

## Microbial diversity response to changes in physical and chemical properties of soil caused by water erosion in the Dehbakari watershed, Kerman province

Morteza Saberi<sup>1\*</sup> , Mostafa Nori<sup>2</sup>, Mahdieh Ebrahimi<sup>3</sup>

1. **Corresponding Author**, Associate Professor, Rangeland and Watershed Management Department, Faculty of Water and Soil, University of Zabol, Zabol, Iran **Email:** [Mortezasaberi@uoz.ac.ir](mailto:Mortezasaberi@uoz.ac.ir) **ORCID:** <https://orcid.org/0000-0003-1596-9714>
2. MSc of Watershed Management, Department of Range and Watershed Management, Faculty of Water and Soil, University of Zabol, Zabol, Iran
3. Associate Professor, Rangeland and Watershed Management Department, Faculty of Water and Soil, University of Zabol, Zabol, Iran

Article Info	ABSTRACT
<p><b>Article type:</b> <b>Research Article</b></p> <p><b>Article history:</b>  <b>Received:</b> 19 April 2025  <b>Revised:</b> 31 May 2025  <b>Accepted:</b> 07 June 2025  <b>Published:</b> 22 June 2025</p> <p><b>Keywords:</b>            Soil multifunctional properties, Soil erosion , Enzyme activity, Soil microbial diversity.</p>	<p>The lack of sufficient data in this field poses a major challenge in assessing the true effects of erosion on natural ecosystem services and the restoration of degraded environments. In this study, the relationship between microbial diversity and water erosion-induced changes in soil physical and chemical properties was investigated in the Gavor rangeland-forest land in Kerman province. Soil sampling (0-30 cm depth) was conducted based on a factorial experiment in a completely randomized design using two transects in four conditions including no erosion, low erosion, moderate erosion and severe erosion in three plots. The experimental factors included working unit (2 units), slope direction (2 directions) and erosion degree (4 degrees). Three replicate plots with specific dimensions were established for each condition. Soil physical and chemical factors were measured to evaluate the overall soil performance including bulk density, soil moisture content, acidity, dissolved organic carbon and nitrogen, total nitrogen and phosphorus, ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), available phosphorus and potassium, net mineralized carbon, and net mineralized nitrogen. Soil biological indicators were measured including soil enzymatic activity, microbial biomass carbon and nitrogen, microbial population, soil microbial quotient, and basal microbial respiration. The results of the analysis of variance indicated significant differences in most of the physical, chemical, and biological properties of the soil. With increasing soil erosion intensity, no significant differences were observed in soil acidity, inorganic-organic carbon, nitrate, and ammonium (p&gt;0.01). Soil erosion caused significant changes in the edaphic properties of the working unit and reduced the soil's multifunctional properties. The maximum soil moisture content, organic nitrogen, organic carbon, total phosphorus, available potassium, and ammonium were related to plots without erosion. With increasing erosion degree, the values of these parameters showed a significant decrease (p&lt;0.01). Soil erosion has a significant effect on soil net mineralized nitrogen (p&gt;0.01), so the highest amount of net mineralized nitrogen was measured in plots without erosion, and the lowest amount was related to plots with severe erosion. The results showed that the values of all biological parameters measured in soils with severe erosion degrees were significantly lower than those in soils without erosion and with low erosion. The highest correlation of biological indicators was with the values of carbon and inorganic nitrogen, phosphorus, and total potassium. Overall, changes in soil microbiota characteristics were strongly correlated with erosion-induced changes in some of the soil's physical and chemical properties. These results indicate that soil erosion has a significant negative impact on soil microbial and functional properties.</p>

**How to Cite:** Saberi, M. , Nori, M. and Ebrahimi, M. (2026). Microbial diversity response to changes in physical and chemical properties of soil caused by water erosion in the Dehbakari watershed, Kerman province. *Journal of Natural Environmental Hazards*, 15 (48), 93-116.



© The Author/Authors

DOI: 10.22111/jneh.2025.51723.2110

**Publisher:** University of Sistan and Baluchestan

## **EXTENDED ABSTRACT**

### **INTRODUCTION**

An important indicator for evaluating the health and sustainability of natural ecosystems is the condition of soil nutrients. Understanding changes in soil physical, chemical, and biological properties caused by various processes is crucial for assessing their roles in nutrient cycling and mitigating the adverse effects of ecosystem mismanagement (Ai et al., 2018). One of the most evident consequences of erosion in rangeland ecosystems is soil degradation, which significantly reduces the land's productivity (Zeng et al., 2017), disrupts ecosystems and their services and hinders economic development (Calvo de Anta et al., 2020). As a result, many United Nations Sustainable Development Goals (SDGs) are directly linked to soil functionality (Yan et al., 2015).

This underscores the need to understand soil quality and its underlying processes for sustainable development and in addressing challenges such as climate change mitigation, water management, vegetation loss, and biodiversity conservation (Ferreira et al., 2018; Grilli et al., 2021).

In this study, the relationship between microbial diversity and water erosion-induced changes in soil physical and chemical properties was investigated in the Gavor rangeland-forestland as a working unit to test the following hypotheses:

- \* Water erosion significantly affects the biological characteristics and biodiversity of soil in the Dehbakari Watershed by altering its physical and chemical properties.
- \* Dissolved organic carbon shows the highest correlation with biological characteristics at erosion-affected sites in the study area.

### **DATA AND METHODS**

Soil samples (0–30 cm depth) were collected using a completely randomized design along the main slope, with two transects covering four erosion conditions: no erosion, low erosion, moderate erosion, and severe erosion. Three replicate plots with specific dimensions were established for each condition. Furrow erosion was identified as the dominant form of erosion in the basin.

To assess soil performance, physical and chemical properties were measured, including bulk density, soil moisture content, pH, organic carbon, total nitrogen and phosphorus, ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), available phosphorus and potassium, net mineralized carbon, and net mineralized nitrogen. Biological indicators included soil enzymatic activity, microbial biomass carbon and nitrogen, microbial population, microbial quotient, and basal microbial respiration.

All data were analyzed using one-way ANOVA in SPSS software, with three replicates per treatment.

### **RESULTS AND DISCUSSION**

Soil samples (0–30 cm depth) were collected using a completely randomized design along the main slope, with two transects covering four erosion conditions: no erosion, low erosion, moderate erosion, and severe erosion. Three replicate plots with specific dimensions were established for each condition. Furrow erosion was identified as the dominant form of erosion in the basin.

To assess soil performance, physical and chemical properties were measured, including bulk density, soil moisture content, pH, organic carbon, total nitrogen and phosphorus, ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), available phosphorus and potassium, net mineralized carbon, and net mineralized nitrogen. Biological indicators included soil enzymatic activity, microbial biomass carbon and nitrogen, microbial population, microbial quotient, and basal microbial respiration.

All data were analyzed using one-way ANOVA in SPSS software, with three replicates per treatment.

## RESULTS AND DISCUSSION

The analysis of variance indicated significant differences in most soil physical, chemical, and biological properties. As erosion intensity increased, no significant differences were observed in soil pH, inorganic carbon, nitrate, and ammonium ( $P > 0.01$ ). However, erosion significantly altered edaphic properties and reduced overall soil multifunctionality. Maximum values of soil moisture, organic nitrogen, organic carbon, total phosphorus, available potassium, and ammonium were found in non-eroded plots. These values declined significantly as erosion intensity increased ( $P < 0.01$ ). Although soil erosion did not have a statistically significant effect on net mineralized nitrogen ( $P > 0.01$ ), its highest values were measured in plots without erosion and the lowest in plots with severe erosion. Biological parameters, including microbial biomass, enzymatic activity, and population, were significantly reduced in severely eroded soils compared to non-eroded and slightly eroded sites. These biological parameters were most strongly correlated with the levels of organic carbon, inorganic nitrogen, phosphorus, and total potassium. The results confirm that erosion significantly affects the structure and function of soil microbial communities. Increased erosion intensity negatively impacts all categories of soil quality, leading to a decline in soil biodiversity and function. Previous studies have shown that erosion contributes to structural degradation, nutrient depletion, reduced water retention, and decreased yield (Li et al., 2015).

Despite this, the impact of erosion on microbial communities has received less attention (Qiu et al., 2021). The loss of organic matter, nutrients, and moisture observed in the study area appears to directly contribute to the decline in microbial diversity and function. Limited access to these resources restricts bacterial metabolism and alters community composition (Banerjee et al., 2020), disrupting essential soil microbial functions (Chen et al., 2020). These findings are consistent with those of Qiu et al. (2021) and Li et al. (2015).

## CONCLUSION

Overall, the findings of this study demonstrate that soil biological parameters are strongly influenced by land use and slope. These factors affect microbial community structure and, in turn, influence soil properties and development. Improper ecosystem management and erosion lead to a decline in available nutrients, which plays a key role in reducing microbial biomass, enzyme activity, and microbial populations. To prevent further degradation in erosion-prone areas, the implementation of effective conservation and soil management strategies is highly recommended.

## ETHICAL CONSIDERATIONS

**Conflict of Interest Statement:** The authors declare no conflict of interest.

**Ethical Statement:** This article does not contain any studies with human participants or animals performed by any of the authors.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors gratefully acknowledge the financial support provided by the University of Zabol (Grant code: IR-UOZ-GR-8721) for this research.

## REFERENCES

### References [in English]

- Ai, M., Sun, Y., Yan, B., & Wei, Y. (2018). A summary of the impact of land degradation on soil carbon sequestration. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 394(5), 052028. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/394/5/052028>.
- Banerjee, S., Misra, A., Sar, A., Pal, S., Chaudhury, S., & Dam, B. (2020). Poor nutrient availability in opencast coalmines influences microbial community composition and diversity in exposed and underground soil profiles. *Applied Soil Ecology*, 152, 103544. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103544>.

- Calvo de Anta, R., Luísa, E., Febrero-Bande, M., Galiñanes, J., Macías, F., Ortíz, R., & Casas, F. (2020). Soil organic carbon in peninsular Spain: Influence of environmental factors and spatial distribution. *Geoderma*, 370, 114365. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114365>
- Chen, Q., Dong, J., Zhu, D., Hu, H., Delgado-Baquerizo, M., Ma, Y., He, J.-Z., & Zhu, Y.-G. (2020). Rare microbial taxa as the major drivers of ecosystem multifunctionality in long-term fertilized soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 141, 107686. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107686>
- Grilli, E., Carvalho, S. C. P., Chiti, T., Coppola, E., Ascoli, R. D., La Mantia, T., Marzaioli, R., Mastrocicco, M., Pulido, F., Rutigliano, F. A., Quatrini, P., & Castaldi, S. (2021). Critical range of soil organic carbon in southern Europe lands under desertification risk. *Journal of Environmental Management*, 287, 112285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021>
- Li, Z., Xiao, H., Tang, Z., Huang, J., Nie, X., Huang, B., Ma, W., Lu, Y., & Zeng, G. (2015). Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China. *European Journal of Soil Biology*, 71, 37–44.
- Qiu, L., Zhang, Q., Zhu, H., Reich, P. B., Banerjee, S., van der Heijden, M. G., Sadowsky, M. J., Ishii, S., Jia, X., Shao, M., & Liu, B. (2021). Erosion reduces soil microbial diversity, network complexity and multifunctionality. *The ISME Journal*, 15(8), 2474–2489.
- Yan, X., & Cai, Y. L. (2015). Multi-scale anthropogenic driving forces of karst rocky desertification in southwest China. *Land Degradation & Development*, 26, 193–200.

مجله علمی پژوهشی مخاطرات محیط طبیعی، دوره ۱۵، شماره ۴۸، شماره پیاپی ۰۲، تیر ۱۴۰۵

## پاسخ تنوع میکروبی به تغییرات خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی خاک ناشی از فرسایش آبی در حوضه آبخیز دهبکری، استان کرمان

مرتضی صابری<sup>۱\*</sup>، مصطفی نوری<sup>۲</sup>، مهدیه ابراهیمی<sup>۳</sup>

۱. دانشیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده آب و خاک، دانشگاه زابل، زابل، ایران (نویسنده مسئول)

ایمیل: [Mortezasaberi@uoz.ac.ir](mailto:Mortezasaberi@uoz.ac.ir) / <https://orcid.org/0000-0003-1596-9714>

۲. دانشجوی کارشناسی ارشد آبخیزداری، دانشکده آب و خاک، دانشگاه زابل، زابل، ایران

۳. دانشیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده آب و خاک، دانشگاه زابل، زابل، ایران

چکیده	اطلاعات مقاله
<p>نبود اطلاعات کافی در زمینه تأثیر فرسایش بر عملکرد خاک و جوامع میکروبی موجود در آن مانع بزرگی در ارزیابی تأثیر واقعی فرسایش بر خدمات اکوسیستم‌های طبیعی و احیاء محیط‌های فرسوده می‌باشد. در این مطالعه رابطه تنوع میکروبی و تغییرات خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی خاک ناشی از فرسایش آبی در اراضی مرتعی - جنگلی گوور استان کرمان بررسی شد. نمونه‌برداری خاک (عمق ۰-۳۰ سانتی‌متر) برپایه آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با استفاده از دو ترانسکت در چهار وضعیت شامل بدون فرسایش، فرسایش کم، فرسایش متوسط و شدید در سه پلات انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل واحدکاری (۲ واحد)، جهت شیب (۲ جهت) و درجه فرسایش (۴ درجه) بودند. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک شامل وزن مخصوص ظاهری، محتوی رطوبت خاک، اسیدیته، کربن و نیتروژن آلی محلول، نیتروژن و فسفر کل، آمونیوم (<math>\text{NH}_4^+</math>)، نترات (<math>\text{NO}_3^-</math>)، فسفر و پتاسیم قابل‌دسترس، کربن و نیتروژن کل برای ارزیابی عملکرد کلی خاک اندازه‌گیری شد. شاخص‌های زیستی خاک شامل فعالیت آنزیمی خاک، کربن و نیتروژن زیتوده میکروبی، جمعیت میکروارگانیزم‌ها، سهم میکروبی خاک و تنفس میکروبی پایه اندازه‌گیری گردید. نتایج تجزیه واریانس داده‌ها حاکی از تفاوت معنی‌دار اکثر خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی و زیستی خاک بود. با افزایش شدت فرسایش خاک تنها در اسیدیته خاک، کربن آلی محلول، نترات و آمونیوم تفاوت معنی‌دار مشاهده نشد (<math>p &gt; 0.01</math>). فرسایش خاک باعث تغییرات آماری معنی‌دار در خصوصیت‌های خاک و کاهش خصوصیت‌های چند عملکردی خاک شد (<math>p &gt; 0.01</math>). بیشترین محتوی رطوبت خاک، نیتروژن آلی، کربن آلی، فسفر کل، پتاسیم قابل‌دسترس و آمونیوم مربوط به پلات‌های بدون فرسایش بود و با افزایش درجه فرسایش مقادیر این پارامترها کاهش معنی‌دار را نشان داد (<math>p &lt; 0.01</math>). فرسایش خاک اثر معنی‌داری در نیتروژن آلی محلول خاک داشت (<math>p &gt; 0.01</math>)، به طوری که بیشترین میزان نیتروژن آلی محلول در پلات‌های بدون فرسایش اندازه‌گیری شد و کمترین مقدار مربوط به پلات‌های با فرسایش شدید بود. نتایج نشان داد که مقدار تمام پارامترهای زیستی اندازه‌گیری‌شده در خاک‌های با درجه فرسایش شدید به‌طور معنی‌داری کمتر از خاک‌های بدون فرسایش و فرسایش کم بود. به‌طور کلی، تغییرات در ویژگی‌های میکروبیوتای خاک به شدت با تغییرات ناشی از فرسایش در چند خصوصیت - فیزیکی و شیمیایی خاک مرتبط بود. این نتایج با هم نشان می‌دهد که فرسایش خاک تأثیر منفی قابل توجهی بر ویژگی‌های میکروبی و عملکردی خاک دارد.</p>	<p><b>نوع مقاله:</b> مقاله پژوهشی</p> <p><b>تاریخ دریافت:</b> ۱۴۰۴/۰۱/۳۰  <b>تاریخ ویرایش:</b> ۱۴۰۴/۰۳/۱۰  <b>تاریخ پذیرش:</b> ۱۴۰۴/۰۳/۱۷  <b>تاریخ انتشار:</b> ۱۴۰۵/۰۳/۱۶</p> <p><b>واژه‌های کلیدی:</b>                      خصوصیت‌های چند عملکردی خاک، فرسایش خاک، فعالیت آنزیمی، تنوع میکروبی خاک.</p>

استناد: صابری، مرتضی، نوری، مصطفی و ابراهیمی، مهدیه. (۱۴۰۵). پاسخ تنوع میکروبی به تغییرات خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی خاک ناشی از فرسایش آبی در حوضه آبخیز دهبکری، استان کرمان. *مخاطرات محیط طبیعی*، ۱۵ (۴۸)، ۹۳-۱۱۶.

## مقدمه

یکی از اثرات بارز فرسایش در اکوسیستم‌های مرتعی، تخریب کیفیت خاک است که بهره‌وری بالقوه زمین را بیش از ۸۰ درصد کاهش می‌دهد (بورلی<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۹؛ زنگ<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۱۷) و باعث تخریب بالغ بر درصد خاک این اکوسیستم‌ها و خدمات مربوط به آن می‌شود، به طوری که توسعه اقتصادی را در این مناطق دچار مشکل می‌سازد (کالوو ده آنتا<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۲۰). پیش‌بینی می‌شود تخریب خاک اکوسیستم‌های طبیعی تا سال ۲۰۵۰ به ۹۰ درصد برسد (سازمان ملل متحد<sup>۴</sup>، ۲۰۱۹). به همین دلیل در سال ۲۰۱۵، سازمان ملل متحد اهداف توسعه پایدار<sup>۵</sup> (SDGs) را تصویب کرد و بسیاری از این اهداف به عملکردهای خاک مرتبط هستند (یان<sup>۶</sup> و همکاران، ۲۰۱۵). این موضوع اهمیت درک کیفیت خاک و فرآیندهای موثر بر آن برای توسعه اقتصادی پایدار و موضوعاتی مانند کاهش تغییرات آب‌وهوایی، مدیریت منابع آب، پوشش گیاهی و تنوع زیستی را نشان می‌دهد (گرلی<sup>۷</sup> و همکاران، ۲۰۲۱).

رابطه بین فرسایش خاک و تنوع زیستی موجود در آن یک رابطه چندوجهی است. فرسایش خاک به شکل وسیعی به‌عنوان یکی از تهدیدات اصلی خاک شناخته شده است. در سطح جهانی، در هر هکتار سالانه حدود ۲/۸ تن خاک از دست می‌رود (اورجیاتزی<sup>۸</sup> و همکاران، ۲۰۱۸)، درحالی‌که نرخ تشکیل خاک بسیار کمتر از این مقدار می‌باشد. هدررفت خاک، جمعیت و فعالیت میکروارگانیسم‌های ساکن خاک را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد. درعین‌حال، تنوع عظیم گونه‌هایی که در خاک زندگی می‌کنند بر پایداری خاک و همچنین نفوذ آب از طریق فعالیت‌های حرکتی و تغذیه‌ای تأثیر می‌گذارد. بنابراین، تنوع زیستی خاک قطعا در فرآیند فرسایش و هدررفت خاک نقش دارد. در حال حاضر ارزیابی‌های متعددی از فرسایش خاک و توزیع تنوع زیستی خاک موجود است (ده وریس<sup>۹</sup> و همکاران، ۲۰۱۸). با این وجود، روابط علمی بین تنوع زیستی خاک و فرسایش، در هر دو جهت، ضعیف مورد بررسی قرار گرفته است. باتوجه به این که فرسایش آبی یک فرآیند انتخابی است و باعث انتقال کربن آلی و ذرات ریزدانه خاک از مناطق فرسایش‌یافته به سمت مناطق کم‌شیب و رسوبی می‌شود (وو<sup>۱۰</sup> و همکاران، ۲۰۲۴). بنابراین باعث تغییر بافت خاک در مناطق فرسایش‌یافته و رسوبی خواهد شد و به‌دنبال آن مقدار کربن در مناطق رسوبی افزایش خواهد داشت (سلطانی طولارود و اصغری، ۱۴۰۰). تغییر در بافت خاک و قابلیت دسترسی به عناصر مغذی منجر به تغییرات قابل‌ملاحظه‌ای در فراوانی و ترکیب جوامع میکروبی خاک و همچنین فعالیت آنزیم‌ها در مکان‌های فرسایش‌یافته و رسوبی خواهد شد (سالم<sup>۱۱</sup> و ژوسیت، ۲۰۱۹). میکروارگانیسم‌های موجود در خاک نقش اساسی در فرآیندهای بیوشیمیایی مانند تجزیه مواد آلی و معدنی شدن مواد غذایی در خاک دارند؛ بنابراین، در میزان دی‌اکسیدکربن ورودی و خروجی و پایداری اکوسیستم تأثیرگذار هستند. میکروارگانیسم‌های موجود در خاک آنزیم‌های زیادی آزاد می‌کنند که در مقایسه با خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی خاک به تغییرات محیطی بسیار حساس می‌باشند و

<sup>1</sup> Borrelli

<sup>2</sup> Zeng

<sup>3</sup> Calvo de Anta

<sup>4</sup> UN

<sup>5</sup> Sustainable Development Goals

<sup>6</sup> Yan

<sup>7</sup> Grilli

<sup>8</sup> Orgiazzi

<sup>9</sup> De Vries

<sup>10</sup> Wu

<sup>11</sup> Saleem & Jousset

شاخص مناسبی برای مطالعه پایداری اکوسیستم‌ها در برابر تغییرات و آشوب‌های محیطی می‌باشند (لی<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۹؛ کیو<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۲۱) و در این زمینه، فرسایش خاک یکی از رایج‌ترین آشوب‌ها در اکوسیستم‌های خشک است که بر دینامیک میکروارگانیسم‌های خاک و به‌دنبال آن پایداری کربن تاثیر می‌گذارد (کیو و همکاران، ۲۰۲۱).

لی و همکاران (۲۰۱۵) در مطالعه‌ای پاسخ میکروبی خاک به تغییرات خواص فیزیکی و شیمیایی خاک ناشی از فرسایش آبی در جنوب چین گزارش نمودند که محل رسوب‌گذاری دارای فعالیت زیتوده میکروبی و آنزیمی بیشتری نسبت به سایر مکان‌های فرسایشی است. آنها نتیجه گرفتند که تمام پارامترهای فیزیکی و شیمیایی باهم ۷۹/۶ درصد تغییرات در جامعه باکتریایی را تشکیل می‌دهند. در میان این پارامترها، کربن آلی محلول اثر غالب بر تغییرات را نشان داد، درحالی‌که کربن آلی خاک و نیتروژن کل به‌صورت جداگانه به‌ترتیب تنها ۳ و ۲/۵ درصد از تغییرات در جامعه باکتریایی را تشکیل دادند. کیو و همکاران (۲۰۲۱) در بررسی تاثیر فرسایش آبی بر تنوع میکروبی خاک در استان هیلونگجیانگ<sup>۳</sup> چین گزارش کردند که پلات‌های فرسایش‌یافته دارای پیچیدگی شبکه میکروبی کمتر، گونه‌های میکروبی کمتر و همبستگی کمتری در میان گونه‌های میکروبی نسبت به پلات‌های بدون فرسایش بودند. فرسایش خاک همچنین ترکیب جامعه میکروبی را با کاهش فراوانی نسبی فیلاهای غالب مانند *Proteobacteria*، *Bacteroidetes* و *Gemmatimonadetes* تغییر داد. در مقابل، فرسایش منجر به افزایش فراوانی نسبی برخی از خانواده‌های باکتریایی درگیر در چرخه N، مانند *Acetobacteraceae* و *Beijerinckiaceae* شد. نتایج این محققان نشان داد که فرسایش خاک تأثیر منفی قابل‌توجهی بر تنوع میکروبی و عملکرد خاک دارد. سلطانی طولارود و اصغری (۲۰۲۱) در مطالعه خود اثر شیب و جهت بر شاخص‌های میکروبی خاک در دو کاربری مرتع و جنگل در شهرستان آستار در استان گیلان را بررسی نمودند که کلیه پارامترهای زیستی مورد مطالعه در اراضی جنگلی به‌طور معنی‌داری بیشتر از اراضی مرتعی بود. در شیب‌های شمالی در مقایسه با شیب‌های جنوبی سهم میکروبی خاک حداکثر مقدار بود. آنها گزارش کردند که تنفس میکروبی پایه خاک بیشترین همبستگی را با کربن زیتوده میکروبی داشت.

بالعکس مطالعات فراوان، در خصوص تاثیر فرسایش آبی بر خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، اما در زمینه رابطه میان فرسایش و فرایندهای زیستی خاک و تاثیر آنها بر معدنی شدن کربن، اطلاعات زیادی موجود نیست. بدین منظور ضروری است تاثیر تغییرات خصوصیت‌های خاک ناشی از پدیده‌هایی چون فرسایش بر تنوع میکروبی خاک مورد بررسی قرار گیرد. این مطالعه با هدف بررسی خواص بیولوژیکی خاک در مکان‌های فرسایش‌یافته و کمی کردن روابط بین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک و جوامع میکروبی در مکان‌های فرسایش‌یافته واحد کاری گورو استان کرمان انجام گردید.

## داده‌ها و روش‌ها

محدوده مطالعاتی در حوضه آبخیز دهبکری (۵۷ درجه و ۵۶ دقیقه طول شرقی و ۲۹ درجه و ۵ دقیقه عرض شمالی) واقع گردیده که در جنوب شرقی استان کرمان و حد فاصل شهرهای بم و جیرفت قرار دارد. منطقه مورد مطالعه

<sup>1</sup> Li

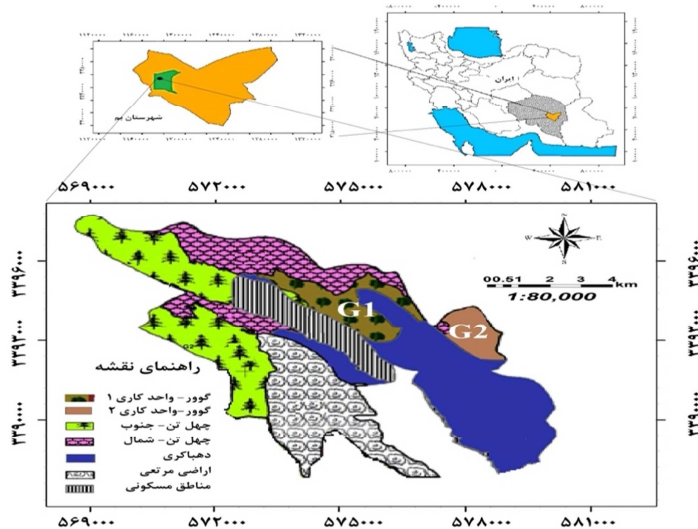
<sup>2</sup> Qiu

<sup>3</sup> Heilongjiang

دارای اقلیم نیمه‌خشک (طبق روش دومارتن) با متوسط بارش ۲۲۰ میلی‌متر در سال است. خاک‌های حوضه دهبکری بیشتر مربوط به رده آلفی سول و آلتی سول هستند. برای مطالعه تاثیر فرسایش در متغیرهای خاک و تاثیر این تغییرات در خواص میکروبیولوژیکی خاک، سایت مرتعی - جنگلی گوور که یکی از کانون‌های مهم فرسایش خاک در این حوضه آبخیز هستند، انتخاب شد. موقعیت جغرافیایی و مشخصات کلی واحد کاری مورد مطالعه در جدول ۱ و شکل ۱ نشان داده شده است. منطقه گوور (مرتعی - جنگل) در شمال غربی حوضه آبخیز قرار دارد. اراضی مرتعی (مراعی بیلاقی) این منطقه بیشتر تحت مالکیت عشایر بوده و خصوصی بودن زمین‌ها مانعی برای چرای بی‌رویه در این منطقه شده است. اما وجود تپه‌های مارنی و فاقد پوشش گیاهی به‌خصوص در بخش‌هایی که نزدیک جاده‌های خاکی است، باعث فرسایش خاک در بعضی مناطق در این سایت شده است. برای بررسی بهتر تاثیر فرسایش خاک بر خصوصیت‌های زیستی سایت مورد مطالعه، ابتدا نقشه واحد کاری تهیه شد (شکل ۱). هر واحد در این نقشه، پهنه‌هایی تا حد امکان همگن را نشان می‌دهد که با استفاده از تلفیق نقشه‌های ارتفاع، جهت و شیب مستخرج از لایه DEM ۳۰ متری SRTM در نرم‌افزار Arc GIS ۱۰ به‌دست آمده‌اند. در محدوده مورد مطالعه ۱۷ واحد کاری تشخیص داده شد. برای سهولت کار و افزایش دقت نمونه‌برداری در دو واحد کاری (G1 و G2) نزدیک به هم که از نظر جهت شیب شرایط یکسان داشتند، انجام شد.

جدول ۱. مشخصات کلی واحدهای کاری مطالعاتی

واحد کاری	طبقه شیب	جهت	طبقه ارتفاع	مساحت (هکتار)	درصد مساحت
G1	۱۰-۲۵٪	North	۱۶۰۰-۲۴۰۰	۲۴۸/۹۲۷	۳/۲۷
G2	۲۵-۶۵٪	North	۲۴۰۰-۲۷۰۰	۲۶۹/۵۱۱	۳/۵۴



شکل ۱: موقعیت حوضه آبخیز دهبکری، سایت گوور و واحدهای کاری (CH1 و CH2). منبع: یافته‌های پژوهش

### نمونه‌برداری خاک

این پژوهش به‌صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل واحد کاری (۲ واحد)، جهت شیب (۲ شیب) و درجه فرسایش (۴ درجه) بودند. طول دو شیب انتخاب‌شده زیاد نبود. این دو

شیب به ترتیب ۱۰ متر عرض، ۱۶۰ و ۱۴۸ متر طول داشتند که برای انجام پژوهش‌های علمی قرق شده بودند. طول ترانسکت‌ها با توجه به طول شیب‌های مورد مطالعه ۱۰۰ متر تعیین شد. باتوجه به آن که فرسایش معمولاً در شیب‌ها رخ می‌دهد و شدت آن معمولاً با درجه شیب و فاصله از بالای شیب افزایش می‌یابد (کیو<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۲۰)، چهار درجه فرسایش در امتداد هر یک از دو شیب/ترانسکت برای نشان دادن شدت‌های مختلف فرسایش خاک تعیین شد. این درجات عبارت از بدون فرسایش، فرسایش خفیف، فرسایش متوسط و فرسایش شدید بودند. از مدول فرسایش محاسبه شده در منطقه براساس مدل RULSE<sup>۲</sup> (معادله جهانی اصلاح شده فرسایش خاک) برای طبقه‌بندی شدت‌های فرسایش استفاده شد. مدول فرسایش در مدل RULSE از داده‌های بارندگی، داده‌های خاک، داده‌های DEM<sup>۳</sup> (مدل ارتفاعی رقومی)، داده‌های NDVI<sup>۴</sup> (شاخص پوشش گیاهی نرمال شده) و داده‌های پوشش زمین محاسبه شده بود. با توجه به مدول فرسایش منطقه، مقدار فرسایش در درجه بدون فرسایش کمتر از  $3 \text{ t ha}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ، در فرسایش خفیف  $3-5 \text{ t ha a}^{-1}$ ، در فرسایش متوسط  $5-15 \text{ t ha a}^{-1}$  و در فرسایش شدید بیشتر از  $15 \text{ t ha a}^{-1}$  بود. رویشگاه گور به علت قرارگیری در ارتفاعات و وجود قسمت‌های صعب‌العبور از قطع و تخریب توسط مردم در امان مانده است (عباس نژاد، ۱۳۸۵). اراضی این منطقه بیشتر تحت مالکیت خصوصی عشایر بوده و خصوصی بودن زمین‌ها مانعی برای چرای بی‌رویه در این منطقه شده است. بنابراین، فرض بر این شد که شرایط خاک در تمام پلات‌های نمونه‌برداری در هر شیب قبل از فرسایش یکسان بوده و هرگونه تغییر در خواص خاک و پارامترهای میکروبیوتای آن در بین تیمارهای فرسایش را می‌توان به فرسایش خاک نسبت داد.

نمونه‌برداری خاک در پلات‌های (سه عدد پلات برای هر درجه فرسایش) با ابعاد  $1 \times 1$  متر مربع (با توجه به این که محدوده نمونه‌برداری بیشتر با گونه‌های گراس *Hordum.sp* به شکل مترکم پوشیده شده بودند، این ابعاد در نظر گرفته شد) در طول هر ترانسکت و در هر کدام از چهار وضعیت فرسایش انجام گرفت. تعداد پلات‌ها ۲۴ عدد بود (۲ شیب (ترانسکت)  $\times$  ۴ درجه فرسایش  $\times$  ۳ پلات). در هر پلات سه نمونه خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری برداشت شد. نمونه‌های خاک هر پلات با هم ترکیب شده تا یک نمونه مرکب به دست آمد. بخشی از نمونه‌های خاک برای اندازه‌گیری خصوصیت‌های زیستی خاک در فریزر در دمای پایین (۲۵- درجه سانتی‌گراد) به مدت یک هفته نگهداری شدند (محسنی، ۱۳۹۸). از ذوب نمونه‌ها قبل از اندازه‌گیری خصوصیت‌های مدنظر جلوگیری شد. مابقی نمونه‌ها بعد از خشک شدن و عبور از الک برای اندازه‌گیری سایر پارامترهای مورد نظر آماده شدند.

#### خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

در این مطالعه، ۱۳ پارامتر به‌عنوان خصوصیت‌های چندعملکردی خاک مورد استفاده قرار گرفت. ابتدا نمونه‌های خاک از الک  $0.25$  میلی‌متر عبور داده شدند. خصوصیت‌های خاک شامل بافت خاک، وزن مخصوص ظاهری، محتوی رطوبت، اسیدیته، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر کل، آمونیوم ( $\text{NH}_4^+$ )، نترات ( $\text{NO}_3^-$ )، فسفر قابل دسترس، پتاسیم قابل دسترس، کربن آلی محلول و نیتروژن آلی محلول بودند. تمامی این متغیرها اطلاعاتی در مورد طیف وسیعی از فرآیندهای خاک از جمله در دسترس بودن مواد مغذی، چرخه‌های بیوژئوشیمیایی و بهره‌وری میکروبی ارائه می‌دهند.

<sup>1</sup> Qu

<sup>2</sup> Revised Universal Soil Loess Equation

<sup>3</sup> Digital Elevation Model

<sup>4</sup> Normalized Difference Vegetation Index

درصد ذرات شن، سیلت و رس به روش آنالیز پراش لیزر (وانگ<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۲) تعیین شد. وزن مخصوص ظاهری خاک به عنوان پارامتر موثر در توزیع محتوای کربن با استفاده از مغزه‌های خاک دست نخورده با به‌کارگیری سیلندره‌های با قطر و ارتفاع ۱۵ سانتی‌متر اندازه‌گیری شد (بلک<sup>۲</sup> و هارتز<sup>۳</sup>، ۱۹۸۶). رطوبت خاک با استفاده از روش وزنی با خشک کردن نمونه‌های خاک تازه در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد تا رسیدن نمونه‌ها به وزن ثابت اندازه‌گیری شد (کیو و همکاران، ۲۰۲۰).

با توجه به این که خاک‌های منطقه بیشتر از نوع شور - قلیا بودند، اسیدیته خاک در عصاره خاک: آب (۱:۵) با pH متر اندازه‌گیری شد (اسپارکز<sup>۳</sup> و همکاران، ۱۹۹۶). کربن کل (TC) و نیتروژن کل (TN) به ترتیب با روش اکسیداسیون دی کرومات والکی<sup>۴</sup> و بلاک (۱۹۳۴) و روش کجلدال<sup>۵</sup> (۱۸۸۳) تعیین شدند. فسفر کل (TP) خاک پس از هضم با اسید سولفوریک و اسید پرکلریک با آنالیز رنگ‌سنجی اندازه‌گیری شد (کیو و همکاران، ۲۰۲۰).

آمونیم ( $\text{NH}_4^+$ ) و نترات ( $\text{NO}_3^-$ )، با استفاده از یک آنالیز جریان پیوسته با دستگاه AutoAnalyzer پس از استخراج با ۲ مول بر لیتر KCL اندازه‌گیری شد (کیو و همکاران، ۲۰۲۰). فسفر قابل‌دسترس (AP) خاک با روش اولسن تعیین شد. پتاسیم قابل‌دسترس (AK) با استات آمونیم خنثی استخراج شد و توسط طیف‌سنجی جذب اتمی اندازه‌گیری شد (بروکز<sup>۶</sup> و همکاران، ۱۹۸۵). برای تعیین کربن آلی محلول<sup>۷</sup> (DOC)، نمونه‌های خاک مرطوب (معادل ۱۵ گرم خاک خشک‌شده در آون) با ۶۰ میلی‌لیتر  $\text{K}_2\text{SO}_4$  نیم مولار (نسبت خاک به محلول ۱:۴) به مدت یک ساعت عصاره‌گیری شد. پس از سانتریفیوژ کردن در ۴۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۲۵ دقیقه، مایع رویی از طریق یک فیلتر غشایی ۰/۴۵ میلی‌متری فیلتر شد و در دستگاه آنالیزر، مقدار کربن آلی کل اندازه‌گیری شد (تیان<sup>۸</sup> و همکاران، ۲۰۱۵). از کسر نمودن مقدار کربن معدنی محلول<sup>۹</sup> (DIC) از کربن محلول کل<sup>۱۰</sup> (TDC) مقدار کربن آلی محلول (DOC) به‌دست آمد. برای تعیین نیتروژن آلی محلول<sup>۱۱</sup> (DON)، ابتدا ۲۰ گرم از خاک مرطوب و کاملاً همگن‌شده با ۱۰۰ سی سی آب مقطر (نسبت ۱:۵) مخلوط و سوسپانسیون حاصل به مدت ۴ ساعت در شیکر با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه تکان داده شد. بعد از سانتریفیوژ کردن با دور ۸۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه، مایع رویی حاصل از کاغذ صافی عبور و عصاره‌ها برای اندازه‌گیری نیتروژن محلول کل<sup>۱۲</sup> (TDN) استفاده شدند (جونز<sup>۱۳</sup> و همکاران، ۲۰۰۶). مقدار TDN با استفاده از دستگاه کجلدال اندازه‌گیری شد (کابریرا<sup>۱۴</sup> و بی‌یر، ۱۹۹۳). میزان نیتروژن معدنی محلول<sup>۱۵</sup> (DIN) با روش تقطیر با استفاده از دستگاه کجلدال اندازه‌گیری شدند (کینی<sup>۱۶</sup> و نلسون، ۱۹۸۲). با کسر نمودن مقادیر DIN از TDN مقادیر DON به‌دست آمد (جونز و همکاران، ۲۰۰۴).

<sup>1</sup> Wang

<sup>2</sup> Blake & Hartge

<sup>3</sup> Sparks

<sup>4</sup> Walkley & Black

<sup>5</sup> Kjeldahl

<sup>6</sup> Brookes

<sup>7</sup> Dissolved Organic Carbon

<sup>8</sup> Tian

<sup>9</sup> Dissolved Inorganic Carbon

<sup>10</sup> Total Dissolved Carbon

<sup>11</sup> Dissolved Organic Nitrogen

<sup>12</sup> Total Dissolved Nitrogen

<sup>13</sup> Jones

<sup>14</sup> Cabrera & Beare

<sup>15</sup> Dissolved Inorganic Nitrogen

<sup>16</sup> Keeney & Nelson

### خصوصیت‌های زیستی خاک

خصوصیت‌های زیستی مورد مطالعه در این پژوهش شامل فعالیت آنزیمی خاک (آنزیم کاتالاز)، کربن زیتوده میکروبی (MBC)، نیتروژن زیتوده میکروبی (MBN)، جمعیت میکروارگانیسم‌ها، سهم میکروبی خاک و تنفس میکروبی پایه بودند. به منظور مطالعه تاثیر فرسایش خاک بر فعالیت‌های آنزیمی خاک، آنزیم کاتالاز خاک با نمونه‌های ۲ گرمی خاک با اضافه کردن ۵ میلی‌لیتر هیدروژن پراکسید ۰/۳ درصد و ۴۰ میلی‌لیتر آب فوق خالص در یک بالن مخروطی ۱۰۰ میلی‌لیتری اصلاح شدند. پس از ۲۰ دقیقه انکوباسیون در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد، یک میلی‌لیتر محلول آلوم پتاسیم اشباع‌شده به بالن اضافه و سپس فیلتر شد. محلول رویی به‌وسیله اسپکتروفوتومتر در طول موج ۲۴۰ نانومتر تجزیه و تحلیل شد و فعالیت آن به‌صورت میلی‌مول  $KMnO_4$  گرم بر لیتر خاک خشک بیان شد. در این آزمایش ۲ میلی‌لیتر از بافر حاوی هیدروژن پراکسید فاقد عصاره آنزیمی به‌عنوان نمونه شاهد به‌منظور صفر کردن دستگاه اسپکتروفوتومتر استفاده شد. میزان فعالیت آنزیم با استفاده از ضریب خاموشی ۳۹/۴ میلی‌مولار بر سانتی‌متر بر اساس سرعت مصرف هیدروژن پراکسید در دقیقه محاسبه گردید (فعالیت آنزیم کاتالاز برابر است با اختلاف جذب تقسیم بر ۳۹/۵ ضرب در عدد ۱۰۰)

کربن زیتوده میکروبی<sup>۱</sup> (MBC) به روش گازدهی با کلروفرم استخراج اندازه‌گیری شد (بروکز<sup>۲</sup> و همکاران، ۱۹۸۵). نمونه‌های خاک مرطوب (۱۰ گرم خاک خشک در آون) به‌مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد در شرایط تاریکی با کلروفرم بدون اتانول تدخین شدند و نمونه‌های کنترل با وزن برابر تدخین نشدند. هر دو نمونه تدخین‌شده و تدخین‌نشده با ۴۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۵ مولار  $K_2SO_4$  (نسبت خاک به محلول ۱:۴) استخراج و به مدت ۳۰ دقیقه با سرعت ۳۰۰ دور در دقیقه تکان داده شدند. عصاره از طریق غشای ۰/۴۵ میلی‌متر فیلتر شد و سپس در آنالایزر کربن آلی کل اندازه‌گیری شد. برای محاسبه این خصوصیت زیستی از فرمول (۱) استفاده گردید (کیو و همکاران، ۲۰۲۰):

$$MBC = Ec / K_{Ec} \quad (1)$$

در این فرمول Ec از تفاوت کربن آلی تدخین‌شده به کربن آلی نمونه‌های تدخین‌نشده محاسبه می‌شود.  $K_{Ec}$  ضریب تبدیل Ec به MBC است که ۰/۴۵ در نظر گرفته شد (کیو و همکاران، ۲۰۲۰). این فرمول برای محاسبه نیتروژن زیتوده میکروبی نیز صادق است با این تفاوت که نیتروژن آلی تدخین‌شده و نیتروژن آلی نمونه‌های تدخین‌نشده در این فرمول مدنظر بود و ضریب تبدیل ۰/۵۴ است (کیو و همکاران، ۲۰۲۰). جهت اندازه‌گیری زیتوده میکروبی نیتروژن خاک، به روش تدخین - استخراج، نمونه‌های خاک پس از تدخین با کلروفرم، با محلول  $K_2SO_4$  عصاره‌گیری و عصاره‌ها تا موقع اندازه‌گیری در دمای تقریباً ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. در نهایت مقدار نیتروژن زیتوده میکروبی به روش ایندوفنل بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شد.

جمعیت میکروارگانیسم‌ها با روش بیشترین تعداد احتمالی<sup>۳</sup> (MPN) محاسبه شد. برای شمارش باکتری‌ها با استفاده از روش بیشینه تعداد احتمالی (MPN)، سوسپانسیون خاک با سری رقت ۱۰دهی با آب تهیه شد و مقدار ۱۰۰ میکرولیتر از آن را به پتری دیش‌های حاوی نوترینت آگار و نیستاتین اضافه گردید و درون انکوباتور در

<sup>1</sup> Microbial Biomass Carbon

<sup>2</sup> Brookes

<sup>3</sup> Most Probable Number

دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. بعد از ۲۴ ساعت تعداد کلنی‌های باکتری‌ها شمرده شدند. برای شمارش جمعیت قارچ‌ها ۱۰۰ میکرولیتر از رقت‌های تهیه‌شده را به پتری‌های حاوی مقادیر مشخصی از پپتون، دکستروز، رزبنگال، استرپتومایسین و آگار اضافه شد. نمونه‌ها در انکوباتور در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد به‌مدت پنج روز نگهداری شدند و روش شمارش مستقیم شمرده شدند. کشت میکروبی به دو شیوهی کشت سطحی در پتری‌دیش برای شمارش میکروارگانیسم‌های هوازی و کشت زیرسطحی که در آن محلول خاک زیر محیط کشت قرار داده می‌شود، برای شمارش میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی اجباری و اختیاری انجام شد (علی‌اصغرزاد، ۱۳۸۵). نتایج مربوط به نوع میکروارگانیسم‌ها در این مقاله آورده نشده است.

همچنین با تقسیم کربن آلی زیتوده میکروبی به کربن آلی خاک، سهم میکروبی خاک تعیین شد (مارتینز<sup>۱</sup>، ۱۹۹۵). تنفس میکروبی پایه با روش تیتراسیون اندازه‌گیری شد. بدین منظور ۱۰ گرم خاک مرطوب درون ظرف شیشه‌ای تیره اضافه شد. ۱۰ میلی‌لیتر محلول هیدروکسیدسدیم ۵/۰ نرمال در بالن ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد. سپس درون ظرف شیشه‌ای قرار داده شد و به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد. پس از اتمام انکوباسیون، بالن برداشته و محلول هیدروکسیدسدیم درون ارلن مایر ریخته شد و محتویات بالن دو مرتبه با آب مقطر شستشو داده شد و سپس به ارلن اضافه شد. در ادامه ۲ میلی‌لیتر محلول کلریدباریم ۰/۵ مولار اضافه شد. ۴ قطره شناساگر فنل فتالین به محلول اضافه و با اسید کلریدریک ۰/۵ نرمال تیتراژ شد. برای تهیه شاهد، این روش بدون خاک انجام شد. مقدار تنفس پایه ( $\text{mg CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) از فرمول (۲) محاسبه شد (اندرسو<sup>۲</sup>، ۱۹۸۲).

$$\text{تنفس میکروبی} = (B-S) N \times 22 \times 100 / (SW \times \% \text{dm})$$

$$S = \text{حجم اسید کلریدریک مصرفی در خاک (میلی‌لیتر)}$$

$$B = \text{حجم اسید کلریدریک مصرفی در شاهد (میلی‌لیتر)}$$

$$SW = \text{وزن اولیه نمونه خاک (گرم)}$$

$$\text{dm} = \text{فاکتور تبدیل خاک خشک،}$$

$$N = \text{نرمالیتت اسید، ۲۲ وزن اکی والانی دی اکسیدکربن (میلی‌گرم)}$$

### تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای تعیین تاثیر مکان و شدت فرسایش در متغیرهای اندازه‌گیری‌شده، داده‌ها مورد آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA) با سه تکرار توسط نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۰ قرار گرفتند. قبل از محاسبات آماری، نرمال بودن توزیع داده‌ها و همگنی واریانس‌ها بررسی شد. میانگین‌ها با کمک آزمون چنددامنه‌ای توکی در سطح احتمال ۹۵ درصد مقایسه شد. باتوجه به درجات فرسایش مورد مطالعه، به‌منظور تعیین مهم‌ترین عوامل مؤثر بر شدت فرسایش و بررسی ارتباط بین فاکتورهای فیزیکی-شیمیایی و زیستی خاک موجود از روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی<sup>۳</sup> (PCA) با کمک نرم‌افزار PCORD نسخه ۴ استفاده شد.

<sup>1</sup> Martens

<sup>2</sup> Anderso

<sup>3</sup> Principal component analysis

## نتایج و بحث

### تأثیر فرسایش بر خصوصیت‌های فیزیکی خاک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها (جدول ۲) حاکی از تفاوت معنی‌دار اثر اصلی درجات فرسایش بر خصوصیت‌های فیزیکی خاک بود  $p < 0.01$ . اثرات اصلی واحد کاری و اثرات متقابل واحد کاری و شدت فرسایش به لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار نداشت ( $p > 0.05$ ). مقایسه میانگین اثر اصلی شدت‌های فرسایش نشان داد با افزایش شدت فرسایش در طول شیب، مقدار وزن مخصوص ظاهری خاک کاهش حداکثری داشت و بیشترین مقدار وزن مخصوص ظاهری خاک در پلات‌های بدون فرسایش و فرسایش کم اندازه‌گیری شد. پلات‌های بدون فرسایش و فرسایش کم حداقل درصد ذرات شن را در مقایسه با پلات‌های با شدت فرسایش زیاد داشتند. درصد رس در پلات‌های با شدت فرسایش زیاد کمترین مقدار را نشان داد (جدول ۳). مطالعه رازیا<sup>۱</sup> و کی (۱۹۹۴) نیز بر این نکته صحت گذاشته و گزارش داده‌اند که افزایش میزان رس در خاک، با افزایش پایداری خاکدانه‌ها همراه است. در این مطالعه، شدت فرسایش باعث افزایش شن و کاهش رس، سیلت و میزان تخلخل شد. افزایش بخش درشت خاک در اثر فرسایش توسط محققان نیز گزارش شده است (مندل<sup>۲</sup> و ددوال، ۲۰۱۲). گزارش کردند که کاهش سیلت و رس رابطه مستقیمی با شدت فرسایش دارد (هلاکدی<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۱۶). تغییر در بافت خاک می‌تواند ناشی از حذف انتخابی ذرات توسط عامل فرساینده (آب) باشد. در این فرآیند، ذرات درشت‌تر شن به دلیل وزن بیشتر، مقاومت بالاتری از خود نشان داده و در سطح خاک باقی می‌مانند. این تغییر در بافت خاک به‌طور مستقیم بر تخلخل آن نیز تأثیرگذار است. از سوی دیگر، وزن مخصوص ظاهری در خاک‌های با فرسایش کم و متوسط بیشتر از خاک‌های فاقد فرسایش و فرسایش شدید شد. این تفاوت می‌تواند به اثرات متقابل ساختار خاک، میزان مواد آلی و فرآیندهای فشردگی ناشی از فرسایش مرتبط باشد.

جدول ۲: تجزیه واریانس خصوصیت‌های فیزیکی خاک در شدت‌های متفاوت فرسایش

میانگین مربعات					
منابع تغییرات	درجه آزادی	درصد رس	درصد شن	درصد سیلت	وزن مخصوص ظاهری
واحدکاری	۱	۰/۰۸ <sup>ns</sup>	۰/۷۷ <sup>ns</sup>	۱/۷۳ <sup>ns</sup>	۰/۸۱ <sup>ns</sup>
درجه فرسایش	۳	۰/۰۳ <sup>**</sup>	۰/۰۱ <sup>**</sup>	۵/۱۷ <sup>**</sup>	۱/۳۵ <sup>**</sup>
واحدکاری × درجه فرسایش	۳	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۵۸ <sup>ns</sup>	۰/۲۱ <sup>ns</sup>
خطای آزمایش	۱۶	۰/۰۱	۰/۰۰	۰/۰۲	۰/۰۱
ضریب تغییرات (درصد)		۶/۰۷	۰/۵۲	۶/۶۶	۵/۲۸

ns و \*\* به ترتیب: عدم تفاوت معنی‌دار، تفاوت معنی‌دار در سطح یک درصد

جدول ۳: مقایسه میانگین اثرات اصلی خصوصیت‌های فیزیکی خاک در شدت‌های متفاوت فرسایش

درجه فرسایش	درصد رس	درصد شن	درصد سیلت	وزن مخصوص ظاهری (g cm <sup>-3</sup> )
بدون فرسایش	۳۶ ± ۰/۰۳ <sup>a</sup>	۳۵ ± ۰/۰۳ <sup>d</sup>	۲۹ ± ۰/۰۳ <sup>b</sup>	۲/۷۰ ± ۰/۰۱ <sup>a</sup>
کم	۲۶ ± ۰/۰۲ <sup>b</sup>	۴۱ ± ۰/۰۳ <sup>c</sup>	۳۳ ± ۰/۰۲ <sup>a</sup>	۲/۱۵ ± ۰/۰۲ <sup>b</sup>
متوسط	۲۶ ± ۰/۰۲ <sup>b</sup>	۵۴ ± ۰/۰۳ <sup>a</sup>	۲۰ ± ۰/۰۲ <sup>c</sup>	۲/۱۵ ± ۰/۰۲ <sup>b</sup>
شدید	۲۴ ± ۰/۰۳ <sup>c</sup>	۴۸ ± ۰/۰۲ <sup>b</sup>	۲۸ ± ۰/۰۲ <sup>b</sup>	۱/۸۴ ± ۰/۰۳ <sup>c</sup>

حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار میان درجات فرسایش می‌باشد ( $p < 0.01$ ). داده‌ها ± اشتباه از معیار

<sup>1</sup> Rasiah & Kay

<sup>2</sup> Mandal & Dadhwal

<sup>3</sup> Hladký

## تأثیر فرسایش بر خصوصیت‌های شیمیایی خاک

نتایج تجزیه واریانس خصوصیت‌های شیمیایی خاک (جدول ۴) نشان داد که اثر اصلی درجات فرسایش بر خصوصیت‌های شیمیایی مورد نظر معنی‌دار بود ( $p < 0.01$ ). درحالی‌که اثرات اصلی واحد کاری و اثرات متقابل واحد کاری و شدت فرسایش بر خصوصیت‌های فیزیکی خاک به لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار نداشت ( $p > 0.05$ ). در سایت مورد مطالعه حداکثر نیتروژن آلی، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر کل و پتاسیم قابل‌دسترس مربوط به پلات‌های بدون فرسایش بود و با افزایش درجه فرسایش نیتروژن آلی ( $p = 0.00$ )، کربن آلی ( $p = 0.00$ )، نیتروژن کل ( $p = 0.00$ )، فسفر کل ( $p = 0.00$ ) و پتاسیم قابل‌دسترس ( $p = 0.00$ ) کاهش معنی‌دار نشان داد ( $p < 0.01$ ). رطوبت خاک ( $p = 0.04$ ) و فسفر قابل‌دسترس ( $p = 0.03$ ) میان پلات‌های بدون فرسایش و فرسایش کم، تفاوت معنی‌داری داشت ( $p < 0.05$ ). کاهش معنی‌دار این پارامترها با افزایش درجه فرسایش، نشان‌دهنده تأثیر منفی فرسایش خاک بر حاصلخیزی خاک است. درصد رطوبت خاک و فسفر قابل‌دسترس در پلات‌های بدون فرسایش بیشترین میزان را نشان داد و با افزایش شدت فرسایش مقدار رطوبت خاک کاهش نشان داد. تفاوت معنی‌دار رطوبت خاک ( $p = 0.02$ ) و فسفر قابل‌دسترس ( $p = 0.04$ ) میان پلات‌های بدون فرسایش و فرسایش کم، نشان‌دهنده تأثیر منفی فرسایش خاک بر این پارامترها است. فرسایش خاک اثر معنی‌داری بر مقدار اسیدیته ( $p = 0.718$ )، نیتروژن آلی محلول ( $p = 0.267$ )، آمونیوم ( $p = 0.772$ ) و نترات ( $p = 0.821$ ) خاک نداشت ( $p > 0.05$ ). عدم تأثیر معنی‌دار فرسایش بر این خصوصیت‌ها می‌تواند ناشی از تأثیر سایر عوامل ناشناخته یا خطای آزمایش باشد. با این وجود، بیشترین مقدار این خصوصیت‌ها در پلات‌های بدون فرسایش اندازه‌گیری شد و کمترین مقدار مربوط به پلات‌های با فرسایش شدید بود (جدول ۴ و ۵).

جدول ۴: تجزیه واریانس خصوصیت‌های شیمیایی خاک در شدت‌های متفاوت فرسایش

میانگین مربعات												
منابع تغییرات	درجه آزادی	اسیدیته	درصد رطوبت	کربن آلی محلول	نیتروژن آلی محلول	کربن کل	نیتروژن کل	فسفر کل	فسفر قابل دسترس	پتاسیم قابل دسترس	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$
واحدکاری	۱	۰/۰۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۸ <sup>ns</sup>	۰/۷۷ <sup>ns</sup>	۱/۷۳ <sup>ns</sup>	۰/۸۱ <sup>ns</sup>	۰/۳۵ <sup>ns</sup>	۰/۰۷ <sup>ns</sup>	۰/۲۹ <sup>ns</sup>
درجه فرسایش	۳	۰/۰۲ <sup>ns</sup>	۱۲/۳۲ <sup>**</sup>	۰/۰۵ <sup>**</sup>	۰/۰۱ <sup>**</sup>	۰/۰۱ <sup>**</sup>	۲۶ <sup>**</sup>	۱۶/۲۵ <sup>**</sup>	۵/۴۳ <sup>**</sup>	۵/۸۶ <sup>**</sup>	۴۲/۲۱ <sup>ns</sup>	۱۸/۰۰ <sup>**</sup>
واحدکاری×درجه فرسایش	۳	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۲ <sup>ns</sup>	۰/۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۰۰ <sup>ns</sup>
خطای آزمایش	۱۶	۰/۰۴	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۱	۰/۰۰
ضریب تغییرات (درصد)		۳/۴۰	۴/۹۹	۵/۵۵	۵/۱۳	۴/۹۱	۶/۴۰	۱/۵۷	۴/۰۶	۱/۵۷	۲/۰۱	۱/۵۸

ns و \*\* به ترتیب: عدم تفاوت معنی‌دار، تفاوت معنی‌دار در سطح یک درصد

جدول ۵: مقایسه میانگین خصوصیت‌های شیمیایی خاک در شدت‌های متفاوت فرسایش

درجه فرسایش	اسیدیته	درصد رطوبت	کربن آلی محلول (mg kg <sup>-1</sup> )	نیتروژن آلی محلول (kg <sup>-1</sup> )	کربن کل (g kg <sup>-1</sup> )	نیتروژن کل (g kg <sup>-1</sup> )
بدون فرسایش	۸/۵۰±۰/۰۳ <sup>a</sup>	۱۷/۳۰±۰/۰۳ <sup>a</sup>	۳/۴۰±۰/۰۱ <sup>a</sup>	۸/۳۰±۰/۰۱ <sup>a</sup>	۱۵/۳۰±۰/۰۵ <sup>a</sup>	۰/۹۷±۰/۰۱ <sup>a</sup>
کم	۸/۱۶±۰/۰۳ <sup>a</sup>	۱۶/۸۴±۰/۰۲ <sup>ab</sup>	۳/۱۶±۰/۰۲ <sup>a</sup>	۷/۱۰±۰/۰۱ <sup>a</sup>	۱۴/۱۶±۰/۰۵ <sup>a</sup>	۰/۷۶±۰/۰۱ <sup>b</sup>
متوسط	۸/۲۲±۰/۰۳ <sup>a</sup>	۱۵/۲۴±۰/۰۲ <sup>b</sup>	۳/۲۴±۰/۰۲ <sup>a</sup>	۶/۲۲±۰/۰۱ <sup>b</sup>	۱۰/۲۴±۰/۰۵ <sup>b</sup>	۰/۶۴±۰/۰۱ <sup>c</sup>
شدید	۸/۲۱±۰/۰۳ <sup>a</sup>	۱۵/۲۱±۰/۰۳ <sup>b</sup>	۳/۱۱±۰/۰۳ <sup>a</sup>	۴/۱۱±۰/۰۳ <sup>c</sup>	۸/۲۱±۰/۰۵ <sup>c</sup>	۰/۵۱±۰/۰۱ <sup>d</sup>

حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار میان درجات فرسایش می‌باشد ( $p < 0.01$ ). داده‌ها± اشتباه از معیار

ادامه جدول ۵: مقایسه میانگین خصوصیت‌های شیمیایی خاک در شدت‌های متفاوت فرسایش

درجه فرسایش	فسفر کل (g kg <sup>-1</sup> )	فسفر قابل دسترس (g kg <sup>-1</sup> ) <sup>۱</sup>	پتاسیم قابل دسترس (g kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )
بدون فرسایش	۱/۹۰±۰/۰۱ <sup>a</sup>	۰/۳۰±۰/۰۱ <sup>a</sup>	۱۹۴/۴۰±۰/۴۳ <sup>a</sup>	۷/۳۰±۰/۰۵ <sup>a</sup>	۲/۴۴±۰/۰۳ <sup>a</sup>
کم	۱/۶۰±۰/۰۱ <sup>a</sup>	۰/۲۸±۰/۰۱ <sup>a</sup>	۱۸۰/۳۶±۹/۱۲ <sup>b</sup>	۷/۱۱±۰/۰۵ <sup>a</sup>	۲/۱۱±۰/۰۲ <sup>a</sup>
متوسط	۱/۰۴±۰/۰۱ <sup>b</sup>	۰/۲۴±۰/۰۱ <sup>b</sup>	۱۴۵/۸۴±۸/۶۳ <sup>c</sup>	۶/۳۰±۰/۰۵ <sup>a</sup>	۱/۹۲±۰/۰۲ <sup>a</sup>
شدید	۰/۹۰±۰/۰۱ <sup>c</sup>	۰/۲۱±۰/۰۱ <sup>b</sup>	۹۰/۳۱±۷/۴۳ <sup>d</sup>	۵/۲۱±۰/۰۵ <sup>a</sup>	۱/۷۱±۰/۰۳ <sup>a</sup>

حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار میان درجات فرسایش می‌باشد (p<0.01). داده‌ها± اشتباه از معیار

در این مطالعه حداکثر نیتروژن و کربن آلی محلول، فسفر کل و پتاسیم قابل دسترس مربوط به پلات‌های بدون فرسایش بود و با افزایش درجه فرسایش مقادیر این پارامترها کاهش معنی‌دار نشان داد. کمترین مقادیر آمونیوم در شدت فرسایش زیاد اندازه‌گیری شد و بیشترین مقادیر نیز مربوط به پلات‌های بدون فرسایش بود. کاهش ماده آلی، مواد مغذی و رطوبت خاک در اثر فرسایش در منطقه مورد مطالعه می‌تواند به‌طور مستقیم باعث از بین رفتن تنوع و عملکرد باکتری‌های خاک شود؛ زیرا کاهش دسترسی به منابع غذایی، متابولیسم و ترکیب باکتری‌ها را محدود می‌کند (بانجری<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۲۰) و در نتیجه کارکرد میکروارگانیسم‌های خاک و نقش آنها در عملکرد خاک مختل خواهد شد (چن<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۲۰).

با افزایش شدت فرسایش آبی، مقدار ماده آلی، عناصر غذایی، کربن و نیتروژن خاک‌های سطحی دچار آشوب شده، به‌طوری‌که ذرات ریز بافت خاک و عناصر غذایی همراه با این ذرات در مکان‌های فرسایش‌یافته حذف شده و در مکان‌های رسوبی ته‌نشست خواهند شد. بنابراین، سایت‌های بدون فرسایش و فرسایش کم در مقایسه با بخش‌های با فرسایش شدید از نظر ذخیره کربن و نیتروژن و عناصر غذایی غنی‌تر خواهند بود (هوانگ<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۱۳). از آنجایی‌که فرسایش پدیده انتخابی است، بنابراین با جابه‌جایی انتخابی رسوبات طی جریان آب، ذرات نیتروژن و کربن آلی خاک به‌همراه رواناب در مکان‌های رسوبی ته‌نشست می‌کنند (لال<sup>۴</sup> و همکاران، ۲۰۰۳). نتایج به‌دست‌آمده از این مطالعه نیز حاکی از افزایش کاهش معنی‌دار کربن و نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل دسترس، فسفر و نیتروژن کل در پلات‌های با فرسایش شدید و متوسط در مقایسه با پلات‌های با فرسایش کم و بدون فرسایش بود. لازم به یادآوری است که در اراضی فرسایش‌یافته خاک سطحی با گذشت زمان حذف می‌شود و خاک زیرسطحی در معرض سطح قرار خواهد گرفت. میزان کربن آلی در خاک زیرین کم و تا حدودی پایدار است (محسنی، ۱۳۹۸). نبی‌الهی<sup>۵</sup> (۲۰۱۸) در ارزیابی اثرات شیب و تغییر کاربری اراضی بر تخریب کیفیت خاک از طریق نقشه‌برداری دیجیتالی و شاخص‌های کیفیت خاک در منطقه کردستان گزارش کردند که دامنه‌های با شیب زیاد به‌علت فرسایش‌پذیری زیاد و جایی که کاربری زمین از مرتع به کشاورزی تغییر یافته است، دارای مقادیر پایین کیفیت خاک هستند. همچنین در مقایسه با درجات با فرسایش شدید و متوسط بیشترین مقدار ذرات ریزدانه (ذرات رس) خاک نیز در پلات‌های بدون فرسایش و درجه فرسایش کم اندازه‌گیری شد. فرسایش آبی باعث تجزیه خاکدانه‌ها، تسریع انتقال رسوب و

<sup>1</sup> Banerjee

<sup>2</sup> Chen

<sup>3</sup> Huang

<sup>4</sup> Lal

<sup>5</sup> Nabelahi

کاهش ظرفیت نگهداری آب در خاک می‌شود (واگ<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۹). وجود ذرات رس خاک سبب اتصال بین میکروارگانیسم‌ها موجود در خاک با ذرات رسوبی شده و اهمیت به‌سزایی در نگهداری و حفاظت از تنوع میکروبی خاک دارند (لی<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۱۵). این موضوع سبب افزایش عناصر مغذی خاک در مکان‌های بدون فرسایش در مقایسه با مکان‌های با فرسایش شدید می‌شود. افزایش دسترسی بالا به عناصر غذایی و کربن در خاک می‌تواند باعث افزایش سطح جمعیت میکروبی خاک و تنفس میکروبی در پلات‌های بدون فرسایش باشد (کیو<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۲۱).

### تأثیر فرسایش بر خصوصیت‌های زیستی خاک

نتایج تجزیه واریانس خصوصیت‌های زیستی خاک (جدول ۶) نشان داد که اثر اصلی درجات فرسایش بر خصوصیت‌های زیستی معنی‌دار بود ( $p < 0.01$ ). درحالی‌که اثرات اصلی واحد کاری و اثرات متقابل واحد کاری و شدت فرسایش بر خصوصیت‌های زیستی خاک به لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار نداشت ( $p > 0.05$ ). مقایسه میانگین اثرات اصلی شدت فرسایش نشان داد که با افزایش شدت فرسایش مقدار آنزیم کاتالاز کاهش معنی‌داری داشت ( $p = 0.00$ ). بیشترین و کمترین میزان آنزیم کاتالاز به‌ترتیب مربوط به پلات‌های بدون فرسایش و فرسایش شدید بود. مقادیر این آنزیم در پلات‌های بدون فرسایش و با فرسایش کم تفاوت معنی‌داری نداشت ( $p = 0.436$ ) (شکل ۲). کاهش معنی‌دار آنزیم کاتالاز با افزایش شدت فرسایش، نشان‌دهنده تأثیر منفی فرسایش خاک بر فعالیت بیولوژیکی خاک است. فرسایش منجر به کاهش معنی‌داری در کربن زیتوده میکروبی ( $p = 0.001$ ) و نیتروژن زیتوده میکروبی ( $p = 0.00$ ) خاک شد. کمترین کربن و نیتروژن زیتوده میکروبی مربوط به پلات‌های با فرسایش شدید بود. کاهش معنی‌دار کربن و نیتروژن زیتوده میکروبی با فرسایش، نشان‌دهنده تأثیر منفی فرسایش خاک بر جمعیت و فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک است. نتایج مقایسه میانگین داده‌های تنفس میکروبی پایه، جمعیت میکروارگانیسم‌ها در خاک خشک در منطقه مورد مطالعه نشان داد که با افزایش شدت فرسایش جمعیت میکروارگانیسم‌ها ( $p = 0.00$ ) و تنفس میکروبی پایه کاهش معنی‌دار داشتند ( $p = 0.00$ ). کاهش جمعیت میکروارگانیسم‌ها و تنفس میکروبی پایه با افزایش شدت فرسایش، نشان‌دهنده تأثیر منفی فرسایش خاک بر فعالیت بیولوژیکی خاک است. بیشترین و کمترین جمعیت میکروارگانیسم‌ها و تنفس میکروبی پایه به‌ترتیب در پلات‌های بدون فرسایش و پلات‌های با فرسایش شدید اندازه‌گیری شد. نتایج تجزیه واریانس سهم میکروبی خاک نشان داد بین شدت‌های فرسایش کم و بدون فرسایش تفاوت معنی‌دار وجود دارد (جدول ۶). به‌طوری‌که سهم میکروبی خاک از پلات‌های بدون فرسایش به سمت پلات‌های با درجه فرسایش شدید روند کاهش داشت. کمترین مقدار سهم میکروبی در درجه فرسایش شدید مشاهده شد که تفاوت معنی‌دار با سایر درجات فرسایش داشت (شکل ۲).

<sup>1</sup> Wagg

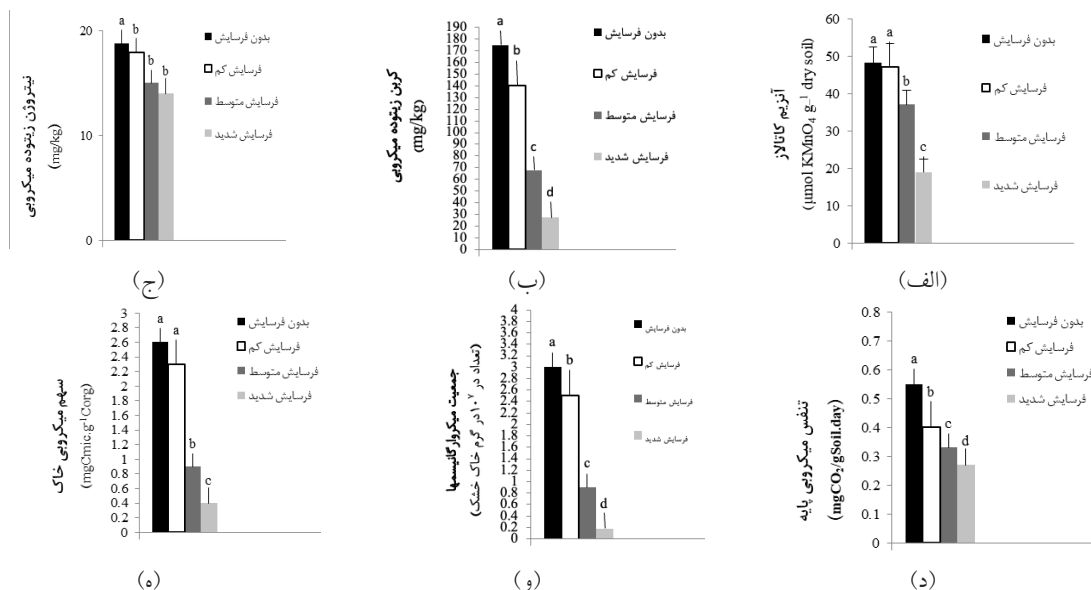
<sup>2</sup> Li

<sup>3</sup> Qiu

جدول ۶: تجزیه واریانس خصوصیت‌های زیستی در شدت‌های متفاوت فرسایش

میانگین مربعات						
منابع تغییرات	درجه آزادی	آنزیم کاتالاز ( $\mu\text{mol KMnO}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dry soil}$ )	کربن زیتوده میکروبی ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	نیتروژن زیتوده میکروبی ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	تنفس میکروبی پایه ( $\text{mgCO}_2/\text{gSoil.day}$ )	سهم میکروبی خاک ( $\text{mgCmic.g}^{-1}\text{Corg}$ )
واحدکاری	۱	۱۰۹/۹۴ <sup>n.s</sup>	۱۳۳/۲۱ <sup>n.s</sup>	۴۶/۵۳ <sup>n.s</sup>	۲۷۸/۷۸ <sup>n.s</sup>	۲۷۵۲۳۱ <sup>n.s</sup>
درجه فرسایش	۳	۱۱/۶۵ <sup>**</sup>	۰/۳۵ <sup>**</sup>	۰/۰۷ <sup>**</sup>	۰/۲۹ <sup>**</sup>	۳۰۰۰۸/۹ <sup>**</sup>
واحدکاری×درجه فرسایش	۳	۵۶/۴۰ <sup>n.s</sup>	۵۵/۴ <sup>n.s</sup>	۱۵/۸ <sup>n.s</sup>	۳/۱۰ <sup>n.s</sup>	۵۴۹/۱ <sup>n.s</sup>
خطای آزمایش	۱۶	۰/۰۴	۴/۵۰	۳/۳۹	۰/۰۱	۱۲/۴۱
ضریب تغییرات (درصد)		۰/۸۷	۰/۴۳	۱/۴۷	۲/۹۳	۴/۳۲

n.s و \*\* به ترتیب: عدم تفاوت معنی‌دار، تفاوت معنی‌دار در سطح یک درصد



شکل ۲: تاثیر شدت‌های متفاوت فرسایش بر خصوصیت‌های زیستی خاک (حروف متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در هر شدت فرسایش می‌باشد (p<0.01). میله‌ها± اشتباه از معیار).

در این پژوهش، بیشترین میزان آنزیم کاتالاز در پلات‌های بدون فرسایش و فرسایش کم مشاهده شد. لازم به یادآوری است که آنزیم‌ها اهمیت زیادی در عملکرد بیوشیمیایی خاک دارند (لی<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۵). وجود مواد آلی و عناصر غذایی در مناطق بدون فرسایش و یا با فرسایش کمتر باعث افزایش معنی‌دار فعالیت آنزیم کاتالاز می‌شود (ماکوی<sup>۲</sup> و نداکیدی، ۲۰۰۸). برای آن که مواد آلی خاک توسط میکروارگانیسم‌های خاک معدنی شوند، باید توسط آنزیم‌هایی مانند کاتالاز هیدرولیز شوند (کالدول<sup>۳</sup>، ۲۰۰۵). به همین دلیل مناطق بدون فرسایش و مناطق رسوبی نقش مهمی در پروسه معدنی شدن کربن آلی دارند (کیرکلس<sup>۴</sup> و همکاران، ۲۰۱۴). وزن مخصوص کمتر خاک و

<sup>1</sup> Li

<sup>2</sup> Makoi & Ndadkide

<sup>3</sup> Caldwell

<sup>4</sup> Kirkels

در نتیجه تخلخل تهویه‌ای مناسب‌تر در خاک سایت مورد مطالعه باعث بهبود شرایط تهویه خاک و تبادل گازها به-خصوص اکسیژن می‌شود. تهویه مناسب خاک باعث ایجاد شرایط فعالیت، رشد و تکثیر جمعیت میکروارگانیسم‌های هوازی می‌شود (اصغری<sup>۱</sup> و ارخزلو، ۲۰۲۰). لازم به یادآوری است افزایش وزن مخصوص ظاهری خاک و کاهش ماده آلی در خاک‌های فرسایش‌یافته می‌تواند منجر به افزایش هدایت حرارتی خاک و کاهش ظرفیت گرمایی خاک شود (ابو حمده<sup>۲</sup> و ریدر، ۲۰۰۰) و در نهایت تغییرات روزانه و فصلی بیشتر دمای خاک شود (کیو<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۰۱). هرچند در این مطالعه تاثیر فرسایش بر ظرفیت گرمایی خاک بررسی نشد، اما مطالعات انجام‌شده در خصوص تاثیر فرسایش بر خصوصیت‌های زیستی خاک حاکی از تغییرات زیاد دمای خاک در اراضی فرسایش‌یافته است (لیانگ<sup>۴</sup> و همکاران، ۲۰۱۸). بنابراین، از دست دادن تنوع و عملکرد جوامع حاکی را می‌توان به‌طور غیرمستقیم به افزایش تغییرات حرارت خاک نسبت داد؛ زیرا اکثر میکروب‌های خاک به تغییرات موضعی دما حساس هستند (گوئو<sup>۵</sup> و همکاران، ۲۰۱۸). لی و همکاران (۲۰۱۵) در بررسی پاسخ میکروبی خاک به تغییرات ناشی از فرسایش آبی در جنوب چین گزارش نمودند که محل رسوب‌گذاری دارای فعالیت زیتوده میکروبی و آنزیمی بیشتری نسبت به سایر مکان‌های فرسایشی است. خصوصیت انتخابی فرسایش آبی باعث انتقال ذرات ریزدانه رس و همچنین مواد آلی می‌شود. بنابراین پلات‌های بدون فرسایش دارای خاک‌هایی با بافت ریزدانه و مواد آلی بیشتر هستند. در مقایسه با این پلات‌ها، مناطق فرسایش‌یافته مقدار کمتری از این مواد را دارند.

#### عوامل موثر در فرسایش آنالیز مؤلفه‌های اصلی (PCA)

نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه‌های (PCA) اصلی برای ۲۱ ویژگی فیزیکی-شیمیایی و زیستی خاک در جدول ۷ آورده شده است. برای تعیین ارتباط تنوع میکروبی و خصوصیت‌های فیزیکی-شیمیایی و زیستی خاک از روش PCA استفاده شد. نتایج این روش شامل مقادیر ویژه، درصد واریانس هر یک از متغیرها و مقدار BSE<sup>۶</sup> است. برای انتخاب مؤلفه‌های اصلی از مقایسه‌ی مقادیر ویژه استفاده می‌شود. همچنین با استفاده از مقادیر BSE، می‌توان مؤلفه‌های اصلی را انتخاب کرد و مؤلفه‌ای که مقدار ویژه آن از مقدار BSE بیشتر باشد، مدنظر قرار می‌گیرد و مؤلفه‌هایی انتخاب خواهند شد که مقدار ویژه آنها از مقدار BSE بیشتر باشند. روش PCA یک روش آماری برای تعریف متغیرهای جدید برحسب ترکیب خطی از متغیرهای اولیه است. هدف روش PCA، استخراج مؤلفه‌های اصلی یک مجموعه از متغیرهای اولیه است که مؤلفه‌های جدید نسبت به هم مستقل بوده و واریانس آنها دارای روند نزولی است. اولین مؤلفه استخراجی دارای بیشترین واریانس مجموعه اولیه داده‌ها است و مؤلفه‌های استخراجی بعدی، واریانس کمتری از مجموعه اولیه داده‌ها را لحاظ می‌کند و مجموع واریانس مؤلفه‌های استخراجی مساوی واریانس کل داده است (مصدقی، ۱۳۸۴).

نتایج حاصل نشان داد که محورهای اول ۸۵/۰۱ درصد، محور دوم ۹/۷۴ درصد و محور سوم ۵/۲۴ درصد را توجیه می‌کند. به‌طورکلی دو محور اول و دوم روی هم ۹۴/۷۵ درصد تغییرات را توجیه می‌کنند. جدول ۸ همبستگی متغیرهای مورد مطالعه خاک با مؤلفه‌های اصلی در آنالیز PCA و در واقع میزان اهمیت عوامل فیزیکی-شیمیایی و

<sup>1</sup> Asghari & Arkhazloo

<sup>2</sup> Abu-Hamdeh & Reeder

<sup>3</sup> Qiu

<sup>4</sup> Liang

<sup>5</sup> Guo

<sup>6</sup> Broken Stick Eigenvalue

زیستی مختلف در هر درجه فرسایش آبی را نشان می‌دهد. طبق این جدول مؤلفه‌ی اول شامل متغیرهای نیتروژن آلی معدنی، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر کل، فسفر قابل‌دسترس، پتاسیم قابل‌دسترس، درصد آمونیوم، درصد نترات، کربن زیتوده میکروبی، نیتروژن زیتوده میکروبی، جمعیت میکروارگانیسیم‌ها، تنفس میکروبی پایه و سهم میکروبی بود. در محور دوم اسیدپته، کربن آلی محلول و درصد سیلت توجیه‌کننده شدت‌های مختلف فرسایش در سایت مورد مطالعه بود.

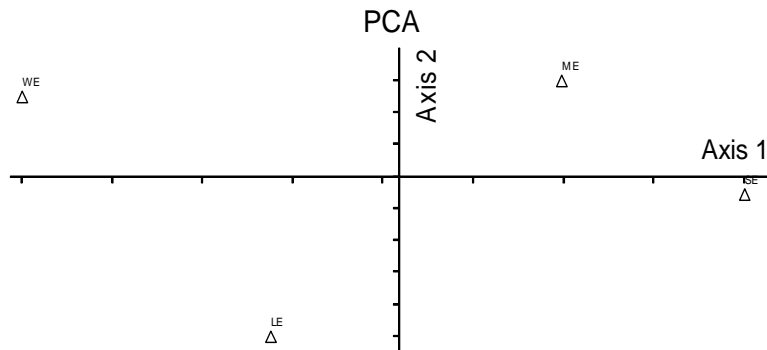
جدول ۷: عوامل موثر در فرسایش در سایت گوور-آنالیز مؤلفه‌های اصلی (PCA)

مؤلفه	مقدار ویژه	واریانس (درصد)	واریانس تجمعی (درصد)	Broken-stick Eigenvalue
۱	۱۷/۸۵۳	۸۵/۰۱۷	۸۵/۰۱۷	۳/۶۴۵
۲	۲/۰۴۵	۹/۷۴۰	۹۴/۷۵۷	۲/۶۴۵
۳	۱/۱۰۱	۵/۳۴۳	۱۰۰	۲/۱۴۵
۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰۰	۱/۸۱۲
۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰۰	۱/۵۶۲
۶	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰۰	۱/۳۶۲
۷	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰۰	۱/۱۹۵
۸	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰۰	۱/۰۵۳
۹	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰۰	۰/۹۲۸
۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰۰	۰/۸۱۶

نمودار حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی در شکل ۳ نشان داده شده است. در تجزیه و تحلیل نمودار و توجیه علت قرارگیری درجات مختلف فرسایش در هر مکان باید توجه شود که میزان فاصله نقاط معرف فرسایش از محورهای مختصات بیان‌گر شدت یا ضعف رابطه است. باتوجه به این که در بین مؤلفه اصلی معنی‌دار شده‌ی محور اول، نیتروژن آلی معدنی، کربن آلی محلول، نیتروژن کل، فسفر کل، فسفر قابل‌دسترس، پتاسیم قابل‌دسترس، درصد آمونیوم، درصد نترات، کربن زیتوده میکروبی، نیتروژن زیتوده میکروبی، جمعیت میکروارگانیسیم‌ها، تنفس میکروبی پایه و سهم میکروبی منفی هستند، بنابراین شدت‌هایی از فرسایش که در جهت مثبت محور قرار دارند با فاکتورهای یادشده رابطه معکوس و در جهت منفی محور رابطه مستقیم دارند. همچنین، به دلیل این که در بین مؤلفه معنی‌دار شده، محور دوم اسیدپته و کربن آلی محلول مثبت و درصد سیلت منفی است؛ بنابراین، شدت‌هایی از فرسایش که در جهت مثبت محور قرار داشته باشند با اسیدپته و کربن آلی محلول رابطه‌ی مستقیم و با درصد سیلت رابطه معکوس دارند. اما در جهت منفی محور اسیدپته و کربن آلی محلول رابطه معکوس و با درصد سیلت مستقیم دارند (جدول ۸). آنزیم‌ها همبستگی قوی با ذرات معدنی رس و مواد آلی دارند؛ بنابراین، وجود رس و ماده آلی بیشتر در مکان‌های بدون فرسایش

نقش اساسی در تشکیل مواد آلی آنزیمی دارند. متعاقباً، وجود مواد آلی در سایت‌های بدون فرسایش با افزایش آنزیم‌ها از طریق فعالیت میکروارگانیسیم‌ها، باعث ایجاد شرایط لازم به منظور معدنی شدن و تثبیت کربن خواهد شد (شی<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۱).

<sup>1</sup> Shi



شکل ۳: تجزیه و تحلیل مولفه‌های اصلی با استفاده از مؤلفه‌های محور اول و دوم

جدول ۸: همبستگی متغیرهای محیطی با مؤلفه‌های اصلی در آنالیز PCA

متغیر	مؤلفه (محور)		
	اول	دوم	سوم
pH	-۰/۱۶۳	۰/۴۱۴	۰/۳۹۵
Moisture	-۰/۲۲۷	-۰/۱۶۴	۰/۱۳۰
DOC	-۰/۱۸۵	۰/۴۳۴	۰/۰۱۱
DON	-۰/۲۳۰	۰/۰۹۷	-۰/۱۷۹
TC	-۰/۲۳۲	-۰/۱۱۱	-۰/۰۸۷
TN	-۰/۲۳۴	۰/۰۹۶	۰/۰۱۶
TP	-۰/۲۳۴	-۰/۰۷۶۴	۰/۰۷۲
AP	-۰/۲۳۴	-۰/۰۵۲۵	-۰/۱۰۸
AK	-۰/۲۲۴	-۰/۰۲۸	-۰/۳۰۳
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-۰/۲۲۵	-۰/۰۸۳	-۰/۲۶۲
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-۰/۲۳۴	-۰/۰۷۹	۰/۰۵۴
Clay	-۰/۲۰۴	۰/۳۰۵	۰/۲۴۰
Sand	-۰/۲۰۳	۰/۱۵۷	-۰/۴۳۹
Silt	-۰/۱۰۵	-۰/۵۴۲	۰/۴۲۷
BD	-۰/۲۱۷	۰/۳۷۳	۰/۰۱۷
Catalase	-۰/۲۱۵	-۰/۰۵۷	-۰/۳۸۹
MBC	-۰/۲۳۵	-۰/۰۶۵	-۰/۰۵۶
MBN	-۰/۲۲۲	-۰/۱۲۶	-۰/۰۲۱
MP	-۰/۲۳۲	-۰/۱۱۲	-۰/۰۵۷
BR	-۰/۲۳۱	۰/۱۲۲	۰/۱۰۲
MQ	-۰/۲۳۱	-۰/۱۴۶	-۰/۰۴۸

AP=Available phosphorus (فسفر قابل دسترس), AK= Available potassium (پتاسیم قابل دسترس), Moisture (رطوبت خاک), DON= Dissolved Organic Nitrogen (نیتروژن آلی محلول), DOC= Dissolved Organic Carbon (کربن آلی محلول), TC= Total carbon (کربن کل), TN=Total Nitrogen (نیتروژن کل), TP= Total phosphorus (فسفر کل), BD=Bulk Density (وزن مخصوص ظاهری), MP= microbial population (جمعیت میکروبی), MBN= microbial nitrogen (نیتروژن زیتوده میکروبی), MBC= microbial carbon (کربن زیتوده میکروبی), MR= microbial respiration (تنفس میکروبی), MQ= microbial quotient (نسبت میکروبی)

## نتیجه‌گیری

در این پژوهش، پاسخ تنوع میکروبی به تغییرات خصوصیت‌های فیزیکی و شیمیایی خاک ناشی از فرسایش آبی در حوضه آبخیز دهبکری، استان کرمان مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج نشان داد افزایش شدت فرسایش کلیه خصوصیت‌های فیزیکی- شیمیایی و زیستی خاک را تحت تاثیر قرار می‌دهد. به طوری که کاهش تنوع زیستی و عملکردی خاک تحت فرسایش شدید صورت گرفت. مطالعات انجام‌شده بیانگر این است که فرسایش خاک منجر به زوال ساختار خاک، ازدست‌رفتن عناصر غذایی، کاهش در دسترس بودن عناصر غذایی، کاهش دسترسی به آب و کاهش عملکرد خاک می‌شود (لی<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۵). با این حال، تأثیر فرسایش خاک بر جوامع میکروبی خاک کمتر مورد توجه قرار گرفته است (کیو<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۲۱). به طور کلی با توجه به نتایج، شاخص‌های زیستی خاک به نوع بهره‌برداری از اراضی و شیب زمین وابسته هستند. کاربری اراضی و شیب با تأثیری که بر ساختار جامعه میکروبی خاک می‌گذارند، سبب می‌شوند تا ویژگی‌های خاک و متعاقباً تکامل آن را تحت تأثیر قرار دهند. نتایج نشان داد که عدم مدیریت صحیح اکوسیستم و فرسایش خاک منجر به کاهش منابع مواد مغذی در دسترس شده و این موضوع عامل مهمی برای کاهش زیتوده میکروبی و فعالیت آنزیمی در بیشتر مکان‌های فرسایشی و کاهش رشد و جمعیت میکروارگانیسم‌های خاک شده بود. بنابراین، انجام اقدامات حفاظتی و مدیریتی مؤثر قبل از تخریب بیشتر در مناطق فرسایشی توصیه می‌شود. لازم به یادآوری است که شرایط زمانی متفاوت ممکن است تأثیرات متفاوتی بر نتایج فرسایش و خصوصیت‌های خاک داشته باشد. داده‌ها در این مطالعه در یک دوره زمانی خاص جمع‌آوری شدند و احتمال این که تغییرات زمانی (فصلی یا سالیانه) بر نتایج ما تاثیر بگذارند، وجود دارد. با توجه به نقش خیلی مهم میکروارگانیسم‌ها به عنوان جزئی جدایی‌ناپذیر در اکوسیستم خاک و تأثیر این جزء بر خواص فیزیکی، شیمیایی و تغذیه‌ای این اکوسیستم، می‌توان با فراهم کردن شرایط مناسب برای فعالیت خوب این موجودات زنده، به افزایش هرچه بیشتر کیفیت خاک و کاهش فرسایش و هدر رفت آن کمک بسیاری کرد.

## منابع

- عباس‌نژاد، علی. (۱۳۸۵). بررسی جاذبه‌های طبیعی و اکوتوریسم در مناطق تحت مدیریت سازمان محیط زیست در استان کرمان. کرمان: اداره کل محیط زیست استان کرمان.
- علی‌اصغرزاد، ناصر. (۱۳۸۵). روش‌های آزمایشگاهی در زیست‌شناسی خاک (ترجمه). تبریز: انتشارات دانشگاه تبریز. ۲۹۲ ص.
- مصدقی، محمد. (۱۳۸۴). اکولوژی گیاهی. مشهد: انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد. ۱۸۷ ص.
- محسنی، ناهید. (۱۳۹۸). تأثیر فرسایش آبی بر تنوع زیستی خاک در اکوسیستم‌های خشک. پژوهش‌های علوم زمین، ۱۰(۲)، ص: ۳۳-۲۱.
- سلطانی طولارود، علی؛ عسگری، سمیه. (۱۴۰۰). ارزیابی تأثیر جهت و موقعیت شیب بر برخی شاخص‌های میکروبی خاک در مراتع و جنگل. پژوهش‌های فرسایش محیطی، ۱۱(۱)، ص: ۷۴-۵۸.
- Abu-Hamdeh, N. H., & Reeder, R. C. (2000). Soil thermal conductivity: Effects of density, moisture, salt concentration, and organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4), 1285-1290.
- Asghari, S. H., & Arkhazloo, H. S. (2020). Effects of land use and slope on soil physical, mechanical, and hydraulic quality in Heyran neck, Ardabil Province. *Journal of Environmental Erosion Research*, 37, 79-91.

<sup>1</sup> Li

<sup>2</sup> Qiu

- Banerjee, S., Misra, A., Sar, A., Pal, S., Chaudhury, S., & Dam, B. (2020). Poor nutrient availability in opencast coalmines influences microbial community composition and diversity in exposed and underground soil profiles. *Applied Soil Ecology*, 152, 103544. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103544>
- Blake, G. R., & Hartge, K. H. (1986). Methods of soil analysis: Part 1—Physical and mineralogical methods (Vol. 5, pp. 363–375). ASA and SSSA.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., ... & Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 8, 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- 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.
- Cabrera, M. L., & Beare, M. H. (1993). Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 1007–1012.
- Caldwell, B. A. (2005). Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review. *Pedobiologia*, 49, 637–644.
- Calvo de Anta, R., Luísa, E., Febrero-Bande, M., Galiñanes, J., Macías, F., Ortíz, R., & Casas, F. (2020). Soil organic carbon in peninsular Spain: Influence of environmental factors and spatial distribution. *Geoderma*, 370, 114365. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114365>
- Chen, Q., Dong, J., Zhu, D., Hu, H., Delgado-Baquerizo, M., Ma, Y., He, J.-Z., & Zhu, Y.-G. (2020). Rare microbial taxa as the major drivers of ecosystem multifunctionality in long-term fertilized soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 141, 107686. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107686>
- De Vries, F. T., Griffiths, R. I., Bailey, M., Craig, H., Girlanda, M., Gweon, H. S., ... & Bardgett, R. D. (2018). Soil bacterial networks are less stable under drought than fungal networks. *Nature Communications*, 9(1), 3033. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05516-7>
- Grilli, E., Carvalho, S. C. P., Chiti, T., Coppola, E., Ascoli, R. D., La Mantia, T., ... & Castaldi, S. (2021). Critical range of soil organic carbon in southern Europe lands under desertification risk. *Journal of Environmental Management*, 287, 112285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112285>
- Guo, X., Feng, J., Shi, Z., Zhou, X., Yuan, M., Tao, X., ... & Zhou, Y. (2018). Climate warming leads to a divergent succession of grassland microbial communities. *Nature Climate Change*, 8, 813–818. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0254-2>
- Hladký, J., Novotná, J., Elbl, J., Kynický, J., Juříčka, D., Novotná, J., & Brtnický, M. (2016). Impacts of water erosion on soil physical properties. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 64(5), 1523–1527.
- Huang, J., Li, Z., Zeng, G., Zhang, J., Li, J., Nie, X., Ma, W., & Zhang, X. (2013). Microbial responses to simulated water erosion in relation to organic carbon dynamics on hilly cropland in subtropical China. *Ecological Engineering*, 60, 67–75.
- 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.
- Jones, D. L., Shannon, D., Murphy, D. V., & Farrar, J. (2004). Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5), 749–756.
- Keeney, D. R., & Nelson, D. W. (1982). Steam distillation methods for exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite. In A. L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 2. Chemical and Microbiological Properties* (2nd ed., pp. 649–654). ASA and SSSA.
- Kirkels, F. M. S. A., Cammeraat, L. H. N., & Kuhn, J. (2014). The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes – A review of different concepts. *Geomorphology*, 226, 94–105.
- Kjeldahl, J. (1883). Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. *Zeitschrift für Analytische Chemie*, 22(1), 366–382.
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29(4), 437–450.
- Li, Z., Tian, D., Wang, B., Wang, J., Wang, S., Chen, H., Xu, X., Wang, C., He, N., & Niu, S. (2019). Microbes drive global soil nitrogen mineralization and availability. *Global Change Biology*, 25(3), 1078–1088.
- Li, Z., Xiao, H., Tang, Z., Huang, J., Nie, X., Huang, B., Ma, W., Lu, Y., & Zeng, G. (2015). Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China. *European Journal of Soil Biology*, 71, 37–44.
- Liang, Y., Lal, R., Guo, S., Liu, R., & Hu, Y. (2018). Impacts of simulated erosion and soil amendments on greenhouse gas fluxes and maize yield in Miamian soil of central Ohio. *Scientific Reports*, 8, 520. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18922-6>
- Makoi, J. H., & Ndakidemi, P. A. (2008). Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. *African Journal of Biotechnology*, 7(3), 181–191.
- Mandal, D., & Dadhwal, K. S. (2012). *Land evaluation and soil assessment for conservation planning and enhanced productivity* (p. 90). Central Soil and Water Conservation Research and Training Institute.
- Martens, R. (1995). Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biology and Fertility of Soils*, 19(2–3), 87–99.
- Nabiollahi, K., Golmohamadi, F., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Kerry, R., & Davari, M. (2018). Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. *Geoderma*, 318, 16–28.

- Orgiazzi, A., Ballabio, C., Panagos, P., Jones, A., & Fernández-Ugalde, O. (2018). LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: A review. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 140–153.
- Qiu, L., Zhang, Q., Zhu, H., Reich, P. B., Banerjee, S., van der Heijden, M. G., Sadowsky, M. J., Ishii, S., Jia, X., Shao, M., & Liu, B. (2021). Erosion reduces soil microbial diversity, network complexity and multifunctionality. *The ISME Journal*, 15(8), 2474–2489.
- Qu, Y., Tang, J., Li, Z., Zhou, Z., Wang, J., Wang, S., & Cao, Y. (2020). Soil enzyme activity and microbial metabolic function diversity in soda saline-alkali rice paddy fields of northeast China. *Sustainability*, 12(23), 10095. <https://doi.org/10.3390/su122310095>
- Rasiah, V., & Kay, B. D. (1994). Characterizing changes in aggregate stability subsequent to introduction of forages. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), 935–942.
- Rasiah, V., & Kay, B. D. (1994). Characterizing changes in aggregate stability subsequent to introduction of forages. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), 935–942.
- Saleem, M., Hu, J., & Jousset, A. (2019). More than the sum of its parts: Microbiome biodiversity as a driver of plant growth and soil health. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 50(1), 145–168. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062605>
- Shi, W. (2011). Agricultural and ecological significance of soil enzymes: Soil carbon sequestration and nutrient cycling. In G. Shukla & A. Varma (Eds.), *Soil Enzymology* (pp. 43–60). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_3)
- Tian, J., McCormack, L., Wang, J., Guo, D., Wang, Q., Zhang, X., Yu, G., Blagodatskaya, E., & Kuzyakov, Y. (2015). Linkages between the soil organic matter fractions and the microbial metabolic functional diversity within a broad-leaved Korean pine forest. *European Journal of Soil Biology*, 66, 57–64.
- United Nations. (2019). *World Soil Day* [online]. <https://www.un.org/en/observances/world-soil-day>
- Wagg, C., Schlaeppi, K., Banerjee, S., Kuramae, E. E., & van der Heijden, M. G. A. (2019). Fungal-bacterial diversity and microbiome complexity predict ecosystem functioning. *Nature Communications*, 10, 4841. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12798-y>
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29–38.
- Wang, A., Luo, C., Yang, R., Chen, Y., Shen, Z., & Li, X. (2012). Metal leaching along soil profiles after the EDDS application – A field study. *Environmental Pollution*, 164, 204–210. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.020>
- Wu, X., Zhang, Z., Cai, C., Zhou, J., & Zhang, W. (2024). Soil type regulates the divergent loss characteristics of sediment-associated carbon and nitrogen in different size classes during rainfall erosion on cultivated lands. *Journal of Environmental Management*, 354, 120479. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.120479>
- Yan, X., & Cai, Y. L. (2015). Multi-scale anthropogenic driving forces of karst rocky desertification in southwest China. *Land Degradation & Development*, 26(2), 193–200. <https://doi.org/10.1002/ldr.2209>
- Zeng, Y., Fang, X., Xiang, W., Deng, X., & Peng, C. (2017). Stoichiometric and nutrient resorption characteristics of dominant tree species in subtropical Chinese forests. *Ecology and Evolution*, 7(24), 11033–11043. <https://doi.org/10.1002/ece3.3590>.