Iranian Journal of Soil and Water Research ISNN: 2423-7833
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

The effect of land use on soil Physicochemical and biological characteristics in the west of Mazandaran province

Yahya Kooch[1]✉| Atefeh Shahpiri[2] | Halime Joloro[3] | Katayoun Haghverdi[4] | Mahmood Tavakoli Feizabadi[5]

1. Corresponding Author, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. E-mail: yahya.kooch@modares.ac.ir
2. Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. E-mail: Atefeh.shahpiri@modares.ac.ir
3. Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. E-mail: halime.joloro@modares.ac.ir
4. Department of Wood and Paper Science and Technology, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran. E-mail: Katayoun.haghverdi@kiau.ac.ir
5. Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. Email: Mahmood_tavakoli@modares.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Dec. 31, 2024

Revised: March. 1, 2024

Accepted: Apr. 4, 2024

Published online: Oct. 2024

Keywords:
Carbon and Nitrogen Mineralization,
Microbial Activity,
Non-Woody Vegetation,
Soil Fertility,
Woody Vegetation.

ABSTRACT

Destruction of vegetation and land use change can have significant effects on the variability of soil characteristics. Based on this, the present research was conducted to study the change of land covers on the characteristics of the soil surface layer in Kohpar Nowshahr, Mazandaran province. For this purpose, different soil characteristics in land cover (Carpinus orientalis Miller.), Crataegus (Crataegus microphylla C. Koch.) and barberry (Berberis integerrima Bunge.), Rangeland with the dominance of Agropyrom longyaristatum species, Rangeland with The dominance of Cousinia commutate species, has been studied in Kohper research station. Therefore, three plots of one hectare (100 m x 100 m) were selected in each of the studied habitats. In each of the plots, 4 samples were taken from the surface layer of the soil (surface 30 cm x 30 cm, 10 cm depth) and a total of 12 soil samples from each of the studied habitats were taken to the laboratory for analysis. The results indicated the significant effects of different land uses on most physical, chemical and biological characteristics of soil; So that the highest values of the characteristics of soil stability, clay content, pH, nitrogen, phosphorus, calcium, potassium, magnesium, fine-root and corse-root biomass, fulvic and humic acids and earthworms, acarina, nematodes, protozoa, fungi and bacterial populations and microbial characteristics were observed in the soil of Carpinus, Crataegus and barberry vegetation.The results of this research confirm that land cover Carpinus, Crataegus and barberry vegetation can lead to the maintenance of soil quality indicators in the semi-arid mountainous regions of the north of the country.

Cite this article: Kooch, Y., Shahpiri, A., Joloro, H., Haghverdi, K., & Tavakoli Feizabadi, M., (2024) The effect of land use on soil Physicochemical and biological characteristics in the west of Mazandaran province, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 55 (8), 1323-1343. https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.370566.669636

© The Author(s). Publisher: The University of Tehran Press.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.370566.669636

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Destruction of vegetation and land use change can have significant effects on the variability of soil characteristics. Physical, chemical and biological processes of the soil affect different layers of the soil. There are few reports of soil quality investigation in different land coners. Therefore, the present research was conducted with the aim of investigating the effect of forest, rangeland covers on soil characteristics in a semi-arid climate (which has habitats with sensitive and fragile conditions).

Materials and Methods

In the present study, the effect land cover (*Carpinus orientalis* Miller.), Crataegus (*Crataegus microphylla* C. Koch.) and barberry (*Berberis integerrima* Bunge.), Rangeland with the dominance of *Agropyrom longyaristatum* species, Rangeland with The dominance of *Cousinia commutate* species on some soil characteristics has been studied in Kohper research station, Nowshahr city. In order to carry out this research, 4 samples were taken from the mineral layer of the soil (surface 30 cm x 30 cm, 10 cm depth) and were taken to the laboratory for analysis. One-way analysis of variance test was used to check the presence or absence of significant values of different soil characteristics in relation to the different types of covers studied. Determining the relationship between different soil characteristics in the studied covers was done using principal component analysis (PCA).

Results and Discussion

The results indicated the significant effects of different land covers on soil characteristics. According to the findings of this research, the types of different covers studied caused changes in most of the soil quality characteristics. So that the highest values of the characteristics of soil stability, clay, macro-aggregate and micro-aggregate, pH, nitrogen, phosphorus, calcium, potassium, magnesium, coarse root and fine root biomass, urease enzyme, Invertase, acid phosphatase, aryl sulfatase, fulvic and humic acids, and Earthworms, acarina, nematodes, protozoa, fungi and bacterial populations and microbial characteristics were observed in the soil of *Carpinus*, *Crataegus* and *barberry* vegetation. The characteristics of organic matter, Particle density and soil silt did not show statistically significant differences among the habitats under study. According to the results of PCA analysis, the amount of organic matter, clay, fulvic and humic acids and the stability of soil of the lower part of *Carpinus* species had an effective role in increasing the soil microbial contribution of this type of cover compared to other covers.

Conclusions

The results of this research confirm that cover *Carpinus*, *Crataegus* and *barberry* vegetation can lead to the maintenance of soil quality indicators in the semi-arid mountainous regions of the north of the country. In this regard, it is suggested to rehabilitate the degraded lands in the study area as well as areas with similar ecological conditions, along with other native covers of the area, special attention should be paid to the use of *Carpinus*, *Crataegus* and *barberry* vegetation for soil protection.

Author Contributions

Yahya Kooch: Conceptualization, Supervision, Project Administration, Software, Validation, Writing – Review & Editing. Atefeh Shahpiri: Investigation, Methodology, Resources, Formal Analysis, Software, Validation, Visualization, Writing – Original Draft. Halime Joloro: Investigation, Methodology, Resources, Formal Analysis, Software, Validation, Visualization, Writing – Original Draft. Katayoun Haghverdi: Data Curation, Formal Analysis, Software. Mahmood Tavakoli FaizabadI: Methodology, Data Curation, Formal Analysis, Validation, Writing – Review & Editing.

Data Availability Statement

Data will be made available on request.

Acknowledgements

Hereby, we extend our thanks and appreciation to Tarbiat Modares University for providing the necessary facilities for conducting this research.

Ethical considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۵، شماره ۸ شاپا: ۷۸۳۳-۲۴۲۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

اثر کاربری اراضی بر مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی خاک غرب استان مازندران

یحیی کوچ[1]✉ | عاطفه شه‌پیری[2] | حلیمه جلورو[3] | کتایون حق‌وردی[4] | محمود توکلی فیض‌آبادی[5]

۱. نویسنده مسئول، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران. رایانامه: yahya.kooch@modares.ac.ir
۲. گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران. رایانامه: Atefeh.shahpiri@modares.ac.ir
۳. گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.رایانامه: Halime.joloro@modares.ac.ir
۴. گروه علوم و صنایع چوب و کاغذ، واحد کرج، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران. رایانامه: Katayoun.haghverdi@kiau.ac.ir
۵. گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران. رایانامه: Mahmood_tavakoli@modares.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱۰/۱۳
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۱/۲۵
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۴/۲۳
تاریخ انتشار: آبان ۱۴۰۳

واژه‌های کلیدی:
پوشش گیاهی چوبی،
پوشش گیاهی غیرچوبی،
حاصلخیزی خاک،
فعالیت میکروبی،
معدنی شدن کربن و نیتروژن.

چکیده

تخریب پوشش‌های گیاهی و تغییر کاربری اراضی می¬تواند اثرات برجسته¬ای در تغییرپذیری ویژگی¬های خاک داشته باشد. بر همین اساس پژوهش حاضر با هدف مطالعه تغییر پوشش‌های اراضی بر ویژگی¬های لایه سطحی خاک در کوهپر نوشهر، استان مازندران انجام شد. به این منظور، ویژگی‌های مختلف خاک تحت پوشش گیاهی لور ((Carpinus orientalis Miller.، پوشش درختچه¬ای ولیک ((Crataegus microphylla C. Koch.و زرشک ((Berberis integerrima Bunge.، مرتع قرق با غالبیت گونه Agropyrom longyaristatum و عرصه دیم¬زار با غالبیت گونه Cousinia commutate در ایستگاه تحقیقاتی کوهپر، مورد مطالعه قرار گرفته است. از این رو، در هر یک از رویشگاه¬های موردمطالعه سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ متر × ۱۰۰ متر) انتخاب شدند. در هر یک از این قطعات، تعداد ۴ نمونه از لایه معدنی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت شد و در مجموع از هر یک از رویشگاه¬های مورد مطالعه، ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل گردید. نتایج حاکی از اثرات معنی¬دار کاربری‌های مختلف اراضی بر اکثر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک بود؛ به¬طوری‌که بیشترین مقادیر مشخصه¬های پایداری خاکدانه، محتوی رس، pH، نیتروژن، فسفر، کلسیم، پتاسیم، منیزیم، زی‌توده درشت ریشه و ریز ریشه، آنزیم‌ها، اسیدهای فولویک و هیومیک و کرم‌های خاکی، کنه، نماتد، پروتوزوئر، جمعیت قارچ و باکتری و مشخصات میکروبی به ترتیب در خاک پوشش‌های گیاهی چوبی لور و ولیک و زرشک مشاهده شد. نتایج این پژوهش مؤید آن است که وجود پوشش گیاهی لور، ولیک و زرشک می¬تواند منجر به حفظ شاخص¬های کیفیت خاک در مناطق کوهستانی شمال کشور شود.

استناد: کوچ، یحیی؛ شه‌پیری، عاطفه؛ جلورو، حلیمه؛ حق‌وردی، کتایون؛ و توکلی فیض‌آبادی، محمود (۱۴۰۲). اثر کاربری اراضی بر مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی خاک غرب استان مازندران، *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۵ (۸)، ۱۳۴۳-۱۳۲۳. https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.370566.669636

© نویسندگان.
ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.370566.669636

مقدمه

جنگل‌ها میراثی گران‌بها و یکی از عوامل مهم در بوم‌سازگان یک منطقه هستند که علاوه بر استفاده و بهره‌برداری از آن‌ها، در حفاظت و صیانت از آن‌ها نیز باید اقدامات اساسی صورت گیرد. طبقه‌بندی و گروه‌بندی اکولوژیکی اراضی و رویشگاه‌های جنگلی از دهه‌های گذشته تا به امروز از مباحث اصلی مدیریت جنگل (به عنوان واحد پایه اکوسیستم جنگل) بوده است. خاک به عنوان بخش مهمی از زیست‌بوم نقش کلیدی در ارائه خدمات اکوسیستم دارد و استفاده پایدار از منابع خاک برای حفظ حداکثر بهره‌وری محصول و کیفیت محیطی ضروری است. اما امروزه تغییرات کاربری اراضی برای تامین غذا و نیازهای سکونتگاهی جمعیت این منابع را به شدت تهدید می‌کند؛ بنابراین ارزیابی و پایش کیفیت و تخریب خاک برای استفاده پایدار از منابع خاک ضروری است (Zahedifar, 2023). به همین دلیل اخیراً تعیین کیفیت خاک برای شناسایی جنبه‌های منفی تغییر کاربری اراضی و تخریب خاک بسیار مورد توجه قرار گرفته است. یکی از مهمترین دغدغه‌های دنیا، چالش تغییر کاربری اراضی از جنگل و مرتع طبیعی به زمین‌های زیر کشت است؛ البته باید در نظر داشت که تغییر کاربری اراضی به ویژه اراضی طبیعی منجر به تخریب شدید خاک می‌شود (Zahedifar, 2023). در بین سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵، از دست رفتن مناطق جنگلی جهان نزدیک به ۳/۳ میلیون هکتار بوده است (Rahman et al., 2023). هنگامی‌که جنگل‌های طبیعی به اکوسیستم‌های تحت مدیریت انسان تبدیل می‌شوند، کیفیت خاک به شدت تحت تاثیر قرار می‌گیرد و کارکردهای آن کاهش می‌یابد (Leul et al., 2023). تبدیل زمین به مصارف دست‌ساز، مانند کشاورزی در مقیاس بزرگ تجاری و معیشتی، مستلزم پاک‌سازی گسترده پوشش گیاهی طبیعی است که خسارات جبران‌ناپذیری را به منابع خاک وارد می‌کنند و آثار آن در ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی خاک بیان می‌شود (Veldkamp et al., 2020).

کیفیت خاک برآیندی از مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک است (Kooch et al., 2023). بنابراین بررسی همزمان مشخصه‌های مختلف خاک برای ارزیابی کامل، کاربردی و مؤثر کیفیت خاک از اهمیت زیادی برخوردار است (Ezeaku, 2015) که در مطالعات پیشین این موضوع کمتر مورد توجه قرار گرفته است. شاخص‌های کیفیت خاک ویژگی‌های قابل‌سنجش هستند که ظرفیت خاک را برای انجام یک عملکرد مشخص تحت تأثیر قرار می‌دهد (Vashisht et al., 2020). در این رابطه، خواص فیزیکی خاک از اهمیت زیادی برخوردارند زیرا بر توزیع، رویش و توسعه پوشش گیاهی بسیار اثرگذار هستند. جرم مخصوص ظاهری، تخلخل، نفوذپذیری از ویژگی‌های فیزیکی خاک هستند که به دنبال تخریب عرصه‌های طبیعی و تغییر کاربری دستخوش تغییر شده و فرسایش بیشتر خاک را به همراه دارند (Osman, 2013). فرسایش خاک به ویژگی‌های زیادی مانند اندازه ذرات خاک، نفوذپذیری و رطوبت خاک نیز وابسته است. یکی از شاخص‌های کلیدی کیفیت و حاصلخیزی خاک، محتوای ماده آلی خاک است. آزاد شدن مواد غذایی از مواد آلی در حال تجزیه، بخش مهمی از چرخه عناصر غذایی در بوم‌سازگان‌های خشکی می‌باشد که مقدار عناصر غذایی قابل‌دسترس برای جذب توسط گیاه و یا خروج از بوم‌سازگان را کنترل می‌نماید (Kooch & Ghaderi, 2023). اثر پوشش گیاهی و تغییر کاربری اراضی می‌تواند از طریق تخریب و کاهش پوشش گیاهی بر روی ماده آلی اثرگذار باشد؛ بنابراین محتوی ماده آلی و پویایی آن در خاک یک مشخصه ضروری برای ارزیابی تغییرات در مورد انواع پوشش‌های گیاهی است (Zhao et al., 2021).

مجموعه جانوری و گیاهی خاک یکی از مهم‌ترین اجزا اکوسیستم خاک محسوب می‌شود و در مقایسه با مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک به دخالت‌های انسانی و تغییر پوشش‌های گیاهی بسیار حساس‌تر هستند و خیلی سریع‌تر واکنش نشان می‌دهند (Zahedifar, 2023). مشخصه‌های زیستی در رویشگاه‌های مختلف تحت تأثیر پارامترهای زیادی ازجمله نوع پوشش گیاهی، مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و نوع مدیریت قرار دارد (Sohrabi et al., 2022). در این بین، جمعیت میکروبی خاک مهم‌ترین بخش زنده خاک هستند که نقش مهمی در چرخه عناصر غذایی، حاصلخیزی درازمدت و جریان انرژی در خاک دارند (Cusack et al., 2011). همچنین پژوهش‌های زیادی نشان می‌دهد که فعالیت آنزیم‌ها می‌تواند به‌عنوان اولین شاخص برای تغییراتی که در اثر روش‌های مدیریتی و همچنین تغییرات اقلیمی در ویژگی‌های خاک روی می‌دهد محسوب شود (Yemefack et al., 2006; Tong et al., 2021). فون خاک‌زی نقش مهم و شناخته شده‌ای در تشکیل و پایداری ساختمان خاک دارد. در این بین، کرم‌های خاکی از مهم‌ترین موجودات خاک‌زی هستند که در بیشتر اکوسیستم‌های زمینی یافت می‌شوند و نقش تعیین‌کننده‌ای در چرخه مواد غذایی دارند (Wang et al., 2017). کنه‌ها و پادمان‌های خاکزی نیز به عنوان شایع‌ترین موجودات خاک‌زی محسوب می‌شوند و نشان داده شده است که میزان تجزیه مواد آلی، چرخه مواد غذایی و بهره‌وری اولیه را افزایش می‌دهند (Muturi et al., 2009) و بر ترکیب و زی‌توده گونه‌های میکروبی در اکوسیستم‌های جنگلی تأثیر می‌گذارند (Groffman et al., 2004). همچنین نماتدهای خاک‌زی دارای جایگاهی ویژه در مرکزیت شبکه غذایی خاک هستند و با توجه

به تعاملات متنوع تغذیه‌ای نماتدها، ترکیب فون نماتد خاک منعکس‌کننده تغییرات در منابع گیاه مربوط به گونه، فصل یا اعمال مدیریت است (Ugarte et al., 2013). به‌طورکلی، ویژگی‌های زیستی خاک در مقایسه با سایر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی به‌دلیل حساس بودن به هرگونه دگرگونی ایجادشده، اثر پوشش و یا تغییر کاربری اراضی، به‌عنوان شاخص‌های مناسبی برای بررسی کیفیت و سلامت خاک مورد توجه می‌باشند (Moghimian et al., 2017).

اگرچه در داخل کشور پژوهش‌هایی در ارتباط با اثرات تغییر پوشش اراضی بر کیفیت خاک صورت گرفته؛ اما اکثر آن‌ها بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأکید داشته‌اند (Fenetahun et al., 2021; Karamian et al., 2023). این در حالی است که استفاده از ویژگی‌های زیستی خاک به عنوان شاخص‌های حساس نسبت به تغییر و تخریب رویشگاه‌ها در مطالعات زیادی در دنیا تاکید شده است. همچنین تغییرات کاربری اراضی طبیعی در مناطق کوهستانی و نیمه‌خشک به عنوان اکوسیستم‌های حساس و شکننده که در مقیاس جهانی بسیاری از مناطق جهان را در برگرفته است، کمتر مورد توجه قرار گرفته است. از این رو، در تحقیق حاضر تلاش شد علاوه بر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، پارامترهای زیستی نیز مورد بررسی قرار گیرد، بنابراین نتایج حاصل از این پژوهش ارزیابی جامعی از وضعیت کیفیت خاک در اثر تغییر کاربری اراضی ارائه می‌دهد. بر همین اساس این پژوهش اثر تغییر پوشش‌های اراضی ازجمله پوشش گیاهی لور، پوشش درختچه‌ای ولیک و زرشک، مرتع قرق با غالبیت گونه *Agropyrom longyaristatum*، عرصه دیم‌زار با غالبیت گونه *Cousinia commutate*، را بر ویژگی‌های لایه معدنی خاک (شامل خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی (جمعیت موجودات خاکزی، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی)) در یک اکوسیستم کوهستانی در منطقه کوهپر استان مازندران را مورد بررسی قرار داده است.

پیشینه پژوهش

در بررسی Shankar & Garkoti (2024)، تأثیر انواع کاربری اراضی بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی خاک جنگل و سیستم‌های کشاورزی مرتبط در هیمالیا ارزیابی شده است. این مطالعه در سه جنگل بلوط، کاج، توسکا و زمین‌های کشاورزی مجاور جنگل بلوط و مجاور جنگل کاج انجام گرفته است. نتایج تجزیه و تحلیل مولفه‌های اصلی [۱] نشان داده است که کربن آلی، تخلخل خاک، و pH خاک تنظیم‌کننده‌های اولیه زیست‌توده میکروبی در انواع کاربری زمین و اعماق خاک هستند. اکوسیستم‌های کشاورزی در مقایسه با توسکا، کاج و بلوط تأثیر مثبت بیشتری بر مواد مغذی خاک و زیست‌توده میکروبی مجاور داشته‌اند. در مطالعه‌ای دیگر Leul *et al.* (2023) به تجزیه و تحلیل تأثیر تغییر کاربری زمین بر پویایی کیفیت خاک در یک اکوسیستم نیمه مرطوب گرمسیری در غرب اتیوپی پرداخته‌اند. در این مطالعه، نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متر در ۴ رویشگاه جنگلی، مرتعی، زمین‌های تجاری و زمین‌های کشاورزی قدیمی برداشت شده است. نتایج حاکی از آن است که محتوای ماده آلی خاک، pH، ظرفیت مزرعه، کلسیم و پتاسیم قابل‌تبادل، فسفر قابل‌دسترس و چگالی ظاهری می‌تواند به عنوان ویژگی‌های کلیدی ارزیابی شاخص کیفیت خاک در اکوسیستم‌های مرطوب گرمسیری و محیط‌های مشابه استفاده شود. در مطالعه‌ای که توسط da Silva Delabona *et al.* (2012) در کشور برزیل صورت گرفته است به مقایسه پتانسیل کاربری‌های مختلف زمین برای ارائه خدمات زیست‌محیطی با مقایسه شاخص‌های کیفیت خاک بر روی یک خاک قرمز–زرد پرداخته شده است. نتایج نشان داده است که تغییر کاربری از جنگل به مرتع منجر به کاهش کیفیت خاک و کاهش توانایی این مناطق در ارائه خدمات زیست‌محیطی شده است. مرور مطالعات انجام‌شده حاکی از اهمیت بررسی تاثیر کاربری‌های مختلف بر ویژگی‌های خاک است. با این وجود مطالعات اندکی به‌صورت جامع تغییرات مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و به‌ویژه زیستی خاک را تحت تاثیر کاربری‌های مختلف جنگلی، مرتعی و کشاورزی در اکوسیستم‌های حساس کوهستانی مورد بررسی قرار داده‌اند که تحقیق حاضر به دنبال پر کردن این خلاء علمی است.

روش‌شناسی پژوهش

منطقه مورد مطالعه

منطقه موردنظر، در ایستگاه تحقیقاتی کوهپر، در فاصله ۸۵ کیلومتری شهرستان نوشهر و بین طول جغرافیایی ′۱۴ °۵۱ شرقی و عرض جغرافیایی ′۳۱ °۳۶ شمالی واقع شده است (شکل ۱). این محدوده شامل منطقه قرق، چرا و دیم‌زار رها شده است که با مساحت حدود ۵۰ هکتار می‌باشند. منطقه مورد مطالعه دارای اقلیم کوهستانی نیمه‌خشک و ارتفاع آن از سطح دریا ۱۶۰۰ متر بوده، مقدار بارندگی متوسط

[۱] Principal Component Analysis

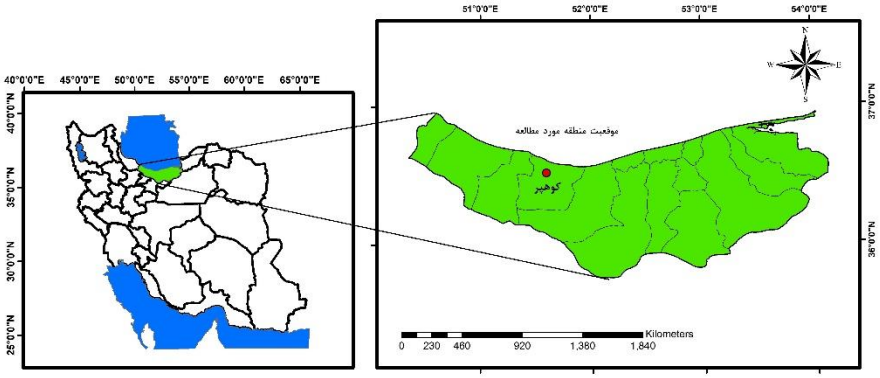
سالانه آن ۳۷۰ میلی‌متر و پتانسیل تبخیر سالیانه آن برابر با ۱۳۰۰ میلی‌متر است. حداقل دما ۵ درجه سانتی‌گراد در بهمن‌ماه و حداکثر ۲۲ درجه سانتی‌گراد در مردادماه می‌باشد. پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در این تحقیق عبارتند از:

۱- پوشش گیاهی لور (*Carpinus orientalis* Miller.)

۲- پوشش درختچه‌ای ولیک (*Crataegus microphylla C.* Koch.) و زرشک (*Berberis integerrima* Bunge.)

۲- مرتع قرق با غالبیت گونهٔ "*Agropyrom longyaristatum*"

۳- عرصه دیم‌زار با غالبیت گونهٔ "*Cousinia commutate*"



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

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی خاک

به منظور بررسی اثرات پوشش‌های اراضی بر مشخصه‌های مختلف خاک، پس از بررسی‌های اولیه و بازدیدهای میدانی، بخش‌هایی از اراضی فوق‌الذکر 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. طرح آماری مورداستفاده در این تحقیق، طرح کاملا تصادفی می‌باشد. پس از پیمایش منطقه، در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از این قطعات، تعداد ۴ نمونه از لایه سطحی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت و در مجموع از هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد (Kooch & Noghre, 2020). برای اندازه‌گیری رطوبت خاک، نمونه‌های خاک تازه به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شدند (Tavakoli et al., 2018a). دمای خاک نیز با استفاده از دماسنج دیجیتال برای عمق مورد مطالعه در زمان نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد (Zancan et al., 2006). جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه و جرم مخصوص حقیقی به روش پیکنومتری (Blake & Hartge, 1986) اندازه‌گیری و سپس تخلخل خاک محاسبه شد (Pires et al., 2014). پایداری خاکدانه‌ها به روش یودر[۱] (Kemper & Rosenau, 1986) و بافت خاک به روش هیدرومتری اندازه‌گیری شد (Six et al., 1998). واکنش خاک، به روش پتانسیومتری[۲] از طریق دستگاه pH متر الکتریکی، هدایت الکتریکی به وسیله EC سنج، کربن آلی خاک به روش والکلی-بلاک و نیتروژن کل به روش کجلدال محاسبه شد. میزان ترسیب کربن از رابطه ۱ و ترسیب نیتروژن از رابطه ۲ (Wang & Dalal, 2006) برآورد شد.

$$Cseq\ (Mg\ ha^{-1}) = 10000 \times \%OC \times Pb \times E$$ رابطه ۱)

$$Nseq\ (Mg\ ha^{-1}) = 10000 \times \%N \times Pb \times E$$ رابطه ۲)

که در این روابط، Cseq میزان کربن ترسیب شده، OC درصد کربن آلی، Nseq میزان نیتروژن ترسیب شده، N درصد نیتروژن کل،

---

۱ Yoder

۲ Potentiometry

Pb جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) و E عمق نمونه خاک به سانتی‌متر می‌باشد.

فسفر به روش اولسن (Chapman & Pratt, 1962)، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل‌جذب خاک با استفاده از روش جذب اتمی اندازه‌گیری شد (Bower et al., 1952). کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای با روش کاهش وزن (Nelson & Sommers, 1983) به‌وسیله سوزاندن تعیین شد. پس از تعیین مقدار خاکدانه‌های میکرو (ذرات کوچک‌تر از ۰/۲۵ میلی‌متر) و ماکرو (ذرات بزرگ‌تر از ۰/۲۵ میلی‌متر) به روش الک‌تر (Elliott & Cambardella, 1991)، روش والکی–بلاک برای اندازه‌گیری مقادیر کربن و نیتروژن موجود در خاکدانه‌های میکرو و ماکرو مورد استفاده قرار گرفت (Page et al., 1750).کربن و نیتروژن آلی محلول به وسیله دستگاه تجزیه کربن آلی (Shimadzu TOC-550A) اندازه‌گیری شد (Jones & Willett, 2006). مقدار زی‌توده درشت‌ریشه‌ها (قطر بالای ۲ میلی‌متر) و ریز ریشه‌ها (قطر کمتر از ۲ میلی‌متر) در مترمربع برای هر رویشگاه به‌دست آمد (Neatrour et al., 2005). شاخص دسترسی کربن نیز از تقسیم میزان تنفس میکروبی پایه بر تنفس برانگیخته برآورد شد (Jia et al., 2005). شاخص مدیریت کربن به روش .Blair et al (1995) بدست آمد. از روش انکوباسیون آزمایشگاهی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز استفاده شد (Alef & Nannipieri, 1995). برای اندازه‌گیری اسیدهای آلی (فولویک و هیومیک) خاک در محیط آزمایشگاه از روش وزنی استفاده شد (Ghazanshahi, 2006). میزان میانگین هندسی فعالیت آنزیمی خاک (GME) از رابطه ۳ (Paz-Ferreiro et al., 2012) و H´ از رابطه ۴ (Lagomarsino et al., 2011) محاسبه شد.

$$GME = \sqrt[4]{(Urease + ACP + Aryl + Invertase)}$$ رابطه ۳)

$$H' = -\sum_{i=1}^{4} PiLnPi$$ رابطه ۴)

در این روابط GME، Urease، ACP، Invertase و Aryl به ترتیب میانگین هندسی فعالیت آنزیمی خاک، فعالیت آنزیم اوره‌آز، فعالیت آنزیم اسید فسفاتاز، فعالیت آنزیم اینورتاز و فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز را نشان می‌دهد. هر Pi با نسبت هر فعالیت آنزیم به مجموع تمام فعالیت‌های آنزیمی بستگی دارد.

مشخصه‌های اقلیمی (رطوبت و حرارت) و زیستی خاک در دو فصل تابستان (مرداد) و پاییز (آبان) مورد بررسی قرار گرفت. برای شناسایی کرم‌های خاکی از روی شکل ظاهری، هر یک از آنها ابتدا به‌صورت دستی از خاک جدا و پس از شستشو در آب در ظروف حاوی الکل نگهداری شدند. با توجه به مشخصه‌های ریخت‌شناسی (اندازه، طول و رنگ بدن) و همچنین مشخصه‌هایی نظیر محل قرارگیری و شکل گلیتلوم، محل قرارگیری اندام‌های جنسی روی سگمنت‌ها و گلیتلوم، شکل و نوع اندام‌های جنسی و دیگر مشخصات ظاهری، کرم‌های خاکی مورد شناسایی قرار گرفت (Bayranvand & Kooch, 2017). نمونه‌های جمع‌آوری شده کرم‌های خاکی تمیز و شمارش شد، در پاکت‌های مقوایی قرار داده شده و به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۰ درجه سلسیوس خشک شد و سپس وزن آن‌ها به وسیله ترازو تا دقت میلی‌گرم اندازه‌گیری شد (Kooch et al., 2017). شمارش کنه‌ها و پادمان‌ها به روش قیف برلیز، نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانتریفیوژ (Neher et al., 2005)، پروتوزوئرهای خاک بوسیله میکروسکوپ با بزرگنمایی ۵۰ (Adl et al., 2006)، جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌های خاکزی به روش کشت (Wollum, 1982) در محیط آزمایشگاه ثبت شد. تنفس پایه خاک با استفاده از روش بطری دربسته (Alef & Nannipieri, 1995) و تنفس برانگیخته خاک، همانند روش تنفس پایه با اضافه کردن میزان ۱ میلی‌لیتر گلوکز ۱ درصد برای هر نمونه خاک ۱۰ گرمی اندازه‌گیری شد (Anderson & Domsch, 1990). کربن، نیتروژن و فسفر زی‌توده میکروبی خاک نیز به روش تدخین–استخراج، اندازه‌گیری شد (Brookes et al., 1985). اندازه‌گیری آمونیوم به روش Idophenol blue method و قرائت عصاره در طول موج ۶۴۵ نانومتر توسط دستگاه طیف‌سنج انجام شد (که اساس آن بر واکنش بین فنل و آمونیوم است) و اندازه‌گیری نیترات با دستگاه فتومتر (در طول موج ۴۲۰ نانومتر) به روش نیترات صورت پذیرفت (Robertson et al., 1999). برای سنجش فرآیندهای آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن از روش کیسه مدفون استفاده شد (Singh et al., 2009; Wang et al., 2010).

تجزیه آماری داده‌ها

به منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف‌اسمیرنوف[1] و همگنی واریانس با آزمون لون[2] تست گردید. به منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مورد مطالعه در ارتباط با پوشش‌های اراضی، برای مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی (در هر یک از فصول تابستان و پاییز) از تجزیه واریانس یک‌طرفه استفاده شد. آزمون دانکن نیز

[1] Kolmogorov–Smirnov test
[2] Levene's test

به منظور مقایسه چندگانه میانگین به کار گرفته شد. کلیه تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۰ انجام پذیرفت. همچنین به منظور انجام آنالیز چند متغیره و تعیین ارتباط فعالیت‌های زیستی با مقادیر مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک در انواع پوشش-های اراضی، تحلیل PCA با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD تحت Windows مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌های پژوهش

مشخصه‌های فیزیکی خاک

نتایج تجزیه واریانس نشان‌دهنده تفاوت آماری معنی‌دار اکثر ویژگی‌های فیزیکی خاک در بین رویشگاه‌های مورد بررسی است (جدول ۱). نتایج به دست آمده نشان داد که بیشترین مقدار جرم مخصوص ظاهری ۱/۳۸ و شن ۲۵/۸۳ به خاک رویشگاه دیم‌زار تعلق داشت در حالی‌که کمترین مقدار جرم مخصوص ظاهری در رویشگاه ولیک و زرشک ۱/۲۱ و کمترین درصد شن در خاک پوشش گیاهی لور ۲۰/۹۲ مشاهده شد. حداکثر مقادیر پایداری خاکدانه ۶۸/۷۳، درصد رس ۳۹/۵۰ و درصد خاکدانه‌های درشت ۵۲/۲۵ و ریز ۳۰/۶۷ در پوشش گیاهی لور اندازه‌گیری شد و کمترین مقدار آن‌ها در رویشگاه دیم‌زار بود (جدول ۱).

جدول ۱. تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) مشخصه‌های فیزیکی در رویشگاه‌های مورد مطالعه

مشخصه	رویشگاه				تجزیه واریانس	
	پوشش گیاهی لور	ولیک و زرشک	مرتع قرق	دیم‌زار	مقدار F	معنی‌داری
جرم مخصوص ظاهری	۱/۳۲±۰/۰۴a	۱/۲۱±۰/۰۳b	۱/۳۳±۰/۰۴a	۱/۳۸±۰/۰۳a	۴/۲۱۰	۰/۰۱۱*
جرم مخصوص حقیقی	۲/۳۷±۰/۰۴a	۲/۴۰±۰/۰۵a	۲/۴۲±۰/۰۶a	۲/۴۱±۰/۰۵a	۰/۲۶۱	۰/۸۵۳ns
تخلخل (درصد)	۰/۴۴±۰/۰۱b	۰/۴۹±۰/۰۲a	۰/۴۵±۰/۰۲ab	۰/۴۲±۰/۰۲b	۳/۰۰۳	۰/۰۴۰*
پایداری (درصد)	۶۸/۷۳±۲/۷۴a	۶۴/۱۹±۳/۷۶ab	۵۸/۳۰±۱/۷۱bc	۵۲/۸۷±۲/۸۷c	۵/۸۱۸	۰/۰۰۲**
شن (درصد)	۲۰/۹۲±۰/۸۲b	۲۳/۰۸±۱/۰۵ab	۲۵/۵۸±۱/۱۴a	۲۵/۸۳±۱/۱۳a	۴/۹۴۲	۰/۰۰۵**
سیلت (درصد)	۳۹/۵۸±۱/۸۸a	۴۰/۱۷±۱/۴۲a	۴۱/۲۵±۲/۳۲a	۴۴/۹۲±۱/۶۰a	۱/۶۹۴	۰/۱۸۲ ns
رس(درصد)	۳۹/۵۰±۱/۷۱a	۳۶/۷۵±۱/۱۰ab	۳۳/۱۷±۱/۴۵b	۲۹/۲۵±۰/۹۰c	۱۱/۲۰۷	۰/۰۰۰**
خاکدانه درشت (درصد)	۵۲/۲۵±۲/۱۳a	۳۸/۳۳±۳/۰۱b	۳۳/۷۵±۱/۲۳b	۳۴/۳۳±۱/۷۲b	۱۶/۴۹۲	۰/۰۰۰**
خاکدانه ریز (درصد)	۳۰/۶۷±۲/۹۱a	۲۷/۱۷±۰/۹۵ab	۲۳/۶۷±۲/۵۷b	۲۱±۱/۳۰b	۴/۰۱۴	۰/۰۱۳*

*، **، به ترتیب نشان‌دهنده‌ی معنی‌داری در سطح ۹۵ و ۹۹ درصد، ns نشان‌دهنده عدم معنی‌داری و حروف مختلف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار (P<0/05) بین رویشگاه‌ها است.

مشخصه‌های شیمیایی و زیستی خاک

بررسی پارامترهای شیمیایی در کاربری‌های مختلف بیانگر آن است که اکثر مشخصه‌های شیمیایی در پوشش گیاهی لور دارای حداکثر مقدار و در دیم‌زار دارای حداقل مقدار می‌باشند. در پوشش گیاهی لور بیشترین مقدار واکنش خاک ۶/۶۷ و کمترین مقدار آن در مرتع قرق و رویشگاه ولیک و زرشک ۵/۶۷ مشاهده شد (جدول ۲).

پویایی شاخص‌های زیستی خاک

نتایج تجزیه وتحلیل واریانس داده‌ها نشان داد که نوع پوشش گیاهی موردبررسی از لحاظ آماری تاثیر معنی‌داری بر مقدار مشخصه‌های زیستی و میکروبی خاک دارد. نتایج بیانگر این است که در بین ۴ نوع رویشگاه موردبررسی، رویشگاه با پوشش گیاهی لور دارای بیشترین مقادیر و رویشگاه دیم‌زار دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد. طبق نتایج بیشترین تنفس پایه۱/۱۲، نیتروژن زی‌توده میکروبی۳۷/۰۸، فسفر زی‌توده میکروبی۶۱/۰۰، فراوانی اپی‌ژئیک ۰/۲۵، زی‌توده آنسئیک۴/۰۸ و زی‌توده اندوژئیک ۸/۶۸، مربوط به رویشگاه جنگلی لور می‌باشد. بیشترین درصد محتوی رطوبت خاک ۲۸/۹۸، فراوانی کل کرم خاکی ۳/۲۵، زی‌توده کل کرم خاکی ۳۲/۹۴، فراوانی کنه خاک‌زی ۳۰۷۲۴، فراوانی پادمان خاک‌زی۹۰۱۶/۲۰، نماتد کل خاک‌زی ۴۱۳/۵۰، فراوانی پروتوزوئر خاک‌زی ۳۷۸/۷۵، جمعیت قارچ ۱/۰۳ و جمعیت باکتری ۲/۰۰ نیز در فصل پاییز و در رویشگاه جنگلی لور دارای بیشترین مقدار می‌باشد (جدول ۳).

جدول ۲. تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) مشخصه‌های شیمیایی و زیستی خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه

مشخصه	رویشگاه				تجزیه واریانس	
	پوشش گیاهی لور	ولیک و زرشک	مرتع قرق	دیم‌زار	مقدار F	معنی‌داری
واکنش	۶/۶۷±۰/۱۴a	۵/۶۷±۰/۱۴c	۵/۶۷±۰/۱۴c	۶/۱۷±۰/۱۷b	۱۰/۳۷۱	۰/۰۰۰**
هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	۰/۳۱±۰/۰۰a	۰/۲۳±۰/۰۰c	۰/۲۵±۰/۰۰bc	۰/۲۷±۰/۰۱b	۱۴/۳۰۲	۰/۰۰۰**
کربن (درصد)	۳/۴۲±۰/۴۰a	۳/۶۷±۰/۴۱a	۳/۲۵±۰/۲۸a	۳/۳۳±۰/۳۳a	۰/۲۵۰	۰/۸۶۱ ns
ترسیب کربن (مگاگرم بر هکتار)	۵۲/۳۵±۳/۹۴a	۵۰/۰۸±۵/۰۰a	۴۹/۰۷±۴/۵۴a	۵۳/۲±۴/۱۱a	۰/۱۹۰	۰/۹۰۲ ns
کربن در خاکدانه درشت (درصد)	۰/۲۱±۰/۰۳ab	۰/۲۹±۰/۰۳a	۰/۱۷±۰/۰۴b	۰/۱۴±۰/۰۲b	۴/۲۱۶	۰/۰۱۰*
کربن در خاکدانه ریز (درصد)	۰/۱۶±۰/۰۳ab	۰/۱۷±۰/۰۲a	۰/۱۴±۰/۰۳ab	۰/۰۹±۰/۰۲b	۱/۹۲۹	۰/۱۳۹ ns
کربن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۳۵/۱۷±۲/۸۵ab	۳۷/۴۱±۲/۶۵a	۲۹/۰۸±۲/۳۳b	۲۱/۲۳±۱/۸۸c	۸/۷۰۶	۰/۰۰۰**
کربن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	۱/۸۹±۰/۱۹ab	۲/۳۸±۰/۱۶a	۱/۴۱±۰/۲۴bc	۱/۲۲±۰/۲c	۶/۷۴۸	۰/۰۰۱**
شاخص دسترسی به کربن	۰/۲۰±۰/۰۲a	۰/۱۸±۰/۰۳a	۰/۲۰±۰/۰۴a	۰/۲۳±۰/۰۷a	۰/۳۱۲	۰/۸۱۷ ns
شاخص مدیریت کربن	۱۵۳۲/۲۰±۷۶۵/۷۸a	۱۷۶۸/۴۰±۱۲۵۷/۹۰a	۶۳۸/۶۹±۲۴۰/۱۰a	۹۶۱/۶۶±۳۵۳/۸۷a	۰/۴۵۵	۰/۷۱۵ ns
نسبت ماده آلی عمق اول به دوم	۱/۹۰±۰/۱۵a	۲/۰۴±۰/۱۴a	۱/۸۴±۰/۱۶a	۱/۸۱±۰/۱۳a	۰/۴۹۹	۰/۶۸۵ ns
نیتروژن (درصد)	۰/۴۰±۰/۰۲a	۰/۳۷±۰/۰۳ab	۰/۳۱±۰/۰۱bc	۰/۲۶±۰/۰۱c	۷/۴۴۰	۰/۰۰۰**
ترسیب نیتروژن (مگاگرم بر هکتار)	۵/۲۴±۰/۲۷a	۴/۵±۰/۳۷ab	۴/۱۸±۰/۲۳bc	۳/۶۲±۰/۲۴c	۵/۷۶۶	۰/۰۰۲*
نیتروژن در خاکدانه درشت (درصد)	۰/۱۵±۰/۰۳a	۰/۱۲±۰/۰۳a	۰/۱۲±۰/۰۲a	۰/۱۱±۰/۰۲a	۰/۵۹۱	۰/۶۲۴ ns
نیتروژن در خاکدانه ریز (درصد)	۰/۱۲±۰/۰۲a	۰/۰۷±۰/۰۲b	۰/۰۵±۰/۰۱b	۰/۰۵±۰/۰۱b	۵/۷۷۰	۰/۰۰۲*
نیتروژن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۲۲/۵۸±۱/۸۸a	۱۷/۴۵±۱/۰۶b	۱۲/۸۴±۱/۱۳c	۱۱/۳۳±۰/۴۸c	۱۶/۶۰۸	۰/۰۰۰**
نیتروژن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	۰/۲۰±۰/۰۳a	۰/۱۷±۰/۰۲ab	۰/۱۶±۰/۰۲ab	۰/۱۱±۰/۰۳b	۲/۱۹۶	۰/۱۰۲ ns
نسبت کربن به نیتروژن	۹/۶۸±۰/۳۹b	۱۰/۷۳±۰/۴۴b	۱۱/۲۶±۰/۴۷b	۱۴/۲۵±۰/۷۴a	۱۳/۸۱۵	۰/۰۰۰**
نسبت کربن به نیتروژن آلی محلول	۱/۶۹±۰/۲۰a	۲/۳۴±۰/۳۲a	۲/۳۹±۰/۲۴a	۱/۹۲±۰/۱۹a	۱/۸۶۰	۰/۱۵۰ ns
نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای	۸/۶۷±۱/۲۷a	۱۲/۷۷±۱/۶۷a	۸/۲۱±۱/۷۴a	۱۴/۲۸±۳/۴۸a	۱/۸۵۲	۰/۱۵۲ ns
فسفر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۲/۶۷±۰/۲۲a	۲/۲۵±۰/۱۸a	۱/۷۵±۰/۱۳b	۱/۵۰±۰/۱۵b	۸/۸۴۵	۰/۰۰۰**
پتاسیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۲/۹۲±۰/۰۸a	۲/۵±۰/۱۵b	۲/۰۸±۰/۱۵c	۱/۶۷±۰/۱۴d	۱۶/۰۸۲	۰/۰۰۰**
کلسیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۲۱/۹۲±۱/۸۲a	۱۸/۵±۱/۲۹a	۱۸/۴۲±۰/۷۳a	۱۴/۳۳±۱/۰۲b	۵/۸۵۷	۰/۰۰۲*
منیزیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۴۴/۶۷±۱/۷۷a	۴۰/۴۲±۲/۲۶a	۳۵/۱۷±۱/۲۱b	۳۲/۱۷±۱/۲۲b	۱۰/۹۸۴	۰/۰۰۰**
زی‌توده درشت ریشه (کیلوگرم بر هکتار)	۱۴۴۱/۸۳±۶۰/۵۳a	۱۳۳۴/۳۳±۵۰/۸۴a	۷۳۲/۴۲±۵۰/۷۶b	۲۷۷/۴۲±۳۸/۹۱c	۱۱۴/۶۷۲	۰/۰۰۰**
زی‌توده ریز ریشه (گرم بر مترمربع)	۶۴/۸۴±۴/۱۱a	۵۱/۶±۵/۹۳b	۳۵/۴۳±۳/۱۰c	۲۸/۹۳±۱/۹۱c	۱۶/۰۶۹	۰/۰۰۰**
آنزیم اوره‌آز	۱۷/۷۵±۱/۵۵a	۱۳/۷۲±۱/۱۱b	۱۲/۷۹±۱/۰۳b	۹/۲۴±۰/۴۴c	۹/۹۹۵	۰/۰۰۰**
آنزیم اسید فسفاتاز	۲۹۶/۵۸±۲۵/۰۴a	۱۹۸/۵۸±۱۷/۰۴b	۱۶۶/۷۵±۱۸/۰۸bc	۱۱۸/۴۲±۱۱/۷۹b	۱۶/۳۸۵	۰/۰۰۰**
آنزیم آریل سولفاتاز	۹۴/۱۷±۸/۷۵a	۷۸/۰۰±۴/۲۵ab	۶۵/۹۲±۵/۱۱bc	۵۹/۴۲±۵/۵۱b	۶/۱۷۹	۰/۰۰۱*
آنزیم اینورتاز	۱۰۰/۹۲±۸/۸۴a	۸۸/۵۸±۶/۵۶ab	۷۹/۴۲±۶/۹۰b	۷۵/۰۰±۳/۵۹b	۲/۸۸۸	۰/۰۴۶*
اسید فولویک	۱۷۵±۱۶/۸۹a	۱۳۱/۱۷±۸/۵۴b	۸۸/۹۲±۹/۴۲c	۷۱/۵۸±۶/۴۹c	۱۷/۴۹۹	۰/۰۰۰**
اسید هیومیک	۱۲۶/۱۷±۲۰/۰۴a	۶۳/۵±۱۳/۱۷b	۳۸/۰۰±۵/۶۳b	۲۸/۱۷±۷/۱۴b	۱۱/۸۱۲	۰/۰۰۰**
GME	۴/۷۳±۰/۰۸a	۴/۴±۰/۰۵b	۴/۲۳±۰/۰۷c	۴/۰۲±۰/۰۴d	۲۳/۹۲۱	۰/۰۰۰**
H	۰/۱۵±۰/۰۰a	۰/۱۴±۰/۰۰b	۰/۱۴±۰/۰۰c	۰/۱۳±۰/۰۰d	۲۳/۷۱۷	۰/۰۰۰**

***، **، به ترتیب نشان‌دهنده‌ی معنی‌داری در سطح ۹۵ و ۹۹ درصد، ns نشان‌دهنده عدم معنی‌داری و حروف مختلف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار (P<0/05) بین رویشگاه‌ها است.**

جدول ۳. تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) پویایی شاخص‌های زیستی خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه

مشخصه	رویشگاه					تجزیه واریانس	
	فصل	پوشش گیاهی لور	ولیک و زرشک	مرتع قرق	دیم‌زار	مقدار F	معنی‌داری
رطوبت خاک (درصد)	تابستان	۲۲/۰۶± ۲/۹۳a	۲۱/۴۳± ۲/۸۷a	۱۷/۵۴± ۴/۰۱b	۱۶/۰۴± ۲/۵۲b	۱۰/۵۳۵	۰/۰۰۰**
	پاییز	۲۸/۹۸±۰/۳۵a	۲۹/۲۸±۰/۶۹a	۲۳/۷۸±۱/۳۷b	۲۰/۲۱±۱/۱۹c	۱۹/۶۰۲	۰/۰۰۰**
دمای خاک (درجه سانتی‌گراد)	تابستان	۱۶/۱۴± ۳/۴۷b	۱۶/۳۵± ۲/۴۷b	۲۰/۳۶± ۴/۲۷a	۲۱/۲۷± ۲/۵۶a	۷/۹۴۰	۰/۰۰۰**
	پاییز	۱۲/۰۹±۰/۸۵a	۱۱/۷۱±۱/۲۶a	۱۳/۴۵±۰/۹۵a	۱۴/۳۱±۰/۸۶a	۱/۴۷۰	۰/۲۳۶ ns
فراوانی اپی‌ژئیک (تعداد در مترمربع)	تابستان	۰/۲۵± ۰/۱۸a	۰/۲۵± ۰/۱۳a	۰/۰۸± ۰/۰۸a	۰/۰۰± ۰/۰۰a	۱/۱۱۲	۰/۳۵۴ ns
	پاییز	۲/۰۰±۰/۳۰a	۱/۵۸±۰/۳۶a	۰/۳۳±۰/۱۴b	۰/۱۷±۰/۱۱b	۱۳/۱۱۴	۰/۰۰۰**
زی‌توده اپی‌ژئیک (میلی‌گرم در مترمربع)	تابستان	۳/۵۲± ۲/۶۷a	۲/۷۷± ۱/۴۶a	۰/۹۸± ۰/۹۸a	۰/۰۰± ۰/۰۰a	۱/۰۱۶	۰/۳۹۵ ns
	پاییز	۲۰/۰۶±۳/۱۸a	۱۷/۳۳±۳/۸۴a	۲/۹۶±۱/۳۸b	۱/۵۳±۱/۰۴b	۱۳/۱۷۴	۰/۰۰۰**
فراوانی آنسئیک (تعداد در مترمربع)	تابستان	۰/۳۳± ۰/۲۲a	۰/۱۷± ۰/۱۱a	۰/۰۸± ۰/۰۸a	۰/۰۸± ۰/۰۸a	۰/۷۲۱	۰/۵۴۵ ns
	پاییز	۰/۹۲±۰/۲۳a	۰/۴۲±۰/۱۹b	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۲/۵۵۸	۰/۰۶۷ ns
زی‌توده آنسئیک (میلی‌گرم در مترمربع)	تابستان	۴/۰۸± ۲/۸۱a	۲/۵۶± ۱/۸a	۰/۷۲± ۰/۷۲a	۰/۲۷± ۰/۲۷a	۱/۰۴۵	۰/۳۸۲ ns
	پاییز	۹/۲۷±۲/۴۹a	۴/۱۳±۱/۹۱b	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۷/۸۸۳	۰/۰۰۰**
فراوانی اندوژئیک (تعداد در مترمربع)	تابستان	۰/۶۷± ۰/۱۹a	۰/۴۲± ۰/۱۵ab	۰/۳۳± ۰/۱۹ab	۰/۰۸± ۰/۰۸b	۲/۳۲۱	۰/۰۸۸ ns
	پاییز	۰/۳۳±۰/۱۹a	۰/۰۸±۰/۰۸ab	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۲/۳۵۳	۰/۰۸۵ ns
زی‌توده اندوژئیک (میلی‌گرم در مترمربع)	تابستان	۸/۶۸± ۲/۴۸a	۴/۰۴± ۱/۴۶ab	۳/۹۱± ۲/۲۰ab	۰/۷۳± ۰/۷۳b	۳/۱۳۹	۰/۰۳۵*
	پاییز	۳/۶۱±۲/۰۳a	۰/۷۱±۰/۷۱ab	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۰/۰۰± ۰/۰۰b	۲/۵۵۸	۰/۰۶۷ ns
فراوانی کل کرم خاکی (تعداد در مترمربع)	تابستان	۱/۲۵± ۰/۳۷a	۰/۸۳± ۰/۲۱ab	۰/۵± ۰/۲۳ab	۰/۱۷± ۰/۱۷b	۳/۲۷۸	۰/۰۳۰*
	پاییز	۳/۲۵±۰/۴۳a	۲/۰۸±۰/۵۷b	۰/۳۳±۰/۱۴c	۰/۱۷±۰/۱۱c	۲/۵۵۸	۰/۰۶۷ ns
زی‌توده کل کرم خاکی	تابستان	۱۶/۳± ۴/۵۶a	۹/۴± ۲/۵۹ab	۵/۶۲± ۲/۷۵b	۱/۰۰± ۱/۰۰b	۴/۶۳۳	۰/۰۰۷*
	پاییز	۳۲/۹۴±۵/۷۷a	۲۲/۱۷±۵/۹۱a	۲/۹۶±۱/۳۸b	۱/۵۳±۱/۰۴b	۱۳/۱۰۲	۰/۰۰۰**
فراوانی کنه خاک‌زی (تعداد در مترمربع)	تابستان	۱۹۸۱/۹۲± ۵۵/۳bc	۱۴۴۶/۳۳± ۶۸/۲۰c	۳۶۰۳/۱۷± ۳۹۲/۶۹a	۲۷۱۹/۸۱± ۳۳۲/۹۸ab	۳/۷۲۲	۰/۰۱۸*
	پاییز	۳۰۷۲۴±۸۷۸/۹۲a	۲۴۰۷۶±۲۴۲۶/۱۴b	۲۰۲۹۸±۷۸۹/۷۵bc	۱۶۵۷۳±۹۰۱/۲۹c	۱۸/۰۲۰	۰/۰۰۰**
فراوانی پادمان خاک‌زی (تعداد در مترمربع)	تابستان	۸۴۴۲/۶۷± ۲۷۶/۶۷a	۷۹۸۰/۶۷± ۳۷۲/۸۳a	۲۳۰۶/۵± ۲۲۱/۸b	۵۵۹± ۷۳/۲۳c	۲۳۴/۹۰۶	۰/۰۰۰**
	پاییز	۹۰۱۶/۲۰±۲۰۴/۶۵a	۸۴۲۰/۱۰±۳۳۷/۲۰ab	۷۳۵۲/۲±۶۵۰/۴۹b	۳۸۵۹/۹±۴۲۵/۷۳c	۲۸/۰۰۲	۰/۰۰۰**
نماتد کل خاک‌زی	تابستان	۱۶۴/۷۵± ۲۲/۱۵a	۱۴۴/۴۲± ۷/۰۴a	۹۷/۳۳± ۱۱/۸۷b	۷۵/۷۵± ۳/۷۷b	۹/۷۲۲	۰/۰۰۰**
	پاییز	۴۱۳/۵۰±۳۰/۲۰a	۲۹۸/۸۳±۱۴/۱۶b	۱۱۳/۲۵±۱۳/۳۲c	۸۷/۸۳±۱۱/۱۱c	۶۸/۱۵۱	۰/۰۰۰**
فراوانی پروتوزوئر خاک‌زی	تابستان	۱۵۰/۳۳± ۱۷/۲۳a	۹۷/۷۵± ۶/۹۲b	۷۱/۸۳± ۱۰/۰۰b	۲۶/۵۸± ۵/۷۶c	۲۲/۳۳۰	۰/۰۰۰**
	پاییز	۳۷۸/۷۵±۲۸/۵۶a	۲۸۷/۹۲±۱۸/۹۳b	۱۶۲/۹۲±۲۴/۱۸c	۸۱/۵۸±۵/۷۳d	۳۸/۶۸۷	۰/۰۰۰**
جمعیت قارچ (تعداد در$۱۰^{۷}$ گرم خاک)	تابستان	۱/۱۲± ۰/۱۷a	۰/۹۲± ۰/۰۸ab	۰/۷۲± ۰/۰۴bc	۰/۴۷± ۰/۰۴c	۷۰/۹۸۴	۰/۰۰۰**
	پاییز	۱/۰۳±۰/۱۱a	۰/۶۶±۰/۰۵b	۰/۵۸±۰/۰۳b	۰/۲۹±۰/۰۲c	۲۳/۹۳۳	۰/۰۰۰**
جمعیت باکتری (تعداد در$۱۰^{۷}$ گرم خاک)	تابستان	۲/۷۷± ۰/۱۸a	۱/۹۲± ۰/۱۴b	۱/۳۸± ۰/۱۸c	۰/۹± ۰/۰۹d	۲۶/۹۶۶	۰/۰۰۰**
	پاییز	۲±۰/۱۲a	۱/۴۷±۰/۰۸b	۰/۹۹±۰/۱۴c	۰/۶۶±۰/۱۳c	۲۳/۸۵۳	۰/۰۰۰**
تنفس پایه	تابستان	۱/۱۲±۰/۱۷a	۰/۹۲± ۰/۰۷ab	۰/۷۲± ۰/۰۴bc	۰/۴۷± ۰/۰۴c	۷/۹۸۴	۰/۰۰۰**
	پاییز	۰/۱۹±۰/۰۲ab	۰/۲۱±۰/۰۱a	۰/۱۶±۰/۰۲bc	۰/۱۲±۰/۰۱c	۶/۲۹۴	۰/۰۰۰**
تنفس برانگیخته	تابستان	۱/۰۱± ۰/۰۵ab	۱/۱۸± ۰/۰۶a	۰/۹۱± ۰/۰۹bc	۰/۷۲± ۰/۰۸c	۷/۱۸۹	۰/۰۰۰**
	پاییز	۰/۸۹±۰/۱۳a	۰/۹۷±۰/۰۹a	۰/۸۲±۰/۰۸a	۰/۶۹±۰/۰۹a	۱/۴۲۹	۰/۰۰۰**
کربن زی‌توده میکروبی	تابستان	۲۷۹/۴۲± ۲۶/۹۴a	۲۷۶/۹۲± ۳۰/۷۵a	۲۲۴/۵± ۱۸/۷۶a	۲۱۰/۸۳± ۱۴/۱۷a	۲/۲۵۲	۰/۰۹۶ ns
	پاییز	۱۹۴/۴۸±۲۱/۱۵ab	۲۰۲/۴۹±۲۲/۵۴a	۱۷۰/۰۷±۱۱/۱۶ab	۱۴۴/۴۴±۱۲/۶b	۲/۲۱۸	۰/۰۹۹ ns
نیتروژن زی‌توده میکروبی	تابستان	۳۷/۰۸± ۲/۹۰a	۲۹/۵۸± ۰/۴۷b	۲۲/۶۷± ۱/۲۴c	۲۰/۷۵± ۱/۳c	۱۸/۶۱۸	۰/۰۰۰**
	پاییز	۲۵/۵۳±۲/۵۱a	۲۱/۵۴±۱/۴ab	۱۸/۲۷±۰/۳۵ab	۱۵/۱۳±۱/۲۵c	۷/۹۸۲	۰/۰۰۰**
نسبت کربن به نیتروژن زی‌توده میکروبی	تابستان	۷/۶۰± ۰/۶۵b	۹/۲۴± ۱/۰۷ab	۹/۶۲± ۰/۵۴ab	۹/۹± ۰/۴a	۲/۱۱۲	۰/۱۱۲ ns
	پاییز	۷/۷۰±۰/۵۶b	۹/۲۵±۰/۵۶ab	۹/۳۶±۰/۶۴a	۹/۶۵±۰/۴۱a	۲/۵۵۰	۰/۰۶۸ ns
فسفر زی‌توده میکروبی	تابستان	۶۱/۰۰± ۶/۱۷a	۵۵/۹۲± ۵/۲۱a	۴۱/۲۵± ۲/۶۶b	۲۴/۰۸± ۲/۵۱c	۱۳/۹۹۱	۰/۰۰۰**
	پاییز	۳۱/۲۵±۳/۶۰a	۲۳/۵۰±۱/۳۶b	۱۶/۱۷±۱/۲۳c	۱۳/۵±۱/۲۸c	۱۴/۱۷۶	۰/۰۰۰**
نسبت نیتروژن به فسفر زی‌توده میکروبی	تابستان	۰/۷۳± ۰/۱۳ab	۰/۶± ۰/۰۶b	۰/۶± ۰/۰۶b	۱/۰۵± ۰/۱۷a	۳/۵۱۲	۰/۰۲۳*
	پاییز	۱/۰۱±۰/۱۹a	۰/۹۴±۰/۰۷a	۱/۲±۰/۰۸a	۱/۲۳±۰/۱۴a	۱/۱۷۱	۰/۳۳۲ ns

*، **، به ترتیب نشان‌دهنده‌ی معنی‌داری در سطح ۹۵ و ۹۹ درصد، ns نشان‌دهنده عدم معنی‌داری و حروف مختلف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار (P<0/05) بین رویشگاه‌ها است.

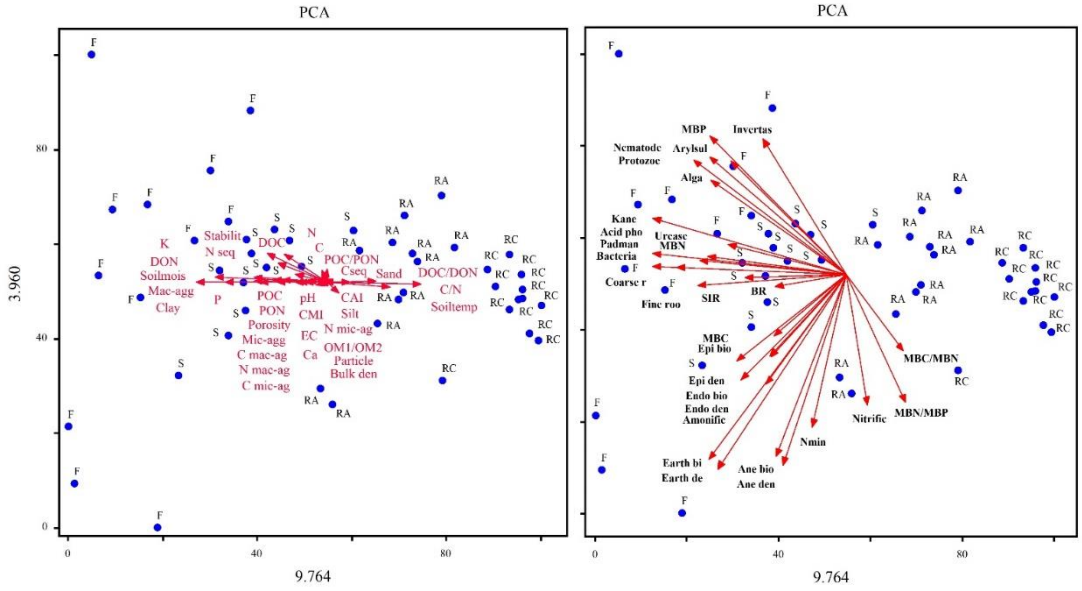
تغییر شکل نیتروژن خاک

نتایج حاکی از وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار در مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن خاک در پوشش‌های اراضی موردبررسی می‌باشد. طبق نتایج بدست آمده حداکثر مقادیر نیترات ۲۳/۳۰ و آمونیوم ۱۰/۳۰در اراضی پوشیده شده با گونه گیاهی لور اندازه‌گیری شد، در حالی که در خاک اراضی دیم‌زار کمترین مقدار نیترات ۱۰/۷۰ و آمونیوم ۴/۲۶ به ثبت رسید (جدول ۴).

جدول ٤. تجزیه واریانس (میانگین ± اشتباه معیار) مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه.

تغییر شکل نیتروژن	رویشگاه					تجزیه واریانس	
	فصل	پوشش گیاهی لور	ولیک و زرشک	مرتع قرق	دیم‌زار	مقدار F	معنی‌داری
نیترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	تابستان	۲۳/۳۰±۱/۷۵	۱۷/۴۴±۰/۹۹	۱۴/۶۸±۱/۰۵	۱۰/۷۰±۰/۴۴	۲۱/۰۰۰	۰/۰۰۰**
آمونیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	تابستان	۱۰/۳۰±۰/۴۵	۷/۶۵±۰/۴۴	۶/۳۳±۰/۳۳	۴/۲۶±۰/۶۹	۲۶/۰۳۰	۰/۰۰۰**
نیتریفیکاسیون	تابستان	-۰/۲۷±۰/۰۵	-۰/۲۰±۰/۰۴	-۰/۲۲±۰/۰۴	-۰/۱۸±۰/۰۳	۰/۶۸۸	۰/۵۶۴ ns
آمونیفیکاسیون	تابستان	۰/۳۲±۰/۰۴	۰/۲۷±۰/۰۴	۰/۲۴±۰/۰۴	۰/۱۹±۰/۰۳	۱/۹۴۸	۰/۱۳۶ ns
معدنی‌شدن نیتروژن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	تابستان	۰/۰۵±۰/۰۸	۰/۰۷±۰/۰۶	۰/۰۲±۰/۰۷	۰/۰۱±۰/۰۴	۰/۱۸۴	۰/۹۰۷ ns
نیترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	پاییز	۱۹/۲۸±۱/۱۳	۱۴/۶۷±۱/۳	۹/۸۲±۰/۳	۶/۶۸±۰/۵۲	۳۶/۹۳۵	۰/۰۰۰**
آمونیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	پاییز	۷/۴۶±۰/۷۷	۳/۱۷±۰/۲۵	۲/۳۲±۰/۳۲	۱/۶۲±۰/۱۵	۳۵/۵۸۱	۰/۰۰۰**
نیتریفیکاسیون	پاییز	-۰/۲۹±۰/۰۴	-۰/۲۴±۰/۰۴	-۰/۲۱±۰/۰۲	-۰/۱۷±۰/۰۲	۲/۸۸۰	۰/۰۴۷*
آمونیفیکاسیون	پاییز	۰/۲۵±۰/۰۵	۰/۲۲±۰/۰۲	۰/۲۰±۰/۰۲	۰/۱۱±۰/۰۲	۴/۴۰۴	۰/۰۰۹*
معدنی‌شدن نیتروژن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	پاییز	-۰/۰۵±۰/۰۵	-۰/۰۲±۰/۰۴	۰/۰۰±۰/۰۲	-۰/۰۶±۰/۰۲	۰/۴۵۳	۰/۷۱۶ ns

***، **، به ترتیب نشان‌دهنده‌ی معنی‌داری در سطح ۹۵ و ۹۹ درصد، ns نشان‌دهنده عدم معنی‌داری و حروف مختلف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار (P<0/05) بین رویشگاه‌ها است.**



شکل ۲- ارتباط کاربری‌های مختلف اراضی: پوشش گیاهی لور (F)، پوشش درختچه‌ای ولیک و زرشک (S)، مرتع قرق (RA)، و عرصه دیم‌زار (RC) با ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک (سمت چپ تصویر) و ویژگی‌های زیستی خاک (سمت راست تصویر) در آنالیز مؤلفه‌های اصلی

بحث

طبق نتایج بدست آمده، به طور کلی اکثر مشخصه‌های مورد بررسی خاک در اراضی تحت پوشش لور در مقایسه با سایر کاربری‌های مورد مطالعه از وضعیت بهتری برخوردار است؛ در حالی که این مشخصه‌ها در خاک کاربری دیمزار وضعیت مناسبی نداشتند. در مطالعات پیشین

همبستگی بالای جرم مخصوص ظاهری با کربن آلی خاک به اثبات رسیده است (Xiao et al., 2021) که همسو با نتایج پژوهش حاضر است، به طوری که کمبود ماده آلی خاک در اراضی عاری از پوشش گیاهی را می‌توان با افزایش جرم مخصوص ظاهری در این اراضی مرتبط دانست. اگرچه بافت خاک یکی از مشخصه‌های تقریباً ثابت خاک تلقی می‌شود، اما در هر حال مطابق با گزارش Meyfroidt et al. (2013)، اجزای بافت (شن، سیلت و رس) خاک در بلندمدت می‌تواند تغییرات معنی‌داری را به واسطه تحولات خاک و همچنین توالی های پوشش گیاهی نشان دهد، که هم راستا با نتایج پژوهش حاضر می‌باشد. بافت، ساختمان و تراکم خاک به عنوان مؤثرترین عوامل بر جرم مخصوص ظاهری خاک به شمار می‌روند. افزایش میزان رس و مواد آلی باعث افزایش تخلخل و پایداری خاکدانه خاک می‌شود که به دنبال آن کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک را به همراه دارد (Sullivan et al., 2020)، این روند در نتایج این تحقیق نیز مشاهده شد، به طوری که در خاک تحت پوشش گیاهی لور و ولیک و زرشک به دلیل وجود مواد آلی کافی و رس بیشتر، کمترین مقدار جرم مخصوص ظاهری خاک را داشتند. تحت شرایط طبیعی خاک‌های رسی دارای ظرفیت کاتیونی، نرخ تجزیه لاشبرگ و نرخ تولید اولیه بالاتری هستند (Silver et al., 2000)؛ همچنین وجود گونه‌های گیاهی به دلیل آبشویی ذرات رس به سمت پایین حرکت می‌کنند و همین امر تا حدودی مقادیر ذرات رس و شن خاک را تغییر می‌دهند (Jagadamma et al., 2014) که مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر می‌باشد.

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده در این تحقیق نیز بیشترین درصد رس به پوشش گیاهی لور تعلق داشت و رابطه مثبتی بین میزان رس و تنفس میکروبی خاک مشاهده شد. افزایش ماکروخاکدانه‌ها در رویشگاه لور در مقایسه با سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌تواند به دلیل حضور مشخصه‌های کلسیم باشد (Marcos et al., 2010). از آنجا که میکروخاکدانه‌ها موجب حفاظت کربن آلی در درون خاکدانه‌ها می‌گردند، یک عامل مهم در شکل‌گیری ماکروخاکدانه‌های خاک به حساب می‌آیند (Aminiyan et al., 2015). ماکرو خاکدانه‌ها مسئول بیش از نیمی از کل خاکدانه‌های خاک هستند (Li et al., 2016) و تأییدکننده نتایج این تحقیق می‌باشد؛ به طوری که بیشترین مقادیر خاکدانه‌ها در اکوسیستم جنگلی لور مشاهده شد.

در این پژوهش، مقدار واکنش خاک در منطقه بدون پوشش درختی، کمتر از منطقه دارای پوشش بود. همراستا با نتایج پژوهش حاضر، تحقیق Nsabimana et al. (2008) نشان داد که تخریب پوشش‌های گیاهی و کاهش ورود لاشبرگ به خاک باعث کاهش واکنش خاک می‌شود؛ همچنین با گذشت زمان و به دلیل عواملی مانند آبشویی، یا فعل و انفعالات شیمیایی مقدار واکنش خاک تغییر می‌کند و قابلیت دسترسی عناصر غذایی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Karamian et al., 2023). از نظر Finzi et al. (1998) اختلاف گونه‌ها در تولید اسیدهای آلی مختلف حاصل از تجزیه لاشبرگ‌هایی که نسبت بازهای تبادلی (مثل کلسیم و منیزیم) و کاتیون‌های اسیدی (مثل آهن و آلومینیوم) را در خاک تغییر می‌دهد نیز می‌تواند یکی از مهم‌ترین اثرات پوشش گیاهی در میزان واکنش خاک در این مطالعه باشد. هدایت الکتریکی همانند واکنش خاک تحت تأثیر کاتیون‌ها و آنیون‌های موجود در خاک می‌باشد که معمولاً باتوجه به بازگشت عناصر کاتیونی و آنیونی به خاک تغییر می‌نماید. در این پژوهش تغییرات هدایت الکتریکی می‌تواند به دلیل اختلاف در ترکیبات بقایای گیاهی باشد و بسته به این که پوشش گیاهی دارای چه نوع ترکیبات شیمیایی باشد هدایت الکتریکی خاک نیز تغییر می‌کند. از جمله دلایلی که می‌توان برای بالا بودن میزان هدایت الکتریکی در رویشگاه‌ها لور عنوان کرد، اشاره به کیفیت مواد آلی و سرعت بالای تجزیه تحت این رویشگاه‌ها می‌باشد؛ بدین صورت که میکروارگانیسم‌ها با تجزیه مواد آلی منجر به آزادسازی یون‌های معدنی به خاک و در نتیجه افزایش غلظت املاح محلول در خاک و متعاقب آن بالا رفتن میزان هدایت الکتریکی می‌شوند (Hagen-Thorn et al., 2004). تغییرات هدایت الکتریکی خاک تحت پوشش‌های درختی مختلف، به دلیل اختلاف در مشخصه‌های شاخ و برگ درختان و کیفیت لاشبرگ آن‌ها می‌باشد (Haghdoost et al., 2011). در پژوهش حاضر، بهبود تغییرات کربن همچنین در ماکرو و میکرو خاکدانه‌ها به دلیل وجود گونه‌های درختی بوده است. در همین راستا، پژوهش‌های پیشین اشاره داشته‌اند، که با توجه به ساختمان خاک، تجمع محتویات کربن و نیتروژن و همچنین درصد ماکرو و میکروخاکدانه‌ها در انواع پوشش‌های اراضی، متفاوت می‌باشد (Tong et al., 2021; Zhao et al., 2021). از این رو، تغییرپذیری محتویات کربن و نیتروژن در اجزای خاکدانه‌ها بسیار متغیر بوده و تابع شرایط رویشگاه و نوع پوشش‌های گیاهی است (Sofo et al., 2020). نیتروژن کل یک جزء مهم از ماده آلی خاک است. غلظت نیتروژن خاک در بین پوشش‌های مختلف، متفاوت می‌باشد (Kooch et al., 2023). بیشترین و کمترین نیتروژن کل خاک، نیتروژن ماکرو و میکروخاکدانه و ترسیب نیتروژن در اراضی تحت پوشش لور و دیم‌زار مشاهده شد. پژوهش‌های زیادی بر تأثیر مثبت حضور گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن در افزایش ذخیره نیتروژن خاک اشاره داشته‌اند (Rothe et al., 2002; Scanes , 2018). لاشبرگ با غلظت بالای نیتروژن، موجب غنی‌سازی محتوی نیتروژن خاک می‌شود (Mao

.(et al., 2010

در بین رویشگاه‌های موردتحقیق، پوشش گیاهی لور بالاترین ذخیره نیتروژن را به خود اختصاص داد که به‌نوعی نشان‌دهنده تاثیر بهتر پوشش گیاهی و گذشت زمان‌بر انباشتگی نیتروژن خاک است. این افزایش را می‌توان به دلیل بالا بودن مقدار پوشش گیاهی و حجم زیاد ورود لاشبرگ دانست (Sharrow & Ismail, 2004). از طرفی کاهش ذخیره نیتروژن خاک در رویشگاه دیم‌زار به دلیل کاهش کیفیت و مقدار نیتروژن در مواد آلی ورودی تحت این رویشگاه بود. تغییرات مقادیر کربن آلی ذره‌ای، نیتروژن آلی ذره‌ای و نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای می‌تواند به دلیل تغییر در کربن آلی، نیتروژن کل خاک و همچنین عناصر غذایی تحت رویشگاه‌های مختلف باشد (Jiao et al., 2020). افزایش نیتروژن آلی محلول تحت پوشش گیاهی لور می‌تواند با مقادیر بالای نیتروژن لایه معدنی در این رویشگاه‌ها در ارتباط باشد (Fouché et al., 2020). طبق نتایج بیشترین و کمترین مقادیر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل‌جذب در پوشش گیاهی لور و دیم‌زار مشاهده شد. مقادیر بالای غلظت فسفر ممکن است مرتبط با چرخه سریع فسفر به دنبال تجزیه و معدنی سازی لاشبرگ‌هایی با محتوی بیشتر فسفر باشد که موجب افزایش فسفر خاک می‌شود (Chase & Singh, 2014). به طور کلی در شرایط عرصه‌ای یکسان گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن مقادیر بالاتری از کلسیم را نسبت به گونه‌های دیگر دارا هستند (Kooch et al., 2023). منیزیم خاک به دنبال وجود آشفتگی و بهره‌برداری کاهش می‌یابد و می‌توان در توجیه مقادیر پایین منیزیم خاک در منطقه عاری از پوشش درختی به این عامل اشاره کرد (Chi et al., 2016).

مطابق با نتایج این پژوهش زی‌توده ریزریشه تغییرات معنی‌داری را در بین رویشگاه‌های مورد بررسی نشان داد و در پوشش گیاهی لور بیشترین مقدار را داشت. تفاوت در نوع گونه، نوع پوشش گیاهی از دلایل تغییرات مقدار ریزریشه در رویشگاه‌های موردتحقیق است. به طوری که پوشش گیاهی لور با افزایش رشد و گسترش ریشه‌های خود در مقایسه با دیم‌زار، زی‌توده ریزریشه بیشتری را به خود اختصاص داده‌اند. از دلایل دیگر مشاهده زی‌توده ریزریشه‌های مورد بررسی خاک جنگل طبیعی ممکن است واکنش ریشه در پاسخ به وفور عناصر غذایی در خاک باشد؛ چراکه ریزریشه‌های گیاهان جهت دسترسی بیشتر به عناصر غذایی موردنیاز خود در سطح بیشتری از خاک گسترش می‌یابند (Yuan & Chen, 2010). در تأیید نتایج حاصل از این تحقیق، پژوهش‌های متعددی به نقش حاصلخیزی خاک در افزایش زی‌توده ریزریشه در خاک رویشگاه‌های مختلف اشاره کرده‌اند (Augusto et al., 2015; Qiu et al., 2015). جمعیت‌های میکروبی خاک به شدت تحت تاثیر نوع و میزان مواد آلی ورودی به خاک قرار دارند و از آنجایی که حساسیت زیادی به تغییرات وضعیت خاک نشان می‌دهند (Luo et al., 2020)، از آن‌ها به عنوان شاخص‌های عملکردی خاک در بسیاری از بررسی‌ها استفاده شده است (Stott, 2019; Ghosh et al., 2020). در همین راستا تغییرات در کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی در رویشگاه‌های مورد مطالعه، فعالیت‌های میکروبی خاک را به طور معنی‌دار تغییر داد. در تایید نتایج این مطالعه، تحقیق Palansooriya et al., (2019) نشان داد که تفاوت در ویژگی‌های شیمیایی خاک، به ویژه pH، نیتروژن کل و مواد مغذی در دسترس خاک از دلایل تغییرات فعالیت‌های میکروبی خاک تحت رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد. آنزیم‌ها در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریع‌تر تغییر می‌کنند، از این رو به عنوان شاخصی از تغییرات زیستی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Guangming et al., 2017; Lee et al., 2020). با این حال همه آنزیم‌های خاک تحت تاثیر تغییر پوشش گیاهی به یک اندازه و در یک جهت تغییر نمی‌کنند و ممکن است برخی از آن‌ها در مقایسه با دیگر آنزیم‌ها تغییرات بیشتر یا کمتری را نشان دهند (Wang et al., 2010). در همین راستا نتایج مطالعه حاضر نشان داد که فعالیت‌های آنزیمی خاک به طور معنی‌داری تحت تاثیر نوع پوشش گیاهی اراضی تغییر می‌کنند. پوشش گیاهی لور به دلیل ورود مواد آلی با کیفیت بالاتر و بهبود مقادیر واکنش خاک (Cheng et al., 2013)، نیتروژن کل، عناصر غذایی در دسترس (فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم)، نیتروژن آلی ذره‌ای و نیتروژن آلی محلول، فعالیت آنزیم‌های خاک را افزایش داده است، در حالی که ورود مواد آلی با کیفیت پایین با کاهش عناصر حاصلخیزی خاک باعث افت فعالیت‌های آنزیمی در دیم‌زار شده است. همراستا با نتایج به دست آمده در تحقیق حاضر، گزارش‌های مشابهی مبنی بر همبستگی قوی تغییرات فعالیت‌های آنزیمی با تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی (Zhang et al., 2021) و حاصلخیزی خاک (Wenxiang et al., 2002) در رویشگاه‌های مختلف ارائه شده است.

کیفیت مواد آلی ورودی، نقش بسزایی در میزان عناصر غذایی موجود در خاک دارد. آنچه از نتایج این تحقیق مشخص می‌شود این است که پوشش گیاهی مختلف اثرات معنی‌داری بر کمیت و کیفیت عناصر غذایی و مواد آلی خاک دارند. در همین راستا Sabais et al., (2011) در ارزیابی عناصر پرمصرف و کم‌مصرف در گونه‌های مختلف به این نتیجه رسیدند که میزان غلظت عناصر از یک پوشش به پوشش دیگر متفاوت می‌باشد. بالا بودن کیفیت ماده آلی و تجزیه شدیدتر آن، اسیدهای آلی خاک را به طور معنی‌داری در پوشش گیاهی

لور افزایش داده است. در همین راستا، Seighalani et al., (2015) بیان کردند که افزایش ماده آلی به داخل خاک منجر به افزایش کارایی ریزجانداران شده و اسیدهای فولویک و هیومیک خاک را افزایش می‌دهند. با توجه به اینکه طی مراحل تجزیه مواد آلی، ابتدا اسید فولویک تولید و سپس با ادامه فعالیت میکروبی اسید فولویک به اسید هیومیک تبدیل می‌شود، همین عامل باعث ایجاد روند تقریبا یکسان در افزایش هم‌راستای اسید فولویک و اسید هیومیک در پوشش گیاهی لور شده است. شاخص‌های GME و همچنین H′ به ترتیب تحت انواع مختلف پوشش گیاهی با حداکثر مقادیر برای این شاخص‌ها تحت رویشگاه‌های پوشش گیاهی لور و ولیک و زرشک به ترتیب تحت تأثیر قرار گرفت. در یک پژوهش Wang et al., (2010) اشاره کرده‌اند که تبدیل پوشش طبیعی زمین به اکوسیستم‌های آشفته می‌تواند منجر به کاهش شاخص GME شود. با این حال، مقدار GME و همچنین H′ تغییر می‌کند و تحت تأثیر فعالیت آنزیمی خاک در واحد کربن آلی و همچنین MBC خاک قرار می‌گیرد. واکنش‌های آنزیمی تحت تأثیر مدیریت و پوشش گیاهی در مناطق مختلف بسیار متفاوت است و گاهی اوقات مختص انواع منطقه یا پوشش گیاهی است و به طور کلی ماهیت پیچیده‌ای دارند (Landi et al., 2000). بررسی داده‌های بدست آمده همچنین فعالیت‌های بالاتر آنزیمی میکروارگانیسم‌های خاک را که عامل اصلی گردش مواد آلی خاک هستند، به‌خصوص در پوشش گیاهی لور نشان می‌دهد.

کیفیت مواد آلی، که یکی از عوامل مهم در چرخه عناصر غذایی می‌باشد، نقش بسزایی در میزان فعالیت موجودات خاکزی دارد (Erdmann and Maraun, 2012). در همین راستا پژوهش‌های مختلفی (Menta, 2012; Li et al., 2016)تغییرات ویژگی‌های کیفی مواد آلی ورودی در رویشگاه‌های مختلف را از عوامل تغییرات جمعیت موجودات خاکزی دانسته‌اند. بنابراین؛ انتظار می‌رود افزایش فعالیت موجودات خاکزی در رویشگاه جنگلی لور به دلیل کیفیت بالای ماده آلی به عنوان منبع غذایی تحت این رویشگاه باشد؛ در حالی که رویشگاه دیم‌زار با تولید مواد آلی بی‌کیفیت با محتوای نیتروژن پایین و نسبت کربن به نیتروژن بالاتر، جمعیت موجودات خاکزی را به شدت کاهش داد. در تایید نتایج تحقیق حاضر، Tavakoli et al. (2018) بیان کردند که اکثر کرم‌های خاکی محیط‌های با مواد غذایی غنی و لاشبرگ‌هایی که کیفیت بالاتری دارند را ترجیح می‌دهند. عوامل مختلفی ممکن است در تغییر تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در انواع مختلف پوشش گیاهی منطقه موردتحقیق نقش داشته باشد. تراکم بالای درختان در زیستگاه جنگل و همچنین وجود گونه‌های درختی، می‌تواند نقشی اساسی در تراکم موجودات زنده خاک داشته باشد. وجود درختان در زیستگاه‌های مختلف می‌تواند با ایجاد سایه، به ویژه در فصل تابستان، یک میکرواقلیم مناسب برای فعالیت گونه‌های مختلف موجودات خاکزی فراهم کند (Sarlo, 2006; Sabrina et al., 2009). بررسی کرم‌های خاکی در رویشگاه‌های مورد مطالعه نشان داد که بیشترین جمعیت و زی‌توده کرم‌های خاکی متعلق به رویشگاه جنگلی لور بود که می‌تواند با مواد آلی باکیفیت تحت این رویشگاه در ارتباط باشد.

رابطه بسیار نزدیکی بین مقدار بستر انباشته‌شده در کف و تراکم موجودات خاکزی وجود دارد (Singh et al., 2009). نوع بقایای گیاهان جمع شده در کف می‌تواند باعث ایجاد خرداقلیم‌های مختلف در خاک شود (Wadud Khan et al., 2019; Heydari et al., 2020)، که می‌تواند بر توزیع ارگانیسم‌های خاک تحت شرایط مختلف تأثیر بگذارد. پوشش گیاهی، در اکوسیستم علاوه بر تأثیر بر نوع باقیمانده‌های گیاه و خصوصیات خاک می‌توانند مستقیماً بر تراکم ارگانیسم‌های خاک نیز تأثیر بگذارند (Berkelmann et al., 2020). نقش مثبت خواص فیزیکی خاک (جرم مخصوص ظاهری کمتر، تخلخل بالاتر و همچنین پایداری بیشتر خاکدانه‌ها) بر تراکم زیستی اشاره کرد (Asadu et al., 2015). نتایج تحقیق حاضر نشان‌دهنده نقش مثبت مقادیر بالای واکنش خاک بر تراکم کرم‌های خاکی خاک (Korboulewsky et al., 2016)، کنه و پادمان (Erdmann et al., 2012)، نماتد (Matute, 2013) و پروتوزوئر (Rqnn et al., 2001) در پوشش گیاهی لور در مقایسه با دیم‌زار در دو فصل تابستان و پاییز است. مطابق با یافته‌های (زی‌توده ریشه)، مواد غذایی غنی‌تر برای نماتدهای خاکزی مفید بوده و مواد آلی با کربن بالاتر منبع نامطلوبی برای نماتدها خاک به شمار می‌آیند. بر همین اساس کاهش جمعیت نماتدها در خاک دیم‌زار را می‌توان با کاهش کیفیت ماده آلی در این رویشگاه در ارتباط دانست. مرور بررسی Marzi et al., (2020) نشان می‌دهد که علاوه بر ویژگی‌های خرد اقلیم، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک نیز می‌توانند جمعیت موجودات خاکزی را تحت‌تاثیر قرار دهند. نتایج این تحقیق نشان داد که فعالیت موجودات خاکزی در رویشگاه جنگل لور با pH بالاتر، بیشتر از فعالیت آن‌ها در مرتع قرق با pH پایین‌تر بود. در تأیید نتایج این تحقیق Sullivan et al., (2020) عنوان کردند که برخی از مشخصه‌های خاک از جمله pH می‌توانند بر پراکنش و حضور کرم‌های خاکی اثرگذار باشند. همچنین افزایش pH خاک نقش مثبتی در افزایش تراکم نماتدها در رویشگاه‌های مختلف دارد (Matute, 2013). در مقایسه با خصوصیات شیمیایی و زیستی، خصوصیات فیزیکی مورد مطالعه (به‌جز رطوبت خاک و درجه حرارت) کمتر تحت تأثیر تغییرات فصول قرار گرفتند. با این وجود، به دلیل رابطه نزدیک بین ارگانیسم‌های خاک و رطوبت

و دمای خاک، بخشی از تغییرات در فعالیت این موجودات می‌تواند مستقیماً مربوط به تغییرات رطوبت و دمای خاک باشد (Heydari et al., 2020). در همین راستا، Stott (2019) اشاره کرده است که حداکثر تراکم کرم‌های خاکی خاک در پوشش گیاهی لور در فصل پاییز مشاهده شد، در حالی که در تابستان به دلیل درجه حرارت بالا و رطوبت کمتر خاک، تراکم آنها در خاک کاهش می‌یابد. با این حال، واکنش گروه‌های مختلف کرم‌های خاکی از این نظر بسیار متفاوت است (Uvarov, 2009)، که در تأیید یافته‌های این بررسی است. تراکم باکتری ها و قارچ‌های خاک در رویشگاه جنگل در تابستان به طور قابل‌توجهی افزایش می‌یابد (Voříšková et al., 2014)؛ در حالی که تراکم آن‌ها در پوشش گیاهی لور در فصل پاییز کاهش می‌یابد. به طور کلی، می‌توان خاطر نشان کرد که وجود پوشش گیاهی مختلف در یک رویشگاه، به طور مستقیم و غیرمستقیم، عملکردهای مختلف زیست‌محیطی را در خاک ایجاد می‌کند (Osburn et al., 2019). به دنبال تغییر در مقدار و کیفیت مواد آلی ورودی، رطوبت و دمای خاک و همچنین تنوع خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و زیستی موجودات خاکزی تغییر کرده است که بر چرخه بیوژئوشیمیایی عناصر غذایی تحت انواع مختلف پوشش گیاهی تأثیر می‌گذارد. در هر صورت، به نظر می‌رسد که انواع مختلف پوشش گیاهی ترکیبی از ویژگی‌های خاک را در یک رویشگاه ایجاد می‌کند (Schellenberg & Bergmeie, 2020; Mulia et al., 2021) بنابراین تراکم گونه‌های چوبی را می‌توان به عنوان کانون اصلی تراکم میکروارگانیسم‌های خاک و چرخه های غذایی معرفی کرد.

تنفس خاک نشان‌دهنده فعالیت‌های زیستی و تجزیه بقایای گیاه و محتوی بستر نیتروژن در افزایش تنفس خاک نقش مهمی دارد (Ferreira et al., 2016). در واقع، میزان تجزیه و سطح تنفس خاک تحت تأثیر کیفیت بستر ورودی به خاک تحت تأثیر پوشش گیاهی مختلف قرار دارد. همچنین، محتوی رطوبت خاک نقش اساسی و تعیین‌کننده‌ای در فعالیت زیستی و تنفس میکروبی خاک دارد (Kooch & Ghaderi, 2023). در این راستا، رویشگاه جنگلی لور و دیم‌زار به ترتیب دارای بیشترین و کمترین تنفس پایه و رویشگاه ولیک و زرشک و دیم‌زار به ترتیب دارای بیشترین و کمترین تنفس برانگیخته هستند. تخریب اراضی جنگلی و تغییر پوشش اراضی یکی از عواملی است که با تأثیر بر نسبت اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک می‌تواند نقش بسزایی در تغییرپذیری تنفس میکروبی ایفا نماید (Tong et al., 2021). تنفس خاک ارتباط مستقیمی با حاصلخیزی خاک دارد و در مکان‌هایی با خاک غنی از کاتیون‌های پایه، میزان فعالیت میکروبی و در نتیجه تنفس خاک افزایش می‌یابد (Fabíola Barros et al., 2018). وجود پوشش گیاهی چوبی در رویشگاه ولیک و زرشک شرایط مناسبی را برای فعالیت‌های میکروبی خاک فراهم کرده و همین امر منجر به افزایش تنفس میکروبی خاک در این رویشگاه شده است.

تنفس (پایه و برانگیخته) خاک تحت تأثیر عوامل متعدد زنده و غیره زنده از جمله میزان رطوبت و دمای خاک (Stott, 2019)، محتوای نیتروژن خاک، میزان مواد آلی ورودی به بستر خاک (Singh et al., 2009) پوشش گیاهی سطح زمین و شیوه‌های مدیریتی قرار می‌گیرد (Rothe et al., 2002). هم‌راستا با نتایج Brinkmann et al., (2019) و Ferreira et al., (2016) در این پژوهش میزان تنفس میکروبی خاک با میزان کربن و نیتروژن خاک ارتباط نزدیک و معناداری داشت. رطوبت خاک نیز یکی از مهم‌ترین فاکتورهای محیطی است که نقش اساسی در اکوسیستم دارد به طوری که تنفس میکروبی خاک به شدت به آن وابسته است (Moges et al., 2013) در این پژوهش دلیل اصلی کاهش تنفس میکروبی در اراضی دیم‌زار و مرتعی قرق علاوه بر کاهش کربن آلی خاک، کمبود رطوبت در این رویشگاه‌ها بود. در تأیید نتایج Kooch & Noghre, (2020)، نتایج مطالعه حاضر، همبستگی مثبتی بین تنفس خاک و محتوای رس در رویشگاه جنگلی لور نشان داد. نسبت کربن به نیتروژن خاک یکی دیگر از پارامترهای خاکی است که سبب کاهش میزان تنفس میکروبی خاک می‌شود (Chen et al., 2015). مطابق با نتایج Zhao et al., (2021) نتایج حاصل از تجزیه PCA در این پژوهش نیز یک رابطه منفی بین میزان تنفس میکروبی خاک با میزان کربن به نیتروژن خاک نشان داد. نتایج Wani et al., (2018) بیان داشتند که نیتروژن خاک سبب تحریک انتشار تنفس خاک می‌شود. بنابراین کاهش تنفس میکروبی خاک در اراضی دیم‌زار بیشتر به دلیل بالا بودن نسبت کربن به نیتروژن خاک بوده است.

طبق نتایج، نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن در کاربری‌های مختلف در دو فصل تابستان و پاییز روند نزولی داشتند. همچنین نوع پوشش گیاهی توانسته اثرات معنی‌داری بر تغییرپذیری مقادیر آمونیوم و نیترات خاک داشته باشد. در راستای نتایج پژوهش حاضر، مرور منابع (Wang & Dalal, 2006; Li et al., 2016) حاکی از اثرات مثبت پوشش‌های چوبی بر انباشت محتویات آمونیوم و نیترات خاک می‌باشد. با توجه به اینکه، این مشخصه‌های خاک در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن کل و واکنش خاک می‌باشند (Li et al., 2016)؛ لذا افزایش آمونیوم و نیترات تحت پوشش‌های گیاهی چوبی لور و ولیک و زرشک می‌تواند به واسطه تجمع بیشتر نیتروژن و مقادیر بالاتر واکنش در خاک این نوع از پوشش اراضی باشد. نتایج مطالعه Ollinger et al. (2002) نشان داد، تغییر کمیت و کیفیت لاشه‌ریزه پوشش

های گیاهی به وسیله تغییرات ترکیب گونه‌های گیاهی، بر میزان معدنی‌شدن نیتروژن خاک اثر می‌گذارد. همچنین Pires et al. (2014) نیز بیان کردند که وجود گونه‌های چوبی در رویشگاه‌ها می‌تواند اثرات مثبتی بر میزان معدنی‌شدن نیتروژن خاک در تابستان داشته باشد. در مطالعه‌ای دیگر که توسط Qiu et al. (2015) انجام شد همبستگی بالای محتوی رس و واکنش خاک با مقدار معدنی‌شدن نیتروژن به اثبات رسید. همراستا با این مطالعات، اراضی پوشیده شده با گونه چوبی لور با افزایش محتوی رس، واکنش و نیتروژن خاک شرایط مساعدتری را برای فعالیت‌های میکروبی مؤثر در فرآیند معدنی‌شدن نیتروژن خاک فراهم آورده است. مقادیر منفی نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن، نشان‌دهنده مصرف شدن نیتروژن آلی توسط ریزجانداران در طول دوره انکوباسیون است که می‌تواند به دلیل استفاده از این منبع برای تامین انرژی و نیتروژن موردنیاز جمعیت میکروبی برای انجام فرآیند تجزیه بقایای گیاهی و معدنی‌شدن عناصر غذایی از جمله نیتروژن باشد (Luo et al., 2020).

نتیجه‌گیری

با توجه به اهمیت غیرقابل انکار پوشش‌های گیاهی، علاوه بر حفظ این اکوسیستم‌ها با استفاده از روش‌های به روز و علمی، بهره‌برداری و جلوگیری از افزایش تخریب الزامی می‌باشد. شناخت ویژگی‌های خاک به‌همراه اجزای زنده موجود در آن به‌عنوان یکی از پایه‌های مدیریت اصولی اکوسیستم‌های طبیعی مطرح می‌باشد. در همین راستا اهمیت بررسی اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی، بیوشیمی و زیستی خاک توسط محققان بسیاری گزارش شده است. نتایج حاصل از مطالعه تأثیر فصل‌های مختلف بر میزان فعالیت‌های زیستی خاک در این پژوهش نشان داد که بیش‌ترین فعالیت گروه‌های زیستی کرم‌های خاکی، کنه، پادمان، نماتد و پروتوزوئر تحت پوشش‌های مختلف گیاهی در فصل پائیز بوده است؛ این در حالی است که بیش‌ترین میزان باکتری و قارچ در رویشگاه‌های منطقه مورد مطالعه در فصل تابستان مشاهده شد. همچنین نتایج پژوهش حاضر حاکی از تغییرات معنی‌دار اکثر مشخصه‌های مورد بررسی خاک تحت تأثیر کاربری‌های مورد مطالعه بود. به طوری که اراضی با پوشش گیاهی چوبی به‌ویژه لور با تولید مواد آلی فراوان و با کیفیت مشخصه‌های مورد بررسی خاک را بهبود بخشید در حالی که تخریب این اکوسیستم‌های طبیعی و تبدیل آن به کاربری مرتعی و به‌ویژه دیمزار با افت مشخصه‌های کمی و کیفی مواد آلی و خاک باعث کاهش جمعیت کرم‌های خاکی، کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوئرها، قارچ‌ها، باکتری‌ها، فعالیت‌های میکروبی، آنزیمی و بیوشیمی خاک شده است. طبق نتایج این پژوهش منطقه دیمزار نیازمند برنامه‌های مدیریتی جهت احیا، بازگشت پتانسیل بالقوه عرصه و جلوگیری از روند تخریب خاک موجود می‌باشد. به این منظور استفاده از پوشش گیاهی لور، ولیک و زرشک می‌تواند در سالیان آتی در بلند مدت جهت حفاظت از کیفیت خاک منطقه و مناطق با شرایط مشابه، مورد توجه مدیران و تصمیم‌گیران قرار بگیرد. بر همین اساس نتایج این تحقیق می‌تواند کمک شایانی به حفاظت و نگهداری از منابع خاک در رویشگاه‌های حساس مناطق کوهستانی نماید و همچنین اطلاعات ارزشمندی را در اختیار مدیران منابع طبیعی قرار دهد.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

Adl, S. M., Acosta-Mercado, D., Anderson, T. R. & Lynn, D. H. (2006). Protozoa, supplementary material. *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 2 (1): 455-470.

Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry (Issue 631.46 M592ma). *Academic Press*.

Aminiyan, M.M., Sinegani, A.A.S. & Sheklabadi, M. (2015). Aggregation stability and organic carbon fraction in a soil amended with some plant residues, nanozeolite, and natural zeolite. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4(1), pp.11-22.

Anderson, T.H. & Domsch, K.H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, *22*(2), pp.251-255.

Asadu, C. L. A., Nwafor, I. A. & Chibuike, G. U. (2015). Contributions of microorganisms to soil fertility in adjacent forest, fallow and cultivated land use types in Nsukka, Nigeria. *International Journal of Agriculture and Forestry*, 5(3): 199-204.

Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., & Ranger, J. (2015). Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, *90*(2), 444–466.

Bayranvand, M., Kooch, Y. & Rey, A. (2017). Earthworm population and microbial activity temporal dynamics in a Caspian Hyrcanian mixed forest. *European Journal of Forest Research*, 136 (3): 447-456.

Berkelmann, D., Schneider, D., Meryandini, A. & Daniel, R. (2020). Unravelling the effects of tropical land use conversion on the soil microbiome. *Environmental Microbiome*, 15 (3): 178-185.

Blair, G.J., Lefroy, R.D. and Lisle, L., 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian journal of agricultural research*, *46*(7), pp.1459-1466.

Blake, G. R. & Hartge, K. H. (1986). Particle density. In: Klute, A. (Ed.), Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 377–382.

Bower, C. A., Reitemeier, R. F. & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, 73: 251-261.

Brinkmann, N., Schneider, D., Sahner, J., Ballauff, J., Edy, N., Barus, H., Irawan, B., Budi, S. W., Qaim, M., Daniel, R. & Polle, A. (2019). Intensive tropical land use massively shifts soil fungal communities. *Scientific Reports*, 9 (1): 1-11.

Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G., & Jenkinson, D. S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *17*(6), 837–842.

Chapman, H. D., & Pratt, P. F. (1962). Methods of analysis for soils, plants and waters. *Soil Science*, 93(1), 68.

Chase, P. & Singh, O.P. (2014). Soil nutrients and fertility in three traditional land use systems of Khonoma, Nagaland, India. *Resources and Environment*, *4*(4), pp.181-189.

Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D., and Zhang, J. (2015). Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: applications, microbes and future research needs. Biotechnology Advances. 33: 6. 745-755.

Cheng, F., Peng, X., Zhao, P., Yuan, J., Zhong, C., Cheng, Y., Cui, C., & Zhang, S. (2013). Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling Mountains. *PloS One*, 8(6), e67353.

Chi, Y., Shi, H., Wang, X., Qin, X., Zheng, W. & Peng, S. (2016). Impact factors identification of spatial heterogeneity of herbaceous plant diversity on five southern islands of Miaodao Archipelago in North China. *Chinese journal of oceanology and limnology*, 34(5), pp.937-951.

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

da Silva Delabona, P., Pirota, R. D. B., Codima, C. A., Tremacoldi, C. R., Rodrigues, A., & Farinas, C. S. (2012). Using Amazon forest fungi and agricultural residues as a strategy to produce cellulolytic enzymes. *Biomass and bioenergy*, *37*, 243-250.

de Bl´ecourt, M., Brumme, R., Xu, J., Corre, M.D., Veldkamp, E., (2013). Soil carbon stocks decrease following conversion of secondary forests to rubber (Hevea brasiliensis) plantations. PloS one 8 (7), e69357.

Elliott, E. T., & Cambardella, C. A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34(1-4), 407-419.

Erdmann, G., Scheu, S. & Maraun, M. (2012). Regional factors rather than forest type drive the community structure of soil living oribatid mites (Acari, Oribatida). *Experimental and Applied Acarology*, 57(2):157-169.

Ezeaku, P.I. (2015).Evaluation of agro-ecological approach to soil quality assessment for sustainable land use and management system. Sci. Res, 10, 501–512.

Fabíola Barros, M., Pinho, B. X., Leão, T. & Tabarelli, M. (2018). Soil attributes structure plant assemblages across an Atlantic forest mosaic. *Journal of Plant Ecology*, 11(4): 613-622.

Fenetahun, Y., Yuan, Y., Xinwen, X., Fentahun, T., Nzabarinda, V. & Yong-dong, W. (2021). Impact of grazing intensity on soil properties in Teltele rangeland, Ethiopia. *Frontiers Environmental Sciences*, 9: 664104.

Ferreira, A. C. C., Leite, L. F. C., Araújo, A. S. F. & Eisenhauer, N. (2016). Land use type effects on soil organic Carbon and microbial properties in a semi-arid region of Northeast Brazil. *Land Degradation and Development*, 27(2): 171-178.

Finzi, A.C., Canham, C.D. and Van Breemen, N., 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests:

species effects on pH and cations. *Ecological Applications*, 8(2), pp.447-454.
Fouché, J., Christiansen, C. T., Lafrenière, M. J., Grogan, P., & Lamoureux, S. F. (2020). Canadian permafrost stores large pools of ammonium and optically distinct dissolved organic matter. *Nature Communications*, 11(1), 4500.
Ghazanshahi, J. (2006) 'Soil and plant analysis. Homa publication, 272p.
Ghosh, A. *et al.* (2020) 'Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutrient management practices of Indian Vertisols', *Applied Soil Ecology*, 145, p. 103304.
Guangming, L., Xuechen, Z., Xiuping, W., Hongbo, S., Jingsong, Y., & Xiangping, W. (2017). Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 237, 274–279.
Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitis, K. and Nihlgård, B., 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 195(3), pp.373-384.
Haghdoost, N., Akbarinia, M., Hosseini, S.M. & Kooch, Y. (2011). Conversion of Hyrcanian degraded forests to plantations: Effects on soil C and N stocks. *Annals of Biological Research*, 50(2), pp.385-399.
Heydari, M., Eslaminejad, P., Valizadeh Kakhki, F., Mirab-balou, M., Omidipour, R., Prévosto, B., Kooch, Y. & Lucas-Borja, M. E. (2020). Soil quality and mesofauna diversity relationship are modulated by woody species and seasonality in semiarid oak forest. *Forest Ecology and Management*, 473(10): 1-13.
Jagadamma, S., Mayes, M. A., Steinweg, J. M. & Schaeffer, S. M. (2014). Substrate quality alters the microbial mineralization of added substrate and soil organic carbon. *Biogeosciences*, 11: 4665–4678.
Jiao, S., Li, J., Li, Y., Xu, Z., Kong, B., Li, Y., & Shen, Y. (2020). Variation of soil organic carbon and physical properties in relation to land uses in the Yellow River Delta, China. *Scientific Reports*, *10*(1), 20317.
Jones, D. L., & Willett, V. B. (2006). Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(5), 991–999.
Karamian, M., Mirzaei, J., Heydari, M., Kooch, Y. and Labelle, E.R. 2023. Seasonal effects on native and non-native woody species on soil chemical and biological properties in semi-arid forests, western Iran. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 23: 4474-4490.
Kemper, W. D., & Rosenau, R. C. (1986). Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, 425–442.
Kooch, Y. & Ghaderi, E. (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.
Kooch, Y., & Noghre, N. (2020). Nutrient cycling and soil-related processes under different land covers of semi-arid rangeland ecosystems in northern Iran. *Catena*, *193*, 104621.
Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Hajimirzaaghaee, S. & Francaviglia, R. (2023). Soil biological quality as affected by vegetation types in shrublands of a semi-arid montane environment. *Applied Soil Ecology*. 189.
Kooch, Y., Samadzadeh, B. & Hosseini, S. M. (2017). The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. *Catena*, 150 (3): 223-229.
Korboulewsky, N., Perez, G., & Chauvat, M. (2016). How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. Soil Biology and Biochemistry, 94(3): 94-106.
Lagomarsino, A., Benedetti, A., Marinari, S., Pompili, L., Moscatelli, M. C., Roggero, P. P., Lai, R., Ledda, L. and Grego, S. 2011. Soil organic C variability and microbial functions in a Mediterranean agro-forest ecosystem. Biology and Fertility of Soils, 47(3): 283-291.
Landi, L., Renella, G., Moreno, J. L., Falchini, L. and Nannipieri, P. 2000. Influence of cadmium on the metabolic quotient, L-: D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. Biology and Fertility of Soils, 32(1): 8-16.
Lee, S.-H., Kim, M.-S., Kim, J.-G., & Kim, S.-O. (2020). Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability*, *12*(19), 8209.
Leul, Y., Assen, M., Damene, S., & Legass, A. (2023). Effects of land use types on soil quality dynamics in a tropical sub-humid ecosystem, western Ethiopia. *Ecological Indicators*, *147*, 110024.
Li, L., Vogel, J., He, Z., Zou, X., Ruan, H., Huang, W., Wang, J. & Bianchi, T.S. (2016). Association of soil aggregation with the distribution and quality of organic carbon in soil along an elevation gradient on Wuyi Mountain in China. *PloS one*, *11*(3), p.e0150898.
Luo, G., Xue, C., Jiang, Q., Xiao, Y., Zhang, F., Guo, S., Shen, Q., & Ling, N. (2020). Soil carbon, nitrogen,

and phosphorus cycling microbial populations and their resistance to global change depend on soil C: N: P stoichiometry. *Msystems*, 5(3), e00162-20.

Mao, R., Zeng, D.H., Ai, G.Y., Yang, D., Li, L.J. & Liu, Y.X. (2010). Soil microbiological and chemical effects of a nitrogen-fixing shrub in poplar plantations in semi-arid region of Northeast China. *European Journal of Soil Biology*, *46*(5), pp.325-329.

Marcos, E., Calvo, L., Marcos, J. M., Taboada, A. & Tarrega, R. (2010). Tree effects on the chemical topsoil features of oak, beech and pine forests. *European Journal of Forest Research*, 129: 25–30.

Marzi, M. *et al*. (2020) 'The influence of organic amendment source on carbon and nitrogen mineralization in different soils', *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20, pp. 177–191.

Matute, M. M. (2013). Soil nematodes of brassica rapa: influence of temperature and pH. *Advances in Natural Science*, 6(4): 20-26.

Menta, C. (2012) 'Soil fauna diversity-function, soil degradation, biological indices, soil restoration', *Biodiversity conservation and utilization in a diverse world*, pp. 59–94.

Meyfroidt, P., Vu, T.P. & Hoang, V.A. (2013). Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central Highlands of Vietnam. *Global Environmental Change, 23(5),* pp.1187-1198.

Moges, A., Dagnachew, M., and Yimer, F. (2013). Land use effects on soil quality indicators: a case study of Abo- Wonsho Southern Ethiopia. Applied and Environmental Soil Sciences, Article ID 784989: 9p.

Moghimian, N., Hosseini, S.M., Kooch, Y., and Darki, B.Z. (2017). Impacts of changes in land use/cover on soil microbial and enzyme activities. Catena. 157: 407-414.

Mulia, R., Hoang, S.V., Dinh,V. M., Duong, N.B.T., Nguyen, A.D., Lam, D.H., Thi Hoang, D.T. & van Noordwijk, M. (2021). Earthworm diversity, forest conversion and agroforestry in Quang Nam Province, Vietnam. *Land*, 10(1): 10-36.

Neatrour, M. A., Jones, R. H., & Golladay, S. W. (2005). Correlations between soil nutrient availability and fine-root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regimes. *Canadian Journal of Forest Research*, *35*(12), 2934–2941.

Neher, D., Wu, J., Barbercheck, M. & Anas, O. (2005). Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. *Applied Soil Ecology*, 30 (1): 47-64.

Nilsson, M.-C., Wardle, D. A., & Dahlberg, A. (1999). Effects of plant litter species composition and diversity on the boreal forest plant-soil system. *Oikos*, 16–26.

Nsabimana, D., Klemedtson, L., Kaplin, B.A. & Wallin, G. (2008). Soil carbon and nutrient accumulation under forest plantations in southern Rwanda. *African Journal of Environmental Science and Technology*, *2*(6), pp.142-149.

Ollinger, S.V., Smith, M. L., Martin, M. E., Hallett, R. A., Goodale, C. L. & Aber, J. D. (2002). Regional variation in foliar chemistry and N cycling among forests of diverse history and composition. *Ecology*, 83(2): 339-355.

Osburn, E.D., McBride, S.G., Aylward, F.O., Badgley, B.D., Strahm, B.D., Knoepp, J.D. & Barrett, J. E. (2019). Soil bacterial and fungal communities exhibit distinct long-term responses to disturbance in temperate forests. *Frontiers Microbiology*, 10(12): 2872.

Osman, K.T. (2013). Physical properties of forest soils. *In Forest Soils* (pp. 19-44). Springer, Cham.

Page, A. L., Miller, R. H., & Jeeney, D. R. (1750). Methods of soil analysis, Part 1. Physical properties. SSSA Publication, Madison.

Palansooriya, K.N. *et al*. (2019) 'Response of microbial communities to biochar-amended soils: a critical review', *Biochar*, 1, pp. 3–22.

Paz-Ferreiro, J., Gascó, G., Gutiérrez, B. and Méndez, A. 2012. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludgeand sewage sludge biochar to soil. Biology and fertility of soils, 48(5): 511-517.

Pires, L. F., Brinatti, A. M., Saab, S. C., & Cássaro, F. A. M. (2014). Porosity distribution by computed tomography and its importance to characterize soil clod samples. *Applied Radiation and Isotopes*, *92*, 37–45.

Qiu, Q., Li, J. Y., Wang, J. H., He, Q., Su, Y., & Ma, J. W. (2015). Interactions between soil water and fertilizer application on fine root biomass yield and morphology of Catalpa bungei seedlings. *Applied Mechanics and Materials*, *700*, 323–333.

Rahman, M. U., Dey, T., & Biswas, J. (2023). Land-use change and forest cover depletion in Bhawal National Park, Gazipur, Bangladesh from 2005 to 2020. *Environmental Monitoring and Assessment*, *195*(1), 201.

Rezaee, L., Moosavi, A. A., Davatgar, N., & Sepaskhah, A. R. (2020). Soil quality indices of paddy soils in

Guilan province of northern Iran: Spatial variability and their influential parameters. *Ecological Indicators*, *117*, 106566.
Robertson, G. P., Coleman, D. C., Sollins, P., & Bledsoe, C. S. (1999). Standard soil methods for long-term ecological research (Vol. 2). Oxford University Press on Demand.
Rothe, A., Cromack, K., Resh, S.C., Makineci, E. & Son, Y. (2002). Soil carbon and nitrogen changes under Douglas-fir with and without red alder. *Soil Science Society of America Journal*, *66*(6), pp.1988-1995.
Rqnn, R. M., Griffiths, B. S. & Young, I. M. (2001). Protozoa, nematodes and N-mineralization across a prescribed soil textural gradient. *Pedobiologia*, 45(6): 481-495.
Sabais, A. C. W., Scheu, S. and Eisenhauer, N. 2011. Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. Acta Oecologica, 37(3): 195-202.
Sabrina, T., Hanafi, M. M., Nor Azwady, A. A. & Mahmud, T. M. M. (2009). Earthworm populations and cast properties in the soils of Oil Palm plantations. *Journal of Soil Sciences*, 13: 29-42.
Sarlo, M. (2006). Individual tree species effect on earthworm biomass in a tropical plantation panama. *Caribbean Journal of Science*, 42(3): 419-427.
Scanes, C. G. 2018. Human Activity and Habitat Loss: Destruction, Fragmentation, and Degradation. In: Animals and Human Society. Elsevier, p. 451-482.
Schellenberg, J. & Bergmeier, E. (2020). Heathland plant species composition and vegetation structures reflect soil-related paths of development and site history. *Applied Vegetation Sciences*, 23(3):386-405.
Seighalani, S., Ramazanpoor, H. and Kahneh, H. (2015) 'The effect of Taxadium, Alnus and Poplus on soil chemical in forest areas, Astaneh-ye Ashrafiyeh region', *Iranian Journal of Soil Researches*, 29, pp. 233–241.
Shankar, A., & Garkoti, S. C. (2024). Influence of forest types on soil physicochemical and biological characteristics of associated agroecosystems in the central Himalaya. *Science of The Total Environment*, *906*, 167731.
Sharrow, S. H., & Ismail, S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, *60*, 123–130.
Silver, W.L., Neff, J., McGroddy, M., Veldkamp, E., Keller, M. & Cosme, R. (2000). Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. *Ecosystems*, *3*(2), pp.193-209.
Singh, J.S., Singh, D.P. & Kashyap, A.K. (2009). A comparative account of the microbial biomass-N and N-mineralization of soils under natural forest, grassland and crop field from dry tropical region, India. *Plant Soil Environ*, *55*(6), pp.223-230.
Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S.J., Gregorich, E.G., Paul, E.A. & Paustian, K. (2002). Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal*, *66*(6), pp.1981-1987.
Sofo, A., Mininni, A. N., & Ricciuti, P. (2020). Soil macrofauna: A key factor for increasing soil fertility and promoting sustainable soil use in fruit orchard agrosystems. *Agronomy*, *10*(4), 456.
Sohrabi, H., Jourgholami, M., Lo Monaco, A., & Picchio, R. (2022). Effects of Forest Harvesting Operations on the Recovery of Earthworms and Nematodes in the Hyrcanain Old-Growth Forest: Assessment, Mitigation, and Best Management Practice. *Land*, *11*(5), 746.
Stott, D.E. (2019) 'Recommended soil health indicators and associated laboratory procedures', *Soil Health Technical Note* [Preprint], (450–03).
Sullivan, P.F., Stokes, M.C., McMillan, C.K. and Weintraub, M. N. 2020. Labile carbon limits late winter microbial activity near Arctic tree line. Nature Communications, 11(1): 1-9.
Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M. (2018a). Frequency and diversity of worms in topsoil of degraded and reclaimed forest habitats of the Caspian region. *Iranian Journal of Forest*, *10* (3), 293–306.
Tong, H. *et al.* (2021) 'Land-use change and environmental properties alter the quantity and molecular composition of soil-derived dissolved organic matter', *ACS Earth and Space Chemistry*, 5(6), pp. 1395–1406.
Uvarov, A. V. (2009). Inter- and intraspecific interactions in lumbricid earthworms: their role for earthworm performance and ecosystem functioning. *Pedobiologia*, 53(1): 1-27.
Vashisht, B. B., Maharjan, B., Sharma, S., & Kaur, S. (2020). Soil quality and its potential indicators under different land use systems in the Shivaliks of Indian Punjab. *Sustainability*, *12*(8), 3490.
Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J.S., Corre, M.D., (2020). Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. Nat. Rev. 1 (11), 590–605.
Voříškova, J., Brabcova, V., Cajthaml, T. & Baldrian, P. (2014). Seasonal dynamics of fungal communities in

a temperate oak forest soil. *New Physiologist*, 201(1): 269-278.
Wadud Khan, M.A., Bohannan, B.J.M., Nusslein, K., Tiedje, J.M., Tringe, S.G., Parlade, E., Barberan, A. & Rodrigues, J.L.M. (2019). Deforestation impacts network co-occurrence patterns of microbial communities in Amazon soils. *Microbiology Ecology*, 95(2): 1-12.
Wang, Q., & Dalal, S. (2006). Microbial biomass in subtropical forest soils: effect of conversion of natural secondary broad-leaved forest to Cunninghamia lanceolata plantation. *Journal of Forestry Research*, *17*(3), 197–200.
Wang, Q., Xiao, F., He, T., & Wang, S. (2010). Responses of labile soil organic carbon and enzyme activity in mineral soils to forest conversion in the subtropics. *Annals of Forest Science*, *70*, 579–587.
Wani, F.S., Akhter, F., Mir, S., Baba, Z.A., Maqbool, S., Zargar, M.Y., and Nabi, S.U. (2018). Assessment of soil microbial status under different land use systems in North Western zone of Kashmir. Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci. 7: 8. 266.
Wenxiang, H., Xin, J., & Yongrong, B. (2002). Study on soil enzyme activity effected by dimehypo. *Xibei Nonglin Keji Daxue Xuebao (China)*.
Wollum, A. G. (1982). Cultural methods for soil microorganisms. Methods of soil analysis: part 2 *chemical and microbiological properties*, 9: 781-802.
Xiao, L., Bi, Y., Du, S., Wang, Y., Guo, C. & Christie, P. (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.
Yemefack M., Jetten V.G., and Rossiter D.G. 2006. Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. Soil and Tillage Research, 86: 84–98
Yuan, Z. Y. & Chen, H. Y. (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(4): 204-221.
Zahedifar, M. (2023). Assessing alteration of soil quality, degradation, and resistance indices under different land uses through network and factor analysis. *Catena*, *222*.
Zancan, S., Trevisan, R. & Paoletti, M. G. (2006). Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agric Ecosyst Environ*, 112(1): 1–12.
Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., & Zhang, R. (2021). Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies. *GCB Bioenergy*, *13*(12), 1859–1873.
Zhao, C., Li, Y., Zhang, C., Miao, Y., Liu, M., Zhuang, W., Shao, Y., Zhang, W., & Fu, S. (2021). Considerable impacts of litter inputs on soil nematode community composition in a young Acacia crassicapa plantation. *Soil Ecology Letters*, *3*, 145–155.