Journal of Rangeland

Print ISSN: 2008-0891

Online ISSN: 2676-5039

Assessment of the Impact of Vegetation Cover Degradation on the Chemical Composition of Roots and Soil Enzymatic Activities in the Summering Region of Nichkooh, Nowshahr County

Atefeh Shahpiri[1], Yahya Kooch[2*], Seyed Mohammad Hojjati[3]

[1.] PhD. Student in Rangeland Science, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran.

[2.] Corresponding Author; Associate Prof., Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. E-mail: yahya.kooch@modares.ac.ir

[3.] Prof., Department of Forest Science and Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.

Article Info

Article type:
Research Full Paper

2025; Vol 19, Issue 3

Article history:
Received: 04.01.2025
Revised: 01.07.2025
Accepted: 08.07.2025

Keywords:
Woody vegetation,
coarse roots,
fine roots,
soil quality,
mountainous region.

Abstract

Introduction and Objective: Vegetation degradation and land-use changes can profoundly affect soil properties. In recent years, human activities have accelerated the degradation of many ecosystems, leading to reduced or even complete loss of vegetation cover. Soil fulfills multiple ecological functions, and root traits together with soil enzyme activities serve as key indicators of these functions. Accordingly, this study aims to examine the effects of forest and rangeland cover on root and soil biological characteristics in a semi-arid mountainous region characterized by sensitive and fragile habitats.

Methodology: The study assessed the impacts of different levels of vegetation cover degradation: severe (0–10% cover), moderate (30–40%), and light (60–70%), compared with undisturbed sites serving as controls (90–100% cover). Research was conducted in the Nichkooh summer rangelands, located in the Kojur district of Nowshahr city. Three one-hectare plots (100 m × 100 m) were established in each habitat type. Within each plot, five soil samples were collected from a depth of 0–30 cm to evaluate root traits. For enzyme activity, samples were taken from depths of 0–10, 10–20, and 20–30 cm within 30 cm × 30 cm quadrats. In total, 15 samples per habitat and 45 samples overall were analyzed in the laboratory. Analysis of variance (ANOVA) was applied to test for significant differences in soil characteristics across cover types, and Duncan's multiple range test was used for mean comparisons.

Results: The findings revealed significant effects of land cover type on root traits and enzyme activities. Biomass and associated nutrient concentrations—including carbon, nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, and magnesium—in both fine and coarse roots declined markedly across degraded habitats. This reduction was most pronounced in the surface soil layer, the zone most active in root growth and nutrient cycling. Furthermore, in habitats dominated by *Carpinus orientalis* Miller – *Quercus macranthera* Fisch & C.A. Mey and *Crataegus melanocarpa* M.B. – *Crataegus microphylla* C. Koch – *Berberis integerrima* Bunge, the activities of key soil enzymes (urease, acid phosphatase, arylsulfatase, and invertase) decreased with

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

increasing degradation intensity. Enzyme activity was highest in the topsoil across all habitats. Overall, severe and moderate degradation levels differed significantly from light degradation and undisturbed conditions.

Conclusion: The results demonstrate that even light vegetation degradation can reduce soil quality and health, underscoring the critical importance of conserving vegetation and preventing its decline. Restoration efforts should prioritize the use of native plant species adapted to local climatic and edaphic conditions, as these species can rebuild soil structure, enhance nutrient availability, and support ecosystem resilience. Protecting sensitive habitats from human-induced degradation is equally vital. Notably, areas with light to moderate degradation, due to their restoration potential and similarity to undisturbed sites, represent promising targets for rehabilitation through the reintroduction of native vegetation.

Cite this article: Shahpiri, A., Y. Kooch, S.M. Hojjati, 2025. Assessment of the impact of vegetation cover degradation on the chemical composition of roots and soil enzymatic activities in the summering region of Nichkooh, Nowshahr County. Journal of Rangeland, 19(3): 298-315.

© The Author(s).
DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0
Publisher: Iranian Society for Range Management

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

مـــرتـــع

شاپا چاپی: ۰۸۹۱-۲۰۰۸

شاپا الکترونیکی: ۵۰۳۹-۲۶۷۶

ارزیابی تأثیر تخریب پوشش گیاهی بر ترکیب شیمیایی ریشه‌ها و فعالیت‌های آنزیمی خاک در منطقه ییلاقی نیچکوه شهرستان نوشهر

عاطفه شه‌پیری[۱]، یحیی کوچ[*۲]، سید محمد حجتی[۳]

۱. دانشجوی دکتری علوم مرتع، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

۲. نویسنده مسئول، دانشیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران. رایانامه: yahya.kooch@modares.ac.ir

۳. استاد گروه علوم و مهندسی جنگل، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله کامل – پژوهشی

۱۴۰۴؛ جلد ۱۹، شماره ۳

تاریخ دریافت ۱۴۰۳/۱۰/۱۵
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۴/۰۴/۱۰
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۴/۱۷

واژه‌های کلیدی:
پوشش گیاهی چوبی،
درشت ریشه،
ریز ریشه،
کیفیت خاک،
منطقه کوهستانی.

چکیده

سابقه و هدف: تخریب پوشش گیاهی و تغییر کاربری اراضی می‌تواند به طور قابل توجهی بر ویژگی‌های خاک تأثیر بگذارد. در سال‌های اخیر، فعالیت‌های انسانی منجر به تخریب بسیاری از این مناطق شده است. پوشش گیاهی این مناطق کاهش یافته یا به طور کامل از بین رفته است. خاک وظایف مختلفی را انجام می‌دهد و ویژگی‌های ریشه‌ها و فعالیت‌های آنزیمی در خاک به‌عنوان شاخص‌های تأثیرگذار بر این عملکردها عمل می‌کند. در نتیجه، این مطالعه با هدف بررسی اثرات پوشش جنگلی و مرتعی بر ویژگی‌های بیولوژیکی ریشه و خاک در یک منطقه نیمه‌خشک کوهستانی (که دارای رویشگاه‌هایی با شرایط حساس و شکننده است) است.

مواد و روش: این مطالعه با هدف بررسی تأثیر شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی از سنگین (۱۰-۰ درصد پوشش)، متوسط (۳۰-۴۰ درصد پوشش) و سبک (۷۰-۶۰ درصد پوشش) در مقایسه با رویشگاه‌های دست نخورده (شاهد) با پوشش ۹۰ تا ۱۰۰ درصد در منطقه ییلاقی نیچکوه در منطقه کجور شهرستان نوشهر انجام شد. سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ × ۱۰۰ متر) در هر یک از رویشگاه‌ها بررسی شد. در این راستا، در داخل هر یک از قطعات، پنج نمونه خاک به‌منظور ارزیابی وضعیت ریشه‌ها از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. همچنین برای اندازه‌گیری فعالیت‌های آنزیمی، نمونه‌برداری از عمق‌های ۱۰—۰، ۲۰—۱۰، و ۳۰—۲۰ سانتی‌متر و در سطحی به ابعاد ۳۰ × ۳۰ سانتی‌متر انجام گرفت. به طور کلی ۱۵ نمونه از هر شدت تخریب در هر رویشگاه و در مجموع ۴۵ نمونه خاک به آزمایشگاه منتقل شد. از آزمون آنالیز واریانس برای بررسی وجود یا عدم وجود مقادیر معنی‌دار خصوصیات مختلف خاک در رابطه با انواع مختلف پوشش‌های مورد مطالعه استفاده شد. همچنین از آزمون دانکن برای مقایسه چندگانه میانگین‌ها استفاده شد.

نتایج: نتایج حاکی از تأثیر معنی‌دار پوشش‌های مختلف زمین بر ویژگی‌های ریشه و فعالیت آنزیمی بود. به ویژه زیتوده و ویژگی‌های آن شامل کربن، نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در درشت و ریز ریشه‌ها در رویشگاه‌های مورد مطالعه کاهش معنی‌داری یافت. این کاهش به ویژه در لایه سطحی خاک که فعال‌ترین لایه برای رشد ریشه و چرخه مواد مغذی است مشهود بود. علاوه بر این، در زیستگاه‌ها *Carpinus orientalis Miller.* - *Quercus macranthera Fisch & C.A. Mey* و *Crataegus melanocarpa M.B. and Crataegus microphylla C. Koch.* - *Berberis integerrima Bunge.*، فعالیت آنزیم‌های کلیدی خاک مانند اوره آز، اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز نیز با افزایش شدت تخریب کاهش یافت. بیشترین میزان این آنزیم‌ها در

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

خاک سطحی رویشگاه‌های مورد مطالعه مشاهده شد. نتایج نشان داد که شدت تخریب سنگین و متوسط در مقایسه با شدت تخریب سبک و بدون تخریب به وضوح متفاوت است.

نتیجه‌گیری: این یافته‌ها نشان می‌دهد که هر گونه تخریب پوشش گیاهی، حتی در صورت تخریب سبک، می‌تواند منجر به کاهش کیفیت و سلامت خاک شود. این امر اهمیت حفظ پوشش گیاهی و جلوگیری از تخریب آن را برجسته می‌کند. برای احیای پوشش گیاهی تخریب شده، انتخاب و کاشت گونه‌های بومی که با شرایط آب و هوایی و خاک منطقه سازگاری داشته باشند، ضروری است. این گیاهان بومی می‌توانند به بازسازی ساختار خاک، افزایش در دسترس بودن مواد مغذی و حمایت از سلامت کلی اکوسیستم کمک کنند. همچنین شناسایی و حفاظت از مناطق حساس و مهم برای جلوگیری از تخریب فعالیت‌های انسانی مهم است. از سوی دیگر، رویشگاه‌هایی با میزان تخریب سبک و متوسط، به‌دلیل قابلیت احیا و عدم وجود تفاوت قابل توجه با مناطق بدون تخریب، می‌توانند با انتخاب و کاشت گونه‌های گیاهی بومی و سازگار با اقلیم و شرایط خاک این مناطق به احیای پوشش گیاهی تخریب‌شده کمک کنند.

استناد: شه‌پیری، ع.، ی. کوچ، س.م. حجتی، ۲۰۲۵. ارزیابی تأثیر تخریب پوشش گیاهی بر ترکیب شیمیایی ریشه‌ها و فعالیت‌های آنزیمی خاک در منطقه ییلاقی نیچکوه شهرستان نوشهر. مرتع، ۱۹(۲): ۲۹۸-۳۱۵.

DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0

ناشر: انجمن علمی مرتعداری ایران

© نویسندگان

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

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. تخریب زیستگاه یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی در عصر حاضر است که اثرات برجسته‌ای بر تنوع زیستی و عملکرد اکوسیستم‌ها دارد (۱۸). استفاده‌های بی‌رویه و نادرست از منابع موجود باعث تخریب رویشگاه‌های طبیعی به شکل جنگل‌زدایی در اکثر نقاط ایران و جهان شده است (۲۲). تخریب پوشش گیاهی یک پدیده پیچیده است که باروری خاک را به‌ویژه در مناطق خشک کاهش داده و گاهی منجر به بیابان‌زایی محلی می‌شود (۴۴). در واقع تخریب اراضی باعث کاهش جنبه‌های مختلف منابع طبیعی شامل تخریب خاک، پوشش گیاهی و آب شده و همچنین تأثیر منفی بر فرایندهای بیوفیزیکی و اقتصادی- اجتماعی دارد که جامعه آن‌ها را در مقیاس‌های مختلف زمانی و مکانی به‌عنوان اجزای مهم تعریف کرده است (۲۰). پوشش گیاهی مناطق کوهستانی و نیمه‌خشک تحت تأثیر فشار عوامل مختلف تخریبی و شیوه‌های نادرست مدیریتی می‌باشند (۲). تخریب پوشش گیاهی، کاهش مواد آلی ورودی و همچنین زوال و نابودی خاک، که خود بستر فعالیت‌های زیستی و چرخه عناصر می‌باشد، را به دنبال دارد (۵۴ و ۶۶). در واقع مواد آلی بستر رویشگاه، به‌عنوان منبع و ذخیره عناصر غذایی محسوب می‌شوند که میزان ریزش و نرخ تجزیه آن‌ها تنظیم کننده جریان انرژی و تولید اولیه در رویشگاه‌های طبیعی است (۱۶). به بیانی دیگر تخریب زمین یک فرآیند محیطی است که با کاهش ظرفیت تولیدی خاک در نتیجه فرسایش خاک و یا هر گونه تغییر دیگر در خصوصیات هیدرولوژیکی، بیولوژیکی، فیزیکی و شیمیایی خاک همراه است (۳۳ و ۶۵). بطورکلی، ویژگی‌های بیولوژیکی و آنزیمی خاک، همراه با سایر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، به‌عنوان شاخص‌های معتبر برای ارزیابی کیفیت و سلامت خاک در اکوسیستم‌های طبیعی قابل توجه تلقی می‌شوند (۵ و ۱۶).

تخریب‌ها علاوه بر اینکه بر خاک رویشگاه‌ها تأثیر می‌گذارند، کمیت و کیفیت ریشه‌های موجود در خاک را نیز دگرگون می‌کنند. ریشه‌های گیاهان نقش بسیار مهمی در حفظ و بهبود کیفیت خاک دارند (۲۵). ساختار آن‌ها باعث جلوگیری از فرسایش، افزایش چسبندگی خاک، بهبود نفوذپذیری آب و هوا و همچنین ریشه‌ها با گسترش در خاک، سطح تماس بیشتری با مواد مغذی دارند و می‌توانند این مواد را به طور موثرتری جذب کنند (۹ و ۱۲). با تخریب پوشش گیاهی، زیتوده ریشه‌ها کاهش می‌یابد. این امر به‌دلیل کاهش رشد و توسعه ریشه‌ها به علت کمبود منابع آب و مواد مغذی است (۶۰). سیستم ریشه‌ای گیاهان شامل ریزریشه‌ها (با قطر کمتر از ۲ میلی‌متر) و درشت ریشه‌ها (با قطر بیش از ۲ میلی‌متر) است، بخش قابل توجهی از اجزای زیرزمینی خاک در اکوسیستم‌های طبیعی را تشکیل می‌دهند. ریزریشه‌ها نقش مهمی در جریان کربن و چرخه عناصر غذایی خاک دارند (۱۶)، بنابراین بر میزان تولید و میزان بازگشت آن‌ها به طور مستقیم بر چرخه بیوژئوشیمیایی مواد در محیط‌های مختلف تأثیر می‌گذارد و به‌عنوان منبع غالب کربن آلی زیرزمینی، آن‌ها به طور قابل توجهی بر مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک تأثیر می‌گذارند (۶۶). علاوه بر این، پوشش گیاهی جذب آب و مواد مغذی از خاک را از طریق ریزریشه‌ها تسهیل می‌کند (۴). ارزیابی ویژگی‌های ریزریشه‌ها، با توجه به طول عمر زودگذر و حساسیت آن‌ها به نوسانات محیطی، در تشخیص وضعیت چرخه مواد مغذی بسیار مهم است (۹). ابعاد بزرگتر و نقش ساختاری درشت‌ریشه‌ها به پایداری بخش‌های روزمینی گیاهان کمک می‌کند (۱۳). در حالی که میزان بازگشت درشت‌ریشه‌ها به خاک با سرعت کندتری نسبت به ریزریشه‌ها رخ می‌دهد، اما آن‌ها در اجرای عملکردهای مختلف اکولوژیکی بسیار مؤثر هستند (۱۹ و ۵۱).

در سال‌های اخیر، به‌دلیل پاسخ سریع آنزیم‌ها به تغییرات در شیوه‌های مدیریت زمین، این مشخصه‌ها به‌عنوان شاخص‌های بالقوه کیفیت خاک شناخته شده‌اند (۳۸). نوع پوشش گیاهی، تراکم و تخریب می‌تواند اثرات برجسته‌ای بر فعالیت‌های آنزیمی موجود در خاک داشته باشد (۶۸). آنزیم‌های خاک که توسط جمعیت‌های میکروبی سنتز می‌شوند، در فرآیندهای بیوشیمیایی مرتبط با مواد آلی، تجزیه ذرات گیاهی و چرخه مواد مغذی نقش کلیدی ایفا می‌کنند (۴۶). تخریب پوشش‌های گیاهی می‌تواند

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

اثرات زیادی بر فعالیت آنزیم‌های خاک داشته باشد که بسته به شدت تخریب، این اثرات می‌توانند متفاوت باشند (۴ و ۳۵). در پوشش‌های جنگلی و مرتعی، تخریب شدید می‌تواند منجر به کاهش شدید تراکم ریشه‌ها و کاهش توانایی آن‌ها در جذب آب و مواد مغذی شود. این امر به‌دلیل کاهش سطح تماس ریشه‌ها با خاک و افزایش فرسایش خاک است. همچنین در این رویشگاه‌ها، تخریب می‌تواند فعالیت آنزیم‌های خاک و تنوع میکروبی را تحت تاثیر قرار دهد (۳۰). آنزیم اوره‌آز برای معدنی شدن نیتروژن از ترکیبات آلی بسیار مهم است و تخریب پوشش گیاهی باعث کاهش مواد آلی و جمعیت میکروبی در خاک می‌شود که هر دو عامل منجر به اثرپذیری فعالیت این آنزیم می‌گردد (۴۸ و ۶۱). آنزیم اسید فسفاتاز، هیدرولیز یون‌های استر فسفات را تسهیل می‌کند و در نتیجه فسفات را در خاک آزاد می‌کند که ممکن است متعاقباً توسط میکروارگانیسم‌ها جذب شود (۴۲). در نتیجه،آنزیم قابل توجهی در چرخه فسفر خاک است، تخریب شدید در پوشش‌های چوبی باعث کاهش مواد آلی و معدنی در خاک می‌شود که منابع اصلی فسفر برای فعالیت اسید فسفاتاز هستند، که بر فعالیت این آنزیم تأثیرگذار است (۴۲). آنزیم آریل سولفاتاز برای تجزیه و معدنی شدن مواد آلی در خاک ضروری است. با تخریب پوشش گیاهی در شدت‌های مختلف در پوشش‌های چوبی و علفی، باعث کاهش مواد آلی و تنوع میکروبی در خاک می‌شود که فعالیت آریل سولفاتاز را تحت تاثیر قرار می‌هد (۶۸). از بین رفتن پوشش گیاهی منجر به خشک شدن خاک و کاهش رطوبت آن می‌شود که در نهایت باعث تغییر فعالیت آنزیم اینورتاز در شدت‌های مختلف تخریب می‌گردد (۴۲). بطورکلی، تخریب پوشش گیاهی در رویشگاه‌های مختلف می‌تواند به طور مستقیم و غیرمستقیم بر فعالیت آنزیم‌های خاک تأثیر بگذارد و در نتیجه کیفیت خاک را تغییر می‌دهد.

رویشگاه‌های کوهستانی، با توجه به شرایط اقلیمی که دارند، جزء مناطق بسیار حساس محسوب می‌شوند و عموماً در مقایسه با ارتفاعات پایین‌دست از تنوع گیاهی کمتری برخوردار می‌باشند (۶۳). متأسفانه در سالیان گذشته، به علت تعرض‌های انسانی، بخش‌هایی از این مناطق تخریب شده و اکنون در بعضی سطوح یا فاقد پوشش گیاهی می‌باشند و یا اینکه از پوشش گیاهی بسیار کمی برخوردارند. پوشش‌های گیاهی غالب مناطق کوهستانی از جمله، لور، اوری، ولیک و زرشک به‌دلیل تنوع گونه‌ای و اهمیت اکولوژیکی خود، نقش حیاتی در حفظ تعادل محیط زیستی مناطق کوهستانی ایفا می‌کنند (۲۵). اگرچه پژوهش‌هایی با تاکید بر تخریب پوشش گیاهی صورت گرفته است اما اکثر این بررسی‌ها بیشتر بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تاکید داشته‌اند (۱۸ و ۲۴). در حالی که شاخص‌های زیستی، مشخصه‌های ریشه و فعالیت‌های آنزیمی (یکی از شاخص‌های حساس نسبت به تغییر و تخریب رویشگاه‌ها هستند. علاوه بر این، اندازه‌گیری این مشخصه‌ها به‌دلیل پیچیدگی و تنوع بالای آن‌ها دشوار است)، کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. از این رو، در تحقیق حاضر تلاش شد، پارامترهای ریشه و آنزیمی مورد بررسی قرار گیرد. بر همین اساس در این پژوهش به بررسی شدت تخریب (بدون تخریب، تخریب سبک، تخریب متوسط و تخریب زیاد) در دو رویشگاه، لور-اوری و ولیک-زرشک پرداخته شد. بررسی شدت تخریب در این مناطق نه تنها به درک بهتر وضعیت فعلی کمک می‌کند، بلکه می‌تواند راهنمای ارزشمندی برای اقدامات حفاظتی آینده باشد، تا در نهایت رابطه منطقی بین عملکرد خاک و تراکم پوشش‌های گیاهی مورد بررسی حاصل گردد.

مواد و روش‌ها

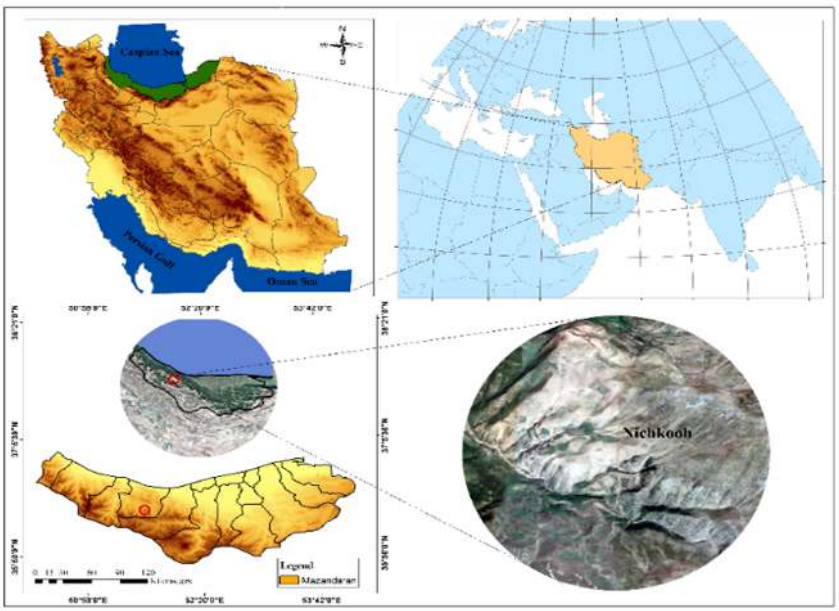
منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد بررسی در منطقه ییلاقی نیچکوه از توابع بخش کجور در شهرستان نوشهر قرار گرفته است (شکل ۱). منطقه مورد مطالعه دارای اقلیم کوهستانی نیمه‌خشک می‌باشد و متوسط ارتفاع آن از سطح دریا ۱۶۰۰ متر بوده، میزان بارندگی متوسط سالیانه آن ۳۷۰ میلی‌متر و پتانسیل تبخیر سالیانه آن برابر با ۱۳۰۰ میلی‌متر است. حداقل دما ۵ درجه سانتی‌گراد در بهمن‌ماه و حداکثر دما ۲۲ درجه سانتی‌گراد در مرداد ماه می‌باشد. سطح منطقه غالباً توسط دو تیپ پوشش گیاهی لور (*Carpinus orientalis* Miller.) – اوری (*Quercus macranthera* Fisch & C.A.Mey) و ولیک (*Crataegus melanocarpa* M. B. and *Crataegus microphylla* C. Koch.) - زرشک

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

(*Berberis integerrima* Bunge.) پوشیده شده است. در بخشی از سطوح، به‌دلیل تخریب‌های انسانی که تقریبا ۳۰ سال پیش رخ داده، تراکم‌های متفاوتی از این تیپ‌های پوششی در منطقه مشاهده می‌شود. مناطقی با شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی (۵، ۲۸ و ۳۵) و یک عرصه فاقد تخریب (در هر یک از تیپ‌های پوشش گیاهی فوق-الذکر)، با مشخصات ذیل، جهت انجام پژوهش حاضر انتخاب شد: ۱. رویشگاهی با پوشش بین ۹۰ تا ۱۰۰ درصد (بدون تخریب، به‌عنوان رویشگاه شاهد)، ۲. رویشگاهی با پوشش بین ۶۰ تا ۷۰ درصد (شدت تخریب سبک)، ۳. رویشگاهی با پوشش بین ۳۰ تا ۴۰ درصد (شدت تخریب متوسط)، ۴. رویشگاهی با پوشش بین ۰ تا ۱۰ درصد (شدت تخریب شدید).



شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان مازندران، شمال ایران

روش جمع‌آوری داده‌ها

در این مطالعه، بخش‌هایی از این رویشگاه‌ها انتخاب شد که به صورت پیوسته با هم بوده و حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا، حداقل تغییر درصد و جهت شیب، در آن‌ها مشاهده شد. همچنین متذکر می‌شود، بخش‌هایی که به‌عنوان سطوح تخریب‌یافته در این پژوهش در نظر گرفته شد در سالیان گذشته دارای تراکم پوشش گیاهی بالای ۹۰ درصد بوده‌اند و به‌دلیل تخریب‌های انسانی امروزه به‌عنوان سطوحی با شدت‌های مختلف تخریب قابل مشاهده می‌باشند (پیرو گزارش کارشناسان مجرب اداره منابع طبیعی کجور). در راستای اهداف این تحقیق، سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ متر × ۱۰۰ متر) در هر یک از رویشگاه‌های فوق‌الذکر مدنظر قرار گرفت. در همین راستا، در داخل هر یک از این قطعات، تعداد ۵ نمونه خاک، برای ارزیابی وضعیت ریشه‌ها، نمونه برداری خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر و برای فعالیت‌های آنزیمی با توجه به اینکه ممکن است تغییراتی ایجاد شود، نمونه‌ها از عمق‌های ۱۰-۰، ۲۰-۱۰ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متری و در یک سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر برداشت شد. بطور کلی از هر شدت تخریب در هر رویشگاه، ۱۵ نمونه (در ۳ عمق) و در مجموع ۴۵ نمونه خاک به آزمایشگاه انتقال داده شد (۲۶). نمونه‌برداری از لایه معدنی خاک در فصل تابستان (مردادماه) انجام شد. درشت‌ریشه‌ها و ریزریشه‌ها از نمونه‌ها جداسازی و با استفاده از الک ۲ میلی‌متری شستشو داده شدند. سپس این نمونه‌ها در آون و در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت زمان ۲۴ ساعت خشک شدند (۴۰). در نهایت پس از توزین نمونه‌های

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

خشک شده، برای تجزیه و تحلیل غلظت های C و N از ریشه‌های ریز و درشت استفاده شد. برای اندازه‌گیری غلظت کربن از روش Walkley and Black و برای تعیین غلظت نیتروژن از روش Kjeldahl استفاده شد (۴۳). نمونه‌های ریشه در H_2SO_4 هضم شدند و برای محتویات فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم با استفاده از Thermal-Jarrell-Ash ICP آنالیز شدند (۴۱).

به‌منظور سنجش فعالیت آنزیم‌ها، نمونه‌های خاک در یک بستر کافی و در شرایط استاندارد انکوباسیون شدند، سپس بر اساس تعیین رنگ‌سنجی محصول آزاد شده از آنزیم نرخ فعالیت آنزیم طبق روش‌های استاندارد ارائه شده (۳) تعیین شدند. نرخ فعالیت آنزیم اوره‌آز با استفاده از ۲۰۰ میلی‌مول اوره به‌عنوان سوبسترا تحت شرایط استاندارد (۲ ساعت در ۲۷ درجه سانتی‌گراد) تعیین شد. فعالیت آنزیم فسفاتاز با استفاده از ۱۵ میلی‌مولار پارانیتروفنل فسفات به‌عنوان سوبسترا و انکوباسیون شده در شرایط pH=۱۱ و در مدت زمان یک ساعت و در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری شد. نرخ فعالیت آنزیم آریل‌سولفاتاز پس از انکوباسیون خاک در پارانیتروفنل سولفات به‌مدت ۱ ساعت در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد و اندازه‌گیری مقدار پارانیتروفنل آزاد شده در طول هیدرولیز آنزیمی توسط اسپکتروفتومتری مدل UV ۷۵۰۰ در طول موج ۴۲۰ نانومتر، اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری فعالیت آنزیم اینورتاز از محلول گلوکز ۱/۲ درصد به‌عنوان سوبسترا با دوره انکوباسیون ۳ ساعت در ۵۰ درجه سانتی‌گراد استفاده شد (۳).

تجزیه و تحلیل آماری

داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار اکسل به‌عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. سپس به منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آن‌ها با آزمون کولموگروف‌اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون، تست گردید. به منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های ریشه در ارتباط با شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی و فعالیت‌های آنزیمی در ارتباط با شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی و عمق‌های خاک از آزمون تجزیه واریانس استفاده شد. آزمون دانکن نیز به منظور مقایسه چندگانه میانگین به‌کار گرفته شد. کلیه تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم افزار $SPSS_{ver.20}$ انجام پذیرفت.

نتایج

مشخصه‌های ریشه

نتایج تجزیه واریانس نشان‌دهنده تفاوت آماری معنی‌دار اکثر ویژگی‌های مشخصه‌های ریشه در بین رویشگاه‌های مورد بررسی است (جدول ۱). نتایج به‌دست آمده نشان داد که بیشترین مقادیر زی‌توده ریزریشه و درشت‌ریشه‌های خاک به رویشگاه‌های بدون تخریب لور- اوری و ولیک - زرشک (به‌ترتیب، ۸۰۴/۸۳، ۶۰۲/۴۵، ۸۹۸/۷۳ و ۶۹۳/۷۳ کیلوگرم در هکتار)، تعلق داشت (شکل ۲ الف). میانگین محتوی کربن در ریشه‌های خاک تفاوت آماری معنی‌داری در پوشش گیاهی و شدت‌های مختلف تخریب نشان نداد (۰/۳۹۲، ۰/۹۹۶)، در حالی که بیشترین مقادیر محتوی کربن در ریزریشه‌های رویشگاه‌های بدون تخریب (۲۶ /۴۰ و ۳۲/۵۹ درصد)، مشاهده شد (شکل ۲ ب). رویشگاه‌های بدون تخریب (به‌ترتیب، ۰/۵۰، ۰/۴۷، ۰/۴۰ و ۰/۳۴ درصد) و همچنین رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم (به‌ترتیب، ۰/۴۵، ۰/۳۶، ۰/۳۶ و ۰/۲۵ درصد)، دارای بالاترین مقادیر محتوی نیتروژن (شکل ۲ ج) و نسبت کربن به نیتروژن در رویشگاه‌های بدون تخریب به‌ترتیب ۸۲/۵۴، ۹۰/۹۶، ۸۴/۸۲ و ۸۳/۰۹ و در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم به‌ترتیب، ۸۹/۶۷، ۸۹/۸۰، ۸۵/۳۸ و ۸۵/۹۸ در ریشه‌ها (ریزریشه و درشت‌ریشه) بود(شکل ۲د). فسفر در رویشگاه‌های بدون تخریب در ریزریشه به‌ترتیب ۲/۵۰ و ۲/۰۲ درصد دارای حداکثر مقادیر بود (شکل ۲ ه). در رویشگاه‌های مورد بررسی بیشترین و کم‌ترین مقادیر پتاسیم ریشه‌ها در رویشگاه‌های بدون تخریب و با شدت تخریب زیاد بود (شکل ۲ و). طبق نتایج بیشترین مقادیر کلسیم با شدت تخریب کم در رویشگاه‌های لور - اوری و ولیک - زرشک به ریزریشه (۰/۸۱ و ۰/۵۰ درصد)، اختصاص داشت اما دارای تفاوت آماری معنی‌داری نبود (شکل ۲ز). بیشترین درصد ریزریشه و درشت‌ریشه منیزیم (به‌ترتیب، ۰/۴۵، ۰/۳۵، ۰/۳۶ و ۰/۲۷) در رویشگاه‌های بدون تخریب و کمترین درصد (به‌ترتیب،۰/۲۱، ۰/۱۷، ۰/۱۸ و ۰/۱۴) به تخریب شدید تعلق داشت (شکل ۲ ح).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

جدول ۱: تجزیه واریانس مشخصه‌های ریشه‌های خاک در شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی.

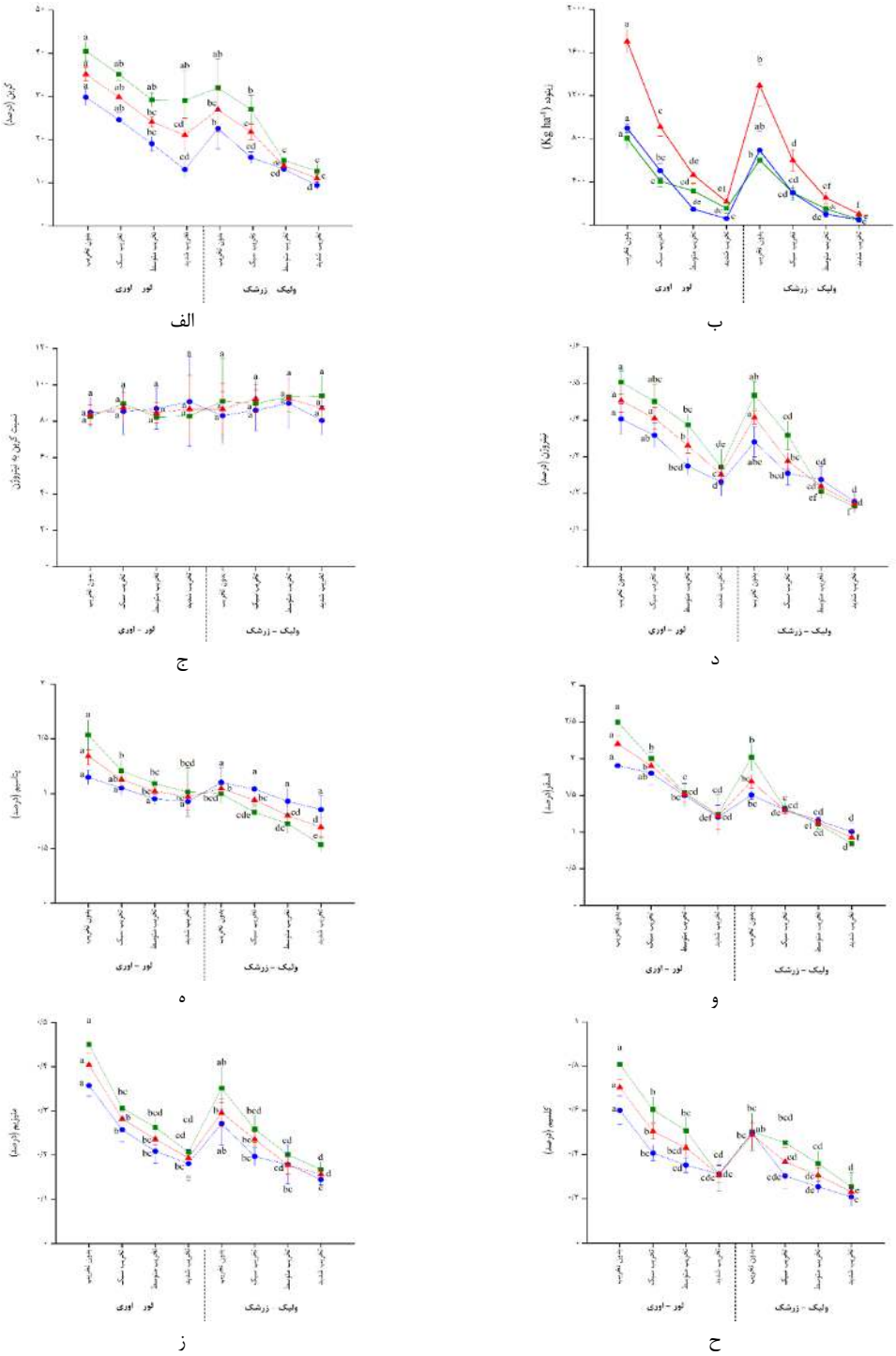
ویژگی ریشه	نوع ریشه	پوشش گیاهی		شدت تخریب		پوشش گیاهی× شدت تخریب	
		مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری
زیتوده	درشت ریشه	۹/۱۱۱	۰/۰۰۳	۹۶/۳۸۴	۰/۰۰۰	۱/۹۳۴	۰/۱۲۴
	ریزریشه	۲۰/۶۷۶	۰/۰۰۰	۵۹/۱۴۷	۰/۰۰۰	۰/۱۷۲	۰/۹۱۵
	کل	۲۶/۳۲۶	۰/۰۰۰	۱۴۱/۳۳۳	۰/۰۰۰	۱/۲۹۵	۰/۲۷۶
کربن	درشت ریشه	۱۹/۱۱۶	۰/۰۰۰	۷/۴۳۰	۰/۰۰۰	۰/۵۷۳	۰/۶۳۴
	ریزریشه	۱۷/۲۰۷	۰/۰۰۰	۲۲/۰۰۷	۰/۰۰۰	۱/۴۳۱	۰/۲۳۸
	میانگین	۰/۷۳۷	۰/۳۹۲	۰/۰۱۹	۰/۹۹۶	۰/۰۸۵	۰/۹۶۸
نیتروژن	درشت ریشه	۲۲/۱۱۸	۰/۰۰۰	۲۴/۸۵۳	۰/۰۰۰	۰/۳۵۴	۰/۷۸۶
	ریزریشه	۲۹/۵۲۹	۰/۰۰۰	۶/۶۵۰	۰/۰۰۰	۰/۲۵۴	۰/۸۵۸
	میانگین	۱۱/۱۰۵	۰/۰۰۱	۱۰/۳۵۴	۰/۰۰۰	۱/۱۲۴	۰/۳۴۳
نسبت کربن به نیتروژن	درشت ریشه	۵/۴۷۱	۰/۰۲۱	۱۲/۱۴۶	۰/۰۰۰	۰/۲۴۷	۰/۸۶۳
	ریزریشه	۱۶/۷۳۴	۰/۰۰۰	۱۶/۵۶۶	۰/۰۰۰	۰/۴۸۰	۰/۶۹۷
	میانگین	۷/۰۲۰	۰/۰۰۹	۸/۶۷۴	۰/۰۰۰	۰/۳۴۲	۰/۷۹۵

ادامه جدول ۱

ویژگی ریشه	نوع ریشه	پوشش گیاهی		شدت تخریب		پوشش گیاهی× شدت تخریب	
		مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری
فسفر	درشت ریشه	۰/۰۴۷	۰/۸۲۹	۰/۰۳۶	۰/۹۹۱	۰/۰۸۸	۰/۹۶۷
	ریزریشه	۱۵/۶۴۷	۰/۰۰۰	۸/۳۵۵	۰/۰۰۰	۰/۴۹۵	۰/۶۸۷
	میانگین	۰/۳۵۰	۰/۶۱۸	۱/۹۷۷	۰/۱۲۱	۰/۰۳۷	۰/۹۹۱
پتاسیم	درشت ریشه	۹/۹۰۵	۰/۰۰۲	۱۵/۳۹۱	۰/۰۰۰	۰/۰۰۲	۱/۰۰۰
	ریزریشه	۵/۶۵۶	۰/۰۱۹	۸/۵۷۰	۰/۰۰۰	۰/۳۲۸	۰/۸۰۵
	میانگین	۲۵/۴۰۴	۰/۰۰۰	۱۳/۹۱۹	۰/۰۰۰	۰/۰۹۶	۰/۹۶۲
کلسیم	درشت ریشه	۲۵/۸۴۶	۰/۰۰۰	۲۹/۱۸۹	۰/۰۰۰	۰/۸۶۰	۰/۴۶۴
	ریزریشه	۰/۳۰۷	۰/۵۸۱	۰/۰۷۸	۰/۹۷۲	۰/۰۴۵	۰/۹۸۷
	میانگین	۳۸/۲۴۳	۰/۰۰۰	۲۶/۴۸۲	۰/۰۰۰	۰/۸۸۵	۰/۴۵۱
منیزیم	درشت ریشه	۲۰/۰۵۹	۰/۰۰۰	۸/۳۳۸	۰/۰۰۰	۰/۲۰۴	۰/۸۹۴
	ریزریشه	۲۰/۷۶۶	۰/۰۰۰	۲۰/۳۲۶	۰/۰۰۰	۰/۸۷۱	۰/۴۵۹
	میانگین	۱۳/۶۷۹	۰/۰۰۰	۲۰/۳۷۶	۰/۰۰۰	۰/۸۶۱	۰/۴۶۴

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]



شکل ۲: میانگین (± اشتباه معیار) مشخصه‌های زیتوده (الف)، کربن (ب)، نیتروژن (ج)، نسبت کربن به نیتروژن (د)، فسفر (ه)، پتاسیم (و)، کلسیم (ز) و منیزیم (ح) ریشه‌های خاک در شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی. حروف‌های انگلیسی بزرگ و کوچک بترتیب بیانگر وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار مشخصه‌ها بین شدت‌های مختلف تخریب پوشش‌های گیاهی و عمق‌های خاک هستند.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

فعالیت‌های آنزیمی خاک

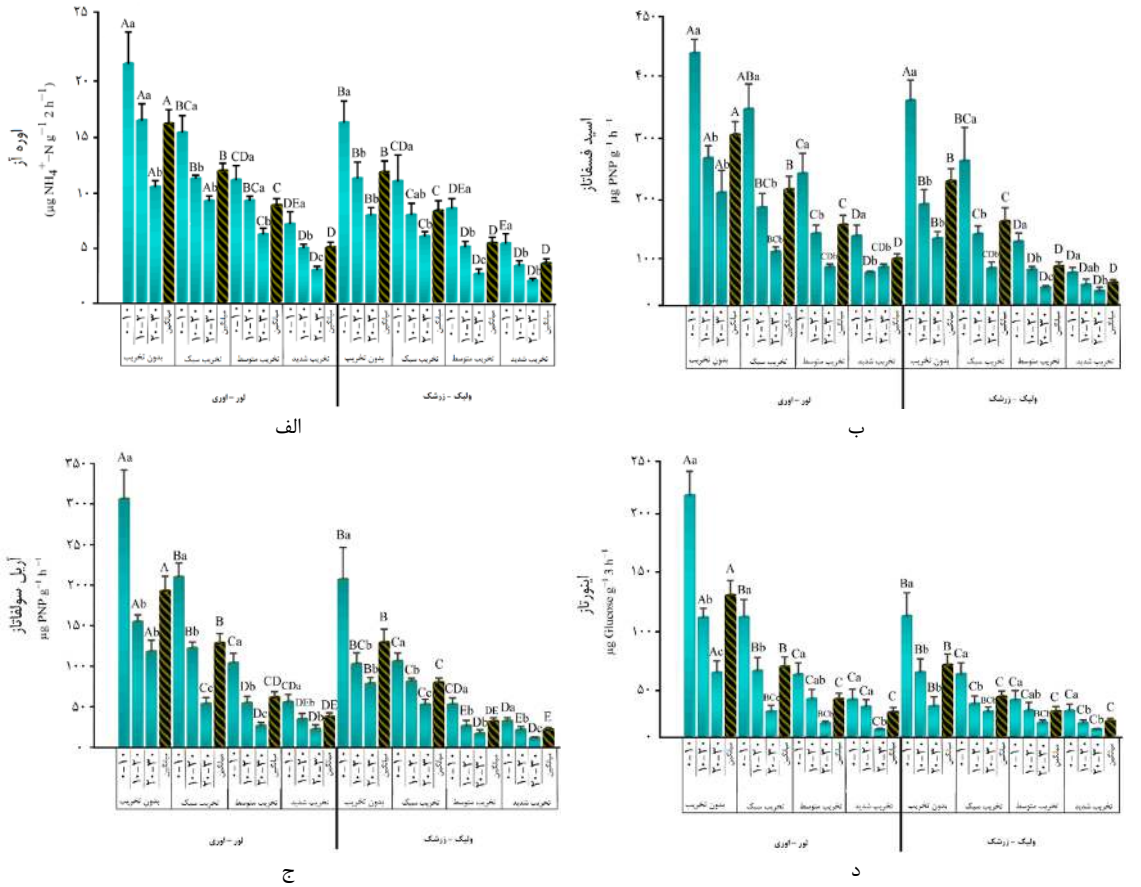
بررسی پارامترهای آنزیمی خاک در رویشگاه‌های لور - اوری و ولیک - زرشک بیانگر آن است که اکثر مشخصه‌های آنزیمی در هر دو پوشش گیاهی بدون تخریب دارای حداکثر مقدار و در تخریب شدید حداقل مقدار می‌باشند. نتایج تجزیه وتحلیل واریانس داده‌ها نشان داد که نوع پوشش گیاهی مورد بررسی از لحاظ آماری تاثیر معنی‌داری بر مقدار مشخصه‌های آنزیمی خاک دارد ($p<0/01$). نتایج بیانگر این است که در رویشگاه‌های لور- اوری و ولیک – زرشک بدون تخریب دارای بیشترین مقادیر و در رویشگاه‌های نام برده با شدت تخریب زیاد دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد (جدول ۲). طبق نتایج بیشترین فعالیت آنزیم اوره‌آز در رویشگاه‌های بدون تخریب، مشاهده شد و با افزایش شدت تخریب فعالیت این آنزیم کاهش یافت. در رویشگاه‌های بدون تخریب لور -اوری و ولیک و زرشک بیشترین فعالیت این آنزیم در عمق‌های ۱۰-۰ سانتی‌متری، به‌ترتیب ۲۱/۱۳ $\mu g\ NH_4^+ –N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$ و ۱۵/۹۱ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متری، به‌ترتیب $\mu g\ NH_4^+ –N\ g^{-}$ $^1\ 2\ h^{-1}$ ۱۶/۰۹ و ۱۰/۹۵ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متری به‌ترتیب، $\mu g\ NH_4^+ –N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$ ۱۰/۲۰ و ۷/۶۸ مشاهده شد. همچنین، در رویشگاه‌های مورد بررسی با شدت تخریب شدید بیشترین فعالیت این آنزیم در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک $\mu g\ NH_4^+ –N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$ ۶/۸۹ و ۵/۱۶ یافت شد (شکل ۳الف). تخریب رویشگاه همچنین باعث کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم اسیدفسفاتاز خاک نیز شد. بر همین اساس بیشترین فعالیت این آنزیم در رویشگاه بدون تخریب لور -اوری و ولیک - زرشک، $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۶۰ /۲۷۱ و ۱۹۷/۱۶و کمترین مقادیر آن در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب شدید، $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۷۲/۸۰ و ۳۴/۰۴ مشاهده شد. بررسی عمق‌های خاک نیز بیانگر وجود بیشترین فعالیت این آنزیم در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری رویشگاه لور - اوری با شدت تخریب (بدون تخریب $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۴۰۲/۳۳، سبک، $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۳۱۲/۶۷، متوسط $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۲۰۹/۴۰ و شدید $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۱۰۸/۹۳) و رویشگاه ولیک - زرشک با شدت تخریب (بدون تخریب $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۳۲۶/۶۰، سبک $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۲۲۹/۴۰، متوسط $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۱۰۰/۲۰ و شدید $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۵۰/۲۰)، می‌باشد (شکل۳ب). افزایش شدت تخریب باعث کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم‌های آریل‌سولفاتاز و اینورتاز خاک شد. عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک در رویشگاه لور – اوری و ولیک - زرشک دارای حداکثر مقادیر آنزیم آریل‌سولفاتاز در بدون تخریب $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۳۰۴/۹۳، ۲۰۵/۸۷ و شدت‌های تخریب سبک $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۲۰۸/۷۳، ۱۰۵/۰۷، متوسط $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۱۰۳/۰۰، ۵۱/۸۷ و شدید $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۵۴/۸۰، ۳۱/۵۳ بود (شکل ۳ج) و همچنین آنزیم اینورتاز در دو رویشگاه مورد تحقیق در بدون تخریب ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 3\ h^{-1}$ ۲۰۳/۵۳، ۱۰۱/۲۰)، تخریب سبک ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 3\ h^{-1}$ ۱۰۰/۴۰، ۵۱/۹۳)، تخریب متوسط ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 3\ h^{-1}$ ۵۱/۶۰، ۳۰) و تخریب شدید ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 3\ h^{-1}$ ۳۰/۴۰، ۲۰/۸۷) دارای بیشترین مقادیر بود (شکل ۳د).

جدول ۲: تجزیه واریانس فعالیت‌های آنزیمی خاک در شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی و عمق خاک.

ویژگی خاک	پوشش گیاهی		شدت تخریب		عمق		پوشش گیاهی× شدت تخریب		پوشش گیاهی × عمق		شدت تخریب× عمق		پوشش گیاهی×شدت تخریب × عمق	
	F مقدار	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	F مقدار	معنی‌داری	F مقدار	معنی‌داری	F مقدار	معنی‌داری
اوره‌آز	۴۷/۱۶	۰/۰۰	۷۸/۶۷	۰/۰۰۰	۵۷/۰۵	۰/۰۰	۱/۷۸	۰/۱۵	۰/۴۶	۰/۶۲	۲/۵۳	۰/۰۲	۰/۳۱	۰/۹۲
اسیدفسفاتاز	۴۳/۴۴	۰/۰۰	۸۱/۶۶	۰/۰۰۰	۹۵/۸۲	۰/۰۰	۰/۸۳	۰/۴۷	۱/۹۲	۰/۱۴	۸/۲۵	۰/۰۰	۰/۳۵	۰/۹۰
آریل سولفاتاز	۵۰/۴۹	۰/۰۰	۱۱۶/۴۶	۰/۰۰۰	۸۵/۷۹	۰/۰۰	۳/۶۰	۰/۰۱۴	۸/۲۷	۰/۰۰	۱۰/۷۱	۰/۰۰	۱/۰۱	۰/۴۱
اینورتاز	۴۴/۵۹	۰/۰۰	۷۱/۸۸	۰/۰۰	۶۹/۳۶	۰/۰۰	۹/۴۵	۰/۰۰	۸/۴۳	۰/۰۰	۱۰/۴۸	۰/۰۰	۱/۴۳	۰/۲۰

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]



شکل ۳: میانگین (± اشتباه معیار) آنزیم‌های اوره‌آز (الف)، اسیدفسفاتاز (ب)، آریل سولفاتاز (ج) و اینورتاز (د)، تحت شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی. حروف‌های انگلیسی بزرگ و کوچک بترتیب بیانگر وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار مشخصه‌ها بین شدت‌های مختلف تخریب پوشش‌های گیاهی و عمق‌های خاک هستند.

بحث و نتیجه‌گیری

مشخصه‌های ریشه

نقش پوشش‌های چوبی و علفی به‌دلیل توانایی آن‌ها در اصلاح خواص خاک در رویشگاه‌های جنگلی و مرتعی به ویژه چرخه مواد مغذی بسیار مهم است (۶). ریشه‌ها ساختارهای زیرزمینی گیاهان هستند که علاوه بر جذب آب و مواد مغذی، نقش مهمی در تثبیت گیاه در خاک و ذخیره انرژی دارند. آن‌ها همچنین با ایجاد شبکه‌ای گسترده در خاک، به تهویه و بهبود ساختار خاک کمک می‌کنند و میکروارگانیسم‌های مفید را حمایت می‌کنند. ریشه درختان به طور قابل توجهی بر بهره‌وری و عملکرد در زیستگاه‌های متفاوت تأثیر می‌گذارد (۹). با توجه به نتایج این پژوهش، زیتوده درشت و ریز ریشه‌ها در بدون تخریب و شدت تخریب سبک بیشتر از شدت تخریب متوسط و شدید بود. ساختار و تراکم پوشش گیاهی رو زمینی می‌تواند زیتوده ریشه‌های موجود در خاک را تحت تأثیر قرار دهد (۲۱ و ۳۹). همچنین، وجود تراکم پوشش گیاهی بیشتر در رویشگاه جنگلی بدون تخریب نسبت به رویشگاه مرتعی، منجر به افزایش زیتوده ریشه در این رویشگاه‌ها می‌شود (۱۶ و ۵۱). زیتوده ریشه در مراحل مختلف می‌تواند مستقیماً تحت تأثیر سن و درصد پوشش گیاهی، تراکم و محتوی مواد مغذی خاک قرار گیرد (۹ و ۱۲). در همین راستا، تراکم و درصد پایین پوشش گیاهی در عرصه‌های تخریب یافته موجب کاهش معنی‌دار زیتوده ریشه‌ها می‌شود (۲۳). بسیاری از پژوهش‌ها به اثرپذیری ریشه‌ها از پارامترهای خاک اشاره داشته‌اند (۱، ۹ و ۶۰). رویشگاه‌های

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

حفاظت شده به واسطه تراکم و درصد بیشتر تاج پوشش گیاهان غالباً دارای لایه آلی ضخیم‌تری در بستر رویشگاه می‌باشند (۲۱ و ۲۷). لایه آلی خاک به واسطه ساختار اسفنجی که دارد مقادیر بیشتری از محتوی رطوبت را در داخل خاک نگه می‌دارد که می‌تواند فاکتور بسیار مهمی برای افزایش زیتوده ریشه‌های گیاهان محسوب شود (۱۶)، زیرا محتوی رطوبتی قابل جذب، موجب سهولت جذب عناصر غذایی توسط بافت‌های زیرزمینی می‌شود (۴۵). کاهش عناصر غذایی در عرصه‌های تخریب یافته می‌تواند اثرات منفی بر زیتوده ریشه‌های خاک داشته باشد (۲۹ و ۴۹). همچنین پژوهش‌های پیشین حاکی از آنست که ارتباط بسیار نزدیکی بین عناصر غذایی ریشه‌ها و همچنین محتوی عناصر غذایی خاک وجود دارد (۹و۱۶). بنابراین، واضح است که تراکم و تنوع گونه‌ای در شدت‌های مختلف تخریب، عوامل تعیین کننده برای مقادیر بیشتر زیتوده ریشه و عناصر غذایی است. خاک‌هایی با حاصلخیزی بالاتر و دارای فعالیت‌های آنزیمی بیشتری هستند، بهترین شرایط را برای تولید ریشه ارائه می‌دهند، زیرا ویژگی‌های خاک بر رشد و نمو ریشه تأثیر می‌گذارد (۱۵و ۶۰). بنابراین، ورودی بیشتر مواد مغذی به خاک توسط بستر می‌تواند باعث افزایش زیتوده‌های ریز و درشت ریشه در خاک‌های پوشش‌های چوبی شود.

عناصر غذایی ریشه (نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم) نیز روند مشابهی را با زیتوده ریشه نشان دادند، یعنی در رویشگاه‌های بدون تخریب نسبت به شدت تخریب شدید دارای مقادیر بیشتری کربن و مواد مغذی ریشه هستند. این یافته ممکن است مربوط به تفاوت در خواص خاک و افزایش در دسترس بودن مواد مغذی خاک به‌دلیل عدم تخریب باشد (۲۹ و ۴۹). از طرفی، کیو و همکاران (۲۰۱۴)، بیان کردند که تخریب رویشگاه و حذف پوشش گیاهی منجربه آبشویی عناصر غذایی شده و همین موضوع منجربه فقیر شدن خاک شده است، مطابقت دارد. همچنین، مطابق با یافته‌های بررسی حاضر، محتوی کربن و عناصر غذایی (نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم) در ریزریشه‌ها بیشتر از درشت‌ریشه‌های خاک بوده است. در همین راستا، پژوهش‌های پیشین نشان داد که درشت‌ریشه‌ها بیشتر نقش نگهداری و استقرار گیاهان در خاک را برعهده دارند در حالی که نقش ریزریشه‌ها بیشتر جذب عناصر غذایی برای رشد گیاهان می‌باشد، به همین دلیل ریزریشه‌های خاک محتوی عناصر غذایی بیشتری می‌باشند (۱۱ و ۳۷)، که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد. از طرفی، تخریب پوشش گیاهی به‌دلیل کاهش فعالیت‌های زیستی و تجزیه مواد آلی باعث کاهش ذخایر کربن و نیتروژن در خاک می‌شود (۵۸). در همین راستا، کاهش فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم با کاهش پوشش گیاهی، میزان عناصر شیمیایی ریشه گیاهان نیز در خاک کاهش می‌یابد که به‌دلیل کاهش جذب این عناصر توسط ریشه‌ها و کاهش تجزیه مواد آلی در خاک است (۲۹ و ۴۹). علاوه بر این، غلظت کربن، نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در ریزریشه‌ها رویشگاه بدون تخریب جنگل و مرتع، بیشتر از درشت ریشه‌ها بود (۸ و ۶۶)، که کاهش عناصر ریشه با قطر را نشان داد.

فعالیت آنزیمی خاک

آنزیم‌های خاک به‌عنوان یک عملکرد بیوشیمیایی مرکزی اکوسیستم خاک اهمیت حیاتی دارند و به‌دلیل نقش برجسته آن‌ها در چرخه غذایی و حساسیت آن‌ها نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی پیشنهاد شده است (۱۷ و ۳۱). مطابق نتایج (۱)، افزایش فعالیت آنزیم‌های خاک منجر به نرخ تجزیه بالاتر در خاک رویشگاه‌ها و آزاد شدن مواد مغذی می‌شود. نتایج نشان داد که فعالیت آنزیمی در رویشگاه جنگل و مرتع بدون تخریب از شدت تخریب زیاد بیشتر بود. با این وجود، همه آنزیم‌ها به‌طور یکسان تحت تأثیر نوع پوشش اراضی قرار نمی‌گیرند (۳۲). این یافته با مطالعات قبلی در مورد اثرات تخریب پوشش گیاهی بر فعالیت‌های آنزیمی خاک، که فعالیت‌های بالاتری را در رویشگاه‌هایی با تخریب کم نشان می‌دهد، مطابقت دارد (۱۴، ۵۲ و ۵۳). علاوه بر این، تخریب پوشش گیاهی، ساختار رویشگاه جنگلی و مرتعی را تغییر می‌دهد و ممکن است به‌عنوان یک روش مدیریت طبیعی عمل کند که فعالیت آنزیم‌های خاک را به‌دلیل مقادیر مختلف و تنوع ورودی‌های مواد آلی از طریق ریزش بستر تغییر می‌دهد. به‌دلیل وجود پوشش چوبی، گونه‌های علفی، سطوح بالاتری از فعالیت آنزیم‌ها در رویشگاه بدون تخریب و شدت تخریب سبک قابل انتظار است، زیرا فعالیت آنزیم‌های خاک با در

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

دسترس بودن عناصر کربن و نیتروژن تعیین می‌شود (۳۵). اندازه‌گیری فعالیت‌های آنزیم خاک به تنهایی احتمالاً برای نشان دادن مکانیسم‌های پاسخ بیوشیمیایی خاک در مورد تغییرات در شرایط تخریب رویشگاه‌ها کافی نیست (۶۴).

آنزیم اوره‌آز، آنزیمی است که در طی فرآیند آن اوره به دی اکسید کربن و آمونیاک هیدرولیز می‌شود (۳۳). آنزیم اوره آز در رویشگاه جنگل و مرتع بدون تخریب مقادیر بالاتری از سایر شدت‌های تخریب داشت. از آنجایی که تخریب پوشش گیاهی می‌تواند بسیاری از مشخصه‌های خاک را تحت تأثیر قرار دهد، لذا فعالیت‌های آنزیمی خاک نیز به دنبال تخریب پوشش گیاهی دستخوش تغییرات شد. مطابق گزارش (۴۷)، حفاظت از پوشش گیاهی منجربه تقویت لایه آلی خاک خواهد شد و همین موضوع می‌تواند در تجمع بیشتر محتوی رطوبت خاک در رویشگاه‌های بدون تخریب اثرگذار باشد. از آنجایی که لایه آلی در مجاورت عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک قرار دارد لذا انتظار می‌رود محتوی رطوبت در لایه بالایی خاک بیشتر بوده و همین موضوع منجربه افزایش فعالیت آنزیم اوره‌آز در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک شد. همچنین در پژوهش انجام شده توسط زالر و پرتزش (۲۰۱۹)، بیان شد که عناصر غذایی خاک از عوامل مؤثر بر میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز در پوشش‌های چوبی می‌باشد (۶۹)، که مطابق با نتایج این تحقیق است. وجود مقادیر بالای عناصر غذایی در خاک رویشگاه بدون تخریب (به استناد بیشتر بودن عناصر غذایی در ریشه‌ها) موجب فراهم شدن امکان فعالیت میکروب‌ها در خاک و همچنین سبب جذب مولکول‌های آنزیم بر سطوح کلوئیدها شده و موجب ادامه فعالیت مولکول‌های آنزیم اوره‌آز بصورت برون سلولی می‌شود و علاوه بر آن فعالیت آنزیمی را نیز افزایش می‌دهد (۳۳ و ۶۲)، که همراستا با نتایج این پژوهش می‌باشد. فعالیت آنزیم اسیدفسفاتاز در رویشگاه لور-اوری و ولیک-زرشک با شدت تخریب شدید کمتر از بدون تخریب بود. در همین راستا، این آنزیم تحت تأثیر میزان شدت نور نسبی کاهش پیدا می‌کند (۵۹). همچنین، انتظار می‌رود با افزایش شدت تخریب پوشش گیاهی در منطقه مورد مطالعه، میزان نور ورودی به درون اکوسیستم بدلیل کاهش پوشش گیاهی و خشک شدن خاک، بیشتر شده است (۷ و ۵۵). احتمال تغییر مقدار رطوبت خشک خاک اثرات منفی بر فعالیت این آنزیم در عرصه‌های تخریب یافته داشته است، که با نتایج پژوهش حاضر، مطابقت دارد. آنزیم آریل سولفاتاز، نوعی از آنزیم است که نقش اساسی در تجزیه ماده آلی و معدنی شدن در خاک‌ها بازی می‌کند و به نوع و تراکم پوشش گیاهی رویشگاه بسیار حساس است (۵۰). طبق پژوهش صورت گرفته توسط لینگ و همکاران (۲۰۱۴)، افزایش میزان رطوبت و حاصلخیزی در خاک رویشگاه‌های حفاظت شده فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز را در این رویشگاه‌ها بالا برده است، که با نتایج این پژوهش که نشان‌دهنده کاهش این آنزیم در رویشگاهای تخریب یافته بود، مطابقت دارد. آنزیم اینورتاز نقش کلیدی در چرخه کربن و نیتروژن ایفا می‌کند که می‌تواند منجر به تبدیل ساکاروز به گلوکز و فروکتوز شود (۵۷). بر همین اساس رابطه بسیار نزدیکی بین مقدار کربن و نیتروژن خاک با فعالیت این آنزیم وجود دارد (۱۰). وجود مقدار کربن و نیتروژن بیشتر در ریشه‌های موجود در خاک (که خود شاخص مناسبی از سطح این عناصر در داخل خاک می‌باشند) رویشگاه‌های بدون تخریب نقش بسیار مؤثری در افزایش فعالیت این آنزیم در داخل خاک داشته است (۵۶)، که همراستا با نتایج این تحقیق می‌باشد.

با توجه به اهمیت غیرقابل انکار پوشش‌های گیاهی چوبی، علاوه بر حفظ این اکوسیستم‌ها با استفاده از روش‌های نو و علمی، بهره‌برداری و جلوگیری از افزایش تخریب الزامی می‌باشد. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که شدت مختلف تخریب پوشش گیاهی تأثیر قابل توجهی بر مشخصه‌های ریشه و آنزیم‌های خاک دارد. شناسایی اجزای زیرزمینی که شامل زیتوده، کربن، نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در اجزای ریزریشه و درشت‌ریشه‌های خاک در کنار فعالیت‌های آنزیمی مانند اوراز، اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز، با افزایش شدت تخریب رویشگاه مقدار این مشخصه‌ها نیز بسیار کاهش یافت. در واقع لازم به ذکر است که تخریب پوشش گیاهی تهدیدی برای فعالیت‌های بیولوژیکی خاک است که با کاهش مواد آلی، شستشوی مواد مغذی، شرایط نامطلوب ریز اقلیمی و عملکردهای بیولوژیکی خاک نشان می‌دهد، در حالی که حفظ پوشش گیاهی می‌تواند اثرات مفیدی بر اجزای زیرزمینی خاک داشته باشد. در نتیجه، نتایج این تحقیق تأیید می‌کند که

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

پوشش گیاهی لور- اوری و ولیک- زرشک می‌تواند منجربه حفظ شاخص‌های کیفی خاک در مناطق کوهستانی نیمه‌خشک شمال کشور شود. در این راستا، کاشت درختان و گیاهان بومی در اطراف مناطق حساس برای ایجاد کمربندهای سبز که از فرسایش خاک و تخریب زیستگاه‌ها جلوگیری می‌کند، همچنین کاشت گیاهان علفی که می‌توانند خاک را در برابر فرسایش محافظت کنند و به حفظ رطوبت خاک کمک کنند. این گیاهان همچنین می‌توانند به بهبود ساختار خاک و افزایش فعالیت‌های آنزیمی کمک کنند. از طرفی، شرایط اکولوژیکی در کنار سایر پوشش‌های بومی منطقه باید به آن توجه ویژه‌ای شود. افزایش تنوع زیستی در پوشش گیاهی می‌تواند به بهبود شرایط ریشه‌ها و افزایش فعالیت‌های آنزیمی خاک کمک کند. تنوع زیستی بیشتر می‌تواند به پایداری بیشتر اکوسیستم و بهبود عملکرد خاک منجر شود. در همین راستا، انجام مطالعات مستمر و بررسی تغییرات در مشخصه‌های ریشه‌ها و فعالیت‌های آنزیمی خاک می‌تواند به شناسایی مشکلات و ارائه راهکارهای مناسب در مناطق کوهستانی شمال ایران به مدیران منابع طبیعی کمک کند.

References

1. Ai, C., G. Liang, J. Sun, P. He, S. Tang, S. Yang, W. Zhou &X. Wang, 2015. The alleviation of acid soil stress in rice by inorganic or organic ameliorants is associated with changes in soil enzyme activity and microbial community composition. Biology and Fertility of Soils, 51(4): 465-477.
2. Al-Awadhi, J. M. & D. S. Alkandary, 2024. Desertification and Land Degradation in the Arab States of the Gulf. In Environmental Hazards in the Arabian Gulf Region, 355-376. Springer, Cham.
3. Alef, K. & P. Nannipieri, 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry Academic Press, London.
4. Allison, V.J., L.M. Condron, D.A. Peltzer, S.J. Richardson & B.L. Turner, 2007. Changes in enzyme activities and soil microbial community composition along carbon and nutrient gradients at the Franz Josef chronosequence, New Zealand. Soil Biology and Biochemistry, 39(7): 1770–1781.
5. Amani, M., Y. Kooch & M. Abedi, 2023. Effect of degradation intensity of wooded rangelands on root characteristics and soil ecochemical activities of Mirkola Region of Nowshahr. Journal of Rangeland, 17(1): 82-96. (In Persian)
6. Aponte, C., L.V. García, I.M. P´erez-Ramos, E. Guti´errez & T. Maran˜on, 2011. Oak trees and soil interactions in Mediterranean forests: a positive feedback model. Journal of Vegetation Science, 22(5): 856–867.
7. Arora, R. K., L. Upadhyay, K. Joshi & A. Kumar, 2022. Study on soil enzyme activities in reference to eforestation in the Shiwalik Hills of Jammu and Kashmir. Current Agriculture Research Journal, 10(1): 7-10.
8. Augusto, L., D.L. Achat, M.R. Bakker, F. Bernier, D. Bert, F. Danjon, R. Khlifa, C. Meredieu & P. Trichet, 2015. Biomass and nutrients in tree root systems–sustainable harvesting of an intensively managed Pinus pinaster (Ait.) planted forest. Global Change Biology Bioenergy, 7: 231–243.
9. Azaryan, M., K.A. Vajari & B. Amanzadeh, 2021. Variations in humus and fine root properties related to development stages in a temperate natural Beech forest. European Journal of Forest Research, 140 (2): 307–316.
10. Berkelmann, D., D. Schneider, A. Meryandini & R. Daniel, 2020. Unravelling the effects of tropical land use conversion on the soil microbiome. Environmental Microbiome, 15(3): 178-185.
11. Błonska, E., A. Klamerus-Iwan, J. Lasota, P. Gruba, M. Pach & H. Pretzsch, 2018. What characteristics of soil fertility can improve in mixed stands of Scots pine and European beech compared with monospecific stands? Communications in Soil Science and Plant Analysis, 49(2): 237–247.
12. Børja, I., H.A. De Wit, A. Steffenrem & H. Majdi, 2008. Stand age and fine root biomass, distribution and morphology in a Norway spruce chronosequence in southeast Norway. Tree Physiology, 28(5): 773–784.
13. Cardinale, B. J., J.P. Wright, M.W. Cadotte, I.T. Carroll, A. Hector, D.S. Srivastava, M. Loreau & J.J. Weis, 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA. 104: 18123–18128.
14. Chatterjee, A., L.J. Ingram, G.F. Vance & P.D. Stahl, 2009. Soil processes and microbial community structures in 45-and 135-year-old lodgepole pine stands. Canadian journal of forest research, 39(11): 2263–2271.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

15. Dang, P., Y. Gao, J. Liu, S. Yu & Z. Zhao, 2018. Effects of thinning intensity on understory vegetation and soil microbial communities of a mature Chinese pine plantation in the loess plateau. Science of The Total Environment, 630: 171–180.
16. Dipesh, K. C. & J. L. Schuler, 2013. Estimating fine-root production and mortality in the biomass plantations. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 44(5): 2514-2523.
17. Fang, H., S. Cheng, Y. Wang, G. Yu, M. Xu, X. Dang, L. Li & L. Wang, 2014. Changes in soil heterotrophic respiration, carbon availability, and microbial function in seven forests along a climate gradient. Ecological Research, 29(6): 1077-1086.
18. Fenetahun, Y., Y. Yuan, X. Xinwen, T. Fentahun, V. Nzabarinda & W. Yong-dong, 2021. Impact of grazing intensity on soil properties in Teltele rangeland, Ethiopia. Frontiers Environmental Sciences, 9: 664104.
19. Ghaderi, E & Y. Kooch, 2021. Effect of pure and mixed canopy composition of black hawthorn and barberry on soil biochemical activities and microbial stoichiometry. Journal of Rangeland, 15(3): 398-410. (In Persian)
20. Guo, B., W.Q. Zang, W. Luo, Y. Wen, F. Yang, B.M. Han, Y.W. Fan, X. Chen, Z. Qi, Z. Wang, S. Chen & X. Yang, 2020. Detection model of soil salinization information in the Yellow River Delta based on feature space models with typical surface parameters derived from Landsat8 OLI image. Geomatics, Natural Hazards and Risk, 11(1): 288–300.
21. Hertel, D., M.A. Harteveld & C.H. Leuschne, 2009. Conversion of a tropical forest into agroforestry alters the fine root-related carbon flux to the soil. Soil Biology and Biochemistry, 41(4): 481- 490.
22. Higginbottom, T.P., N.J. Collar, E. Symeonakis & S.J. Marsden, 2019. Deforestation dynamics in an endemic-rich mountain system: Conservation successes and challenges in West Java 1990–2015. Biological Conservation, 229: 152-159
23. Jones, R. H., R.J. Mitchell, G.N. Stevens & S.D. Pecot, 2003. Controls of fine root dynamics across a gradient of gap sizes in a pine woodland. Oecologia, 134(2):132–143.
24. Kooch, Y & E. Ghaderi, 2023. The effect of Crataegus and Berberis canopy types on bioindicators of soil quality in a semi-arid climate. Journal of Arid Environments. 208: 104862.
25. Kooch, Y., N. Ghorbanzadeh, S. Hajimirzaaghaee & R. Francaviglia, 2023. Soil biological quality as affected by vegetation types in shrublands of a semi-arid montane environment. Applied Soil Ecology, 189.
26. Kooch, Y & N. Noghre, 2020. Nutrient cycling and soil-related processes under different land covers of semi-arid rangeland ecosystems in northern Iran. Catena, 193: 104621.
27. Kooch, Y., Z. Parandosh & M. Zarafshar, 2022. The effect of changing forest vegetation to rangeland on soil flora and fauna activities of the mountainous part of Kinj-Nowshahr. Journal of Rangeland, 16(2): 454-467. (In Persian)
28. Kooch, Y., M. Zarafshar & Z. Parandosh, 2021. Effect of Forest Degradation Intensity on Topsoil Health Indicators in Khanikan Region of Nowshahr. Iranian Journal of Soil and Water Research, 52(10): 2679-2692.
29. Lalnunzira, C & S.K. Tripathi, 2018. Leaf and root production, decomposition and carbon and nitrogen fluxes during stand development in tropical moist forests, north-east India. Soil Research, 56(3): 306-317.
30. Lee, C.G., T.D. Fletcher & G. Sun, 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. Engineering in Life Science, 9(1): 11–22.
31. Lee, S.H., M.S. Kim, J.G. Kim & S.O. Kim, 2020. Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. Sustainability, 12(19): 8209.
32. Leul, Y., M. Assen, S. Damene & A. Legass, 2023. Effects of land use types on soil quality dynamics in a tropical sub-humid ecosystem, western Ethiopia. Ecological Indicators, 147: 110024.
33. Li, X., Q. Zhang, J. Feng, D. Jiang & B. Zhu, 2023. Forest management causes soil carbon loss by reducing particulate organic carbon in Guangxi, Southern China. Forest Ecosystems, 10, 100092.
34. Ling, N., Y. Sun, J. Ma, J. Guo, P. Zhu, C. Peng & Q. Shen, 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(4): 901-911.
35. Liu, S., K. Zamanian, P. Schleuss, M. Zarebanadkouki, Y. Kuzyakov, 2018. Degradation of Tibetan grasslands: consequences for carbon and nutrient cycles. Agriculture, Ecosystems and Environment 252: 93–104.
36. Lull, C., I. Bautista, A. Lidon, A.D. del Campo, M. Gonz´ alez-Sanchis & A. García-Prats, 2020. Temporal effects of thinning on soil organic carbon pools, basal respiration and enzyme activities in a Mediterranean holm oak forest. Forest Ecology and Management, 464: 118088.
37. Ma, Y. Z., Q.L. Zhong, B.J. Jin, H.D. Lu, B.Q. Guo, Y. Zheng, M. Li & D.L. Cheng, 2015. Spatial changes and influencing factors of fine root carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry of plants in China. Chinese Journal of Plant Ecology, 39(2): 159-167.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

38. Martinez-Salgado, M. M., V. Gutiérrez- Romero, M. Jannsens & R. Ortega- Blu, 2010. Biological soil quality indicators: a review. Current Research, Technology and Education Topics in Applied. Microbiology and Microbial Biotechnology, 1(2): 319-328.
39. Nadelhoffer, K. J. & J.W. Raich, 1992. Fine root production estimates and belowground carbon allocation in forest ecosystems. Ecology, 73 (5): 1139–1147.
40. Neatrour, M.A., R.H. Jones & S.W. Golladay, 2005. Correlations between soil nutrients availability and fine-root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regimes. NRC Research Press, 35(5): 2934-2941.
41. Parkinson, J.A. & S.E. Allen, 1975. A wet oxidation procedure suitable for the determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 6(1): 1–11.
42. Pang, L. 2009. Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores. Journal of Environmental Quality, 38(6): 1531-1559.
43. Pransiska, Y., T. Triadiati, S. Tjitrosoedirjo, D. Hertel & M.M. Kotowska, 2016. Forest conversion impacts on the fine and coarse root system, and soil organic matter in tropical lowlands of Sumatera (Indonesia). Forest Ecology and Management, 379: 288–298.
44. Qin, X., Q. Yang & L. Wang, 2024. The evolution of habitat quality and its response to land use change in the coastal China, 1985–2020. Science of The Total Environment, 952: 175930.
45. Qiu, Q., J.Y. Li, J.H. Wang, Q. He, Y. Su & J. Wei, 2014. Interactions between soil water and fertilizer application on fine root biomass yield and morphology of Catalpa bungei Seedlings. Applied Mechanics and Materials, 700(8): 323-333.
46. Rao, M. A., A. Violante & L. Gianfreda, 2000. Interaction of acid phosphatase with clays, organic molecules and organo-mineral complexes: kinetics and stability. Soil Biology and Biochemistry, 32(4): 1007 -1014.
47. Reyes, F., Z. Silvana, A. Espinosa & A. Marysol, 2010. Biochemical properties in vascular epiphytes substrate from a temperate forest of Chile. Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal, 10(4): 126 - 138.
48. Silva, V., H.G. Mol, P. Zomer, M. Tienstra, C.J. Ritsema & V. Geissen, 2019. Pesticide residues in European agricultural soils–A hidden reality unfolded. Science of the Total Environment, 653(6): 1532- 1545.
49. Singha, D., F.Q. Brearley & S.K. Tripathi, 2020. Fine root and soil nitrogen dynamics during stand development following shifting agriculture in Northeast India. Forest, 11(5): 123-142.
50. Sofo, A., A.N. Mininni & P. Ricciuti, 2020. Soil macrofauna: A key factor for increasing soil fertility and promoting sustainable soil use in fruit orchard agrosystems. Agronomy, 10(4): 456.
51. Tamooh, F., M. Huxhamd, M. Karachi, M. Mencuccini, G. Kairo & B. Kirui, 2008. Below-ground root yield and distribution in natural and replanted mangrove forests at Gazi bay, Kenya. Forest Ecology and Management, 256(4):1290–1297.
52. Tian, J., N. He, W. Kong, Y. Deng, K. Feng, S.M. Green, X. Wang, J. Zhou, Y. Kuzyakov & G. Yu, 2018. Deforestation decreases spatial turnover and alters the network interactions in soil bacterial communities. Soil Biology and Biochemistry, 123(3): 80-86.
53. Tian, L., F. Wang, C. Fu, A. Song, J. Zhang, J. Gao & Y. Sang, 2015. Seasonal dynamics characteristics of soil enzyme activities of Robinia pseudoacacia in southern Taihang mountains. Henan Nongyedaxue Xuebao (J. Henan Agric.Univ.), 49(5): 634–640.
54. Turner, K.G., S. Anderson, M. Gonzales-Chang, R. Costanza, S. Courville, T. Dalgaard, E. Dominati, I. Kubiszewski, S. Ogilvy & L. Porfirio, 2016. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. Ecological Modelling, 319: 190-207.
55. Wan, P., R. He, P. Wang & A. Cao, 2022. Implementation of different forest management methods in a natural forest: changes in soil microbial biomass and enzyme activities. Forest Ecology and Management, 520: 120409.
56. Wang, H., D. Chen & X. Sun, 2019. Nutrient allocation to different compartments of agesequence larch plantations in China. Forests, 10(9): 759.
57. Wani, F.S., F. Akhter, S. Mir, Z.A. Baba, S. Maqbool, M.Y. Zargar & S.U. Nabi, 2018. Assessment of soil microbial status under different land use systems in North Western zone of Kashmir. International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences, 7(8): 266.
58. Wang, X., L. Ma, Z. Jia & L. Jia, 2014. Root inclusion net method: novel approach to determine fine root production and turnover in Larix principis-rupprechtii Mayr plantation in North China. Turkish Journal of Agriculture, 38(3): 388–398.
59. Xiao, L., Y. Bi, S. Du, Y. Wang, C. Guo & P. Christie, 2021. Response of ecological stoichiometry and stoichiometric homeostasis in the plant-litter-soil system to re-vegetation type in arid mining subsidence areas. Journal of Arid Environments, 184(7): 1-9.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]

60. Xu, W., J. Liu, X. Liu, K. Kun, D. Zhang & J. Yan, 2013. Fine root production, turnover, and decomposition in a fast-growth Eucalyptus urophylla plantation in southern China. Journal of Soils and Sediments, 13(3): 1150–1160.
61. Yang, Y.S., J.F. Guo, G.S. Chen, Z.M. He & J.S. Xie, 2003. Effects of slash burning nutrient removal and soil fertility in Chinese fir and evergreen broadleaved forests of mid-subtropical China. Pedosphere, 13(2): 87–96.
62. Yari, R., S.M. Mirmiran. J. Motamedi & G.H. Bamrod, 2024. The Effect of the Facilitation of Astragalus gossypinus Fisch. and Acantholimon raddeanum on Species Diversity in the Rangeland Habitats of Baharkish, Binaloud, Razavi Khorasan. Journal of Rangeland, 18(2): 342-354. (In Persian)
63. Yu, F., C. Li, Z. Yuan, T. Luo, Q. Yin, Q. Wang & Z. Hao, 2023. How do mountain ecosystem services respond to changes in vegetation and climate? An evidence from the Qinling Mountains, China. Ecological Indicators, 154, 110922.
64. Yu, P., S. Liu, K. Han, S. Guan & D. Zhou, 2017. Conversion of cropland to forage land and grassland increases soil labile carbon and enzyme activities in northeastern China. Agriculture Ecosystems Environment, 245, 83–91.
65. Yuan, Z.Y. & H.Y.H. Chen, 2010. Fine root biomass, production, turnover rates, and nutrient contents in Boreal Forest ecosystems in relation to species, climate, fertility, and stand age: Literature Review and MetaAnalyses. Critical Reviews in Plant Sciences, 29(3): 204–221.
66. Yuan, Z.Y., H.Y. Chen & P.B. Reich, 2011. Global-scale latitudinal patterns of plant fine-root nitrogen and phosphorus. Nature Communications, 2(1): 12-19.
67. Zeller, L. & H. Pretzsch, 2019. Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. Forest Ecology and Management, 434 (1): 193–204.
68. Zeng, D. H., Y.L. Hu, S.X. Chang & Z.P. Fan, 2009. Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (Pinus sylvestris var. mongolica) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. Plant and Soil, 317(2): 121-133.
69. Zhao, C., Y. Li, C. Zhang, Y. Miao, M. Liu, W. Zhuang, Y. Shao, W. Zhang & S. Fu, 2021. Considerable impacts of litter inputs on soil nematode community composition in a young Acacia crassicapa plantation. Soil Ecology Letters, 3: 145–155.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-09-06]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1404.19.3.3.0]