Journal of Rangeland

Print ISSN: 2008-0891

Online ISSN: 2676-5039

Effect of degradation intensity of wooded rangelands on root characteristics and soil ecochemical activities of Mirkola Region of Nowshahr

Masoumeh Amani[1], Yahya Kooch[*2], Mehdi Abedi[3]

1. MSc. of Range Management, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Nour, Iran.
2. Corresponding author; Associate prof., Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Nour, Iran. E-mail: yahya.kooch@modares.ac.ir
3. Associate prof., Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Nour, Iran.

Article Info

Article type:
Research Full Paper

Article history:
Received: 23.12.2021
Revised: 20.04.2023
Accepted: 06.05.2023

Keywords:
Mountainous region,
Fine root,
Coarse root,
Enzymatic activity,
Soil depth.

Abstract

Background and Objectives: Mountainous habitats are sensitive areas with lower plant diversity, and degradation caused by human activities has resulted in vegetation loss or reduction. This study aimed to investigate the impact of different intensities of degradation on soil biological indicators in the Mirkola region of Kojoor district, Mazandaran Province, Iran, focusing on Crataegus and Berberis, which are the dominant shrubs in the mountainous habitats of northern Iran.

Methodology: Four sites with different percentages of cover (90-100, 70-60, 40-30, and 10-0 percent) were selected as non-degraded and degraded habitats with light, moderate, and heavy degradation intensities. Three one-hectare plots were established in each habitat, and five soil samples were taken from each plot at depths of 0-10, 10-20, and 20-30 cm. In total, 45 soil samples were collected and analyzed for soil biomass, carbon, nitrogen, phosphorus, calcium, magnesium, and enzymatic activity.

Results: The non-degraded habitat had the highest biomass of coarse and fine roots, carbon content, and nitrogen and phosphorus content in roots. The highest calcium values were observed in the fine roots of non-degraded and low degraded habitats, while the non-degraded habitat had the highest calcium values in coarse roots. Magnesium values were lowest in the coarse and fine roots of habitats with heavy degradation. The highest activity of urease enzyme was observed in non-degraded habitats and the upper soil layers, while arylsulfatase and invertase enzyme activities decreased significantly with increasing degradation intensity.

Conclusion: The study findings suggest that vegetation degradation has a significant impact on soil ecological activities. Protection of natural vegetation can have positive effects on soil quality and health, and the study provides valuable information for natural resource managers to

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

evaluate the ecological capacity and nutrient cycles of natural vegetation in mountainous areas of northern Iran.

Cite this article: 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.

© The Author(s).
DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5
Publisher: Iranian Society for Range Management

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

مـــرتـــع

شاپا چاپی: ۰۸۹۱-۲۰۰۸

شاپا الکترونیکی: ۵۰۳۹-۲۶۷۶

اثر شدت تخریب مراتع مشجر بر مشخصه‌های ریشه و فعالیت‌های اکوشیمی خاک منطقه میرکلا نوشهر

معصومه امانی[۱]، یحیی کوچ*[۲]، مهدی عابدی[۳]

۱. کارشناسی ارشد علوم و مهندسی 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. رایان‌نامه: yahya.kooch@modares.ac.ir

۳. دانشیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله کامل – پژوهشی

تاریخ دریافت ۱۴۰۰/۱۰/۰۲
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۲/۰۱/۳۱
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۲/۱۶

واژه‌های کلیدی:
منطقه کوهستانی،
درشت‌ریشه،
ریزریشه،
فعالیت آنزیمی،
عمق خاک.

چکیده

سابقه و هدف: 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. 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. از آنجایی که گونه‌های ولیک و زرشک غالبیت پوشش‌های درختچه‌ای رویشگاه‌های کوهستانی شمال کشور را شامل می‌شوند، در این پژوهش به مطالعه اثر شدت‌های مختلف تخریب این پوشش‌های گیاهی بر شاخص‌های زیستی خاک پرداخته خواهد شد.

مواد و روش‌ها: بدین منظور در منطقه ییلاقی میرکلای بخش کجور در غرب استان مازندران مناطقی با درصد پوشش‌های بین ۹۰ تا ۱۰۰، ۷۰ تا ۶۰، ۴۰ تا ۳۰ و ۱۰ تا ۰ درصد، به‌ترتیب به عنوان رویشگاه‌های بدون تخریب و شدت تخریب‌های سبک، متوسط و شدید انتخاب شدند. سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ متر × ۱۰۰ متر) در هر یک از این رویشگاه‌ها مدنظر قرار گرفت. در داخل هر یک از این قطعات، تعداد ۵ نمونه خاک (از چهار گوشه و مرکز قطعات) از عمق‌های ۱۰-۰، ۲۰-۱۰ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متری و در یک سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر برداشت و به آزمایشگاه انتقال داده شد. در مجموع از هر یک از این رویشگاه‌ها تعداد ۴۵ نمونه خاک به آزمایشگاه انتقال داده شد.

نتایج: بیشترین مقادیر زیتوده ریزریشه و درشت‌ریشه‌های خاک در رویشگاه‌های بدون تخریب مشاهده شد. بیشترین مقادیر محتوای کربن در درشت‌ریشه‌های رویشگاه‌های بدون تخریب مشاهده شد. رویشگاه‌های بدون تخریب و همچنین رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم دارای بالاترین مقادیر محتوای نیتروژن و فسفر در ریشه‌ها بود. بیشترین مقادیر کلسیم در ریزریشه رویشگاه‌های بدون تخریب و با تخریب کم مشاهده شد در حالی که رویشگاه بدون تخریب دارای بالاترین مقادیر کلسیم در درشت‌ریشه‌های خاک بود. کمترین مقادیر منیزیم در ریزریشه و درشت‌ریشه رویشگاه‌هایی با شدت تخریب شدید مشاهده شد. بیشترین فعالیت آنزیم اوره‌آز در رویشگاه‌های بدون تخریب و لایه‌های بالایی خاک مشاهده شد و با افزایش شدت تخریب فعالیت این آنزیم بطور معنی‌داری کاهش یافت. بیشترین فعالیت آنزیم اسیدفسفاتاز خاک در رویشگاه بدون تخریب و کمترین مقادیر آن در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب شدید مشاهده شد. در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب متوسط، مقدار فعالیت آنزیم اسیدفسفاتاز در عمق‌های مختلف خاک تفاوت آماری معنی‌داری نشان نداد. افزایش شدت

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

تخریب باعث کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم‌های آریل‌سولفاتاز و اینورتاز خاک شد. عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک دارای بیشترین مقادیر آریل‌سولفاتاز و اینورتاز خاک به‌ترتیب در رویشگاه‌های بدون تخریب و شدت‌های تخریب سبک، متوسط و شدید بود.

نتیجه‌گیری: نتایج پژوهش حاضر حاکی از آنست که شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی اثر قابل توجهی بر شاخص‌های زیستی خاک دارند. در واقع می‌توان اشاره داشت که حفاظت از پوشش گیاهی می‌تواند اثرات مثبتی بر فعالیت اجزای زیرزمینی خاک داشته باشد. بنابراین یافته‌های این پژوهش مؤید حفاظت از پوشش‌های گیاهی طبیعی جهت افزایش مشخصه‌های کیفی و سلامت خاک است. نتایج این پژوهش می‌تواند در خصوص ارزیابی توان اکولوژیک و چرخه عناصر غذایی پوشش‌های گیاهی طبیعی در مناطق کوهستانی شمال ایران اطلاعات ارزشمندی در اختیار مدیران منابع طبیعی قرار داده و کمک شایانی نماید.

استناد: امانی، م.، ی. کوچ، م. عابدی، ۱۴۰۲. اثر شدت تخریب مراتع مشجر بر مشخصه‌های ریشه و فعالیت‌های اکوشیمی خاک منطقه میرکلا نوشهر. مرتع، ۱۷(۱): ۸۲-۹۶.

DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5

ناشر: انجمن علمی مرتعداری ایران

© نویسندگان

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

مقدمه

پوشش گیاهی از مؤلفه‌های بسیار مهم کره زمین محسوب می‌شود. پوشش گیاهی روزمینی قادر به بهبود بسیاری از مؤلفه‌های مهم رویشگاهی از جمله کنترل آب و هوا (اقلیم)، حفاظت رویشگاه‌ها، خاک‌ها و فرسایش هستند، لذا مدیریت رویشگاه‌های طبیعی به منظور حفاظت از تنوع زیستی و خدمات پایدار زیست‌محیطی اهمیت بسزایی دارد (۳۱). تخریب پوشش گیاهی، کاهش مواد آلی ورودی و همچنین زوال و نابودی خاک، که خود بستر فعالیت‌های زیستی و چرخه عناصر است، را به دنبال دارد (۴۰). در واقع مواد آلی بستر رویشگاه، به عنوان منبع و ذخیره عناصر غذایی محسوب می‌شوند که میزان ریزش و نرخ تجزیه آنها تنظیم‌کننده جریان انرژی و تولید اولیه در رویشگاه‌های طبیعی است (۵). نوع و تراکم پوشش‌های گیاهی روزمینی با اثرگذاری بر کمیت و کیفیت لاشه‌ریزه‌ها و مشخصه‌های مختلف خاک، اثرات متفاوتی بر تغییرپذیری اجزای زیرزمینی داشته و بر عملکرد، کیفیت و سلامت خاک تأثیر به‌سزایی دارد (۴). خاک بستر رشد و نمو گیاه است و در هر رویشگاه بین خاک و پوشش گیاهی ارتباط تنگاتنگ و متقابل وجود دارد و این رابطه در بلندمدت به حالت تعادل می‌رسد. تنظیم روابط بین پوشش‌گیاهی و خاک منجر به ارائه خدمات پایدار رویشگاه می‌شود. تخریب خاک، یکی از جدی‌ترین مسائل محیط زیست در بسیاری از کشورها است که عموماً در نتیجه فعالیت‌های انسانی و تخریب رویشگاه‌های طبیعی رخ می‌دهد (۳۴). تخریب پوشش گیاهی طبیعی، یک جنبه قابل توجه از فعالیت‌های انسانی در محیط زیست بوده که می‌تواند با کاهش کیفیت خاک همراه باشد. در همین راستا، کیفیت خاک یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر در ارزیابی مدیریت خاک است (۳۱). بطور کلی ویژگی‌های زیستی و اکوشیمی خاک در مقایسه با سایر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی به دلیل حساس بودن به هر گونه دگرگونی ایجاد شده، اثر تخریب و یا احیای رویشگاه‌ها، به عنوان شاخص‌های مناسبی برای بررسی کیفیت و سلامت خاک در رویشگاه‌های طبیعی مورد توجه می‌باشند (۵).

ریشه‌های گیاهان، شامل ریز ریشه‌ها (ریشه‌هایی با قطر کمتر از ۲ میلی‌متر) و درشت‌ریشه‌ها (ریشه‌هایی با قطر بزرگتر از ۲ میلی‌متر) بخش اعظمی از اجزای زیرزمینی خاک را در رویشگاه‌های طبیعی به خود اختصاص می‌دهند. ریزریشه‌ها نقش مهمی در جریان کربن و چرخه عناصر غذایی خاک دارند (۵)، بنابراین میزان تولید و نرخ بازگشت آنها اثر مستقیم بر چرخه بیوژئوشیمیایی مواد در رویشگاه‌های مختلف داشته و به عنوان منبع اصلی کربن آلی زیرزمینی اثرات مهمی بر مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک دارند (۴۰). همچنین، پوشش‌های گیاهی به واسطه ریزریشه‌ها، آب و عناصر غذایی را از خاک جذب می‌کنند (۱۳). ارزیابی ویژگی‌های ریزریشه‌ها، با توجه به اینکه ریزریشه‌ها دوره زیست کوتاهی دارند و نسبت به تغییرات محیطی حساس هستند، در تعیین وضعیت چرخه عناصر غذایی بسیار ارزشمند است (۳). درشت‌ریشه‌ها با اندازه بزرگ‌تر و نقش ساختاری موجب پایداری بخش روزمینی گیاهان می‌شوند (۴). اگرچه نرخ بازگشت درشت‌ریشه‌ها به خاک کندتر از ریزریشه‌ها است اما در هر حال در عملکرد رویشگاه‌ها بسیار اثرگذار هستند (۳۴).

تنوع، تراکم و تخریب پوشش گیاهی می‌تواند اثرات معنی‌داری بر فعالیت‌های آنزیمی خاک داشته باشد (۴۱). آنزیم‌های خاک که توسط میکروب‌ها تولید می‌شوند نقش کلیدی در عملکرد بیوشیمیایی ماده آلی، تجزیه بقایای گیاهی و چرخه مواد مغذی ایفا می‌کنند (۲۵). در سال‌های اخیر به دلیل پاسخ سریع آنزیم‌ها به تغییرات نوع مدیریت اراضی، آنزیم‌ها به عنوان شاخص‌های پتانسیل کیفیت خاک مطرح شده‌اند (۱۷). آنزیم اوره‌آز نقش مهمی در معدنی‌شدن نیتروژن ترکیب‌های آلی به عهده دارد و تخریب پوشش گیاهی می‌تواند سطح فعالیت این آنزیم در خاک را تحت تأثیر قرار دهد (۲۹). آنزیم اسید فسفاتاز با تسریع هیدرولیز پیوندهای استر- فسفات، سبب آزاد شدن فسفات در خاک شده که می‌تواند توسط گیاهان یا میکروارگانیسم‌ها جذب شود. بنابراین، یکی از آنزیم‌های مهم در چرخه فسفر خاک به شمار می‌آید و معمولاً در خاک‌ها با pH بالا، فراوان و فعال‌تر است (۲۱). آنزیم آریل- سولفاتاز نقش حیاتی در تجزیه ماده آلی و معدنی‌شدن در خاک‌ها ایفا کرده و به نوع مدیریت رویشگاه بسیار حساس است (۴۱). آنزیم اینورتاز هیدرولیز ساکاروز را تسریع بخشیده و به عنوان شاخصی کارآمد از کیفیت خاک است (۲۱).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

مرور منابع حاکی از آنست، اکثر بررسی‌هایی که تاکنون در خصوص تخریب رویشگاه‌های طبیعی بر ویژگی‌های خاک صورت گرفته با تاکید بر نقش تغییر کاربری اراضی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک بوده و در خصوص اثر شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی رویشگاه‌های مرتعی بر مؤلفه‌های سلامت خاک گزارش‌های بسیار اندکی ارائه شده است. در پژوهشی، صالحی و همکاران (۲۰۱۲) به بررسی اثر تراکم پوشش گیاهی چوبی بر ویژگی‌های خاک در منطقه زاگرس پرداختند. بدین منظور دو رویشگاه کمتر تخریب‌یافته و تخریب‌یافته انتخاب شد. نتایج این مطالعه حاکی از اثرپذیری مشخصه‌های مختلف خاک از تراکم پوشش گیاهی و تخریب رویشگاه بود (۲۷). در پژوهشی، سحانی و بحرا (۲۰۰۱) اثر تخریب پوشش گیاهی چوبی را بر روی مشخصه‌های مختلف خاک در منطقه تروپیکال مورد مطالعه قرار دادند. نتایج بررسی آنها نشان داد که فعالیت‌های زیستی خاک بطور معنی‌داری در رویشگاه‌های تخریب‌یافته کاهش یافت (۲۸). خرسات و همکاران (۲۰۰۸) با هدف بررسی اثرات تخریب پوشش گیاهی چوبی بر مشخصه‌های مختلف خاک در شمال غرب اردن انجام شد. بدین منظور، دو رویشگاه حفاظت‌شده و تخریب‌یافته انتخاب و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. نتایج حاکی از کاهش فعالیت‌های زیستی خاک در اثر تخریب رویشگاه بود (۱۱). در یک بررسی، سیراجول هاکو و همکاران (۲۰۱۴)، اثرات تخریب پوشش‌های گیاهی چوبی بر ویژگی‌های خاک در بنگلادش را مورد مطالعه قرار دادند. نتایج تحقیق آنها نشان داد که فعالیت‌های میکروبی خاک در رویشگاه‌های تخریب‌یافته کاهش معنی‌داری داشت (۳۲). در تحقیقی، لیو و همکاران (۲۰۱۸) اثر کاربری‌های مختلف را بر برخی از ویژگی‌های خاک در منطقه‌ای در چین مورد مطالعه قرار دادند. نتایج مطالعه آنها نشان داد که مشخصه‌های زیستی در مقایسه با پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک حساس‌تر بوده و در ارزیابی وضعیت عملکرد رویشگاه می‌تواند مناسب‌تر باشند (۱۵). در یک مطالعه، تیان و همکاران (۲۰۱۸) به بررسی اثر تخریب پوشش درختی بر تغییرپذیری فعالیت‌های زیستی خاک پرداختند. با استفاده از توالی ژن rRNA، جمعیت فعال باکتریایی خاک در دو رویشگاه حفاظت شده و تخریب‌یافته، در جنوب شرقی چین مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج تحقیق آنها نشان داد که باکتری‌های خاک دارای تنوع بیشتری در عرصه‌های حفاظت شده هستند (۳۵). در ارزیابی نقش رویشگاه‌های حفاظت‌شده بر شاخص‌های زیستی خاک، مطالعه‌ای توسط هوانگ و همکاران (۲۰۱۹) در بخش جنوب‌شرقی کشور چین صورت گرفت. نتایج تحقیق آنها نشان داد که جایگزینی رویشگاه‌های طبیعی با گونه‌های گیاهی دست-کاشت ممکن است باعث کاهش فعالیت‌های زیستی خاک شود (۹). در تحقیقی، سینگ و همکاران (۲۰۲۰) اثر تخریب رویشگاه‌های طبیعی و تغییر کاربری اراضی را بر فعالیت‌های آنزیمی خاک ارزیابی کردند. نتایج تحقیق آنها نشان داد که حذف پوشش‌های گیاهی طبیعی منجربه کاهش فعالیت‌های آنزیمی خاک می‌شود (۳۰). در یک بررسی،فنتاهون و همکاران (۲۰۲۱) مشخصه‌های مختلف خاک را در عرصه‌های تخریب‌یافته و تخریب‌نیافته منطقه اتیوپی مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که با تخریب رویشگاه تغییر معنی‌داری در مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک ایجاد نشد، در حالی که تخریب پوشش گیاهی باعث کاهش معنی‌دار فعالیت‌های زیستی خاک شد (۷). رئیسی و بهشتی (۲۰۲۲) به بررسی شاخص کیفیت خاک به دنبال تخریب رویشگاه‌های طبیعی در استان‌های گیلان و گلستان پرداختند. بدین منظور مشخصه‌های مختلف خاک در مناطق مورد بررسی اندازه‌گیری و شاخص کیفیت خاک محاسبه شد. نتایج تحقیق آنها نشان داد که تخریب رویشگاه باعث افت شدید شاخص کیفیت خاک شد (۲۴).

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. 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. از آنجایی که گونه‌های ولیک و زرشک غالبیت پوشش‌های درختچه‌ای رویشگاه‌های کوهستانی شمال کشور را شامل می‌شوند، در این پژوهش به مطالعه اثر شدت‌های مختلف تخریب این

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

پوشش‌های گیاهی بر شاخص‌های زیستی خاک پرداخته خواهد شد 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 میرکلا از توابع بخش کجور در شهرستان نوشهر قرار گرفته است. ارتفاع متوسط منطقه از سطح دریا ۲۰۵۰ متر، متوسط بارندگی سالانه منطقه ۳۸۵ میلی‌متر و متوسط درجه حرارت سالانه ۱۰/۹ درجه سلسیوس است. شیب منطقه بین ۵ تا ۳۵ درصد متغیر بوده و جهت جغرافیایی غالب منطقه، شمال غربی است. مطابق سیستم طبقه‌بندی آمریکایی، خاک منطقه در رده آلفی‌سول قرار دارد. سطح منطقه غالباً توسط گونه‌های درختچه‌ای ولیک (*Crataegus melanocarpa* M. B.) و زرشک (*Berberis integerrima* Bunge.) پوشیده شده است. در بخشی از سطوح، به دلیل تخریب‌های انسانی که تقریباً ۳۰ سال پیش رخ داده، تراکم‌های متفاوتی از این گونه‌ها در منطقه مشاهده می‌شود. مناطقی با شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی و یک عرصه بدون تخریب، با مشخصات ذیل، جهت انجام پژوهش حاضر انتخاب شد:

۱- رویشگاهی با درصد پوشش بین ۹۰ تا ۱۰۰ درصد به عنوان رویشگاه بدون تخریب یا رویشگاه شاهد: شامل ولیک (۵۰ درصد)، زرشک (۴۵ درصد) و گونه‌های همراه (۵- ۱ درصد) شامل *Rhamnus pallasii* L.، *Asteragalus gossypinus* Fisch.، *Bromus danthoniae* Trin.، *Festuca ovina* L.، *Thymus transcaspicus* Klokov.، *Medicago minima* L. و *Phlomis herba veneti* L.

۲- رویشگاهی با درصد پوشش بین ۷۰ تا ۶۰ درصد به عنوان رویشگاه با شدت تخریب سبک: شامل ولیک (۳۵ درصد)، زرشک (۳۰ درصد) و گونه‌های همراه (۵- ۱ درصد) شامل *Rhamnus pallasii* L.، *Asteragalus gossypinus* Fisch.، *Bromus danthoniae* Trin.، *Festuca ovina* L.، *Thymus transcaspicus* Klokov. و *Medicago minima* L.

۳- رویشگاهی با درصد پوشش بین ۴۰ تا ۳۰ درصد به عنوان رویشگاه با شدت تخریب متوسط: شامل ولیک (۲۰ درصد)، زرشک (۱۵ درصد) و گونه‌های همراه (۵- ۱ درصد) شامل *Rhamnus pallasii* L.، *Stachys byzantina* K. Koch. و *Teucrium polium* L.

۴- رویشگاهی با درصد پوشش بین ۱۰ تا ۰ درصد به عنوان رویشگاه با شدت تخریب شدید: شامل ولیک (۵ درصد) و گونه‌های همراه (۵- ۱ درصد) شامل *Rhamnus pallasii* L.، *Thymus transcaspicus* Klokov. و *Phlomis herba veneti* L.

روش جمع‌آوری داده‌ها

در این بررسی، بخش‌هایی از رویشگاههای مورد نظر انتخاب شد که به صورت پیوسته با هم بوده و دارای حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا، حداقل تغییر درصد و جهت شیب هستند. سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ متر × ۱۰۰ متر) در هر یک از این رویشگاه‌ها مدنظر قرار گرفت. در داخل هر یک از این قطعات، تعداد ۵ نمونه خاک (از چهار گوشه و مرکز قطعات) از عمق‌های ۱۰-۰، ۲۰-۱۰ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متری و در یک سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر برداشت و به آزمایشگاه انتقال داده شد. درشت‌ریشه‌ها و ریزریشه‌ها از نمونه‌ها جداسازی (بر مبنای عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری) 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. در نهایت پس از توزین نمونه‌های خشک شده، مقدار زیتوده آنها محاسبه، محتویات کربن و نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم موجود در آنها با استفاده از دستورالعمل‌های استاندارد آزمایشگاهی مورد سنجش قرار گرفت (۲۰). به منظور 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 (۱) تعیین شدند. نرخ فعالیت آنزیم اوره‌آز با استفاده از ۲۰۰ میلی‌مول اوره به عنوان سوبسترا تحت شرایط استاندارد (۲ ساعت در ۲۷ درجه سانتی‌گراد) تعیین شد. فعالیت آنزیم فسفاتاز با استفاده از ۱۵ میلی‌مولار پارانیتروفنل فسفات به عنوان سوبسترا و انکوباسیون شده در شرایط pH=۱۱ و در مدت

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

زمان یک ساعت و در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری شد. نرخ فعالیت آنزیم آریل‌سولفاتاز پس از انکوباسیون خاک در پارانیتروفنل سولفات به مدت ۱ ساعت در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد و اندازه‌گیری مقدار پارانیتروفنل آزاد شده در طول هیدرولیز آنزیمی توسط اسپکتروفتومتری مدل UV 7500 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.

تجزیه و تحلیل آماری

به‌منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف‌اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون، بررسی شد. به‌منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های ریشه در ارتباط با شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی و فعالیت‌های اکوشیمی در ارتباط با شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی و عمق‌های خاک به‌ترتیب از تجزیه واریانس یکطرفه و دوطرفه استفاده شد. آزمون دانکن نیز به منظور مقایسه چندگانه میانگین بکار گرفته شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۰ انجام شد.

نتایج

مشخصه‌های ریشه

بیشترین مقادیر زیتوده ریزریشه و درشت‌ریشه‌های خاک در رویشگاه‌های بدون تخریب، به‌ترتیب ۶۱۵/۶۶ و ۹۰۳ کیلوگرم در هکتار، مشاهده شد. محتوای کربن در ریزریشه‌های خاک تفاوت آماری معنی‌داری را در بین شدت‌های مختلف تخریب رویشگاه نشان نداد، در حالی که بیشترین مقادیر محتوای کربن در درشت‌ریشه‌های رویشگاه‌های بدون تخریب، ۲۹/۶۳ درصد، مشاهده شد. رویشگاه‌های بدون تخریب و همچنین رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم دارای بالاترین مقادیر محتوای نیتروژن، به‌ترتیب ۰/۴۵ و ۰/۴۱ درصد، و فسفر، به‌ترتیب ۲/۲۵ و ۱/۹۷ درصد، در ریشه‌ها بود. نسبت کربن به نیتروژن و همچنین پتاسیم ریشه‌ها تفاوت آماری معنی‌داری را در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه نشان نداد. بیشترین مقادیر کلسیم در ریزریشه رویشگاه‌های بدون تخریب و با تخریب کم، به‌ترتیب ۰/۸۰ و ۰/۶۲ درصد، مشاهده شد در حالی که رویشگاه بدون تخریب دارای بالاترین مقادیر کلسیم در درشت‌ریشه‌های خاک، ۰/۵۶ درصد، بود. تخریب رویشگاه باعث کاهش معنی‌دار مقادیر منیزیم ریشه‌ها شد، بطوری که کمترین این مشخصه در ریزریشه و درشت‌ریشه رویشگاه‌هایی با شدت تخریب شدید، به‌ترتیب ۰/۱۹ و ۰/۱۳ درصد، مشاهده شد (جدول ۱ و شکل ۱).

فعالیت‌های اکوشیمی خاک

تخریب رویشگاه اثرات معنی‌داری بر فعالیت‌های اکوشیمی خاک داشت. بیشترین فعالیت آنزیم اوره‌آز در رویشگاه‌های بدون تخریب، $\mu g\ NH_4^+–N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$ ۱۵/۲۴، مشاهده شد و با افزایش شدت تخریب فعالیت این آنزیم به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. در رویشگاه‌های بدون تخریب و همچنین با تخریب متوسط بیشترین فعالیت این آنزیم در عمق‌های ۱۰- ۰، به‌ترتیب $\mu g\ NH_4^+–N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$ ۱۸/۰۷ و ۱۰/۸۵، و ۲۰-۱۰ سانتی‌متری، به‌ترتیب $\mu g\ NH_4^+–N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$ ۱۵/۶۸ و ۹/۷۷، مشاهده شد. همچنین، در رویشگاه‌های با شدت تخریب سبک و شدید بیشترین فعالیت این آنزیم در عمق ۱۰- ۰ سانتی‌متری خاک، به‌ترتیب $\mu g\ NH_4^+–N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$ ۱۴/۳۵ و ۶/۷۹ یافت شد. تخریب رویشگاه همچنین باعث کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم اسیدفسفاتاز خاک نیز شد. بر همین اساس بیشترین فعالیت این آنزیم در رویشگاه بدون تخریب، $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۲۶۷/۵۱، و کمترین مقادیر آن در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب شدید، $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۶۶/۳۳، مشاهده شد. بررسی عمق‌های خاک نیز بیانگر وجود بیشترین فعالیت این آنزیم در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری رویشگاه‌های بدون تخریب و رویشگاه‌هایی با شدت تخریب سبک و شدید، به‌ترتیب $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۳۸۴/۸۶، ۲۴۴/۱۳ و ۹۲/۰۶، است. در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب متوسط، مقدار فعالیت آنزیم اسیدفسفاتاز در عمق‌های مختلف خاک تفاوت آماری معنی‌داری نشان نداد. افزایش شدت تخریب باعث کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم‌های آریل‌سولفاتاز و اینورتاز خاک شد. عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک دارای بیشترین مقادیر آریل‌سولفاتاز، $\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ ۲۷۹/۲۰، ۲۰۰/۱۳، ۱۴۱/۲۰ و ۹۵/۲۶، و

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

اینورتاز، $\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 3\ h^{-1}$ ۲۰۴/۸۶، ۱۶۱/۴۶، ۱۱۵/۲۰ و ۸۷/۰۶، خاک به‌ترتیب در رویشگاه‌های بدون تخریب و شدت‌های تخریب سبک، متوسط و شدید بود (جدول ۲ و شکل ۲).

جدول ۱: تجزیه واریانس مشخصه‌های ریشه‌های خاک (۳۰-۰ سانتی‌متری) در شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی

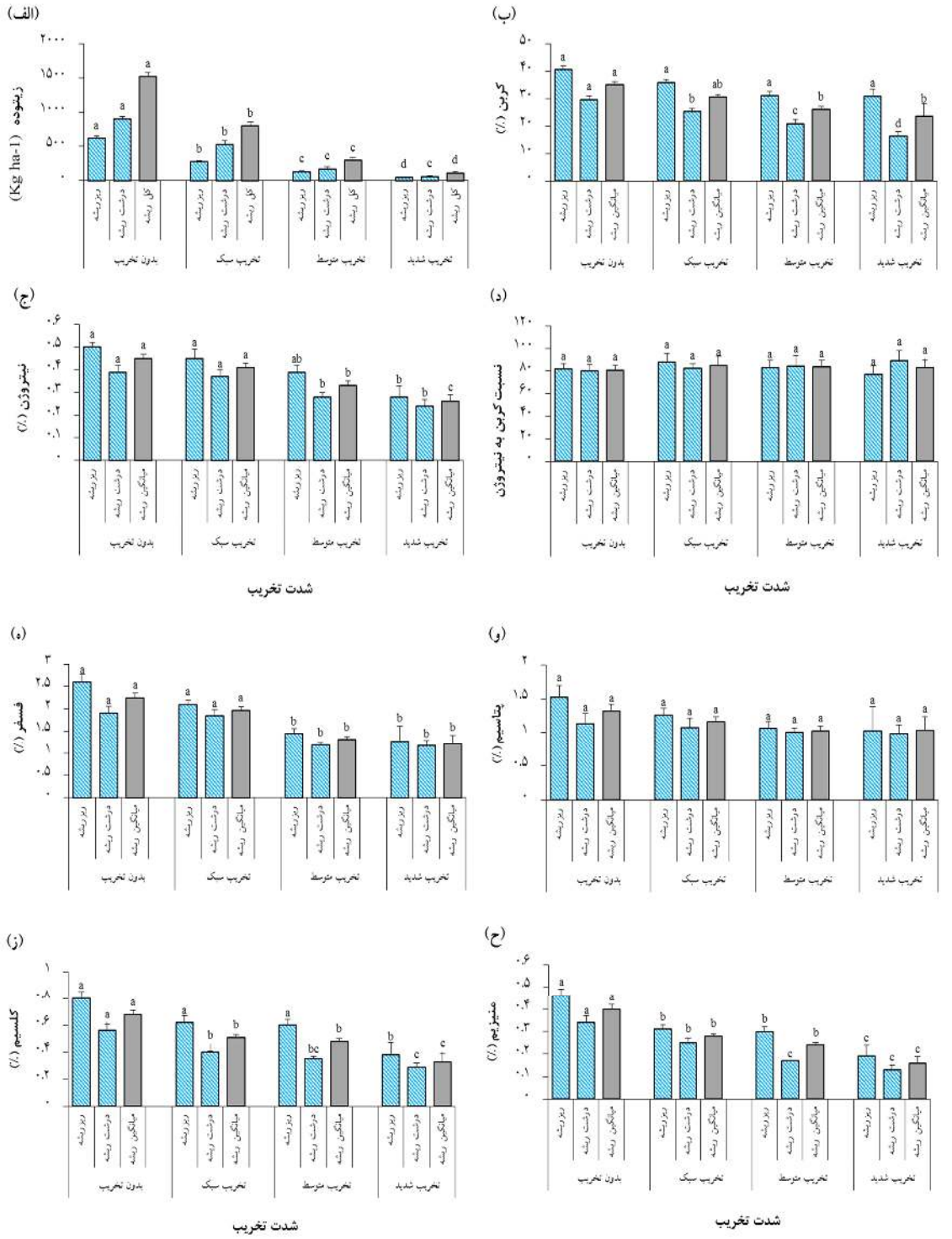
ویژگی ریشه	نوع ریشه	شدت تخریب		ویژگی ریشه	نوع ریشه	شدت تخریب	
		مقدار F	معنی‌داری			مقدار F	معنی‌داری
زیتوده	ریزریشه	۹۹/۳۷۶	۰/۰۰۰	فسفر	ریزریشه	۸/۴۹۱	۰/۰۰۰
	درشت‌ریشه	۹۲/۲۸۷	۰/۰۰۰		درشت‌ریشه	۹/۸۶۸	۰/۰۰۰
	کل	۱۸۲/۶۵۸	۰/۰۰۰		میانگین	۱۵/۶۶۰	۰/۰۰۰
کربن	ریزریشه	۱/۰۵۸	۰/۳۷۴	پتاسیم	ریزریشه	۱/۸۲۴	۰/۱۵۳
	درشت‌ریشه	۱۵/۰۷۸	۰/۰۰۰		درشت‌ریشه	۰/۷۶۷	۰/۵۱۸
	میانگین	۴/۰۸۴	۰/۰۱۱		میانگین	۲/۶۰۱	۰/۰۶۱
نیتروژن	ریزریشه	۵/۷۵۸	۰/۰۰۲	پتاسیم	ریزریشه	۶/۵۳۹	۰/۰۰۱
	درشت‌ریشه	۵/۱۹۹	۰/۰۰۳		درشت‌ریشه	۱۱/۰۲۴	۰/۰۰۰
	میانگین	۱۰/۳۲۶	۰/۰۰۰		میانگین	۱۳/۹۹۱	۰/۰۰۰
نسبت کربن به نیتروژن	ریزریشه	۰/۱۶۴	۰/۹۲۰	کلسیم	ریزریشه	۸/۵۷۶	۰/۰۰۰
	درشت‌ریشه	۰/۰۶۶	۰/۹۷۷		درشت‌ریشه	۱۵/۰۰۹	۰/۰۰۰
	میانگین	۰/۰۲۵	۰/۹۹۵		میانگین	۱۷/۷۸۳	۰/۰۰۰

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

ویژگی خاک	شدت تخریب		عمق خاک		شدت تخریب × عمق خاک	
	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری	مقدار F	معنی‌داری
اوره آز	۷۰/۹۴۰	۰/۰۰۰	۲۶/۷۷۱	۰/۰۰۰	۰/۷۷۵	۰/۵۹۱
اسید فسفاتاز	۸۸/۹۰۷	۰/۰۰۰	۳۵/۹۱۹	۰/۰۰۰	۶/۷۷۱	۰/۰۰۰
آریل سولفاتاز	۵۷/۶۴۴	۰/۰۰۰	۶۲/۲۵۶	۰/۰۰۰	۷/۹۶۷	۰/۰۰۰
اینورتاز	۲۹/۱۳۲	۰/۰۰۰	۶۵/۶۹۲	۰/۰۰۰	۴/۷۲۳	۰/۰۰۰

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

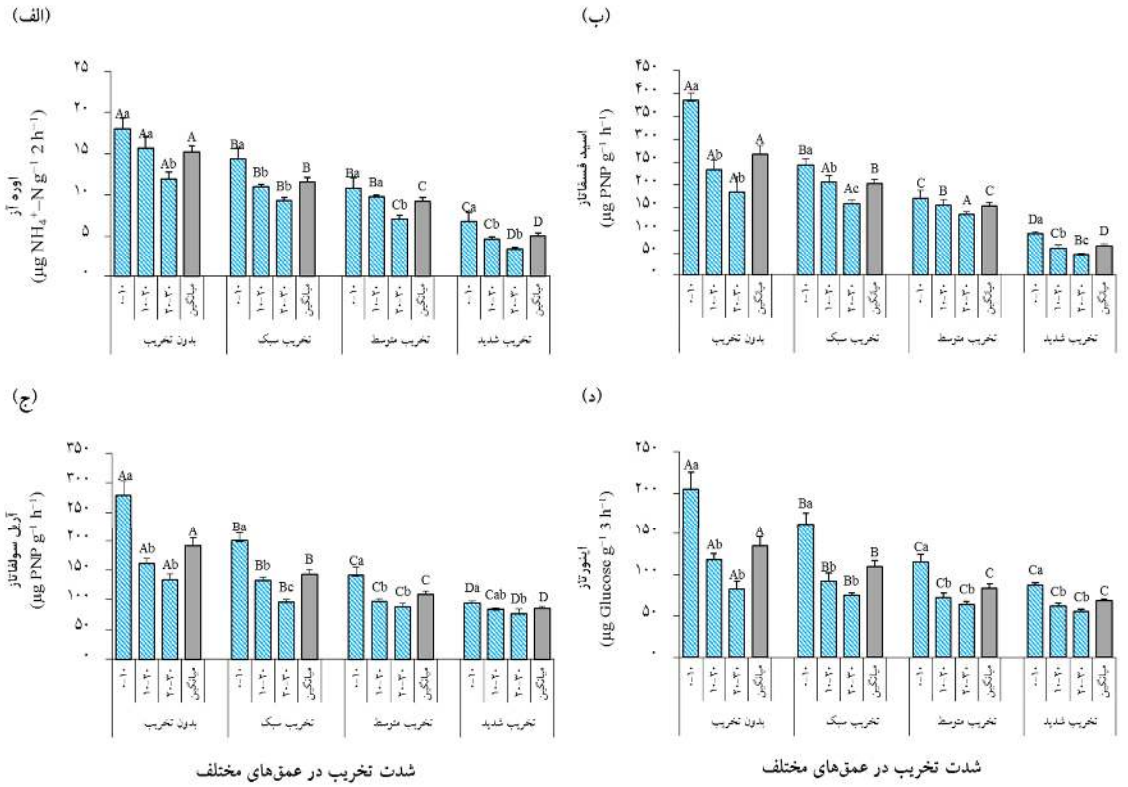
[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]



شکل ۱: میانگین (± اشتباه معیار) مشخصه‌های ریشه‌های خاک (۳۰-۰ سانتی‌متری) در شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]



شکل ۲: میانگین (± اشتباه معیار) فعالیت‌های اکوشیمی خاک 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 می‌باشند.

بحث و نتیجه‌گیری

ساختار و تراکم پوشش گیاهی روزمینی می‌تواند زیتوده ریشه‌های موجود در خاک را تحت تأثیر قرار دهد (۸، ۱۸). در همین راستا، تراکم و درصد پایین پوشش گیاهی در عرصه‌های تخریب‌یافته موجب کاهش معنی‌دار زی‌توده ریشه‌ها می‌شود (۱۰). همچنین، تنوع گونه‌ای گیاهان در رویشگاه بدون تخریب نسبت به عرصه‌های تخریب یافته بیشتر بوده و می‌توان آن را یکی از دلایل افزایش زیتوده ریشه‌ها در رویشگاه بدون تخریب عنوان کرد (۳۸). در واقع، ارتباط تنوع گونه‌ای و زیتوده ریشه‌ها به این جهت است که مجموعه‌ای متنوع از گیاهان، مکمل یکدیگر در استفاده از منابع خواهند شد و توان جذب در این رویشگاه‌ها افزایش می‌یابد و در نهایت میزان زیتوده نسبت به شرایط حضور تک گونه‌ها وضعیت مناسب‌تری خواهد داشت (۴). بسیاری از پژوهش‌ها به اثرپذیری ریشه‌ها از پارامترهای خاک اشاره داشته‌اند (۶، ۳۴ و ۳۷). رویشگاه‌های حفاظت شده به واسطه تراکم و درصد بیشتر تاج پوشش گیاهان غالباً دارای لایه آلی ضخیم‌تری در بستر رویشگاه می‌باشند (۸). لایه آلی خاک به واسطه ساختار اسفنجی که دارد مقادیر بیشتری از محتوای رطوبت را در داخل خاک نگه می‌دارد که می‌تواند فاکتور بسیار مهمی برای افزایش زیتوده ریشه‌های گیاهان محسوب شود (۵)، زیرا محتوی رطوبتی قابل جذب، موجب سهولت جذب عناصر غذایی توسط بافت‌های زیرزمینی می‌شود (۲۳).

در پژوهشی، 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 (۲۲). کاهش عناصر غذایی در عرصه‌های تخریب یافته می‌تواند اثرات منفی بر زیتوده ریشه‌های خاک داشته باشد (۱۲ و ۳۱). همچنین پژوهش‌های پیشین حاکی از آنست که ارتباط بسیار نزدیکی بین عناصر غذایی ریشه‌ها و همچنین محتوای عناصر غذایی خاک وجود دارد (۲، ۳ و

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

۵). پژوهش حاضر نشان داد که محتوای عناصر غذایی ریشه‌ها در رویشگاه‌های بدون تخریب بسیار بیشتر از رویشگاه‌های تخریب یافته است که این موضوع می‌تواند بیانگر حاصل‌خیزتر بودن خاک رویشگاه‌های بدون تخریب در مقایسه با عرصه‌های تخریب‌یافته در منطقه مورد مطالعه باشد. همچنین، مطابق با یافته‌های بررسی حاضر، محتوای کربن و عناصر غذایی در ریزریشه‌ها بیشتر از درشت‌ریشه-های 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 است، به همین دلیل ریزریشه‌های خاک محتوی عناصر غذایی بیشتری می‌باشند (۱۶ و ۳۹) که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد. همچنین مرور منابع بیانگر آنست که با افزایش شدت تخریب پوشش گیاهی مقادیر pH خاک کاسته شده و خاک اسیدی‌تر خواهد شد (۳،۱۳). در همین راستا، یان و چن (۲۰۱۰) بیان کردند که فعالیت زیتوده ریشه‌ها در خاکهای اسیدی کاهش می‌یابد (۳۹) که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد.

با توجه به نتایج به‌دست آمده از پژوهش حاضر، فعالیت تمام آنزیم‌های مورد مطالعه در رویشگاه حفاظت شده به طور معنی‌داری بیشتر از سایر عرصه‌ها بود. با این وجود، همه آنزیم‌ها به طور یکسان تحت تأثیر نوع پوشش اراضی قرار نمی‌گیرند (۳۶). آنزیم اوره‌آز، آنزیمی است که در طی فرآیند آن اوره به دی‌اکسیدکربن و آمونیاک هیدرولیز می‌شود و در واقع منجر به افزایش میزان واکنش (pH) خاک می‌شود (۱۷). 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 خواهند شد. مطابق گزارش ریز و همکاران (۲۰۱۰) بین محتوای رطوبت خاک و میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز ارتباط مثبت معنی‌داری وجود دارد (۲۶). بر همین اساس همانطور که پیش‌تر اشاره شد، حفاظت از پوشش گیاهی منجربه تقویت لایه آلی خاک خواهد شد و همین موضوع می‌تواند در تجمع بیشتر محتوای 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 محتوای 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 زنگ و همکاران (۲۰۰۹) بیان شد که عناصر غذایی خاک از عوامل مؤثر بر میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز است (۴۱). وجود مقادیر بالای عناصر غذایی در خاک رویشگاه حفاظت شده (به استناد بیشتر بودن عناصر غذایی در ریشه‌ها که خود شاخصی از حاصل‌خیزی خاک است) 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 برون‌سلولی می‌شود و علاوه بر آن فعالیت آنزیمی را نیز افزایش می‌دهد. از سوی دیگر حضور مولکول‌های آنزیم بر سطح کلوئیدهای آلی موجب تثبیت و حفاظت از آنزیم‌ها در مقابل صدمات ناشی از عوامل مختلف می‌گردد (۴۱).

اسیدفسفاتاز نوعی از آنزیم‌های برون سلولی است که با معدنی‌کردن فسفات آن را برای گیاه به صورت قابل جذب در می‌آورد (۲۵). افزایش محتوای رطوبت و حاصل‌خیزی خاک (۲۹) باعث بهبود افزایش فعالیت این آنزیم در عرصه‌های حفاظت شده در منطقه مورد مطالعه شد. همچنین، اسید فسفاتاز تحت تأثیر میزان شدت نور نسبی کاهش پیدا می‌کند (۳۳). در همین راستا، انتظار می‌رود با افزایش شدت تخریب پوشش گیاهی در منطقه مورد مطالعه، میزان نور ورودی به درون اکوسیستم بیشتر شده که همین موضوع اثرات منفی بر فعالیت این آنزیم در عرصه‌های تخریب یافته داشته است. آنزیم آریل سولفاتاز، نوعی از آنزیم است که نقش اساسی در تجزیه ماده آلی و معدنی‌شدن در خاک‌ها بازی می‌کند و به نوع و تراکم پوشش گیاهی رویشگاه بسیار حساس است (۱۹). 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 (۱۴). آنزیم اینورتاز نقش کلیدی در چرخه کربن و نیتروژن ایفا می‌کند که می‌تواند منجر به تبدیل ساکاروز به گلوکز و فروکتوز شود (۲۱). بر همین اساس رابطه بسیار نزدیکی بین مقدار کربن و نیتروژن خاک

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

با فعالیت این آنزیم وجود دارد (۴۱). وجود مقدار کربن و نیتروژن بیشتر در ریشه‌های موجود در خاک (که خود شاخص مناسبی از سطح این عناصر در داخل خاک هستند) رویشگاه‌های بدون تخریب نقش بسیار مؤثری در افزایش فعالیت این آنزیم در داخل خاک داشته است.

شناخت ویژگی‌های خاک به همراه اجزای موجود در آن و درک چگونگی اثرپذیری متقابل آن‌ها به عنوان یکی از پایه‌های مدیریت اصولی عرصه‌های طبیعی مطرح است. نتایج پژوهش حاضر حاکی از آنست که شدت‌های مختلف تخریب پوشش گیاهی اثر قابل توجهی بر شاخص‌های زیستی خاک دارند. مشخصه‌های اجزای زیرزمینی شامل زیتوده، کربن، نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در اجزای ریزریشه و درشت‌ریشه‌های خاک و همچنین فعالیت‌های آنزیمی شامل اوره‌از، اسیدفسفاتاز، آریل‌سولفاتاز و اینورتاز، کاهش معنی‌داری را به دنبال تخریب پوشش گیاهی نشان داد، بطوری که با افزایش شدت تخریب رویشگاه مقدار این مشخصه‌ها نیز بسیار کاهش یافت. در واقع می‌توان اشاره داشت که تخریب پوشش گیاهی با افت شاخص‌های کمی مواد آلی ورودی به خاک، آبشویی عناصر غذایی، شرایط میکروکلیمای نامناسب، فعالیت‌های زیستی خاک را تهدید می‌کند، در حالی که حفاظت از پوشش گیاهی می‌تواند اثرات مثبتی بر فعالیت اجزای زیرزمینی خاک داشته باشد. بنابراین یافته‌های این پژوهش مؤید حفاظت از پوشش های گیاهی طبیعی جهت افزایش مشخصه‌های کیفی و سلامت خاک است. نتایج این پژوهش می‌تواند در خصوص ارزیابی توان اکولوژیک و چرخه عناصر غذایی پوشش‌های گیاهی طبیعی در مناطق کوهستانی شمال ایران اطلاعات ارزشمندی در اختیار مدیران منابع طبیعی قرار داده و کمک شایانی نماید.

References

1. Alef, K. & P. Nannipieri., 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry Academic Press, London.
2. Aponte, C., L.V. García, I. M. Pérez Ramos, E. Gutiérrez & T. Marañón, 2011. Oak trees and soil interactions in Mediterranean forests: a positive feedback model. Journal of Vegetation Science, 22(5): 856-867.
3. 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): 07-316.
4. 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.
5. 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.
6. Eissenstat, D.M., C.E. Wells, R.D. Yanai & J.L. Whitbeck, 2000. Building roots in a changing environment: implications for root longevity. New Phytologist, 147(3): 33–42.
7. 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.
8. 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.
9. Huang, J., T.C. Lind, D. Xiongb, Z. Yangb, X. Liub, G. Chenb, J. Xieb, Y. Lic & Y. Yangb, 2019. Organic carbon mineralization in soils of a natural forest and a forest plantation of southeastern China. Geoderma, 344(2): 119–126.
10. 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.
11. Khresat, S., J. Al-Bakri & N. Al-Tahhan, 2008. Impacts of land use/cover change on soil properties in the Mediterranean region of northwestern Jordan. Land Degradation and Development, 19(4): 397-407.
12. 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.
13. Leuschner, C. & D. Hertel, 2003. Fine root biomass of temperate forests in relation to soil acidity and fertility, climate, age and species. Prog Botany, 64(2): 405–438.
14. 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.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

15. Liu, D., Y. Huang, S. An, H. Sun, P. Bhople & Z. Chen, 2018. Soil physicochemical and microbial characteristics of contrasting land-use types along soil depth gradients. Catena, 162(4): 345–353.
16. 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.
17. 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.
18. Nadelhoffer, K. J. & J. W. Raich, 1992. Fine root production estimates and belowground carbon allocation in forest ecosystems. Ecology, 73(5): 1139–1147.
19. Ndiaye, E. L., J. M. Sandeno, D. McGrath & R. P. Dick, 2000. Integrative biological indicators for detecting change in soil quality. American Journal of Alternative Agriculture, 15(4): 26-36.
20. 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.
21. 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.
22. 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.
23. Quan, X., C. H. Wang, Q. Zhang, X. Wang, Y. Luo & B. B. Lamberty, 2010. Dynamics of fine roots in five Chinese temperate forests. Journal of Plant Research, 123(5): 497–507.
24. Raiesi, F. & A. Beheshti, 2022. Evaluating forest soil quality after deforestation and loss of ecosystem services using network analysis and factor analysis techniques. Catena, 208, 105778.
25. 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.
26. 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.
27. Sahani, U. & N. Behera, 2001. Impact of deforestation on soil physicochemical charactteristics, microbial biomass and microbial activity of tropical soil. Land Degradation and Development, 12(3): 93-105.
28. Salehi, A., A. Mohammdi & A. Safari, 2012. Study on soil physical and chemical properties in degraded and less-degraded forests of Zagros. Iranian Journal of Forest, 3(1): 81-89. (In Persian)
29. 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.
30. Singh, A.K., X.J. Jiang, B. Yang, J. Wu, A. Rai, C. Chen, J. Ahirwal, P. Wang, W. Liu & N. Singh, 2020. Biological indicators affected by land use change, soil resource availability and seasonality in dry tropics. Ecological Indicators, 115(3): 189-193.
31. Singha, D., F.Q. Brearley & S.K. Tripathi, 2020. Fine root and soil nitrogen dynamics during stand development following shifting agriculture in Northeast India. Forests, 11(5): 123-142.
32. Sirajul Haque, S. M., S. D. Gupta & S. Miah, 2014. Deforestation effects on biological and other important soil properties in an upland watershed of Bangladesh. Journal of Forestry Research, 25(3): 877-885.
33. Taati, S., M. Matinizadeh, Kh. Sagheb-Talebi, Kh. Rahmani & H. Habashi, 2016. The role of canopy gap size and light intensity on soil phosphatase enzyme activity in Beech forest (Case study: Langa-Kladresht). Iranian Journal of Plant Research, 29(3): 532-539. (In Persian)
34. Tamooh, F., M. Huxhamd, M. Karachi, M. MencucciniJ. 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.
35. 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.
36. Wang, B., S. Xue, G. B. Liu, G. H. Zhang, G. Li & Z. P. Ren, 2012. Changes in soil nutrient and enzyme activities under different vegetations in the Loess Plateau area, Northwest China. Catena, 92(3): 186-195.
37. 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.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]

38. 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.
39. 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 Meta-Analyses. Critical Reviews in Plant Sciences, 29(3): 204–221.
40. 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.
41. 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.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-05-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1402.17.1.6.5]