نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۶، بهمن – اسفند ۱۳۹۹، ص. ۱۲۷۵-۱۲۵۷

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 6, Jan.-Feb. 2021, p. 1257-1275

مقاله پژوهشی

اثر تخریب جنگل و تغییر پوشش گیاهی رویشگاه بر شاخص‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک

یحیی کوچ[1*]- میلاد عزیزی‌مهر[2]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۲۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۲

چکیده

تخریب رویشگاه‌های جنگلی و تغییر پوشش گیاهی اراضی از جمله عوامل مؤثر بر تغییرپذیری شاخص‌های اکولوژیکی لایه‌های آلی و معدنی خاک بشمار می‌روند. بدین منظور، در پژوهش پیش رو چهار نوع پوشش گیاهی شامل جنگل طبیعی کمتر دست‌خورده ممرز- انجیلی، جنگل‌کاری ۴۰ ساله آمیخته نوئل-کاج سیاه، عرصه جنگلی تخریب یافته ممرز- انجیلی، مرتع قرق با پوشش گیاهی یونجه تاجی در منطقه گرگ‌پس، جنوب‌غربی شهرستان چالوس، انتخاب شد. پس از بازدید و شناسایی دقیق رویشگاه‌ها، در هر یک از این عرصه‌ها، تعداد ۸ نمونه لایه آلی و معدنی خاک در فصل تابستان برداشت و نمونه‌های جمع‌آوری شده جهت تجزیه فیزیکی و شیمیایی به آزمایشگاه انتقال داده شدند. مطابق نتایج، در لایه آلی خاک، بیشترین نسبت کربن به نیتروژن به عرصه مرتع اختصاص داشت. بالاترین مقادیر درصد کربن و ضخامت لایه آلی نیز به ترتیب در پوشش‌های اراضی مرتعی و جنگل مخروبه مشاهده شد. در لایه معدنی خاک، بیش‌ترین مقادیر مشخصه‌های درصد شن، رطوبت، کربن و نسبت کربن به نیتروژن خاک به پوشش مرتعی تعلق داشت، در حالی که بیش‌ترین درصد رس، pH، هدایت الکتریکی، درصد نیتروژن،در پوشش جنگلی مشاهده شد. بیش‌ترین تعداد و زیتوده کرم‌های خاکی، جمعیت نماتد، معدنی‌شدن نیتروژن، مقادیر آمونیوم و نیترات، تنفس پایه، تنفس برانگیخته، نیتروژن زی‌توده میکروبی و ضریب متابولیکی در پوشش جنگلی مشاهده شد. به‌طور کلی، نتایج این پژوهش حاکی از آن است که مشخصه‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک تحت رویشگاه جنگلی از وضعیت بهتری برخوردار بوده، در حالی‌که تخریب جنگل و تغییر پوشش اراضی باعث کاهش شاخص‌های حاصل‌خیزی و زیستی خاک شده است.

واژه‌های کلیدی: پهن‌برگ، سوزنی‌برگ، فعالیت‌های میکروبی، مرتع قرق، نیتروژن زی‌توده میکروبی

مقدمه

استفاده صحیح و مناسب از منابع طبیعی و ایجاد تعادل بین میزان تولید، حفظ و بهبود کیفیت منابع طبیعی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. تلاش برای حفظ این منابع نه تنها استقلال اقتصادی و رفع وابستگی و حفظ محیط‌زیست را در به دنبال دارد، بلکه موجب استقلال فرهنگی، سیاسی و نظامی، که از دیگر شاخصه‌های توسعه پایدار هستند، می‌گردند. استفاده‌های بی‌رویه و نادرست از منابع موجود باعث تخریب رویشگاه‌های طبیعی به شکل جنگل‌زدایی در اکثر نقاط ایران و جهان شده است (۶). عرصه‌های جنگلی ۴۰ درصد سطح اکوسیستم خاکی را شامل می‌شوند و به‌موجب تنوع زیستی و خدمات زیست‌محیطی عملکرد مناسب‌تری نسبت به سایر بیوم‌ها دارند (۵۳). با این حال، امروزه سطوح زیادی از رویشگاه-های جنگلی بر اثر دخالت انسان تخریب یافته‌اند. به گزارش فائو، میزان این تخریب در سال ۲۰۱۲ تا ۱۳ میلیون هکتار در سال برآورد شده است (۳۶). در بسیاری از سطوح، عرصه‌های جنگلی تخریب‌یافته توسط پوشش‌های مرتعی اشغال شده‌اند. پوشش‌های مرتعی از لحاظ وسعت تقریباً ۳۰ درصد از سطح اراضی کل جهان را به خود اختصاص می‌دهند (۲۵). بر اساس آمار سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور در ایران نیز مراتع با مساحت ۸۴/۶ میلیون هکتاری بیش از ۵۰ درصد سطح اراضی کشور را تشکیل می‌دهند (۱۴)، که برای چرای احشام یا تأمین مواد غذایی برای دام‌ها و همچنین حفاظت منابع تجدیدناپذیر مانند خاک و آب حائز اهمیت فراوان هستند (۹). امروزه با توجه به افزایش تخریب و کاهش سطح جنگلی‌های طبیعی، بهترین

۱- استادیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: yahya.kooch@modares.ac.ir)
۲- کارشناسی‌ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران، ایران

DOI: 10.22067/jsw.v34i6.84930

راهکار افزایش سطح پوشش گیاهی و تقویت رویشگاه‌های جنگلی، جنگل‌کاری با گونه‌های مناسب است. در نتیجه اعمال این راهکار، سطح جنگل‌کاری با گونه‌های مختلف در سراسر دنیا سالانه ۲ درصد افزایش داشته است (۳۳).

پوشش‌های گیاهی مختلف با توجه به کمیت‌ها و کیفیت‌های متفاوت مواد آلی ورودی اثرات متفاوتی بر کیفیت خاک دارند (۵۲). در واقع، کیفیت خاک برآیندی از مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی است که تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی تغییرات اساسی از خود بروز می‌دهند (۴) و در این بین بر مشخصه‌های زیستی و بیوشیمیایی خاک، به دلیل حساسیت‌پذیری و واکنش سریع آن‌ها به تغییرات پوشش گیاهی، تأکید بسیار زیادی شده است (۱۲). طیف وسیعی از موجودات زنده در اکوسیستم خاکی زندگی می‌کنند که نیازهای اکولوژیک متنوع و متفاوتی دارند. تعداد، تنوع و ترکیب نسبی موجودات خاکزی تابعی از مشخصه‌های خاک (رطوبت، pH و عناصر غذایی)، ویژگی‌های اقلیمی و پوشش گیاهی می‌باشد (۲۷). به عبارت دیگر ویژگی‌های زیستی خاک، که جزء ویژگی‌های پویای خاک می‌باشد، به نوعی بیانگر تطابق نیازهای موجودات خاکزی با شرایط موجود در خاک است (۴۷). همچنین، جمعیت میکروبی خاک نقش اصلی و اساسی در محصولات اولیه و چرخه غذایی اکوسیستم‌های خاکی دارد (۲۶). در تمام اکوسیستم‌ها، میکروب‌های خاک نقش مهمی در تجزیه مواد آلی، چرخه مواد غذایی و فراهمی عناصر غذایی قابل جذب گیاه ایفا می‌کنند (۴۳). تجزیه بقایای گیاهی در خاک یک فرآیند میکروبی بسیار پیچیده است که توسط عوامل مختلف از جمله ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بقایا و خاک کنترل می‌شود. در محیط خاک مهم‌ترین عامل محدودکننده فعالیت میکروبی، قابلیت دسترسی به سوبسترای کربنی قابل مصرف است که با ورود سوبسترای کربنی به خاک مانند بقایای گیاهی جمعیت میکروبی در اطراف سوبسترا افزایش می‌یابد. در واقع جمعیت میکروبی خاک مسئول تنظیم چرخه عناصر غذایی در خاک است و در فراهم ساختن عناصر غذایی برای گیاه نقش مهمی را بر عهده داشته و بدین گونه در رشد گیاه و تولیدات زیست‌توده کارایی بالایی دارد (۱۱).

در ایران، تخریب رویشگاه‌های جنگلی و تغییر در نوع پوشش گیاهی رویشگاه، به‌ویژه در طول قرن گذشته، کیفیت خاک، تولید زیست‌توده گیاهی و پایداری محیط‌زیست را تحت تأثیر قرار داده است (۲۰). با توجه به اهمیت شناخت و مطالعه اثر تخریب و تغییر پوشش‌های گیاهی موجود بر کیفیت خاک، در این پژوهش به مطالعه اثر نوع پوشش‌های گیاهی جنگلی و مرتعی مختلف بر شاخص‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در بخشی از منطقه گرگ‌پس، ۴۵ کیلومتری جنوب‌غربی شهرستان چالوس، در بخش کلاردشت با دامنه ارتفاعی ۱۳۵۰-۱۲۵۰ متر از سطح دریا انجام شده است. طبق آمار هواشناسی گزارش شده، میانگین درجه حرارت گرم‌ترین ماه سال (مرداد) ۳۲ درجه سانتی‌گراد و میانگین درجه حرارت سردترین ماه سال (بهمن) ۱۴- درجه سانتی‌گراد می‌باشد. بارندگی سالانه حدود ۶۰۰ میلی‌متر می‌باشد که بیشتر در پاییز می‌بارد. مطابق طبقه‌بندی آمبرژه، آب‌وهوای این منطقه با ضریب باران و حرارت (Q2)، معادل ۴۶/۲۰ است که با مناطق نیمه مرطوب همراه با زمستان‌های سرد تطابق پیدا می‌کند (۳۵). توده جنگل‌کاری شده مورد بررسی (آمیخته نوئل- کاج سیاه با نسبت‌های ۶۰ به ۴۰ درصد) تقریباً ۴۰ سال پیش، همراه با فاصله اولیه ۲×۲ متر کاشته شده است. در مجاورت این توده جنگل‌کاری شده، توده جنگلی طبیعی ممرز - انجیلی و همچنین مرتع قرق مشاهده می‌شود. خاک منطقه مورد نظر به نسبت نیمه عمیق تا عمیق، بافت خاک در افق‌های بالا متوسط و در عمق زیرین به‌شدت سنگین، ساختمان خاک فشرده و نفوذپذیری آب در خاک برای ریشه‌دوانی متوسط تا ضعیف است. در پژوهش پیش رو پوشش‌های اراضی به شرح زیر در منطقه مورد مطالعاتی مورد توجه قرار گرفته است:

(۱). جنگل طبیعی کمتر دست‌خورده ممرز (*Carpinus betulus* L.) -انجیلی (*Parrotia persica* C.A.May)

(۲). جنگل‌کاری ۴۰ ساله آمیخته نوئل (*Picea abies* (L.) Karst) - کاج سیاه (*Pinus nigra* Arnold)

(۳). عرصه جنگلی تخریب‌یافته ممرز (*Carpinus betulus* L.)- انجیلی (*Parrotia persica* C.A.May)

(۴). مرتع قرق با پوشش گیاهی یونجه تاجی (*Coronilla varia* L.)

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

پس از بازدید و شناسایی محدوده مورد بررسی، چهار توده جنگلی مختلف شامل جنگل طبیعی کمتر دست‌خورده ممرز-انجیلی، جنگل‌کاری ۴۰ ساله آمیخته نوئل- کاج سیاه، عرصه جنگلی تخریب-یافته ممرز-انجیلی و مرتع قرق با پوشش گیاهی یونجه تاجی در منطقه مورد مطالعه مد نظر قرار گرفت. مساحت چهار هکتار از هر یک از پوشش‌های اراضی فوق‌الذکر که از نظر فیزیوگرافی دارای شرایط تقریباً مشابهی بودند انتخاب شدند. سپس در هر یک از این عرصه‌ها تعداد ۸ نقطه به روش تصادفی- سیستماتیک انتخاب و نمونه‌های لاشبرگ و خاک (عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری و در سطح ۳۰

سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر) در فصل تابستان (مردادماه) برداشت شد. به‌طورکلی سعی شد که به‌منظور کاهش اثرات مرزی، نمونه‌برداری‌ها متمایل به بخش مرکزی هر پوشش باشد. نمونه‌های جمع‌آوری شده لایه آلی (لاشبرگ) و معدنی خاک جهت انجام تجزیه به فضای آزمایشگاه انتقال داده شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن 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. برخی از مهم‌ترین مشخصه‌های لایه آلی (ضخامت لایه آلی (لاشبرگ) با خط‌کش، مقدار کربن آلی لاشبرگ به روش احتراق و مقدار نیتروژن آن به روش معدنی‌سازی نمونه‌ها) و معدنی خاک (جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه، بافت خاک به روش هیدرومتری، درصد رطوبت از طریق توزین، اسیدیته به روش پتانسیومتری، هدایت الکتریکی به روش گل اشباع، درصد کربن آلی به روش والکلی‌بلاک، درصد نیتروژن کل به روش کجلدال و غلظت فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم با استفاده از دستگاه جذب اتمی در محیط آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. تعداد کرم‌های خاکی به روش دستی و زی‌توده کرم‌های خاکی با توجه به وزن آن‌ها بعد از ۴۸ ساعت خشک شدن روی کاغذهای فیلتر در آزمایشگاه مشخص شد، جمعیت نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن، تنفس پایه به روش بطری دربسته پس از ۲۴ ساعت و برای اندازه‌گیری تنفس برانگیخته، ۸۰ میلی‌گرم گلوکز به ۲۰ گرم خاک اضافه شد و نمونه‌ها درون ظروف سربسته (همانند اندازه‌گیری تنفس پایه) انکوباسیون شدند و میزان دی‌اکسید کربن آزاد شده بر اثر تنفس ریزجانداران خاک محاسبه شد، اندازه‌گیری کربن زی‌توده میکروبی و نیتروژن زیتوده میکروبی به روش تدخین- استخراج انجام شد و مشخصه ضریب متابولیکی، از تقسیم دی اکسید کربن (میلی‌گرم کربن) آزاد (در تنفس میکروبی) بر کربن زیتوده میکروبی خاک (گرم) محاسبه گردید. برای برآورد شاخص دسترسی به کربن (CAI)، تنفس پایه بر مقدار CO_2-C به دست آمده از تنفس برانگیخته با سوبسترا تقسیم شد و شاخص سهم میکروبی از تقسیم کربن زیتوده میکروبی بر کربن آلی محاسبه گردید، غلظت نیترات، آمونیوم و معدنی‌شدن نیتروژن به روش اسپکتروفتومتری (۱، ۱۹ و ۲۴) مورد سنجش و اندازه‌گیری قرار گرفتند.

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها

داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار اکسل به‌عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. سپس به‌منظور تجزیه‌وتحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن توزیع مشاهدات با آزمون کولموگروف اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون بررسی گردید. در مواردی که داده‌ها نرمال نبود (مشخصه‌های تعداد و زیتوده کرم‌های خاکی، جمعیت نماتدها، تنفس میکروبی و ضریب متابولیک) از روش تبدیل جذر جهت نرمال‌سازی استفاده شد. به‌منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مختلف لایه آلی و معدنی خاک در ارتباط با عرصه‌های مورد مطالعه، از آزمون تجزیه واریانس استفاده شد. آزمون دانکن ($P <$ ۰/۰۵) نیز به منظور مقایسه چندگانه میانگین بکار گرفته شد. تمامی تجزیه‌وتحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۳ انجام پذیرفت. به‌منظور بررسی ارتباط بین شاخص‌های کیفی لایه آلی و معدنی خاک در پوشش‌های اراضی مورد مطالعه از تجزیه مؤلفه‌های اصلی (PCA) استفاده شد.

نتایج

مشخصه‌های لایه آلی و فیزیکوشیمیایی خاک

بر اساس نتایج، مقادیر مشخصه‌های لایه آلی و معدنی (به جز جرم مخصوص ظاهری و درصد سیلت) در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه تفاوت آماری معنی‌داری نشان داد (جدول ۲)، به‌طوری‌که بیشترین نسبت کربن به نیتروژن لایه آلی به عرصه مرتع اختصاص داشت، درحالی‌که محتوی نیتروژن لایه آلی در جنگل طبیعی بیش‌ترین مقدار بود. همچنین، بالاترین مقادیر درصد کربن لایه آلی و ضخامت لایه آلی به ترتیب در کاربری‌های مرتع و جنگل مخروبه مشاهده شد. حداکثر مقدار درصد شن، کربن، نسبت کربن به نیتروژن و درصد رطوبت در عرصه مرتع مشاهده شد. بالاترین درصد رس، مقادیر pH، هدایت الکتریکی، درصد نیتروژن و غلظت پتاسیم به جنگل طبیعی اختصاص داشت. نتایج بررسی غلظت فسفر، کلسیم و منیزیم قابل جذب در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه حاکی از آن است که بیش‌ترین مقدار به ترتیب در جنگل طبیعی و جنگل‌کاری مشاهده شد (جدول ۲).

فعالیت‌های زیستی خاک

نتایج بررسی تعداد و زیتوده کرم‌های خاکی، جمعیت نماتد و مشخصه‌های میکروبی خاک (به جز کربن زی‌توده میکروبی) حاکی از وجود تفاوت آماری معنی‌دار در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد (شکل ۱)، به‌طوری‌که بیشترین مقادیر تعداد و زیتوده کرم خاکی در خاک تحتانی جنگل طبیعی مشاهده شد. همچنین حداکثر و حداقل فعالیت نماتدهای خاکزی به ترتیب به خاک تحتانی جنگل طبیعی و عرصه مرتع تعلق داشت. مطابق با نتایج به دست آمده بیشترین مقادیر آمونیوم، نیترات و نیتروژن معدنی شده به ترتیب در رویشگاه جنگل طبیعی، جنگلکاری، جنگل تخریب یافته و عرصه مرتعی اندازه‌گیری شد و اختلاف آماری معنی‌داری را نشان دادند. رویشگاه جنگل طبیعی بیشترین مقادیر تنفس پایه، تنفس برانگیخته، سهم

میکروبی، ضریب متابولیکی شاخص دسترسی به کربن و نیتروژن زیتوده میکروبی را به خود اختصاص داد، درحالی‌که کم‌ترین مقادیر مشخصه‌های مذکور به عرصه مرتعی اختصاص یافت. در خصوص کربن زیتوده میکروبی، در بین پوشش‌های مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۱). تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) نیز بیانگر وجود فعالیت بیشتر موجودات خاکزی و جمعیت میکروبی خاک تحت عرصه‌های جنگل طبیعی و جنگل‌کاری نسبت به سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه بوده و موقعیت مکانی کاملاً متفاوتی را نمایش داده‌اند. به‌طوری‌که فعالیت موجودات خاکزی و جمعیت میکروبی خاک در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن لاشبرگ و خاک، فسفر، کلسیم، منیزیم، پتاسیم قابل جذب و شرایط قلیایی‌تر خاک می‌باشد، درحالی‌که با مشخصه‌های محتوای کربن لاشبرگ و خاک، نسبت کربن به نیتروژن و مقادیر شن، سیلت و درصد رطوبت خاک رابطه عکس نشان داد (شکل ۲).

جدول ۱- تجزیه واریانس مشخصه‌های لایه آلی و فیزیکوشیمیایی خاک در عرصه‌های مورد مطالعه

Table 1- ANOVA for soil physico-chemical and biological properties in studied areas

مشخصه‌ها Features	مجموع مربعات Sum of square	میانگین مربعات Mean square	درجه آزادی Df	مقدار F F-value	مقدار معنی‌داری Sig
کربن لاشبرگ (درصد) Litter C (%)	293.329	129.324	3	23.532	0.000
نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter N (%)	423.145	198.675	3	182.648	0.000
نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter C/N (%)	218.543	201.372	3	113.546	0.000
ضخامت لاشبرگ (سانتی‌متر) Litter thick (cm)	333.640	111.213	3	47.055	0.000
جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Bulk density (g cm-3)	0.144	0.048	3	2.632	0.070
شن (درصد) Sand (%)	662.500	220.833	3	11.515	0.000
سیلت (درصد) Silt (%)	22.250	7.417	3	0.188	0.904
رس (درصد) Clay (%)	893.750	297.917	3	10.529	0.000
رطوبت Water content (%)	1284.616	428.205	3	3.360	0.033
واکنش خاک (1:2.5 H2O) pH	7.361	2.454	3	18.340	0.000
هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) (ds m-1) EC	0.143	0.048	3	48.668	0.000
کربن (درصد) Carbon (%)	1.942	5.826	3	10.919	0.000
نیتروژن (درصد) Nitrogen (%)	0.240	0.240	3	67.135	0.000
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	1230.495	410.165	3	43.740	0.000
فسفر قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl P (mg kg-1)	1650.442	550.147	3	26.251	0.000
پتاسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl K (mg kg-1)	315401.594	105133.865	3	79.021	0.000
کلسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Ca (mg kg-1)	75366.344	25122.115	3	10.652	0.000
منیزیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Mg (mg kg-1)	3393.625	1131.208	3	16.291	0.000

جدول ۲- میانگین (±اشتباه معیار) مشخصه‌های لایه آلی و فیزیکوشیمیایی خاک در عرصه‌های مورد مطالعه

Table 2- Mean (±SE) of soil physico-chemical and biological properties in studied areas

مشخصه‌ها Features	جنگل طبیعی Natural forest	جنگل‌کاری Plantation	جنگل مخروبه Deforestation	مرتع Rangeland
کربن لاشبرگ (درصد) Litter C (%)	34.60±2.76c	48.2±3.06b	55.29±2.05a	61.29±1.07a
نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter N (%)	2.15±0.07a	1.05±0.04b	0.8±0.04c	0.78±0.02c
نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ (درصد) Litter C/N (%)	78.19±2.51d	45.5±2.21c	69.82±3.78b	78.19±2.51a
ضخامت لاشبرگ (سانتی‌متر) **Litter t**hickness	5.45±0.46c	9.32±0.46b	12.53±0.48a	13.80±0.71a
جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Bulk density (g cm^{-3})	1.32±0.06a	1.3±0.02a	1.24±0.06b	1.15±0.01c
شن (درصد) Sand (%)	17.75±0.62c	24.5±0.84b	27.25±1.99ab	30.0±2.12a
سیلت (درصد) Silt (%)	44.45±1.93a	46.13±1.90a	46.75±2.59a	46.13±2.37a
رس (درصد) Clay (%)	37.75±1.54a	29.38±2.14b	26.00±2.05b	23.88±1.71b
رطوبت Water content (%)	28.51±1.38b	31.93±3.88b	38.77±5.28ab	44.96±4.32a
واکنش خاک $pH_{(1:2.5)}$	7.07±0.01a	6.69±0.05b	6.04±0.15c	5.89±0.19c
هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) (dS m^{-1}) EC	0.31±0.00a	0.24±0.01b	0.17±0.00c	0.14±0.01c
کربن (درصد) Carbon (%)	1.48±0.08c	1.63±0.10bc	2.05±0.18b	2.58±0.18a
نیتروژن (درصد) Nitrogen (%)	0.35±0.01a	0.22±0.01b	0.16±0.01c	0.12±0.00c
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	4.21±0.22d	7.38±0.45c	13.33±1.48b	20.47±0.49a
فسفر قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl P (mg kg^{-1})	26.15±2.36a	21.84±1.98a	12.13±0.83b	8.31±0.49b
پتاسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl K (mg kg^{-1})	369.25±14.99a	284.63±15.56b	139.25±8.93c	136.00±10.86c
کلسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Ca (mg kg^{-1})	228.38±27.17a	185.88±14.37a	126.00±10.74	105.88±10.87b
منیزیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Availabl Mg (mg kg^{-1})	55.50±3.07a	44.1±1.72a	34.25±3.34b	28.38±3.32c

بحث

مشخصه‌های لایه آلی خاک

نتایج پژوهش حاضر حاکی از اختلاف معنی‌دار کیفیت لاشبرگ در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد (جدول ۱) که می‌تواند به دلیل تولید لاشبرگ با کیفیت متفاوت در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه به دلیل حضور گونه‌های مختلف باشد. به‌طوری‌که گونه‌های ممرز و انجیلی با تولید لاشبرگ‌هایی با کیفیت مناسب (نیتروژن بالاتر و کربن کم‌تر) نسبت به گونه‌های سوزنی‌برگ (نیتروژن کم‌تر و کربن بالاتر) باعث افزایش کیفیت مواد آلی و درپی آن افزایش فعالیت جانداران خاکزی در رویشگاه جنگل طبیعی شده است، در نتیجه میزان تجمع مواد آلی در رویشگاه جنگل طبیعی به‌دلیل کیفیت مناسب لاشبرگ کاهش یافته است (شکل ۲). در همین راستا، ژانگ و همکاران (۵۷) اشاره داشتند که گونه‌های مختلف جنگلی به علت تفاوت در محتوی کربن، نیتروژن و نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ دارای کیفیت‌های متفاوتی از لاشبرگ بوده و همین امر در شدت تجزیه آن‌ها اثر داشت. ترکیب شیمیایی لاشه‌ریزه یکی از عواملی است که می‌تواند قابلیت تجزیه آن را تعیین کند (۷). هر چه میزان

نیتروژن در برگ بیش‌تر باشد، سریع‌تر تجزیه می‌شود (۳۴). میزان نیتروژن در برگ سوزنی‌برگان کمتر از پهن‌برگان است. در پژوهش حاضر، بر مبنای ضخامت لاشبرگ تجمع یافته در بستر رویشگاه، نیز توده‌های سوزنی‌برگ شدت پایینی از تجزیه را با توجه به کیفیت پایین‌تر سوزن‌ها دارا می‌باشند.

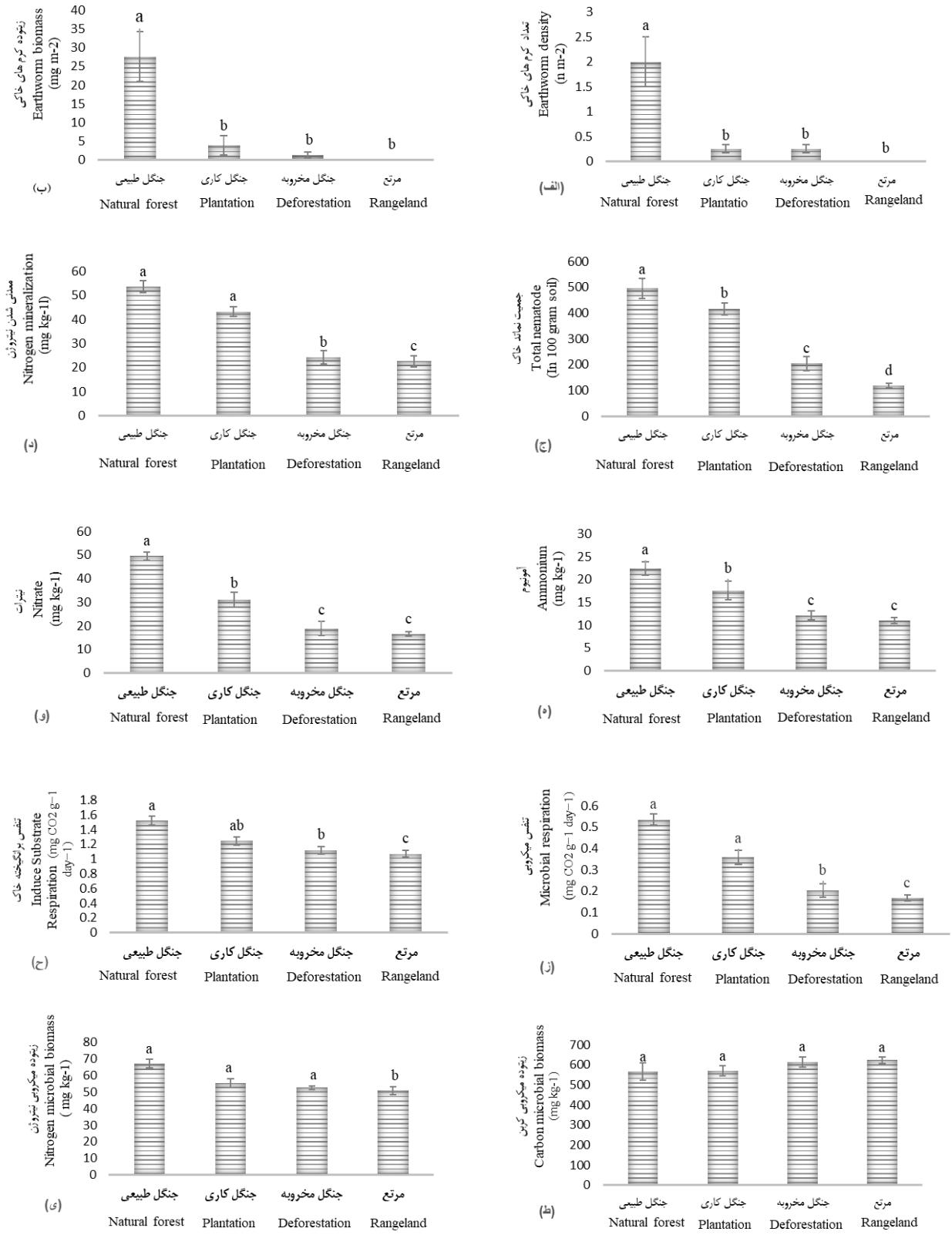
مشخصه‌های لایه معدنی خاک

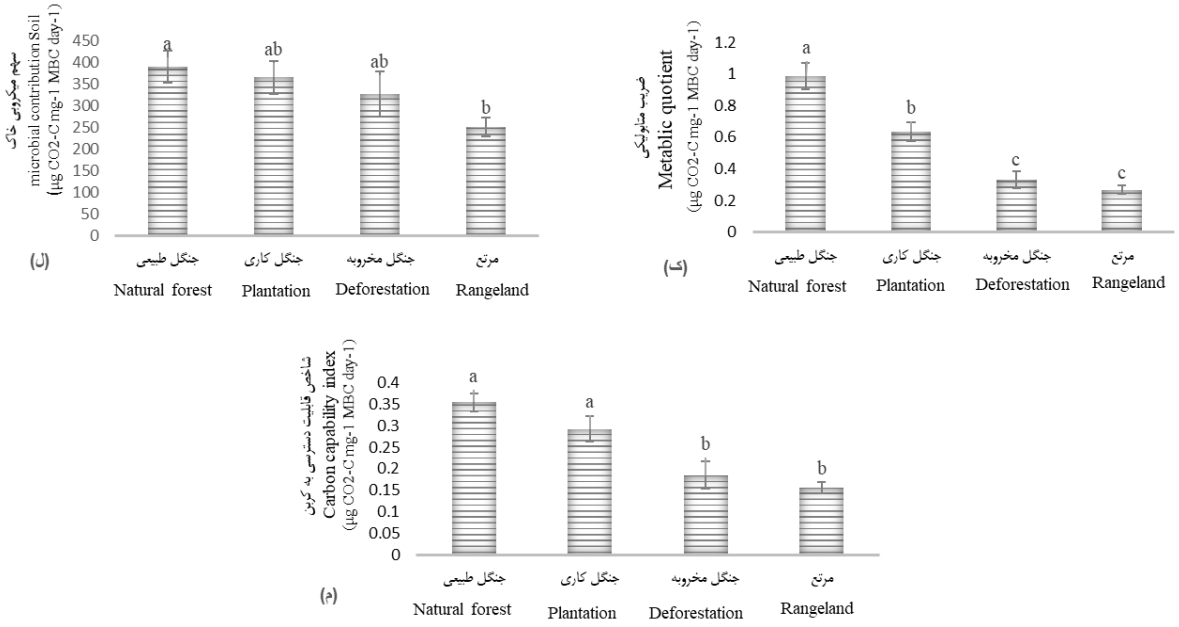
جرم مخصوص ظاهری، جرم خاک در حالت طبیعی بوده و اساس ویژگی‌های خاک محسوب می‌شود. نتایج پژوهش حاضر با نتایج تحقیقات حاج عباسی و همکاران (۲۱) و بروار و همکاران (۱۰) که در بررسی‌های خود تغییر معنی‌داری را در جرم مخصوص ظاهری خاک به دلیل تغییر پوشش اراضی مشاهده نکردند، مطابقت دارد. بافت خاک یکی از مشخصه‌های ثابت خاک بوده و تغییر آن در اثر نوع پوشش اراضی و در کوتاه‌مدت امکان‌پذیر نمی‌باشد، در هر حال تغییر نوع پوشش‌های اراضی می‌تواند در یک دوره بلندمدت بر تغییرات اجزای بافت خاک مؤثر واقع گردد (۳۶). در پژوهش حاضر نیز پس از گذشت بیش از چهل سال از تغییر کاربری و پوشش‌های اراضی از جنگل طبیعی به سایر پوشش‌های گیاهی تفاوت‌های آماری معنی‌داری در بین اجزای شن و رس خاک مشاهده شد (جدول ۲). تجمع بیشتر رس در پوشش جنگل طبیعی احتمالاً به خاطر وجود تاج پوشش بسته جنگل می‌باشد درحالی‌که در رویشگاه‌های غیرجنگلی به دلیل باز بودن قسمت‌های فوقانی بیشتر تحت تأثیر بارش‌های سالیانه قرار گرفته و منجر به آبشویی ذرات رس از لایه‌های بالایی خاک و تجمع آن‌ها در لایه‌های پایینی شده است (۸). در واقع، طی فرآیند آبشویی (انتقال ذرات)، اجزای مختلف ذرات خاک با اندازه‌های مختلف در لایه‌های خاک جابه‌جا شده و همین امر منجر به تغییرپذیری درصد اجزای بافت خاک می‌شود (۲۹).

جدول ۳- تجزیه واریانس فعالیت‌های زیستی خاک در عرصه‌های مورد مطالعه

Table 3- ANOVA for soil biological activities in the studied areas.

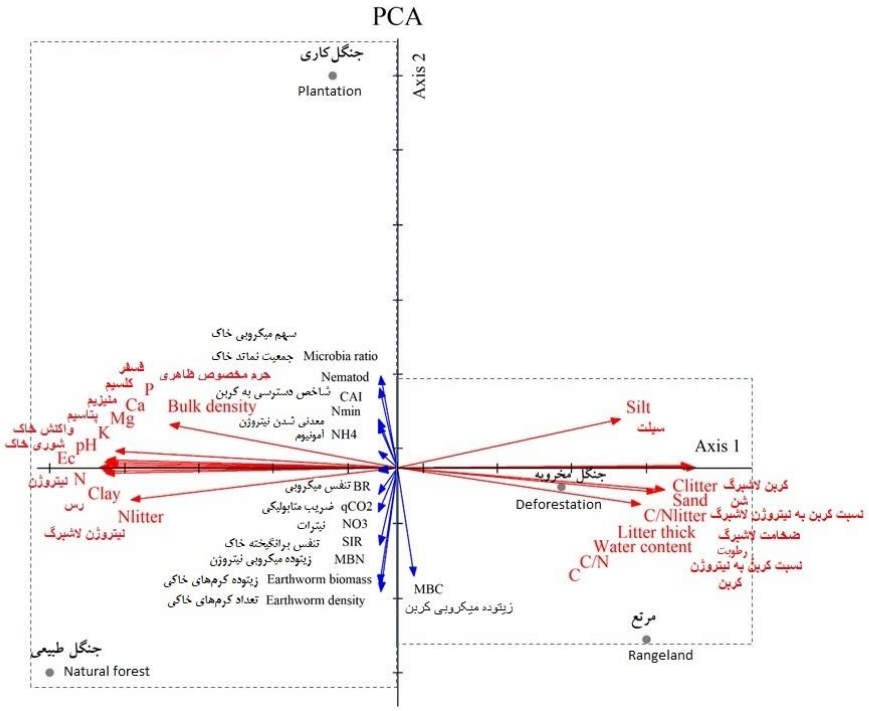
مشخصه‌ها Featuers	مجموع مربعات Sum of square	میانگین مربعات Mean square	درجه آزادی Df	مقدار F F- value	مقدار معنی‌داری Sig
تعداد کرم‌های خاکی Nearth	20.500	6.833	3	11.255	0.000
زیتوده کرم‌های خاکی Bearth	4085.343	1361.781	3	12.972	0.000
جمعیت نماتد خاک Nematod density	747300.375	249100.125	3	44.121	0.000
معدنی شدن نیتروژن Nmin	5434.077	1811.359	3	38.692	0.000
آمونیوم NH_4	663.578	221.193	3	13.994	0.000
نیترات NO_3	5475.020	1825.007	3	38.264	0.000
تنفس میکروبی BR	0.679	0.226	3	37.107	0.000
تنفس برانگیخته خاک SIR	0.965	0.322	3	14.682	0.000
زیتوده میکروبی کربن MBC	20852.344	6950.781	3	1.002	0.407
زیتوده میکروبی نیتروژن MBN	1307.211	435.737	3	10.365	0.000
ضریب متابولیکی qCO_2	0.000	0.000	3	30.499	0.000
سهم میکروبی خاک Microbial ratio	2.594	0.865	3	2.391	0.900
شاخص دسترسی به کربن CAI	0.205	0.068	3	13.682	0.000


(الف)
تعداد کرم های خاکی
Earthworm density
(n m-2)
(ب)
زیتوده کرم های خاکی
Earthworm biomass
(mg m-2)
(ج)
جمعیت نماتد خاک
Total nematode
(In 100 gram soil)
(د)
معدنی شدن نیتروژن
Nitrogen mineralization
(mg kg-1l)
(ه)
آمونیوم
Ammonium
(mg kg-1)
(و)
نیترات
Nitrate
(mg kg-1)
(ز)
تنفس میکروبی
Microbial respiration
(mg CO2 g−1 day−1)
(ح)
تنفس برانگیخته خاک
Induce Substrate
Respiration (mg CO2 g−1
day−1)
(ط)
زیتوده میکروبی کربن
Carbon microbial biomass
(mg kg-1)
(ی)
زیتوده میکروبی نیتروژن
Nitrogen microbial biomass
(mg kg-1)
جنگل طبیعی
جنگل کاری
جنگل مخروبه
مرتع
Natural forest
Plantation
Deforestation
Rangeland



شکل ۱- میانگین (±اشتباه معیار) فعالیت‌های زیستی خاک در عرصه‌های مورد مطالعه

Figure 1- Mean (±SE) of soil biological activities in the studied areas



شکل ۲- توزیع مکانی پوشش‌های مختلف اراضی، مشخصه‌های لایه آلی و معدنی خاک در تحلیل PCA (مؤلفه اول: مقدار ویژه = ۷/۸۱، درصد واریانس متناظر با عامل= ۶۰/۱۱، درصد واریانس تجمعی= ۰/۱۱ و مؤلفه دوم: مقدار ویژه = ۱/۵۳ درصد واریانس متناظر با عامل= ۱۱/۸۳ و درصد واریانس تجمعی= ۷۱/۹۴)

Figure 2- Spatial distribution of different soil cover, soil organic and mineral characteristics in PCA analysis (PC1: Eigen value = 7.81, percent of variance = 60.11, cumulative percent of variance = 0.11; PC2: Eigen value = 1.53, percent of variance = 11.83, cumulative percent of variance = 71.94)

همچنین تغییرات درصد اجزای تشکیل دهنده بافت در خاک رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌تواند به دلیل تفاوت در حضور و تراکم فون خاکزی باشد. موجودات خاکزی با جابجایی در خاک و ایجاد حفرات متعدد منجر به جابجایی اجزای تشکیل دهنده بافت در لایه‌های مختلف خاک می‌گردند. موجودات خاکزی به خصوص کرم‌های خاکی با انتقال ذرات رس و یا حتی سیلت در اندازه‌های ریز به بخش‌های مختلف خاک، موجب تغییرات معنی‌داری در اجزای تشکیل دهنده بافت لایه‌های مختلف می‌شوند (۵)، بیش‌ترین میزان تراکم و زیتوده کرم‌های خاکی در پوشش جنگل طبیعی ثبت شد (شکل ۱).

واکنش (pH) خاک به‌عنوان یک شاخص شیمیایی در کیفیت خاک می‌باشد. بسیاری از واکنش‌های شیمیایی که دسترسی به عناصر غذایی را تحت تأثیر قرار می‌دهند از محیط شیمیایی و به‌ویژه واکنش خاک تأثیر پذیرفته‌اند. بنابراین واضح است که واکنش خاک باید به‌عنوان یک شاخص کلیدی در شیمی خاک در نظر گرفته شود (۴۶). اختلاف گونه‌ها در تولید اسیدهای آلی مختلف حاصل از تجزیه لاشبرگ‌هایی که نسبت بازهای تبادلی (مثل کلسیم و منیزیم) و کاتیون‌های اسیدی (مثل آهن و آلومینیوم) را در خاک تغییر می‌دهد، می‌تواند یکی از مهم‌ترین اثرات پوشش گیاهی در تغییر میزان واکنش خاک باشد (۱۶). در رابطه با pH خاک، نتایج این تحقیق نشان داد که خاک منطقه جنگل‌کاری دارای pH کمتری نسبت به خاک سایر مناطق می‌باشد. به عبارت دیگر می‌توان گفت که گونه‌های سوزنی‌برگ (کاج سیاه و نوئل) به دلیل تولید لاشبرگ‌هایی با کیفیت پایین سبب اسیدی شدن خاک زیر پوشش خود شده‌اند (۴۸). بنابراین با توجه به موارد ذکر شده و نتایج این تحقیق در مورد واکنش خاک، می‌توان چنین اظهار نظر کرد که، با توجه به این‌که مقدار واکنش خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه دارای اختلاف معنی‌داری می‌باشد، نوع گونه می‌تواند بر میزان واکنش خاک تأثیرگذار باشد. با توجه به نتایج پژوهش حاضر بیشترین مقادیر مشخصه‌های حاصلخیزی خاک در رویشگاه جنگل طبیعی مشاهده شد (جدول ۱) که می‌تواند ناشی از میزان بالای تجزیه‌پذیری لاشبرگ در این رویشگاه در مقایسه با سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه باشد (۱۱). باتوجه به اینکه میزان واکنش خاک در رویشگاه جنگل‌کاری سوزنی برگ (به دلیل تولید لاشبرگ با کیفیت پایین) کم‌تر از سایر رویشگاه‌ها می‌باشد شرایط برای فعالیت بیشتر میکروارگانیسم‌ها نامناسب است و باعث کاهش سرعت تجزیه و در نهایت کاهش عناصر غذایی تحت این رویشگاه می‌شود. همچنین کمبود عناصر غذایی در این توده‌ها می‌تواند به‌دلیل کمبود رس و افزایش میزان شن خاک مرتبط می‌باشد (۱۳). در رویشگاه‌های جنگلی، فعالیت کرم‌های خاکی تا حد زیادی به کیفیت لاشبرگ گونه‌های درختی مرتبط است (۵). در پژوهش حاضر نیز تفاوت کیفیت لاشبرگ موجود در توده‌های جنگلی با ترکیب مختلف تغییرات معنی‌داری را در فعالیت کرم‌های خاکی ایجاد کرده است. به‌طورکلی بیشتر کرم‌های خاکی محیط‌هایی با مواد غذایی غنی و لاشبرگ‌هایی با نسبت کربن به نیتروژن کمتر را ترجیح می‌دهند (۱۷، ۵۸ و ۴۵). در یک بررسی نیرینگ و همکاران (۴۰) بیان نمودند که نسبت‌های پایین کربن به نیتروژن در زیر تاج‌پوشش گونه‌های افرا باعث تجمع کرم‌های خاکی در لایه سطحی خاک شده است. همچنین، اسچارز (۴۷) نیز کم‌بودن میزان زیتوده کرم‌های خاکی در بین گونه‌های لاریکس و کاج را بالا بودن نسبت کربن به نیتروژن و نرخ لیگنین بیان نمودند. بر اساس نتایج بررسی حاضر، کاربری‌های مرتع و جنگل مخروبه با بیشترین مقادیر نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ، کمترین تراکم و زیتوده گروه‌های اکولوژیک کرم‌های خاکی را به خود اختصاص داده است. درحالی‌که جنگل طبیعی با دارا بودن کمترین مقادیر کربن به نیتروژن لاشبرگ، شرایط مطلوبی را برای فعالیت انواع کرم خاکی فراهم آورده است (شکل ۲). در همین راستا، مصلحی و نظری (۳۷) دریافتند که تعداد کل کرم‌های خاکی در اراضی جنگلی پهن‌برگ بیش‌تر از اراضی جنگلی سوزنی‌برگ می‌باشد. کرم‌های خاکی در جنگل‌های سوزنی‌برگ به دلیل اسیدی بودن خاک شمار اندکی دارند. . در واقع، ثابت شده است که نحوه توزیع و زیتوده کرم‌های خاکی تحت تأثیر نوع پوشش‌های گیاهی مختلف (به دلیل اختلاف در کیفیت لاشبرگ) و مشخصه‌های خاک (به دلیل تفاوت در رطوبت، pH و عناصر غذایی در دسترس) قرار می‌گیرد (۳۰). همچنین حیدری و همکاران (۲۲) در مطالعه خود اذعان داشتند که تجمع کرم‌های خاکی رابطه مثبت و نزدیک‌تری با محتوی رس خاک دارد، به‌طوری‌که زیاد بودن مقدار رس از طریق جلوگیری از هدررفت رطوبت خاک باعث افزایش جمعیت و فعالیت کرم‌های خاکی در خاک تحتانی رویشگاه جنگل طبیعی شده است. بیش‌ترین میزان تراکم و زیتوده کرم‌های خاکی در پوشش جنگل طبیعی ثبت شد (شکل ۱- الف و ب).

در پژوهش حاضر جمعیت نماتدهای خاک به‌طور قابل‌توجهی در میان پوشش‌های اراضی مورد مطالعه متفاوت بوده است (شکل ۱-ج). جمعیت نماتدهای خاکزی در پوشش جنگل طبیعی دارای بیش‌ترین مقدار بوده که ممکن است به دلیل بالا بودن میزان نیتروژن خاک، افزایش pH (۵۰) و عناصر غذایی بیش‌تر (۴۴) باشد. کیفیت منابع فاکتور تأثیرگذار بر فراوانی میکروارگانیسم‌های خاک است (۱۱). در همین راستا، می‌توان بیان نمود که تعداد کمتر نماتدها در خاک پوشش مرتعی احتمالاً به دلیل فقر غذایی می‌باشد. در پژوهش نحر و همکاران (۳۹) به نقش مثبت pH خاک بر فعالیت نماتدهای خاکزی تأکید شده است. در همین راستا می‌توان بیان داشت که جمعیت بیش‌تر نماتدها در جنگل طبیعی به دلیل بالا بودن میزان pH خاک

می‌باشد. همچنین، میزان پایین کربن و مقادیر بالای نیتروژن خاک (۳۸) فعالیت این موجودات خاکزی را در جنگل طبیعی تقویت نموده است.

پارامترهای بسیاری می‌توانند بر فعالیت‌های میکروبی خاک اثرگذار باشند، به‌طوری که نتایج بسیاری از پژوهش‌ها بیانگر آن است که سرعت بالای تجزیه، افزایش مقدار نیتروژن خاک و کاهش نسبت کربن به نیتروژن خاک، سبب افزایش فعالیت میکروبی (تنفس پایه و برانگیخته) می‌شوند (۴۲). مشخصهٔ نیتروژن خاک می‌تواند به‌عنوان کنترل‌کننده میزان تنفس میکروبی در اکوسیستم‌های مختلف لحاظ شود (۵۴). در پژوهش حاضر نیز بیشترین مقدار نیتروژن خاک (جدول ۱) در پوشش جنگلی طبیعی مشاهده شد که دارای بیش‌ترین میزان تنفس میکروبی (شکل ۱-ز) نیز بوده است. به‌علاوه مطابق با نتایج تاردی و همکاران (۵۱) کاهش حاصلخیزی خاک، به دلیل محدود شدن منابع غذایی در دسترس جمعیت میکروبی خاک، می‌تواند تأثیر منفی روی مقادیر تنفس پایه و تنفس برانگیخته (به‌عنوان شاخصی از میزان فعالیت میکروبی خاک) داشته باشد که در نتایج این پژوهش نیز مشاهده شد (شکل ۲). نتایج بررسی ناهیدیان و نوربخش (۴۱) نیز نشان داد که با تخریب جنگل، تنفس میکروبی خاک به‌طور معنی‌دار کاهش می‌یابد که نتایج تحقیق حاضر را تأیید می‌کند (شکل ۱-ز). تغییر نوع پوشش اراضی می‌تواند از طریق تغییر در نسبت اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک بر مقادیر تنفس میکروبی اثرگذار باشد. به عبارت دیگر، اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک بر فضاهای بین ذرات خاک و همچنین انتشار دی اکسید کربن اثرگذار است (۲). وقتی‌که ذرات رس غالب باشد، تخلخل‌ها بزرگ‌تر هستند و همین موضوع سبب انتشار بیشتر گاز دی اکسید کربن ناشی از تنفس میکروبی خاک می‌شود (۳۱). بر مبنای پژوهش حاضر نیز بیشترین درصد رس به پوشش جنگلی اختصاص داشته و دارای ارتباط نزدیکی با میزان تنفس میکروبی بوده است (شکل ۲). لیو و همکاران (۳۳) اشاره داشته‌اند که رویشگاه‌های جنگلی می‌توانند به‌واسطه افزایش کمیت لاشبرگ، زیتوده میکروبی خاک را بهبود بخشند. به‌طور کلی رابطه نزدیکی بین حاصلخیزی خاک و نیتروژن زیتوده میکروبی گزارش شده است، به‌طوری‌که غلظت بالای مواد غذایی و مواد آلی خاک (به‌عنوان منبع انرژی) می‌تواند دلیل افزایش سطح مقادیر زیتوده میکروبی خاک باشد (۳ و ۲۳). نتایج پژوهش حاضر نیز مؤید آن است که تخریب جنگل سبب کاهش غلظت مواد غذایی و درنتیجه کاهش مقدار نیتروژن زی‌توده میکروبی شده است (شکل ۲). در این زمینه نوربخش و همکاران (۴۱) گزارش کردند که مقدار نیتروژن زی‌توده میکروبی به نیتروژن آلی خاک وابسته است و با توجه به اینکه نیتروژن آلی خاک از نیتروژن کل خاک گرفته می‌شود، ارتباط معنی‌داری بین نیتروژن کل خاک و کربن آلی وجود دارد. بنابراین علت افزایش نیتروژن زیتوده میکروبی در کاربری جنگل، تجمع کربن و نیتروژن آلی در سطح خاک و نامحدود بودن این دو عنصر است، که با نتایج فرناندز و همکاران (۱۶) همخوانی دارد.

مقدار نیتروژن معدنی قابل‌دسترس (معمولاً به‌صورت آمونیوم و نیترات) موجود در خاک، عمدتاً به اختلاف بین سرعت آلی شدن و سرعت معدنی شدن بستگی دارد. مراحل معدنی‌شدن نیتروژن، ورود نیتروژن به چرخه از طریق ساقاب، ریزش شاخ و برگ جوان، جوانه‌ها، بذرها و ریشه‌ها و در مرحله بعد تجزیه مکانیکی بقایای گیاهی توسط ریزه‌خواران و سپس تجزیه شیمیایی مواد آلی توسط میکروب‌ها (باکتری و قارچ) و تشکیل آمونیوم و درنهایت تبدیل آمونیوم به نیتریت تحت تأثیر باکتری نیتروزموناس و نیتریت به نیترات تحت تأثیر نیتروباکتر می‌باشد (۲۸). یانگ و همکاران (۵۶) و لی و همکاران (۳۱) اشاره داشتند که میزان نیترات و آمونیوم خاک به نوع پوشش گیاهی مرتبط می‌باشند. غلظت بیشتر نیترات در خاک جنگل طبیعی و جنگل‌کاری‌ها به دلیل حضور گونه‌هایی می‌باشد که دارای لاشبرگ‌هایی با نسبت کربن به نیتروژن پایین، pH و کلسیم بالا می‌باشد. تبدیل پوشش‌های طبیعی پهن‌برگ به جنگل‌کاری سوزنی‌برگ و مرتع باعث کاهش فرایندهای بیوشیمیایی آمونیوم می‌شود (۵۵). نرخ معدنی‌شدن نیتروژن به شدت تحت تأثیر مدیریت منطقه و تاج پوشش جنگلی قرار می‌گیرد، به‌طوری‌که در زیر توده‌های پهن‌برگ بیشتر از سوزنی‌برگ بوده و به احتمال زیاد این به دلیل نیتروژن بیشتر لاشبرگ، نسبت کوچک‌تر کربن به نیتروژن و سرعت بیشتر تجزیه مواد آلی در توده‌های پهن‌برگ نسبت به سوزنی‌برگان است (۲۷). اغلب افزایش pH باعث افزایش میزان معدنی‌شدن نیتروژن می‌شود (۱۸) که با نتایج پژوهش حاضر همخوانی دارد (شکل ۲).

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که رویشگاه‌های مختلف در این مطالعه شامل رویشگاه جنگل طبیعی، جنگل‌کاری سوزنی‌برگ، رویشگاه تخریب‌شده و عرصه مرتعی اثرات متفاوتی بر شاخص‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک داشته است. به طور کلی نتایج این تحقیق نشان داد که مشخصه‌های اکولوژیکی لایه آلی و معدنی خاک تحت رویشگاه جنگلی از وضعیت بهتری برخوردار بوده، درحالی‌که تخریب جنگل و تغییر پوشش اراضی با افت شاخص‌های کیفیت مواد آلی (درصد کربن، نیتروژن و نسبت کربن به نیتروژن) و خاک (جرم مخصوص ظاهری، بافت خاک، واکنش خاک، درصد کربن، نیتروژن، نسبت کربن به نیتروژن، غلظت فسفر، کلسیم، پتاسیم و منیزیم قابل جذب) باعث کاهش فعالیت‌های زیستی (تعداد و زی‌توده کرم خاکی، جمعیت نماتدهای خاکزی و مشخصه‌های میکروبی) خاک می‌شود.

منابع

1- Ali Asgharzade N. 1389. Laboratory Methods in Soil Biology, Tabriz University Publications. (In Persian with English abstract)

2- Álvaro-Fuentes J., López M.V., Cantero-Martínez C., and Arrúe J.L. 2008. Tillage effects on soil organic carbon fractions in Mediterranean dryland agroecosystems. Soil Science Society of America Journal 72(2): 541-547.

3- Aponte C., García L.V., and Marañón T. 2013. Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: a feedback mechanism favoring species coexistence. Forest Ecology and Management 309(1): 36-46.

4- Asadian M., Hojjati S.M., Pormajidian M.R., and Fallah a. 1392. The effect of different types of land use on soil quality in Sari alandan forest. Natural Geography Research 45(3): 65-76. (In Persian with English abstract)

5- Bayranvand M., and Kooch Y. 2016. Effect of broadleaved tree species on the abundance and diversity of earthworms in the lowland forest ecosystem. Journal of Soil Biology 4(1): 15-26. (In Persian with English abstract)

6- Beheshti Al Agha A., Raiesi F., and Golchin A. 1390. The effect of land use change from pasture to arable land on soil microbiological and biochemical indices in Kangavar, Dehno and Soltanieh. Journal of Water and Soil 25(3): 548-562. (In Persian with English abstract)

7- Berg B., and McClaugherty C. 2008. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Plant litter. 2nd ed. Berlin Heidelberg: Springer.

8- Binkley D., and Fisher R. 2012. Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley and Sons. 368p.

9- Brown L.R. 2002. World's rangelands deteriorating under mounting pressure. Earth Policy 6(2): 599-622.

10- Burger J. A., 2004. Soil and its Relationship to Forest Productivity and Health, In: Encyclopedia of forest sciences, eds. Burley, J., Evans, J., Youngquist, J.A., Oxford, UK: Elsevier, pp: 1189-1195.

11- Chen H., Li B., Fang C., Chen J., and Wu J. 2007. Exotic plant influences soil nematode communities through litter input. Soil Biology and Biochemistry 39(7): 1782-1793.

12- Cusack D.F., Silver W.L., Torn M.S., Burton S.D., and Firestone M.K. 2011. Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. Ecology 92(3): 621-632.

13- Fallahchai M.M., Salehi A., and Mard Alizade Gh. 2016. Natural Regeneration of (Populus caspica Bornm.) and its relationship with soil physical and chemical properties (Case Study: Safrabaste Region in East of Guilan province) 29(1): 118-129. (In Persian with English abstract)

14- Faryabi N., Mesdaghi M., and Baghery R. 2011. A Comparison of Species Diversity and Richness at Three Levels of Rangeland Utilization and Neighboring Areas. Pasture 8(3): 171-180. (In Persian with English abstract)

15- Fernandez, I.J., Rustad, L.E., Norton, S.A., Kahl, J.S. and Cosby, B.J., 2003. Experimental acidification causes soil base-cation depletion at the Bear Brook Watershed in Maine. Soil Science Society of America Journal 67(6): 1909-1919.

16-Finzi, A.C., Canham, C.D. and Van Breemen, N., 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. Ecological Applications 8(2): 447-454.

17- Frouz., J., Liveckova, M., Albrechtova, J., Chronakova, A., Cajthaml, T., Pizl, V. and Cepakova, S. 2013. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. Forest Ecology and Management 309(4): 87-95.

18- Ghasemi Aghbash F., Jalali Gh.A., Hosseini V., Hosseini S.M., and Berg B. 2015. Study of the relationship of nutrients dynamics and chemical composition of litter with decomposition rate in late decomposition stages 27(4): 715-727. (In Persian with English abstract)

19- Ghazan Shahi J. 2006. Soil and Plant Analysis, Homa Publications, 272 pp.

20- Golchin A., and Asgari H. 2008. Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. Soil Research 46(1): 27-36.

21- Haj abbasi M.A., Jalalian A., Khajeddin J., and Karimzade. 2002. A Study of the Impact of Rangelands on Organizational Lands on the Decision of Physical Properties, Punishment, and Possibility of Legal Rescue of Soil in Borujen. Isfahan Agricultural Science and Technology 6(1): 149-161. (In Persian with English abstract)

22- Heydari M., Poorbabaei H., Bazgir M., Salehi A., and Eshaghirad J. 2014. Earthworms as indicators for different forest management types and human disturbance in Ilam oak forest, Iran, Folia Forestalia Polonica 56(3): 121-134.

23- Hoffmann W.A., Lucatelli V.M.P.C., Silva F.J., Azeuedo I.N.C., Marinho M. da S., Albuberque A.M.S., Lopes A.de.O., and Moreira S.P. 2004. Impact of the invasive alien grass Melinis minutiflora at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. Divers. Distrib 10(2): 99-103.

24- Jafari haghighi M. 1382. Soil Analysis Methods (Sampling and Important Physical and Chemical Analysis), Zahi Neda Publications.

25- Jia B., Zhou G., Wang F., Wang Y., and Weng E. 2007. Effects of grazing on soil respiration of leymus chinensis steppe. Climatic Change 82(2): 211-223.

26- Kabodi Sh., Shahbazi F., Ali Asgharzade N., Najafi N., and Davatgar N. 2017. Impact of Land Use on Soil

Microbial Population and their Spatial Variability in Mirabad Lands. Naghde. Journal of Water and Soil (Agricultural Science and Technology) 31(6): 1610-1602. (In Persian with English abstract)
27- Kooch Y., and Bayranvand M. 2017. Variability analysis of litter quality, mineral nitrogen, soil respiration and microbial biomass under afforested tree stands. Forest and Wood Products, Iranian Journal of Natural Resources 70(3): 451-460. (In Persian with English abstract)
28- Kooch Y., and Hosseini S.M. 2015. Forest Soil Ecology (Concepts and Algorithms). University Jihad Publications, Mazandaran Branch.
29- Kooch Y., Hosseini S.M., Zaccone C., Jalilvand H., and Hojjati S.M., 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.
30- Kooch Y., Samadzade B., and Hosseini S.M. 2017a. The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. Catena 150(1-3): 223-229.
31- Lacasta C., Benítez N., Maire M., and Meco R. 2006. Efecto de la textura del suelo sobre diferentes parámetros bioquímicas. VII Congreso SEAE: Agricultura y Alimentación Ecológica 11(3): 110-115.
32- Li M., Zhou X., Zhang Q., and Cheng X. 2014. Consequences of Afforestation for Soil Nitrogen Dynamics in CentralChina. Agriculture, Ecosystems and Environment 183(4): 40-46.
33- Liao C., Luo Y., Fang C., Chen J., and Li B. 2012. The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: a meta-analysis. Global Ecology and Biogeography, 21(3): 318-327.
34- Marvie Mohajer M.R. 2013. Silviculture. University of Tehran Publications.
35- Memarian F., Tabari M., Hosseini S.M., and Banej Shafie A. 2007. Comparison of biodiversity of mixed needle mass with broadleaf mixed mass in Kelardasht area. Environmental Studies 33(1): 103-108. (In Persian with English abstract)
36- Meyfroidt P., Puong V.T., and Anh H.V. 2013. Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central highlands of Vietnam. Global Environmental Change 23(2): 1187-1198.
37- Moslehi M., Nazari J. 2012. Interactions between earthworms and trees and their effects on forest soils. Human and Environmental Quarterly 20(1): 108-113. (In Persian with English abstract)
38- Neatrour M.A., Jones R.H., and Golladay S.W. 2005. Correlations between soil nutrient availability and fine-root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regims. Canadian Journal of Forest Research 35(12): 2934-2941.
39- Neher D.A., Wu J., Barbercheck M.E., and Anas O. 2005. Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. Applied Soil Ecology 30(1): 47-64.
40- Neirynck j., Mirtcheva S., Sioen G., and Lust N. 2000. Impact of Tilia platyphyllos Scop. Fraxinus excelsior L., *Acer pseudoplatanus* L., *Quercus robur* L., *Quercus robur* L and *Faqus sylvatica* L. On earthworm biomass and physico-chemical properties of Loamy topsoil. Forest Ecology and Management 133(3): 275-286.
41- Noorbakhsh F., Vergnolle N., Hollenberg M.D., and Power C. 2003. Proteinase-activated receptors in the nervous system. Nature Reviews Neuroscience 4(12): 981.
42- Osono T., Azuma J.I., and Hirose D. 2014. Plant species effect on the decomposition and chemical changes of leaf litter in grassland and pine and oak forest soils. Plant and Soil 376(1-2): 411-421.
43- Plante J. 2007. Multi-stage memory buffer and automatic transfers in vehicle event recording systems. United States Patent Application 11/297,669, filed June 14.
44- Salamon J.A., Schaefer M., Alphei J., Schmid B., and Scheu S. 2004. Effects of Plant Diversityon Collembola in an Experimental Grassland Ecosystem. Oikos 106(1): 51-60.
45- Scharenbroch B.C., and Johnston D.P. 2011. A microcosm study of the common night crawler earthworm (Lumbricus terrestris) and physical, chemical, and biological properties of a designed urban soil. Urban Ecosystems 14(1): 119-134.
46- Schoenholtz S.H., Van Miegroet H., and Burger J.A. 2000. A Review of Chemical and Physical Properties as Indicators of Forest Soil Quality: Challenges and Opportunities. Forest Ecology and Management 138(1): 335-356.
47- Schwarz B. 2015. Non-significant tree diversity but significant identity effects on earthworm communities in three diversity expermrnts. Europ. J. Soil Biol, 67(4): 17-26.
48- Shabanian N., Heidari M., and Zeinivandzadeh M. 2010. Effect of Coniferous and Broadleaved Species on Plant Species Diversity and Some Physical and Chemical Properties of Soil. Iranian Journal of Forest and Poplar Research 18(3): 437-446. (In Persian with English abstract)
49- Shahbazi K., and Besharati H. 2013.Overview of Agricultural Soil Fertility Status of Iran. Journal of Land Management 1(1): 1-15.
50- Sun X., Zhang X., Zhang S., Dai G., Han S., and Liang W. 2013. Soil Nematode Responses to Increases in Nitrogen Deposition and Precipitation in a Temperate Forest. Plos One 8(12): e82468.
51- Tardy V., Mathieu O., Lévêque J., Terrat S., Chabbi A., Lemanceau P., Ranjard L., and Maron, P.A. 2014. Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. Environmental Reports 6(2): 173-183.

52- Turmel M.S., Speratti A., Baudron F., Verhulst N., and Govaerts B. 2015. Crop residue management and soil health: A systems analysis. Agricultural Systems 134(5): 6-16.
53- Wang H., Liu S., Wang J., Shi Z., Lu L., Zeng J., and Yu H. 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.
54- Wang Q., Xiao F., Zhang F., and Wang S. 2013. Labile soil organic carbon and microbial activity in three subtropical plantations. Forestry 86(5): 569-574.
55- Wang W.J., and Dalal R.C. 2006. Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage. Nitrogen fertilization and stubble management practices. Soil and Tillage Research 91(1): 68-74.
56- Yang K., Zhu J., Zhang, M., Yan Q., and Sun O.J. 2010. Soil microbial biomass carbon and nitrogen in forest ecosystems of Northeast China: a comparison between natural secondary forest and larch plantation. Journal of Plant Ecology 3(3): 175-182.
57- Zhang X., Guan P., Wang Y., Li Q., Zhang S., Zhang Z., Bezemer T.M., and Liang W., 2015b. Community composition, diversity and metabolic footprints of soil nematodes in differently aged temperate forests. Soil Biology and Biochemistry 80(1): 118-126.
58- Zhao Zh., Wei X., Wang X., Ma T., Huang L., Gao H., Fan J., Li X., and Jia X. 2019. Concentration and mineralization of organic carbon in forest soils along a climatic gradient. Forest Ecology and Management 432(5): 246–255.

Journal of Water and Soil
Vol. 34, No. 6, Jan.-Feb. 2021, p. 1257-1275

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۴، شماره ۶، بهمن – اسفند ۱۳۹۹، ص. ۱۲۷۵-۱۲۵۷

The Effect of Deforestation and Vegetation Cover Change on the Ecological Indices of Soil Organic and Mineral Layers

Y. Kooch[1*]- M. Azizi Mehr[2]

Received: 17-02-2020
Accepted: 02-11-2020

Introduction: Degradation of forest habitats and alteration of soil vegetation are efficient factors affecting the variability of ecological indices of organic and mineral layers of soils. In Iran, degradation of forest habitats and changes in habitat type, especially over the last century, affected soil quality, plant biomass production and environmental sustainability. Hence, in this study, the effect of different forest and rangeland vegetation types on the ecological parameters of soil organic and mineral layer has been investigated.

Materials and Methods: To study and evaluate the effects of forest degradation and site change on soil organic and mineral ecological indices, four types of vegetation were selected in Gorgpas areas, southwest of Chalus city, Mazandaran Province. The land cover is as follows in the study area:

(1) Less-degraded forest dominated by *Carpinus betulus* L.- *Parrotia persica* C. A. May
(2) Fourty year's old plantation of *Pinea abies* (L.) Karst - *Pinus nigra* Arnold
(3) Deforested areas including *Carpinus betulus* L. - *Parrotia persica* C. A. May
(4) Exclosure rangeland dominated by *Coronilla varia* L.

Physiographically similar land covers, were selected during a field research in the studied areas. Eight litter and soil samples (0-15 cm in depth and 30 cm × 30 cm in depth) were collected from each area in summer. In order to reduce the boundary effects, sampling was performed in the center of each land cover. The collected samples of organic layer (litter) and soil mineral transferred to the laboratory for analysis. The collected data was stored as a database in Excel. Then, to analyze and compare the data, the normality distribution of observations was evaluated by Kolmogorov-Smirnov test and variance homogeneity by Levene test. Analysis of variance used to investigate the significant/non-significant differences of different soil organic and inorganic layer characteristics in relation to the studied areas. Duncan test used for multiple mean comparisons. All statistical analyzes were performed by SPSS software version 23. Principal component analysis (PCA) was employed to study the relationship between soil organic matter and soil mineral quality in the studied land cover.

Results and Discussion: According to the results, in the soil organic layer the highest carbon/nitrogen ratio (%) assigned to the rangeland, while the nitrogen (%) content was highest in the natural forest. The highest amount of carbon and organic layer thickness were also observed in rangeland and degraded forest cover, respectively. In the mineral soil layer, the highest value of sand (%), moisture (%), carbon (%) and carbon to nitrogen ratios (%) belonged to the rangeland cover, while the highest amount of clay v (%), pH (1:2.5 H_2O), electrical conductivity (ds m^{-1}), nitrogen (%), phosphorus (%), potassium (mg kg^{-1}), calcium (mg kg^{-1}) and magnesium (mg kg^{-1}) were observed in the forest cover. The highest number and biomass of earthworms (n m^{-2}), nematode population (In 100-gram soil), nitrogen mineralization (mg kg^{-1l}), ammonium (mg kg^{-1}), nitrate (mg kg^{-1}), basal respiration (mg CO2 g^{-1} day^{-1}), substrate induced respiration (mg CO2 g^{-1} day^{-1}), microbial nitrogen biomass (mg kg^{-1}) and metabolic coefficient (µg CO2-C mg^{-1} MBC day^{-1}) observed in forest cover. There was no significant difference between the studied vegetations for bulk density (g cm^{-3}) characteristics, silt (%), microbial biomass of carbon (mg kg^{-1}) and microbial coefficient (µg CO2-C mg^{-1} MBC day^{-1}). Higher nitrate density in natural forest and under cultivated soils are due to the presence of litter species with low carbon/nitrogen ratio, high pH and calcium. Conversion of natural broadleaf covers to needle leaf plantation and rangeland reduces the biochemical processes of ammonium. Nitrogen mineralization rates are strongly influenced by area management and forest canopy cover, so that under the broadleaf stands, this rate was more than the needle leaf stands. This probably was due to the greater nitrogen of litter, the lower carbon to nitrogen ratio and the faster rate of decomposition of organic matter in broadleaves. Most of the time the increase in pH increases the rate of

1- Assistant Professor, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University (TMU), Noor, Mazandaran Province, Iran
(*- Corresponding Author Email: yahya.kooch@modares.ac.ir)
2- M.Sc. of Forestry, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University (TMU), Noor, Mazandaran Province, Iran

mineralization of nitrogen.

Conclusion: The present study indicated that forest habitat had the highest number and biomass of earthworms, soil nematode population, ammonium, nitrate, metabolic coefficient, basal and substrate induced respiration, carbon availability index, microbial biomass and nitrogen mineralization, while, there was no significant difference between the studied forests and rangelands in carbon microbial biomass and microbial coefficient. In general, the results of this study showed that the physicochemical and biological characteristics of soil organic matter in the forest habitats were better than other studied vegetations and the forest degradation and land-use changes reduced soil fertility and microbial indices.

Keywords: Broad-leaved forest, Exclosure rangeland, Needle-leaved plantation, Nitrogen biomass microbial, Microbial activities

ضمایم

Tests of Normality

		Kolmogorov-Smirnov[a]		
	Cover	Statistic	df	Sig.
Clitt	Less degraded	.174	8	.967
	Picea-Pinus	.154	8	.721
	Deforested	.177	8	.318
	Rangeland	.236	8	.467
Nlitt	Less degraded	.162	8	.513
	Picea-Pinus	.222	8	.213
	Deforested	.153	8	.811
	Rangeland	.147	8	.731
CNlitt	Less degraded	.201	8	.623
	Picea-Pinus	.205	8	.381
	Deforested	.276	8	.073
	Rangeland	.196	8	.324
Thick	Less degraded	.222	8	.318
	Picea-Pinus	.131	8	.832
	Deforested	.198	8	.198
	Rangeland	.241	8	.192
BD	Less degraded	.151	8	.563
	Picea-Pinus	.294	8	.059
	Deforested	.226	8	.231
	Rangeland	.250	8	.150
Sand	Less degraded	.209	8	.731
	Picea-Pinus	.208	8	.421
	Deforested	.213	8	.327
	Rangeland	.191	8	.616
Silt	Less degraded	.214	8	.754
	Picea-Pinus	.153	8	.623
	Deforested	.219	8	.634
	Rangeland	.249	8	.153
Clay	Less degraded	.156	8	.729
	Picea-Pinus	.198	8	.428
	Deforested	.197	8	.371
	Rangeland	.240	8	.197
Moisture	Less degraded	.161	8	.390
	Picea-Pinus	.258	8	.126
	Deforested	.244	8	.179
	Rangeland	.406	8	.298
pH	Less degraded	.152	8	.833
	Picea-Pinus	.176	8	.562
	Deforested	.382	8	.238
	Rangeland	.314	8	.654
EC	Less degraded	.208	8	.512
	Picea-Pinus	.181	8	.281
	Deforested	.272	8	.354

C	Less degraded	.181	8	.287
	Picea-Pinus	.247	8	.165
	Deforested	.244	8	.176
	Rangeland	.199	8	.643
N	Less degraded	.208	8	.076
	Picea-Pinus	.323	8	.064
	Deforested	.220	8	.413
	Rangeland	.185	8	.783
CN	Less degraded	.329	8	.087
	Picea-Pinus	.188	8	.853
	Deforested	.173	8	.532
	Rangeland	.273	8	.091
P	Less degraded	.244	8	.177
	Picea-Pinus	.189	8	.542
	Deforested	.208	8	.632
	Rangeland	.205	8	.431
K	Less degraded	.220	8	.271
	Picea-Pinus	.272	8	.092
	Deforested	.222	8	.287
	Rangeland	.401	8	.560
Ca	Less degraded	.161	8	.523
	Picea-Pinus	.215	8	.612
	Deforested	.172	8	.198
	Rangeland	.171	8	.212
Mg	Less degraded	.193	8	.563
	Picea-Pinus	.239	8	.381
	Deforested	.177	8	.298
	Rangeland	.187	8	.563
Nearth	Less degraded	.250	8	.150
	Picea-Pinus	.455	8	.641
	Deforested	.391	8	.423
	Rangeland	.300	8	.093
Bearth	Less degraded	.191	8	.673
	Picea-Pinus	.453	8	.564
	Deforested	.378	8	.564
	Rangeland	.365	8	.189
Nematode	Less degraded	.260	8	.119
	Picea-Pinus	.192	8	.287
	Deforested	.212	8	.312
	Rangeland	.240	8	.194

Nmin	Less degraded	.158	8	.543
	Picea-Pinus	.204	8	.218
	Deforested	.223	8	.387
	Rangeland	.261	8	.117
Ammonium	Less degraded	.283	8	.098
	Picea-Pinus	.169	8	.156
	Deforested	.219	8	.287
	Rangeland	.203	8	.145
Nitrate	Less degraded	.213	8	.561
	Picea-Pinus	.178	8	.241
	Deforested	.334	8	.187
	Rangeland	.252	8	.144
BR	Less degraded	.248	8	.158
	Picea-Pinus	.145	8	.312
	Deforested	.270	8	.088
	Rangeland	.159	8	.131
SIR	Less degraded	.243	8	.181
	Picea-Pinus	.183	8	.198
	Deforested	.122	8	.267
	Rangeland	.224	8	.981
MBC	Less degraded	.162	8	.543
	Picea-Pinus	.240	8	.198
	Deforested	.162	8	.982
	Rangeland	.261	8	.116
MBN	Less degraded	.253	8	.142
	Picea-Pinus	.150	8	.265
	Deforested	.300	8	.312
	Rangeland	.289	8	.872
qCO2	Less degraded	.204	8	.156
	Picea-Pinus	.168	8	.327
	Deforested	.313	8	.123
	Rangeland	.146	8	.167
MR	Less degraded	.212	8	.983
	Picea-Pinus	.266	8	.101
	Deforested	.322	8	.562
	Rangeland	.160	8	.276
CAI	Less degraded	.157	8	.198
	Picea-Pinus	.223	8	.452
	Deforested	.247	8	.162
	Rangeland	.154	8	.198

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Clitt	2.970	3	28	.192
Nlitt	3.025	3	28	.281
CNlitt	1.445	3	28	.251
Thick	1.767	3	28	.176
BD	4.933	3	28	.873
Sand	6.036	3	28	.167
Silt	.698	3	28	.561
Clay	.634	3	28	.762
Moisture	5.290	3	28	.198
pH	13.441	3	28	.564
EC	2.547	3	28	.076
C	.724	3	28	.546
N	1.138	3	28	.351
CN	8.841	3	28	.453
P	3.073	3	28	.187
K	1.581	3	28	.216
Ca	3.326	3	28	.256
Mg	.771	3	28	.520
Nearth	5.078	3	28	.843
Bearth	5.650	3	28	.453
Nematode	6.407	3	28	.432
Nmin	.631	3	28	.601
Ammonium	3.478	3	28	.342
Nitrate	2.693	3	28	.387
BR	1.513	3	28	.233
SIR	.279	3	28	.840
MBC	1.720	3	28	.186
MBN	1.232	3	28	.316
qCO2	1.759	3	28	.178
MR	.603	3	28	.619
CAI	1.900	3	28	.153