دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
بوم‌شناسی جنگل‌های ایران

"مقاله پژوهشی"

تأثیر کاربری‌های مختلف بر شاخص‌های نوین کیفیت خاک در منطقه البرز مرکزی

یحیی کوچ[۱] و سمیه احسانی[۲]

۱- استادیار دانشگاه تربیت مدرس، نور، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، (نویسنده مسوول: yahya.kooch@modares.ac.ir)
۲- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه تربیت مدرس، نور، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۱۵ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۳/۰۵
صفحه: ۶۰ تا ۷۱

چکیده

کاربری‌های مختلف اثرات متفاوتی بر تغییرپذیری ویژگی‌های خاک دارند. پژوهش حاضر با هدف ارزیابی اثر کاربری‌های جنگل طبیعی، جنگل‌کاری سوزنی‌برگ و اراضی مرتعی منطقه البرز مرکزی بر شاخص‌های نوین کیفیت خاک (لایه‌بندی ماده آلی، شاخص مدیریت کربن و فعالیت‌های زیستی) صورت گرفت. بدین‌منظور، هشت نمونه لایه آلی (لاشبرگ) و معدنی خاک (عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری و در سطح ۲۵ سانتی‌متر ×۲۵ سانتی‌متر) از هر یک از عرصه‌های جنگل طبیعی (راش آمیخته با ممرز)، جنگل‌کاری نوئل، جنگل‌کاری کاج جنگلی و عرصه مرتعی در منطقه جواهرده شهرستان رامسر برداشت و به آزمایشگاه انتقال داده شد. مطابق با نتایج، حداقل مقدار مشخصه لایه‌بندی ماده آلی (۱/۴۵) و بیشترین مقادیر زی‌توده ریزریشه (۹۱/۰۳ گرم بر متر مربع)، تعداد و زی‌توده کرم‌های خاکی (به‌ترتیب ۱/۷۵ تعداد بر متر مربع و ۲۲/۸۴ میلی‌گرم بر متر مربع)، جمعیت نماتد خاک (۵۹۵/۱۳ در ۱۰۰ گرم خاک) و زی‌توده میکروبی نیتروژن (۲۴/۹۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به جنگل طبیعی اختصاص داشت. بیشترین و کمترین مقدار تنفس میکروبی به‌ترتیب در عرصه مرتعی و جنگل طبیعی (۰/۲۰ و ۰/۱۰ میلی‌گرم دی‌اکسیدکربن بر گرم در یک روز) مشاهده شد. بالاترین مقدار زی‌توده میکروبی کربن (۲۴۲/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به عرصه مرتعی و بالاترین مقدار مشخصه معدنی‌شدن نیتروژن خاک (۲۷/۰۳ میلی‌گرم نیتروژن بر کیلوگرم خاک) به جنگل طبیعی تعلق داشت. شاخص مدیریت کربن تفاوت آماری معنی‌داری را در بین عرصه‌های مورد مطالعه نشان نداد. مطابق با نتایج تحلیل مؤلفه‌های اصلی، تغییرات مشخصه‌های لایه‌بندی ماده آلی، کربن و فعالیت‌های زیستی خاک در ارتباط مستقیم با تغییرپذیری مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک تحت‌تأثیر کاربری‌های مختلف اراضی است. نتایج این پژوهش بیانگر اهمیّت بسیار برجسته حفاظت از جنگل‌های طبیعی آمیخته پهن‌برگ موجود به‌منظور حفظ کیفیت خاک است.

واژه‌های کلیدی: اراضی مرتعی، رویشگاه جنگلی، شاخص مدیریت کربن، فعالیت‌های زیستی، لایه‌بندی ماده‌آلی

مقدمه

جنگل‌ها جزء مهمترین اکوسیستم‌های خشکی هستند که نقش عمده‌ای در جریان انرژی، ماده، بین زمین و اتمسفر بر عهده دارند. امروزه مساحت‌های زیادی از عرصه‌های جنگلی با اهدافی همچون ایجاد اراضی کشاورزی و بهره‌برداری بیش از توان تولید رویشگاه تحت تأثیر دخالت انسان تخریب شده‌اند. به این‌ترتیب تخریب و کاهش سطح جنگل‌ها نشان‌دهنده ضرورت جنگل‌کاری برای احیاء و توسعه این منابع‌طبیعی تجدیدپذیر است (۵۲). جنگل‌کاری به‌طور گسترده به‌عنوان عملکرد مناسب برای حفاظت آب و خاک، احیاء و بازسازی عرصه‌های طبیعی و جلوگیری از تخریب آنها، مبارزه با بیابان‌زایی، تأمین چوب و افزایش ذخیره کربن محسوب می‌شود (۵۶). احیای اراضی جنگلی تخریب‌یافته، به‌واسطه جنگل‌کاری، اثرات معنی‌داری بر تغییرپذیری ویژگی‌های خاک دارد که در این زمینه، بین گونه‌های بومی و غیربومی و همچنین گونه‌های پهن‌برگ و سوزنی‌برگ تفاوت اساسی مشاهده شده است (۲۳). از آنجایی‌که پایداری طولانی‌مدت اراضی جنگلی وابسته به حفظ کیفیت خاک می‌باشد، لذا تعیین دقیق اثرات فعالیت‌هایی چون تخریب و احیاء عرصه‌های جنگلی بر خاک، جهت مدیریت بهینه این عرصه‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد. در همین راستا پژوهش‌های اخیر به مطالعه شاخص‌های نوین کیفیت خاک، نظیر لایه‌بندی ماده آلی (مقدار ماده آلی در لایه سطحی تقسیم بر مقدار ماده آلی در لایه زیرسطحی) (۳۶،۵)، شاخص مدیریت کربن (CMI)[1] (۱۳) و فعالیت‌های زیستی خاک (۲۶) تأکید داشته‌اند. لایه‌بندی ماده آلی، شاخصی از میزان ورودی ماده آلی به خاک محسوب شده که تحت‌تأثیر کاربری‌ها و مدیریت‌های مختلف اراضی تغییرات معنی‌داری را نشان می‌دهد (۱۵). در همین راستا، رحمان (۳۸) اشاره داشته است که هر نوع کاربری اراضی (جنگلی، مرتعی و زراعی) منجر به افزایش نسبت لایه‌بندی ماده آلی خاک در مقایسه با اراضی لخت و بدون پوشش می‌شود. هم‌چنین در پژوهشی، گماچ و همکاران (۱۸) اذعان داشتند که نسبت لایه‌بندی ماده آلی خاک تحت پوشش‌های طبیعی بیش از ۲ بوده، در حالی‌که این نسبت در سایر کاربری‌های اراضی (جنگل‌کاری، مرتع و کشاورزی) مقادیری کمتر از ۲ را نشان داده‌اند.

در راستای مطالعه شاخص لایه‌بندی ماده‌آلی، برآورد شاخص مدیریت کربن آلی خاک نیز می‌تواند به‌عنوان شاخص برجسته‌ای از کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف اراضی مورد توجه باشد (۳۸). مواد آلی کل خاک شاخصی ازکیفیت خاک به‌حساب می‌آید، اما از آنجا که به تغییرات مدیریت خاک به کندی پاسخ می‌دهد، مطالعه اجزاء حساس‌تر آن، ممکن است باعث تشخیص بهتر اثر تغییر کاربری و مدیریت برکیفیت خاک گردد. از این‌رو، شاخص مدیریت کربن، که بیانگر میزان کربن ناپایدار و ذخیره کل کربن در خاک است، مورد تأکید می‌باشد. طبق نتایج یانگ و همکاران (۵۱) مقادیر شاخص مدیریت کربن به تنهایی مفهومی ندارد، اما تفاوت در مقدار آن، انعکاسی از تغییر مدیریت در سیستم‌های مورد

1- Carbon Management Index

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

مطالعه می‌باشد. آنها نشان دادند که تغییر نوع کاربری اراضی باعث تغییر چشمگیر در میزان کربن ناپایدار در مقایسه با کربن کل خاک می‌شود. امروزه شاخص مدیریت کربن به‌طور گسترده به‌عنوان شاخصی از تغییرات شدت کربن آلی خاک در پاسخ به تغییر نوع مدیریت اراضی رویشگاه‌ها استفاده می‌شود (۴۱). زمانی‌که تغییر کاربری اتفاق افتد افزایش مقدار شاخص مدیریت کربن نشان از بازیابی ذخایر مختلف کربن در خاک است و کاهش این شاخص، نشان‌دهنده تخلیه خاک از این ذخایر می‌باشد (۱۳). هرگونه دخالت انسان که موجب بر هم خوردن تعادل بوم‌سازگان شود بر روی جمعیت‌های مختلف خاک‌زیان مؤثر خواهد بود. بنابراین ویژگی‌های جمعیت لاشریزه‌خواران خاک‌زی شاخصی است که می‌تواند در مناطق بهره‌برداری شده نشانگر وضعیت تخریب و در اجرای طرح‌های بازسازی و احیاء بیانگر روند بازگشت تعادل به بوم‌سازگان باشد. بی‌مهرگان خاکزی از عوامل محیطی هستند که در تعیین توان اکولوژیک بکار می‌روند و جمعیت و میزان فعالیت آن‌ها با تغییر کیفیت خاک و چرخه عناصر غذایی بر حاصل‌خیزی خاک اثرگذارند (۷). بنابراین بررسی جمعیت بی‌مهرگان خاک‌زی و شناخت رابطه آن‌ها با پوشش گیاهی و خاک از پیش‌نیازهای تعیین توان اکولوژیک کاربری‌های مختلف اراضی می‌باشند (۲۲).

جمعیت میکروبی خاک مهم‌ترین بخش زنده خاک هستند که نقش مهمی در چرخه عناصر غذایی، حاصل‌خیزی درازمدت و جریان انرژی در خاک دارند. فعالیت‌های میکروبی همچنین در حفظ سلامت و کیفیت خاک از اهمیت زیادی برخوردار می‌باشند (۱۲). از این‌رو ارزیابی ریزجانداران خاک می‌تواند به‌عنوان ابزاری برای بررسی کیفیت زیستی خاک به‌کار رود (۵۷). از آنجایی که جوامع میکروبی به‌شدت تحت تأثیر شرایط رویشگاه و یا زیست‌گاهی هستند که در آن زندگی می‌کنند، ویژگی‌های میکروبی خاک می‌تواند به‌عنوان شاخصی برای تعیین تغییرات کیفیت خاک در کوتاه‌مدت، میان‌مدت و بلندمدت بکار رود (۵۷،۱۷،۳۹). از آنجایی که، با توجه به مطالعات انجام شده، شناخت بهتر اثر کاربری‌های اراضی و پوشش‌های گیاهی مختلف بر خاک موجب پیش‌بینی دقیق‌تر اثر گونه‌ها بر بوم‌سازگان و مدیریت بهینه آنها برای مدیران و برنامه‌ریزان می‌شود، لذا هدف از این پژوهش تعیین اثر کاربری‌های مختلف جنگلی و غیرجنگلی منطقه البرز مرکزی بر شاخص‌های نوین کیفیت خاک (شامل لایه‌بندی ماده آلی، شاخص مدیریت کربن و فعالیت‌های زیستی) می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در بخشی از منطقه ییلاقی جواهرده شهرستان رامسر، واقع در عرض جغرافیایی ″۱۵ ′۷۵ °۳۶ تا ″۳۶ ′۸۷ °۳۷ شمالی و طول جغرافیایی ″۴۵ ′۴۳ °۵۰ تا ″۴۵ ′۴۷ °۵۰ شرقی، با دامنه ارتفاعی ۲۲۰۰–۲۱۰۰ متر از سطح دریا انجام شده است. بر اساس اطلاعات هواشناسی منطقه، میانگین دمای سالیانه ۱۲/۸ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارندگی سالیانه ۸۷۲ میلی‌متر می‌باشد. پوشش جنگلی غالب در منطقه، راش و ممرز می‌باشد که در برخی بخش‌ها به‌دلیل تجاوز روستاییان در سال‌های گذشته (بیش از ۳۰ سال قبل) مورد تخریب قرار گرفتند. بخشی از این اراضی تخریب‌یافته، طی یک برنامه احیایی توسط سازمان جنگل‌ها و مراتع توسط گونه‌های مختلف درختی جنگل‌کاری شده و بخشی دیگر از این اراضی تخریب‌یافته نیز توسط گونه‌های مرتعی پوشیده شدند. توده‌های جنگل‌کاری شده مورد بررسی (نوئل و کاج جنگلی) در سال ۱۳۶۶ همراه با فاصله اولیه ۲ ×۲ متر کاشته شده است. سطح زیر کشت نوئل ۱/۸ هکتار و کاج جنگلی ۳/۵ هکتار بوده و تاکنون هیچ‌گونه عملیات پرورشی در آنها صورت نگرفته است. در مجاورت این توده‌های جنگل‌کاری شده، توده جنگلی طبیعی راش آمیخته با ممرز و همچنین مرتع قرق مشاهده می‌شود. در عرصه‌های جنگلی، گونه‌های *Asperula odorata* L.، *Euphorbia amygdaloides* L.، *Oplismenus undulatifolius* (Ard.) Roem. & Schult.، *Carex sylvativa* Huds. پوشش‌های گیاهی غالب زیرآشکوب را تشکیل می‌دهند (۳). در پژوهش پیش رو پوشش‌های اراضی به شرح زیر در منطقه مورد مطالعاتی مورد توجه قرار گرفته است:

- جنگل طبیعی راش (*Fagus orietalis* Lipsky.) آمیخته با ممرز (*Carpinus betulus* L.)
- جنگل‌کاری ۳۰ ساله نوئل (*Picea abies* (L.) Karst)
- جنگل‌کاری ۳۰ ساله کاج جنگلی (*Pinus sylvestris* L.)
- مرتع قرق با پوشش گیاهی یونجه تاجی (*Coronilla varia* L.) و شبدر قرمز (*Trifolium pretense* L.)

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

پس از بازدید و شناسایی دقیق منطقه، بخش‌هایی از کاربری‌های اراضی فوق‌الذکر که از نظر فیزیوگرافی (ارتفاع از سطح دریا، شیب و جهت جغرافیایی) دارای شرایط تقریباً مشابهی بودند انتخاب شدند. سپس در هر یک از این کاربری‌ها، با استفاده از شبکهٔ آماربرداری به ابعاد ۵۰ × ۱۰۰ متر و به روش تصادفی– سیستماتیک (۴)، تعداد هشت نمونه لایه آلی (لاشبرگ) و معدنی خاک (عمق ۱۵–۰ سانتی‌متری و در سطح ۲۵ سانتی‌متر × ۲۵ سانتی‌متر) در فصل تابستان (مردادماه ۱۳۹۷) برداشت شد. به‌طور کلی سعی شد که به‌منظور کاهش اثرات مرزی، نمونه‌برداری‌ها متمایل به بخش مرکزی هر کاربری اراضی باشد. نمونه‌های جمع‌آوری شده لاشبرگ و خاک جهت انجام تجزیه به آزمایشگاه انتقال داده شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از خشک‌شدن در هوای آزاد از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. مقدار کربن آلی لاشبرگ به روش احتراق و مقدار نیتروژن آن به روش معدنی‌سازی نمونه‌ها و سپس با عمل تقطیر در آزمایشگاه اندازه‌گیری شدند (۱۶). جرم مخصوص ظاهری (Bd) به روش کلوخه و جرم مخصوص حقیقی (Pd) به روش پیکنومتری اندازه‌گیری و سپس درصد تخلخل خاک از رابطه‌ی زیر محاسبه شد (۲۱)

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

$$P\ \% = (1 - Bd / Pd)\times 100$$ (رابطه ۱)

پایداری خاکدانه بر اساس روش الک تر پیشنهادی Pojasok و Kay (۱۹۹۰) اندازه‌گیری شده و مقدار پایداری خاکدانه‌های تر از رابطه زیر محاسبه گردید (۴۵).

$$\%WAS = (R - S)/(T - S)\times 100$$ (رابطه ۲)

که در این رابطه،

R= جرم ذرات باقی‌مانده روی الک ۰/۲۵ میلی‌متر، S= جرم ذرات شن مانده روی الک ۰/۲۵ میلی‌متر T= جرم کل نمونه خاک می‌باشد.

بافت خاک با استفاده از روش هیدرومتری، رطوبت خاک به روش توزین، اسیدیته به‌روش پتانسیومتری از طریق دستگاه pH متر الکتریکی، هدایت الکتریکی به‌وسیله EC سنج، کربن آلی به‌روش والکلی‌بلاک، نیتروژن کل به‌روش کجلدال، فسفر به‌روش اولسن، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب توسط عصاره‌گیری با استات آمونیوم نرمال و قرائت با دستگاه جذب اتمی مدلShimadzu Model AA-670 اندازه‌گیری شد (۱۶). جهت تعیین کربن و نیتروژن در دو اندازه میکرو خاکدانه (ذرات کوچک‌تر از ۰/۲۵ میلی‌متر) و ماکرو خاکدانه‌ها (ذرات بزرگ‌تر از ۰/۲۵ میلی‌متر)، ابتدا توزیع اندازه ذرات خاکدانه‌ها در حالت خشک با استفاده از دستگاه شیکر با سری الک‌های استاندار صورت گرفت. بدین‌ترتیب که ۱۲۵ گرم خاک خشک روی بزرگ‌ترین الک ریخته شد و به‌مدت ۲ دقیقه شیک گردید. اندازه قطر منافذ الک‌ها به‌ترتیب ۲ و ۰/۲۵ میلی‌متر به همراه سینی بود. در پایان هر آزمایش وزن خاک باقی‌مانده روی هر الک یادداشت شد. به این‌صورت که ذرات بزرگ‌تر از ۰/۲۵ میلی‌متر به‌عنوان ماکروخاکدانه و ذرات کوچک‌تر از ۰/۲۵ میلی‌متر به‌عنوان میکروخاکدانه تعیین شدند (۳۵). جهت محاسبه لایه‌بندی ماده آلی، علاوه بر نمونه‌برداری خاک از لایه ۱۵-۰ سانتی‌متری، نمونه‌های خاک از لایه ۳۰-۱۵ سانتی‌متری نیز برداشت شد (۱۵،۱،۱۴). مقدار لایه‌بندی ماده آلی، پس از محاسبه مقدار ماده آلی خاک از طریق ضرب مقدار کربن آلی اندازه‌گیری شده در عدد ۱/۷۲۴، از تقسیم مقادیر ماده آلی در لایه بالایی به لایه پایینی خاک بدست آمد (۱۵).

شاخص مدیریت کربن به روش بلیر و همکاران (۸) و از رابطه ۳ بدست آمد:

$$CMI = CPI\times LI\times 100$$ (رابطه ۳)

که در این رابطه CPI، شاخص ذخیره کربن بوده و از رابطه ۳ بدست می‌آید:

$$LI = L\text{ در شاهد} / L\text{ در تیمار}$$ (رابطه ۴)

مقدار کربن الی در شاهد / مقدار کربن آلی در تیمار =CPI

و LI شاخص ناپایداری کربن بوده و بر اساس رابطه ۴ قابل محاسبه می‌باشد:

مقدار L به ناپایداری کربن بر می‌گردد و از رابطه ۵ بدست می‌آید:

$$L = \text{مقدار کربن ناپایدار} / \text{مقدار کربن پایدار}$$ (رابطه ۵)

جهت محاسبه شاخص‌های CPI و LI به مقدار کربن در کاربری شاهد نیاز است. بنابراین عرصه لخت و بدون جنگل‌کاری شده مجاور با پوشش‌های اراضی مورد بررسی به‌عنوان شاهد در نظر گرفته شده و شاخص‌های ناپایداری و ذخیره کربن و همچنین شاخص مدیریت آنها به‌ترتیب ۱ و ۱۰۰ مدنظر قرار گرفت. کربن موجود در ذرات هم‌اندازه شن که روی الک ۰/۰۵۳ میلی‌متر باقیمانده است، نیز به‌عنوان کربن ناپایدار و بخشی که با ذرات کوچکتر از این اندازه از الک عبور کرده است (کربن موجود در ذرات هم‌اندازه سیلت + رس) به‌عنوان بخش پایدار کربن آلی در نظر گرفته شد (۸).

پس از برداشت نمونه‌های خاک و انتقال به آزمایشگاه، ریزریشه‌ها (ریشه‌های نازکتر از ۲ میلی‌متر) به‌روش دستی از نمونه‌ها جداسازی و با استفاده از الک ۲ میلی‌متری شستشو داده شدند. سپس این نمونه‌ها در آون و در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد و در مدت زمان ۲۴ ساعت خشک گردیدند. در نهایت پس از توزین نمونه‌های خشک شده، مقدار زی‌توده آنها محاسبه شد (۳۲). همچنین، همزمان با نمونه‌برداری خاک، کرم‌های خاکی به روش دستی جمع‌آوری و زی‌توده با توجه به وزن آنها بعد از ۴۸ ساعت خشک شدن روی کاغذهای فیلتر در آزمایشگاه مورد اندازه‌گیری قرار گرفت (۲۵). برای شمارش تعداد نماتدهای خاک، مقدار ۱۰۰ گرم از نمونه خاک تازه وزن شد و با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانتریفیوژ، نماتدهای خاک جداسازی و شمارش شدند و بر اساس وزن خشک خاک تعداد آن‌ها در ۱۰۰ گرم خاک خشک محاسبه شد (۳۳). برای اندازه‌گیری تنفس میکروبی (پایه) خاک از روش بطری بسته استفاده شد. بدین‌منظور،۲۰ میلی‌لیتر محلول هیدروکسید سدیم به درون ظروف شیشه‌ای دارای درپوش ریخته و مقدار ۲۵-۲۰ گرم خاک مرطوب، داخل کیسه‌های نایلونی، در درون ظروف شیشه‌ای قرار داده شد. در قسمت بالای کیسه، منافذ ریز ایجاد و در کنار محلول هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار به‌مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه انکوباسیون گردید. برای تهیه نمونه شاهد، همان روش بدون خاک اجرا شد. پس از پایان انکوباسیون، مقدار ۲ سی‌سی کلرید باریم نیم مولار به نمونه‌ها اضافه و ۴-۳ قطره محلول شناساگر افزوده شد و با اسید کلریدریک ۰/۱ مولار تیتر شدند. در نهایت میزان تنفس میکروبی خاک بر مبنای میلی‌گرم بر کیلوگرم محاسبه گردید (۲).

به‌منظور اندازه‌گیری زی‌توده میکربی کربن، به‌روش تدخین- استخراج، ابتدا خاک مرطوب با کلروفرم به‌مدت ۲۴ ساعت در درون دسیکاتور تدخین شد. سپس خاک تدخین شده، با محلول عصاره‌گیر سولفات پتاسیم نیم مولار (۲۰ میلی‌لیتر)

به‌مدت ۳۰ دقیقه شیک و عصاره‌گیری شد. همین کار با خاک شاهد (تدخین نشده) هم انجام شد. مقدار ۴ میلی‌لیتر از عصاره استخراج شده برداشته و به درون لوله‌های هضم انتقال داده شد. سپس مقدار ۲ میلی‌لیتر پتاسیم دی‌کرومات و ۵ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ به این محلول اضافه شد. پس از آن ۳ قطره (۰/۳میلی‌لیتر) از محلول شناساگر اضافه شد و در نهایت

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

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 زی‌توده میکروبی خاک بر مبنای میلی‌گرم بر کیلوگرم محاسبه شد (۲). جهت اندازه‌گیری زی‌توده میکروبی نیتروژن خاک، به‌روش تدخین- استخراج، نمونه‌های خاک پس از تدخین با کلروفرم، با محلول سولفات پتاسیم عصاره‌گیری و عصاره‌ها تا موقع اندازه‌گیری در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. در نهایت مقدار نیتروژن زی‌توده میکروبی به‌روش ایندوفنل بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شد (۲).

به‌منظور سنجش میزان معدنی‌شدن نیتروژن، نمونه‌های تازه خاک، ۱۰۰ گرم، در ظروف پلی‌اتیلنی قرار گرفت. دهانه ظرف بوسیله ورقه‌های نایلونی بسته شد تا از تبخیر شدید رطوبت از نمونه‌ها در طول مدت انکوباسیون جلوگیری شود. روی ورقه‌های نایلونی تعداد مساوی منفذ ریز جهت تسهیل تبادلات گازی تعبیه شد. این ظروف به‌مدت ۸ هفته در انکوباتور دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. در طول مدت انکوباسیون هر دو روز یکبار ظروف توزین شدند و کاهش وزن آن‌ها بوسیله آب مقطر جبران گردید تا درصد رطوبت نمونه‌ها در طول انکوباسیون ثابت باقی بماند. به‌منظور اندازه‌گیری معدنی‌شدن خالص نیتروژن، قبل و بعد از انکوباسیون از نمونه‌های مورد آزمایش بوسیله محلول ۲ مولار Kcl عصاره‌گیری شد و مجموع آمونیوم و نیترات نمونه‌ها به‌روش اسپکتروفتومتری (آمونیوم در طول موج ۶۳۰ نانومتر و نیترات در طول موج ۴۱۰ نانومتر با دستگاه اسپکتروفتومتر) اندازه‌گیری گردید. معدنی‌شدن خالص نیتروژن تفاضل مقادیر نهایی مجموع آمونیوم و نیترات و مقادیر ابتدایی آن است که از معادله زیر حاصل می‌شود:

رابطه ۶

$$N_{m/I} = (NH_4\text{-}N + NO_3\text{-}N)\ final - (NH_4\text{-}N + NO_3\text{-}N)\ initial$$

که در این معادله $N_{m/i}$ ($mg\ N\ Kg^{-1}$) مقدار خالص نیتروژن معدنی شده است و $final$ ($NH_4^+\text{-}N + NO_3^-\text{-}N$) مقادیر مجموع آمونیوم و نیترات ($mg\ N\ Kg^{-1}$) در پایان انکوباسیون و $iniial$ ($NH_4^+\text{-}N + NO_3^-\text{-}N$) مقادیر مجموع آمونیوم و نیترات ($mg\ N\ Kg^{-1}$) قبل از انجام انکوباسیون می‌باشد. مقادیر منفی نتیجه، حاکی از وقوع ایموبیلیزه شدن نیتروژن[1] و مقادیر مثبت بیانگر معدنی‌شدن نیتروژن[2] می‌باشند (۴۳).

تجزیه و تحلیل داده‌ها

داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار اکسل به‌عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. سپس به‌منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن توزیع مشاهدات با آزمون کولموگروف‌اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون بررسی گردید. به‌منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مختلف لاشبرگ و خاک در ارتباط با کاربری‌های مختلف، از آزمون تجزیه واریانس استفاده شد. آزمون دانکن ($p < ۰/۰۵$) نیز به‌منظور مقایسه چندگانه میانگین به‌کار گرفته شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۳ انجام پذیرفت. به‌منظور بررسی ارتباط بین شاخص‌های کیفی لاشبرگ و خاک در کاربری‌های مختلف از تجزیه مؤلفه‌های اصلی (PCA) با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD نسخه ۵ تحت Windows (۲۹) استفاده شد.

نتایج و بحث

مشخصه‌های لاشبرگ و فیزیکوشیمیایی خاک

بیشترین مقادیر کربن لاشبرگ (۵۸/۷۲ درصد)، نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ (۷۶/۶۶) و محتوی شن خاک (۳۱/۸۸ درصد) به عرصه مرتعی اختصاص داشت، در حالی‌که کمترین مقادیر این مشخصه‌ها در جنگل طبیعی مشاهده شد. بالاترین میزان نیتروژن لاشبرگ (۲/۱۸ درصد) به جنگل طبیعی تعلق داشته و عرصه مرتعی دارای کمترین مقدار این مشخصه (۰/۷۷ درصد) بوده است. بالاترین مقادیر جرم مخصوص ظاهری (۱/۴۰ گرم بر سانتی‌متر مکعب)، پایداری خاکدانه (۷۴/۶۸ درصد) و محتوی رس خاک (۳۷/۵۰ درصد) به جنگل طبیعی اختصاص داشته در حالی که کمترین مقدار این مشخصه‌ها به عرصه مرتعی تعلق داشت. بر اساس نتایج به‌دست آمده بیشترین مقدار محتوی رطوبت (۴۴/۸۹ درصد) در عرصه مشاهده شد و در بین سایر رویشگاه‌ها اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. همچنین بیشترین مقادیر ویژگی‌های pH (۷/۰۷)، هدایت الکتریکی (۰/۰۳ دسی‌زیمنس بر متر)، نیتروژن کل (۰/۳۴ درصد)، فسفر قابل جذب (۲۶/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، کلسیم قابل جذب (۲۵۲/۶۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و ماکروخاکدانه (۵۴/۳۸ درصد) در جنگل طبیعی و کمترین مقادیر آنها در عرصه مرتعی مشاهده شد. کمترین مقادیر کربن آلی خاک (۱/۴۴ درصد)، پتاسیم قابل جذب (۳۵۱/۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و منیزیم قابل جذب (۵۸/۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) نیز به عرصه مرتعی تعلق داشت. بیشترین و کمترین مقادیر میکروخاکدانه و کربن در ماکروخاکدانه به‌ترتیب در عرصه مرتعی (۳۶/۸۸ و ۰/۲۸ درصد) و جنگل طبیعی (۲۰/۸۸ و ۰/۱۹ درصد) مشاهده شد. بالاترین مقادیر نیتروژن در ماکروخاکدانه به جنگل طبیعی (۰/۱۲ درصد) و جنگل‌کاری کاج نوئل (۰/۰۶ درصد) و کمترین مقدار آن به جنگل‌کاری کاج جنگلی (۰/۰۴ درصد) و عرصه مرتعی (۰/۰۲ درصد) اختصاص داشت. بررسی نیتروژن در میکروخاکدانه نشان می‌دهد که جنگل طبیعی (۰/۰۷ درصد) نسبت به سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه بالاترین میزان این مشخصه را دارا می‌باشد. بر اساس نتایج بدست آمده در بین عرصه‌های مورد مطالعه، مقادیر جرم مخصوص حقیقی، تخلخل و محتوی سیلت در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه تفاوت آماری معنی‌داری نداشته است (جدول ۱).

1- Nitrogen immobilization

2- Nitrogen mineralization

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]

[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

جدول ۱- میانگین (±اشتباه معیار) مشخصه‌های لاشبرگ و فیزیکوشیمیایی خاک در کاربری‌های مختلف

Table 1. Mean (±SE) of litter and soil physico-chemical properties in different land uses

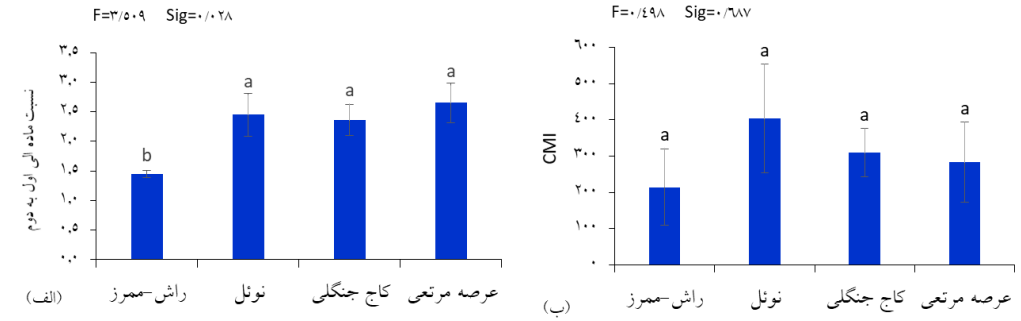
مشخصه‌های اندازه‌گیری شده	جنگل طبیعی	جنگل‌کاری نوئل	جنگل‌کاری کاج جنگلی	عرصه مرتعی	مقدار F	معنی‌داری
لاشبرگ						
کربن	۳۱/۹۲±۳/۳۴^{c}	۴۴/۹۵± ۳/۴۷^{D}	۴۷/۳۹±۳/۷۶^{b}	۵۸/۷۲±۲/۹۲^{a}	۱۰/۵۳۰	۰/۰۰۰
نیتروژن	۲/۱۸±۰/۰۱^{a}	۰/۹۶± ۰/۰۴^{bc}	۱/۰۷±۰/۰۳^{D}	۰/۷۷±۰/۰۲^{c}	۶۳/۵۷۳	۰/۰۰۰
نسبت کربن به نیتروژن	۱۴/۹۱±۱/۷۲^{c}	۴۷/۲۱±۴/۱۵^{D}	۴۳/۹۹±۳/۰۲^{b}	۷۶/۶۶±۵/۱۱^{a}	۴۵/۸۶۳	۰/۰۰۰
خاک						
جرم مخصوص ظاهری	۱/۴۰±۰/۰۵^{a}	۱/۳۳±۰/۰۴^{ab}	۱/۲۷±۰/۰۲^{ab}	۱/۲۰±۰/۰۳^{c}	۳/۶۵۵	۰/۰۲۴
وزن مخصوص حقیقی	۲/۴۱±۰/۰۳^{a}	۲/۴۱±۰/۰۳^{a}	۲/۳۵±۰/۰۴^{a}	۲/۳۱±۰/۰۵^{a}	۱/۲۲۰	۰/۳۲۱
تخلخل	۴۱/۸۸±۲/۷۹^{a}	۴۴/۶۷±۱/۹۸^{a}	۴۵/۶۷±۱/۷۴^{a}	۴۷/۸۸±۲/۱۳^{a}	۱/۲۸۹	۰/۲۹۸
پایداری خاکدانه	۷۴/۶۸±۱/۷۳^{a}	۶۵/۵۷±۵/۴۴^{Da}	۶۰/۸۲±۱/۵۸^{D}	۳۳/۷۵±۵/۹۷^{c}	۱۷/۲۹۴	۰/۰۰۰
شن	۱۷/۱۳±۰/۸۵^{c}	۲۰/۰۰±۱/۶۷^{cD}	۲۵/۰۰±۱/۰۱^{D}	۳۱/۸۸±۲/۸۱^{a}	۱۳/۳۳۰	۰/۰۰۰
سیلت	۴۵/۳۸±۱/۹۶^{a}	۴۷/۶۳±۲/۷۷^{a}	۴۴/۶۳±۱/۳۳^{a}	۴۲/۷۵±۳/۲۶^{a}	۰/۶۷۸	۰/۵۷۳
رس	۳۷/۵۰±۱/۵۹^{a}	۳۲/۳۸±۱/۸۲^{D}	۳۰/۳۸±۱/۴۳^{D}	۲۵/۳۸±۱/۶۳^{c}	۹/۴۹۸	۰/۰۰۰
رطوبت	۲۹/۱۵±۱/۱۳^{b}	۳۴/۵۴±۲/۷۶^{D}	۳۵/۴۹±۳/۴۴^{D}	۴۴/۸۹±۴/۳۷^{a}	۴/۲۸۶	۰/۰۱۳
pH	۷/۰۷±۰/۰۱^{a}	۶/۸۵±۰/۰۲^{ab}	۶/۷۰±۰/۰۷^{D}	۶/۰۱±۰/۱۵^{c}	۲۶/۴۲۰	۰/۰۰۰
هدایت الکتریکی	۰/۳۰±۰/۰۰^{a}	۰/۲۷±۰/۰۱a^{D}	۰/۲۴±۰/۰۱^{D}	۰/۱۲±۰/۰۱^{c}	۲۸/۸۸۴	۰/۰۰۰
کربن آلی	۱/۴۴±۰/۰۸^{b}	۲/۳۳±۰/۲۶^{a}	۲/۴۳±۰/۲۵^{a}	۲/۵۹±۰/۱۷^{a}	۶/۰۵۷	۰/۰۰۳
نیتروژن کل	۰/۳۴±۰/۰۰^{a}	۰/۲۷±۰/۰۱^{D}	۰/۲۴±۰/۰۲^{D}	۰/۱۲±۰/۰۰^{c}	۳۶/۸۵۹	۰/۰۰۰
نسبت کربن به نیتروژن	۴/۱۴±۰/۱۹^{c}	۸/۶۶±۱/۰۸^{b}	۱۰/۶۶±۱/۵۱^{D}	۲۱/۰۸±۱/۱۸^{a}	۴۱/۵۸۸	۰/۰۰۰
فسفر قابل جذب	۲۶/۶۲±۲/۹۲^{a}	۲۳/۳۴±۱/۹۳ ab	۱۹/۲۳±۲/۱۲^{b}	۷/۴۶±۰/۴۶^{c}	۱۶/۴۶۰	۰/۰۰۰
پتاسیم قابل جذب	۳۵۱/۷۵±۱۶/۲۵^{a}	۳۲۶/۰۰±۲۹/۴۳^{a}	۳۰۵/۰۰±۹/۹۷^{a}	۱۳۶/۷۵±۱۲/۴۰^{D}	۲۷/۳۹۲	۰/۰۰۰
کلسیم قابل جذب	۲۵۲/۶۳±۲۹/۱۷^{a}	۱۹۷/۸۸±۱۲/۶۳^{b}	۲۱۹/۲۵±۱۱/۱۶ ^{ab}	۱۱۱/۶۳±۱۰/۹۵^{c}	۱۱/۵۴۴	۰/۰۰۰
منیزیم قابل جذب	۵۸/۳۸±۲/۱۵^{a}	۴۹/۷۵±۶/۵۳^{a}	۴۷/۵۰±۲/۵۵^{a}	۲۲/۵۰±۲/۳۵^{D}	۱۶/۰۱۱	۰/۰۰۰
ماکروخاکدانه	۵۴/۳۸±۲/۶۹^{a}	۳۸/۲۵±۱/۹۵^{D}	۳۶/۶۳±۱/۴۷^{D}	۳۰/۵۰±۱/۲۲^{c}	۲۸/۱۶۸	۰/۰۰۰
میکروخاکدانه	۲۰/۸۸±۱/۹۳^{c}	۲۸/۶۳±۱/۴۷^{D}	۳۱/۳۸±۱/۶۷^{ab}	۳۶/۸۸±۳/۳۲^{a}	۸/۹۷۰	۰/۰۰۰
کربن در ماکروخاکدانه	۰/۱۹±۰/۰۲^{D}	۰/۲۴±۰/۰۲ab	۰/۲۳±۰/۰۳^{ab}	۰/۲۸±۰/۰۰^{a}	۲/۶۷۱	۰/۰۶۷
کربن در میکروخاکدانه	۰/۱۸±۰/۰۱^{b}	۰/۱۸±۰/۰۱b	۰/۱۹±۰/۰۲^{b}	۰/۳۵±۰/۰۲^{a}	۱۴/۹۱۰	۰/۰۰۰
نیتروژن در ماکروخاکدانه	۰/۱۲±۰/۰۰^{b}	۰/۰۶±۰/۰۰^{b}	۰/۰۴±۰/۰۱^{c}	۰/۰۲±۰/۰۰^{c}	۲۸/۹۹۵	۰/۰۰۰
نیتروژن در میکرو خاکدانه	۰/۰۷±۰/۰۰^{a}	۰/۰۴±۰/۰۱^{D}	۰/۰۴±۰/۰۰^{D}	۰/۰۴±۰/۰۰^{D}	۳/۸۲۱	۰/۰۲۱

واحد مشخصه‌ها: کربن لاشبرگ، نیتروژن لاشبرگ، تخلخل، پایداری خاکدانه، شن، سیلت، رس، رطوبت، کربن آلی، نیتروژن کل، ماکروخاکدانه، میکروخاکدانه، کربن در ماکروخاکدانه، کربن در میکروخاکدانه، نیتروژن در ماکروخاکدانه، نیتروژن در میکروخاکدانه (درصد)، جرم مخصوص ظاهری و حقیقی (گرم بر سانتی‌متر مکعب)، هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم).

لایه‌بندی ماده آلی، شاخص مدیریت کربن و فعالیت‌های زیستی خاک

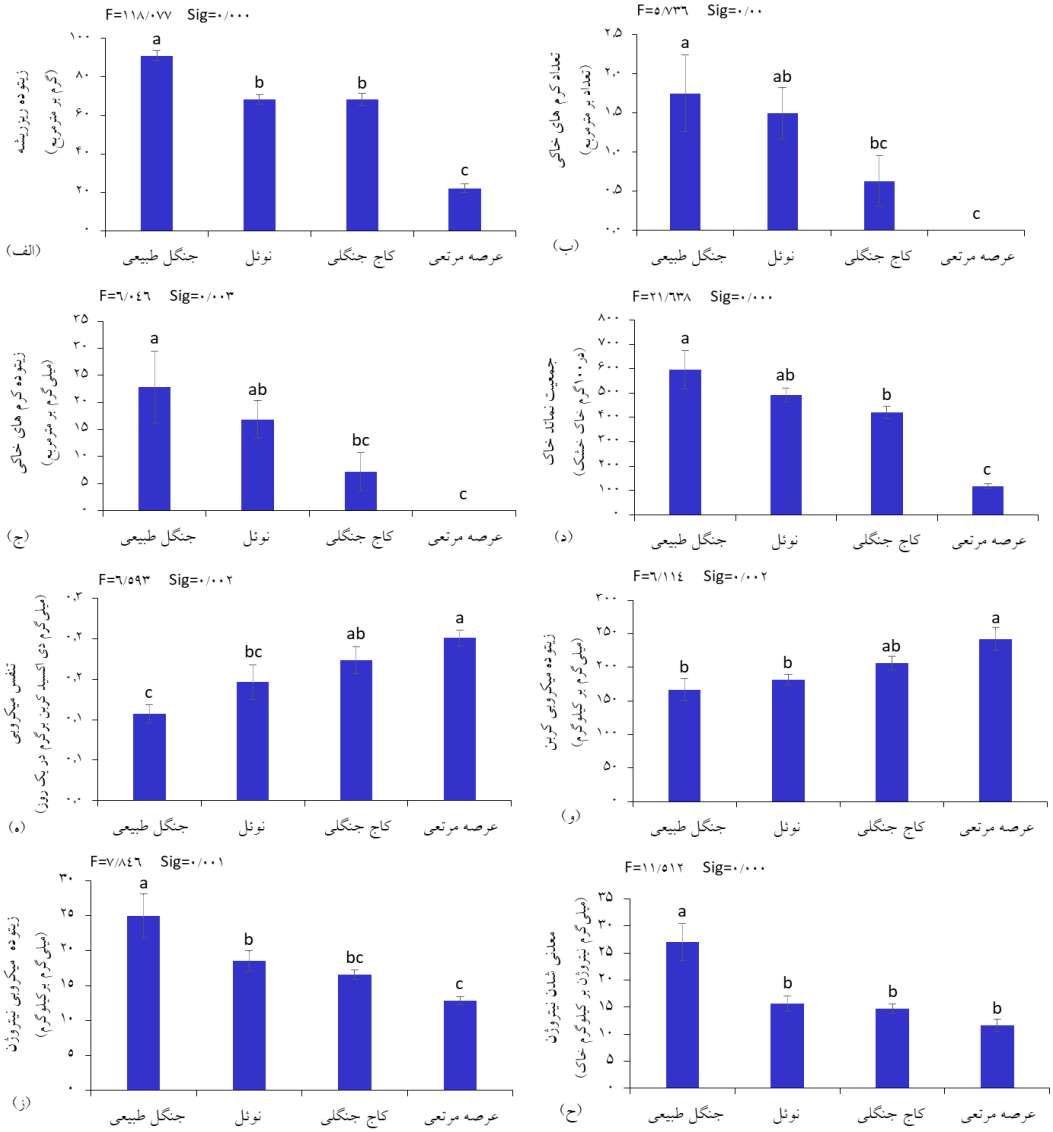
کمترین مقدار لایه‌بندی ماده آلی خاک متعلق به جنگل طبیعی (۱/۴۵) بوده و بین سایر رویشگاه‌ها تفاوت آماری معنی‌داری مشاهده نشد. مقادیر عددی شاخص مدیریت کربن (CMI) تفاوت آماری معنی‌داری را در بین کاربری‌های مختلف اراضی نشان نداد (شکل ۱). بیشترین مقادیر زی‌توده ریزریشه (۹۱/۰۳ گرم بر متر مربع)، تعداد و زی‌توده کرم‌های خاکی (به‌ترتیب ۱/۷۵ و ۲۲/۸۴ تعداد و میلی‌گرم بر متر مربع)، جمعیت نماتد خاک (۵۹۵/۱۳ در ۱۰۰ گرم خاک)، زی‌توده میکروبی نیتروژن (۲۴/۹۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به جنگل طبیعی و کمترین این مشخصه‌ها به عرصه مرتعی تعلق داشت. حداکثر مقدار تنفس میکروبی خاک به عرصه مرتعی (۰/۲۰ میلی‌گرم دی‌اکسید کربن بر گرم خاک در یک روز) و حداقل مقدار آن به جنگل طبیعی (۰/۱۰ میلی‌گرم دی‌اکسیدکربن بر گرم خاک در یک روز) اختصاص داشت. مطابق با نتایج، بیشترین مقادیر زی‌توده میکروبی کربن به عرصه مرتعی (۲۴۲/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کمترین مقدار آن به جنگل طبیعی (۱۶۶/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و جنگل‌کاری نوئل (۱۸۱/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) تعلق داشت. همچنین، بیشترین مقدار معدنی‌شدن نیتروژن به جنگل طبیعی (۲۷/۰۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) اختصاص داشته و سایر رویشگاه‌ها اختلاف معنی‌داری با یکدیگر نداشتند (شکل ۲). مطابق با نتایج تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA)، تغییرات مشخصه‌های لایه‌بندی ماده آلی، کربن و فعالیت‌های زیستی خاک در ارتباط مستقیم با تغییرپذیری مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک تحت تأثیر کاربری‌های مختلف اراضی می‌باشد (شکل ۳).

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]



شکل ۱- میانگین (±اشتباه معیار) لایه‌بندی ماده آلی و شاخص مدیریت کربن خاک در کاربری‌های مختلف

Figure 1. Mean (±SE) of organic matter stratification and soil carbon management index in different land uses



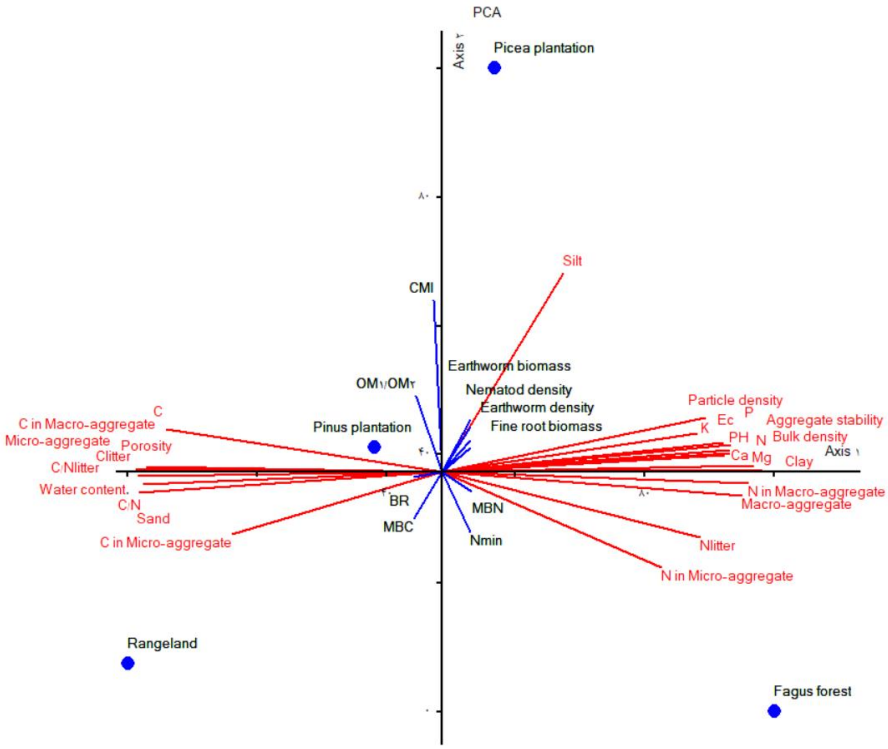
شکل ۲- میانگین (±اشتباه معیار) فعالیت‌های زیستی خاک در کاربری‌های مختلف

Figure 2. Mean (±SE) of soil biological activities in different land uses

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]

[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]



شکل ۳- ارتباط بین کاربری‌های مختلف، ویژگی‌های لاشبرگ و خاک در تحلیل PCA (فاکتور اول؛ مقدار ویژه = ۸/۳۴، درصد واریانس = ۸۳/۳۹، درصد واریانس تجمعی = ۸۳/۳۹ و فاکتور دوم: مقدار ویژه = ۱/۴۷، درصد واریانس = ۱۴/۷۷، درصد واریانس تجمعی = ۹۸/۱۷).

Figure 3. Relationship between different land uses, litter and soil properties in PCA (PC1: Eigen value = 8.34, percent of variance = 83.39, cumulative percent of variance = 83.39; PC2: Eigen value = 1.47, percent of variance = 14.77, cumulative percent of variance = 98.17).

نتایج حاکی از آنست که کاربری‌های مختلف اراضی با کیفیت‌های متفاوتی از لایه آلی دارای تفاوت آماری معنی‌داری از نظر شاخص لایه‌بندی ماده آلی خاک می‌باشند. در همین راستا، جاکوب و همکاران (۲۰)، ژانگ و همکاران (۵۵) و کوچ و همکاران (۲۷) اشاره داشتند که گونه‌های مختلف جنگلی با تفاوت در محتوی کربن، نیتروژن و نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ دارای کیفیت‌های متفاوتی از لاشبرگ بوده و همین موضوع در شدت تجزیه و نسبت لایه‌بندی ماده آلی خاک مؤثر است. در پژوهش حاضر نیز توده‌های سوزنی‌برگ با توجه به کیفیت پایین‌تر سوزن‌ها دارای شدت پایینی از تجزیه بوده و همین موضوع منجر به افزایش لایه‌بندی ماده آلی خاک آنها شده است. همچنین به‌نظر می‌رسد رویشگاه مرتع قرق نیز شدت تجزیه کمتری در مقایسه با جنگل طبیعی داشته و همین موضوع منجر به افزایش لایه‌بندی ماده آلی خاک در مرتع قرق در مقایسه با توده طبیعی شده است. مطالعه یوشنگ و همکاران (۵۴) نشان داد تنوع گونه‌ها در جنگل طبیعی نسبت به توده‌های جنگل‌کاری بیشتر است و می‌توان آن را یکی از دلایل افزایش زی‌توده ریزریشه در جنگل طبیعی عنوان کرد. ارتباط تنوع و زی‌توده تولیدی به این جهت است که مجموعه‌ای متنوع از گیاهان مکمل یکدیگر در استفاده از منابع خواهند شد و توان جذب در این توده‌ها افزایش می‌یابد و در نهایت میزان زی‌توده نسبت به شرایط حضور تک گونه‌ها وضعیت مناسب‌تری خواهند داشت (۱۰). بنابراین دلیل مشاهده زی‌توده زیاد ریزریشه‌ها در عمق مورد بررسی خاک توده طبیعی ممکن است واکنش ریشه در پاسخ به وفور محتوی مواد آلی و عناصر معدنی در لایه بالایی خاک باشد، چراکه ریزریشه‌های درختان جهت دسترسی بیش‌تر به عناصر غذایی مورد نیاز خود در سطح بیشتری از خاک گسترش می‌یابند (۴۲).

نتایج مشاهده شده حاکی از آن است که کم‌ترین تراکم و زی‌توده کرم‌های خاکی در عرصه مرتعی اندازه‌گیری شد که می‌تواند به‌دلیل تولید لاشبرگ‌ها با کیفیت پایین‌تر (میزان پایین‌تر نیتروژن، سطوح بالای کربن آلی و نسبت C/N) باشد (۲۴). اکثر کرم‌های خاکی محیط‌هایی با مواد غذایی غنی و لاشبرگ‌هایی که نسبت کربن به نیتروژن پایین‌تری را دارند ترجیح می‌دهند (۲۴). مطابق با پژوهش‌های پیشین، اسمیت و همکاران (۴۴)، محمدنژاد کیاسری و همکاران (۳۰) و بیرانوند و کوچ (۶)، تنوع لاشبرگی در جنگل‌های طبیعی جمعیت و فعالیت کرم‌های خاکی را افزایش می‌دهد. بر همین اساس، در پژوهش حاضر تعداد و زی‌توده کل کرم‌های خاکی در توده جنگلی آمیخته راش و ممرز نسبت به توده‌های جنگلی خالص نوئل و کاج جنگلی افزایش معنی‌داری داشته است. مطابق با پژوهش مصلحی و نظری (۳۱)، کرم‌های خاکی در جنگل‌های سوزنی‌برگ به‌دلیل اسیدی بودن خاک شمار اندکی دارند. نتایج مطالعه حاضر طبق آنالیز PCA نشان داد بین زی‌توده و

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

وفور کرم‌های خاکی با نسبت کربن به نیتروژن و pH خاک نیز ارتباط تنگاتنگی وجود دارد. در همین راستا، فعالیت کرم‌های‌خاکی در توده جنگل طبیعی به‌دلیل پایین بودن نسبت کربن به نیتروژن و بالا بودن pH خاک آن در مقایسه با سایر توده‌های مورد بررسی بیشتر می‌باشد که با نتایج پژوهش نیرینک و همکاران (۳۴) هم‌خوانی دارد. تغییرات قابل توجه جمعیت نماتدها در بین عرصه‌های مورد مطالعه، به‌دلیل تغییرات در خصوصیات خاک می‌باشد. پژوهش نهر و همکاران (۳۳)، به رابطه بـین فراوانی نماتدها، pH و مواد آلی خاک اشاره داشته است. بنابراین می‌توان گفت جمعیت بیشتر نماتدهای خاکزی در توده جنگل طبیعی به‌دلیل بالا بودن pH خاک باشد. همچنین، افزایش جمعیت نماتدها در توده جنگل طبیعی می‌تواند به‌دلیل مقادیر کمتر کربن و C/N خاک و بیشتر بودن عناصر غذایی خاک باشد (۴۰). در همین راستا، یافته‌های ژانگ و همکاران (۵۵) نشان داد که فراوانی بیشتر نماتدها در توده آمیخته پهن‌برگ و سوزنی‌برگ به‌دلیل حاصل‌خیزی خاک و مواد غذایی بیشتر است. همچنین در مطالعه آنها تعداد نماتدها در توده پهن‌برگ توس بیشتر از توده سوزنی‌برگ نوئل بود که اذعان نمودند لاشبرگ پهن‌برگان مثل توس مواد مغذی بیشتری دارد که برای نماتدهای خاک مفید هستند و سوزن‌های مخروطیان به‌دلیل غلظت بالای پلی‌فنل‌ها منبع نامطلوبی برای میکروارگانیسم‌های خاک مثل نماتدها است (۴۶). در همین راستا می‌توان بیان نمود که تعداد کمتر نماتدها در خاک گونه‌های سوزنی‌برگ مورد مطالعه احتمالاً به‌دلیل خصوصیات سوزن و لاشبرگ آنها می‌باشد.

با توجه به نتایج حاصل از تنفس و زی‌توده میکروبی در کاربری‌های مختلف، می‌توان این احتمال را مطرح کرد که فعالیت میکروارگانیسم‌های دخیل در تجزیه مواد آلی در رویشگاه‌های مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری داشتند. در همین راستا، کوچ و همکاران (۲۶) بیان کردند که درصد بالایی از میزان انتشار کربن در نتیجه فعالیت‌های تجزیه‌ای میکروارگانیسم‌های خاک رخ می‌دهد و طی این عمل ماده آلی خاک توسط میکروارگانیسم‌ها مصرف می‌شود. بنابراین کاربری‌های مختلف می‌توانند با تغییر در کمیت و کیفیت مواد آلی و سایر عوامل بر روی جمعیت میکروارگانیسم‌های خاک به‌عنوان اصلی‌ترین منبع تجزیه و انتشار دی‌اکسید کربن تأثیرگذار باشند (۹). با توجه به مطالعات انجام شده زی‌توده میکروبی خاک تا حد زیادی به کمیت و کیفیت مواد آلی خاکی (به‌عنوان منبع انرژی) بستگی دارد (۱۱). بر همین اساس، مقادیر بالاتر زی‌توده میکروبی نیتروژن در رویشگاه جنگل طبیعی در مقایسه با سایر رویشگاه‌ها عمدتاً به‌دلیل دسترسی بیشتر به مواد آلی در این رویشگاه مربوط می‌باشند، که هم‌راستا با یافته‌های وانگ و وانگ (۴۸) می‌باشد. میزان معدنی‌شدن نیتروژن در جنگل‌هایی با گونه غالب پهن‌برگ به‌طور معنی‌داری بیشتر از جنگل‌هایی با گونه غالب سوزنی‌برگ است (۴۷) و لاشبرگ‌هایی با میزان کم نیتروژن، باعث کاهش معدنی‌شدن نیتروژن خاک می‌گردند (۲۸). همچنین، آنالیز PCA حاکی از آنست که میزان معدنی‌شدن نیتروژن خاک با محتوی نیتروژن کل رابطه مستقیم دارد (۵۰). تبدیل جنگل و شیوه‌های مدیریت زمین بر نرخ معدنی‌شدن نیتروژن تأثیر می‌گذارند (۴۹). معدنی‌شدن نیتروژن با میزان pH خاک رابطه مستقیم دارد به‌طوری که با افزایش میزان pH خاک معدنی‌شدن نیتروژن افزایش می‌یابد (۳۷). رابطه قوی بین pH خاک و معدنی‌شدن نیتروژن خاک نشان می‌دهد که pH خاک مسئول کاهش معدنی‌شدن نیتروژن در جنگل‌کاری‌ها می‌باشد (۵۳). در راستای نتایج مطالعه حاضر، یافته‌های هوگموئد و همکاران (۱۹)، نشان داد که میزان C/N خاک با معدنی‌شدن نیتروژن رابطه منفی دارد که این می‌تواند در کاهش معدنی‌شدن نیتروژن در جنگل‌کاری‌ها به‌ویژه گونه‌های سوزنی‌برگ با میزان C/N خاک بالا موثر باشد.

در این پژوهش، اثر جنگل طبیعی آمیخته پهن‌برگ، جنگل‌کاری‌های خالص سوزنی‌برگ نوئل و کاج جنگلی و عرصه مرتعی بر لایه‌بندی ماده آلی، شاخص مدیریت کربن و فعالیت‌های زیستی خاک مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که پایین‌ترین مقدار مشخصه لایه‌بندی ماده آلی و بیشترین مقادیر مشخصه‌های زی‌توده ریزریشه، فعالیت کرم‌های خاکی و نماتد، زی‌توده میکروبی نیتروژن و معدنی‌شدن نیتروژن خاک به جنگل طبیعی اختصاص دارد. مرتع قرق نیز منجر به افزایش معنی‌دار تنفس میکروبی و زی‌توده میکروبی کربن در مقایسه با سایر رویشگاه‌ها شده است. یافته‌ها حاکی از آنست که نوع کاربری اراضی اثر معنی‌داری بر شاخص مدیریت کربن خاک نداشته است. مطابق با نتایج آنالیز چندمتغیره، تغییرات مشخصه‌های لایه‌بندی ماده آلی، کربن و فعالیت‌های زیستی خاک در ارتباط مستقیم با تغییرپذیری مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک تحت تأثیر کاربری‌های مختلف می‌باشد. نتایج این پژوهش بیانگر اهمیت بسیار برجسته حفاظت از جنگل‌های طبیعی آمیخته پهن‌برگ موجود به‌منظور حفظ کیفیت خاک می‌باشد.

منابع

1. Akala, V.A. and R. Lal. 2001. Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed minesoils in Ohio. Journal of Environmental Quality, 30(4): 2098-2104.
2. Ali Asgharzad, N. 2010. Laboratory Methods in Soil Biology, Tabriz University Press, 522 pp.
3. Anonymous. 2011. Javaherdeh-Ramsar Planning of Forest. The Forest and Rangelands Organization, Iran 274 pp.
4. Asadian, M., S.M. Hojjati, M.R. Poormajidian and A. Fallah. 2013. The effect of differernt land use on soil quality in Alandan forest of Sari. Iranian Journal of Natural Geoghraphical Resaerch, 45(5): 65-76.

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

5. Banegas, N., M. Maza, E. Viruel, J. Nasca, F. Canteros, R. Corbella and D.A. Dos Santos. 2019. Long-term impact of grazing and tillage on soil quality in the semi-arid Chaco (Argentina). Spanish Journal of Soil Science, 9(2): 24-41.
6. Bayranvand, M. and Y. Kooch. 2017. The effect of broad-leaved tree species on abundance and diversity of earthworms in the flat forest ecosystem. Journal of Soil Biology, 4(1): 15-26.
7. Binkley, D. and R. Fisher. 2012. Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley & Sons.
8. Blair, G.J., R.D. Lefroy and L. Lisle. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. Australian Journal of Agriculture Research, 46(7): 1459-466.
9. Burton, J., C. Chen, Z. Xu and H. Ghadiri. 2010. Soil microbial biomass, activity and community composition in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia. Journal of Soils and Sediments, 10(7): 1267-1277.
10. Cardinale, B.J., J.P. Wright, M.W. Cadotte, I.T. Carroll, A. Hector, D.S. Srivastava and J.J. Weis. 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(46): 18123-18128.
11. Chen, T. H., C.Y. Chiu and G. Tian. 2005. Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forest. Pedobiologia, 49(6): 645-653.
12. Cusack, D.F., W.L. Silver, M.S. Torn, S.D. Burton and M.K. Firestone. 2011. Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. Ecology, 92(3): 621-632.
13. Emily, E.O., A. Bradford and S.A. Wood. 2019. Global meta-analysis of the relationship between soilorganic matter and crop yields. Soil, 5(2): 15-32.
14. Franzluebbers, A.J. and J.A. Stuedemann. 2005. Bermudagrass management in the Southern Piedmont USA: VII. Soil-profile organic carbon and total nitrogen. Soil Science Society of America Journal, 69(3): 1455-1462.
15. Franzluebbers, A.J. and J.A. Stuedemann. 2009. Soil-profile organic carbon and total nitrogen during 12 years of pasture management in the Southern Piedmont USA. Agriculture, Ecosystems and Environment, 129(6): 28-36.
16. Ghazanshahi, J. 2006. Soil and plant analysis, Hooma Publications, 272 pp.
17. Gil-Sotres, F., C. Trasar-Cepeda, M.C. Leirós and S. Seoane. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. Soil Biology and Biochemistry, 37(5): 877-887.
18. Gmach, M.R., B.O. Dias, C.A. Silva, J.C. A. Nóbrega, J.F. Lustosa-Filho and M. Siqueira-Neto. 2018. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. Geoderma Regional, 14: e00178.
19. Hoogmoed, M., S.C. Cunninghama, J.P. Bakera, P. Beringerd and T.R. Cavagnaro. 2014. Is there more soil carbon under nitrogen-fixing trees than under non-nitrogen-fixing trees in mixed-species restoration plantings? Agriculture, Ecosystems and Environment, 188(4): 80-84.
20. Jacob, M., K. Viedenz, A. Polle and F.M. Thomas. 2010. Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). Oecologia, 164(4): 1083-1094.
21. Jafari Haghighi, M. 2003. Methods of Soil Analysis. Second edition, Neda Zahi Publications.
22. Janion-Scheepers, C., J. Measey, B. Braschler, S.L. Chown, L. Coetzee, J.F. Colville, J. Dames, A.B. Davies, S.J. Davies, A.L. Davis and A.S. Dippenaar-Schoeman. 2016. Soil biota in a megadiverse country: Current knowledge and future research directions in South Africa. Pedobiologia, 59: 129-174.
23. Kang, H., H. Gao, W. Yu, Y. Yi, Y. Wang and M. Ning. 2018. Changes in soil microbial community structure and function after afforestation depend on species and age: Case study in a subtropical alluvial Island. Science of the Total Environment, 625(8): 1423-1432.
24. Kooch, Y., B. Samadzadeh and S.M. Hosseini. 2017. The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. Catena, 150(3): 223-229.
25. Kooch, Y., N. Moghimian, M. Bayranvand and G. Alberti. 2016. Changes of soil carbon dioxide, methane, and nitrous oxide fluxes in relation to land use/cover management. Environmental Monitoring and Assessment, 188(6): 1-12.
26. Kooch, Y., R. Sanji and M. Tabari. 2018. Increasing tree diversity enhances microbial and enzyme activities in temperate Iranian forests. Trees, DOI: 10.1007/s00468-018-1674-3.
27. Kooch, Y., R. Sanji and M. Tabari. 2019. The effect of vegetation change in C and N contents in litter and soil organic fractions of a Northern Iran temperate forest. Catena, 178(6): 32-39.
28. Mao, R., D.H. Zeng, A.G. Yan, D. Yang, L.J. Li and Y.X. Liu. 2010. Soil microbiological and chemical effects of a nitrogen-fixing shrub in poplar plantations in semi-arid region of Northeast China. European Journal of Soil Biology, 46(5): 325-329.
29. Mc Cune, B. and M.J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

30. Mohammad Nejad kiasari, Sh., K. Sagheb Talebi and R. Rahmani. 2011. Comparison of the invertebrate diversity in natural forest and plantations. Journal of Natural Resources Science and Technology, 11(4): 55-69.
31. Moslehi, M. and J. Nazari. 2012. Interaction of earthworms, trees, and its effects on forest soils. Man and the Environment, 20(1): 108-113.
32. Neatrour, M.A., R.H. Jones and S.W. Golladay. 2005. Correlations between soil nutrients availability and fine- root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regimes, NRC Research Press, 35(3): 2934-2941.
33. Neher, D.A., J. Wu, M.E. Barbercheck and O. Anas. 2005. Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. Applied Soil Ecology, 30(1): 47-64.
34. Neirynck, J., S. Mirtcheva, G. Sioen and N. Lust. 2000. Impact of *Tilia platyphyllos* Scop., *Fraxinus excelsior* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. on earthworm biomass and physico-chemical properties of a loamy topsoil. Forest Ecology and Management, 133(3): 275-286.
35. Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Jeeny. 1992. Methods of soil Analysis: part1. Physical proerpteis. SSSA Pub., Madison, 1750 pp.
36. Patra, S., S. Julich, K. Feger, M.L. Jat, P.C. Sharma and K. Schwärzel. 2019. Effect of conservation agriculture on stratification of soil organic matter under cereal-based cropping systems. Archives of Agronomy and Soil Science, DOI: 10.1080/03650340.2019.1588462.
37. Qi, G., Q. Wang, W. Zhou, H. Ding, X. Wang, L. Qi and L. Dai. 2011. Moisture effect on carbon and nitrogen mineralization in topsoil of Changbai Mountain, Northeast China. Journal of Forest Science, 57(8): 340-348.
38. Rahman, M.H. 2017. Distribution and stratification of carbon in irrigated calcareous soil under rice-based cropping pattern in Bangladesh. International Journal of Soil Science, 12(6): 120-127.
39. 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(1): 76-82.
40. Salamon, J.A., M. Schaefer, J. Alphei, B. Schmid and S. Scheu. 2004. Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem. Oikos, 106(6): 51-60.
41. Salman Pour, A., M.H. Salehi and J. Mohammadi. 2016. Soil quality study using labile carbon and carbon management index in agricultural lands of Nizar District, Fars Province. Water and Soil Journal (Agricultural Science and Technology), 30(3): 940-930.
42. Sayer, E.J., E.V.J. Tanner and A.W. Cheesman. 2006. Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. Plant and Soil, 281(1): 5-13.
43. Sheikh Hasani, A.R. and F. Nourbakhsh. 2007. Effect of soil type and plant residues on net nitrogen mineralization. Iranian Journal of Pajohesh and Sazandegi, 75(3): 128-133.
44. Smith, R.G., C.P. McSwiney, A.S. Grandy, P. Suwanwaree, R.M. Snider and G.P. Robertson. 2008. Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. Soil and Tillage Research, 100(1): 83-88.
45. Taiik, F. 2004. Evaluation of soil aggregate stability in some regions of iron. Jwss - Isfahan University of Technology, 8(1): 107-123.
46. Tavakoli, M. 2018. Detritivores diversity in relation to litter and soil quality characters in degraded and reclaimed forest areas in Hyrcanian region. M. Sc. thesis of Forestry, Tarbiat Modares Unievrsity, 168 pp.
47. Thomas, K.D. and C.E. Prescott. 2000. Nitrogen availability in forest floors of three tree species on the same site: the role of litter quality. Canadian Journal of Forest Research, 30(11): 1698-1706.
48. Wang, Q.K. and S.L. Wang. 2007. Soil organic matter under different forest types in Southern China. Geoderma, 142(4): 349-356.
49. Yan, E.R., X.H. Wang and X.Y. Chen. 2007. Impacts of evergreen broad-leaved forest degradation on soil nutrients and carbon pools in tiantong, Zhejiang province. Acta Ecologica Sinica, 26(4):706-714.
50. Yan, E.R., X.H. Wang, J.J. Huang, G.Y. Li and W. Zhou. 2008. Decline of soil nitrogen mineralization and nitrification during forest conversion of evergreen broad-leaved forest to Plantations in the subtropical area of eastern China. Biogeochemistry, 89(2): 239-251.
51. Yang X., W. Ren, B. Sun and S. Zhang. 2012. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. Geoderma, 177(5): 49-56.
52. Yousefi, A. and L. Darvishi. 2013. Soil changes induced by hardwood and coniferous tree plantation establishment: Comparison with natural forest soil at Berenjestanak lower land forest in north of Iran. International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research, 1(4): 432-449.
53. Yuan, Z.Y., F.S. Chen, D.H. Zeng, Q. Zhao and G.S. Chen. 2008. Soil inorganic nitrogen and microbial biomass carbon and nitrogen under Pine plantations in Zhanggutai Sandy Soil. Pedosphere, 18(6): 775-784.

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

54. Yusheng, Y., G. Jianfen, C. Guangshui, H. Zongming and X. Jinsheng. 2003. Effect of slash burning on nutrient removal and soil fertility in Chinese fir and evergreen broadleaved forests of midsubtropical China. Pedosphere, 13(1): 87-96.
55. Zhang, M., W.J. Liang and X.K. Zhang. 2012. Soil nematode abundance and diversity in different forest types at changbai mountain, China. Zoological Studies, 51(5): 619-626.
56. Zhang, Q., J.R.T. Yang, T. Koide, H. Li and J. Chu. 2017. A meta-analysis of soil microbial biomass levels from established tree plantations over various land uses, climates and plant communities. Catena, 150(4): 256-260.
57. Zhao, S., K. Li, W. Zhou, S. Qiu, S. Huang and P. He. 2016. Changes in soil microbial community, enzyme activities and organic matter fractions under long-term straw return in north-central China. Agriculture, Ecosystems and Environment, 216(3): 82-88.
58. Zhao, X., J.F. Xue, X. Q. Zhang, F.L. Kong, F. Chen, R. Lal and H.L. Zhang. 2015. Stratification and storage of soil organic carbon and nitrogen as affected by tillage practices in the North China plain. Plos One, DOI:10.1371/Journal.Pone.0128873.

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]
[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]

The Effect of Different Land Uses on New Indices of Soil Quality in Central Alborz Region

Yahya Kooch[1] and Somayyeh Ehsani[2]

1- Assistant Professor Tarbiat Modares University, Noor (Corresponding author: yahya.kooch@modares.ac.ir)
2- Graduated M.Sc. Student, Tarbiat Modares University, Noor
Received: April 4, 2019 Accepted: May 26, 2019

Abstract

Different land uses have various effects on the changes of soil properties. The purpose of this study was to evaluate the effects of natural forest, needle-leaved plantation and rangelands of central Alborz on new indices of soil quality (i.e. organic matter stratification, carbon management index and soil biological activities). For this purpose, eight samples from organic layer (litter) and mineral soil (0-15 cm depth and 25 cm × 25 cm surface area) from each of the natural forest (beech mixed with hornbeam), picea plantation, pine plantation and rangeland were taken in the Javaherdeh region, Ramsar city, and then they transferred to the laboratory. According to the results, the minimum amount of organic matter stratification (1.45) and the highest amount of fine root biomass (91.03 g m^{-2}), the earthworms density and biomass (1.75 n m^{-2} and 22.84 mg m^{-2}), total nematode (595.13 in 100 gr dry soil) and microbial biomass of nitrogen (24.94 mg kg^{-1}) were found in natural forests. The highest and lowest levels of microbial respiration were observed in rangelands and natural forests (0.20 and 0.10 mg CO_2 in gr day^{-1}), respectively. The highest amount of microbial biomass of carbon (242.22 mg kg^{-1}) belonged to rangeland and the highest amount of nitrogen mineralization (27.03 mg kg^{-1}) detected in natural forest. The carbon management index did not show significant statistical differences among the different land uses. According to the PCA output, changes in the characteristics of organic matter stratification, carbon management index and soil biological activities is directly related to the changes of soil physico-chemical properties under the influence of different land uses. The results of this study indicate the high importance of protecting broad-leaved mixed natural forests in order to maintain soil quality.

Keywords: Biological activities, Carbon management index, Forest ecosystem, Organic matter stratification, Rangelands

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOR: 20.1001.1.24237140.1399.8.16.8.3]

[DOI: 10.52547/ifej.8.16.60]