

Effects of Different Types of Vegetation Cover on Soil Organic Matter Components and its Biological Characteristics (A Case Study of Mountain Ecosystems in Nowshahr, Mazandaran Province)

Y. Kooch * , M. Tavakoli and K. Noormohammadi

Associate Prof., Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University.

yahya.kooch@yahoo.com

Ph.D. Student, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University.

mahmoodtavakoli72@gmail.com

Ph.D., Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University.

k_nourmohammadi@yahoo.com

Received: October 2024 and Accepted: February 2025

Abstract


Soil, as the bed and medium of plant growth, plays a vital role in providing services to communities that depend on natural ecosystems. Its qualitative characteristics, in turn, strongly depend on the vegetation cover in the area. The present study explores the effects of different types of vegetation cover on soil organic matter components and biological characteristics, using the mountainous region of Central Alborz in Nowshahr, Mazandaran Province, as its study site. To achieve this, forest, forest-rangeland ecotone, and rangeland habitats were identified in summer 2023 and three one-hectare plots were selected in each to collect four soil samples (to make a total of 12 soil samples per habitat) from a 30 × 30 cm surface area and a depth of 10 cm. Variance analysis revealed significant differences ($p < 0.05$) among the soils taken from the three different habitats. Compared to rangeland soil, forest soils exhibited a higher soil moisture (by 11%) but a lower temperature (by 8°C). Moreover, samples from the forest habitat showed the lowest bulk density (1.16) but the highest porosity (0.56), stability (53.72), and mean weight diameter (0.39). Meanwhile, phosphorus, potassium, calcium, and magnesium levels in the forest soils were by 168%, 108.3%, 91.1%, and 221%, respectively, higher than those in rangeland soils. Similarly, the activities of urease, acid phosphatase, arylsulfatase, and invertase enzymes in forest soil were by 1.69, 2.35, 2.02, and 1.88 times, respectively, higher than those in rangeland soil. Moreover, forest soils were characterized by higher microbial indices, including basal respiration and stimulated respiration as well as carbon, nitrogen, and phosphorus contents, which were by 2.84, 1.6, 1.9, 2.35, and 2.29 times greater than those recorded for rangeland soil. Earthworm population and biomass in the forest soil were by 5.84 and 7.19 times greater than those observed in the rangeland one, which recorded the lowest among the three soils tested. Additionally, mites, springtails, and nematodes in the forest soil outnumbered those in rangeland soil by 3.46, 3.57, and 6.13 times, respectively. The results of principal component analysis revealed that the first and second axes together explained 52.37% of the variation. These findings confirm that forest vegetation cover establishes greater correlations with higher levels of organic matter components, fertility indices, and biological activities. Overall, it may be claimed that, due to their high capacity for maintaining soil fertility and biodiversity, forest vegetation cover can be considered a suitable option for the restoration of degraded habitats in the study region and similar areas, and that this finding should receive due consideration by managers and decision-makers.

Keywords: Ecotone, Forest, Rangeland, Soil fertility, Soil biota

* - Corresponding author's email: yahya.kooch@yahoo.com
<https://doi.org/10.22092/Imj.2025.367460.370>

اثر نوع پوشش‌های گیاهی مختلف بر اجزای ماده آلی و مشخصه‌های زیستی خاک

(مطالعه موردی: زیست‌بوم‌های کوهستانی نوشهر، استان مازندران)

یحیی کوچ* , محمود توکلی و کاظم نورمحمدی

دانشیار گروه مرتع‌داری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس. yahya.kooch@yahoo.com

دانشجوی مقطع دکتری، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس. mahmoodtavakoli72@gmail.com

دانش‌آموخته دکتری، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس. k_nourmohammadi@yahoo.com

دریافت: آبان ۱۴۰۳ و پذیرش: اسفند ۱۴۰۳

چکیده

خاک به‌عنوان بستر و رویشگاه گیاهان نقش اساسی در ارائه خدمات زیست‌بوم‌های طبیعی ایفا می‌کند و خصوصیات کیفی آن نیز به‌شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی قرار دارد. از این رو پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر پوشش‌های مختلف جنگلی، اکوتون جنگل-مرتع و مرتعی بر روی مشخصه‌های مرتبط با ماده آلی و زیستی خاک در منطقه کوهستانی البرز مرکزی واقع در نوشهر، استان مازندران انجام گرفت. بدین منظور در تابستان ۱۴۰۲ در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری انتخاب و در هر یک از قطعات یک هکتاری، چهار نمونه خاک (به‌طور کلی ۱۲ نمونه خاک از هر رویشگاه) در سطح ۳۰ × ۳۰ سانتی‌متر و تا عمق ۱۰ سانتی‌متری برداشت شد. نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اغلب مشخصه‌های خاک در بین رویشگاه‌های جنگلی، اکوتون و مرتعی تفاوت معنی‌داری ($p < 0.05$) دارند. میزان رطوبت خاک در جنگل تا ۱۱٪ بیشتر و دمای آن تا ۸ درجه سانتی‌گراد پایین‌تر از مرتع بود. رویشگاه جنگلی همچنین کمترین چگالی ظاهری (۱/۱۶) و بیشترین میزان تخلخل (۰/۵۶)، پایداری (۷۲/۵۳) و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (۰/۳۹) را نشان داد. میزان فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم خاک در جنگل به‌ترتیب ۱۶۸، ۱۰۸/۳، ۹۱/۱ و ۲۲۱ درصد بالاتر از مرتع اندازه‌گیری شد. فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز در خاک جنگل به‌ترتیب ۱/۶۹، ۲/۳۵، ۲/۰۲ و ۱/۸ برابر بیشتر از مرتع بود. شاخص‌های میکروبی خاک، شامل تنفس پایه، تنفس برانگیخته و میزان کربن، نیتروژن و فسفر زیتوده در جنگل به‌ترتیب ۲/۸۴، ۱/۶، ۱/۹، ۲/۳۵ و ۲/۲۹ برابر (نسبت به مرتع) بیشتر بود. جمعیت و زی‌توده کرم‌های خاکی در جنگل به‌ترتیب ۵/۸۴ و ۷/۱۹ برابر مقدار مشاهده‌شده در مرتع با کمترین تعداد و زی‌توده کرم خاکی بود. همچنین، تعداد کنه‌ها، پادمان‌ها و نماتدها در جنگل به‌ترتیب ۳/۴۶، ۳/۵۷ و ۶/۱۳ برابر بیشتر از رویشگاه مرتع اندازه‌گیری شد. نتایج تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد که محورهای اول و دوم در مجموع ۵۲/۳۷ درصد از تغییرات داده‌ها را تبیین می‌کنند. این یافته‌ها تأیید می‌کنند که پوشش جنگلی با مقادیر بالاتر اجزای ماده آلی خاک، شاخص‌های حاصلخیزی و فعالیت‌های زیستی همبستگی بیشتری دارد. به‌طور کلی، این پژوهش نشان می‌دهد که پوشش‌های جنگلی، به دلیل ظرفیت بالای خود در حفظ حاصلخیزی و تنوع زیستی خاک، نسبت به پوشش‌های اکوتونی و مرتعی، می‌توانند به‌عنوان گزینه‌ای مناسب برای احیای رویشگاه‌های تخریب‌شده در منطقه مورد مطالعه و مناطق مشابه، مورد توجه مدیران و تصمیم‌گیران قرار گیرند.

واژه‌های کلیدی: اکوتون، جنگل، مرتع، حاصلخیزی خاک، موجودات خاکزی

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: yahya.kooch@yahoo.com

نوع مقاله: پژوهشی



مقدمه

ناهمگونی‌ها در مناطق کوهستانی، تنوع در ارتفاع، جهت، شیب و به دنبال آن اختلاف در شرایط میکرواقليمی منجر به تنوع پوشش گیاهی در فواصل کم در سرتاسر چشم‌انداز می‌شود (Joshi and Garkoti, 2023). این تنوع در پوشش گیاهی تأثیر قابل توجه و انکارناپذیری بر عملکرد زیست‌بوم‌های خشکی از جمله میزان تولید اولیه، ذخیره کربن آلی و چرخه مواد غذایی، دارد (Teixeira et al., 2020). همچنین تغییر در نوع پوشش گیاهی می‌تواند منجر به تغییرات قابل توجهی در ویژگی‌های خاک و به دنبال آن حاصلخیزی خاک شود. ترکیب جوامع گیاهی روی سطح زمین فرایندها و عملکردهای خاک را از طریق تغییر میکروکلیما (تعدیل درجه حرارت و حفظ رطوبت خاک)، تولید لاشبرگ و ترشحات ریشه و همچنین ارائه زیستگاه و منابع غذایی برای ارگانیسم‌های خاکزی، تحت تأثیر قرار می‌دهد (Chen et al., 2021). خاک به‌عنوان یک جزء طبیعی از زیست‌بوم‌های خشکی، به‌صورت مستقیم در ارائه عملکردها و خدمات مختلف شامل تولید خالص اولیه، تنظیم اقلیم و آب، چرخه مواد غذایی و ترسیب کربن کمک می‌کند (Smith et al., 2021). از این رو، درک چگونگی تأثیر ترکیب جوامع گیاهی بر عملکردهای چندگانه خاک از ارزش و اهمیت بالایی برخوردار است. به همین خاطر توجه جهانی به ارزیابی استفاده از زمین و تأثیر پوشش گیاهی بر ویژگی‌های خاک در حال افزایش است. در حقیقت پوشش گیاهی می‌تواند از طریق برگ‌ریزی، تجمع و تجزیه مواد آلی خاک، تأثیر قابل توجهی بر کیفیت مواد آلی بستر و ساختمان خاک داشته باشد (Babur et al., 2022). در این زمینه خاکدانه‌های خاک واحد اصلی ساختار خاک هستند و پایداری آن‌ها به‌طورکلی به‌عنوان یک شاخص کیفیت خاک در نظر گرفته می‌شود (Rieke et al., 2022). متوسط وزنی قطر خاکدانه‌های خاک اغلب برای تعیین پایداری خاکدانه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. پایداری خاکدانه‌ها به‌وسیله عوامل اتصال‌دهنده متنوعی مانند مواد آلی، اکسید آهن و

آلومینیوم، کربنات‌ها و کاتیون‌های فلزی تحت تأثیر قرار می‌گیرد (Xue et al., 2019). به‌طورکلی عوامل اتصال‌دهنده آلی در مقایسه با عوامل غیر آلی می‌توانند پایداری خاکدانه‌ها را به‌طور قابل توجهی بهبود دهند. در نتیجه این عوامل اتصال‌دهنده آلی نقش مهمی در مقاومت خاک نسبت به فرسایش دارند. خاکدانه‌های پایدار همچنین یک محافظت فیزیکی در مقابل حمله میکروبی برای مواد آلی خاک ایجاد می‌کند (Sarker et al., 2022) که اهمیت بررسی آن‌ها را دوچندان می‌کند.

با توجه به اینکه تغییر در مواد آلی خاک به زمان بسیار طولانی نیاز دارد (Hurisso et al., 2014)، تعیین میزان تغییرات مواد آلی خاک به دنبال تغییر شیوه مدیریت و پوشش گیاهی چندین سال زمان لازم است. از این رو اخیراً اجزای مختلف ماده آلی خاک بیشتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. با اندازه‌گیری محتوای پایدار و ناپایدار مواد آلی که زمان بازگشت و تغییر و تحول آن‌ها کوتاه است می‌توان تغییرات ابتدایی ناشی از مدیریت را در زیست‌بوم پایش کرد (Ma et al., 2020). در این راستا (Kooch et al., 2022) گزارش کردند که در مقایسه با کل ماده آلی خاک (SOM)، ذخایر ناپایدار مواد آلی (مواد آلی ذره‌ای، کربوهیدرات عصاره‌گیری شده با آب داغ و مواد آلی نامحلول) نسبت به تغییرات پوشش گیاهی حساس‌تر هستند. در این رابطه مواد آلی ذره‌ای خاک (شامل کربن آلی ذره‌ای و نیتروژن آلی ذره‌ای) باقیمانده ذرات آلی، اغلب با منشأ گیاهی، هستند که نقش کلیدی در معدنی‌سازی کربن و نیتروژن خاک دارند (Bimüller et al., 2014). بخش‌های کربن عصاره‌گیری شده اغلب در نتیجه باقیمانده گیاهان تازه روی سطح خاک، ترشحات ریشه گیاهان و متابولیسم میکروبی در خاک شکل می‌گیرند. این بخش‌ها نقش مهمی در بهبود پایداری خاکدانه‌ها، بایومس میکروبی و فراهم کردن ماده اولیه برای فعالیت میکروبی دارند (Curtin et al., 2020). مواد آلی محلول خاک (شامل کربن آلی محلول و نیتروژن آلی محلول) نیز نقش قابل ملاحظه‌ای در چرخه مواد غذایی، حاصلخیزی و

مدیریتی و پوشش گیاهی، این ویژگی‌ها می‌توانند به‌عنوان شاخص‌های کلیدی کیفیت و سلامت خاک مورد توجه قرار گیرند (Bhaduri et al., 2016; Paz-Ferreiro and Fu, 2022). مطالعات پیشین نشان دادند که تغییر در کاربری اراضی، پوشش گیاهی و شیوه‌های مدیریتی، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Luo et al., 2020; Emmert et al., 2021). در مقایسه با پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، خصوصیات بیولوژیک خاک به دلیل حساسیت به تغییرات جزئی محیط خاک برای مطالعات کیفیت خاک شاخص‌های ممتاز و مناسب‌تری تلقی می‌شوند (Mendes et al., 2019). به‌طور مثال از آنجایی‌که کاتالیز و انتشار مواد غذایی توسط آنزیم‌ها به‌طور مستقیم رشد گیاهان و میکروارگانیسم‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد، فعالیت آنزیمی خاک یک شاخص مهم و حساس برای میزان حاصلخیزی و کیفیت خاک گزارش شده است (Kooch et al., 2018). علاوه بر این مهم‌ترین دلیل استفاده از فعالیت‌های آنزیمی به‌عنوان یک شاخص کیفیت خاک، پتانسیل نشان دادن روند تغییر سریع سیستم در مقایسه با سایر خصوصیات خاک و همچنین ارتباط نزدیک آن با پارامترهای مرتبط با کیفیت خاک از جمله محتوای ماده آلی خاک، کربن و نیتروژن خاک است (Yao et al., 2019). چندین مطالعه نشان دادند که فعالیت‌های آنزیمی را می‌توان حساس‌ترین شاخص‌ها برای تشخیص تغییرات ناشی از تغییر در روش‌های مدیریتی و اثرات تغییر اقلیم در نظر گرفت (Lee et al., 2020). فون خاکزی نیز نقش مهم و شناخته شده‌ای در تشکیل و پایداری ساختمان خاک دارد. فعالیت بی‌مهرگان خاکزی باعث افزایش کارایی چرخه‌های مکانی عناصر غذایی بوده و مانع تضعیف اکوسیستم‌ها از طریق نشت مواد به جریان‌های آبی و اقیانوس‌ها می‌شوند. در این بین کرم‌های خاکی به‌عنوان مهم‌ترین ماکروفون خاک و جزء اصلی‌ترین موجودات خرده‌ریز خوار در زیست‌بوم‌های طبیعی محسوب می‌شوند و بیشترین مقدار زی‌توده بی‌مهرگان خاک را به خود اختصاص می‌دهند (Al-Maliki et al.,

عملکردهای خاک ایفا می‌کنند و به‌شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی و مدیریت اراضی قرار دارند (Gmach et al., 2019). اگرچه خاک یک منبع عظیمی از کربن و نیتروژن است (Batjes, 2014)، به‌رحال توانایی خاک در انباشت و انتقال کربن و نیتروژن تابعی از نسبت‌های مختلف مواد آلی موجود در خاک است؛ بنابراین مطالعه و ارزیابی اثر نوع پوشش گیاهی بر استوکیومتری مواد آلی و همچنین ویژگی‌های مرتبط با آن می‌تواند اطلاعات ارزشمندی درباره چگونگی چرخه کربن و نیتروژن (که از پارامترهای اثرگذار بر انتشار گازهای گلخانه‌ای و گرمایش زمین هستند) در زیست‌بوم‌های مختلف ارائه دهند.

در ارتباط با ارزیابی تغییرات کیفیت خاک تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی، مطالعات زیادی موجودات خاکزی را به‌عنوان مهم‌ترین شاخص‌های عملکردی و کیفیت خاک معرفی کرده‌اند (Maurya et al., 2020; Coleman et al., 2024). فراوانی و فعالیت آن‌ها در خاک به ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی، نوع خاک، کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی، نوع پوشش گیاهی (شامل ترکیب گونه‌ای، ساختار تاج پوشش و شکل معماری ریشه)، فرایند استفاده از زمین و اقلیم وابسته است (Pang et al., 2009). علاوه بر این یک اجماع عمومی بر رابطه مستقیم و غیرمستقیم بین فرایندهای میکروبی و عملکردهای زیست‌بوم در سطح بالا وجود دارد (Lladó et al., 2017). به‌عنوان مثال تبدیل جنگل به مراتع از طریق حذف پوشش گیاهی جنگلی که به مدت طولانی روی سطح خاک را پوشانده و به دنبال آن عملیات کشاورزی، اثرات قابل توجهی روی خاک می‌گذارد. این روند منجر به ایجاد یک آشفتنگی در تعادل بین دسترسی مواد آلی گیاهی و تجزیه توسط میکروارگانیسم‌های خاک می‌شود (Don et al., 2011) که در نهایت بر روی عملکردها و کیفیت خاک تأثیر می‌گذارد (Malik et al., 2018). میکروارگانیسم‌ها نقش اصلی را در چرخه کربن و مواد مغذی ضروری (نیتروژن و فسفر) ایفا می‌کنند (Hemkemeyer et al., 2021). با توجه به پاسخ سریع پارامترهای بیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک به تغییرات

بخش‌های سطحی و زیرزمینی و ویژگی‌های خاک است. در مناطق کوهستانی، به دلیل ناهمگونی‌های محیطی و به دنبال آن تغییرات پوشش گیاهی، خصوصیات خاک نیز دستخوش تغییرات قابل توجهی می‌شوند. با این حال، تغییرات کیفی خاک، به‌ویژه اجزای ماده آلی و ویژگی‌های زیستی خاک تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف در این مناطق حساس، کمتر مورد مطالعه قرار گرفته است. بر این اساس، پژوهش حاضر با هدف بررسی اجزای ماده آلی و مشخصه‌های زیستی خاک به‌عنوان شاخص‌هایی برای ارزیابی کیفیت خاک، تحت سه نوع پوشش گیاهی جنگل، اکوتون جنگل-مرتع و مرتع در منطقه‌ای کوهستانی در شمال ایران انجام شد. فرضیه اصلی این پژوهش بر این مبنا استوار است که نوع پوشش گیاهی اثر معناداری بر ویژگی‌های خاک دارد. در این راستا، اثرات پوشش‌های گیاهی مختلف (جنگلی، اکوتون جنگل-مرتع و مرتعی) بر ویژگی‌های مرتبط با اجزای ماده آلی و فعالیت‌های زیستی خاک (شامل فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی و جمعیت موجودات خاک‌زی مانند کرم‌های خاکی، کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوئرها، قارچ‌ها و باکتری‌ها) در لایه سطحی خاک مورد بررسی قرار گرفت. انتظار می‌رود نتایج این مطالعه بتواند درک مدیران و پژوهشگران را نسبت به اثرات تغییرات پوشش گیاهی بر حفظ مواد آلی خاک و تنوع زیستی در زیست‌بوم‌های کوهستانی ارتقاء دهد. همچنین یافته‌های این تحقیق می‌تواند در اصلاح راهبردهای مدیریتی پوشش گیاهی و بهبود خدمات اکوسیستمی مناطق کوهستانی مؤثر باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه در منطقه کوهستانی البرز مرکزی شهرستان نوشهر در استان مازندران انجام گرفته و دارای مساحتی بالغ بر ۱۴۱۰۰ هکتار است که از این مقدار حدود ۸۶۷۰ هکتار جنگل و بقیه مراتع بیلاقی است. عرض جغرافیایی حوزه از ۳۶ درجه ۱۲ دقیقه و ۳۰ ثانیه تا ۳۶ درجه و ۳۰ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی آن از ۵۱ درجه

کرم‌های خاکی با مخلوط کردن اجزای مواد آلی و خاک از طریق بلعیدن و حفر دالان‌ها، به بهبود ظرفیت نگهداری آب و تهویه خاک، تشکیل خاکدانه‌های پایدار، افزایش مواد مغذی در دسترس گیاهان و افزایش فعالیت و فراوانی میکروارگانیسم‌های خاک منجر می‌شوند (Le Bayon et al., 2021). از این رو تراکم و زیست‌توده کرم‌های خاکی از جمله شاخص‌های بارز منعکس‌کننده پتانسیل فعالیت‌های حیاتی و کیفیت خاک محسوب می‌شوند. کنه‌ها و پادمان‌ها نیز به‌عنوان شایع‌ترین موجودات خاک‌زی، میزان تجزیه مواد آلی، چرخه مواد غذایی و بهره‌وری اولیه را افزایش می‌دهند و بر ترکیب و زی‌توده گونه‌های میکروبی در رویشگاه جنگلی تأثیر می‌گذارند (Coleman et al., 2024). در نتیجه نقش کلیدی در بهبود نرخ تجزیه و چرخه مواد غذایی زیست‌بوم ایفا می‌کنند. همچنین نماتدهای خاک‌زی دارای جایگاهی ویژه در مرکزیت شبکه غذایی خاک هستند و بیشترین تراکم را در بین گونه‌های چند سلولی دارند و شامل طیف وسیعی از گروه‌های عملکردی و تروفیک هستند (Yeates et al., 2009). با توجه به تعاملات متنوع تغذیه‌ای نماتدها، ترکیب فون نماتد خاک منعکس‌کننده تغییرات در منابع گیاه مربوط به گونه، فصل یا اعمال مدیریت است (Ferris et al., 2021). پروتوزوئرها نیز به‌عنوان جزء مهم میکروفون خاک، نقش مهمی در معدنی کردن مواد آلی دارند و مواد غذایی را برای گیاهان و سایر ارگانیسم‌ها قابل دسترس می‌کنند (Neemisha, 2020). این موجودات همچنین با خوردن باکتری‌ها (در هر ساعت چندصد تا چندصد هزار باکتری را می‌بلعند) در تعادل بیولوژیک و جوان نگه داشتن جمعیت ریزجانداران خاک کارایی ویژه‌ای دارند (Esteban and Fenchel, 2020)؛ بنابراین به‌صورت مستقیم و غیرمستقیم باعث افزایش سرعت تجزیه و پوسیدگی مواد آلی می‌شوند و نقش بسزایی در انجام عملکردهای خاک دارند.

شواهد و مدارک متعددی وجود دارد که بیانگر ارتباط پیچیده بین پوشش گیاهی، مواد آلی تولیدشده در

مخصوص ظاهری به روش کلوخه (Plaster, 1985) و جرم مخصوص حقیقی با استفاده از پیکنومتر (Blake and Pires et al., 1986)، میزان تخلخل خاک (Hartge, 1986) محاسبه شد. بافت خاک به روش هیدرومتری بایوکوس^۱ (Bouyoucos, 1962)، توزیع اندازه ذرات خاکدانه‌های ماکرو (۰/۲۵ و ۰/۵۰ میلی‌متر) و میکرو (۰/۰۵۳ و ۰/۲۵ میلی‌متر) با روش الک تر (Elliott and Cambardella, 1991) و پایداری خاکدانه‌ها با روش یودر^۲ (Kemper and Rosenau, 1986) تعیین شد. اسیدیته و هدایت الکتریکی خاک به ترتیب با استفاده از دستگاه pH و EC سنج اندازه‌گیری شد. مقدار ماده آلی خاک (میزان ماده آلی = درصد کربن آلی $\times 1/1724$) پس از تعیین کربن آلی به روش والکی بلاک (Black and Allison, 1965) بدست آمد. نیتروژن کل با استفاده از تکنیک نیمه میکرو کج‌دال^۳ (Bremner and Mulvaney, 1982) فسفر قابل جذب با روش اولسن^۴ (Chapman and Pratt, 1962) و کلسیم، پتاسیم و منیزیم قابل جذب با استفاده از دستگاه جذب اتمی (Bower et al., 1952)، اندازه‌گیری شد. میزان ترسیب کربن و نیتروژن خاک با توجه به مقادیر کربن آلی، نیتروژن کل و چگالی ظاهری خاک تعیین شدند (Wang and Dalal, 2006). روش گزارش شده توسط (Kooch and Bayranvand, 2019) برای تعیین میزان مواد آلی ذره‌ای (کربن و نیتروژن آلی محلول) و مواد آلی محلول (کربن و نیتروژن آلی محلول) به کار گرفته شد. غلظت نترات و آمونیوم خاک به روش تقطیر بخار آب (Mulvaney, 1996) اندازه‌گیری شد.

روش انکوباسیون آزمایشگاهی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز خاک (Hopkins et al., 1996) به کار گرفته شد. تنفس پایه و برانگیخته خاک با استفاده از روش بطری دربسته (Hopkins et al., 1995) و کربن و نیتروژن

و ۵۵ دقیقه و ۱۵ ثانیه تا ۵۲ درجه و ۱۲ دقیقه ۱۵ ثانیه شرقی متغیر است. حداقل ارتفاع منطقه ۲۷۰ متر و حداکثر آن ۳۳۵۰ متر از سطح دریا است. بر اساس سیستم طبقه‌بندی خاک USDA (دپارتمان کشاورزی ایالات متحده)، خاک‌های این منطقه در گروه آلفی‌سول‌ها (Alfisols) طبقه‌بندی می‌شوند. پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در این تحقیق شامل: پوشش جنگلی، اکوتون جنگل - مرتع و پوشش مرتعی هستند.

روش نمونه‌برداری، تجزیه آزمایشگاهی خاک

به منظور بررسی اثر نوع پوشش گیاهی بر مشخصه‌های مختلف لایه معدنی خاک، پس از بررسی‌های اولیه و بازدیدهای میدانی، ابتدا مناطق تقریباً مشابه از لحاظ مواد مادری، ارتفاع از سطح دریا، درصد و جهت شیب تعیین شد. سپس به منظور نمونه‌برداری از لایه معدنی خاک، در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعه‌نمونه‌های یک هکتاری تعداد چهار نمونه از لایه سطحی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر \times ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) در چهار گوشه قطعه نمونه برداشت شد (Hurlbert, 1984). به‌طور کلی در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه از لایه سطحی خاک برداشت و جهت انجام آزمایش به آزمایشگاه انتقال یافتند. مجموعاً، ۳۶ نمونه خاک از سه رویشگاه برداشت شده است. بخشی از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک دو میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای چهار درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

محتوی رطوبت خاک با خشکاندن نمونه تازه خاک در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد و درجه حرارت خاک در عرصه با استفاده از دماسنج دیجیتال به دست آمد (Zancan et al., 2006). پس از اندازه‌گیری جرم

نتایج

اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر مشخصه‌های پایه خاک

مطابق با نتایج تجزیه واریانس یک‌طرفه (جدول ۱) اکثر مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی مورد بررسی خاک تفاوت معنی‌داری ($p < 0.05$) تحت پوشش جنگل، اکوتون جنگل - مرتع و مرتعی نشان دادند. میزان رطوبت خاک در جنگل نسبت به مرتع ۱۱/۵ واحد افزایش داشت. همچنین، مقدار پایداری خاک در جنگل (۷۲/۵۳ درصد) تقریباً دو برابر مرتع (۳۹/۷۱ درصد) و ۱/۴ برابر اکوتون (۵۰/۲۱ درصد) به دست آمد. درصد رس در جنگل حدود ۱۵ واحد بیشتر از مرتع بود. مقدار خاکدانه ریز نیز در جنگل (۵۶ درصد) نسبت به اکوتون ۲۰ واحد (۶۰ درصد) بالاتر بود. در مقابل، دمای خاک، چگالی ظاهری و درصد شن در جنگل کمتر از سایر پوشش‌ها ارزیابی شد. دمای خاک در جنگل نسبت به مرتع هشت درجه پایین‌تر بود. مقدار چگالی ظاهری در مرتع حدود ۱۵ درصد نسبت به جنگل بالاتر بود. همچنین، درصد شن در مرتع (۳۴/۳۳ درصد) نسبت به جنگل ۸/۲۵ واحد (۳۲ درصد) بیشتر گزارش شد (جدول ۱). در خصوص ویژگی‌های شیمیایی، بیشترین مقادیر هدایت الکتریکی، ماده آلی، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در خاک جنگل مشاهده شد (جدول ۱). میزان ماده آلی در جنگل در مقایسه با اکوتون ۴۸ درصد و نسبت به مرتع ۵۹ درصد بیشتر بود. مقدار فسفر در خاک جنگل ۲/۷ برابر مرتع و ۱/۷ برابر اکوتون و میزان پتاسیم نیز تقریباً دو برابر مرتع و اکوتون بود. مقدار کلسیم در جنگل (۲۶۷/۲۵ میلی‌گرم/کیلوگرم) نسبت به مرتع ۱/۹ برابر و نسبت به اکوتون ۱/۶ برابر بیشتر بود. علاوه بر این، میزان منیزیم در جنگل بیش از سه برابر مرتع و ۱/۶ برابر اکوتون محاسبه شد. مقدار واکنش خاک در بین مناطق مورد بررسی تفاوت آماری معنی‌داری نداشت (جدول ۱).

زی توده میکروبی خاک به روش تدخین - استخراج اندازه-گیری شد (Brookes et al., 1985). ضریب متابولیک، از نسبت میزان تنفس پایه به کربن زیتوه میکروبی خاک، سهم میکروبی، با تقسیم میزان کربن زی توده میکروبی بر کربن آلی خاک و شاخص دسترسی کربن نیز از تقسیم میزان تنفس میکروبی پایه بر تنفس برانگیخته به دست آمد (Jia et al., 2005). گرم‌های خاکی بر اساس ویژگی‌های ظاهری‌شان (گروه‌های اکولوژیک اپیژئیک، آنسئیک و اندوژئیک) شناسایی (Asshoff et al., 2010) و سپس زی توده آن‌ها به تفکیک هر گروه در آزمایشگاه مورد اندازه-گیری قرار گرفت. شمارش کنه‌ها و پادمان‌ها به روش قیف برلیز، نماتدهای خاکی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانتیفریوژ (Neher et al., 2005)، پروتوزوئرها، خاک به وسیله میکروسکوپ با بزرگنمایی ۵۰ (Adl et al., 2006)، جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌های خاکی به روش کشت (Wollum, 1982) در محیط آزمایشگاه ثبت شد.

تجزیه آماری داده‌ها

قبل از انجام تجزیه و تحلیل، تست کولموگروف اسمیرنوف و آزمون لون به ترتیب برای بررسی نرمالیت و همگنی واریانس داده‌ها مورد استفاده قرار گرفت. سپس آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه برای مقایسه ویژگی‌های لایه آلی و خاک بین پوشش‌های جنگلی، اکوتون و مرتعی، به کار گرفته شد. در ادامه برای مقایسه میانگین پارامترهای که در بین پوشش‌های مختلف تفاوت معنی‌داری داشتند از آزمون دانکن ($P > 0.05$) استفاده شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۳ انجام گرفت. برای تعیین ارتباط مشخصه‌های خاک با پوشش‌های گیاهی مختلف مورد مطالعه، از تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA)، با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD، ورژن ۵، تحت ویندوز استفاده شد.

جدول ۱- مقایسه میانگین (\pm اشتباه معیار) مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه

Table 1- Mean comparison (\pm SE) of soil physical and chemical properties under the studied vegetation covers

معنی‌داری	مقدار F	پوشش گیاهی			مشخصه‌های خاک
		مرتع	اکوتون جنگل- مرتع	جنگل	
					فیزیکی
0.000	11.36	21.09 \pm 1.12 b	25.54 \pm 1.86 b	32.58 \pm 2.04 a	رطوبت (درصد)
0.001	8.94	32.36 \pm 1.32 a	29.69 \pm 1.74 a	24.14 \pm 1.07 b	درجه حرارت (درجه سانتی‌گراد)
0.001	8.21	1.34 \pm 0.05 a	1.21 \pm 0.03 b	1.16 \pm 0.02 b	چگالی ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)
0.737	0.31	2.67 \pm 0.06 a	2.68 \pm 0.06 a	2.62 \pm 0.05 a	چگالی حقیقی (گرم بر سانتی‌متر مکعب)
0.024	4.16	0.49 \pm 0.02 ab	0.46 \pm 0.03 b	0.56 \pm 0.01 a	تخلخل (درصد)
0.000	49.95	39.71 \pm 2.21 c	50.21 \pm 2.87 b	72.53 \pm 1.94 a	پایداری (درصد)
0.017	4.64	34.33 \pm 1.05 a	28.00 \pm 2.46 b	26.08 \pm 2.22 b	شن (درصد)
0.204	1.67	37.00 \pm 2.01 a	35.92 \pm 3.70 a	30.33 \pm 2.29 a	سیلت (درصد)
0.000	13.54	28.67 \pm 1.90 c	36.08 \pm 2.06 b	43.58 \pm 2.12 a	رس (درصد)
0.048	3.36	0.32 \pm 0.02 b	0.36 \pm 0.03 ab	0.39 \pm 0.02 a	میانگین وزنی قطر خاکدانه (میلی‌متر)
0.332	1.14	20.33 \pm 1.84 a	19.75 \pm 2.38 a	24.00 \pm 2.21 a	خاکدانه درشت (درصد)
0.000	18.72	35.00 \pm 3.64 b	34.08 \pm 2.70 b	56.00 \pm 2.02 a	خاکدانه ریز (درصد)
0.150	2.01	0.67 \pm 0.11 a	0.66 \pm 0.12 a	0.43 \pm 0.04 a	نسبت خاکدانه درشت/ریز
					شیمیایی
0.787	0.24	7.20 \pm 0.14 a	7.14 \pm 0.14 a	7.25 \pm 0.07 a	واکنش خاک (نسبت ۱ به ۲/۵ آب)
0.046	3.40	0.31 \pm 0.01 b	0.31 \pm 0.01 b	0.35 \pm 0.02 a	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)
0.000	43.82	4.87 \pm 0.17 b	5.25 \pm 0.16 b	7.76 \pm 0.34 a	محتوای ماده آلی (درصد)
0.000	49.75	11.21 \pm 1.13 c	17.43 \pm 0.97 b	30.04 \pm 1.83 a	فسفر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
0.000	120.24	186.08 \pm 6.04 b	208.08 \pm 8.22 b	387.50 \pm 14.16 a	پتاسیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
0.000	26.85	139.83 \pm 9.71 b	164.50 \pm 10.23 b	267.25 \pm 17.64 a	کلسیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
0.003	7.22	13.92 \pm 0.89 c	28.58 \pm 9.70 b	44.67 \pm 1.84 a	منیزیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

بیشتر از سایر پوشش‌ها می‌باشند. کربن آلی ذره‌ای خاک در جنگل به ترتیب حدود ۳۱ درصد و ۹۰ درصد بالاتر از اکوتون و مرتع است؛ کربوهیدرات عصاره‌گیری شده با آب داغ (۰/۶۶ گرم/کیلوگرم) نیز حدود ۴۰-۷۸ درصد و کربن آلی محلول (۵۷/۳۷ میلی‌گرم/کیلوگرم) تا بیش از دو برابر مقادیر سایر پوشش‌ها اندازه‌گیری شد. از لحاظ نیتروژن، مقدار نیتروژن در ذرات شن، سیلت و رس در جنگل (۰/۱۱، ۰/۱۳ و ۰/۱۵ درصد) به ترتیب دو تا سه برابر، ۲/۲-۲/۶ برابر و بیش از دو برابر اکوتون (۰/۰۴، ۰/۰۶ و ۰/۰۷ درصد) و مرتع (۰/۰۵، ۰/۰۵ و ۰/۰۶ درصد) است. نیتروژن کل خاک در جنگل حدود ۲/۳-۲/۴ برابر بیشتر بوده و ترسیب نیتروژن تقریباً دو برابر اکوتون و مرتع گزارش شده است. در خاکدانه‌های درشت و ریز، بیشترین مقدار نیتروژن به ترتیب در جنگل (۰/۲۳ و ۰/۱۹ درصد)، اکوتون (۰/۱۷ و ۰/۱۲ درصد) و مرتع (۰/۰۹ و ۰/۰۸ درصد)

اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر مشخصه‌های مرتبط با کربن و نیتروژن خاک

بر اساس نتایج به دست آمده، پوشش جنگلی در تمامی شاخص‌های مرتبط با کربن و نیتروژن خاک عملکرد برتری نسبت به اکوتون جنگل- مرتع و مرتع از خود نشان داد. به طوری که مقدار کربن در ذرات شن در جنگل حدود ۲۶ و ۳۸ درصد بالاتر از اکوتون و مرتع، در ذرات سیلت، به ترتیب حدود ۲۴ و ۴۵ درصد بیشتر از اکوتون و مرتع بوده و در ذرات رس، مقدار کربن در خاک جنگل (۲/۰۷ درصد) تقریباً دو برابر اکوتون (۱/۰۹ درصد) و مرتع (۱/۱۰ درصد) اندازه‌گیری شده است. به همین ترتیب، مقدار کربن کل خاک در جنگل (۴/۵۰ درصد) بالاتر از مقادیر کربن کل در خاک اکوتون (۳/۰۴ درصد) و مرتع (۲/۸۳ درصد) است؛ همچنین، فاکتور غنی‌سازی کربن در رس و ترسیب کربن خاک در جنگل به ترتیب ۲۲-۲۸ و ۳۷-۴۱ درصد

اندازه‌گیری شد. همچنین، مقادیر نیتروژن آلی ذره‌ای و نیتروژن آلی محلول در خاک جنگل تا ۲/۶ برابر اکوتون و ۳/۴-۲ برابر مرتع است. آمونیوم و نیترات نیز در خاک جنگل به ترتیب حدود ۳۰-۹۸ درصد و ۷۳-۱۴۰ درصد بالاتر از اکوتون و مرتع گزارش شده‌اند.

جدول ۲- مقایسه میانگین (± استباه معیار) مشخصه‌های مرتبط با کربن و نیتروژن خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه
Table 2- Mean Comparison (±SE) of soil carbon and nitrogen-related properties under the studied vegetation covers

معنی‌داری	مقدار F	پوشش گیاهی			ویژگی‌های خاک
		مرتع	اکوتون جنگل-مرتع	جنگل	
					ویژگی‌های مرتبط با کربن خاک
0.000	10.83	0.85 ± 0.04 b	0.93 ± 0.05 b	1.17 ± 0.05 a	محتوای کربن در ذرات شن (درصد)
0.001	8.06	0.87 ± 0.05 b	1.02 ± 0.05 b	1.26 ± 0.10 a	محتوای کربن در ذرات سیلت (درصد)
0.000	30.72	1.10 ± 0.10 b	1.09 ± 0.06 b	2.07 ± 0.13 a	محتوای کربن در ذرات رس (درصد)
0.000	43.82	2.83 ± 10 b	3.04 ± 0.09 b	4.50 ± 0.20 a	محتوای کربن کل (درصد)
0.088	2.61	0.30 ± 0.01 a	0.31 ± 0.02 a	0.26 ± 0.01 a	فاکتور غنی‌سازی کربن در ذرات شن (درصد)
0.065	2.97	0.31 ± 0.02 ab	0.34 ± 0.01 a	0.28 ± 0.02 b	فاکتور غنی‌سازی کربن در ذرات سیلت (درصد)
0.006	5.94	0.38 ± 0.03 b	0.36 ± 0.02 b	0.46 ± 0.02 a	فاکتور غنی‌سازی کربن در ذرات رس (درصد)
0.000	22.66	37.83 ± 1.28 b	36.88 ± 1.52 b	51.93 ± 2.34 a	ترسیب کربن (مگاگرم در هکتار)
0.140	2.09	1.87 ± 0.50 a	3.33 ± 0.60 a	2.65 ± 0.40 a	کربن در خاکدانه‌های درشت (درصد)
0.738	0.31	1.53 ± 0.29 a	1.84 ± 0.31 a	1.74 ± 0.25 a	کربن در خاکدانه‌های ریز (درصد)
0.000	13.33	1.67 ± 0.12 c	2.43 ± 0.26 b	3.17 ± 0.20 a	کربن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)
0.000	16.43	0.37 ± 0.02 b	0.47 ± 0.03 b	0.66 ± 0.05 a	کربوهیدرات عصاره‌گیری شده با آب داغ (گرم بر کیلوگرم)
0.000	21.83	25.58 ± 1.57 c	36.62 ± 2.79 b	57.37 ± 5.05 a	کربن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
					ویژگی‌های مرتبط با نیتروژن خاک
0.000	14.81	0.05 ± 0.01 b	0.04 ± 0.01 b	0.11 ± 0.01 a	محتوای نیتروژن در ذرات شن (درصد)
0.002	7.67	0.05 ± 0.01 b	0.06 ± 0.01 b	0.13 ± 0.02 a	محتوای نیتروژن در ذرات سیلت (درصد)
0.000	14.81	0.06 ± 0.01 b	0.07 ± 0.01 b	0.15 ± 0.04 a	محتوای نیتروژن در ذرات رس (درصد)
0.000	20.31	0.16 ± 0.01 b	0.17 ± 0.02 b	0.39 ± 0.04 a	محتوای نیتروژن کل (درصد)
0.557	0.60	0.32 ± 0.04 a	0.26 ± 0.04 a	0.30 ± 0.03 a	فاکتور غنی‌سازی نیتروژن در ذرات شن (درصد)
0.789	0.24	0.32 ± 0.04 a	0.35 ± 0.04 a	0.37 ± 0.06 a	فاکتور غنی‌سازی نیتروژن در ذرات سیلت (درصد)
0.716	0.34	0.37 ± 0.03 a	0.39 ± 0.05 a	0.33 ± 0.06 a	فاکتور غنی‌سازی نیتروژن در ذرات رس (درصد)
0.000	16.42	2.17 ± 0.16 b	2.10 ± 0.19 b	4.45 ± 0.51 a	ترسیب نیتروژن (مگاگرم در هکتار)
0.004	6.69	0.09 ± 0.02 b	0.17 ± 0.03 ab	0.23 ± 0.03 a	نیتروژن در خاکدانه‌های درشت (درصد)
0.000	10.16	0.08 ± 0.01 b	0.12 ± 0.01 b	0.19 ± 0.03 a	نیتروژن در خاکدانه‌های ریز (درصد)
0.000	17.36	0.15 ± 0.02 c	0.26 ± 0.04 b	0.39 ± 0.02 a	نیتروژن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)
0.000	120.49	12.14 ± 1.07 c	18.87 ± 1.67 b	41.18 ± 1.35 a	نیتروژن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
0.001	9.32	12.2 ± 0.64 b	18.58 ± 1.01 a	24.18 ± 3.18 a	آمونیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
0.000	59.28	7.66 ± 0.54 c	10.52 ± 0.43 b	18.17 ± 1 a	نیترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

محلول به نیتروژن آلی محلول، نسبت ماده آلی ذره‌ای به ماده آلی خاک، نسبت کربوهیدرات استخراج شده با آب داغ به کربن آلی خاک، نسبت کربوهیدرات استخراج شده با آب داغ به ماده آلی ذره‌ای و لایه‌بندی ماده آلی خاک در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه بود (جدول ۳). مقدار نسبت کربن به نیتروژن در خاکدانه‌های درشت و ریز در خاک تحتانی پوشش مرتعی (۲۰/۱۹ و ۱۷/۲۵) و اکوتون جنگل -

اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر استوکسومتری ماده آلی خاک

نتایج حاکی از عدم وجود تفاوت آماری معنی‌دار برای مقادیر نسبت کربن به نیتروژن، نسبت محتوای کربن در خاکدانه‌های درشت به خاکدانه‌های ریز، نسبت محتوای نیتروژن در خاکدانه‌های درشت به خاکدانه‌های ریز، نسبت کربن آلی ذره‌ای به نیتروژن آلی ذره‌ای، نسبت کربن آلی

پوشش جنگلی (۳/۵۵) < اکوتون جنگل-مرتع (۲/۶۹) < مرتعی (۱/۸۲) اندازه‌گیری شد. ماده آلی محلول خاک نیز در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه رفتاری شبیه به ماده آلی ذره‌ای خاک نشان داد (جدول ۳).

مرتع (۲۱/۳۱ و ۱۶/۱۲) تقریباً دو برابر پوشش جنگلی (۸/۸۸ و ۱۱/۲۱) بود. ماده آلی ذره‌ای خاک در تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه تغییرات معنی‌داری نشان داد به طوری که بیشترین مقدار آن به ترتیب در خاک تحتانی

جدول ۳- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) استوکیومتری^۵ ماده آلی خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه
Table 3- Means comparison (± SE) of soil organic matter stoichiometry under the studied vegetation covers

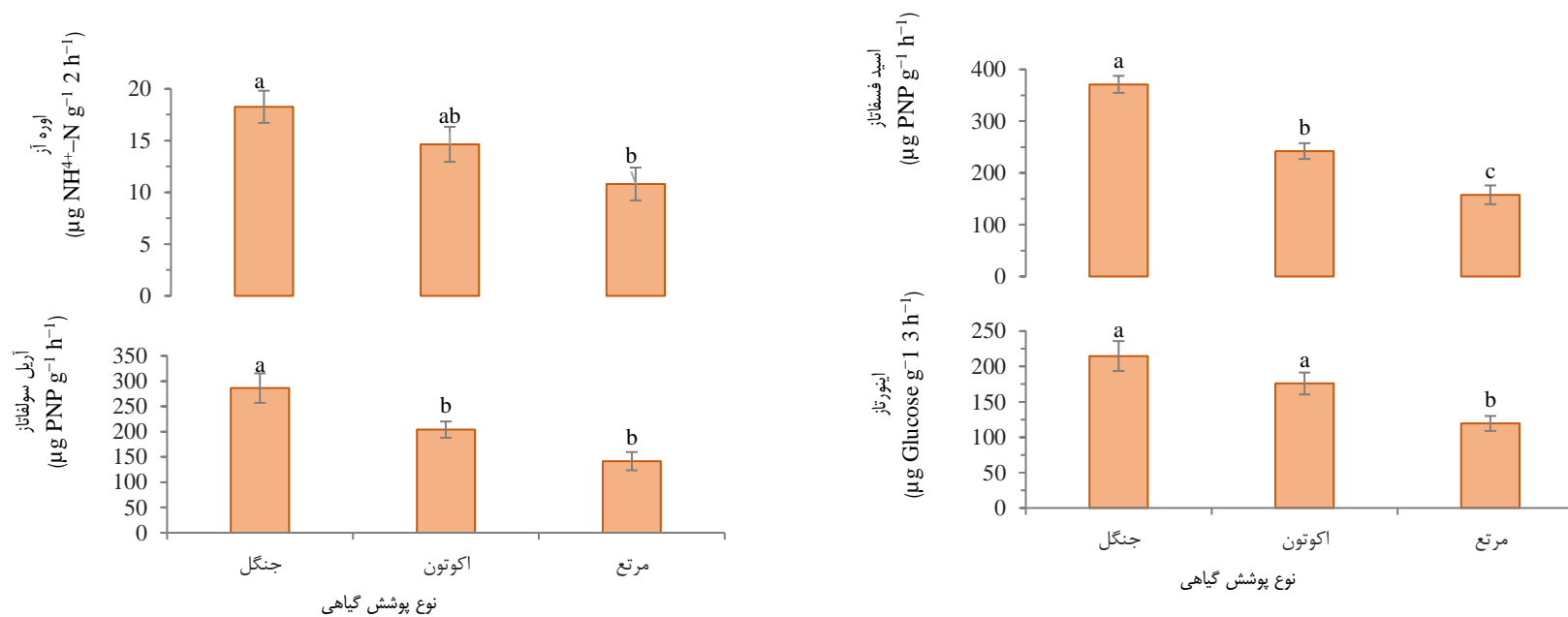
معنی‌داری	مقدار F	پوشش گیاهی			مشخصه‌های خاک
		مرتع	اکوتون جنگل-مرتع	جنگل	
0.016	4.67	18.43± 1.49 a	18.89± 1.45 a	13.23± 1.42 b	نسبت کربن به نیتروژن خاک
0.769	0.26	1.84± 0.71 a	2.33± 0.54 a	1.84± 0.35 a	محتوای کربن در خاکدانه‌های درشت/ریز
0.724	0.33	1.29± 0.35 a	1.63± 0.30 a	1.43± 0.24 a	محتوای نیتروژن در خاکدانه‌های درشت/ریز
0.000	30.39	20.19± 0.67 a	20.31± 1.44 a	11.21± 0.40 b	نسب کربن به نیتروژن در خاکدانه‌های درشت
0.000	12.47	17.25± 1.55 a	16.12± 1.58 a	8.88± 0.23 b	نسبت کربن به نیتروژن در خاکدانه‌های ریز
0.000	18.30	1.82± 0.12 c	2.69± 0.25 b	3.55± 0.21 a	ماده آلی ذره‌ای (کربن آلی ذره‌ای + نیتروژن آلی ذره‌ای)
0.250	1.45	15.83± 4.09 a	12.98± 3.19 a	8.59± 0.81 a	نسبت کربن آلی ذره‌ای به نیتروژن آلی ذره‌ای
0.000	72.33	37.72± 2.04 c	55.48± 2.61 b	98.55± 5.44 a	ماده آلی محلول (کربن آلی محلول + نیتروژن آلی محلول)
0.017	4.61	2.25± 0.22 b	2.18± 0.28 a	1.40± 0.12 a	نسبت کربن آلی محلول به نیتروژن آلی محلول
0.049	3.27	0.38± 0.03 b	0.52± 0.05 a	0.47± 0.03 ab	نسبت ماده آلی ذره‌ای به ماده آلی خاک
0.401	0.94	0.13± 0.01 a	0.15± 0.01 a	0.15± 0.02 a	نسبت کربوهیدرات استخراج شده با آب داغ به کربن آلی خاک
0.832	0.19	0.21± 0.02 a	0.20± 0.02 a	0.20± 0.03 a	نسبت کربوهیدرات استخراج شده با آب داغ به ماده آلی ذره‌ای
0.181	1.80	1.22± 0.09 a	1.06± 0.06 a	1.26± 0.09 a	لایه‌بندی ماده آلی

و شاخص دسترسی به کربن در جنگل (۰/۳۸) ۶۵ درصد بیشتر از مرتع بود. همچنین، نسبت کربن به نیتروژن زیتوده میکروبی در جنگل (۹/۱۰) به‌طور معناداری کمتر از سایر پوشش‌ها (اکوتون؛ ۱۱/۴۷، مرتع؛ ۱۱/۵۰) بوده، ضریب متابولیک در جنگل (۱/۳۷) در مقایسه با مرتع (۰/۹۳) کاهش معنی‌داری داشت و شاخص دسترسی به کربن در جنگل (۰/۳۸) نسبت به مرتع (۰/۲۳) حدود ۶۵ درصد بیشتر بود (شکل ۲). در ارتباط با موجودات خاکزی، تعداد کرم‌خاکی در جنگل (۲/۹۲) تعداد در مترمربع) تقریباً شش برابر بیشتر و زیست‌توده آن‌ها (۳۲ میلی‌گرم در مترمربع) حدود هفت برابر بیشتر از مرتع است. همچنین، تعداد گروه‌های اندوزئیک و آنسئیک کرم‌خاکی در جنگل (به ترتیب ۱/۲۵ و ۱ در مترمربع) به‌طور معنی‌داری از مرتع (هر دو حدود ۰/۰۸ در مترمربع) بیشتر است. علاوه بر این، تعداد کنه و پادمان در جنگل (۴۲۹۷۴ و ۳۰۳۸۵ در

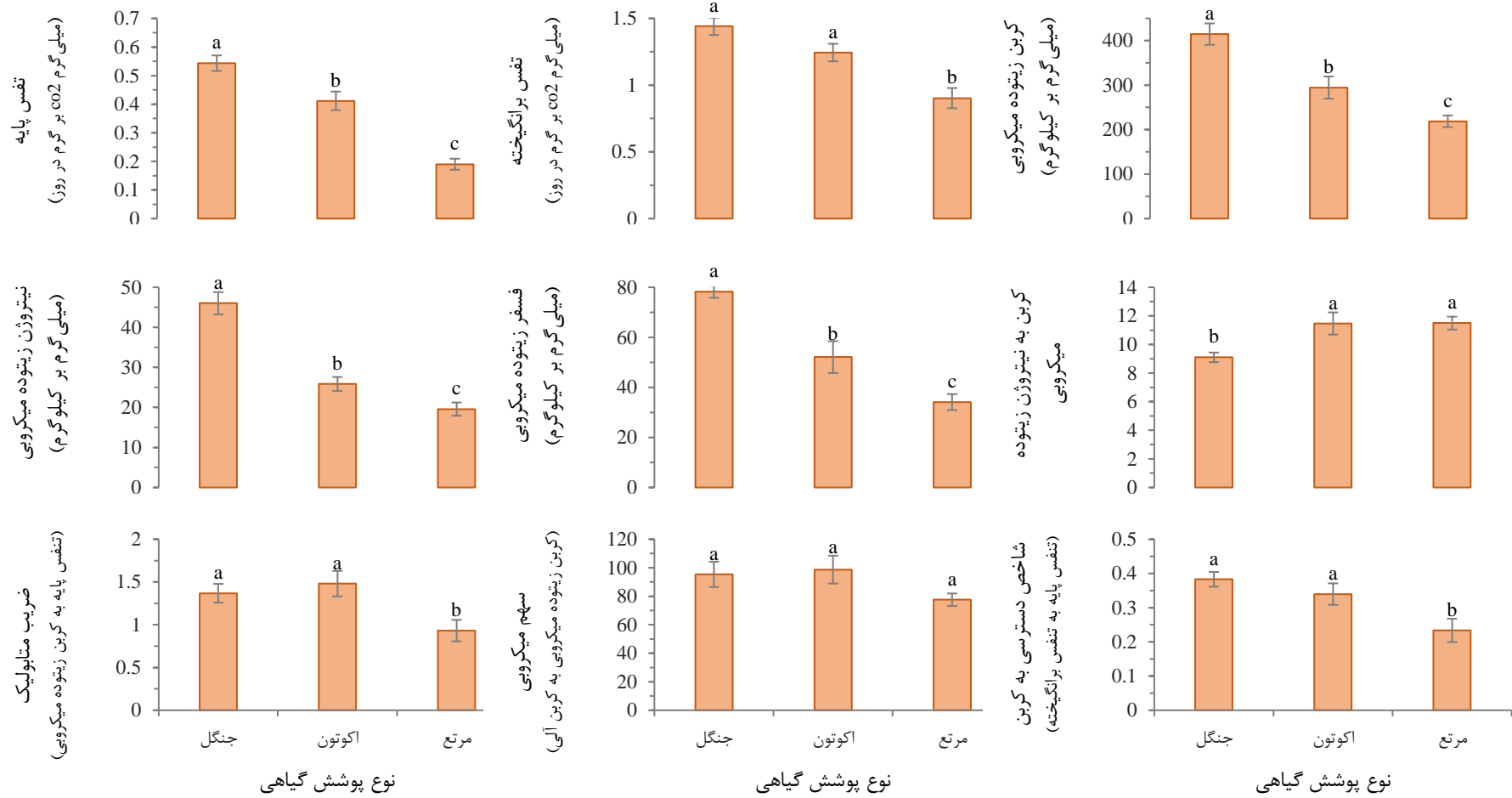
اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر مشخصه‌های زیستی خاک

تجزیه و آرایانس مشخصه‌های زیستی خاک نشان داد که فعالیت‌های آنزیمی، فعالیت‌های میکروبی و فون خاکزی به شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی قرار دارند (شکل‌های ۱ تا ۳). فعالیت‌های آنزیمی خاک تحت پوشش جنگلی (اوره‌آز: ۱۸/۲۶، فسفاتاز: ۳۷۱/۱۷، آریل سولفاتاز: ۲۸۶/۱۷، اینورتاز: ۲۱۴/۷۵) حدود ۲۰-۸۰ درصد بالاتر از پوشش اکوتون جنگل-مرتع و مرتعی بود (شکل ۱). تنفس پایه و کربن زیتوده میکروبی در خاک جنگل به ترتیب ۳۲-۱۸۴ درصد و ۴۱-۹۰ درصد بیشتر از خاک اکوتون و مرتع بود. نیتروژن و فسفر زیتوده میکروبی نیز در جنگل بالاترین مقدار را داشتند (۴۶/۰۳ و ۷۸/۲۲ میلی‌گرم/کیلوگرم). ضریب متابولیک در جنگل (۱/۳۷) و اکوتون (۱/۴۸) تفاوتی نداشت اما در مرتع (۰/۹۳) کاهش معنی‌داری داشت

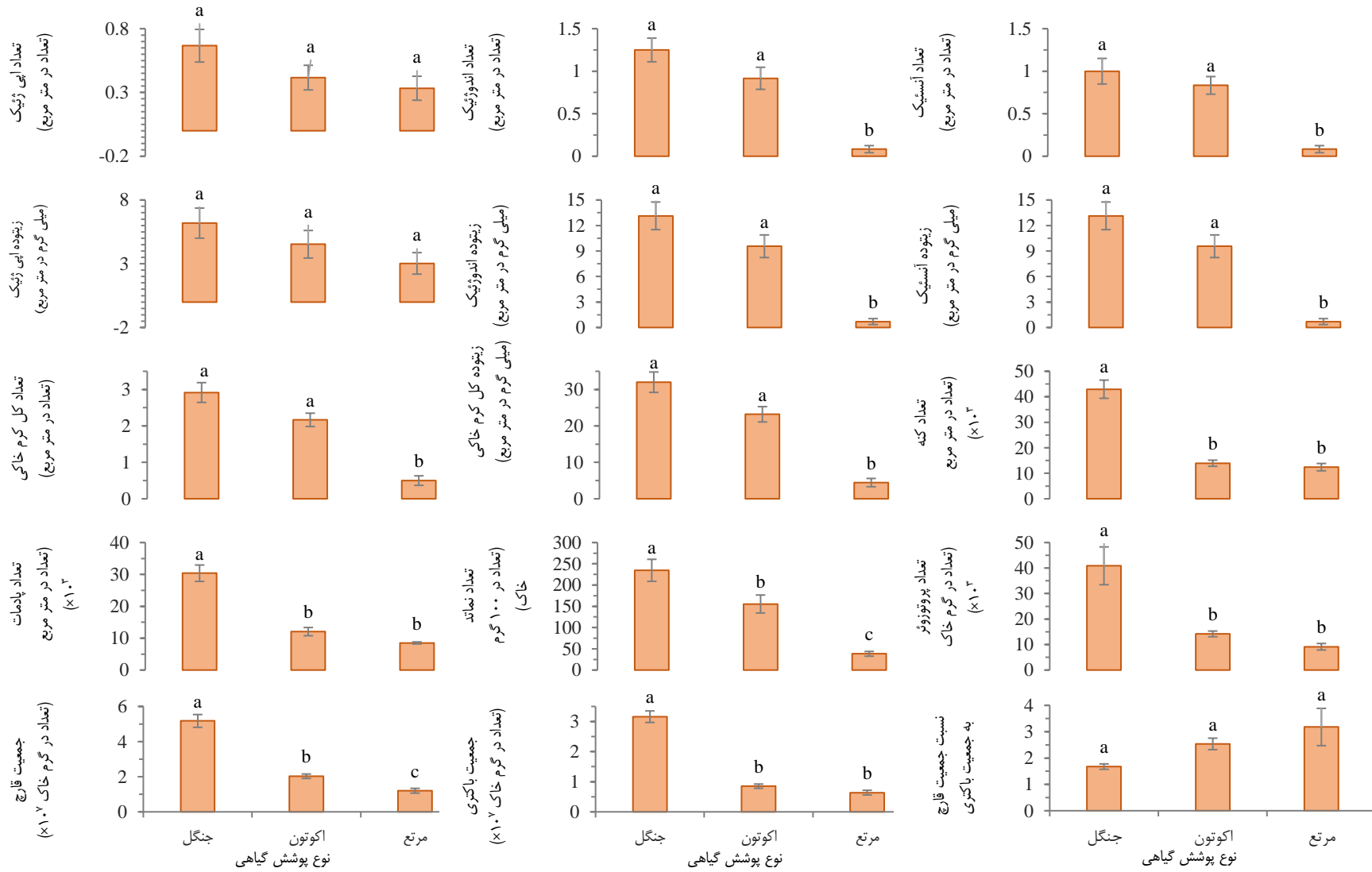
مترمربع) بیش از ۳ و ۲/۵ تا ۳/۶ برابر بالاتر از اکوتون و مرتع است. تعداد نماتد (۲۳۴,۶۷ در ۱۰۰ گرم خاک) و پروتوزوا (۴۰۸۷۵ در یک گرم خاک) در جنگل تقریباً ۱/۵ تا ۴/۵ برابر تعداد موجود در سایر پوشش‌ها شمارش شدند. نهایتاً، تعداد قارچ و باکتری در جنگل حدود ۲/۵ تا ۴/۹ برابر بالاتر از اکوتون و مرتع است، درحالی‌که نسبت قارچ به باکتری تفاوت معنی‌داری نداشت (شکل ۳).



شکل ۱- مقایسه میانگین (\pm اشتباه معیار) فعالیت آنزیمی‌های خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه
 Figure 3- Means comparison (\pm S E) of soil enzymes activity under the studied vegetation covers



شکل ۲- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) شاخص‌های میکروبی خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه
 Figure 2- Means comparison (± S E) of soil microbial indicators under the studied vegetation covers

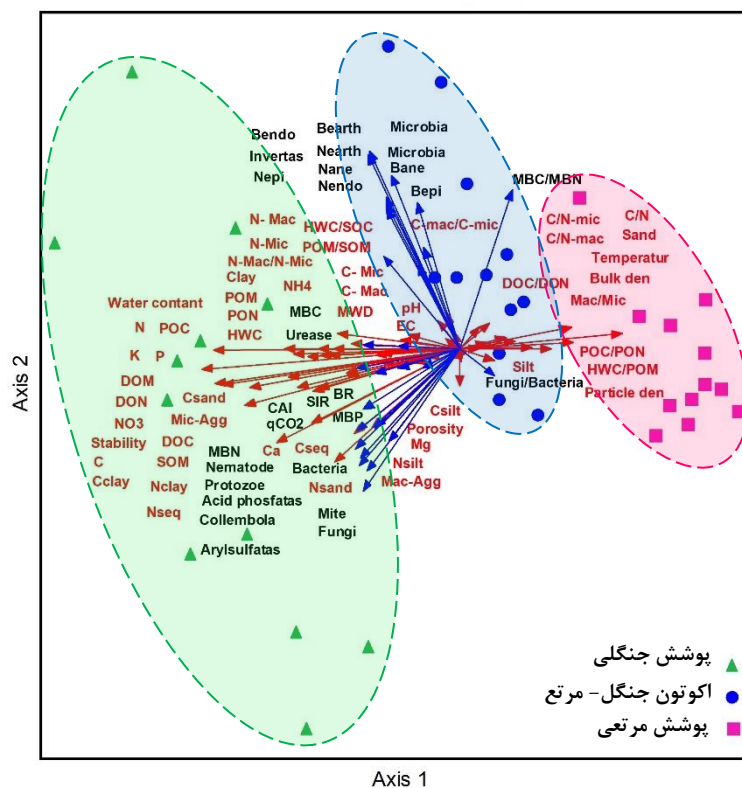


شکل ۳- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) جمعیت موجودات خاک تحت پوشش های گیاهی مورد مطالعه

Figure 3- Means comparison (± S E) of soil fauna population under the studied vegetation cover

به خود اختصاص داد. در مقابل کمترین شاخص های حاصلخیزی خاک، اجزای ماده آلی خاک و جمعیت موجودات خاکزی به ترتیب به پوشش مرتعی و اکوتون جنگل - مرتع تعلق داشت. در مجموع می توان نتیجه گرفت، تغییر پوشش جنگلی به پوشش مرتعی کاهش محسوسی در شاخص های حاصلخیزی خاک، اجزای ماده آلی و به دنبال آن فعالیت و جمعیت موجودات خاکزی را به همراه دارد (شکل ۴).

نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه های اصلی حاکی از تمایز بسیار واضح مشخصه های مورد بررسی خاک در بین پوشش های گیاهی مورد مطالعه است. محورهای اول و دوم در مجموع ۵۲/۳۷ درصد (محور اول: ۴۱/۳۶ درصد و محور دوم: ۱۱/۰۱ درصد) از تغییرات ویژگی های خاک تحت پوشش های گیاهی مختلف را توجیه می کنند. بر اساس نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه های اصلی، پوشش جنگلی بالاترین مقادیر شاخص های حاصلخیزی، اجزای پایدار و ناپایدار ماده آلی و فعالیت های بیولوژیکی خاک را



شکل ۴- ارتباط پوشش های جنگلی، اکوتون و مرتعی با مشخصه های مورد بررسی خاک در زیست بوم های کوهستانی شمال البرز
Figure 4- Relationship between forest, ecotone, and rangeland covers with the studied soil properties in the mountainous ecosystems of the northern Alborz region

(Joshi and Garkoti, 2023)، توجه به ویژگی های خاک برای مدیریت پایدار زیست بوم های حساس کوهستانی بسیار مهم و ضروری است. در همین راستا، نتایج این تحقیق نشان داد که ویژگی های فیزیکی و شیمیایی پایه خاک تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی از پوشش جنگلی به اکوتون جنگل - مرتع و در ادامه مرتعی به طور قابل توجهی تغییر می کنند. تغییر نوع و تراکم پوشش گیاهی و میزان

بحث

ویژگی های پایه خاک

خاک به عنوان یک جزء مهم از زیست بوم که خدمات بی شماری را ارائه می دهد به شدت تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی و کاربری اراضی قرار دارد. از این رو در مناطق کوهستانی که به دلیل شرایط خاص اقلیمی، پوشش گیاهی در فواصل کم دچار تغییرات قابل توجهی می شود

موجب بهبود نفوذپذیری خاک، کاهش رواناب و همچنین بهبود دانه‌بندی خاک شود (Tiwari et al., 2022).

یکی از مؤلفه‌های اصلی در ارائه خدمات زیست-بوم، حاصلخیزی خاک است که تغییرات قابل توجهی را تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی نشان می‌دهد. ماده آلی خاک که به‌عنوان یکی از شاخص‌های حاصلخیزی مهم و موتور محرک خاک شناخته می‌شود به‌شدت به تغییر نوع مدیریت و پوشش گیاهی حساس است (Gmach et al., 2019; Curtin et al., 2020). یافته‌های این تحقیق نیز نشان می‌دهد که تغییر پوشش گیاهی جنگلی به اکوتون جنگل-مرتع و پوشش مرتعی کاهش معنی‌دار ماده آلی خاک را به همراه داشته است. همچنین بر اساس نتایج پژوهش حاضر، تغییرات قابل توجهی در مقدار مواد غذایی خاک از جمله فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم خاک در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه مشاهده شد به‌طوری‌که بیشترین مقدار این مشخصه‌ها در رویشگاه جنگلی مشاهده شد. به‌طورکلی کیفیت مواد آلی ورودی به‌عنوان مهم‌ترین عامل تأثیرگذار بر ویژگی‌های حاصلخیزی خاک شرایط مناسبی را برای افزایش میزان ماده آلی خاک فراهم می‌کند. بعلاوه میزان دسترسی میکروارگانسیم‌ها به مواد غذایی به اجزاء لاشبرگ، ریشه و قطعات چوبی مرده وابسته است که در نهایت مقدار و فعالیت زیتوده میکروبی و ساختار جوامع میکروبی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Peng et al., 2022). تغییر پوشش گیاهی از طریق تغییر در کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی توسط گونه‌های گیاهی مختلف این فرآیندها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. از این‌رو این مسئله می‌تواند به‌طور مستقیم با پوشش درختی منطقه مورد مطالعه و ترکیب متفاوت گونه‌های گیاهی در آشکوب بالا و پایین در ارتباط باشد. از طرفی، با توجه به تراکم بالای پوشش گیاهی در اراضی جنگلی افزایش تولید مواد آلی قابل انتظار است. مطابق با گزارش (Van Miegroet et al., 2005)، گونه‌های درختی در مقایسه با درختچه‌ها و گونه‌های علفی، به دلیل اینکه حجم بیشتری از بقایای گیاهی را وارد خاک می‌کنند نقش مؤثرتری در بهبود میزان ماده آلی خاک دارند.

تولید مواد آلی در رویشگاه‌های مورد مطالعه از مهم‌ترین عوامل ایجاد اختلاف در مقدار رطوبت و دمای خاک (میکروکلیم) است (Chen et al., 2021). به‌طوری‌که تراکم بیشتر گونه‌های چوبی و به دنبال آن تولید مقادیر زیاد مواد آلی با ایجاد سایه موجب حفظ رطوبت و کاهش درجه حرارت خاک تحت رویشگاه جنگل طبیعی شده است، درحالی‌که کاهش تراکم و مقدار مواد آلی ورودی به ترتیب در اکوتون جنگل-مرتع و رویشگاه مرتعی به دلیل ورود نور بیشتر و افزایش تبخیر و تعرق، کاهش رطوبت به میزان ۱۱/۵ درصد و افزایش ۸ درجه‌ای حرارت خاک را به همراه داشته است. چگالی ظاهری خاک به‌عنوان یکی از شاخص‌های اکولوژی فشردگی خاک به شمار می‌رود و به‌شدت ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Topa et al., 2021). نوع پوشش گیاهی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر چگالی ظاهری خاک شناخته شده است. استقرار و رشد پوشش گیاهی چگالی ظاهری خاک را به‌ویژه در لایه‌های سطحی، به‌طور قابل توجهی کاهش می‌دهد (Lu et al., 2020). مقدار چگالی ظاهری خاک در این مطالعه تغییرات معنی‌داری را نشان داد، به‌طوری‌که بیشترین آن متعلق به رویشگاه مرتعی (۱/۳۴) بود و کمترین آن به ترتیب در رویشگاه جنگلی (۱/۱۶) و اکوتون (۱/۲۱) مشاهده شد. این تغییرات احتمالاً به دلیل تفاوت در ویژگی‌های شیمیایی و مقدار مواد آلی ورودی (Karamina and Fikrinda, 2020) تحت پوشش‌های جنگلی، اکوتون و مرتعی است. مقدار تخلخل، پایداری، قطر وزنی متوسط خاکدانه در خاک تحت پوشش جنگلی در مقایسه با پوشش اکوتون و مرتعی بیشتر بود. این مسئله نیز می‌تواند به دلیل ورود مقادیر بالای مواد آلی توسط پوشش متراکم جنگل باشد. به‌طورکلی وجود پوشش تاجی و لایه آلی در کف جنگل با ایجاد دمای متعادل، شرایط مطلوب رطوبتی را در خاک فراهم می‌کند که با افزایش فعالیت کرم‌های خاکی (Singh et al., 2016) و به دنبال آن افزایش تولید حفره‌ها و کست‌ها (casts)، می‌تواند

محتوای پایدار و ناپایدار ماده آلی خاک

نتایج پژوهش حاضر حاکی از تأثیر قابل توجه نوع پوشش گیاهی بر بیشتر ویژگی‌های پایدار و ناپایدار مواد آلی در خاک زیر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه است. فرآیندهای مختلفی می‌توانند توضیح‌دهنده تغییرات مواد آلی پایدار و ناپایدار خاک تحت پوشش‌های گیاهی مختلف باشند. به‌طور مثال مطالعه (Jiang et al., 2011) نشان می‌دهد که تفاوت در گونه‌های گیاهی می‌تواند محتوای ذخیره کربن و نیتروژن و پویایی آن‌ها را در خاک تحت تأثیر قرار دهند. در حقیقت گونه‌های گیاهی در حفاظت فیزیکی ماده آلی در خاکدانه‌ها و حفاظت شیمیایی ماده آلی در لایه‌های سطحی خاک بسیار مؤثر هستند (Okolo et al., 2020). به‌علاوه تجمع میزان کربن و نیتروژن در خاک همبستگی بالایی با اندازه ذرات و همچنین خاکدانه‌های خاک دارد (Okolo et al., 2020). در این رابطه کاهش تراکم تاج پوشش به دلیل تغییر پوشش گیاهی از جنگل به اکوتون و مرتع و همچنین تفاوت در نوع گونه‌های گیاهی مقدار ذخایر کربن و نیتروژن خاک را دستخوش تغییر کرده است. هم‌راستا با مطالعه (Lustosa et al., 2024)، نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهد که مقادیر کربن و نیتروژن خاک با کاهش تراکم تاج پوشش از پوشش جنگلی به مرتعی به‌طور قابل توجهی کاهش می‌یابد. مطالعات انجام شده اثبات کرده‌اند که ذرات ریز خاک مانند رس نقش قابل ملاحظه‌ای در تجمع ماده آلی دارند، درحالی‌که ذرات درشت‌تر خاک مانند سیلت و شن توانایی کمتری در ذخیره کربن و نیتروژن خاک دارند (Matus, 2021)؛ به‌عبارت دیگر می‌توان بیان کرد که ماده آلی در ذرات درشت خاک (ذرات سیلت و شن) ناپایدارتر هستند و حساسیت بیشتری به تغییرات پوشش گیاهی و کاربری اراضی دارند. از این رو کاهش درصد رس و افزایش درصد شن در خاک تحت پوشش اکوتون و مرتع در مقایسه با پوشش جنگلی می‌تواند از عوامل کاهش مقادیر کربن و نیتروژن خاک در این رویشگاه‌ها باشد. کاهش مواد آلی ذره‌ای (کربن و

نیتروژن آلی ذره‌ای) و کربوهیدرات عصاره‌گیری شده به‌ویژه در خاک تحت پوشش مرتعی، علاوه بر اینکه ممکن است بخاطر کاهش ورود مواد آلی باشد، احتمالاً می‌تواند به دلیل از بین رفتن کربن موجود در ذرات شن خاک باشد (Aziz et al., 2014). مشابه با نتایج به‌دست‌آمده در پژوهش حاضر، مطالعه (Okolo et al., 2020) نشان داد که ذخیره کربن و نیتروژن خاک با افزایش اندازه خاکدانه‌ها افزایش می‌یابد؛ بنابراین می‌توان بیان کرد که خاکدانه‌های درشت در مقایسه با خاکدانه‌های ریز، کربن و نیتروژن بیشتری را ذخیره می‌کنند. در یک مطالعه (Batjes, 2014) به این نتیجه رسیدند که تغییرات ذخیره کربن و نیتروژن در خاک بسیار وابسته به نوع مدیریت و پوشش گیاهی است. در حقیقت مقدار و کیفیت بقایای گیاهی واردشده به خاک، از عوامل اصلی این تغییرات به شمار می‌رود. از این رو می‌توان بیان کرد که تغییرات ذخیره این عناصر (کربن و نیتروژن) در خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه می‌تواند با تغییرات مقدار کربن آلی ذره‌ای خاک نیز در ارتباط باشد (Rocci et al., 2021). خاک تحت پوشش گیاهی جنگلی با محتوای بالاتر کربن آلی ذره‌ای، مقدار بالاتری از انباشتگی کربن و نیتروژن خاک را به خود اختصاص است.

گیاهان دی‌اکسید کربن را جذب می‌کنند و از طریق بقایای شاخه، برگ و ریشه‌ها بخشی از آن را در خاک ذخیره می‌کنند؛ بنابراین می‌توان بیان کرد که کاهش تراکم پوشش گیاهی در رویشگاه مرتعی در مقایسه با جنگل، فرآیند ذخیره کربن در خاک را به‌شدت کاهش داده است (Gmach et al., 2019). به‌علاوه با کاهش تراکم پوشش گیاهی بخش سطح خاکی لخت‌تر شده و نسبت به آبشویی مستعدتر می‌شود که می‌تواند به‌عنوان دلیلی دیگر برای کاهش مقادیر ذخیره کربن و نیتروژن خاک تحت پوشش مرتعی مورد توجه قرار بگیرد (Mchunu and Chaplot, 2012). نتایج این تحقیق حاکی از تأثیر قابل توجه نوع پوشش گیاهی بر ویژگی‌های کربن آلی ذره‌ای، نیتروژن آلی

مراحل معدنی شدن نیتروژن ابتدا با ورود منابع نیتروژن به چرخه از طریق ساق آب، اضافه شدن بقای گیاهی و جانوری به خاک شروع می‌شود، در مرحله بعد تجزیه مکانیکی بقایا توسط ریزخواران و سپس تجزیه شیمیایی مواد آلی توسط باکتری‌ها و قارچ‌ها و تشکیل آمونیوم انجام می‌شود. در ادامه باکتری نیتروزوموناس آمونیوم را به نیتريت تبدیل کرده و سپس نیتريت توليدشده تحت تأثیر نیتروباکتر به نیترات تبدیل می‌شود. هم‌راستا با یافته‌های تحقیق حاضر، (Korkanç and Dorum, 2019) بیان کردند که پوشش‌های مختلف اراضی با تغییر شرایط محیطی از جمله محتوای رطوبت و حرارت خاک میزان نیترات و آمونیوم خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند. کاهش محتوای رطوبت در خاک‌های خشک به دلیل محدود کردن فعالیت‌های میکروبی، منجر به کاهش نرخ معدنی شدن نیتروژن می‌شود (Sankaran and Augustine, 2004). در نتیجه کاهش مقادیر نیتروژن معدنی (آمونیوم و نیترات) خاک تحت پوشش مرتعی می‌تواند به دلیل کاهش رطوبت خاک در این رویشگاه توضیح داده شود.

ویژگی‌های زیستی خاک

نتایج تحقیق حاضر نشان داد، نوع پوشش گیاهی با تغییر در مقدار مواد آلی ورودی و ویژگی‌های فیزیکیوشیمیایی خاک، نقش تعیین‌کننده‌ای در شکل‌گیری تنوع موجودات خاکزی و عملکردهای زیست‌بوم ایفا می‌کند. در همین راستا (Emmert et al., 2021) بیان کردند، تفاوت در ویژگی‌های بقایای گیاهی تولیدشده توسط پوشش‌های مختلف اراضی می‌تواند از دلایل مهم تفاوت در تراکم جمعیت موجودات خاکزی باشد. در تائید یافته‌های تحقیق حاضر، نتایج مطالعه (Zhao et al., 2011) نشان داد که تغییرات ایجادشده در شرایط محیطی به دنبال تغییر پوشش گیاهی (به دلیل افزایش ورود مواد آلی و اصلاح خواص فیزیکیوشیمیایی خاک) می‌تواند جمعیت و فعالیت موجودات زنده خاک را به‌طور مستقیم تحت تأثیر قرار دهد. آنزیم‌ها، واکنش‌ها و فرآیندهای مختلف متابولیکی در چرخه زیست‌شیمیایی مواد غذایی خاک را

ذره‌ای، کربن آلی محلول و نیتروژن آلی محلول در زیست-بوم کوهستانی مورد مطالعه است. در همین (Kooch et al., 2022) بیان کردند که اجزای ناپایدار ماده آلی خاک (از جمله مواد آلی ذره‌ای و محلول) به‌عنوان شاخص‌های اصلی سلامت خاک، به‌شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی قرار دارند. هم‌راستای نتایج پژوهش حاضر، (Sepahvand et al., 2019) تائید کردند که تراکم بالای درختان در پوشش جنگلی مواد آلی ذره‌ای و مواد آلی محلول خاک را افزایش می‌دهد. مواد آلی روی سطح خاک از منابع اولیه اجزای ناپایدار ماده آلی خاک هستند و ترکیب باقی‌مانده‌های گیاهی و مواد آلی ورودی نقش تعیین‌کننده‌ای در مقدار و غلظت مواد آلی ذره‌ای و مواد آلی محلول خاک دارند. از آنجایی‌که انواع مختلف اجزای ناپایدار مواد آلی از لایه آلی به لایه معدنی خاک منتقل می‌شوند، بنابراین شست‌وشوی ترکیبات مواد آلی تازه روی سطح خاک از طریق فرآیند تجزیه مواد آلی می‌تواند عامل اصلی تغییر در محتوای مواد آلی ذره‌ای و محلول در خاک تحت پوشش گیاهی مختلف باشد (Sankaran and Augustine, 2004). نوع ساختار تاج پوشش نیز می‌تواند از طریق تأثیر بر میزان شست‌وشوی خاک، مقادیر مواد آلی ذره‌ای و محلول خاک و همچنین چرخه مواد غذایی خاک را تحت تأثیر قرار دهد؛ بنابراین با توجه به اینکه تاج پوشش در اراضی با تعداد درخت کمتر (اکوتون) یا اراضی بدون درخت (مرتع) بازرتر است، نرخ شست‌وشوی خاک، نسبت به اراضی جنگلی با تاج بسته‌تر، بیشتر است (Wu et al., 2020)، از این‌رو محتوای مواد آلی ذره‌ای، مواد آلی محلول و مواد غذایی در خاک تحت پوشش مرتع و اکوتون کاهش یافته است. با توجه به مواردی که مطرح شد، می‌توان بیان کرد که پوشش جنگلی نقش بسیار برجسته‌ای در افزایش مواد آلی ناپایدار خاک (برای حفاظت از حاصلخیزی رویشگاه) در زیست‌بوم‌های حساس کوهستانی دارند. مقدار نیتروژن معدنی قابل دسترس که معمولاً به‌صورت آمونیوم و نیترات در خاک موجود است، عمدتاً به اختلاف بین سرعت آلی شدن و سرعت معدنی شدن بستگی دارد.

آنزیمی در خاک تحت پوشش جنگل را می‌توان با مقادیر بالاتر ماده آلی خاک و غلظت بیشتر مواد مغذی خاک در ارتباط دانست. در این ارتباط (Zeng et al., 2009) بیان کردند که تغییرات ماده آلی خاک از مهم‌ترین عوامل تغییر در میزان فعالیت‌های میکروبی تحت پوشش‌های مختلف اراضی است.

در ارتباط با ویژگی‌های میکروبی خاک، نتایج این تحقیق حاکی از مقادیر بالاتر تنفس پایه، تنفس برانگیخته، کربن زیتوده میکروبی و نیتروژن زیتوده میکروبی خاک تحت پوشش جنگلی است. این پارامترها به دنبال تغییر پوشش جنگلی به اکوتون کاهش می‌یابد و در خاک تحت پوشش مرتعی به حداقل می‌رسد. از آنجایی که شدت تنفس میکروبی بالاتر با فعالیت بیشتر جمعیت میکروبی در ارتباط است، بنابراین خاک‌های با تنفس میکروبی بالاتر به عنوان خاک با کیفیت مناسب‌تر در نظر گرفته می‌شوند (Cardoso et al., 2013). مقادیر بالاتر تنفس میکروبی پایه خاک تحت پوشش جنگلی می‌تواند با شرایط مناسب‌تر محیط (عرضه کافی منابع غذایی و رطوبت مناسب) برای فعالیت میکروبی خاک در ارتباط باشد. در پژوهش حاضر، محتوای پایین‌تر رطوبت و مواد آلی خاک تحت پوشش مرتعی از عوامل اصلی محدودیت فعالیت میکروبی و کاهش معنی‌دار میزان تنفس میکروبی در خاک این رویشگاه است (Singhet al., 2020). مطابق با نتایج مطالعه (Forugi Far et al., 2011)، در خاک‌های با محتوای رس بالاتر زیتوده میکروبی خاک افزایش می‌یابد. این مسئله می‌تواند مقادیر بالای کربن و نیتروژن زیتوده میکروبی خاک در رویشگاه جنگلی با محتوی رس بالا را به خوبی توجیه کند. همچنین نتایج (Tardy et al., 2014) نشان داد که کاهش محتوای مواد غذایی خاک می‌تواند باعث کاهش شدید فعالیت‌های میکروبی خاک شود که نتایج پژوهش حاضر را تأیید می‌کند. به‌طور کلی از آنجایی که جمعیت میکروبی خاک به شدت به محتوای ماده آلی و میزان حاصلخیزی خاک وابسته است، وجود تاج متراکم به خاطر حضور درختان در رویشگاه جنگلی می‌تواند با تجمع

کنترل می‌کنند و با توجه به اینکه در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریع‌تر تغییر می‌کنند، به‌عنوان شاخصی از تغییرات بیولوژیک خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Kooch et al., 2018; Yao et al., 2019; Lee et al., 2020). بر این اساس فعالیت برخی از آنزیم‌ها مانند اوره‌آز، اینورتاز، فسفاتاز و آریل‌سولفاتاز که به ترتیب در چرخه نیتروژن، کربن، فسفر و گوگرد نقش دارند به تغییرات پوشش زمین حساس هستند (Kooch et al., 2018). با توجه به اینکه آنزیم‌های مورد مطالعه در این پژوهش به‌عنوان آنزیم‌های برون سلولی توسط میکروارگانیزم‌ها، ریشه گیاهان و موجودات خاکزی از جمله کرم خاکی تولید می‌شوند، بنابراین در ارتباط مستقیم با مواد آلی خاک هستند و تحت کنترل محتوای رطوبت خاک قرار دارند (Kooch et al., 2022). همان‌طور که نتایج پژوهش حاضر به خوبی نشان می‌دهد، تراکم بالای درختان با ریشه‌های گسترده در پوشش جنگلی با فراهم کردن شرایط اقلیمی (دما و رطوبت) مناسب و همچنین تولید مواد آلی فراوان (به‌عنوان منبع غذایی) جمعیت موجودات خاک و به دنبال آن فعالیت‌های آنزیمی خاک را به‌طور معنی‌داری بهبود بخشیده است. هم‌راستا با نتایج به‌دست‌آمده در تحقیق حاضر، گزارش‌های مشابهی مبنی بر همبستگی قوی تغییرات فعالیت‌های آنزیمی با تغییرات ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی (Zhang et al., 2021) و حاصلخیزی خاک (Wenxiang et al., 2002) در رویشگاه‌های مختلف ارائه شده است. نتایج این تحقیق حاکی از تغییرات معنی‌دار فعالیت‌های آنزیمی تحت پوشش‌های مختلف جنگلی، اکوتون و مرتعی است، به‌طوری‌که بالاترین میزان فعالیت‌های آنزیمی در خاک تحت پوشش جنگلی با خاک حاصلخیزتر مشاهده شد. نتایج این پژوهش نشان داد که محتوای بالاتر بخش رس خاک به‌واسطه اثر پایداری و حفاظت خود بر روی فعالیت آنزیم‌ها، موجب بهبود تجمع و فعالیت آنزیم‌های خاک تحت پوشش جنگل شده است (Ling et al., 2014). همچنین میزان بالاتر فعالیت‌های

هم‌راستا با نتایج مطالعات قبل است (Phillips et al., 2019). نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی (شکل ۱) به‌خوبی بهبود ویژگی‌های خاک تحت پوشش جنگلی در زیست‌بوم کوهستانی مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر نشان داد که پوشش‌های گیاهی مختلف، شامل جنگل، اکوتون جنگل-مرتع و مرتع، تأثیرات متفاوتی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، اجزای ماده آلی و مشخصه‌های زیستی خاک در زیست‌بوم کوهستانی مورد مطالعه دارند. در این میان، خاک مناطق جنگلی از کیفیت بالاتری برخوردار بود، به‌طوری‌که بر اساس نتایج تجزیه واریانس، اکثر شاخص‌های مورد بررسی با اختلاف معناداری ($p < 0.05$) در وضعیت مطلوب‌تری قرار داشت. در مناطق جنگلی، رطوبت خاک ۱۱/۵ واحد بیشتر و دمای آن هشت درجه پایین‌تر بود که بیانگر شرایط بهینه ریزاقلمی در خاک این رویشگاه در مقایسه با رویشگاه اکوتون و مرتعی است. همچنین، ویژگی‌های فیزیکی خاک مانند چگالی ظاهری، تخلخل، پایداری و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها به‌طور معناداری ($p < 0.05$) ارتقاء یافته بود. به‌طوری‌که در پوشش جنگلی، چگالی ظاهری کمتر، اما پایداری، تخلخل و میانگین وزنی قطر خاکدانه به ترتیب ۲۲/۳۲، ۰/۱۰ و ۰/۰۳ واحد بیشتر از اکوتون و ۳۲/۸۲، ۰/۰۷ و ۰/۰۷ واحد بیشتر از مرتع بود. از منظر شیمیایی، میزان هدایت الکتریکی، ماده آلی و عناصر غذایی خاک تحت پوشش جنگلی به ترتیب بالاتر از سایر پوشش‌ها بود. در زمینه اجزای ماده آلی خاک، بیشترین مقادیر کربن و نیتروژن در اجزای شن، سیلت، رس و خاکدانه‌های ریزودرشت در منطقه جنگلی مشاهده شد. ویژگی‌های زیستی خاک نیز تحت پوشش جنگلی برتری داشت؛ فعالیت آنزیم‌های مهمی نظیر اوره‌آز، فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز به‌طور محسوسی حدود ۲۰-۸۰ درصد بیشتر بود. در پوشش جنگلی، شاخص‌های میکروبی شامل تنفس پایه، تنفس برانگیخته و مقادیر کربن، نیتروژن و فسفر

مقادیر بسیار زیاد مواد آلی و ایجاد میکرواقليم متعادل، باعث تحریک جمعیت و فعالیت میکروارگانسیم‌های خاک در کف جنگل شود (da Silva et al., 2012).

در این تحقیق، تراکم بالای گونه‌های چوبی در پوشش جنگلی با ایجاد سایه و تولید بقایای گیاهی فروان، شرایط دمایی و رطوبتی متعادلی را برای افزایش جمعیت کرم‌های خاکی فراهم کرده است درحالی‌که افزایش درجه حرارت، کاهش رطوبت و کاهش ورود مواد آلی تحت پوشش اکوتون و به‌ویژه مرتعی (به دلیل کاهش تراکم تاج پوشش) فعالیت و جمعیت گروه‌های اکولوژیک کرم خاکی را به‌شدت کاهش داده است. در همین راستا مطالعات مختلفی بیان کردند که کرم‌های خاکی محیط‌های غنی از مواد آلی با شرایط محیطی مناسب را ترجیح می‌دهند (Kooch et al., 2018; Tavakoli et al., 2018). به‌علاوه (Phillips et al., 2019) بیان کردند که ویژگی‌های خاک از جمله، مقدار اسیدیته، هدایت الکتریکی، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل دسترس و همچنین نسبت کربن به نیتروژن، از عوامل کنترل‌کننده جمعیت کرم‌های خاکی تحت پوشش‌های مختلف گیاهی است. مطالعه گروه‌های مختلف کرم خاکی با محتوای نیتروژن در خاک-های جنگلی است. چنین شرایط مطلوبی تحت پوشش‌های جنگلی تأثیر مثبتی بر جمعیت و زیتوده کرم‌های خاکی دارد و برای حفظ حاصلخیزی خاک بسیار مهم تلقی می‌شوند. به‌طورکلی نتایج پژوهش حاضر نشان داد که تغییر نوع پوشش گیاهی، از جنگل به مرتع، فعالیت کرم‌های خاکی و همچنین جمعیت کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوئرها، باکتری‌ها و قارچ‌ها را به‌شدت کاهش داده است. درحالی‌که ورود مقدار زیادی بقایای گیاهی با کیفیت، ویژگی‌های مطلوب خاک (محتوای بالای ماده آلی، نیتروژن و مقادیر بالاتر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل دسترس) و اثرات غیرمستقیم تاج پوشش از جمله بهبود شرایط دمایی و حفظ رطوبت خاک، فعالیت موجودات زنده خاک را تحت پوشش جنگلی به مقدار قابل‌توجهی افزایش داده است که

و افزایش مواد آلی، توانایی بیشتری در حفظ تنوع زیستی و بهبود ویژگی‌های حاصلخیزی خاک در مقایسه با اکوتون جنگل-مرتع و مرتع دارد. با توجه به اثرات مثبت پوشش جنگلی در حفظ پایداری زیست‌بوم مورد مطالعه و بهبود خصوصیات خاک، این تحقیق می‌تواند به‌عنوان مبنای علمی برای سیاست‌گذاری‌های مدیریتی در ارتباط با حفظ و ترمیم پوشش گیاهی در مناطق حساس و آسیب‌پذیر کوهستانی مشابه، مورد استفاده قرار گیرد.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است.

زیتوده میکروبی حدود ۳۲ تا ۷۸ درصد بالاتر از اکوتون و ۹۰ تا ۱۸۴ درصد بیشتر از مرتع اندازه‌گیری شد. تراکم و زی‌توده کرم‌های خاکی در جنگل به ترتیب تا ۱/۴ و ۷/۲ برابر بیشتر از اکوتون و مرتع بود. همچنین، فراوانی کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوا، قارچ‌ها و باکتری‌ها در جنگل به ترتیب ۱/۵ تا ۳/۷ برابر نسبت به اکوتون و ۳/۵ تا ۶/۱ برابر نسبت به مرتع بیشتر بود. در همین ارتباط، تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد ویژگی‌های مختلف مورد بررسی خاک در زیست‌بوم کوهستانی مورد مطالعه، به‌صورت چشمگیری به نوع پوشش گیاهی پاسخ می‌دهند. به‌طور کلی، این نتایج به‌وضوح نشان می‌دهند که حضور پوشش جنگلی در این منطقه کوهستانی، احتمالاً به دلیل فراهم آوردن محیطی با تراکم بالای درختان

References

1. Adl, S. M., Acosta-Mercado, D., Anderson, T. R. and Lynn, D. H. 2006. Protozoa, supplementary material. In: Soil Sampling and Methods of Analysis (M. Carter and E. Gregorich, eds), 2nd Edition, pp.455-470. Lewis Publishers
2. Hopkins, D.W., Alef, K. and Nannipieri, P., 1996. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. *Journal of Applied Ecology*, 33(1), p.178. doi:10.2307/2405027
3. Al-Maliki, S., Al-Taey, D.K. and Al-Mammori, H.Z., 2021. Earthworms and eco-consequences: Considerations to soil biological indicators and plant function: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 41(6), pp.512-523. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2021.02.003>
4. Asshoff, R., Scheu, S. and Eisenhauer, N., 2010. Different earthworm ecological groups interactively impact seedling establishment. *European Journal of Soil Biology*, 46(5), pp.330-334. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.06.005>
5. Ayuke, F.O., Karanja, N.K., Muya, E.M., Musombi, B.K., Mungatu, J. and Nyamasyo, G.H.N., 2009. Macrofauna diversity and abundance across different land use systems in Embu, Kenya. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 11(2), pp.371-384.
6. Aziz, I., Mahmood, T., and Islam, K. R. (2014). Impact of long-term tillage and crop rotation on concentration of soil particulate organic matter-associated carbon and nitrogen. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 51(4), pp. 827-834.
7. Babur, E., Dindaroğlu, T., Roy, R., Seleiman, M.F., Ozlu, E., Battaglia, M.L. and Uslu, Ö.S., 2022. Relationship between organic matter and microbial biomass in different vegetation types. In *Microbial syntrophy-mediated eco-enterprising* (pp. 225-245). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99900-7.00005-5>
8. Batjes, N.H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 65(1), pp.10-21. https://doi.org/10.1111/ejss.12114_2
9. Bhaduri, D., Sihi, D., Bhowmik, A., Verma, B.C., Munda, S. and Dari, B., 2022. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13, p.938481. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481>
10. Bimüller, C., Mueller, C.W., von Lütow, M., Kreyling, O., Kölbl, A., Haug, S., Schloter, M. and Kögel-Knabner, I., 2014. Decoupled carbon and nitrogen mineralization in soil particle size fractions of a forest topsoil. *Soil Biology and Biochemistry*, 78, pp.263-273. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.001>

11. Black, C. A., and Allison, L., 1965. Organic carbon. *Methods of Soil Analysis: Part 2*, pp.1367-1378.
12. Blake, G.R. and Hartge, K.H., 1986. Particle density. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods*, 5, pp.377-382.
<https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c14>
13. Bouyoucos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy journal*, 54(5), pp.464-465.
<https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
14. Bower, C.A., Reitemeier, R.F. and Fireman, M., 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, 73(4), pp.251-262.
15. Bremner, J.M. and Keeney, D.R., 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Analytica Chimica Acta*, 32, pp.485-495.
16. Bremner, J.M. and Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen-Total. In: Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R., eds. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, pp.595-624.
17. Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G. and Jenkinson, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 17(6), pp.837-842.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
18. Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A.D., Alves, P.R.L., and Nogueira, M.A., 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*, 70, pp.274-289.
19. Chapman, H.D. and Pratt, P.F., 1962. *Methods of analysis for soils, plants and waters*. Soil Science, 93(1), p.68.
20. Chen, K., Hu, L., Wang, C., Yang, W., Zi, H. and Manuel, L., 2021. Herbaceous plants influence bacterial communities, while shrubs influence fungal communities in subalpine coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 500, 119656.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119656>
21. Coleman, D.C., Geisen, S. and Wall, D.H., 2024. Soil fauna: Occurrence, biodiversity, and roles in ecosystem function. In: *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Elsevier, pp.131-159.
22. Curtin, D., Qiu, W., Peterson, M.E., Beare, M.H., Anderson, C.R. and Chantigny, M.H., 2020. Exchangeable cation effects on hot water extractable carbon and nitrogen in agricultural soils. *Soil Research*, 58(4), pp.356-363.
23. da Silva, D.K.A., de Oliveira Freitas, N., de Souza, R.G., da Silva, F.S.B., de Araujo, A.S.F. and Maia, L.C., 2012. Soil microbial biomass and activity under natural and regenerated forests and conventional sugarcane plantations in Brazil. *Geoderma*, 189, pp.257-261. **<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.020>**
24. Don, A., Schumacher, J. and Freibauer, A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17(4), pp.1658-1670.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
25. Elliott, E.T. and Cambardella, C.A., 1991. Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34(1-4), pp.407-419.
[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90126-P](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90126-P)
26. Emmert, E.A., Geleta, S.B., Rose, C.M., Seho-Ahiable, G.E., Hawkins, A.E., Baker, K.T. and Briand, C.H., 2021. Effect of land use changes on soil microbial enzymatic activity and soil microbial community composition on Maryland's Eastern Shore. *Applied Soil Ecology*, 161, 103824. **<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103824>**
27. Esmaeilzadeh, J. and Ahangar, A.G., 2014. Influence of soil organic matter content on soil physical, chemical and biological properties. *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences*, 4(4), pp.244-252.

28. Esteban, G.F. and Fenchel, T.M., 2020. Ecology of protozoa. In: *The Biology of Free-living Phagotrophic Protists*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-28973-4>
29. Ferris, H., Cares, J.E. and Esteves, A.M., 2021. Effect of land use and seasonality on nematode faunal structure and ecosystem functions in the Caatinga dry forest. *European Journal of Soil Biology*, 103, 103296. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2021.103296>
30. Forugi Far, H., Jafarzadeh, A.A., Torabi Golsefidi, H. and Ali Asgarzad, N., 2011. The impact of landform units on distribution and spatial variability of soil biological indices in Tabriz Plain. *Journal of Water and Soil*, 21(4), pp.1-18.
31. Gmach, M.R., Cherubin, M.R., Kaiser, K. and Cerri, C.E.P., 2019. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. *Scientia Agricola*, 77, e20180164. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2018-0164>
32. Hemkemeyer, M., Schwalb, S.A., Heinze, S., Joergensen, R.G. and Wichern, F., 2021. Functions of elements in soil microorganisms. *Microbiological Research*, 252, 126832. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126832>
33. Hurisso, T.T., Norton, J.B. and Norton, U., 2014. Labile soil organic carbon and nitrogen within a gradient of dryland agricultural land-use intensity in Wyoming, USA. *Geoderma*, 226, pp.1-7. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.003>
34. Hurlbert, S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), pp.187-211. <https://doi.org/10.2307/1942661>
35. Jia, G., Cao, J., Wang, C., & Wang, G., 2005. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. *Forest Ecology and Management*, 217(1), pp.117-125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.055>
36. Jiang, L., Han, X., Dong, N., Wang, Y., & Kardol, P., 2011. Plant species effects on soil carbon and nitrogen dynamics in a temperate steppe of northern China. *Plant and Soil*, 346, pp.331-347.
37. Joshi, R.K. & Garkoti, S.C., 2023. Influence of vegetation types on soil physical and chemical properties, microbial biomass and stoichiometry in the central Himalaya. *Catena*, 222, 106835. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.106835>
38. Karamina, H. & Fikrinda, W., 2020. Soil amendment impact to soil organic matter and physical properties on the three soil types after second corn cultivation. *AIMS Agriculture and Food*, 5(1), pp.150-169.
39. Kemper, W.D. & Rosenau, R.C., 1986. Aggregate stability and size distribution. In: *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, pp.425-442.
40. Kooch, Y. & Bayranvand, M., 2019. Labile soil organic matter changes related to forest floor quality of tree species mixtures in Oriental beech forests. *Ecological Indicators*, 107, 105598. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105598>
41. Kooch, Y., Amani, M. & Abedi, M., 2022. The effect of shrublands degradation intensity on soil organic matter-associated properties in a semi-arid ecosystem. *Science of the Total Environment*, 853, 158664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158664>
42. Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Wirth, S., Novara, A. & Piri, A.S., 2021. Soil functional indicators in a mountain forest-rangeland mosaic of northern Iran. *Ecological Indicators*, 126, 107672. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107672>
43. Kooch, Y., Tavakoli, M. & Akbarinia, M., 2018. Microbial/biochemical indicators showing perceptible deterioration in the topsoil due to deforestation. *Ecological Indicators*, 91, pp.84-91. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.065>
44. Korkanç, S.Y. & Dorum, G., 2019. The nutrient and carbon losses of soils from different land cover systems under simulated rainfall conditions. *Catena*, 172, pp.203-211.
45. Le Bayon, R.C., Bullinger, G., Schomburg, A., Turberg, P., Brunner, P., Schlaepfer, R. & Guenat, C., 2021. Earthworms, plants, and soils. In: *Hydrogeology, Chemical Weathering, and Soil Formation*, pp.81-103.
46. Lee, S.H., Kim, M.S., Kim, J.G. & Kim, S.O., 2020. Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability*, 12(19), 8209. <https://doi.org/10.3390/su12198209>

47. Li, Y.Y., Dong, S.K., Wen, L., Wang, X.X. & Wu, Y., 2014. Soil carbon and nitrogen pools and their relationship to plant and soil dynamics of degraded and artificially restored grasslands of the Qinghai–Tibetan Plateau. *Geoderma*, 213, pp.178-184.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.024>
48. Ling, N., Sun, Y., Ma, J., Guo, J., Zhu, P., Peng, C., & Shen, Q., 2014. Response of the bacterial diversity and soil enzyme activity in particle-size fractions of Mollisol after different fertilization in a long-term experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 50, pp.901-911. **<https://doi.org/10.1007/s00374-014-0901-6>**
49. Lladó, S., López-Mondéjar, R. & Baldrian, P., 2017. Forest soil bacteria: diversity, involvement in ecosystem processes, and response to global change. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 81(2), pp.10-1128.
<https://doi.org/10.1128/MMBR.00063-16>
50. Lu, J., Zhang, Q., Werner, A.D., Li, Y., Jiang, S. & Tan, Z., 2020. Root-induced changes of soil hydraulic properties—A review. *Journal of Hydrology*, 589, 125203.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125203>
51. Luo, D., Cheng, R.M., Liu, S., Shi, Z.M. & Feng, Q.H., 2020. Responses of soil microbial community composition and enzyme activities to land-use change in the Eastern Tibetan Plateau, China. *Forests*, 11(5), 483. **<https://doi.org/10.3390/f11050483>**
52. Lustosa Filho, J.F., de Oliveira, H.M.R., de Souza Barros, V.M., Dos Santos, A.C. & de Oliveira, T.S., 2024. From forest to pastures and silvopastoral systems: Soil carbon and nitrogen stocks changes in northeast Amazônia. *Science of the Total Environment*, 908, 168251. **<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.168251>**
53. Ma, W., Li, G., Wu, J., Xu, G., & Wu, J., 2020. Response of soil labile organic carbon fractions and carbon-cycle enzyme activities to vegetation degradation in a wet meadow on the Qinghai–Tibet Plateau. *Geoderma*, 377, 114565.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114565>
54. Malik, A.A., Puissant, J., Buckeridge, K.M., Goodall, T., Jehmlich, N., Chowdhury, S., & Griffiths, R.I., 2018. Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. *Nature Communications*, 9(1), 3591. **<https://doi.org/10.1038/s41467-018-06080-w>**
55. Matus, F.J., 2021. Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 11(1), 6438.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-85814-8>
56. Maurya, S., Abraham, J.S., Somasundaram, S., Toteja, R., Gupta, R., & Makhija, S., 2020. Indicators for assessment of soil quality: a mini-review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, pp.1-22. **<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7970-7>**
57. Mchunu, C. & Chaplot, V., 2012. Land degradation impact on soil carbon losses through water erosion and CO₂ emissions. *Geoderma*, 177, pp.72-79.
58. Mendes, M.S., Latawiec, A.E., Sansevero, J.B., Crouzeilles, R., Moraes, L.F., Castro, A., & Strassburg, B.B., 2019. Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. *Restoration Ecology*, 27(2), pp.361-370.
59. Mulvaney, R.L., 1996. Nitrogen—inorganic forms. In: *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*, 5, pp.1123-1184.
60. Neemisha, 2020. Role of soil organisms in maintaining soil health, ecosystem functioning, and sustaining agricultural production. *Soil Health*, pp.313-335.
61. Neher, D., Wu, J., Barbercheck, M. and Anas, O., 2005. Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. *Applied Soil Ecology*, 30(1), pp.47-64.
62. Okolo, C.C., Gebresamuel, G., Zenebe, A., Haile, M., & Eze, P.N., 2020. Accumulation of organic carbon in various soil aggregate sizes under different land use systems in a semi-arid environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 297, 106924.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106924>
63. Pang, X., Ning, W., Qing, L., & Bao, W., 2009. The relation among soil microorganism, enzyme activity and soil nutrients under subalpine coniferous forest in Western Sichuan. *Acta Ecologica Sinica*, 29(5), pp.286-292.

64. Paz- Ferreira, J. & Fu, S., 2016. Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations. *Land Degradation & Development*, 27(1), pp.14-25.
65. Peng, Y., Holmstrup, M., Schmidt, I.K., De Schrijver, A., Schelfhout, S., Heděnc, P., & Vesterdal, L., 2022. Litter quality, mycorrhizal association, and soil properties regulate effects of tree species on the soil fauna community. *Geoderma*, 407, 115570. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115570>
66. Phillips, H.R., Guerra, C.A., Bartz, M.L., Briones, M.J., Brown, G., Crowther, T.W., & Eisenhauer, N., 2019. Global distribution of earthworm diversity. *Science*, 366(6464), pp.480-485.
67. Pires, L.F., Brinatti, A.M., Saab, S.C., & Cássaro, F.A., 2014. Porosity distribution by computed tomography and its importance to characterize soil clod samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 92, pp.37-45.
68. Plaster, E.J., 1985. *Soil Science and Management*. Delmar Publishers Inc.
69. Rieke, E.L., Bagnall, D.K., Morgan, C.L., Flynn, K.D., Howe, J.A., Greub, K.L., & Honeycutt, C.W., 2022. Evaluation of aggregate stability methods for soil health. *Geoderma*, 428, 116156. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116156>
70. Rocci, K.S., Lavallee, J.M., Stewart, C.E., & Cotrufo, M.F., 2021. Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 793, 148569. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148569>
71. Sankaran, M. & Augustine, D.J., 2004. Large herbivores suppress decomposer abundance in a semiarid grazing ecosystem. *Ecology*, 85(4), pp.1052-1061.
72. Sarker, T.C., Zotti, M., Fang, Y., Giannino, F., Mazzoleni, S., Bonanomi, G., & Chang, S.X., 2022. Soil aggregation in relation to organic amendment: a synthesis. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(2), 2481-2502. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00586-2>
73. Sepahvand, H., Feizian, M., Mirzaeitalarposhti, R., & Müller, T., 2019. Density separation of soil organic matter across three land uses in calcareous soils of Iran. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 65(13), 1820-1830. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1617410>
74. Singh, A.K., Jiang, X.J., Yang, B., Wu, J., Rai, A., Chen, C., & Singh, N., 2020. Biological indicators affected by land use change, soil resource availability and seasonality in dry tropics. *Ecological Indicators*, 115, 106369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106369>
75. Singh, A.K., Rai, A., Banyal, R., Chauhan, P.S., & Singh, N., 2018. Plant community regulates soil multifunctionality in a tropical dry forest. *Ecological Indicators*, 95, 953-963. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.013>
76. Singh, S., Singh, J., & Vig, A.P., 2016. Effect of abiotic factors on the distribution of earthworms in different land use patterns. *The Journal of Basic & Applied Zoology*, 74, 41-50.
77. Smith, P., Keesstra, S.D., Silver, W.L., & Adhya, T.K., 2021. The role of soils in delivering Nature's Contributions to People. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834), 20200169. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0169>
78. Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., & Maron, P.A., 2014. Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. *Environmental Microbiology Reports*, 6(2), 173-183. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12124>
79. Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M., 2018. Frequency and diversity of worms in topsoil of degraded and reclaimed forest habitats of the Caspian region. *Iranian Journal of Forest*, 10(3), 293-306. (in Persian)
80. Teixeira, H.M., Cardoso, I.M., Bianchi, F.J., da Cruz Silva, A., Jamme, D., & Peña-Claros, M., 2020. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 457, 117696. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117696>

81. Tiwari, N., Lone, A.R., Thakur, S.S., Sokefun, O.B., & Yadav, S., 2022. Earthworms: A Contrivance to Ameliorate Water Infiltration Rates and Water Holding Capacity in Agroecosystem.
82. Topa, D., Cara, I.G., & Jităreanu, G., 2021. Long term impact of different tillage systems on carbon pools and stocks, soil bulk density, aggregation and nutrients: A field meta-analysis. *Catena*, 199, 105102. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105102>
83. Van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Bever, J.D., Bezemer, T.M., Casper, B.B., Fukami, T., & Wardle, D.A., 2013. Plant–soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology*, 101(2), 265-276. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12054>
84. Van Miegroet, H., Boettinger, J.L., Baker, M.A., Nielsen, J., Evans, D., & Stum, A., 2005. Soil carbon distribution and quality in a montane rangeland-forest mosaic in northern Utah. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3), 284-299. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.030>
85. Wang, W.J., & Dalal, R.C., 2006. Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage, nitrogen fertilisation and stubble management practices. *Soil and Tillage Research*, 91(1–2), 68–74. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.11.005>
86. Wenxiang, H., Xin, J., & Yongrong, B., 2002. Study on soil enzyme activity effected by dimehyo. *Xibei Nonglin Keji Daxue Xuebao (China)*.
87. Wollum, A.G., 1982. Cultural methods for soil microorganisms. In: *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 9, pp.781-802.
88. Wu, J., Wang, H., Li, G., Ma, W., Wu, J., Gong, Y., & Xu, G., 2020. Vegetation degradation impacts soil nutrients and enzyme activities in wet meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. *Scientific Reports*, 10: 21271. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78216-5>
89. Xue, B., Huang, L., Huang, Y., Yin, Z., Li, X., & Lu, J., 2019. Effects of organic carbon and iron oxides on soil aggregate stability under different tillage systems in a rice–rape cropping system. *Catena*, 177, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.007>
90. Yao, Y., Shao, M., Fu, X., Wang, X., & Wei, X., 2019. Effects of shrubs on soil nutrients and enzymatic activities over a 0–100 cm soil profile in the desert-loess transition zone. *Catena*, 174, 362-370. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.007>
91. Yeates, G.W., Ferris, H., Moens, T., & Putten, W.V.D., 2009. The role of nematodes in ecosystems.
92. Zancan, S., Trevisan, R., & Paoletti, M.G., 2006. Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.004>
93. Zeng, D.H., Hu, Y.L., Chang, S.X., & Fan, Z.P., 2009. Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. *Plant and Soil*, 317, 121-133. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9790-1>
94. Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., & Zhang, R., 2021. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta- analysis of field studies. *GCB Bioenergy*, 13(12), 1859–1873. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12836>
95. Zhao, J., Wang, X., Shao, Y., Xu, G., & Fu, S., 2011. Effects of vegetation removal on soil properties and decomposer organisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(5), 954-960. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.018>