Fan, 2009. Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) in sandy lands in Keerqin, northeastern China, *Plant and Soil*, 317(4): 121-133.

The effect of deforestation and land use change on ecophysiology indices of soil carbon and nitrogen

Y. Kooch^{1*}, and N. Moghimian²

¹Assistant Prof., Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, I. R. Iran

²Ph.D. Student of Silviculture and Forest Ecology, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, I. R. Iran

(Received: 5 September 2014, Accepted: 24 June 2015)

Abstract

Carbon dioxide, methane and nitrous oxide are the most important greenhouse gases. The changes of these gases are mainly affected by the variability of carbon and nitrogen ecophysiology indices. In order to study the effect of deforestation and land use change on ecophysiology indices of soil carbon and nitrogen, three land uses including forest area (a less-destroyed stand covered by hornbeam and Persian iron tree species), rangeland area (bare area covered by sparse herbaceous cover) and agricultural lands (cultivated by rice) were considered. Soil sampling was carried out as random systematic method (ten samples for each land use) from 0-10 and 10-20 cm depths. Soil bulk density, texture, moisture, pH, organic carbon, total nitrogen and ecophysiology indices (microbial respiration, carbon and nitrogen microbial biomass, metabolic quotient) were measured and calculated at the laboratory. The result of ANOVA indicated that the greater amounts of soil microbial respiration, carbon and nitrogen microbial biomass were found in first (1.22, 665.66 and 71.32 mg/kg) and second (1.10, 508.44 and 56.72 mg/kg) soil depths of forest area. The most values of metabolic quotient were devoted to first and second (4.11 and 6.23 $\mu\text{g CO}_2\text{-C mg}^{-1}\text{ MBC day}^{-1}$) soil depths of agricultural area. The findings of this study cleared the effects of different land use on biological indices of soil quality. Following the forest land use change to other land uses, the soil biological qualities decreased.

Keywords: Carbon microbial biomass, Metabolic quotient, Microbial respiration, Nitrogen microbial biomass.

*Corresponding author

Tel: +98 9112932313

Email: yahya.kooch@modares.ac.ir